

NINA I. BECKER, JORGE A. ENCARNAÇÃO; Gießen

## **Habitatmodelle in der Landschaftsplanung am Beispiel von *Muscardinus avellanarius* als schwer erfassbarer Kleinsäuger**

Schlagworte/key words: Ehrenamtliche Daten, Habitataignung, Voluntarily surveyed data sets, Habitat suitability, Boosted Regression Tree, Rodentia

### **1. Einleitung**

Habitatmodelle stellen die Lebensraumeignung dar und werden für die Analyse der Verbreitung und der Gefährdung von Arten genutzt (GUISAN & THUILLER 2005). Die Aussagekraft der Modelle wird dabei von der Modellart, der Implementierung und maßgeblich von der Quantität und Qualität der Art- und Landschaftsdaten bestimmt (DORMANN 2011, WISZ et al. 2008).

Grundsätzlich gibt es zwei Vorgehensweisen: die Modellierung auf der ausschließlichen Grundlage von Anwesenheitsdaten oder gemeinsam mit Abwesenheitsdaten der jeweiligen Art. Dabei ist die Modellierung basierend auf An- und Abwesenheitsdaten vorzuziehen, um auch Lebensräume geringerer Qualität besser berücksichtigen zu können (PHILLIPS et al. 2009, ROTA et al. 2011, YACKULIC et al. 2013). Da sich die meisten Studien auf die Anwesenheit von Arten konzentrieren (YACKULIC et al. 2013) und die Abwesenheit einer Art wesentlich schwieriger nachzuweisen ist (GU & SWIHART 2004), sind qualitativ hochwertige Abwesenheitsdaten selten. Um trotzdem Modelle mit An- und Abwesenheitsdaten zu erstellen, werden häufig zufällige Pseudo-Abwesenheitsdaten generiert (PHILLIPS et al. 2009). Diese etablierte Vorgehensweise steht allerdings in

der Kritik, denn die so generierten Daten können das Modell stark beeinflussen, indem sie z. B. in geeigneten Habitaten liegen (ENGLER et al. 2004, PHILLIPS et al. 2009). Eine weitere Quelle für Abwesenheitsdaten sind ehrenamtlich erhobene Datensätze. Diese beinhalten oftmals Abwesenheitsdaten in Lebensräumen, in denen trotz Nachsuche kein Nachweis für eine Art erbracht wurde. Diese Datensätze sind allerdings nur von Wert, wenn sie standardisiert erhoben wurden. Weiterhin ist dies keine Garantie für die Abwesenheit einer Art, diese Abwesenheitsdaten können jedoch einen höheren Informationsgehalt aufweisen, als zufällig generierte Daten. In Europa (z. B. Polen, Dänemark, Frankreich, England) werden diese ehrenamtlich erhobenen Datensätze schon in nationale Monitoringprogramme integriert (BELL et al. 2008, LAWRENCE 2010, SCHMELLER et al. 2009). Dieser Trend setzt sich auch in Deutschland fort, wie ein Gutachten für den Biber im Spessart zeigt (HESSEN FORST FENA 2004). Ehrenamtlich erhobene Datensätze sind oft eine wichtige Grundlage für die Darstellung der Verbreitung einer Art und können dazu beitragen, akkurate und verlässliche Habitatmodelle zu erstellen (ENCARNAÇÃO et al. 2012).

Neben den Artdaten beeinflussen die zugrundeliegenden Landschaftsdaten die Zuverläss-

sigkeit und Qualität von Modellen, wobei detailreichere Landschaftsdaten die Modelle verbessern (LINDENMAYER et al. 1999, OSBORNE et al. 2001). Qualitativ hochwertige Landschaftsdaten sind jedoch häufig nicht flächendeckend vorhanden und sehr kostenintensiv in der Anschaffung. Es wurde schon gezeigt, dass die Aussagekraft von Modellen, die weniger detailreiche Landschaftsdaten verwenden, für Vögel (BRAMBILLA et al. 2009, GOTTSCHALK et al. 2007), Insekten (BOSSO et al. 2013) und größere Säugetiere (LOE et al. 2011, ZABALA et al. 2005) ausreichend sein können. Ob dies auch für kleinere, schwer erfassbare Säugetiere gilt, muss noch besser belegt werden (BECKER & ENCARNÇÃO 2012, BECKER & ENCARNÇÃO 2015, RUSSO et al. 2014).

Viele dieser Kleinsäuger sind gesetzlich geschützt und in den FFH-Anhängen der EU-Richtlinie 92/43/EEC genannt (TEMPLE & TERRY 2007, 2009). Die EU hat sich verpflichtet, über den Zustand der Arten zu berichten und Maßnahmen für den Arterhalt zu treffen. Die Erfassung der Verbreitung und Gefährdung von schwer erfassbaren, meist nachtaktiven Kleinsäugern ist allerdings methodisch sehr anspruchsvoll. In dieser Situation könnten Habitatmodelle helfen die Verbreitung von Arten zu verstehen. Diese Studie vergleicht die Eignung verschiedener Modellarten für die Landschaftsplanung anhand zweier Beispiele in Deutschland: die Energiewende und die ansteigende Landschaftsfragmentierung.

Seit dem Bekenntnis der Bundesregierung zur Energiewende 1997 sind Onshore-Windparks baurechtlich privilegiert. Sie zeigen zudem eine der höchsten Zuwachsraten in den letzten Jahren. Aufgrund der fortschreitenden Technik und der guten Wirkungsgrade an windhöffigen Standorten, stellt Onshore-Windkraft eine der tragenden Säulen der Energiewende dar. Jedoch sind diese Parks mit erheblichen Akzeptanzproblemen konfrontiert. Um das Konfliktpotential zu minimieren, wurden für die Errichtung von raumbedeutsamen Windenergieanlagen Vorranggebiete ausgewiesen. Sie liegen meist außerhalb von Wohngebieten, wie z. B. im Wald. Diese Gebiete stellen jedoch den Lebensraum für gesetzlich geschützte Arten dar und die Errichtung von Windenergieanlagen kann zu einer erheblichen Gefährdung von lokalen Populatio-

nen führen. Diese Gefährdungen beinhalten den akuten Habitatverlust, jedoch auch die Habitatzerschneidung durch z. B. Versorgungskanäle (KATZNER et al. 2013, MEDDINS et al. 2013, TABASSUM et al. 2014). Ob ein Habitat für eine Art nutzbar bleibt, ist abhängig von der Konnektivität zwischen den verschiedenen Teilhabitaten. Wenn Korridore die einzelnen Teilhabitats verbinden, können Arten den Habitatverlust durch z. B. Migration in andere Gebiete kompensieren (GILBERT-NORTON et al. 2010, TAYLOR et al. 1993).

Im Rahmen dieser Studie haben wir untersucht, ob

- 1) reelle Abwesenheitsdaten (Nullproben) zu verlässlicheren Modellen führen als zufällig generierte Daten und
- 2) wie der Detailgrad der Landschaftsdaten die Modellqualität beeinflusst. Diese Ergebnisse wurden anschließend genutzt um
- 3) den potentiellen Habitatverlust durch die Installation neuer Windparks abzuschätzen und
- 4) zu erfassen, wie hoch der Detailgrad für eine Korridoranalyse für kleine, schwer erfassbare Säugetiere sein muss.

## 2. Methodik

### *Untersuchungsgebiet*

Die Studie wurde in Hessen (Deutschland) durchgeführt und beinhaltet zwei Betrachtungsebenen. Das Bundesland Hessen stellt die Landschaftsebene dar und hat eine Fläche von 21 119,2 km<sup>2</sup> (Abbildung 1).

Hessen wird durch Mittelgebirge (bis 950 m NN) und Tallandschaften (bis 200 m NN) charakterisiert. Es ist im Vergleich zu den anderen Bundesländern, die durchschnittlich 30 % Waldfläche haben, mit 41 % (8 732,4 km<sup>2</sup>) Waldfläche sehr walddreich. Die Regionalebene stellt Mittelhessen dar. Es liegt im Zentrum von Hessen mit einer Fläche von 6 644,4 km<sup>2</sup> (31 % von Hessen) und einer Waldfläche von 39 % (2 611,3 km<sup>2</sup>). Daher kann Mittelhessen als repräsentativ für ganz Hessen angesehen werden (Abbildung 1). Alle erforderlichen Genehmigungen wurden vom Regionalpräsidium Gießen erteilt.

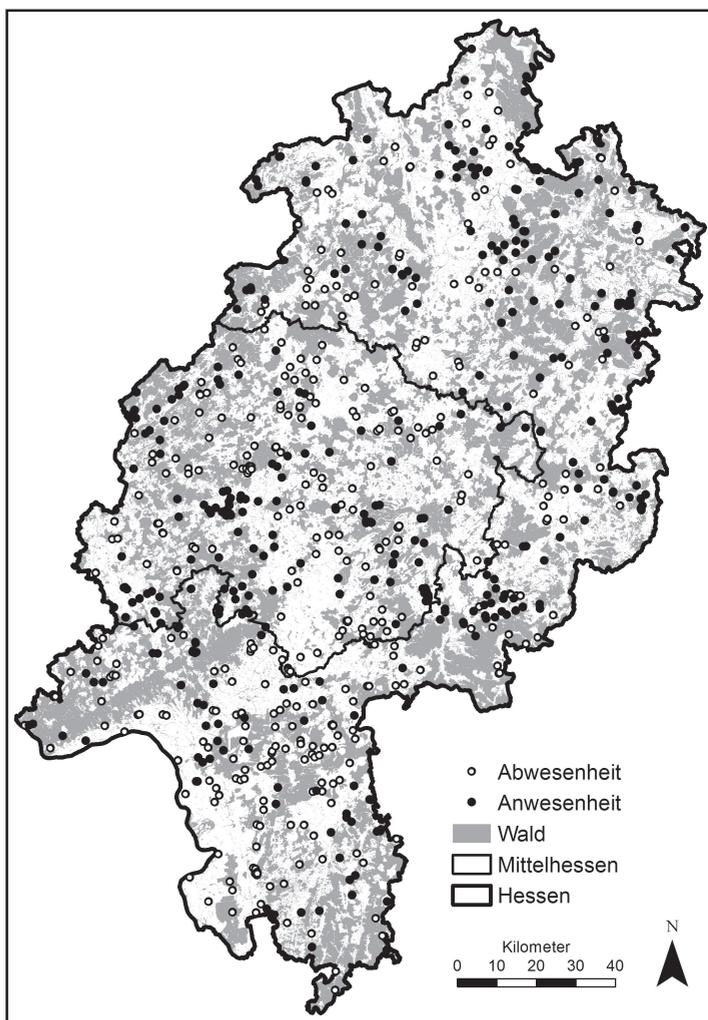


Abb. 1 Wälder in Hessen mit den Anwesenheits- und Abwesenheitsdaten von *Muscardinus avellanarius*, die in dem kombinierten Modell genutzt wurden.

### Studienart

Als Modellart für kleine, schwer erfassbare Säugetiere wurde die Haselmaus (*Muscardinus avellanarius*) ausgewählt. In der Roten Liste gefährdeter Arten der IUCN wird *M. avellanarius* als „nicht gefährdet“ geführt und sie ist im Anhang IV der FHH-Richtlinie gelistet (TEMPLE & TERRY 2007, 2009). *Muscardinus avellanarius* kommt in geringen Populationsdichten vor und benötigt gut vernetzte Waldflächen, da sie Offenland scheut (BRIGHT & MORRIS 1990, 1991). Da die Haselmaus sich auf Ästen in 2–5 m Höhe fortbewegt und den Boden meidet

(BRIGHT 1998, BRIGHT & MORRIS 1991), ist sie sehr anfällig für Habitatfragmentierung. Bereits ein Waldweg oder ein Versorgungskanal für Windenergieanlagen kann daher eine Verbreitungsbarriere für *M. avellanarius* darstellen (BRIGHT 1998). In der deutschen Roten Liste gefährdeter Arten wird eine Bestandsabnahme unbekanntem Ausmaßes angenommen (MEINIG et al. 2009). Auf Basis eines landesweiten Monitorings seit 2006 wird auch für Hessen eine Bestandsabnahme vermutet. Jedoch ist eine realistische Einschätzung des Verbreitungs- und Gefährdungsstatus anhand offizieller Daten schwierig (BÜCHNER et al. 2010).

### Anwesenheitsdaten

Es wurden drei Quellen für Anwesenheitsdaten genutzt (Tabelle 1): der offizielle (1) und der ehrenamtliche Datensatz (2) sowie eigene Erhebungen (3). Der offizielle Datensatz stammt von Hessen Forst FENA und wurde anhand eigener Daten ergänzt. Zusammen ergibt dies den offiziellen Datensatz. Der ehrenamtliche Datensatz wurde im Rahmen der „Nussjagd“ vom Naturschutzbund Deutschland Landesverband Hessen e. V. hessenweit seit 2005 aufgenommen. Da *M. avellanarius* Haselnüsse mit einem ganz charakteristischen Bissmuster öffnet, wurden im Rahmen der „Nussjagd“ Haselnüsse von Kindergärten, Schulklassen und Naturschutzvereinen gesammelt und auf die Bissmuster hin analysiert (BRIGHT et al. 2006). Dabei wurden die Nüsse in einem Radius von 10 x 10 m um einen Haselnussstrauch für 20 min gesammelt (BRIGHT et al. 2006). Ein Gebiet wurde dabei für 2 h nach Haselnusssträuchern abgesucht. Die Nachweissicherheit dieser Methode für *M. avellanarius* liegt bei 80 % (BRIGHT et al. 2006). Da die Positiv-Funde vom NABU überprüft wurden (<http://hessen.nabu.de/projekte/nussjagd>), hat dieser Datensatz eine vergleichsweise hohe Qualität (BÜCHNER 2010).

In dieser Studie wurden zur Sicherstellung der Aktualität und Qualität nur Punkte aus den Jahren 2007–2013 und mit einer hohen räumlichen Genauigkeit ( $\pm 50$  m) verwendet. Um räumliche Aggregation zu vermeiden wurden nur Punkte gewählt, die eine Mindestdistanz von 200 m zu anderen Punkten aufwiesen (BRIGHT & MORRIS 1992, BRIGHT & MORRIS 1991).

Diese Distanz stellt einen Kompromiss zwischen räumlicher Aggregation (Distanzen  $< 200$  m) und Unterrepräsentation besonders geeigneter Gebiete (Distanzen  $> 200$  m) dar. Anwesenheitspunkte lagen zumeist im Wald (56,6 %) oder in Grünanlagen wie Gärten oder Parks (24,1 %). Einige Punkte wurden in Hecken oder Obstwiesen, bzw. kleinen Wäldchen gefunden (19,3 %). Nach den oben genannten Selektionsschritten beinhaltete der offizielle Datensatz 190 Anwesenheitspunkte und der ehrenamtliche 167. Beide Datensätze wurden in einem kombinierten Datensatz vereint, der auf Landschaftsebene nun 357 Anwesenheitspunkte enthielt. Die Modelle, die auf der Regionalebene erstellt wurden, enthielten nur Anwesenheitspunkte im Wald, wodurch sich der Datensatz auf 52 Punkte in mittelhessischen Wäldern reduzierte.

Tabelle 1 Zusammenfassung der fünf BRT Modelle. Die Prozentangaben wurden jeweils auf die entsprechende Raumbene bezogen.

Modell	Offiziell	Ehrenamtlich	Kombiniert	Detailarm	Detailreich
<b>Raumbene</b>	Landschaft	Landschaft	Landschaft	Regional	Regional
<b>Detailgrad</b>	Niedrig	Niedrig	Niedrig	Niedrig	Hoch
<b>Stichprobe</b>	190/190	167/167	357/357	52/52	52/52
<b>CvAUC</b>	0,76 $\pm$ 0,01	0,82 $\pm$ 0,03	0,83 $\pm$ 0,01	0,80 $\pm$ 0,04	0,82 $\pm$ 0,04
<b>TSS</b>	0,67	0,72	0,73	0,67	0,66
<b>PCC</b>	0,84 $\pm$ 0,02	0,86 $\pm$ 0,02	0,87 $\pm$ 0,01	0,84 $\pm$ 0,04	0,81 $\pm$ 0,04
<b>MRD</b>	0,76	0,58	0,55	0,73	0,67
<b>Baumanzahl</b>	5100	6700	2300	2450	2600
<b>Optimalhabitate [km<sup>2</sup>/%]</b>	2822,7/13,5	4235,3/20,3	8283,9/39,7	687,9/40,5	592,1/34,8
<b>Habitats mittlerer Eignung [km<sup>2</sup>/%]</b>	8346,7/40,0	8379,3/40,2	8184,1/39,3	906,2/53,3	870,2/51,2
<b>Habitats geringer Eignung [km<sup>2</sup>/%]</b>	9671,3/46,5	8226,1/39,5	4372,7/21,0	105,1/6,2	236,9/13,9

### **Abwesenheitspunkte**

In den meisten Studien werden Abwesenheiten nicht aufgenommen. Diese sind aber essentiell, da Präsenz-Absenz Modelle den reinen Präsenzmodellen vorzuziehen sind (BROTONS et al. 2004, CHEFAOUI & LOBO 2008). Hier werden zwei Arten von Abwesenheitsdaten verglichen: Nullproben und zufällig generierte Pseudo-Abwesenheitsdaten. Nullproben finden sich zumeist in ehrenamtlich erhobenen Datensätzen und stellen die Punkte dar, an denen trotz Nachsuche kein Hinweis auf eine Art gefunden wurde. Für *M. avellanarius* stellte sich der Suchaufwand gleich dem der Anwesenheitsdaten dar, jedoch wurde keine Nuss gefunden, die von *M. avellanarius* geöffnet wurde. Dies stellt natürlich keine 100 % Abwesenheitsgarantie dar, jedoch liegt die Abwesenheitswahrscheinlichkeit in einem Gebiet, in dem 5 Flächen (10 x 10 m) untersucht wurden, bei 90 % (BRIGHT et al. 2006). Die Selektionsschritte für die Nullproben waren wie folgt: Aktualität (2007–2013), räumliche Genauigkeit ( $\pm 50$  m), Distanz zu Anwesenheitsdaten (min. 800 m) und Distanz zu anderen Abwesenheitsdaten (min. 200 m). Für den ehrenamtlichen (167 Punkte), den kombinierten Datensatz (357 Punkte) und den Datensatz auf Regionalebene (52 Punkte) wurden die jeweils gleiche Anzahl an Nullproben zufällig aus dem ehrenamtlichen Datensatz ausgewählt (ArcGIS Desktop (ArcMap Version 9.3.1, ESRI Inc., Redlands; Hawth's Analysis Tools v3.27 (BEYER 2004)). Der offizielle Datensatz beinhaltete nur Anwesenheitsdaten (190 Punkte). Die gleiche Anzahl an Abwesenheitspunkten wurde zufällig generiert (Hawth's Analysis Tools v3.27 (BEYER 2004)). Es wurden die gleichen Distanzregeln der Nullproben angewendet.

### **Umweltvariablen**

Die Auswahl der Umweltvariablen erfolgte auf Basis der artspezifischen Ökologie von *M. avellanarius* (BRIGHT & MORRIS 1990, 1996, JUŠKAITIS 2008, REINERS et al. 2012). Auf Landschaftsebene wurden frei verfügbare Daten zu Klima (HIJMANS et al. 2005), Höhenlage (Bundesamt für Kartographie und Geodäsie) und Landschaft (Amtliche Topographisch-

Kartographische Informationssystem (ATKIS); Hessische Verwaltung für Bodenmanagement und Geoinformation) genutzt. Für das Modell auf Regionalebene wurden Forsteinrichtungsdaten verwendet. Die Akquise und Aufbereitung dieser Daten für die Modellierung war sehr zeit- und kostenintensiv. Für 1699,2 km<sup>2</sup> mittelhessischen Wald wurden diese Daten von der Hessen Forst FENA zur Verfügung gestellt. Alle Daten wurden in 25 x 25 m gerastert. Um räumliche Ungenauigkeiten der Punktdaten auszugleichen, wurde die Umgebung (100 m) um die Punkte analysiert. Für die kategorischen Landschaftsdaten wurde das Vorkommen eines Landschaftstyps und die Landschaftsdiversität (Interspersion and Juxtaposition Index (IJI), Shannon's Diversitäts Index (SHDI)) analysiert (Fragstats 4.1).

### **Modellierung**

In dieser Studie wurden fünf „Verstärkte Regressionsbäume“ (boosted regression trees BRT) entworfen (BARRY & ELITH 2006) (Tabelle 1). Auf Landschaftsebene wurden die Modelle mit den Nullproben und den zufällig generierten Pseudo-Abwesenheitsdaten verglichen. Um den Einfluss der Stichprobengröße einzuschätzen wurde ein kombiniertes Modell entwickelt. Die Modelle auf Regionalebene erlauben es, den Einfluss der Detailgenauigkeit auf die Modellqualität abzuschätzen. Modelle wurden in der statistischen Programmiersprache R (R DEVELOPMENT CORE TEAM 2011) entwickelt. Es wurde die Bibliothek gbm (RIDGEWAY 2006) mit den Modifikationen von gbm.step (ELITH et al. 2008) genutzt. Es gibt vier Variablen, die bei der Erstellung von BRTs zu beachten sind: Komplexität, Stochastik, Anzahl an Bäumen und Interaktionen (ELITH et al. 2008). Diese Parameter wurden durch 10-fache Kreuzvalidierung festgelegt. Das Modell, bei dem die Devianzreduktion am größten war, wurde als bestes Modell festgelegt (ELITH et al. 2008, WILLIAMS et al. 2010). Alle Modelle hatten eine Komplexität von 0,001, Stochastik von 0,5 und 5-fache Interaktionen. Alle Umweltvariablen wurden für alle Modelle genutzt, wobei ein Modell auf Regionalebene zusätzlich die Forsteinrichtungsdaten enthielt. Die Funktion gbm.simplify (ELITH et al. 2008) wurde genutzt um die

Umweltvariablen heraus zu selektieren, welche das Vorkommen von *M. avellanarius* am besten vorhersagen. Die Modellqualität wurde durch verschiedene Parameter bestimmt: Fläche unter der Kurve für kreuz-validierte Daten ( $cvAUC \geq 0,90$ : optimal;  $0,90 > cvAUC \geq 0,80$ : gut;  $0,80 > cvAUC \geq 0,70$ : schlechte Qualität (SWETS 1988)), Devianzreduktion (je niedriger desto besser das Modell), „True Skill“ Statistik (ALLOUCHE et al. 2006) ( $TSS \geq 0,75$ : optimal;  $0,75 > TSS \geq 0,40$ : gut;  $TSS < 0,40$ : schlecht) und Prozent korrekt klassifiziert (PCC). Der  $cvAUC$  ist meistens sehr viel geringer als der AUC, aber es ist ein besseres Qualitätsmerkmal (DORMANN 2011, JIANG et al. 2013). Die räumliche Entwicklung wurde durch „predict“ im R Paket „raster“ dargestellt. Die resultierende Habitateignungskarte wurde basierend auf „Jenks natural breaks“ in Eignungskategorien eingeteilt: optimale  $\geq 0,9$ ;  $0,9 > gute \geq 0,5$ ; niedrige  $< 0,5$  Eignung (ArcMap Version 10.1, ESRI Inc., Redlands). Die Varianz wird bei

„Jenks natural breaks“ innerhalb der Kategorien minimiert und zwischen den Kategorien maximiert.

### Anwendungsbeispiel für Habitatmodellierung: Windenergie

Für Mittelhessen wurden 134 Vorranggebiete für Windenergie ausgewiesen (RP GIESSEN 2012), in denen Windkraftanlagen installiert werden dürfen. Diese erstrecken sich über eine Fläche von 164,7 km<sup>2</sup> (2,5 % von Mittelhessen). Aufgrund der Windhöffigkeit liegen sie zumeist im nördlichen und westlichen Teil von Mittelhessen in Höhenlagen von 144–674 m ( $371 \pm 89$  m). Die Größe der Vorrangflächen variiert zwischen 0,1 km<sup>2</sup> bis 8,1 km<sup>2</sup> (Abbildung 2). Sie liegen in urbanen Gebieten (0,7 %), landwirtschaftlich genutzten Arealen (15,2 %) und zumeist im Wald (84,2 %). Der Einfluss von Windkraftanlagen auf *M. avellanarius* gliedert

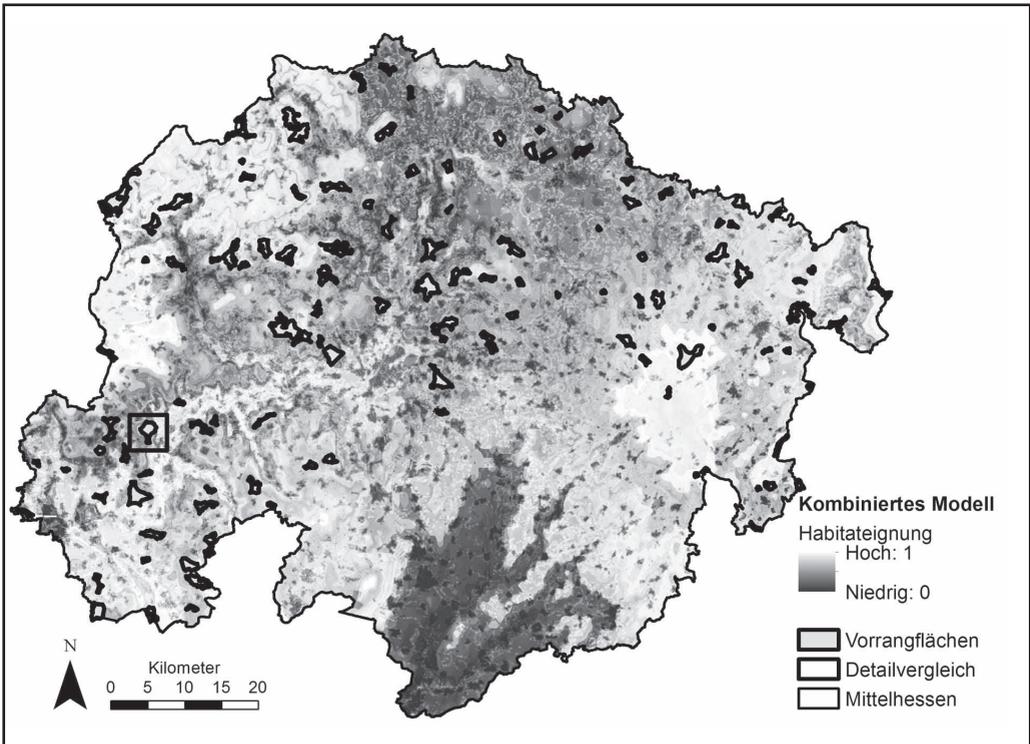


Abb. 2 Das kombinierte Modell in Mittelhessen mit den ausgewiesenen Vorrangflächen für Windenergie. Der Detailvergleich wird in Abbildung 3 dargestellt.

sich in zwei Zeitstufen: kurzfristige Störungen während z. B. des Baus und langfristige Beeinträchtigungen durch z. B. Habitatmodifikation, -fragmentierung oder -verlust (MACLEAN 2010, MEDDINS et al. 2013). Ziel dieses Anwendungsbeispiels ist es, abzuschätzen wie viel potentiell optimaler und gut geeigneter Lebensraum durch die Nutzung der gesamten Vorrangflächen beeinträchtigt werden würde.

### **Anwendungsbeispiel**

#### **für Habitatmodellierung: Korridoranalyse**

Ob ein Lebensraum für eine Art noch nutzbar ist, liegt u. a. daran, wie gut er mit anderen Habitaten vernetzt ist. Daher ist es essentiell eine Einschätzung zur Konnektivität der Landschaft für einzelne Arten zu bekommen. Habitatmodelle können dazu die Grundlage bieten. In dieser Studie wurde auf Grundlage des kombinierten Modells ein Korridor zwischen zwei bestätigten Vorkommen von *M. avellanarius* identifiziert (CorridorDesigner version 2.1.640) (MAJKA et al. 2007). Der CorridorDesigner ist ein frei verfügbares und sehr anwendungsfreundliches Add-On für ArcGIS und steht daher einer breiten Nutzergemeinschaft offen. Der CorridorDesigner ermittelt basierend auf einer Habitateignungskarte den Weg der geringsten Kosten zwischen zwei Vorkommen. Um die Wahrnehmungsfähigkeit von *M. avellanarius* und eventuelle Randeffekte (z. B. Waldrand) in der Modellierung zu berücksichtigen, wurde die ökologische Umgebung auf 25 m Radius eines Kreises gesetzt (BRIGHT & MORRIS 1992). Diese Umgebung bestimmt, wie die einzelnen Pixel einer Habitateignungskarte analysiert werden sollen. Als Widerstandskarte wurde die inverse Habitateignungskarte genutzt. Der Korridor wurde in Google Maps visualisiert (Map & Imagery data 2014) und auf aktuelle Landschaftsveränderungen korrigiert. Im Anschluss wurde der Korridor nach Fraßspuren von *M. avellanarius* abgesucht. Der so überprüfte Korridor wurde dann mit den Corridor Design Evaluation Tools (version 3.0.814) bewertet. Die Habitateignung wurde in 100 m Abschnitten bestimmt (Abbildung 4). Ein Wäldchen in der Mitte des Korridors wurde als potentieller Trittsstein identifiziert und auf Vorkommen von *M. avellanarius* hin untersucht. Dieses Wäld-

chen (169 m NN) hat ein lückiges Kronendach, ein mittleres Alter von 50 Jahren und eine hohe Pflanzendiversität (Bäume, Büsche und Kräuter). Um ein Vorkommen nachzuweisen, wurden röhrenförmige Nisthilfen (25 x 6,5 cm) und 30 Nistkästen im Wäldchen ausgebracht. Sie wurden unterhalb von Zweigen mit der Öffnung zum Stamm in einer Höhe von 1–2 m angebracht und von Februar-August in den Jahren 2013–2014 monatlich kontrolliert. In Nisthilfen ohne Haselmäusen aber mit Nutzungsindikation wurden die Nestform, Neststruktur, Nestmaterial, Kot und Haare aufgenommen.

## **3. Ergebnisse**

### **Bessere Modelle mit Nullproben und höherer Stichprobe**

Das offizielle Modell für Hessen (n=190 Anwesenheitspunkte) in Kombination mit den zufällig generierten Abwesenheitspunkten (n=190) hatte einen AUC von  $0,76 \pm 0,01$  (Standardfehler SE) und einen TSS Wert von 0,67. Die mittlere Gesamtvarianz lag bei 1,39 und wurde auf 0,76 reduziert. Die Kreuz-validierte Varianz lag bei  $1,14 \pm 0,03$  SE. Die Baumanzahl lag bei 5100 (Tabelle 1).

Das ehrenamtliche Modell für Hessen mit 167 Anwesenheitspunkten und 167 Nullproben hatte einen AUC von  $0,82 \pm 0,03$  SE und einen TSS Wert von 0,72. Die mittlere Gesamtvarianz lag bei 1,39 und wurde auf 0,58 reduziert. Die Kreuz-validierte Varianz lag bei  $1,04 \pm 0,06$  SE. Es wurden 6700 Bäume in dem Modell genutzt (Tabelle 1).

Das kombinierte Modell für Hessen mit 357 Anwesenheitspunkten und 357 Nullproben hatte einen AUC von  $0,83 \pm 0,01$  SE und einen TSS Wert von 0,73. Die mittlere Gesamtvarianz lag bei 1,39 und wurde auf 0,55 reduziert. Die Kreuz-validierte Varianz lag bei  $1,02 \pm 0,03$  SE. Es wurden 2300 Bäume in dem Modell genutzt (Tabelle 1).

Die zehn wichtigsten Habitatvariablen waren: der Anteil an urbanem Gebiet, Landschaftsdiversität (IJI) in 100 m um den Punkt, Temperaturen im März, April, Oktober und Dezember, Temperaturschwankungen sowie Niederschlag im Juni und September (Tabelle 2). Für dieses Modell wurde eine Habitateignungskarte

erstellt (Abbildung 2). Diese Karte kann dazu genutzt werden zwischen den unterschiedlich geeigneten Habitaten zu unterscheiden.

### **Realistischere Modelle mit detailreicheren Landschaftsdaten**

Es wurden zwei Modelle auf Regionalebene mit 52 Anwesenheitspunkten und 52 Nullproben entworfen. Eines der beiden Modelle enthielt zusätzlich die Forsteinrichtungsdaten und wird als detailreiches im Gegensatz zum detailarmen Modell bezeichnet. Das detailarme Modell hatte einen AUC von  $0,80 \pm 0,04$  SE und einen TSS Wert von 0,67. Die Varianz wurde von 1,39 auf 0,73 reduziert und die Kreuz-validierte Varianz lag bei  $1,12 \pm 0,09$  SE. In dem Modell wurden 2450 Bäume verwendet (Tabelle 1). Das detailreiche Modell hatte einen höheren AUC von  $0,82 \pm 0,04$  SE und reduzierte die Varianz (1,39) auf 0,67. Der TSS Wert lag bei 0,66 und die Kreuz-validierte Varianz bei  $1,15 \pm 0,07$  SE. Es wurden 2600 Bäume verwendet (Tabelle 1). Beide Modelle identifizierten die gleichen Hauptvariablen, die das Vorkommen von *M. avellanarius* erklären. Das detailarme Modell identifizierte als erste Variable die urbane Fläche und den Niederschlag im September.

Diese beiden Variablen wurden im detailreichen Modell durch den Schlussgrad der Haupt-

schicht und des Vorwaldes auf Position 3 und 4 verschoben. Des Weiteren fand sich die Artenzusammensetzung des Waldes als Variable im detailreichen Modell (Tabelle 2). Das detailarme Modell identifizierte  $687,9 \text{ km}^2$  (40,5 %) von Mittelhessen als optimales Habitat. Diese Fläche wurde auf  $592,1 \text{ km}^2$  (34,8 %) im detailreichen Modell reduziert (Tabelle 1). Beide Modelle sagten mit einer Übereinstimmung von 96 % die gleichen optimalen und guten Habitate voraus. Die optimalen Gebiete alleine hatten eine Überschneidung von 54 %.

### **Anwendungsbeispiel für Habitatmodellierung: Windenergie – Überschneidung von optimalen Habitaten und Vorrangflächen**

Von den  $906,2 \text{ km}^2$  an gut geeignetem Habitat im detailarmen Modell lagen 5,2 % ( $47,2 \text{ km}^2$ ) in den Vorrangflächen. Für optimale Habitate ( $687,9 \text{ km}^2$ ) waren es 6,2 % ( $42,7 \text{ km}^2$ ). Das detailreiche Modell sagte  $870,2 \text{ km}^2$  als gut geeignetes Gebiet voraus, von dem 5,7 % ( $49,6 \text{ km}^2$ ) in den Vorrangflächen lag. Betrachtet man die optimalen Habitate ( $592,1 \text{ km}^2$ ) waren es 5,9 % ( $34,9 \text{ km}^2$ ). Die Vorrangflächen ( $164,7 \text{ km}^2$ ) bestanden nach dem detailarmen / detailreichen Modell zu 28,7 % / 30,1 % aus gut geeigneten und zu 25,9 % / 21,2 % aus optimalen Habitaten (Abbildung 3).

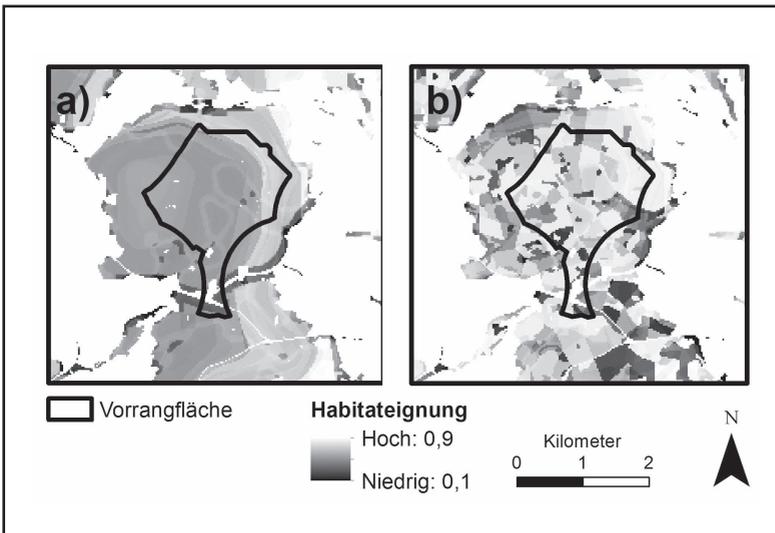


Abb. 3 Vergleich des Detailgrades der beiden regionalen Modelle in einem Vorranggebiet: a) detailarm ohne Forsteinrichtungsdaten und b) detailreich mit Forsteinrichtungsdaten.

**Anwendungsbeispiel  
für Habitatmodellierung: Korridoranalyse –  
gute Eignung des Habitatmodells für die  
Konnektivitätsanalyse**

Der modellierte Korridor war 11,2 km lang. Zumeist folgte er Hecken an Straßen und Eisenbahnschienen und kleinen Wäldchen. Durchschnittlich war er  $57 \pm 46$  m breit und die Habitateignung lag bei durchschnittlich  $0,8 \pm 0,6$ . Geeignete Habitate lagen zwischen 25–262 m voneinander entfernt. Der Korridor wurde in 10 separate 500 m lange Teilstücke zerlegt. In 5 Stücken (a-e) war die Habitateignung  $>0,9$  und in 5 Stücken (f-j)  $<0,4$  (Abbildung 4). Bekannte Vorkommen der Haselmaus lagen in den Teilstücken a, b und e. Neufunde wurden in den Stücken c, d und g erbracht.

Es gab 19 Lücken mit einer mittleren Breite von  $30,9 \pm 30,0$  m im Korridor (1 Waldweg, 7 Straßen, 10 Heckenlücken mit Gras, 1 Bach). Im Wäldchen, das als möglicher Trittstein identifiziert wurde (Teilstück c), wurden 6 adulte, 3 juvenile Haselmäuse und 9 unbewohnte Nester gefunden.

#### 4. Diskussion

##### *Optimales Habitat für Muscardinus avellanarius*

Die Modelle auf Landschaftsebene konnten das Vorkommen von *M. avellanarius* akkurat vorhersagen. Dabei waren zwei Variablen die besten Prädiktoren: der Anteil an urbaner Flä-

Tabelle 2 Die wichtigsten Habitatvariablen, die das Vorkommen der Haselmaus im kombinierten, detailarmen und detailreichen regionalen Modell erklärten. Angegeben ist der prozentuale Beitrag der Variablen zum Modell.

		Variablen	Kombiniert	Detailarm	Detailreich
Landschaft	Landnutzung	Geschlossene Bebauung	18,04	15,76	12,70
		Offene Bebauung	9,32		
		Hecken		10,43	3,42
		Mischwald		8,49	6,21
	Waldkrone	Kronenschluss Hauptschicht			22,97
		Kronenschluss Vorwald			22,16
		Baumartenzusammensetzung			4,94
Landschaftsdiversität	IJI	7,87			
	SDHI		12,84	8,13	
Klima	Lufttemperatur	Maximum im Dez	8,55		
		Mittel in Mär	11,36		
		Mittel nassestes Quartal			5,02
		Minimum in Apr	8,41		
		Minimum in Okt	9,81	8,48	5,82
		Saisonalität	10,26		
	Niederschlag	in Apr		9,09	
		in Jun	7,48		
		in Aug		6,17	
		in Sep	8,90	15,24	8,63
		in Dez		6,34	
		Des nassesten Monats		7,17	

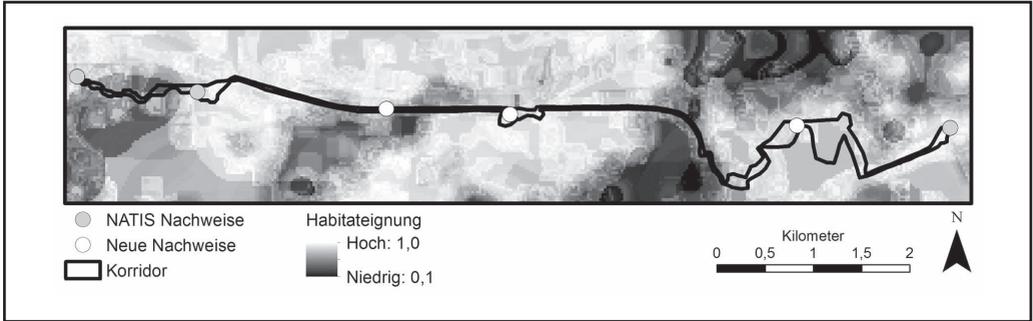


Abb. 4 Modellierter Korridor mit den im Vorfeld bekannten und neu erbrachten Nachweisen auf dem kombinierten Modell.

che und die Landschaftsdiversität. Beide Werte sollten möglichst gering sein, da *M. avellanarius* eine waldbewohnende Art mit geringem Ausbreitungspotential außerhalb von Wäldern ist (BÜCHNER 2008, NAIM et al. 2014). Des Weiteren ist *M. avellanarius* eine sehr regen- und temperaturempfindliche Art (MORRIS 2004), was durch die Modelle bestätigt wurde. Die Temperatur war besonders im Frühjahr und Winter wichtig, was für einen Zusammenhang mit dem Winterschlaf spricht (MORRIS 2004). Für eine erfolgreiche Überwinterung sollten die Temperaturen stetig zwischen 1–4 °C liegen (MORRIS 2004), was unsere Modelle ebenfalls bestätigen. Der Niederschlag ist besonders im Sommer wichtig um die Habitateignung vorhersagen zu können. Da *M. avellanarius* zum einen aufgrund der Fellcharakteristik sehr empfindlich auf Regen reagiert und zum anderen trockenere Sommer die Nahrungsverfügbarkeit erhöhen (MORRIS 2004), sind geringere Niederschlagswerte optimaler. Diese Variablen finden sich auch in den regionalen Modellen wieder. Allerdings haben Forsteinrichtungsdaten einen höheren Einfluss auf die Habitateignung, denn *M. avellanarius* ist eine waldbewohnende Art und Forsteinrichtungsdaten können habitatspezifische Charakteristika besser abbilden, wie z. B. Kronenschluss oder Pflanzendiversität.

#### **Bessere Modelle mit Nullproben und höherer Stichprobe**

Ein Bias in den An- und/oder Abwesenheitsdaten ist für die Modellierung ein schwerwiegendes Problem, da im schlimmsten Fall nicht

die Art sondern das Untersuchungsmuster modelliert wird (PHILLIPS et al. 2009). Dieser Bias hat einen wesentlich größeren Einfluss auf Modelle, die nur mit Anwesenheitsdaten arbeiten, weshalb Modelle, die beide Datenarten nutzen, vorzuziehen sind (PHILLIPS et al. 2009). Die Abwesenheitsdaten wurden in dieser Studie auf zwei Wegen gewonnen: Nullproben aus einem ehrenamtlich erhobenen Datensatz und zufällig generierte Pseudo-Abwesenheitsdaten. Nullproben, besonders die ehrenamtlich erhobenen, werden natürlich von dem Aufwand der Nuss-Sammelaktionen, der Motivation der Suchenden, der Erreichbarkeit der Sammelstellen, der Habitatstruktur und der Erfassbarkeit der Untersuchungsart beeinflusst (GU & SWIHART 2004, MACKENZIE 2005). Die Ergebnisse dieser Studie konnten jedoch zeigen, dass Nullproben zu realistischeren und besseren Modellen führten. Eine höhere Stichprobe führte ebenfalls zu einem akkurateren Modell, weshalb immer alle verfügbaren Datensätze genutzt werden sollten (MCPHERSON et al. 2004, STOCKWELL & PETERSON 2002, WISZ et al. 2008).

#### **Realistischere Modelle mit detailreicheren Landschaftsdaten**

Detailreichere Daten können Habitatmodelle verbessern, allerdings nur, wenn Daten genutzt werden, die auch eine ökologische Relevanz für die Studienart haben (ARAUJO & GUISAN 2006). Da *M. avellanarius* eine obligate Waldart ist (AMORI et al. 2008), führte die Einbindung von Forsteinrichtungsdaten zu einem besseren Modell. Diese Forsteinrichtungsdaten waren

teuer und es war sehr zeitintensiv sie für die Modellierung aufzuarbeiten. Dieser Aufwand erhöhte jedoch die Aussagekraft der Modelle. Als wichtigste Habitatvariable wurde der lückige Kronenschluss identifiziert, der das Wachstum von diversen Büschen und Sträuchern im Unterwuchs fördert. Dieser Unterwuchs ermöglicht es einerseits *M. avellanarius* sich in 2–5 m Höhe auf Zweigen fortzubewegen ohne den Waldboden betreten zu müssen (BRIGHT & MORRIS 1991) und erhöht andererseits die Nahrungsverfügbarkeit. Das Problem dieser hochauflösenden Daten ist jedoch, dass sie selten flächendeckend verfügbar sind. Deshalb wurde in dieser Studie auch überprüft, ob Modelle, die nur frei verfügbare detailärmere Daten nutzen, für den Einsatz im Natur- und Artenschutzmanagement sinnvoll sind. Die Ergebnisse zeigen, dass das detailreiche und -arme Modell nahezu die gleichen Bereiche als geeignete Habitate identifizieren (Überlappung 96 %). Für die genaue Identifizierung von Optimalhabitaten sollte allerdings ein detailreiches Modell angewendet werden, da dort die Überlappung nur 56 % betrug. Wir schließen daraus, dass sich detailarme Modelle durchaus für eine Abschätzung der Verbreitung einer Art eignen. Für regionale Naturschutzkonzepte oder Planungen wie z. B. Windkraftanlagen sollten jedoch detailreiche Modelle herangezogen werden, da sie durch die Einbindung von ökologisch relevanten hochauflösenden Daten realistischer werden.

#### **Anwendungsbeispiel 1: Windenergie – Überschneidung von optimalen Habitaten und Vorrangflächen**

Die beiden regionalen Modelle lieferten unterschiedliche Angaben über die Überschneidung von Optimalhabitaten für *M. avellanarius* und den ausgewiesenen Vorrangflächen. Generell stellen Landschaftsveränderungen eine Gefährdung für die Haselmaus dar (AMORI et al. 2008, BRIGHT & MORRIS 1996). Diese Art reagiert empfindlich auf Habitatverlust und die zunehmende Fragmentierung der Landschaft durch z. B. Straßenbau oder zunehmende Landnutzung (AMORI et al. 2008, BRIGHT & MORRIS 1996). Aufgrund ihrer besonderen Fortbewegungsweise kann schon ein erwei-

terter Waldweg im Zuge einer Windparkkonstruktion Nahrungssuch- oder Fortpflanzungshabitate zerschneiden (BRIGHT 1998, BRIGHT & MORRIS 1991). Diese Barrieren können von *M. avellanarius* während der Migration durchaus überwunden werden, da bekannt ist, dass sie bis zu 100 m am Boden zurücklegen kann (BRIGHT 1998, MORTELLITI et al. 2013). Dieses Verhalten wird außerhalb der Migration während der normalen Nahrungssuche und Jungenaufzucht allerdings nicht gezeigt, wodurch diese Barrieren eine Fragmentierung zur Folge haben (MORRIS 2004). Obwohl man eine ca. 6 % Überschneidung von optimalen Habitaten mit den Vorrangflächen auf der Landschaftsebene als gering bezeichnen könnte, stellt es eine substantielle Gefahr für lokale Populationen dar und könnte zu erheblichen Beeinträchtigungen bzw. einem verschlechterten Erhaltungszustand dieser führen. Die Vorrangflächen wurden anhand von Expertenmeinungen ausgewählt. Die vorliegende Studie verdeutlicht jedoch, dass die Habitateignungs-Modellierung ein wichtiges Entscheidungskriterium zur Ergänzung der Expertenmeinungen liefern könnte. Sogar nach der Festlegung der Vorrangflächen könnten Habitateignungskarten aus detailreichen Modellen genutzt werden, um die Windenergieanlagen in weniger geeignete Gebiete innerhalb einer Vorrangfläche zu positionieren.

#### **Anwendungsbeispiel 2: Korridoranalyse – gute Eignung des Habitatmodells für die Konnektivitätsanalyse**

Die Konnektivitätsanalyse wurde auf Basis des detailarmen Modells erstellt, dessen Daten frei verfügbar sind. Es war essentiell, den modellierten Korridor mit aktuellen Satellitenbildern zu vergleichen, da sich die Landschaft schneller verändert, als es GIS-Daten tun. Der angepasste Korridorverlauf wurde dann im Feld kartiert. Es konnten neue Nachweise von *M. avellanarius* auf dem Korridor gefunden werden, was eine aktuelle Nutzung des Korridors nahelegt. Ein weiterer Hinweis waren die Nachweise in dem Wäldchen, welches somit als Trittstein identifiziert wurde. Da wir mehrere Individuen in konsekutiven Jahren gefunden haben, gehen wir von einer stabilen Population aus. Obwohl

einige Abschnitte des Korridors kein geeignetes Habitat für *M. avellanarius* sind, könnten diese Abschnitte eine Bewegung entlang des Korridors sogar begünstigen (BRIGHT 1998). Diese Ergebnisse belegen, dass auch detailarme Modelle sinnvoll im Natur- und Artenschutzmanagement eingesetzt werden können.

### **Schlussfolgerungen**

Um Habitatmodelle zu optimieren, sollten alle verfügbaren Datensätze genutzt werden. Zum einen erhöht dies die Stichprobe und zum anderen können ehrenamtlich erhobene Datensätze wertvolle Nullproben enthalten. Je nach der Fragestellung sind detailarme und detailreiche Modelle sinnvoll einzusetzen. Detailreiche Modelle eignen sich besonders für regionale, konkrete Landschaftsplanungen, während detailarme Modelle für Konnektivitätsanalysen oder Verbreitungsmuster genutzt werden können. Modellierete Korridore müssen mit aktuellem Kartenmaterial abgeglichen und im Feld kartiert werden. Modellierer sollten sich der ökologischen und naturschutzfachlichen Hintergründe ihrer Fragestellung bewusst sein und Tier- und Landschaftsdaten im passenden Detailgrad verwenden.

### **Danksagung**

Wir danken allen ehrenamtlichen Mitarbeitern und dem Naturschutzbund Deutschland Landesverband Hessen e. V., die uns die Daten zur Verfügung gestellt haben. Wir danken HLUG und HVBG für die Landschaftsdaten und Hessen Forst FENA für die Forsteinrichtungsdaten und den offiziellen Tierdatensatz. Die Studie wäre nicht möglich gewesen ohne die Mithilfe von allen ehemaligen und derzeitigen Mitgliedern der AG Säugetierökologie.

### **Zusammenfassung**

Habitatmodelle stellen die Lebensraumeignung dar und werden für die Analyse der Verbreitung und der Gefährdung von Arten genutzt. Diese Studie erklärt die Methodik und testet die Eignung verschiedener Datengrundlagen.

Die Aussagekraft der resultierenden Modelle wird in zwei Anwendungsbeispielen überprüft: die Energiewende und die ansteigende Landschaftsfragmentierung.

### **Qualitativ bessere Modelle mit Nullproben und größerer Stichprobe**

Im Gegensatz zu Anwesenheitsdaten werden Abwesenheitsdaten in Freilandstudien selten aufgenommen. Für die Modellierung könnten solche Nullproben, bei denen trotz Nachsuche keine Indikation für das Vorkommen einer Art gefunden wurde, allerdings essentiell sein. Modelle, die mit beiden Datenarten arbeiten sind wesentlich robuster und zuverlässiger. Wenn keine Nullproben vorhanden sind, werden oft zufällige Pseudo-Abwesenheitsdaten generiert. Diese Studie konnte zeigen, dass auf Nullproben basierende Modelle, qualitativ besser waren gegenüber Modellen mit zufällig generierten Pseudoabsenzpunkten. Zudem führte eine erhöhte Stichprobe zu hochwertigeren Modellen.

### **Realistischere Modelle mit detailreichen Landschaftsdaten**

Detailreiche Landschaftsdaten, die einen ökologischen Bezug zu der Untersuchungsart haben, erhöhen die Zuverlässigkeit von Habitatmodellen. Diese detailreichen Modelle können geeignete Entscheidungshilfen für den regionalen Naturschutz darstellen, wie z. B. bei der Windkraftplanung. Modelle, die frei verfügbare, detailarme Landschaftsdaten nutzen, können dazu genutzt werden, die weiträumige Verbreitung einer Art abzuschätzen.

### **Anwendungsbeispiel für Habitatmodellierung: Windenergie**

Seit der Energiewende wurden 164,7 km<sup>2</sup> (2,5 %) von Mittelhessen (Deutschland) als Vorrangflächen für die Konstruktion neuer Windenergieparks ausgezeichnet. Obwohl die Überschneidung mit Optimalhabitaten der Haselmaus (*Muscardinus avellanarius*) relativ gering war, kann der Habitatverlust und die

Habitatzerschneidung eine erhebliche Beeinträchtigung lokaler Populationen darstellen.

### **Anwendungsbeispiel**

#### **für Habitatmodellierung: Korridoranalyse**

Ob zerschnittene Landschaftsräume noch für Arten nutzbar sind, liegt in erster Linie an der Habitatkonnektivität. Um zu testen, ob sich detaillierte Modelle für eine Konnektivitätsanalyse eignen, wurde auf Basis frei verfügbarer Daten ein Korridor zwischen bekannten Vorkommen modelliert. Die Modelle eigneten sich gut, da die Nutzung des Korridors durch Fraßspuren und Nachweise von *M. avellanarius* belegt werden konnte. Der Korridor muss allerdings mit aktuellem Kartenmaterial überprüft und im Feld kartiert werden.

Modellierer sollten daher den Zweck ihrer Modelle klar definieren und die entsprechenden Art- und Landschaftsdaten ihren Analysen zugrundelegen.

### **Summary**

#### **Habitat suitability models in landscape planning using the example of *Muscardinus avellanarius* as elusive small mammal**

Species distribution and endangerment can be assessed by habitat-suitability modelling. This study addresses methodical aspects of habitat suitability modelling and includes application examples in actual species conservation issues and landscape planning.

#### **Better model performance with null samples and higher sample size**

In contrast to species presence data, absences are rarely recorded. Therefore, many studies generate pseudo-absence data for modelling. However, in this study model quality was higher with null samples collected in the field.

#### **High-detailed landscape data produced more realistic models**

Landscape data with high resolution and ecological relevance for the study species improve model reliability and quality for small elusive

mammals like *Muscardinus avellanarius*. For regional site-specific conservation issues like a conflict-free site for new wind turbines, high-detailed regional models are needed. For large scale assessment of species distribution, models with low-detailed data are sufficient.

### **Application examples:**

#### **wind energy & connectivity analysis**

Since the energy-turnover, 164,7 km<sup>2</sup> were designated for the construction of wind turbines in Middle Hesse, Germany. Even though the overlap with optimally suitable habitat for *M. avellanarius* was low, the installation of wind plants can pose a threat due to habitat loss and fragmentation. An important factor in fragmented habitats is the connectivity between major occurrences of a species. A corridor was modelled on the low-detailed habitat suitability map. This degree of detail was sufficient, as corridor usage was supported by field mapping of species' individuals and traces.

Modellers should clearly state the purpose of their models and choose the according level of detail for species and environmental data.

### **Literatur**

- ALLOUCHE, O.; TSOAR, A.; KADMON, R. (2006): Assessing the accuracy of species distribution models: prevalence, kappa and the true skill statistic (TSS). – *J. Appl. Ecol.* **43**: 1223–1232.
- AMORI, G.; HUTTERER, R.; KRYŠTUFEK, B.; YIGIT, N.; MITSAIN, G.; MEINIG, H.; JUŠKAITIS, R. (2008): *Muscardinus avellanarius*. – The IUCN Red List of Threatened Species. 2014.1.
- ARAUJO, M.B.; GUISAN, A. (2006): Five (or so) challenges for species distribution modelling. – *J. Biogeogr.* **33**: 1677–1688.
- BARRY, S.; ELITH, J. (2006): Error and uncertainty in habitat models. – *J. Appl. Ecol.* **43**: 413–423.
- BECKER, N.I.; ENCARNAÇÃO, J.A. (2012): Cost-effectiveness of habitat-suitability maps using low-detailed data for elusive bat species. – *Eur. J. Wildl. Res.* **58**: 945–953.
- BECKER, N.I.; ENCARNAÇÃO, J.A. (2015): Silvicolous on a small scale: possibilities and limitations of habitat suitability models for small, elusive mammals in conservation management and landscape planning. – *PLOS ONE*. **10**:e0120562.
- BELL, S.; MARZANO, M.; CENT, J.; KOBIESKA, H.; PODJED, D.; VANDZINSKAITE, D.; REINERT, H.; ARMAITIENE, A.; GRODZIŃSKA-JURCZAK, M.; MURŠIČ, R. (2008): What counts? Volunteers and their organisations in the

- recording and monitoring of biodiversity. – *Biodivers. Conserv.* **17**: 3443–3454.
- BEYER, H.L. (2004): Hawth's Analysis Tools for ArcGIS.
- BOSSO, L.; REBELO, H.; GARONNA, A.P.; RUSSO, D. (2013): Modelling geographic distribution and detecting conservation gaps in Italy for the threatened beetle *Rosalia alpina*. – *J. Nat. Conserv.* **21**: 72–80.
- BRAMBILLA, M.; CASALE, F.; BERGERO, V.; MATTEO CROVETTO, G.; FALCO, R.; NEGRI, I.; SICCARDI, P.; BOGLIANI, G. (2009): GIS-models work well, but are not enough: Habitat preferences of *Lanius collurio* at multiple levels and conservation implications. – *Biol. Conserv.* **142**: 2033–2042.
- BRIGHT, P.; MORRIS, P. (1992): Ranging and nesting behaviour of the dormouse *Muscardinus avellanarius*, in coppice-with-standards woodland. – *J. Zool.* **226**: 589–600.
- BRIGHT, P.W. (1998): Behaviour of specialist species in habitat corridors: arboreal dormice avoid corridor gaps. – *Anim. Behav.* **56**: 1485–1490.
- BRIGHT, P.W.; MORRIS, P.; MITCHELL-JONES, T. (2006): The dormouse conservation handbook. – English Nature, Peterborough.
- BRIGHT, P.W.; MORRIS, P.A. (1990): Habitat requirements of dormice *Muscardinus avellanarius* in relation to woodland management in Southwest England. – *Biol. Conserv.* **54**: 307–326.
- BRIGHT, P.W.; MORRIS, P.A. (1991): Ranging and nesting behaviour of the dormouse, *Muscardinus avellanarius*, in diverse low-growing woodland. – *J. Zool.* **224**: 177–190.
- BRIGHT, P.W.; MORRIS, P.A. (1996): Why are dormice rare? A case study in conservation biology. – *Mammal Rev.* **26**: 157–187.
- BROTONS, L.; THULLER, W.; ARAÚJO, M.B.; HIRZEL, A.H. (2004): Presence-absence versus presence-only modelling methods for predicting bird habitat suitability. – *Ecography* **27**: 437–448.
- BÜCHNER, S. (2008): Dispersal of common dormice *Muscardinus avellanarius* in a habitat mosaic. – *Acta Theriol.* **53**: 259–262.
- BÜCHNER, S.; LANG, J.; JOKISCH, S. (2010): Monitoring the dormouse *Muscardinus avellanarius* in Hesse – a contribution to reporting under the EU Habitats Directive. – *N.u.L.* **8**.
- CHEFAOUI, R.M.; LOBO, J.M. (2008): Assessing the effects of pseudo-absences on predictive distribution model performance. – *Ecol. Model.* **210**: 478–486.
- DORMANN, C.F. (2011): Modelling species' distribution. – In: JOPP, F.; REUTER, H.; BRECKLING, B. (eds): Modelling complex ecological dynamics: 179–196. – Springer Verlag, Heidelberg.
- ELITH, J.; LEATHWICK, J.R.; HASTIE, T. (2008): A working guide to boosted regression trees. – *J. Anim. Ecol.* **77**: 802–813.
- ENCARNAÇÃO, J.A.; NÖDING, J.; REINERS, T.E.; BECKER, N.I. (2012): Volunteer survey data improve state-wide species distribution models for the common dormouse (*Muscardinus avellanarius*), a species of Habitats Directive relevance. – *N.u.L.* **87**: 208–214.
- ENGLER, R.; GUISAN, A.; RECHSTEINER, L. (2004): An improved approach for predicting the distribution of rare and endangered species from occurrence and pseudo-absence data. – *J. Appl. Ecol.* **41**: 263–274.
- GILBERT-NORTON, L.; WILSON, R.; STEVENS, J.R.; BEARD, K.H. (2010): A meta-analytic review of corridor effectiveness. – *Conserv. Biol.* **24**: 660–668.
- GOTTSCHALK, T.; EKSCHEMITT, K.; İSFENDIYAROĞLU, S.; GEM, E.; WOLTERS, V. (2007): Assessing the potential distribution of the Caucasian black grouse *Tetrao mlokosiewiczi* in Turkey through spatial modelling. – *J. Ornithol.* **148**: 427–434.
- GU, W.; SWIHART, R.K. (2004): Absent or undetected? Effects of non-detection of species occurrence on wildlife-habitat models. – *Biol. Conserv.* **116**: 195–203.
- GUISAN, A.; THULLER, W. (2005): Predicting species distribution: offering more than simple habitat models. – *Ecol. Lett.* **8**: 993–1009.
- HIJMANS, R.J.; CAMERON, S.E.; PARRA, J.L.; JONES, P.G.; JARVIS, A. (2005): Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. – *Int. J. Climatol.* **25**: 1965.
- JIANG, D.; HUANG, J.; ZHANG, Y. (2013): The cross-validated AUC for MCP-Logistic regression with high-dimensional data. – *Stat. Methods Med. Res.* **22**: 505–518.
- JUŠKAITIS, R. (2008): Long-term common dormouse monitoring: effects of forest management on abundance. – *Biodivers. Conserv.* **17**: 3559–3565.
- KATZNER, T.; JOHNSON, J.; EVANS, D.; GARNER, T.; GOMPPER, M.; ALTWEGG, R.; BRANCH, T.; GORDON, I.; PETTORELLI, N. (2013): Challenges and opportunities for animal conservation from renewable energy development. – *Anim. Conserv.* **16**: 367–369.
- LAWRENCE, A. (2010): The personal and political of volunteers' data: towards a national biodiversity database for the UK. – In: LAWRENCE, A. (ed.) Taking stock of nature: participatory biodiversity assessment for policy, planning and practice: 251–265. – Cambridge University Press, Cambridge.
- LINDENMAYER, D.B.; CUNNINGHAM, R.B.; MCCARTHY, M.A. (1999): The conservation of arboreal marsupials in the montane ash forests of the central highlands of Victoria, south-eastern Australia. VIII. Landscape analysis of the occurrence of arboreal marsupials. – *Biol. Conserv.* **89**: 83–92.
- LOE, L.; BONENFANT, C.; MEISINGSET, E.; MYSTERUD, A. (2011): Effects of spatial scale and sample size in GPS-based species distribution models: are the best models trivial for red deer management? – *Eur. J. Wildl. Res.* **1**–9.
- MACKENZIE, D.I. (2005): What are the issues with presence-absence data for wildlife managers? – *J. Wildl. Manag.* **69**: 849–860.
- MAJKA, D.; JENNESS, J.; BEIER, P. (2007): CorridorDesigner: ArcGIS tools for designing and evaluating corridors. – Available at <http://corridor-design.org>.
- MCIPHERSON, J.; JETZ, W.; ROGERS, D.J. (2004): The effects of species' range sizes on the accuracy of distribution models: ecological phenomenon or statistical artefact? – *J. Appl. Ecol.* **41**: 811–823.
- MEINIG, H.; BOYE, P.; HUTTERER, R. (2009): Rote Liste und Gesamtartenliste der Säugetiere (Mammalia) Deutschlands (Red List and Species List of Mammals

- (Mammalia) in Germany). – In: HAUPT, H.; LUDWIG, G.; GRUNKE, H.; BINOT-HAFKE, M.; OTTO, C.; PAULY, A. (eds): Rote Liste gefährdeter Tiere, Pflanzen und Pilze Deutschlands, Band 1: Wirbeltiere (Red List of endangered animals, plants, and fungi in Germany, Vol. 1: Vertebrates): 115–158. – Bundesamt für Naturschutz, Bonn.
- MORRIS, P. (2004): Dormice. – Whittet Books Ltd, Suffolk.
- MORTELLITI, A.; SANTARELLI, L.; SOZIO, G.; FAGIANI, S.; BOITANI, L. (2013): Long distance field crossings by hazel dormice (*Muscardinus avellanarius*) in fragmented landscapes. – Mamm. Biol. **78**: 309–312.
- NAIM, D.; TELFER, S.; TATMAN, S.; BIRD, S.; KEMP, S.; WATTS, P. (2014): Movement patterns and genetic diversity of wild and reintroduced common dormice, *Muscardinus avellanarius*. – Genet. Mol. Res. **13**: 167.
- OSBORNE, P.E.; ALONSO, J.C.; BRYANT, R.G. (2001): Modelling landscape-scale habitat use using GIS and remote sensing: a case study with great bustards. – J. Appl. Ecol. **38**: 458–471.
- PHILLIPS, S.J.; DUDÍK, M.; ELITH, J.; GRAHAM, C.H.; LEHMANN, A.; LEATHWICK, J.; FERRIER, S. (2009): Sample selection bias and presence-only distribution models: implications for background and pseudo-absence data. – Ecol. Appl. **19**: 181–197.
- R DEVELOPMENT CORE TEAM, R. (2011): R: A language and environment for statistical computing.
- REINERS, T.E.; NÖDING, J.; ENCARNÇÃO, J.A. (2012): Habitat suitability model for the common dormouse (*Muscardinus avellanarius*) based on high-resolution climatic, landscape and forest inventory data. – Peckiana. **8**: 87–94.
- RIDGEWAY, G. (2006): Generalized boosted regression models; Documentation on the R package ‘gbm’, version 1.5–7.
- ROTA, C.T.; FLETCHER, R.J.; EVANS, J.M.; HUTTO, R.L. (2011): Does accounting for imperfect detection improve species distribution models? – Ecography. **34**: 659–670.
- RP GIESSEN (2012): Teilregionalplan Energie Mittelhessen. – Regierungspräsidium Gießen (Hrsg.).
- RUSSO, D.; DI FEBBRARO, M.; REBELO, H.; MUCEDDA, M.; CISTRONE, L.; AGNELLI, P.; DE PASQUALE, P.P.; MARTINOLI, A.; SCARAVELLI, D.; SPILINGA, C. (2014): What story does geographic separation of insular bats tell? A case study on Sardinian Rhinolophids. – PLOS ONE. **9**: e110894.
- SCHMELLER, D.S.; HENRY, P.-Y.; JULLIARD, R.; GRUBER, B.; CLOBERT, J.; DZIOCK, F.; LENGVEL, S.; NOWICKI, P.; DERI, E.; BUDRYS, E. (2009): Advantages of volunteer-based biodiversity monitoring in Europe. – Conserv. Biol. **23**: 307–316.
- STOCKWELL, D.R.B.; PETERSON, A.T. (2002): Effects of sample size on accuracy of species distribution models. – Ecol. Model. **148**: 1–13.
- SWETS, J.A. (1988): Measuring the accuracy of diagnostic systems. – Science. **240**: 1285–1293.
- TABASSUM, A.; PREMALATHA, M.; ABBASI, T.; ABBASI, S.A. (2014): Wind energy: Increasing deployment, rising environmental concerns. – Renew. Sust. Energ. Rev. **31**: 270–288.
- TAYLOR, P.D.; FAHRIG, L.; HENEIN, K.; MERRIAM, G. (1993): Connectivity is a vital element of landscape structure. – Oikos **571**–573.
- TEMPLE, H.J.; TERRY, A. (2007): The status and distribution of European mammals. – Luxembourg: Office for Official Publications of the European Communities.
- TEMPLE, H.J.; TERRY, A. (2009): European mammals: Red List status, trends, and conservation priorities. – Folia Zool. **58**: 248–269.
- WILLIAMS, G.J.; AEBY, G.S.; COWIE, R.O.M.; DAVY, S.K. (2010): Predictive modeling of coral disease distribution within a reef system. – PLOS ONE. **5**: e9264.
- WISZ, M.S.; HIJMANS, R.J.; LI, J.; PETERSON, A.T.; GRAHAM, C.H.; GUIBAN, A.; GROUP, N.P.S.D.W. (2008): Effects of sample size on the performance of species distribution models. – Divers. Distrib. **14**: 763–773.
- YACKULIC, C.B.; CHANDLER, R.; ZIPKIN, E.F.; ROYLE, J.A.; NICHOLS, J.D.; CAMPBELL GRANT, E.H.; VERAN, S. (2013): Presence-only modelling using MAXENT: when can we trust the inferences? – Methods Ecol. Evol. **4**: 236–243.
- ZABALA, J.; ZUBEROGOITIA, I.; MARTINEZ-CLIMENT, J.A. (2005): Site and landscape features ruling the habitat use and occupancy of the polecat (*Mustela putorius*) in a low density area: a multiscale approach. – Eur. J. Wildl. Res. **51**: 157–162.

### Anschriften der Verfasser:

NINA I. BECKER

JORGE A. ENCARNÇÃO

Arbeitsgruppe Säugetierökologie (MEG)  
 Institut für Tierökologie und spezielle Zoologie  
 Justus-Liebig Universität Gießen  
 Heinrich-Buff-Ring 26 (IFZ)  
 D-35392 Gießen, Deutschland  
 E-Mail:

Nina.I.Becker@allzool.bio.uni-giessen.de

J.Encarnacao@bio.uni-giessen.de

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

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

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

Jahr/Year: 2015

Band/Volume: [40](#)

Autor(en)/Author(s): Becker Nina I., Encarnacao Jorge A.

Artikel/Article: [Habitatmodelle in der Landschaftsplanung am Beispiel von \*Muscardinus avellanarius\* als schwer erfassbarer Kleinsäuger 297-311](#)