

Die ausgestorbenen Vögel der Welt

von Dr. Dieter Luther, Leipzig

3., überarbeitete Auflage

Mit 43 Abbildungen



Die Neue Brehm-Bücherei

A. Ziemsen Verlag · Wittenberg Lutherstadt · 1986

Vorwort zur 3. Auflage

Die freundliche Aufnahme, die dieser Band der Neuen Brehm-Bücherei seit seinem ersten Erscheinen vor weit über zehn Jahren bei einem breiten Leserkreis gefunden hat, dokumentiert das vorhandene Bedürfnis nach umfassenderer Information über die hier behandelte Thematik.

In den zurückliegenden Jahren ist im internationalen Schrifttum eine Vielzahl neuer Fakten mitgeteilt worden, die den Verfasser in Übereinstimmung mit dem Verlag dazu veranlaßt haben, das vorliegende Material insgesamt einer notwendigen Überarbeitung zu unterziehen. Erfreulichen Tatsachen, wie der Wiederentdeckung längst für ausgestorben angesehener Arten (*Nesoclopeus poecilopterus*, *Moho bishopi* und *Trichocichla rufa*), steht die nicht zu umgehende Notwendigkeit der Aufnahme einiger Formen auf die Liste der ausgestorbenen Vögel gegenüber, deren Status als unbekannt oder unsicher galt.

Durch entsprechende Publikationen und auch durch Hinweise von Fachkollegen an den Verfasser wurden für manche Form Museumsstandorte bekannt, auf die in den ersten beiden Auflagen noch nicht hingewiesen werden konnte. Trotzdem konnte Vollständigkeit in den Angaben nicht erreicht werden, und die Nennung nur eines Museumsstandortes (vgl. z. B. S. 198 *Dicaeum trigonostigma pallidus* – Dresden) muß nicht zwangsläufig auch bedeuten, daß die jeweilige Form nur dort als Beleg vorhanden ist.

Für das tiefere Verständnis der den Aussterbeprozess beeinflussenden Faktoren erwies es sich gleichermaßen als zweckmäßig und notwendig, auf einige grundlegende Erkenntnisse des noch jungen Wissenschaftszweiges „Biogeographie“ hinzuweisen, stellen diese doch gleichzeitig eine wissenschaftliche Grundlage für aktive Maßnahmen bei Errichtung und Management von Naturschutzgebieten dar und unterstützen somit wirkungsvoll auch den gezielten Artenschutz.

Der Verfasser möchte an dieser Stelle allen diejenigen danken, die durch fördernde Kritik und andere konkrete Unterstützung Anteil an der vorliegenden Überarbeitung genommen haben. Der Sach- und Literaturkenntnis meines Freundes Dr. Klaus Liedel (Halle) verdanke ich eine Reihe wertvoller Literaturhinweise.

Mein besonderer Dank gilt Herrn Siegfried Eck vom Staatlichen Museum für Tierkunde, Dresden, durch dessen oftmalige freundschaftliche Unterstützung es dem Verfasser möglich war, die reichhaltige Vogelsammlung und Bibliothek dieser Institution zu nutzen.

Von der nahezu sprichwörtlichen Aufgeschlossenheit des Verlages und der Tatkraft seiner Mitarbeiter, denen der naturkundlich interessierte Leser inzwischen über 550 Monographien verdankt, profitierte auch diese Schrift.

Leipzig, Frühjahr 1984

Dieter Luther

Inhaltsverzeichnis

| | |
|--|-----|
| 1. Die Ursachen des Aussterbens | 5 |
| 1.1. Direkte Ausrottung durch den Menschen | 10 |
| 1.2. Indirekte Ausrottung durch den Menschen | 11 |
| 1.3. Genetische Effekte | 14 |
| 2. Zur Geographic des Aussterbens | 14 |
| 3. Die ausgestorbenen Arten und Unterarten | 16 |
| Ordnung: Strauße, Struthioniformes | 19 |
| Ordnung: Kasuarvögel, Casuariiformes | 19 |
| Ordnung: Röhrennasen, Procellariiformes | 21 |
| Ordnung: Ruderfüßler, Pelecaniformes | 23 |
| Ordnung: Schreitvögel, Ciconiiformes | 24 |
| Ordnung: Entenvögel, Anseriformes | 25 |
| Ordnung: Greifvögel, Falconiformes | 49 |
| Ordnung: Hühnervögel, Galliformes | 51 |
| Ordnung: Kranichartige, Gruiformes | 57 |
| Ordnung: Regenpfeiferartige, Charadriiformes | 75 |
| Ordnung: Taubenvögel, Columbiformes | 84 |
| Ordnung: Papageien, Psittaciformes | 103 |
| Ordnung: Kuckucksvögel, Cuculiformes | 118 |
| Ordnung: Eulen, Strigiformes | 119 |
| Ordnung: Nachtschwalben, Caprimulgiformes | 123 |
| Ordnung: Rackenvögel, Coraciiformes | 125 |
| Ordnung: Spechte, Piciformes | 125 |
| Ordnung: Sperlingsvögel, Passeriformes | 126 |
| 4. Literaturverzeichnis | 185 |
| 5. Verzeichnis der Vogelnamen | 194 |

1. Die Ursache des Aussterbens

Der Aussterbeprozess ist eine Folgeerscheinung primär natürlicher Ursachen. Die fortwährende Veränderung der Organismen als Ergebnis der Wechselwirkung von variierenden und auslesenden Faktoren führt unabhängig davon, ob diese Veränderungen ihre Lebensfähigkeit unter den gegebenen oder den künftigen Umweltbedingungen herabsetzen oder nicht, zum Entstehen neuer und zum Verschwinden alter Formen. Damit ist auch der Prozess des Aussterbens ein entwicklungsgeschichtlich natürlicher und gesetzmäßiger Vorgang, der sich jedoch, bedingt durch den großen Zeitraum innerhalb dessen er abläuft, einer unmittelbaren Beobachtung durch den Menschen entzieht [173].

Nur plötzliche starke Veränderungen des biologischen Gleichgewichtes zwischen einem Organismus und seiner natürlichen Umgebung, z. B. hervorgerufen durch Naturkatastrophen, können lokal begrenzt zum Verschwinden von Formen oder von Teilpopulationen innerhalb eines relativ extrem kurzen Zeitraumes geführt haben. Die Zahl der Arten, die innerhalb weniger tausend Jahre bei „ungestörter“ Entwicklung ausstarben, wird daher vergleichsweise sehr klein gewesen sein.

Mit der Entwicklung des Menschen bis zum heutigen modernen Kulturmenschen änderte sich dieses Bild in zunehmendem Maße. Betrug die durchschnittliche Existenzdauer-Erwartung für eine Vogelart im Jahre 1680 noch 40000 Jahre, so wurde sie bis 1964 um 60% auf 16000 Jahre reduziert (zit. [322], S. 58). Stetig ansteigende Bevölkerungszahlen, die anhaltende Besiedlung und Urbarmachung bisher unbewohnter oder dünn besiedelter Gebiete und die schnelle technische Entwicklung, besonders innerhalb der letzten 200 Jahre, mit allen ihren Begleiterscheinungen, haben einen Raubbau an der Natur mit sich gebracht und vielerorts zu starken Veränderungen des biologischen Gleichgewichtes bis zur völligen Zerstörung des Lebensraumes vieler Tier- und Pflanzenarten geführt.

Ein Charakteristikum dieser Entwicklung ist für viele Arten das starke Schrumpfen ehemals flächenmäßig großer und zusammenhängender Lebensräume auf kleine inselartige, voneinander isolierte Vorkommen.

Den in territorial isolierten Faunen wirkenden biologischen Gesetzmäßigkeiten widmet sich ein noch junger Wissenschaftszweig – die Biogeographie. Die auf Mac Arthur u. Wilson [174] zurückgehende Biogeographie hat in den zurückliegenden zwei Jahrzehnten mit einer Vielzahl publizierter Untersuchungen nicht nur Faktoren aufdecken können, die sowohl Artenzahl, Artzusammensetzung, Populationsstärken und -dichten als auch Überlebens- und Aussterbewahrscheinlichkeiten einzelner Arten in solchen territorial isolierten Faunen beeinflussen, sondern hat mit Hilfe geeigneter mathematischer Modelle auch qualitative und quantitative Zusammenhänge zwischen diesen Faktoren aufgezeigt. Untersuchungsobjekte waren hierbei insbesondere die Faunen ozeanischer Inseln, auf die sich der überwiegende Teil der in historischer Zeit bekanntgewordenen Aussterbefälle konzentriert.

Die Aufdeckung biogeographischer Zusammenhänge bei Inselfaunen liefert nicht nur vertiefte Erkenntnisse über die Kinetik des Aussterbens, sondern bildet gleich-

zeitig die wissenschaftliche Grundlage für die Planung und das Management von Naturschutzgebieten, die auch Arten eine Überlebenschance bieten müssen, die gegenüber den naturverändernden menschlichen Aktivitäten besonders empfindlich sind.

Einige wesentliche Ergebnisse biogeographischer Untersuchungen werden nachfolgend aufgeführt. Eine umfassendere Darstellung würde jedoch den Rahmen der vorliegenden Schrift sprengen; der an detaillierterer Information interessierte Leser sei daher auf die umfangreiche Originalliteratur verwiesen.

Die Änderung der Artenzahl S , die ein bestimmtes Territorium besitzt, kann nach Terborgh [289] durch eine einfache Gleichgewichtsbeziehung charakterisiert werden:

$$\frac{dS}{dt} = (v_{AB} + v_{EW}) - (v_A + v_{AW}) \quad (\text{Gl. 1}),$$

in der die einzelnen Glieder die folgende Bedeutung besitzen:

v_{AB} – Geschwindigkeit der Artenbildung,

v_{EW} – Geschwindigkeit der Einwanderung von Arten in das Gebiet,

v_A – Geschwindigkeit des Aussterbens von Arten,

v_{AW} – Geschwindigkeit der Abwanderung von Arten aus dem Gebiet.

Es ist einleuchtend, daß S in einem betrachteten Zeitraum t nur konstant bleiben kann, wenn sich die Gewinnkomponenten v_{AB} und v_{EW} die Waage halten mit den Verlustkomponenten v_A und v_{AW} . Diese Voraussetzung ist jedoch aufgrund der Abhängigkeit der einzelnen Glieder von unterschiedlichen Einflußgrößen selbst unter nicht vom Menschen beeinflussten Umweltbedingungen nicht gegeben. Während v_{AB} eindeutig durch die Geschwindigkeit der genetischen Divergenz von Populationen bestimmt wird und in der Größenordnung von Tausenden bis Zehntausenden von Jahren liegt, ist v_A demgegenüber von Prozessen abhängig, die auch durch menschliche Aktivitäten ausgelöst bzw. wesentlich beschleunigt werden können (direkte und indirekte Verfolgung).

Angaben über die Größenordnung der Aussterbegeschwindigkeit v_A sind erhalten worden aus dem Vergleich der Artenzahl auf Inseln, die in der Nacheiszeit infolge Ansteigen des Meeresspiegels durch Überflutung niedrig gelegener kontinentaler Gebiete entstanden (sogenannte Landbrückeninseln), mit der auf Inseln, die nie eine Verbindung zum Festland gehabt haben (echte ozeanische Inseln). Es konnte gezeigt werden, daß größere Landbrückeninseln von einer weit größeren Zahl an Arten bewohnt werden als gleichgroße ozeanische Inseln, wogegen bei Landflächen unterhalb 250 km² beide Inseltypen keine diesbezüglichen Unterschiede aufweisen [68, 289].

Wird davon ausgegangen, daß Landbrückeninseln unmittelbar nach ihrer Abtrennung vom Festland zunächst das gleiche Artenspektrum aufwiesen wie das benachbarte Festland, so muß seitdem auf den Inseln ein allmählicher Artenverlust eingetreten sein, dessen Umfang angenähert proportional der Inselfläche ist. Die Geschwindigkeit dieses Artenverlustes auf Landbrückeninseln wird von Terborgh [289] durch folgende einfache Modellbeziehung dargestellt (Gl. 2):

$$-\frac{dS}{dt} = k_A \cdot S^2 \quad (\text{Gl. 2}).$$

Die Geschwindigkeit des Artenverlustes ist hier proportional einer Konstanten k_A und dem Quadrat der zu jedem Zeitpunkt t vorhandenen Artenzahl S . Der quadratische Term soll dabei den Tatbestand der zwischenartlichen Konkurrenz berücksichtigen und sichern, daß die Überlebenserwartung der verbleibenden Arten mit dem Wegfall konkurrierender Arten ansteigt.

Integriert in den Zeitgrenzen t_0 (Zeitpunkt der Abtrennung der Insel vom Festland) und t_G (Gegenwart) erhält man für den Aussterbekoeffizienten k_A

$$-k_A = \frac{1}{\bar{S}_G} - \frac{1}{S_0} \quad (\text{Gl. 3})$$

und für die Artenzahl S_x zum Zeitpunkt t_x im dazwischenliegenden Zeitraum

$$S_x = \frac{S_0}{1 - k_A \cdot S_0 \cdot \Delta t} \quad (\text{Gl. 4}),$$

wenn S_0 die Artenzahl zum Zeitpunkt der Abtrennung der Insel vom Festland, S_G die gegenwärtige Artenzahl auf der Insel sowie $\Delta t = t_0 - t_G$ (Gl. 3) bzw. $\Delta t = t_0 - t_x$ (Gl. 4) bedeuten. Als Näherungswert für Δt in Gl. 3 wird hierbei im allgemeinen $\Delta t = 10000$ Jahre angesetzt.

Für die Abhängigkeit der Artenzahl S auf Inseln unterschiedlicher Fläche F mit ähnlichem oder übereinstimmendem Lebensraum gibt Diamond [68] die folgende Beziehung

$$S = S_k \cdot F^z \quad (\text{Gl. 5})$$

an, in der S_k eine Konstante für eine gegebene Artengruppe darstellt und z gewöhnlich einen Wert zwischen 0,18 und 0,35 annimmt [174].

Eine reguläre Beziehung besteht auch zwischen der Größe einer Insel und der Zahl ihrer Endemismen; denn trägt man graphisch den Logarithmus (\log) der Inselfläche F gegen den prozentualen Anteil der endemischen Formen an der Ornithofauna der Insel auf, so erhält man eine Gerade mit konstanter Steigung [185]. Vergleicht man dagegen die Artenzahl S von Inseln ähnlicher Fläche F aber unterschiedlicher Entfernung D zum Festland oder einer als Ausgangspunkt für Besiedelungen geeigneten großen Insel, so ergibt sich, daß S mit steigendem D abnimmt. Analoge Ergebnisse werden auch für „Habitatinseln“ auf einem Kontinent oder auf einer großen Insel erhalten.

Die absolute Größe S hängt dabei über Gl. 1 von dem bestehenden tatsächlichen „Gleichgewicht“ zwischen Einwanderungs- und Aussterbegeschwindigkeit ab. Je größer und je weniger isoliert eine Insel ist, je höher liegt die im Gleichgewicht haltbare Artenzahl S_E .

Wie Untersuchungen der Avifauna von Landbrückeninseln gezeigt haben, setzt S_E keine konstante Artzusammensetzung voraus. Für verschwundene (ausgestorbene) Arten können durchaus neue Arten eingewandert sein, ohne daß sich S_E zahlenmäßig ändern muß. Dieser Artenaustausch („turnover“) liegt bei Inseln mit einer Fläche zwischen 300 und 400 km² in der Größenordnung von 0,2–6% der Artenzahl auf der Insel, ausgedrückt als Einwanderungs- oder Aussterberate/Jahr [68].

Nach Diamond [68] können Einwanderungs- und Aussterbegeschwindigkeit (ausgedrückt in Arten/Jahr) stark vereinfacht dargestellt werden durch die Beziehungen

$$v_{EW} = k_{EW} \cdot (S^* - S) \quad (\text{Gl. 6})$$

und

$$v_A = k_A \cdot S \quad (\text{Gl. 7}).$$

Hierin bedeuten k_{EW} und k_A Konstanten (in der Dimension Jahre^{-1}), S die Artenzahl zum Zeitpunkt t , S^* der Festlandsartenpool und $(S^* - S)$ die Anzahl der Arten im Artenpool, die sich zum Zeitpunkt t nicht auf der betrachteten Insel befinden und daher als potentielle Einwanderer in Frage kommen. $S = S_E$ ist gegeben, wenn $dS/dt = v_{EW} - v_A = 0$. Hieraus folgt

$$S_E = \frac{k_{EW} \cdot S^*}{k_{EW} + k_A} \quad (\text{Gl. 8}).$$

Ist S_0 die ursprüngliche Artenzahl auf einer Landbrückeninsel, so erhält man durch Integration der Differentialgleichung $dS/dt = (k_{EW} + k_A)(S_E - S)$ mit der Grenzbedingung $S = S_0$ bei t_0 (s. Gl. 3) die Beziehung

$$\frac{S_0 - S_E}{S_0 - S_E} = e^{-At/dt} \quad (\text{Gl. 9}).$$

t_r in Gl. 9 gibt den Zeitraum an, in dem sich der Artenüberschuß $S_0 - S_E$ (Überschuß bezogen auf die verfügbare Land- bzw. Habitatfläche) auf $1/e$ oder 36,8% des ursprünglichen Artenüberschusses $S_0 - S_E$ reduziert und stellt damit ein Maß für die Geschwindigkeit dar, mit der S von S_0 nach S_E abnimmt. Die Gleichgewichtseinstellung („relaxation“) ist nach $2,303 \cdot \Delta t_r$ zu 90% abgeschlossen.

Beziehen sich die bisherigen Ausführungen (Gl. 1 bis Gl. 9) ausschließlich auf statistische Betrachtungen darüber, mit welcher Geschwindigkeit ursprüngliche Inselfaunen (speziell Avifaunen) aussterben oder welche Artenzahl bei vorgegebenem Grad der Isolierung auf welcher Habitat- bzw. Schutzgebietsfläche wie lange überdauern kann, so ist damit über die Überlebens- oder Aussterbewahrscheinlichkeit einzelner Arten oder Artengruppen noch keine Aussage getroffen.

Auch bei der Beantwortung dieser konkreten Fragestellung hat die Biogeographie ihre Leistungsfähigkeit unter Beweis stellen können. So ermittelte Faaborg [78] für neotropische Landbrückeninseln aus dem Vergleich der Anzahl der Arten in einer gegebenen Vogelfamilie mit der Gesamtartenzahl auf jeder dieser Inseln sowie angrenzenden Teilen des süd- und mittelamerikanischen Festlandes familienspezifische Regressionsgeraden, mit deren Hilfe eine Vorhersage über die Mindestartenzahl der Ornithofauna einer Insel möglich wird, in der eine bestimmte Familie gerade noch mit einer Art vertreten sein kann. Für die Familien Psittacidae, Ramphastidae und Pipridae z. B. betragen diese Mindestartenzahlen 36, 196 und 93. Verbreitungsanalysen innerhalb einzelner Familien zeigten dabei, daß Arten mit einem großen Verbreitungsgebiet auf Landbrückeninseln überdurchschnittlich gute Überlebenschancen besitzen.

Eine artbezogene Aussage ist auch aus den Regressionsgeraden von Faaborg (l.c.) nur sehr bedingt möglich, da in diese differenzierte Angaben über den Grad der Spezialisierung, einschließlich der Eignung als Kolonisten-Art, eingehen müssen. Einen wesentlichen Schritt in diese Richtung stellen die von Gilpin u. Diamond [105] aus Analysen der Artzusammensetzung der Avifaunen von Inseln und Inselgruppen abgeleiteten Vorkommenswahrscheinlichkeiten für einzelne Arten sowie Vorkommenswahrscheinlichkeitsfunktionen $J_i(S)$ dar. J_i gibt hierbei die Wahrscheinlichkeit an, mit der eine betrachtete Art i zu einem gegebenen Zeitpunkt t auf einer gegebenen Insel vorkommt. $J_i(S)$ stellt dagegen die Abhängigkeit von J_i von der Gesamtartenzahl S dar bzw. gibt den Bruchteil der Inseln (innerhalb einer Inselgruppe) mit einer gegebenen Artenzahl S wieder, der von der betrachteten Art i bewohnt wird. J_i ist darstellbar durch die Beziehung

$$J_i = \frac{c_i}{c_i + e_i} \quad (\text{Gl. 10}),$$

in der c_i und e_i die Wahrscheinlichkeit angeben, mit der die Art i auf einer betrachteten Insel in der Zeiteinheit einwandert (c_i) oder ausstirbt (e_i). Zur rechnerischen Ermittlung von c_i und e_i siehe [69, 105].

Einzelne Arten unterscheiden sich in ihren c_i - und e_i -Werten beträchtlich. Die Gesamtartenzahl S auf einer Insel hängt (im wesentlichen) ab von der Zahl P , dem Artenpool potentieller Kolonistenarten, sowie von den c_i - und e_i -Werten für die einzelnen Arten. Letztere Werte unterscheiden sich von Insel zu Insel, da im allgemeinen die e_i -Werte mit der Inselgröße, die c_i -Werte dagegen mit der Entfernung von den Quellen der Besiedlung abnehmen.

Unter der Annahme des Fehlens zwischenartlicher Konkurrenz und der Unabhängigkeit der c_i - und e_i -Werte von S stellten Gilpin u. Diamond [105] das folgende einfache Modell

$$S = \sum_{i=1}^P c_i / (c_i + e_i) \quad (\text{Gl. 11})$$

auf und bestimmten darüber hinaus für diese Artenzahl P die S -bezogenen Einwanderungs- und Aussterbekurven $EW(S)$ und $A(S)$ mit

$$A(S) = \sum_{i=1}^P e_i j_i(S) \quad (\text{Gl. 12})$$

und
$$EW(S) = \sum_{i=1}^P c_i [1 - j_i(S)] \quad (\text{Gl. 13}),$$

in denen $j_i(S)$ die schon genannte Vorkommenswahrscheinlichkeit der i -ten Art bei gegebener Gesamtartenzahl S , hier im konkreten Fall auf eine einzige Insel bezogen, bedeutet.

Wenn auch die bisherigen Modelle die volle Komplexität des Zusammenspiels aller, den Aussterbeprozess beeinflussenden Parameter noch nicht wiederzugeben in der Lage sind, so ist ihre prinzipielle Anwendbarkeit in einer Reihe von Fällen mit Erfolg unter Beweis gestellt worden. Die Aufdeckung und Quantifizierung weiterer

Tabelle 1. Zeitlicher Verlauf des Aussterbens von Vogelarten und -unterarten seit 1800 [173]¹

| Zeitraum | Arten | Unterarten | Formen |
|-----------|-------|------------|-----------------|
| 1800–1820 | 1 | 1 | 2 |
| 1821–1840 | 10 | 4 | 14 |
| 1841–1860 | 6 | 3 | 9 |
| 1861–1880 | 8 | 6 | 14 |
| 1881–1900 | 18 | 18 | 36 ² |
| 1901–1920 | 10 | 20 | 30 ³ |
| 1921–1940 | 2 | 10 | 12 |
| ab 1941 | 5 | 5 | 10 |

¹ korrigiert auf Stand 1982

² *Hemignathus obscurus* mit sämtlichen (drei) Unterarten

³ *Conturopsis carolinensis* mit sämtlichen (zwei) Unterarten

biogeographischer Zusammenhänge läßt zukünftig mit Sicherheit auch eine Verfeinerung dieser Modelle erwarten, mit deren Hilfe nicht nur die quantitative Beschreibung der Kinetik des Verschwindens spezieller, gefährdeter Arten möglich erscheint, sondern die es darüber hinaus gestatten, konkrete artbezogene Schutzmaßnahmen abzuleiten.

Es kann gezeigt werden, daß die Anzahl der ausgestorbenen Formen an Säugetieren und Vögeln parallel mit der Zunahme der Weltbevölkerung ansteigt. Tabelle 1 gibt eine Übersicht über das Verschwinden der seit 1800 ausgestorbenen 127 Vogelarten und -unterarten, eingeteilt in Zeitabschnitte von jeweils 20 Jahren. Die besonders hohe Aussterberate zwischen 1860 und 1920 fällt zeitlich mit der in starkem Maße um die Jahrhundertwende einsetzenden Industrialisierung und wirtschaftlichen Erschließung weiter Gebiete der Erde zusammen. Zum überwiegenden Teil können die in der Neuzeit bekanntgewordenen Fälle des Aussterbens oder der unmittelbaren Gefährdung von Vogelarten auf eine direkte oder indirekte menschliche Einflußnahme zurückgeführt werden. Hierbei sollte zwischen den Ursachen und Möglichkeiten direkter bzw. indirekter Ausrottung durch den Menschen unterschieden werden. Diese Unterscheidung ist notwendig, wenn nach der primären Ursache der Ausrottung einer Form gefragt wird; jedoch ist die Kenntnis dieser primären Ursache oder der, die dafür gehalten wird, allein für die Charakterisierung und Beschreibung des Gesamtprozesses unzureichend (siehe z. B. Wandertaube).

In allen Fällen ist ein Komplex sich gegenseitig bedingender, jedoch teilweise auch ausschließender Faktoren zu berücksichtigen (z. B. führt die Verfolgung durch natürliche tierische Feinde allein, ausgenommen bei Faunenfälschungen, nicht zum Aussterben oder zur Ausrottung einer Vogelart), die den durch die primäre Ursache eingeleiteten Prozeß komplettieren und beschleunigen.

1.1. Direkte Ausrottung durch den Menschen

Kritiklose Verfolgung und Ausbeutung, einschließlich unkontrollierter Plünderereien von Brutstätten zum Zweck wirtschaftlicher Nutzung; die Verfolgung von Formen, die berechtigt oder unberechtigt als Landwirtschaftsschädlinge angesehen werden;

Trophäenjagd und Tierhandel sind die wichtigsten Faktoren, die jederzeit zur direkten Ausrottung von Arten oder Unterarten durch den Menschen führen können und in einigen Fällen bereits dazu geführt haben.

Zu den erstgenannten Möglichkeiten und Ursachen direkter Ausrottung gehören alle Nachstellungen, denen Vögel des Fleisches, der Eier und Federn wegen ausgesetzt sind. Aus der Möglichkeit allein kann ein prozeßbestimmender Faktor werden, sobald die auf die genannte Weise entstehenden jährlichen Verluste summiert mit den stets auftretenden natürlichen Verlusten die jährliche Reproduktionsrate der Art zahlenmäßig übersteigen und/oder zu krassen Verschiebungen des durchschnittlichen Geschlechterverhältnisses führen. Neue Erkenntnisse über die zwischen dem Tier und seiner natürlichen Umgebung bestehenden Wechselbeziehungen haben zu neuen Möglichkeiten der wirtschaftlichen Nutzung von Wildtierbeständen geführt, die bei Wahrung des Fortbestandes der betreffenden Arten gleichzeitig zur Sicherung der Existenz des Menschen in diesen Gebieten beitragen.

Die Gesetzgebung der überwiegenden Zahl der Staaten der Erde und die wachsende Popularität des Naturschutzgedankens in breiten Bevölkerungsschichten vieler Länder geben eine gewisse Garantie, die Faktoren, die zur direkten Ausrottung führen, auf ein Minimum reduzieren zu können.

Die Gefahr der direkten Ausrottung wird daher dort am größten sein, wo entsprechende Jagd- und Schutzbestimmungen fehlen oder dort, wo solche formal existieren, ihre Einhaltung jedoch nicht oder nur unzureichend überwacht wird.

1.2. Indirekte Ausrottung durch den Menschen

Zu den Möglichkeiten der indirekten Ausrottung von Vogelformen zählen alle vom Menschen eingeleiteten bzw. durchgeführten Maßnahmen oder Aktionen, die primär nicht gegen die Existenz der betroffenen Art oder Unterart gerichtet sind, jedoch entweder zur direkten Vernichtung von Individuen oder zu starken Veränderungen des natürlichen Gleichgewichtes zwischen dem Vogel und seiner Umgebung führen und damit letztlich eine Bestandsgefährdung, lokale oder totale Ausrottung verursachen können.

Die wichtigsten Möglichkeiten der indirekten Ausrottung sind die Zerstörung ehemals unberührter Lebensräume vieler Arten bei der in zunehmendem Maße stattfindenden wirtschaftlichen Erschließung weiter Gebiete; jede Art der Faunenfälschung, Übertragung von Tierkrankheiten, Bekämpfung von Pflanzenschädlingen mit Hilfe toxischer Chemikalien usw. Diesen Faktoren ist große Bedeutung beizumessen, da ihre Wirkung durch die bestehende Gesetzgebung im allgemeinen nicht oder nur teilweise positiv beeinflusst wird. Zwangsläufig erfordern die überall auf der Welt zu beobachtenden Bevölkerungszunahmen Maßnahmen, die die Existenz des Menschen sichern helfen. Dazu gehören Intensivierung von Tier- und Pflanzenproduktion in der Landwirtschaft und Vergrößerung der landwirtschaftlichen Anbauflächen durch Trockenlegung von Sümpfen und Mooren, Flußregulierungen, Eindeichung von Watten, Rodung von Wäldern zur Gewinnung von Acker- und Weideland, Bewässerung von Trockengebieten (Steppen, Wüsten usw.). Der Aufbau neuer Industriebetriebe, die Neuanlage menschlicher Siedlungen oder das Entstehen neuer

Stratte ist an Baugrund gebunden, dessen Bedarf letztlich nur durch entsprechende Landschaftsumgestaltungen gedeckt werden kann; entweder durch die unterschiedlichen Formen direkter Neulandgewinnung oder durch Inanspruchnahme mehr oder weniger intensiv landwirtschaftlich genutzter Flächen. Diese Veränderungen sind wirtschaftlich notwendig und unumgänglich, führen jedoch allgemein zur Vernichtung oder Reduzierung der Lebensräume von Tieren und Pflanzen.

Die Durchführung derartiger wirtschaftlicher Maßnahmen sollte dennoch in jedem Falle erst nach gründlicher Analyse der wirtschaftlich-technischen und biologischen Gegebenheiten erfolgen. Nur dort, wo das natürliche biologische Gleichgewicht unter Mißachtung der bestehenden Wechselbeziehungen empfindlich gestört wurde, verschwanden Arten oder Unterarten für immer. Von der Ausrottung sind dabei Formen mit Gesamtpopulationsstarken unter 1000 Individuen bzw. solche mit begrenztem Verbreitungsgebiet besonders bedroht. Hierzu gehören ausnahmslos alle Inselformen.

Die Ergebnisse vorliegender biogeographischer Untersuchungen [144, 290] weisen aus, daß die Aussterbewahrscheinlichkeit bei Inselformen umgekehrt proportional der Populationsstarke und der Landfläche (besser: Habitatfläche) der Insel ist. Unter den 127 seit dem Jahr 1800 ausgestorbenen Formen befinden sich dagegen bezeichnenderweise lediglich 11 Formen aus kontinentalen Verbreitungsgebieten.

Außer durch Landschaftsumgestaltungen ist die Existenz einer Reihe endemischer Vogelarten in starkem Maße durch Faunenfalschung bedroht. Unter Faunenfalschung wird allgemein jede Form direkter oder indirekter Einführung und Einbürgerung fremder Faunenelemente verstanden. Dazu gehören z.B. die Einbürgerung von Haustieren (Ziegen, Schafe, Rinder, Hunde, Katzen usw.) oder Wildtieren, einschließlich tierischer Schädlinge (vor allem Ratten und Raubsäuger), die ursprünglich in den betrachteten Gebieten nicht heimisch waren.

Durch Faunenfalschung besonders gefährdet sind wiederum Inselformen, deren Fortexistenz nahezu ausschließlich davon abhängen wird, inwieweit im Laufe der kommenden Jahre Veränderungen der Ursprünglichkeit ihres Lebensraumes und das Wirken von außen herangetragenem negativerer Faktoren vermieden bzw. auf ein weniger kritisches Maß beschränkt werden können.

Für viele ausgestorbene Inselformen wird Faunenfalschung als primäre Ursache des Aussterbens und der Ausrottung angesehen.

Die hohe Wahrscheinlichkeit der Annahme kann dabei nicht geleugnet werden; dennoch muß verwundern, daß auf den betreffenden Inseln verwandte Formen überlebten, die doch offenbar den gleichen Verfolgungen ausgesetzt waren. Diese Tatsache weist auf das Wirken uns zunächst unbekannter Faktoren (siehe jedoch die von der Biogeographie berücksichtigten Einflußgrößen) hin, zumal die Angaben in der Originalliteratur über den zeitlichen Verlauf des Bestandsruckganges bis zum endgültigen Aussterben der betreffenden Form und über die Ursachen, die dazu geführt haben, in der Mehrzahl der Fälle für definitive Aussagen nicht ausreichend sein dürften.

Die Rekonstruktion des Ausrottungsprozesses wird, bedingt durch das Fehlen entsprechender Literaturangaben, in einer Reihe von Fällen über die Angabe von Vermutungen nicht hinauskommen (können); jedoch sollten diese klar als solche deklariert werden, um fruchtlosen Spekulationen vorzubeugen.

Der negative Einfluß der Einführung fremder Vogelarten (so sie nicht Überträger von Vogelkrankheiten waren) auf die Fortexistenz von Inselformen ist in der Vergangenheit oft überbewertet worden. Aus den Ergebnissen der Analysen von Faktoren, die die Siedlungsdichte einzelner Arten bei Inselfaunen beeinflussen, mußte der Schluß gezogen werden [175], daß Inselfaunen als fest integrierte Gemeinschaften anzusehen sind, deren Zusammensetzung sich Einwanderungen (folglich auch Einführungen) anderer Arten auf eine komplexe Art und Weise widersetzt (konkurrierender Ausschluß).

Ein großer Teil der Inselarten besitzt ein weites ökologisches Spektrum (Habitat-generalisten) im Gegensatz zu der bei kontinentalen Arten anzutreffenden und im allgemeinen ausgeprägten Habitatspezialisierung. Letztere führt bei Einwanderungen oder Einführungen dazu, daß die spezialisierten kontinentalen Arten den weniger spezialisierten endemischen Inselformen unterlegen sind und keine freien ökologischen Nischen vorfinden. So haben Siedlungsdichteuntersuchungen auf dem neuseeländischen Festland sowie auf den Neuseeland unmittelbar vorgelagerten Inseln ergeben, daß exotische Vogelarten nur dort in die endemischen Wälder einzudringen vermochten, wo deren ursprüngliche Struktur durch Rodungen und Beweidung stark verändert worden war bzw. wo Raubsäuger und andere importierte tierische Feinde den Bestand der waldbewohnenden endemischen Formen reduziert hatten[70].

Neben den üblichen Folgeerscheinungen der Faunenfälschung, wie Zerstörung der Vegetation, direkte Verfolgung endemischer Arten durch eingeschleppte tierische Feinde, besteht die zusätzliche Gefahr der Einschleppung von Tierparasiten und -krankheiten, die durchaus zur letzten Ursache des Verschwindens zahlenmäßig kleiner Populationen werden können.

Vorstufe der direkten oder indirekten Ausrottung und des Aussterbens allgemein ist die Unterschreitung einer für die Existenz der Art erforderlichen Mindestpopulationsstärke durch die Wirkung eines oder mehrerer der angeführten Faktoren (s. a. [106]). Die Größe dieses Mindestwertes ist im allgemeinen unbekannt, kann in günstigen Fällen jedoch mathematisch näherungsweise bestimmt werden. Im allgemeinen werden, wie bereits erwähnt, Populationen unter 1000 Individuen als besonders bedroht angesehen. Das sind wiederum überwiegend Inselpopulationen, deren zahlenmäßiger Bestand selbst unter günstigen Umweltbedingungen bei der zumeist geringen Fläche des Verbreitungsgebietes ebenfalls gering ist.

Seit etwa 40 Jahren kommt es in der Landwirtschaft und bei der vorbeugenden Seuchenbekämpfung in zunehmendem Maße zur Anwendung toxischer Chemikalien. Die überwiegende Zahl dieser, je nach Verwendungszweck und spezifischer Wirkung als Insektizide, Fungizide, Herbizide, Rodentizide usw. bezeichneten Verbindungen, übt auf Warmblüter unmittelbar eine mehr oder weniger starke toxische Wirkung aus und scheint darüber hinaus in Einzelfällen auch zu genetischen Schäden zu führen. Hinreichend belegt ist beispielsweise für viele Vogelarten (z. B. Greifvögel) der ursächliche Zusammenhang zwischen der Aufnahme halogenierte Kohlenwasserstoffe enthaltender Nahrung und Speicherung dieser Verbindungen im Vogelkörper einerseits und der verminderten Eischalendicke und erhöhten Embryonensterblichkeit andererseits.

Über die Problematik der Anwendung von Pestiziden und über die sich daraus ergebende Faunengefährdung existiert ein umfangreiches internationales Schrifttum, das im Rahmen dieser Schrift aber nicht ausgewertet werden soll.

Weitere Möglichkeiten zur Reduzierung des Bestandes auf eine kritische Größe bzw. zur indirekten Ausrottung sind u. a. durch die Ölpest oder durch militärische Aktionen, einschließlich Kernwaffentests, gegeben.

Die Unterzeichnung des Moskauer Vertrages vom 5. August 1963 über das Verbot der Kernwaffenversuche in der Atmosphäre, im Kosmos und unter Wasser sowie die Unterzeichnung des Atomsperrvertrages durch eine große Zahl von Staaten waren erste wirkungsvolle Schritte auf dem einzig möglichen Weg international verbindlicher Abkommen über Rüstungsbeschränkungen, insbesondere um die Gefahr kriegsgerischer atomarer Konflikte und deren furchtbare Folgeerscheinungen von der Menschheit und der gesamten belebten Natur abwenden zu können.

1.3. Genetische Effekte

Bei der Aufzählung der Faktoren, die zur Ausrottung bzw. zum Aussterben von Vögeln führen können, ist das Wirken genetischer Effekte bisher nicht berücksichtigt worden. Bei Inselpopulationen mit relativ geringer Individuenzahl muß der Einfluß solcher genetischer Effekte besonders deutlich in Erscheinung treten.

Nach der Evolutionstheorie ist die Entstehung und das Aussterben von Arten ein Prozeß, dessen Umfang um so größer ist, je stärker die Umwelt bestimmten Veränderungen unterworfen ist. Die hohe Aussterberate endemischer Inselformen läßt nach Mayr [185] die Ursache in der schon durch geringe Umweltveränderungen bzw. -bedingungen hervorgerufenen Störung einheitlicher genetischer Anlagen vermuten.

Von einigem Interesse ist in dieser Beziehung die Wirkung der genetischen Drift (Sewall-Wright-Effekt), unter der im allgemeinen gerichtete oder ungerichtete Veränderungen in der Gen- bzw. Allelenhäufigkeit einer Population verstanden werden. Durch ungerichtete, d. h. zufällige Veränderungen der Allelenhäufigkeit einer Population kann die Häufigkeit eines Allels in verschiedenen Generationen erhöht oder herabgesetzt werden bzw. unbeeinflusst bleiben. Während in großen Populationen die Wirkung dieses ungerichteten Prozesses in aufeinanderfolgenden Generationen oder in verschiedenen Teilpopulationen kompensiert wird, können in kleinen Populationen, die durch Isolationsmechanismen in eine Reihe von Untergruppen zerfallen, relativ schnell stabilisierte Genkombinationen und damit auch evtl. neue systematische Einheiten entstehen [249]. Ist eine Population z. B. durch unmittelbare oder mittelbare menschliche Einflußnahme so reduziert, daß die Zahl der sich effektiv paarenden Individuen eine Reihe von Generationen klein bleibt, so beeinflussen statistische Veränderungen die Häufigkeit verschiedener Gene. In einem solchen Fall kann die genetische Drift schließlich durch das Entstehen neuer Qualitätsmerkmale bei Fehlen entsprechender Kompensationsmöglichkeiten zum Verschwinden der Stammform führen [173].

2. Zur Geographie des Aussterbens

Die 135 seit 1600 ausgestorbenen Vogelformen verteilen sich erwartungsgemäß nicht gleichmäßig auf die zoogeographischen Faunengebiete der Erde – vgl. Tabelle 2. Isolierte Inseln oder Inselgruppen im Atlantischen und Stillen Ozean sind hierbei

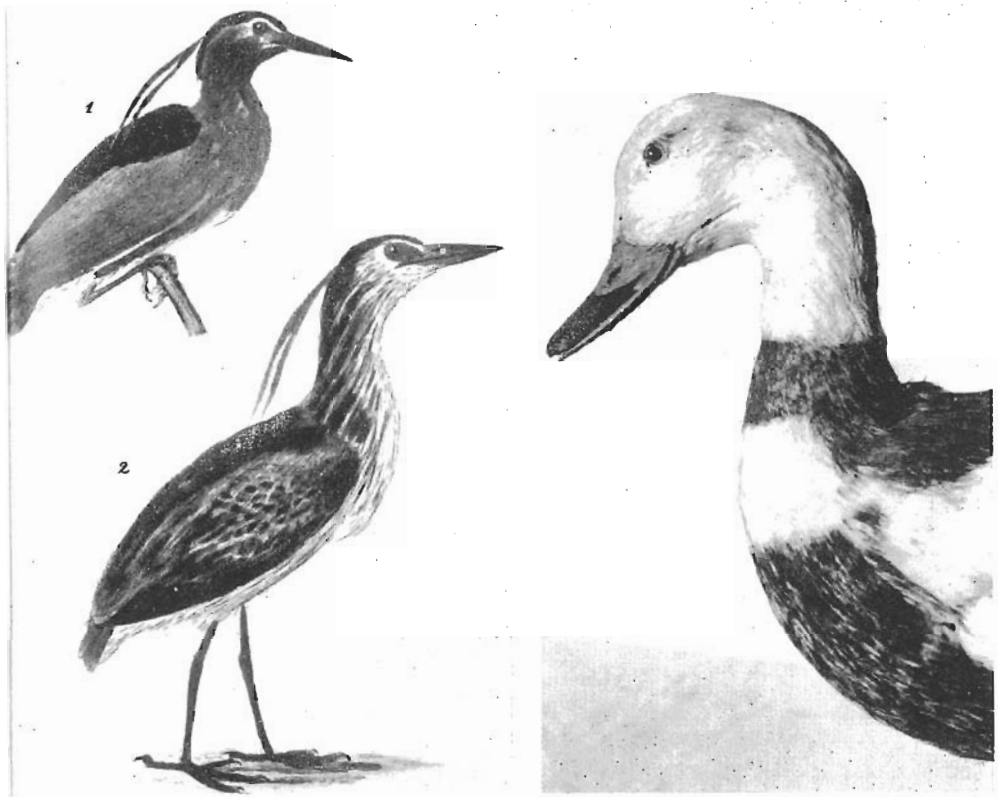
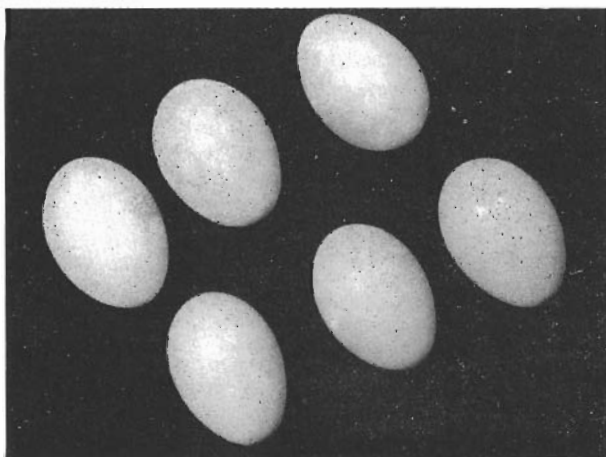


Abb. 1. *Nycticorax caledonicus crassirostris* (Fig. 2). Aus v. Kittlitz [151]. Tafel 35; Fig. 1 *N. nycticorax* aus Chile

Abb. 2. Labradorente, ♂ aus dem Museum Heinecanum Halberstadt. Aufn. Verfasser

Abb. 3. Eier der Labradorente. Staatliches Museum für Tierkunde Dresden. Aufn. Verfasser



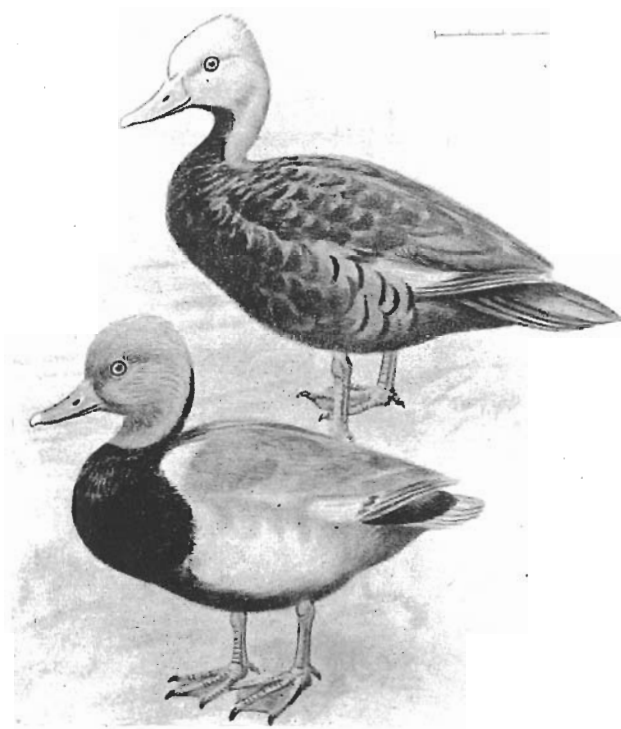
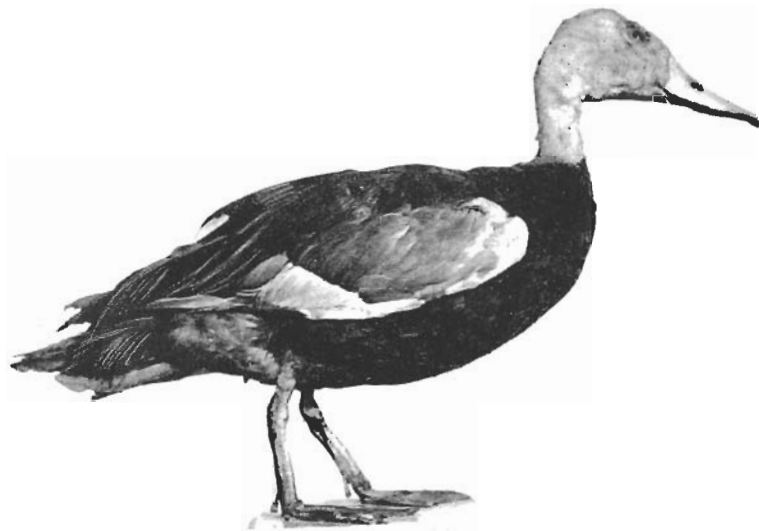


Abb. 4. Abbildungen von
Rosenkopffente (♂) und
Kolbenente (♀) in einem
Merkblatt der Bombay Natu-
ral History Society zur Unter-
stützung der Suchaktionen
1950-1960 (Reproduktion)

Abb. 5. Rosenkopffente,
♂ aus dem Staatlichen Mu-
seum für Tierkunde Dresden
Aufn. Verfasser



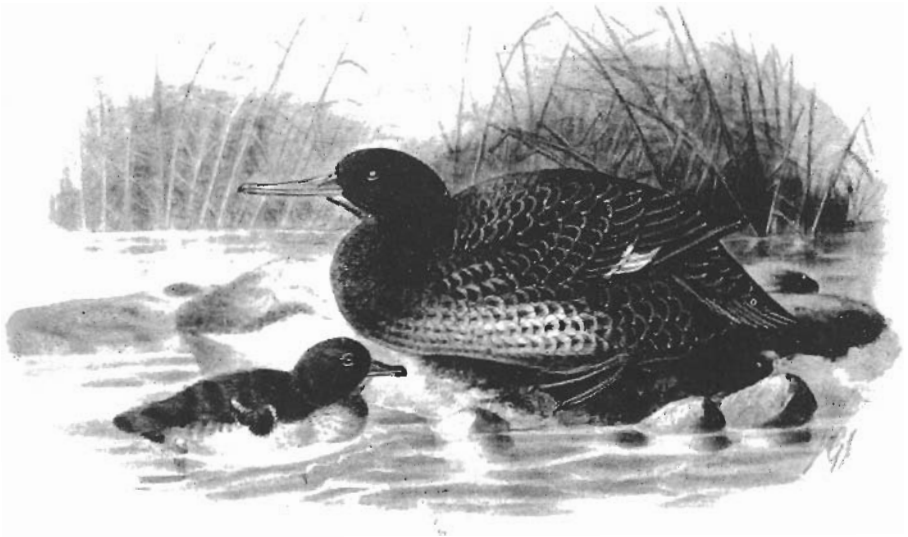


Abb. 6. Aucklandsäger. Aus Buller [55]

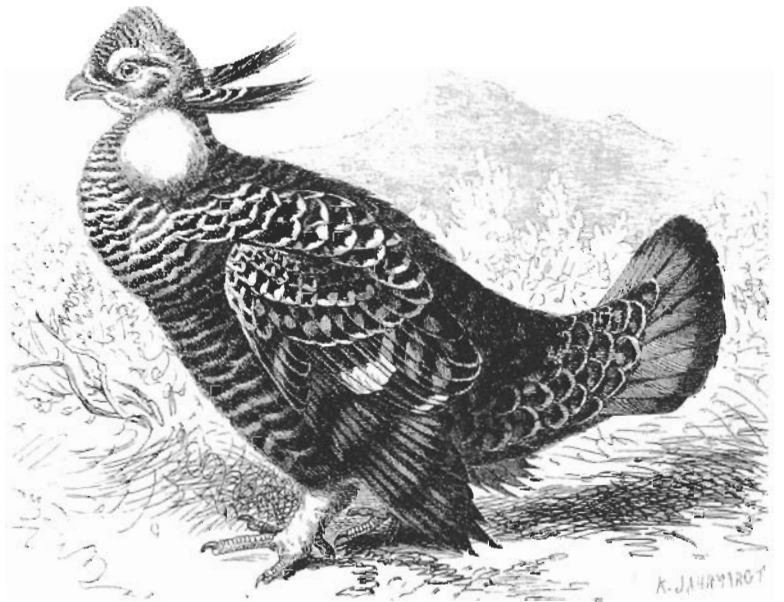


Abb. 7. Prärichuhn. Aus Brehm [45]

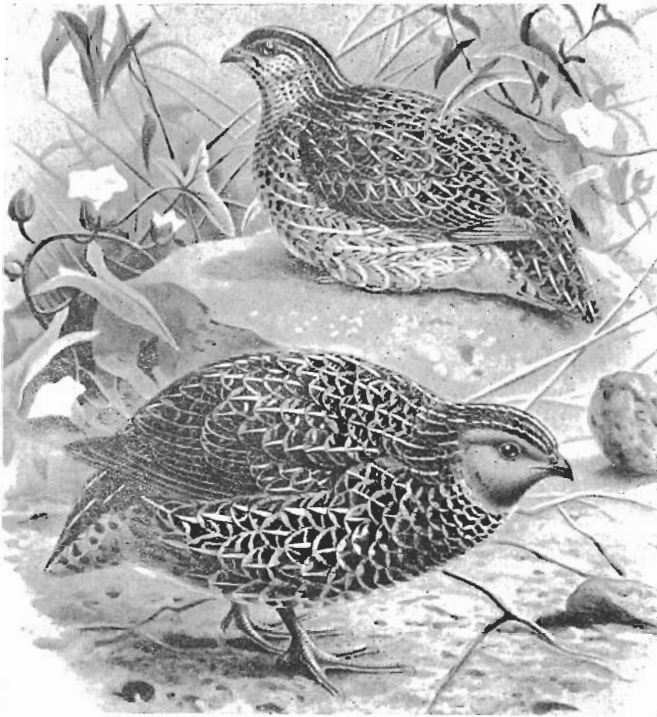


Abb. 8. Neuseelandwachtel,
Coturnix novae-zelandiae. Aus
Buller [54]

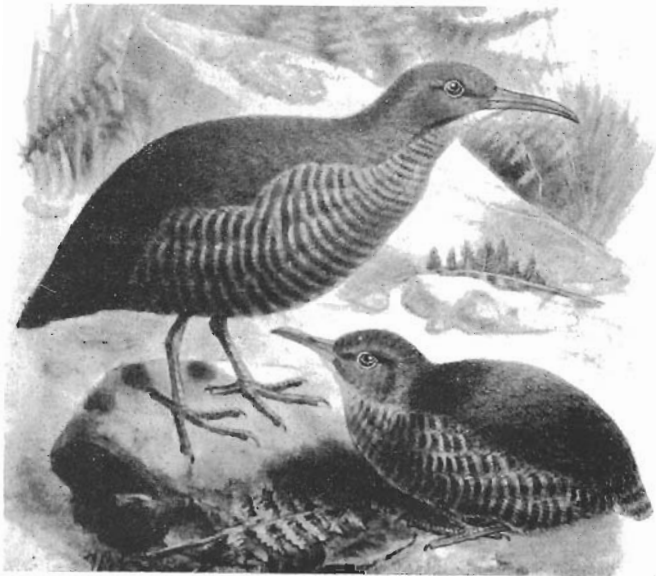


Abb. 9. Chathamralle,
Gallirallus modestus. Aus
Buller [55]

Abb. 10. Hawaiirollen. Links:
Porzana millsii (Dole), rechts:
P. sandwichensis (Gmelin).
 Aus Rothschild [252]

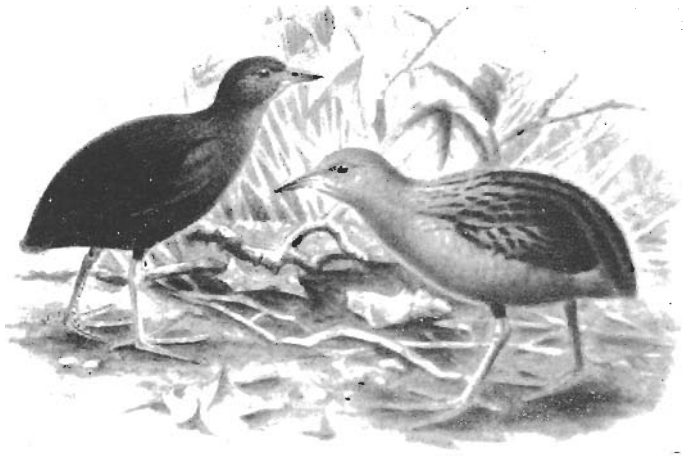
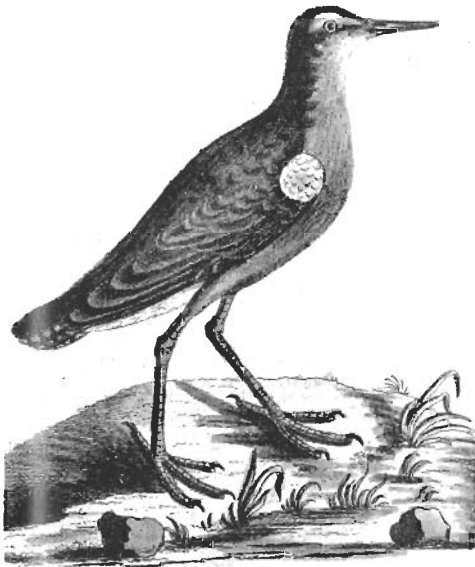


Abb. 11. Gesellschaftsläufer,
Prosobonia leucoptera.
 Aus Bechstein [24]

Abb. 12. Gesellschaftsläufer,
Prosobonia leucoptera. Rijks-
 museum van Natuurlijke
 Historie Leiden. Aufn. G. F.
 Mees



Der weißflügeliche Strandläufer.



Abb. 13. Riesenalk, *Alca impennis*. Links: Sommerkleid, rechts: Winterkleid. Aus Naumann [206]



Abb. 14. Riesenalk im Brutkleid, aus der Sektion Biowissenschaften der Karl-Marx-Universität Leipzig. Aufn. Verfasser

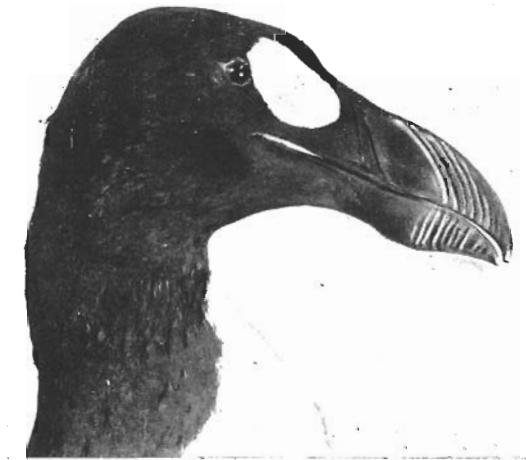


Abb. 15. Kopfstudie des Riesenalk. Aufn. Verfasser