

Profiteurin von Sturmereignissen: Arealexansion und Bestandsentwicklung der Weidenmeise *Parus montanus* im zentralen Baden-Württemberg

Florian Straub

Zusammenfassung

Das im Naturraum „Schönbuch und Glemswald“ gelegene ca. 44 km² umfassende Waldgebiet „Rammert“ wurde nach den Sturmereignissen von 1990 („Wiebke und Vivian“) erstmals im Jahr 1993 von der Weidenmeise besiedelt. Bis 1998 hatten sich im Untersuchungsgebiet insgesamt fünf Reviere etabliert, was einer Siedlungsdichte von 0,11 Revieren pro 100 ha entspricht. Bei einer Wiederholungskartierung nach dem Sturmereignis von 1999 („Lothar“) konnten in den Jahren 2009 bis 2012 insgesamt 48 Reviere erfasst werden. Damit hat sich innerhalb von 14 Jahren der Bestand der Weidenmeise nahezu verzehnfacht und die Siedlungsdichte beträgt heute 1,01 Reviere pro 100 ha. Eine Habitatanalyse zeigt, dass die Etablierungswahrscheinlichkeit eines Weidenmeisenreviers in erster Linie durch das Angebot an ca. 10-20 jährigen Pionierwäldern mit noch nennenswertem Schlagfluranteil determiniert wird. Vorteilhaft wirken sich zudem an die Sturmwurfflächen angrenzende ältere Lärchen und Tannenbestände aus. Durch die Stürme „Wiebke und Vivian“ bzw. „Lothar“ sind im Untersuchungsgebiet insgesamt 1.265 ha Sturmwurffläche entstanden, was ca. 29 % der Waldfläche entspricht. Diese sind heute überwiegend mit Pionierwald aus Naturverjüngung bestockt, der sich durch einen in der Regel hohen Anteil an Weichlaubhölzern auszeichnet. Die Arealausdehnung und starke Bestandszunahme der Weidenmeise im Betrachtungsraum ist damit auf die Veränderungen der Waldstruktur durch die großen Sturmereignisse in den 1990er Jahren zurückzuführen.

Profiting from storm events: areal and population expansion of Willow Tit *Parus montanus* in central Baden-Württemberg

The 44 km² forest range “Rammert,” within the nature area “Schönbuch and Glemswald,” was occupied by the first breeding pair of Willow Tits in 1993, just after the severe winter storm events “Wiebke and Vivian” in 1990. By 1998, a survey of the whole area revealed five territories, corresponding to 0.11 territories per 100 ha. A repeated survey in the years 2009 to 2012, and thus after a second major storm event “Lothar” in 1999, resulted in 48 mapped territories. The breeding population of Willow Tit has thus seen an almost tenfold increase within 14 years, with a current density of 1.01 territories per 100 ha. A quantitative habitat analysis shows that the probability of the Willow Tit establishing a territory is primarily deter-

mined by the availability of 10-20 year old pioneer forests with cleared corridors. Additional advantageous factors include the presence of adjacent stands of old larch and fir trees. The storm events "Wiebke and Vivian" as well as "Lothar" produced a cleared corridor totalling 1,265 ha, or 29 % of the total forest area. Most of these patches currently hold young pioneer forests with a large proportion of softwoods. The study suggests that the documented range expansion and increase in population size of Willow Tit is primarily a result of the changes in forest structures caused by the major storm events in the 1990s.

Einleitung

In Baden-Württemberg war die Weidenmeise ursprünglich in den großen Flussauen des Rheins, der Donau und des Neckar, sowie in den Mooren Oberschwabens verbreitet (Hölzinger 1997). Seit den 1950er Jahren erweitert die Art ihr Areal ausgehend von den Oberschwäbischen Vorkommen in nordwestliche Richtung. In den 1980er Jahren war die Schwäbische Alb bereits nahezu flächendeckend besiedelt und weitere Vorstöße der Art in das Albvorland hinein waren abzusehen (Hölzinger 1997). Nach den großen Sturmwurfereignissen „Wiebke“ und „Vivian“ (1990) wurden im über 40 km² großen Waldgebiet „Rammert“ (Landkreis Tübingen) umfangreiche ornithologische Kartierungen durchgeführt (Dorka & Straub 1999). Hierbei gelang es, die Etablierung einer Weidenmeisenpopulation im bislang unbesiedelten Naturraum „Schönbuch und Glemswald“ in den ersten fünf Gründungsjahren zu verfolgen. Eine Wiederholungskartierung erfolgte 11 Jahre später. Im Folgenden soll die Bestandsentwicklung der Weidenmeise im „Rammert“ in den ersten 20 Jahren nach der Neuansiedlung beschrieben werden. Ferner werden die Habitatansprüche der Art analysiert. Auf Basis der Bestandsentwicklung und der Habitatanalyse werden anschließend die Ursachen der Arealexpansion im Naturraum „Schönbuch und Glemswald“ diskutiert.

Dank

Für die Überlassung von Daten zu Weidenmeisenbeobachtungen im „Rammert“ und Hinweisen zu Altnachweisen in der Literatur danke ich Ulrich Dorka. Einsicht in die Forsteinrichtungsdaten gewährten mir die Forstämter Rottenburg, Tübingen und Mössingen in den 1990er Jahren. Dem Forstpersonal sei für die Unterstützung herzlichst gedankt. Dank der kritischen Durchsicht und Kommentierung des ersten Entwurfs durch Nils Anthes, Ulrich Dorka, Gabriel Hermann, Johannes Mayer und Jürgen Trautner konnte das Manuskript deutlich verbessert werden.

Untersuchungsgebiet und Methode

Untersuchungsgebiet

Das Untersuchungsgebiet umfasst den Großteil des geschlossenen Waldgebiets „Rammert“ innerhalb des Landkreises Tübingen (Baden-Württemberg). Dieser bewaldete Keuperrücken erhebt sich zwischen Steinlach- und Neckartal und wird dem Naturraum „Schönbuch und Glemswald“ zugeordnet. Das 4.404 ha umfassende Untersuchungsgebiet weist einen Höhengradienten zwischen 350 und 558 m NN auf. Aufgrund des dominierenden relativ sauren

Stubensandsteins dürfte es sich bei der heutigen potenziellen natürlichen Vegetation (HPNV) überwiegend um „Hainsimsen-Buchenwälder“ und in geringerem Ausmaß auf den trophisch reicheren Standorten um „Waldmeister-Buchenwald“ handeln. In den wenigen das Keuperplateau durchschneidenden Tälern wären bei natürlicher Überflutungsdynamik Auwälder ausgebildet. Die heutigen Waldbestände sind stark anthropogen überprägt und naturnahe Buchenwälder bedecken nur noch ca. 7 %, stark degradierte Auwaldtypen ca. 1 % der Fläche. Vor allem aufgrund der bis ca. 1830 üblichen Mittelwaldwirtschaft sind heute ca. 22 % der Fläche mit Eiche bestockt. Mit Aufkommen der geregelten Forstwirtschaft wurden ehemals großflächig vorhandene halboffene Waldweideflächen mit Koniferen aufgeforstet und auch Mittelwälder in Nadelholzbestände umgewandelt. Zwischen 1830 und 1910 wurde vor allem Kiefer, von 1860 bis 1920 auch Tanne, ab 1890 verstärkt Fichte, ab 1950 Douglasie und kurzfristig Lärche gepflanzt bzw. gesät. Innerhalb von 160 Jahren wurde so bis 1990 ca. 71 % der Fläche in Koniferenbestände umgewandelt. Durch die großen Sturmwurfereignisse (28.2.1990 „Wiebke“ und „Vivian“, 26.12.1999 „Lothar“) wurden 1990 ca. 10 % und 1999 ca. 31 % dieser Nadelholzbestände geworfen. Die Sturmwurfflächen umfassen heute insgesamt eine Fläche von ca. 1.265 ha und sind mit 29 % der dominierende Waldtyp im Untersuchungsgebiet.

Feldmethode

Revierkartierung 1993 bis 1998

Das Untersuchungsgebiet wurde flächendeckend zwischen 1993 und 1998 an jährlich mind. 4 Terminen begangen (1. Begehung: Februar bis April, 2. Begehung: Mai bis Juli, 3. Begehung: August bis Oktober, 4. Begehung: November bis Januar). Es wurden 221 Exkursionen mit einem Zeitaufwand von ca. 766 Stunden (ca. 10 Min./ha) durchgeführt. Der Aufwand betrug im Frühjahr 325 h, im Sommer 210 h, im Herbst 106 h und im Winter 125 h. Es wurde keine Klangattrappe eingesetzt. Alle Weidenmeisenbeobachtungen wurden in eine Feldkarte (Maßstab 1:25:000) eingetragen. Zudem wurde die Anzahl an Individuen und das Verhalten notiert.

Revierkartierung 2009 bis 2012

Das Untersuchungsgebiet wurde flächendeckend zwischen 2009 und 2012 an mind. 2 Terminen pro Jahr begangen (1. Begehung: Oktober-Januar, 2. Begehung im folgenden Frühjahr: Februar-April). Es wurden 74 Exkursionen mit einem Zeitaufwand von ca. 264 Stunden (ca. 4 Min./ha) durchgeführt. Der Aufwand im Frühjahr betrug 149 h, der in den Wintermonaten 115 h. Bei allen Begehungen wurde eine Klangattrappe (Reviergesang, Rufe der Weidenmeise) eingesetzt (siehe auch Diskussion). Weidenmeisen sind im „Rammert“ Standvögel und verlassen auch im Winter ihr Revier in der Regel nicht. Die Reaktionsbereitschaft auf die Klangattrappe ist das ganze Jahr über hoch. In der Regel reagieren die Vögel zunächst mit Rufen und nähern sich dann schnell. Häufig reagiert das Revierpaar gemeinsam. Nach Annäherung auf wenige Meter wechseln die Männchen im Frühjahr oft von Rufen zum Gesang über. Die Vögel können anschließend durch wiederholtes Abspielen der Klangattrappe bis zur Reviergrenze „mitgezogen“ werden. Grenzen Territorien direkt aneinander reagiert das Nachbarpaar in der Regel sofort und beide Paare können dann synchron beobachtet werden. Alle Weidenmeisenbeobachtungen wurden punktgenau mit einem Ornilogger im Gelände erfasst und die Anzahl an Individuen sowie das Verhalten registriert.

Biotoptypenkartierung

Anhand eines Luftbilds wurden während der Begehungen 2009 bis 2012 im Gelände Biotoptypen abgegrenzt, die sich im Wesentlichen an der Hauptbaumart orientierten. Diese wurden in ein Geographisches Informationssystem (GIS) übertragen. Jedem Biotoptyp wurde ein Bestandesalter zugeordnet. Das Bestandesalter wurde im öffentlichen Wald den Forsteinrichtungswerken entnommen, im Privatwald anhand standörtlich ähnlicher Referenzbestände geschätzt.

Abgrenzung der Reviere

Es wurden Papierreviere auf Basis aller Beobachtungen innerhalb einer der zwei Zeitperioden (1993-98 und 2009-12) ausgewiesen. Da die Weidenmeise im „Rammert“ ein Standvogel ist und sich auch im Winter in der Regel im Bereich bzw. näheren Umfeld der Brutterritorien aufhält, flossen auch Herbst- und Winterbeobachtungen in die Auswertung ein. Allerdings wurde kein Revier gebildet, wenn ausschließlich Herbst- bzw. Winterbeobachtungen vorlagen. Bereits bei Beobachtung an einem Termin mit deutlichem Territorialverhalten (Reaktion auf Klangattrappe, Gesang) bzw. bei einer Beobachtung die auf Brüten hindeutet (Höhle bauend, Nistmaterial oder Futter tragend, Familienverband) sowie einer weiteren Beobachtung unabhängig von der Jahreszeit wurde ein Revier ausgewiesen. Die Papierreviere wurden als Punkt im Zentroid aller dem Revier als zugehörig zugewiesenen Beobachtungen dargestellt.

Habitat-Präferenzanalyse

Die 48 Revierzentroide aus der Periode 2009-2012 wurden mit Hilfe eines GIS mit einem Radius von 176 m gepuffert. Die so abgeleiteten theoretischen Territorien von ca. 9,7 ha Fläche entsprechen in etwa den publizierten Angaben zur maximalen Aktionsraumgröße der Weidenmeise (Ludescher 1973). Diese wurden im GIS mit der Biotoptypenkartierung und einem 50 m-Höhenmodell verschnitten. Anschließend wurde für jede Fläche die Biotoptypen- und Höhenstufenfläche berechnet. Insgesamt gingen in die folgenden Analysen 3 Hauptvariablen mit insgesamt 43 einzelnen Habitatklassen ein (Höhenstufe in sechs 50m-Klassen, Biotoptyp nach Hauptbaumart in 16 Klassen, sowie das Bestandesalter in 21 Klassen zwischen 0 und 200 Jahren). Für jede Habitatklasse wurde die Fläche innerhalb der 48 theoretischen Territorien (gesamt ca. 467 ha) aufsummiert und deren Anteil (%) berechnet. Dieser Flächenanteil innerhalb der Weidenmeisen-Territorien wurde dem Flächenanteil jeder Habitatvariable im Untersuchungsgebiet (4.404 ha) gegenübergestellt. Aus diesen Werten wurde für jede Habitatklasse der Selektivitätsindex nach Ivlev (Strauss 1979) berechnet als

$$E = \frac{r_i - p_i}{r_i + p_i}$$

mit E = Maß der Selektivität/ Präferenz, r_i = Fläche der Habitatklasse in den theoretischen Weidenmeisenrevieren, p_i = Fläche der Habitatklasse im Untersuchungsgebiet. Bei $E = 0$ entspricht der Flächenanteil einer Habitatklasse innerhalb der Weidenmeisenreviere dem des Untersuchungsgebiets. Bei $E > 0$ ist der Flächenanteil einer Habitatvariable innerhalb der von Weidenmeisen besiedelten Fläche größer, bei $E < 0$ kleiner als der Flächenanteil im Untersuchungsgebiet. Der erste Fall deutet auf eine Präferenz, der zweite Fall auf eine Meidung durch die Weidenmeise hin (vgl. Tab. 1).

Tabelle 1. Interpretation des Selektivitätsindex (*E*). – *Interpretation of Ivlev's selectivity index.*

<i>E</i>	Symbol	Interpretation der Präferenz
< -0,4	(---)	starke Meidung
< -0,2	(--)	Meidung
< -0,1	(-)	schwache Meidung
-0,1 - 0,1	(+/-)	Indifferent
> 0,1	(+)	schwache Präferenz
> 0,2	(++)	Präferenz
> 0,4	(+++)	starke Präferenz

Habitatmodell

Um über die rein deskriptive Präferenzanalyse hinaus eine statistische Analyse der für eine Besiedlung durch die Weidenmeise ausschlaggebenden Habitatklassen durchzuführen wurde ein Habitatmodell erstellt. Als Vergleichsdatensatz von unbesetzten Teilflächen des „Rammert“ wurden dafür mit Hilfe eines GIS-Zufallsgenerators 120 Punkte innerhalb des Untersuchungsgebiets generiert und auch diese mit 176 m gepuffert. Anschließend wurde geprüft, ob diese Flächen sich mit den Pufferzonen um die tatsächlich festgestellten Revierzentren überschneiden. In 32 Fällen kam es zu Überschneidungen und diese Flächen wurden aus der Analyse eliminiert. Am Ende dieses Prozesses verblieben insgesamt 136 Probeflächen von jeweils 9,7 ha Fläche. 48 dieser Probeflächen waren im Zeitraum 2009 bis 2012 zumindest in einem Jahr von der Weidenmeise besetzt, 88 (zufällig gewählte) Probeflächen hingegen nicht. Für diese Probeflächen wurden erneut die bereits für die Präferenzanalyse dargestellten Flächenanteile bezüglich Höhenstufe, Biotoptyp und Bestandesalter in 41 Klassen errechnet.

Mit Hilfe eines nichtparametrischen multiplikativen Regressionsmodells (LM-NPMR-Modells) wurde ein Habitatmodell erstellt (McCune 2004). Vorteile dieses Verfahrens sind, dass keine Bedingungen an die Verteilung der Daten oder an die Unabhängigkeit der Habitatfaktoren untereinander gestellt werden. Ein weiterer Vorteil der LM-NPMR gegenüber anderen Habitatmodellierungsverfahren ist die Integration aller denkbaren Kurvenverläufe (z.B. sigmoid, bimodal) für den Zusammenhang zwischen den Prädiktoren (Habitatvariablen) und der Messvariable (Vorkommen der Weidenmeise). Auch Interaktionen der Habitatvariablen untereinander und die Auswirkungen dieser auf die Messvariable werden berücksichtigt. Am Ende der Analyse steht ein Modell, das die Beziehungen zwischen dem Auftreten der Weidenmeise und den Habitatfaktoren am besten erklärt. Dabei wird jede der oben aufgeführten Habitatvariablen (Faktor) unter gleichzeitiger Berücksichtigung aller weiteren Variablen geprüft und deren unabhängiger Erklärungsbeitrag auf die Vorkommenswahrscheinlichkeit eines Weidenmeisenreviers als so genannter „BayesFactor“ ($\log B$) dargestellt. Je höher der „BayesFactor“ ist, desto höher ist der Erklärungsbeitrag des Habitatfaktors bzw. desto besser ist die Prognose des gesamten Modells (Tab. 2). Das finale Modell wurde anschließend mit Hilfe eines Monte-Carlo-Permutations-Tests auf statistische Signifikanz geprüft.

Tabelle 2. Interpretation des Einflusses einer Habitatvariable nach dem Bayes-Factor (logB) nach McCune (2004). – *Interpretation of the influence of a habitat variable using the Bayes Factors (logB) according to McCune (2004).*

LogB	Original-Interpretation	Übersetzung
0 bis 0,5	„not worth than a bare mention“	“lediglich eine kurze Erwähnung wert“
0,5 bis 1	“substantial”	“beträchtlich”
1 bis 2	“strong”	“stark”
>2	“decisive”	“entscheidend”

Ergebnisse

Bestandsentwicklung der Weidenmeise zwischen 1993-1998 und 2009-2012

Das erste Weidenmeisenrevier im „Rammert“ konnte bereits 1993 im Dornrain bei Ofterdingen entdeckt werden. Das Revierzentrum befand sich in einer seit wenigen Jahren aus der Bewirtschaftung genommen Nasswiese, die durch ausladende Weidengebüsche entlang von Gräben geprägt war und direkt an eine Sturmwurflläche grenzte. Das zweite Revier im Kirchholz / Eckhof war 1995 erstmals besetzt. Das Revierzentrum lag innerhalb einer Sturmwurflläche. 1997 etablierten sich zwei weitere Reviere. Das eine auf einer Sturmwurflläche im Meisenhart / Ofterdingen, das andere auf einer aufgeforsteten Rekultivierungsfläche der ehemaligen Mülldeponie „Schweinerain“ bei Derendingen. Schließlich konnte 1998 erstmals im Lausbühl / Rottenburg ein Revier auf einer großen Sturmwurflläche nachgewiesen werden. Zwischen 1994 und 1998 kann der Bestand im Untersuchungsgebiet mit 5 Revieren angegeben werden (Abb. 1). Dies entspricht einer Siedlungsdichte von 0,11 Revieren pro 100 ha. Alle zwischen 1994 und 1998 bekannt gewordenen Reviere waren bis auf eines (Mülldeponie „Schweinerain“ bei Derendingen) auch im Zeitraum 2009 bis 2012 besetzt. Zusätzlich konnten im aktuellen Untersuchungszeitraum 44 neue Reviere im Bereich von Sturmwurfllächen gefunden werden. Der Bestand kann zwischen 2009 und 2012 mit 48 Revieren angegeben werden (Abb. 1). Dies entspricht einer Siedlungsdichte von 1,09 Revieren pro 100 ha. Damit hat sich der Bestand zwischen 1994-1998 und 2009-2012 innerhalb von ca. 14 Jahren verzehnfacht.

Habitatwahl der Weidenmeise

Präferenzanalyse

Die Ergebnisse der Präferenzanalyse sind in Tabelle 2 dargestellt. Die Weidenmeise kommt im Untersuchungsgebiet vor allem in Höhenstufen oberhalb 500 m ü. NN vor. Mit zunehmender Meereshöhe steigt der Präferenzindex, während tiefere Lagen scheinbar gemieden werden. Waldbestände in frühen Sukzessionsstadien bis zu einem Alter von ca. 40 Jahren werden deutlich bevorzugt. Ältere Waldbestände werden hingegen gemieden. Neben den Sturmwurfllächen der 1990er Jahre und frischen Kahlschlagsflächen (zumeist kleinflächig geräumte Überhälterinseln in oder am Rande von Sturmwurfllächen) wird auch Grünland (zumeist Wildwiesen) stark bevorzugt. Innerhalb von Weidenmeisenrevieren finden sich mehr Tannen- und Lärchenbestände als deren Flächenanteil im Untersuchungsgebiet erwarten lassen würde.

Abbildung 1. Verteilung der Revierzentren der Weidenmeise im „Rammert“ in den zwei Zeitabschnitten 1993-1998 (oben) und 2009-2012 (unten). Das jeweilige Angebot an Sturmwurfflächen ist grau hinterlegt. – *Distribution of Willow Tit territories in the Rammert area during the survey periods 1993 to 1998 (upper) and 2009 to 2012 (lower). Grey shading indicates areas with storm-induced clear corridors.*

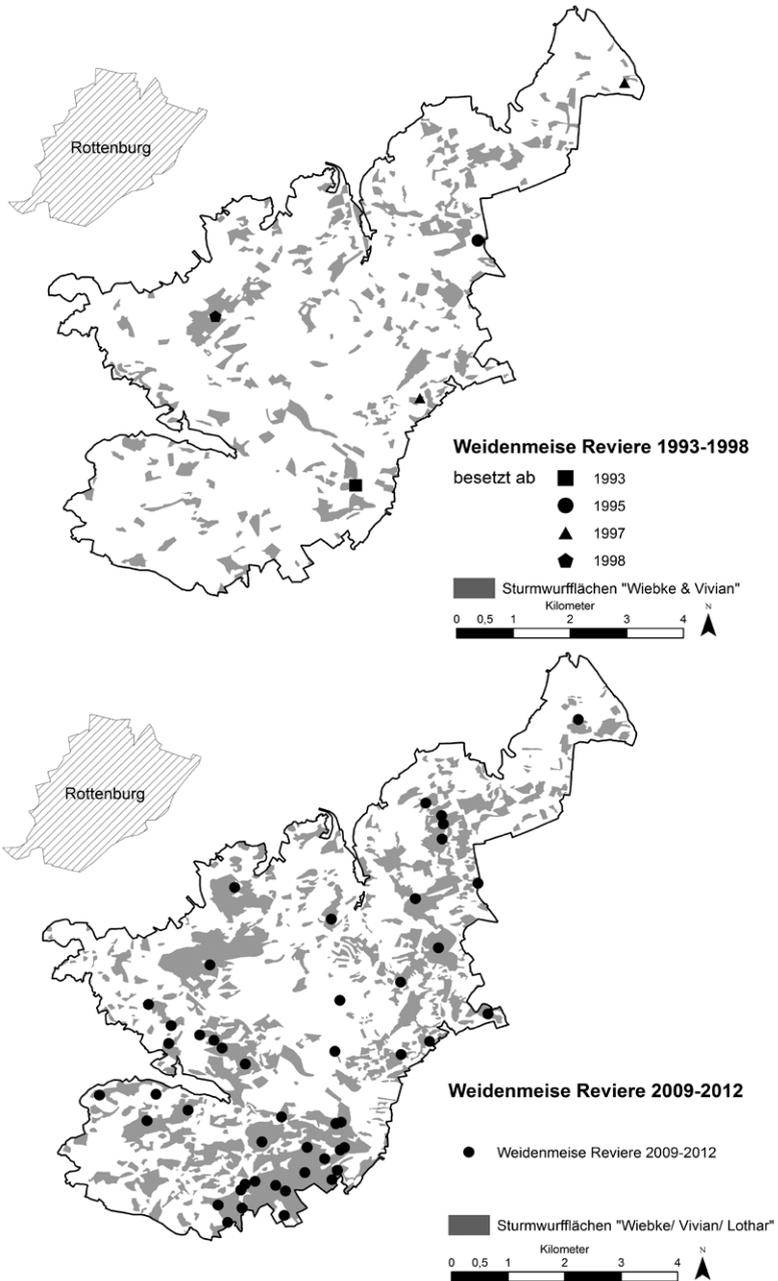


Tabelle 2. In den Analysen berücksichtigte Habitatvariablen, deren Flächenanteil innerhalb der Weidenmeisenreviere ($n = 48$, $r = 176$ m, $\Sigma 467$ ha) und im gesamten Untersuchungsgebiet (4.404 ha). Bei $E > 0,1$ ist der Flächenanteil einer Habitatvariable innerhalb der Weidenmeisenreviere größer als im Untersuchungsgebiet. Der Selektivitätsindex wurde wie in Tab. 1 dargestellt interpretiert. – *Habitat variables included in the analysis, showing their areal proportion within Willow Tit territories ($n = 48$ with a 176 m radius around the territory center, total area 467 ha) and in the whole study area of Rammert (4,404 ha). Values of $E > 0.1$ indicate that the proportional representation of that habitat type within Willow Tit territories exceeds its overall representation in the study area. See Tab. 1 for interpretation of E-values.*

Habitatvariable	Flächenprozent in Weidenmeisenrevieren	Flächenprozent im Untersuchungsgebiet	Selektivitäts-index (E)	Meidung/ Präferenz
Höhenstufe (mNN)				
300-349	0,0	0,1	-1,0	(---)
350-399	2,0	8,4	-0,6	(---)
400-449	17,6	27,5	-0,2	(--)
450-499	39,1	37,5	0,0	(+-)
500-549	39,9	26,1	0,2	(++)
>550	1,3	0,3	0,6	(+++)
Biototyp				
Buche	3,0	6,2	-0,3	(--)
Buche-Fichte	0,5	0,6	-0,1	(-)
Douglasie	0,9	1,3	-0,2	(--)
Eiche	7,5	21,5	-0,5	(---)
Erle-Esche	0,2	0,3	-0,2	(--)
Fichte	10,3	15,7	-0,2	(--)
Kiefer	7,1	20,7	-0,5	(---)
Kiefer-Buche	0,1	0,5	-0,7	(---)
Lärche	1,7	0,7	0,4	(+++)
Grünland (inkl. Streuobst)	3,0	0,4	0,8	(+++)
Tanne	3,4	2,9	0,1	(+)
“Lothar”-Sturmwurfflächen (1999)	46,2	21,7	0,4	(+++)
Weichlaubholzsukzession auf Feuchtbrachen (ehem. Grünland)	0,2	0,4	-0,3	(--)
“Vivian” und “Wiebke”-Sturmwurfflächen (1990)	15,2	6,7	0,4	(+++)
Kahlschläge	0,8	0,3	0,5	(+++)
Σ der Sturmwurfflächen 1990 und 1999	62,4	28,7	0,4	(+++)

Tabelle 2. Fortsetzung - *continued.*

Habitatvariable	Flächenprozent in Weidenmei- senrevieren	Flächenprozent im Untersu- chungsgebiet	Selektivi- täts-index (E)	Meidung/ Präferenz
<i>Altersklasse (in Jahren)</i>				
0-10	4,0	1,0	0,6	(+++)
0-20	46,2	21,7	0,4	(+++)
21-30	15,2	7,0	0,4	(+++)
31-40	3,3	2,9	0,1	(+)
41-50	2,2	4,5	-0,3	(--)
51-60	1,2	3,4	-0,5	(---)
61-70	3,6	4,9	-0,2	(--)
71-80	3,9	4,2	0,0	(+-)
81-90	3,5	4,1	-0,1	(-)
91-100	1,1	1,8	-0,2	(--)
101-110	1,8	5,5	-0,5	(---)
111-120	2,1	3,2	-0,2	(--)
121-130	2,4	3,2	-0,1	(-)
131-140	0,9	5,6	-0,7	(---)
141-150	2,2	6,4	-0,5	(---)
151-160	2,3	4,5	-0,3	(--)
161-170	0,0	1,3	-1,0	(---)
171-180	0,5	2,9	-0,7	(---)
181-190	1,0	4,8	-0,7	(---)
191-200	2,3	5,3	-0,4	(---)
>201	0,2	1,9	-0,8	(---)

Tabelle 3. Ergebnisse des LM-NPMR-Modells. – *Results of the LM-NPMR habitat model.*

Modell- Schritt	LogB	Änderung in LogB	In das Modell integrierte Habitatvariablen
1	10,2	10,2	Sturmwurfflächen 1990 und 1999
2	11,3	1,1	Lärchenbestand, Sturmwurfflächen 1990 und 1999
3	12,7	1,4	Fichtenbestand, Lärchenbestand, Sturmwurfflächen 1990 und 1999
4	14,0	1,3	Tannenbestand, Fichtenbestand, Lärchenbestand, Sturmwurfflächen 1990 und 1999
5	14,5	0,5	Sturmwurfflächen 1999, Tannenbestand, Fichtenbestand, Lärchenbestand, Sturmwurfflächen 1990 und 1999

Habitatmodell

Es konnte ein signifikantes ($P \leq 0,01$) LM-NPMR-Modell generiert werden. Mit einem BayesFactor von $\log B = 14,5$ ist das Modell als stabil und aussagekräftig („*decisive*“) einzuschätzen. In das Modell gehen fünf Habitatklassen ein (Tab. 3). Dominierender Einflussfaktor auf die Vorkommenswahrscheinlichkeit eines Weidenmeisenreviers sind demnach das Vorhandensein und die Flächengröße von Sturmwurfllächen (Abb. 2a, 3a). Dabei ist bedeutend, dass innerhalb des Territoriums sowohl Pionierwälder in einem frühen („Lothar“-Flächen) als auch in einem späteren Sukzessionsstadium („Wiebke und Vivian“-Flächen) vorhanden sind (Sturmwurfllächen 1990 und 1999 $\log B = 10,2$). Alle anderen Einflussfaktoren sind von weit geringerer Bedeutung. So erhöht ein zunehmender Anteil an Lärchen- ($\log B = 1,1$; Abb. 2b) bzw. Tannenbeständen ($\log B = 1,4$; Abb. 2c) und ein abnehmender Anteil an >30-jährigen Fichtenbeständen ($\log B = 1,3$; Abb. 2d) die Besiedlungswahrscheinlichkeit. Als letzte Habitatvariable berücksichtigt das Modell „Lothar“-Sturmwurfllächen ($\log B = 0,5$; Abb. 2e). Dieser Faktor schließt alle Probeflächen aus, in denen sich ausschließlich Sturmwurfllächen von 1990 („Wiebke und Vivian“) befinden. Die Evaluation des Habitatmodells zeigt, dass von Weidenmeisen besetzte Probeflächen zuverlässig prognostiziert werden (5 Fehlprognosen von 48 Flächen, 10%), bei unbesetzten Probeflächen hingegen Fehlprognosen deutlich häufiger auftreten (19 Fehlprognosen von 88 Flächen, 22%; Tab. 4)

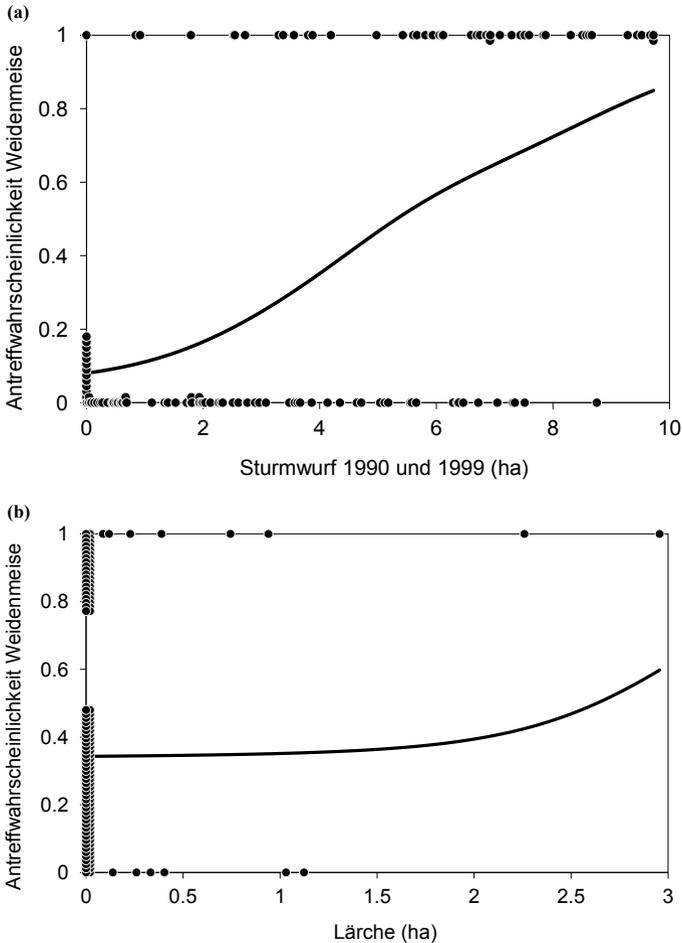
Siedlungsdichte in geeigneten Habitaten

Auf Basis der Habitatanalyse betrug die Fläche geeigneten Weidenmeisen-Lebensraums 1993-1998 ca. 632 ha und 2009-2012 ca. 1.435 ha. Damit hat sich die geeignete Habitatfläche nach dem Sturmereignis „Lothar“ im Untersuchungsgebiet mehr als verdoppelt. Die Siedlungsdichte bezogen auf diese geeigneten Habitatflächen hat sich im selben Zeitraum von 0,8 auf 3,3 Reviere pro 100 ha um ca. das Vierfache erhöht (Tab. 5). In einzelnen dichter besiedelten größeren Sturmwurfllächen im Untersuchungsgebiet werden zwischenzeitlich Abundanzen von 6,4 bis 15,8 Revieren pro 100 ha erreicht (Tab. 5). Dies deutet darauf hin, dass das Habitatpotenzial auf vielen Flächen noch nicht völlig durch die Weidenmeise ausgeschöpft ist.

Tabelle 4. Evaluation des LM-NPMR-Habitatmodells (xr^2 entspricht dem Anteil erklärter Varianz). – Evaluation of the LM-NPMR habitat model, with xr^2 indicating the proportion of explained variance in site occupancy.

xr^2	Monte-Carlo-Permutations-Test	Probeflächen: Vorkommen der Weidenmeise (n)		Fehlzuordnungen durch Modell: n (%)	
		Präsenz	Absenz	Präsenz	Absenz
0,470	$P \leq 0,01$	48	88	5 (10%)	19 (22%)

Abbildung 2. Wahrscheinlichkeit eines Vorkommens der Weidenmeise in Abhängigkeit von verschiedenen Habitatvariablen nach den Ergebnissen des LM-NPMR Habitat-Modells. Punkte zeigen von der Weidenmeise besiedelte ($y = 1$) und unbesiedelte ($y = 0$) Probeflächen, die Regressionsgeraden die vom Modell vorhergesagte Vorkommenswahrscheinlichkeit in Abhängigkeit der signifikanten Modellvariablen (a) Größe aller Sturmwurfflächen aus den Jahren 1990 und 1999, (b) Größe der Lärchenbestände, (c) Größe der Tannen-Bestände, (d) Größe der Fichtenbestände, und (e) Größe der durch den Wintersturm „Lothar“ erzeugten Sturmwurffläche. – *Likelihood of Willow Tit territory occupancy as predicted by the LM-NPMR habitat model. Dots represent the surveyed occupied ($y = 1$) and unoccupied ($y = 0$) sites. Graphs represent the statistically significant habitat variables with (a) size of storm-cleared corridors, (b) size of larch stands, (c) size of fir stands, (d) size of spruce stands, and (e) the size of storm -cleared corridors created by winter storm “Lothar”.*



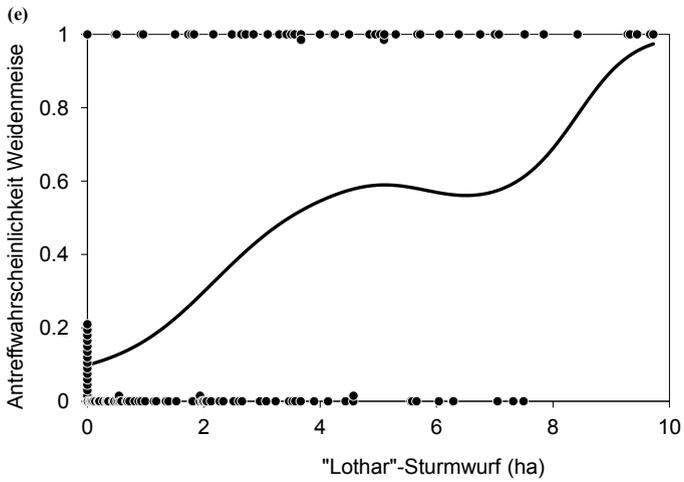
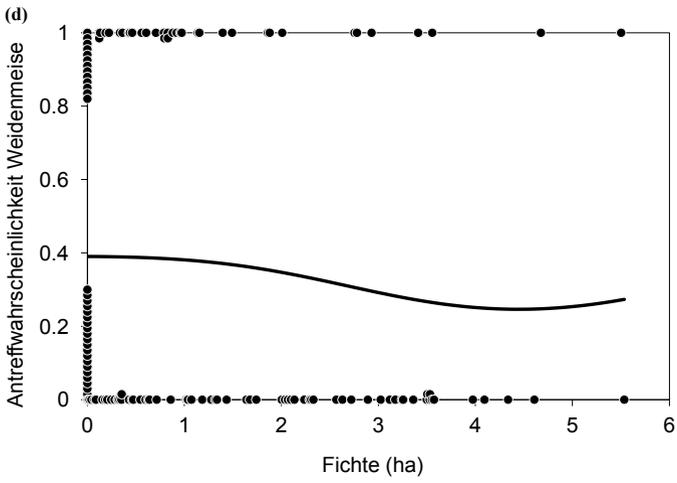
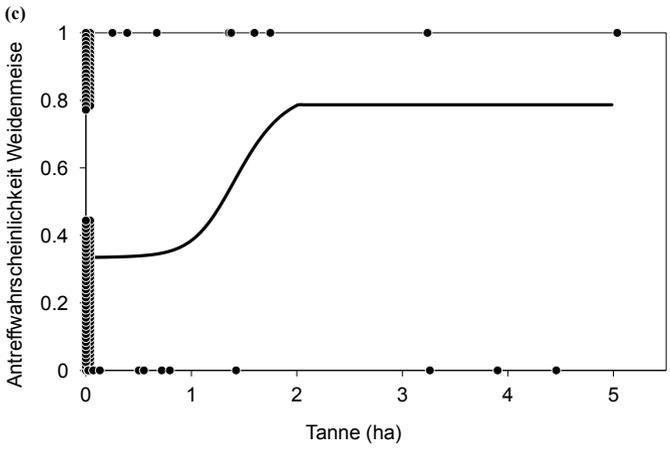
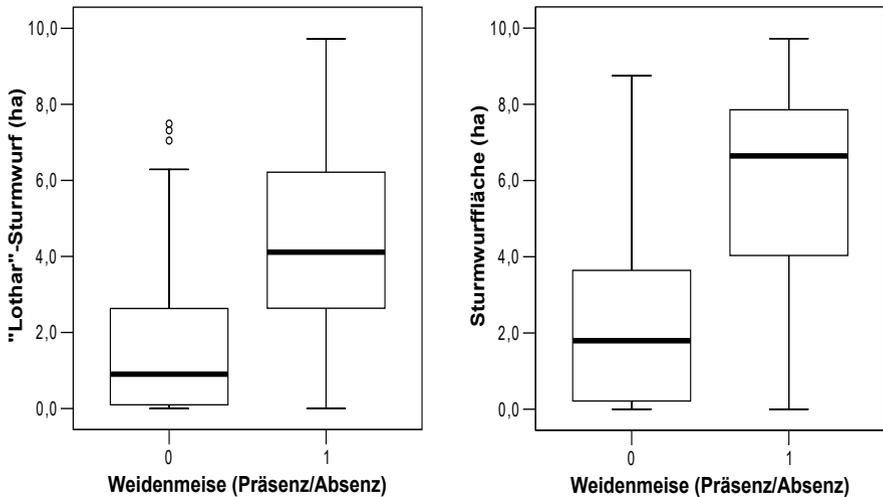


Abbildung 3. Unterschiede zwischen von Weidenmeisen unbesetzten (0) und besetzten (1) Probestellen in Bezug auf die Flächengröße von Sturmwurfflächen, links gesamthaft für die Jahre 1990 („Vivian und Wiebke“) und 1999 („Lothar“), rechts beschränkt auf die „Lothar“-Sturmwurfflächen. Der fette Strich in den Boxplots stellt den Median dar. Die umgebende Box wird durch das obere und untere Quartil begrenzt. Innerhalb der Box liegen also die mittleren 50 % der gemessenen Werte. Die Fahnen (Whisker) umfassen alle verbleibenden Daten innerhalb der 1,5-fachen Interquartil-Länge (IQR). Daten, die diesen Wert über- bzw. unterschreiten, werden als Ausreißer (Punkte) gewertet. – *Comparison of unoccupied (0) and occupied (1) study plots with respect to the size of storm-cleared corridors. The left plot combines areas affected by storms in 1990 (“Vivian” and “Wiebke”) and 1999 (“Lothar”), the right plot is restricted to 1999 (“Lothar”). Boxplots show the median (thick bar), the interquartile range (box), data within 1.5 times the interquartile range (whiskers), and outliers (dots).*



Diskussion

Kartiermethode und Vergleichbarkeit der Kartierergebnisse 1993-1998 und 2009-2012

Die Kartiermethoden zwischen den beiden Zeitabschnitten unterscheiden sich zum einen im Aufwand, zum anderen durch den Einsatz einer Klangattrappe. Der Kartieraufwand war im ersten Zeitabschnitt etwa 2,5-mal höher als im zweiten. Die Klangattrappe wurde hingegen erst 2009-2012 eingesetzt und zuvor nicht. Durch den Einsatz der Klangattrappe wird der Nachweiserfolg stark erhöht und die Nachweiswahrscheinlichkeit steigt bei der zu allen Jahreszeiten äußerst reaktionsbereiten Weidenmeise auf geschätzte > 90 %. Mit einem ersten Durchgang zum Auffinden der Reviere im Herbst/Winter und einem zweiten Durchgang im darauf folgenden Frühjahr zur Prüfung der Besetzung während der Hauptgesangsphase, waren die Begehungen 2009-2012 vor allem auf die Erfassung der Weidenmeise ausgerichtet. Zwischen 1993 und 1998 stand hingegen nicht ausschließlich die Weidenmeise im Fokus, sondern das Ziel war eine Erfassung der gesamten Avizönose des Untersuchungsgebiets (Dorka & Straub 1999). Obwohl also der zeitliche Aufwand im ersten Durchgang deutlich höher war kann nicht ausgeschlossen werden, dass zwischen 1993 und 1998 einzelne Reviere nicht erfasst wurden. Insgesamt wird der mögliche Fehler aber als gering eingestuft.

Tabelle 5. Siedlungsdichte der Weidenmeise im Untersuchungsgebiet „Rammert“. – *Densities of Willow Tit territories in the „Rammert“ study area.*

Bezugsraum	Zeitraum	Fläche (ha)	Reviere (n)	Siedlungsdichte (Reviere/100 ha)
Gesamtes Untersuchungsgebiet	1993-98	4.404	5	0,11
	2009-12	4.404	48	1,01
Geeignete Habitatfläche (LM-NPMR-Modell)	1993-98	632	5	0,79
	2009-12	1.435	48	3,34
Einzelne größere Sturmwurfflächen				
Kilchberg/ Weißtannenwald („Lothar“-Sturmwurf)	2009-12	19	3	15,79
Ofterdingen/ Hart („Wiebke und Vivian“-Sturmwurf)	2009-12	20	2	10,0
Rottenburg/ Blaulachweg („Lothar“-Sturmwurf)	2009	58	4	6,90
Ofterdingen/ Rauher Rammert („Lothar“-Sturmwurf)	2009	202	13	6,44

Behebungsaufwand, Begehungszeiten und Berücksichtigung von außerbrutzeitlichen Beobachtungen bei der Revierabgrenzung

Die angewandten Methoden weichen zum Teil von den Empfehlungen in Südbeck et al. (2005) ab. Dies betrifft die Anzahl an Begehungen und die Wertungsgrenzen. Die Wertungsgrenzen, also der Zeitraum aus dem Beobachtungen in die Revierausweisung einfließen sollen, werden mit Anfang März bis Anfang Juni angegeben (Südbeck et al. 2005). In der vorliegenden Untersuchung wurde hiervon abgewichen und Beobachtungen aus allen Jahreszeiten berücksichtigt. Dies lässt sich durch die starke ganzjährige Territorialität der Weidenmeise begründen. Die Weidenmeisen sind Standvögel und verlassen auch im Winter ihr Territorium in der Regel nicht (Orell & Belda 2002). Stattdessen bilden sich im Spätsommer kleine soziale und territoriale Weidenmeisengruppen (Matthysen 1990). Diese bestehen in der Regel aus dem ortsansässiges adulten Brutpaar sowie zwei bis vier nicht mit diesen verwandten Jungvögeln (Ekman et al. 1981, Ekman & Askenmo 1984, Hogstad 1987, Koivula & Orell 1988, Lahti et al. 1996). Der Kernbereich eines solchen Winterterritoriums besteht aus dem Brutterritorium des adulten Paares. Zudem werden im Umfeld liegende Bereiche mit eingeschlossen, so dass das Winterterritorium mit im Mittel 12,6 ha (Orell & Belda 2002) etwas größer ist als das Brutterritorium mit im Mittel 7,3 ha (Ludescher 1973). Die Gruppenmitglieder verteidigen das Winterrevier gegenüber anderen eindringenden Weidenmeisengruppen (Orell & Belda 2002). Die Territorialität ist allerdings im Vergleich zur Brutzeit weniger stark ausgeprägt und die Winterterritorien können an der Peripherie überlappen (Haftorn 1999).

Die Dispersionsphase der Jungvögel ist relativ kurz und in der Regel werden die Jungen 2 Monate nach dem Erreichen der Selbständigkeit ortsansässig (Ekman 1979). Zwischen 1961

und 1988, also vor der Etablierung regelmäßiger Brutvorkommen im Zuge der Arealexpan- sion, galt die Weidenmeise im Landkreis Tübingen als nicht alljährlicher Zugvogel (Kratzer 1991). Von 38 Beobachtungen aus der damaligen Zeit entfallen 27 auf die Monate September bis Dezember (Kratzer 1991). Es kann sich bei einzelnen Beobachtungen im Herbst / Winter also durchaus noch um dispergierende Jungvögel handeln. Eine Abgrenzung von Revieren, die allein auf einzelne Herbst- bzw. Winterbeobachtungen beruht, ist demnach nicht möglich. In der vorliegenden Untersuchung wurden Winterbeobachtungen daher in die Revierbildung nur dann einbezogen, wenn zumindest eine Beobachtung aus der Hauptgesangs- bzw. Brutzeit vorlag.

Nach Südbeck et al. (2005) wird empfohlen, für die Kartierung der Weidenmeise drei Begehungen zwischen Mitte März und Ende April durchzuführen. Hiervon wurde in der vor- liegenden Untersuchung abgewichen. Aufgrund der Flächengröße des Untersuchungsgebiets von 4.404 ha war eine dreimalige Begehung in einem solch engen Zeitraum mit dem zur Verfügung stehenden Zeitbudget nicht machbar. Durch die Einbindung außerbrutzeitlicher Beobachtungen und den Einsatz einer Klangattrappe wurde versucht, die auf den reduzierten Begehungsaufwand zurückzuführenden Limitierungen zu kompensieren. Aufgrund der Stand- ortstreue und der hohen Reaktionsbereitschaft der Weidenmeise auf die Klangattrappe wird der hieraus zu erwartende Fehler als eher gering eingeschätzt. Dennoch sind die angegebenen Revierzahlen als Mindestbestand aufzufassen.

Habitatwahl der Weidenmeise

Essenzieller Bestandteil eines Weidenmeisenreviers im Untersuchungsgebiet sind Sturmwurf- flächen aus dem Zeitraum 1990 bzw. 1999. Diese sind heute überwiegend mit Pionierwäldern bestockt, die sich durch einen hohen Anteil an Weichlaubhölzern auszeichnen. Insbesondere auf den vorherrschenden Stubensandsteinplateaus dominieren häufig Birken und Salweiden diese Bestände. Bei den Vorbeständen handelte es sich überwiegend um ältere (>70 jährige) Fichtenbestände. Obwohl die Sturmwurfflächen alle geräumt wurden, ist in der Regel viel liegendes und auch stehendes Totholz z.B. in Form von Hochstubben auf den Flächen belassen worden. Die Weidenmeise ist ein Höhlenbrüter und hackt ihre Nisthöhle nach Möglichkeit selbst (Hölzinger 1997). Die Höhlen werden ausschließlich in stehendem Totholz mit einem schon stark fortgeschrittenen Zersetzungsgrad angelegt. Fichten werden z.B. erstmals 7-10 Jahre nach dem Absterben angenommen (Flade & Schwarz 2004).

Die Dimension des stehenden Totholzes ist dagegen von untergeordneter Bedeutung und es werden auch sehr dünne Totständer ab Stangenholzalter angenommen. Die bevorzugten Nistbäume in Baden-Württemberg sind Birke und Weide (77 %, n = 129; Hölzinger 1997). Im „Rammert“ sind die Sturmwurfflächen von 1990 („Vivian und Wiebke“) in der Regel bereits dicht geschlossen und in Folge von Konkurrenz um Licht finden sich in diesen Stangenhölzern bereits viele abgestorbene Bäume. Häufig handelt es sich dabei um Birken und Weiden, die dem Konkurrenzdruck der wüchsigeren Fichten nicht standhalten können. Die Pionierwälder auf den Sturmwurfflächen „Vivian und Wiebke“ bieten den Weidenmeisen damit derzeit optimale Nistplätze.

Weidenmeisen präferieren die Sturmwurfflächen nicht nur wegen des Angebots an geeig- neten Strukturen zur Anlage von Höhlen, sondern suchen hier auch bevorzugt nach Nahrung. In einem Schweizer Untersuchungsgebiet wurden 81 % aller Weidenmeisen in Jungwuchs, Dickungen und Stangenholz beobachtet, obwohl diese Altersklasse nur ein Viertel der Wald-

fläche umfasste (Christen 1994). Besonders im Sommer und Herbst fressen Weidenmeisen Sämereien verschiedener Kräuter. Im „Rammert“ konnte die Art häufig bei der Aufnahme von Samen des Gewöhnlichen Hohlzahns (*Galeopsis tetrahit*) beobachtet werden und auch die Samen von Kratzdisteln (*Cirsium*) werden gerne genommen. Die Samenreife fällt auf das Ende der Dispersionsperiode und auf die Zeit der Reviergründung diesjähriger Weidenmeisen (Lampila et al. 2006). Die Mortalitätsrate bei Weidenmeisen ist im Vergleich zu anderen Singvogelarten im ersten Winter ausgesprochen hoch, für Altvögel danach aber äußerst gering (Lampila et al. 2006). Die Wintermortalität individueller Jungvögel ist abhängig von deren herbstlicher Kondition, die wiederum vom spätsommerlichen bzw. herbstlichen Nahrungsangebot abhängig ist. Damit ist das Kräuter- bzw. Samenangebot eine wichtige Steuergröße bei der Revierwahl diesjähriger Weidenmeisen. Nach der Revierwahl verlassen die strikt territorialen und standorttreuen Weidenmeisen ihr Revier in der Regel nicht mehr (Lampila et al. 2006).

Im Wald finden sich diese Kräuter der „Schlagflur“ in ausreichender Quantität nur während früher Sukzessionsstadien. Mit Dichtschluss der Baum- bzw. Strauchschicht wird die Feldschicht schnell ausgedunkelt. Lichtbedürftige Kräuter und Stauden sind im Konkurrenzkampf unterlegen und verschwinden. Offene Bereiche auf Sturmwurfflächen, die sich durch eine krautreiche Schlagflur auszeichnen, nehmen im Sukzessionsverlauf immer mehr ab. Auf „Wiebke und Vivian“-Flächen ist die Sukzession bereits so weit fortgeschritten, dass solche Vegetationstypen nur noch unter künstlichen Bedingungen (z.B. Jagdschneisen, Rückegassen) vorhanden sind. Auch die „Lothar“-Flächen sind zwar zumeist schon dicht geschlossen, im Vergleich zu den „Wiebke und Vivian“-Flächen sind aber größere Stellen mit einer krautreichen Schlagflur noch deutlich häufiger zu finden. Besonders unter extremeren standörtlichen (z.B. Vernässung, Flachgründigkeit und damit einhergehende Trocknis), klimatischen (z.B. Spätfrost in Senkenlagen) oder biotischen (z.B. Wildverbiss) Bedingungen haben sich hier auch noch großflächigere gehölzarme Offenbereiche inmitten der Pionierwälder halten können. Im Habitatmodell wird als letzter Faktor „Sturmwurfflächen 1999“ integriert. Damit werden Probeflächen ausgeschlossen, die ausschließlich „Wiebke und Vivian“-Flächen beinhalten. Dies deutet darauf hin, dass das Vorhandensein von offenen Flächen mit einer krautreichen Schlagflur besonders essenziell ist. In einem optimalen Weidenmeisenhabitat finden sich sowohl „Wiebke und Vivian“-Pionierwälder (Nist- und brutzeitliches Nahrungshabitat), als auch „Lothar“-Flächen (spätsommerlich-herbstliches Nahrungshabitat). Mit einem zunehmenden Anteil dieser Biotoptypen in einer Probefläche steigt die Besiedlungswahrscheinlichkeit durch die Weidenmeise an.

Sturmwurfflächen mit angrenzenden Lärchen- und Tannenbeständen werden von Weidenmeisen wohl leicht präferiert. Der Erklärungsbeitrag dieser Variablen im Modell ist jedoch äußerst gering und damit relativ unbedeutend. Darauf deutete auch die eher diffuse Verteilung besetzter und unbesetzter Probeflächen in Bezug auf die modellierte Antreffwahrscheinlichkeit (Abb. 2b,c). Diese visuelle Diskrepanz ist jedoch zum Teil auch auf den multiplikativen Ansatz des Modellierungsverfahrens zurückzuführen. Erst in Interaktion mit den anderen Variablen gewinnt der Lärchen- bzw. Tannenanteil an Bedeutung. Die Vögel ernähren sich besonders im Winter auch von Koniferensamen und Populationsschwankungen korrelieren mit der Nadelbaummast (Flade & Schwarz 2004). Die Starkäste älterer Nadelbäume insbesondere von grobborkigen Lärchen und Tannen werden von der Weidenmeise auch nach in der Rinde versteckten Arthropoden abgesucht (Christen 1994, Brotons et al. 2000). An solchen Stellen versteckt und speichert die Weidenmeise auch Sämereien (Glutz von Blotzheim 1993, Brotons

et al. 2000). Sturmwurfflächen mit angrenzenden älteren Fichtenbeständen werden hingegen eher gemieden, obwohl die Weidenmeise auch Fichtensamen frisst bzw. Fichtenäste nach Insekten absucht. Möglicherweise ist das Insektenangebot insbesondere im Winter an den tendenziell grobborkigeren Starkästen von Lärche und Tanne höher als an der Fichte. Während das Samenangebot von Lärche und Tanne über die Jahre relativ konstant bleibt, unterliegt die Fichte einem weit stärkeren Mastzyklus. In einem Mastjahr werden sehr viele Samen produziert, während im darauffolgenden Jahr die Samenproduktion häufig komplett ausfällt. Völlige Ausfalljahre kommen hingegen bei Lärche und Tanne in der Regel nicht vor. Damit bieten diese Baumarten der relativ langlebigen Weidenmeise im Winter eine zuverlässigere Nahrungsquelle.

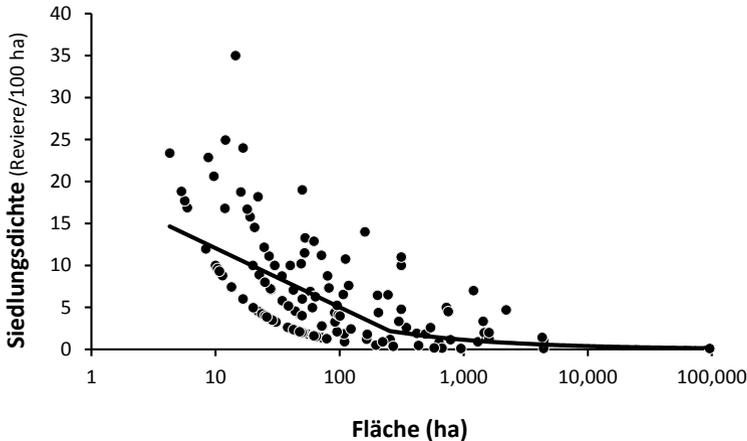
Die Evaluation des Habitatmodells zeigt, dass 90 % der besetzten Probeflächen richtig zugeordnet werden konnten. Die Quote an Fehlzuordnungen bei unbesetzten Probeflächen ist hingegen mehr als doppelt so hoch. Dies kann auf zwei mögliche Gründe zurückgeführt werden. Möglicherweise wird die Habitatsituation allein auf der hier analysierten Skalenebene des Bestandes nicht ausreichend abgebildet. Dies trifft insbesondere auf das Vorhandensein von ausreichend großen Bereichen mit einer ausgeprägten Schlagflur zu. Die Annahme, dass mit einem zunehmenden Anteil an Sturmwurfflächen die Fläche an Schlagflur proportional ansteigt muss nicht immer zutreffen. Fehlzuordnungen unbesetzter Probeflächen als besetzte allein aufgrund hoher Sturmwurfflächenanteile wären dann der Unschärfe des Modells zuzuschreiben.

Andererseits könnte der Fehler auch auf den noch nicht abgeschlossenen Ausbreitungsprozess der Weidenmeise zurückzuführen sein, so dass potenziell geeignete Habitate im „Rammert“ von der Weidenmeise noch gar nicht erreicht wurden. Nach Untersuchungen an einer farbberingten Weidenmeisenpopulation in Finnland sind die Dispersionsdistanzen mit im Mittel 253 ± 18 m für Männchen und 225 ± 20 m für Weibchen äußerst gering (Orell et al. 1999). Ob diese Daten einer gesättigten Population im borealen Areal sich auf eine expandierende Population im temperierten Mitteleuropa übertragen lassen bleibt offen. Allerdings zeigt das Verbreitungsbild im „Rammert“ (Abb. 1) eine heterogene Verteilung mit einer deutlichen Klumpung im Südosten des Gebietes. Aus dieser Richtung erfolgte auch die Einwanderung der Weidenmeise in das Untersuchungsgebiet. Dies spricht für ein Ausdünnen der Siedlungsdichte mit zunehmendem Abstand zur Gründerpopulation aufgrund eingeschränkter Dispersionsfähigkeit. Gerade im Westteil des „Rammert“ sind große Sturmwurfflächen mit lediglich einem Revier besetzt. Diese unterscheiden sich augenscheinlich strukturell jedoch nicht von den dicht besiedelten Flächen im Südosten. Träfe die zweite Annahme zu, wonach der Ausbreitungsprozess der Weidenmeise im Untersuchungsgebiet noch nicht abgeschlossen ist, dann wäre kurzfristig mit einem weiteren Populationsanstieg zu rechnen.

Neben den Habitatfaktoren, die in das Habitatmodell geladen wurden und damit den höchsten Erklärungsbeitrag zur Verbreitung der Weidenmeise im Untersuchungsgebiet leisten, deutet die Präferenzanalyse noch weitere Zusammenhänge an. Die Bevorzugung von Höhenlagen >500 m ü. NN ist als ein Artefakt aufzufassen, da mit zunehmender Meereshöhe der Anteil an Sturmwurfflächen im „Rammert“ zunimmt.

Deutlich wird hingegen die Bevorzugung von Jungwäldern (Alter ≤ 40 Jahre) durch die Weidenmeise. Auch in der Schweiz konnte eine Bevorzugung von Jungwäldern dokumentiert werden. Dort wurden im Jungwald, der bloß ein Viertel der Waldfläche umfasst, 81 % aller Weidenmeisen beobachtet (Christen 1994). Dabei ist anzumerken, dass ein junges Be-

Abbildung 4. Siedlungsdichte (Reviere/100 ha) der Weidenmeise nach eigenen Daten (Straub et al. 2011) und Literaturangaben (Gehring & Zinke 2009, Glutz von Blotzheim & Bauer 1993, Heine & Lang 2008, Hölzinger 1997). In die Funktion gingen 143 Untersuchungsflächen ein. Die Abszisse ist logarithmisch skaliert, die Ordinate hingegen nicht. Daher ergibt sich bei der Modellkurve ein scheinbarer „Knick“.
 – Density of Willow Tit territories (per 100 ha) in relation to the surveyed study area based on own data (Straub et al. 2011) and literature summaries (Gehring & Zinke 2009, Glutz von Blotzheim & Bauer 1993, Heine & Lang 2008, Hölzinger 1997). The function is based on 143 independent breeding bird surveys.



standesalter natürlich auch mit den Sturmwurfflächen einhergeht und diese beiden Variablen stark kovariieren. Letztlich geht es ja auch bei den Sturmwurfflächen um den Faktor „Jung“ – ob junge Wälder durch Sturmwurf, andere natürliche Faktoren oder forstlichen Eingreifen verursacht werden ist sicherlich von untergeordneter Bedeutung.

Innerhalb besetzter Probeflächen findet sich ein deutlich höherer Grünlandanteil zumeist Wildwiesen. Diese werden in der Regel einmal jährlich gemulcht und in den Randbereichen sind häufig kraut- und damit nahrungsreiche Saumstrukturen ausgebildet.

Siedlungsdichte

Siedlungsdichteangaben sind abhängig von der untersuchten Flächengröße. Mit zunehmender Flächengröße steigt die Wahrscheinlichkeit, dass ungeeignete Biotoptypen in die Fläche integriert werden. Folglich sinkt die Siedlungsdichte mit Zunahme der Flächengröße. Dieser Zusammenhang folgt einer Potenzfunktion. Siedlungsdichtevergleiche unterschiedlich großer Untersuchungsgebiete sind insoweit nur unter Berücksichtigung der Flächengröße zulässig. Auf Basis von Literaturangaben, eigenen Daten und den vorliegenden Untersuchungsergebnissen wurde die in Abb. 4 dargestellte Funktion ($y = 28,872x^{-0,467}$, $r^2 = 0,432$) berechnet. Zu beachten ist dabei, dass die Funktion ausschließlich durch die Weidenmeise besiedelte Flächen berücksichtigt. Für das 4.404 ha große Untersuchungsgebiet ergibt sich damit ein Erwartungswert von 0,57 Revieren pro 100 ha. Mit derzeit 1,01 Revieren pro 100 ha ist die Siedlungsdichte im „Rammert“ im Vergleich zu anderen besiedelten Gebieten daher als überdurchschnittlich einzuschätzen. In einzelnen dichter besiedelten größeren Sturmwurfflächen im Untersuchungsgebiet werden zwischenzeitlich Abundanzen von 6,4 bis 15,8 Revieren pro 100 ha erreicht (Tab. 5). Auch dies deutet darauf hin, dass das Habitatpotenzial auf vielen Flächen noch nicht

völlig durch die Weidenmeise ausgeschöpft wird und kurzfristig mit einem weiteren Populationsanstieg zu rechnen ist.

Arealexansion und Bestandszunahme

Die Weidenmeise hat in Baden-Württemberg zwei klassische, über Jahrhunderte hinweg besetzte Verbreitungsschwerpunkte, nämlich im gesamten Oberrheintal und in Oberschwaben einschließlich des württembergischen Allgäus und der Flussauen an Donau und Iller (Hölzinger 1997). Zudem war im mittleren Neckarraum noch in den 1920er und 1930er Jahren ein zusammenhängendes Brutgebiet vorhanden (Schüz 1925, 1931, Hölzinger 1997). Seit den 1950er Jahren ist eine Arealexansion der Weidenmeise zu beobachten, während der von den oberschwäbischen Vorkommen ausgehend die Schwäbische Alb besiedelt wurde. Bis in die 1980er Jahre war die Weidenmeise schließlich über die ganze Schwäbische Alb verbreitet und die Bestandszunahme bzw. Arealerweiterung hält weiter an (Hölzinger 1997). Die Arealerweiterung wird auf großräumige Nutzungsänderungen – Aufforstung mit Fichten und Umwandlung vieler Buchenwälder in Fichtenforste – zurückgeführt (Gatter 1994, Hölzinger 1997, Gatter 2000). Die Erstbesiedlung auf der Schwäbischen Alb im Landkreis Reutlingen erfolgte in lockeren 3-6 m hohen Fichtenschonungen (Badtke et al. 1971). Die Anfälligkeit der Fichtenwälder außerhalb ihrer natürlichen Verbreitung führt zu den obligatorischen Bestandslücken, die eine Bereicherung des Lebensraumes darstellen (Gatter & Schütt 2004). Die seit Mitte der 1970er Jahre steigenden und sich besonders seit 1990 in den deutschen Wäldern akkumulierenden Totholz mengen haben regional die Ausbreitung der Weidenmeise begünstigt (Gatter 2004).

Aus dem Landkreis Tübingen sind bis 1993 aus acht Jahren zumindest brutverdächtige Weidenmeisen an drei Stellen dokumentiert, die alle aus der Neckar- und Steinlachau stammen. Vor 1914 ist ein Nachweis der Art im Alten Botanischen Garten in Tübingen belegt (Fischer 1914). Ob es sich dabei um einen Brutzeitnachweis handelt ist allerdings unbekannt. Im heutigen NSG „Blaulache“ zwischen Tübingen und Kirchentellinsfurt, einem standörtlich durch Quellaustritte geprägten und von Erlen und Weiden dominierten Bestand mit Bruchwaldcharakter, fand Walliser 1958 eine Brut der Weidenmeise (Kratzer 1991). Am selben Ort konnte 1980 ein Brutversuch belegt werden (Löderbusch 1982 in Kratzer 1991). Vermutlich an derselben Stelle gelang im April 1921 ein Nachweis der Art (Schüz 1931). In einem älteren Sukzessionswald aus Eschen, Erlen, Pappeln und Weiden im Bereich der Kiesgrube Queck bei Bühl wurde 1984 eine erfolgreiche Brut nachgewiesen (Schneider & Stopper in Kratzer 1991). Dort konnte bereits in den Jahren 1979 und 1983, sowie 1992 und 1993 revieranzeigende Vögel beobachtet werden (Kratzer 1991, F. Straub, D. & R. Kratzer, A. Brauer, U. Dorka unveröff.). Beide Stellen sind aktuell verwaist (eigene Daten, unveröff.). Am Bohlberg bei Talheim ist eine Beobachtung von Jungvögeln im Steinlachtal vor 1914 dokumentiert (Fischer 1914). Ansonsten galt die Weidenmeise im Landkreis Tübingen als nicht alljährlicher Durchzügler (Kratzer 1991).

Aus dem Untersuchungsgebiet „Rammert“ lagen bislang keine Beobachtungen vor, die auf ein Brutvorkommen der Weidenmeise hindeuteten. Der Ersthinweis von 1993 im Rahmen der vorliegenden Untersuchung (1993) war gleichzeitig der erste Brutnachweis der Weidenmeise im Landkreis Tübingen außerhalb der Neckarau. Der Populationsanstieg verlief zunächst langsam von einem (1993-1994) über zwei (1995-1996) auf vier (1997) und schließlich fünf Reviere (1998). Bei der Nachkontrolle 2009 - 2012 konnten bereits 48 Reviere dokumentiert werden.

Diese immense Bestandszunahme kann auf die Sturmwurfereignisse „Wiebke und Vivian“ (1990) sowie „Lothar“ (1999) und die damit einhergehende massive Strukturveränderung im Waldgebiet „Rammert“ erklärt werden. Dadurch wurde das Habitatangebot für die Weidenmeise sowohl quantitativ als auch qualitativ deutlich verbessert. Die von der Weidenmeise besiedelten, durch Weichlaubhölzer dominierten, strukturreichen und mit offenen Flächen durchsetzten Pionierwälder haben sich erst durch die als Initialereignisse wirkenden Stürme entwickelt. Im Rahmen der geregelten forstlichen Bewirtschaftung wären niemals Freiflächen (z.B. in Form von Kahlhieben) in dieser Flächenausdehnung entstanden.

Vor 1990 war die z.T. dichte Bepflanzung von Kahlflächen im Wald noch gängige forstliche Praxis. Nach den Stürmen war aufgrund der umfangreichen Kahlflächen und der mit der Pflanzung verbundenen Kosten eine flächendeckende Wiederaufforstung nicht mehr leistbar. Bereits nach „Wiebke und Vivian“ und verstärkt nach „Lothar“ wurde deshalb ein Teil der Sturmwurfflächen nicht mehr bepflanzt, sondern die Wiederbewaldung über natürliche Sukzessionsprozesse eingeleitet. Setzt die Pflanzung ausschließlich auf forstlich verwertbare Baumarten („Hartholz“) ermöglichte erst die Verjüngung über natürliche Sukzessionsprozesse die Entstehung von Weichlaubholz dominierten Pionier- und Vorwäldern. Ein kleiner Teil des Sturmholzes verblieb als Totholz z.B. in Form von Hochstubben auf den geräumten Sturmwurfflächen. Diese Strukturen werden heute u. a. zur Anlage von Bruthöhlen durch die Weidenmeise genutzt.

Nach den Daten des „DDA-Monitorings häufiger Brutvögel“ wird der bundesdeutsche Populationstrend der Weidenmeise für den Zeitraum 1989 bis 2003 mit „eher abnehmend als gleichbleibend, Trend jedoch nicht signifikant“ angegeben (Flade & Schwarz 2004). Dieser Trend hält auch bis 2009 weiterhin an (Südbeck et al. 2010). In Baden-Württemberg soll der Brutbestand zwischen 1980 und 2004 um 20 bis 50 % abgenommen haben und die Weidenmeise wird aus diesem Grund in der Vorwarnliste des Landes geführt (Hölzinger et al. 2007). Dies steht sowohl im Widerspruch zu den hier vorgelegten Daten als auch zur immer noch anhaltenden Bestandszunahme auf der Schwäbischen Alb (Hölzinger 1997, Gatter 2000, Lissak 2003). Gerade auf der Schwäbischen Alb hat die Weidenmeise von den großen Sturmereignissen in den 1990er Jahren profitiert. Nach stichprobenhaften Kontrollen sind nahezu alle größeren Sturmwurfflächen auf der „Mittleren Kuppenalb“ und der „Hohen Schwabenalb“ von der Weidenmeise besetzt (G. Hermann mdl. Mitt.).

Auch aus anderen Naturräumen sind in den letzten Jahren Neuansiedlungen bekannt geworden. Im Nordschwarzwald wurden zwischenzeitlich die naturräumlichen Einheiten „Grindenschwarzwald und Enzhöhen“ und „Schwarzwald Randplatten“ neu besiedelt (U. Dorka mdl. Mitt., eigene Daten unveröff.). Die Siedlungsdichte wird hier großräumig auf 1 Revier pro 10 km² geschätzt (U. Dorka mdl. Mitt.) Im Südschwarzwald gelangen Nachweise ab 1999 im Naturraum „Hochschwarzwald“ (eigene Daten unveröff.). Auf der Baar hat sich der Weidenmeisenbestand zwischen 1987 und 2004 von ca. 10 auf >100 Reviere verzehnfacht (Gehring & Zinke 2009). Im Landkreis Tübingen wurden neben dem „Rammert“ auch noch weitere Waldgebiete mit großen Sturmwurfflächen durch die Weidenmeise besiedelt. Im „Schönbuch“ liegen seit 1995 Nachweise aus dem Bereich „Einsiedel“, seit 2006 vom „Birkensee“ (Landkreis Böblingen), und seit 2012 aus dem „Goldersbachtal“ vor (G. Hermann, U. Dorka mdl. Mitt., eigene Daten unveröff.). Auch die im Naturraum „Obere Gäue“ gelegenen Waldinseln „Öfenwald“ (Seeborn), „Bierlinger Gemeinewald“ (Starzach) und „Winterrain-Abtwald“ (Neustetten) sind nachweislich seit mind. 2011 bzw. 2012 besiedelt (eigene Daten unveröff.).

Im Naturraum „Mittleres Albvorland“ konnte 2012 ein Revier im „Herdwald“ bei Gomaringen nachgewiesen werden (eigene Daten unveröff.).

Diese Daten, in Kombination mit den Ergebnissen der Habitatanalyse und der dokumentierten Bestandsentwicklung der Weidenmeise im „Rammert“ zeigen, dass die Weidenmeise von den großen Sturmereignissen deutlich profitiert hat. Die Stürme „Wiebke und Vivian“ und „Lothar“ hinterließen in Baden-Württemberg ca. 15 bzw. 30 Millionen Kubikmeter Sturmholz (MLR 2009, Grebhan et al. 2010) und allein für „Lothar“ wird der Umfang der Kahlf lächen mit ca. 40.000 ha angegeben (MLR 2009). Durch die großen Stürme der 1990er Jahre dürften in Baden-Württemberg insgesamt ca. 60.000 ha Sturmwurf lächen entstanden sein. Die Wiederbewaldung erfolgt häufig durch natürliche Sukzessionsprozesse. Auch wenn nicht alle dieser neu entstandenen potenziellen Habitate durch die Weidenmeise besiedelt wurden, kann dennoch von einem starken Populationsanstieg der Weidenmeise in den Wäldern Baden-Württembergs ausgegangen werden. Aus einzelnen Naturräumen sind allerdings auch Rückgänge der Art dokumentiert. Am Bodensee hat sich der Bestand zwischen 1981 und 1992 von 42 auf 24 Reviere nahezu halbiert (Kolb in Heine et al. 1999). Nach Bauer et al. (2005) sind die Revierzahlen am Bodensee zwischen 1980 über 1990 bis 2000 von 36 über 22 auf 10 Reviere gesunken – allerdings ohne statistisch abgesicherten Trend. Im „Fetzach-Taufachmoos“ konnte ein Rückgang von 56 % zwischen 1974 und 2005 dokumentiert werden (Heine & Lang 2008). Ob dieser Trend für alle Oberschwäbischen Moore repräsentativ ist bleibt ungewiss. Aus den Auepopulationen an Rhein, Iller und Donau liegen hingegen keine Angaben zur aktuellen Bestandsentwicklung vor. Der in der Roten Liste für die letzten 25 Jahre angegebene negative Bestandstrend der Weidenmeise von 20-50 % scheint unter Berücksichtigung des neu entstandenen Habitatpotenzials nach den großen Stürmen der 1990er Jahre, der fortgesetzten Arealexansion und den wenigen Untersuchungen mit einem belegten Negativtrend nicht plausibel.

Ausblick & Prognose

Die Ergebnisse der Habitatmodellierung deuten darauf hin, dass momentan möglicherweise noch nicht alle potenziell geeigneten Habitate von Weidenmeisen besetzt sind. In die gleiche Richtung deutet auch der Siedlungsdichtevergleich. Demnach ist im „Rammert“ eine Siedlungsdichte in Optimal-Habitaten von ca. 6 Revieren pro 100 ha möglich. Mit derzeit ca. 3 Revieren pro 100 ha in geeigneten Habitaten wäre demnach noch „Luft nach oben“. Dies alles lässt auf einen weiterhin anhaltenden zumindest kurzfristigen Populationsanstieg schließen und ein Potenzial von insgesamt ca. 55-70 Revieren im Untersuchungsgebiet wird unter heutigen Bedingungen als realistisch eingeschätzt. Andererseits wird das Habitatpotenzial im Zuge der Sukzession wieder fortlaufend geringer. Spätesten im Jahr 2039 sind die „Lothar“-Sturmwürfe aus der von der Weidenmeise präferierten Altersklasse (≤ 40 Jahre) wieder herausgewachsen. Der Qualitätsverlust setzt aber bereits früher ein. Durch den mit dem Alter zunehmenden Dichtschluss der Bestände werden die essenziellen Bereich mit einer krautreichen Schlagflur bereits seit geraumer Zeit zunehmend geringer.

Die Wälder im Untersuchungsgebiet werden nach den Grundsätzen der „naturnahen Waldwirtschaft“ bewirtschaftet. Dieses Waldbauprogramm zeichnet sich durch die Zieldurchmesserorientierte Einzelbaumentnahme aus und richtet sich nach den Prinzipien des Dauerwaldes. Durch diese Bewirtschaftungsform erhöht sich zwar die Strukturdiversität auf Bestandesebene (z.B. Schichtgefüge), aber die auf größere Waldflächen bezogene Texturheterogenität (z.B.

das Nebeneinander verschiedener Sukzessionsstadien) geht verloren (Gärtner 2004). Diese Homogenisierung des Waldes stellt insbesondere Waldarten früher Sukzessionsstadien („Lichtwaldarten“), zu denen auch die Weidenmeise zählt, vor große Probleme, da die Entstehung von Kahlflächen und damit frühen Waldsukzessionsstadien im Rahmen des „naturnahen Waldbaus“ grundsätzlich nicht vorgesehen ist (Hermann & Steiner 2000). In Baden-Württemberg bedürfen nach §15(3) LWaldG Kahlhiebe mit einer Fläche von mehr als einem Hektar der Genehmigung der Forstbehörde. Frühe Sukzessionsstadien im Wald können folglich nur noch durch größere Schadereignisse entstehen, entziehen sich dem Management und sind damit dem Zufall überlassen.

Durch die großen Stürme der 1990er Jahre ist zwischenzeitlich bereits ein Großteil der wurfgefährdeten Koniferenbestände im Untersuchungsgebiet gefallen. Heute sind noch ca. 16 % (ca. 700 ha) der Fläche mit Fichtenbeständen bestockt. Diese liegen jedoch häufig in windgeschützten Lagen. Potenzielle Windwurfflächen zukünftiger Sturmereignisse sind damit limitiert. Zudem wurden in den letzten 20 Jahren im „Rammert“ durch die Einzelbaumnutzung, starke Durchforstungen und Umbaumaßnahmen nahezu alle älteren (ca. >70 jährigen) Wälder von ein- in zweischichtige Bestände umgewandelt. Die einstmals einschichtigen und sehr lichten >120 jährigen Kiefernwälder der Wiederaufforstungsphase sind heute z.B. zumeist durch einen undurchdringlichen 4 - 15 m hohen Buchenunterstand geprägt. Bei zukünftigen größeren Schadereignissen werden daher keine Kahlflächen im eigentlichen Sinne mehr entstehen, sondern lediglich die Bestände verjüngt. Daraus folgt, dass die Weidenmeisenpopulation im „Rammert“ wohl kurzfristig weiter zunehmend wird, mittelfristig aber abnimmt und eine langfristige Etablierung unter den heute gegebenen Bewirtschaftungsbedingungen als eher unwahrscheinlich einzuschätzen ist. Aufgrund dieser negativen Prognose, die auch auf andere an Sturmwurfflächen gebundene Weidenmeisenpopulationen in Baden-Württemberg übertragen werden kann, ist eine Abstufung der Art aus der Vorwarnliste in die Kategorie „nicht gefährdet“ trotz kurzfristig positivem Bestandstrend keinesfalls gerechtfertigt.

Literatur

- Badtke, W., K. Fischer, H.-M. Koch, H.-J. Riedinger (1971): Die Vögel des Raumes Reutlingen. Herausgegeben vom Deutscher Bund für Vogelschutz, Ortsgruppe Reutlingen. Oertel & Spörer, Reutlingen.
- Bauer, H.-G., M. Peintinger, G. Heine & U. Zeidler (2005): Veränderungen der Brutvogelbestände am Bodensee – Ergebnisse der halbquantitativen Gitterfeldkartierungen 1980, 1990 und 2000. Vogelwelt 126: 141-160.
- Brotans, L., M. Orell, K. Lahti, K. Koivula (2000): Age-Related Microhabitat Segregation in Willow Tit *Parus montanus* Winter Flocks. Ethology 106: 993-1005.
- Dorka, U. & F. Straub (1999): Avifaunistische Untersuchungen im Rammert unter besonderer Berücksichtigung der Spechte (Picidae) 1993-1997. Schriftenreihe der Fachhochschule Rottenburg 13: 6-77.
- Ekman, J. (1979): Coherence, composition and territories of winter social groups of the willow tit *Parus montanus* and the crested tit *P. cristatus*. Ornis Scandinavica 10: 56-68.
- Ekman, J.B., G. Cederholm, C.E.H. Askenmo (1981): Spacing and survival in winter groups of willow tit *Parus montanus* and Crested tit *P. cristatus* A removal study. J. Anim. Ecol. 50: 1-9.
- Ekman, J. & C. Askenmo (1986): Reproductive cost, agespecific survival and a comparison of the reproductive strategy in two European tits (genus *Parus*). Evolution 40: 159-168.
- Fischer, W.J. (1914): Über die Vogelfauna Württembergs. Inaugural-Dissertation, Stuttgart.
- Flade, M & J. Schwarz (2004): Ergebnisse des DDA-Monitoringprogramms, Teil II: Bestandentwicklung von Waldvögeln in Deutschland 1989-2003. Vogelwelt 125: 177-213.
- Gärtner, S. (2004): Auswirkungen des Waldbaus auf die Vegetation im Südschwarzwald. Freiburger Forstliche Forschung 26.
- Gatter, W. (1994): Zur Ausbildung von Vogelgemeinschaften in Wäldern unter Einfluss von Habitat-

- struktur, Nahrung, Konkurrenz und Migration. Mitt. Ver. Forstl. Standortskde. Forstpflanzenzüchtg. 37: 75-88.
- Gatter, W. (2000): Vogelzug und Vogelbestände in Mitteleuropa. Aula-Verlag, Wiebelsheim.
- Gatter, W. (2004): Deutschlands Wälder und ihre Vogelgesellschaften im Rahmen von Gesellschaftswandel und Umwelteinflüssen. Vogelwelt 125: 151-176.
- Gatter, W. & R. Schütt (2004): Biomasse, Siedlungsdichte und Artenzahl von Vogelgesellschaften colliner und submontaner Laub- und Nadelwälder in Südwestdeutschland. Vogelwelt 125: 247-254.
- Gehring, H. & F. Zinke (2009): Die Brutvögel im Schwarzwald-Baar-Kreis – Bestand und Entwicklung. Schriften des Vereins für Geschichte und Naturgeschichte der Baar 52: 95-114.
- Grebban, K., H. Mayer, D. Schindler, J. Schonborn (2010): Teilprojekt „Erarbeitung einer Risikokarte für Sturmschäden in Wäldern und forstlich relevante Sturmschadensmodelle als Grundlagen für Methoden zur Reduzierung von Sturmschäden in Wäldern in Baden-Württemberg“ innerhalb des Forschungsprogramms Herausforderung Klimawandel Baden-Württemberg. Albert-Ludwigs-Universität Freiburg. S. 103-141. http://www.herausforderung-klimawandel-bw.de/downloads/RESTER_Schlussbericht_Herausforderung_Klimawandel.pdf (Dezember 2012).
- Glutz von Blotzheim, U.N. & K.M. Bauer (1993): Handbuch der Vögel Mitteleuropas. Band 13/1 Passeriformes (4. Teil) Muscicapidae – Paridae. Aula-Verlag, Wiesbaden.
- Haftorn, S. (1999): Flock formation, flock size and flock persistence in the Willow Tit *Parus montanus*. Ornis. Fenn. 76:49-63.
- Heine, G. & G. Lang (2008): Brutvogelbestände im Fetzach-Taufachmoos (Oberschwaben) 1974, 1987 und 2005. Ornithol. Jh. Bad.-Württ 24: 39-58.
- Hermann, G. & R. Steiner (2000): Der Braune Eichen-Zipfelfalter in Baden-Württemberg. Ein Beispiel für die extreme Bedrohung von Lichtwaldarten. Naturschutz und Landschaftsplanung 32: 271-277.
- Hölzinger, J. (1997): Weidenmeise - *Parus montanus*. Die Vögel Baden-Württembergs. Singvögel 2. Ulmer, Stuttgart, S. 117-132.
- Hölzinger, J., H.-G. Bauer, P. Berthold, M. Boschert, U. Mahler (2007): Rote Liste und kommentiertes Verzeichnis der Brutvogelarten Baden-Württembergs (5. Fassung. Stand 31.12.2004). Naturschutz-Praxis Artenschutz 11.
- Hogstad, O. (1987): Social rank in winter flocks of willow tits *Parus montanus*. Ibis 129: 1-9.
- Koivula, K. & M. Orell (1988): Social rank and wintersurvival in the willow tit *Parus montanus*. Ornis Fennica 65: 114-120.
- Kolb, H. (1999): Weidenmeise – *Parus montanus*. In Heine, G., Jacoby, H., Leuzinger, H., Stark, H.: Die Vögel des Bodenseegebietes. Ornithol. Jh. Bad.-Württ. 14/15: S. 670.
- Lahti, K., K. Koivula, M. Orell, S. Rytkönen (1996): Social dominance in free-living Willow Tits *Parus montanus*: determinants and some implications of hierarchy. Ibis 138: 539-544.
- Lampila, S., M. Orell, E. Belda, K. Koivula (2006): Importance of adult survival, local recruitment and immigration in a declining boreal forest passerine, the willow tit *Parus montanus*. Oecologia 148: 405-413.
- Lissak, W. (2003): Die Vögel des Landkreises Göppingen. Ornithol. Jh. Bad.-Württ. 19: 1-486.
- Ludesccher, F.-B. (1973): Sumpfmehse (*Parus p. palustris* L.) und Weidenmeise (*P. montanus salicarius* Br.) als sympatrische Zwillingarten. J. Ornithol. 114: 3-56.
- Matthysen, E. (1990): Nonbreeding social organization in *Parus*. In: Power, D.M. (ed) Current Ornithology 7. Plenum Press, New York. S. 209-249.
- McCune, B. (2004): Nonparametric Multiplicative Regression for Habitat Modelling. <http://www.pcord.com/NPMRIntro.pdf> (Dezember 2012).
- MLR (2009): Minister Peter Hauk MdL: “Spuren des Orkans Lothar sind heute noch sichtbar, die Folgen aber erfolgreich bewältigt”. Pressemitteilung 298/2009. http://www.mlrbaden-wuerttemberg.de/Minister_Peter_Hauk_MdL_Spuren_des_Orkans_Lothar_sind_heute_noch_sichtbar_die_Folgen_aber_erfolgreich_bewaeltigt/8003I.html&suchtext=lothar (Dezember 2012).
- Orell, M., K. Lahti, K. Koivula, S. Rytkönen, P. Welling (1999): Immigration and gene flow in a northern willow tit (*Parus montanus*) population. J. Evol. Biol. 12: 283-295.
- Orell, M. & E.J. Belda (2002): Delayed cost of reproduction and senescence in the willow tit *Parus montanus*. Journal of Animal Ecology 71: 55-64.
- Schüz, E. (1925): Über Verbreitung und Stimme unserer einheimischen Mattkopf-Graumeise (*Parus atricapillus* L.) Mitt. Vogelwelt 24: 5-9.
- Schüz, E. (1931): Vogelkundliche Plan-Arbeit in Südwest-Deutschland. Veröff. Staatl. Stelle Naturschutz b. Landesamt f. Denkmalpflege 8: 129-136.
- Südbeck, P., H. Andretzke, S. Fischer, K. Gedeon, T. Schikore, K. Schröder, C. Sudfeldt (2005): Methodenstandards zur Erfassung der Brutvögel Deutschlands. Im Auftrag der Länderarbeitsgemeinschaft der Vogelschutzwarten und des Dachverbandes Deutscher Avifaunisten. Radolfzell.
- Sudfeldt, C., R. Dröschmeister, T. Langgemach & J. Wahl (2010): Vögel in Deutschland – 2010. DDA, BfN, LAG VSW, Münster.

Straub, F., J. Mayer, J. Trautner (2011): Arten-Areal-Kurven für Brutvögel in Hauptlebensraumtypen Südwestdeutschlands. Referenzwerte zur Skalierung der Artenvielfalt von Flächen. Natursch. Landschaftspl. 43: 325-333.

Strauss, R. (1979): Reliability Estimates for Ivlev's Electivity Index, the Forage Ratio, and a Proposed Linear Index of Food Selection. Transaction of the American Fisheries Society 108: 344-352.