

Universität Potsdam  
Mathematisch-Naturwissenschaftliche Fakultät  
Institut für Biochemie und Biologie

DIPLOMARBEIT

**Modellgestützte Untersuchungen zum Überleben einer  
Steinkauzpopulation (*Athene noctua*) in Thüringen**

von

Alexandra Esther

Gutachter: 1. Prof. Dr. Florian Jeltsch

2. Prof. Dr. Dieter Wallschläger

eingereicht: Potsdam, am 23. September 2002

Dieses Werk ist unter einem Creative Commons Lizenzvertrag lizenziert:  
Namensnennung - Keine kommerzielle Nutzung – Keine Bearbeitung 3.0 Deutschland  
Um die Bedingungen der Lizenz einzusehen, folgen Sie bitte dem Hyperlink:  
<http://creativecommons.org/licenses/by-nc-nd/3.0/de/>

Online veröffentlicht auf dem  
Publikationsserver der Universität Potsdam:  
URL <http://opus.kobv.de/ubp/volltexte/2010/4451/>  
URN <urn:nbn:de:kobv:517-opus-44519>  
<http://nbn-resolving.org/urn:nbn:de:kobv:517-opus-44519>

## **Vorwort**

Die Population des Steinkauz *Athene noctua* in Bereichen Thüringens und Sachsens ist in ihrem Bestand stark gefährdet. Ziel dieser Diplomarbeit ist es, Aussagen zu Ursachen dieser Gefährdung zu machen und Zusammenhänge im komplexen Wechselspiel der Populationsdynamik aufzuzeigen. Dabei bedient sich die Arbeit eines stochastischen Simulationsmodells, das eigens für diese Untersuchung erstellt wurde; eine Methodik, die im angewandten Naturschutz zunehmend Verwendung findet. Die Arbeit ist so verfasst, dass auch Leser, die sich noch nicht mit ökologischer Modellierung beschäftigt haben, leicht Zugang zu dem Thema finden können.

# Inhaltsverzeichnis

<b>1</b>	<b><i>Einleitung</i></b>	<b>1</b>
<b>2</b>	<b><i>Populationsökologischer Hintergrund</i></b>	<b>4</b>
2.1	<b>Systematik und Verbreitung</b>	<b>4</b>
2.2	<b>Bestandsentwicklung</b>	<b>5</b>
2.3	<b>Verhalten und Habitatansprüche</b>	<b>8</b>
2.4	<b>Jahreszyklus</b>	<b>9</b>
2.5	<b>Revierverhalten</b>	<b>10</b>
2.6	<b>Brutbiologie</b>	<b>11</b>
2.6.1	Nahrungsangebot	12
2.7	<b>Dismigration</b>	<b>13</b>
2.7.1	Ortswechsel der Adulten	13
2.7.2	Verstreichen der Juvenilen	13
2.7.3	Habitatbeschaffenheit	14
2.7.4	Konkurrenten	15
2.8	<b>Mortalität</b>	<b>16</b>
2.8.1	Mortalität der Adulten	16
2.8.2	Mortalität der Juvenilen	17
2.8.3	Mortalität durch Prädatoren	17
2.8.4	Witterung im Winter	18
2.9	<b>Altersstruktur</b>	<b>18</b>
<b>3</b>	<b><i>Methodik</i></b>	<b>20</b>
3.1	<b>Kausaldiagramm</b>	<b>21</b>
3.2	<b>Das Modell</b>	<b>23</b>
3.2.1	Vorgehen bei Zufallswahl	25
3.2.2	Datenaufbereitung in ArcView GIS und ARC/INFO GIS	26
3.2.3	Flussdiagramm	28

3.2.4	Startbedingungen und Eingangsparameter	30
3.2.4.1	Die Klassifizierung der Reviere	30
3.2.4.2	Revierbesetzung und Bestandszahlen	33
3.2.4.3	Größe des Gitterobjektes	33
3.2.4.4	Mortalitätswahrscheinlichkeit der Adulten	34
3.2.4.5	Mortalitätswahrscheinlichkeit der Juvenilen	35
3.2.4.6	Wahrscheinlichkeit für „schlechten“ Winter	36
3.2.4.7	Wahrscheinlichkeit für „schlechtes“ Frühjahr	37
3.2.4.8	Reproduktionserfolg	38
3.2.4.9	Mortalitätswahrscheinlichkeit der Geschlüpften	39
3.2.4.10	Dismigrationsradius der Adulten und Juvenilen	40
3.2.4.11	Anzahl der Jahre und Simulationen	40
3.2.5	Programmablauf	40
3.2.5.1	Mortalität der Juvenilen und Adulten	41
3.2.5.2	Reproduktion	42
3.2.5.3	Partnersuche und Revierwechsel der Adulten	42
3.2.5.4	Verstreichen der Juvenilen	43
3.2.5.5	Altern	44
<b>3.3</b>	<b>Szenarien</b>	<b>44</b>
3.3.1	Basisszenarium	46
3.3.2	Sensitivitätsanalyse	46
3.3.2.1	Parameterszenarien	47
3.3.2.2	Kombinationsszenarien nach Anzahl der „Ähnlichen“	49
3.3.2.3	Kombinationsszenarien nach Literaturwerten	51
3.3.2.4	Szenarien mit erhöhter Individuenanzahl	52
3.3.3	Untersuchungen zu möglichen Gefährdungsfaktoren und Managementoptionen	53
3.3.3.1	„Prädation“ als möglicher Gefährdungsfaktor und als Managementoption	54
3.3.3.2	„Habitatverbesserung“ als mögliche Managementoption	54
3.3.3.3	„Auswilderung“ als Managementoption	55

<b>4</b>	<b><i>Ergebnisse</i></b>	<b>56</b>
4.1.1	Basisszenarium	56
4.1.2	Parameterszenarien	58
4.1.3	Kombinationsszenarien nach der Anzahl an „Ähnlichen“	75
4.1.4	Kombinationsszenarien nach Literaturwerten	78
4.1.5	Szenarien mit erhöhter Individuenanzahl	81
4.1.6	Untersuchungen zu möglichen Gefährdungsfaktoren und Managementoptionen	84
4.1.6.1	„Prädation“ als mögliche Gefährdungsfaktor und als Managementoption	84
4.1.6.2	„Habitatverbesserung“ als mögliche Managementoption	87
4.1.6.3	„Auswilderung“ als Managementoption	88
<b>5</b>	<b><i>Diskussion</i></b>	<b>91</b>
<b>5.1</b>	<b>Datengrundlage und Modellannahmen</b>	<b>92</b>
<b>5.2</b>	<b>Zur Sensitivitätsanalyse</b>	<b>93</b>
<b>5.3</b>	<b>Untersuchungen zu möglichen Gefährdungsfaktoren und Managementoptionen</b>	<b>94</b>
5.3.1	„Prädation“ als möglicher Gefährdungsfaktor und als Managementoption	95
5.3.2	„Habitatverbesserung“ als Managementoption	96
5.3.3	„Auswilderung“ als Managementoption	97
<b>5.4</b>	<b>Zum Modell und der Arbeit</b>	<b>99</b>
<b>6</b>	<b><i>Zusammenfassung</i></b>	<b>101</b>
<b>7</b>	<b><i>Literaturverzeichnis</i></b>	<b>103</b>
<b>8</b>	<b><i>Anhang</i></b>	<b>111</b>

## Abbildungsverzeichnis

ABBILDUNG 1: VERBREITUNGSKARTE UND AREALVERLUST IN MITTELEUROPA (WEIßE ZONE) MIT MÖGLICHEN RESTPOPULATIONEN (AUS MERZ & SCHERZINGER 2000) .....	6
ABBILDUNG 2: ÜBERSICHTSKARTE DES UNTERSUCHUNGSGEBIETES MIT REVIEREN .....	7
ABBILDUNG 3: BESTANDSENTWICKLUNG SEIT 1989 IN THÜRINGEN UND SACHSEN .....	8
ABBILDUNG 4: JAHRESZYKLUS VON <i>ATHENE NOCTUA</i> , MIT FÜR DAS MODELL RELEVANTEN PHASEN (NACH SCHÖNN ET AL. 1991) .....	10
ABBILDUNG 5: ALTERSSTRUKTUR EINER STEINKAUZPOPULATION (QUELLE: ULLRICH 1980) .....	19
ABBILDUNG 6: KAUSALDIAGRAMM: GRAPHISCHE DARSTELLUNG DER RELEVANT ERSCHEINENDEN EINFLÜSSE AUF DIE POPULATIONSENTWICKLUNG .....	23
ABBILDUNG 7: BETRACHTUNG- UND VERWALTUNGSEBENEN IM MODELL .....	25
ABBILDUNG 8: FLUSSDIAGRAMM GRAPHISCHE DARSTELLUNG DER PROZESSE IM PROGRAMM.....	29
ABBILDUNG 9: BEISPIELE FÜR POPULATIONSENTWICKLUNGEN „ÄHNLICHER“ SIMULATIONEN MIT EINEM „MAß FÜR ÄHNLICHKEIT“ <18 .....	57
ABBILDUNG 10: AUSWIRKUNG DES PARAMETERS MONATLICHE MORTALITÄTSAUSWIRKUNG FÜR ADULTER.....	59
ABBILDUNG 11: AUSWIRKUNG DER ÄNDERUNG DES PARAMETERS MONATLICHE MORTALITÄTSAUSWIRKUNG FÜR JUVENILE .....	62
ABBILDUNG 12: AUSWIRKUNG DER PARAMETER WAHRSCHEINLICHKEIT FÜR EINEN „SCHLECHTEN“ WINTER.....	64
ABBILDUNG 13: AUSWIRKUNG DER PARAMETER WAHRSCHEINLICHKEIT FÜR EIN „SCHLECHTES“ FRÜHJAHR.....	66
ABBILDUNG 14: AUSWIRKUNG DER ÄNDERUNG DES PARAMETERS WAHRSCHEINLICHKEIT FÜR EIN GESCHLÜPFTES/BRUTPAAR, BEI 100%IGER EINTRITTSWAHRSCHEINLICHKEIT FÜR EIN „SCHLECHTES“ FRÜHJAHR .....	68
ABBILDUNG 15: AUSWIRKUNG DER ÄNDERUNG DES PARAMETERS MORTALITÄTSAUSWIRKUNG FÜR GESCHLÜPFTER .....	69
ABBILDUNG 16: ANZAHL DER „ÄHNLICHEN“ IN ABHÄNGIGKEIT ZUR	

WINTERPARAMETEREINSTELLUNGEN (VGL. TABELLE 12) .....	71
ABBILDUNG 17: AUSGEFLOGENE /BRUTPAAR IN ABHÄNGIGKEIT ZUR	
WINTERPARAMETEREINSTELLUNGEN (VGL. TABELLE 12) .....	72
ABBILDUNG 18: VERLUST AN JUVENILEN IN ABHÄNGIGKEIT ZUR	
WINTERPARAMETEREINSTELLUNGEN (VGL. TABELLE 12) .....	73
ABBILDUNG 19: LEBENSERWARTUNG DER ADULTEN IN ABHÄNGIGKEIT ZUR	
WINTERPARAMETEREINSTELLUNGEN (VGL. TABELLE 12) .....	74
ABBILDUNG 20: AUSWIRKUNGEN DER IN DEN SZENARIEN EINGESTELLTEN	
PARAMETERKONSTELLATIONEN.....	77
ABBILDUNG 21: ÄNDERUNG DES PARAMETERS MONATLICHE	
MORTALITÄTSAHRSCHENLICHKEIT JUVENILER BEI GLEICHBLEIBEND ERHÖHTER	
MORTALITÄTSAHRSCHENLICHKEIT DER ADULTEN .....	79
ABBILDUNG 22: ÄNDERUNG DES PARAMETERS MONATLICHE	
MORTALITÄTSAHRSCHENLICHKEIT ADULTER BEI GLEICHBLEIBEND ERHÖHTER	
MORTALITÄTSAHRSCHENLICHKEIT DER JUVENILEN .....	80
ABBILDUNG 23: DIE MITTLERE ANZAHL AUSGEFLOGENER/BRUTPAAR IN	
ABHÄNGIGKEIT DER PARAMETERSÄTZE BEI DER ANFANGSBESETZUNG	
ENTSPRECHEND DEM JAHR 1989 MIT 20 INDIVIDUEN („ÄHNLICHE“,	
„UNÄHNLICHE“) UND EINER ANFANGSBESETZUNG MIT 550 BRUTPAAREN (+IND)	
.....	81
ABBILDUNG 24: DER MITTLERE VERLUST AN JUVENILEN IN ABHÄNGIGKEIT DER	
PARAMETERSÄTZE BEI DER ANFANGSBESETZUNG ENTSPRECHEND DEM JAHR 1989	
MIT 20 INDIVIDUEN („ÄHNLICHE“, „UNÄHNLICHE“) UND EINER	
ANFANGSBESETZUNG MIT 550 BRUTPAAREN (+IND) .....	82
ABBILDUNG 25: DIE MITTLERE LEBENSERWARTUNG DER ADULTEN IN ABHÄNGIGKEIT	
DER PARAMETERSÄTZE BEI DER ANFANGSBESETZUNG ENTSPRECHEND DEM JAHR	
1989 MIT 20 INDIVIDUEN („ÄHNLICHE“, „UNÄHNLICHE“) UND EINER	
ANFANGSBESETZUNG MIT 550 BRUTPAAREN (+IND) .....	83
ABBILDUNG 26: AUSSTERBEWAHRSCHENLICHKEIT IN ABHÄNGIGKEIT VON DER	
PARAMETERKONSTELLATION UND DEM ANTEIL AN REVIEREN MIT PRÄDATION .	86
ABBILDUNG 27: AUSSTERBEWAHRSCHENLICHKEIT IN ABHÄNGIGKEIT VOM	

SZENARIUM UND VOM DISMIGRATIONSRADIUS JUVENILER.....	88
ABBILDUNG 28: AUSSTERBEWAHRSCHEINLICHKEIT IN ABHÄNGIGKEIT VOM SZENARIUM UND DER ANZAHL AN „AUSGEWILDERTEN“ INDIVIDUEN .....	90

## **Tabellenverzeichnis**

TABELLE 1: BRUTERFOLGE FÜR ZEITRÄUME VON 1972-1985 ( BP: BRUTPAAR) (QUELLE: H. FRITSCH, R. BACHMANN, J. BAUM, H. KRÖBER, H. GRIMM (VGL. SCHÖNN 1986))	11
TABELLE 2: PROZENTUALE VERLUSTE AN NESTLINGEN (VGL. SCHÖNN 1986)	12
TABELLE 3: MORTALITÄTSAHRSCHWEINLICHKEIT DER JUVENILEN UND ADULTEN	16
TABELLE 4: DURCH VERSCHIEDENE URSACHEN BEDINGTE MORTALITÄTSAHRSCHWEINLICHKEITEN DER ADULTEN (UMGERECHNET NACH SCHÖNN 1986, GELTEND FÜR DAS BASISZENARIOUM)	35
TABELLE 5: DURCH VERSCHIEDENE URSACHEN BEDINGTE MORTALITÄTSAHRSCHWEINLICHKEITEN DER JUVENILEN (UMGERECHNET NACH SCHÖNN 1986, EXO & HENNES 1980)	36
TABELLE 6: EINSTELLUNGEN DER WINTERPARAMETER - GÜLTIG FÜR DAS BASISSZENARIOUM UND MODI-FIZIERT IN ANDEREN SZENARIOEN (NACH SCHÖNN 1986, EXO & HENNES 1980 UND ANNAHME DER AUTORIN)	37
TABELLE 7: BRUTERFOLG (NACH SCHÖNN 1986)	39
TABELLE 8: PROZENTUALE VERLUSTE AN NESTLINGEN (NACH SCHÖNN 1986)	40
TABELLE 9: MORTALITÄTSAHRSCHWEINLICHKEITEN DER ADULTEN, JUVENILEN UND GESCHLÜPFTE (QUELLEN: SCHÖNN 1986, EXO & HENNES 1980)	46
TABELLE 10: MONATLICHE MORTALITÄTSAHRSCHWEINLICHKEITEN IN ABHÄNGIGKEIT VOM ANTEIL PRÄDATION AN „DURCH PRÄDATION BETROFFENEN“ REVIEREN	49
TABELLE 11: PARAMETER DER KOMBINATIONSSZENARIOEN (BEZUG ZUM BASISSZENARIOUM/ ABSOLUT)	51
TABELLE 12: SZENARIOEN MIT ÄNDERUNGEN DER WINTERPARAMETER	70

## 1 Einleitung

Der Steinkauz *Athene noctua*, entstammend den innerasiatischen und mediterranen Steppen und Halbwüsten, breitete sich als „Kulturfolger“ aus. Er fand in der mitteleuropäischen Kulturlandschaft mit seinen Dauergrünlandflächen, höhlenreichen alten Kopfbäumbeständen bzw. alten Bäumen, extensiv genutzten Streuobstwiesen und Viehweiden ideale Sekundärlebensräume. Vorerst unbemerkt, später dramatische Rückgänge im Bestand verzeichnend, sind gerade in mitteleuropäischen Ländern teilweise nur noch Restvorkommen vorhanden. In Deutschland sind besonders dramatische Rückgänge für die ostdeutschen Bundesländer belegt. In Thüringen und Sachsen während der 50er Jahren als eine regional häufige Vogelart bezeichnet, nimmt der Bestand seit den 60er Jahren deutlich ab (SCHÖNN 1986). Die zur Verfügung stehenden Bestandserfassungen vom Jahr 2000 ergaben nur noch 18 Individuen.

Möglicherweise begann der kontinuierliche Rückgang der Bestände Thüringens und Sachsens durch den extremen Wintereinbruch 1962/63 (GÜNTHER 1982) und hielt an durch Intensivierungsmaßnahmen in der Landwirtschaft und, damit verbunden, einen gravierenden Wandel von einer strukturreichen Landschaft in eine „Agrarsteppe“ (SCHÖNN et al. 1991). Die kleinbäuerliche Landwirtschaft wurde aufgegeben, Flurbereinigungsmaßnahmen durchgeführt und die Bewirtschaftung intensiviert (SCHÖNN et al. 1991). Dadurch wurden *Athene noctua* die Lebensgrundlagen zunehmend entzogen. So führte beispielsweise die Rodung alter, höhlenreicher Baumbestände (Pappel *Populus spec.*, Weide *Salix spec.*, Obstbäume i.A.) zum Verlust der Brut- und Vorratshöhlen (GÜNTHER 1982, SCHÖNN et al. 1991, SCHÖNN 1986). Mit dem Rückgang der Beweidung nahm der Anteil an ganzjährig kurzgehaltenem Grünland, dem eigentlichen Jagdgebiet des Steinkauzes (SCHÖNN et al. 1991, GÖRNER 1982), deutlich ab. Die intensive Beweidung (Standweide) und der Einsatz von Bioziden, Mineraldünger und Gülle führten zur Abnahme von Nahrungstieren (SCHÖNN et al. 1991), im Besonderen von Arthropoden in der Zeit der Reproduktion (GRIMM 1985). Einen Beitrag leistete möglicherweise auch der

Prädatoren- und Konkurrenzdruck, z.B. durch Habicht (*Accipiter gentilis*), Rabenvögel (*Pica pica*, *Corvus corone*), Waldkauz (*Strix aluco*), Steinmarder (*Martes foina*) und Fuchs (*Vulpes vulpes*, ARBEITGRUPPE ARTENSCHUTZ THÜRINGEN 1999, SCHÖNN et al. 1991, BAUMGART 1980). In jüngster Zeit werden zunehmend ehemals als Wintereinstand dienende Gebäude wie Ställe und Scheunen saniert oder abgerissen. Somit wird dem Steinkauz der in der kälteren Jahreszeit teilweise nötige klimatische Schutz und der Zugang zu Nahrungsquellen (Mäuse) entzogen (ARBEITGRUPPE ARTENSCHUTZ THÜRINGEN 2000).

*Athene noctua*, eine regional „vom Aussterben bedrohte Art“ (WIESNER 2000), ist somit zu einem aktuellen Thema des Artenschutzes in Thüringen geworden. Die eingeleiteten Schutzmaßnahmen, ob ehrenamtlich organisiert oder auf dem allgemeinen Naturschutzprogramm des Freistaates Thüringen beruhend (ARBEITGRUPPE ARTENSCHUTZ THÜRINGEN 1999, 2000), umfassen das Anbringen von künstlichen Nisthilfen, den Marderschutz an künstlichen Niströhren, Pflegeverträge für Streuobstwiesen, die Schaffung ganzjährig kurzrasiger Jagdflächen durch extensive Beweidung, Zugang zu auch sanierten Gebäuden, die Nachpflanzung von Obstbäumen, Nachmahd statt nur einmaliger Mahd. Diskutiert wurden auch die Reduzierung von Füchsen und Mardern, Ausbreitungskorridore und ein Auswilderungsprogramm. Die durchgeführten Maßnahmen zeigen bisher jedoch keine sichtbare Wirkung, wie die aktuellen Bestandserfassungen zeigen. Das Überleben der Population scheint äußerst gefährdet.

Die Aufgabe dieser Diplomarbeit war es, Untersuchungen zum Überleben der Steinkauzpopulation in Thüringen mit Hilfe eines Simulationsmodells durchzuführen. Das Simulationsmodell, mittlerweile häufiger in der Naturschutzbiologie als Untersuchungsmethode angewandt (z.B. GRIMM & DRECHSLER 1998), schafft keine Abbilder der Realität. Es ermöglicht Umweltschwankungen sowie demographische Variabilität zu berücksichtigen und das Überleben von Populationen durch Wahrscheinlichkeiten auszudrücken. Der Vorteil des Simulationsmodells liegt u.a. in der Möglichkeit, ohne großen personellen und finanziellen Aufwand die relative Bedeutung verschiedener Gefährdungsfaktoren abschätzen und verschiedene Managementoptionen abwägen

zu können (BEGON et al. 1998). Die Modelle basieren auf Felddaten, welche dadurch optimal ausgenutzt werden können.

Die für die vorliegende modellunterstützte Untersuchung verwendeten Daten wurden aus verschiedenen Quellen zusammengetragen. Die Daten zum Bestand der Jahre 1989-2001 von Thüringen und den angrenzenden Vorkommen in Sachsen stammen von zahlreichen Experten vor Ort (vgl. ARBEITSGRUPPE ARTENSCHUTZ THÜRINGEN 1999, 2000; BÜRO FÜR LANDSCHAFTSÖKOLOGIE, NATUR- UND ARTENSCHUTZ 2001; BAUM et al. 2000; FRITSCH 1997, 2001 briefl.; SCHÖNN 1998; JUST 2001 briefl.; JACOBI 2000). Weitere zur Anwendung kommende Daten zur Populationsökologie basieren auf meist älteren Literaturangaben, wenn möglich der Region (SCHÖNN 1986, 1998; SCHÖNN et al. 1991; GRIMM 1985; GÜNTHER 1982; GÖRNER 1982 & BAUMGART 1980). Waren diese nicht ausreichend vorhanden, wurden Daten von anderen Populationen Deutschlands hinzugezogen (ULLRICH 1980; LOSKE 1977, 1978, 1986, KNÖTZSCH 1978, EXO & HENNES 1980, GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1980, SCHÖNN et al. 1991 u.v.m.).

Der populationsökologische Hintergrund (vgl. Kapitel 2) führte zur Entwicklung eines stochastischen, räumlich-expliziten und auf Individuen basierenden Simulationsmodells. In dieses wurden die Ergebnisse von in ARC/INFO bzw. in ArcView durchgeführten Analysen für die Gebiete in Thüringen und Sachsen und deren besetzter Reviere der Jahre 1989-2001 (vgl. Kapitel 3.2.2) eingelesen. Eine durchgeführte Sensitivitätsanalyse (vgl. Kapitel 3.3.2) führte zu möglichen Parameterwerten, orientiert an der erfassten Populationsentwicklung Thüringens / Sachsens und den Literaturangaben (vgl. Kapitel 3.3.2.2, 3.3.2.3.). Schließlich wurden anhand ausgewählter Parameterkonstellationen Untersuchungen zum Überleben der Population zu möglichen Gefährdungsfaktoren und Managementoptionen bezüglich „Prädation“, „Habitatverbesserung“ und "Auswilderung“ durchgeführt (vgl. Kapitel 3.3.3).

## 2 Populationsökologischer Hintergrund

Im folgenden Kapitel erfolgt eine Beschreibung der Spezies Steinkauz nach populationsökologischen Gesichtspunkten. Die zusammengetragenen Daten stammen aus der Region Thüringen und Sachsen (SCHÖNN 1986, 1998; SCHÖNN et al. 1991; GRIMM 1985; GÜNTHER 1982; GÖRNER 1982 & BAUMGART 1980). Ergänzt wurden diese, wenn nötig, durch Daten von mehrjährigen Untersuchungen zur Populationsdynamik aus den Gebieten des Albvorlands (ULLRICH 1980), Westfalens (LOSKE 1977, 1978, 1986), des Bodenseegebietes (KNÖTZSCH 1978) oder allgemein zu Vorkommen in Deutschland ( u.a. EXO & HENNES 1980, GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1980, SCHÖNN et al. 1991).

### 2.1 Systematik und Verbreitung

*Athene noctua* (SCOPOLI, 1769) zählt zu der Familie Strigidae (Echte Eulen) und Unterfamilie Surniinae (Falkenkäuze). Innerhalb der Ordnung Strigiformes (Eulen) zählt die Art zur Gattung *Athene* (BOIE, 1822) (Steinkauzartige). *Athene noctua* war ursprünglich in den innerasiatischen und mediterranen Steppen und Halbwüsten beheimatet. Als „Kulturfolger“ breitete sich die Art aus und kommt gegenwärtig u. a. in Westeuropa und den Mittelmeerländern, aber auch in Nordostafrika, Eurasien bis China und Korea (MERZ & SCHERZINGER 2000) vor. Dabei bilden Gebirge und große Waldgebiete Bestandslücken.

Die Verbreitungsgrenzen der gegenwärtig 11 anerkannten Unterarten sind noch weitgehend ungeklärt (SCHÖNN et al. 1991, MERZ & SCHERZINGER 2000). Hierzu besteht weiterer Forschungsbedarf.

## 2.2 Bestandsentwicklung

In Europa existieren große Populationen in Spanien, Frankreich, Italien, Rumänien, Bulgarien, der Ukraine und dem europäischen Teil von Russland. Die bulgarische und die rumänische Populationen umfassen 5 000-10 000 bzw. 30 000 Brutpaaren (MERZ & SCHERZINGER 2000) und gelten als stabil. In England hat *Athene noctua* sich erfolgreich Ende des 19. Jahrhunderts angesiedelt und belief sich 1991 auf einen Bestand von etwa 9000 Brutpaare. Im Gegensatz dazu gibt es in den meisten Ländern Mitteleuropas starke Bestandsrückgänge (vgl. Abb. 1). In Österreich und der Schweiz gab es 1997 nur jeweils etwa 60-70 Brutpaare.

In Deutschland existiert ein relativ individuenreicher Bestand in Nordrhein-Westfalen 1993 ca. 4 500 Paare bzw. Reviere, wahrscheinlich nicht zuletzt wegen des Kontaktes zu den hohen Beständen Belgiens und der Niederlande (MERZ & SCHERZINGER 2000). Doch gehen nahezu im gesamten einheimischen Verbreitungsgebiet die Bestände zurück, d.h. *Athene noctua* gilt als „stark gefährdet Art“ in Deutschland (Rote Liste 1996). Besonders dramatisch sind die Bestandsrückgänge in den ostdeutschen Bundesländern.

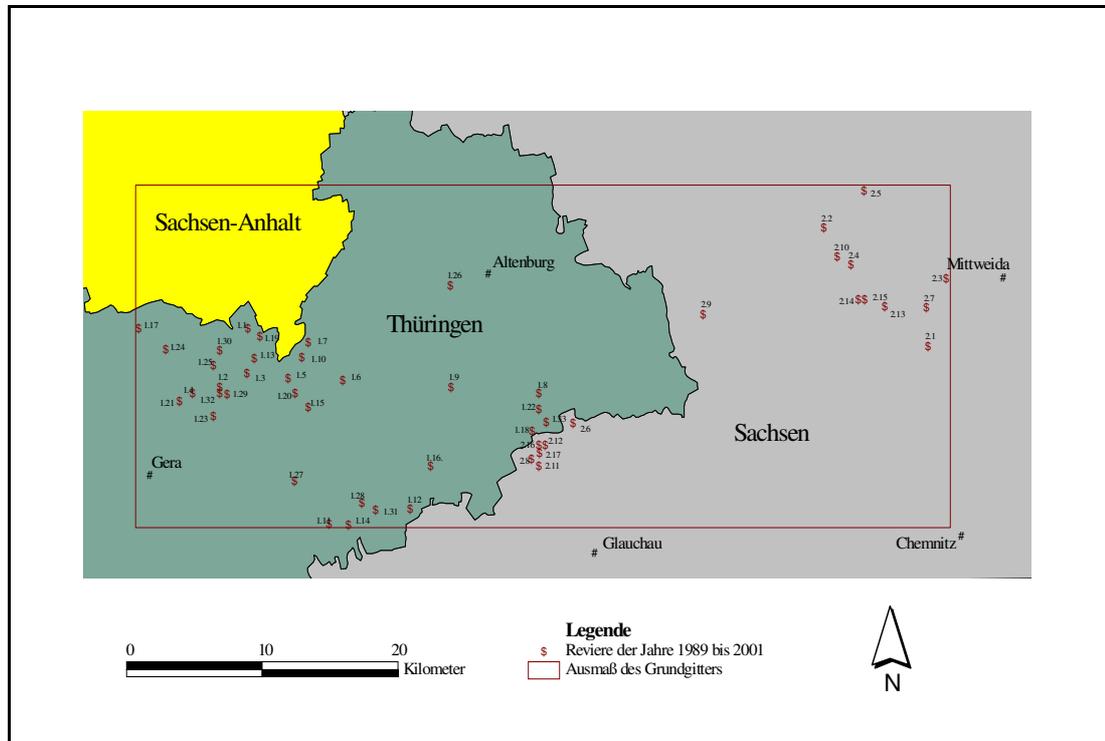
Noch bis 1950 war die Art *Athene noctua* regional häufig auch in Ostdeutschland (SCHÖNN 1998). Winterverluste und die daraus resultierenden Bestandsschwankungen wurden vielfach dokumentiert (DROST & SCHÜTZ 1940, CREUTZ 1975). Die deutliche Tendenz zur Abnahme der Bestände setzte in den 60er Jahren ein.



**Abbildung 1: Verbreitungskarte und Arealverlust in Mitteleuropa (weiße Zone) mit möglichen Restpopulationen** (aus MERZ & SCHERZINGER 2000)

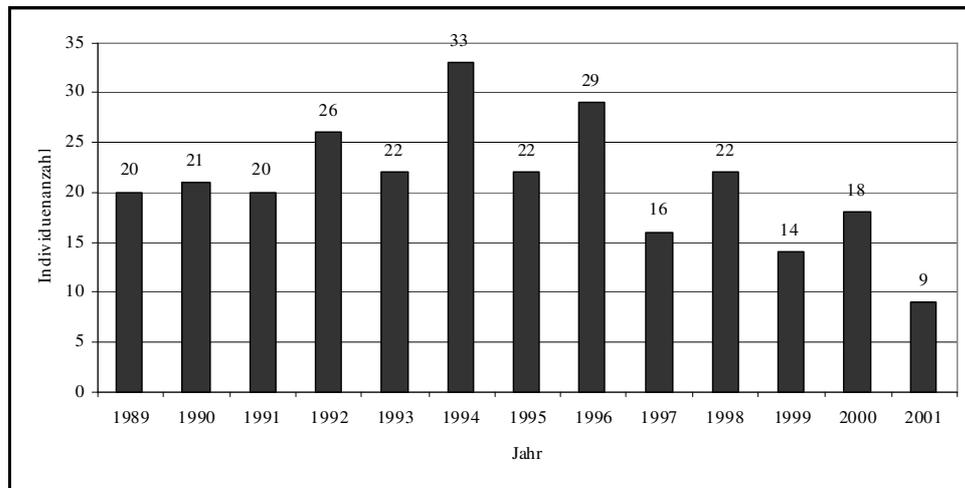
Möglicherweise begann der kontinuierliche Rückgang der Bestände Thüringens und Sachsens durch den Winter 1962/63 (GÜNTHER 1982) und ging einher mit großflächigen Veränderungen der Landschaftsstrukturen in dieser Zeit (SCHÖNN 1986). So werden die Vorkommen der sächsischen Landkreise Mittweida und Chemnitzer Land, wo der Steinkauz vermutlich flächendeckend, mit Ausnahme von Waldgebieten und Gebieten oberhalb der 500 m NN (Erzgebirge und Vogtland) vorkam, 1998 auf etwa 0,5-1% des Bestandes von 1950 geschätzt (SCHÖNN 1998). Die Bestände Sachsens und Thüringens, wurden 1988 auf etwa 44-66 Brutpaare und für Sachsen-Anhalt auf etwa 57-71 Brutpaare geschätzt (SCHÖNN et al. 1991). Im Jahr 1998 reduzierten sich diese Bestände auf etwa 20–25 Paare bzw. Reviere in Thüringen und Sachsen und in Sachsen-Anhalt auf etwa 5 Paare bzw. Reviere (MEBST & SCHERZINGER 2000). Die vernetzte Siedlungsstruktur, eine Grundlage für die bis in den 50er Jahren intakten Teilpopulationen Thüringens und Sachsens, wandelte sich durch lokales Aussterben zu der inselartigen Siedlungsstruktur der heutigen Zeit (SCHÖNN 1998). So gilt *Athene noctua* in Sachsen und Thüringen als eine „vom Aussterben bedrohte Art“ (WIESENER 2000).

Diese Arbeit beschäftigt sich mit den als isoliert geltenden Restvorkommen Thüringens und Sachsens. Der Verbreitungsschwerpunkt Thüringens liegt in den Landkreisen Altenburger Land sowie Greiz und der Stadt Gera (vgl. Abb. 2).



**Abbildung 2: Übersichtskarte des Untersuchungsgebietes mit Revieren**  
(Revierbesetzungen und Individuenanzahl der Jahre 1989-2001)

Eine Verbindung besteht zu Vorkommen des Landkreises Chemnitzer Land, an der thüringisch-sächsischen Landesgrenze. Ein weiteres kleines Vorkommen in unmittelbarer Nähe (etwa 30 km) zu den Beständen an der Landesgrenze gibt es noch im Landkreis Mittweida. Dessen zukünftige Existenz hängt wahrscheinlich von dem Vorhandensein einer Verbindung zu den Beständen Thüringens ab (Schönn 1998). Die hier verwendeten Daten zeigen deutlich, wie niedrig die Individuenzahlen nur noch sind (vgl. Abb. 3), trotz der vermutlichen Unvollständigkeit. Im besonderen für Sachsen-Anhalt waren keine aktuellen Daten verfügbar, auch fanden keine flächendeckenden Erfassungen statt.



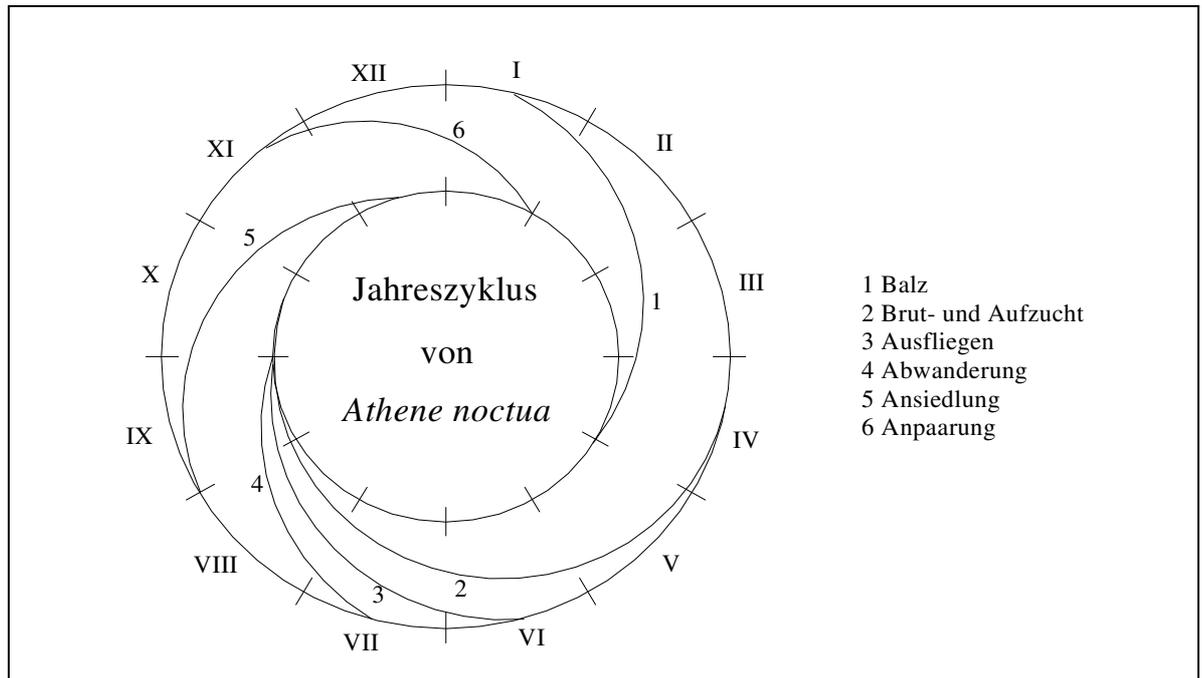
**Abbildung 3: Bestandsentwicklung seit 1989 in Thüringen und Sachsen**  
(Revierbesetzungen und Individuenanzahl der Jahre 1989-2001)

### 2.3 Verhalten und Habitatansprüche

*Athene noctua*, zum turkestanisch-mediterranen Faunentyp (VOOUS 1962) zählend, bevorzugt im allgemeinen schneearme Gebiete, was die Besiedlung von Regionen unter 600m NN (MEBST 1966) bei hoher Dichte bzw. 300 m NN bei niedriger Dichte (SCHÖNN 1998) erklärt. Die Primärhabitats bieten *Athene noctua* baumlose, spärliche bzw. niedrige Bodenvegetation, mit erhöhten Steinen bzw. Steinhäufen oder kleine lichte Gehölze und sind ideal für deren Beuteerwerb durch Bodenjagd von Sitzwarten aus. Fugen oder Löcher an Sand- oder Felsenwänden bieten dem Höhlenbrüter ursprünglich Orte zum brüten. In der mitteleuropäischen Kulturlandschaft ist der Steinkauz trotz einer gewissen Anpassungsfähigkeit weiterhin auf Flächen mit dauerhaft niedriger Vegetation sowie Sitzwarten und Bruthöhlen angewiesen. So bieten die Dauergrünlandflächen mit höhlenreichen alten Kopfbaumbeständen bzw. alten Bäumen, extensiv genutzten Streuobstwiesen und Viehweiden ursprünglich ideale Sekundärlebensräume.

## 2.4 Jahreszyklus

An dieser Stelle soll nur auf die für das Modell relevanten Punkte des Jahreszyklus von *Athene noctua* eingegangen werden (vgl. Abb. 4). Die jeweiligen Phasen liegen in den angegebenen Zeiträume, u.a. in Abhängigkeit von den klimatischen Bedingungen. Das Frühjahr ist geprägt von der Balzzeit, die im Januar beginnen kann und bis in den April reicht gefolgt von der Brut- und Aufzuchtphase die sich von Ende März bis Mitte Oktober zieht. Dabei durchschreiten die Jungen die Stadien der Nestlingszeit und der Führungszeit, welche mit dem Ausfliegen Mitte Juni beginnt und bis September andauern kann. Die Juvenile verlassen in dieser Zeit noch flugunfähig das Nest und begeben sich, wenn möglich, kletternd an sicherere erhöhte Plätze in der Umgebung der Bruthöhle. Die Abwanderungszeit der Juvenile kann sich je nach Entwicklungszustand von Mitte Juli bis Ende September hinziehen und schließlich in die Ansiedlungsphase der Juvenile (Individuen im 1. Lebensjahr) übergehen. Die Juvenile sind dann an ihrem zukünftigen Brutort anzutreffen. Jedoch ist ein nochmaliger Revierwechsel aus "zur Brut ungeeigneten Revieren" nicht ausgeschlossen. Für Adulte Tiere beginnt die Anpaarungszeit etwa Mitte November. Partner, die sich seit etwa Mitte August in getrennten Höhlen aufhielten, sind dann wieder gemeinsam anzutreffen (SCHÖNN et al. 1991).



**Abbildung 4: Jahreszyklus von *Athene noctua*, mit für das Modell relevanten Phasen**  
(nach SCHÖNN et al. 1991).

## 2.5 Revierverhalten

*Athene noctua* verhält sich ganzjährig territorial (SCHWAB 1972, EXO & HENNES 1980). Die Größe des Reviers bzw. Territoriums, d.h. des Gebiets, welches gegenüber den Artgenossen verteidigt wird, hängt ab von der Region, den Jahren, der Jahreszeit und auch davon, ob es sich um Alt- oder Neusiedler handelt. Die größte Revierausdehnung wird in der Hauptbalzzeit erreicht (SCHÖNN et al. 1991). So wird für die untersuchte Region Thüringens eine durchschnittliche Reviergröße von 25 ha angenommen (PRÖHL 1995).

Die Siedlungsdichte ist begründet durch das Vorkommen optimaler Habitate (SCHÖNN 1998). So vermerkt MEBST (1966) eine Abhängigkeit vom Vorhandensein geeigneter Höhlen und LOSKE (1978) eine Abhängigkeit besonders hoher Bestandsdichten von grünlandreichen Flächen. Die Siedlungsdichte erlaubt keine Rückschlüsse auf die von einem Individuum zu einer bestimmten Zeit, auch zur Nahrungssuche, tatsächlich genutzten Fläche (SCHÖNN 1998). Dieser sogenannte

Aktionsraum ist individuumsspezifisch, somit unabhängig von Paarbildung und führt auch zu gemeinsam genutzten Flächen. Die Größe der Aktionsräume kann zwischen 2 bis 107 ha liegen (FINCK 1988).

## 2.6 Brutbiologie

Die Brutperiode sowie der Bruterfolg hängen von Witterung und Standort ab. So kann sich der Zeitraum von der Eiablage bis zum Ausfliegen der Juvenilen über die Monate März bis September erstrecken. Für das Untersuchungsgebiet wurden über die Zeiträume zwischen 1972-1985 Mittelwerte zwischen 1,29 und 2,74 Geschlüpfte je Brutpaar bzw. 1,05 und 2,5 Ausgeflogene je Brutpaar ermittelt (vgl. Tabelle 1, SCHÖNN 1986). Als Grund für die unterschiedliche Zahlen an Brutpaaren und die Variation in den Bruterfolgen wurden die unterschiedlichen Kontrollzeitpunkte und -häufigkeiten, in Verbindung mit nicht kompletten Daten für jedes Brutpaar, (SCHÖNN 1986) angegeben.

**Tabelle 1: Bruterfolge für Zeiträume von 1972-1985** ( BP: Brutpaar)  
(Quelle: H. Fritsche, R. Bachmann, J. Baum, H. Kröber, H. Grimm (vgl. Schön 1986))

BP-Anzahl	Geschlüpfte/BP	BP-Anzahl	Ausgeflogene/BP	Zeitraum Gebiet [ehemalig]
14	1,29	19	1,05	1975-1985 Kreis Glauchau
31	2,74	34	2,26	1972-1885 Kreis Schmölln, Gera Land
12	2,25	20	2,5	1977-1985 Bezirk Erfurt, Gera

Für das Gebiet der neuen Bundesländer und für den Zeitraum von 1960 bis 1985 flogen im Mittel 77,91% der geschlüpfte Jungen aus (SCHÖNN 1986). Die Unterschiede zwischen der Anzahl der Geschlüpfte und der Anzahl der Ausgeflogene sind u.a. auf Prädatoren, Krankheiten, Elternverlust und "Neststurz" zurückzuführen (vgl. Tabelle 2).

**Tabelle 2: Prozentuale Verluste an Nestlingen** (vgl. SCHÖNN 1986)

Gesamtverlust	davon durch		
	Prädation	Elternverlust	Sonstiges
22,09%	23,5%	11,8%	64,7%

### 2.6.1 Nahrungsangebot

Grundsätzlich ohne Präferenz scheint sich die Nahrung von *Athene noctua* nach der Verfügbarkeit an Beutetieren zu richten. So variiert die Zusammensetzung der Beutetiergruppen jahreszeitlich und mit dem Siedlungsgebiet (u. a. HEGGER 1979, BAER et al. 1897, GÖRNER 1982, ROCKENBAUCH 1976, UTTENDÖRFER 1939, 1952). Jedoch wird vielfach von einer Abhängigkeit zwischen der Abundanz bzw. Verfügbarkeit bestimmter Beutetiergruppen und der Reproduktion berichtet (MÄRZ 1955, ROCKENBAUCH 1976, ULLRICH 1980). Für das Gebiet aus Westfalen berichtet LOSKE (1977) von einem geringen Bruterfolg aufgrund des Zusammenbruchs der Mäusepopulation. Trotzdem ausgeflogene Juvenile wurden zu dieser Zeit ausschließlich mit Kleinvögeln aufgezogen.

Ein geringer Reproduktionserfolg ist auch aus jüngster Zeit bei der Population in Thüringen bekannt. Hauptbestandteil der Nahrung in dieser Region sind während der Jungenaufzucht, vor allem Arthropoden und Regenwürmer (*Lumbricus spec.*, BAUMGART 1980, GÜNTHER 1982).

Im fast reproduktionslosen Jahr 2001 führten laut BÜRO FÜR LANDSCHAFTSÖKOLOGIE, NATUR- UND ARTENSCHUTZ (2001) die extrem kühlen und nassen Monate März und April zu einer sehr geringen Verfügbarkeit von Arthropoden und Regenwürmern. Dieser Umstand dürfte sich negativ auf die Nahrungsreserven, den körperlichen Zustand und somit auf die Reproduktion ausgewirkt haben.

## 2.7 Dismigration

Für die Bestandsentwicklung sind die aktiven Ortsbewegungen von großer Bedeutung. Adulte Vögel verhalten sich eher reviertreu. Zu Ortwechselln kommt es meist nur, wenn äußere Umstände dazu zwingen (Spacing nach BERNDT & STERNBERG 1969). Juvenile Steinkäuze verstreichen regulär nach dem Ausfliegen auf der Suche nach einem geeigneten Revier.

### 2.7.1 Ortswechsel der Adulten

EXO & HENNES (1980) beobachteten Revierschiebungen bzw. Abwanderungen bei Adulten im Falle des Verlustes des Brutplatzes oder eines Partners. Umsiedlungen werden aber auch durch die bessere Qualität der neuen Reviere (z.B. höheres Höhlen-/Grünlandvorkommen) begründet (SCHÖNN et al. 1991). Da adulte Individuen fast ganzjährig Erkundungsflüge unternehmen (KNÖTZSCH 1985), dürften gerade diese auch zu Revierverlagerung und Neuverpaarung führen (SCHÖNN et al. 1991). Deren Distanz liegt zwischen 1-1,5 km, aber auch bis zu 3,5 km vom Zentrum des Reviers.

### 2.7.2 Verstreichen der Juvenilen

Die Dismigration der Juvenilen setzt je nach Brutphasenbeginn zwischen Mitte Juli bis September ein (ULLRICH 1980, EXO & HENNES 1980). Eine Richtungspräferenz lässt sich meist nicht erkennen (EXO & HENNES 1980). Bevorzugt (55% und mehr) siedeln sich die Jungvögel bis zu 10km vom elterlichen Revier entfernt an (EXO & HENNES 1980, ULLRICH 1980). Nur etwa 9% aller wiedergefundenen Juvenilen siedeln in einer Entfernung von mehr als 100 km (EXO & HENNES 1980). SCHÖNN (1998) gibt in seinem Gutachten die mittleren Entfernungen für Reviergründungen der Jungvögel mit 15 km vom elterlichen Revier an. Anteilig höher sind am Geburtsort sesshaft gewordene Männchen als Weibchen. Weibchen verstreichen weiter als Männchen (KÄMPFER & LEDERER 1988). Dieser

geschlechtsspezifische Unterschied tritt nicht bei geringen Populationsdichten auf (FUCHS 1982, 1986).

Da *Athene noctua* ganzjährig das Revier verteidigt (SCHWAB 1972) sind besetzte Territorien für Jungkäuze erkennbar. Wird ein unverpaartes Individuum oder ein nicht besetztes Revier gefunden ist die Wanderung vermutlich beendet (EXO & HENNES 1980). Dabei kann es auch zu Inzuchtverpaarungen kommen. KNÖTZSCH (1985) beobachtete Verpaarungen zwischen Vater und Tochter.

Es ist nicht sehr wahrscheinlich, dass geeignete Lebensräume, die in großer Entfernung von Artvorkommen liegen, erfolgreich besiedelt werden zum einen wegen der geringen Ausbreitungsdistanzen und zum anderen weil die Abwanderung individuell erfolgt (EXO & HENNES 1980). Liegen jedoch Teilpopulationen beieinander, kann es durch dynamischere Individuen zum erwünschten Genaustausch kommen. So beobachtete ULLRICH (1980) Jungkäuze, die noch in bis zu 200km entfernten Populationen zur Brut schritten. Die beobachtete Rückkehr von Individuen wird auf die erfolglose Suche nach einem Partner zurückgeführt (ULLRICH 1980).

Die Ansiedlungsdistanzen können von der Anzahl an Bruthöhlen beeinflusst sein. So beobachtete KNÖTZSCH (1978), dass sich bei einer ansteigenden Population durch zusätzlich aufgehängte Niströhren die Entfernungen wesentlich reduzierten. Denkbar ist auch ein Einfluss der Siedlungsdichte auf die Distanzen (KNÖTZSCH 1978, EXO & HENNES 1980).

### **2.7.3 Habitatbeschaffenheit**

Immer wieder wird auf die Habitatbedingungen als Einflussfaktor auf die Populationsentwicklung hingewiesen.

Allgemein meidet *Athene noctua* Wald und walddreiche Gebiete und bei geringer Populationsdichte Regionen über 300 m NN (SCHÖNN 1986).

Habitatverschlechterung wird als eine Komponente des Ursachenkomplexes für den Bestandsrückgang angegeben.

Spezifisch erwähnt werden vor allem die Verluste an Brut- und Vorratshöhlen und die Abnahme des Grünlandanteils (MEBST 1966, SCHWAB 1972, CREUTZ 1975, ULLRICH 1975, KESTELOOT 1977, EXO & HENNES 1980, GÖRNER 1982, SCHÖNN 1983). Die häufigsten Gründe sind Straßenbau, Ortserweiterungen, Intensivierung von Landwirtschaft und Gartenbau, dadurch insbesondere Umwandlung von Dauergrün- in Ackerland und Rodung alter Kopf- und Obstbaumbestände. Bekannt sind Umsiedlungen in Reviere mit höheren Höhlen-/Grünlandvorkommen und Revierwechsel bei Höhlenverlust der Adulten.

#### **2.7.4 Konkurrenten**

Explizit erwähnt werden sollte die Rolle von Brutplatz- oder/und Nahrungskonkurrenten bei der Populationsentwicklung. Die Verdrängung von Steinkäuzen durch Konkurrenten, wie etwa den Waldkauz (*Strix aluco*, vgl. FRITSCHÉ briefl. 2002) kann zu Revierwechseln führen.

Der Einfluss der Konkurrenten ist abhängig vom Vorkommen des Konkurrenzobjektes. EXO (1981) vermerkt einen geringen Einfluss interspezifischer Nistplatzkonkurrenz bei Vorhandensein zahlreicher Höhlen. Dagegen ist die Schleiereule (*Tyto alba*) als direkter Höhlenkonkurrent in den Agrarbiotopen des Thüringer Beckens zu beachten (GRIMM 1985). Auch der Waldkauz (*Strix aluco*) wirkt sich auf das Restvorkommen des Steinkauzes, der angewiesen ist auf Baumgruppen und auffällige Gebäude und in Prinzip keine Ausweichmöglichkeiten hat, fatal aus (BAUMGART 1980). Gutes Beispiel ist ein seit Jahren fast beständiger Brutplatz in Sachsen, bei dem 2001 kein Brutpaar festgestellt wurde. Dafür wurde ein Waldkauz (*Strix aluco*) beobachtet (FRITSCHÉ briefl. 2002).

Ebenso ist anzunehmen, dass bei gravierenden allgemeinen Nahrungsmangel die Nahrungskonkurrenz mit anderen Arten zunimmt, was gerade in der Zeit der Reproduktion negative Wirkungen zeitigen dürfte.

## 2.8 Mortalität

Die Überlebenswahrscheinlichkeiten der Steinkäuze unterscheiden sich sehr deutlich zwischen Adulten und Juvenilen. So ist die Sterblichkeit von Jungtieren in den ersten Lebensmonaten etwa doppelt so hoch wie bei adulten Tieren (EXO & HENNES 1980, vgl. Tabelle 3).

**Tabelle 3: Mortalitätswahrscheinlichkeit der Juvenilen und Adulten**

Mortalitätswahrscheinlichkeit [jährlich]		davon durch			
		Prädation	Strasse	Winter	sonstiges
Adult	37,9[%]	15,9[%]	23,2[%]	8,5[%]	60,9[%]
Juvenil	70,1[%]				
(Exo & Hennes 1980)		(nach SCHÖNN 1986)			

### 2.8.1 Mortalität der Adulten

Die jährliche Sterberate für Steinkauz-Individuen mit einem Alter über 1 Jahr ist nach EXO & HENNES (1980) in allen Altersklassen gleich groß. Sie beträgt für Deutschland 37,9% ( $\pm 5,2\%$ ). Über die Jahreszeiten verändert sich die Mortalitätsrate. Es gibt zwei Maxima. Das erste liegt im Juni/Juli, zur Fütterungs- bzw. Ausflugzeit der Jungtiere und Mauser der Adulten. Das Zweite folgt in den Wintermonaten Januar bis März. In dieser Zeit ist der Nahrungserwerb erschwert, und die Hauptbalzzeit tritt ein. Andere Ursachen sind anthropogenen Ursprungs – z.B. Kollision mit Stromleitungen, Eisenbahnen oder Kraftfahrzeugen oder natürlichen Ursprungs, z.B. Prädatoren (vgl. Tabelle 3).

Die mittlere verbleibende Lebenserwartung liegt nach Erreichen der Brutreife bei etwa 2,3 Jahren, (vgl. EXO & HENNES 1980). Das nachgewiesene Höchstalter bei freilebenden Steinkäuzen beträgt 13 Jahre (GLUTZ & BAUER 1980).

### 2.8.2 Mortalität der Juvenilen

Bei den Individuen mit einem Alter bis zu einem Jahr liegt die jährliche mittlere Mortalitätswahrscheinlichkeit bei 70,1 % (EXO & HENNES 1980). Dieser Wert bezieht sich auf den Zeitraum zwischen dem Ausfliegen und dem Mai des nächsten Jahres. Wie bei den Adulten gibt es keine Gleichverteilung, sondern zwei Maxima. In den Monaten, in denen die Juvenilen die Bruthöhle verlassen und verstreichen, d.h. Ende Juni/Anfang Juli bis Oktober, ist die Mortalität besonders hoch. Als Hauptursache wird die Unerfahrenheit, die fehlende Ortskenntnis und die sich daraus ergebende mangelnde Kenntnis von Nahrungsquellen angeführt. Ein Großteil der Jungtiere stirbt im Straßenverkehr, wird ermattet gefunden oder von Prädatoren erbeutet (vgl. Tabelle 3). Das Zweite Maximum in den Wintermonaten Januar und Februar ergibt sich vermutlich, wie bei den Adulten, infolge erschwerten Nahrungserwerbs.

### 2.8.3 Mortalität durch Prädatoren

Der direkten Erbeutung durch Feinde kommt wahrscheinlich keine so große Bedeutung zu wie grundlegenden Umweltveränderungen (BAUMGART 1980). Jedoch können diese auch zum Rückgang beitragen, besonders wenn sie zahlreich auftreten (CREUTZ 1975) und die Steinkauzpopulation klein ist (BAUMGART 1980). In der Literatur werden als Prädatoren der Habicht (*Accipiter gentilis*), die Elster (*Pica pica*), die Aaskrähne (*Corvus corone*), der Wanderfalke (*Falco peregrinus*) größere Eulen der Waldkauz (*Strix aluco*), der Uhu (*Bubo bubo*), die Waldohreule (*Asio otus*) und die Schleiereule (*Tyto alba*) – Steinmarder (*Martes foina*), Füchse (*Vulpes vulpes*), Ratten (*Rattus spec.*) und verwilderte Katzen (*Felis sylvestris domesticus*) genannt (u.a. MIKKOLA 1976, GÖRNER 1982, GRIMM 1985). Insgesamt kommen 15,9 % der gefundenen toten Individuen durch Prädatoren um (vgl. Tabelle 3).

#### 2.8.4 Witterung im Winter

Von hohen Individuenverlusten aus allen Gebieten in Deutschland wurde während des vergangenen Jahrhunderts immer wieder berichtet. So kam es in den strengen Wintern 1916/17, 1928/29 1939/40, 1953/54, 1955/56 und 1962/63 zu außergewöhnlich hohen Bestandseinbußen (DROST ET AL 1940, PETZMEIER 1952, ERZ 1970, CREUTZ 1975, ULLRICH 1975, EXO & HENNES 1980, GLUTZ & BAUER 1980, GÜNTHER 1982). GLUTZ & BAUER (1980) konstatierten für den Kältewinter 1962/63 einen Rückgang auf bis zu einem Drittel bzw. einem Viertel des Bestandes. Hohe Verluste können bei stabilem Zustand der Population, allerdings innerhalb von 2-4 Jahren wieder ausgeglichen werden (SCHÖNN 1986). Die Erholung kann aber auch wesentlich länger dauern (MEBST 1966, PETZMEIER 1952).

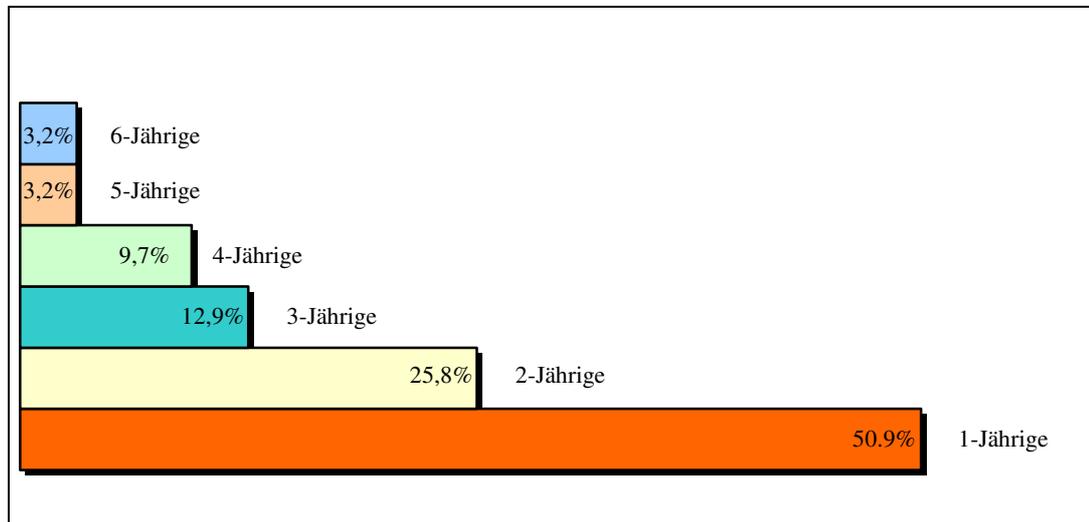
Durch ein im Spätherbst subkutan angelegtes Fettdepot leidet der Steinkauz in allgemeinen erst unter langanhaltenden Kälteperioden (PIECHOCKI 1960). Zur Gefahr werden schneereiche Winter, d.h. eine 7-10cm hohe Schneedecke für mehr als 2 Wochen (EXO & HENNES 1980, GLUTZ & BAUER 1980, LOSKE 1986). Der Einfluss von Witterungsfaktoren auf das Nahrungsangebot führt zu erheblichen Fluktuationen der Populationen (ULLRICH 1975).

Für das Gebiet des ehemaligen Bezirkes Gera schreibt GÜNTHER (1982), dass der Zusammenbruch der Population durch den strengen Winter 1962/63 eingeleitet wurde, in den Folge Jahrzehnten aber keine nennenswerten Zusatzverluste durch strenge Winter auftraten. Insgesamt kommen 8,5% der gefundenen toten Individuen durch den Winter um (vgl. Tabelle 3).

### 2.9 Altersstruktur

Der Alterszusammensetzung einer Steinkauzpopulation des Albvorlandes wurde in der Studie von ULLRICH (1980) durch Wiederfangraten erfasst. Die Basis bzw. den Hauptanteil bilden demnach die Altersklassen der 2- bis 4-jährigen (ULLRICH 1980). Ältere Individuen wurden in der Population nur selten registriert. So waren 45,2 %

der Individuen 1-jährig, 25,8 % bzw. 12,9 % 2- bzw. 3-jährig. Die 4-jährigen stellten einen Anteil von 9,7% und die 5- und 6-jährigen je 3,2% (vgl. Abb. 5).



**Abbildung 5: Altersstruktur einer Steinkauzpopulation** (Quelle: ULLRICH 1980)

### 3 Methodik

Wie im Kapitel 2. („Populationsökologischer Hintergrund“) beschrieben ist der Rückgang der Steinkauzpopulation in Thüringen bis zum heutigen Zeitpunkt trotz Schutzmaßnahmen nicht zu stoppen gewesen, und ihr langfristiges Überleben scheint äußerst gefährdet. Untersuchungen zu Ursachen des Populationsrückgangs sind nur bei einer hohen Individuenzahl ohne negativen Einfluss auf die Population und repräsentativ und fordern, wie auch effektive Schutzmaßnahmen, einen hohen personellen und finanziellen Aufwand. Da diese Voraussetzung im Fall der hier untersuchten Bestände nicht in genügender Weise gegeben ist, werden die Untersuchungen unter Zuhilfenahme eines stochastischen Simulationsmodells ergänzt. In der Naturschutzbiologie, die angesichts des weltweiten beschleunigten Artenverlustes als „Krisendisziplin“ Mitte der 80er Jahre entstanden ist (SOULÉ 1986, 1987) und die Aufgabe hat, die Gefährdungen von Arten zu minimieren, finden solche Modelle immer stärker Verwendung (GRIMM & DRECHSLER 1998). Stochastische Simulationsmodelle basieren im Allgemeinen auf Feldstudien. Sie unterstützen Populationsgefährdungsanalysen und Untersuchungen zu Populationsdynamiken bzw. Metapopulationen. Abhängig von der Fragestellung ermöglichen sie u.a. Abschätzungen von Aussterberisiken und Aussterbewahrscheinlichkeiten (FERSON & BURGMAN 2000). Der Vorteil dieser Modelle als neue Untersuchungsmethode ist der geringere Aufwand und die Möglichkeit zu umfassenderen Analysen von Einflussfaktoren zu kommen sowie deren Wirkungen mit Berücksichtigung von Umweltschwankungen und demographischer Variabilität zu ermitteln. Die Modelle sind keine Abbilder der Realität und liefern keine absoluten Ergebnisse, jedoch ermitteln sie Wahrscheinlichkeiten die helfen die relative Bedeutung verschiedener Gefährdungsfaktoren abzuschätzen und verschiedene Managementoptionen abzuwägen (BEGON et al. 1998).

Entsprechend der Aufgabenstellung dieser Arbeit, Untersuchungen zum Überleben der Steinkauzpopulation (*Athene noctua*) in Thüringen durchzuführen,

wurden die im Kapitel 2. („Populationsökologischer Hintergrund“) beschriebenen Verhaltensweisen und Einflussfaktoren in für den Computer lesbare Algorithmen gebracht. Der erster Schritt war dabei die Erstellung eines Kausaldiagramms zur Entwirrung der komplexen Zusammenhänge. Dies ermöglichte zunächst einen Überblick der möglichen Einflussfaktoren auf die Individuenzahl im untersuchten Gebiet. Nach der Wahl des Modelltyps und der Datenaufbereitung in ArcView GIS und ARC/INFO GIS aus Feldstudien und Gebietskarten erfolgte das Umschreiben des Kausaldiagramms in einen Programmablauf mit Prozessen und Prozessparametern, so wie es im Flussdiagramm (vgl. Abb.8) veranschaulicht wird. Die durchgeführte Sensitivitätsanalyse lieferte mögliche Parameterkonstellationen mit denen schließlich mögliche Gefährdungsfaktoren und Managementoptionen untersucht wurden.

### 3.1 Kausaldiagramm

Der erste Schritt zur Erstellung des Modells war die Zusammenstellung der relevant erscheinenden Einflüsse auf die Individuenanzahl der Art (*Athene noctua*) in dem Gebiet Thüringen/Sachsen (Abundanz) und die graphische Darstellung im Kausaldiagramm.

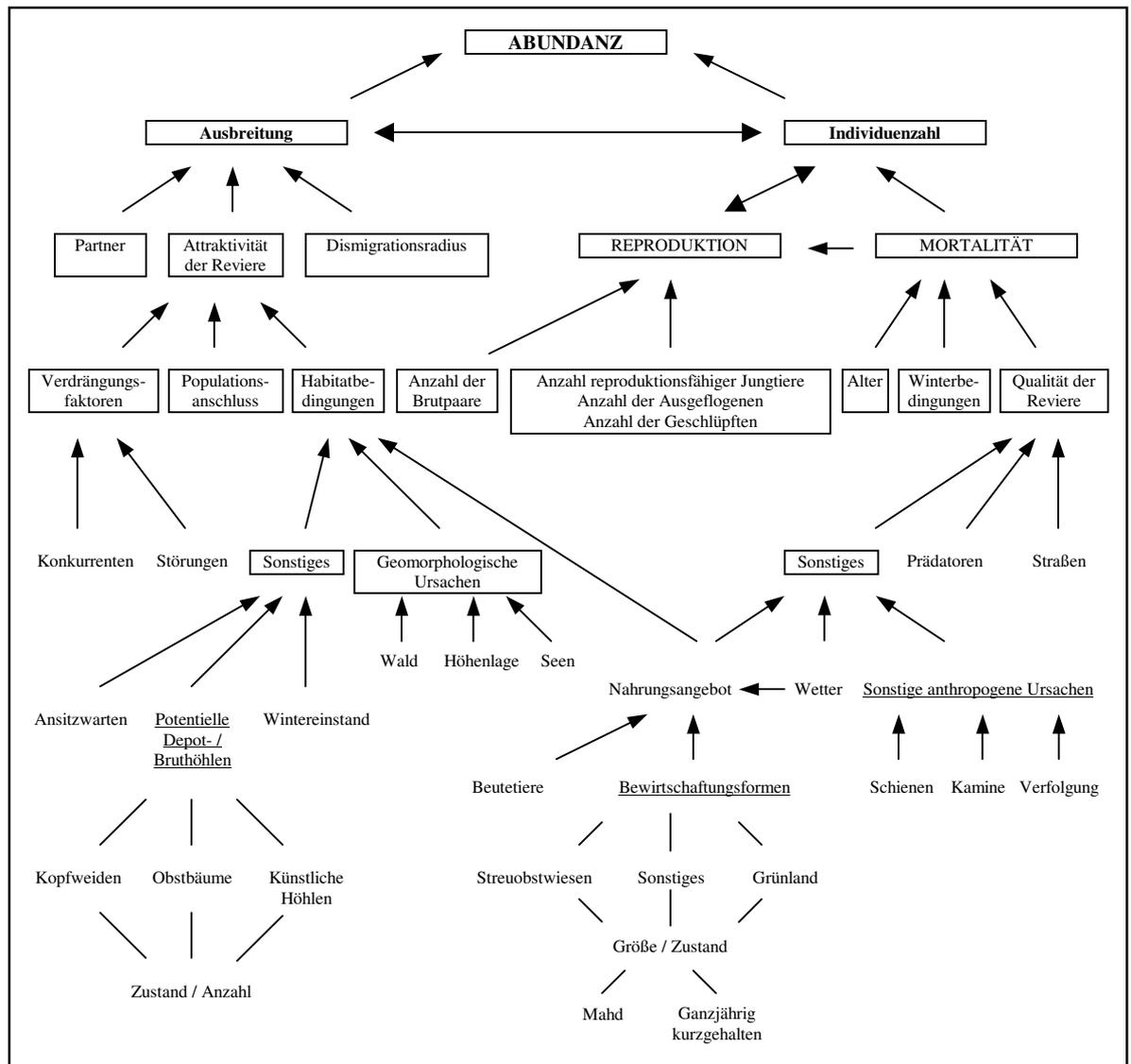
Allgemein ist die Abundanz abhängig von der Anzahl der Individuen und von der Ausbreitung.

Die Individuenanzahl lässt sich mathematisch durch die klassische Formel zur Beschreibung von Populationsdynamiken (vgl. Gleichung 1) ausdrücken. So wird sie bestimmt durch die Anzahl der Individuen, die vorhanden waren zum Zeitpunkt  $t$  ( $N_t$ ), die Anzahl der dazugekommenen Individuen durch Reproduktion (B) und Immigration (I) und die Anzahl der Individuen, die der Population durch Mortalität (D) und Emigration (E) verloren geht.

Gleichung 1: Beschreibung der Populationsdynamik

$$N_{t+1} = N_t + B - D + I - E$$

Bei der Population in Thüringen/Sachsen findet keine Emigration und Immigration statt, da sich keine weiteren Vorkommen (nach den zur Verfügung stehenden Daten) in unmittelbarer Nähe befinden. So entfallen als Einflussprozesse auf die Individuenzahl die Emigration und die Immigration. Die Prozesse der Reproduktion, Mortalität und der Dispersion (Ausbreitung) werden durch biotische und abiotische Umweltfaktoren beeinflusst und beeinflussen sich auch untereinander (vgl. Abb. 4, Kapitel 2).



**Abbildung 6: Kausaldiagramm: graphische Darstellung der relevant erscheinenden Einflüsse auf die Populationsentwicklung**

### 3.2 Das Modell

Zur Erstellung des Modells „KauzPop“ wurde das Programm Borland C++-Builder benutzt. Dieses verbindet die objektorientierte Programmiersprache C++ mit einer graphischen Entwicklungsumgebung, welche aus einer Hierarchie von Objekten besteht. Diese VCL (Visual Component Library) ermöglicht eine effektive, visuelle Gestaltung einer graphischen Benutzeroberfläche. Eine Objektbibliothek

stellt eine Reihe von Komponentenobjekten zur Verfügung (z.B. Textfelder, Schalter, Diagramme). Mit Hilfe eines Objektinspektors können Eigenschaften und Ereignisse dieser Komponenten definiert werden, was jedoch auch im Quelltext möglich ist. Daher beinhaltet das Programm nicht nur den C++-Quelltext, sondern auch in Dateien abgespeicherte Komponenteneigenschaften.

Die Vorteile der objektorientierten Programmierung liegen in der Übersichtlichkeit und erleichtern eine zukünftige Erweiterung und Pflege des Projektes. Unter einem Projekt versteht man die Gesamtheit aller Dateien, die zusammengenommen eine C++-Builder-Anwendung bilden.

Die Berechnungen sind in diesem Projekt in der Quelltextdatei des Gitterobjektes zusammengefasst, welche unabhängig von der Oberfläche ist. So kann die Benutzeroberfläche geändert werden, ohne dass der Berechnungsteil berücksichtigt werden muss.

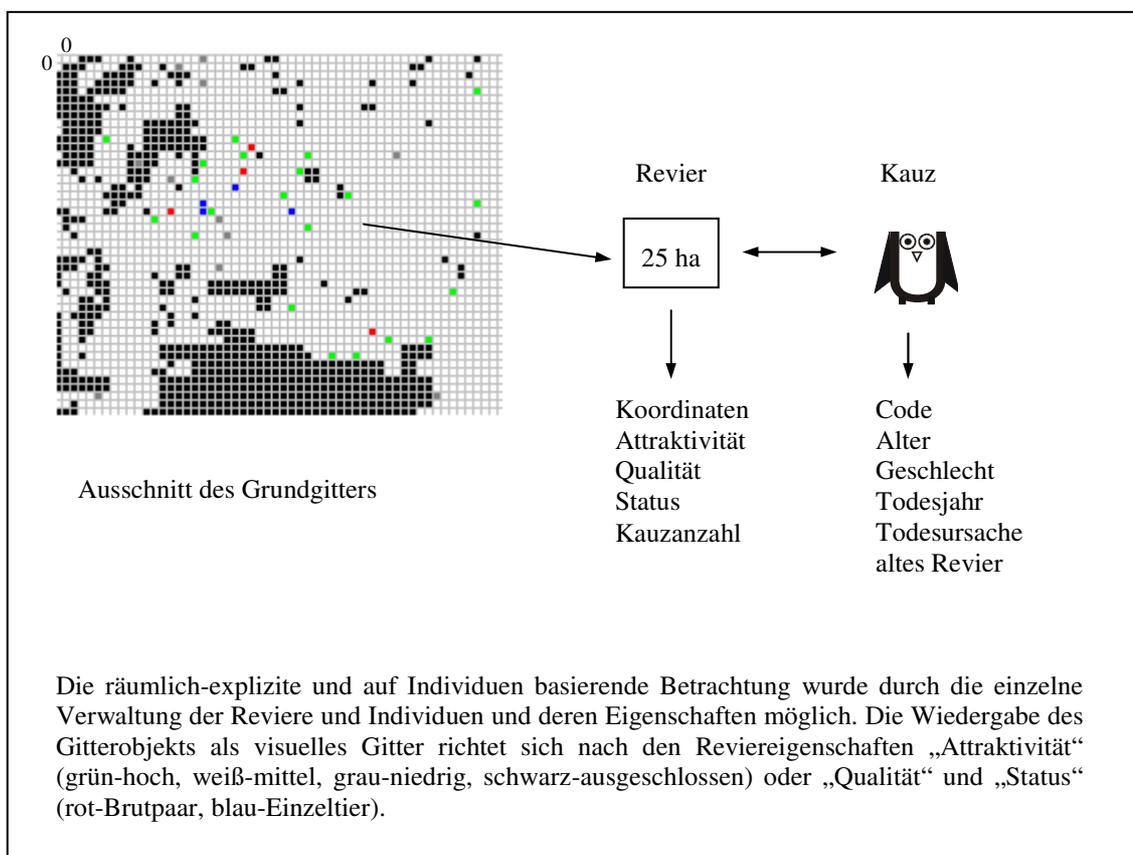
Bei der Wahl des Modelltyps wurden folgende Fakten berücksichtigt.

- Die meisten Einflussfaktoren (vgl. Abb. 6 Kausaldiagramm ) sind nicht mit Bestimmtheit festlegbar, sie variieren stochastisch in Raum und Zeit und in der Wirkung auf die Einzelindividuen. So wirken sich die unvorhersagbaren Umweltfaktoren wie Prädatoren und Winterbedingungen auf die demographischen Parameter, die eine ganze Population betreffen aus (SIMBERLOFF 1998). Jedoch sind die Wirkungen der Umweltfaktoren nicht für jedes Individuum gleich und daher unvorhersagbar. So erhöht z.B. ein Winter mit langanhaltender Schneedecke die Mortalitätswahrscheinlichkeit aller Individuen (Umweltrauschen). Jedoch stirbt nicht jedes Individuum durch den harten Winter, bedingt durch die individuumsspezifische Kondition.

- Einflussfaktoren, die räumlich variieren, z.B. das Waldvorkommen, die Höhenlage oder die Prädation fanden in der räumlich expliziten Betrachtung des Siedlungsgebietes Berücksichtigung.

Im Modell wird dies durch eine 2-dimensionale Fläche (Gitterobjekt) als Grundlage aller Berechnungen realisiert (vgl. Abb. 7). Die zeitlich variierenden Schwankungen, wie z.B. Winterbedingungen wurden durch Zufallswahl simuliert. Ergänzt durch die einzelne Betrachtung jedes Individuums und Verwaltung von

dessen Eigenschaften (Alter, Geschlecht, Revier), ermöglicht der Einsatz der Zufallszahl (vgl. 3.2.1 Vorgehen bei Zufallszahl), die unterschiedlichen Wirkungen auf jedes Individuum zu simulieren (MATSINOS ET AL. 2000). So wurde ein stochastisches, räumlich-explicites und auf Individuen basierendes Modell entwickelt..



**Abbildung 7: Betrachtungs- und Verwaltungsebenen im Modell**

### 3.2.1 Vorgehen bei Zufallszahl

Demographische Schwankungen und Umweltschwankungen werden durch Zufallszahlen simuliert (vgl. 3.2 Das Modell). Zur Vereinfachung wird die Zufallszahl am Beispiel des schwankende Umweltfaktors Winterbedingung und am demographisch wirkenden Parameter Mortalitätswahrscheinlichkeit näher erläutert.

Mit einer 100%igen Wahrscheinlichkeit tritt der Winter ein. Jedoch können die Auswirkungen je nach Winterbedingungen verschieden, d.h. insbesondere der durch den Winter verursachte demographische Parameter Wintermortalität unterschiedlich groß sein. Im Modell wird der Faktor Winterbedingung auf die 3 Stufen „gut“, „mittel“ und „schlecht“ vereinfacht. Auf diese 3 Stufen wird die 100%ige Eintrittswahrscheinlichkeit aufgeteilt. So wird im Basisszenarium eine Eintrittswahrscheinlichkeit für „schlechte“ Winterbedingungen mit 33% angenommen. Die Differenz von 77% teilt sich zwischen den Möglichkeiten „gut“ und „mittel“ auf. Tritt in der Simulation der Winter ein, wird eine Zahl zwischen 1-100 gewählt. Mit einer 33%igen Wahrscheinlichkeit liegt sie zwischen 0 und 33 und verursacht einen „schlechten“ Winter. Dementsprechend groß ist dann der Parameter Mortalitätswahrscheinlichkeit (vgl. 3.2.4.6).

Dieser demographisch wirkende Parameter summiert sich eventuell mit durch andere Umweltfaktoren verursachten Mortalitätswahrscheinlichkeiten und wirkt sich dann komprimiert auf die Individuen aus. So kann ein „schlechter“ Winter die Mortalitätswahrscheinlichkeit um z. B 10% auf 12% erhöhen. Die tödliche Wirkung trifft allerdings nicht jedes Individuum. Die Zufallswahl simuliert an dieser Stelle das demographische Rauschen. Basierend auf dem Fakt, dass die Mortalitätswahrscheinlichkeit und die Wahrscheinlichkeit zu überleben sich auf 100% summieren wir für jedes einzelne Individuum eine zufällige Zahl zwischen 0-100 gewählt. Liegt diese zwischen 0 und 12 (mit 12%-iger Wahrscheinlichkeit) stirbt das Individuum.

### 3.2.2 Datenaufbereitung in ArcView GIS und ARC/INFO GIS

Die Basis für das räumlich-explizite auf Individuen basierende Modell bilden Daten zu Revieren (Ortsnamen) und deren Status (Brutpaar, Einzeltier) für die Jahre 1989-2001, sowie folgende digitalisierte Karten:

- Rasterdaten topographischer Karten.

Diese lagen im Maßstab 1:10 000, vom Stand 1989 und 1994, in den Einzelebenen Grundriss, Gewässer, Vegetation vor und wurden vom Landesvermessungsamt Sachsen als TIFF-Bilder bereitgestellt.

- Eine Rasterkarte.

Diese hatte eine Zellgröße entsprechend der Reviergröße in diesem Gebiet (25 ha, vgl. PRÖHL 1995).

- Der Höhendatensatz GTOPO 30.

Dieses globale Höhenmodell (digital elevation model-DEM)) hat ein horizontales Grid mit einer räumlichen Auflösung von etwa 1 km (<http://edcdaac.usgs.gov/gtopo30>).

- Der Datensatz CORINE Landcover.

Diese digitalen Landnutzungskarten im Maßstab 1:100 000 basieren auf der Klassifizierung unterschiedlicher Satellitendaten und Luftbildern des Landsat TM Sensor und liegen bundesweit vor (<http://www.umweltbundesamt.de>).

- Der Datensatz ArcDeutschland 500.

Dieser liegt im Maßstab 1:500 000 vor, von ESRI Germany (1998).

Die Daten zur Population wurden von verschiedenen Personen erfasst bzw. zur Verfügung gestellt (vgl. Danksagung). Teilweise wurde dabei die Vereinbarung getroffen, Ortsnamen nicht zu erwähnen. Deshalb wurden den Orten Kennnummern zugeteilt und auf die Namen verzichtet.

Die Aufarbeitung der Daten zu den Revierbesetzungen erfolgte im ArcView und ermöglichte die Erstellung von in das Modell einlesbaren Tabellen verschiedener Kriterien. Dafür wurden die digitalisierten Karten mit der Rasterkarte überdeckt. Je nach Gegenstand der Analyse wurde den betroffenen Revieren die Eigenschaft (besetzt/ besetzt von Brutpaar bzw. Einzeltier) zugeschrieben. Die entstandenen Revierkarte bestimmt die Größe des im Modell verwendeten Grundgitters.

Zur Erstellung der Revierkarte wurden alle Reviere von 1989 bis 2001 in die Rasterkarte (unterlegt mit den digitalisierten Karten) und die dazugehörige Tabelle eingetragen. Danach wurde aus der noch unbegrenzten Rasterkarte die durch besetzte Reviere markierte Fläche geschnitten, Begrenzungen waren dabei die jeweiligen äußersten Reviere (vgl. Abb. 2). So ergab sich die Revierkarte mit 60 \* 120

potentiellen Revieren (30\*60 km). Den Revieren dieser Karte wurden Koordinaten zugeordnet - ausgehend von der Nordwestecke mit den Koordinaten  $x=0/y=0$ . Die entstandene Tabelle wurde ergänzt durch Kennnummern und die Einträge der entsprechenden Revierbesetzungen (Status: Einzeltier/Brutpaar), getrennt nach Jahren.

Je nach Kriterium wurden dann Tabellenausschnitte in Textdateien umgewandelt, die an entsprechender Stelle im Programm eingelesen werden, d.h. die Eigenschaften der eingelesenen Reviere der Revierkarte werden den entsprechenden Revieren des gleich großen Grundgitters im Modell zugeschrieben.

Die räumliche Analyse des Gebietes Thüringen / Sachsen erfolgte nach den Kriterien Höhenlage, Wald- und Seeflächenanteils, Strassen und Städte. Die Verarbeitung wurde auf die Reviere der Revierkarte beschränkt und einem Puffer von 5 km um diese Reviere herum. Die Datenverarbeitung wurde in dem Geo-Informationssystem ARC/INFO, mit umfangreicheren Analysewerkzeugen ausgestattet (LIEBIG 2001), durchgeführt. Mit Hilfe der oben erwähnten Karten, wurden alle Reviere mit einer Höhenlage über 300 m oder mit einem Wald- oder Gewässeranteil über 50% markiert und in ein ins Modell einlesbares Textformat umgewandelt („Attraktivitätstabelle“). Für die „Qualitätstabelle“ wurden Reviere mit Bundesautobahnen, Bundesstraßen und Kernzonen von Städten und Industriegebieten selektiert. Sie werden in das Modell an passender Stelle eingelesen.

### 3.2.3 Flussdiagramm

Alle Prozesse wie Mortalität, Reproduktion und Ausbreitung bzw. die Berechnungen zur Populationsentwicklung laufen über das Gitterobjekt (vgl. Kapitel 3.2). Um eine entsprechende Übersicht zu erhalten, wurde ein Flussdiagramm erstellt (vgl. Abb. 8). Dieses gibt den Programmablauf wieder und zeigt Ereignisse, die innerhalb eines Jahres ablaufen, ausgehend von festgelegten Startbedingungen.

In den nächsten Kapiteln werden die einzelnen Punkte des Flussdiagramms näher erläutert, um einen Einblick in die Struktur des Modells zu geben.

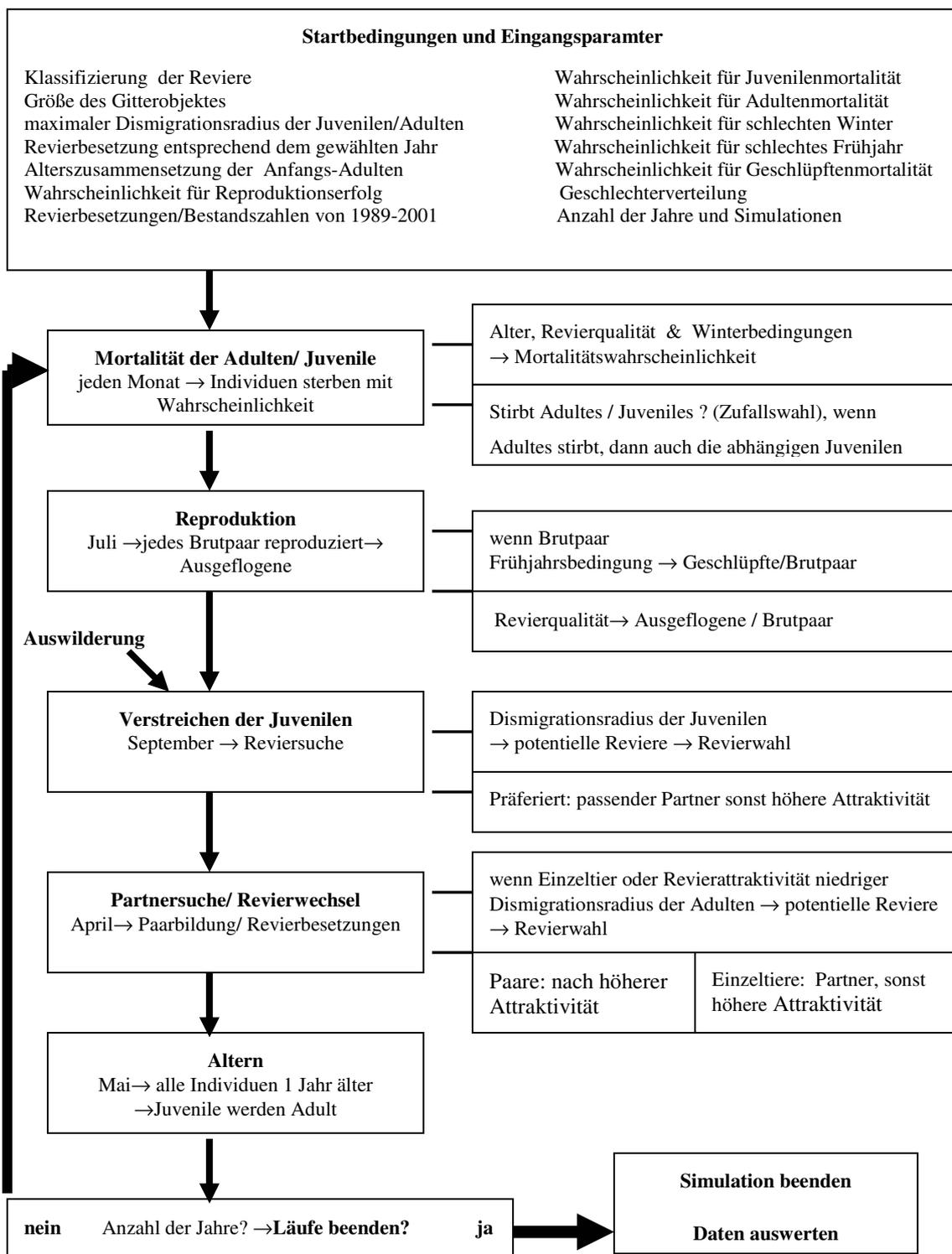


Abbildung 8: Flussdiagramm graphische Darstellung der Prozesse im Programm

### 3.2.4 Startbedingungen und Eingangsparameter

Eine Simulation wurde mit festgelegten Anfangseinstellungen gestartet. Diese richteten sich zunächst nach Literaturangaben, wurden aber teilweise im Rahmen der Untersuchung über die Benutzeroberfläche oder direkt im Quelltext abgeändert. Um einen Einblick in die Modellsteuerung und zu den Bedingungen im Modell zu geben, werden in den folgenden Abschnitten die Parametereinstellungen erläutert (Literaturdaten entnommen, vgl. Kapitel 2.). Es werden die Werte der Parameter des Basisszenariums angegeben und die veränderbaren Parameter benannt.

#### 3.2.4.1 Die Klassifizierung der Reviere

Wie aus den Kapiteln 2.7 („Dismigration“) und 2.8 („Mortalität“) ersichtlich, gibt es räumliche Faktoren die eine beeinflussende Rolle bei der Populationsentwicklung spielen könnten (vgl. Kapitel 3.1 Kausaldiagramm). Zu den Faktoren Höhlenvorkommen, Grünlandanteil, Konkurrenten und Prädatoren liegen keine ausreichenden Daten vor. Die Habitatstrukturanalyse bzw. die räumlich-explicite Betrachtung durch das 2-dimensionale Gitterobjekt beruht vereinfacht zum einen auf Faktoren, die die eigentliche Ansiedlung eines Individuums in einem Revier beeinflussen könnten, im Modell die Revierattraktivität (vgl. Abbildung 6). Zum anderen, beruht sie auf Faktoren, die zu einer erhöhten Mortalität führen könnten, welche die Qualitätsklassen der Reviere im Modell begründen.

##### 3.2.4.1.1 Revierattraktivität

Bei der Attraktivität werden vier Klassen unterschieden: Reviere mit „niedriger“, „mittlerer“ und „hoher“ Attraktivität und Reviere, die von der Besiedlung von vornherein ausgeschlossen werden.

Eine „hohe“ Attraktivität haben solche Reviere in denen während der letzten 13 Jahre Individuen nachgewiesen werden konnten. Diese Reviere scheinen bevorzugt besiedelt zu werden, was pauschal auf geeignete Habitatbedingungen schließen lässt. So wird an dieser Stelle die Reviertabelle eingelesen und den entnommenen Revieren

(ausgedrückt in Koordinaten) eine hohe Attraktivität zugeordnet (vgl. 3.2.2 Datenaufbereitung in ArcView und ARC/INFO).

Ausgeschlossen von der Besiedlung sind solche Reviere, die durch eine Analyse des Kartenmaterials im ArcView ein mehr als 50%iges Vorkommen an Wald- oder Seefläche haben oder höher als 300 m NN liegen (SCHÖNN 1998), eingelesen aus der Attraktivitätstabelle (vgl. 3.2.2 Datenaufbereitung in ArcView und ARC/INFO). Sind davon Reviere betroffen, die in den letzten 12 Jahren besetzt waren, erhalten diese die Attraktivität „niedrig“. So wird dem Alter der Karten (1994 und 1989) bzw. der Änderung der Habitatbedingungen seit dem Erstellen der Karten Rechnung getragen.

Die Rückkehr der erfolglosen Individuen, die Dauerbesiedlung von einmal besetzten Revieren und einem auf der Karte deutlich sichtbar begrenzten Siedlungsgebiet lässt auf eine gewisse Orttreue und auf die Wichtigkeit des Populationsanschlusses schließen, d.h. Individuen siedeln bevorzugt in der Nähe von Artgenossen. Im Modell erhalten deshalb Reviere bis zu einer Entfernung von 15 km (im Basisszenarium), ausgehend von den besetzten Revieren der letzten 13 Jahre (ausgelesen aus der Reviertabelle, vgl. Datenaufbereitung in ArcView und ARC/INFO), eine mittlere Attraktivität. Die Distanz wurde zwecks Untersuchung über den Quelltext verändert.

Auftauchende Verdrängungsfaktoren wie z.B. Konkurrenten oder Störungen wirken sich negativ auf die Attraktivität eines Reviers aus, sie werden dann eher verlassen (FRITSCHÉ briefl. 2001). Deshalb werden im Modell betroffene Reviere von der Besiedlung ausgeschlossen und ein Revierwechsel der Brutpaare und Einzeltiere simuliert. Dieser stochastische Umweltfaktor kann in Raum, Zeit und Wirkung verändert werden. So können nach gewissen Zeitschritten (z. B. 1 Jahr, Einstellung über den Quelltext) den Revieren über die Zufallsauswahl die Betroffenheit zugeschrieben bzw. entzogen werden. Über die Benutzeroberfläche ist der Anteil der betroffenen Reviere pro 1000 Reviere wählbar. Im Basisszenarium gibt es keine Reviere mit Verdrängungsfaktoren, die eine Besiedlung ausschließen.

Eine niedrige Attraktivität haben generell alle Reviere, die nicht die Bedingungen der anderen Klassen erfüllen.

Weitere Auswirkungen der Attraktivität sind in Kapitel 2.7 („Dismigration“) nachzulesen.

#### 3.2.4.1.2 Revierqualität

Generell kommen Gebiete mit Straßen, Städten und Prädatoren als Reviere in Frage. Untermuert wird diese Annahme durch Berichte u.a. über eine Brut in einer noch fördernden Kiesgrube (KUHN & DEWITZ 1979) und das Nichtverlassen des Brutplatzes nach Totalverlust der Brut durch Prädatoren (EXO 1981). Jedoch ist anzunehmen, dass in diesen Revieren die Mortalitätswahrscheinlichkeit, besonders für Juvenile, höher ist als in anderen. Deshalb gibt es im Modell drei Qualitätsklassen, nach denen sich die Mortalitätswahrscheinlichkeiten richtet.

Niedrige Qualität haben Reviere mit Strassen und Städten. Die betroffenen Reviere werden der Qualitätstabelle entnommen, basierend auf der Analyse des Kartenmaterials mit Hilfe von ARC/INFO (vgl. 3.2.2 Datenaufbereitung in ArcView und ARC/INFO). Über die Benutzeroberfläche kann die räumlich-explicite Klassifizierung eingeschaltet oder deren Wirkung über den demographischen Parameter der monatliche Mortalitätswahrscheinlichkeit durch Straßen geändert werden.

Eine Beeinflussung der Revierqualität durch Prädatoren kommt nicht in allen Revieren vor. Betroffene Reviere haben zunächst die „mittlere“ Qualität und bei zusätzlichem Straßeneinfluss die Qualität „sehr niedrig“. Der Anteil an Revieren ohne Prädation kann über die Benutzeroberfläche eingestellt werden. Zusätzlich kann die Auswirkung auf die monatliche Mortalitätswahrscheinlichkeit durch Prädation variiert werden.

Alle Reviere, die weder Prädatoren noch Bundestrassen bzw. Autobahnen beinhalten, haben eine „hohe“ Qualität.

Im Basisszenarium wurde für alle Reviere die Qualität „sehr niedrig“ angenommen, d.h. alle Individuen waren gleich betroffen durch die von Straßen und Prädatoren erhöhten monatlichen Mortalitätswahrscheinlichkeiten.

Alle ermittelten Auswirkungen sind in den Abschnitten 3.2.4.4, 3.2.4.5 und 3.2.4.9 zu den Mortalitätswahrscheinlichkeiten der Adulten, der Juvenilen und der Geschlüpften nachzulesen.

#### 3.2.4.2 Revierbesetzung und Bestandszahlen

Die Simulation kann erst starten, wenn die Anfangspopulation festgelegt wurde. Die Auswahl erfolgt über die Benutzeroberfläche. Als Ausgangspopulationen können die erfassten Revierbesetzungen der Jahre 1989- 2001 gewählt werden. In diesem Fall wird die entsprechende Jahrestabelle als Textdatei (vgl. 3.2.2 Datenaufbereitung in ArcView und ARC/INFO) eingelesen. Die darin stehenden Koordinaten bezeichnen das Revier im Gitter, dem dann der dazugehörige Status (Brutpaar/Einzeltier) überschrieben wird. Zu der Ausgangspopulation (gewählt nach Jahren) kann noch eine zusätzliche Besetzung (z. B. Eingabe von 2 entspricht einer zusätzlichen Besetzung von  $\frac{2}{3}$  des im gewählten Jahre erfassten Bestandes) zugegeben werden. Als Alternative zu den Jahrestabellen steht die Besetzung nach Zufall. Dafür muss jedoch noch die Anzahl der Reviere auf der Benutzeroberfläche angegeben werden, worauf dann die zufällige Auswahl von Revieren startet, die den Status Brutpaar erhalten.

Die sich aus den einzelnen Erfassungen ergebenden Gesamtindividuenzahlen pro Jahr wurden als Vergleichskurve bei der Auswertung der Ergebnisse verwendet.

#### 3.2.4.3 Größe des Gitterobjektes

Wie schon unter 3.2.2 („Datenaufbereitung in ArcView und ARC/INFO“) beschrieben ergibt sich die Größe des Grundgitters durch die Größe des Revierrasters bzw. durch die jeweils äußersten aller Reviere der letzten 13 Jahre.

Dem Grundgitter wurde noch ein Puffer zu allen Seiten des Grundgitters zugegeben (vgl. Abb. 2), dieser ist über den Quelltext veränderbar.

Dass dem Gitter Grenzen gesetzt wurden, ist zum einen eine Notwendigkeit im Modell, zum anderen durch biologische Fakten begründet. Mit zunehmender Entfernung sinkt die Wahrscheinlichkeit, einen passenden Partner zu finden, und verstärkt wird dies durch die sehr geringe Populationsdichte und die ungerichtete

Reviersuche der Individuen. Ebenso ist die Rückkehr von wahrscheinlich bei der Partnersuche erfolglosen Individuen bekannt (vgl. 2.7.2 Verstreichen der Juvenilen). Daraus resultierend, wird im Modell dem Grundgitter ein Puffer in alle Richtungen zugegeben. Im Basisszenarium umfasste der Puffer 8 Reviere.

#### 3.2.4.4 Mortalitätswahrscheinlichkeit der Adulten

Im Modell gilt die Annahme einer gleichbleibenden monatlichen Mortalitätswahrscheinlichkeit für die Altersklassen ab dem Alter von einem Jahr und über das Kalenderjahr, ausgenommen im Februar (vgl. EXO & HENNES 1980). In diesem Monat kann eine zusätzlich Mortalitätswahrscheinlichkeit durch Winter auftreten. Berechnen lässt sich die gleichbleibende monatliche Mortalitätswahrscheinlichkeit durch die Gleichung 2 :

$$\begin{aligned} &\text{Gleichung 2: Monatliche Mortalitätsrate} \\ &= \\ &1 - (1\text{-jährliche Mortalitätsrate})^{1/(\text{Anzahl der Monate})} \end{aligned}$$

Bei der Annahme, dass die jährliche Mortalitätswahrscheinlichkeit 37,9% beträgt und im Mittel 8,5 % aller gefundene toten Individuen durch den Winter umkommen (vgl. Tabelle 1) ergibt sich für die jährliche mittlere Mortalitätswahrscheinlichkeit durch den Umweltfaktor Winter von etwa 3,22 % (vgl. Tabelle 4). Die verbleibenden 34,68 % jährliche Mortalitätswahrscheinlichkeit teilt sich weiter prozentual auf weitere verschiedene Umweltfaktoren auf. Da diese monatlich in das Modell einfließen, werden diese mit der oben genannten Gleichung umgerechnet (vgl. Tabelle 3 u. 4).

Erreicht ein Individuum das maximale Alter von 13 Jahren, stirbt es mit einer 100%igen Wahrscheinlichkeit (vgl. GLUTZ & BAUER 1980).

Es ist möglich, die monatlichen Mortalitätswahrscheinlichkeiten, Prädatoren oder Sonstiges und die Größe der jährlichen Mortalität durch Winter über die Benutzeroberfläche zu verändern.

Die in Tabelle 4 angegebenen Einstellungen werden unverändert im Basisszenarium angewendet und zwecks Untersuchung in ausgewählten Szenarien modifiziert.

**Tabelle 4: Durch verschiedene Ursachen bedingte Mortalitätswahrscheinlichkeiten der Adulten** (umgerechnet nach Schön 1986, geltend für das Basisszenarium)

Mortalität	Winter	Strassen	Prädatoren	Sonstiges
jährlich	3,22 %	34,68 %		
monatlich		0,8 %	0,6 %	2,1 %

#### 3.2.4.5 Mortalitätswahrscheinlichkeit der Juvenilen

Für die Juvenilen (Individuen mit dem Alter 0, vom Zeitpunkt des Ausfliegens bis Mai des Folgejahres) wird im Modell eine über das Jahr gleichbleibende monatliche Mortalitätswahrscheinlichkeit angenommen. Diese wird im Monat Februar ergänzt durch eine mögliche Mortalitätswahrscheinlichkeit durch den Umweltfaktor Winter. Die Jungtiere sind durch ihre schon in Kapitel 2.8.2 beschriebene Unerfahrenheit anfällig gegenüber bestimmten Faktoren – z. B. Straßenverkehr und Prädatoren. Nach der unter 3.2.4.4 erwähnten Gleichung 2 (Anzahl der Monate = 10) und bei einer jährlichen Mortalitätswahrscheinlichkeit von 70,1% (nach EXO & HENNES 1980) wird der prozentuale Anteil der jährlichen mittleren Mortalitätswahrscheinlichkeit durch Winter abgezogen und die errechnete monatliche Mortalitätswahrscheinlichkeit wird auf die prozentualen Anteile durch andere Umweltfaktoren verteilt (vgl. Tabelle 5).

Über die Benutzeroberfläche können die monatlichen Mortalitätswahrscheinlichkeiten durch Prädatoren bzw. die anderen Faktoren und die Größe der jährlichen Mortalität durch Winterbedingungen (vgl. 3.2.3.6 Wahrscheinlichkeit für „schlechten“ Winter) verändert werden.

Für das Basisszenarium wurden die in Tabelle 5 angegebenen Einstellungen unverändert übernommen. In ausgewählten Szenarien werden diese Werte zwecks Untersuchung modifiziert.

**Tabelle 5: Durch verschiedene Ursachen bedingte Mortalitätswahrscheinlichkeiten der Juvenilen** (umgerechnet nach SCHÖNN 1986, EXO & HENNES 1980)

Mortalität	Winter	Strassen	Prädatoren	Sonstiges
jährlich	5,96 %	64,14 %		
monatlich		2,3 %	1,5 %	5,9 %

#### 3.2.4.6 Wahrscheinlichkeit für „schlechten“ Winter

Die Gründe für einen höheren Individuenverlust durch den Winter, d.h. durch ein schlechtes Nahrungsangebot oder ungünstige Witterungsverhältnisse, wurden wegen Datenmangels im Modell nicht getrennt betrachtet.

Es wurde der schwankende Umweltfaktor Winterbedingung berücksichtigt, welcher über den demographischen Parameter der Mortalitätswahrscheinlichkeit auf die Population wirkt.

Wie schon im Kapitel 3.2 („Das Modell“) erwähnt, wird die Schwankung der Mortalität durch die Zufallswahl simuliert (vgl. 3.2.1 Vorgehen bei Zufallswahl). Festgelegt wurden die Eintrittswahrscheinlichkeiten für die 3 Möglichkeiten „gut“, „mittel“ und „schlecht“. Die Wahrscheinlichkeit für einen „schlechten“ Winter ist über die Benutzeroberfläche veränderbar. Die Eintrittswahrscheinlichkeiten für einen „guten“ und einen „mittleren“ sind gleich groß und ergeben zusammen die Differenzen zwischen der 100%igen Eintrittswahrscheinlichkeit eines Winters und der Eintrittswahrscheinlichkeit eines „schlechten“ Winters.

Der durch den Umweltfaktor Winterbedingung beeinflusste Parameter Wintermortalität liegt umgerechnet nach Literaturwerten (Schönn 1986, EXO & HENNES 1980) für Juvenile im Mittel bei 5,96% und für Adulte bei 3,22% (vgl. Tabellen 4 u. 5). Die Winterbedingungen schwanken und dementsprechend auch der Parameter. So wurde im Modell dieses Schwanken über einen bedingungsspezifischen „Winterfaktor“ impliziert. Der „Winterfaktor“ multipliziert mit dem Mittelwert des Parameters Wintermortalität, ergibt die bedingungsspezifische Mortalitätswahrscheinlichkeit.

Im Basisszenarium wurden die Werte für die „Winterfaktoren“ und die Mortalitätswahrscheinlichkeiten wie in Tabelle 6 eingestellt. Die

Eintrittswahrscheinlichkeit für einen „schlechten“ Winter lag bei 33%. Dem zufolge lagen diese für einen „guten“ und einen „mittleren“ Winter bei etwa 33,5%. Zwecks Untersuchung zum Überleben der Population werden zum einen über den Quelltext die „Winterfaktoren“ verändert, zum anderen über die Benutzeroberfläche die mittleren Mortalitätswahrscheinlichkeiten und die Eintrittswahrscheinlichkeit für einen „schlechten“ Winter.

**Tabelle 6: Einstellungen der Winterparameter** - gültig für das Basisszenarium und modifiziert in anderen Szenarien (nach Schön 1986, EXO & HENNES 1980 und Annahme der Autorin)

Winterbedingung	Eintrittswahrscheinlichkeit [%]	Winterfaktor	mittlere Mortalitätswahrscheinlichkeit [%]	
			Adulter	Juveniler
„gut“	33,5	0	3,2	6,0
„mittel“	33,5	1		
„schlecht“	33	2		

#### 3.2.4.7 Wahrscheinlichkeit für „schlechtes“ Frühjahr

Allgemein scheinen auch die Frühjahrsbedingungen Auslöser für Schwankungen im Reproduktionserfolg zu sein. Ob die Schwankungen eher auf das schlechte Wetter oder auf Fluktuationen der Beutetiergruppen zurückzuführen sind, soll hier nicht ermittelt werden. Im Modell findet der Aspekt des schwankenden Umweltfaktors Frühjahrsbedingung im Allgemeinen mit seinem Einfluss auf den demographischen Parameter Bruterfolg Berücksichtigung.

Der Umweltfaktor Frühjahrsbedingung (vergleichbar mit Winterbedingung) kann in 3 unterschiedlichen Stufen wirksam sein („gut“, „mittel“, „schlecht“). Festgelegt werden die Eintrittswahrscheinlichkeiten für jede Möglichkeit. Über die Benutzeroberfläche ist die Wahrscheinlichkeit für eine „schlechtes“ Frühjahr veränderbar. Die Eintrittswahrscheinlichkeiten für eine „gutes“ und ein „mittleres“ sind gleich groß und errechnen sich aus der Differenz zwischen der 100%igen Eintrittswahrscheinlichkeit eines Frühjahrs und der Eintrittswahrscheinlichkeit eines

„schlechten“ Frühjahrs. Wie beim Umweltfaktor Winterbedingung entscheidet der Zufall in jedem Jahr über die Bedingung.

Nach der erwählten Bedingung richtet sich, dann der Reproduktionserfolg (vgl. 3.2.4.8 Reproduktionserfolg).

Im Basisszenarium lag die Wahrscheinlichkeit für ein „schlechtes“ Frühjahr bei 33% und bedeutete bei Eintritt eine durchschnittliche Reproduktion von 1.29 Geschlüpfen/Brutpaar (vgl. Tabelle 7). Dementsprechend lagen die Wahrscheinlichkeiten für ein „gutes“ und ein „mittleres“ Frühjahr bei 33,5%.

#### 3.2.4.8 Reproduktionserfolg

Der Parameter Reproduktionserfolg ist abhängig vom Umweltfaktor Frühjahrsbedingung und richtet sich nach den von SCHÖNN (1986) angegebenen Werten (vgl. Kapitel 2.6 Brutbiologie).

Die ermittelten Daten (vgl. Tabelle 7) für das Gebiet Thüringen und Sachsens liefern Richtwerte für den Parameter Bruterfolg. Der ermittelte höchste Wert mit einem mittleren Bruterfolg von 2,74 Geschlüpfen/Brutpaar gilt für ein „gutes“ Frühjahr, der niedrigste Mittelwert von 1,29 für ein „schlechtes“ Frühjahr. Für ein „mittleres Frühjahr“ wurde der Mittelwert der Bruterfolge aller Brutpaare mit 2,28 Geschlüpfen/Brutpaar eingesetzt. Die Werte für Ausgeflogene/Brutpaar dienen als Richtwerte für den Ergebniswert bei der Auswertung. Die Geschlechterverteilung wurde dabei mit 1:1 angenommen, da bei ULLRICH (1980) keine Tendenz zu erkennen war und keine weiteren Daten vorlagen.

Die Bruterfolge sind Mittelwerte über alle Brutpaare, sie schwanken zwischen den Brutpaaren. Durch Festlegung der Erfolgswahrscheinlichkeiten und der Zufallswahl wird die Schwankung zwischen den Brutpaaren simuliert. D.h. bei einem mittleren Bruterfolg von bspw. 1,29 Geschlüpfen/Brutpaar eine Erfolgswahrscheinlichkeit von 29% für 2 Geschlüpfte für jedes Brutpaar, ansonsten 1 Geschlüpfte/Brutpaar (äquivalent zur Wahl der Winterbedingung, vgl. 3.2.1).

Über die Benutzeroberfläche kann noch der Bruterfolg bei Eintritt eines „schlechten“ Frühjahrs variiert werden zwischen minimal 1 Geschlüpfen/Brutpaar bis maximal 2 Geschlüpfte/Brutpaar (vgl. 3.2.5.2 Reproduktion).

Im Basisszenarium wird bei Eintritt eines „guten Frühjahrs“ ein durchschnittlicher Bruterfolg von 2,74 bei einem „mittleren“ von 2,28 und bei einem „schlechten“ Frühjahr von 1,29 Geschlüpfen/Brutpaar erreicht (vgl. Tabelle 7).

**Tabelle 7: Bruterfolg** (nach SCHÖNN 1986)

	Eintrittswahrscheinlichkeit [%]	Bruterfolg je Brutpaar	
		Geschlüpfte	Ausgeflogene
„gutes“ Frühjahr	33,5	2,74	2,50
„mittleres“ Frühjahr	33,5	2,28	2,01
„schlechtes“ Frühjahr	33	1,29	1,05

#### 3.2.4.9 Mortalitätswahrscheinlichkeit der Geschlüpfen

Die durch eine Vielzahl von Umweltfaktoren verursachte Gesamtmortalitätswahrscheinlichkeit der Nestlinge wird im Modell prozentual aufgeteilt auf die Faktoren Prädation, Elternverlust und Sonstiges (vgl. Tabelle 8).

Der Verlust an Nestlingen (Geschlüpfen) wegen Elternverlustes wird schon durch den späten Zeitpunkt der Reproduktion berücksichtigt, da bis dahin Verstorbene von der Reproduktion ausgeschlossen sind.

Die Mortalitätswahrscheinlichkeiten durch Sonstiges und Prädation wurde errechnet ausgehend vom Gesamtverlust an Nestlingen (vgl. Tabelle 2, SCHÖNN 1986).

Über die Benutzeroberfläche ist es möglich, eine zusätzliche Mortalität einzustellen. Alle anderen Mortalitätswahrscheinlichkeiten blieben wie in Tabelle 8. Im Basisszenarium war keine zusätzliche Mortalitätswahrscheinlichkeit eingestellt.

**Tabelle 8: Prozentuale Verluste an Nestlingen** (nach SCHÖNN 1986)

Gesamt	durch		
	Prädation	Elternverlust	Sonstiges
22,09%	5,19%	2,61 %	14,29 %

#### 3.2.4.10 Dismigrationsradius der Adulten und Juvenilen

So bezeichnete Radien geben die größte Entfernung an, in der die Individuen im Modell dismigrieren. Die maximale Distanz, in der Adulte ihr Revier wechseln bzw. Partner suchen, beträgt im Modell konstant 3,5 km, was der weitesten Ausdehnung der Erkundungsflüge, die zu Revierwechseln führen können, entspricht (nach SCHÖNN et al. 1991). Dieser Radius geht ein in die Prozesse „Partnersuche“ und „Revierwechsel“ der Adulten (vgl. Kapitel 3.2.5.3).

Angelehnt an das in Kapitel 2.7.2 („Verstreichen der Juvenilen“) beschriebene Verstreichen der Juvenilen, wird vereinfacht als weiteste Ansiedlungsdistanz der Radius von 15 km im Basisszenarium angenommen (SCHÖNN et al. 1991, SCHÖNN 1998, EXO & HENNES 1980). Dieser wird eingelesen im Prozess „Verstreichen der Juvenilen“ (vgl. Kapitel 3.2.5.4) wird zwecks Untersuchungen (vgl. Kapitel 3.3.3.3) über den Quelltext verändert.

#### 3.2.4.11 Anzahl der Jahre und Simulationen

Über die Benutzeroberfläche kann zum einen die Anzahl der Jahre einer Simulation und zum anderen die Anzahl der Simulationen gewählt werden.

Im Basisszenarium liefen 2000 Simulationen à 30 Jahre. Diese Simulationsanzahl zeigte sich als eine ausreichende Basis.

### 3.2.5 Programmablauf

Nach der Einstellung aller Startbedingungen und eventuellen Änderung von Parametern über die Benutzeroberfläche kann das Programm gestartet werden.

Während des Programmablaufs wird die Routine, dargestellt im Flussdiagramm (vgl. Abb. 8), monatlich abgefragt. Die einzelnen Prozesse werden im entsprechenden Monat aufgerufen und für jedes Individuum durchgeführt.

Zur besseren Übersicht, was während des Programmablaufes tatsächlich passiert, wird in den nächsten Abschnitten jeder Prozess erläutert. Wobei die „Auswilderung“ als Managementoption erst in Kapitel 3.3.3.3 erläutert wird.

#### 3.2.5.1 Mortalität der Juvenilen und Adulten

In diesem Prozess erfolgt die Abfrage der Wirkung des Parameters Mortalitätswahrscheinlichkeit für jedes einzelne Individuum. Die Höhe des Parameters richtet sich nach der Jahreszeit, dem Alter des Individuums und der Qualität des vom Individuum besiedelten Reviers.

Die monatliche Mortalitätswahrscheinlichkeit durch Sonstiges herrscht in jedem Revier bzw. betrifft jedes Individuum gleichermaßen. Zu dieser summieren sich, entsprechend den vorkommenden mortalitätsbeeinflussenden Umweltfaktoren (Prädatoren, Straßen) bzw. der Revierqualität, die in den Startbedingungen eingegebenen spezifischen Wahrscheinlichkeiten ( vgl. 3.2.4.1, 3.2.4.4, 3.2.4.5, 3.2.4.9). Im Monat Februar wird noch der Parameter Wintermortalität dazu addiert. Die Höhe dieses Wertes richtet sich nach dem im Quelltext angegebenen „Winterfaktor“ und der altersspezifischen Höhe der mittleren Wintermortalität (vgl. Tabelle 6).

Durch Zufallswahl, als Simulation der demographischen Schwankung, wird entschieden, ob ein Individuum stirbt oder nicht (vgl. 3.2.1 Vorgehen bei Zufallswahl).

Stirbt ein adultes Individuum in der Zeit zwischen Ausfliegen und Verstreichen der Juvenilen, sterben dessen Jungen auf Grund der Abhängigkeit ebenfalls.

### 3.2.5.2 Reproduktion

Im Modell wird auf Gelegeverluste bzw. Verluste vor dem Zeitpunkt des Schlüpfens nicht spezifisch eingegangen. Zum Zeitpunkt des Ausfliegens werden jedoch die Verluste zwischen der Zeit des Schlüpfens und des Ausfliegens simuliert.

Die Reproduktion findet vereinfacht einmal im Jahr statt, im Monat Juli. Zunächst wird der Bruterfolg Geschlüpfte/Brutpaar für jedes Brutpaar einzeln bestimmt. Dieser hängt allgemein von der gewählte Stufe des Umweltfaktors Frühjahrsbedingung ab(vgl. Tabelle 7). Diese induziert den mittleren Bruterfolg bzw. die Erfolgswahrscheinlichkeiten für alle Brutpaare. Die für jedes Brutpaar folgende Zufallswahl spezifiziert den Bruterfolg schließlich.

Die nun auf jedes Geschlüpfte wirkende Mortalitätswahrscheinlichkeit ist abhängig von der Revierqualität bzw. den herrschenden mortalitätsfördernden Faktoren. Alle Geschlüpfen betrifft die Mortalitätswahrscheinlichkeit durch Sonstiges. In den Revieren mit Prädatoren bzw. der Qualität „sehr niedrig“ oder „mittel“ summiert sich die Mortalitätswahrscheinlichkeit hinzu.

Die Zufallswahl entscheidet schließlich über das Ausfliegen jedes Nestlings (vgl. Vorgehen bei Zufallswahl) und somit über die Anzahl aller Ausgeflogenen /Brutpaar.

### 3.2.5.3 Partnersuche und Revierwechsel der Adulten

Wie in Kapitel 2.1.7.1 beschrieben, kommt es im Modell nur zum Ortswechsel bei Adulten, wenn äußere Umstände dazu zwingen z.B. die Attraktivität beeinflussende Umweltfaktoren. So wechseln Brutpaare das Revier, wenn sich ein Revier mit höherer Attraktivität in der Nähe befindet. Adulte Einzeltiere und Juvenilen des Vorjahres wechseln, wenn sie durch in ihrem Revier auftauchende Verdrängungsfaktoren dazu gezwungen werden, d.h. wenn das Revier temporär von der Besiedlung ausgeschlossen wird (vgl. 3.2.4.1).

Zur Auswahl stehen in jedem Fall alle Reviere mit einer maximalen Entfernung, die dem festgelegten Dismigrationsradius der Adulten entspricht (vgl. 3.2.4.10).

Der Wechsel findet einmal im Jahr statt. In der Reihenfolge: Partnersuche, Revierwechsel der Einzelindividuen und Revierwechsel der Brutpaare.

Die Reihenfolge in der die Einzeltiere bzw. Brutpaare dismigrieren wird durch die zufällige Auswahl dieser bestimmt. Die Wahl eines Reviers richtet sich nach den Reviereigenschaften (nach EXO & HENNES 1980). Im Umkreis des Dismigrationsradius werden alle Reviere erfasst und aus diesen ein Revier mit den präferierten Eigenschaften zufällig erwählt. Handelt es sich um ein Einzeltier, wird zunächst nach einem Revier mit einem unverwandten Einzeltier gegensätzlichen Geschlechtes gesucht. Ist dieses nicht vorhanden, wird ein Revier mit einem verwandten Einzeltier gegensätzlichen Geschlechtes erwählt (Inzuchtverpaarung, KNÖTZSCH 1985). Bei erfolgloser Partnersuche, kommt es nur zum Revierwechsel sollte das Revier temporär von der Besiedlung ausgeschlossen worden sein (vgl. Kapitel 3.2.4.1) und dann bestimmt die Sequenz der Revierattraktivität die Wahl. Nicht wählbar sind die Reviere, die von der Besiedlung ausgeschlossen sind. Bei Revierwechsel der Brutpaare werden Reviere mit einer höheren Attraktivitätsklasse bevorzugt.

#### 3.2.5.4 Verstreichen der Juvenilen

FUCHS (1983) beobachtete, dass es bei kleinen Populationen keine Unterschiede zwischen den Geschlechtern betreffs der Ansiedlungsdistanzen gibt. Die Steinkauzpopulation Thüringens besteht aus wenigen Individuen, daher wurde kein Unterschied im Modell berücksichtigt.

Die Ausgeflogenen dismigrieren im Modell im Monat September in zufälliger Reihenfolge. Die Suche eines Reviers verläuft wie die „Partnersuche der Adulten“ (vgl. Kapitel 3.2.5.3). Aus der Menge der Reviere innerhalb des Dismigrationsradius der Juvenilen wird eines mit den bevorzugten Eigenschaften erwählt. Präferiert wird ein Revier mit einem nicht verwandten Partner gegensätzlichen Geschlechtes. Ist dies nicht vorhanden, kann es zur Inzuchtverpaarung kommen. Bei erfolgloser Partnersuche bestimmt die Sequenz der Attraktivitätsklassen die Wahl. Sollte kein passendes Revier vorhanden sein, wandert das Tier aus und gilt für die Population als gestorben (KNÖTZSCH 1978, EXO & HENNES 1980).

### 3.2.5.5 Altern

Jeweils im Monat Mai werden alle Individuen ein Jahr älter eingestuft, d.h. auch, dass die Juvenile des Vorjahres adult werden.

## 3.3 Szenarien

In der Literatur vorhandene relevante Daten und Beobachtungen stammen meist nicht von der hier zu untersuchenden Population. So wurden für die Untersuchungen zum Überleben einer Steinkauzpopulation (*Athene noctua*) in Thüringen erst biologisch mögliche Parameterkonstellationen entsprechend den Gegebenheiten in der Umwelt erstellt. Als Orientierung dazu dienten zum einen die Anzahl an „ähnlichen“ Simulationen, das heißt die Anzahl an „Simulationen mit einem dem erfassten Bestand ähnlichen Verlauf“. Zum anderen dienten die Literaturangaben der Ergebniswerte „Ausgeflogene pro Brutpaar“, „Verlust an Juvenilen“ und „Lebenserwartung der Adulten“ als Richtwert. Diese Ergebniswerte werden von den Parametern beeinflusst und im Modell nach Ablauf der Simulationen berechnet.

Für das Kriterium „ähnliche“ Simulation wurde das „Maß für Ähnlichkeit“ eingeführt, das den Vergleich zwischen den Individuenanzahlen der ersten 12 Jahresläufe jeder Simulation mit den erfassten Bestandszahlen der Jahre 1989-2001 arithmetisch ausdrückt. Das „Maß für Ähnlichkeit“ ist die Wurzel aus der Summe der Abweichungsquadrate. Die Abweichung wird aus der Differenz zwischen der Individuenanzahl des erfassten Bestandes und der sich ergebenden Individuenanzahl des simulierten gleichen Jahres (Stand am Ende des Monats März) ermittelt (vgl. Gleichung 3).

Gleichung 3: „Maß für Ähnlichkeit“

=

$$(\sum(\text{Individuenzahl Bestand}_{\text{Jahr}} - \text{Individuenzahl Simulation}_{\text{Jahr}})^2)^{1/2}$$

Ausgehend vom Basisszenarium mit einer Parameterkonstellation entsprechend den Literaturangaben, wurde eine Sensitivitätsanalyse durchgeführt. Die Parameter:

- Mortalitätswahrscheinlichkeiten der Juvenilen, Adulten und Geschlüpften,
- Eintrittswahrscheinlichkeiten für „schlechtes“ Frühjahr und „schlechten“ Winter,
- Anzahl der Reviere ohne Prädation,
- Anfangspopulationsgröße,
- Dismigrationsradius der Juvenilen,
- und Winterfaktor

wurden einzeln über einen breiten Wertebereich variiert und deren Wirkung auf die Ergebniswerte und die Anzahl an „Ähnlichen“ verfolgt, vgl. Kapitel 3.3.2.1 („Parameterszenarien“). Darauf folgend wurden Szenarien erstellt, in denen die Parameter in kombinierter Weise verändert wurden. Dafür lieferten diejenigen „Parameterszenarien“ die einzelnen Parameterwerte, die zu einem höheren Zahlen an „Ähnlichen“ (vgl. 3.3.2.2 Kombinationsszenarien nach Anzahl der „Ähnlichen“) hervorbrachten. Zum anderen lieferten diejenigen „Parameterszenarien“ die einzelnen Parameterwerte, die zu den Literaturangaben nahe Ergebniswerte, vgl. Kapitel 3.3.2.3 („Kombinationsszenarien nach Literaturwerten“), hervorbrachten. Durch die vorhandenen geringen Individuenzahlen sind Zufallseffekte (Stochastik) besonders ausgeprägt, um diese zu reduzieren wurden ausgewählte Parameterkonstellationen auf erhöhte Individuenzahlen angewendet (vgl. 3.3.2.4 Szenarien mit erhöhter Individuenanzahl). Letztlich wurden anhand von vier ausgewählten Szenarien Untersuchungen zu möglichen Gefährdungsfaktoren und Managementoptionen bezüglich „Prädation“, „Habitatverbesserung“ und „Auswilderung“ durchgeführt (vgl. 3.3.3 Untersuchungen zum Überleben anhand verschiedener Szenarien).

Jedes Szenarium hat eine spezifische Parameterkonstellation. Als ausreichende Basis, wurden für jedes Szenarium 2000 Simulationen durchgeführt.

Um den Überblick zu erleichtern, wurden bei Parameteränderungen immer die Einstellungen in Bezug zum Parameterwert im Basisszenarium erwähnt. Wird ein

Wert nicht separat im Szenarium vermerkt, so hatte er die Größe wie im Basisszenarium.

### 3.3.1 Basisszenarium

Alle Parameter wurden so eingestellt, wie es die Literaturdaten vermittelten. Demnach lag die Wahrscheinlichkeit für ein „schlechtes“ Frühjahr und einen „schlechten“ Winter bei je 33% (vgl. Tabelle 7 u. 6). So ergab sich ein „mittleres“ Frühjahr“, „gutes Frühjahr“, „mittlerer Winter“ und „guter Winter“ mit etwa 33,5% Wahrscheinlichkeit. Alle Steinkäuze waren von den Umweltfaktoren Straßen, Prädation und Konkurrenz gleichermaßen betroffen (Revierqualität sehr niedrig). Die Konkurrenz hatte keine ausschließende Wirkung, d.h. Individuen konnten sich trotzdem ansiedeln. Die Mortalitätswahrscheinlichkeiten für Geschlüpfte, Adulte und Juvenile durch die einzelnen Umweltfaktoren hatten jene Werte, wie sie in der Tabelle 9 nochmals zusammengestellt sind (vgl. 3.2.4.4, 3.2.4.5 und 3.2.4.9).

**Tabelle 9: Mortalitätswahrscheinlichkeiten der Adulten, Juvenilen und Geschlüpfte**  
(Quellen: SCHÖNN 1986, EXO & HENNES 1980)

	im Februar	monatlich		
Mortalität	Winter	Strassen	Prädatoren	Sonstiges
Adulte	3,22 %	0,8 %	0,6 %	2,1 %
Juvenile	5,96 %	2,3 %	1,5 %	5,9 %
			einmalig	
Geschlüpfte			5,19%	14,29 %

### 3.3.2 Sensitivitätsanalyse

Durch die folgende Sensitivitätsanalyse sollte neben dem Erhalt des nötigen Verständnisses zu den komplexen Zusammenhängen, d.h. wie sensitiv reagieren die einzelnen Ergebniswerte auf die einzelnen Parameter, auch die Ergebniswerte den Literaturangaben angeglichen und höhere Zahlen an „Ähnlichen“ erzielt werden.

Daraus sollten sich schließlich biologisch sinnvolle und populationsökologisch mögliche Parametersätze für die Untersuchung zum Überleben ergeben.

Ausgehend vom Parametersatz des Basisszenariums wurden die Parameter über einen weiten Bereich einzeln variiert. Aus den Ergebnissen dieser Parameterszenarien wurden Kombinationsszenarien mit mindestens zwei veränderten Parametern inszeniert. Da die Literaturangaben z.T. von Populationen mit höheren Individuenzahlen stammen, wurden ausgewählte Szenarien mit erhöhter Individuenzahl durchgeführt.

### 3.3.2.1 Parameterszenarien

In jedem Szenariensatz wurde ein Parameter über einen weiten Bereich variiert. So sollte dessen spezifische Wirkung auf die Ergebniswerte analysiert werden, um diese Ergebniswerte den Literaturangaben anzunähern und höhere Zahlen an „Ähnlichen“ zu erzielen.

Im Modell wurden dafür folgende Parameter auf erklärte Weise verändert:

- Die monatliche Mortalitätswahrscheinlichkeit für Adulte und für Juvenile.

Es wurden die monatlichen Wahrscheinlichkeiten verändert, die Mortalitätswahrscheinlichkeiten durch Winter blieben unverändert. Die Mortalität für Juvenile wurde von -6% bis +64% und 100%, im unteren Bereich in 2,5er und ab 34% in 10er Schritten variiert. Der Parameter monatliche Mortalitätswahrscheinlichkeit Adulte wurde im Bereich von -2% bis +15%, in 0,5-1er Schritten und um 100% verändert.

- die Wahrscheinlichkeiten für „schlechten“ Winter und für „schlechtes“ Frühjahr

Diese Wahrscheinlichkeiten wurden variiert zwischen 0 bis 100%, in 10er Schritten.

- Der Bruterfolg im Nest (2 Varianten).

Da bei der Sensitivitätsanalyse anhand des Umweltfaktors Frühjahrsbedingung die Szenarien mit geringem Bruterfolg mehr „Ähnliche“ hervorbrachten, wurde dieser Aspekt bei den folgenden Szenarien im Besonderen betrachtet. Es wurde jeweils der Reproduktionserfolg der beiden verschiedenen Entwicklungsstadien (Geschlüpfte

und Ausgeflogene) negativ beeinflusst. Zum einen wurde bei einer Eintrittswahrscheinlichkeit für ein „schlechtes“ Frühjahr von 100% die Erfolgswahrscheinlichkeit für nur 1 Geschlüpfte/Brutpaar (71% im Basisszenarium) erhöht, zu Ungunsten von 2 Geschlüpfen/Brutpaar. Die Erfolgswahrscheinlichkeit wurde in 10er Schritten, von 50-100% variiert. Zum anderen wurde die Mortalitätswahrscheinlichkeit der Geschlüpfen, in 5er bzw. in 10er Schritten bis zu 100% direkt erhöht.

- Parameter für Winterbedingungen

Da in den Szenarien zur Wahrscheinlichkeit für „schlechten“ Winter die Wirkung von Veränderungen sehr gering war, wurden die Parametereinstellungen und deren Auswirkungen im besonderen geprüft. Für diesen Test wurden die Winterfaktoren (Multiplikator der Mortalitätswahrscheinlichkeiten) verändert oder die Winter-Mortalitätswahrscheinlichkeiten der Juvenilen und Adulten direkt erhöht und jeweils bei veränderter Eintrittswahrscheinlichkeit für „schlechten“ Winter (0 %, 33 %, 75%, 100%) getestet. So wurden 4\*4 Szenarien miteinander verglichen ( WBasis, WF, M, WF&M; vgl. Kapitel 4.1.2 und Tabelle 11).

- Parameter zur Prädation

Im Basisszenarium waren alle Reviere von Prädation betroffen. Um bei der späteren Untersuchung zum Einfluss der Prädation auf das Überleben der Population differenzierter betrachten zu können, wurde der Anteil der nicht betroffenen Reviere zwischen 20-100% in 20% Schritten variiert, wobei die durchschnittliche Mortalität durch Prädation (für Geschlüpfte, Juvenile, Adulte) über alle Gitterreviere gleich gehalten wurde, d.h. die Mortalitätswahrscheinlichkeiten der nicht betroffenen Reviere wurde auf die betroffenen Reviere verteilt (vgl. Tabelle 10).

**Tabelle 10: Monatliche Mortalitätswahrscheinlichkeiten in Abhängigkeit vom Anteil Prädation an „durch Prädation betroffenen“ Revieren**

Anteil an „durch Prädation betroffene“ Reviere [%]	monatliche Mortalitätswahrscheinlichkeit durch Prädation in den „durch Prädation betroffenen“ Revieren [%]	
	Juveniler	Adulter
20	3,3	1,3
40	2,7	1,0
60	2,2	0,8
80	1,8	0,7
100	1,5	0,6

### 3.3.2.2 Kombinationsszenarien nach Anzahl der „Ähnlichen“

Die Anzahl an „Ähnlichen“ war in den Parameterszenarien höher gegenüber der sich im Basisszenarium ergebenden Anzahl. Sie war jedoch immer noch nicht zufriedenstellend, d.h. selten war der Simulationsverlauf der erfassten Bestandsentwicklung nahe und meist ergab sich über einen Wertebereich der Parameter etwa die gleichgroße Menge an „Ähnlichen“. Durch Kombination von veränderten Parameterwerten, die eine hohe Anzahl an „Ähnlichen“ hervorbrachten, sollte die Anzahl an „Ähnlichen“ angehoben und biologisch sinnvolle Parameterkonstellationen erhalten werden.

Dabei wurden von den jeweiligen Wertebereichen die negativen Einstellungen im Pessimistischen Szenarium (Pe) und die positiven Einstellungen im Optimistischen Szenarium (Op) zusammengefasst. Im Neutralen Szenarium (N) wurden alle Parametereinstellungen mit den höchsten Zahlen an „Ähnlichen“ zusammengestellt (vgl. Tabelle 11). Ausgehend von diesen Parametersätzen wurden die Parameter nochmals kombiniert variiert. So wurden die Wahrscheinlichkeiten für den Eintritt eines „schlechten“ Frühjahrs bzw. Eintritt eines „schlechten“ Winters jeweils um 5% geändert. Entsprechend wurden gleichzeitig die Parameter für die zusätzlichen Mortalitätswahrscheinlichkeiten für Adulte ( $\pm 0,5\%$ ) bzw. Juvenile ( $\pm 2,5\%$ ) variiert. So entstanden zusätzlich je 2 Pessimistische (Pe+, Pe-), Optimistische (Op+, Op-) und Neutrale (N+, N-) Szenarien.

- Optimistische Szenarien

Das Ausgangsszenarium OP war eingestellt auf eine Wahrscheinlichkeit von 70 % für den Eintritt eines „schlechten“ Frühjahrs und von 60 % für den Eintritt eines „schlechten“ Winters. Entsprechend, wie im oberen Abschnitt beschrieben wurden die Parameter für das Szenarium Op- negativer und positiver für das Szenarium Op+.

- Neutrale Szenarien

Die Möglichkeit für den Eintritt eines „schlechten“ Frühjahrs lag bei 80 % und für einen „schlechten“ Winter bei 90%, im Ausgangsszenarium N. Dazu bestanden monatlichen Mortalitätswahrscheinlichkeiten für Adulte mit 2,9% und für Juvenile mit 33,8%(vgl. Tabelle 11) . In den weitem Szenarien (N-,N+) wurden die Parameter entsprechend variiert.

- Pessimistische Szenarien

Mit den Einstellungen der Wahrscheinlichkeiten für Eintritt eines „schlechten“ Frühjahrs mit 95 % und für einen „schlechten“ Winter mit 90%, kombiniert mit den Mortalitätswahrscheinlichkeiten für Adulte bei 3,5% und für Juvenile mit 28,8% (vgl. Tabelle 11) wurde das Ausgangsszenarium (Pe) für die Pessimistischen Szenarien eingestellt. Entsprechende Abstufungen der Parametergrößen erfolgte dann in den Szenarien Pe- und Pe+.

**Tabelle 11: Parameter der Kombinationsszenarien** (Bezug zum Basisszenarium/ absolut)

Szenarium	Wahrscheinlichkeit [%]		Mortalitätswahrscheinlichkeit monatlich für	
	„schlechten“ Winter	„schlechtes“ Frühjahr	Adulte[%]	Juvenile[%]
Op+	55	65	-1,6 / 1,9	+9 / 18,8
Op	60	70	-1,1 / 2,4	+11,5 / 21,3
Op-	65	75	-0,6 / 2,9	+14 / 23,8
N+	75	85	-1,1 / 2,4	+16,5 / 26,3
N	80	90	-0,6 / 2,9	+19 / 28,8
N-	85	95	-0,1 / 3,4	+21,5 / 31,3
Pe+	90	85	-0,5 / 3,0	+21,5 / 31,3
Pe	95	90	0 / 3,5	+24 / 33,8
Pe-	100	95	+0,5 / 4	+26,5 / 36,3

### 3.3.2.3 Kombinationsszenarien nach Literaturwerten

Als Alternative zur kombinierten Veränderung der Parameter nach der Anzahl an „Ähnlichen“ besteht die Möglichkeit, pauschal die Literaturangaben zu den Ergebniswerten als Richtwerte zu akzeptieren.

So wurde in den folgenden Szenarien ein Parameter, der durch seine Einstellung einen direkt abhängigen Ergebniswert nahe am Literaturwert lieferte in dieser Größe auch beibehalten, während ein anderer variiert wurde.

- Mortalitätswahrscheinlichkeit der Adulten

Für den direkt von der Mortalitätswahrscheinlichkeit abhängigen Ergebniswert „Lebenserwartung für Adulte“ gibt die Literatur 2,3 Jahre an, was etwa bei einer Erhöhung der monatliche Mortalitätswahrscheinlichkeit um +10% erreicht wurde. So wurde dieser Wert konstant beibehalten und lag insgesamt bei 13,5%. Variiert wurde die Mortalitätswahrscheinlichkeit der Juvenilen um +6% bis +19%, und sie lag somit insgesamt zwischen 15,8 % und 28,8%.

- Mortalitätswahrscheinlichkeit der Juvenilen

Die Literatur gibt für den Verlust an Juvenilen 70,1 % an. Dieser wurde etwa erreicht bei einer monatliche Juvenilmortalität von insgesamt 23,8%, d.h. ausgehend vom Basisszenarium um 14 % erhöht. So wurde diese konstant darauf eingestellt und die monatliche Mortalitätswahrscheinlichkeit Adulter variiert, ausgehend vom Wert des Basisszenariums um jeweils 1% erhöht und lag insgesamt bei 3,5% bis 18,4%.

#### 3.3.2.4 Szenarien mit erhöhter Individuenanzahl

Die vorherigen Szenarien spiegeln durch die geringe Anzahl an Individuen (1989 nur 20 Individuen) keine repräsentativen mittleren Ergebniswerte wieder. Um diese zu erhalten, wurden anstatt nach einer Laufzeit von 13 Jahren erst nach einer Laufzeit von 30 Jahren die Ergebniswerte ermittelt und als Anfangspopulation wurden 550 Brutpaare eingesetzt. Diese Anzahl erwies sich als ein ausreichendes Maß, um die ausgeprägten Effekte durch Stochastik bei geringen Individuenzahlen reduzieren zu können.

Es wurden die Parametersätze des Basisszenariums (Basis-Szenarium), die Parametersätze mit erhöhter monatlichen Mortalitätswahrscheinlichkeit von +10% für Adulte (AM10, vgl. 4.1.2) bzw. von +14% für Juvenile (JM14, vgl. 4.1.2), der Parametersatz des Kombinationsszenarium Op- mit der höchsten Anzahl an „Ähnlichen“ (Op-, vgl. 4.1.3) und das biologisch sinnvoll wirkende Kombinationsszenarium nach Literaturangaben mit den erhöhten Mortalitäten von +10% für Adulten und +14% für Juvenilen (AM10JM14, vgl. 4.1.4) auf die erhöhten Individuenzahlen (+Ind) angewendet.

### 3.3.3 Untersuchungen zu möglichen Gefährdungsfaktoren und Managementoptionen

Anhand verschiedener Szenarien wird in diesem Teil der Arbeit die Wahrscheinlichkeit des weiteren Überlebens der Steinkauzpopulation Thüringens / Sachsens unter diversen Gesichtspunkten analysiert. Um eine umfassende Darstellung zu gewährleisten, lassen sich an dieser Stelle Wiederholungen nicht vermeiden.

Die Angaben aus der Literatur zu Parametern und Ergebniswerten entstammen größtenteils nicht der hier zu untersuchenden Population. Die Daten zum Individuenstand der Population sind nicht vollständig. So wurden, zusätzlich zur Parameterkonstellation des Basisszenariums, d.h. entsprechend den Literaturangaben, über die Sensitivitätsanalyse weitere Parameterkonstellationen entwickelt, die biologisch sinnvoll erscheinen und zum Entwicklungsbild der Population passen. Die umfassende Untersuchung zum Überleben wurde anhand folgender Szenarien durchgeführt:

- Die Basis- Szenarien

Alle Parameterwerte entsprechen dem Basisszenarium und sind dementsprechend so eingestellt, wie die Literaturangaben es vermitteln.

- Die Basis+ -Szenarien

Der Parametersatz des Basisszenariums wird auf eine um  $\frac{2}{3}$  erhöhte Individuenzahl angewendet und die Lage somit positiver gegenüber dem Basisszenarium. Begründet ist diese Anwendung durch die Unvollständigkeit der Daten zum Individuenbestand Thüringens/ Sachsens.

- Die AM10JM14 –Szenarien

Bei diesen gegenüber dem Basisszenarium negativeren Szenarien sind die Parameter der monatlichen Mortalitäten für Adulte um +10% (insgesamt 13,5%) und für Juvenile um +14% (insgesamt 23,8%) erhöht.

- OP- -Szenarien

Die hier angewendete Parameterkonstellation bringt gegenüber dem Basisszenarium in Erwägung: einen geringeren Bruterfolg - durch die erhöhte Eintrittswahrscheinlichkeit für ein „schlechtes“ Frühjahr (75%), eine erhöhte

Wintermortalität durch die erhöhte Eintrittswahrscheinlichkeit für einen „schlechten“ Winter (65%), eine höhere monatliche Mortalitätswahrscheinlichkeit für Juvenile (+14%) und eine geringerer monatlicher Mortalitätswahrscheinlichkeit für Adulte (-0,6% bzw. insgesamt 2,9% ).

Es wurden Untersuchungen zum Überleben der Population bezüglich „Prädation“ und „Habitatverbesserung“ und einem optionalen Auswilderungsprogramm durchgeführt

Für jedes Szenarium liefen 2000 Simulationen. Als Anfangspopulation wurde der Bestand des Jahres 2000 eingesetzt.

#### 3.3.3.1 „Prädation“ als möglicher Gefährdungsfaktor und als Managementoption

Durch Variation des Anteils an „durch Prädation betroffene“ Revieren wurde die Wirkung von zunehmender Prädation und die Wirkung von reduzierter Prädation (z.B. durch Schutzmaßnahmen) simuliert.

Ist die Population so stark von Prädatoren bedroht, wie im Basisszenarium angenommen bzw. nach der Literatur ermittelt, in dieser Standardeinstellung sind 50% aller Reviere durch Prädatoren betroffen und in diesen die Mortalitätswahrscheinlichkeit für Adulte, Juvenile und Geschlüpfte um 0,9%, 2,4% und 7,8% erhöht. Das möglicherweise höhere Vorkommen an Prädatoren bzw. die durchschnittliche höhere Mortalität von Steinkauzindividuen durch Prädatoren, wurde simuliert durch einen auf 75% erhöhten Anteil an betroffenen Revieren. Die Wirkungen von Schutzmaßnahmen für den Steinkauz durch Reduzierung des Einflusses von Prädatoren wurde durch die Annahme simuliert, dass nur 25% der Reviere durch Prädatoren besiedelt sind.

#### 3.3.3.2 „Habitatverbesserung“ als mögliche Managementoption

Durch Änderung der Habitatbedingungen kann die Ansiedlungsdistanz der Juvenilen beeinflusst werden (vgl. Kapitel 2.7). Wie sich dies auf die Wahrscheinlichkeit des Überlebens der Population auswirkt, wird durch Änderung des Dismigrationsradius Juveniler simuliert. So werden durch Habitatveränderungen die Juvenilen animiert, sich im Umkreis von bis zu 5 km, 15 km, 25 km oder 35 km

vom elterlichen Revier anzusiedeln. Im Modell wird dies durch die Annahme des dementsprechenden Disigrationsradius Juveniler simuliert.

#### 3.3.3.3 „Auswilderung“ als Managementoption

In Anbetracht der geringen Individuenzahlen scheint ein Auswilderungsprogramm zur Rettung der Population unabdinglich. Unter Annahme es würden ab dem Jahr 2004 für 5 Jahre eine bestimmte Anzahl an Individuen ausgewildert werden, wird der Einfluss auf die Wahrscheinlichkeit des Überlebens der Population simuliert. Dabei werden 5, 10 oder 15 Individuen über 5 Jahre der Population, in der Zeit des Verstreichens der Juvenilen, zugesetzt. Deren Geschlecht wird zufällig festgelegt. Als Ausgangspunkt wurde ein Revier, nahe der Thüringisch / Sächsischen Grenze gewählt, aufgrund der durchgängigen Besiedelung dieser Region und der zentralen Lage innerhalb des Vorkommens (vgl. Abbildung 2; Revier 1.18). Der frühe Zeitpunkt der Auswilderung ist an das Auswilderungsprogramm des Großtrappenschutzprojektes angelehnt. Er ist mit einem geringeren Zeit- und Geldaufwand verbunden, vermeidet bestmöglich die durch längerandauernden Kontakt eintretende Gewöhnung an den Menschen und fördert somit die Selbstständigkeit der Individuen.

## 4 Ergebnisse

Für die Auswertung der Ergebnisse bzw. der Wirkung von Parameterkonstellationen bei der Sensitivitätsanalyse wurden für jedes Szenarium die Mittelwerte der beeinflussten Ergebniswerte „Ausgeflogenem/ Brutpaar“, „Lebenserwartung der Adulten“ und „Verlust an Juvenilen“ errechnet und mit den Literaturangaben (zwischen 1.05-2.5, etwa 2,3 Jahre, etwa 70 %) verglichen. Es wurden die Mittelwerte der Simulationen mit einem dem erfassten Bestand ähnlichen Verlauf (vgl. Kapitel 3.3 Szenarien) von den „unähnlichen“ Simulationen getrennt betrachtet. Zusätzlich wurde die Anzahl an „Ähnlichen“ als Anhaltspunkt für passende Parametereinstellungen in Erwägung gezogen. Wenn das „Maß für Ähnlichkeit“ unter 25 lag, so zählte die Simulation als „ähnlich“ (vgl. Kapitel 3.3 Szenarien). Der Wert wurde extra klein gewählt, um genauere Ergebnisse zu erhalten.

Für die Auswertung der Untersuchungen zum Überleben der Population unter verschiedenen Aspekten wurde für jede Simulation das Extinktionsjahr festgehalten.

Für genauere Betrachtungen stehen im Modell noch folgende Werte für jede Simulation zu Verfügung:

- die Anzahl der Jahre, in denen wegen Brutpaarmangel keine Brut stattfand,
- die Individuenzahlen, ab der Brutpaarmangel auftreten konnte
- bzw. die Individuenzahlen, ab der schon Brutpaare vorkamen (Schwellwert),
- die aktuellen Bestandszahlen Ende März jeden Jahres,
- die Anzahl der Toten/Todesursache
- und die Anzahl der Toten/Lebensjahr. Diese konnten, aufgrund des begrenzten Zeitrahmens, in dieser Arbeit nicht ausgewertet werden.

### 4.1.1 Basisszenarium

Insgesamt ergaben sich von 2000 Simulationen 80 „Ähnliche“ (vgl. Abb.9). Es flogen im Mittel der „ähnlichen“ Simulationen 1,8 Individuen/Brutpaar aus, bei den

„Unähnlichen“ 1,96 Individuen/Brutpaar. Im Mittel starben bei den „Ähnlichen“ 47,51 % der Ausgeflogenen im 1. Lebensjahr bzw. 49,64 % bei den „Unähnlichen“. Die Lebenserwartung der Individuen ab dem Alter von 1 Jahr lag bei den „Ähnlichen“ bei 3,73 Jahren und bei den „unähnlichen“ bei 3,32 Jahren.

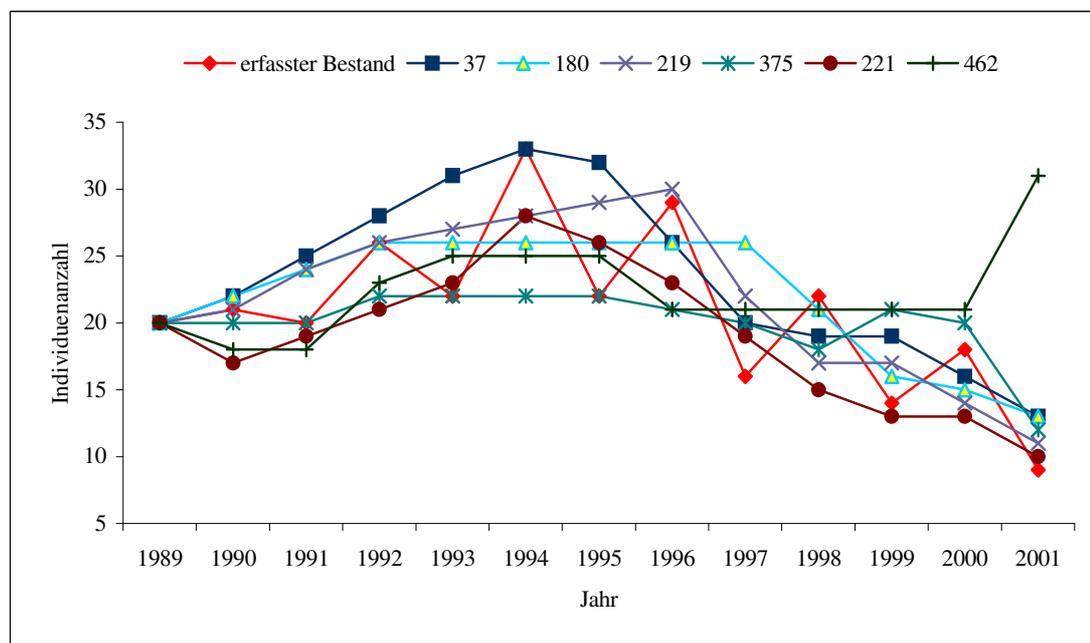


Abbildung 9: Beispiele für Populationsentwicklungen „ähnlicher“ Simulationen mit einem „Maß für Ähnlichkeit“ < 18

Fazit: Die Ergebniswerte für die Lebenserwartung der Adulten und den Verlust an Juvenilen stimmen mit den Literaturangaben (etwa 2,3 Jahre und 70%) nicht überein, wie auch die Anzahl an „Ähnlichen“ nicht überzeugte. Daraus ergab sich das weitere Vorgehen zur Untersuchung.

Um die bei geringen Individuenzahlen besonders ausgeprägten Effekte der Stochastik zu verringern, wurde der Basisparametersatz bei einer späteren Untersuchung auf eine erhöhte Individuenanzahl angewendet (vgl. Kapitel 3.3.2.4 u. 4.1.5).

### 4.1.2 Parameterszenarien

Wurden die folgenden Parameter einzeln variiert, ergaben sich für diese folgende Ergebniswerte:

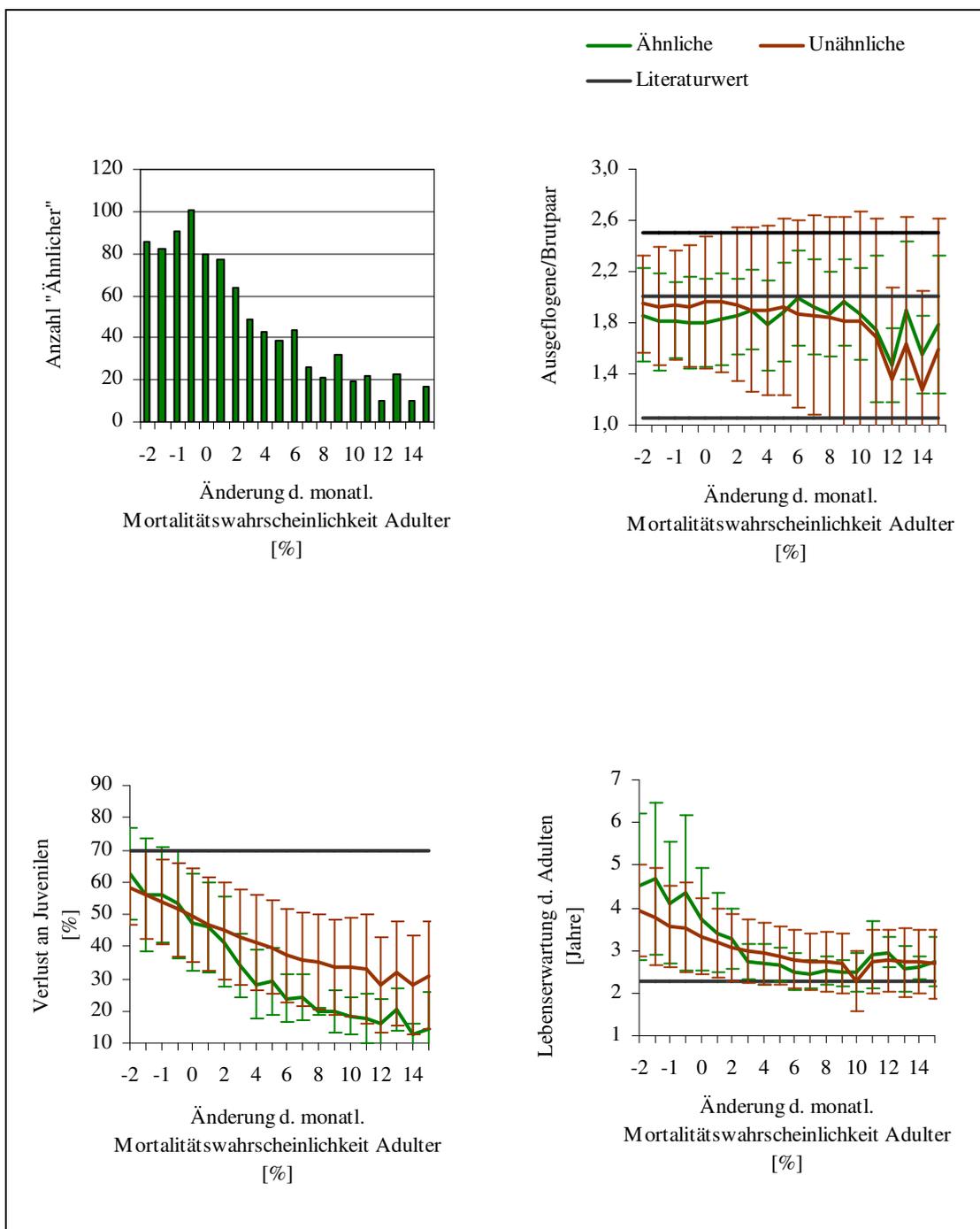
- Mortalitätswahrscheinlichkeit für Adulte

Bei einer monatlichen Mortalitätswahrscheinlichkeit, eingestellt auf 3,5 % (Änderung=0) und einer durchschnittlichen Mortalitätswahrscheinlichkeit durch den Winter von 3,2 % ergaben 80 „Ähnliche“ (vgl. Abb. 10) und eine durchschnittliche Lebenserwartung der Adulten von 3,73 Jahren, die bei den „unähnlichen“ 3,32 Jahre betrug (vgl. 4.1.1 Basisszenarium).

Die höchste Anzahl an „Ähnlichen“ mit 101 wurde bei einer Verringerung der monatlichen Mortalitätswahrscheinlichkeit um -0,6% erreicht. Bei einer weiteren Wahrscheinlichkeitsabnahme sank die Anzahl stetig. Eine abnehmende Tendenz der Anzahl stellte sich ebenso bei stetiger Erhöhung der monatlichen Mortalitätswahrscheinlichkeit ein.

Der Verlust an Juvenilen, der eigentlich eher konstant hätte bleiben müssen, nahm mit Erhöhung der monatlichen Mortalitätswahrscheinlichkeit deutlich ab (vgl. Abb. 10). Bei Annahme einer insgesamt 100% Mortalitätswahrscheinlichkeit für Adulte lag der Verlust bei  $18,14\% \pm 17,5$ .

Die Lebenserwartung nahm mit Erhöhung der monatlichen Mortalitätswahrscheinlichkeit tendenziell ab. Bei +9,9% wurde schließlich etwa der Literaturwert der Lebenserwartung (2,3) mit 2,49 Jahren über alle „Ähnlichen“ bzw. 2,29 über alle „Unähnlichen“ erreicht (vgl. Abb. 10). Bei Einstellung einer 100%igen monatlichen Mortalität ergaben sich für die Lebenserwartung  $1,49 \pm 0,45$  Jahre.



**Abbildung 10: Auswirkung des Parameters monatliche Mortalitätswahrscheinlichkeit Adulter**

Fazit: Bei Betrachtung der Anzahl an „Ähnlichen“ scheint die Änderung der monatlichen Mortalitätswahrscheinlichkeit für Adulter um  $-0,6\%$  die passende Einstellung für die Simulation der Populationsentwicklung zu sein. Zur weiteren

Betrachtung wurde sich allerdings nicht auf nur diesen Wert beschränkt, sondern der Parameterbereich von  $-1,1\%$  bis  $-0,6\%$  für die Änderung der monatlichen Mortalitätswahrscheinlichkeit angewendet (vgl. 3.3.2.2 Kombinationsszenarien nach Anzahl an „Ähnlichen“).

Der mit Erhöhung der monatlichen Mortalität Adulter zurückgehende Verlust an Juvenilen, kommt durch die Verschiebung der Individuenzahlen innerhalb der Altersklassen zustande. Die in das Modell eingesetzte Anfangsverteilung der Altersklassen bestimmt zunehmend den Ergebniswert „Verlust an Juvenilen“, da die Anfangs vorhandenen Juvenilen und die Toten dieser mit in die Gesamtberechnung des Verlustes an Juvenilen einfließen. Der Ergebniswert „Verlust an Juvenilen“ näherte sich bei steigender Adultenmortalität die verbunden ist mit einer immer kleiner werdender Anzahl an Ausgeflogenen dem Wert des prozentualen Verlustes an Anfangs-Juvenilen. Dieser liegt bei etwa  $18\%$  (im Mittel über allen 2000 Simulationen), entsprechend dem Wert bei einer  $100\%$ igen Mortalitätswahrscheinlichkeit Adulter (vgl. Gleichung 4).

Gleichung 4: Verlust an Juvenilen Verlust

=

$$(Tote_{\text{AnfangsJuvenile}} + Tote_{\text{Ausgeflogene}}) * 100 / (\text{AnfangsJuvenile} + \text{Ausgeflogene})$$

Zieht man zur Orientierung die vorhandenen Literaturangaben zum „Ergebniswert Lebenserwartung der Adulten“ heran, müsste die monatliche Mortalitätswahrscheinlichkeit etwa bei  $+10\%$  (insgesamt  $13,5\%$ ) liegen (vgl. 3.3.2.3 Kombinationsszenarien nach Literaturangaben).

Um die ausgeprägten stochastischen Effekte zu minimieren, wurde der Parametersatz mit der um  $+10\%$  erhöhten Mortalitätswahrscheinlichkeit im späteren Verlauf der Untersuchungen nochmals auf eine höhere Individuenanzahl angewendet (vgl. 3.3.2.4, Szenarien mit erhöhter Individuenanzahl).

- Mortalitätswahrscheinlichkeit für Juvenile

Die höchste Anzahl an „Ähnlichen“ wurde mit 255 bei einer Erhöhung der monatlichen Mortalitätswahrscheinlichkeit ausgehend vom Wert im Basisszenariums (9,7 %) um +19,1% erreicht (vgl. Abb. 11). Immer über 200 „Ähnliche“ ergaben sich bei einer Erhöhung zwischen +9,1% und +34%.

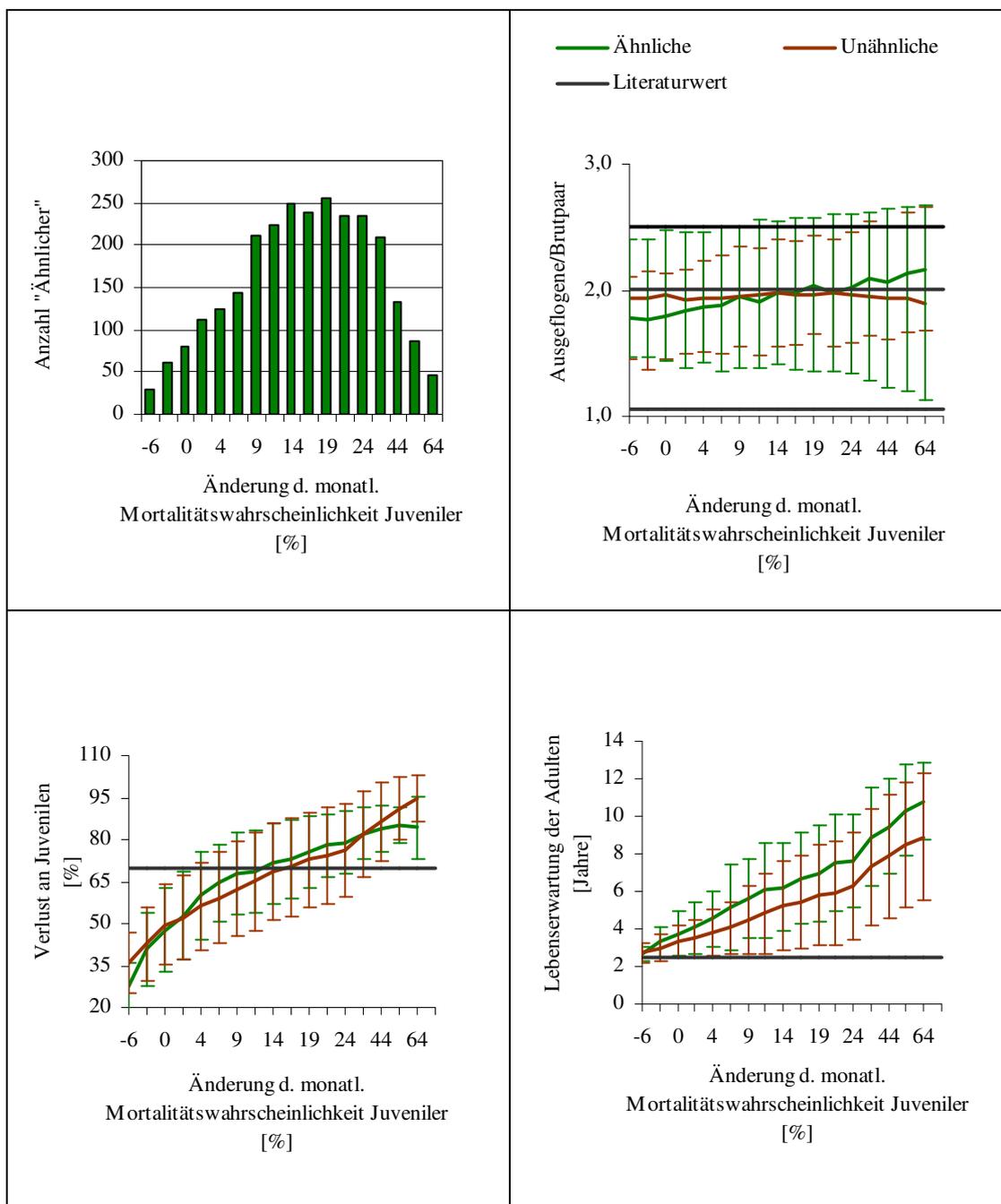
Im Verlauf der Mortalitätserhöhung flogen tendenziell leicht zunehmend Juvenile/Bruttpaar (1,78- 2,17) bei den „Ähnlichen“ aus, jedoch ohne eine erkennbare Tendenz bei den „Unähnlichen“.

Der Verlust an Juvenilen stieg mit zunehmender monatlichen Mortalitätswahrscheinlichkeit und überschritt ab etwa +11,5% bei den „Ähnlichen“ und ab +16,5% bei den „Unähnlichen“ die 70,1% der Literaturangabe (vgl. Abb. 11).

Mit Zunahme der monatlichen Juvenilmortalität stieg, eher unerwartet, die Lebenserwartung der Adulten deutlich an (vgl. Abb. 11). Wurde die Mortalitätswahrscheinlichkeit auf 100% gesetzt, so ergab sich als Durchschnittswert der 2000 Simulationen für die Lebenserwartung  $10,07 \pm 3,4$  Jahre.

Fazit: Nach der Anzahl an „Ähnlichen“ müsste der Wert für den Parameter monatliche Mortalitätswahrscheinlichkeit der Juvenilen bei etwa 28,8 %, also sehr hoch liegen. Ohne sich auf einen Wert festlegen zu müssen wurde der Parameterbereich von +11,5% bis +24% für die weitere Untersuchung verwendet (vgl. 3.3.2.2 Kombinationsszenarien nach Anzahl an „Ähnlichen“).

Bemessen an den Literaturangaben zum Ergebniswert „Verlust an Juvenilen“, müsste die monatliche Mortalitätswahrscheinlichkeit etwa um +14% höher liegen, insgesamt bei 23,8%, was im Kapitel 3.3.2.3 Kombinationsszenarien nach Literaturangaben als Ausgangswert dient. Um stochastische Effekte zu minimieren wurde dieser Parametersatz in Kapitel 3.3.2.4 und 4.1.5 („Szenarien mit erhöhter Individuenzahl“) auf eine erhöhte Individuenanzahl angewendet.



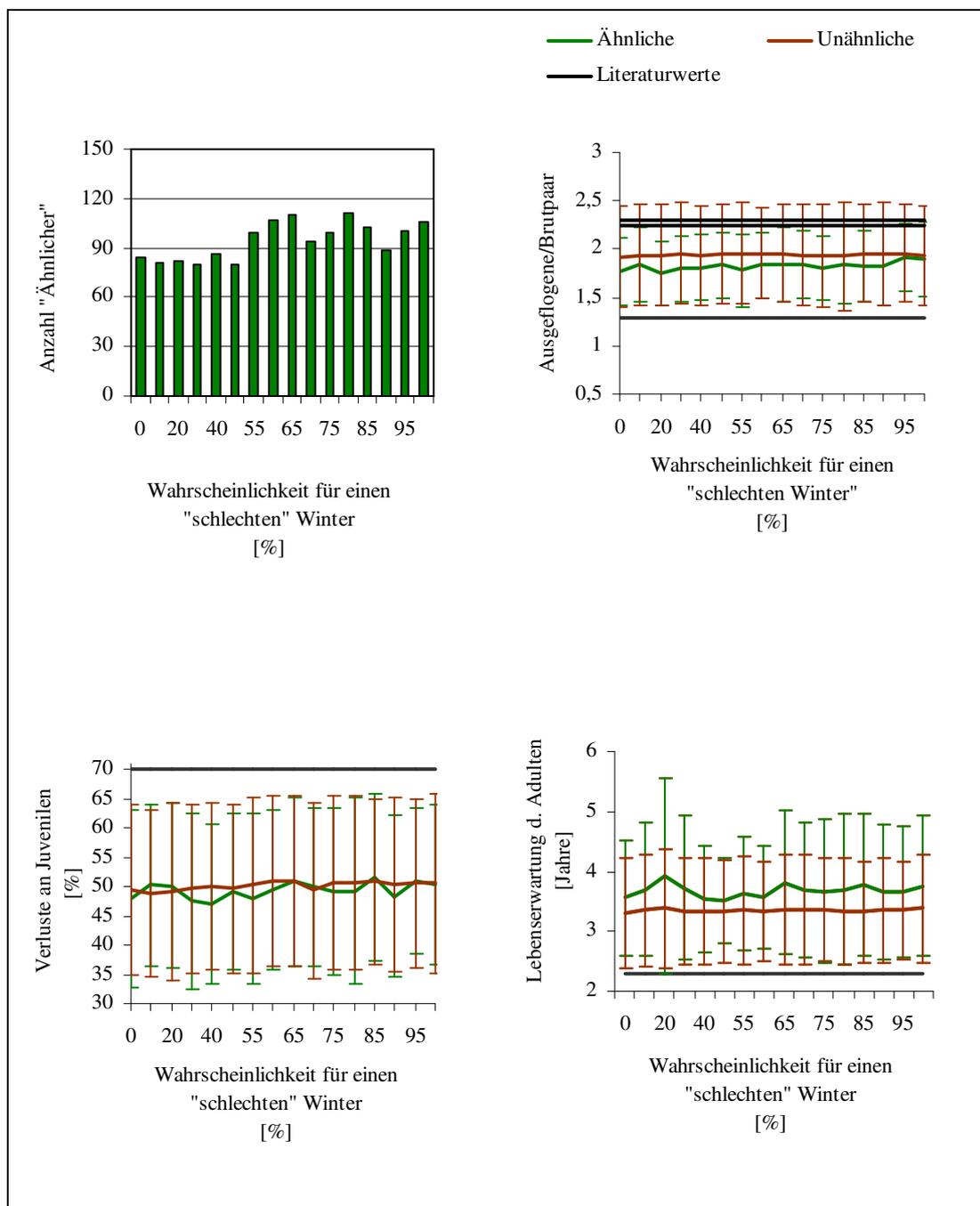
**Abbildung 11: Auswirkung der Änderung des Parameters monatliche Mortalitätswahrscheinlichkeit für Juvenile**

Die Lebenserwartung der Adulten steigt mit der monatlichen Mortalitätswahrscheinlichkeit Juveniler. Mit zunehmender Mortalität gibt es weniger Juvenile in den unteren Altersklassen und Anfangs-Adulten bestimmen zunehmend

die mittleren Lebenserwartung. So wurde die maximale Lebenserwartung der Anfangs-Adulten bei einer 100% Mortalitätswahrscheinlichkeit Juveniler ermittelt und liegt bei über 10 Jahren (im Mittel über allen 2000 Simulationen). Ein Ausschluss der Anfangsindividuen bei der Mittelwertbildung sollte erwogen werden, was in dieser schon weit fortgeschrittenen Arbeit jedoch nicht mehr möglich war.

- Wahrscheinlichkeit für „schlechten“ Winter und „schlechtes“ Frühjahr.

Durch die Stochastik beeinflusst ergab sich bei allen Ergebniswerten kein klarer Trend. Die Höchste Anzahl an „Ähnlichen“ mit 111 (vgl. Abb. 12) ergab sich bei einer Eintrittswahrscheinlichkeit von 80% für „schlechten“ Winter. Im Parameterbereich 60% bis 100% lag die Anzahl etwas höher als in den unteren Bereichen. Es flogen mit sehr leicht ansteigender Tendenz 1,8 Nestlinge/Brutpaar bei den „Ähnlichen“ aus. Bei den „Unähnlichen“ ergab sich ein Wert um 1,9 Nestlinge/Brutpaar, ohne Tendenz. Für die prozentualen Verluste an Juvenilen ergaben sich Werte zwischen 47,49 % und 51,64 % für die „Ähnlichen“ und zwischen 49,15 % und 50,99 % für die „Unähnlichen“ mit schwankender, aber ganz leicht ansteigender Tendenz (vgl. Abb. 12). Die mittlere Lebenserwartung der Adulten für die „Ähnlichen“ zwischen 3,51 und 3,93 Jahren und für die „Unähnlichen“ zwischen 3,31 und 3,38 war ohne eine sichtbare Tendenz in den Werten (vgl. Abb. 12).



**Abbildung 12: Auswirkung der Parameter Wahrscheinlichkeit für einen „schlechten“ Winter**

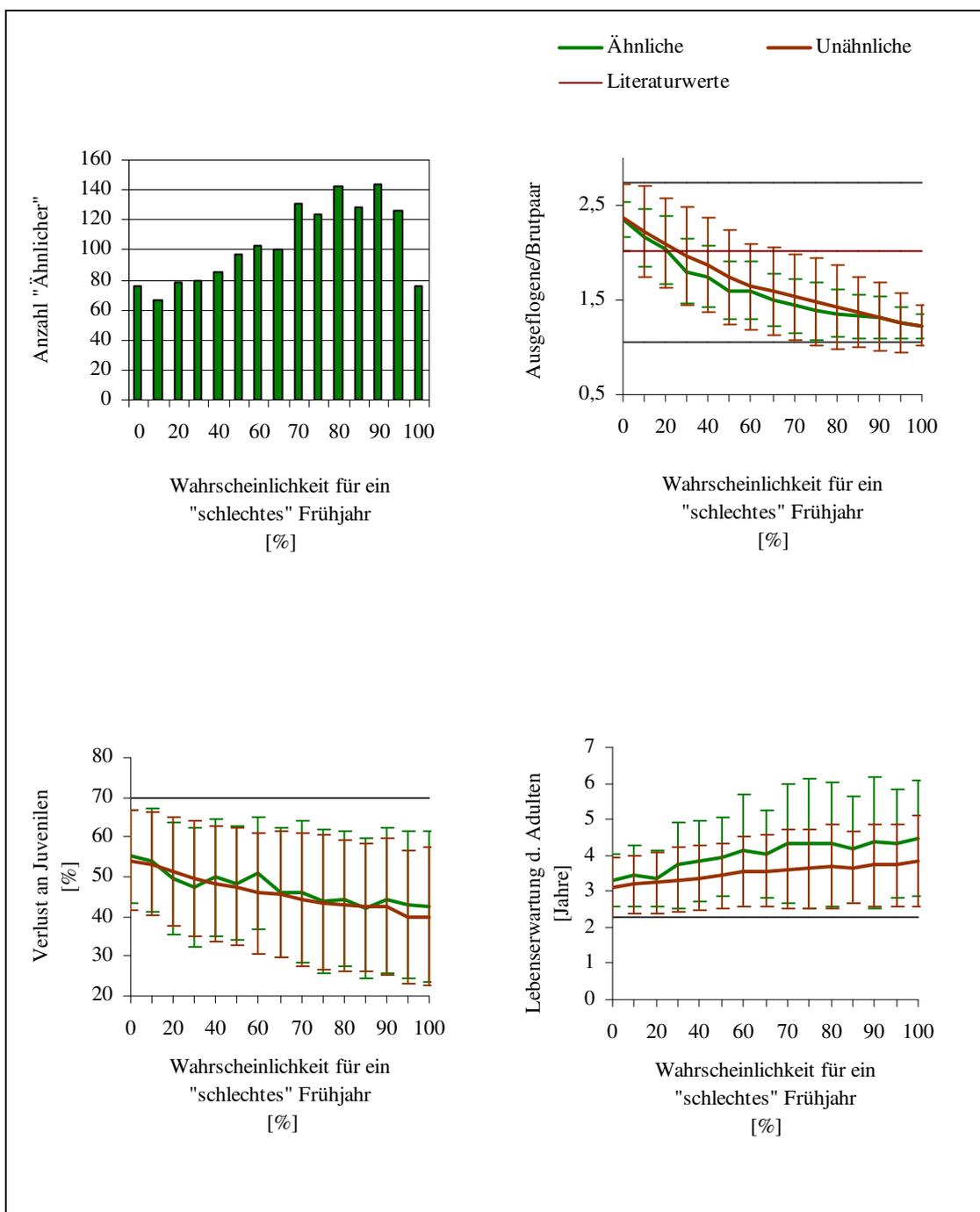
Für die 90%ige Eintrittswahrscheinlichkeit für ein „schlechtes“ Frühjahr ergab sich die höchste Anzahl an „Ähnlichen“ mit 144 (vgl. Abb. 13). Der Parameterbereich zwischen 70% und 95 % für die Wahrscheinlichkeit für ein

„schlechtes“ Frühjahr gab es immer über 120 „Ähnliche“, sonst zwischen 66-103. Mit ansteigender Wahrscheinlichkeit fiel die Anzahl der Ausgeflogenen/Brutpaar von 2,35 auf 1,22 bei den „ähnlichen“ und von 2,37 auf 1,23 bei den „unähnlichen“ Simulationen (vgl. Abb. 13). Mit ansteigender Eintrittswahrscheinlichkeit für ein „schlechtes“ Frühjahr fiel der Verlust an Juvenilen (um 12,61 % bei den „Ähnlichen“ und um 14,16 % bei den „Unähnlichen“), und die mittlere Lebenserwartung stieg leicht an (1,17 Jahre bei den „Ähnlichen“ bzw. 0,73 Jahre bei den „Unähnlichen“).

Fazit: In Bezug auf die Anzahl an „Ähnlichen“ scheinen die größeren Parameterwerte für die Eintrittswahrscheinlichkeiten für „schlechtes“ Frühjahr und „schlechten“ Winter zutreffender zu sein. Zur weiteren Untersuchung werden die Parameterbereiche von 60-95% für die Eintrittswahrscheinlichkeit für einen „schlechten“ Winter und 70-90% für ein „schlechtes“ Frühjahr eingesetzt vgl. Kapitel 3.3.2.2 u. 4.1.3 Kombinationsszenarien nach Anzahl an „Ähnlichen“.

Der Einfluss des Winters, ausgedrückt durch die Parametereinstellungen „Winterfaktoren“ und „Mortalitätswahrscheinlichkeit durch Winter“, zeigte zunächst kaum Wirkung bei den Ergebniswerten „Verlust an Juvenile“ und „Lebenserwartung der Adulten“. Deshalb wurden die Parameter für Winterbedingungen unter dem noch folgenden Abschnitt „Parameter für Winterbedingungen“ nochmals extra untersucht.

Die Abnahme des Verlustes an Juvenilen und die steigende Lebenserwartung der Adulten bei steigender Eintrittswahrscheinlichkeit für ein „schlechtes“ Frühjahr ist wie schon in den vorhergehenden Szenarien auf die immer kleiner werdende Anzahl an Ausgeflogenen zurückzuführen. Wird diese Anzahl immer kleiner spielt für den Juvenilenverlust nur noch der Verlust an Anfangs-Juvenilen eine Rolle (über alle Simulationen 18%), allerdings auch bei der Lebenserwartung die Anfangs-Adulten (10 Jahre).

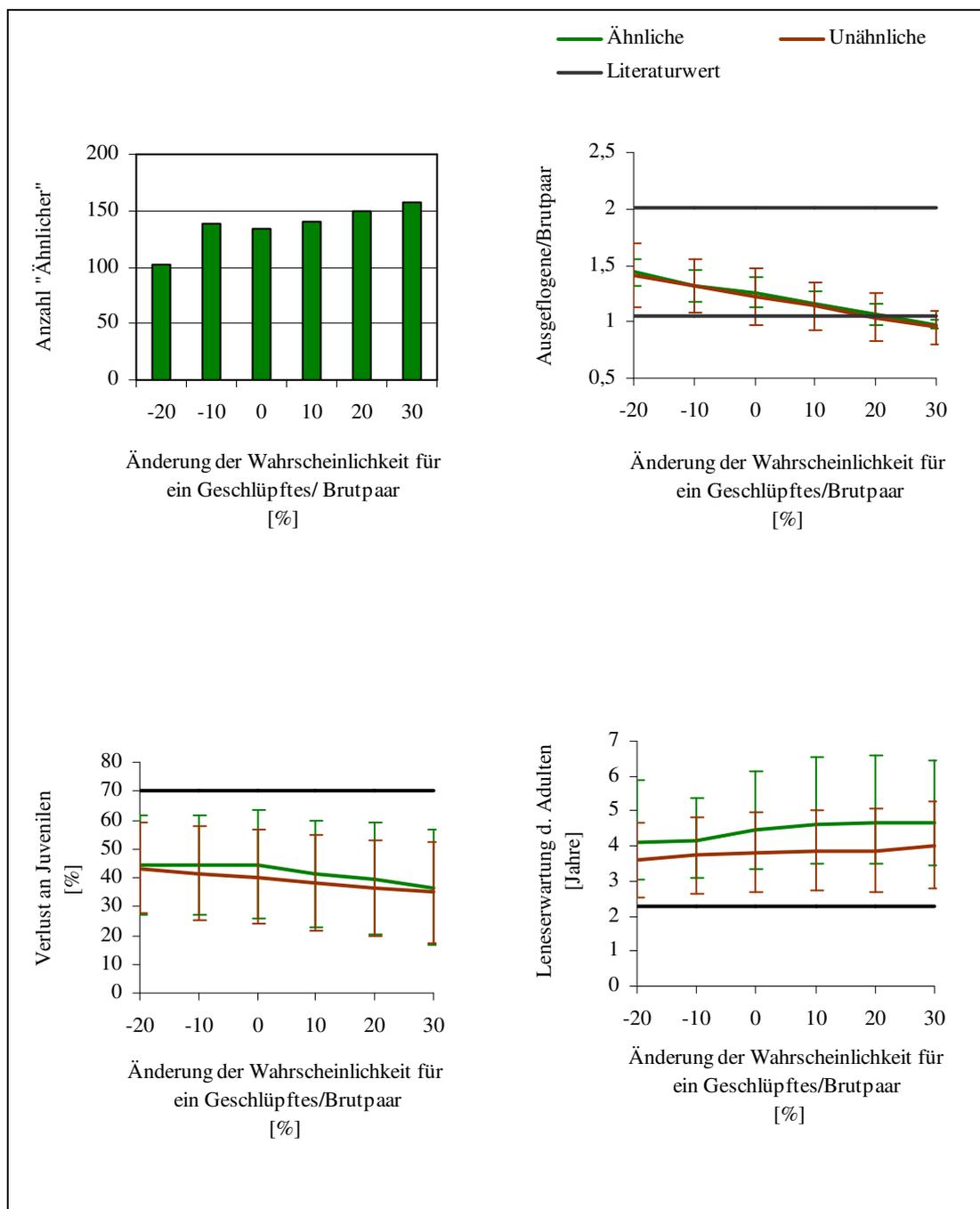


**Abbildung 13: Auswirkung der Parameter Wahrscheinlichkeit für ein „schlechtes“ Frühjahr**

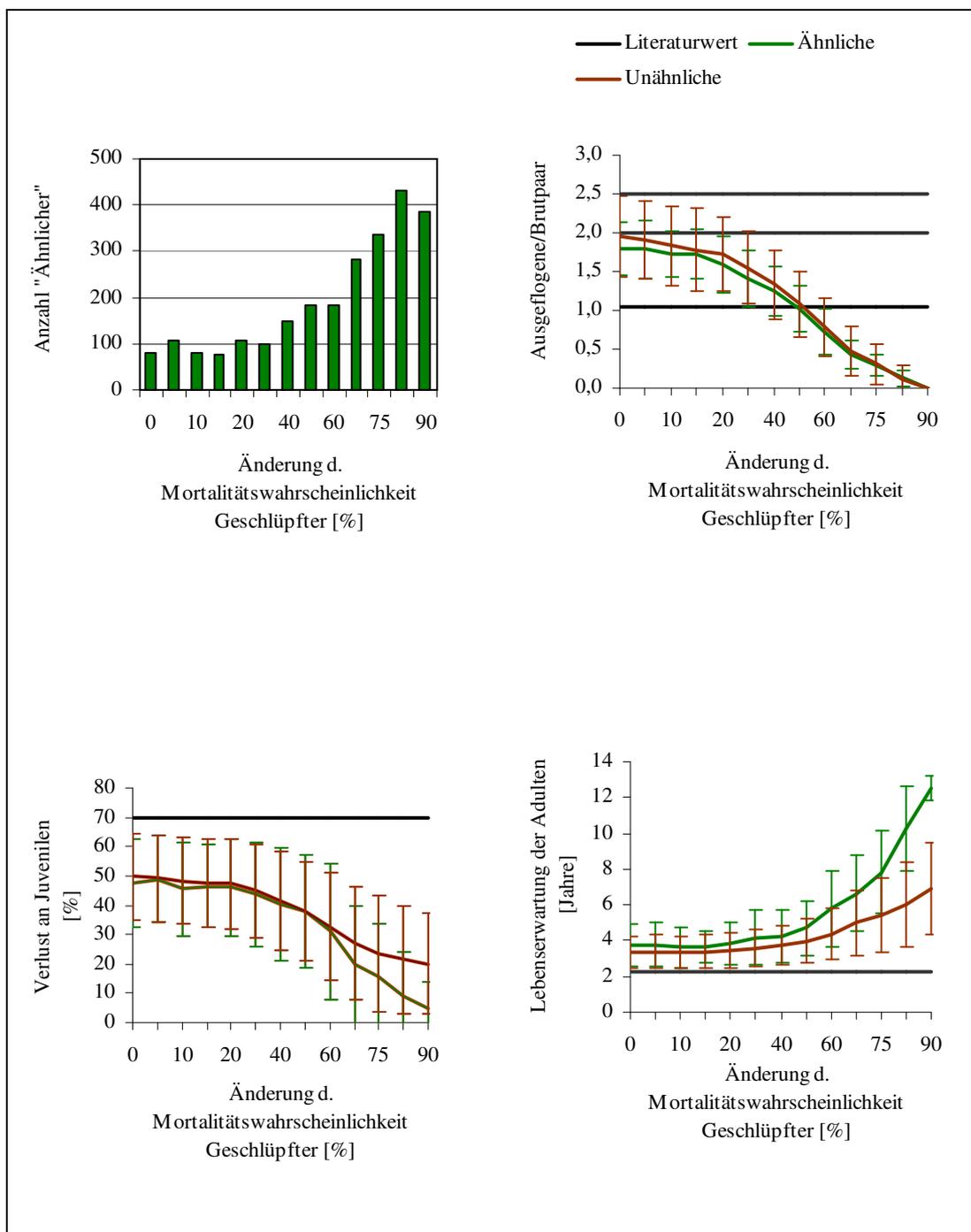
- Mortalität im Nest

Im Basisszenarium war die Wahrscheinlichkeit für nur 1 Geschlüpfte/Brutpaar bei Eintritt eines „schlechten“ Frühjahrs auf 71% eingestellt. Dies ergab bei 100%iger Wahrscheinlichkeit für ein „schlechtes“ Frühjahr 134 „Ähnliche“ und durchschnittlich 1,26 Ausgeflogene/Brutpaar. Wurde die Erfolgswahrscheinlichkeit für 1 Geschlüpfte/Brutpaar erhöht stieg die Anzahl an „Ähnlichen“ und erreichte bei +30% schließlich 158 „Ähnliche“ (vgl. Abb. 14). Der Bruterfolg „Ausgeflogene/Brutpaar“ fiel stetig und erreichte bei +30% auf etwa 0,98 Individuen/Brutpaar für „Ähnliche“ und 0,95% für „Unähnliche“. Der Verlust an Juvenilen zeigte eine leicht abnehmende Tendenz, während die Lebenserwartung leicht anstieg (vgl. Abb. 14).

Die 2. Methode zur Untersuchung zum Einfluss des Erfolgs im Nest, die Annahme einer höheren Mortalitätswahrscheinlichkeit für Nestlinge, brachte bei einer Erhöhung um +80 % auf insgesamt 99,5% die höchste Anzahl an „Ähnlichen“ (430, vgl. Abb. 15). In diesem Fall flogen 0,13 Juvenile/Brutpaar bei den „Ähnlichen“ und 0,12 bei den „Unähnlichen“ aus. Der Verlust an Juvenilen bzw. die Lebenserwartung der Adulten veränderten sich bis zu Erhöhung von etwa +20% (um die 46% bzw. <4 Jahre) kaum, nahme aber dann deutlich ab bzw. zu (vgl. Abb. 15).



**Abbildung 14: Auswirkung der Änderung des Parameters Wahrscheinlichkeit für ein Geschlüpfes/Brutpaar, bei 100%iger Eintrittswahrscheinlichkeit für ein „schlechtes“ Frühjahr**



**Abbildung 15: Auswirkung der Änderung des Parameters Mortalitätswahrscheinlichkeit Geschlüpfter**

Fazit: Betrachtet man die Anzahl an „Ähnlichen“, so ist die Anzahl an Ausgeflogenen/Brutpaar als gegen Null tendierend zu betrachten, was wenig

realistisch wirkt. Als noch mögliche Einstellung auf Grund der Ergebniswerte scheint eine Mortalitätswahrscheinlichkeit für Geschlüpfte um 40 % zu sein, was etwa die gleiche Auswirkung hat, wie die Eintrittswahrscheinlichkeit für ein „schlechtes“ Frühjahr zwischen 70 und 90%. So wurde der Bruterfolg in den weiteren Untersuchungen über den Umweltfaktor „Frühjahrsbedingung“ variiert.

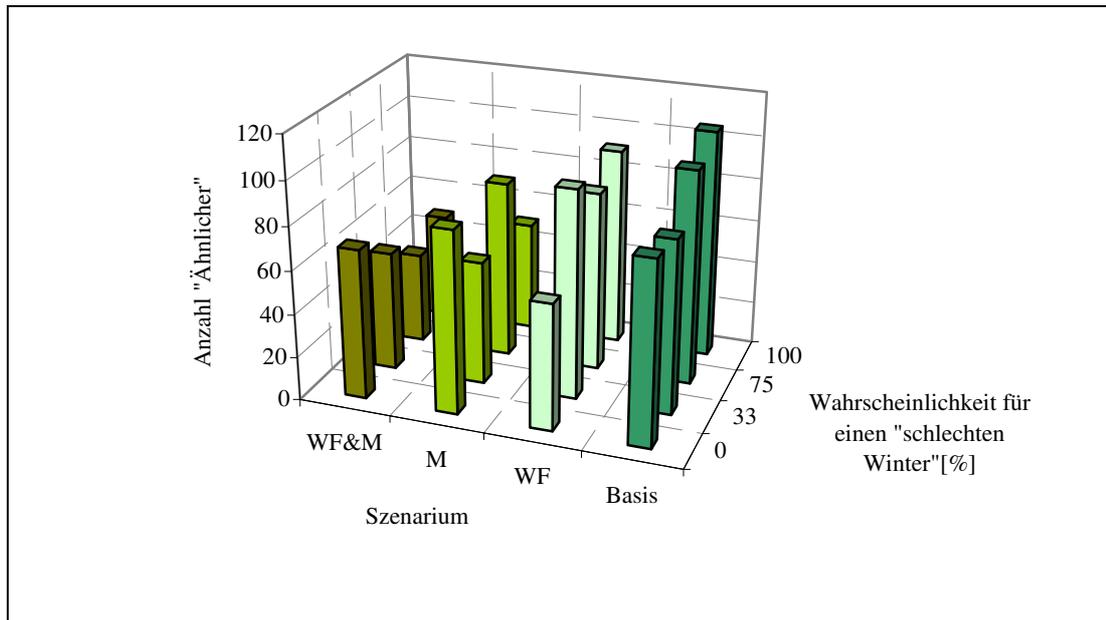
Der scheinbar positive Effekt der Verringerung des Bruterfolges hat die gleiche Ursache, wie schon in den oberen Szenarien erwähnt. Durch Verringerung der Anzahl an Ausgeflogenen, spielt für den Juvenilenverlust nur noch der Verlust an Anfangs-Juvenilen eine Rolle (im Mittel 18%) und bei der Lebenserwartung die Anfangs-Adulten (im Mittel 10 Jahre).

- Parameter für Winterbedingungen

Wurden die Parameter für jedes Szenarium, wie in Tabelle 12 dargestellt, verändert, so wurde die höchste Anzahl an „Ähnlichen“ im WBasis-Szenarium bei einer Eintrittswahrscheinlichkeit für „schlechten“ Winter von 100% erreicht. Die WBasis-Szenarien und die WF-Szenarien, mit einer höheren Differenz zwischen den „Winterfaktoren“, zeigten mit Zunahme der Eintrittswahrscheinlichkeiten eine zunehmende Anzahl an „Ähnlichen“. In den M-Szenarien und WF&M-Szenarien war diese Tendenz entgegengesetzt (vgl. Abb. 16).

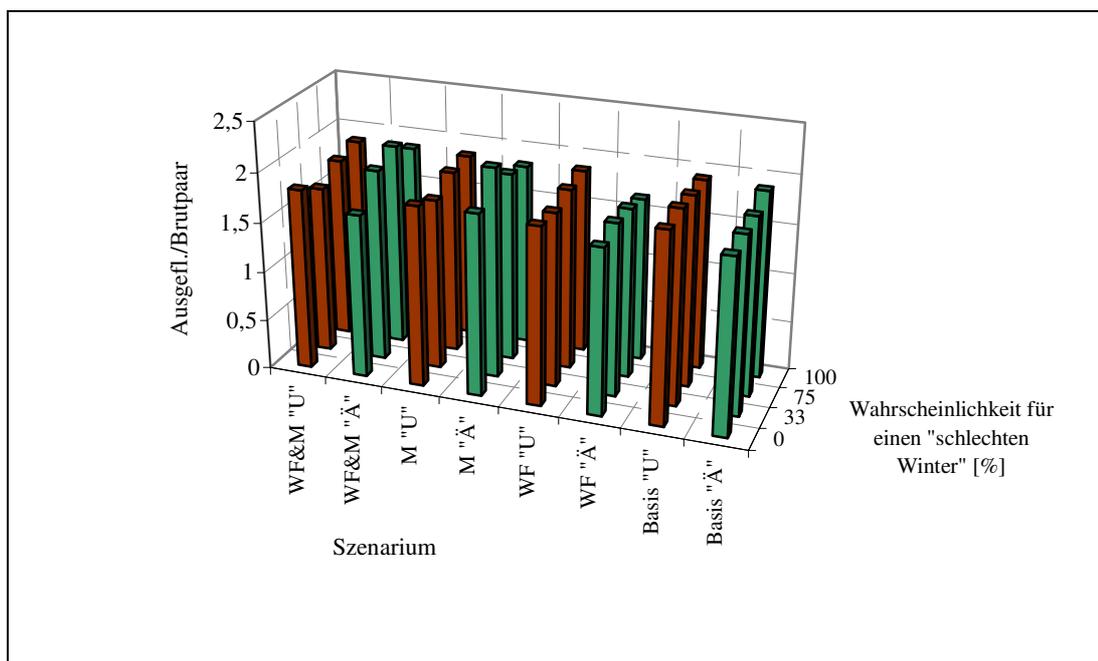
**Tabelle 12: Szenarien mit Änderungen der Winterparameter**

Szenarium	Winterfaktor bei Winterbedingungen			Mortalitätswahrscheinlichkeit	
	„gut“	„mittel“	„schlecht“	Adulten	Juveniler
WBasis	0	1	2	3,2	6.0
WF	0	0.5	2.5	3,2	6.0
M	0	1	2	12,8	24.0
WF&M	0	0.5	2.5	12,8	24.0



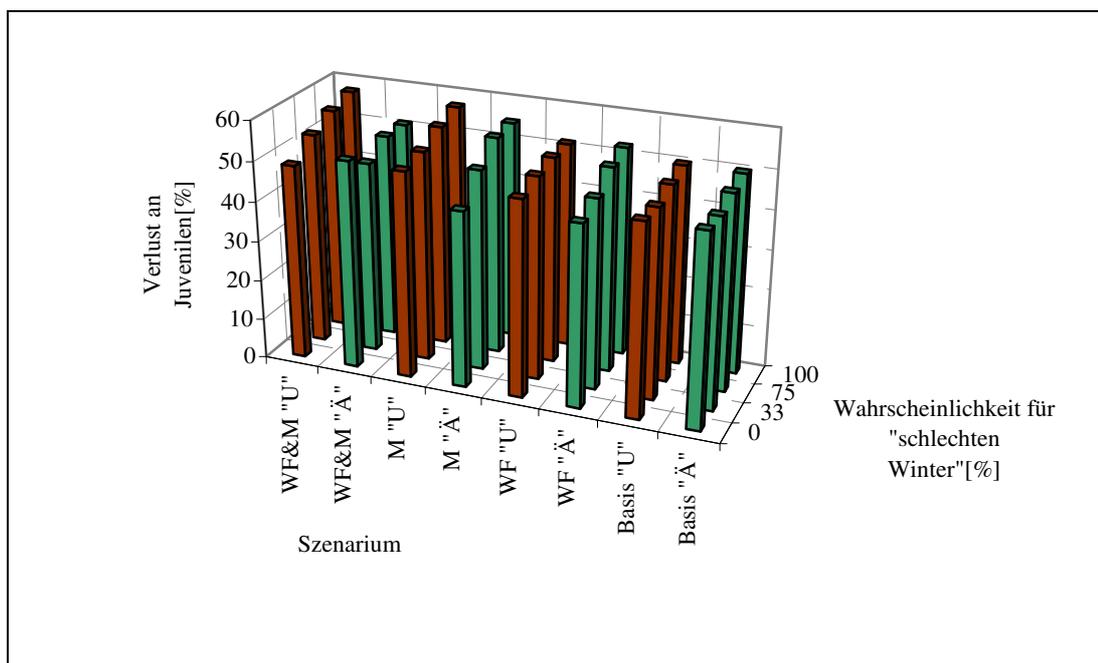
**Abbildung 16: Anzahl der „Ähnlichen“ in Abhängigkeit zur Winterparametereinstellungen (vgl. Tabelle 12)**

Der Ergebniswert Ausgeflogene/Brutpaar zeigte keine Abhängigkeit von den Parametereinstellungen. Er schwankte zwischen 1,66 und 2,12 Ausgeflogenen/Brutpaar bei den „Ähnlichen“. Bei den „Unähnlichen“ schwankte er zwischen 1,72 und 1,96 Ausgeflogenen/Brutpaar (vgl. Abb. 17).



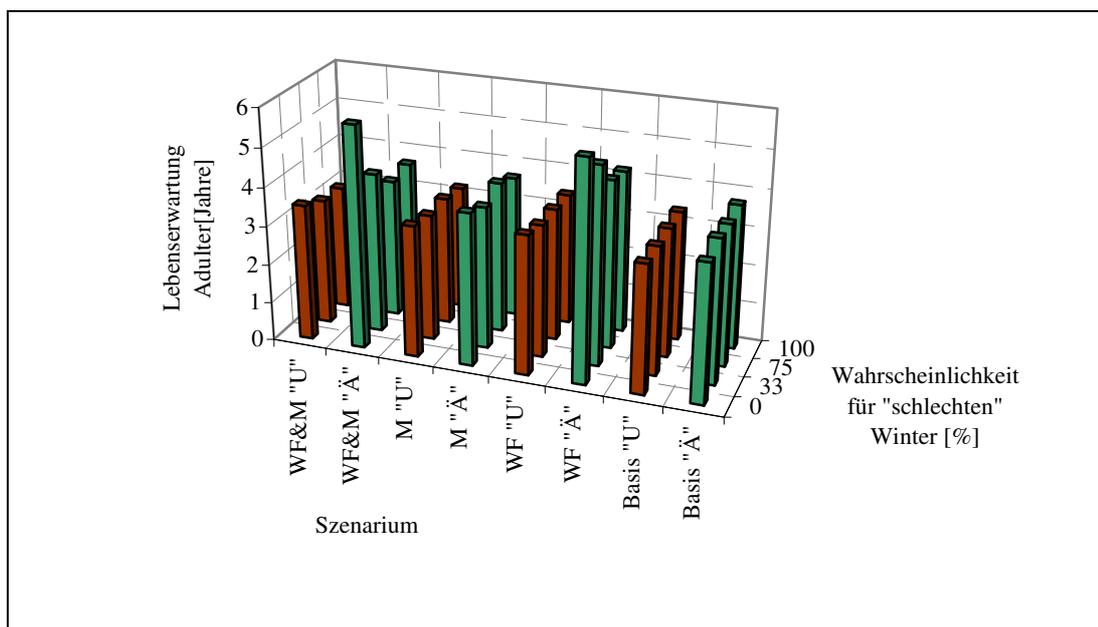
**Abbildung 17: Ausgeflogene / Brutpaar in Abhängigkeit zur Winterparametereinstellungen (vgl. Tabelle 12)**

Bei den „Ähnlichen“ wurde der höchste (55,12 %) und der geringste (43,92%) Verlust an Juvenilen in den M-Szenarien mit den Eintrittswahrscheinlichkeiten von 100% und 0 % erreicht. Die M-Szenarien zeigten somit auch im Falle der „Ähnlichen“ die deutlichste Differenz untereinander. Betreffs der „Unähnlichen“ traf dies auf die WF&M-Szenarien zu. Hier lag der geringste Wert bei der Eintrittswahrscheinlichkeit von 0% bei 48,86% und der höchste bei der Eintrittswahrscheinlichkeit von 100% bei 57,8%. Eine kaum oder gar nicht sichtbare Tendenz zeigte sich bei „Ähnlichen“ zwischen den WBasis-Szenarien und den WF&M-Szenarien, bei den „Unähnlichen“ zwischen den WBasis-Szenarien und den WF-Szenarien (vgl. Abb. 18). Vergleicht man den Ergebniswert der Szenarien für eine Eintrittswahrscheinlichkeit von 33% untereinander so wurde der höchste Verlust bei den „Ähnlichen“ im M-Szenarium erreicht, und bei den „Unähnlichen“ im WF&M-Szenarium.



**Abbildung 18: Verlust an Juvenilen in Abhängigkeit zur Winterparametereinstellungen (vgl. Tabelle 12)**

Bei den „Ähnlichen“ wurde die tendenziell größte Differenz zwischen den Mittelwerten der Lebenserwartung innerhalb der WF&M-Szenarien festgestellt, ausgehend von der 0%igen Eintrittswahrscheinlichkeit mit 5,73 Jahren bis zu 3,68 Jahren bei der 100%igen Eintrittswahrscheinlichkeit. Keine Tendenz zeigte sich bei den „Ähnlichen“ der WBasis-Szenarien und den M\_-Szenarien und zwischen den „Unähnlichen“ der WBasis-Szenarien. In allen anderen Fällen zeichnete sich eine abnehmende Tendenz ab (vgl. Abb. 19). Vergleicht man die Szenarien mit den gleichen Eintrittswahrscheinlichkeiten untereinander so ist bei den „Ähnlichen“ und „Unähnlichen“ keine deutliche Differenz zu verzeichnen.



**Abbildung 19: Lebenserwartung der Adulten in Abhängigkeit zur Winterparameter-einstellungen (vgl. Tabelle 12)**

Fazit: Richtet man sich nach der Anzahl an „Ähnlichen“ so scheint die Parameterkonstellation des Basisszenarium mit einer hohen Eintrittswahrscheinlichkeit für „schlechten“ Winter (etwa 75%) den größten Erfolg zu versprechen.

Die leichte zunehmende Tendenz des Verlustes an Juvenilen innerhalb der Basisszenarien konnte generell verstärkt werden durch die Parameterkonstellationen der anderen Szenarien. Entlang der Eintrittswahrscheinlichkeiten für „schlechten“ Winter stellte sich eine etwas höhere Steigerung des Verlustes gegenüber dem Basisszenarien bei dem WF-Szenarien erst bei 100% Eintrittswahrscheinlichkeiten ein. Die M-Szenarien und die WF&M-Szenarien haben gegenüber dem WBasis-Szenarien durchschnittlich erhöhten Mortalitätswahrscheinlichkeiten (vgl. Tabelle 12). So lag ab einer Eintrittswahrscheinlichkeit von 33% deren Ergebniswert „Verlust an Juvenilen“ immer und zunehmend deutlicher über den Basisszenarien. In diese Richtung wurden keine weiteren Untersuchungen durchgeführt, da dieser Aspekt nur durch genauere Felddaten zu erfassen wäre.

- Parameter zur Prädation

Bei Änderung der Anzahl an Revieren, verbunden mit einer im Mittel der Reviere gleichbleibenden Mortalitätswahrscheinlichkeit (vgl. Tabelle 10), ergaben sich keine Änderungen bei den Ergebniswerten. Aus Platzgründen, wurde auf Diagramme verzichtet.

Fazit: Aus diesen Untersuchungsergebnis, konnte für die Standardeinstellung mit der Annahme, dass alle Reviere von Prädatoren besiedelt sind durch die Annahme, dass die Hälfte aller Reviere ohne Prädation ist ersetzt werden. Dies ist jedoch mit einer um  $\frac{1}{2}$  höhere Mortalitätswahrscheinlichkeit in den betroffenen Revieren verbunden, da der Mittelwert über allen gleich bleiben sollte. So erhöhen sich die im Basisszenarium eingestellten mittleren monatlichen Mortalitätswahrscheinlichkeiten von 0,6% auf 0,9% für Adulte, von 1,5% auf 2,4% für Juvenile und von 5,2% auf 7,8% für Geschlüpfte in den von Prädation betroffenen Revieren. Dieses Ergebnis wurde auf die räumlich-explicit Betrachtung entsprechend dem Kriterium „Strassen“ übertragen. So wurden die von Strassen betroffene Revier in das Gitter eingelesen (aus Qualitätstabelle, vgl. 3.2.2) verbunden mit einer Mortalitätswahrscheinlichkeit von 17,2% bzw. 5,9% Juvenile bzw. Adulte für im Revier mit Strassen Sitzenden. Dadurch ergab sich die Möglichkeit, den Einfluss der Prädation auf das Überleben (vgl. Kapitel 3.3.3) durch die Änderung des Anteils an „betroffenen“ Reviere durchzuführen.

#### 4.1.3 Kombinationsszenarien nach der Anzahl an „Ähnlichen“

Die Höchste Anzahl an „Ähnlichen“ ergab sich im Szenarium Op- mit 325 Simulationen, gefolgt von 308 im Szenarium Op. Die anderen Szenarien ergaben weniger als 290 „Ähnliche“. Der Bruterfolg lag zwischen maximal 1,53 für „Ähnliche“ bzw. 1,1 für „Unähnliche“ und minimal von 1,1 für „Ähnliche“ und „Unähnliche“ (vgl. Abb. 20). Wobei der Bruterfolg bei den negativen Szenarien aller Szenariensätze am niedrigsten war – für Op- 1,30 Ausgeflogenen/Brutpaar bei den Ähnlichen und 1,31 bei Unähnlichen.

Ohne deutliche Tendenz, schwankten die Werte der „Ähnlichen“ für den Verluste an Juvenilen um 65%. Bei den „Unähnlichen“ zeigte sich eine leicht ansteigende Tendenz, ausgehend vom Op+ -Szenarium zum Szenarium Pe- (vgl. Abb. 20).

Die mittlere Lebenserwartung lag bei den „Ähnlichen“ immer deutlich höher als bei den „Unähnlichen“. Sie lag bei den Pessimistischen Szenarien etwas höher als bei den anderen Szenariensätzen. Es war jedoch innerhalb der Szenariensätze keine deutliche Tendenz feststellbar (vgl. Abb. 20). Im Op- Szenarium lag die mittlere Lebenserwartung für Adulte bei den „Ähnlichen“ bei 6,61 Jahren und bei den „Unähnlichen“ bei 5,78 Jahren (vgl. Abb. 20).

Fazit: Da sich keine wirklich deutlichen Unterschiede zwischen den Szenariensätzen abzeichnen, wird das Szenarium Op- mit der höchsten Anzahl an „Ähnlichen“ und der damit implizierten scheinbar „ähnlichsten“ Parameterkonstellation zur weiteren Untersuchungen herangezogen. Auch scheinen die Parameterkonstellation und die Ergebniswerte für den Verlust an Juvenilen und für Ausgeflogene/Brutpaar noch biologisch sinnvoll. Die Lebenserwartung liegt sehr hoch und wird im Kapitel 3.3.2.4 („Szenarien mit erhöhter Individuenanzahl“) nochmals betrachtet. Zur Feststellung ob es keine Unterschiede zwischen den Szenarien gibt und ob die Unterschiede zwischen „Ähnlichen“ und „Unähnlichen“ signifikant sind, wäre eine umfangreiche statistische Untersuchung nötig.

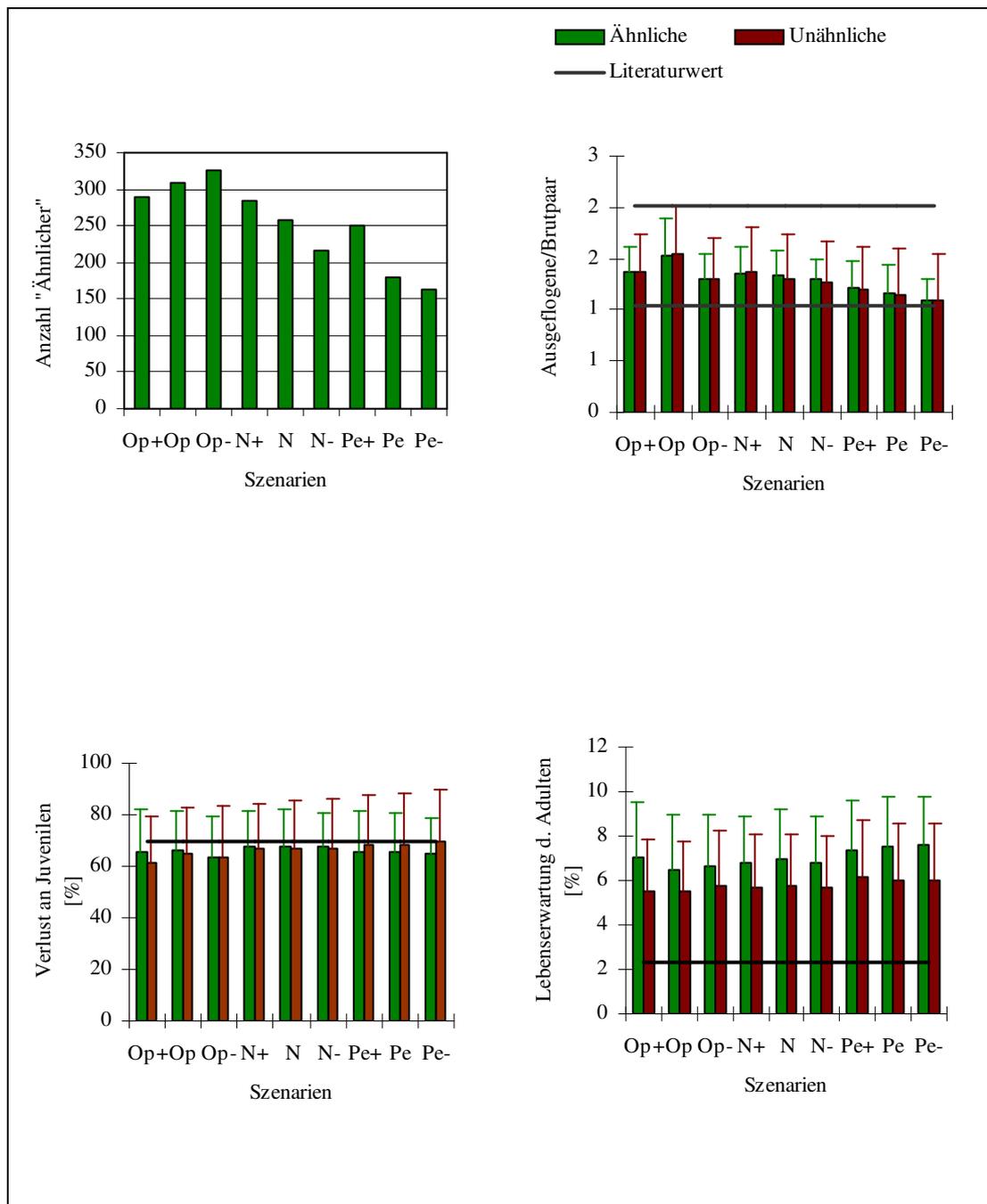


Abbildung 20: Auswirkungen der in den Szenarien eingestellten Parameterkonstellationen

#### 4.1.4 Kombinationsszenarien nach Literaturwerten

- Mortalitätswahrscheinlichkeit der Adulten

Bei konstantem Wert für die monatliche Mortalitätswahrscheinlichkeit der Adulten von +10 % (insgesamt 13,4%) ergab sich bei kein Trend bei der Anzahl an „Ähnlichen“. Der Wert lag selten über 30 „Ähnlichen“ (vgl. Abb. 21).

Die Anzahl der Ausgeflogenen/Brutpaar lag bei den „Ähnlichen“ etwas über der der „Unähnlichen“, bei um die 1,8 statt 1,6 - zeigte allerdings keine Tendenz (vgl. Abb. 21).

Der Verlust an Juvenilen stieg schwankend mit der Anhebung von deren monatlicher Mortalitätswahrscheinlichkeit. Der höchste Wert wurde bei einer Erhöhung um +18% (insgesamt 27,8%) 55,79% bei den „Ähnlichen“ und 61,18% bei den „Unähnlichen“ erreicht. Die Ergebniswerte der „Ähnlichen“ lagen immer unter den Werten der „Unähnlichen“.

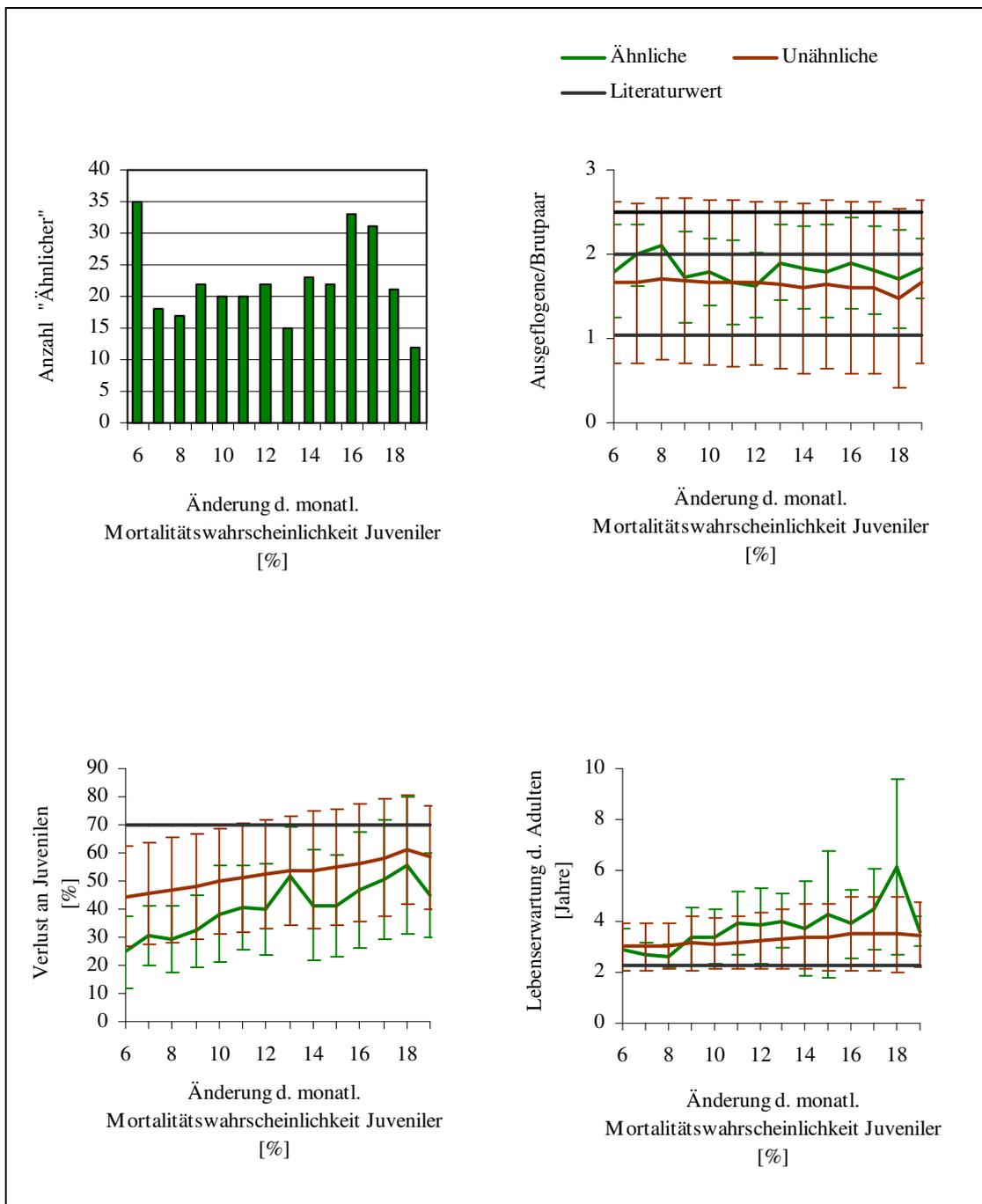
Die Lebenserwartung der Adulten stieg tendenziell leicht an (vgl. Abb. 21).

- Mortalitätswahrscheinlichkeit der Juvenilen

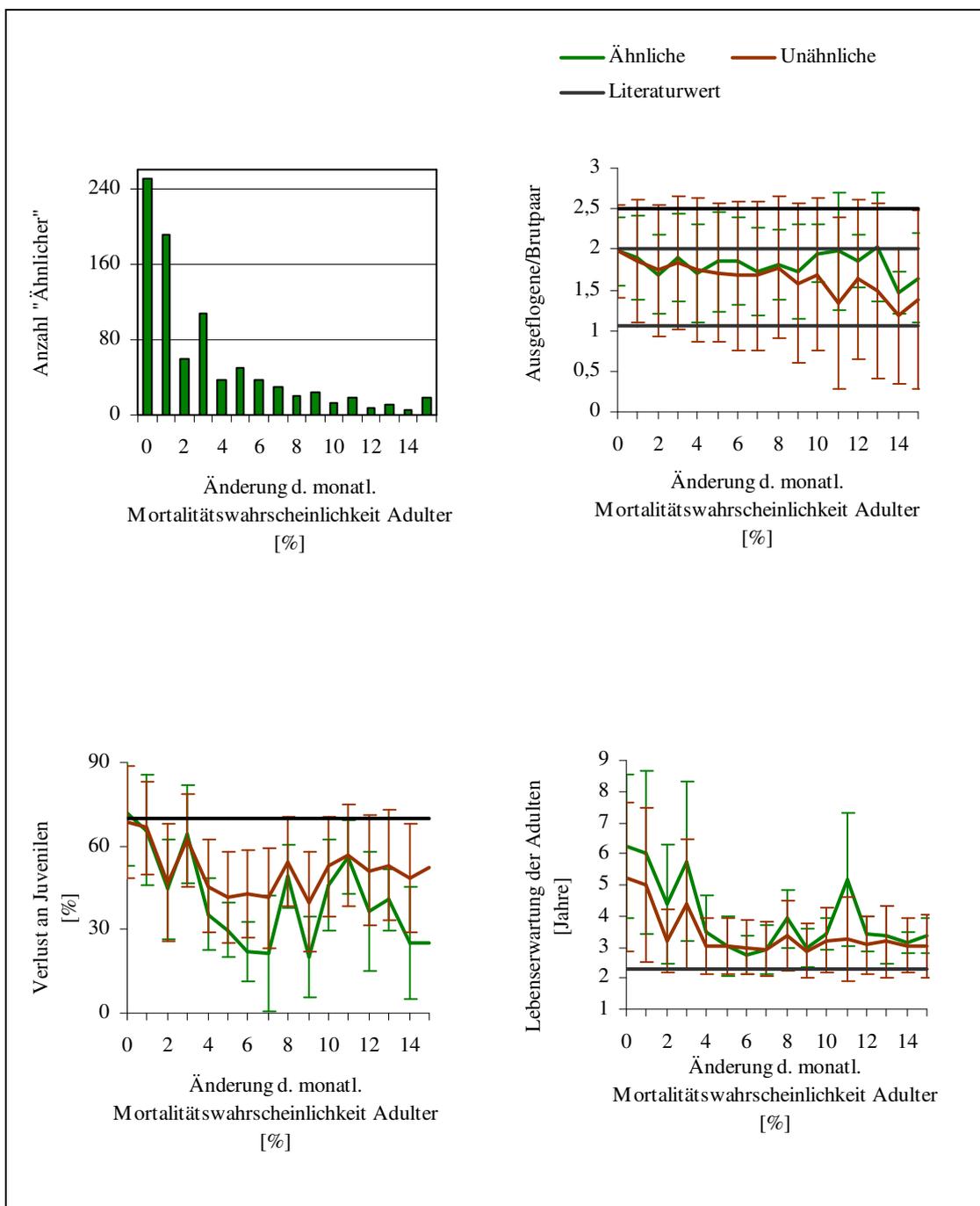
Die höchste Anzahl an „Ähnlichen“ (250) ergab sich ohne eine Erhöhung der monatlichen Mortalitätswahrscheinlichkeit der Adulten und nahm tendenziell mit Zunahme dieser ab (vgl. Abb. 22).

Die Anzahl der Ausgeflogenen/Brutpaar lag immer zwischen dem Mittelwert und dem untersten Literaturwert, ohne eine sichtbare Tendenz. Im höheren Bereich der monatlichen Mortalitätswahrscheinlichkeit für Adulte lag immer der Wert bei den Ähnlichen höher als bei den Unähnlichen (vgl. Abb. 22).

Die Verluste an Juvenilen gingen tendenziell mit der Zunahme der Mortalitätswahrscheinlichkeit zurück. Tendenziell fiel auch die Lebenserwartung mit steigender Mortalitätswahrscheinlichkeit Adulter (vgl. Abb. 22).



**Abbildung 21: Änderung des Parameters monatliche Mortalitätswahrscheinlichkeit Juveniler bei gleichbleibend erhöhter Mortalitätswahrscheinlichkeit der Adulten**



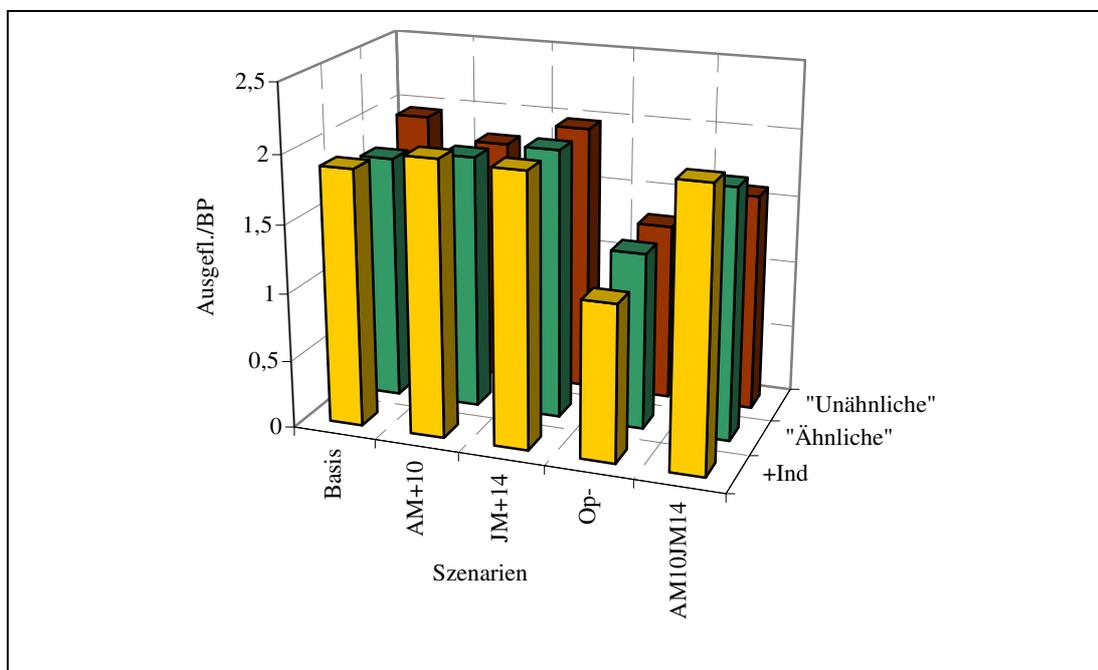
**Abbildung 22: Änderung des Parameters monatliche Mortalitätswahrscheinlichkeit Adulter bei gleichbleibend erhöhter Mortalitätswahrscheinlichkeit der Juvenilen**

Fazit: Vermutlich durch Stochastik bedingt, kommt es zu deutlichen Schwankungen bei Ergebniswerten. So wird das für weitere Untersuchungen vorgesehene Kombinationsszenarium mit den erhöhten

Mortalitätswahrscheinlichkeiten +10% für Adulte und +14% für Juvenile (AM10JM14- Szenarium) nochmals auf erhöhte Individuenzahlen angewendet. Die Parameterkonstellation des AM10JM14 -Szenariums wurde scheint populationsökologisch durchaus möglich. Die Ergebniswerte liegen in annehmbaren Bereichen, müssen jedoch noch mal unter geringer wirkenden stochastischen Effekten nochmals geprüft werden. Zur Klärung, ob die teilweise auftretenden Unterschiede zwischen „Ähnlichen“ und „Unähnlichen“ signifikant sind, wäre eine umfangreiche Statistische Untersuchung nötig.

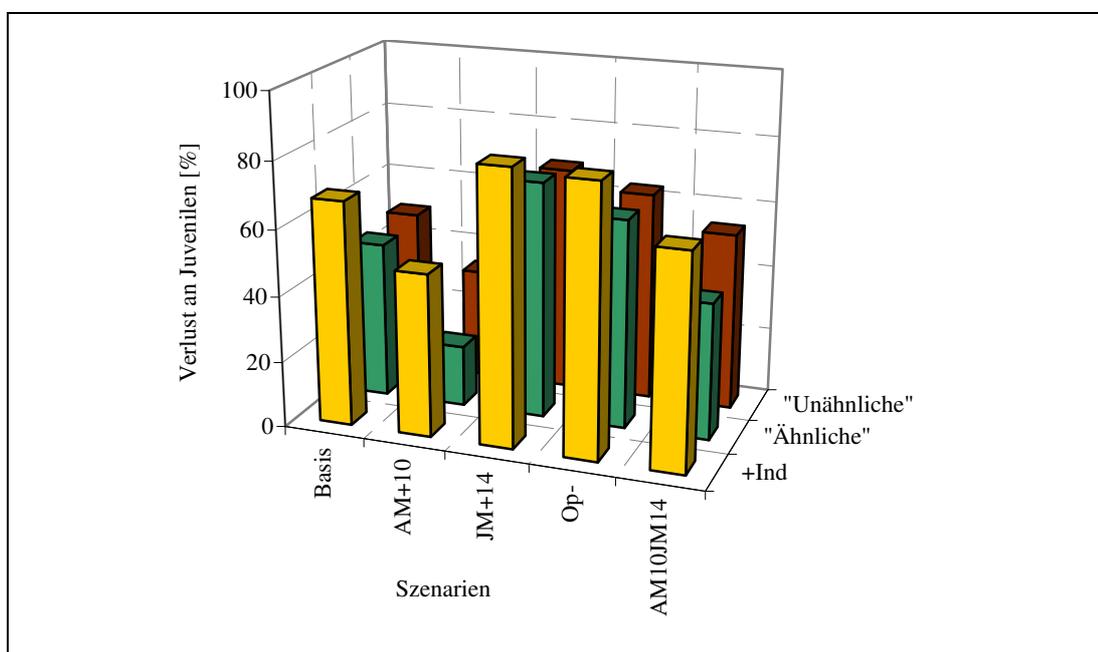
#### 4.1.5 Szenarien mit erhöhter Individuenanzahl

Der Ergebniswert für Ausgeflogene/Brutpaar zeigt keine auffälligen Veränderungen (vgl. Abb. 23) bei Parametersätzen entsprechend den Szenarien mit der Individuenanzahl für das Jahr 1989 mit 20 Individuen („Ähnliche“, „Unähnliche“) und diesen mit erhöhten Individuenzahlen (+Ind).



**Abbildung 23:** Die mittlere Anzahl Ausgeflogener/Brutpaar in Abhängigkeit der Parametersätze bei der Anfangsbesetzung entsprechend dem Jahr 1989 mit 20 Individuen („Ähnliche“, „Unähnliche“) und einer Anfangsbesetzung mit 550 Brutpaaren (+Ind)

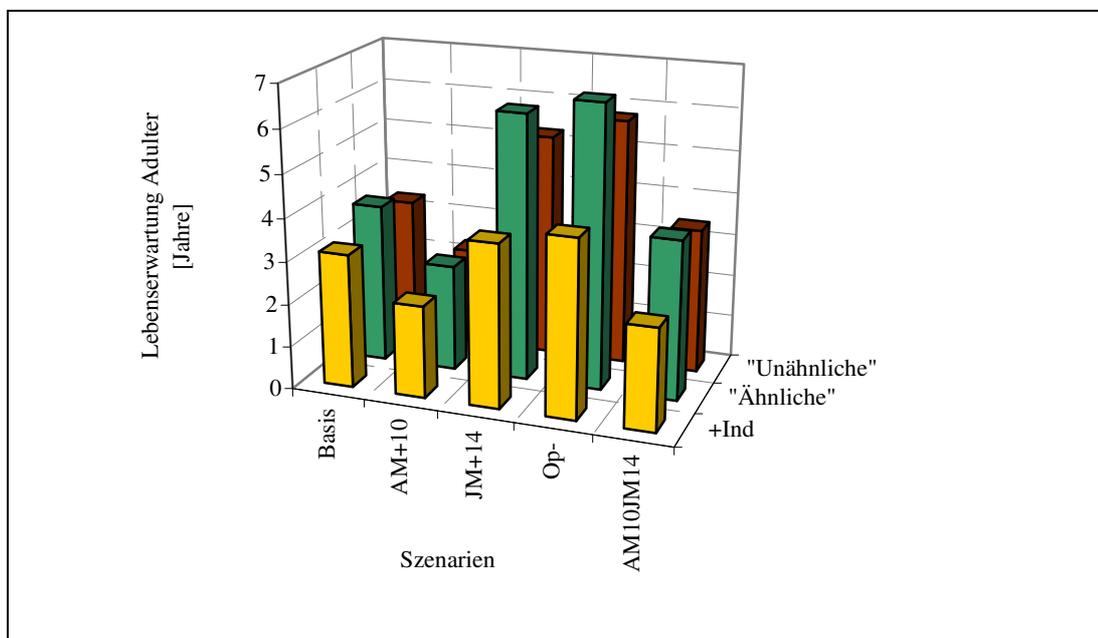
Der Mittelwert vom „Verlust an Juvenilen“ lag immer deutlich höher mit deutlich geringeren Standardabweichungen zu den Parametersatzanwendungen auf die erhöhte Individuenanzahl gegenüber deren Anwendung auf die Individuenanzahl von 1989 (vgl. Abb. 24). Für das AM10JM14-Szenarium ergab sich JM14 64,76%  $\pm$ 4,08 und für das Op--Szenarium 81,3%  $\pm$ 2,69. Dem Literaturwert sehr nahe liegt der Ergebniswert des Basis-Szenariums 68,03%  $\pm$ 4,14 bei entsprechend erhöhter Individuenanzahl.



**Abbildung 24: Der mittlere Verlust an Juvenilen in Abhängigkeit der Parametersätze bei der Anfangsbesetzung entsprechend dem Jahr 1989 mit 20 Individuen („Ähnliche“, „Unähnliche“) und einer Anfangsbesetzung mit 550 Brutpaaren (+Ind)**

Die Werte der Lebenserwartung lagen bei höherer Individuenanzahl immer niedriger gegenüber den Parametersatzanwendungen auf die geringen Individuenanzahl von 1989, mit entsprechend geringerer Differenz zu den „Unähnlichen“, als zu den „Ähnlichen“(vgl. Abb. 25). Wesentlich geringer waren sie bei den Parameteranwendungen von JM14 (im Mittel 1,43 bzw. 2,4 Jahre) und OP- (im Mittel 1,64 bzw. 2,47 Jahre). Den Literaturangaben nahe kommen die

Anwendungen des AM10-Parametersatzes mit 2,16 Jahren und des AM14JM10-Parametersatzes mit 2,38 Jahren.



**Abbildung 25:** Die mittlere Lebenserwartung der Adulten in Abhängigkeit der Parametersätze bei der Anfangsbesetzung entsprechend dem Jahr 1989 mit 20 Individuen („Ähnliche“, „Unähnliche“) und einer Anfangsbesetzung mit 550 Brutpaaren (+Ind)

Fazit: Auszuschließen sind die Szenarien AM+10 und JM+14, da sich durch die einseitige extreme Erhöhung der Mortalitäten eher unrealistische Wirkungen auf die indirekt beeinflussten Ergebniswerte abzeichnen.

Für die anderen Szenarien ergaben sich biologisch sinnvolle Ergebniswerte mit geringen Standardabweichungen. Das AM10JM14 liegt mit dem Ergebniswert 2,38 Jahre für die Lebenserwartung Adulter sehr nahe am Literaturwert von 2,3 Jahren, mit 2,04 Ausgeflogenen/Brutpaar wird fast genau der Mittelwert nach der Literaturangabe erreicht und die 64,76 % für den Verlust an Juvenilen liegt in einem möglichen, biologisch sinnvollen Bereich. Die Ergebniswerte des Basisszenariums für Ausgeflogene/Brutpaar mit 1,89 und 68,03% für den Verlust an Juvenilen sind laut Literaturangaben akzeptabel. Die Lebenserwartung mit 3,14 Jahren ist etwas hoch, jedoch auf die für 2,3 Jahre schon offensichtlich zu geringe jährliche Mortalität

von 37,9 % zurückzuführen. Entsprechend den eingestellten Parameterwerten hat das Op- Szenarium hohe Werte für den Verlust an Juvenilen (81,3%) und für die Lebenserwartung Adulter mit 4,14 Jahre, dazu kommt der geringe Wert für den Bruterfolg mit 1,15 Ausgeflogenen/Brutpaar. Jedoch sollte alle 3 Parametersätze dieser Szenarien in die weiteren Untersuchungen einfließen, da so differente und teilweise ungünstige, aber biologisch noch sinnvolle Parameterkonstellationen bei der Seinkauzpopulation Thüringen / Sachsen nicht ausgeschlossen werden können.

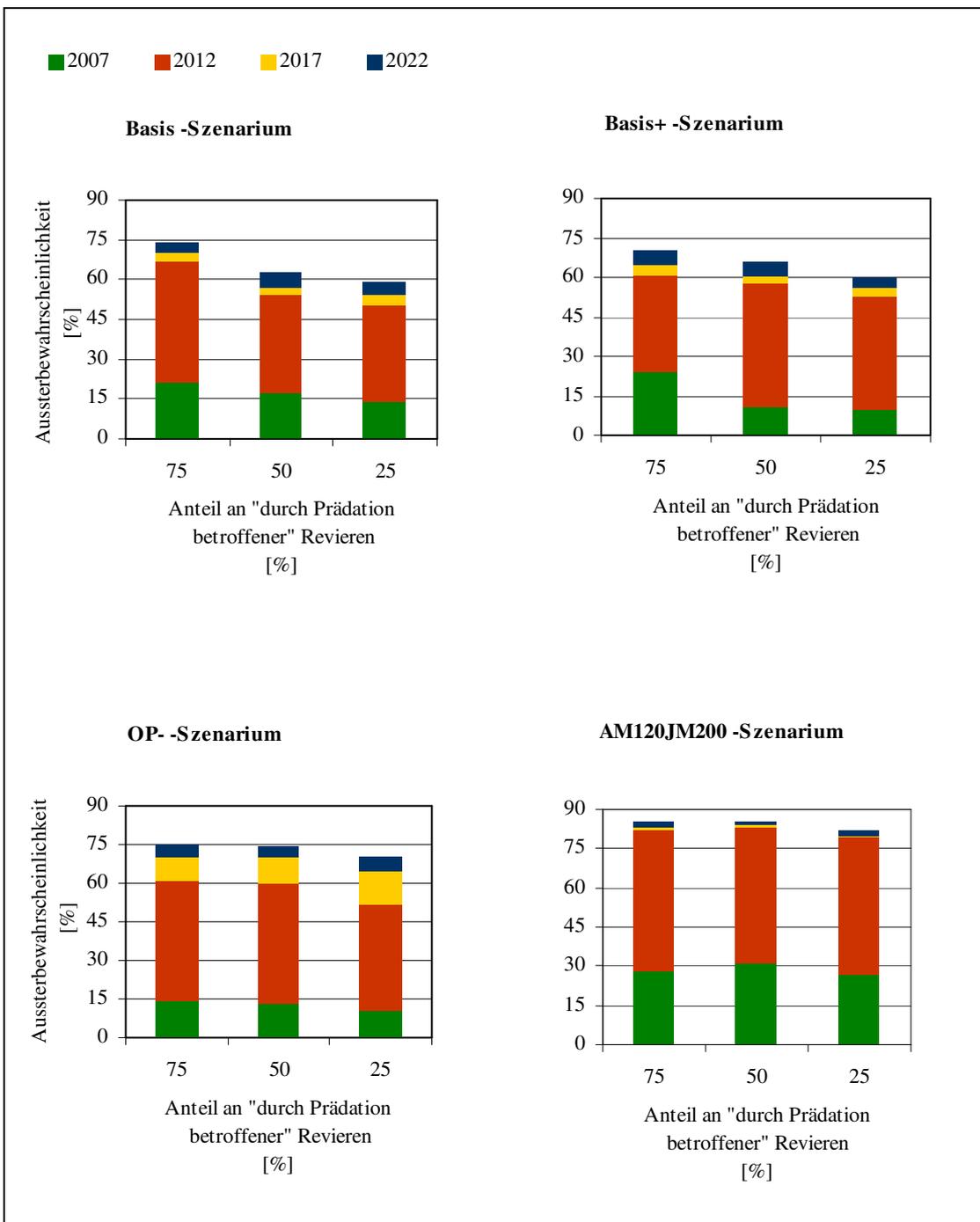
#### **4.1.6 Untersuchungen zu möglichen Gefährdungsfaktoren und Managementoptionen**

Anhand des für jede Simulation festgehaltenen Extinktionsjahres wurde für jedes Szenarium der prozentuale Anteil an ausgestorbenen „Populationen“ der 2000 Simulationen in 5 Jahren (2007), in 10 Jahren (2012), in 15 Jahren (2017) und nach 20 Jahren (2022) ermittelt. Dieser prozentuale Anteil gibt die Wahrscheinlichkeit für das Aussterben der Population wieder (Aussterbewahrscheinlichkeit). Durch Variation des zu untersuchenden Faktors wird die Aussterbewahrscheinlichkeit möglicherweise verändert. Das Ausmaß der Veränderung gibt einen Anhaltspunkt zur vermutlichen Relevanz des Faktors beim wahrscheinliche Überleben der Population in den nächsten Jahren.

##### **4.1.6.1 „Prädation“ als mögliche Gefährdungsfaktor und als Managementoption**

Bei der Annahme, dass die Population so stark von Prädatoren bedroht ist, wie in der Literatur angegeben, muss die Standardeinstellung des Basisszenariums mit einem 50%igen Anteil an „durch Prädatoren betroffene“ Reviere als Mindestmaß gelten. Aus dieser Annahme und den modellgestützten Untersuchungen heraus wird die Population mit einer Wahrscheinlichkeit von 11-31% die nächsten 5 Jahre (bis zum Jahr 2007, vgl. Abb. 26) nicht überleben. Nach weiteren 5 Jahren (bis zum Jahr 2012) liegt diese Wahrscheinlichkeit bei 54-83%, sie steigt bis zum Jahr 2017 auf 57-84% und erreicht im Jahr 2022 63-85%. Sollte die Prädation um die Hälfte höher liegen als im Basisszenarium angenommen, d.h. wenn 75% aller Reviere im Modell

durch Prädatoren betroffen sind, so zeigt sich keine Veränderung bei der Überlebenswahrscheinlichkeit, betrachtet man alle Szenarien gemeinsam. Ebenso unverändert bleibt Überlebenswahrscheinlichkeit, sollte die Prädation deutlich geringer bzw. die Mortalitätswahrscheinlichkeit durch Prädation um die Hälfte niedriger gegenüber der Standardeinstellung sein.



**Abbildung 26: Aussterbewahrscheinlichkeit in Abhängigkeit von der Parameterkonstellation und dem Anteil an Revieren mit Prädation**

Betrachtet man die Basis-Szenarien und Basis+-Szenarien separat, so zeigt sich innerhalb der Basis-Szenarien eine etwas größere Veränderung der

Aussterbewahrscheinlichkeit als innerhalb der Basis+ -Szenarien bei erhöhter Prädation (vgl. Abb. 26).

#### 4.1.6.2 „Habitatverbesserung“ als mögliche Managementoption

Im Modell wird durch die Variation des Dispersionsradius Juveniler simuliert, wie Individuen durch Habitatverbesserungen animiert werden können, sich in bestimmten Regionen anzusiedeln. Bei Annahme eines dadurch bis auf 5 km vom elterlichen Revier beschränkten Ansiedlungsgebiets der Juvenilen liegt die Aussterbewahrscheinlichkeit der Population zwischen 3-16% nach 5 Jahren (2007). Bis zum Jahr 2012 wird die Population mit einer 35-48%iger Wahrscheinlichkeit, bis zum Jahr 2017 mit 39-50%iger Wahrscheinlichkeit und bis zum Jahr 2022 mit 40-53%iger Wahrscheinlichkeit nicht überleben (vgl. Abb. 27). Wie diese Werte zeigen, liegt die Aussterbewahrscheinlichkeit bis zum Jahr 2012 hoch und erhöht sich nicht wesentlich bis 2022.

Werden die Individuen animiert, sich im Umkreis bis zu 15 km anzusiedeln, so steigen die Aussterbewahrscheinlichkeiten bis um +34%. Nicht so deutlich verändert, jedoch tendenziell leicht erhöht zeigt sich die Aussterbewahrscheinlichkeit bei Ansiedlungsdistanzen bis zu 25 km bzw. 35 km gegenüber einer bis zu 15 km großen Ansiedlungsdistanz.

Innerhalb des Basis+ -Szenariums liegt die Aussterbewahrscheinlichkeit bei einem Ausbreitungsradius bis zu 25 km etwas niedriger gegenüber dem 15 km-Radius, jedoch deutlich höher gegenüber einer 5 km -Ansiedlungsdistanz.

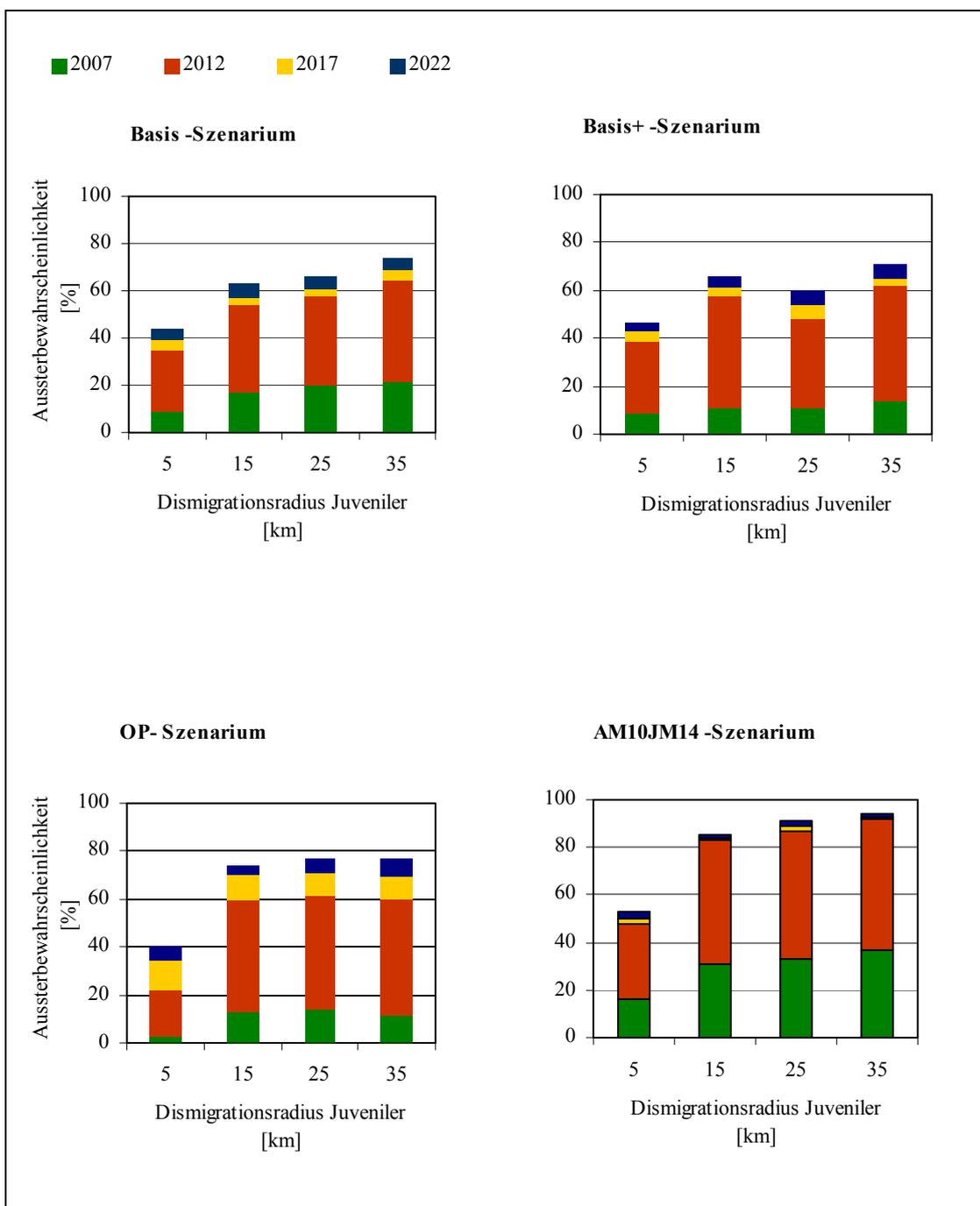


Abbildung 27: Aussterbewahrscheinlichkeit in Abhängigkeit vom Szenarium und vom Dismigrationsradius Juveniler

#### 4.1.6.3 „Auswilderung“ als Managementoption

Werden 5 Individuen über 5 Jahre der Population zugesetzt, so verringert sich die Aussterbewahrscheinlichkeit der Population bis 2007 von 11-31% auf 5-26%. Bis zum Jahr 2012 nimmt sie von 54-83% auf 22-59%, bis zum Jahr 2017 von 57%-84% auf 25-63% und bis zum Jahr 2022 von 63-85% auf 42-73% ab. Sehr deutlich wurde die Aussterbewahrscheinlichkeit im Basis+ -Szenarium verringert (vgl. Abb. 28). In allen Szenarien, unabhängig davon, ob 5, 10 oder 15 Individuen zugesetzt wurden, ergab sich keine deutliche Veränderung der Aussterbewahrscheinlichkeit bis zum Jahr 2007. Die positive Veränderung der Überlebenswahrscheinlichkeit bis zu den Zeitpunkten 2012 und 2017 nimmt bis 2022 wieder ab, besonders deutlich sichtbar innerhalb der AM10JM14-Szenarien. Es zeigten sich keine deutlichen Unterschiede in der Aussterbewahrscheinlichkeit, sollten statt 5 Individuen 10 oder 15 ausgewildert werden, was besonders innerhalb der Basis+ -Szenarien auffällt (vgl. Abb. 28).

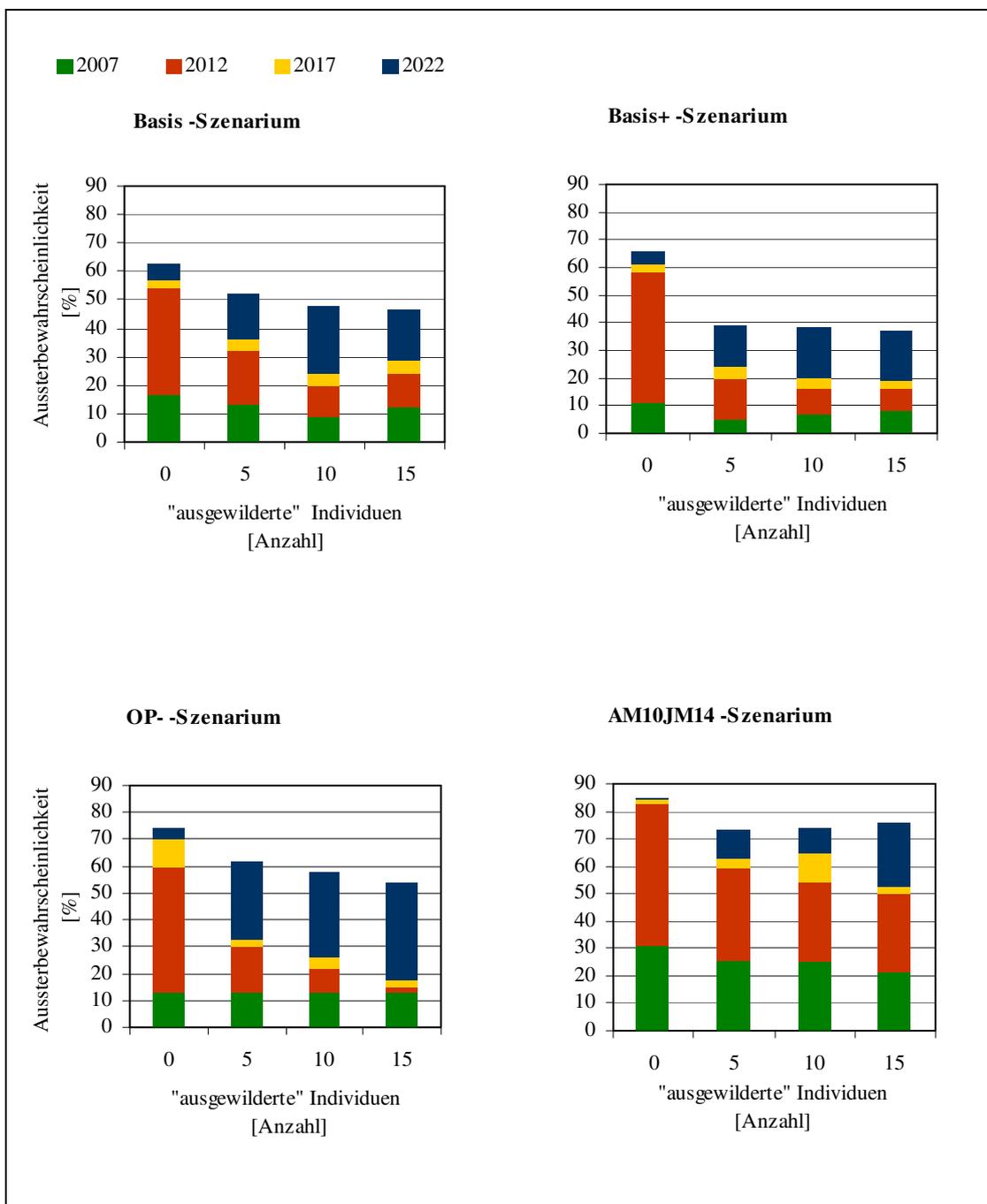


Abbildung 28: Aussterbewahrscheinlichkeit in Abhängigkeit vom Szenarium und der Anzahl an „ausgewilderten“ Individuen

## 5 Diskussion

Angesichts des dramatischen Rückgangs der Steinkauzevorkommen (*Athene noctua*) und der eingeleiteten, doch bisher keine Wirkung zeigenden Schutzmaßnahmen stellte sich die Aufgabe dieser Arbeit. Es sollten modellgestützte Untersuchungen zum Überleben einer Population in Thüringen durchgeführt werden. Dabei sollten schließlich auch mögliche relevante Gefährdungsfaktoren abgeschätzt und verschiedene Managementoptionen abwogen werden. Zusammengetragene Bestandszahlen der Jahre 1989-2001, Literaturangaben und eine räumlich Analyse des Gebietes Thüringen und des anschließenden Gebietes Sachsens flossen in das stochastische, räumlich-explizite und auf Individuen basierende Modell ein.

Durch eine umfangreiche Sensitivitätsanalyse wurden die die Population beeinflussenden Parameter einzeln oder kombiniert verändert. Schließlich ergaben sich mögliche Parameterkonstellationen für die Untersuchungen möglicher relevanter Gefährdungsfaktoren und verschiedener Managementoptionen.

Die Untersuchungen zum Überleben bezogen sich auf den Umweltfaktor „Prädation“ und auf die Managementoptionen „Habitatverbesserung“ und „Auswilderungsprogramm“. Als Ergebnis ergab sich, dass Prädation vermutlich keinen großen Einfluss auf die Populationsentwicklung hat und eine Reduzierung der Prädatoren das wahrscheinliche Überleben der Population nicht verbessern würden. Habitatverbesserungen, welche die Juvenilen animieren, sich im Umkreis von 5 km vom elterlichen Revier anzusiedeln, würden vermutlich deutlich zum Überleben der Population in längerfristiger Perspektive beitragen. Habitatverbesserungen, die zu weiter entfernten Ansiedlungen animieren, könnten sich ungünstig auf das Überleben der Population auswirken. Durch die Erwägung eines Auswilderungsprogramms ergab sich im Modell, dass 5 Individuen über 5 Jahre ausgewildert die Überlebenschance kurzfristig deutlich verbessern. Es ergab sich hingegen kein Unterschied, ob 5, 10 oder 15 Individuen ausgewildert

werden. Eine länger durchgeführte Auswilderung würde vermutlich die Überlebenswahrscheinlichkeit entsprechend längerfristiger verbessern.

## 5.1 Datengrundlage und Modellannahmen

In die Untersuchung flossen die Daten zum Bestand der Jahre 1989-2001 von Thüringen und den angrenzenden Vorkommen in Sachsen ein. Sie stammen von zahlreichen Experten vor Ort (vgl. Danksagung). Leider können diese Daten sich nicht auf Vollständigkeit berufen. Die Probleme mit der Datenvollständigkeit ergaben sich u.a. infolge fehlender Abstimmung der Experten vor Ort und teilweise auch infolge fehlender Kooperationsbereitschaft. Es ist außerdem möglich, dass nicht alle sich mit diesem Thema beschäftigenden Personen angeschrieben wurden. Bei der vergleichsweise zeitaufwendigen Kontaktaufnahme mit den Experten ergab sich die Bereitstellung von Daten und Beobachtungen bis zu maximal 75% des erwarteten Materials. So ist nicht zu vermeiden gewesen, dass Areale im hier betrachteten Untersuchungsgebiet doch teilweise nicht erfasst sind. Die Erfolge bei der Erfassung der Individuen sind u.a. stark von der Witterung, den Revierbedingungen (z.B. keine Rufe des Steinkauzes bei Anwesenheit von *Strix aluco*) und von Kontrollzeitpunkten und -häufigkeiten abhängig (SCHWAB 1972, PRÖHL 1996, SCHÖNN 1998 u.v.m.). Diesem Defizit Rechnung tragend wurde die Untersuchung zusätzlich mit einer um 2/3 erhöhten Individuenzahl gegenüber den Bestandszahlen durchgeführt. Die umfangreich benutzten Felddaten zu Parametern und Ergebniswerten füllen die sonst bei Modellen häufig auftretende Lücken und können, wenn auch nicht als tatsächlicher Wert, so doch als Richtwert dienen bzw. als Basis für Modifikationen.

Für die Erstellung modifizierter Parameterkonstellationen diente auch das „Maß für Ähnlichkeit“. Dieses wurde eingeführt, um die simulierten Populationsentwicklungen dem erfassten Bestand der Jahre 1989-2001 anzugleichen. Durch Variation von Parametern wurde es möglich, die Anzahl an sich ergebenden „ähnlichen“ Simulationen zu erhöhen, was so möglicherweise zu einer passenderen

Parameterkonstellation führte, jedoch nicht als die einzige Lösung betrachtet wurde (vgl. nächster Abschnitt).

## 5.2 Zur Sensitivitätsanalyse

Durch die Sensitivitätsanalyse ergaben sich neben der Parameterkonstellation, die den Literaturangaben entspricht (Basisszenarium), zwei weitere Parameterkonstellationen. Orientiert an der Anzahl der „ähnlichen“ Simulationen („Maß für Ähnlichkeit“), ergab sich das Op--Szenarium. Dieses hat gegenüber dem Basisszenarium negativere Parameter für die Eintrittswahrscheinlichkeit für ein „schlechtes“ Frühjahr (statt 33% nun 75%), was einen niedrigen Ergebniswert für den „Bruterfolg“ zur Folge hat (statt  $1,89 \pm 0,21$  Ausgeflogene/Brutpaar nun  $1,15 \pm 0,23$ ), und für die Eintrittswahrscheinlichkeit für einen „schlechten“ Winter (statt 33% nun 65%), dadurch wird der Parameter Mortalität der Adulten und der Juvenilen durch den Umweltfaktor Winter erhöht. Zusätzlich ist die monatliche Mortalitätswahrscheinlichkeit der Juvenilen (statt 9,7% nun 23,7%) deutlich erhöht und die monatliche Mortalitätswahrscheinlichkeit der Adulten verringert (statt 3,5% nun 2,9%). So ergaben sich schließlich deutlich veränderte Ergebniswerte für den „Verlust an Juvenilen“ (statt  $68,03\% \pm 4,14\%$  nun  $81,3 \pm 2,69\%$ ) und die „Lebenserwartung für Adulte“ (statt  $3,14 \pm 0,1$  Jahre nun  $4,14 \pm 0,26$ ). Dies ist eine Parameterkonstellation mit Parameter- und Ergebniswerten, die nicht den Mittelwerten laut Literaturangaben entsprechen, jedoch ist sie biologisch möglich und ergibt bei 2000 Simulationen die höchste Anzahl der „Ähnlichen“ mit 325 statt 80 „Ähnlichen“ bei der Parameterkonstellation nach Literaturangaben. Die Anzahl an „Ähnlichen“ mit 325 von 2000 ist immer noch niedrig, und weitere Tests mit veränderten Parameterwerten wären nötig. Diese konnten im Rahmen dieser Arbeit aus Zeitgründen aber nicht durchgeführt werden.

Die Orientierung an der Anzahl der „Ähnlichen“ wurde nicht als einziger Lösungsansatz betrachtet. Stattdessen wurde noch nach einer Parameterkonstellation gesucht, die Ergebniswerte näher an den Literaturangaben lieferte. Auf diese Weise

ergab sich das AM10JM14-Szenarium. Dieses hat höhere monatliche Mortalitätswahrscheinlichkeiten gegenüber den Werten des Basisszenariums für Juvenile (statt 9,7% nun 23,7%) und Adulte (statt 3,5% nun 13,5%). Mit dieser Konstellation wurden für die mittleren Ergebniswerte Ausgeflogene / Brutpaar  $2,04\% \pm 0,49$  und für die „Lebenserwartung für Adulte“  $2,38 \pm 0,1$  Jahre ermittelt. Diese liegen somit näher an den in der Literatur angegebenen Mittelwerten von 2,01 Ausgeflogenen/Brutpaar und 2,3 Jahren als die entsprechenden Ergebniswerte des Basisszenariums. Durch weitere Simulationen wäre noch zu klären, ob der hier trotz hoher Juvenilmortalität gegenüber dem Basisszenarium niedrigere „Verlust an Juvenilen“ mit  $64,76\% \pm 4,08$  repräsentativ und eine mögliche Wirkung infolge der anfangs eingesetzten Population ist (vgl. Kapitel 4.1.2). Jedoch liegt dieser Wert immer noch im Bereich des möglichen, verglichen mit den in der Literatur angegebenen 70,1% für den „Verlust an Juvenilen“. So ergab sich wiederum eine gegenüber dem Parametersatz (entsprechend der Literatur) negativere Parameterkonstellation. Die erhöhten Mortalitäten liegen durchaus im möglichen Bereich. So basieren die in der Literatur angegebenen Mortalitätsraten auf tot gefundenen Individuen, die nur einen Bruchteil aller Toten repräsentieren. Auch scheint die jährliche Mortalität der Adulten mit  $37,9\% \pm 5,2\%$  (EXO & HENNES 1980) zu niedrig gegenüber einer in der Literatur angegebenen Lebenserwartung für Adulte von 2,3 Jahren (EXO & HENNES 1980). Für die weiteren Untersuchungen ergaben sich somit 3 Parameterkonstellationen: die des Basisszenariums, die des Op- - Szenariums und die des AM10JM14-Szenariums.

### **5.3 Untersuchungen zu möglichen Gefährdungsfaktoren und Managementoptionen**

Schutzmaßnahmen zum lokalen Überleben des Steinkauzes wurden schon durchgeführt (beruhend auf dem allgemeinen Naturschutzprogramm des Freistaates Thüringen oder der Initiative ehrenamtlicher Helfer) oder in Erwägung gezogen und sind unabdinglich in Anbetracht der Bestandszahlen von 1989-2001. Ansätze sind

u.a. künstliche Höhlen, Pflegeverträge für Streuobstwiesen als Brutorte und Jagdflächen, Nachmahd zur Schaffung ganzjähriger kurzrasiger Grünflächen, Neuanpflanzung von Obstbäumen, Auswilderung, Schaffung von „Ausbreitungskorridoren und die Erschließung von verwaisten Landschaftsteilen“, aber auch die Abwehr bzw. Reduzierung von Mardern und Füchsen sowie der Erhalt und die Schaffung von Wintereinständen in Scheunen oder Ställen.

Zu den aus der Sensitivitätsanalyse stammenden Parameterkonstellationen wurde die des Basisszenariums noch auf eine um 2/3 erhöhte Individuenzahl gegenüber dem Bestand vom Jahr 2000 angewendet, um der unvollständigen Datenverfügbarkeit Rechnung zu tragen. Die Untersuchungen anhand dieser Konstellationen wurden aus Zeitgründen auf den Umweltfaktor „Prädation“ und die Managementoptionen „Habitatverbesserung“ und „Auswilderung“ beschränkt. Die sich ergebenden Änderungen bei der Aussterbewahrscheinlichkeit für die Population lassen Rückschlüsse bspw. für die Effektivität bestimmter Schutzmaßnahmen zu. Für die Ermittlung der Wahrscheinlichkeit zeigten sich 2000 Simulationen als ein angebrachtes Maß. Die so ermittelten Werte geben einen tendenziellen Eindruck zum wahrscheinlichen Überleben der Population bis in 5 (Jahr 2007), 10 (2012), 15 (2017) und 20 Jahren (2022). Mehrmalige Wiederholungen der 2000 Simulationen sollten die ermittelten Werte bestätigen.

### **5.3.1 „Prädation“ als möglicher Gefährdungsfaktor und als Managementoption**

Die Prädatoren können laut Literatur mit zum Rückgang der Population beitragen, besonders wenn diese klein und die Anzahl an Prädatoren groß ist (BAUMGART 1980, CREUTZ 1975, MIKKOLA 1976, GÖRNER 1982, GRIMM 1985). So werden Schutzmaßnahmen wie z.B. die Reduzierung von Mardern und Füchsen diskutiert und teilweise durchgeführt, wie z.B. der Marderschutz an Niströhren. Dies gab den Anlass, den Umweltfaktor „Prädation“ im Modell näher zu betrachten.

Ausgegangen wurde von der Standardeinstellung mit den durchschnittlichen monatlichen Mortalitäten durch Prädation für alle Juvenilen 1,6 % und für alle

Adulten 0,6% und die 5,2%ige Mortalitätswahrscheinlichkeit für alle Geschlüpfen (vgl. SCHÖNN, EXO & HENNES 1980). Durch die modellgestützten Untersuchungen an der Population (18 Individuen im Jahr 2000) mit den erwogenen Parameterekonstellationen ergab sich eine 11-31%ige Wahrscheinlichkeit, dass die Population bis zum Jahr 2007 nicht überlebt. Diese Wahrscheinlichkeit steigt bis zum Jahr 2012 ziemlich stark an (auf 54-83%). Bis zum Jahr 2022 (63-85%) ist der Anstiege dann unwesentlich. So wird sich vermutlich ein richtungsweisende Entwicklung bezüglich des Überlebens bis 2012 vollzogen haben, soweit wie es sich im Rahmen dieser Untersuchung sagen lässt. Für einen konkretere Angaben wären weitere Untersuchungen nötig. Ist die Population einem stärkeren Prädatorendruck ausgesetzt, d.h. die Mortalität liegt bspw. um die Hälfte höher, so bleibt die Aussterbewahrscheinlichkeit unverändert, betrachtet man alle Parameterkonstellationen zusammen, wobei die kleinere Population gegenüber der um 2/3 größeren Population geringfügig höhere negative Veränderungen in der Überlebensfähigkeit zeigt. Es zeigt sich auch keine deutliche Veränderung in der Überlebenswahrscheinlichkeit, sollte der Prädationsdruck um die Hälfte geringer sein.

Somit ergibt sich bei der Untersuchung des Umweltfaktors Prädation, dass dieser vermutlich keinen wesentlichen Anteil am Rückgang der Population hat. Bestätigt wird die Aussage, dass Prädatoren einen höheren Einfluss auf kleine Populationen haben, jedoch ist dieser nicht wesentlich größer. Managementoptionen unter dem Gesichtspunkt „Prädation“ wie z.B. die Reduzierung von Füchsen und Mardern werden daher keine Wirkung zeigen. Sie sind sehr aufwendig (Zeit, Geld, Personal), auch in anbetracht der Abundanz und der Vielzahl an Prädatoren (u.a. Habbicht *Accipiter gentilis*, Waldkauz *Strix aluco*, Elster *Pica pica*) und somit uneffektiv.

### 5.3.2 „Habitatverbesserung“ als Managementoption

Die von KNÖTSCH (1978) gemachte Beobachtung, dass Ansiedlungsdistanzen von der Anzahl an Bruthöhlen beeinflusst werden können, wirft die Frage auf, inwieweit dies dem Überleben der Population dienlich sein kann. So wurde im Modell

angenommen, dass die Juvenilen durch Habitatverbesserungen animiert werden, sich bis zu 5km, 15km, 25 km oder 35 km entfernt vom elterlichen Revier anzusiedeln. Dadurch wurde tendenziell festgestellt, dass mit zunehmender Entfernung die Überlebenswahrscheinlichkeit der Population abnahm, letztlich auch bei höheren Individuenvorkommen, als die Bestandserfassung wiedergibt. Dabei zeigte sich eine deutlich negative Veränderung der Überlebenswahrscheinlichkeit zwischen der angenommenen maximalen 5 km-Ansiedlungsdistanz und der 15 km-Ansiedlungsdistanz. Zwischen 15, 25 und 35 km als weiteste Ansiedlungsdistanzen zeigte sich kaum eine Änderung der Überlebensfähigkeit.

Demnach scheinen Habitatverbesserungen in größeren Entfernungen bis zu einem gewissen Grad das Überleben der Population sogar eher zu gefährden, was auf die erschwerte Partnersuche zurückgeführt werden könnte, im besonderen durch die individuelle und ungerichtete Reviersuche bedingt (EXO & HENNES 1980). Sollte durch noch zu diskutierende Maßnahmen „die Erschließung von verwaisten Landschaftsteilen“ auch entferntere Gebiete einschließen, so könnte dies die Überlebenswahrscheinlichkeit eher verringern. So ergibt sich, dass mögliche Habitatverbesserungen sollten diese die Ansiedlungsdistanz beeinflussen möglichst in einem kleinen Umkreis (5km) um schon besetzte Reviere herum durchgeführt werden sollten. Diese Managementoption könnte zum Überleben der Population wirksam und vermutlich langfristig beitragen. Die für die Ansiedlung förderlichen, zur Auswahl stehenden Maßnahmen – wie z.B. die schon eingeleitete Erhöhung des Höhlenangebotes und die Pflege von Streuobstwiesen (vgl. Kapitel 3.1, Kausaldiagramm) sollen jedoch im Rahmen dieser Arbeit nicht gegeneinander abgewogen werden.

### **5.3.3 „Auswilderung“ als Managementoption**

Die Anzahl an Individuen der Population ist entsprechend den Bestandsdaten der Jahre 1989-2001 sehr gering, und ein in der Nähe liegendes Vorkommen an Individuen, dass die Population stützen könnte, ist nicht bekannt. So könnte Auswilderung zum einen ungünstigen, durch demographische Instabilität bedingten

Variationen (z.B. in der Reproduktionsfähigkeit, bei Ausfall eines Partners) und deren dramatischen Auswirkungen bei kleinen Populationen entgegenwirken. Zum anderen könnte Auswilderung auch die möglicherweise nötige genetische Vielfalt (BEGON et al. 1998) künstlich erhöhen, als einzige Möglichkeit angesichts der wahrscheinlichen Isolation der Population. Deshalb wurde im Modell ein 2004 beginnendes und über 5 Jahre laufendes Auswilderungsprogramm in Erwägung erwoogen. Dabei ergaben 5 Individuen, über 5 Jahre ausgewildert eine deutlich verbesserte Überlebenswahrscheinlichkeit für die Population, was sich bis 2022 jedoch wieder abschwächte. Es gab keine deutlichen Verbesserungen für den Fall, dass statt 5 Individuen 10 oder 15 ausgewildert werden.

Damit scheint die Auswilderung die Überlebenswahrscheinlichkeit nur bis zu einem bestimmten Level verbessern zu können. Die deutliche Abschwächung nach Beendigung der Auswilderung zeigt, dass dies nur kurzfristig zum Überleben beiträgt. Somit ergibt sich für diese Managementoption, dass 5 Individuen vermutlich kurzfristig am effektivsten das Überleben fördern würden, bezogen auf steigende Kosten und zunehmenden Aufwand bei höher Individuenzahlen. Ein länger andauerndes Auswilderungsprogramm mit 5 Individuen würde die Überlebenswahrscheinlichkeit langfristig verbessern.

Vermutlich wird auch die Auswilderung von 5 Steinkäuzen pro Jahr keinen so großen Eingriff in das Ökosystem darstellen, der u.U. dessen komplexes Faktorengefüge stören könnte. Das Ausmaß von Eingriffen ist meist jedoch erst nach längerer Zeit erkennbar (ULLRICH 1975). So muss berücksichtigt werden, dass der Steinkauz seine Nahrungssuche ohne Präferenz nach der Verfügbarkeit an Beutetieren richtet (u. a. HEGGER 1979, BAER et al. 1897, GÖRNER 1982, ROCKENBAUCH 1976, UTTENDÖRFER 1939, 1952). So werden neben Mäusen (*Mus spec.*) auch Insektenarten (Libellen, Maikäfer *Carabus hortensis*, Hirschkäfer *Lucanus cervus* u.v.m.), Kleinvogelarten (Haussperling *Passer domesticus* L., Feldsperling *Passer montanus*, Amsel *Turdus merula*, Kohlmeise *Parus major*, Grauspecht *Picus canus*, Bachstelze *Motacilla alba*, Wachholderdrossel *Turdus pilaris*, Goldammer *Emberiza citrinella*, Star *Sturnus vulgaris* u.v.m.), Amphibienarten und Fledermäuse erbeutet (LOSKE 1977, PETZMEIER 1952, MEBST

1966, GÖRNER 1982). Eine Auswilderung könnte auch diese Beutetiere negativ beeinflussen.

## 5.4 Zum Modell und der Arbeit

Die wesentlichen Aussagen zu den Ergebnissen der modellgestützten Untersuchung werden durch die schon genannten Unsicherheiten nach Ansicht der Autorin nicht in Frage gestellt. Das Modell als Untersuchungsmethode sollte zu Untersuchungen zum Überleben einer Population beitragen und dabei keine absoluten Lösungen bieten. Das Verständnis für ablaufende Populationsprozesse vertiefend, sollte es dazu dienen, die relative Bedeutung möglicher Gefährdungsfaktoren aufzuzeigen und Managementoptionen zu erwägen. Dabei die Änderungen der Umwelt (Umweltrauschen) und deren Wirkung auf demographische Prozesse berücksichtigend, sowie die demographische Variabilität wurde das Überleben in Wahrscheinlichkeiten ausgedrückt.

Das stochastische, räumlich-explizite und auf Individuen basierende Modell ermöglicht es zum einen die Beschaffenheit des Gebietes mit den räumlichen Faktor, die zum Überleben der Population möglicherweise beitragen, einfließen zu lassen. Zum anderen erlaubt es, die Individuenverteilung und Dispersionsprozesse in die Untersuchung mit einzubeziehen. Durch die objektorientierte Programmierung und die dadurch mögliche einzelne Verwaltung der Individuen und Reviere können weitere Felddaten integriert werden.

Um die Populationsentwicklung nach dem erfassten Bestand zu simulieren, wurden die sich nach den Simulationen ergebenden Ergebniswerte berechnet. Dabei flossen die anfangs eingesetzten Startbedingungen und Eingangsparameter mit ein, die bei manchen Untersuchungen die Höhe der Ergebniswerte wesentlich beeinflussten. Bei dem schon fortgeschrittenen Stand der Arbeit konnte dieser Eingang der Anfangsparameter nicht mehr ausgeschlossen werden, dies sollte jedoch bei weiteren Untersuchungen erwogen werden (vgl. Kapitel 4.1.2, Parameterszenarien).

Die umfangreiche Sensitivitätsanalyse ist eine gute Basis für weitere Untersuchungen, fördert wesentlich das nötige Verständnis zur Funktion des Modells und liefert biologisch begründbare Parameterkonstellationen. Die Untersuchungen sollten durch statistische Verfahren ergänzt werden, was im Rahmen dieser Arbeit nicht möglich war. Die Unterschiede zwischen „unähnlichen“ und „ähnlichen“ könnten so differenzierter betrachtet und die Wirkungen von Parameteränderungen konkretisieren werden (vgl. Kapitel 4.1.3 u. 4.1.4).

Aufgrund des hohen zeitlichen Aufwandes, der der Sensitivitätsanalyse aufgrund ihrer Wichtigkeit beigemessen wurde, mussten die Untersuchungen zu möglichen Gefährdungsfaktoren und Managementoptionen stark eingeschränkt werden. Weitere Untersuchungen in Richtung auch kombinierter Schutzmaßnahmen würden sich anbieten. Weitere Umweltfaktoren sollten in ihrer Wirkung untersucht werden, so z.B. Höhlenkonkurrenz, Nahrungskonkurrenz und Fluktuation der Beutetiergruppen. Zur Umsetzung der gewonnenen Ergebnisse ist es allerdings nötig Felddaten bezüglich der Revierbeschaffenheit, u.a. Höhlenvorkommen und Grünlandanteil in das Modell einzubringen. Dazu existieren teilweise schon Daten verschiedener Organisationen, z.B. des Landschaftspflegeverbandes Altenburger Land e.V. Solche Analysen könnten schließlich die Vorschläge bspw. für die Verbesserung von Habitatbedingungen deutlich konkretisieren. Denkbar ist auch die Übertragung des Modells auf andere Steinkauzpopulationen, was durch einfache Modifikationen der Programmstruktur durchaus möglich wäre.

## 6 Zusammenfassung

Der Rückgang des Steinkauzes (*Athene noctua*) hat in Thüringen und Sachsen seit den 60er Jahren dramatische Ausmaße angenommen. In den 50er Jahren noch flächendeckend beobachtet, wurden für das Jahr 2000 nur noch 18 Individuen durch Bestandserfassungen registriert. Die vielfach diskutierten Rückgangsursachen beziehen sich vor Allem auf die großflächige Änderung der Landschaftsstrukturen, die zum Verlust der Lebensgrundlagen des Steinkauzes führten. So haben u.a. der Verlust an Brut- und Vorratshöhlen und an ganzjährig kurzgehaltenen Grünlandflächen, sowie der zunehmende Einfluss von Prädatoren erheblich zum Rückgang beigetragen. Eingeleitete Schutzmaßnahmen, ehrenamtlich oder auf dem allgemeinen Naturschutzprogramm des Freistaates Thüringen beruhend, wie das Anbringen von Nisthilfen mit Marderschutz oder Pflegeverträge für Streuobstwiesen, zeigen bisher keine sichtbare Wirkung. Als weitergehende Maßnahmen stehen die Reduzierung von Füchsen (*Vulpes vulpes*) und Steinmardern (*Martes foina*), Ausbreitungskorridore für Steinkäuze und ein Auswilderungsprogramm zur Diskussion.

Angesichts des Populationsrückgangs des Steinkauz war es Aufgabe dieser Arbeit durch ein Simulationsmodell Untersuchungen zum Überleben einer Steinkauzpopulation (*Athene noctua*) in Thüringen durchzuführen. Die zusammengetragenen Bestandszahlen ergaben geringe Individuenzahlen in den thüringischen Landkreisen Altenburger Land, Greiz und der Stadt Gera sowie in den sächsischen Landkreisen Chemnitzer Land und Mittweida. Die Bestandszahlen der Jahre 1989-2001, sowie weitere der Literatur entnommene Daten zum populationsökologischen Hintergrund, wie auch Analysen des Gebietes in Thüringen und Sachsen und dessen besetzter Reviere der Jahre 1989- 2001, wurden in ein stochastisches, räumlich-explizites, auf Individuen basierendes Simulationsmodell eingebracht. Es wurde eine Sensitivitätsanalyse durchgeführt, die beruhend auf den erfassten Populationsentwicklungen in Thüringen und Sachsen und auf Literaturangaben, ausgewählte Parameterkonstellationen für die Untersuchungen

ergab. Die Untersuchungen zum Überleben vor dem Hintergrund möglicher Gefährdungsfaktoren und zur Ermittlung des Nutzens von Managementoptionen, wurden mit Schwerpunkten auf „Prädation“, „Habitatverbesserung“ und „Auswilderung“ durchgeführt.

Als Ergebnis der Simulationen kam heraus, dass die Prädation keinen großen Einfluss auf das Überleben der Population hat, und Schutzmaßnahmen die Chancen für das Überleben der Population nicht erhöhen würden. Habitatverbesserungen, die die Juvenilen animieren sich im Umkreis von bis zu 5 km vom elterlichen Revier anzusiedeln, würden aber deutlich zum Überleben der Population, auch in längerfristiger Perspektive, beitragen. Habitatverbesserungen, die zu weiter entfernten Ansiedlungen animieren, könnten sich dagegen ungünstig auf das Überleben der Population auswirken. Für eine mögliche Auswilderung als Schutzmaßnahme ergab sich im Modell, dass eine Auswilderung von 5 Individuen pro Jahr über einen Zeitraum von 5 Jahren, die Überlebenschancen kurzfristig deutlich verbessern würde. Es ergab sich allerdings kein Unterschied, ob 5, 10 oder 15 Individuen ausgewildert werden. Eine länger durchgeführte Auswilderung würde vermutlich die Überlebenschancen entsprechend langfristiger verbessern.

## 7 Literaturverzeichnis

ARBEITSGRUPPE ARTENSCHUTZ THÜRINGEN (1999): Effizienzkontrollen bisheriger Biotopgestaltungsmaßnahmen für den Steinkauz in Ostthüringen mit der Bewertung der aktuell erreichten Habitatqualität und Einschätzung der Prädatorensituation sowie die Ableitung praktischer Schutzmaßnahmen. Thüringer Landesanstalt für Umwelt Jena. (unveröffentl.)

ARBEITSGRUPPE ARTENSCHUTZ THÜRINGEN (2000): Überwachung der Steinkauzpopulation in Ostthüringen im Rahmen des Artenhilfsprogrammes. Thüringer Landesanstalt für Umwelt Jena. (unveröffentl.)

ARBEITSGRUPPE „STEINKAUZSCHUTZ“ (1996): Bestandsbericht für den Steinkauz im Landkreis

Rochlitz. Umweltfachamt Chemnitz. (unveröffentlicht)

BAER, W.; UTTENDÖRFER, O. (1897): Auf den Spuren der gefiederter Räuber. Studien zweier Waldpolizisten. Orn. Mschr. 22: 81

BAER, W.; UTTENDÖRFER, O. (1898): Auf den Spuren der gefiederter Räuber. Orn. Mschr. 23: 250.

BEGON, M.E.; HARPER, J.L.; TOWNSEND, C.R. (1998): Ökologie. Spektrum Akad. Verl., Heidelberg ; Berlin: 630-646 .

BANZHAF, W. (1938): Von unseren heimischen Eulen. Naturkunde-Museum Stettin; Natur u. Volk 68: 92-95.

BAUMGART, W. (1980): Wodurch ist der Steinkauz bedroht? Falke 27: 228-229.

BERNDT, R.; STERNBERG, H. (1969): Über Begriffe, Ursachen und Auswirkungen der Dispersion bei Vögeln. Die Vogelwelt 90/2: 41-52.

BAUM, J.; LIEDER, K.; PRÖHL, T. (2000): Steinkauz erfassung 2000 in Ostthüringen. (unveröffentl.)

BREHM, C.L. (1858): Die Steinkäuze. Athene, Boje, Noctua, Cuv. (Strix psilodactyla, L. Strix passerina, Gm., L. Strix noctua, Retz.). Naumannia 8: 221-230.

BÜRO FÜR LANDSCHAFTSÖKOLOGIE, NATUR- UND ARTENSCHUTZ (2001): Bestandsmonitoring Steinkauz (Athene noctua) in Ostthüringen. Thüringer Landesanstalt für Umwelt Jena. (unveröffentl.)

CREUTZ, G. (1975): Das Vorkommen der Eulenarten in der Oberlausitz. 32. Beitrag zur Ornis der Oberlausitz. Abhandlung und Berichte des Naturkundemuseums Görlitz, Bd. 49, Nr. 4.

DROST, R.; SCHÜTZ, E. (1940): Folgen des harten Winters 1939-1940. Vogelzug 11: 178-179.

ECK, S.; BUSSE, H. (1973): Eulen. Die Neue Brehm-Bucherei; A. Ziemsen Verlag; Lutherstadt Wittenberg: 148-151.

EXO, K.-M.; HENNES, R. (1978) : Ringfunde des Steinkauzes (Athene noctua). Auspicium 6: 363-374.

EXO, K.-M.; HENNES, R. (1980) : Beitrag zur Populationsökologie des Steinkauzes (Athene noctua) - eine Analyse deutscher und niederländischer Ringfunde. Vogelwarte 30: 162-179.

EVERETT, M.;SHARROCK, J.T.R. (1980): The European atlas: Owls. Brit. Birds 73: 246-249.

EXO, K.-M. (1981): Zur Nistökologie des Steinkauzes (Athene noctua). Vogelwelt 102: 161-180.

ERZ, W. (1970): Eulen und ihr Schutz. Charadrius 6: 144-145.

FERSON, S.; BURGMAN, M. A. (2000): Quantitative Methods for Conservation Biology. Springer-Verlag, New York: V.

FINCK, P. (1988): Variabilität des Territorialverhaltens beim Steinkauz (Athene noctua). Diss. Univ. Köln.

FRITSCHKE, H. (1997): Bericht zum Steinkauz im Regierungsbezirk Chemnitz. (unveröffentl.)

- FRITSCH, H. (1998): Bericht zum Steinkauz im Regierungsbezirk Chemnitz. (unveröffentl.)
- FRITSCH, H. (1999): Betrifft Steinkauz im Altkreis Glauchau. (briefl.)
- FRITSCH, H. (2000): Betrifft Steinkauz im Altkreis Glauchau. (briefl.)
- FUCHS, P. (1982): Analyses of factors which determine dispersion, population density and reproduction of the Little Owl. Ann. Rep. Res. Inst. Nat. Management 1981: 51-52.
- FUCHS, P. (1986): Structure and functioning of a Little Owl *Athene noctua* population. Ann. Rep. Res. Inst. Nat. Management 1985: 113-126.
- GLUE, D.E. (1971): Ringing Recovery Circumstances of Small Birds of Prey. Bird Study 18: 137-146.
- GLUE, D.E. (1973): Seasonal Mortality in Four Small Birds of Prey. Ornis Scand. 4: 97-102.
- GLUTZ VON BLOTZHEIM, U.N.; BAUER, K.M. (1980): Handbuch der Vögel Mitteleuropas. Bd. 9. Akad. Verlagsges. Wiesbaden: 501-532.
- GÖRNER, M. (1982): Zur Ökologie unserer heimischen Eulen und Maßnahmen zu ihrem Schutz. Landschaftspflege und Naturschutz in Thüringen 19: 1-16.
- GRIMM, H. (1985): Über Nistplatz- und Raumkonkurrenten des Steinkauzes (*Athene noctua*) im Thüringer Becken. Acta ornithoecol. 1, Jena: 95-96.
- GRIMM, H. (1985): Zum Vorkommen und Schutz des Steinkauzes (*Athene noctua*) in Thüringen. Veröff. Museum Gera Naturwiss. R. 11: 83-89.
- GRIMM, V.; DRECHSLER, M. (1998): Risikoabschätzung und Entscheidungen in der Populationsgefährdungsanalyse (PVA). Eingereicht für Workshop der GfÖ – Tagungsband: Der ökologische Risikobegriff. Bad Salzau.
- GÜNTHER, R. (1982): Zur Bestandssituation des Steinkauzes, *Athene noctua* (*Scopoli*), im Bezirk Gera. Thür. Orn. Mitt. 28: 93-42.

HAND, R.; HEINE, K.H. (1984): Vogelfauna des Regierungsbezirkes Trier. Faunistische und ökologische Grundlagenstudien sowie Empfehlungen für Schutzmaßnahmen. Pollichia; Bad Durkheim; Bd.6:127-128, 237.

HEGGER, H.L. (1979): Ernährung von Turmfalke (*Falco tinnunculus*), Schleiereule (*Tyto alba*), Steinkauz (*Athene noctua*) und Waldohreule (*Asio otus*) als Brutnachbarn. Charadrius 15: 101-106.

HESS, G.R. (1994): Conservation corridors and contagious disease: a cautionary note. Conservation Biology 8: 256-262.

HOFMANN, K. (2001): Steinkauzvorkommen im Landkreis Zittau 1988-2001 (Zusammenstellung). (unveröffentl.)

HÖSER, N., JESSAT, M.; WEISSGERBER, R. (1999): Atlas der Brutvögel des Altenburger und Kohrener Landes. Mauriana 17;1; Altenburg.

JACOBI, M. (1999): Bestandsbericht für den Steinkauz im ehemaligen Landkreis Rochlitz. (unveröffentl.)

KÄMPFER, A.; LEDERER, W. (1988): Dismigration des Steinkauzes *Athene noctua* in Mittelwestfalen. Vogelwelt 109: 155-164.

KAUS (1978): Obstbaumprogramm - ökologische Forderung zur Erhaltung des Streuobstbaums. Vogelschutz 4: 13-16.

KESTELOOT, E. (1977): Present situation of birds of prey in Belgium. I.C.B.P. World Conference on Birds of Prey. Vienna 1975.

KNÖTZSCH, G. (1978): Ansiedlungsversuche und Notizen zur Biologie des Steinkauzes (*Athene noctua*). Vogelwelt 99: 41-54.

KNÖTZSCH, G. (1985): Zwölfjährige Populationsuntersuchungen an einem isolierten Vorkommen des Steinkauzes im Bodenseegebiet. Bundesweite Tagung der A.G. zum Schutz bedrohter Eulen am 2.;3. März 1985 in Grävenwiesbach. D.B.V. Zusammenfassung der Vorträge:3-4.

KRÜGER, S.; GLIEMANN, L.; MELDE, M.; SCHRACK, M.; MÄDLER, E.; ZINKE, O. (1998): Die Vogelwelt des Landkreises Kamenz und der kreisfreien Stadt

Hoyerswerda. Veröffentlichungen des Museums der Westlausitz, Kamenz-Sonderheft Teil 1. Kamenz: 217-218.

KUHN, M.; DEWITZ VON W. (1979): Steinkauz brüdet in Industriegebiet. Charadrius 15: 90-91.

LOSKE, K.-H. (1977): Der hohle Baum mit Innenleben. Wir und die Vögel 6: 18-21.

LOSKE, K.-H. (1978): Hilfe für den Steinkauz. Orn. Mitt. 30: 19-21.

LOSKE, K.-H. (1978): Pflege, Erhaltung und Neuanlage von Kopfbäumen. Natur u. Landschaft 53: 279-281.

LOSKE, K.-H. (1978): Gezielte Maßnahmen zur Bestandserhaltung bzw. Vermehrung des Steinkauzes (*Athene noctua*) in Mittelwestfalen. Vogelwelt 99: 226-229.

LOSKE, K.-H. (1986): Zum Habitat des Steinkauzes (*Athene noctua*) in der Bundesrepublik Deutschland. Die Vogelwelt 107: 81-101.

März, R. (1955): Eifrige Helfer gegen die Mäuseplage. In: Falke 2: 151-153. MEBST, T. (1966): Eulen und Käuze. Kosmos; Stuttgart: 73-78.

MATSINOS, G. Y.; WOLFF, W.F.; DE ANGELIS, D.L. (2000): Can Individual-Based Models Yield a Better Assessment of Population Variability? In: Ferson, S.; Burgman, M. A.: Quantitative Methods for Conservation Biology. Springer-Verlag, New York: 188-198.

MEBST, T. (1966): Eulen und Käuze. Kosmos; Stuttgart: 73-78.

ULLRICH, B. (1970): Ersatzbrut und Mauserbeginn beim Steinkauz (*Athene noctua*). Vogelwelt 91: 28-29.

MEBS, T.; SCHERZINGER, W. (2000): Die Eulen Europas. Franck-Kosmos Verlags-GmbH & Co.; Stuttgart: 311-333.

MIKKOLA, H. (1976): Owls killing and killed by other owls and raptors in Europe. Brit. Birds 69: 144-154.

NICOLAI, B. (1994): Steinkauz-Information. In: Ministerium für Umwelt, Naturschutz und Raumordnung des Landes Sachsen-Anhalt (Hrsg.), Artenhilfsprogramm des Landes Sachsen-Anhalt. Magdeburg; 2. Aufl.

PETZMEIER, J. (1952): Langsamer Ausgleich der Winterverluste beim Steinkauz. Vogelwelt 73: 136.

PIECHOCKI, R. (1960): Über die Winterverluste der Schleiereule (*Tyto alba*). Vogelwarte 29: 276-280.

PRÖHL, T. (1995): Aktuelle Erfassung der Steinkauzpopulation in den Landkreisen Greiz und Altenburger Land mit Angaben zum Reproduktionserfolg sowie Kartierung des Höhlenangebotes und Erarbeitung von Vorschlägen zur Habitatoptimierung und zu revierbezogenen Pflegemaßnahmen. Gutachten im Auftrag der Thüringer Landesanstalt für Umwelt Jena. (unveröffentl.)

PRÖHL, T. (1995): Analyse der Steinkauz-Brutplätze in den Landkreisen Altenburger Land und Greiz für den Zeitraum von 1980 bis 1995. Gutachten im Auftrag der Thüringer Landesanstalt für Umwelt Jena. (unveröffentl.)

RHEINWALD, G. (1980): Verbreitung der Eulen in Europa. Vogelwelt 102: 114-118.

ROCKENBAUCH, D. (1976): Ergänzung zur Nahrungsbiologie einiger Eulenarten. Anz. Orn. Ges. Bayern 15: 78-84.

SCHÖNN, S. (1980): Käuze als Feinde anderer Kauzarten und Nisthifen für höhlenbrütende Eulen. Falke 27: 294-299.

SCHÖNN, S. (1983): Ökologie und Schutz des Steinkauzes, *Athene noctua*, in der DDR. Bull. World Working Group Birds of prey 1: 210-211.

SCHÖNN, S. (1986): Zu Status, Biologie, Ökologie und Schutz des Steinkauzes (*Athene noctua*) in der DDR. Acta ornithoecol. 1, Jena: 103-133.

SCHÖNN, S. (1998): Gefährdung des Steinkauzes in der Region Chemnitz und Maßnahmenempfehlung zur Bestandserhaltung und Bestandsförderung. Gutachten im Auftrag des Staatlichen Umweltfachamtes Chemnitz. (unveröffentl.)

SCHÖNN, S.; SCHERZINGER, W.; EXO, K.-M.; ILLE, R.(1991): Der Steinkauz: *Athene noctua*. Die neue Brehm-Bücherei; 606. Lutherstadt Wittenberg.

SCHWAB, E. (1972): Maßnahmen zur Erhaltung des Steinkauzes *Athene noctua* im Beobachtungsgebiet Rodgau und Dreieich. *Luscinia* 41: 272-276.

SIMBERLOFF, D. (1998): Small and declining populations. In: Sutherland, J. S.: Conservation science an action. Blackwell Science Ltd., Malden, Carlton Victoria, Paris ; Berlin: 116-120.

SOULÈ, M.E. (1986, ed.): Conservation biology: the scarcity and diversity. Sinauer, Sunderland MA.

SOULÈ, M.E. (1987, ed.): Viable populations for conservation. Cambridge University Press, Cambridge.

STEFFENS, R.; KRETZSCHMAR, R.; RAU, S. (1998): Atlas der Brutvögel in Sachsen. Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie (Hrsg.), Materialien zu Naturschutz und Landschaftspflege. Dresden: 52.

ULLRICH, B. (1975): Zu Legeabstand, Brutbeginn, Schlupffolge und Brutdauer beim Steinkauz (*Athene noctua*). *J.Orn.*116: 324-325.

ULLRICH, B. (1980): Zur Populationsdynamik des Steinkauzes (*Athene noctua*). *Vogelwarte* 30: 179-198.

ULLRICH, B. (1980): Zur Populationsdynamik des Steinkauzes (*Athene noctua*). *Die Vogelwarte* 30: 179-198.

UTTENDÖRFER, O. (1939): Die Ernährung der deutschen Raubvögel und Eulen. Neumer, Neudamm: 257-266, 376-377.

UTTENDÖRFER, O. (1952): Neue Ergebnisse über die Ernährung der Greifvögel und Eulen. Ulmer; Stuttgart: 123-128.

VOOUS, K.-H. (1962): Die Vogelwelt Europas und ihre Verbreitung. Parey, Hamburg,Berlin: 284: 160-179.

WIESNER J. (2001): Rote Liste der Brutvögel (Aves) Thüringens. In: Rote Listen der gefährdeten Tier- und Pflanzenarten, Pflanzengesellschaften und Biotope Thüringens. Naturschutzreport 18.

WITT, K. (1986): Bestandserfassung einiger ausgewählter gefährdeter Vogelarten (1982-1984) in der Bundesrepublik Deutschland. Vogelwelt 107: 234-237.

## **Danksagung**

Ich möchte mich bei allen bedanken, die mir bei der Erstellung dieser Arbeit behilflich waren. Dies gilt vor allem für meine Betreuer Herrn Prof. Dr. Florian Jeltsch und Herrn Prof. Dr. Dieter Wallschläger, die die Arbeit fachlich betreut haben, und von deren profundem Wissen ich enorm profitiert habe. Ohne die folgenden Personen wäre die Erstellung der Datengrundlage nicht möglich gewesen; mein großer Dank geht an Herrn Eifler, Herrn Fritsche, Herrn Dr. Görner, Herrn Gnielka, Herrn Grimm, Herrn Dr. Höser, Herrn Hofmann, Frau Jacobi, Herrn Jessat, Herrn Just, Herrn Käubler, Herrn Kafurke, Herrn Knobloch, Herrn Dr. von Knorre, Herrn Lieder, Herrn Merzweiler, Herrn Pröhl, Herrn Dr. Rau, Herrn Schneider, Herrn Dr. Tolke, Herrn Weis, Herrn Zarth und Frau Dr. Zaumseil. Im Besonderen danke ich der Georg-Gottlob-Stiftung für die mehrjährige Förderung meines Studiums. Darüber hinaus bedanke ich mich bei meiner Familie und meinen Freunden, die u.a. beim Korrekturlesen behilflich waren und mich regelmäßig mit den nötigen Aufmunterungen versorgt haben, namentlich sind das Trixi und Helmar Esther, Niki und Rudi Geffert, Sebastian Esther, Daniel Esther, Benjamin Blank, Nina Feyh, Olaf Glöckner, Hannes Reuter und Joachim Wesemeier.

### **Eidesstattliche Erklärung**

Hiermit versichere ich, dass ich meine Diplomarbeit

*Modellgestützte Untersuchungen zum Überleben einer Steinkauzpopulation  
(Athene noctua) in Thüringen*

selbständig und ohne unerlaubte Hilfe angefertigt habe und mich dabei keiner, ausser den erwähnten, Hilfsmittel bedient habe.

Potsdam, den 21.09.2002

Alexandra Esther