

Ist das Rebhuhn noch zu retten? Eine populationsbiologische Gefährdungsanalyse des Rebhuhnbestandes im Raum Göttingen

ECKHARD GOTTSCHALK & ANDREAS BARKOW

There has been a dramatic and ongoing decline in Grey partridge (*Perdix perdix*) populations all over Europe since the 1960s. The loss of suitable habitats and the decrease of habitat quality as a result of modern techniques in agricultural land-use practice are clearly identified as the most important causes. Recent studies suggest measures to improve the quality of partridge habitats including low intensity agricultural land-use with set asides, fallow areas, small field units with a high proportion of field margins, hedges and herbaceous edges. But, in most cases, it remains completely unclear to what extent measures should be taken to increase the viability of partridge populations sufficiently. In this study, we explore the amount of habitat area that is necessary to decrease the extinction risk to less than 20% for the following 50 years. This only can be achieved by three simultaneously taken measures: improving and increasing the area of suitable habitats and reducing the degree of isolation of sub-populations.

We identified optimal and sub-optimal partridge habitats and the topical breeding-population in the county of Göttingen. Population development was calculated with an individual-based model. We analysed the requirements of habitat area in different sets that resulted in diverse probabilities of extinction. These were dependent on the number and the capacity of habitats, their degree of isolation, reproduction rate, mortality and the degree of fluctuation of demographic parameters.

The recent number of suitable, optimal habitats ($n = 39$, including 145 ha) in combination with a reproduction of 3.8 female chicks per female by autumn would lead to an extinction risk of 68%. A triplication of habitat-area decreases this value to 20%. This requires an additional area of about 300 hectares.

Habitat recording and territory mapping showed that many habitats were not occupied. This situation also occurred in our simulation. Most habitats were too small and isolated. If once extinct, they were not re-colonised.

It is also important to improve the quality of habitats to reduce the mortality of chicks and incubating females. We give thresholds for reproduction and mortality as criteria for a monitoring.

1 Einleitung

Bis in die 1960er Jahre war das Rebhuhn (*Perdix perdix*) in Mitteleuropa sehr häufig. Als typischer Kulturfolger profitierte die Art von extensiver landwirtschaftlicher Nutzung in strukturreicher Landschaft mit Hecken, Staudenfluren, Ackerrainen, Brachen und kleinräumigem Wechsel der Kulturen (z. B. BAUER & BERTHOLD 1996, HÖLZINGER 1987). Die Modernisierung der Landwirtschaft führte dann zu dramatischen Bestandseinbrüchen und Arealverlusten in ganz Europa (TUCKER & HEATH 1994). In Niedersachsen reduzierte sich die Jagdstrecke zwischen 1935 und 1981 auf weniger als 5 % (ZANG 1985), der Brutbestand wird heute auf maximal 10.000 Brutpaare geschätzt (BAUER et al. 2002). Das sind mehr als 10 % des Gesamtbestandes Deutschlands (56–91.000, BAUER et al. 2002). Trotz nahezu ganzflächiger Verbreitung sind die Bestände lokal bereits sehr ausgedünnt und die Besiedlungsdichte beträgt in Niedersachsen nur noch 0,1–0,29 Brutpaare pro km² (HECKENROTH & LASKE 1997). Für den Landkreis Göttingen wurden in den letzten Jahren nur noch maximal 11 besetzte Reviere pro Jahr nachgewiesen, von denen viele nicht mehr miteinander in Kontakt stehen (DÖRRIE 1999, 2001, 2002a, BARKOW 2001, eig. Beobachtungen). Angesichts dieser Situation ist in absehbarer Zeit mit dem Aussterben des Rebhuhns im Landkreis Göttingen zu rechnen.

Das Ziel dieser Untersuchung ist es, die Situation des Rebhuhns aus populationsbiologischer Sicht zu betrachten. Wir wollen abschätzen, in welchem Umfang potentielle Lebensräume verbessert oder neu geschaffen werden müssten, um das Überleben des Rebhuhns im Landkreis Göttingen für die nächsten 50 Jahre zu sichern.

Für das Rebhuhn existiert eine Vielzahl an Untersuchungen über Habitatansprüche und über die Art von Schutzmaßnahmen, die die Qualität der Lebensräume verbessern (z. B.

durch Telemetrie-Studien, KAISER 1997, Rebhuhnforschungsprojekt Wesel, BRÄSECKE 2002, Rebhuhnprojekt Randen, ALLB Stockach (seit 1993), Rebhuhn-Schlussbericht Schweiz, JENNY et al 2002). Es fehlen bislang jedoch Angaben über das notwendige Ausmaß solcher Maßnahmen. Die Beantwortung der Frage, wie groß die Fläche von geeigneten Habitaten sein muss, ist gerade vor dem Hintergrund extrem niedriger Besiedlungsdichten von großer Bedeutung: Mittlerweile sind die Bestände derart ausgedünnt, dass wir auf Landkreisebene schon von mehreren isolierten Lokalpopulationen sprechen müssen. Die Entfernungen vieler Lokalvorkommen sind oft größer als die regelmäßig festzustellende Ausbreitungsdistanz des Rebhuhns: bei ausgesetzten (!) Individuen wurden über 85 % innerhalb einer Entfernung von maximal 3 km wieder gefunden (PALUDAN 1963 zit. in GLUTZ VON BLOTZHEIM, BAUER & BEZZEL 1994). Die untersuchte Population kann auch nicht durch Zuwanderung gestützt werden, weil von dem Populationseinbruch auch alle benachbarten Regionen betroffen sind. Das bedeutet, dass die lokale Population des Landkreises Göttingen eine zu definierende Fläche mit geeigneten Habitaten in nicht zu großen Entfernungen zueinander benötigt, um eigenständig (ohne Zuwanderung) überlebensfähig zu sein. Wir wollen eine populationsbiologische Schätzung zum Flächenbedarf einer solchen überlebensfähigen Population abgeben.

Habitatansprüche

Die Art ist in Mitteleuropa auf kleinflächig gegliederte Ackerlandschaften, mit Büschen und Hecken sowie Brachen und Wegrainen angewiesen, um über den gesamten Jahresverlauf Deckung und Nahrung finden zu können. Den sowohl vegetabilen als auch zeitweise animalischen Nahrungsansprüchen kommen warme und fruchtbare Böden entgegen. Ein extensives Nutzungsmosaik aus Mehrfelderwirt-

schaft mit Fruchtwechsel und integrierten Viehweiden, Staudenfluren und Bracheflächen führt bei hoher Bodengüte zu höchsten Siedlungsdichten (z. B. BEZZEL 1985, DWENGER 1991, GLUTZ VON BLOTZHEIM, BAUER & BEZZEL 1994). Da Reviere auf Sicht verteidigt werden, können hohe Heckendichten zu hohen Populationsdichten führen (GLÄNZER & BUCHMANN 1987). In Winter und Frühjahr werden Ackerflächen mit Wintergetreide bevorzugt. Bei der Neststandortwahl sind Altgrasbestände von großer Bedeutung. Für eine erfolgreiche Jungenaufzucht sind zudem warme, trockene Lagen förderlich und Flächen mit einem reichen Insektenangebot wichtig (GLÄNZER & BUCHMANN 1987).

Bestandsentwicklung

Die Bestandszahlen des Rebhuhns gehen in ganz Europa dramatisch zurück (31 von 33 Länder haben abnehmende Populationstrends, TUCKER & HEATH 1994). Die Abnahme der Rebhuhn-Population begann schon im 19. Jahrhundert, hat sich aber in der zweiten Hälfte des 20. Jahrhunderts enorm beschleunigt. Am stärksten betroffen sind die mitteleuropäischen Rebhuhnbestände. In Hessen wurden in den 1960er Jahren noch bis zu 100.000 Rebhühner geschossen, Ende der 1970 sank diese Anzahl auf etwa 5.000 (KUGELSCHAFTER & RICHARZ 2001). In Niedersachsen lagen die jährlichen Abschusszahlen in den 1930er Jahren noch bei ca. 200 000 Vögeln (ZANG 1985). Nach einem Rückgang auf weniger als 5 % der Jahresstrecke wurde die Bejagung Anfang der 1980er Jahre eingestellt. 1982 musste das Rebhuhn auf die Rote Liste der in Deutschland gefährdeten Tierarten gesetzt werden, 1991 wurde die Art vom NABU zum Vogel des Jahres gewählt (BEZZEL 1991). Dennoch erfolgte in Deutschland zwischen 1975 und 1999 ein weiterer Rückgang um 45 % (BAUER et al. 2002). Ähnlich, zum Teil etwas weniger gravierend, sieht die Situation auch in den euro-

päischen Nachbarstaaten aus, z. B. in Polen (PANEK 1994), Frankreich (BRO et al. 2000) oder in den Niederlanden (CASTELIJNS 2001). Aktuell wird die Art in Deutschland in der Kategorie 2, als „stark gefährdet“, geführt. Hält die derzeitige Bestandsentwicklung an, so ist es nur eine Frage der Zeit, bis das Rebhuhn aufgrund großflächiger Arealverluste in die Kategorie 1, als „vom Aussterben bedroht“, fallen wird.

Die Situation im Landkreis Göttingen kann stellvertretend für die Bestandsituation in Niedersachsen gelten. Seit 50 Jahren nimmt die Zahl der gesichteten Tiere kontinuierlich ab. Der Bestand am Seeburger See ist von 42 Paaren nach 1979 auf 2 Paare gesunken (BRUNKEN 1980). In den letzten 10 Jahren sind wenige Rebhühner noch im Leinetal, Bovenden, Lenglern und Deponie Königsbühl, nahe Moringen und Fredelsloh Höckelheim, zwischen Sülbeck und Immensen sowie im Raum Jühnde/Dransfeld gesichtet worden (DÖRRIE 1999). Kleine Vorkommen wurden im Rahmen dieser Studie an der thüringischen Landesgrenze festgestellt. Lediglich in der Feldmark des südlichen Landkreises Göttingen sind 1998 regelmäßig bis zu 17 Rebhühner beobachtet worden (DÖRRIE 1999). Dort befindet sich aktuell mit hoher Wahrscheinlichkeit die größte Lokalpopulation des Landkreises Göttingen (DÖRRIE 2002b).

Rückgangsursachen

Die Rückgangsursachen liegen vorwiegend in der starken Veränderung, der die Agrarlandschaft unterworfen war und ist, und im Landschaftsverbrauch durch Siedlungs- und Straßenbau. Als wichtigste Ursache wird das Verfahren der Flurbereinigung angesehen. Dieses führt zu einer Vernichtung zahlreicher Feldgehölze, der Vergrößerung genutzter Felder und einer Vereinheitlichung der Nutzung. Dazu kommt ein immenser Verlust von Randlinien und das Verschwinden des kleinräumigen Ne-

beneinander unterschiedlicher Feldfrüchte (POTTS 1980, BEZZEL 1985, GLUTZ VON BLOTZHEIM, BAUER & BEZZEL 1994, BAUER & BERTHOLD 1996).

Als weitere Ursache ist die landwirtschaftliche Praxis zu sehen, die für das Rebhuhn zunehmend lebensfeindlicher geworden ist: Besonders schwer wiegen der Verlust an Brachflächen und die durch Düngung und Pflanzenschutz äußerst dichten Getreidebestände, in denen zudem regelmäßig Insektengifte und Wildkrautgifte ausgebracht werden. Die Verschlechterung der Lebensbedingungen drückt sich besonders in einer erhöhten Kükensterblichkeit aus. Die Überlebensrate der Küken vom Schlupf bis zum August desselben Jahres betrug bei Untersuchungen im Zeitraum von 1903 bis 1950 50,5 %, im Zeitraum von 1951 bis 1978 noch 34,7 % und in einer Studie von 1972 lediglich 19,5 % (POTTS 1980). Die Küken ernähren sich in den ersten Wochen fast ausschließlich insektivor (SOUTHWOOD et al. 2002, GLÄNZER & BUCHMANN 1987), in der vierten Woche beträgt der Anteil tierischer Nahrung noch 50 % (BEZZEL 1985). Die in den 50er Jahren aufkommenden Pestizide führten zu einem allgemeinen Insektenrückgang in der Agrarlandschaft. Allerdings konnte nicht gezeigt werden, dass Pestizide direkt auf die Dichte der Rebhühner wirkten. Vielmehr vermutet POTTS (1980) einen indirekten Einfluss durch den Einsatz von Herbiziden, welche die Insektdichte erheblich reduzieren. Prädation soll nach KALCHREUTER (1982) und DWENGER (1991) in diesem Stadium (die ersten drei Lebenswochen) keinen großen Einfluss haben.

Eine Untersuchung verendeter Küken zeigte ein massives Auftreten von Luftröhrenwürmern (*Syngamus trachea*). Sie wurden jedoch nur dann zur Todesursache, wenn es sich um schlecht ernährte Küken handelte. Der Tod wurde also in erster Linie durch schlechte Ernährung bedingt. Die Insektenabundanz im Frühsommer stellt neben der Witterung den wichtigsten Faktor zum Überleben der Küken dar.

Auch die Geländestruktur beeinflusst die Mortalität der jungen Rebhühner. Um günstige Flächen zur Nahrungssuche zu erreichen, müssen bei großflächiger Bewirtschaftung weitere Wege zurückgelegt werden als in kleinstrukturierten Landschaften. In solchen „Habitaten der langen Wege“ zwischen Deckungs- und Nahrungsflächen ist das Mortalitätsrisiko, vor allem für die Jungvögel, erhöht (GLÄNZER & BUCHMANN 1987).

Während der Brutzeit benötigen die Weibchen einen hohen Anteil an tierischer Nahrung (bis zu 63 % im Mai, VERTSE et al. 1955, zit. in DWENGER 1991) um die eiweißzehrende Eibildung zu leisten. Die Verluste von Gelegen und auch von brütenden Weibchen sind hoch. HELL (1965) fand an 1180 Gelegen in der Slowakei eine Verlustrate von 35 % allein durch landwirtschaftliche Tätigkeiten. Zudem wurden 17,5 % der brütenden Weibchen durch Mähmaschinen verletzt oder getötet. Gelege können ähnlich hohe Verlustraten durch Prädation aufweisen: In einer Untersuchung von BOUCHNER & FIŠER (1967) gehen 46 % von 76 Gelegen durch Rabenvögel (25 %), Igel (10,5 %) und Hunde, Katzen, Wiesel und Iltisse (10,5 %) verloren. Auch wenn lokal Abweichungen und weitere Faktoren mit teilweise erheblichen Anteilen festgestellt werden können, dürften Prädation und Agrotechnik die quantitativ wichtigsten Ursachen für Gelegeverluste darstellen.

Ab August stellen die Vögel ihre Kost fast ausschließlich auf pflanzliche Nahrung um. In den 80er Jahren hatte der Anteil an Wildkraut samen im Nahrungsspektrum deutlich abgenommen; er nimmt nur noch 41 % der Nahrung ein. Eine erhöhte Mortalität hat dies jedoch nicht zur Folge, weil verfügbare Getreidesamen vergleichbare Inhaltsstoffe aufweisen (KALCHREUTER 1982). Diese Veränderung in der landwirtschaftlichen Praxis wirkt sich nach Untersuchungen POTTS (1980) nicht aus: ein Vergleich herbstlicher Mortalitätsraten von 1933 und 1977 zeigt keinen Unterschied. In diesem Lebensabschnitt wird moderne Land-

wirtschaft nur dann zum Problem, wenn abgeerntete Felder durch sofortiges Pflügen großflächig umgebrochen werden: Die Rebhühner müssen in diesem Fall in benachbarte Nahrungsgebiete abwandern.

Die Wintermortalität ist natürlicherweise hoch und erheblichen jährlichen Schwankungen unterworfen (PIELOWSKI 1982). GLÄNZER & BUCHMANN (1987) berichten, dass Deckungsarmut in einer flurbereinigten Kulturlandschaft zu einer Erhöhung der Sterblichkeit beiträgt und dass darüber hinaus die Ausbildung von Grenzstrukturen große Bedeutung hat. So sind für Rebhühner vor allem schirmförmig gewachsene Hecken, mit guter Deckung nach oben und zu den Seiten, von Bedeutung. Besenartig gewachsene oder durch Schnitt geformte Buschreihen, zumal mit gemähem Krautsaum, sind für Rebhühner wertlos.

Im Frühjahr erfolgen die Auflösung der Familien („Ketten“) und die Dispersion territorienloser Vögel. Die geringe Dichte geeigneter Habitate verursacht in dieser Lebensphase eine erhöhte Mortalität bei den abwandernden Vögeln.

2 Untersuchungsgebiet und Methoden

Mit Hilfe des Programms Ramas Metatpop (AKÇAKAYA 1994) zur Simulation von Populationsentwicklungen wurden Aussterbewahrscheinlichkeiten für unterschiedliche Szenarien im Landkreis Göttingen entwickelt. Die Modellierung der Populationsdynamik und der Aussterbewahrscheinlichkeiten erfolgte anhand der Daten zum Rebhuhnbestand im Untersuchungsgebiet, zu potentiellen Habitaten, die wir im Landkreis kartiert haben, und anhand der demographischen Daten und ihrer Varianz, nach Literaturangaben.

2.1 Untersuchungsgebiet

Als Untersuchungsgebiet wurden die Stadt und der Landkreis Göttingen (51° 33' N, 09° 57' E) gewählt und der anschließende Grenzstreifen zu Thüringen. Vereinfachend wird im folgenden nur vom „Landkreis Göttingen“ die Rede sein. Diese Grenzziehung ist zwar aus der Sicht einer Vogelpopulation willkürlich, aber da Arbeitsaufwand und Aktionsradius der Kartierung nicht beliebig ausgedehnt werden konnten, war eine Orientierung an Verwaltungsgrenzen in Hinblick auf mögliche Umsetzungen der vorgeschlagenen Maßnahmen sinnvoll. Darüber hinaus sind die Rebhuhnbestände mittlerweile so ausgedünnt, dass man leider auf noch kleinräumigerer Ebene von Lokalpopulationen sprechen muss, wenn kein regelmäßiger Austausch zu anderen Restvorkommen im Landkreis mehr besteht. Insofern lässt sich auch aus populationsbiologischer Sicht die Grenzziehung rechtfertigen.

Das Landschaftsbild der Kulturlandschaft ist geprägt von landwirtschaftlichen Nutzflächen und eingestreuten Wäldern, die vor allem um kleinere Bergrücken (250 – 400 m mit Buntsandstein oder Oberem Muschelkalk) etwa bis 100jährige Bestände bilden. Die Region wird vom Leinegraben durchzogen, der sehr fruchtbare Böden bietet. Das Verhältnis von 54,4 % landwirtschaftlicher Nutzfläche zu einem Waldanteil von 33,3 % im Untersuchungsgebiet entspricht in etwa dem Bundesdurchschnitt dieser Bodennutzungstypen. Die landwirtschaftlichen Nutzflächen sind überwiegend intensiv bewirtschaftet, Brachflächen oder kaum bewirtschaftete Randstreifen nehmen winzige Flächenanteile ein. Der Anteil von Grünland ist gering und noch in den letzten Jahrzehnten weiter geschrumpft (eigene Daten). In den tieferen Lagen des Leinegrabens sind die auf der letzten Topographischen Karte (1996) noch als Grünland verzeichneten Flächen bis auf Ausnahmen nicht mehr vorhanden. Aufgrund von Flurbereinigungen sind mittlerweile viele Hecken aus der Landschaft verschwunden. Dieses

gilt umso mehr, je fruchtbarer die Böden sind. So ist das Leinetal etwa viel ärmer an Heckenstrukturen als zum Beispiel die Feldflur um Volkerode, die ein stärkeres Relief und flachgründigere Böden hat. Neben einer höheren Dichte an Hecken finden sich auf ärmeren Böden auch höhere Anteile an Brachen und größere Waldflächen.

Im engeren Stadtgebiet von Göttingen kommen als Rebhuhnhabitate nur Brachen in Gewerbegebieten in Frage. Zwar fehlt es diesen Flächen an Gehölzen, doch durch die hohen Stängel der Ruderalvegetation, die auch im Winter stehen bleiben, finden die Vögel offensichtlich ausreichend Deckung.

2.2 Erfassung des Rebhuhnbestandes und Kartierung der potentiellen Rebhuhnhabitate

Für eine populationsbiologische Gefährdungsanalyse ist es erforderlich, zum einen den aktuellen Bestand an Rebhühnern zu kennen, zum anderen auch die Zahl möglicher Habitate, die aber zur Zeit (z. B. aufgrund ihrer isolierten Lage) unbesiedelt sind.

Der Rebhuhnbestand wurde vorwiegend aufgrund der Aussagen von langjährigen Gebietskennern eingeschätzt. Wertvollste Daten lieferten vor allem Hannes Dörrie und Gerd Brunken. Weitere Informationen wurden bei der Jägerschaft eingeholt. Im Zuge der Kartierung potentieller Habitate wurden außerdem Rebhühner gesichtet.

Im Landkreis und am Grenzstreifen zu Thüringen wurden zwischen dem 23.4.2001 und 4.5.2001 flächendeckend von 10 Personen potentielle Habitate kartiert. Als potentielles Habitat wurde gewertet, wenn zwei der wichtigsten Habitatbestandteile in direktem Kontakt miteinander vorkamen: Zum einen Hecken oder Feldgehölze, zum anderen Brachen, entweder flächig oder als breite ungenutzte Randstreifen (mindesten 5 Meter Breite). Als

weitere Parameter wurden aufgenommen: Heckenqualität (Deckung in Bodennähe, Breite), Mosaikartigkeit der umgebenden Landschaft, Größe des Habitates. Anhand dieser Merkmale wurden die Habitate in zwei Kategorien unterteilt: optimal bzw. suboptimal. Zur einheitlichen Beurteilung durch die 10 Kartierer/-innen wurden zu Beginn Exkursionen zu besetzten Rebhuhnrevieren und nicht von Rebhühnern besiedelten Landschaftsbereichen durchgeführt und die Bewertung anhand der Kriterien abgesprochen. Den potentiellen Habitaten wurde außerdem eine Kapazität, in Form der Zahl potentieller Reviere, zugeordnet. Diese Einschätzung wurde anhand der Begehung von Rebhuhnrevieren „geiecht“, um anhand der Strukturen die Zahl möglicher Reviere abzuschätzen. Eine einheitliche Flächengröße für ein Revier kann nicht angegeben werden, da diese von den vorhandenen Strukturen abhängig ist.

2.3 Simulation der Populationsdynamik und Abschätzung der Überlebensfähigkeit der Population

Übersicht: Die Modellierung von Populationsverläufen wurde vorgenommen, um für unterschiedliche Szenarien Aussterbewahrscheinlichkeiten der Göttinger Rebhuhnpopulation zu berechnen. Daraus lässt sich der Flächenbedarf für eine überlebensfähige Population ableiten.

Während eines Simulationsdurchlaufes wurde die Umwelt als konstant angenommen (also kein weiterer Habitatverlust), ein Aussterbeerignis ergibt sich aus der natürlicherweise auftretenden Populationsdynamik. Diese ist in großen Populationen ohne negative Auswirkung, kann aber bei kleinen Populationen zu deren Erlöschen führen.

Die Szenarien bestanden einerseits aus einer unterschiedlich angenommenen Kapazität (Zahl potentieller Reviere) der Lebensräume.

Die geringste simulierte Kapazität entspricht der heutigen Situation im Landkreis. Populationsverläufe für weitere Verschlechterungen in der Landschaft zu simulieren, erschien uns nicht sinnvoll, da bereits die heutige Situation katastrophale Prognosen für das Rebhuhn im Landkreis erbrachte. In den anderen Szenarien wurde die Kapazität der Lebensräume schrittweise erhöht, um das Ausmaß erforderlicher Lebensraumverbesserungen zu bemessen. Zum anderen wurden verschiedene Szenarien benutzt, in denen die vorliegenden Daten zur Reproduktion, Mortalität und deren Varianz unterschiedlich optimistisch bewertet wurden. Die unterschiedlichen Szenarien sind in Tab. 2 zusammenfassend dargestellt.

Wir verwendeten das Programm „Ramas Metapop“, um Verläufe der Populationsentwicklung zu simulieren. Es handelt sich um ein individuenbasiertes Modell. Das heißt, dass die Schicksale jedes einzelnen Individuums anhand der anzugebenden Wahrscheinlichkeiten für Überleben, Reproduktion usw. für jeden Zeitschritt (hier ein Jahr) generiert werden. Dabei agiert das Programm vergleichbar einem Würfelspiel, wo für jedes Individuum sein Schicksal für jeden simulierten Lebensprozeß anhand der gegebenen Wahrscheinlichkeiten ausgewürfelt wird. Das Programm generiert eine Populationsentwicklung vor allem aus den Parametern Reproduktion, Mortalität und deren Varianz. Einflüsse der (sich ändernden) Umwelt können vor allem über die Kapazität von Lebensräumen bestimmt werden. Weiterhin sieht Ramas Metapop vor, Lokalpopulationen in eine stilisierte Landkarte einzutragen und eine entfernungsabhängige Wanderung zwischen den Teilpopulationen zu ermöglichen.

Einzelheiten zum Modell und zu den Szenarien

Replikationen: Die Entwicklung der simulierten Population ist von Zufallsprozessen abhän-

gig, daher kann jeder Durchlauf bei gleichen Einstellungen anders ausfallen. Das Extinktionsrisiko ergibt sich aus dem Prozentsatz der Durchläufe, in denen die Population ausstarb. Unsere Simulationen wurden mit 600 Wiederholungen ausgeführt.

Zeitskala: Das Modell ermöglicht Populationsprognosen über einen anzugebenden Zeitraum. Für Gefährdungsgradanalysen wird üblicherweise ein Zeitraum von 100 Jahren gewählt. Wir haben keine Prognosen über die Landschaftsentwicklung des nächsten Jahrhunderts vorgenommen und es erschien uns vermessend, für 100 Jahre eine unveränderte Landschaft anzunehmen. Mit dem für diese Studie gewählten Zeitraum von 50 Jahren werden hier vorgestellte Prognosen optimistischer ausfallen als bei Simulationen über 100 Jahre.

Ein Geschlecht: Ramas sieht nicht die gleichzeitige Modellierung von Männchen und Weibchen vor. Daher wird im Modell nur das Geschlecht mit der höheren Mortalität betrachtet (beim Rebhuhn die Weibchen), in der Annahme, dass sich zu jedem Weibchen eines der häufigeren Männchen findet. Ein Weibchen im Modell ist also wie ein Paar zu betrachten. Wenn unten von einer Reproduktion von beispielsweise 3,8 gesprochen wird, heißt das 3,8 weibliche Junge pro Weibchen, also 7,6 Junge pro Paar.

Lebensstadien: Ramas sieht vor, unterschiedlichen Lebensstadien unterschiedliche Werte der demographischen Parameter zuzuordnen. Hier werden zwei Lebensstadien unterschieden. Gedachter Zeitpunkt der Populationsgrößenzählung ist der Herbst. Es werden diesjährige und adulte Vögel unterschieden.

Reproduktion und Mortalität: Die im Modell verwendeten Werte und dazugehörige Literaturquellen sind in Tabelle 1 angegeben. Zeitpunkt der Populationsgrößenzählung im Modell ist der Herbst, daher wird die Reproduktion in Anzahl der (weiblichen!) Jungvögel angegeben, die bis zum Herbst noch leben. Wir haben dazu Angaben zu Gelegegröße, Schlupf-

erfolg und Kükenmortalität bis zum Herbst verrechnet. Da die Angaben aus der vorliegenden Literatur deutlich differieren, haben wir hier drei Szenarien unterschieden, ein optimistisches, ein mittleres („realistisches“) und ein pessimistisches.

Junge und adulte Vögel unterscheiden sich in ihrer Mortalität. Die Überlebenswahrscheinlichkeiten sind Tabelle 1 zu entnehmen.

Die untersuchten Szenarien sind in Tabelle 2 aufgeführt.

Anzumerken ist, dass nicht alle Szenarien gleich realistisch sind, so dass sich der Rahmen in dem sich die Unsicherheit unserer Prognose bewegt, wieder einengt. Der Reproduktionserfolg des Rebhuhns unterliegt starken jährlichen Schwankungen, auch regionale oder habitat-spezifische Unterschiede treten auf. Daher variieren die Literaturangaben sehr. In den Szenarien wurden diese sehr unterschiedlichen Werte übernommen, um das mögliche Spektrum der Reproduktion abzudecken. Die Daten werden allerdings im Modell dann nicht als Extremwerte interpretiert, sondern als Mittelwerte, die dann wiederum einer Schwankungsbreite unterliegen. Daher führt diese Betrachtungsweise zu einer extremen Spannbreite der Ergebnisse. Der Wert des mittleren Szenarios bewegt sich sicherlich am nächsten an der Realität. Ein Reproduktionswert von 4,5 (optimistisches Szenario) bedeutet 4,5 Junge pro Vogel, also dass jedes Paar durchschnittlich 9 Junge großzieht und 2,6 (pessimistisches Szenario) wäre bei gegebener Mortalität sozusagen das Existenzminimum an Reproduktion. Deshalb wird im Folgenden dem mittleren („realistischen“) Szenario die meiste Aufmerksamkeit geschenkt, ohne aber zu vergessen, dass diese Prognose, wie alle Prognosen, mit Unsicherheiten behaftet ist. In den Grafiken sind daher die Kurven der beiden „realistischen“ Szenarien mit mittlerer Reproduktion stärker hervorgehoben.

Varianz der Umwelt: Änderungen von Umweltbedingungen führen zu einer Varianz in

den demographischen Parametern. Großen Einfluss hat beispielsweise das Wetter auf die Mortalität der Küken. Deshalb sind von Jahr zu Jahr unterschiedliche Reproduktionswerte anzunehmen. Diese Schwankung in den demographischen Parametern verursacht Populationsgrößenschwankungen auch in langfristig gesehen stabilen Populationen und führt zum Erlöschen kleiner Populationen. Im Modell gibt man mit den oben genannten demographischen Werten einen Mittelwert an und definiert mit dessen Standardabweichung die auftretenden Abweichungen. In jedem Jahr wird ein neuer Wert für die demographischen Parameter entsprechend der definierten Häufigkeitsverteilung generiert. Die eingetragenen Werte für die Standardabweichungen sind Tab. 1 zu entnehmen.

Dichteabhängigkeit der Populationsentwicklung: Übersteigt eine Populationsgröße die Kapazität des Lebensraumes, verändert sich die Reproduktionsrate und/oder die Mortalität. Es wurden verschiedene theoretische Modelle zur Beschreibung der Wirkungsweise von Konkurrenz in unterschiedlichen Populationen entwickelt (Zusammenfassung der wichtigsten bei BEGON, HARPER & TOWNSEND 1998). Für revierbildende Vögel nimmt man asymmetrisches Wirken von Konkurrenz an, das heißt, revierbesitzende Individuen verfügen über die erforderlichen Ressourcen und werden weniger in ihrer Fitness beeinträchtigt als revierlose Vögel, die keinen Reproduktionserfolg haben. In der vorgestellten Simulation wurde das einfachste Modell zur Beschreibung dieses Sachverhaltes gewählt, das von Ramas angebotene „Ceiling-Modell“, das bis zum Erreichen der Kapazität die demographischen Parameter unverändert lässt, beim Erreichen der Kapazität die Wachstumsrate auf 1 einstellt (Nullwachstum) und oberhalb der Kapazität eine negative Wachstumsrate generiert.

Habitatverbände: Im Folgenden wird von Revieren (Lebensraum eines Paares), von Habitaten (hier: zusammenhängende, geeignete Flä-

Tab. 1: Ermittlung der Eingabeparameter und deren Verwendung im Modell.

Verwendung	Eingabeparameter	Quelle
Übergang Stadium 1 zu 2 (Überlebenswahrscheinlichkeit vom 1. Herbst bis zum 2. Herbst)	0,237 (23,7 %)	Mittelwert aus 22,4 %-25 % Überlebenswahrscheinlichkeit (Glutz von Blotzheim, Bauer & Bezzel, 1994)
Übergang Stadium 2 zu 1 (Reproduktionsrate; angegeben als Küken, die im 1. Herbst noch leben)	pessimistisch 2,6 realistisch 3,8 optimistisch 4,5	0,5 - 8,3 Jungtiere überleben pro Paar, davon sind 57 % Weibchen, also ergeben sich 0,285 – 4,741 weibl. Jungtiere pro Paar. (Dwenger 1991, Glutz von Blotzheim, Bauer & Bezzel, 1994)
Stadium 2 zu 2 (Überlebenswahrscheinlichkeit von Herbst zu Herbst der Folgejahre)	0,3422 (34,2 %)	errechneter Wert verschiedener Quellen aus Pegel (1987)
Standardabweichung: Stadium 2 zu 1 (Abweichung für Reproduktionsrate)	pessimistisch: 3,0 realistisch: 2,5 optimistisch: 1,7	Schwankung von 2/3 für Kükenüberlebensrate (Pegel 1987)
Rebhühner wandern mit welcher Wahrscheinlichkeit wie weit in welches Habitat	1 % à 3-5km 1 % à 5-10 km 1,4 % à max. 17km	Paludan (1963) zit. in Glutz von Blotzheim, Bauer & Bezzel (1994)

che, aus einem oder mehreren Revieren bestehend) und von Habitatverbänden (Habitats im Abstand <3 km) gesprochen. Habitats, die maximal drei Kilometer voneinander entfernt liegen, wurden zu einem Habitatverband zusammengefasst, da drei Kilometer regelmäßig von abwandernden Vögeln überbrückt werden (siehe Tab. 1). Die Lokalpopulationen wurden mit ihren Koordinaten in die stilisierte Karte des Programms eingetragen. Ihre Kapazität entspricht im Modell der im Freiland geschätzten Anzahl potentieller Rebhuhnreviere. Die im Gelände kartierten Unterschiede der Habitatqualität (unterschieden wurden optimale und suboptimale Habitats) drücken sich in den Szenarien aus: Jede der drei Einstellungen (optimistisch, realistisch und pessimistisch bzgl. Reproduktion und Varianz der Umwelt) wurde in zwei Varianten simuliert. Einmal wurden nur die optimalen Habitats (39 Habitats) berücksichtigt, das andere Mal wurden die subopti-

malen Habitats (weitere 87 Habitats) als vollwertige Lebensräume gewertet und zusammen mit den optimalen Habitats einbezogen. Die Kapazität der optimalen Habitats wurde auf 147 potentielle Reviere, die der optimalen und suboptimalen zusammen auf 316 potentielle Reviere geschätzt. Diese wurden in allen Szenarien zu 21 (nur optimale Habitats) bzw. 31 (alle Habitats) Habitatverbänden zusammengefasst (Abb. 1).

Die Startpopulation am Beginn eines jeden Simulationsdurchlaufes entspricht den tatsächlich gesichteten Rebhühnern im Untersuchungsgebiet (s. Abb. 1).

Für die im Modell durchgeführte Vervielfachung der Habitatfläche wurden keine neuen Lokalpopulationen geschaffen. Es wurde lediglich die Anzahl der verfügbaren Reviere innerhalb der vorhandenen Lokalpopulationen erhöht.

Austausch von Individuen zwischen Habitaten: Die Habitatverbände liegen in unterschiedlichen Abständen zueinander. Ob abwandernde Individuen eine andere Lokalpopulation erreichen, hängt von der Distanz ab, die bis zum nächsten Habitat zu überbrücken ist. Werte über Wanderdistanzen und der Anteil der Individuen, die verschiedene Distanzklassen zurücklegen, wurden der Literatur entnommen (Tab. 1). Die Austauschwahrscheinlichkeiten zwischen den einzelnen Lokalpopulationen der Habitatverbände im Landkreis wurden mit Hilfe dieser Angaben und der topografischen Karte bestimmt. Dabei wurden Wälder oder dicht besiedelte Bereiche als Barrieren angenommen, die nicht durchwandert werden. Die Wanderdistanz erhöht sich also um den Umweg, der um diese Barrieren herumführt.

Eine Dichteabhängigkeit der Migration bewirkt, dass Abwanderung erst dann auftritt, wenn die Kapazität von Habitaten erreicht ist. Vorher bleiben alle Individuen in einem Habitatfleck.

Korrelation der Populationsdynamik in den Habitatverbänden: Die Überlebenswahrscheinlichkeit einer räumlich strukturierten Population ist deutlich höher, wenn die lokalen Teilpopulationen eine voneinander unabhängige Populationsdynamik aufweisen. Synchrone Schwankungen bewirken dagegen, dass alle

Teilpopulationen gleichzeitig ungünstige Bedingungen erfahren. Da wir für das Rebhuhn das Wetter als den wichtigsten Faktor annehmen, der die demographischen Parameter von Jahr zu Jahr verändert, und das Wetter im Landkreis keine gravierenden regionalen Unterschiede aufweist, wurde eine völlige Korrelation (100 %) der Populationsschwankung eingestellt.

Sensitivitätsanalysen

Bestehen Unsicherheiten bezüglich der Eingabeparameter, etwa weil Literaturangaben variieren oder fehlen, so versucht man abzuschätzen, welchen Effekt diese Unsicherheit auf das Prognoseergebnis hat, in unserem Fall auf das Aussterberisiko der Rebhuhnpopulation. Man variiert den betreffenden Parameter, für den man in der Literatur unterschiedliche Angaben findet, in den Simulationsdurchläufen und stellt die Auswirkung auf die Prognose dar. In dieser Studie wurden zwei für Aussterbeereignisse wichtige Parameter variiert, weil die Angaben in der Literatur divergierten: Die Reproduktion und die Varianz der Umwelt. Die Werte für Mortalität vom ersten zum zweiten Herbst und für die adulten Vögel war in der

Tab. 2: In den Simulationen verwendete Szenarien

Szenario	Wert für Reproduktion	Wert für Umweltvarianz (als Standardabweichung der Reproduktion)	Habitats, die in das Szenario einbezogen wurden
pess o + s	2,6	3,0	optimale und suboptimale
real o	3,8	2,5	optimale
real o + s	3,8	2,5	optimale und suboptimale
opt o + s	4,5	1,7	optimale und suboptimale

Literatur viel einheitlicher, weshalb für den Parameter Mortalität keine Sensitivitätsanalyse durchgeführt werden musste. Für die Sensitivitätsanalysen wurde eine hypothetische, isolierte Rebhuhnpopulation modelliert, die in einem großen, unfragmentierten Habitat lebt (keine Wanderungen) mit der Fragestellung: Wie groß muss diese Population sein, um ein bestimmtes Aussterberisiko nicht zu überschreiten? Aussterbewahrscheinlichkeit wird gegen Habitatkapazität aufgetragen. Dazu wird für verschiedene Einstellungen des betreffenden Parameters (Reproduktion bzw. Varianz der Umwelt) die Habitatkapazität verändert (Abb. 4). Wird der Parameter Reproduktion verändert, bleibt die Varianz der Umwelt auf den Wert des mittleren Szenarios eingestellt, und wird die Varianz der Umwelt variiert, bleibt die Reproduktion auf dem Wert des mittleren Szenarios. Als Startpopulationsgröße wurde jeweils die Kapazität des Habitats angenommen.

3 Ergebnisse

3.1 Sensitivitätsanalyse Reproduktion

Abbildung 2 zeigt, dass die Annahme unterschiedlicher Reproduktionswerte eine erhebliche Änderung des Aussterberisikos bewirkt. Während die optimistischen Einstellungen (mit hohen und mittleren Reproduktionswerten) schon bei Habitatkapazitäten ab 40 Paaren ein sicheres Überleben (Aussterberisiko = 0) prognostizieren, geht die pessimistischste Einstellung von einem bestehenden Risiko selbst bei Habitatkapazitäten von einigen hundert Paaren aus. Für unser optimistisches Szenario (Reproduktionswert 4,5) müsste man für ein Extinktionsrisiko von beispielsweise 10 % eine Populationsgröße von lediglich 20 Paaren erreichen, für das mittlere (Reproduktionswert 3,8) von ca. 40 Paaren und für das pessimistischen Szenario (Reproduktionswert 2,6) von

einigen hundert Paaren (allerdings in einer hypothetischen, unfragmentierten Population. Für die fragmentierte Situation im Landkreis liegt diese Zahl höher, siehe unten). Die Einschätzung der Reproduktion spielt also für die Einschätzung des Aussterberisikos eine erhebliche Rolle. Darauf wird im Folgenden Bezug genommen, indem wir alle Simulationen mit vier unterschiedlichen Szenarien durchspielen (Tab. 2).

3.2 Sensitivitätsanalyse Varianz der Umwelt

Die Sensitivitätsanalyse für diesen Parameter (Abb. 3) zeigt, dass er einen ähnlich großen Einfluss auf die Aussterbewahrscheinlichkeit hat wie der Reproduktionserfolg. Die durchgespielten Szenarien wurden auch in Bezug auf die Umweltvarianz unterschiedlich eingestellt (Tab. 1)

3.3 Potentielle Habitate und Rebhuhnbestand

Im Landkreis Göttingen wurden 126 potentielle Rebhuhnhabitate kartiert, 39 wurden als optimal eingestuft (145 ha), 87 als suboptimal (192 ha). Habitate, die maximal drei Kilometer voneinander entfernt liegen, wurden zu Lokalpopulationen zusammengefasst. Es ergeben sich 31 Habitatverbände mit einer Größe von einem bis 22 Habitaten (Abb. 1). Die Kapazität der kartierten, potentiellen Habitate wird auf 147 (nur optimale) bzw. auf 316 (optimale und suboptimale) geschätzt.

Die tatsächlich gesichteten Rebhühner sind ebenfalls in der Karte (Abb. 1) eingetragen. Außerdem sind in der Karte auch die Funde aus DÖRRIE (2001) und BARKOW (2001) verzeichnet.

3.4 Simulation

Ausgehend von der heutigen Situation sterben die meisten Lokalpopulationen nach 50 Jahren aus. Eine Neubesiedlung unbesetzter Habitatverbände ist selten. Im Durchschnitt existieren nur noch 1-2 nach Durchlauf der Simulation (heutige Situation ohne Vervielfachung der Fläche in Abb. 4). Die Zahl der besetzten Habitatverbände nimmt zu, wenn deren Revierzahl vervielfacht wird, allerdings bleibt weiterhin eine Vielzahl so klein, dass sie keine stabilen Vorkommen entwickeln. Auch bei einer Versechsfachung der Kapazität werden nicht mehr als durchschnittlich sieben Habitatverbände (von 31) besetzt. Es gibt nur 9 Habitatverbände, deren heutige Kapazität auf mindestens 10 Paare (unter Einbeziehung der

suboptimalen Habitate) bzw. drei Habitatverbände (nur optimale Habitate) geschätzt wird.

Abb. 4 zeigt, dass das Extinktionsrisiko ohne zusätzliche Habitatflächen sehr hoch ist. Bei realistischer Einschätzung der heutigen Situation (Abb. 5: Szenario „real o“) liegt die Aussterbewahrscheinlichkeit der Göttinger Rebhuhnpopulation bei 68 %! Die optimistischen Annahmen bezüglich Habitateignung und/oder Reproduktion lassen ein Aussterberisiko von 30-40 % kalkulieren, was gleichfalls noch sehr hoch ist. Eine Verdreifachung der potentiellen Rebhuhnhabitate würde bereits eine deutliche Verbesserung erbringen und das Extinktionsrisiko auf 10-20 % drücken. Gleichzeitig macht die Abbildung deutlich, dass die Population einen Reproduktionswert erreichen muss, der höher als der des pessimistischen Sze-

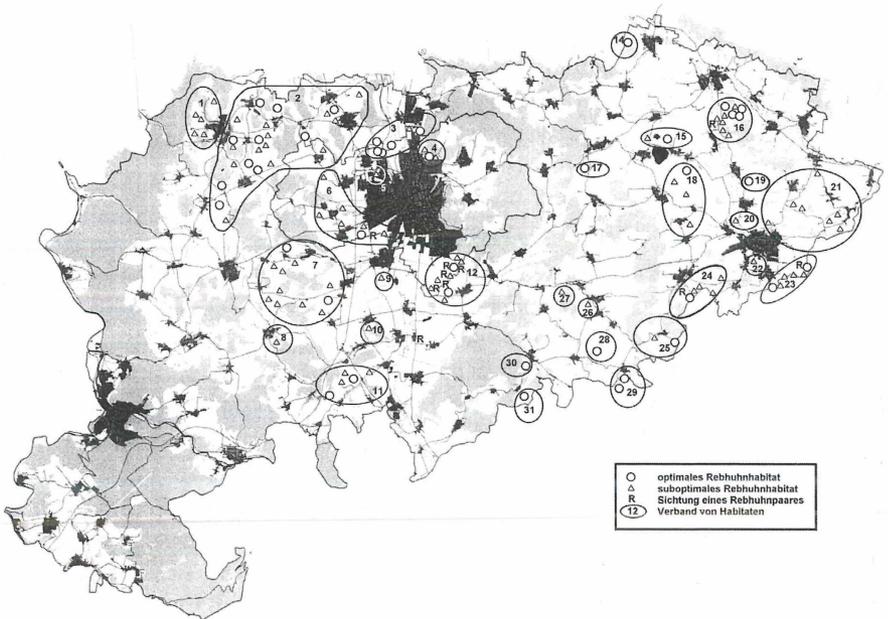


Abb. 1: Karte des Landkreises Göttingen: Rebhuhnvorkommen und potentielle optimale und suboptimale Habitate, die (bei Entfernungen < 3km) zu 31 Habitatverbänden zusammengefasst sind.

narios ist. Selbst wenn in Szenario „pess o+s“ optimale und suboptimale Habitate gleichermaßen als geeignet angenommen werden, aber die Einschätzung der Reproduktion mit 2,65 niedrig liegt, bleibt das Aussterberisiko hoch. Auch bei deutlicher Vervielfachung der Habitate lässt es sich nicht unter 60 % drücken (Abb. 5). Dieses Ergebnis betont die Bedeutung der Habitatqualität. Erst wenn sie ausreichend ist, um einen mittleren Reproduktionswert von mindestens ca. 3,8 zu ermöglichen, hat die Population eine reelle Überlebenschance. Sollte die Göttinger Population allerdings eine geringere Mortalität aufweisen, würde sich der erforderliche Reproduktionswert reduzieren.

4 Diskussion

Alle Ergebnisse dieser Studie weisen darauf hin, dass die Rebhühner im Landkreis Göttingen mit großer Wahrscheinlichkeit in den nächsten Jahrzehnten aussterben werden. Der Bestand von 2001 ist mit ca. einem Dutzend bekannter Paare sehr klein. Die Aussterbewahrscheinlichkeit der Rebhühner um Göttingen im realistischsten Szenario wird für die nächsten 50 Jahre mit ca. 70 % berechnet. Ein großer Teil der als potentiell geeignet eingestuft Habitate ist nicht mehr besiedelt. Die Kartierung erbrachte zahlreiche unbesiedelte Habitate, und auch in der Simulation trat diese Situation auf (Abb. 4). Die meisten Habitate sind bereits zu klein und zu isoliert, um die Population zu stützen. Sie werden aufgrund fehlender großer Populationen, die mit ihrem Individuenüberschuß als Spender-Populationen dienen könnten, gar nicht erst besiedelt oder sterben nach einer Besiedlung innerhalb kurzer Zeit wieder aus, weil die Habitatkapazität auf ein oder wenige Reviere beschränkt ist. Die Modellierung einer einzigen, isolierten Population zeigt, dass Vorkommen, die nicht mit einer Zuwanderung rechnen können, erst mit 20 bis 100 Paaren (Abb. 2 je nach Szenario; die pessimistischsten Szenarien bereits ausgeschlossen) stabil werden,

d.h. eine Überlebenswahrscheinlichkeit von mindestens 90 % haben. Kleinere Vorkommen erfahren durch die natürliche Populationsdynamik ein hohes Aussterberisiko. Diese Zahlen gelten allerdings nur für Vorkommen, die in einem dicht zusammenhängenden Verbund aus geeigneten Revieren existieren, denn in dieser Prognose sind Mortalität von Wanderungen und Aussterbeereignisse von kleinen, isolierten Teilpopulationen nicht berücksichtigt. Im Landkreis Göttingen wäre mit 20–100 Paaren keine überlebensfähige Population erreicht, da von einem Habitatverbund für das Rebhuhn nicht die Rede sein kann.

Es liegt auf der Hand, dass für das Rebhuhn etwas getan werden muss. Abbildung 5 zeigt, dass eine Vervielfachung der Habitatflächen das Aussterberisiko deutlich verringern würde. Den größten Effekt für die Verringerung der Aussterbewahrscheinlichkeit hat eine Verdreifachung der geeigneten Habitate. Damit bleibt im realistischsten Szenario („real o“) immer noch ein Aussterberisiko von 20 %. Das ist zwar weiterhin deutlich zu hoch, jedoch eine erhebliche Verbesserung gegenüber der heutigen Situation. Die positive Wirkung einer Verdreifachung der Habitatfläche ist im Modell robust gegen die verschiedenen Annahmen und zeigt in allen Szenarien den größten Effekt.

Bei einer Versechsfachung der Habitatflächen ist eine Aussterbewahrscheinlichkeit von 10 % erreicht und weitere Vervielfachungen der Habitatflächen erhöhen die Überlebenswahrscheinlichkeit der Population nicht mehr wesentlich. Weitere wichtige Verbesserungen, die in der vorliegenden Studie nicht modelliert wurden, sind durch die Verbindung der isolierten Lokalpopulationen zu schaffen. 85 % der jungen Rebhühner siedeln sich innerhalb eines Radius von 3 km um ihren Geburtsort an (berechnet aus Ringfunden nach PALUDAN 1963, zit. in GLUTZ VON BLOTZHEIM, BAUER & BEZZEL 1994, siehe auch KUGELSCHAFTER et al. 2001). Es ist anzustreben, dass kein potentielles Habitat weiter als drei Kilometer von einem

weiteren Habitat entfernt ist. In sehr kleinen Habitaten, die nur wenigen Paaren Lebensraum bieten, sind natürlicherweise lokale Aussterbeereignisse häufig. Diese bedürfen entweder eines noch engeren Kontakts zu Gruppen von anderen kleinen Habitaten oder einer geringeren Entfernung als 3 km von einem großen Habitat, da sie sonst kaum einen Beitrag zur Stützung der Population liefern können und wie in der Natur und im Modell gezeigt, fast ausschließlich unbesiedelt sind.

Da es im Rahmen dieser Untersuchung nicht möglich war, zu jedem potentiellen Habitat detaillierte Erhebungen zur Habitateignung durchzuführen, ist es notwendig, die Einteilung in „optimal“ und „suboptimal“ zu interpretieren. Angesichts der tatsächlichen Verbreitungssituation des Rebhuhns ist die Interpretation des diesbezüglich pessimistischen Szenarios („real o“) vermutlich die realistischste, das die suboptimalen Habitate als ungeeignet

ignoriert. Für diese Interpretation wäre die Kategorie „suboptimal“ ausschließlich für Schutzmaßnahmen von Interesse, denn dort könnten mit dem geringsten Aufwand geeignete Habitate geschaffen werden.

Die große Divergenz aus der geschätzten Kapazität (nur optimale Habitate: 147 potentielle Reviere) und den geschätzten Rebhühnern liegt an einer zu positiven Einschätzung der Habitateignung oder an einer Unterschätzung des Rebhuhnbestandes. Eine weitere Erklärung für diesen Sachverhalt wird durch die Ergebnisse der Modellierung gestützt: Die Teilpopulationen sind aufgrund ihrer Entfernung voneinander und der Standorttreue des Rebhuhns isoliert, so dass nach einem lokalen Aussterbeereignis eine Wiederbesiedlung nur gelegentlich zu erwarten ist. Da die Teilpopulationen oftmals sehr klein sind und Aussterbeereignisse aufgrund der relativ hohen, natürlichen Populationsdynamik häufig sind, sind in

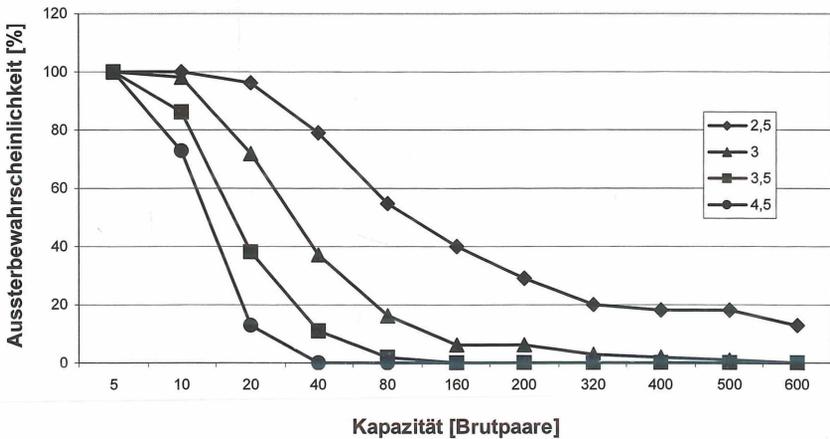


Abb. 2: Sensitivitätsanalyse der Reproduktionswerte: Aussterbewahrscheinlichkeit einer isolierten Rebhuhnpopulation nach 50 Jahren in einem zusammenhängenden, unfragmentierten Habitat in Abhängigkeit von der Habitatgröße, dargestellt für unterschiedliche Werte der Reproduktion. Der Wert der Legende entspricht dem Reproduktionswert (Anzahl der Küken pro Elternvogel, die bis zum Herbst überlebt haben). Im Modell angenommene Standardabweichung der Reproduktion: 2,5.

den Simulationen unbesetzte Habitate weitaus häufiger als besetzte (Abb. 4). Gleiches trifft offensichtlich auf die reale Situation im Freiland zu.

Aus den Überlebenswahrscheinlichkeiten in den unterschiedlichen Szenarien lassen sich Vorgaben für ein Monitoring des Reproduktionserfolges treffen. Betrachtet man nur eine einzige hypothetische Modellpopulation, die eine nicht fragmentierte Landschaft bewohnt (Abb. 2) und ausreichend groß ist (160 Paare), kann diese mit einer Mindestreproduktion leben, die in etwa eine Verdreifachung der im Frühjahr übrig gebliebenen Vögel bis zum Herbst bedeutet. Berücksichtigt man gleichzeitig, dass die Lebensräume, wie im Landkreis, fragmentiert sind, wäre etwa eine Vervielfachung erforderlich, die auch die Ausbreitungsmortalität und lokale Aussterbeereignisse kompensieren kann (Abb. 5). Diese Reproduktionswerte gelten bei der hohen, in der Literatur beschriebenen Mortalität. Sollte die Mortalität in der Göttinger Population geringer ausfallen,

weil beispielsweise nicht gejagt wird, käme die Population auch mit entsprechend geringerer Reproduktion aus. Ein Monitoring der Verhältnisse vor Ort ist daher für eine Verbesserung der Prognosequalität unerlässlich.

Ausreichende Reproduktions- und geringe Mortalitätswerte lassen sich nur durch eine geeignete Habitatqualität erreichen. Das Lajta-Projekt in Ungarn war zum Beispiel erfolgreich in Bezug auf Individuendichte und Reproduktionserfolg einer Rebhuhn-Population durch die Anlage von Wildkrautstreifen zwischen Anbauflächen und Zergliederung großer Schläge, Verzicht auf Mahd der Randzonen von Anbauflächen, Pestizidverzicht und spätere Mahd der Randzonen von Ackerflächen, Anlage von Brachen und „Rebhuhnfeldern“ und intensive Predatoren-Regulation (FARAGO 2001). Die notwendige Habitatqualität und die notwendige Habitatfläche, um die Aussterbewahrscheinlichkeit des Rebhuhns zu minimieren, stehen in direktem Zusammenhang. Kann man eine Habitatqualität herstellen, die einen im

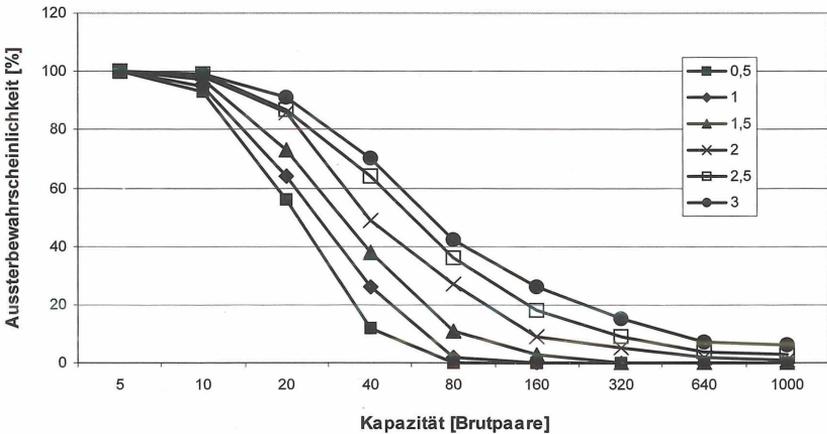


Abb. 3: Sensitivitätsanalyse Standardabweichung: Aussterbewahrscheinlichkeit einer isolierten Rebhuhnpopulation nach 50 Jahren in Abhängigkeit von der Habitatgröße, dargestellt für unterschiedliche Varianzen der Umweltbedingungen. Diese ist modelliert als Standardabweichung der Reproduktion (=Wert der Legende). Reproduktionswert: 3,8.

Mittel hohen Reproduktionserfolg gewährleistet, können bereits relativ kleine Populationen eine hohe Überlebenswahrscheinlichkeit erreichen: Schaffen die Vögel es, den Frühjahrsbestand bis zum Herbst durchschnittlich zu vervierfachen, kann eine Population in einem unfragmentierten Lebensraum bereits mit ca. 80 Paaren stabil sein, bei einer Verdreifachung müssen es doppelt so viele Vögel sein. Oder in der fragmentierten Landschaft des Landkreises würde man bei einer hohen durchschnittlichen Reproduktion von 4,5 (Abb. 5, Szenario „opti o+s“) bereits mit einer Verdoppelung der jetzigen Habitatflächen das Aussterberisiko deutlich mindern, bei einer Reproduktion von 3,8 („real o“ und „real o+s“) muss man sie verdreifachen und bei schlechteren Reproduktionswerten brauchen die Vögel noch mehr Lebensraum. Dieser Zusammenhang verbietet zugleich eine Wiederaufnahme der Jagd, die den Flächenbedarf erheblich erhöhen würde.

Oft genug wurde mit Artenschutzprogrammen so lange gewartet, bis die Lage der letzten Restpopulationen so aussichtslos war, dass Schutzmaßnahmen nicht mehr greifen konn-

ten. Beim Rebhuhn ist das so in der Schweiz geschehen, wo es bereits großflächig ausgestorben ist und nun in einem Schutzprojekt osteuropäische Vögel in großer Zahl ausgesetzt werden (JENNY et al. 2002). Die Rebhühner um Göttingen befinden sich in einer Gefährdungssituation, die sofortiges Handeln erfordert, andererseits ist aber die Umsetzung eines Schutzprogramms durchaus nicht hoffnungslos. Der Zeitpunkt, zu dem Maßnahmen noch greifen, sollte nicht ungenutzt verstreichen.

Modellkritik

Modelle können niemals das identische Abbild einer komplizierten Wirklichkeit schaffen, daher sind die Ergebnisse von Modellierungen immer nur mit Einschränkungen auf die Wirklichkeit übertragbar. Sie sind andererseits als Instrument unerlässlich, um den Flächenbedarf für ein Schutzprojekt wie dieses zu prognostizieren. Man sollte daher die Modellierungsergebnisse als den vorläufigen Kenntnisstand betrachten und sie als ungefähren Richt-

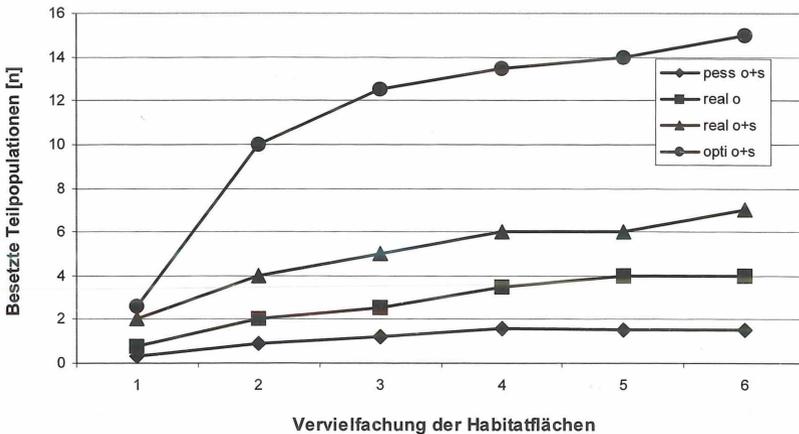


Abb. 4: Anzahl der besetzten Teilpopulationen nach 50 Jahren in Abhängigkeit von der Habitatkapazität. Die heutige Situation entspricht Faktor 1 (keine Vervielfachung).

wert nutzen, um das Ausmaß an erforderlichen Maßnahmen zu quantifizieren.

Die Verfügbarkeit von relevanten Daten ist meistens eines der gravierendsten Probleme. Die verwendeten Daten zum Rebhuhn wurden aus verschiedenen Studien zusammengetragen. Langzeitstudien über die von Jahr zu Jahr unterschiedlichen demographischen Parameter, wie die Reproduktion, sind selten verfügbar. Verwendbare populationsbiologische Daten aus Niedersachsen sind spärlich in der Literatur vertreten. Es mussten Daten hinzugezogen werden, die aus Regionen stammten, deren Bedingungen von den niedersächsischen abweichen. Manche Daten wurden an ausgesetzten Vögeln ermittelt, die eine höhere Mortalität aufweisen als etablierte Wildvögel. Optimal wären Daten, die in der Göttinger Population selbst erhoben worden wären. Auch aus diesem Grunde wäre ein langfristiges Monitoring des Göttinger Rebhuhnbestandes anzustreben.

Was im Modell nicht berücksichtigt wurde, aber die Überlebensfähigkeit der Rebhühner im Landkreis sehr erhöhen würde, ist die Schaf-

fung eines Biotopverbundes. Im Modell wurde ausschließlich die Kapazität der vorhandenen Habitate erhöht. Weiterhin wurde nicht berücksichtigt, dass außerhalb des Landkreises weitere Rebhuhnvorkommen existieren (nur die am ehemaligen Grenzstreifen zu Thüringen wurden einbezogen). Der Landkreis wurde also als Insel betrachtet, in den von außen keine Rebhühner einwandern. Diese Situation ist allerdings nicht sehr wirklichkeitsfremd, da auch außerhalb des Landkreises die Situation ähnlich ist, wie um Göttingen und keine großen Populationen existieren, von denen eine ständige Einwanderung erfolgen könnte.

BEISSINGER & WESTPHAL (1998) kritisieren den leichtfertigen Gebrauch von Modellen bei der Entwicklung von Schutzstrategien und empfehlen unter anderem, mit absoluten Größenangaben zurückhaltend zu sein. Trotz aller Unwägbarkeiten bezüglich der Realitätsnähe des Modells gibt es Ergebnisse, die sehr robust sind und kaum davon abhängen, welche Szenarien man im Modell verwendet. Eine hohe Aussterbewahrscheinlichkeit der Rebhühner

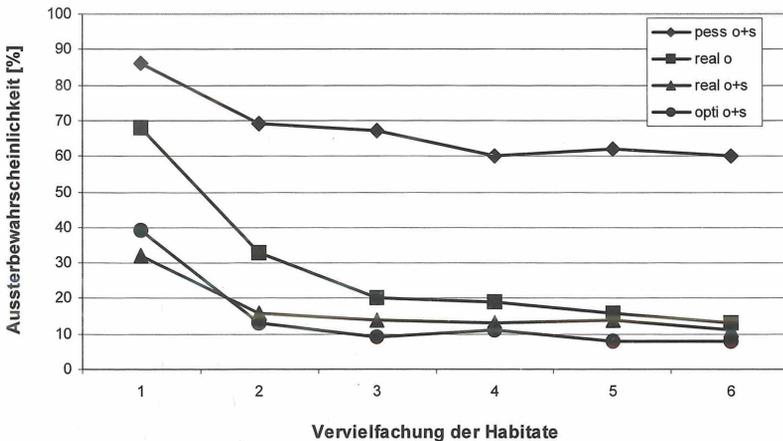


Abb. 5: Aussterbewahrscheinlichkeit der Göttinger Rebhuhnpopulation nach 50 Jahren in Abhängigkeit von der Habitatkapazität. Die heutige Situation entspricht Faktor 1 (keine Vervielfachung der Habitatkapazität).

bei unveränderter, heutiger Situation steht fest und zieht sich durch alle Szenarien. Weiterhin steht außer Frage, dass ein erheblicher Bedarf an zusätzlichen Habitatflächen besteht. Solange es noch keine besseren Daten gibt, sollten die Ergebnisse dieser Modellierung als jetziger Kenntnisstand aufgefasst werden.

CAUGHLEY & GUNN (1996) bemerken zu Recht, dass ein Risiko einer populationsbiologischen Analyse darin liegt, sich mit einem Minimalzustand zufrieden zu geben, statt die Rehabilitierung des ursprünglichen Zustandes anzustreben. Ein Rebhuhnbestand wie in der ersten Hälfte des 20. Jahrhunderts wäre sicherlich als langfristiges Ziel erstrebenswert, erforderte allerdings ganz andere Dimensionen, als dem Naturschutz momentan zur Verfügung stehen. Möglicherweise erbringen ja die angedachten Umstrukturierungen in der Subventionierung der Landwirtschaft ganz neue Möglichkeiten, falls sie tatsächlich kommen sollten.

Aktionsplan zur Rettung des Rebhuhns

Folgende Maßnahmen sollten kurzfristig umgesetzt werden:

Die Habitatfläche, die zur Verfügung steht, muss mindestens verdreifacht werden. Der Flächenbedarf für die Anlage oder Aufwertung von Habitatflächen liegt somit bei ca. 450 ha. Die Flächenangabe ist als reine Aufwertungsfläche zu verstehen, also setzt sich ausschließlich aus Brachen, Ackerrandstreifen, Hecken usw. zusammen. Damit ist das Überleben der Rebhühner im Landkreis nicht garantiert, jedoch die Prognosen fallen erheblich besser aus.

Bei der Anlage von Habitatflächen sollen diese vorrangig in Kontakt zu den letzten besetzten Rebhuhnrevieren angelegt werden. Die Anlage von Habitaten muss in unmittelbarer Nähe (unter 3 km, besser weniger) von weiteren potentiellen Habitaten erfolgen. Kleine Habitate mit einer Kapazität von wenigen Re-

vieren, die weiter als 3 Kilometer von größeren Habitaten oder dem Netz verbundener Habitate entfernt sind, tragen so gut wie nichts zum Bestand der Population bei.

Als Maßnahmen zur Aufwertung oder Schaffung von Rebhuhnhabitaten sind geeignet:

- Anlage von Bracheflächen, Randstreifen an Ackerflächen, Feldraine, extensive Grünlandstreifen, Hecken und Wegränder, welche nicht vor Ende der Brutzeit gemäht werden und weder gedüngt noch mit Pestiziden behandelt werden dürfen und die im Frühjahr Altgrasinseln bereitstellen
- Erhöhung der Strukturvielfalt durch Verkleinerung der Schlagflächen über eine Erhöhung der Randlinien. Trennung von verschiedenen Anbauflächen durch Wildkrautflächen, Brachestreifen, Einzelgehölze und Hecken
- Anlage von Brachen besonders dort, wo Hecken vorhanden sind und umgekehrt

Die Auswilderung von Rebhühnern ist abzulehnen. Der vorhandene autochtone Bestand sollte als Gründerpopulation einer größeren, überlebensfähigen Population dienen. Bestandstützungen sind sinnlos, denn solange die beschriebenen Maßnahmen nicht umgesetzt sind, können sie die Überlebensfähigkeit der Göttinger Population nicht verbessern und wenn sie umgesetzt sind, sollten sie überflüssig sein. Stattdessen wäre es sinnvoller, in den umgebenden Landkreisen ähnliche Anstrengungen wie die vorgeschlagenen zu unternehmen, damit die Göttinger Population nicht isoliert ist.

Die Bestandsentwicklung der Rebhühner sowie deren jährliche Reproduktion und Mortalität sollte Gegenstand eines Monitoringprogramms werden. Dazu sind zwei Kartierungen im Jahr notwendig, die den Brutbestand im Frühjahr und den Reproduktionserfolg im Herbst nachweisen. Sollten die hohen Mortalitätswerte aus der Literatur auch auf die Göttinger Population zutreffen, wäre durchschnitt-

lich ungefähr eine Vervielfachung des Frühjahrsbestandes bis zum Herbst erforderlich, damit die Wiederetablierung der Vögel Erfolg haben kann. Eine erneute populationsbiologische Einschätzung der Gefährdung des Rebhuhns in einem neu geschaffenen Habitatverbund mit Daten des Göttinger Bestandes wäre sinnvoll.

Die Bejagung muss weiterhin unterbleiben. Eine erhöhte Mortalität ist in fragmentierten Populationen nicht zu verkraften, sondern würde die erforderlichen Flächen weiter vervielfachen.

Die vollständige Umsetzung der Maßnahmen sollte so schnell wie möglich beginnen und in 5 Jahren abgeschlossen sein.

Langfristig sollten folgende Maßnahmen umgesetzt werden.

Das Überleben der Göttinger Rebhühner ist auch nach vollständiger Umsetzung der oben genannten Maßnahmen nicht sicher. International werden geringere Aussterberisiken gefordert, als mit diesem Maßnahmenumfang zu erreichen sind. Langfristig ist am wichtigsten, die Situation für das Rebhuhn großräumiger zu verbessern, also die Nachbarlandkreise einzubeziehen oder landesweite Schutzprogramme zu verwirklichen. Im Landkreis Göttingen aber muss weiter an der Verdichtung des Verbundes der Rebhuhnhabitats gearbeitet werden. Eine Versechsfachung (Flächenbedarf 900 ha reine Habitatfläche) des bestehenden Habitatangebots sollte letztlich das langfristige Minimalziel sein. Eine größere Population wäre natürlich erstrebenswert.

Ob eine Population Bejagung verkraftet oder nicht, muss mittels einer populationsbiologischen Studie anhand der Monitoring-Daten geklärt werden. Eine Erhöhung der Mortalität kann nur durch langfristig höhere Reproduktion kompensiert werden. Bejagung sollte außerdem grundsätzlich nicht früher erfolgen, als bis eine Besetzung der verfügbaren Habitats durch Brutpaare erfolgt ist. Vermutlich wird

die Bejagung solange nicht möglich sein, bis nicht großflächige Änderungen in der Landwirtschaft stattfinden.

5 Zusammenfassung

Seit den 1960er Jahren hat das Rebhuhn (*Perdix perdix*) europaweit dramatische Bestandsrückgänge zu verzeichnen. Die Ursachen liegen in der Intensivierung der Landwirtschaft und in der damit einhergehenden Monotonisierung der Landschaft. Aktuelle Schutzprogramme konzentrieren sich auf Aufwertungen der Lebensräume durch Extensivierung der Landnutzung über die Anlage von Brachen, Ackerrandstreifen, Verkleinerung der Wirtschaftsflächen zu Gunsten höherwüchsiger Randstreifen mit Hecken und Staudenfluren. Das Ausmaß dieser Maßnahmen wird in der Regel lediglich intuitiv bestimmt. Ziel dieser Studie ist es, Angaben zum Flächenbedarf erforderlicher Schutzmaßnahmen zu machen, die das Aussterberisiko des Rebhuhns im Landkreis Göttingen deutlich verringern. Wir haben die aktuelle Brutpopulation und potentielle optimale und suboptimale Habitats des Landkreises kartiert und die Populationsentwicklung anhand eines individuenbasierten Populationsmodells prognostiziert. In Abhängigkeit von Habitatkapazität, Isolationsgrad und Reproduktionsrate ergaben sich unterschiedliche Szenarien, die wir hinsichtlich der Überlebenswahrscheinlichkeit der vorhandenen Rebhuhnpopulation im Landkreis Göttingen analysierten. Das Risiko, dass die Rebhühner in den nächsten Jahrzehnten im Landkreis aussterben, ist in allen Szenarien hoch. Mit der aktuell vorhandenen Fläche optimaler Habitats (145 Hektar auf 31 Teilflächen) und einer Reproduktionsrate von 3,8 weiblichen Junghühnern je Henne, die bis zum Herbst überleben, ergibt sich ein Aussterberisiko von 68 %. Eine Verdreifachung dieser Fläche würde die Aussterbewahrscheinlichkeit bereits auf 20 % redu-

zieren. Eine Verdreifachung der vorhandenen Habitate erbringt in allen Szenarien eine deutliche Erhöhung der Überlebenswahrscheinlichkeit. Zusätzlich zur vorhandenen Habitatfläche sollten also vorerst ca. 300 ha in Brachen, Hecken und Ackerandstreifen usw. umgewandelt werden. Langfristig ist ein geringeres Aussterberisiko anzustreben.

Die Kartierung der Habitate und der Brutpaare zeigte, dass viele potentiell geeignete Habitate unbesetzt waren. Diese Situation stellte sich auch in der Simulation ein. Viele Habitate sind zu klein oder liegen zu isoliert, so dass sie fast immer unbesetzt bleiben. Solche Flächen sind für die Stützung der Rebhuhnpopulation wertlos.

Außerdem legt die Studie populationsbiologische Kriterien für die zu erreichende Habitatqualität fest und damit für ein Monitoring.

6 Literatur

AKÇAKAYA, H. R., (1994): RAMAS/metapop: Viability analysis for stage-structured metapopulations (version 1.0). - Applied Biomathematics, Setauket, New York.

BARKOW, A., (2001): Die ökologische Bedeutung von Hecken für Vögel. - Dissertation, Göttingen.

BAUER, H.-G., P. BERTHOLD, P. BOYE, W. KNIEF, P. SÜDBECK & K. WITT (2002): Rote Liste der Brutvögel Deutschlands 3., überarbeitete Fassung, 8.5.2002. - Ber. Vogelschutz 39: 13-60.

BAUER, H.-G., & P. BERTHOLD (1996): Die Brutvögel Mitteleuropas. Bestand und Gefährdung.- Aula-Verlag, Wiesbaden.

BEGON, M. E., J. L. HARPER & C. R. TOWNSEND (1998): Ökologie. - Spektrum-Verlag, Heidelberg, Berlin.

BEISSINGER, S. R., & M. I. WESTPHAL (1998): On the use of demographic models of population viability in endangered species management. - J. Wildl. Manage. 62(3): 821-841.

BEZZEL, E., (1991): Vogel des Jahres 1991: Steht das Rebhuhn noch auf der Tagesordnung? - Naturschutz heute 91/1: 6-11.

BEZZEL, E., (1985): Kompendium der Vögel Mitteleuropas, Nonpasseriformes. - Aula-Verlag, Wiesbaden.

BOUCHNER, M., & Z. FIŠER (1967): Contribution to the nesting bionomy of Partridge. - Comm. Inst. Forest. Czechosloveniae 5: 19-28.

BRÄSECKE, R., (2002): Ausgeräumte Landschaft nimmt dem Rebhuhn das Lebensumfeld. - LÖBF-Mitteilungen 1/02: 16-23.

BRO, E., F. SARRAZIN, J. CLOBERT & F. REITZ (2000): Demography and decline of the grey partridge *Perdix perdix* in France. - J. Appl. Ecol 37: 432-448.

BRUNKEN, G., (1980): Erstes Teilgutachten über "Ökologische Bewertung des Naturschutzgebietes Seeburger See im Hinblick auf anthropogene Nutzungen (Wasser- und Ufernutzungen)". - Zoologisches Inst. der Techn. Universität Braunschweig.

CASTELIJNS, H., (2001): Dramatic decline of the grey partridge *Perdix perdix* in central Zeeuws-Vlaanderen. - Limosa 74: 32-35.

CAUGHLEY, G., & A. GUNN (1996): Conservation biology in theory and praxis. Blackwell, Oxford.

DÖRRIE, H. H., (1999): Anmerkungen zur Vogelwelt des Leinetals in Süd-Niedersachsen und einiger angrenzender Gebiete 1980-1998. - Kommentierte Artenliste, 145 S., Göttingen.

DÖRRIE, H. H., (2001): Avifaunistischer Jahresbericht 2000 für den Raum Göttingen und Northeim.-Naturkundl. - Ber. Fauna und Flora Süd-Niedersachs. (6): 5-121.

DÖRRIE, H. H., (2002a): Avifaunistischer Jahresbericht 2001 für den Raum Göttingen und Nort-

- heim.-Naturkundl. - Ber. Fauna und Flora Süd-Niedersachs. (7): 4-103.
- DÖRRIE, H. H., (2002b): Ein Beitrag zur Brutvogelfauna im Stadtgebiet von Göttingen (Süd-Niedersachsen). Ergebnisse von Revierkartierungen 2001. - Naturkundl. Ber. Fauna und Flora Süd-Niedersachs. (7): 104-177.
- DWENGER, R. (1991): Das Rebhuhn. - Die Neue Brehm Bücherei. Bd. 447. 2. Auflage, Ziemsen-Verlag, Wittenberg Lutherstadt.
- FARAGO, S., (2001): Dynamics of a grey partridge (*Perdix perdix*) population in western Hungary: Effect of a management plan. - Game and Wildlife Science 18 (3-4): 425-441.
- GLÄNZER, U., & H. BUCHMANN (1987): Rebhuhn *Perdix perdix*. In: Die Vögel Baden-Württembergs, Band 1 Teil 2. (Ed. J. Hölzinger): 955-964. - Verlag Eugen Ulmer, Ulm.
- GLUTZ VON BLOTZHEIM, U. N., K. M. BAUER & E. BEZZEL (1994): Handbuch der Vögel Mitteleuropas, Band 5, 2. Auflage. - Aula-Verlag, Wiesbaden.
- HECKENROTH, H., & V. LASKE (1997): Atlas der Brutvögel Niedersachsens 1991-1995 und des Landes Bremen. - Niedersächsisches Landesamt für Ökologie, Hannover.
- HELL, P., (1965): Zu einigen Fragen der Rebhuhnhege in der westlichen Slowakei. - Zool. listy 14: 37-46.
- HÖLZINGER, J., (1981) Die Vögel Baden-Württembergs- Gefährdung und Schutz, Teil 2 -Artschutzprogramm. - Verlag Eugen Ulmer.
- JENNY, M., U. WEIBEL, B. LUGRIN, B. JOSEPHY, J.-L. REGAMEY & N. ZBINDEN (2002): Rebhuhn Schlussbericht 1991-2000. - Schriftenreihe Umwelt Nr 335. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft BUWAL in Zusammenarbeit mit der Schweizerischen Vogelwarte, Sempach.
- KAISER, W., (1997): Telemetrische Untersuchungen zur Habitatnutzung des Rebhuhns im Raum Feuchtwangen. - BayLfU 142: 37-42.
- KALCHREUTER, H., (1982): Vom Rebhuhn und seiner Umwelt. - Dieter Hoffmann, Mainz.
- KUGELSCHAFTER, K., & K. RICHARZ (2001): The current and past grey partridge (*Perdix perdix*) population in Hesse (Germany). - Game and Wildlife Science 18 (3/4): 231-241.
- KUGELSCHAFTER, K., K. RICHARZ, F. BERNSHAUSEN, F. EISLOEFFEL & M. KORN (2001): How do grey partridges (*Perdix perdix*) use breeding sites: The role of tradition. - Game and Wildlife Science 18: 411-417.
- PALUNDAN, K., (1963): Partridge markings in Denmark. - Dan. Rev. Game Biol. 4: 25-28.
- PANEK, M., (1994): The effect of land-use changes on populations of partridge (*Perdix perdix*) in Poland. - *Functional Appraisal of Agricultural Landscape in Europe*. Ryszkowski, L. & Balazy, S. (eds.): EUROMAP and INTECOL Seminar 1992. - Research Centre für Agricultural and Forest Environment, Polish Academy of Sciences, Poznan.
- PEGEL, M., (1987): Das Rebhuhn (*Perdix perdix*) im Beziehungsgefüge seiner Um- und Mitweltfaktoren. Heft 18. - Ferdinand Enke Verlag Stuttgart, Schriften des Arbeitskreises Wildbiologie und Jagdwissenschaft an der Justus-Liebig-Universität Gießen 18: 1-198.
- PIELOWSKI, Z., (1982): Das Rebhuhn – Sorgenvogel der Jäger. - Jagd und Hege 1: 15.
- POTTS, R., (1980): The effects of modern agriculture, nest predation and game management on the population ecology of partridges (*Perdix perdix* and *Alectoris rufa*). - *Advances in Ecological Research*. 11: 1-79.
- SOUTHWOOD, T., E. RICHARDS & D. J. CROSS (2002): Food requirements of grey partridges *Perdix perdix* chicks. - *Wildlife Biology* 8: 175-183.
- TUCKER, G. M. & M. F. HEATH (1994): Birds in Europe. Their conservation status. - *BirdLife Conservation Series No. 3*, Cambridge.

VERTSE, A., Z. ZSAK & Z. KASZAB (1955): Die Ernährung des Rebhuhns und seine landwirtschaftliche Bedeutung in Ungarn. - *Aquila* 59-62: 13-68.

ZANG, H., (1985): Rebhuhn. In: Knolle, F. & Heckenroth, H. (Hrsg.): Die Vögel Niedersachsens und des Landes Bremen – Hühner und Kranichvögel. - *Natursch. Landschaftspfl. Niedersachs. B*, Heft 2.4.: 35-39.

Anschriften der Verfasser:

Dr. Eckhard Gottschalk
egottsc1@gwdg.de
Dr. Andreas Barkow
abarkow@gwdg.de
Zentrum für Naturschutz
Von-Siebold-Str. 2
37075 Göttingen

Danksagung

Wir danken den Studentinnen und Studenten, die diese Untersuchungen im Rahmen eines Praktikums so engagiert durchgeführt haben: Cornelia Dreyer, Wibke Himmelsbach, Katrin Kessels, Shi-Wie Lee, Heiko Schmaljohann, Anke Schulmeister, Tanja Stuhr, Viola Vorwald, Caroline Wegner, und Meike Wunderlich.

Unser Dank gebührt außerdem Gerd Brunken und Hans H. Dörrie für zahlreiche wertvolle Hinweise zu Vorkommen und Bestand der letzten Rebhühner im Landkreis Göttingen.

Anhang

Kapazität der kartierten Habitatverbände im Landkreis Göttingen.

Habitat- Nummer auf der Karte	Kapazität		Vorhandene Brutpaare
	optimal	optimale + suboptimale	
1	1	9	
2	38	64	
3	16	19	
4	1	5	
5	1	2	
6	4	16	1
7	8	46	
8	1	4	
9	1	7	
10	1	2	1
11	8	16	
12	15	31	5
13	2	2	1
14	6	6	
15	3	6	
16	4	10	1
17	3	3	
18	1	6	
19	1	1	
20	1	2	
21	1	14	
22	1	2	
23	8	13	1
24	1	8	1
25	1	2	
26	1	2	
27	1	1	
28	4	4	
29	5	5	
30	2	2	
31	6	6	
Gesamt	147	316	11

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: [Göttinger Naturkundliche Schriften](#)

Jahr/Year: 2005

Band/Volume: [6](#)

Autor(en)/Author(s): Gottschalk Eckhard, Barkow Andreas

Artikel/Article: [Ist das Rebhuhn noch zu retten? Eine populationsbiologische Gefährdungsanalyse des Rebhuhnbestandes im Raum Göttingen 117-139](#)