

Untersuchungen zur Raumnutzung und zur Brutbiologie des Mäusebussards (*Buteo buteo*) im Westen Schleswig-Holsteins

U. Hohmann

HOHMANN, U. (1995): Untersuchungen zur Raumnutzung und zur Brutbiologie des Mäusebussards (*Buteo buteo*) im Westen Schleswig-Holsteins. Corax 16: 94-104

Der Mäusebussardbestand hat seit der 1970 erlassenen Jagdverschonung lokal zugenommen. Um das Ausmaß der Bestandszunahme festzustellen, wurde 1990 und 1991 eine Paarkartierung auf 240 km² im Westen Schleswig-Holsteins durchgeführt. Für genauere Hinweise zur Raumnutzung einzelner Individuen wurden zusätzlich 42 Bussarde mit Sichtmarken oder Radiosendern markiert und teilweise über 10 Monate beobachtet.

Dem Nahrungsangebot entsprechend brüteten 1990 38 und 1991 30 Brutpaare/100 km². Der Anteil der nichtbrütenden Paare schwankte zwischen 10 % und 36 %. Die Gesamtpaardichte blieb mit 42 bzw. 47 Paaren/100 km² relativ stabil. Diese hohen Bussarddichten wurden auch in völlig waldfreien Gebieten ermittelt.

Die Reproduktivität der Brutpaare betrug 1990 1,79 und 1991 0,66 Junge/BP. 1990 wurden nahezu ausschließlich Feldmäuse und 1991 weitgehend junge Hasen, junge Kaninchen, Maulwürfe und Vögel als Horstbeute nachgewiesen.

Mit Hilfe der Markierungen ließen sich verpaarte, unverpaarte, sowie durchziehende Bussarde unterscheiden. Verpaarte territoriale Tiere nutzten walddnahe Flächen von über 100 ha Größe. Unverpaarte territoriale Bussarde beflogen ähnlich große Flächen. Unverpaarte nicht-territoriale Bussarde nutzten Flächen von bis zu 1000 ha.

Eine Totalerfassung zwischen Juli und November 1991 auf 1000 ha ergab, daß von durchschnittlich 16,1 Bussarden 10,7 verpaart, 2,8 unverpaart und 2,6 durchziehende Bussarde waren.

Ursachen für den Bestandsverlauf, Zusammenhänge von Siedlungsdichte, Raumnutzung und die gemessene Reproduktivität werden diskutiert.

Dipl.-Biol. Ulf Hohmann, Schloßweg 1, 37194 Bodenfelde

1. Einleitung

Der Mäusebussard (*Buteo buteo*) ist in Europa der bei weitem häufigste Greifvogel (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1989). In Schleswig-Holstein schätzen BUSCHE (1989) sowie LOOFT & BUSCHE (1990) den Brutbestand für die 70er Jahre auf 2600 ± 1000 Paare.

Ab 1970 erhielt der Mäusebussard eine ganzjährige Schonzeit. BUSCHE (1977) und DÜRNBERG & RADDATZ (1993) wiesen darauf hin, daß der Bestand seit dieser Zeit wieder zugenommen hat. In Jägerkreisen war man sogar besorgt über eine drohenden „Übervermehrung“ dieses Greifvogels (z.B. SPITTLER 1993).

In meiner Feldstudie sollte insbesondere der Frage nachgegangen werden, ob und wie sich die erhöhte Bestandsdichte auf die Raumnutzung und Nistplatzwahl von Mäusebussarden auswirkt. Darüber hinaus sollte die räumliche Verteilung aller Alters- und Statusgruppen und nicht bloß der Brutpaare erfaßt werden, um Hinweise zu in-

traspezifischen Regulationsprinzipien zu erhalten. Letzteres ist für eine korrekte Beurteilung von Vogelpopulationen unerlässlich.

2. Material und Methoden

2.1 Untersuchungsgebiet

Das Untersuchungsgebiet im Nordwesten Schleswig-Holsteins (54°22'N 9°19'E) umfaßt Teile der Eider-Treene-Sorge-Niederung, eingelagerte Altmoränenzüge (sog. Holme, ca. 15 % der Untersuchungsfläche) und die im Nordosten angrenzenden flachen Bereiche der Sandergeest (ca. 20 % der Untersuchungsfläche, siehe auch SCHOTT 1956).

Siedlungen und Ackerbau beschränken sich auf Holme und Sandergeest. Bis vor wenigen Jahrhunderten fanden sich dort auch ausgedehnte Laubmischwälder, die heute nur noch 5 % der Gesamtfläche einnehmen. Größere Einzelbäume finden sich dagegen noch im stellenweise sehr dichten Wallheckennetz.

Die Niederung wird weitgehend als Grünland genutzt. Zwischen den flächenmäßig dominierenden Niedermoorflächen sind Hochmoorkerne eingestreut, die aufgrund gezielter Entwässerung verbuschen und fleckenartig mit Moorbirken und Gagelsträuchern (*Betula pubescens*, *Myrica gale*) oder angepflanzten Fichtengruppen (*Picea spec.*) bestockt sind. Entlang der Wege und Flußarme stehen häufig Pappel- (*Populus spec.*) und Erlenreihen (*Alnus spec.*).

2.2 Methoden

Auf der oben beschriebenen 240 km² großen Fläche um Bergenhusen wurden 1990 und 1991 alle anwesenden Mäusebussardpaare kartiert. Diese Erfassung bestand im wesentlichen aus mehrmaligen Kontrollen der prospektiven Brutgebiete, gemäß der zuletzt von KOSTRZEWA (1985) zusammengefaßten Methode. Darüber hinaus wurden ab Anfang Mai die Größe der Vollgelege von

über 50 % aller Paare ermittelt und sämtliche Nestlinge ab der zweiten Lebenswoche beringt. Ferner sind auf der Horstplattform gefundene Beutereste bestimmt worden.

Die weitere Auswertung der Horstkartierung nach dem Nearest-Neighbor-Distance-Test (NND-Test) von CLARK & EVANS (1954) erlaubte statistische Aussagen über die Verteilung der Horststandorte zueinander.

Von 42 gefangenen Mäusebussarden erhielten 21 der Tiere Flügelmarken, fünf Sender, vier Sender und Flügelmarken, acht Schwanzmarken, ein Mäusebussard Sender und Schwanzmarke, und drei wurden nicht markiert.

Die Befestigung der Flügelmarken erfolgte im Patagium (Flughaut) (BUB 1980). Die Schwanzmarken wurden wie die Sender auf eine mittlere Stoßfeder aufgeklebt (HOHMANN 1992). Es ist ein Vorteil der Schwanzmarken, daß sie mit der Mau-

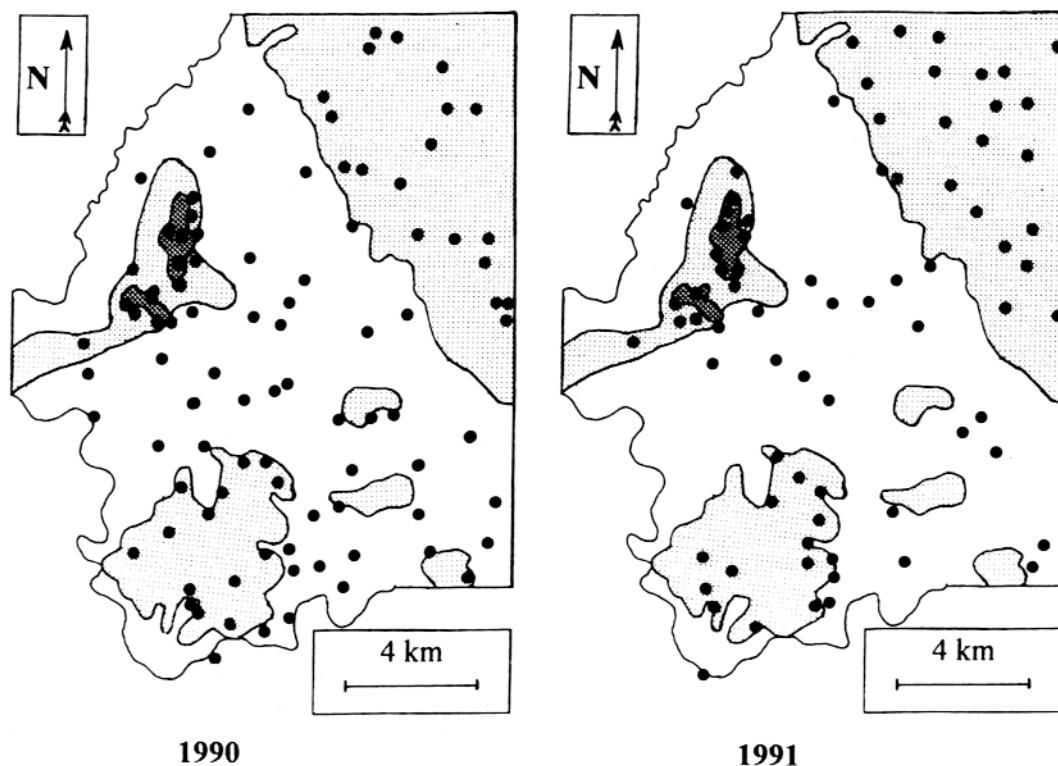


Abb. 1: Verteilung der Horste brütender Mäusebussarde 1990 und 1991

Fig. 1: Distribution of nests of breeding Common Buzzards in 1990 and 1991

weiß / white: Niederung / lowland; grau / grey: Holm oder Sandergeest / sandy upland areas; dunkelgrau / dark grey: Wald / woodland; schwarze Punkte / black dots: Horste / nests

Tab. 1.: Brutbiologische Eckwerte des Mäusebussards in der Eider-Treene-Sorge-Niederung. Dichteangaben beziehen sich auf 100 km². BP: Brutpaar

Table 1: Basic data on the breeding biology of the Common Buzzard in the Eider-Treene-Sorge-lowland. Densities refer to 100 km². BP: breeding pair

Jahr / year	1990	1991
Paardichte / pair density	42 (n = 101)	47 (n = 113)
BP-dichte / BP-density	38 (n = 91)	30 (n = 73)
BP-Dichte Holm bzw. Sandergeest / BP-density sandy upland areas	64 (n = 58)	60 (n = 54)
BP-Dichte Niederung / BP-density lowlands	22 (n = 33)	11 (n = 16)
Gelegegröße / clutch size	2,8 (n = 71, SD = 0,75)	2,03 (n = 33, SD = 0,64)
Bruterfolg der erfolgreichen Paare / breeding success of successful pairs	2,42 (n = 77, SD = 0,83, Zählalter	1,53 (n = 58, SD = 0,60, Zählalter der Küken $\bar{x} \approx 27$ Tage)
der Küken $\bar{x} \approx 23$ Tage)		
Bruterfolg aller BP / breeding success of all BP	1,79	0,66

Tab. 2.: Aktionsraumgrößen von fünf markierten Paaren (kP: konvexes Polygon, Rs: Rastersumme)

Table 2: Home range sizes of five marked pairs (kP: convex polygon, Rs: addition of grid-cells)

Paar	Status 1991	Geschlecht	Aktionsraum [ha]		Beobachtungs- zeitraum	Anzahl Beobachtungen
pair	status 1991	sex	home range [ha]		time of observation	numbers of observations
			kP-Fläche	Rs-Fläche		
1	Brutpaar breeding pair	? /	58 84	72 82	12.2.91 - 21.11.91 16.2.91 - 28.11.91	88 72
2	Nichtbrutpaar nonbreeding pair	? /	109 115	69 106	16.7.91 - 11.1.92 22.7.91 - 5.2.92	39 68
3	Brutpaar breeding pair	? /	123 110	89 94	20.6.91 - 1.12.91 18.6.91 - 1.12.91	66 66
4	Brutpaar breeding pair	? /	249 166	119 103	24.3.91 - 5.2.92 29.3.91 - 10.12.91	58 103
5	Nichtbrutpaar nonbreeding pair	? /	272 —	133 —	3.4.91 - 5.2.92 —	62 —

ser spätestens nach einem Jahr verloren gehen. Die Sender (Hersteller: Gesellschaft für Telemetriesysteme, Kiel) wogen 12 g, hatten eine Reichweite von ca. 5 km und eine Lebensdauer von 6-9 Monaten.

Das Auffinden und Beobachten aller markierten Vögel gestaltete sich im offenen Gelände problemlos. Hingegen konnten im Wald nur Vögel mit Sendern verfolgt werden.

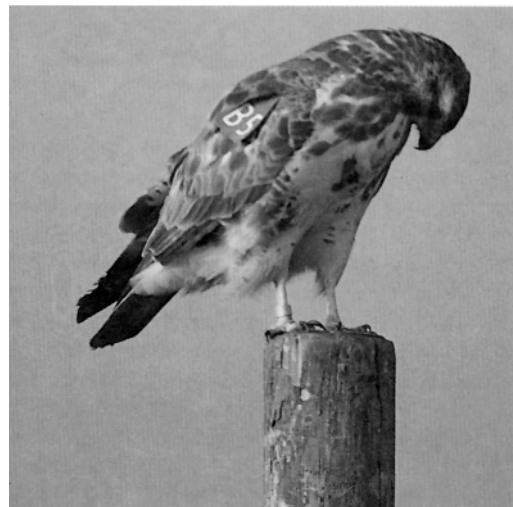
Die Positionen der markierten Bussarde wurden mit Hilfe einer Rasterkartierung festgehalten. Hierzu wurde das Untersuchungsgebiet in 125 m-Rasterquadrate eingeteilt. Jeder Aufenthaltsort eines Bussards wurde dann einem Rasterquadrat zugeordnet, d.h. mit einer Genauigkeit von 125 m x 125 m = 1/64 km².

Die computergestützte Auswertung der Lokalisationen erlaubte Aussagen zur Größe der Auf-

enthaltensgebiete, wobei konvexe Polygone (lineare Verbindung der äußersten Lokalisationen zu einem Vieleck, im folgenden Text kurz kP-Fläche) oder Rastersummenflächen (Flächen-summe aller Raster, in denen der Bussard registriert wurde, kurz Rs-Fläche) Anwendung fanden (siehe ANDERSON 1982, DONCASTER 1990, EXO 1987, HOHMANN 1992, MARQUISS & NEWTON 1981, VAN WINKLE 1975).

Auf einer freien Fläche von ca. 1000 ha (östlich von Bergenhusen) waren mir nach den ersten Beobachtungsmonaten alle ansässigen Bussarde individuell bekannt. Um die Zahl durchziehender Bussarde mit der Anzahl der ansässigen Tiere in diesem Gebiet vergleichen zu können, wurden von Juli bis November 1991 an insgesamt 10 Tagen, nach der Methode der Linientaxierung, Zählungen durchgeführt und jeder gesichtete Bussard einer Statusgruppe zugeordnet: 1. Bekannt bzw. ansässig oder 2. Nicht bekannt bzw. Durchzügler. Ansässige Bussarde konnten aufgrund der genauen Kenntnis des lokalen Bestandes dann in verpaart oder unverpaart weiter unterschieden werden.

Der Wühlmausbesatz wurde indirekt zunächst über das konventionelle Verfahren durch Analy-



Mäusebussard mit Flügelmarke
Wing-tagged Common Buzzard

Foto: Hohmann

sen von Schleiereulen (*Tyto alba*)- und Waldohreulengewöllen (*Asio otus*) abgeschätzt. Die Schleiereulenbrutdaten aus den Kontrollen der Nisthilfen im Untersuchungsgebiet, die mir der „Landesverband Eulenschutz in Schleswig-Hol-

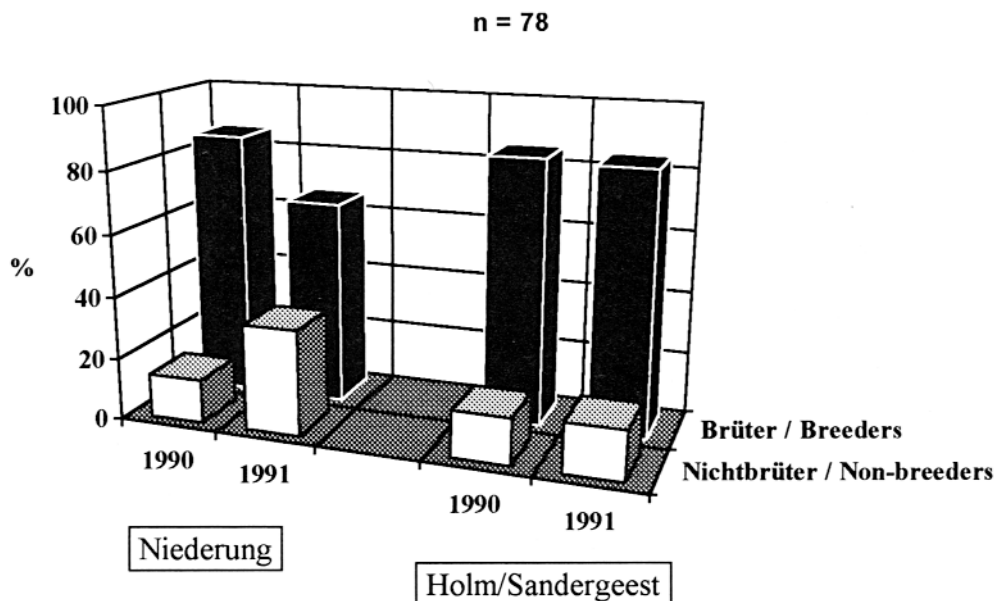


Abb. 2: Verhältnis von brütenden zu nicht brütenden Paaren in den Jahren 1990 und 1991 in den Großhabitaten Niederung und Holm bzw. Sandergeest

Fig. 2: Relation of breeding to non-breeding pairs in the major habitat types lowlands and sandy uplands for the years 1990 and 1991

stein e.V.“ zur Verfügung stellte, halfen zusätzlich bei der Beurteilung des Nahrungsangebotes.

3. Ergebnisse

3.1 Brutbestand, Nahrung, Reproduktion

Die beiden Kartierungsjahre 1990 und 1991 unterschieden sich hinsichtlich des Nahrungsangebotes durch zunächst einen sehr hohen (Gradationsjahr) und danach einen sehr niedrigen (Latenzjahr) Feldmausbesatz der Grünlandflächen (HOHMANN 1992, LUGERT et al. 1994).

Mit 101 bzw. 113 ermittelten Paaren ergab sich für 1990 eine Dichte von 42 Paaren/100 km² und für 1991 von 47 Paaren/100 km² (Tab. 1 und Abb. 1). Im Feldmaus-Gradationsjahr 1990 brüteten von den 101 Paaren 91. Das ergibt eine Brutpaardichte von 38 BP/100 km². Der Gesamtbruterfolg lag bei 1,79 Jungen/Brutpaar. Die Feldmaus war das häufigste Beutetier. In 66 von 77 Horsten fanden sich ausschließlich Feldmäuse, welches nach einer groben Schätzung einem Beutegewichtsanteil von ca. 70 % entspricht (siehe hierzu MEBS 1964 b).

Im Brutjahr 1991, nach dem Zusammenbruch der Feldmauspopulation im Herbst 1990, brüteten von 113 gezählten Paaren nur noch 73, das sind 30 BP/100 km². Der Rückgang der Brutpaardichte war jedoch regional sehr unterschiedlich. Sie sank in der Niederung um 50 %, aber nur um wenige Prozentpunkte auf den höher gelegenen Holm- und Sandergeestflächen. Insgesamt schritten gegenüber 1990 20 % weniger Bussarde zur Brut. Der Gesamtbruterfolg sank 1991 auf 0,66 Junge/Brutpaar. Hauptfaktoren waren signifikant kleinere Gelege (Student-Test, $p < 0,05$) und eine höhere Nestmortalität. Nach den aus 128 auf

den Horsten gefundenen Beuteresten rekonstruierten Gewichtsanteilen bestand die Beute nur noch zu 1,4 % aus Feldmäusen und zu 29 % aus Junghasen (*Lepus europaeus*), zu 18 % aus Jungkaninchen (*Oryctolagus cuniculus*), zu 16 % aus Maulwürfen (*Talpa europaea*) und zu 23 % aus Vögeln wie juv. Staren (*Sturnus vulgaris*), Anatiden und Phasianiden.

1990 schritten bereits 10 Paare trotz des noch reichen Feldmausangebotes nicht zur Brut. 1991 waren es insgesamt 40 Paare, die nicht brüteten (s.o.). Ihr Anteil stieg auf den Holmen und der Sandergeest auf 16 % bzw. in der Niederung auf 34 % aller Paare (Abb. 2).

In Abhängigkeit vom besiedelten Landschaftstyp ergaben sich (über beide Jahre ähnliche) Unterschiede in der Wahl der Nistplätze. Auf Holmen, die noch Laubmischwaldbestände aufwiesen, lagen die Horste mehrheitlich im Wald. Auf waldfreien Holmen wählten die Bussarde große Einzelbäume in den Knicks. Auf der weitgehend waldfreien Sandergeest dominierten kleine Fichtenstangenhölzer als Brutplätze. In der Niederung wurden je nach Angebot entweder Baumreihen, Birkengehölze oder Fichtengruppen zur Horstanlage genutzt.

Im Wald waren die Horste auffällig dicht benachbart ($\bar{x} = 348$ m, min: 75 m, max: 650 m, SD: 156,6, $n = 24$). Einhergehend mit der Tatsache, daß die direkte Waldumgebung dann oft dünner besiedelt war, streuten die Maße der Horstabstände im und um den Wald sehr stark (NND-Test, $R = 0,91$, $c = 0,97$, $n = 33$, $p > 0,25$). In der waldfreien Landschaft waren die Horstabstände in der Regel größer ($\bar{x} = 798$ m, min: 200 m, max: 2000 m, SD: 309,8,

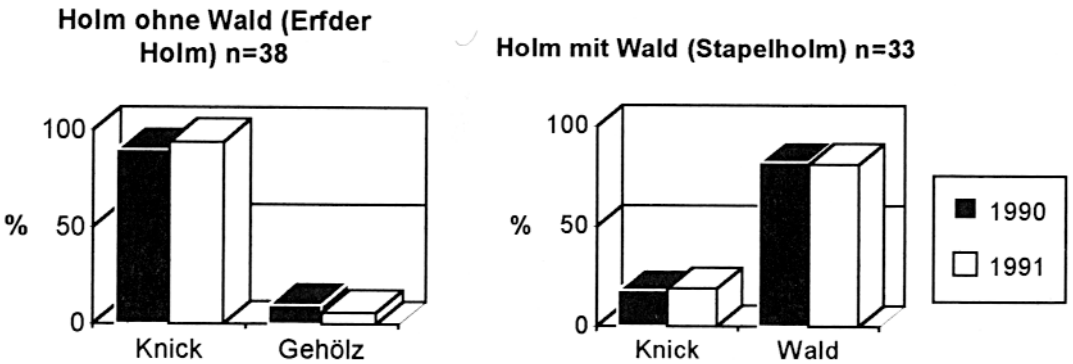


Abb. 3: Beim Fehlen von Waldbruthabitaten wurden verstärkt einzelne Bäume in Knicks zur Anlage der Horste genutzt.

Fig. 3: If woodland breeding habitat was lacking Common Buzzards used isolated trees in hedgerows for nesting.

n = 54), und es konnte eine signifikant regelmäßige Verteilung der Horste nachgewiesen werden (NND-Test, $R = 1,24$, $c = 3,37$, $n = 54$, $p < 0,01$).

3.2 Rasterkartierung markierter Bussarde

Von 42 markierten Bussarden waren 25 verpaart, 7 unverpaart und 5 Jungvögel des Jahres. Fünf markierte Bussarde werden hier nicht weiter berücksichtigt. Ihr Status bleibt ungewiß, da sie unmittelbar nach der Freilassung das Gebiet verließen oder nur selten wieder beobachtet werden konnten. Neun unmarkierte Bussarde konnten anhand ihrer eigentümlichen Gefiederfärbung (oder Stimme) erkannt werden. Von 15 markierten Tieren gelangen jeweils mindestens 30 Lokalisationen, so daß die Beobachtungsdaten quantitative Aussagen ermöglichten.

Die Beobachtungen markierter Bussarde ergaben:

1. An 11 bereits 1990 bekannten Brutplätzen konnte bis zur nächsten Brutsaison (Schwerpunkt Februar 1991) mindestens ein Bussard ($n = 16$) gefangen und markiert werden. Mit Hilfe der Markierungen konnte nachgewiesen werden, daß alle diese gefangenen Bussarde verpaart waren und die unmittelbare Umgebung des Fangortes zusammen mit einem Partner auch im Winter nicht verließen. Vier dieser „markierten Paare“ schritten 1991 nicht zur Brut; auch dann verließen sie das Gebiet nicht. Selbst bei einer Nachkontrolle der Flächen im Winter 1991/92 konnten die Paare anhand der noch vorhandenen Markierungen in ihren angestammten Revieren beobachtet werden.
2. Ob brütend oder nicht brütend, Bussardpaare zeigten keine erkennbaren Unterschiede in der Größe der beanspruchten Aufenthaltsgebiete.
Das Aufenthaltsgebiet adulter Bussarde unterteilte sich in das (potentielle) Bruthabitat (mit oder ohne Horst) und das zumeist deckungslose Nahrungshabitat, welches aktiv gegen Eindringlinge verteidigt wurde und deshalb auch das Nahrungsterritorium genannt werden kann.
Bruthabitat und Nahrungsterritorium lagen bis auf eine Ausnahme direkt nebeneinander, und die Entfernung vom Horst zum Hauptsitz überschritt nie 2 km, meist lag sie unter 1 km (HOHMANN 1994, Abb. 4). Verpaarte Bussarde beanspruchten je nach Abstand vom Bruthabitat (Horst) zum Nahrungshabitat im Mittel 127 ha kP-Fläche oder 92 ha Rs-Fläche. Die Nahrungsflächen aller Paare beinhalteten hohe Ansitzwarten wie Strommasten u. ä., die dann als Hauptsitz genutzt wurden ($n = 8$ Paare, HOHMANN 1994, Tab. 2).
3. Acht unverpaarte Bussarde besiedelten weitgehend offene Flächen, mit großen Entfernungen zum Wald (> 2 km). Nur zwei davon verteidigten diese Gebiete, waren also offensichtlich territorial. Als Ansitzwarten nutzten diese acht Bussarde lediglich niedrige Zaunpfähle, da ihre Aufenthaltsgebiete keine hohen Ansitzwarten aufwiesen. Die beiden unverpaarten territorialen Bussarde nutzten Flächen von 165 ha und 260 ha kP-Flächen bzw. 98 ha und 103 ha Rs-Fläche (99 bzw. 60 Lokalisationen). Manche nicht-territorialen

Tab. 3: Anzahl von Bussarden bei 10 Linientaxierungen zwischen Juli und November in einer 10 km² großen Fläche

Table 3: Numbers of Common Buzzards recorded during 10 visits to a line transect covering an area of 10 km² in the period July to November

Status	Mittelwert	Minimum	Maximum	SD	Variationskoeffizient
<i>status</i>	<i>mean</i>	<i>minimum</i>	<i>maximum</i>	<i>SD</i>	<i>coefficient of variation</i>
verpaart <i>paired</i>	10,7	9	14	1,43	13
unverpaart <i>unpaired</i>	2,8	2	4	0,68	24
Durchzügler <i>transient</i>	2,6	0	5	1,56	60

Bussarde befliegen dagegen sehr große Bereiche, ein Tier z.B. 486 ha kP-Fläche oder ein anderes 1016 ha nach jeweils 24 Lokalisationen.

In einem 1000 ha großen Bereich des Untersuchungsgebietes, in dem alle ansässigen Bussarde individuell bekannt waren, wurden auch die durchziehenden Bussarde registriert. Sie hielten sich selten länger als einen Tag im Gebiet auf. Die ansässigen Bussarde konnten hingegen stetig über den gesamten Untersuchungszeitraum angetroffen werden. Ausnahmen waren ein unverpaartes Tier, das ab dem 8. Oktober 1991 nicht mehr gesehen wurde, ein Paar, das zwischen dem 7. und 14. Oktober 1991 abzog und drei diesjährige Bussarde, die frühestens am 7., 12. und 30. September 1991 das Untersuchungsgebiet verließen.

10 Linientaxierungen ergaben, daß auf 1000 ha durchschnittlich 16,1 Bussarde gezählt wurden, davon waren 10,7 verpaarte ortsansässige und 2,8 unverpaarte ortsansässige Tiere. Die Menge der nicht-ortsansässigen Bussarde variierte stärker und erreichte durchschnittlich 2,6 Tiere/1000 ha (Tab. 3).

4. Diskussion

Auf einer Untersuchungsfläche von 1000 km² ermittelte LOOFT (in LOOFT & BUSCHE 1990) in den 70er Jahren im gleichen Landschaftsraum 20 BP/100 km². Diese Fläche überschneidet sich mit meiner Untersuchungsfläche in einem Bereich von 150 km². In dieser Überschneidungszone können also längerfristige Aussagen zum Bestandsverlauf gemacht werden. Dort erhöhte sich der Brutbestand innerhalb von 23 Jahren von 5 Brutpaaren 1967 auf 20 Brutpaare 1971 bis zu 53 Brutpaaren 1990 bzw. 49 Brutpaaren 1991.

Hingegen konnte in einem 250 km² großen, waldreicheren Gebiet im östlichen Landesteil (Dänischer Wohld bei Kiel) zwischen 1978 und 1992 bei einer von vornherein höheren Besiedlungsdichte kein Bestandsanstieg festgestellt werden (MARTENS briefl.). Wie erklärt sich dieser Unterschied?

Allgemein gilt, daß in den 70er Jahren Brutplätze in Einzelbäumen oder Baumreihen von verschiedenen Autoren als Ausnahmen beschrieben wurden (z.B. LOOFT & BUSCHE 1990, THIES 1978). LOOFT & BUSCHE (1990) schätzten den Anteil derartiger Horststandorte im Brutbestand für ganz Schleswig-Holstein auf 5 %; heute sind es in westlichen Teilen Schleswig-Holsteins 35 % (Groß Rheider Geest) bis 95 % (Erfder Holm).

Hingegen gibt es im Osten des Landes aufgrund zahlreicher verstreuter Waldparzellen keine

großen waldfreien Bereiche wie im Westen. Deshalb brüten Bussarde z.B. im Dänischen Wohld wie in den 70er Jahren weitgehend im Wald (MARTENS briefl.).

Es ist also denkbar, daß der Bestandsanstieg im Westen wesentlich auf den erhöhten Anteil von Einzelbaumbrütern in den dortigen waldfreien Gebieten zurückzuführen ist. Es stellt sich die Frage, ob die verstärkte Besiedlung waldfreier Flächen Ursache oder Wirkung des Bestandsanstieges ist. Anders formuliert könnte ein eventuell anderweitig verursachter Bestandsanstieg erst im nachhinein zur verstärkten Besiedlung dieser suboptimalen Horstplätze gezwungen haben. Es ist aber auch denkbar, daß ungünstige Bedingungen, die das Brüten in waldfreien Gebieten früher zur Ausnahme machten, heute nicht mehr wirksam sind und so ein Bestandsanstieg dort möglich wurde.

Die in den 70er Jahren nachlassende jagdliche Verfolgung des Mäusebussards könnte eine solche nachlassende „ungünstige Bedingung“ darstellen: Bussardansiedlungen werden wegen der landwirtschaftlichen Aktivitäten in der freien Feldmark eher von Landwirten und Jägern registriert als im Wald. Es kommt hinzu, daß das Laub der Knickeichen später austreibt als das der Buchen im Laubmischwald, die so einen zeitigeren Sichtschutz bieten. Bedenkt man, daß viele Bussarde am Horst erlegt wurden, lastete auf Einzelbaumbrütern sicherlich ein weit höherer Jagddruck.

Diese Argumentation vertreten u.a. auch BUSCHE (briefl.) und DÜRNBERG & RADDATZ (1993), ebenso WITTENBERG (1981) für Niedersachsen oder GAMAUF (1991) für Österreich, wo der Mäusebussard seit 1976 geschützt ist.

Welche weiteren Überlegungen ergeben sich aus den Ergebnissen zur Siedlungsdichte und Raumnutzung, auch in Hinblick auf die unverpaarten Tiere?

1. Der Mäusebussard besiedelte Sandergeest und Holme mit bis zu 64 BP/100 km² (Tab. 1). Zählt man mindestens 10 % verpaarter Nichtbrüter hinzu, kämen demnach rechnerisch mindestens 70 Paare auf 100 km². Von den 100 km² sollten ca. 10 % nicht vom Bussard besiedelbare Bereiche wie menschliche Siedlungen abgezogen werden. Bedenkt man die Ungenauigkeiten, die bei derartigen Schätzungen in Kauf genommen werden müssen, korrespondiert der daraus errechnete Flächenanteil pro Paar von ca. 130 ha (Korrektur

eher nach unten wahrscheinlich) gut mit den telemetrisch ermittelten Größen der Aufenthaltsgebiete von rund 100 ha. Dies sind vergleichsweise

kleine Aktionsräume; diesbezügliche Literaturangaben liegen meist höher (HOLSTEIN 1956, HOLDSWORTH 1957, WARNCKE & WITTENBERG

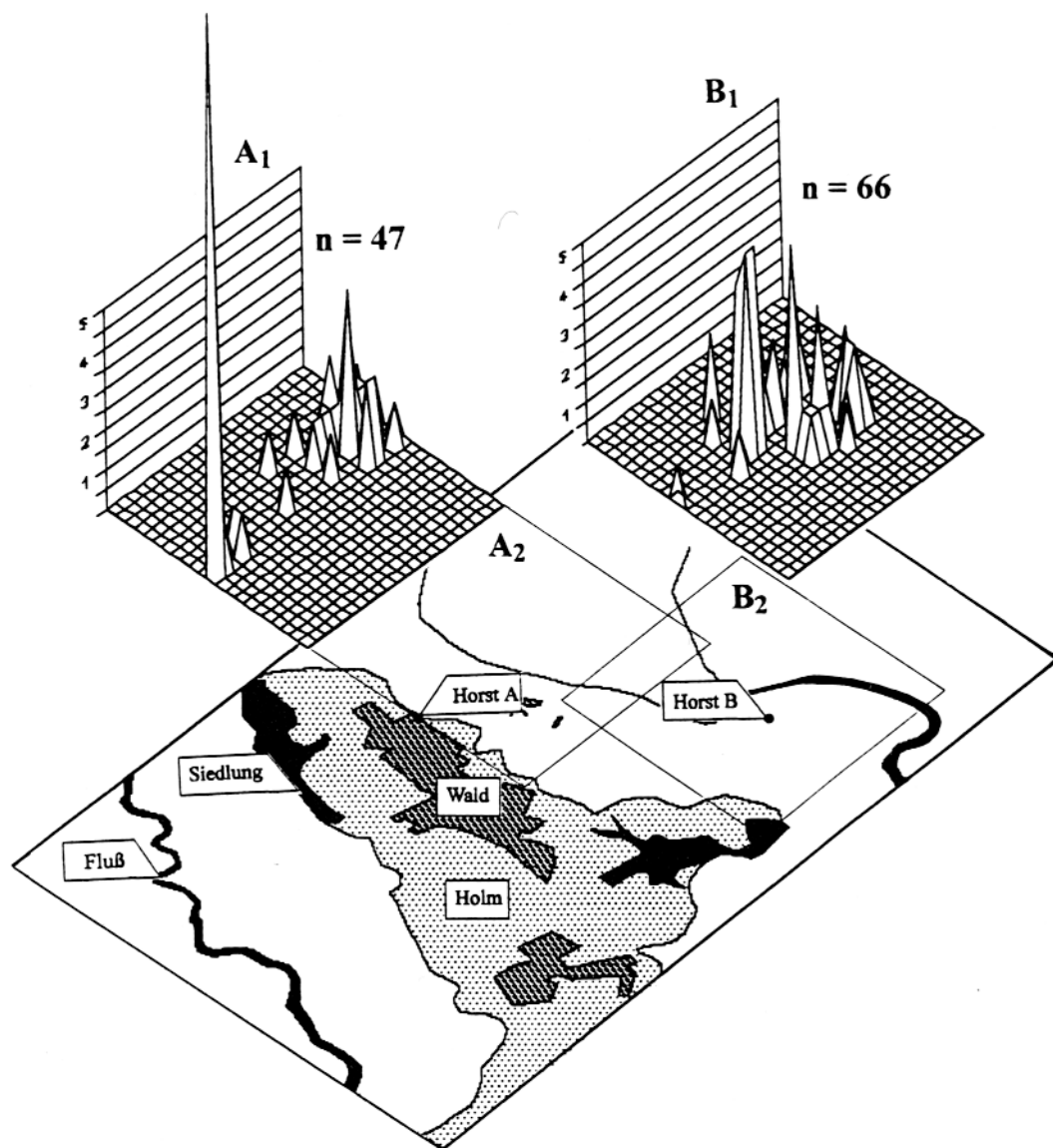


Abb. 4: Flächennutzung zweier weiblicher verpaarter Mäusebussarde während der Brutzeit. Bussard A mit einem 2 km und Bussard B mit einem 200 m vom Horst entfernten Hauptansitz.

A₁ und B₁ Rasternutzung, A₂ bzw. B₂ Position in der Karte. Die Skalenwerte entsprechen der Anzahl an Lokalisationen in jeweiligen Rasterfeld. Ein Rasterfeld = 1/64 km²

Fig. 4: Home range use of two female paired Buzzards during the breeding season. Buzzard A with a nest to main hunting perch distance of 2 km and Buzzard B with a nest to main hunting perch distance of 200 m.

A₁ and B₁ grid use, A₂ and B₂ map position. The axis values correspond to the number of locations in each grid-cell. A single grid cell = 1/64 km². Translation of inscriptions: Wald: woodland; Holm: sandy uplands; Horst: nest; Siedlung: village; Fluß: river

1959, MELDE 1960, MEBS 1964 b, GLAUBRECHT 1981, OELKE 1981, WEIR & PICOZZI 1983, KOSTRZEWA 1989, DARE & BARRY 1990).

2. In den Waldungen des Stapelholm siedelten in beiden Jahren jeweils ca. 16 Paare (inclusive Nichtbrüter). Die Telemetrie einiger verpaarter Bussarde ergab, daß sich die Tiere selten über einen Kilometer vom Waldrand entfernten. Zieht man eine gedachte Linie von 1 km Abstand um den Wald, schließt sie eine Fläche (ohne Wald, da es keine Hinweise gab, daß hier verpaarte Bussarde regelmäßig Nahrung suchten) von nur 11,2 km² ein, womit jedem Paar nur 70 ha offene Jagdfläche zur Verfügung stünden.

Bilanziert man die unterschiedlichen Berechnungsmodi zur Raumaufteilung der Paare, bleibt festzustellen, daß sich Mäusebussardpaare im Untersuchungsgebiet auf relativ kleinen Flächen von ca. 100 ha aufhielten. Das heißt aber auch, daß große Flächen nicht oder nur eingeschränkt von verpaarten Bussarden beflogen wurden. 33 Niederungspaare und 37 Niederungsrandpaare benötigen bei einem Flächenanspruch von ca. 100 ha/Paar zusammen nur ca. 70 km² Streifgebietsfläche. Die Gesamtniederung umfaßt jedoch 150 km². Die Restfläche von 80 km² – meist waldferne Bereiche im Zentrum der Niederung (z.B. Börmer Koog) – war keineswegs bussardleer. Ihr Nahrungsangebot wurde von Unverpaarten und Durchzugsgästen genutzt. Deren schwächer ausgebildete Territorialität erlaubt ihnen eine größere Mobilität, so daß sie bei Nahrungsmangel die Jagdgebiete vermutlich großräumig wechseln können. Bedenkt man die nicht erwartete Stetigkeit der verpaarten Bussarde sommers als auch winters bei stark veränderten Nahrungsbedingungen, wäre daraus abzuleiten, daß Schwankungen der Gesamtabundanz auf Untersuchungsflächen wie der Eider-Treene-Sorge-Niederung (LOOFT & BUSCHE 1990) in erster Linie auf Fluktuationen der unverpaarten und durchziehenden Bussarde beruhen könnten. Dabei kann die Gesamtabundanz auf über 1000-3000 Ind/100 km² ansteigen (HELBIG et al. 1992, HOHMANN & MEYER in Vorb., MEYER mündl.), wobei die örtlichen Revierpaare dann nur noch eine kleine Minderheit bilden werden.

Da diese Befunde zur Zeit einer geringen (Winter-) Gesamtabundanz ermittelt wurden, bleibt offen, inwieweit sich das hier skizzierte Bild bei höheren Bussarddichten während des Winterhalbjahres verändert. Insbesondere die

ganzjährige Territorialität der ansässigen verpaarten Bussarde dürfte nicht in gleichem Maße wie in dieser Studie beschrieben zum Ausdruck kommen (HOHMANN & MEYER in Vorb.).

Abschließend möchte ich noch auf die beobachtete Stabilität des Paarbestandes über einen Wühlmausmassenwechsel hinweg eingehen. Diese Stabilität ergab sich im wesentlichen durch die Mitberücksichtigung der nicht brütenden Paare. In der Literatur wird hingegen oft ein Schwanken des „Bestandes“ gerade bei einem Wühlmausmassenwechsel postuliert. Hier ist allerdings zu beachten, daß viele Autoren nur brütende Paare bearbeiten (z. B. MEBS 1964 b). Viele Autoren sprechen zwar oft nur von „Paaren“, beim Betrachten der Kartierungsmethodik wird jedoch klar, daß damit in den meisten Fällen lediglich Brutpaare gemeint sein können. Die Begriffsschärfe setzt sich fort, wenn mit solchen Daten auf „Bevölkerungszahlen“ und „Gesamtsiedlungsdichten“ hochgerechnet wird (KOS 1973) oder wenn zwar erkannt wird, daß in manchen Jahren bis zu 30 % der Paare nicht brüten, zur Rekonstruktion von „Bestandsschwankungen“ dann aber nur Paare mit „begonnenen Bruten“ und „erfolgreiche Paare“ herangezogen werden (ROCKENBAUCH 1975). MELDE (1983) subsummiert unter den Begriff „Brutpaar“ sogar explizit Paare, die nicht brüten. Zusammengefaßt muß man erkennen, daß allein in den hier beispielhaft angeführten Quellen über den Mäusebussard nicht einheitlich mit dem Begriff „Paar“ umgegangen wird. Hinzu kommt, daß viele Bearbeiter ihre Feldforschung von vornherein bewußt oder unbewußt so konzipiert haben, daß nichtbrütende Paare unterrepräsentiert bleiben mußten (z.B. OELKE 1981, SCHNEIDER et al. 1991). Letzteres hat oft folgende Gründe: Bestandszählungen sind weitgehend auf das auffällige Verhalten reproduzierender Tiere ausgerichtet. Dazu zählen Beobachtungen in der Luft balzender Tiere, Suchen nach Horstanlagen, Nachweise brütender Altvögel, Kotspritzer als Indiz für Jungvögel usw. Nichtbrüter mögen lediglich im zeitigen Frühjahr durch Balzspiele die Aufmerksamkeit des Kartierers auf sich ziehen. Doch da oft kein Horst gefunden wird oder später kein brütender Altvogel nachzuweisen ist, bleiben diese Tiere bei Bestandsschätzungen oft unerkannt. Die Folge ist dann, daß bei kurzfristigen ungünstigen Umweltbedingungen, auf die ein Teil der Paare mit einem Aussetzen oder frühen Abbrechen des Brutzyklus reagiert, lapidar eine abnehmende Bus-

sardabundanz konstatiert wird, obgleich es nicht zwingend weniger geworden sein müssen. Zukünftige Untersuchungen sollten daher diesem die Vergleichbarkeit der Daten erheblich einschränkenden methodischen und semantischen Mißstand Rechnung tragen. Entweder man betrachtet nur Brutpaare, und Extrapolationen auf den Gesamtpaarbestand werden vermieden, oder man erfaßt nichtbrütende und brütende verpaarte Tiere gleichrangig, welches dann dem tatsächlichen adulten Brutzeitbestand schon eher entsprechen wird.

Werden nichtbrütende Paare mit erfaßt, müssen sie nicht nur bei Bestandsschätzungen ins Kalkül gezogen werden, sondern auch bei Reproduktivitätsmessungen (was bei Großgreifvögeln schon länger Praxis ist, siehe BROWN 1966, GARGETT 1975, HALLER 1982). Bisher war es beim Mäusebussard üblich, den Gesamtbruterfolg lediglich über die erfolgreichen und nicht erfolgreichen Brutpaare zu errechnen. Die tatsächliche Reproduktivität wird aber gerade in ungünstigen Jahren, in denen bis zu 30 oder sogar 50 % der Paare nicht brüten, bei einseitiger Betrachtung der Brutpaare zwangsläufig überschätzt. Korrigiert man für die hier vorliegende Untersuchung den Gesamtbruterfolg um den Anteil der anwesenden verpaarten Nichtbrüter (10 % 1990 bis 36 % 1991, ähnliche Größenordnungen berechnen PICOZZI & WEIR 1974, ROCKENBAUCH 1975, WITTENBERG 1981, NEWTON 1982), dann erhält man natürlich eine weit niedrigere Reproduktivität von 1,61 Jungen/Paar im Jahr 1990 und nur 0,43 Jungen/Paar für 1991.

Fazit: Innerhalb eines kurzen Zeitraumes, in welchem sich die Nahrungssituation extrem verschlechterte, blieb der allgemein hohe Paarbestand weitgehend stabil, die Reproduktivität fiel hingegen auf einen extrem niedrigen Wert ab. Grund für den derzeit hohen Paarbestand ist die Besiedlung auch waldfreier Landschaftsteile, die vermutlich durch ein Nachlassen der jagdlichen Verfolgung möglich wurde. Kurzfristige Bestandsfluktuationen werden durch Zu- und Abzug von unverpaarten bzw. durchziehenden Individuen verursacht.

5. Summary: The spatial utilization and breeding biology of the Common Buzzard in Western Schleswig-Holstein

The Common Buzzard Population has recovered in most areas within its range since hunting was prohibited in Germany in 1970.

In 1990 and 1991 Common Buzzard pairs were mapped in a study area of 240 km² in Schleswig-Holstein, North Germany, in order to examine the population status of this species.

Additionally, 42 Buzzards were marked with wing- or tailtags or radiotransmitters and observed over a 10-month period.

Breeding pair abundance differed considerably from total pair abundance. The portion of breeding pairs varied with food availability from 30 to 38 breeding pairs/100 km², whereas the total pair abundance remained more stable with 42 and 47 pairs/100 km². Thus the portion of non-breeding pairs varied from 10 % to 36 %. High densities of Buzzards were found in regions completely lacking woodland.

Breeding success varied from 1.79 nestlings/breeding pair in 1990 to 0.66 nestlings in 1991.

In 1990 Buzzards foraged mostly on Common Voles. In 1991 immature hares, rabbits, moles and birds were more regularly eaten.

The group of marked Buzzards consisted of paired, unpaired and some transient individuals. Paired, territorial Buzzards claimed areas of roughly 100 ha close to woodland. Some territorial but unpaired Buzzards had similar range sizes. Non-territorial unpaired birds used wider areas of up to 1000 ha.

In order to examine the population composition, line-transect censuses were carried out between July and November 1991. Of on average 16.1 counted buzzards 10.7 were paired, 2.8 were unpaired and 2.6 were transients.

Reasons for population development, and correlations between population density, space utilization and reproduction rate are discussed.

6. Schrifttum

- ANDERSON, D.J. (1982): The home-range: a new nonparametric estimation technique. *Ecology* 63: 103-112.
 BROWN, L.H. (1966): Observations on some Kenya eagles. *Ibis* 108: 531-572.
 BROWN, L.H. (1979): Die Greifvögel. Parey, Hamburg & Berlin.
 BUB, H. (1972): Vogelfang und Vogelberingung. Teil 2. Neue Brehm-Bücherei, Wittenberg.
 BUB, H. (1974): Vogelfang und Vogelberingung. Teil 3. Neue Brehm-Bücherei, Wittenberg.
 BUB, H. (1980): Markierungsmethoden für Vögel. Neue Brehm-Bücherei, Wittenberg.
 BUSCHE, G. (1977): Zu Populationschwankungen des Mäusebussards. *J. Orn.* 148: 306-307.
 BUSCHE, G. (1989): Kleinflächen und Meßstellen zur Kalkulation großflächiger Brutvogelbestände: *Buteo buteo* und *Accipiter gentilis* in Schleswig-Holstein. *J. Orn.* 130: 239-246.

- CLARK, P.J. & F.C. EVANS (1954): Distance to nearest neighbor as a measure of spatial relationships in populations. *Ecology* 35: 445-453.
- DARE, P.J. & J.T. BARRY (1990): Population size, density and regulation in nest spacing of Buzzards in two upland regions of North Wales. *Bird Study* 37: 23-29.
- DONCASTER, C.P. (1990): Non-parametric estimates of interaction from radio-tracking data. *J. theor. Biol.* 143: 431-443.
- DÜRNBERG, H.H. & H. J. RADDATZ (1993): Untersuchungen von Greifvogelbeständen in Südholstein. *Corax* 15: 37-50.
- EXO, M. (1987): Das Territorialverhalten des Steinkauzes. Diss. Universität Köln.
- GAMAUF, A. (1990): Greifvögel in Österreich. Monographien Band 29. Bundesministerium für Umwelt, Jugend und Familie, Wien.
- GARGETT, V. (1975): The spacing of Black Eagles in Matopos, Rhodesia. *Ostrich* 46: 1-44.
- GEORGE, K. (1989): Bestand und Bestandsentwicklung der Greifvögel in den Winterhalbjahren 1975/76 bis 1987/88 im nördlichen Harzvorland bei Ballenstedt. *Beitr. Vogelkd.* 35: 353-360.
- GLAUBRECHT, M. (1981): Dreieinhalbjährige Untersuchung zur Lebensweise einer Mäusebussardpopulation im Westen Ahrensburgs unter Anwendung einer individuellen Erfassungsmethode. *Hamb. Avifaun. Beitr.* 18: 149-170.
- GLUTZ VON BLOTZHEIM, U.N., K.M. BAUER & E. BEZZEL (1989): *Handbuch der Vögel Mitteleuropas*, Band 4, Falconiformes, 2. Aufl. Aula, Wiesbaden.
- HALLER, H. (1982): Raumorganisation und Dynamik einer Population des Steinadlers in den Zentralalpen. *Orn. Beob.* 79: 163-211.
- HELBIG, A.J., A. RÜSCHENDORF, H. BELTING & J. LUDWIG (1992): Extrem hohe Winterbestände von Kornweihen und Mäusebussard im Dümmer-Gebiet, NW-Deutschland. *Vogelwarte* 36: 196-202.
- HOHMANN, U. (1992): Untersuchungen zur raumzeitlichen Habitatnutzung des Mäusebussards in der Eider-Treene-Sorge-Niederung. Diplomarbeit Universität Kiel, Institut für Haustierkunde.
- HOHMANN, U. (1994): Status specific habitat use in the Common Buzzard. In MEYBURG, B. U. & R. D. CHANCELLOR (Hrsg.): *Raptor Conservation Today – WWGBP, The Pica Press*: 359-365.
- HOHMANN, U. & J. MEYER (in Vorbereitung): Vorkommen und Verteilung von Mäusebussard und Raufußbussard in den Wintern 1990/91 und 1992/93 in der Eider-Treene-Sorge-Niederung.
- HOLDSWORTH, M. (1971): Breeding biology of the Buzzard at Sedbergh during 1937-67. *British Birds* 64: 412-420.
- HOLSTEIN, V. (1956): *Musvaagen*. Hirschsprung, Kopenhagen.
- KOS, R. (1973): Bestandsentwicklung, Siedlungsdichte und Siedlungsweise des Mäusebussards von 1968 bis 1972 in einem Großraum im Westen der Lüneburger Heide. *Vogelkd. Ber. Niedersachs.* 5: 77-94.
- KOSTRZEWA, R. & A. KOSTRZEWA (1991): Winter weather, spring and summer density, and subsequent breeding success of Eurasian Kestrel, Common Buzzard, and Northern Goshawk. *Auk* 108: 342-347.
- KOSTRZEWA, A. (1985): Zur Biologie des Wespenbussards in Teilen der Niederrheinischen Bucht mit besonderen Anmerkungen zur Methodik bei Greifvogeluntersuchungen. *Ökol. Vögel* 7: 113-134.
- LOOFT, V. & G. BUSCHE (1990): *Vogelwelt Schleswig-Holsteins*, Bd. 2: Greifvögel. 2. Aufl., Wachholtz, Neumünster.
- LUGERT, J., J. MEYER & G. MEYER (1994): Beobachtungen an einer Wiesenweihenkolonie im Bereich der „Alten Sorge“ (Eider-Treene-Sorge-Niederung). *Corax* 15: 309-316.
- MARQUISS, M. & I. NEWTON (1981): A radio-tracking study of the ranging behaviour and dispersion of the European Sparrowhawk. *J. Animal Ecology* 51: 111-133.
- MEBS, T. (1964 a): Über Wanderungen und bestandsgestaltende Faktoren beim Mäusebussard nach deutschen Ringfunden. *Vogelwarte* 22: 180-194.
- MEBS, T. (1964 b): Zur Biologie und Populationsdynamik des Mäusebussards. *J. Orn.* 105: 247-306.
- MELDE, M. (1960): Das Revier des Mäusebussards. *Falke* 7: 10-105.
- MELDE, M. (1983): *Der Mäusebussard*. 2. Aufl. Neue Brehm-Bücherei, Wittenberg.
- MEUNIER, K. (1961): Die Populationsdynamik des Mäusebussards nach Ringfunden, mit Anmerkungen zur Methodik. *Zool. Anzeiger* 166: 229-242.
- NEWTON, I. (1979): Population ecology of raptors. T. & A. D. Poyser, Berkhamsted.
- NEWTON, I., P.E. DAVIS & J.E. DAVIS (1982): Ravens and Buzzards in relation to sheepfarming and forestry in Wales. *J. Appl. Ecol.* 19: 681-706.
- OELKE, H. (1981): Greifvogel-Monitoruntersuchungen 1977-1980 im Landkreis Peine (Hannover-Braunschweig, Niedersachsen). *Beitr. Naturkd. Niedersachsens* 34: 12-50.
- OLSSON, V. (1958): Dispersal, migration, longevity and death causes of *Strix aluco*, *Buteo buteo*, *Ardea cinerea* and *Larus argentatus*. *Acta Vertebr.* 1: 91-189.
- PICOZZI, N. & D. WEIR (1974): Breeding biology of the Buzzard in Speyside. *British Birds* 67: 199-210.
- PINOWSKI, J. & L. RYSZKOWSKI (1962): The Buzzard's versatility as a predator. *British Birds* 55: 470-474.
- ROCKENBAUCH, D. (1975): Zwölfjährige Untersuchungen zur Ökologie des Mäusebussards auf der Schwäbischen Alb. *J. Orn.* 116: 39-54.
- SCHNEIDER, H.G., A. GÖTTMAN & M. WILKE (1991): Der Mäusebussard in Nordhessen – Ergebnisse langjähriger Untersuchungen (1975-1989) zur Bestandsentwicklung, Siedlungsdichte und Brutbiologie auf 3 Probeflächen. *Vogelkd. Hefte Ederl. 17*: 15-21.
- SCHOTT, C. (1956): *Die Naturlandschaften Schleswig-Holsteins*. Wachholtz, Neumünster.
- SPITTLER, H. (1993): Hilft die Stoppelbrache dem Rebhuhn? *Deutsche Jagdzeitung* 13: 20-23.
- THIES, H. (1978): Bestand und Ökologie der Greifvögel im Kisdorfer Wohld, Kreis Segeberg, unter besonderer Berücksichtigung des Mäusebussards und des Niederwildbesatzes. *Corax* 6: 1-21.
- TUBBS, C.R. (1974): *The Buzzard*. David & Charles, London.
- UTTENDÖRFER, O. (1939): Die Ernährung der deutschen Raubvögel und Eulen und ihre Bedeutung in der heimischen Natur. Neumann-Neudamm.
- UTTENDÖRFER, O. (1952): Neue Ergebnisse über die Ernährung der Greifvögel und Eulen. Ulmer, Stuttgart.
- VAN WINKLE, W. (1975): Comparison of several probabilistic home-range models. *J. Wildl. Management*. 39: 118-123.
- WARNCKE, K. & J. WITTENBERG (1959): Siedlungsdichte und Brutbiologie des Mäusebussards. *Vogelwelt* 80: 101-108.
- WEIR, D. & N. PICOZZI (1983): Dispersion of Buzzards in Speyside. *British Birds* 76: 68-78.
- WENDLAND, V. (1933): Vermehrung, allgemeine Brutbiologie und Ernährung des Mäusebussards. *Beitr. Fortpfl. Vögel* 9: 157-167.
- WITTENBERG, J. (1981): Die Brutbestandsentwicklung des Mäusebussards in einem Vorzugshabitat bei Braunschweig – die Bedeutung natürlicher Faktoren und menschlicher Einflußnahme. *Beitr. Naturkd. Niedersachsens* 34: 194-201.