

Ökologie der Vögel • Ecology of Birds

Band 20, Heft 1 • September 1998

Ökol. Vögel (Ecol. Birds) 20, 1998: 1-215

Populationsbiologie und Raumnutzung der Elster (*Pica pica* LINNAEUS 1758) in einem urbanen Ökosystem - Untersuchungen im Großraum Ulm - ^{1,2}

Ulrich Mäck

Mäck, U. (1998): Population biology and habitat use of the magpie (*Pica pica* LINNAEUS 1758) in an urban ecosystem - studies in the region of Ulm -. - Most of the studies were carried out between 1989 and 1992, in some cases until 1996, in the urban district of Ulm within an area of 122 km². 123 magpies were marked with colour-rings and 36 with radio-telemetry transmitters also.

Breeding biology

The magpie lives monogamously. Changing of partners happens.

In Ulm nests were mostly built in the upper, peripheral parts of the nesting wood in 5 to 15 m height above ground. Within urban settlements the nests were normally built higher above ground than in open farmland. Groups of trees (also old orchards) and hedges were preferred, but nests were also found in spruce areas. The mostly used species was the spruce, followed by different fruit trees, acorn and blackthorn. Different species of deciduous trees were used altogether more frequently (62%) as nesting place than coniferes (38%).

The median of beginning of nesting was the 4th of april. The building of the large, mostly domed nests followed a unique scheme, which was adapted to the actual nesting ground (coniferous, deciduous wood). Multiple nests were quite rare, renovation of old nests occurred in a few cases (6.7%).

¹ Dissertation zur Erlangung des Doktorgrades Dr. rer. nat. an der Fakultät für Naturwissenschaften der Universität Ulm 1997.

² Die vorliegenden Untersuchungen wurden im Rahmen des Forschungsvorhabens „Untersuchungen zum Aktivitätsmuster, zur Habitatnutzung und zur Ernährungsbiologie von Corviden unter besonderer Berücksichtigung der Elster (*Pica pica*)“ im Auftrag der Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg Karlsruhe und mit Unterstützung der Staatlichen Vogelschutzwarte Karlsruhe durchgeführt.

The earliest clutch was started at the 21th of march and the median of all first clutches was the 12th of april. The median of replacement clutches (9th of may) was highly significant later than that of the first clutches resulting in the 18th of april as median for all laying dates. After laying was started one egg was laid every morning. Incubation started with the laying of the last egg of the clutch. Clutch size was in average 6 - 7 eggs (2 - 9 eggs). The mean temperature of an incubated clutch was 31.8 °C in the wilderness. Hatching of the eggs lasted 17 to 19 days.

The first nestlings hatched in the second half of april (median date: 12.5.). The nestling period was 27 - 36 days. The first nestlings fledged at the 16th of may, the last at the 23th of july (median date 8th of june). In this study the day with the first overnight-roosting outside the nest was terminated as the day of fledging. The offsprings stayed together with their parents for several months until winter. 4 weeks after fledging the contact between the offsprings themselves and their parents started to weaken.

Replacement breeding happened only after an unsuccessful first attempt. Up to two hatched replacement-clutches were observed. Data of breeding-success were: hatching rate (chicks/eggs): 67%; breeding success (fledglings/ breeding pair (BP)): 0.9; size of brood (fledglings/successful BP): 2.6, in first nests (EN) 2.8, in replacement nests (ZN) 2.4; fledging rate (fledglings/nest): mean 0.5, for EN 0.5, for ZN 0.6; portion of successful nests (nest with fledglings/nest): 20.7%, for EN 17.9%, for ZN 24.6%; portion of successful pairs (pairs with fledglings/BP): 35.8%; fledging success (fledged young/eggs): 8.1%, for EN 5.8%, for ZN 12.2%. Differences between nests in coniferes and nests in deciduous trees resp. breeders were not significant. However fledging rate, breeding success, size of brood, nest success and portion successful breeding pairs was (in some cases significantly) lower for urban magpies than for magpies living in farmland.

Two thirds of all nests were abandoned before hatching of nestlings; in 40% no egg was laid. The mortality rate of the nestlings was about 60%, that of fledged immature magpies about 68% and the survival rate of fledged young until puberty in the next year was about 32%. This resulted in a reproductive rate (fledged young potentially able to reproduce/ breeding pair) of about 16%.

Stone marten (*Martes foina*), common buzzard (*Buteo buteo*), carrion crow (*Corvus c. corone*) and fox (*Vulpes vulpes*) were identified as nestpredators. Deaths of nestlings were caused in 71% by predators, in 29% by illness or malnutrition. Most of the fledged young died in the first 4 weeks after fledging because of malnutrition/illness or raptors.

Average live expectancy of adult magpies was 4 years. The oldest animals were at least 8 years old.

BIO I 90,334/20,1

OÖ. Landesmuseum

Biologiezentrum

Inw. 1999/7765

Population biology

The distribution of the breeding pairs in the two habitat groups „human settlements“ and „open farmland“ showed a slight trend to urbanization during the study. 80.7% of the nest places were found in a distance of up to 100 m apart from human settlements. The urban magpie populations concentrated in districts with a high portion of green (34%) and allotments (23%), followed by villages (14%) and industrial zones (11%). No magpies were observed in the inner city of Ulm. The rural magpie preferred areas with a lot of small structures (39%) as nesting habitat, but settles also in areas with huge open fields (25%). Areas with sprinkled trees were a nesting habitat for 19% of the rural pairs. Really intensively used fields with only isolated, small hedges were not colonized.

The magpie population within the 122 km² sized urban district of Ulm seems to be stable. Breeding densities in the study area were 1.05 BP/km² in 1991 and 1992; only slightly lower densities were measured in 1990 (1.02 BP/km²) and 1989 (0.9 BP/km²). The density varied, however, in other different districts in the study area (e.g. Kesselbronn (4.8 - 7.2 BP/km²): 1989 6 BP, 1991 9 BP, 1995 6 BP; similarly in Söflingen (4.5 - 6.4 BP/km²): 1989 5, 1992 7, 1995 5 BP; the highest density was reached in the parts of the district Eselsberg with 12 BP/km²).

The average distance between nests of different pairs was 336 m (min. 22, max. 2.090 m); for a given pair average distance between first-nests and replacement-nests was 122 m (min. 10, max. 565 m) and between nests of the same pairs within consecutive years 241 m (min. 10, max. 347 m).

A mathematical simulation of the population dynamics clearly indicates that the magpie population in the study area will not increase very much in the next 50 years. Rather, a stagnation of population size must be expected and even a decline is likely to occur in those areas (mainly in the suburbans and in the farmland where the habitat structures is changing rapidly by human impacts.

The release of hunting on magpies again would result in an immediate decline of the magpies population. An absolute break down especially of the rural magpie population has to be expected.

Habitat use

The average size of the total ranges of adult animals was 28 (15 - 52) ha, calculated by the kernel-contour-lines method (KL) or 29 (9 - 63) ha calculated by the minimum-convex-polygon-method (MCP); that of the home ranges 16 (10 - 33) ha (KL). Average territory size was 9,7 (8 - 13) ha. Average total ranges of immatures had a size of 29 (10 - 43) ha (KL) or 52 ha (17 - 135) ha (MCP).

Typically, adults showed a relatively uniform, concentrated use of the home range. Habitat use of immatures showed multi peak structures predominantly due to their use of different locations during juvenile development. Home range sizes increased

within the first weeks in a discontinuous manner reaching the final size after about 3 months. In winter time, trips to roosting places further extended the total ranges.

Travelling distances of more than 7 km were repeatedly recorded.

The nests were often placed in the center of the home range, but were also found in the periphery. In some cases important feeding resources, especially if persistently available, were used by more than one pair of magpies, even if these feeding places were lying within the home range of one definite pair.

Magpies were mostly met at meadows, areas with sprinkled trees and fields. No magpies were observed in woods. A few breeding places were found at the periphery of smaller woods located in the open farmland. House gardens and allotments were also used at a portion of 10%. With respect to the structures of the biotop and the vegetation, the majority of the magpie population was observed in hedges, groups of trees and similar structures (63%). Birds searching for food were found predominantly (53% on meadows and less frequently (19%) in fields. Areas with a vegetation taller than 20 cm were avoided when searching for food at ground. In winter the magpies made intensive use of special feeding-places for wild animals, e.g. for pheasants.

Magpies and songbirds

In the study area 93 further species of breeding birds were recorded in addition to magpies. Breeding success of was not affected by different magpie densities; the data evaluated for 20 open-breeding species in two different areas with high density of magpies were within the range of that generally reported for those species (e.g. for blackbird (*Turdus merula*), redpoll (*Carduelis flammea*), chaffinch (*Fringilla coelebs*), greenfinch (*Chloris chloris*), dunnock (*Prunella modularis*), lesser whitethroat (*Sylvia curruca*), blackcap (*Sylvia atricapilla*), fieldfare (*Turdus pilaris*) and chiffchaff (*Phylloscopus collybita*). The diversity of songbird species depended on the diversity of important habitat structures but not on magpie density. It was highest in areas with a high structural diversity despite a high abundance of magpies. Thus the magpie can't be considered as danger for the populations of smaller songbirds.

Roosting behaviour

The magpies roost as single birds, in pairs, in small groups or in large flocks of more than 100 animals at special roosting places in winter time. Those roosting flocks were seen in Ulm only during the winter months from october to april. The highest numbers of roosting birds were counted in february. Many individual or paired magpies went to roost all over the year at several changing places within their home ranges.

The birds generally visited the roosting places about half an hour before darkness at about 4.000 - 1.000 lux, but in some cases single birds or small groups were recorded there even 2 or 3 hours before dawn. Bad weather shortens the variation in arrival time. Most magpies arrived single, in pairs or in small groups. In the morning all birds left the roosting place in large groups within just a few minutes.

Development of magpie populations and influence of hunting

Potential hunting rates of magpies are deduced presently from estimated productivity rates of magpie populations as published by ELLENBERG (1989). In the present study, however, it was demonstrated that the reproduction rates are much smaller than assumed so far. Furthermore, negative effects of magpies on songbird-, small game populations or agriculture has never been demonstrated up to date. Hunting on magpies seems thus highly questionable.

An increase of urban magpie populations by far more than 100% within a few years were reported in literature. According to the present study, however, these data cannot be considered as representative for large areas but they presumably reflect only movements in small habitats or shorttime developments in optimal habitats. The populations of magpies and many other wild animals in Middle Europe are decreasing clearly with increasing intensity of agricultural landuse. As shown in this study the productivity of magpie populations in or nearby human settlements is smaller than in the open farmland. After the progress of the urban magpie populations in the past decades depending on habitat changes even here there are now recognizable first signs of a beginning decline just as in open farmland.

Key words: Magpie, population biology, population development, breeding data, breeding success, reproductive rate, mortality, radio-telemetry, feeding habits, home range, game management, magpies and songbirds, roosting habits, nesting places.

Dr. Ulrich M ä c k, Spitalhalde 5, D-89340 Leipheim

Inhaltsverzeichnis

1	Einleitung	8
2	Untersuchungsgebiete und Methoden	11
2.1	Beschreibung des Untersuchungsgebietes Ulm	11
2.1.1	Teiluntersuchungsgebiet Mähringen	16
2.1.2	Teiluntersuchungsgebiet Jungingen	16
2.1.3	Teiluntersuchungsgebiet Kesselbronn	16
2.1.4	Teiluntersuchungsgebiet Westlicher Eselsberg	17
2.1.5	Teiluntersuchungsgebiet Roter Berg	18
2.1.6	Teiluntersuchungsgebiet Söflingen	19
2.1.7	Teiluntersuchungsgebiet Eggingen	20
2.1.8	Teiluntersuchungsgebiet Einsingen	21
2.1.9	Kartenmaterial der Teiluntersuchungsgebiete	22
2.2	Fang von Elstern	23
2.3	Markierung	28
2.3.1	Sichtbeobachtungen im Freiland	28
2.3.2	Flügelmarken	28
2.3.3	Fußberingung	28
2.3.4	Methodische Grundlagen zur Anwendung der Telemetrie	30
2.3.5	Senderauswahl	33
2.3.6	Senderbefestigung	34
2.4	Home Range-Modell und Abgrenzung des Aktionsraumes	39
2.5	Geschlechtsbestimmung	40
2.6	Altersbestimmung	40
2.7	Nestkartierung und Bestimmung des Neststatus	41
2.8	Nestkontrollen	43
2.9	Populationsmodell	44
2.10	Überwachung des Bruterfolges von Kleinvögeln	46
3	Ergebnisse	47
3.1	Fortpflanzungsbiologie	47
3.1.1	Geschlechtsreife, Paarbildung und Reviergründung	47
3.1.2	Neststandort	48
3.1.3	Nestbau	54
3.1.4	Legebeginn	64
3.1.5	Gelegegröße und Eier	65
3.1.6	Brutphase	67
3.1.7	Bebrütungstemperatur	71
3.1.8	Nestlingszeit und Ende der Brutperiode	75
3.1.9	Führungszeit und Familienverband	76
3.1.10	Jahresbruten	77
3.1.11	Bruterfolg	77
3.1.12	Mortalität adulter Elstern	77
3.2	Populationsbiologie	86
3.2.1	Verteilung der Neststandorte	86

3.2.2	Brutbestandsdichte	88
3.2.3	Abschätzung der weiteren Populationsentwicklung	90
3.3	Raumnutzung	93
3.3.1	Begriffserklärungen	93
3.3.2	Beschreibung der Aktionsräume	95
3.3.3	Dynamik der Raumorganisation im Teiluntersuchungsgebiet Söflingen	108
3.3.4	Habitatnutzung	111
3.4	Elster und Kleinvogel	116
3.4.1	Brutvogelarten im Stadtkreis Ulm	116
3.4.2	Bruterfolg von Kleinvögeln im Untersuchungsgebiet	117
3.5	Verhalten am Schlafplatz	124
4	Diskussion	132
4.1	Fortpflanzungsbiologie	132
4.1.1	Paarbindung	133
4.1.2	Neststandort	133
4.1.3	Nestbau	137
4.1.4	Brutphase	138
4.1.5	Bruterfolg, Mortalität der Jungen und Produktivität der Population ..	144
4.1.6	Adult-Mortalität	151
4.2	Populationsbiologie	152
4.2.1	Verteilung der Neststandorte	152
4.2.2	Brutbestandsdichte	154
4.2.3	Populationsentwicklung	159
4.2.4	Simulation der weiteren Populationsentwicklung	162
4.2.5	Mögliche Auswirkungen jagdlicher Eingriffe	162
4.3	Raumnutzung	166
4.3.1	Diskussion verwendeter Home Range-Bestimmungsmethoden	166
4.3.2	Größe von Aktionsräumen, Home Ranges und Territorien	168
4.3.3	Nutzung verschiedener Habitatstrukturen	174
4.4	Verhalten am Schlafplatz	175
4.5	Beiträge zur Diskussion um die weitere Unterschutzstellung der Elster ..	181
4.5.1	Nahrungswahl und interspezifische Zusammenhänge	181
4.5.2	Überlegungen zur Bestandsentwicklung der Elster	193
5	Zusammenfassung	195
6	Literaturverzeichnis	199
7	Danksagung	211
8	Anhang	212

1 Einleitung

Rabenvögel stehen seit altersher im Interesse weiter Bevölkerungskreise. Für die Naturvölker des hohen Nordens oder auch in Nordamerika war deren größter Vertreter, der Kolkrabe (*Corvus corax*), ein Göttervogel (EPPLÉ 1996). In den Mythen und Geschichten der christlichen Kultur erhielten alle Rabenvögel mit Ausnahme des Unglückshähers (*Perisoreus infaustus*), so auch die Elster (*Pica pica*), ein negatives Image („Todesvogel, Galgenvogel“; EPPLÉ 1996). Der bloße Anblick oder das Auftreten des Vogels wird verbunden mit drohendem zwischenmenschlichem Unheil, ja sogar mit dem Auftreten von Krankheiten (GATTIKER & GATTIKER 1989). Diese Brandmarkung, ja sogar „Verteufelung“ der Rabenvögel wirkt sich bis heute in dem zwiespältigen Verhältnis zwischen Mensch und Rabenvogel aus (EPPLÉ 1996). So entlarvt sich die in heutiger Zeit in den Vordergrund gerückte scheinbare Schadwirkung der Elster auf Kleinvogel- und Niederwildpopulationen immer mehr als Rechtfertigung zur Weiterführung der Jahrhunderte währenden Verfolgung dieser Art, ebenso wie bei den anderen Rabenvögeln (MÄCK 1997).

In Zusammenhang mit dem wachsenden ökologischen Verständnis entwickelte sich in den letzten Jahrzehnten ein gestiegenes Bewußtsein für eine moralische Verantwortung gegenüber der Natur. Eine Folge war die ständige Verbesserung des rechtlichen Schutzes der Vögel. Mit dem Reichsnaturschutzgesetz wurden 1935 alle Eulen unter Schutz gestellt und mit der Novellierung des Bundesjagdgesetzes (BJagdG) ist seit 1977 die Jagd auf alle Greifvögel ausgesetzt. Die am 2.4.1979 erlassene EGVogelschutzrichtlinie (EGVogelschutzRL) verpflichtet die Mitgliedstaaten alle Vögel unter Schutz zu stellen. Damit sind alle Corviden - in unserem Raum also Kolkrabe (*Corvus corax*), Saatkrähe (*Corvus frugilegus*), Dohle (*Corvus monedula*), Rabenkrähe (*Corvus corone corone*), Eichelhäher (*Garrulus glandarius*) und Elster (*Pica pica*) - grundsätzlich geschützt. Elster, Eichelhäher und Rabenkrähe werden weder im Anhang I (verstärkt zu schützende Arten) der EGVogelschutzRL, noch im Anhang II (jagdbare Vogelarten) aufgeführt (RAHMANN 1991). Sie sind demnach allgemein zu schützen und dürfen nicht bejagt werden. In der Bundesartenschutzverordnung (BArtSchV) blieben Elster, Rabenkrähe, Eichelhäher und andere Vogelarten zuerst noch von einem besonderen Schutz ausgenommen. Die Vorgaben der EGVogelschutzRL wurden erst am 1.1.1987 durch die Novellierung des Bundesnaturschutzgesetzes (BNatSchG) und die Überarbeitung der BArtSchV in nationales Recht umgesetzt. Rabenvögel unterlagen zuvor weder als „Wild“ dem BJagdG, noch waren sie nach dem BNatSchG geschützt (ELLENBERG 1989). Da die Rabenvögel im Landesjagdgesetz Baden-Württembergs nicht als jagdbare Arten aufgeführt sind, können sie nach wie vor nicht zum Wild gerechnet werden (RAHMANN 1991). Sie fallen daher auch hier in den Geltungsbereich des BNatSchG und der BArtSchV, d.h. sie stehen unter besonderem Schutz.

Alle Gesetze unterliegen, da sie aus Normvorstellungen der Gesellschaft heraus entstehen, dem Zeitgeist und den damit verbundenen Veränderungen. Da gerade die Corviden Vogelarten sind, die aus unterschiedlichen Gründen das öffentliche Interesse wecken, wird die Frage nach einer Bejagung oder Nichtbejagung trotz eindeutiger rechtlicher Grundlagen gerade in der jüngsten Vergangenheit außerordentlich emotionsgeladen und kontrovers geführt. Meinungsbildend ist nach wie vor eine gefühlbetonte und der früher üblichen Einteilung der Lebewesen in „Nützlinge“ und „Schädlinge“ folgende Bewertung. Beutegreifer werden so auf der Basis menschlicher Moralbegriffe - zu Unrecht - verurteilt. In der Vergangenheit stellten die Corviden unter jagdlichen Gesichtspunkten betrachtet „Raubzeug“ dar, dessen Bejagung unter dem Anspruch der Durchführung von Hegemaßnahmen für das „Nutzwild“ durchgeführt wurde. Als „herrenlose Tiere“ konnten sie zudem von jedermann getötet werden (ELLENBERG 1989).

Die momentane rechtliche Situation läßt Ausnahmen von der Unterschutzstellung durch das BNatSchG über Rechtsverordnungen der Länderbehörden (§20g Abs. 6 - BArtSchG; vgl. RAHMANN 1991) zu, wenn dieses

1. zur Abwendung erheblicher land-, forst-, fischerei, wasser- oder gemeinwirtschaftlicher Schäden,
2. zum Schutz der heimischen Tier- und Pflanzenwelt oder
3. für Zwecke der Forschung, Lehre, Zucht, des Anbaus oder der Ansiedlung erforderlich ist, der Bestand und die Verbreitung der betreffenden Population oder Art dadurch nicht nachteilig beeinflusst wird ...“.

So gibt es seit Jahren in einigen Bundesländern, darunter auch Baden-Württemberg und Bayern, durch den Erlaß genereller Ausnahmegenehmigungen eine Rückkehr in längst vergangen geglaubte Zeiten massiver Rabenvogeljagd (BAUER 1996), obwohl z.B. erhebliche wirtschaftliche Schäden durch Rabenvögel noch nie von der Landwirtschaft ernsthaft geltend gemacht, geschweige denn nachgewiesen worden sind (STEIF & BAUER 1995).

Da Rabenvögel, insbesondere Elstern aufgrund ihrer fakultativen Synanthropie, in relativ engem Kontakt mit dem Menschen in anthropogen geprägten Lebensräumen Bestandsschwerpunkte bilden, sind Interessenskonflikte unvermeidbar (vgl. HÖLZINGER 1987). Zudem werden aufgrund des hohen Anspruches des Menschen an die Nutzbarkeit des ihn umgebenden Lebensraumes manche Glieder natürlicher Nahrungsketten, v.a. als Beutegreifer fungierende, mitunter rasch als „Schädlinge“ klassifiziert und bekämpft (vgl. KALCHREUTER 1987).

In Anbetracht unserer anthropogen stark veränderten Umwelt stellt sich die Frage, inwieweit ökologische Abläufe wie Nahrungsketten und Populationsregulationen noch funktionieren können (vgl. BEZZEL 1982, MÜLLER 1987). Es kann nicht grundsätzlich davon ausgegangen werden, daß die in der ungestörten Natur funktionierenden intra-

und interspezifischen Mechanismen zur Populationsregulation auch in diesen veränderten Lebensräumen zu entsprechenden, natürlichen Gleichgewichtszuständen führen (vgl. REMMERT 1984, 1988). Es wird häufig befürchtet, daß die Unterschutzstellung von Prädatoren zu einer Verschärfung der Gefährdung bereits im Rückgang begriffener, potentieller Beutearten führen könnte.

Die aus der Unterschutzstellung der Corviden resultierenden, potentiellen Auswirkungen auf das Ökosystem, insbesondere auf die Populationsdynamik verschiedener Kleintierarten, und auf miteinander verflochtene Nahrungsnetze, sind noch nicht ausreichend bekannt (vgl. RAHMANN et al. 1988). Zur Frage einer potentiellen Schädigung der Elster auf Singvogelpopulationen sind zwar in jüngster Zeit verschiedene Arbeiten veröffentlicht worden (z.B. BASTIAN 1989, DEKERT 1980, GOOCH et al. 1991, KOOIKER 1991, MULSOW & SCHROETER 1985, WITT 1989), doch konnten nicht alle aufgeworfenen Fragen abschließend geklärt werden.

Die grundlegenden Ursachen für Verbreitung, Häufigkeit, Produktivität und Bestandsentwicklung der Rabenvogel-Populationen in Deutschland werden nach wie vor nur unvollständig verstanden (ELLENBERG 1989). Dabei existieren über die Biologie der Rabenvögel seit langem zahlreiche Studien und Beobachtungen (vgl. BIRKHEAD 1991, GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1993). Aus der neueren Zeit liegen Gutachten von ELLENBERG (1989), MÜLLER (1988) und RAHMANN et al. (1988) vor, denen allerdings vor allem Literaturlauswertungen zur sogenannten Rabenvogel-Problematik zugrunde liegen.

Die Elster erscheint in diesem Zusammenhang aus verschiedenen Gründen besonders interessant. Zur Brutbestandsentwicklung in Mitteleuropa liegen zahlreiche Arbeiten vor, die sich aber gerade im deutschsprachigen Raum meist auf Nestkartierungen beschränken und keine Analyse des Bruterfolges beinhalten (z.B. DECKERT 1980, KOOIKER 1991, KOOIKER 1996a, LEHMANN et al. 1986, LEHMANN 1988, MULSOW & SCHROETER 1985, PLATH 1987, PLATH 1988, PRINZINGER & HUND 1981, WITT 1989). Vergleichsuntersuchungen aus dem angelsächsischen Raum (Zusammenstellung der wichtigsten Arbeiten in BIRKHEAD 1991) und neuere Arbeiten lassen vermuten, daß gerade die tiefgreifende anthropogene Umgestaltung unserer Heimat spürbare Auswirkungen auf die Bestandsdichte der Elster hatte und weiter haben wird (BEZZEL et al. 1980, COOMBS 1978, FLADE 1992, FLADE & STEIOF 1989, HÖLZINGER 1987, KLAFFS & STÜBS 1987, KNIEF & BORKENHAGEN 1992, MÄCK 1997, NITSCHKE & PLACHTER 1987, SCHUHMAN 1974).

Zur genaueren Analyse der Populationsdynamik sind umfangreiche Feldstudien erforderlich, die weit über die üblichen Nestkartierungen hinausgehen. Zur Abschätzung des Zustandes, der Entwicklungsfähigkeit und Produktivität einer Population sind Bruterfolgskontrollen, Raumnutzungsanalysen und Mortalitätsabschätzungen durchzuführen. Vor allem letztere sind ohne aufwendige Markierungstechniken wie Radio-Telemetrie (BÖGEL & MÄCK 1991, BÖGEL et al. 1988, KENWARD 1987, MÄCK 1987, MÄCK 1989, MÄCK & BÖGEL 1989a, WHITE & GARROTT 1990) kaum möglich.

Am Beispiel der Elster sollte der umrissene Fragenkomplex detailliert untersucht werden. Dabei standen folgende Fragen im Vordergrund:

- Welche Faktoren bewirken die zunehmende Synanthropie der Elster und verursachen die drastische Abnahme der Bestände in der freien Feldflur?
- Stellt der von der Elster in den vergangenen Jahrzehnten verstärkt eroberte städtische Lebensraum ein echtes Ersatzhabitat dar oder ist nach dem weitgehenden Verschwinden des Vogels aus der freien Feldflur eine Bestandsabnahme auch dort zu erwarten?
- Ist mit einem unkontrollierten Anwachsen der Elsternbestände aufgrund der Unterschutzstellung zu rechnen oder werden Populationsdichte und Produktivität der Populationen durch Topcarnivoren oder andere Regulationsmechanismen kontrolliert?
- Kann eine omnivore Vogelart wie die Elster Populationen potentieller Beutetiere entscheidend beeinflussen?
- Übernimmt die Elster im urbanen Raum möglicherweise die Rolle der in der naturnahen Landschaft vorkommenden Spitzenprädatoren von Kleinvogelpopulationen?

Der Lösung dieser Fragenkomplexe wurde versucht, durch spezifische Untersuchungen über Brutbiologie, Aktivität, Habitat- und Nahrungspräferenzen und Raumnutzung der Elster im Freiland, näher zu kommen. Genaue Untersuchungen an einzelnen Individuen lieferten entscheidende Bausteine zum Verständnis der Reaktionen ganzer Populationen und deren interspezifische Auswirkungen. Telemetrische Studien waren hierbei ein entscheidendes Hilfsmittel. Direktbeobachtungen sollten der weiteren Aufklärung wesentlicher, in Zusammenhang mit den aufgeworfenen Fragen stehenden Verhaltensstrukturen der Elster dienen. Im Verlauf der langjährigen Arbeiten sollte so aufgezeigt werden, wie mittels subtiler aut- und demökologischer Untersuchungen solide synökologische Aussagen getroffen werden können (vgl. FUNKE 1990).

2 Untersuchungsgebiete und Methoden

2.1 Beschreibung des Untersuchungsgebietes Ulm

Das Untersuchungsgebiet Ulm liegt zum größten Teil innerhalb der politischen Grenzen des Stadtkreises Ulm. Dieser umfaßt neben dem Stadtkern von Ulm die alten und neuen Siedlungsgebiete am Michels- und Safranberg, am Kuh- und Eselsberg, in Söflingen, Böfingen und Wiblingen, die unverbauten Täler am Stadtrand (Örlinger Tal, Lehrer Tal) sowie die Feldfluren und Siedlungsgebiete der eingemeindeten Dörfer

Lehr, Jungingen, Kesselbronn, Mähringen, Harthausen, Grimmelfingen, Ermingen, Eggingen, Donaustetten, Gögglingen und Unterweiler. In die Untersuchungen miteinbezogen wurden darüberhinaus die im Westen der Gemeinde Thalfingen liegenden Feldfluren, im folgenden als Teiluntersuchungsgebiet Kesselbronn benannt (s. Kap. 2.1.3). Daraus ergibt sich eine Gesamtuntersuchungsfläche von 122 km².

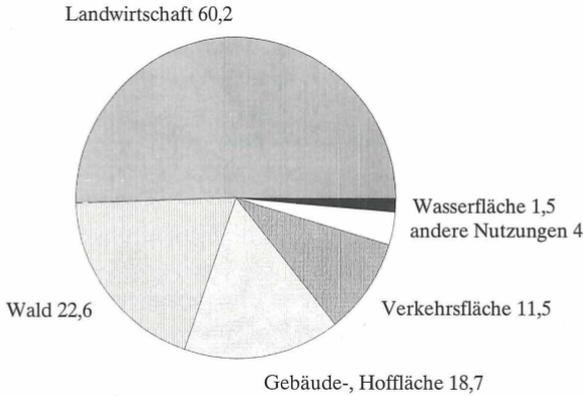


Abb. 1. Flächenaufteilung im Stadtkreis Ulm; Flächenangaben in km² (Quelle: Stadt Ulm, Flächenerhebung 1989, verändert).

Fig. 1. Division of landscape use in the urban district of Ulm; size of area in square kilometer (from: City of Ulm, area statistics 1989, modified).

Einen Überblick über die Nutzung und Flächenzusammensetzung des Untersuchungsgebietes gibt Abb. 1. Den größten Teil nehmen rurale Flächen ein. Es folgen Wälder und Gebäudekomplexe. 91% des bebauten Gebietes liegen auf der Gemarkung Ulm, die aber lediglich 44% des Stadtkreises ausmacht.

Das Gebiet ist von zwei Naturräumen geprägt, an deren Trennlinie die Donau verläuft. Die nördlich liegende Schwäbische Alb ist in ihrem geologischen Aufbau von mehrere hundert Meter mächtigen Ablagerungen des Jura-Meeress bestimmt. Der weitaus größte Teil dieser nach Südosten leicht geneigten Hochfläche wird vom Weißen Jura gebildet, der in Steinbrüchen, aber auch in Form natürlicher Felsköpfe (z.B. im Teiluntersuchungsgebiet Mähringen, s. Kap. 2.1.1) zu Tage tritt. Im westlichen Teil des Untersuchungsgebietes (um Eggingen, s. Kap. 2.1.7) liegt nördlich des heutigen Donaulaufes die aus sandigen Ablagerungen des tertiären Molassemeeres bestehende Grimmelfinger Terrasse im Übergangsbereich zu den südlich der Donau liegenden Donau-Iller-Lech-Platten, einem Talraum mit weiten, ehemals feuchten Riedzonen und Talauen.

Die beiden Naturräume haben ein unterschiedliches Klima mit mehr Niederschlägen und niedrigeren mittleren Jahrestemperaturen auf der Alb (BIRKENFELD 1987).

Die Einwohnerzahl des Großraumes Ulm vergrößerte sich seit 1950 auf mehr als das Doppelte. Die Bevölkerungsdichte liegt derzeit bei über 500 Einwohner/km² (BIRKENFELD 1987). Die ehemaligen Flußauen sind weitgehend entwässert und verbaut, was die Lebensbedingungen vieler Tierarten nachhaltig veränderte (ANKA et al. 1996, MÄCK & EHRHARDT 1995).

Im Süden grenzt die Stadt Ulm in weiten Bereichen direkt an die Donau (Abb. 2). Der Süden des Stadtkreises Ulm mit den Ortschaften Unterweiler, Wiblingen, Göggingen, Donaustetten, Einsingen, Eggingen und Grimmelfingen liegt am Rand der Grimmelfinger Terrasse („Hochsträß“) und im Donautal. Im Industriegebiet „Donautal“ im Südwesten der Stadt liegen zwischen Fabrikanlagen noch einzelne bebuschte Freiflächen, die jedoch dem Expansionsdruck der Industrie ebenso zunehmend weichen, wie westlich angrenzende landwirtschaftliche Flächen (s. Abb. 2). Die westlichen und teilweise auch die nördlichen Randgebiete der Stadt Ulm waren bis zum Beginn der Untersuchungen von jahrzehntealten Kleingartenanlagen geprägt, die den Übergang vom Siedlungsbereich zur freien Feldflur bildeten. In Söflingen (s. Kap. 2.1.6) und am westlichen Eselsberg (s. Kap. 2.1.4) wurden diese in den letzten Jahren von Neubaugebieten größtenteils verdrängt. Die Gemarkungen der Dörfer Jungingen, Lehr, Mähringen, Harthausen und Ermingen am Rand der Hochfläche der Schwäbischen Alb nehmen den Norden und Westen des Untersuchungsgebietes ein (s. Abb. 2). Am Ostrand des Untersuchungsgebietes liegen im Norden die Feldfluren um Kesselbronn, die nach Süden bis an die östlichen Ausläufer der Stadt Ulm heranreichen.

Die Waldgebiete sind hauptsächlich mit Buchen-Mischwäldern mit eingesprenkelten Fichtenforsten bestanden. Für die vorliegende Untersuchung sind sie von geringerem Interesse, da die Elster im allgemeinen geschlossene Waldgebiete meidet.

Die freie Feldflur ist weitgehend gehölzfrei. Einzelne extensiv genutzte Streuobstwiesen vor allem im Randbereich der Dörfer und einige Hecken und Gehölze lokern das Landschaftsbild auf.

Auf der Grundlage der Nestkartierung (s. Kap. 3.2.1) und in Zusammenhang mit dem Fangerfolg (s. Kap. 2.2) wurden zur Analyse von Siedlungsökologie und Populationsdynamik mehrere Teiluntersuchungsgebiete abgegrenzt (s. Abb. 2 und Kap. 2.1.1 - 2.1.8). Diese weisen Unterschiede in der anthropogenen Nutzungsintensität und -qualität und dem Bebauungsgrad einerseits sowie der Biotopstruktur und der Siedlungsdichte der Elster andererseits auf. Die Hauptuntersuchungen erfolgten in diesen Teiluntersuchungsgebieten von 1989 bis 1992, z.T. bis 1996.

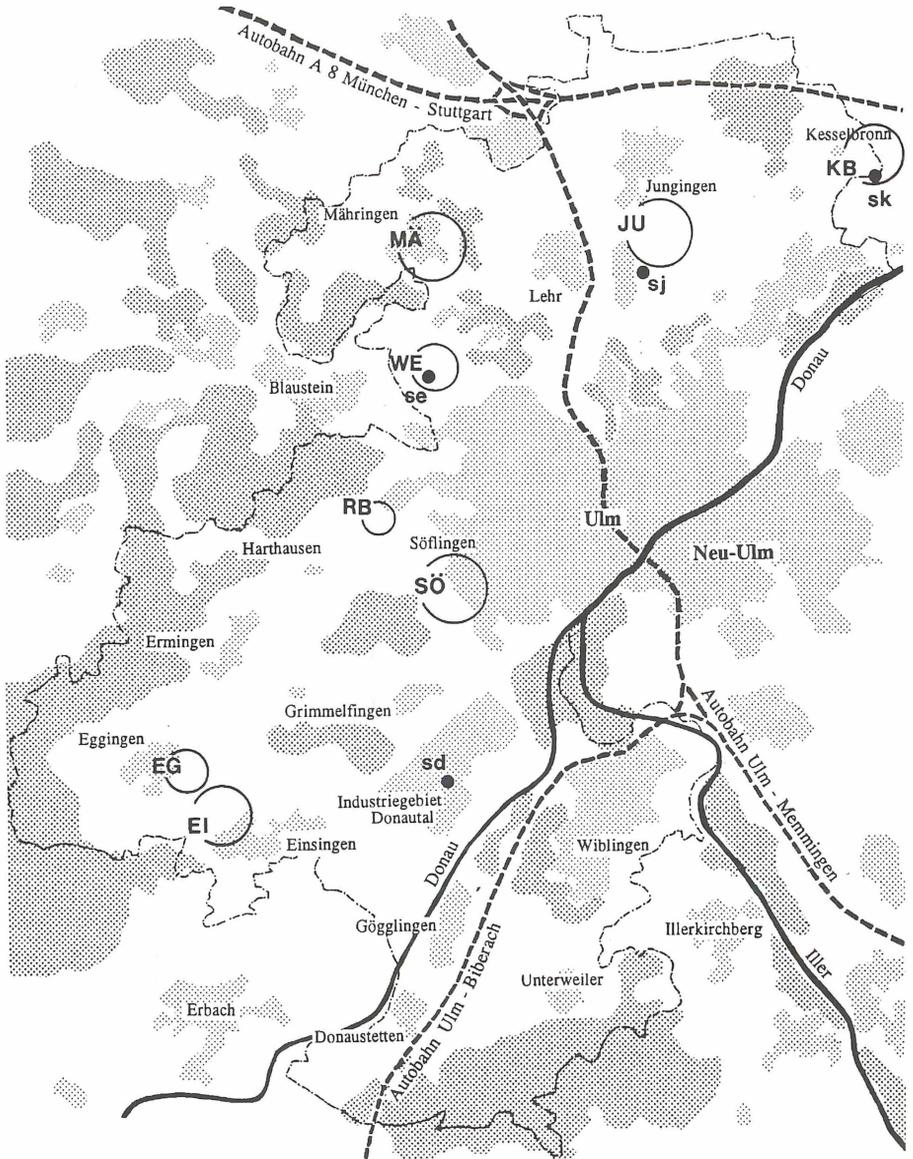


Abb. 2. Untersuchungsgebiet Stadt Ulm. Maßstab 1:150.000. Siedlungsgebiete, Waldflächen. Teiluntersuchungsgebiete: KB Kesselbronn, JU Jungingen. MÄ Mähringen, WE westlicher Eselsberg, SÖ Söflingen, RB Roter Berg, EG Eggingen, EI Einsingen. Schlafplätze: sd Donautal, se Eselsberg, sj Jungingen, sk Kesselbronn

Fig. 2. Study area city of Ulm. Scale 1:150.000. area of settlement, wooden area. Partial study areas: KB Kesselbronn, JU Jungingen. MÄ Mähringen, WE western Eselsberg, SÖ Söflingen, RB Roter Berg, EG Eggingen, EI Einsingen. Roosting places: sd Donautal, se Eselsberg, sj Jungingen, sk Kesselbronn



Abb. 3. Teiluntersuchungsgebiet Mähringen mit zentral gelegenem Trockenrasen, der von Elstern häufig zur Nahrungssuche genutzt wird (Blick nach Norden).
Fig. 3. Partial study area “Mähringen” with central grassland, frequently used as feeding area of magpies (view from south).



Abb. 4. Streuobstbereich am südlichen Ortsrand von Jungingen.
Fig. 4. Old orchard at the southern periphery of the village of Jungingen

2.1.1 Teiluntersuchungsgebiet Mähringen

Im Nordwesten des Stadtkreises liegt Mähringen (s. Abb. 2, „MÄ“). Im gewachsenen Dorfkern blieben bis heute einige landwirtschaftliche Betriebe erhalten. Am Dorfrand wurden in den 1950er und 1960er Jahren vor allem Einzelhaussiedlungen erbaut. Auf Streuobstflächen wurden am Nordrand von Mähringen Neubaupläne ausgewiesen.

Der Norden der Mähringer Gemarkung zeichnet sich durch weitläufig ausgeräumte Feldflächen aus. Im Osten grenzt im Tobeltal der Standortübungsplatz „Lerchenfeld“ der Bundeswehr an. Tief eingeschnittene Täler, deren Hänge entweder mit Wald bestanden oder als Trockenhänge mit Kalkfelsköpfen ausgebildet sind, wechseln mit offenen Landschaftsstrukturen ab. Dorfnahe Flächen werden überwiegend als Mähwiesen oder Rinderweiden genutzt (Abb. 3). Dazwischenliegende Heckenstrukturen, vor allem im Süden, ergänzen das reichgegliederte Mosaik mit für die Elster nutzbaren Kleinstrukturen. Im Süden der Gemarkung befindet sich am Nordhang des Eselsberges ein paläozoologisch interessanter, alter Steinbruch. Dieses Naturdenkmal ist mit einer vielgestaltigen Heckenvegetation und Magerrasenelementen bestanden.

2.1.2 Teiluntersuchungsgebiet Jungingen

Jungingen liegt nördlich der Stadt Ulm. Am südlichen Dorfrand befindet sich eine gut 12 ha große, zusammenhängende Streuobstwiese (Abb. 4). Auf der angrenzenden, von großflächiger Nutzung bestimmten Agrarfläche existieren noch vereinzelte, inselartig abgegrenzte, gebüschbetonte Areale. Östlich des Dorfes finden sich einige Aussiedlerhöfe mit umgebenden kleinräumigen Strukturen und Kleingartenanlagen in der Feldflur. Die im Norden liegenden, weitgehend ausgeräumten Agrarflächen und Neubaupläne wurden aus dem Teiluntersuchungsgebiet ausgeklammert (s. Abb. 2, „JU“).

2.1.3 Teiluntersuchungsgebiet Kesselbronn

Das Gebiet liegt im äußersten Nordosten von Ulm, größtenteils außerhalb der Stadtgrenze auf der Gemarkung Thalfingen (s. Abb. 2, „KE“). Die Landschaft ist auf etwa 20 ha von kleinflächiger landwirtschaftlicher Nutzung geprägt (Abb. 5). Die schmalen Felder werden durch dichte Feldhecken getrennt und grenzen z.T. an größere, teilweise verbuschte Ruderalflächen. Im Kern liegen kleine Fichtenaufforstungen, die im Osten bis zur Gemeinde Thalfingen reichen. Dieser Bereich ist von großen, monotonen Agrarflächen umgeben. Das Spektrum der agrarischen Nutzung reicht von weitgehend ungenutzten Trockenrasenflächen über Streuobst- und Intensiv-Mähwiesen bis

zum Getreide-, Mais- und Rapsanbau. Gehöfte oder Feldscheunen liegen am Rand des Teiluntersuchungsgebietes in Kesselbronn, Thalfingen, Seligweiler und den Weitfelder Höfen.



Abb. 5. Heckenlandschaft im Teiluntersuchungsgebiet Kesselbronn, umgeben von großflächigen landwirtschaftlichen Anbauflächen (Blick nach Nordosten).

Fig. 5. Hedgerow-area in the partial study area "Kesselbronn" surrounded by large agricultural plains (view from south-west)

2.1.4 Teiluntersuchungsgebiet Westlicher Eselsberg

Im Nordwesten der Stadt Ulm finden sich großflächige landwirtschaftliche Anbauflächen in den heute üblichen Dimensionen. Einzelne dazwischenliegende Hecken und Ruderalflächen lockern das Bild der modernen Agrarlandschaft am westlichen Eselsberg auf (s. Abb. 2, „WE“). Zwischen der landwirtschaftlichen Fläche und dem städtischen Siedlungsbereich bestand bis 1991 ein altes, etwa 15 ha großes Kleingartengebiet (Abb. 6). Das Siedlungsbild wird von Einzel- und Reihenhäusern mit Gärten und Grünanlagen beherrscht. Große Neubaufächen deuten die zukünftige Entwicklung des Ehrensteiner Feldes und der Söflinger Weinberge an.

In zunehmenden Maß wird die bisher landwirtschaftlich genutzte Fläche von Norden her durch Neubauten der Universität und ihr angegliederten Forschungsinstituten



Abb. 6. Teiluntersuchungsgebiet Westlicher Eselsberg im Jahr 1990; im Westen liegen große Kleingärten und Felder (Blick nach Norden)

Fig. 6. Partial study area "Western Eselsberg" in the year 1990; large allotments and open fields are located in the west (view from south).

zurückgedrängt. In der zweiten Hälfte des Jahres 1991 wurden alle Kleingärten am Südhang des Eselsberges in einem radikalen Eingriff, dem der alte Baumbestand nahezu vollständig zum Opfer fiel, zu einem großen Neubaugebiet umgestaltet (Abb. 7).

2.1.5 Teiluntersuchungsgebiet Roter Berg

Der nördliche Teil des Teiluntersuchungsgebietes Roter Berg (s. Abb. 2, „RB“) wird von einer Wohnsiedlung aus den frühen 1980er Jahren eingenommen. Sie besteht überwiegend aus regelmäßig angeordneten Einfamilienhäusern, die in Waldnähe von einigen kleineren Wohnblocks abgelöst werden (Abb. 8). Größere Bäume in den Gärten sind eher selten. Im Süden grenzt ein altes Kleingartengebiet mit kleinen Feldern und teilweise kleingärtnerisch genutzten Streuobstwiesen an. Dieser Bereich weist einen reichgliederten Baum- und Strauchbestand auf.



Abb. 7. Teiluntersuchungsgebiet Westlicher Eselsberg im Jahr 1992; die Kleingärten und Feldfluren weichen einem Neubaugebiet (Blick nach Norden)

Fig. 7. Partial study area "Western Eselsberg" in the year 1992; the allotments and the open fields are replaced by urban settlements.

2.1.6 Teiluntersuchungsgebiet Söflingen

Söflingen ist ein seit 1905 eingemeindeter Vorort am südwestlichen Stadtrand von Ulm. Das Siedlungsgebiet geht heute unmittelbar in die Ulmer Weststadt über. Die Wohnsiedlungen bestehen größtenteils aus Einfamilienhäusern mit Gärten. Vor allem im Westen und Süden der Söflinger Gemarkung (s. Abb. 2, „SÖ“) grenzen an die in der ersten Hälfte dieses Jahrhunderts entstandenen Siedlungsgebiete noch sehr alte, aus ehemaligen Streuobstwiesen entstandene Schrebergartenanlagen an. In neuerer Zeit muß ein großer Teil der Kleingärten in zunehmendem Maße Neubausiedlungen weichen (Abb. 9).

Das Teiluntersuchungsgebiet Söflingen weist mehrere interessante Aspekte auf. Die Kernzone besteht aus einem alten Kleingartengebiet (s. Abb. 9), durch das sich ein Streifen eines extensiv von Schafen beweideten, ehemaligen Kalk-Trockenrasen zieht (Abb. 10). Bei der 1991 begonnenen Umwandlung der am westlichen Rand liegenden Kleingartenflächen in ein Wohngebiet blieben Teile des alten Baumbestandes und einzelne Streuobstwiesen erhalten. Im Osten ist die Kernzone von alten Wohngebie-



Abb. 8. Teiluntersuchungsgebiet Roter Berg mit Kleingartengebiet im linken Teil der Bildmitte (Blick nach Norden)

Fig. 8. Partial study area "Roter Berg" with allotments at the left from the center (view from south)

ten mit überwiegender Einzelhausbebauung umgeben. Im Norden bildet der Söflinger Friedhof den Übergang zum Dorfkern. Im Nordwesten schließt sich ein etwa 20 Jahre altes Siedlungsgebiet an. Der Höhenzug des Hochsträß bildet im Süden eine natürliche Grenze des Teiluntersuchungsgebietes (s. Abb. 10). Im Westen und Südwesten bildet die angrenzende Feldflur mit zwei weiteren Kleingartengebieten den Übergang zu einem Mischwald.

2.1.7 Teiluntersuchungsgebiet Eggingen

Das Dorf Eggingen liegt im Westen des Ulmer Stadtkreises (s. Abb. 2, „EG“). Am Dorfrand finden sich noch vereinzelt Streuobstflächen (Abb. 11). Die flurbereinigte, landwirtschaftlich genutzte Fläche wird überwiegend von Äckern mit einigen wenigen Wiesen geprägt. Im Süden liegen Neubausiedlungen, die zunehmend in die Streuobstflächen „hineinwachsen“. Eine alte Sandgrube stellt mit ihrem Strauchbewuchs mittlerweile ein naturnahes Biotopelement in der ausgeräumten Feldflur dar und wird von Elstern als Schlafplatz genutzt.



Fig. 9. Teiluntersuchungsgebiet Söflingen: alte Gärten im Zentralbereich vor der Umwandlung in ein Neubaugebiet (Blick nach Osten).

Fig. 9. Partial study area "Söflingen": old gardens in the central part prior to usage as settlement (view from west).

Die Mülldeponie im Südwesten der Gemeinde, die früher ein wichtiges Nahrungsreservoir nicht nur für Corviden darstellte und im Winter große Schwärme von Saatkrähen anzog, ist seit einigen Jahren geschlossen und begrünt.

2.1.7 Teiluntersuchungsgebiet Einsingen

Das Dorf Einsingen im Südwesten von Ulm (s. Abb. 2, „EI“) ist von einem Gürtel aus landwirtschaftlich und kleingärtnerisch genutzten Wiesen- und Streuobstflächen umgeben (Abb. 12). Es grenzen überwiegend flurbereinigte Feldflächen an. Kleinräumig gegliederte Strukturen sind hier nur vereinzelt zu finden, Feldgehölze fehlen fast völlig. Am Dorfrand, vor allem im Süden und Osten, liegen Neubausiedlungen und Baugebiete. Im Nordosten haben sich einige größere Gewerbebetriebe angesiedelt.



Abb. 10. Magerrasen im zentralen Teil des Söflinger Teiluntersuchungsgebietes, im Hintergrund der "Hochsträß" (Blick nach Süden).

Fig. 10. Grassland in the central part of the partial study area "Söflingen", in the background the "Hochsträß" (view from north).

2.1.9 Kartenmaterial der Teiluntersuchungsgebiete

Zur Darstellung der Raumnutzung der Elster, vor allem der besenderten Tiere, sind genaue Karten der Teiluntersuchungsgebiete erforderlich. Das zur Verfügung stehende amtliche Kartenmaterial (topografische Karten im Maßstab 1:10.000, Flurkarten im Maßstab 1:1.000 und Stadtpläne im Maßstab 1:20.000) erwies sich besonders in den Randbereichen des Stadtgebietes und in Gebieten mit kleinräumig parzellierten landwirtschaftlichen Flächen, in denen die Elstern schwerpunktmäßig vorkommen, als unzureichend. Die Biotopkartierung des Stadtkreises Ulm war noch nicht fertiggestellt. Eine EDV-gestützte Datenaufbereitung etwa in Form eines „Geografischen Informationssystems“, das zur Analyse von Fragen der Habitatnutzung freilebender Tiere von großer Bedeutung ist (vgl. d'OLEIRE-OLTMANN 1991, SCHUSTER 1990), stand nicht zur Verfügung.

Für die Teiluntersuchungsgebiete wurden deshalb eigene Kartenblätter auf der Grundlage von Flurkarten der Stadt Ulm erstellt. Über Luftbilder (Maßstab 1:10.000) und mit bei Geländebegehungen angefertigten Skizzen wurden diese korrigiert und vervoll-



Abb. 11. Teiluntersuchungsgebiet Eggingen: Streuobstflächen und Feldflur (Blick nach Nord-Westen)

Fig. 11. Partial study area "Eggingen": old orchards in the open farmland (view from south-east).

ständig. Hierbei wurden für die Untersuchung relevante Strukturmerkmale und Daten in die Karten aufgenommen (s. FUNKE & MÄCK 1990). Bei tiefgreifenden Änderungen, z.B. aufgrund beginnender Baumaßnahmen, wurden die Karten den weiteren Verhältnissen angepaßt.

2.2 Fang von Elstern

In der Literatur werden verschiedene Fangmethoden für Elstern beschrieben: Japan-netz - LOKIETSCH in BUB (1984), Schlagnetz - SCHWAMMBERGER in BUB (1986), Krähenmassenfalle - z.B. BICKEL (1951 in BUB 1984), Bal-Chatri-Falle - GAST (1984), Gitterkorb-Falle - ALSAGER et al. (1972) und modifizierte Bal-Chatri-Falle - SCHARF (1985). Mit den zwei kommerziell vertriebenen Fallentypen Schlagnetz und Kastenfalle (beide von Heindl -Versand) wurde bei mehreren Versuchen in verschiedenen Teiluntersuchungsgebieten keine Elster gefangen.

Die Gitter-Falle nach ALSAGER et al. (1972) (Abb. 13) wird als potentiell erfolgreiches Fanggerät diskutiert (ELLENBERG pers. Mitt.). Sie muß nach dem Aufstellen ständig



Abb. 12. Teiluntersuchungsgebiet Einsingen mit dorfnahem Kleingarten und Feldhecken; mehrfach Nestbau in Baumhecke in Bildmitte (Blick nach Südosten).

Fig. 12. Partial study area "Einsingen" with allotments beneath the village and field-hedges; multiple nest-building in the tree-hedge (in the center of the figure; view from north-west).

beködert werden. Als Köder dienten bei der vorliegenden Untersuchung Hackfleisch, Hundefutter, tote Mäuse und Maisschrot. Die mehrere Tage am Fangplatz stehende Falle wurde aus Gründen des Tierschutzes nur während der Anwesenheit von zwei Beobachtern „fängisch“ gestellt. Zuerst erfolgte dies entsprechend den Angaben bei ALSAGER et al. (1972) durch Einhängen der Eingangsreuse. Der Unterschied zwischen „fängisch“ (Eingangsreuse eingehängt) und „nicht fängisch“ gestellter Falle (Eingangsreuse fehlend) war jedoch sogar für bereits mit der Falle vertraute Elstern so deutlich, daß sie vor fängisch gestellter Falle erneut starke Scheu zeigten. Daraufhin wurde die Falle mit einer aus dem Versteck elektrisch auslösbaren Falltür (Abb. 13b) versehen, so daß der Zustand der Falle nicht mehr erkennbar war. Trotzdem brachte sogar der Einsatz eines Lockvogels in der Falle keinen Fangerfolg (Abb. 14).

Gute Fangergebnisse wurden in Saarbrücken mit einer Bal-Chatrri-Falle erzielt (GAST 1984). Sie besteht aus einem halbzyklindrischen Drahtkorb, in dem sich als Lockvogel eine Elster befindet (Abb. 15). Am Drahtgeflecht werden Schlingen aus 0,3 mm starkem Nylon-Faden so befestigt, daß sie von der Oberfläche des Drahtgeflechts abstehen und sich bei Zugbelastung zuziehen. Beim Versuch, sich dem Lockvogel zu nä-

hern und ihn aus dem Revier zu vertreiben, sollen sich die Elstern mit den Füßen in den Schlingen fangen und so am Abfliegen gehindert werden.

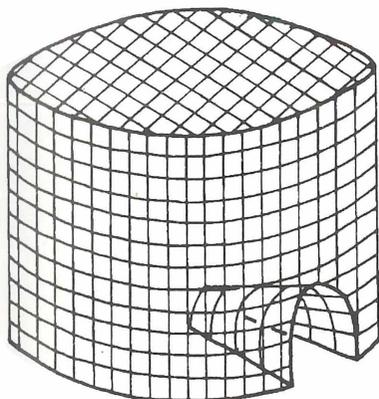


Abb. 13a. Gitter-Falle mit Eingangsreuse nach ALSAGER et al. (1972).

Fig. 13a. Circular live trap with access door according to ALSAGER et al. (1972).

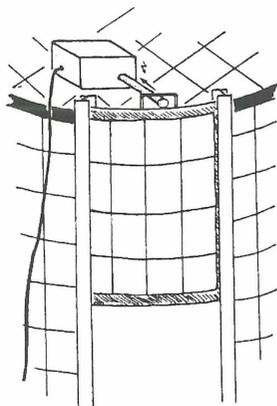


Abb 13b. Elektrisch auslösbare Falltür der Gitterfalle.

Fig. 13b. Electrically closing access door of the circular live trap.

Tab. 1. Fangenerfolg mit unterschiedlichen Fangmethoden

Tab. 1. Trapping success of different trapping methods

Fallentyp	Fangaufwand	Fangenerfolg (= Anzahl gefangener Tiere)
Gitterfalle nach ALSAGER et al. (1972)	100 h an 20 Tagen	0
Bal-Chatri-Falle nach GAST (1984)	39 h an 31 Tagen	14 (16)*
Schlingen-Falle nach SCHARF (1985)	6 h an 3 Tagen	0
zusätzliches Japan-Netz	8 h an 5 Tagen	0

* zwei Tiere konnten sich nach Verfangen in einer Schlinge wieder lösen (s. Text).

Zusätzlich zur Bal-Chatri-Falle nach GAST (1984) wurde in einigen Fällen die Schlingen-Fangmethode nach SCHARF (1985) und zusätzlich ein Japannetz (vgl. BUB 1984) eingesetzt. Bei der Schlingenfalle nach SCHARF (1985) wird ein Lockvogel mit einem Geschüh aus weichem Leder an einem kleinen, im Boden verankerten Pflock angebunden. Im Umkreis werden Schlingen ähnlich denjenigen der Bal-Chatri-Falle mit

Drahtbügeln unsichtbar im Boden verankert. Im Fangbereich wurde zusätzlich mit Nahrung geködert. Mit dem am Rand gespannten Japannetz sollen überfliegende Elstern gefangen werden.

Der Fang adulter Elstern erwies sich entgegen den Literaturangaben als schwierig. Nur mit der Bal-Chatri-Falle nach GAST (1984) wurden bei 31 Versuchen an 20 verschiedenen Nestern 14 adulte Tiere gefangen (Tab. 1). Ein Wiederfang, von z.B. im Vorjahr gefangenen Elstern, gelang ebensowenig wie der Fang von Elstern in der Feldflur; diese zeigten eine ganz besondere Scheu. Die zusätzliche Verwendung von Japan-Netz und Schlingen-Falle brachte keinen höheren Fangerfolg. Beobachtungen lassen vermuten, daß die Elstern beim Anflug das Netz als Hindernis erkennen. Zweimal konnten sich kräftige Männchen wieder losreißen, nachdem sie sich bereits mit einem Fuß in einer Schlinge der Bal-Chatri-Falle verfangen hatten (s. Tab. 1). In 2 Fällen wurden beide Brutvögel gefangen, davon einmal an verschiedenen Tagen. Die gefangenen 14 Elstern wurden mit farbigen Fußringen (s. Kap. 2.3.3) markiert und bis auf 2 Tiere alle besendert (s. Kap. 2.3.6).



Abb. 14. Gitter-Falle nach ALSAGER et al. (1972) mit Lockvogel und freilebenden Elstern in direkter Nähe der Falle.

Fig. 14. Circular Livetraps after ALSAGER et al. (1972) with caged decoy-bird and free-living magpies next to the trap.



Abb. 15. Bal-Chatrri-Falle nach GAST (1984) mit Lockvogel und Revier-Paar kurz vor dem gelungenem Fang des Männchens.

Fig. 15. Bal-Chatrri-trap according to GAST (1984) with decoy-bird and breeding-pair shortly before the male was successfully captured.

Die Fangmethode nach GAST (1984) beruht auf der starken territorialen Aggressivität der Elstern während der Nestbau- und Vorbrutphase (BAEYENS 1981b, BIRKHEAD 1979, BIRKHEAD et al. 1986, BIRKHEAD 1991, VINES 1981). Sobald die Brut begonnen hatte, zeigten die Vögel nur noch geringes Interesse am Lockvogel in Nestnähe.

Die „Bal-Chatrri-Falle“ mit dem Lockvogel muß daher in einer geringen Distanz zum Nest aufgestellt werden, was mit einer massiven Störung der Nestbauhandlungen verbunden ist. So kam es nach ihrem Einsatz teilweise über mehrere Tage zur Aufgabe weiterer Nestbauhandlungen. Die Elstern ließen sich in Ulm jedoch nur so und dies nur während einer kurzen Periode der Vorbrutphase fangen. Auch DREIFKE (1994) erzielte außerhalb der Brutzeit keine Fangerfolge. Hatte das Weibchen bereits Eier gelegt, blieb in Ulm ein Fangerfolg trotz mehrtägiger Versuche mit allen in der Literatur als erfolgreich beschriebenen Methoden aus (BUB 1984, GAST 1984, SCHARF 1985).

2.3 Markierung

2.3.1 Sichtbeobachtungen im Freiland

Die Beobachtungsdistanzen variierten in der Regel von ca. 20 bis weit über 100 m. Optische Hilfsmittel zur Beobachtung und individuellen Erkennung beringter Tiere im Freiland waren Fernglas (ZEISS 10x40) und Fernrohr (KOWA TSN-4 30-77x70). Zur fotografischen Dokumentation wurden Kleinbild-Spiegelreflexkameras (PENTAX LX) mit Objektiven zwischen 17 und 1200 mm Brennweite verwendet. Als Filmmaterial dienten die Colorumkehrfilme Fujichrome RD 100 und Kodachrome 200.

2.3.2 Flügelmarken

Flügelmarken werden üblicherweise mittels einer durch das Patagium gestochenen Niete befestigt (Zusammenstellung verschiedener Arbeiten in BUB & OELKE 1985). Der Vorteil gegenüber Fußringen ist die Erkennbarkeit über größere Distanzen und im Flug. Um die damit verbundene Verletzung des Vogels zu vermeiden, wurde hier eine alternative Befestigung an Volierenvögeln in der Staatlichen Vogelschutzwarte Karlsruhe getestet. Die Flügelmarke wird hierbei ähnlich einer „Blindenbinde“ proximal der Remiges secundarii um den Flügel gelegt und die beiden Enden zwischen den Schwungfedern zusammengeklebt (Abb. 16).

Diese Befestigung wurde an segelfliegenden Greifvögeln und größeren Corviden mit Erfolg durchgeführt (ALONSO et al. 1987, HEREDIA et al. 1985, KOCHERT et al. 1983, SOUTHERN & SOUTHERN 1985). Bei den Elstern zeigten sich jedoch bereits nach zwei Monaten, ebenso wie bei hauptsächlich schlagfliegenden Greifvogelarten (KOCHERT et al. 1983), an kritischen Stellen Hautschürfungen und Gewebeschwulste, so daß dieses Markierungsverfahren im Freiland nicht eingesetzt wurde.

2.3.3 Fußberingung

Die als Geflügelringe bekannten Plastikringe von HUGHES Ltd. waren zur individuellen Markierung und in Handhabung, Verträglichkeit und Lebensdauer sehr gut geeignet.

Die Markierung erfolgte mit zwei unterschiedlich gefärbten Ringen an einem Fuß (Abb. 17). Die Farben codieren Nestzugehörigkeit und Individualität des markierten Tieres. Die Ringe wurden um den Tibiotarsus gelegt und dann mit Aceton „verklebt“.

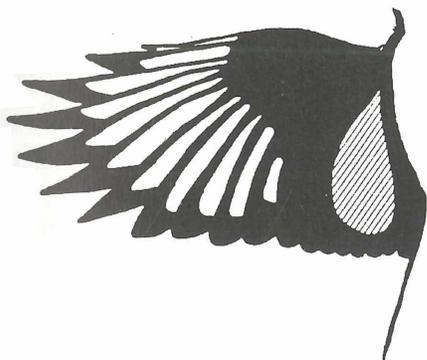


Abb. 16. Elster mit Flügelmarke.
Fig. 16. Magpie with patagial marker.

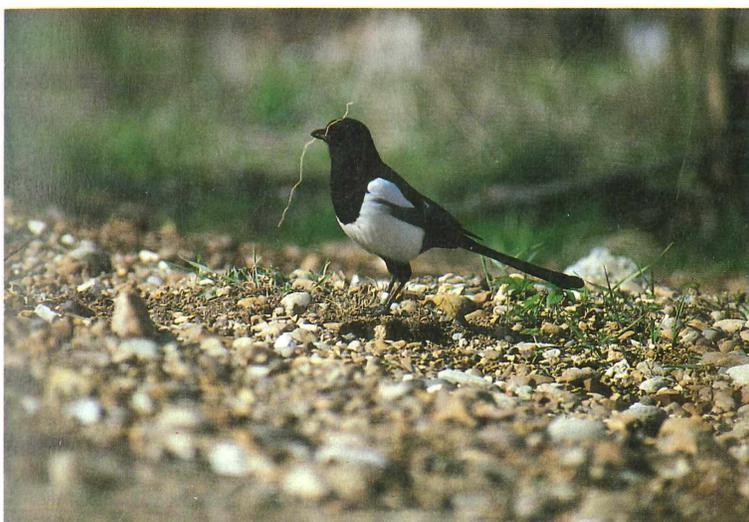


Abb. 17. Elster mit weiß-grünem Fußring.
Fig. 17. Magpie with white-green ring.

In den Jahren 1990-1992 wurden 123 Elstern mit Fußringen markiert. Davon waren 14 (11,4%) adult und 109 juvenil. Im folgenden werden die Tiere entsprechend den Ringfarben bezeichnet (z.B. „Weiß-Grün“, s. Abb. 17).

Die Akzeptanz der farbigen Ringe durch die Tiere war zufriedenstellend. Die Tiere versuchten zwar die Markierung direkt nach der Beringung durch Hacken und Beißen zu entfernen, doch wurden dadurch oder durch die Ringe selbst verursachte Verletzungen nicht beobachtet. Bereits am Tage nach der Beringung wurde der Fußring nicht mehr beachtet. HAUFF (1995, zit. ELLENBERG in litt.) berichtet von Elstern, die ihre Fußringe entfernt hatten. Ringverluste wurden in Ulm nicht registriert.

Die Markierung freilebender Heckenvögel mit farbigen Fußringen birgt Nachteile gegenüber Flügelmarken. Beim Aufenthalt in der Deckung des Gebüsches ist die Ablesung der Fußringe schwierig und im Flug gar nicht möglich. Eine eindeutige Zuordnung der Farbringe ist mit dem Fernglas nur auf kurze (bis ca. 40 m), mit dem Fernrohr nur auf mittlere Distanzen und dies nur bei guten Lichtverhältnissen möglich (vgl. Abb. 17). Der große Vorteil dieser Markierung besteht jedoch darin, daß sie i.d.R. mit keinerlei Komplikationen für die Versuchstiere verbunden ist.

2.3.4 Methodische Grundlagen zur Anwendung der Telemetrie

Radio-Telemetrie ist eine Informationsübermittlung mittels elektromagnetischer Wellen (Funk). Prinzipiell werden zwei Anwendungskategorien unterschieden: Radiotelemetrie im engeren Sinne für physiologische Anwendungsbereiche und Radio-Tracking zur Standortbestimmung im Freiland.

Die Übermittlung physiologischer Daten erfolgte in der vorliegenden Untersuchung nur bei der automatischen Überwachung der Bebrütungstemperaturen in Elster-Nestern durch sogenannte „Temperatureier“ (s. Kap. 2.8 und Kap. 3.1.7).

Beim Radio-Tracking werden die Tiere mit einem Sender individuell markiert. Die ausgesendeten Signale werden von einer geeigneten Empfangsanlage aus Antenne und Empfänger aufgenommen. Bei der hier benutzten Technik strahlt der Sender ein unmoduliertes Trägersignal ab (CW-Betrieb - Continuous-Wave), das durch die Interferenz mit einer geringfügig abweichenden Frequenz im Empfänger hörbar gemacht wird (BFO-Betrieb - Beatfrequent Oscillation). Die Trägerfrequenz wird aus Gründen der Batteriekapazität bzw. der Lebensdauer des Senders getastet abgestrahlt: der Sender schaltet sich in einem definierten Zeitraster an und aus.

Die Peilung des Senders erfolgt beim heute üblichen Telemetrierfahren so, daß der Amplitudenverlauf mit Richtantennen in Abhängigkeit vom geografischen Winkelwert ausgewertet wird (MÄCK & BÖGEL 1989a, WATSON & WRIGHT 1971). Die Bestimmung der Senderrichtung kann dabei nach folgenden Methoden durchgeführt werden:

- **Maximumpeilung**

Durch Drehen der Antenne wird derjenige Winkelwert bestimmt, bei dem die Signalamplitude ein Maximum erreicht. Dieses Maximum ist je nach Empfangsantenne nicht sehr steilflankig ausgeprägt und deshalb vergleichsweise nur ungenau bestimmbar. Die Richtcharakteristik („Empfangskeule“) der verwendeten H-Antenne (s. Kap. 8) läßt erfahrungsgemäß eine Genauigkeit der Richtungsbestimmung von $\pm 3^\circ$ bis $\pm 14^\circ$ zu (SCHOBER et al. 1984, SCHOBER 1986).

- **Minimumpeilung**

Es werden die beiden Winkelwerte des Signalminimums bestimmt, die sich aufgrund der Richtcharakteristik jeder Richtantenne durch die steilflankigen Einbrüche symmetrisch rechts und links der Senderrichtung ergeben. Aus der anschließenden Mittelung dieser Werte resultiert die Senderrichtung. Diese Methode ist vor allem im flachen, wenig strukturierten Gelände mit geringer Häufigkeit von Reflexionen genauer als die Maximumpeilung (vgl. KENWARD 1987).

- **Nullpunkt-Peilung**

Zwei gleiche, parallel orientierte Richtantennen werden nebeneinander montiert und phasenverdrehet zusammengeschaltet. Es resultiert ein extrem steilflankiges Minimum in Senderrichtung, im Idealfall sogar eine Auslöschung des Signals. Dies ermöglicht eine sehr genaue Peilung.

Das Mitführen von zwei fest montierten Antennen ist vor allem in dicht bewachsenem Gelände unhandlich und schließt die nötige kleinräumige Mobilität aus. Daher ist die Nullpunktpeilung nur eingeschränkt einsetzbar. Wegen der zahlreichen Reflexionen im kleinparzellierten Gelände ist die Minimumpeilung nicht anwendbar. Aufgrund der ungleich besseren Handlichkeit einer kleinen Antenne im Gelände wurde daher das Verfahren der Maximumpeilung angewendet.

Die Standortbestimmung erfolgt im Idealfall durch eine **Kreuzpeilung** (Abb. 18):

Zwei Peilungen müssten gleichzeitig von zwei verschiedenen Standorten durchgeführt werden. Da dies für einen Bearbeiter unmöglich ist, wurde mit Annäherungen gearbeitet: Die Peilungen erfolgten mit möglichst geringem Zeitversatz. Das besenderte Tier sollte währenddessen wenig Möglichkeiten zur Standortveränderung haben. Je länger beide Peilungen zeitlich differieren, um so ungenauer wird eine Standortbestimmung bei einem bewegten Sender. Aufgrund der eingeschränkten Begehbarkeit des Geländes (Privateigentum, Einzäunungen etc.) konnten Kreuzpeilungen, die obigen Kriterien entsprechen, meist nur bei lokomotorisch inaktiven Tieren (Ruhen, Sitzen, Brüten etc.) erreicht werden.

Die erhaltenen Winkelwerte werden in die Arbeitskarte eingetragen. Der Schnittpunkt der Peilgeraden markiert den angenäherten Standort des Tieres. Gemäß der

Peilgenauigkeit müssen die Peilgeraden um ein Toleranzfeld erweitert werden. Um den Schnittpunkt der Peilgeraden ergibt sich so ein unregelmäßiges Viereck, das **Fehlerpolygon**. Dieses beschreibt das Areal mit der höchsten Aufenthaltswahrscheinlichkeit des besenderten Tieres (vgl. Abb. 18).

Nach einiger Erfahrung läßt sich der ungefähre Standort eines besenderten Tieres auch ohne „echte“ Kreuzpeilung hinreichend genau abschätzen. Hier helfen Kenntnisse der Ethologie der Tiere, der räumlichen Struktur und Reliefgestaltung des Lebensraumes entscheidend weiter.

Die telemetrisch ermittelten 3.691 Standortnachweise wurden zusätzlich zu den Sichtbeobachtungen in die Home Range-Berechnungen einbezogen (s. Kap 3.3.2).

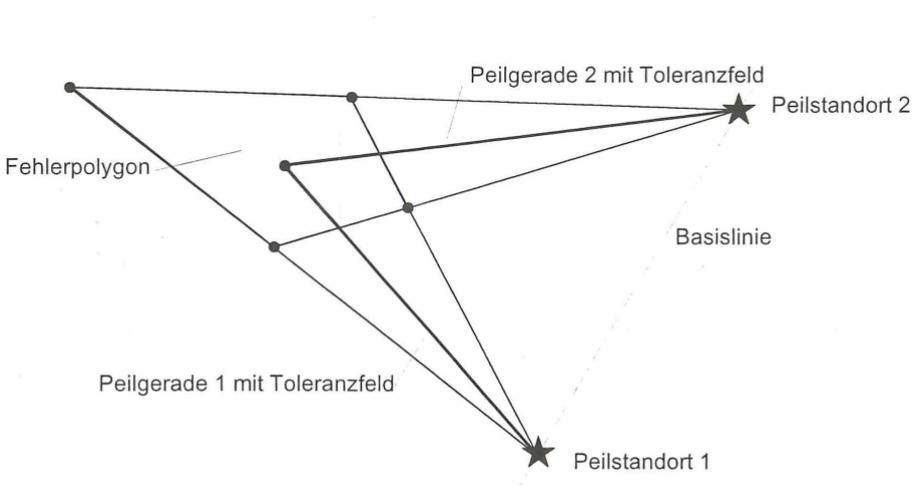


Abb. 18. Kreuzpeilung mit Fehlerpolygon (ergänzt nach MÄCK & BÖGEL 1989a)

Fig. 18. Triangulation with deviation polygon (completed according to MÄCK & BÖGEL 1989a)

2.3.5 Senderauswahl

Die Auswahl der Sender erfolgte anhand nachstehender Parameter:

- **Lebensdauer** mindestens 12 Monate,
- **Gewicht** der Sender einschließlich der nötigen Befestigungsmaterialien (s. Kap. 2.3.6) maximal 10 g (entspricht etwa 5% des Körpergewichtes; vgl. BRAY & CORNER 1972, GEORGII 1980, GÖRANSSON 1985, MÄCK 1989, MÄCK & BÖGEL 1989b),
- **Sendeleistung** ausreichend für sichere Peildistanzen von ca. 500 m,
- **Tastverhältnis** des Senders muß Auflösung kleinräumiger Aktivitäten ermöglichen.

Diese Kriterien bedeuteten, daß auf einen zusätzlichen **Aktivitätsschalter** aus Gründen der Gewichtsersparnis verzichtet werden mußte.

Tab. 2. Vergleich verschiedener Sendertypen (Angaben sind Durchschnittswerte).

Tab. 2. Comparison of different types of transmitters (average data).

Sender	Gewicht ohne Befestigung [g]	Tastverhältnis [1/min]	Piepsdauer [msec]	Lebensdauer [Tage]
LPB-1400-LD	7,2	45	19	398
LPB-1220-MVS	4,5	38	19	326
SPB-140-4X*	8,8	46	20	(720)*
Markiersender	10	80	18	360
Markiersender	9	80	18	300

* Solarsender: Lebensdauer abhängig von Sonneneinstrahlung

Die o.g. Vorgaben bezüglich Lebensdauer, Gewicht und Sendeleistung erfüllten nur wenige Sendertypen (Tab. 2).

Der **Markiersender** der Firma REICHENBACH erleichtert durch seine schnelle Piepsfolge zwar das Peilen der relativ kleinräumig aktiven Elstern, ist aber zu schwer. Der **Solarsender** SPB-150-4X von WILDLIFE MATERIALS Inc. ist vor allem aufgrund seiner maximalen Lebensdauer von zwei Jahren interessant, liegt jedoch ebenfalls an der möglichen Gewichtsobergrenze. Die für Solarsender optimale Befestigung an Schwanzfedern (vgl. MÄCK & BÖGEL 1989a) schied aber nach Vorversuchen aus (s. Kap. 2.3.6). Hinzu kommt, daß die beim Rucksackgeschirr (s. Kap. 2.3.6 ff.) auftretende Bedeckung der Sender durch das Rückengefieder die Leistung der Solarzellen mindert. Aufgrund der Ergebnisse von Vorversuchen wurden daher fast immer (s. Kap. 2.3.6, Tab. 3) die vom Tastverhältnis her zwar schwerer zu peilenden, bei gewünschter Lebensdauer für die Elstern jedoch die am ehesten akzeptablen Sender LPB-1400-LD (Abb. 19) bzw. LPB-1220-MVS der Firma WILDLIFE MATERIALS

Inc. benutzt. Technische Defekte der Sender traten nicht auf. Die theoretische Lebensdauer am Tier wurde in 4 Fällen erreicht (s. Kap. 2.3.6, Tab. 3). Es wurden über 3 km Reichweite nachgewiesen.

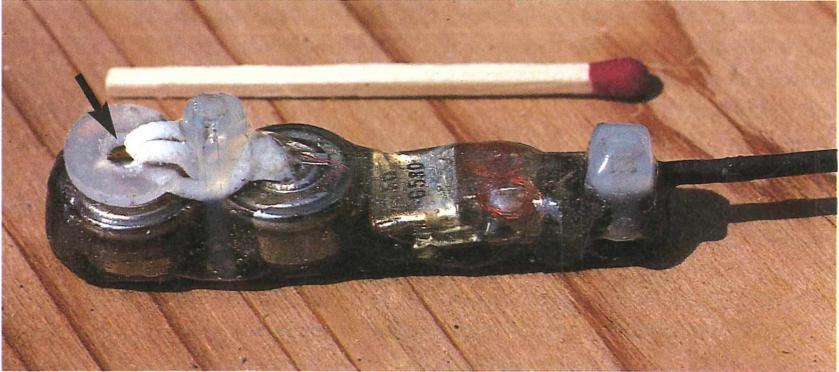


Abb. 19. Sender LPB-1400-LD mit Sollbruchstelle (Pfeil).
Fig. 19. Transmitter LPB-1400-LD with weak link (arrow).

2.3.6 Senderbefestigung

Zur Anbringung von Telemetriesendern an Vögeln gibt es grundsätzlich drei Möglichkeiten (BÖGEL & MÄCK 1991) - die Befestigung am **Stoß** (BRAY & CORNER 1972, FITZNER & FITZNER 1977, KENWARD 1987, MÄCK & BÖGEL 1989b), am **Rücken** mittels eines Rucksack-Geschirrs (BÖGEL & MÄCK 1989, BOSHOF et al. 1984, KENWARD 1987, HEREDIA 1985) und auf der **Brust** mittels einer Halsschleife oder eines Brustgeschirrs (BRANDER 1968, NICHOLLS & WARNER 1968). Für eine Besenderung der Elster scheidet letztere Befestigungsart aus, da sie vor allem für Gebüschvögel die Gefahr eines Verhakens im Geäst in sich birgt.

Die Eignung von Stoßbefestigung und Rucksackgeschirr wurde an drei in der Staatlichen Vogelschutzwarte Karlsruhe, sowie an einer in Ulm gehaltenen Elster überprüft. Der große Vorteil der Senderbefestigung an Schwanzfedern besteht darin, daß das Tier im Zuge des Mauterverlaufes, sozusagen ganz natürlich, vom Sender wieder befreit wird. So sind mögliche Beeinträchtigungen der Tiere nach Ablauf der Studie auf jeden Fall ausgeschlossen und auf ein notwendiges Minimum beschränkt.

Die **Befestigung an Schwanzfedern**, wie sie DREIFKE (1994) an einer Elster kurzzeitig (5 Wochen) durchgeführt hatte, war für eine Langzeituntersuchung allerdings ungeeignet. Die Verbleibdauer des Senders am Vogel wäre wesentlich geringer als seine potentielle Sendedauer. Eine einzelne „besenderte“ Schwanzfeder löste sich bei den

Elstern im Unterschied zum Gänsegeier (MÄCK & BÖGEL 1989a) nach wenigen Wochen. Auch die von KENWARD (1987) am Habicht erprobte Senderbefestigung an zwei Schwanzfedern führte bei der Elster spätestens nach 2,5 Monaten zu deren Abstoßung. Deshalb mußte ein funktionsfähiges **Rucksackgeschirr** aus hautschonenden und das Verletzungsrisiko mindernden Materialien entwickelt werden. In längeren Vergleichstests erwies sich ein 2 mm starker Silikon-Rundfaden in Verbindung mit silikon-ummanteltem Perlonfaden als am besten geeignet. Die in einer Flug-Voliere besenderten Elstern zeigten nach 3 Monaten keinerlei Verletzungen oder Druckstellen. Die Tiere akzeptierten das Geschirr sogar wesentlich schneller als den gleichzeitig angebrachten Fußring.

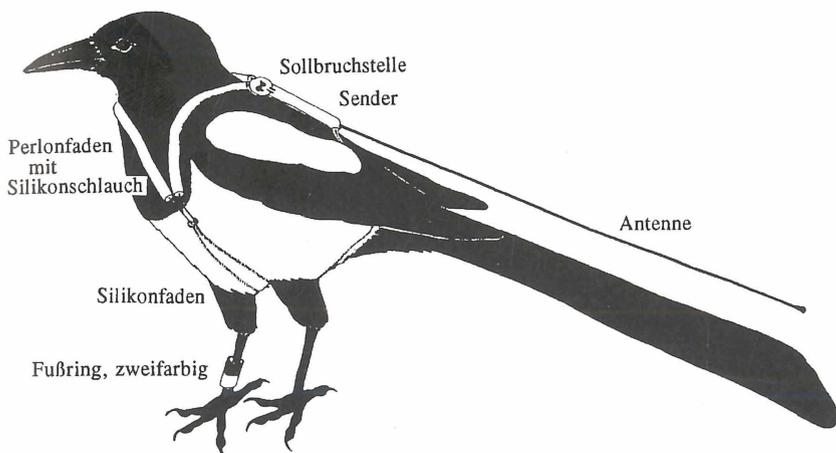


Abb. 20. Telemetriesender mit Geschirr (liegt am Tier enger an und wird vom Gefieder verdeckt, s. Text) und Fußmarkierung am Vogel, schematisch.

Fig. 20. Transmitter with harness (in reality it fits perfectly to the bird's body and is covered by the plumage, s. text) and leg-ringing at the bird, scheme.

Der Einbau einer **Sollbruchstelle** in das Geschirr erwies sich als unerwartet schwierig. Eignungstests verschiedener Materialien (Baumwolle, Naturkautschuk u.a.) verliefen negativ, obwohl sie z.T. bei anderen Untersuchungen erfolgreich eingesetzt worden waren (BOSHOF et al. 1984, MÄCK & BÖGEL 1989a). Erfolgversprechende Testergebnisse lieferte unstabiliertes Polypropylen. Es ist bei geringem Gewicht extrem widerstandsfähig gegen mechanische Beschädigungen und in unstabiliertem Form hochsensibel gegen Wärme und UV-Strahlung. Das normalerweise in dieser Form nicht im Handel befindliche Produkt konnte ausnahmsweise als Granulat von der BASF AG bezogen werden. Das Institut für Kunststofftechnologie der Universität Stuttgart ermöglichte dankenswerterweise das Spritzgießen von 1 mm starken Platten, aus denen die eigentlichen Sollbruchstellen-Ringe (s. Abb. 19) gestanzt wurden.

Die Sollbruchstelle wurde mit Perlonfaden und Zwei-Komponenten-Kleber auf der Oberseite des Senders befestigt und zusätzlich mit einem Kabelbinder gesichert (s. Abb. 19). Sie lag nach der Besenderung oben im Gefieder und war so nur von wenigen Federn bedeckt. Vergleichstests bestätigten die Hersteller-Angaben einer Verwitterungszeit von etwa 1,5 Jahren für 1 - 1,5 mm starkes Material.

Als **Hals- und Brustriemen** diente ein 1,5 mm starker, geflochtener Perlonfaden, der zur Vermeidung von Schürfungen an Hals- und Schulterpartie mit einem Silikon-schlauch ummantelt wurde. Beide Enden des Fadens wurden - getrennt voneinander - durch die Sollbruchstelle gesteckt und gegen Durchrutschen mit je einem dicken Knoten gesichert. Am kaudalen Ende des Sternums wurde die Brustschleife mit dem Silikonfaden der Rückenschleife verknotet (Abb. 20). Der Silikonfaden lief zwischen den Beinen hindurch und zog beiderseits des Schwanzes bis zum hinteren Ende des auf dem Vorderrücken aufliegenden Senders. Die hier befindlichen Knoten der Silikon-schnüre wurden mit speziellem Silikonklebstoff gesichert. Die Sender-Geschirre wogen in ihrer endgültigen Form je nach Länge der Geschirriemen zwischen 1,5 g und 1,6 g (s. Abb. 20).

Ein Nachteil von Silikon ist, daß es nach Beschädigungen leicht weiterreißt. Wenigstens 5 Tiere verloren den Sender durch den Bruch der hinteren Silikonriemen bzw. durch das Lösen eines Befestigungsknotens (s. auch Tab. 3). Trotzdem ist Silikon anderen Materialien unbedingt vorzuziehen, da es medizinisch unbedenklich und daher gut hautverträglich ist. Silikon gewährleistet darüberhinaus - wie Totfunde besendeter Elstern zeigten - eine ausreichende Dehnbarkeit des Geschirrs, mit der Wachstum und Gewichtszunahme besonders bei Jungvögeln ausgeglichen werden.

Vor der **Besenderung** am Tier wurde das Geschirr vorbereitet. Die genauen Längen der einzelnen Stränge wurden dann jedem Vogel individuell angepaßt. Nur so war gewährleistet, daß das Geschirr nach der Freilassung des gefangenen Tieres nicht verrutschte, der Vogel jedoch seine volle Bewegungsfreiheit behielt. Die Riemen mußten so straff anliegen, daß ein Verhaken in Ästchen etc. ausgeschlossen war, eine ausreichende Bewegungsfähigkeit der Brustmuskulatur bzw. des Unterbauchbereiches aber gewährleistet blieb.

Die Besenderung und Beringung eines Tieres dauerte zwischen 10 und 20 min.

Da die **Altvögel** nur in der Vorbrutphase gefangen werden konnten, durfte die Sendeanenne, um Kopulationshandlungen nicht zu beeinträchtigen, nicht schräg vom Rücken abstehen. Die Sender wurden daher so modifiziert, daß die Antenne am Rücken entlang dicht über den Schwanzfedern verlief (vgl. Abb. 19 und Abb. 20).

Die **Jungvögel** wurden möglichst kurz vor dem Ausfliegen besendert. Nur dann war - gegen Ende der schnellen Wachstumsphase - das exakte Anpassen des Sendergeschirrs möglich. Bei zu langer nachfolgender Aufenthaltszeit im Nest wären außerdem

antennenbedingte Behinderungen oder gar gegenseitige Verletzungen der Jungtiere nicht auszuschließen gewesen. Die Besenderung durfte aber auch nicht zu spät erfolgen, da sonst die Gefahr zur störungsbedingten Flucht der Nestlinge aus dem Nest bestand (vgl. HUSBY 1991). Da der Ausfliegetermin bei Elstern starken Schwankungen unterworfen ist, mußte das Verhalten der Jungen vor der Besenderung stets genau beobachtet werden.

Die **Akzeptanz des Geschirrs durch die Tiere** war unterschiedlich. Jungvögel nahmen vom Geschirr keine erkennbare Notiz. Die meisten Altvögel zupften und zogen bis zu einigen Stunden nach Anbringung an dem Fremdkörper. Bei anderen dauerte die Gewöhnungsphase, während der auch andere Aktivitäten deutlich eingeschränkt waren, länger. Die extremsten Reaktionen zeigte ein Männchen, das „wie wild“ umherflog, sich z.T. kopfüber ins Geäst hing und verzweifelt versuchte, das Geschirr zu entfernen. Es gebärdete sich so außergewöhnlich, daß es sogar von der eigenen Partnerin angegriffen wurde.

Normalerweise zeigten die Vögel einen Tag nach der Besenderung aber keine Verhaltensstörungen mehr. Beeinträchtigungen im Flugvermögen oder bei sonstigen Aktivitäten waren nicht erkennbar.

In den Jahren 1990 und 1991 wurden 36 Elstern mit Telemetriesendern markiert (Tab. 3). Von 24 besenderten Nestlingen waren 20 ausgeflogen. Die meisten besenderten Tiere starben vor Ende der Senderlebensdauer oder sie verloren den Sender frühzeitig. 9 adulte, standorttreue Elstern hatten die Funktionsdauer ihrer Sender überlebt, diese jedoch durch das gute Funktionieren der Sollbruchstelle verloren (s. Tab. 3).

Tab. 3. Theoretische Senderlebensdauer und am Tier tatsächlich erreichte Besenderungsdauer.
Tab. 3. Life span of transmitters in theory compared to that measured while fixed to the animal

Fußring / Beringungs- jahr	Sendertyp / Gewicht [g]	theoretische Senderlebens- dauer [d]	Sendedauer am Tier [d]	Verhältnis Sen- der-/Tiergewicht [%]	Ausfall- ursache
adulte Tiere					
Weiß-Rot / 1990	LPB-1400-LD / 6	426	26	4,5	Verbleib unbe- kannt
Rot-Dunkelblau / 1990	LPB-1400-LD / 10	390	371	4,8	Batterie erschöpft, Sollbruchstelle
Gelb-Dunkelblau / 1990	LPB-1400-LD / 8,5	357	20	4,8	Geschirr ausgezo- gen
Gelb-Orange / 1990	LPB-1400-LD / 8,2	357	155	4,7	Geschirriemen ge- rissen
Weiß-Lila / 1991	LPB-1400-LD / 6,9	426	140	4,3	Verbleib unbe- kannt

Fußring / Beringungs- jahr	Sendertyp / Gewicht [g]	theoretische Senderlebens- dauer [d]	Sendedauer am Tier [d]	Verhältnis Sen- der-/Tiergewicht [%]	Ausfall- ursache
Weiß-Grün / 1991	LPB-1400-LD / 7	357	164	3,9	Sollbruchstelle zu früh gebrochen
Orange-Hellblau / 1991	LPB-1400-LD / 7,5	417	192	4,2	Geschirriemen gerissen
Rot-Gelb / 1991	LPB-1400-LD / 7,2	395	21	4,4	Geschirriemen gerissen
Hellblau-Dunkelblau / 1991	LPB-1400-LD / 6,8	385	65	4,2	Verbleib unbe- kannt
Grün-Weiß / 1991	LPB-1400-LD / 7,4	407	> 301	3,6	Sollbruchstelle
Dunkelblau-Rosa / 1991	LPB-1400-LD / 7,2	391	> 57	3,8	Senderverlust
Lila-Rot / 1991	LPB-1400-LD / 7,5	417	> 408	4,5	Sollbruchstelle
juvenile Tiere					
Hellblau-Lila / 1990	LPB-1400-LD / 6,8	417	2	5,4	Fuchs als Nesträu- ber
Hellblau-Rosa / 1990	LPB-1400-LD / 7,4	385	2	5,4	Fuchs als Nesträu- ber
Grün-Rot / 1990	LPB-1400-LD / 8	384	312	4,5	Sollbruchstelle
Grün-Gelb / 1990	LPB-1400-LD / 7,4	391	36	4,6	Mäusebussard als Räuber
Grün-Dunkelblau / 1990	LPB-1400-LD / 7	417	96	4,5	Säger als Räuber
Hellblau-Grün / 1990	Markiersender / 8,8	< 360	156	4,8	Räuber
Hellblau-Weiß / 1990	LPB-1400-LD / 8	407	96	4,7	Räuber
Hellblau-Rot / 1990	LPB-1400-LD / 7,5	385	32	4,4	Räuber
Dunkelblau-Weiß / 1990	Markiersender / 8,8	< 360	42	6,3	Räuber ?
Dunkelblau-Rot / 1990	LPB-1400-LD / 7,2	395	11	4,9	Mäusebussard als Räuber
Lila-Gelb / 1990	LPB-1400-LD / 7,5	385	12	4,9	Kreislaufversagen
Lila-Weiß / 1990	LPB-1400-LD / 7,5	417	12	4,9	Kreislaufversagen
Lila-Hellblau / 1990	LPB-1400-LD / 7,2	391	ca. 28	4,8	vermutlich Marder als Räuber
Rosa-Dunkelblau / 1990	LPB-1400-LD / 6,9	426	ca. 28	5,3	Marder als Räuber
Weiß-Rosa / 1991	LPB-1220-MVS / 4,5	355	5	3,8	Marder als Nest- räuber
Dunkelblau-Grün / 1991	LPB-1220-MVS / 4,4	344	8	5,7	verhungert
Dunkelblau-Rot / 1991	LPB-1220-MVS / 4,4	310	49	3,6	Antenne gebro- chen
Dunkelblau-Orange / 1991	LPB-1220-MVS / 4,5	317	5	3,6	Mäusebussard als Nesträuber
Weiß-Grün / 1991	LPB-1220-MVS / 4,6	345	62	3,7	Räuber ?
Weiß-Gelb / 1991	LPB-1220-MVS / 4,4	344	248	3,1	Senderverlust
Dunkelblau-Gelb / 1991	LPB-1220-MVS / 4,5	317	> 148	3,9	Senderdefekt?
Dunkelblau-Weiß / 1991	LPB-1220-MVS / 4,6	304	1	4,1	Marder als Nest- räuber
Rot-Hellblau / 1991	LPB-1220-MVS / 4,5	326	83	3,9	Räuber
Rot-Lila / 1991	LPB-1220-MVS / 4,4	311	25	4,1	Räuber

Bei adulten Tieren betrug das Gewicht des Senders 3,6 bis 4,8%, durchschnittlich 4,3% des Vogelgewichtes. Bei den Jungtieren lag das Verhältnis beim Besondern bei über 5%. Die Tiere hatten zu dieser Zeit ihr endgültiges Gewicht jedoch noch nicht erreicht. Bei allen markierten Jungen mußte beim Ausfliegen ein Verhältnis von unter 5%, bei den meisten sogar von unter 4% erreicht worden sein.

2.4 Home Range-Modell und Abgrenzung des Aktionsraumes

Über Einzelnachweise (telemetrische Ortsbestimmungen, Sichtbeobachtungen) kann eine Fläche eingegrenzt werden, die den Aktionsraum der Tiere beschreibt. Es existieren mehrere gängige Modelle und Verfahren (BÖGEL & MÄCK 1991).

Hier wurde zum einen die Minimum-Area-Methode (VOIGT & TINLINE 1980) bzw. Minimum-Convex-Polygon-Methode (MOHR & STUMPF 1966, ODUM & KUENZLER 1955, SCHOENER 1981) verwendet, bei welcher die äußersten Lokalisationen miteinander verbunden werden. Dieses Verfahren ist einfach anwendbar. Es hat jedoch die Nachteile, daß es äußerst sensibel für Ereignisse am Rand des Aktionsraumes ist, daß keine Nutzungsschwerpunkte erkennbar sind und daß u.U. ungenutzte Räume einbezogen werden.

Deshalb wurden die Aktionsräume zusätzlich mit einem „Kernel-Estimator“ (WORTON 1989, NAEF-DAENZER 1993) berechnet. Das Verfahren zeichnet sich durch eine besonders genaue Formgebung und hohe räumliche Auflösung aus (BÖGEL 1995). Es gestattet eine Differenzierung des Aktionsraumes aufgrund der beobachteten Nutzungshäufigkeiten durch die Tiere (Konturlinien-Darstellung). Dazu wird ein Gitternetz über das Untersuchungsgebiet gelegt, dessen Maschenweite etwa der mittleren Peil- bzw. Beobachtungsgenauigkeit (hier etwa 6 - 10 m) entsprechen sollte. Jede Ortsbestimmung wird anhand einer Verteilungsfunktion in Abhängigkeit von ihrer Entfernung zu jedem Gitterpunkt gewichtet und trägt so zur Nutzungswahrscheinlichkeit des Gitterpunktes bei. Die effektive Nutzungswahrscheinlichkeit jedes Gitterpunktes ergibt sich aus der Summe der Einzelbeiträge aller Lokalisationen. Aus diesen Bewertungen der Gitterpunkte lassen sich dann Isolinien zeichnen, die Flächen gleicher Nutzungsintensität abgrenzen (Konturlinien). Durch die Wahl der Verteilungsfunktion kann die räumliche Auflösung des Verfahrens der Raumnutzung der untersuchten Art angepaßt werden (NAEF-DAENZER 1993). Hier wurde eine Normalverteilung mit einer Standardabweichung von 2 m und einem Suchradius von 3 m gewählt. Zur Auswertung wurde das PC-Programm GRID in der Version 11.2/1993 des Schweizerischen Ornithologischen Institutes, B. NAEF-DAENZER, genutzt. Zur genauen mathematischen Verfahrensweise dieses anerkannten Modells wird auf die o.g. Originalarbeiten verwiesen.

2.5 Geschlechtsbestimmung

Da die Elster keinen ausgeprägten Geschlechtsdimorphismus zeigt und Diskriminanzanalysen (ERPINO 1968a, KAVANAGH 1988, REESE & KADLEC 1985, SCHARF 1987) verschiedener morphologischer Merkmale keine eindeutige Geschlechtsbestimmung zulassen, wurde versucht, über die Chromosomen-Analyse von Gewebsstücken eine Geschlechtsbestimmung gefangener Tiere zu erreichen, wie es bei Gänse- und Bartgeiern mit Erfolg durchgeführt worden war (VOGEL et al. 1986). Leider scheiterte diese Methode bei der Elster daran, daß das Zellwachstum der entnommenen Hautbiopsien aus bislang ungeklärten Gründen unzureichend blieb. Die Geschlechtsbestimmung über Blutproben wurde verworfen, da die zu entnehmende Blutmenge von 1 ml für Wildvögel, die unmittelbar nach der Blutentnahme wieder freigelassen werden müssen, zu groß erschien. Auch das Verletzungsrisiko bei einer Laparotomie (vgl. FIALA 1979, HUSBY & SLAGSVOLD 1992) erschien zu groß. Daher konnte das Geschlecht der Jungvögel nicht bestimmt werden. Die Geschlechtsbestimmung der Altvögel stützte sich auf die teilweise deutlichen Größenunterschiede der Paarpartner und auf deren Verhalten (vgl. BIRKHEAD et al. 1986).

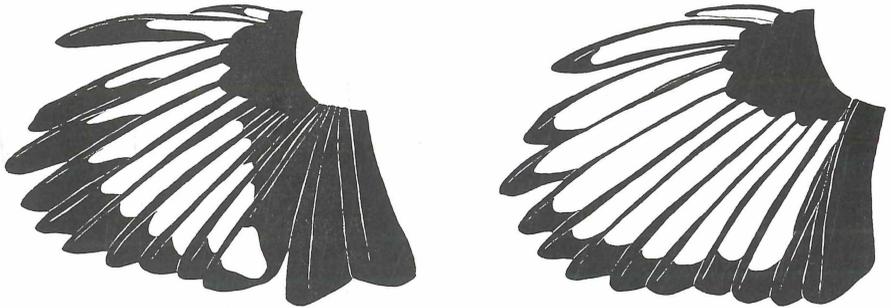


Abb. 21. Handschwinge einer juvenilen (links) und adulten Elster (rechts), Alula-Feder und äußere Handschwinge abgespreizt (nach Foto).

Fig. 21. Primaries of a juvenile (left) and an adult magpie (right). Bastard wing (alula) and the most outward primaries are spread (according to a photo)

2.6 Altersbestimmung

Eine Altersunterscheidung ist bei Elstern nur zwischen juvenilen bis ein- und mehrjährigen Tieren möglich (BIRKHEAD 1991, ERPINO 1968a, NIETHAMMER 1937). Sie erfolgt v.a. anhand der unterschiedlichen Ausprägung der schwarzen Spitze der Alula-Feder in Größe und Form (Abb. 21). Diese Unterschiede lassen sich im Freiland oft kaum feststellen. Manchmal können juvenile Elstern in ihrem ersten Sommer auch

an einer nackten Hautstelle hinter den Augen erkannt werden (s. Abb. 16). Die Bestimmung der Augenfarbe (beim juvenilen Tier dunkel blaugrau, beim adulten braunschwarz) ist unter Freilandbedingungen i.d.R. nicht möglich. In der Körperform unterscheiden sich die Jungtiere nur geringfügig von den Adulten. Die Schwanzlänge der jungen Tiere ist etwas geringer und der Kopf erscheint deutlicher vom Rücken abgesetzt als bei Altvögeln.

Diskriminanzanalysen verschiedener morphometrischer Daten lassen keine eindeutige Altersbestimmung mehrjähriger Tiere zu (KAVANAGH 1988, SCHARF 1987).

Die Jahresmauser erfolgt im Anschluß an die Brutzeit. Bei Jungvögeln ist das also erst nach Abschluß ihres ersten Lebensjahres. Bis zu ihrer ersten Brutzeit sind sie also noch als einjährige Tiere erkennbar.

2.7 Nestkartierung und Bestimmung des Neststatus

Bereits die ersten Kartiergänge zeigten, daß es unzureichend ist, von der bloßen Existenz oder dem augenscheinlichen Zustand eines Nestes auf dessen Neststatus zu schließen. Zur exakten Statusbestimmung (besetzt, nicht besetzt, restauriert etc.) sind neben Nestkontrollen unbedingt gleichzeitig Verhaltensbeobachtungen - meist über längere Zeit - nötig.

Die Statusbestimmung eines Nestes erfolgte anhand folgender Kriterien:

Ein Nest galt als **besetzt**, wenn

- Tiere beim Nestbau beobachtet wurden,
- ein Altvogel aus dem Nest abflog, ohne Nistmaterial mitzunehmen,
- sich ein Gelege im Nest befand,
- der Abflug eines Altvogels aus dem Nest erst nach massiver Störung erfolgte,
- Nesteinflüge fütternder Altvögel vorkamen,
- juvenile Elstern im Nest oder direkt am Nest saßen,
- oder das Nest gesichert erst im Kartierungsjahr erbaut und fertiggestellt worden war (ab dem 2. Kartierungsjahr mögliches Kriterium).

Folgende Beobachtungen gaben zusätzliche Hinweise auf eine begonnene Brut bzw. ein Besetztsein des Nestes:

- Abflug eines Altvogels aus dem Nest und kurz darauf Anbetteln des Partners um Futter in der näheren Umgebung,
- Anflug von Altvögeln mit sichtbar gefülltem und beim Verlassen des Nestbereiches Abflug mit leerem Unterschnabel.

Brutverdacht bestand, falls kein direkter Nachweis möglich war, wenn

- während der Vorbrutphase häufig adulte Elstern an exponierten Standorten auftraten und später ein neues Nest in nächster Nähe kartiert wurde,
- bei mehrfachen Kontrollen Altvögel in Nestnähe anzutreffen waren,
- der Nestbereich gegen Artgenossen und Räuber (z.B. Eichhörnchen, Rabenkrähen) verteidigt wurde,
- Altvögel aus dem Nestbereich abflogen oder in der Nähe Bettelverhalten eines Weibchens beobachtet wurde,
- Junge in Nestnähe beobachtet wurden.

Ein **Zweitnest** oder **Dritt nest** (usw.) lag vor, wenn im (potentiellen) Revier des Paares ein neu hinzugekommenes zweites bzw. drittes Nest entdeckt wurde und folgende Kriterien - wenigstens z.T. - erfüllt waren:

- das Erstnest mußte aufgegeben worden sein, d.h. es wurde nicht mehr zu Bruthandlungen oder zum Bau angeflogen bzw. das Scheitern eines Brutversuches oder die Aufgabe des Nestes konnte nachgewiesen werden,
- eine direkte Beziehung des Paares zu beiden Nestern war nachgewiesen; entweder über eine individuelle Kennzeichnung mindestens eines Partners, über einen zeitlichen Zusammenhang zwischen Aufgabe des vorherigen und Baubeginn am neuen Nest oder durch Übertragen von Nistmaterial vom alten auf das neue Nest.

Ein Nest wurde als **restauriert** klassifiziert, wenn es aus Vorjahren als besetzt bekannt war und im Kartierungsjahr erneut zur Brut benutzt wurde.

Diese Kriterien machten Nestersuche und Statusbestimmung im gesamten Untersuchungsgebiet in der Nestbauzeit von Januar bis Juni größtenteils zu Fuß bzw. mit dem Fahrrad erforderlich. Nur größere elsternfreie Räume in der offenen Feldflur wurden mit dem Pkw kontrolliert. Alle Nester wurden in topografische Karten (Maßstab 1:25.000) eingetragen.

Bei der Kartierung der Neststandorte wurde zusätzlich die nähere Umgebung des Nestes miterfaßt. Bei der Nestkartierung wurden so u.a. Daten zur Lage des Nestbaumes, der Struktur des Nistgehölzes, der Position des Nestes im Baum, der anthropogenen Beeinflussung des Brutgebietes notiert. Diese Daten wurden neben anderen zur Analyse von potentiellen Habitatpräferenzen herangezogen.

Der Protokollbogen zur Nestumgebung wurde auf der Grundlage von Biotopkartierungsbögen, sowie anderen einschlägigen Arbeiten (BLANA & BLANA 1974, BEZZEL 1982, BLAB 1986, BLAB et al. 1989) entworfen (Protokollblatt s. Kap. 8).

Der Schwerpunkt der Untersuchung galt dem Lebensraum der Elstern. Nach flächendeckenden Begehungen des Untersuchungsgebietes Ulm im Jahr 1989 wurden deshalb in den Folgejahren lediglich Stichproben in Wäldern durchgeführt.

2.8 Nestkontrollen

Die Gefahr der Brutaufgabe nach mehrfacher Störung am Nest ist extrem groß (BERKHEAD 1991). Um den Bruterfolg nicht unnötig zu gefährden (vgl. BERTHOLD 1977, HOI & WINKLER 1988, KROYMANN & GIROD 1980), wurden daher in allen Jahren nur die unbedingt erforderlichen Kontrollen durchgeführt.

Bei ohne Leiter erreichbaren Nestern dauerten die Nestkontrollen wenige Minuten. Konnte das Nest durch Besteigen des Baumes oder mit einer Leiter erreicht werden, vergingen meist etwa 5 - 10 min. Kontrollgänge über eine Feuerwehleiter dauerten 15 - 30 min.

Die Beringung und das Wiegen der Jungen benötigten zusätzlich max. 3 min., die Besenderung 5 - 10 min. pro Tier. Um diese Störungszeit nicht zu verlängern, wurden Federn oder Gliedmaßen nur ausnahmsweise vermessen. Die Kontrollen blieben i.d.R. auf maximal 2 - 3 Begehungen/Nest beschränkt.

In 31 Nestern wurden 37 „Kunsteier“ aus mit Kerzenfarben gefärbtem Paraffin ausgebracht. Biß- oder Hackspuren sollten Hinweise auf Nesträuber liefern. Die Kunsteier wurden mit verschiedenfarbigem Lack bemalt und so nicht nur in Größe und Form, sondern auch in Farbe und Musterung echten Elster-Eiern nachgebildet. Das verwendete Paraffin wies einen Schmelzpunkt von ca. 68° C auf. Die Kunsteier waren so bei der Bebrütung kaum verformbar; eine Biß- oder Hackmarke eines potentiellen Prädators war jedoch noch erkennbar.

Zur zeitlichen Überwachung des Brutgeschäftes wurden in 18 ausgewählten Nestern 19 Kunsteier mit einem inliegenden Kleinstsender ausgebracht, der über einen eingebauten Sensor die jeweilige Gelegetemperatur über Funk übermittelte („Temperatur-Eier“). Die vom Thermistor gemessene Temperatur wird über die vom Sender abgegebene Pulsrate codiert. Jeder Sender wurde vor dem Ausbringen im Wärmeschrank kalibriert. Aus der jeweiligen Eichkurve läßt sich dann die der gemessenen Pulsrate zugehörige Temperatur ablesen (s. Kap. 8).

Da diese Temperatur-Eier in Größe und Form echten Elstern-Eiern möglichst ähnlich sein sollten, durften die Sender eine Größe von ca. 13 mm x 6 mm nicht überschreiten. Eine Sendeleistung für eine Reichweite von wenigstens 500 m war anzustreben und eine Lebensdauer von mindestens der Brutdauer der Elster war Voraussetzung. Nach diesen Vorgaben wurden die Sender H1-3042X der Firma KRONWITTER & STEIN ausgewählt.

Die Sender wurden mit den oben beschriebenen Kunsteiern aus Paraffin ummantelt. Einzelne Thermistor-Sender wurden zusätzlich in „echte“ Eierschalen, die verlassenen Nestern entnommen worden waren, eingegossen.

In 10 Fällen wurden die Sendesignale der Temperatureier kontinuierlich über einen an den Telemetrieempfänger anschließbaren **automatischen Datensammler** („Data-logger“) aufgezeichnet.

Damit die „Kunsteier“ von den Brutvögeln nicht entfernt werden konnten, wurden sie mit einem durchsichtigen, durch den Nestboden gesteckten Nylonfaden festgebunden. Die Antennen der Temperatureier wurden im Nestboden verankert, um Verletzungen der Vögel und Gelege auszuschließen. Eine gewisse Eirollbewegung mußte jedoch möglich bleiben.

Um den potentiellen Bruterfolg nicht zu verändern, wurde trotz hinzugefügtem Kunstei kein Ei aus dem Gelege entfernt. Alle Elstern bebrüteten nach Einbringen der Kunsteier ihr so vergrößertes Gelege weiter. Nur ein Zweigelege wurde nach Brutbeginn einige Tage nach dem Zusetzen des Kunsteis verlassen.

Manche Tiere versuchten - nach Hackspuren zu urteilen -, das Kunstei zu entfernen. Hierbei unterschieden die Brutvögel nicht zwischen in echte Elster-Eischalen eingegossenen und lediglich eingefärbten Kunsteiern. In mehreren Fällen wurde die Paraffinhülle um den Sender von den Elstern nahezu vollständig abgehackt. Hierbei wurden in einzelnen Fällen auch normale Eier des Geleges beschädigt. Ein Einfluß auf den Bruterfolg war nicht zu erkennen, denn alle weiter bebrüteten Gelege wurden später von Nesträubern ausgeräumt.

Die Temperatursender befanden sich insgesamt 246 Tage in den Nestern. Es wurden 38.723 Einzelmessungen übermittelt. Der Großteil wurde an 60 Tagen über den automatischen Datensammler aufgezeichnet und in regelmäßigen Abständen in einen PC ausgelesen. Diese kontinuierlichen Aufzeichnungen lieferten Aussagen zur Dauer von Brutperioden, zum Temperaturverlauf im Gelege und zum Aktivitätsrhythmus der brütenden Weibchen. In manchen Fällen konnte das Scheitern einer Brut zeitlich fixiert werden.

Viele Beobachtungen zeigten, daß das Einbringen von Kunsteiern eine ernstzunehmende Störung des Brutgeschäftes darstellt. In den folgenden Brutperioden wurden deshalb trotz der interessanten Ergebnisse keine weiteren Kunsteier mehr ausgebracht.

Statistische Auswertungen zu Bruterfolg und weiteren Parametern der Fortpflanzungsbiologie folgen den Vorschlägen und Angaben bei BERTHOLD et al. (1980), FLIEGE (1986), MÜHLENBERG (1989), SACHS (1969) und SACHS (1988).

2.9 Populationsmodell

EDV-gestützte Populationsmodelle lassen die Beurteilung einer Populationsentwicklung bei Kenntnis bestimmter Kenngrößen zu. Hierzu wurde das Programm VORTEX (LACY 1993) der Species Survival Commission (SSC) der International Union for Conservation of Nature (IUCN) benutzt, das sich an Fallbeispielen mit realen Populationsdaten unterschiedlichster Tierarten bewährt hat (BUSTAMANTE et al. 1994, CLARK et al. 1991).

Bei diesem Simulationsprogramm wird zu allen populationsbiologischen Parametern neben dem Mittelwert eine Variationsbreite spezifiziert, aus der nach bekannten Wahrscheinlichkeits-Dichtefunktionen ein jeweils gültiger Wert zufällig ermittelt wird (sog. „Monte-Carlo-Simulationsprogramm“). So wird berücksichtigt, daß z.B. Reproduktions- oder Mortalitätsraten von verschiedenen Faktoren wie Witterungsverhältnissen, Nahrungsangebot etc. beeinflusst werden. Das zufällige Abwechseln günstiger und ungünstiger Bedingungen oder auch eine Verkettung glücklicher oder unglücklicher Umstände dieser Faktoren in verschiedenen Jahren wird so bei der Abschätzung der Populationsentwicklung berücksichtigt.

Vortex simuliert diesen zufälligen Gesamtprozeß weitgehend realistisch und ermöglicht durch Mittelung zahlreicher Einzelszenarien eine Abschätzung der mittleren Populationsentwicklung. Das Ergebnis ist daher weniger die fehlerfreie Vorhersage einer definitiven Populationsentwicklung, sondern vielmehr die Abschätzung des langfristigen Extinktionsrisikos der Population.

Bei den Hochrechnungen wurden - soweit vorhanden - die bei der vorliegenden Untersuchung gewonnenen Daten der Ulmer Elstern-Population benutzt. Sie wurden durch Literaturdaten (HUSBY & SLAGSVOLD 1992^{L1}; SACHTELEBEN et al. 1992^{L2}; RAHMANN et al. 1988^{L3}) und Annahmen (A) ergänzt:

- monogames Paarungssystem (s. Kap. 3.1.1), alle adulten Vögel verpaart^A
- maximales Reproduktionsalter 11 (s. Kap. 3.2.3)
- Geschlechterverhältnis bei der Geburt^{L1}: 1:1
- maximale Anzahl flügger Jungvögel/Nest: 5 (s. Kap. 3.1.11)
- Anteile der unterschiedlichen Anzahlen Flügger/Nest: 0-5; Standardabweichung bei erfolgreichen Brutpaare über die Jahre: SD = 8,4511 (s. Kap. 3.1.11)
- Erste Brut mit 1 bzw. 2 Jahren (s. Kap. 3.1.1)
- Bruterfolg nicht dichteabhängig^A
- Anfangsgröße der Population: 128 Brutpaare (s. Kap. 3.2.2) mit zusätzlich 16% Reproduktionsrate (s. Kap. 3.1.11) (je nach Szenario)
- Kapazität des Lebensraumes^A: dreifache Anfangspopulationsgröße mit 768 bzw. 831 Tieren (je nach Szenario), Streubreite 80 Tiere
- Mortalitätsraten: 67,6% für juvenile (SD 20%^A), 9,62%/Jahr für adulte (SD 3%^A) und einjährige Vögel (SD 5%^A; s. Kap. 3.1.11 und 3.1.12)
- Zuwanderungsrate (je nach Szenario): 0 bzw. 2%/Jahr (s. Kap. 3.3), Zuwanderung jedes Jahr über den gesamten Simulationszeitraum
- möglicher Einfluß der Jagd: Abschußquoten^{A,L2,L3} 0,16 und 0,41 Tiere/km².

Die unterschiedlichen Kenngrößen zur Simulation der Auswirkungen von Zuwanderung oder einem möglichen Einfluß der Jagd werden bei den unterschiedlichen Szenarien angegeben. Der Einfluß von Emigrationen ist in der Mortalitätsrate berücksichtigt, die tote Tiere und Abgänge nicht unterscheidet.

Alle Szenarien wurden 1.000mal simuliert und für die nächsten 50 Jahre hochgerechnet. Mögliche Katastrophen blieben unberücksichtigt, da deren Art, Ausmaß und Eintrittswahrscheinlichkeit nicht spezifizierbar sind.

2.10 Überwachung des Bruterfolges von Kleinvögeln

In Nester von Kleinvögeln, die als potentielle Opfer einer Nestprädation durch Elstern gelten, wurden in Teiluntersuchungsgebieten „Kunsteier“ aus Paraffin (Schmelzpunkt 68 °C, s. Kap. 2.8) ausgebracht. Weicheres Paraffin, das eindeutige Biß- oder Hackspuren ermöglicht und damit deren Zuordnung zum Nesträuber erleichtert hätte, konnte leider nicht verwendet werden. In Vorversuchen hatten sich Kunsteier aus weicherem Paraffin durch die Bebrütungswärme verformt. Ein Verkleben mit dem Gelege war hier nicht auszuschließen.

Die Kunsteier waren in Größe, Farbe und Form den Eiern der jeweiligen Vogelart angepaßt (Abb. 22). Es wurden 107 Kunsteier u.a. bei den im Gebiet häufigsten offenbrütenden Singvogelarten Amsel, Buchfink und Grünling ausgebracht. Alle Gelege wurden nach Zugabe eines Kunsteies weiter bebrütet.



Abb. 22. Amselgelege mit beigefügtem Kunstei (KE)
 Fig. 22. Clutch of a blackbird with artificial egg (KE).

3 Ergebnisse

3.1 Fortpflanzungsbiologie

3.1.1 Geschlechtsreife, Paarbildung und Reviergründung

Am Brutgeschäft beteiligte geschlechtsreife Tiere waren meist zwei Jahre alt. Zwei Weibchen brüteten bereits einjährig.

Reviergründung

Die **Revierabgrenzung** begann Ende Herbst. Vor allem die Männchen sitzen dann häufig mit weithin sichtbaren - zur Schau gestellten - weißen Gefiederanteilen in aufrechter Position auf exponierten Standorten, z.B. Baumspitzen oder Fernsehantennen. Die Paarpartner inspizierten manchmal - z.T. gemeinsam - alte Nester. Weitere Verhaltensweisen, die auch als Suche nach Nistplätzen gedeutet werden könnten, waren das „Untersuchen“ von Astgabeln und der Einbau einzelner Zweige in potentielle Neststandorte. Über den Winter nahmen diese Aktivitäten wieder ab.

Eine deutliche Zunahme des Revierverhaltens wurde ab März beobachtet und erreichte mit der Nestbau- und Vorlegephase einen Höhepunkt. Die Revierabgrenzung (vgl. „exponiertes Sitzen“) und vor allem -verteidigung ist meist Aufgabe der Männchen; nur selten übernahm das Weibchen diese allein. Überfliegende und ins Revier eindringende Elstern wurden mit Ruffgefechten und Drohgebärden, aber auch direkten Angriffen aus dem Revier verjagt. Diese Beobachtungen werden auch in der einschlägigen Literatur beschrieben (z.B. BIRKHEAD 1991, GOODWIN 1976). Eingehende Darstellungen der Körperhaltungen und des Sozialverhaltens der Elster finden sich in BAEYENS (1979), GOODWIN (1952) und VERBEEK (1972). Bezüglich der differenzierten Lautäußerungen während der Jugendentwicklung und als Teil des Sozialverhaltens sei auf die ausführliche Arbeit von ENGGIST-DÜBLIN (1988) verwiesen.

Das **Aggressionsverhalten** der Elster beinhaltet verschiedene Gestiken und Rufe. Besonders häufig und ausgeprägt ist „exponiertes Sitzen“ (vgl. „tree-top-sitting“ oder „tree-topping“ - BIRKHEAD 1991). Zur Verstärkung wird bei direkter Anwesenheit eines Eindringlings oder potentiellen Aggressors „Körperaufrichten mit Schwanzschlagen“ (vgl. BAEYENS 1979) gezeigt. Hierbei knickt der Vogel mit aufrecht gehaltenem Brust-Kopfbereich in den Intertarsalgelenken ein und schlägt dabei den steif gehaltenen Schwanz steil nach oben. Am Boden, auch bei Parallellaufen entlang der Reviergrenze (vgl. BIRKHEAD 1991), wird dem Adressat durch leichtes Drehen die Oberseite des leicht gefächerten Schwanzes gezeigt („Schwanzzeigen“; BAEYENS 1979). Ein weiteres Element ist die Vergrößerung der Körpergestalt („Aufrecht drohen“; GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1993). „Flügel schlagen“ und „Flügelzittern“ (BAEYENS 1979),

Teile des Bettelverhaltens, kommen als Drohverhalten i.d.R. deutlich zurückhaltender vor und dann mit aggressivem Schwanzschlagen oder Schwanzzeigen verbunden. Nur wenn Drohgebärden erfolglos bleiben, werden Kämpfe ausgetragen.

Paarbindung

Aussagen zur Paarbildung und -bindung müssen auf Fälle beschränkt bleiben, in denen aufgrund spezifischer Verhaltensweisen eine Paarzugehörigkeit oder durch Markierungen ein individuelles Erkennen der Tiere möglich war.

Paare zeigen das ganze Jahr über gemeinsame Aktivitäten, wobei der Zusammenhalt in den Herbstmonaten nach erfolgter Jungenaufzucht lockerer ist als während der Brutzeit.

Die häufige Anwesenheit von zwei Elstern im Revier und die meist geringe Distanz zwischen Nestern verschiedener Jahre, legten den Verdacht nahe, daß es sich über Jahre um dieselben Tiere handelte und daß diese monogam waren. Beringungsergebnisse zeigten jedoch, daß es nicht immer diesselben Tiere waren, die in einem Territorium brüteten (Tab. 4). Partner- und Territoriumswechsel waren im Teiluntersuchungsgebiet Söflingen nicht selten:

Das Weibchen „Weiß-Lila“ verließ die Paarbindung mit dem Männchen „Weiß-Grün“, nachdem das Paar ein Nest bereits weitgehend fertiggestellt hatte. Ob das Weibchen vom Männchen vertrieben wurde oder ob es selbst die Paarbindung aufgab, blieb ungeklärt. „Weiß-Grün“ baute mit einem neuen, unberingten Weibchen bereits 4 Tage danach am selben Nest weiter. Dieses wurde dann auch als Brutnest verwendet.

„Weiß-Lila“ verblieb im Gebiet und schloß sich etwa 3 Monate lang einem anderen Paar an. Nachdem zwei Brutversuche dieses Paares gescheitert waren, fand „Weiß-Lila“ im Männchen dieses Paares einen neuen Partner. Wiederum wurden zwei Nester gebaut; beide Brutversuche blieben erfolglos. Das frühere Weibchen „Hellblau-Dunkelblau“ verschwand für mindestens eine Brutsaison aus dem Gebiet (s. Kap. 3.3.3). Beide Weibchen haben in Folgejahren erneut in zwei verschiedenen Territorien in Söflingen gebrütet und wurden auch 1995 noch dort beobachtet.

3.1.2 Neststandort

In den Jahren 1989 bis 1995 wurden 711 Elsternester im Untersuchungsgebiet Ulm kartiert. Davon waren 594 als Erst- oder Ersatznest besetzt. Die im ersten Untersuchungsjahr nicht besetzten Nester wurden als vorjährig eingestuft.

Tab. 4. Paarbindungen und Besetzung von 6 Gebieten (I-VI) im Kernbereich des Teiluntersuchungsgebietes Söflingen über die Jahre 1989-1995.

Tab. 4. Pair bonding and territory acquisition of 6 areas (I-VI) in the central part of the partial study area "Söflingen" over the years 1989-1995.

	I	II	III	IV	V	VI
1989	♂ ¹ / ♀ ¹	♂ / ♀ A	♂ / ♀	♂ / ♀	♂ / ♀	- ²
1990	♂ B / ♀	♂ C / ♀ D	♂ / ♀ E	♂ / ♀	♂ / ♀	- ²
1991	♂ F / ♀ G ♂ F / ♀	♂ C / ♀ D	♂ / ♀ E	♂ / ♀ H ♂ / ♀ G	♂ / ♀	- ²
1992	♂ F / ♀	♂ C / ♀ D	♂ / ♀ E	♂ / ♀ G ³	♂ / ♀	♂ / ♀ ³
1993	♂ F / ♀	♂ C / ♀ D	♂ / ♀ E	?	?	♂ / ♀
1994	♂ / ♀	♂ C / ♀ D	♂ / ♀ E	♂ / ♀ G	- ²	♂ / ♀ H ⁴
1995	♂ / ♀	♂ C / ♀ D	♂ / ♀ E	♂ / ♀ G	- ²	♂ / ♀ H

¹ Symbole ohne Buchstaben: Männchen / Weibchen nicht individuell erkennbar

² kein Nest besetzt

³ Paar IV verlagert Aktivitätsschwerpunkt

⁴ dadurch Übernahme ihres alten Home Range möglich (vgl. 1990 ehemaliges Paar IV)

? wegen eingeschränkter Kontrollen keine Kenntnis über eventuellen Nestbau

Die Tierbezeichnungen leiten sich von der Fußberingung (s. Kap. 2.3.3) oder auffälligen Kennzeichen ab: A Krumschnabel, B Weiß-Rot, C Gelb-Orange, D Gelb-Dunkelblau, E Rot-Dunkelblau, F Weiß-Grün, G Weiß-Lila, H Hellblau-Dunkelblau. Zur Entwicklung der Home Ranges s. auch Kap. 3.3.3).

Die **Lage eines Nestes** im Home Range des Brutpaares war unterschiedlich; sie reichte vom Zentralbereich bis zur Peripherie (s. Kap. 4.3).

Die Nester befanden sich fast immer im oberen Drittel der Nestbäume bzw. der unmittelbaren Nestumgebung (Abb. 23). Sie lagen meist im Zentrum der Nestbäume/-sträucher (Abb. 24). Bezogen auf die Strukturen der Nestumgebung lagen die Nester überwiegend peripher (s. Abb. 24), zentrale i.d.R. deutlich über den nestumgebenden Sträuchern.

Die absolute **Höhe der Neststandorte** variierte (Abb. 25). Sie richtete sich neben der Höhe des nesttragenden Baumes oder Strauches auch nach der Höhe der umgebenden Biotopstrukturen (vgl. Abb. 23). Stand der Nestbaum beispielsweise in einem niedrigen Gebüsch, wurde das Nest oft eher niedriger errichtet als bei hohen Umgebungsstrukturen.

Die meisten Nester befanden sich 5 bis 15 m über dem Erdboden. Hier nisteten 78,6% der in urban geprägten Räumen lebenden Elstern (n=515; im folgenden als „Siedlungselstern“ bezeichnet) und 45,4% der Elstern der freien Feldflur (n=172; „Feldelstern“). Nester in der Nähe menschlicher Bauwerke lagen meist höher als in der Feldflur.

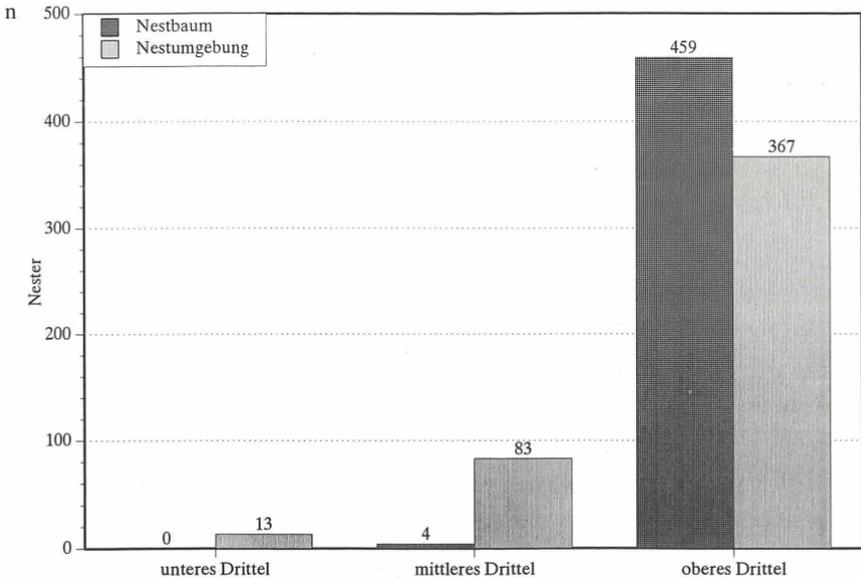


Abb. 23. Relative Höhe von Nestern im Nestbaum bzw. in Beziehung zur unmittelbaren Nestumgebung, aufgetrennt nach Dritteln.

Fig. 23. Relative height of nests in the nesting tree and related to the neighbouring surroundings of the nest, divided up to third parts.

In den Feldhecken im Untersuchungsgebiet wuchsen nur selten höhere Bäume oder Sträucher. So wurden die Hälfte (48,2%) aller Nester von Feldelstern ($n=172$) in höchstens 5 m Höhe erbaut; bei Siedlungselstern ($n=515$) nur 16,8%. Nisthöhen über 20 m wurden nur in der freien Feldflur, i.d.R. in landschaftsprägenden Einzelbäumen oder an Gewässerufeln beobachtet.

Die unmittelbare **Umgebung des Nestbaumes** wurde verschiedenen Strukturtypen zugeordnet (s. Kap. 8). Nahezu alle Möglichkeiten - vom Einzelbaum bis zum Fichtenbestand von bis zu 0,5 ha Größe wurden als Nistplatz genutzt. Mehr oder weniger dicht geschlossene Bestände wurden bevorzugt ($n=465$; s. Abb. 26):

- Baumgruppe - lockerer Baumbestand mit Sträuchern (40,4%),
- Baumhecke - geschlossener Baumbestand, mit baumförmigen Sträuchern (35,1%),
- Feldgehölz - größerer, geschlossener Baum- und Strauchbestand (5,8%),

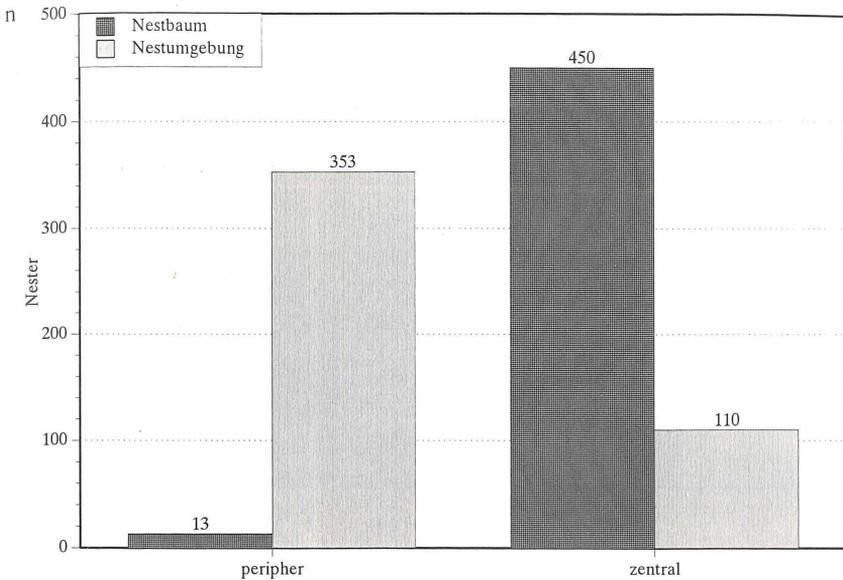


Abb. 24. Horizontale Lagebeziehung der Nester im Nestbaum bzw. in der Nestumgebung (vgl. Text).

Fig. 24. Horizontal relation between the nests both in the nesting tree and in the nest surroundings (s. text).

Baumgruppen und -hecken fanden sich häufig in Siedlungen, so daß der hohe Nutzungsanteil von fast 80% bei Siedlungselstern ($n=350$) wenig überrascht. Die Tiere nisteten weiterhin in annähernd gleichen Anteilen in Baumreihen, Solitäräumen und Streuobstbeständen (s. Abb. 26).

Feldelstern ($n=115$) bevorzugten vor allem Baumgruppen und -hecken (zusammen über 60%), besiedelten aber auch alle anderen Gehölztypen bis hin zu einige Jahrzehnte alte Fichtenkulturen (5%). Fast alle Feldgehölze und Streuobstwiesen im Untersuchungsgebiet waren von Elstern besiedelt (20%; s. Abb. 26).

Der **Nestbau** erfolgte in Ulm immer in **Bäumen oder Sträuchern** (Tab. 5, Abb. 27). Betrachtet man einzelne Baumarten, befanden sich die meisten Elsternester auf Fichten (25,2%), alten, extensiv genutzten Obstbäumen (14,2%) und verschiedenen Ahornarten (11,8%). Mit weitem Abstand folgten Schlehe (7,7%), Kiefer (6,2%), Birke (5,8%) und Weide (4,1%). Seltener wurden Weißdorn (2,8%), Buche (2,4%), Pappel (2%) und Lärche (1,5%) genutzt ($n=711$; s. Abb. 27 und Tab. 5).

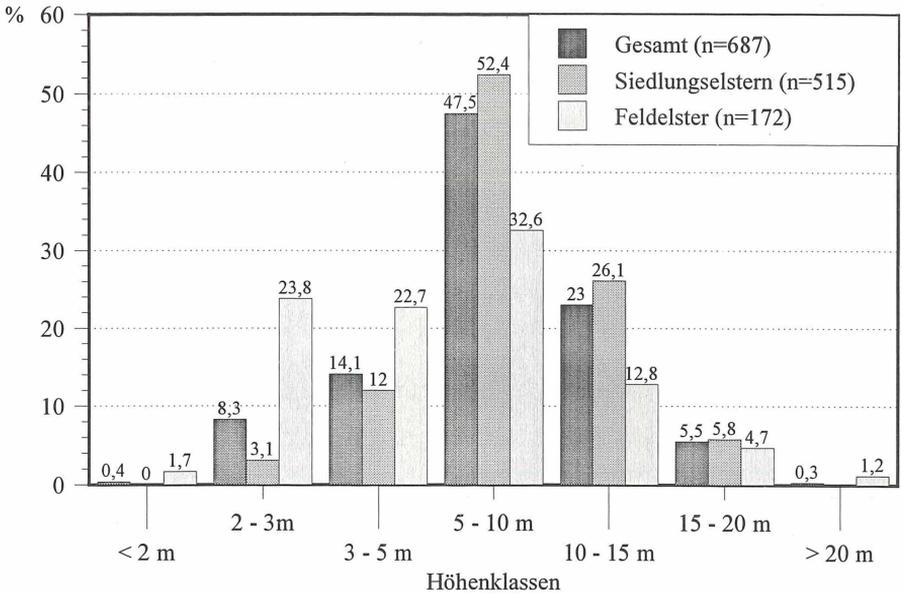


Abb. 25. Höhe der Nester über dem Erdboden; getrennt nach Brutten in der Nähe menschlicher Bauwerke ("Siedlungselstern") und in der freien Feldflur ("Feldelstern").

Fig. 25. Height of the nests above ground level; breedings near human buildings ("urban magpies") are separated from that in open farmlands ("farmland-magpies").

Typische Feldgehölze wie Schlehe und Weißdorn wurden von Feldelstern deutlich häufiger zum Nestbau genutzt (23,6% bzw. 7,1%; $n = 169$) als von Siedlungselstern (2,8% bzw. 1,5%; $n = 542$). Bei den Fichten der Feldflur wurden i.d.R. große Einzelbäume und Fichtenaufforstungen mittleren Alters bevorzugt. Obstbäume nutzten Siedlungs- und Feldelstern zu gleichen Anteilen von ca. 14% (vgl.). Fichte (28,8%), Ahorn (13,5%) und Kiefer (7,7%) wurden von der Siedlungselstern ($n = 542$; s. Tab. 5) besonders häufig besiedelt.

Diese Nutzungsverteilung spiegelt in etwa das jeweilige Angebot in den beiden verschiedenen Lebensraumtypen wieder. Über eine echte Bevorzugung bestimmter Gehölztypen kann wegen des Fehlens einer flächendeckenden Gehölzkartierung keine Aussage erfolgen.

In Nadelbäumen sind Nester wesentlich schwerer zu entdecken als in Laubbäumen (vgl. Kap. 2.7; s. Kap. 3.1.3, Abb. 31 und Abb. 33); dies gilt vor allem für unbesetzte Nester. So ist die Zunahme an Nestfunden in Nadelbäumen von 1989 unbesetzten (9,4%) auf 1989 besetzte Nester (31,4%) hochsignifikant ($p < 0,001$, Vierfelder- χ^2 -Test; $n = 222$; Abb. 28). Bei allen in den Jahren 1989 - 1995 besetzten Nestern ($n = 594$) lag

Tab. 5. Neststandorte in Ulm; getrennt nach Lebensraum, Laub- und Nadelbäumen.
 Tab. 5. Nesting places in Ulm; divided into habitat, deciduous trees and conifers.

Baumart	Gesamt	Siedlung	Feldflur
Laubholz gesamt	474	333	141
Ahorn (<i>Acer spec.</i>)	84	73	11
Birke (<i>Betula spec.</i>)	41	36	5
Buche (<i>Fagus sylvatica</i>)	17	16	1
Eiche (<i>Quercus spec.</i>)	3	2	1
Esche (<i>Fraxinus excelsior</i>)	7	5	2
Hainbuche (<i>Carpinus betulus</i>)	2	0	2
Hasel (<i>Corylus avellana</i>)	8	7	1
Heckenrose (<i>Rosa spec.</i>)	7	2	5
Holunder (<i>Sambucus nigra</i>)	7	0	7
Kastanie (<i>Aesculus hippocastanum</i>)	8	7	1
Linde (<i>Tilia spec.</i>)	8	8	0
Mehlbeere (<i>Sorbus aria</i>)	2	1	1
Obstbaum (nicht näher spezifiziert)	101	77	24
Pappel (<i>Populus spec.</i>)	14	10	4
Robinie (<i>Robinia pseudoacacia</i>)	2	2	0
Sanddorn (<i>Hippophaë rhamnoides</i>)	1	0	1
Schlehe (<i>Prunus spinosa</i>)	55	15	40
Träubelkirsche (<i>Padus avium</i>)	6	5	1
Walnuß (<i>Juglans regia</i>)	5	5	0
Weide (<i>Salix spec.</i>)	29	25	4
Weißdorn (<i>Crataegus spec.</i>)	20	8	12
Laubbaum abgestorben	1	0	1
Laubholz (nicht näher spezifiziert)	46	29	17
Nadelholz gesamt	237	209	28
Fichte (<i>Picea abies</i>)	179	156	23
Kiefer (<i>Pinus sylvatica</i>)	44	42	2
Lärche (<i>Larix spec.</i>)	11	9	2
Wacholder (<i>Juniperus communis</i>)	1	0	1
Nadelholz (nicht näher spezifiziert)	2	2	0
Gesamt	711	542	169

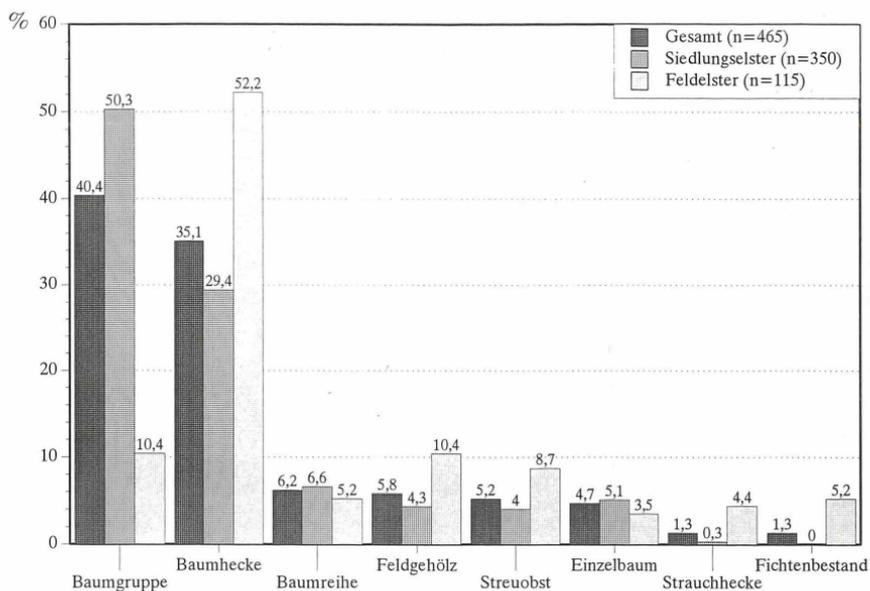


Abb. 26. Häufigkeit von Nestbauten in verschiedenen Gehölztypen in den Jahren 1990-1992.
 Fig. 26. Frequency of nest-buildings in different types of hedges in the years 1990-1992.

der Nadelbaumanteil bei 37,9% (s. Abb. 28), 1992 allein bei Siedlungselstern bereits bei 37,4%. Unterschiede in den Verteilungen der Nester auf Nadel- oder Laubgehölzen von 1989 bis 1992 sind nicht signifikant.

3.1.3 Nestbau

Die großen, meist auffällig kugelförmigen Nester besitzen eine Haube aus Zweigen und einen innenliegenden Nestnapf aus Erde, dünnen Zweigen und kleinen Wurzelstücken.

Der Nestbaubeginn ist schwierig zu beobachten. In der Zeit des Nestbaus von (Februar) März bis Juni verhalten sich die Tiere in Nestnähe äußerst vorsichtig und heimlich. Der Bau des Nestes beginnt mit einer unteren Plattform aus wenigen kleinen Ästchen als späterem Verbindungsglied zwischen Nestnapf und äußerer Zweighülle. Diese ersten Anzeichen sind in Laubbäumen sehr schwer, in Nadelbäumen überhaupt nicht zu entdecken.

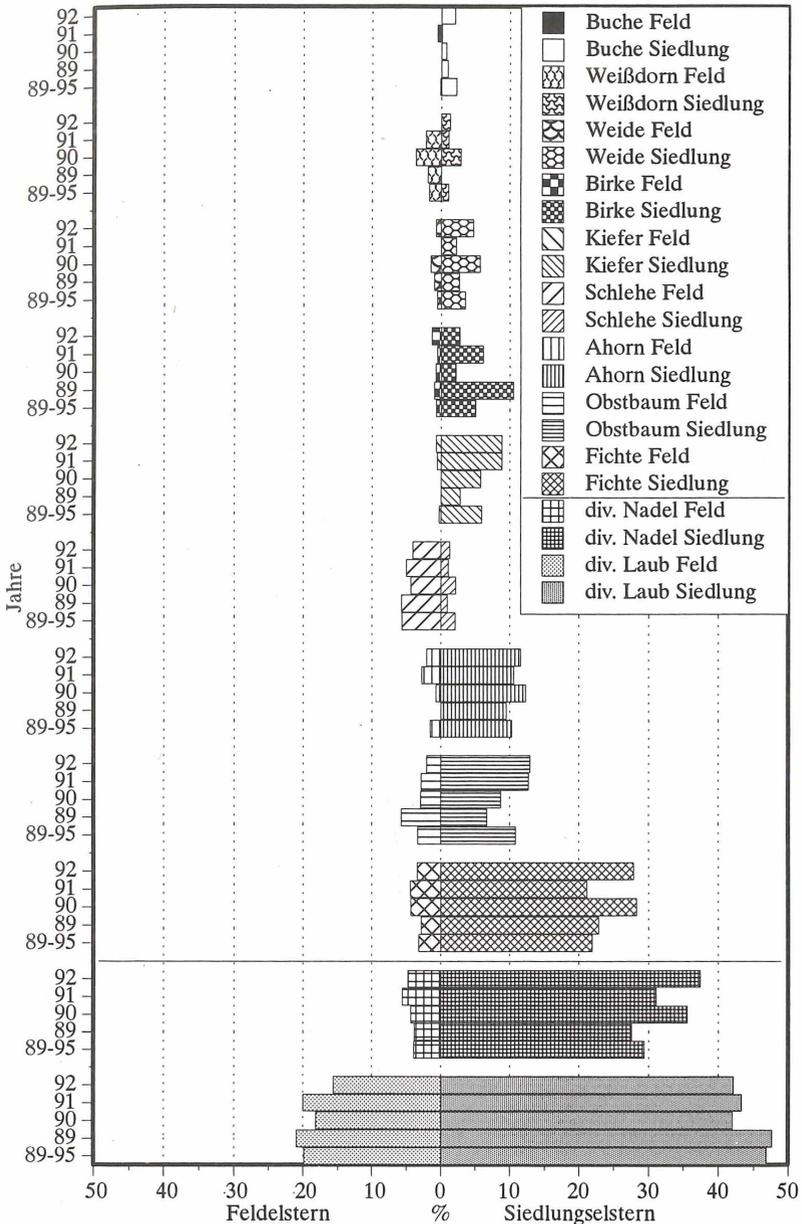


Abb. 27. Nutzung verschiedener Baumarten zur Nestanlage durch "Siedlungs-" und "Feldelstern" zwischen 1989 und 1995 (n=711).
 Fig. 27. Different tree-species used by "urban" and "farmland-magpies" for nesting between 1989 and 1995 (n=711).

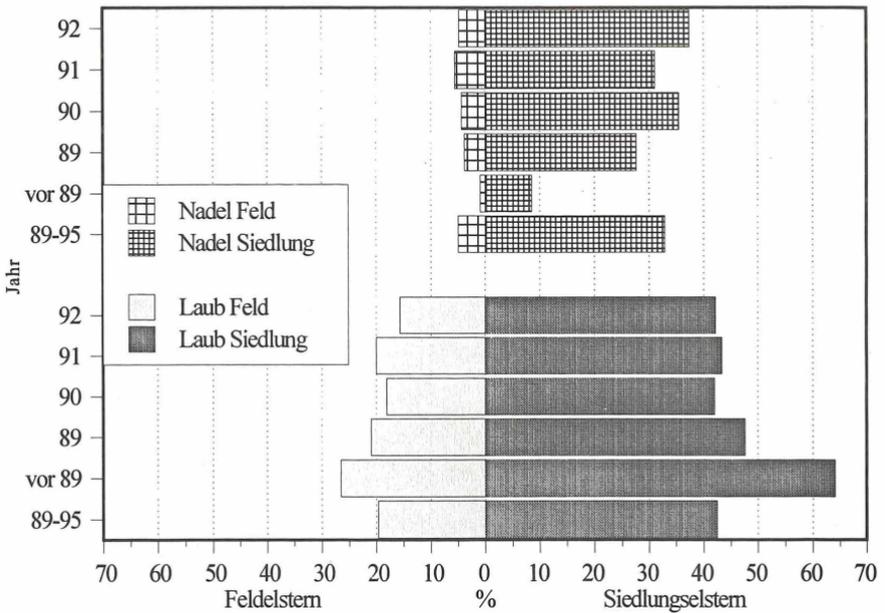


Abb. 28. Nestbauten in Laub- und Nadelbäumen. "vor 89" = 1989 unbesetzt, d.h. mind. vorjährig, "89-95" = in diesen Jahren besetzte Nester (n=711).

Fig. 28. Nest-building in deciduous trees and conifers. "vor 89" = 1989 not used, that means used in the year before, "89-95" = used in these years (n=711).

Bei 22 von 570 Brutnestern der Jahre 1989 bis 1992 ist der exakte Baubeginn bekannt; der früheste lag Anfang Januar in der 2. Pentade vom 6.-10.1. (Abb. 29) (Pentadenkalender nach BERTHOLD et al. 1980). Der Höhepunkt lag bei Erstnestern Ende März (Median 26.3.; n=18), bei Ersatznestern, die i.d.R. erst nach dem Laubaustrieb errichtet werden, Mitte Mai (Median 15.5.; n=4). Als gemeinsames Mediandatum für Erst- und Ersatznester ergab sich der 4. April (n=22). Die Nestbauhandlungen klangen ab Ende April aus (s. Abb. 29). Der späteste Baubeginn eines Ersatznestes wurde am 7.6. beobachtet.

Der Bau eines Nestes dauerte bei ungestörtem Verlauf etwa 1 - 2 Wochen, konnte sich aber auch über mehrere Wochen hinziehen. Im Normalfall liegt zwischen dem Beginn von Nestbau und Eiablage ein Zeitraum von etwa einem Monat. Zwei außergewöhnliche Fälle seien hier angeführt:

- Am 15.2.1991 war ein Nest zumindest äußerlich weitgehend vollständig. Erst nach mehrwöchiger Pause wurde es völlig fertiggestellt. Am 20.4. begann nach über 2 Monaten die Eiablage.

- Ein Ersatznest wurde in nur 6 Tagen fertiggestellt: am 3. Tag wurde bereits der Nestnapf gebaut; die Haube war zu dieser Zeit schon weitgehend fertig. Am 6. Tag wurde hauptsächlich noch an der Innenpolsterung des Napfes gearbeitet. 5 Tage später, d.h. bereits 11 Tage nach Baubeginn legte das Weibchen das 1. Ei des Ersatzgeleges.

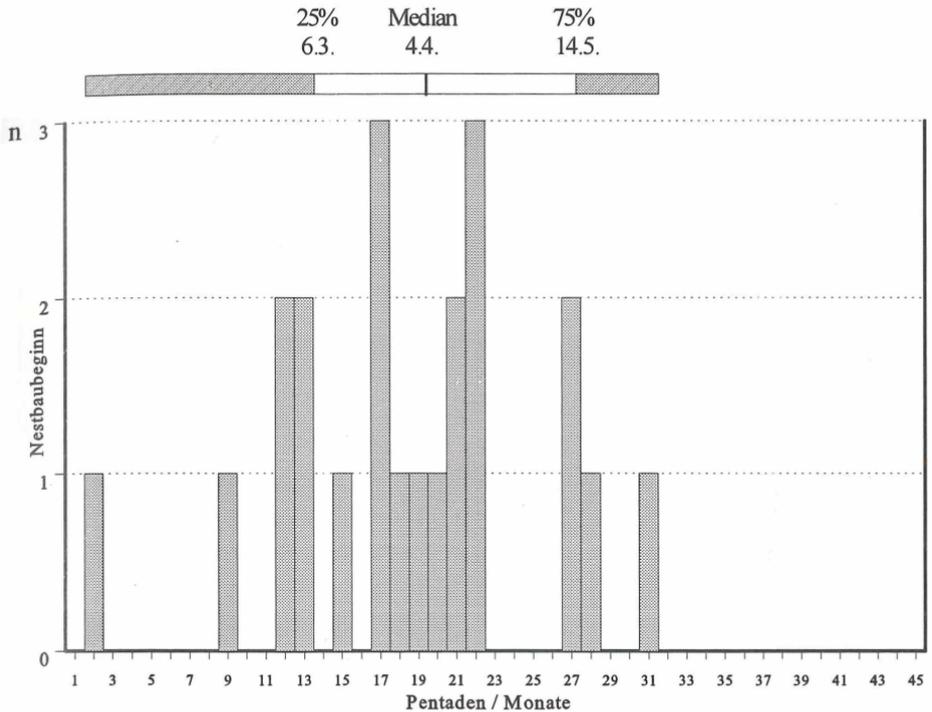


Abb. 29. Nestbaubeginn in den Jahren 1989 bis 1992 in Pentaden
 Fig. 29. Beginning of nesting in the years 1989 to 1992 in five-day-periods.

Der **Aufbau der Nester** in Laub- und Nadelbäumen weist Unterschiede auf. Laubbaumnester werden an aufragenden Zweigen auch stammfern befestigt, stammnah an diesen angelehnt oder auch in Gabelungen des Stammes oder stärkerer Äste eingehängt bzw. auf diese abgestützt (Abb. 30 - Abb. 32). Die Wände der äußeren Zweighülle haben oft stabilisierende und festigende Funktion. Sie sind dann ebenso wie das schützende Dach aufwendig gestaltet. In seltenen Fällen fehlt die Haube über dem Nest (s. Abb. 35).

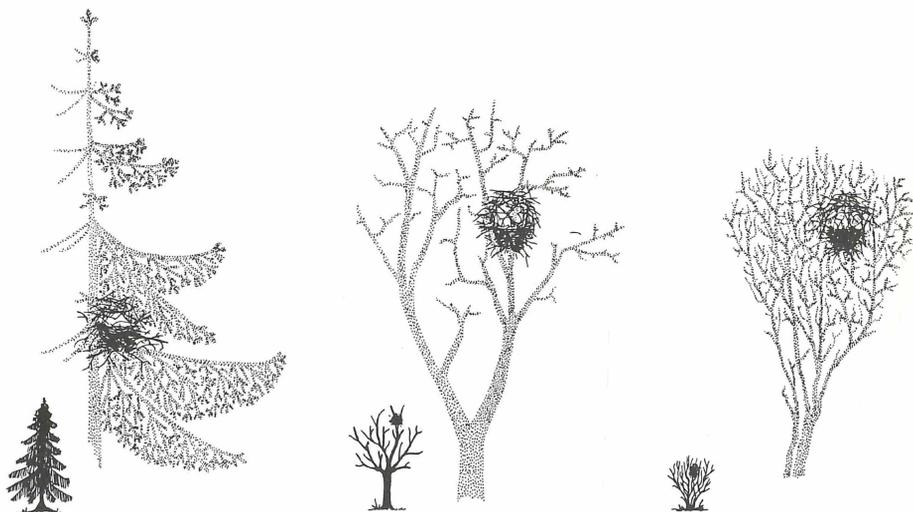


Abb. 30. Nestbauten in Nadelbäumen, Obstbaum und Schlehe (Schemazeichnungen nach Beobachtungen).

Fig. 30. Nests in conifere, fruit-tree and blackthorn-hedge (scheme adapted from observations).

Der Nestbau in Nadelbäumen, vor allem in Fichten, erfolgt i.d.R. stammnah und im oberen Drittel der Krone (Abb. 33). Das Nest wird zwischen und auf den vom Stamm abgehenden Seitenzweigen errichtet. Die Haube wird oft auf den über dem Nestnapf liegenden Zweig des nächstoberen Wirtels aufgelegt bzw. in diesen eingefügt (s. Abb. 30, s. Abb. 33). Die seitlichen Wände der Haube fehlen dann z.T. bzw. sie sind nur andeutungsweise vorhanden. Gelegentlich wird das Nest auf dem obersten Zweigwirtel errichtet. Die Haube liegt dann sowohl den Seitenwänden, als auch der Baumspitze auf (s. Abb. 33)

Beide Partner beteiligen sich zu etwa gleichen Teilen am Nestbau. Dieser hat für ein Laubbaumnest in groben Zügen folgenden standardisierten **Verlauf**: Begonnen wird mit dem Bau einer „Plattform“ aus wenigen Zweigen (Abb. 34, „P“), die dann mit Erde „verklebt“ werden. Danach erfolgt der Aufbau der inneren Schicht der Zweighülle (s. Abb. 34, „iH“). Vor deren Fertigstellung beginnt im bereits erkennbar leicht kugeligen Nest der Aufbau des Nestnapfes aus feuchter Erde, die mit feinen Zweigen oder Halmen und z.T. auch mit Stroh vermischt ist (s. Abb. 34, „Na“). Der Napf wird oben auf der o.g. Plattform aufgesetzt. In einem Fall war neben Zweigen der Schwanz eines Steinmarders im Napfrand eingebaut.

In dieser Phase des Nestbaues übernimmt das Männchen mehr das Herbeischaffen immer größerer Zweige zum Aufbau der äußeren Zweighülle und der Haube (s. Abb. 34, „aH“), während das Weibchen meist den Nestnapf auskleidet. Die innerste Schicht

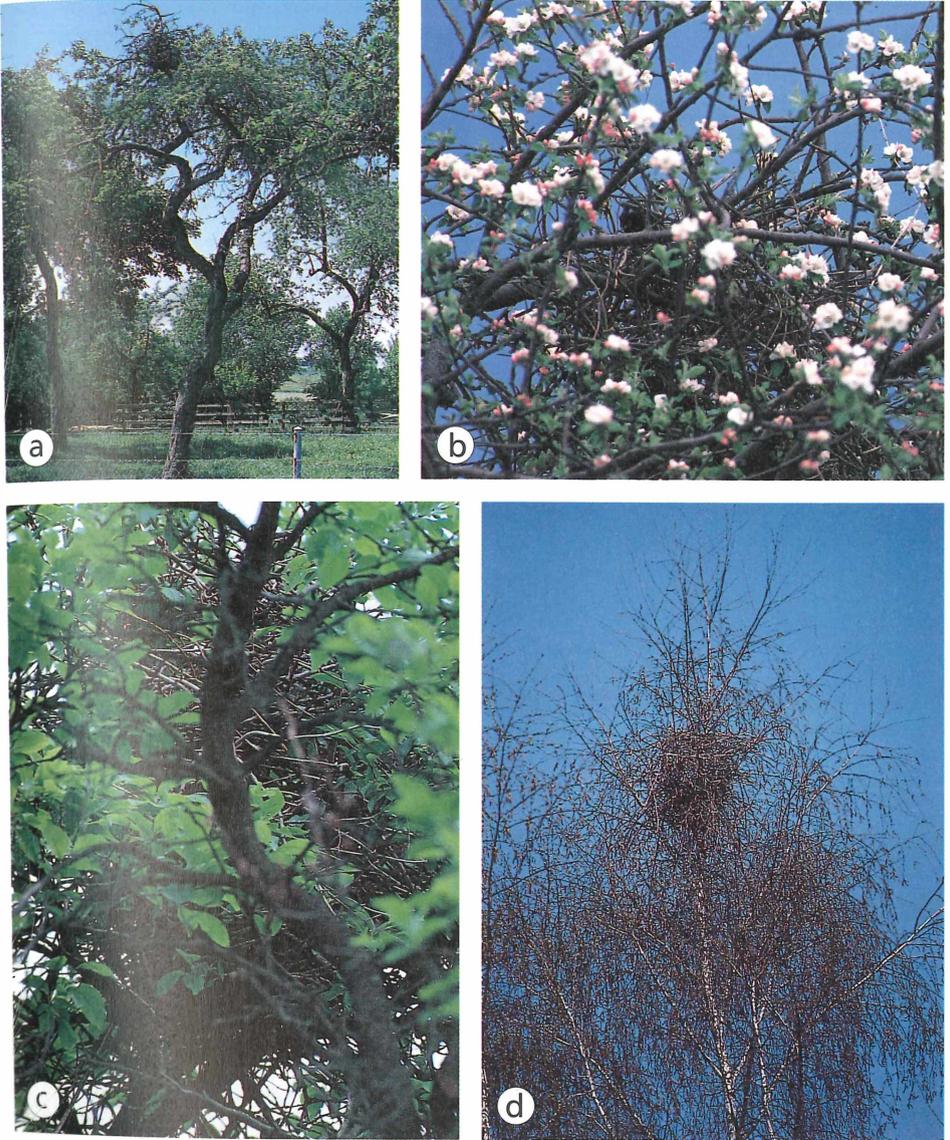


Abb. 31. Nester in Obstbäumen (a-c) und in Birke (d).
Fig. 31. Nests in fruit-trees (a-c) and in a birch-tree (d).

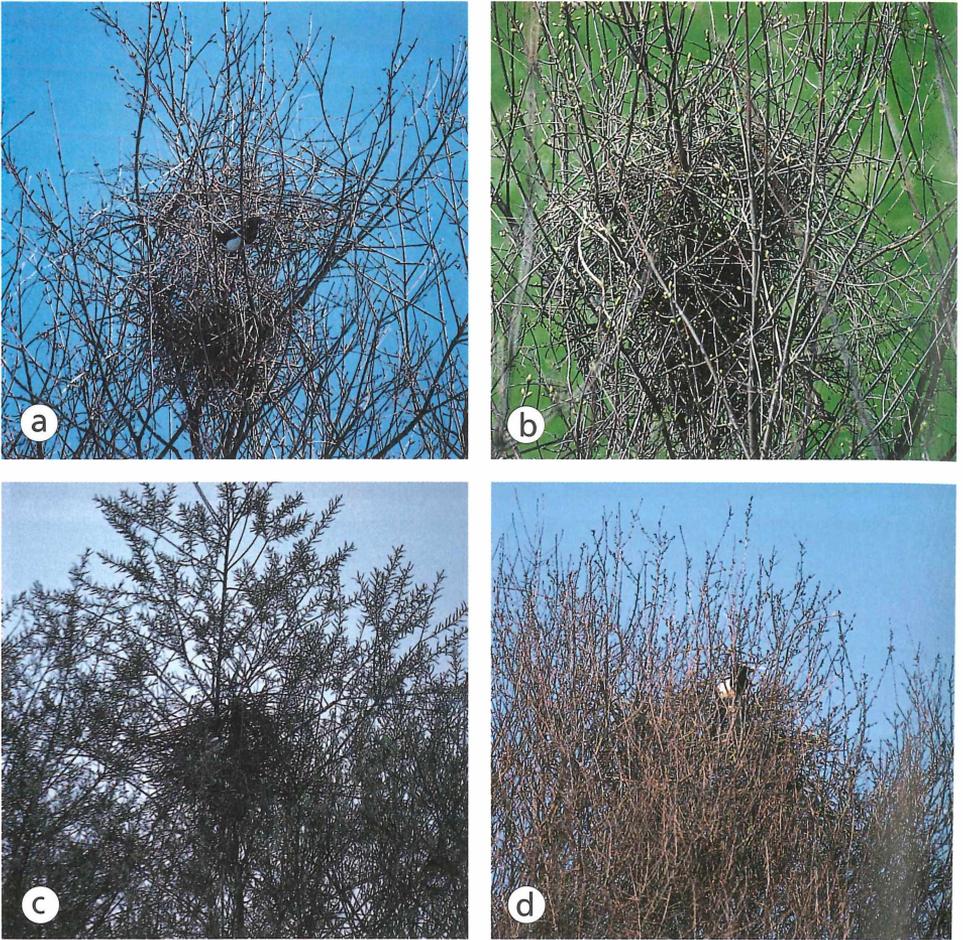


Abb. 32. Nester in Ahorn (a, b), in Weide (c) und in einer Schlehen-Feldhecke (d).
 Fig. 32. Nests in maple (a, b), in willow-tree and in a blackthorn-hedge (d).

des Napfes besteht aus einer elastischen und weichen Matte aus feinen Wurzeln, seltener Grashalmen und Moos (s. Abb. 34, „Ni“, vgl. Abb. 37). In der äußeren Zweig-
 hülle wird ein „Schlupfloch“ freigelassen.



Abb. 33. Nadelbaumnester in Fichte, unterschiedlich gut ansprechbar (Pfeile weisen auf Nester).

Fig. 33. Conifere-Nests in spruce, differently well perceivable (arrows showing nests).



Abb. 34. Schnitt durch ein Elsternest: P Plattform, iH innere, aH äußere Zweighülle, Na Nestnapf außen, Ni Napf innenraum (s. Text).

Fig. 34. Section through a magpie-nest: P plate, iH inner, aH outer cover with twigs, Na nestbowl outside, Ni nestbowl inside (see text).

Ein anfänglich abweichendes Verhalten beim Nestbau wurde in Mähringen beobachtet:

Beide Partner bauten anfangs gleichzeitig an zwei verschiedenen Nestern in unmittelbar benachbarten Bäumen. Ein Vogel baute langsamer und war beim Einbau der Nestzweige deutlich ungeschickter. Wiederholt wurde beobachtet, daß der „besser“ bauende Partner dem anderen Vogel „half“ besonders sperrige Äste in dessen Nest einzubauen; der „Helfer“ wendete sich danach immer wieder seinem „eigenen“ Nest zu. Erst nach etwa 2 Wochen bauten beide Vögel das bessere Nest gemeinsam zum Brutnest aus. Hierzu verwendeten sie auch Material des anderen Nestes.

Die Festigkeit der Haube und damit die Undurchdringlichkeit für einen potentiellen Nesträuber kann sehr unterschiedlich sein (vgl. Abb. 31 - Abb. 33). In einigen Fällen wurden zur äußeren Hülle stachelige und dornige Zweige, z.B. von Schlehe (*Prunus spinosa*) oder Heckenrose (*Rosa spec.*) verwendet. Auch die Qualität der Bauausführung der Nester war verschieden (vgl. Abb. 31 - Abb. 33) und schwankte selbst innerhalb desselben Habitats oft sehr stark. Meist waren Ersatznester etwas weniger aufwendig aufgebaut, doch es gab auch gegenteilige Beispiele.

Der Napf eines Nestes, das bei einem starken Sturm von einer Fichte heruntergeweht worden war, wog in trockenem Zustand 1,7 kg. Der innere Durchmesser betrug 15 - 16 cm, die Tiefe 13 cm. Der gesamte Napf war über 25 cm hoch und sein oberer Rand bis zu 3 cm dick. Die Zweighülle, die noch zu bergen war, bestand aus über 350 Zweigen; sie wog über 1 kg. Zweighüllen von Nestern in Laubbäumen dürften auf-

grund des etwas anderen Baus (s.o., vgl. Abb. 30 und Abb. 32) noch wesentlich mehr Zweige enthalten. Der Durchmesser großer Laubbaumnester betrug bis ca. 80 cm. Das Brüten in einem **Nest ohne Haube** (Abb. 35) wurde in Ulm dreimal beobachtet. Dies entspricht 0,5% der besetzten Nester der Jahre 1989 - 1995 (n=594).



Abb. 35. Stockwerksnest (links) und haubenloses Nest (rechts).
Fig. 35. Multiple nest (left) and undomed nest (right).

In einem Fall wurde erst die Haube eines letztjährigen Nestes abgetragen; anschließend wurde im haubenlosen Nest erfolgreich gebrütet. Der Abbau alter Nester zum Bau neuer Nester kam mehrfach vor; auch Zweige von Erstnestern wurden zum Bau von Ersatznestern verwendet.

Der Bau eines neuen Nestes kann auch auf dem Dach des vorjährigen Nestes erfolgen. Ein solches „**Stockwerksnest**“ (s. Abb. 35) bestand in Ulm aus 4 aufeinandergebauten Einzelnestern. Es wurde mindestens 4 Jahre lang immer wieder benutzt.

Wenn nach Störungen der Bau des Erstnestes nicht fortgeführt worden war, wurden im Normalfall bis zu zwei **Ersatznester** gebaut. Das Gleiche war nach Verlust von Gelege oder Jungen zu beobachten. Der Bau eines zweiten Ersatznestes nach Scheitern des Brutversuches im ersten Ersatznest wurde 6mal, der Bau von drei Ersatznestern zweimal beobachtet. In Söflingen baute 1994 ein Paar 5 Nester, wenn man zwei Nestbauversuche, die bereits nach wenigen Tagen abgebrochen worden waren, mitzählt. Fertiggestellt und genutzt wurden 3 Nester. Ein anderes Männchen stellte mit zwei verschiedenen Partnerinnen insgesamt 4 Nester in einer Brutperiode her (s. Kap. 3.1.1, Tab. 4).

Über 700 Nestkontrollen an 135 Brutpaaren im gesamten Untersuchungsgebiet Ulm zeigten unterschiedliche Häufigkeiten von Ersatznestbauten. Der Anteil der Brutpaare, die nach Scheitern des ersten Brutversuches ein oder mehrere Ersatznester bauten, schwankte von Jahr zu Jahr: 1990 waren es 13 (61,9%; n=21), 1991 48 (87,3%; n=55), 1992 16 (84,2%; n=19), im Mittel über die Jahre 77 Fälle (81,1%; n=95).

In einem Fall wurde ein Ersatznest errichtet, obwohl kurz zuvor aus dem Erstnest Junge ausgeflogen waren. Eine Brut fand in diesem, äußerlich weitgehend fertiggestellten Nest nicht statt. Eine Neuverpaarung mit Nestbau zur Festigung zur Paarbindung scheidet als Ursache für dieses ungewöhnliche Verhalten aus; die betreffenden, markierten Tiere blieben noch mindestens 4 Jahre lang als Brutpaar in ihrem Gebiet.

Nach Ausbesserung können auch alte Nester erneut als Brutnester dienen. Bei solchen **Nestrestaurierungen** werden i.d.R. Nester des Vorjahres genutzt. Seltener wurden ältere Nester ausgebessert: In drei Fällen wurden zwei Jahre alte Nester, in zwei Fällen sogar Reste noch älterer Nester restauriert. Nester, in denen eine Brut gescheitert war, wurden in Ulm nicht zu einer erneuten Brut genutzt.

In den Jahren 1990 - 1992 wurden 31 von 465 Nestern im Untersuchungsgebiet Ulm restauriert (6,7%); 1990 waren es 8 von 138 (5,8%), 1991 12 von 180 (6,7%) und 1992 11 von 147 (7,5%).

3.1.4 Legebeginn

Die Eiablage begann in der zweiten Märzhälfte, einmal bereits am 21.3. (Abb. 36). Der Höhepunkt lag Mitte April (Median 18.4.; n=60). Ende Mai klang die Eiablage aus.

Ersatzgelege wurden zwischen Mitte April und Mitte Juni begonnen, in einem Fall erst am 5.7. Der Median der Ersatzgelege (n=23) am 9.5. lag hochsignifikant später als bei Erstgelegen (n=37) am 12.4. ($p < 0,001$, Vierfelder- χ^2 -Test; n=60). Die beiden spätesten Legebeginne in Erstgelegen waren am 3. und 9.6. (s. Abb. 36).

Normalerweise legen die Elstern nach Beginn der Legeperiode täglich ein weiteres Ei. Mit Erreichen des Vollgeleges setzt die Bebrütung ein. Während der Legephase sitzt das Weibchen nur nachts auf dem noch unvollständigen Gelege (vgl. Kap. 3.1.6).

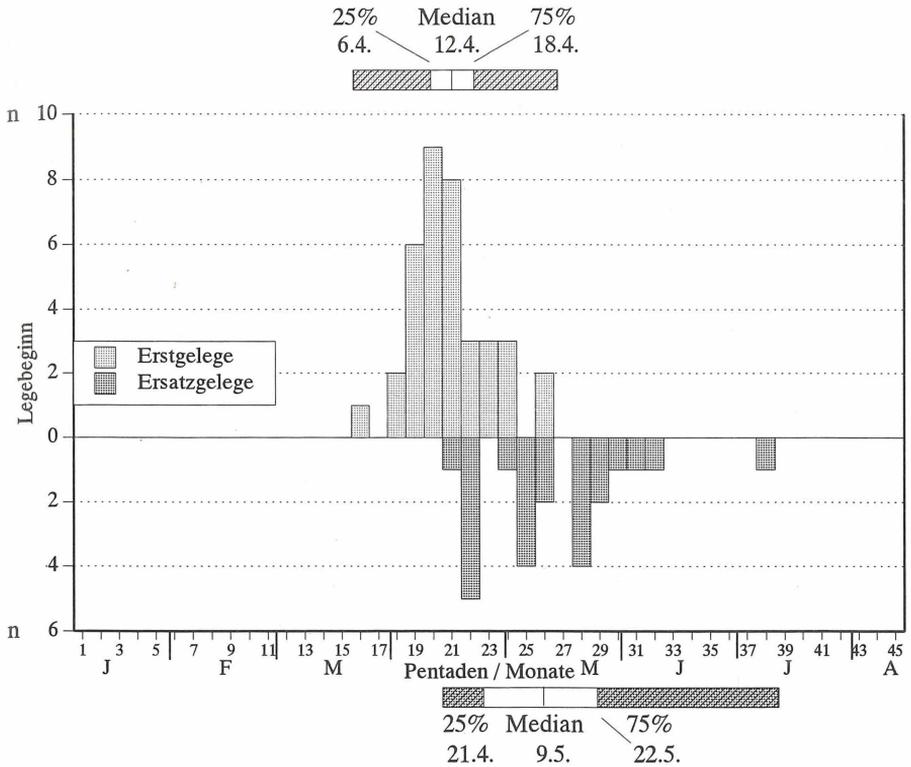


Abb. 36. Legebeginn in den Jahren 1990 bis 1992 in Pentaden; aufgetrennt nach Erst- und Ersatzgelege.

Fig. 36. Begin of laying in the years 1990 to 1992 in 5-days-periods; distinguished between first-attempt and replacement clutches.

3.1.5 Gelegegröße und Eier

Die Weibchen legten i.d.R. 5 bis 8, selten weniger oder mehr Eier (Daten der Jahre 1990 bis 1992; n=101; Tab. 6). Im Mittel umfassten Vollgelege 6 oder 7 Eier ($\bar{x}=6,48$; SD=1,03; n=101). 6er- und 7er-Gelege machten jeweils etwa ein Drittel aller Vollgelege aus (s. Tab. 6), 2er- und 9er-Gelege (Abb. 37) waren selten.

Da nicht bei allen Ersatznestern bekannt war, ob im jeweiligen Erstnest ein Gelege bebrütet worden war, muß zwischen echten Nachgelegen (im Erstnest war ein Gelege vorhanden; s.o.) und Gelegen in Ersatznestern (im Erstnest war Gelege unbekannt) unterschieden werden (s. Tab. 6). Eine signifikante Abnahme der Gelegegröße von Erst- zu Nachgelegen (Erstgelege: $\bar{x}=6,65$ Eier (n=54); Nachgelege $\bar{x}=6,5$ Eier (n=18)

oder von Erstgelegen zu Gelegen in Ersatznestern mit $\bar{x} = 6,14$ Eier ($n=29$) war nicht festzustellen (Mehrfelder- χ^2 -Test).

Tab. 6. Anzahl unterschiedlicher Vollgelegegrößen in Ulm ($n=101$); Daten der Jahre 1990 bis 1992.

Tab. 6. Number of different clutch sizes in Ulm ($n=101$); data of the years 1990 to 1992.

Gelegegröße	2	3	4	5	6	7	8	9	Mittelwert	n Vollgelege / Eier
Erstgelege	0	0	1	3	20	22	6	2	6, 65	54 / 359
Gelege in Ersatznest	1	0	1	3	14	7	3	0	6, 14	29 / 178
Ersatzgelege	0	0	0	1	10	4	3	0	6, 50	18 / 117
Gesamt	1	0	2	7	44	33	12	2	6, 48	101 / 654



Abb. 37. Elsterngelege mit 9 Eiern

Fig. 37. Magpie-clutch with 9 eggs.

Die mittlere Gelegegröße nahm im Laufe des Jahres ab: im März Vollgelege mit 6 Eiern ($n=1$), im April $\bar{x}=6,7$ Eier ($n=55$), im Mai $\bar{x}=6,4$ Eier ($n=20$) und im Juni/Juli $\bar{x}=6,0$ Eier/Vollgelege ($n=7$). Die Abnahme der Eizahlen in Vollgelegen zwischen März/April und Juni/Juli war nicht signifikant ($p > 0,1$, Mehrfelder- χ^2 -Test; $n=63$).

Die **Gestalt** der Elstereier ist meist oval, aber auch kurzoval oder langoval bzw. langspitzoval. Die Eier sind recht unterschiedlich gefärbt. Die Grundfarbe ist hell grünlich, hell blaugrünlich oder hell gelblich-erdfarben. Überlagert wird diese von mehr oder weniger dichten Flecken und Sprenkeln in den verschiedensten Tönungen, die von dunkelbraun bis hell olivbräunlich oder auch bläulich variieren. Die Flecken und Unterflecken sind rundlich bis unregelmäßig gestaltet (vgl. Abb. 37). Die Variabilität war innerhalb eines Geleges minimal. Die Fleckung ist über das ganze Ei verteilt mit einer Häufung am stumpfen Pol. Die Eier glänzen kaum und weisen relativ grobe Poren auf. Die Eigrößen lagen im Mittel bei $32,2 \times 23,1$ mm ($SD = 2,90 \times 1,35$; $n=25$). Die größten Eier maßen $38,5 \times 24,0$ mm und $30,7 \times 24,5$ mm, die kleinsten $27,0 \times 20,0$ mm und $29,5 \times 19,5$ mm.

Der Mittelwert der **Eigewichte** aus 4 Gelegen lag bei $9,8$ g ($n=25$). Das leichteste Ei wog $7,2$ g, das schwerste $11,5$ g. Wegen des Feuchtigkeits- und damit Gewichtsverlustes während der Bebrütung wurden nur Gewichte von Gelegen vor oder unmittelbar nach Brutbeginn ausgewertet.

3.1.6 Brutphase

Nach der Ablage des ersten Eies übernachteten die Weibchen im Nest. Danach verließen sie das Gelege. In der Regel legten sie an jedem darauffolgenden Morgen ein weiteres Ei. Die eigentliche Bebrütungsphase begann mit Erreichen des Vollgeleges. Die Brutdauer betrug in 9 Nestern 17 bis 19 Tage (3mal 17, 5mal 18 und 1mal 19 Tage). Ein Weibchen brütete über 30 Tage auf einem offenbar „tauben“ Gelege. Ein brütendes Männchen wurde nicht beobachtet.

Eine kontinuierliche Nestbeobachtung ist ohne Störung des Brutgeschäftes überaus schwierig. Auf Störungen am Nest reagieren die Elstern sehr empfindlich, manchmal sogar mit einer Brutaufgabe (vgl. BIRKHEAD 1991). Einen deutlichen Hinweis auf die Sensibilität der Tiere am Nest gibt auch die verzögerte und vergleichsweise „unruhige“ Bebrütung eines manipulierten Geleges (s.u.).

Eine Möglichkeit, Störungen durch Beobachter zu minimieren und darüberhinaus physiologische Informationen zum Brutgeschäft zu erhalten, ist die indirekte, telemetrische Überwachung durch sogenannte „Temperatureier“ (s. Kap. 2.8 und Kap. 3.1.7). Die folgenden Ausführungen beruhen auf dem durch ein derartiges Temperatureier kontinuierlich überwachten **Brutverlauf** eines besenderten Weibchens (Abb. 38 - Abb. 41 und Tab. 7). Daten von Temperatureiern in weiteren Gelegen, die von unbesenderten Weibchen bebrütet wurden, ergänzen das Bild.

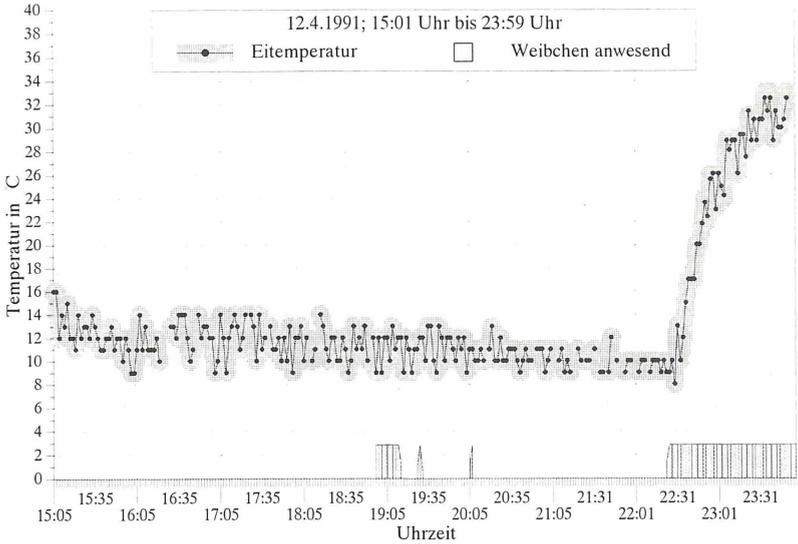


Abb. 38. Brutverlauf nach Zugabe des Temperatureies um 15⁰¹ Uhr. Die Grau-Hinterlegung der Eitemperatur entspricht der Meßgenauigkeit ($\pm 1^\circ\text{C}$).

Fig. 38. Progress of breeding after addition of a temperature-egg to the clutch at 3⁰¹ pm. The deviation in the temperature measurement is indicated in the gray scale of the egg ($\pm 1^\circ\text{C}$).

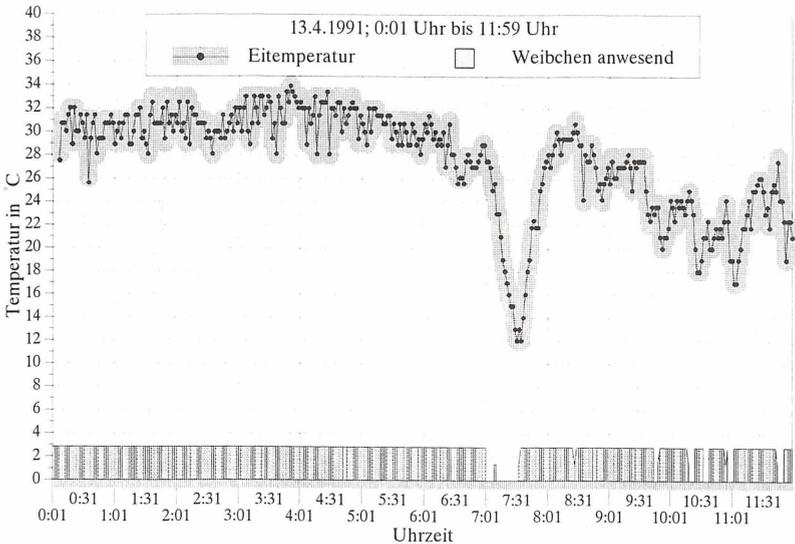


Abb. 39. weiterer Brutverlauf am 13. 4. 1991.

Fig. 39. Further progress of breeding at 13. 4. 1991.

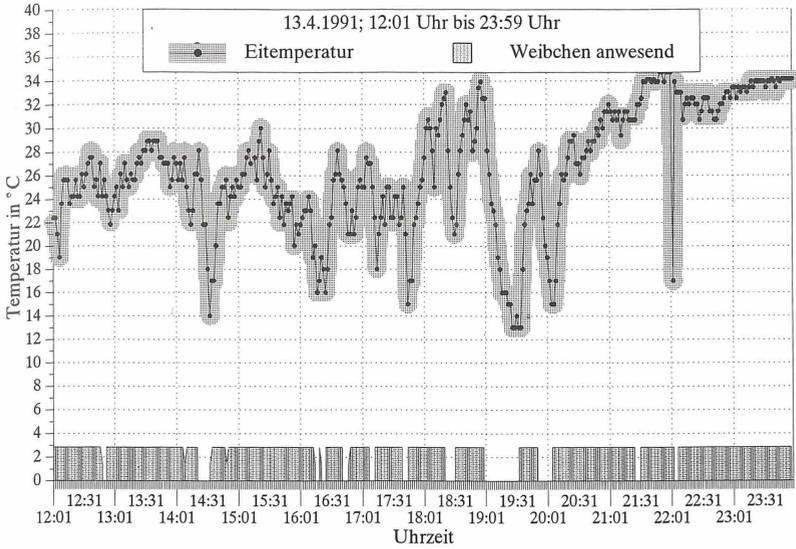


Abb. 40. weiterer Brutverlauf am 13. 4. 1991.
 Fig. 40. Further progress of breeding at 13. 4. 1991.

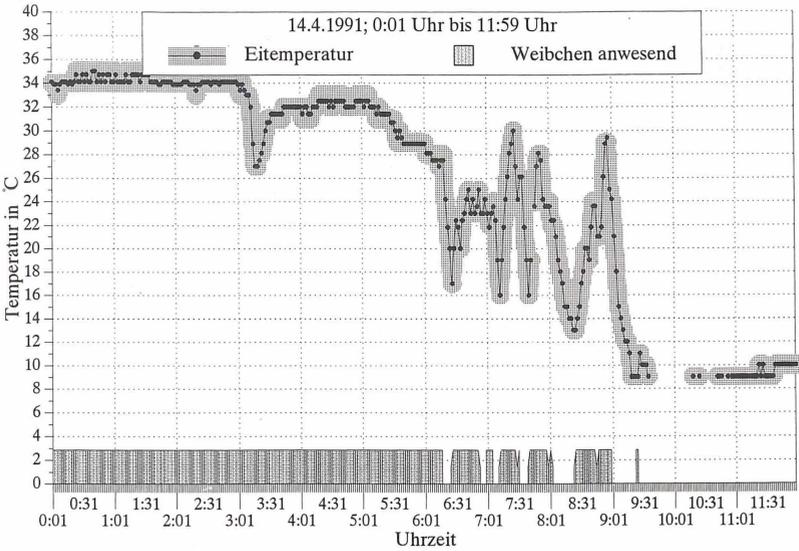


Abb. 41. weiterer Brutverlauf am 14. 4. 1991 bis zum Brutverlust in den Morgenstunden, wahrscheinlich etwa gegen 8 Uhr.
 Fig. 41. Further progress of breeding at 14. 4. 1991 up to the loss of clutch in the early morning, likely at about 8 o'clock am.

Das Weibchen „Rot-Dunkelblau“ kehrte zum ersten Mal erst gut 4 Stunden nach Einbringen des Temperatureies (s. Kap. 2.8) ans Nest zurück. Es untersuchte das manipulierte Gelege drei Mal einige Minuten lang (s. Abb. 38), bevor es dann erst gegen 22^U mit der Bebrütung begann. Es ist anzunehmen, daß die erst in der Dunkelheit einsetzende Bebrütung eine Folge dieser Störung war und nicht den „normalen“ Ablauf widerspiegelt. Viele Weibchen bebrüteten das Gelege mit dem Thermoei in der ersten Nacht sehr „unruhig“, wie der Temperaturverlauf auch in anderen Gelegen zeigte.

Die Bebrütung des Geleges war während der Nacht ab ca. 22 Uhr normalerweise deutlich intensiver als am Tag; es wurden keine Brutpausen eingelegt (s. Abb. 39 und Abb. 40).

Nach einer etwa 45minütigen „Aufwachphase“ ab 5^U bzw. 6^U verließ das Weibchen das Nest etwa gegen 6^U bzw. 7^U das erste Mal (s. Abb. 39 und Abb. 41).

Während der eigentlichen Brutzeit war das Weibchen fast ständig im Nest. Es verließ das Gelege tagsüber bis zu 18mal für kurze Zeit (s. Abb. 38 - Abb. 41). Im Durchschnitt dauerten diese Brutpausen 8,6 min (Tab. 7, s. Abb. 39 und Abb. 40). Die Brutphasen dauerten tagsüber (zwischen dem morgendlichen Verlassen des Nestes bis zum Beginn der nächtlichen Bebrütung) im Mittel 46,4 min (s. Tab. 7).

Tab. 7. Bebrütungszeiten und Brutpausen in einem Nest in Söflingen während zweier Tage bis zum Brutverlust anhand der Aufzeichnungen des automatischen Datensammlers.

Tab. 7. Breeding time and breeding interruptions in one nest in Söflingen during two days before loss of clutch (data collected with the automatic data logger).

	Tageszeit / Dauer		mittlere Dauer [min]	Standardabweichung [min]	Dauer			Anzahl
	[min]				Minimal	- Maximal	[min]	
Brut-pause	Tag	/ 154	8,6	8,47	3	-	31	18
	Nacht	/ 0	-	-		-		0
	Gesamt	/ 154	8,6	8,47	3	-	31	18
Bebrü-tungs-phase	Tag	/ 789	46,4	37,56	9	-	165	17
	Nacht	/ 1136	568,0	47,00	522	-	615	2
	Gesamt	/ 1925	101,3	164,67	9	-	615	19

Zwischen 6 und 21 Uhr wurde das Weibchen bis zu 9mal nach heftigem Betteln vom Partner gefüttert, vorwiegend außerhalb des Nestes, im Nestbaum oder in dessen nächster Umgebung, aber auch im Nest. Meist lockt das Männchen seine Partnerin

zur Fütterung aus dem Nest; doch verlassen die Weibchen das Nest auch ohne Lockrufe des Männchens und betteln dann lautstark um Futter. Dieses Füttern hat neben der Funktion der raschen Nahrungsversorgung sicher auch die Aufgabe der Festigung der Paarbindung; die Weibchen ließen sich z.T. auch dann füttern, wenn sie unmittelbar an der Futterquelle saßen.

Tab. 8. Eitemperaturen in verschiedenen Nestern.)^A Daten des automatischen Datensammlers.
Tab. 8. Egg temperatures in different nests.)^A data collected with the automatic data logger.

Nest	Tageszeit	mittlere Temperatur [°C]	Standardabweichung [°C]	Minimal- /Maximalwerte [°c]	Anzahl Meßwerte
Naturdenkmal	Tag	26,93	2,3722	24 – 30,5	7
Tobeltal	Tag	30,96	4,0821	22, 5 – 36,9	13
Eselsberg	Tag	31,08	5,4861	21,5 – 36	6
	Nacht	36,15	0,15	36 – 36,3	2
	24h-Wert	32,35	5,2338	21,5 – 36,3	8
Mähringen Schule	Tag	33,34	3,1671	24 – 38	29
	Nacht	35,09	2,4046	32 – 40	14
	24h-Wert	33,91	3,0526	24 – 40	43
Mähringen Friedhof	Tag	34,7	2,6463	25 – 38	58
	Nacht	35,76	0,9272	34,8 – 38	8
	24h-Wert	34,83	2,5256	25 – 38	66
Mähringen Osthecke	Tag	24,51	5,6477	8 – 33	108
	Nacht	23,63	4,7957	15 – 31	12
	24h-Wert	24,42	5,5748	8 – 33	120
Söflingen Nest 1 ^A	Tag	23,63	4,3404	8 – 35,8	2736
	Nacht	27,47	2,5200	21 – 35,8	2154
	24h-Wert	25,32	4,1212	8 – 35,8	4890
Söflingen Nest 17 ^A	Tag	23,94	4,1469	12 – 33,9	515
	Nacht	31,81	1,8571	26,1 – 35	492
	24h-Wert	27,79	5,0968	12 – 35	1007
Söflingen Nest 17b ^A	Tag	30,08	3,6051	12,9 – 37,5	1978
	Nacht	32,61	1,8725	28 – 36,9	902
	24h-Wert	30,87	3,3766	12,9 – 37,5	2880

3.1.7 Bebrütungstemperatur

Die über Temperatursender (s. Kap. 2.8) gemessene Temperatur in Elsterngelegen lag bei maximal 40 °C und bei minimal 8 °C (Tab. 8). Der Mittelwert lag in der Nacht bei 31,8 °C (3.584 Meßwerte aus 7 Nestern), am Tag bei 28,8 °C (5.450 Meßwerte aus 9 Nestern). Als 24h-Mittelwert wurde eine Eitemperatur von 29,7 °C errechnet (9.034 Meßwerte aus 9 Nestern).

Die höchsten Eitemperaturen wurden meist nachts während der intensiven Brutphasen, häufig von Mitternacht bis in die frühen Morgenstunden (bis etwa um 4⁰⁰ Uhr) registriert (vgl. Abb. 38 - Abb. 41 in Kap. 3.1.6). Am Tag wurde eine Gelegetemperatur bis etwa 38 °C bei einer Lufttemperatur von etwa 1 - 5 °C erreicht.

Tab. 9. Mittlere Gelegetemperaturen vor und nach Erreichen des Vollgeleges mit 6 Eiern.
Tab. 9. Average clutch temperatures before and after completing the final clutch size of 6 eggs.

		mittlere Temperatur [°C]	Standardab- weichung [°C]	Minimal-/Maxi- malwerte [°C]	Anzahl Meßwerte
Nacht 1	2 Eier	15	0	15	2
Tag 2	3 Eier	12,7	5,25	8 - 20	3
Tag 3	4 Eier	16,9	2,08	15 - 20	4
Nacht 3		21,6	0	21,6	2
Tag 4	5 Eier	21,6	4,49	14 - 29	18
ab Tag 5	Vollgelege	26,1	4,65	14,5 - 33	91

Tab. 10. Mittlere Gelegetemperatur in einem Nest während verschiedener Tage.
Tab. 10. Average clutch temperatures in one nest measured during different days.

	mittlere Tem- peratur [°C]	Standardabei- chung [°C]	Minimal-/Maxi- malwerte [°C]	Anzahl Meßwerte
Tag 1	28,7	4,87	12,9 - 36,2	459
Nacht1	34,6	1,38	28,6 - 36,2	216
Tag 2	31,8	3,65	19,0 - 37,3	200
Nacht 2	31,2	1,27	28,0 - 35,7	254
Tag 3	29,3	2,35	19,0 - 34,0	243
Tag 4	29,9	2,44	22,0 - 36,7	410
Nacht 4	32,7	1,38	28,6 - 36,2	261
Tag 5	30,8	3,04	19,0 - 37,5	376
Nacht 5	32,1	1,68	28,6 - 35,7	171
Tag 6	31,1	3,12	22,0 - 37,5	290

In einem Nest wurde der Temperatursender in ein noch unvollständiges Gelege eingebracht. Die Temperaturmessungen zeigten, daß das Weibchen auch in der Nacht noch nicht fest brütete. Die Gelegetemperaturen waren deutlich geringer als nach Erreichen des Vollgeleges (Tab. 9).

Die gemessenen Bebrütungstemperaturen variierten in verschiedenen Gelegen. Diese Unterschiede sind zum einen auf die Lage des Temperatureies im Gelege zurückzuführen. Dafür sprechen auch die geringen Unterschiede an aufeinanderfolgenden Tagen bei den automatisch überwachten Nestern (Tab. 10). Zum anderen wurde von den meisten Brutvögeln bei den Temperatureiern die Wachsschicht um den Temperaturensender entfernt; die Sender lagen danach ohne direkten Kontakt zum Körper des Brutvogels am vergleichsweise kühlen Nestboden.

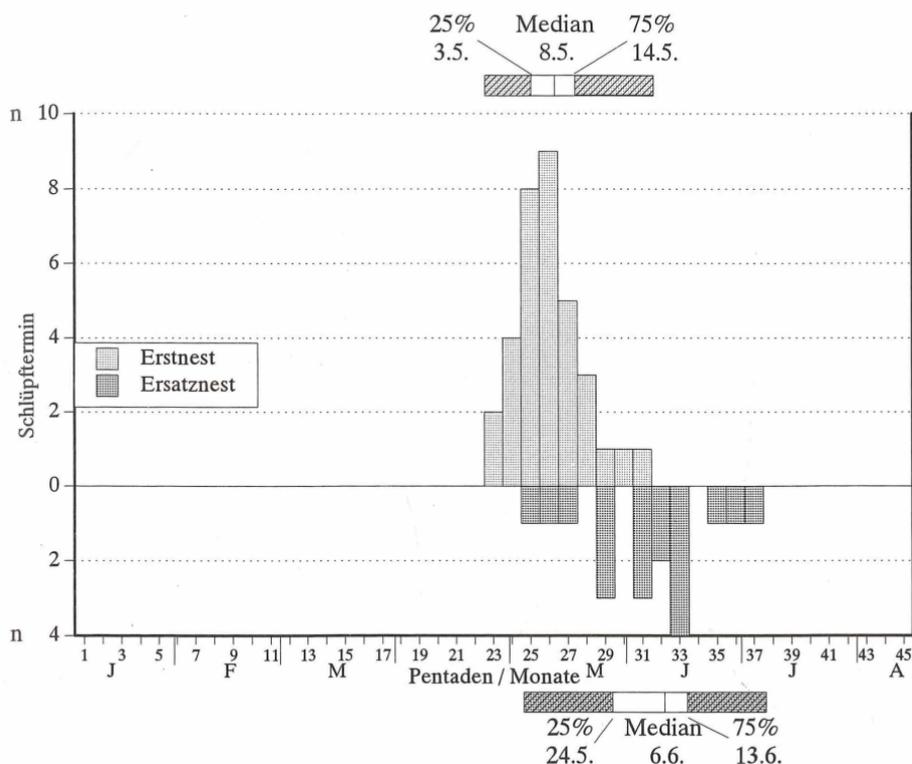


Abb. 42. Schlüpftermine in den Jahren 1989 bis 1992 in Pentaden, aufgetrennt nach Erst- und Ersatznestern.

Fig. 42. Date of hatching in the years 1989 to 1992 in 5-day-periods, distinguished between first-attempt and replacement clutches.

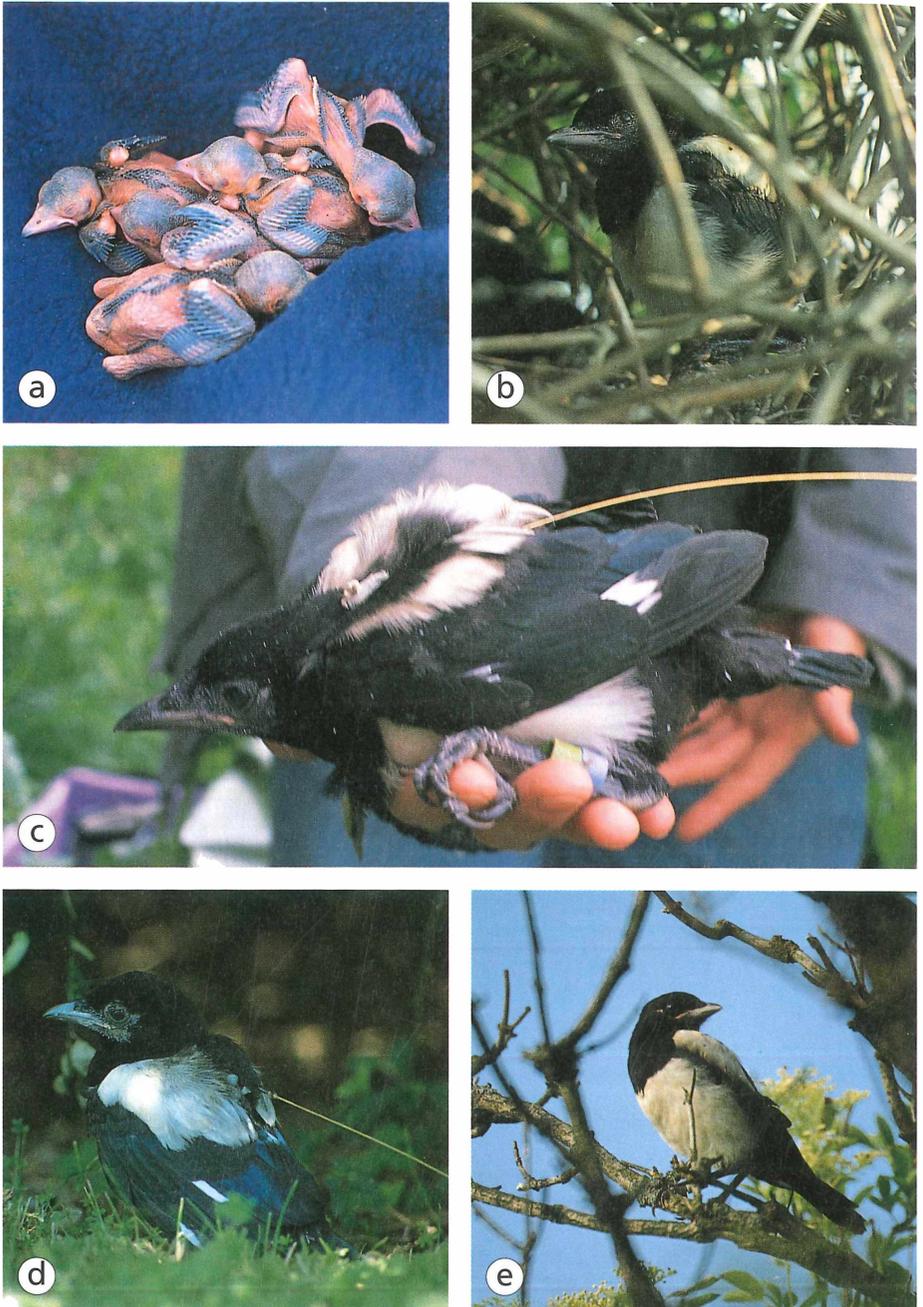


Abb. 43. Nestlinge: ca. 1 Woche alt (a), ca. 3 Wochen alt (b), beim Besendern Ende der 3. Woche (c), direkt nach dem Ausfliegen (d; mit Sender) und ca. 1 Woche nach dem Ausfliegen (e).
 Fig. 43. Nestlings: ca. 1 week old (a), ca. 3 weeks old (b), at marking with a radio-transmitter at the end of the third week (c), short time after fledging (d; with transmitter) and ca. one week after fledging (e).

3.1.8 Nestlingszeit und Ende der Brutperiode

Das Schlüpfen der Jungen eines Geleges erstreckte sich über mehrere Tage. Die ersten Jungelstern schlüpften in der zweiten Aprilhälfte (23.4., 24.4. und 26.4.; Abb. 42). Anfang Mai stieg die Zahl schlüpfender Junge stark an. Sie erreichte ihren Höhepunkt in der Mitte der ersten Maihälfte. Das Mediandatum aller Nester war der 12.5. ($n=52$). Ab Ende Mai schlüpften weniger Tiere.

Der späteste Schlupftermin in einem Erstnest wurde am 1.6. bzw. in einem Ersatznest am 3.7. registriert. Der Median der Schlupftermine in den Ersatznestern (6.6.; $n=18$) lag hoch signifikant später als in den Erstnestern (8.5.; $n=34$; $p < 0,001$, Vierfelder- χ^2 -Test; $n=52$; s. Abb. 42).

Das Schlüpfgewicht zweier Jungelstern betrug 6,9 bzw. 7,4 g. 2 bis 3 Tage alte Nestlinge wogen zwischen 9 und 13 g, im Durchschnitt 10,7 g ($n=12$; 3 Nester). Die weitere Gewichtsentwicklung der Jungen verlief unterschiedlich. Sie variierte im Tagesverlauf.

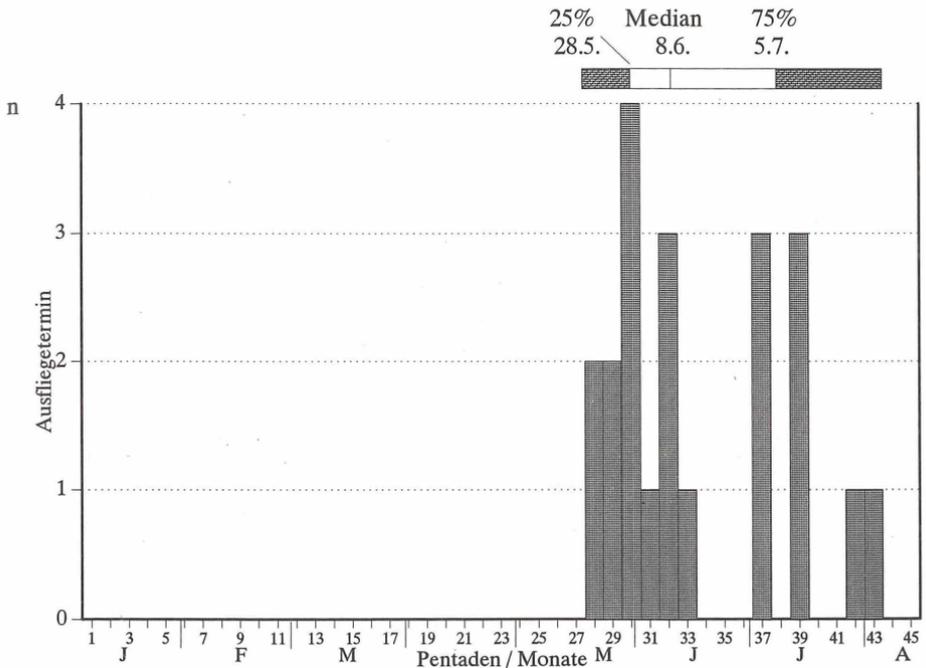


Abb. 44. Ausfliegetermine der Jungelstern in den Jahren 1989 bis 1992 in Pentaden.

Fig. 44. Date of fledging of the young magpies in the years 1989 to 1992 in 5-day-periods.

Die Augen der Jungen öffneten sich nach etwa einer Woche (Abb. 43). Die Befiederung setzte mit Ende der ersten Woche ein. Im Alter von etwa 2 Wochen wogen die Jungen durchschnittlich 154 g (n=36). In der 3. Woche waren sie bis auf den Unterbauchbereich fast voll befiedert, die Schwungfedern hatten allerdings noch nicht ihre volle Länge erreicht. In der Woche vor dem Ausfliegen wogen die Tiere (n=25) im Mittel 170,8 g (s. Abb. 43).

Die Eltern fütterten am Ende der Nestlingszeit zusammen mindestens 60mal am Tag. Die Fütterungen waren nahezu gleichmäßig über den Tag verteilt, max. 10 Fütterungen/h. Sie dauerten i.d.R. je 0,5 bis 1 min. Die früheste Fütterung erfolgte um 7²³ Uhr, die letzte um 21¹⁸ Uhr.

Die Nestlingszeit betrug in 13 Nestern 27 bis 36 Tage. Ihr Ende wurde in dieser Untersuchung mit der ersten Übernachtung außerhalb des Nestes definiert (s.u.).

Die Jungen flogen ab Ende Mai, die meisten in der ersten Juni-Hälfte aus. Der Median der Ausfliegedaten war der 8.6. (n=21; Abb. 44). Einzelne Jungvögel flogen erst Ende Juli/Anfang August aus.

Bei unbesenderten Jungvögeln war es oft nicht möglich, das Ende der Nestlingszeit exakt zu terminieren. Manche Nestlinge hielten sich tagsüber längere Zeit außerhalb des Nestes im Nestgehölz auf; nachts kehrten sie jedoch wieder ins Nest zurück (FUNKE & MÄCK 1991). Dies war vor allem bei Nestern in großkronigen Bäumen oder in Feldhecken und Gebüschzeilen zu beobachten. Ein regelrechtes „Ausfliegen“ aus dem Nest oder dem Nestbaum, wie es bei freistehenden Gehölzen festzustellen war, trat hier meist nicht auf.

Der erste größere Flug über etwa 10 - 20 m war äußerst selten vor, meist erst nach dem Ausfliegen zu beobachten (zur Terminologie s.o.).

3.1.9 Führungszeit und Familienverband

Das elterliche Home Range (s. Kap. 3.3.1) wurde nach dem Ausfliegen der Jungen von der ganzen Familie genutzt. Der Zusammenhalt der Familie dauerte häufig bis zur nächsten Brutperiode. Die Bindung zwischen Jungvögeln und Eltern wurde aber im Laufe der Zeit immer lockerer.

Die Jungen suchten bereits wenige Tage nach dem Ausfliegen, wenngleich auch mehr spielerisch als gezielt, selbst Nahrung. Sie wurden noch etwa 4 Wochen nach dem Ausfliegen von den Eltern gefüttert. Ab der vierten Woche fanden bettelnde Jungvögel immer weniger Beachtung bei ihren Eltern. Zum Teil wurden sie sogar von Nahrungsquellen vertrieben (FUNKE & MÄCK 1991).

Die Jungtiere hielten sich bis in den Winter im Revier der Eltern auf. Sie wurden immer wieder vergesellschaftet mit diesen angetroffen und von ihren Eltern auch anders als familienfremde Tiere behandelt:

In Mähringen wurde z.B. im November beobachtet, wie ein Elter Nahrung im Schnee versteckte und eines der diesjährigen Jungen diese wieder ausgrub. Das Besondere daran ist, daß der Elternvogel die Nahrung nicht nur in Anwesenheit des Jungvogels versteckt hatte, er duldete sogar die Entdeckung und Verwertung derselben durch das Jungtier. Normalerweise wird Nahrung bei Anwesenheit eines Artgenossen wieder aus dem Versteck entfernt und an anderer Stelle versteckt. Es ist zu vermuten, daß dem Jungvogel das „Verstecken“ von Nahrung regelrecht „vorgeführt“ wurde.

In zwei Gebieten wurde beobachtet, daß Jungvögel noch während des Nestbaus im Frühjahr (bis Anfang April) vom Revierpaar geduldet wurden. Jungvögel des Vorjahres waren mehrfach in unmittelbarer Nestumgebung zu beobachten. Einmal schlüpfte der Jungvogel sogar in das unfertige Nest hinein. Die geschlechtsreifen Jungtiere sind im Gegensatz zu fremden Adulten nie vertrieben worden.

3.1.10 Jahresbruten

Bei erfolgreicher Erstbrut fanden keine Zweitbruten statt. Nach Verlust des Erstgeleges wurden bis zu zwei bebrütete Nachgelege beobachtet. Ein Weibchen legte 1991 insgesamt 21 Eier (6 Eier im Erstgelege, 8 Eier im 1. Nachgelege, 7 Eier im 2. Nachgelege); ein Bruterfolg blieb in allen Nestern aus.

3.1.11 Bruterfolg

Die **Schlüpfrate** (Junge / Eier) lag bei 67% ($n=288$ Eier), der **Bruterfolg** (Flügel / Brutpaar) bei 0,93 ($n=95$ Brutpaare) und die **Brutgröße** (Flügel / erfolgreiches Brutpaar) bei 2,6 ($SD=1,16$ Flügel; $n=34$ Brutpaare mit Flügeln). Die Brutgröße betrug in Erstnestern 2,8 ($SD=1,19$; $n=17$), in Ersatznestern 2,4 ($SD=1,08$; $n=17$); der Unterschied ist nicht signifikant ($p > 0,2$, Mehrfelder- χ^2 -Test; $n=34$). Die Anzahl flügger Tiere je Nest schwankte zwischen 1 und 5 in Erst- und Ersatznestern (Tab. 11). Der Bruterfolg in Erstnestern lag bei 0,51 ($n=35$), bei Paaren in Ersatznestern bei 0,66 ($n=61$).

Die **Ausfliegerate** (Anzahl Flügel / Nest) lag für Erstnester bei 0,51 ($n=95$), für Ersatznester bei 0,58 ($n=69$), für Erst- und Ersatznester zusammen bei 0,54 ($n=164$). Der Unterschied in den Ausfliegeraten von Erst- und Ersatznestern ist nicht signifikant ($p > 0,2$; Mehrfelder- χ^2 -Test; $n=164$). 17,9% aller Erstnester ($n=95$) und 24,6% aller Ersatznester ($n=69$) waren erfolgreich, d.h. es flogen Junge aus. Der Unterschied ist nicht signifikant.

Der **Anteil erfolgreicher Paare** (Paare mit Flügeln / Brutpaare insgesamt = Paar-Bruterfolg nach SCHÖN 1994) betrug 35,8% ($n=95$ kontrollierte Brutpaare). Der **Ausfliegerfolg** (ausgeflogene Junge / gelegte Eier) - manchmal auch als „Ei-Bruterfolg“

bezeichnet (vgl. SCHÖN 1994) lag bei 8,1% (n=509 gelegte Eier). Der Unterschied beim Ausfliegerfolg von Erstnestern mit 5,8% (n=329 Eier) und Ersatznestern mit 12,2% (n=180 Eier) ist signifikant ($p < 0,025$, Vierfelder- χ^2 -Test; n=509).

Tab. 11. Anteile unterschiedlicher Bruterfolge (Flügel / Brutpaar) in den Jahren 1990 bis 1992 (s. Text).

Tab. 11. Different breeding success (fledglings/breeding pair) in the years 1990 to 1992 (s. text).

	1990 [%]	1991 [%]	1992 [%]	Gesamt [%]
keine Flügel	52	67,8	71,5	64,2
1 Flügel	12	5,4	0	6,3
2 Flügel	16	14,3	7,1	13,7
3 Flügel	12	5,4	0	6,3
4 Flügel	8	5,4	14,3	7,4
5 Flügel	0	1,7	7,1	2,1
	n = 25	n = 56	n = 14	n = 95

Die Ausfliegerate war bei Nadelbaumnestern mit durchschnittlich 0,54 flüggen Jungen / Nest (n=54) etwas geringer als bei Laubbaumnestern mit 0,57/Nest (n=108). Die Ausfliegerate im Erstnest war bei beiden Baumtypen etwas geringer als im Ersatznest: a) Erstnest in Nadelbäumen 0,47 (n=34), Ersatznest 0,5 (n=20); b) Erstnest in Laubbäumen 0,52 (n=61), Ersatznest 0,64 (n=47). Der Bruterfolg (Anzahl Flügel / Brutpaar) betrug bei Brutpaaren, die nur in Nadelbäumen brüteten 1,09 (n=22), bei denjenigen, die alle Nester in Laubgehölzen erbauten 1,05 (n=55). Der Anteil erfolgreicher Brutpaare (s.o. „Paar-Bruterfolg“) betrug bei reinen „Laubbaum-Brütern“ 40% (n=55) und bei „Nadelbaum-Brütern“ 41% (n=22).

Der **Nesterfolg** (Anteil erfolgreicher Nester / Gesamtheit der Nester) lag bei Nadelbaumnestern bei 18,5% (n=54) und bei Laubbaumnestern bei 22,2% (n=108). Die Unterschiede im Nesterfolg zwischen Nadel- und Laubbaumnestern bzw. Nadel- und Laubbaumbrütern sind nicht signifikant.

In Siedlungen waren 35,1% der Brutpaare erfolgreich (n=57), in der Feldflur 36,8% (n=38). Der Unterschied ist nicht signifikant ($p > 0,1$, Vierfelder- χ^2 -Test; n=95). Der Nesterfolg von Siedlungselstern war mit 18,2% (n=110) geringer als der von Feldelstern mit 25,9% (n=54) ($p > 0,2$, Vierfelder- χ^2 -Test: nicht signifikant; n=164).

Die Ausfliegerate der Siedlungselstern war dagegen mit 0,4 Flüggen / Nest nur halb so groß wie die der Feldelstern mit 0,8 Flüggen / Nest (n=110 bzw. n=54). Der Unterschied ist signifikant ($p < 0,025$, Mehrfelder- χ^2 -Test; n=164).

Der Bruterfolg war in Siedlungen mit 0,8 Flüggen / Brutpaar geringer als in der Feldflur mit 1,2 Flüggen / Brutpaar (n=57 bzw. n=38). Der Unterschied ist hier jedoch nur auf dem 10%-Niveau signifikant ($p < 0,1$, Mehrfelder- χ^2 -Test; n=95).

Die Brutgröße von Siedlungselstern betrug 2,2 Flüge / erfolgreiches Brutpaar (n=20), bei Feldelstern 3,2 Flüge / erfolgreiches Brutpaar (n=14); der Unterschied ist auf dem 5%-Niveau signifikant ($p < 0,05$, Mehrfelder- χ^2 -Test; n=34).

In Abb. 45 sind die Anteile von Nestern mit ausgeflogenen Jungen denen mit Mißerfolgen unterschiedlicher Ursachen gegenübergestellt. 1989 bis 1992 waren in 5 Fällen als Ursache für die Aufgabe des Nestes direkte Störwirkungen von Menschen nachzuweisen (Fällen des Nestbaumes, Entfernen des Nestes etc.). Ein Nest wurde während eines Sturmes vom Baum geweht. In 8,8% der Fälle war nicht zu entscheiden, ob Eier oder bereits geschlüpfte Junge einem Nestraub zum Opfer gefallen waren („Verlust Gelege oder Pulli“ in Abb. 45).

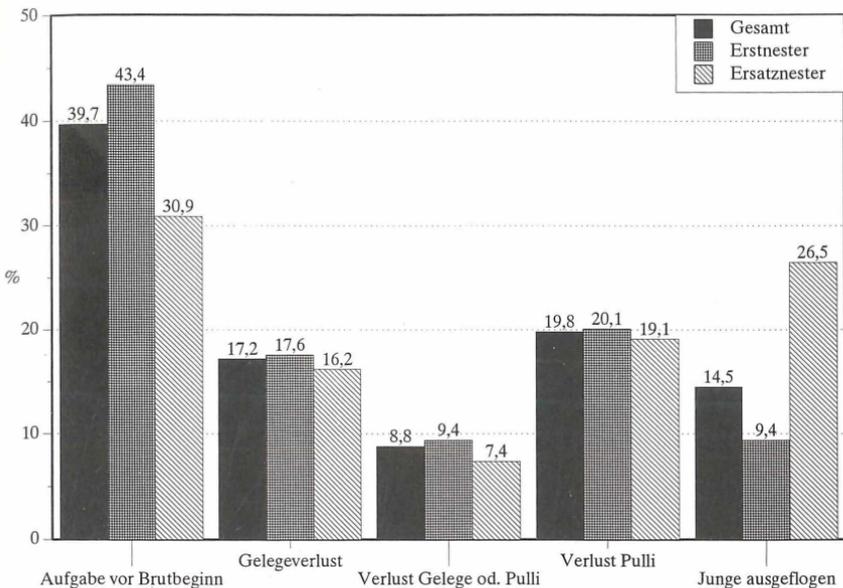


Abb. 45. Anteile Nester mit flüggen bzw. von Brutmißerfolgen unterschiedlicher Ursache in den Jahren 1990-1992 (n=227; 159 Erstnester, 68 Ersatznester).

Fig. 45. Portion of nests with fledglings and with different causes of failures of breeding attempts in the years 1990-1992 (n=227; 159 first-attempt, 68 replacement nests).

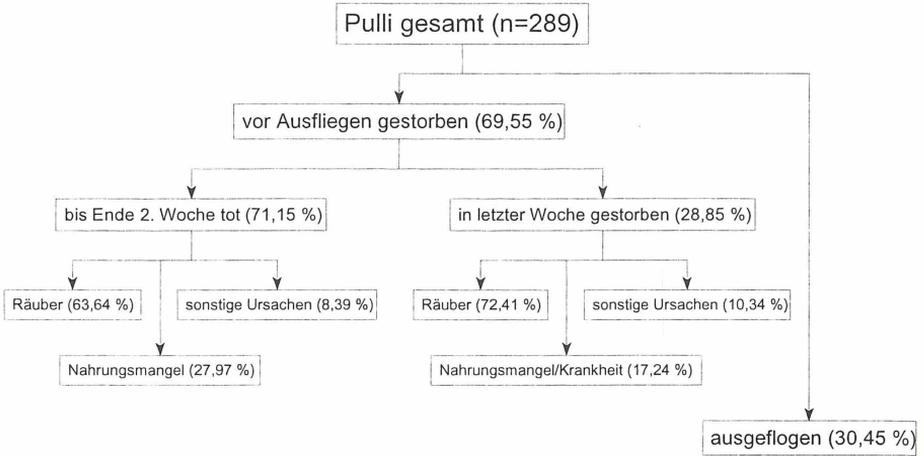


Abb. 46. Überlebensrate und Mortalität von Nestlingen in Ulm in den Jahren 1990-1992.
 Fig. 46. Survival-rate and mortality of nestlings in Ulm in the years 1990-1992.

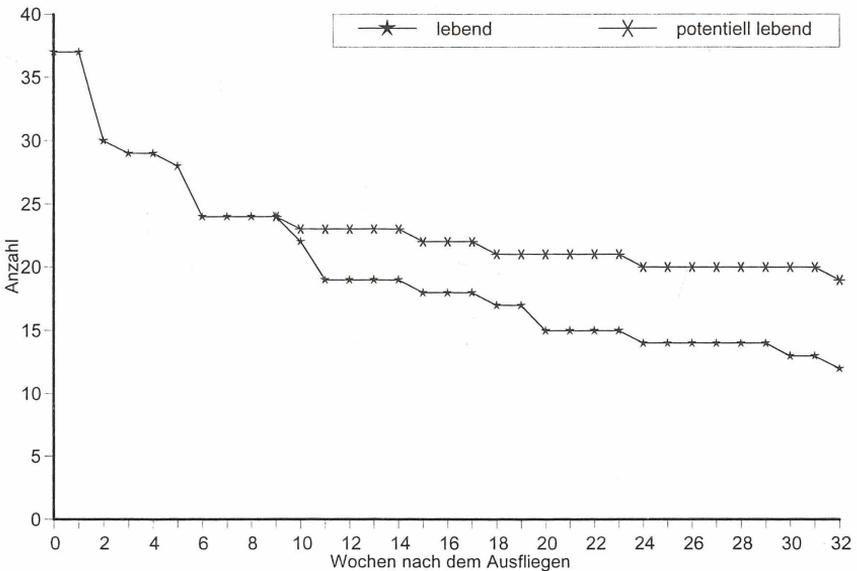


Abb. 47. Anzahl überlebender markierter Elstern nach dem Ausfliegen; berücksichtigt wurden nur mehrfach beobachtete Jungtiere.
 Fig. 47. Number of marked magpies which survived after fledging; counted only repeatedly observed juveniles.

Die Mortalitätsraten von Nestlingen und ausgeflogenen Jungelstern lagen bei 69,6% ($n=277$) bzw. 67,6% ($n=37$) (Abb. 46, Abb. 47). Die Nestlinge fielen in allen Entwicklungsphasen hauptsächlich Räubern zum Opfer. Diese töteten stets alle Junge im Nest. Die Todesursache war nicht in allen Fällen zu klären; tote Nestlinge wurden von den Elterntieren meist rasch aus dem Nest geschafft.

Kadaverfunde lieferten vielfach Hinweise auf die Todesursache und auf die Art der Räuber (Steinmarder, Mäusebussard, Rabenkrähe und Fuchs; vgl. Abb. 48). Mehrfach dürften Ratten vor allem bereits tote Junge als Nahrungsquelle genutzt haben. Besonders 1991 verhungerten in mehreren Nestern die Jungen, was bei Untersuchungen der Kadaver im Staatlichen Tierärztlichen Untersuchungsamt Aulendorf erkannt wurde. In mehreren Nestern wurde zudem ein deutlich verzögertes Wachstum der Jungen festgestellt. Einige dieser Jungen kamen kurz nach dem Ausfliegen um.

Die meisten Jungelstern, die das Nest verlassen hatten, waren bereits in den ersten 4 Wochen nach dem Ausfliegen umgekommen (s. Abb. 47). Nahezu alle Jungtiere, welche die ersten 6 Monate nach dem Ausfliegen überlebt hatten, waren auch im Folgejahr noch zu beobachten.

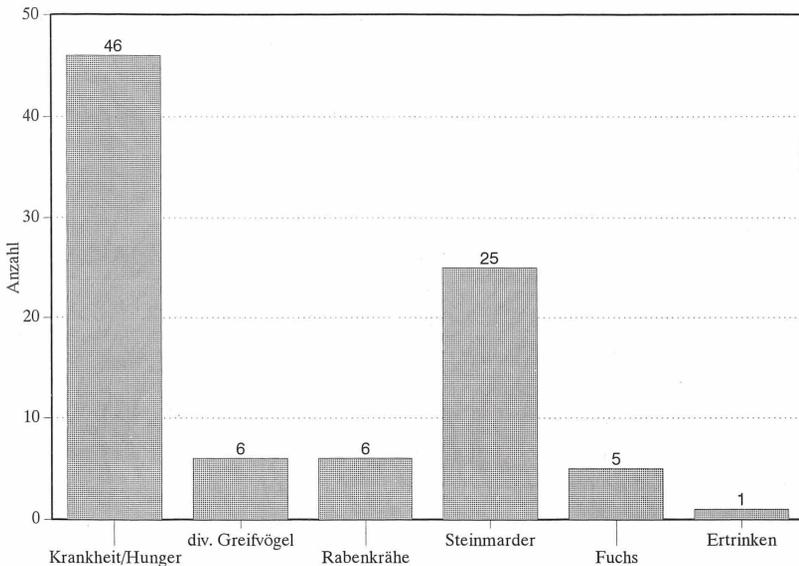


Abb. 48. Todesursachen von Nestlingen und ausgeflogenen Jungelstern.

Fig. 48. Causes of deaths of nestlings and fledged young magpies.

Die telemetrische Markierung einiger Jungelstern ermöglichte nicht nur deren Überwachung. Besonders in den ersten Wochen nach dem Ausfliegen, in denen sich die Jungtiere bevorzugt gemeinsam aufgehalten hatten, konnten auch Informationen über Raumnutzung und Verbleib von Nestgeschwistern gesammelt werden. Eine Behinde-

rung der besenderten im Vergleich zu gleichaltrigen unbesenderten Tieren war nicht festzustellen. In späteren Lebensphasen waren unbesenderte Tiere nur noch ausnahmsweise nachzuweisen.

In den Jahren 1990 bis 1992 wurden wenigstens je 6 Jungelstern (Nestlinge oder flügge Junge) von Greifvögeln bzw. von Rabenkrähen, 25 vom Steinmarder und 5 vom Fuchs erbeutet (Abb. 48). In einigen Fällen wiesen aufgefundene Kadaver keine äußeren Verletzungen auf. Die tierärztliche Obduktion ergab Hinweise auf chronisches Kreislaufversagen, was nach Aussage des Staatlichen Tierärztlichen Untersuchungsamtes Aulendorf bei Wildtieren vor allem durch eine schleichende Vergiftung über die Nahrung verursacht sein kann.

Ausgehend von Brutpaaren mit markierten Jungtieren, deren weiteres Schicksal außerhalb des Nestes bekannt war, ergab sich eine **Reproduktionsrate** (potentiell Reproduktionsfähige / Brutpaar) von 15,8% (n=76). Als „potentiell reproduktionsfähig“ galten hierbei Jungtiere, die im Folgejahr noch lebten.

Von 37 Jungtieren, deren weiteres Schicksal nach dem Ausfliegen bekannt war, wurden 12 in den ersten Monaten des auf den Schlupf folgenden Jahres oder in späteren Jahren noch beobachtet (**Überlebensrate** bis zur potentiellen Reproduktionsfähigkeit = 32,4%).

Im Untersuchungszeitraum erreichte der älteste, als Nestling beringte Vogel ein Alter von wenigstens 4 Jahren.

3.1.12 Mortalität adulter Elstern

Von 16 erwachsenen, individuell erkennbaren Tieren liegen Überlebensdaten über mehrere Jahre vor. Die Alterseinstufung erfolgte anhand der Farbanteile der Fingerschwingen während der Brutzeit (s. Kap. 2.6). Demnach waren die Tiere im Mittel mindestens 4 Jahre alt (7 mind. 2, 3 mind. 4, 2 mind. 5, 1 mind. 6 und 3 mind. 8 Jahre). Während des Untersuchungszeitraumes waren davon 9 Tiere verstorben oder verschollen, d.h. sie wurden in der nächsten Brutperiode oder später nicht mehr in ihrem Gebiet angetroffen. Diese Daten ergeben nach HOLYOAK (1971) eine mittlere jährliche Mortalitätsrate von 18,6%. Nach der Formel von BIRKHEAD (1991)

$$\frac{2 - m}{m} \quad m = \text{durchschnittliche Mortalitätsrate}$$

läßt sich die mittlere Lebenserwartung für adulte Elstern in Ulm mit 4,1 Jahren angeben.

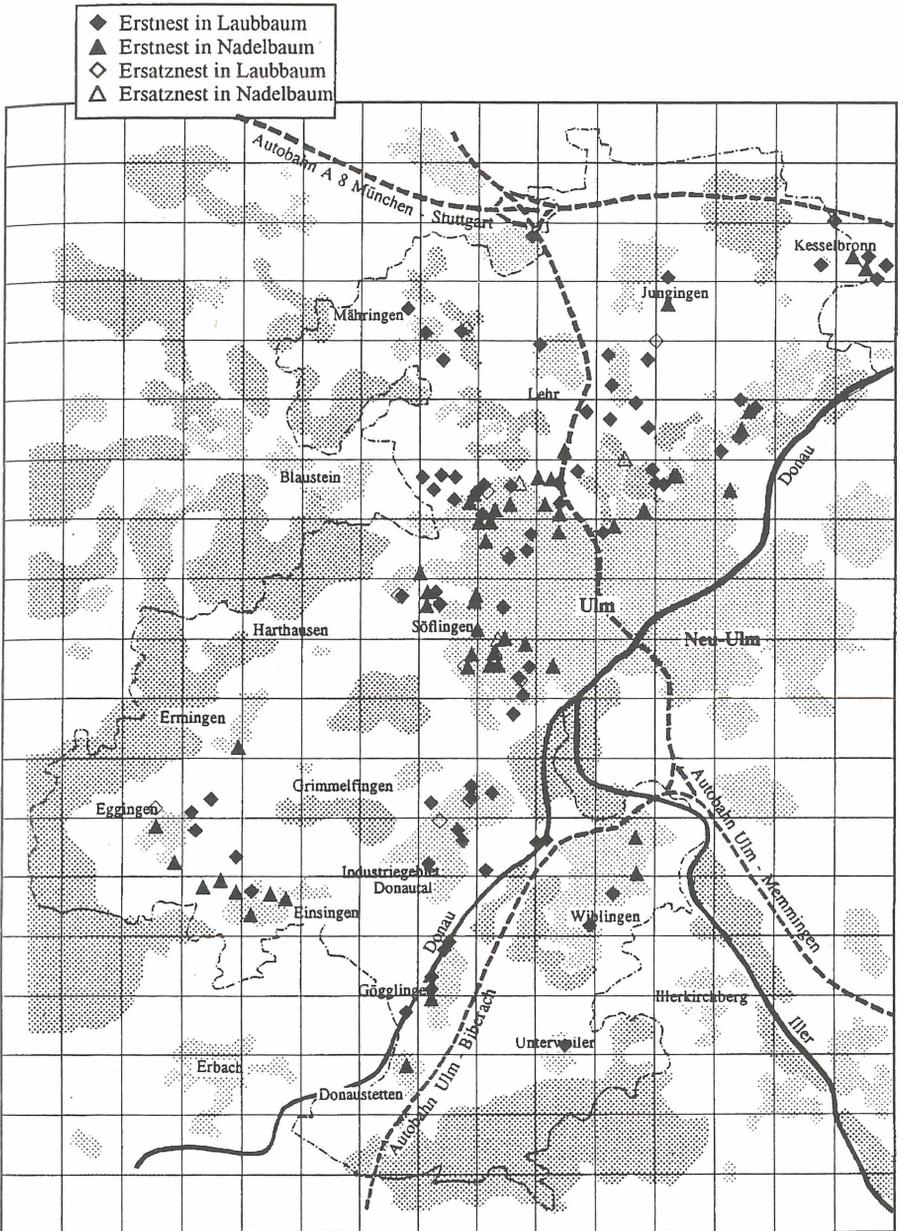


Abb. 49. Stadtkreis Ulm mit Elsternestern des Jahres 1990. Rasterweite 1 km. Helles Raster: Siedlungsgebiete, dunkles Raster: Waldflächen.

Fig. 49. Urban district of Ulm with magpie-nests of 1990. Grid cell 1 km. Bright dotted grid: areas of settlement, dark dotted grid: woodland.

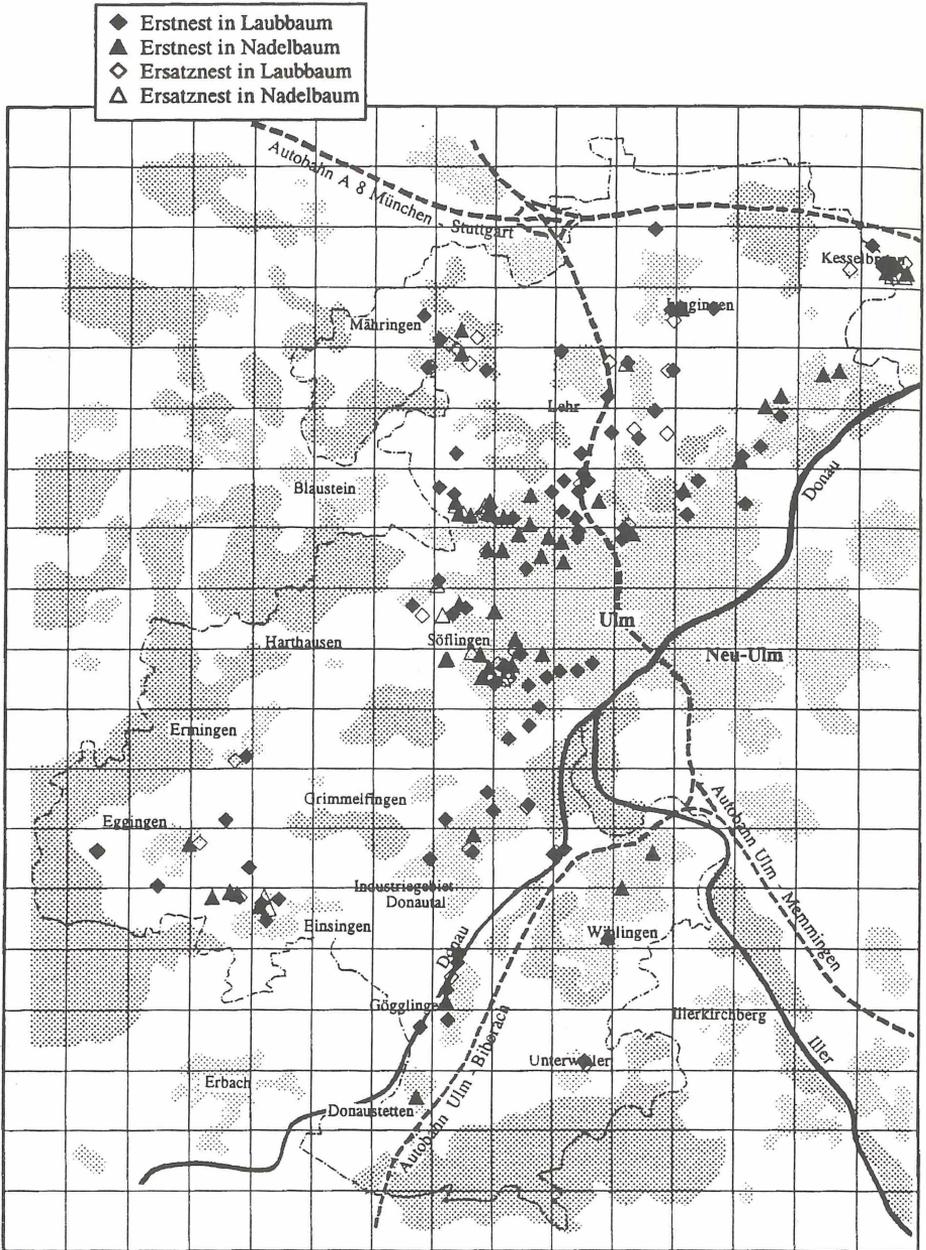


Abb. 50. Stadtkreis Ulm mit Elsternestern des Jahres 1991. Rasterweite 1 km. Helles Raster: Siedlungsgebiete, dunkles Raster: Waldflächen.

Fig. 50. Urban district of Ulm with magpie-nests of 1991. Grid cell 1 km. Bright dotted grid: areas of settlement, dark dotted grid: woodland.

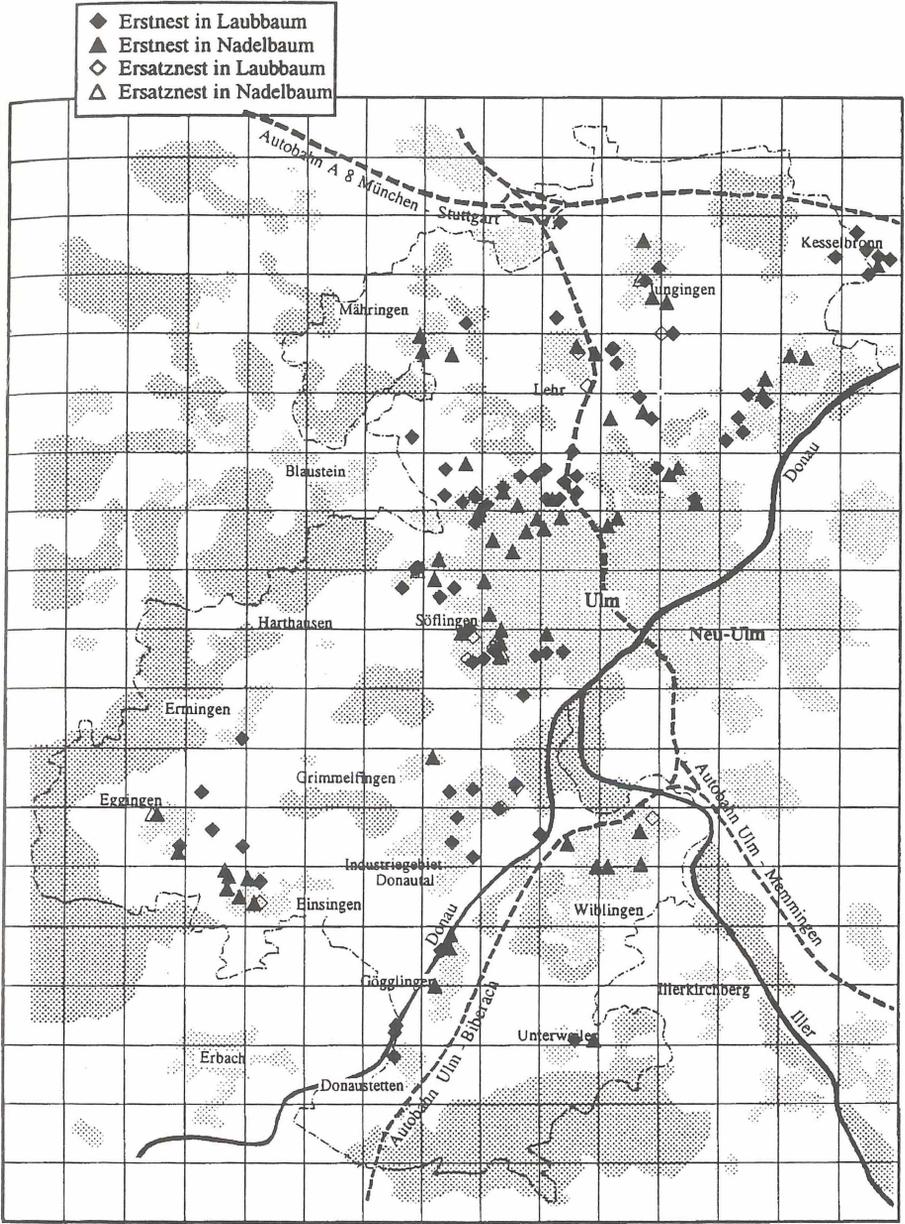


Abb. 51. Stadtkreis Ulm mit Elsternestern des Jahres 1992. Rasterweite 1 km. Helles Raster: Siedlungsgebiete, dunkles Raster: Waldflächen.
Fig. 51. Urban district of Ulm with magpie-nests of 1992. Grid cell 1 km. Bright dotted grid: areas of settlement, dark dotted grid: woodland.

3.2 Populationsbiologie

3.2.1 Verteilung der Neststandorte

Die Nestkartierungen wurden in den Jahren 1989 bis 1992 im gesamten Untersuchungsgebiet Ulm durchgeführt (s. Kap. 2.1, Abb. 2), in einzelnen Teiluntersuchungsgebieten bis 1996. 1989 bis 1992 wurden im Untersuchungsgebiet Ulm insgesamt 674 Elsternester festgestellt (1989: 209; 1990: 138; 1991: 180; 1992: 147). Die Zahlen spiegeln keinen Populationstrend wider; sie beinhalten im Jahr 1989 vorjährige und u.U. noch ältere Nester bzw. in den Folgejahren auch Ersatznester (vgl. Kap. 3.2.2 und Kap. 3.1.3). Die Populationsschwerpunkte lagen in der Stadt und in den Dörfern (Abb. 49 - Abb. 51). Hier errichteten im Durchschnitt der Jahre 1989 bis 1992 rund 75% der Brutpaare ($n=485$) ihre Nester ($n=687$) (Tab. 12); bei mehreren Nestbauten wurde der Standort des Erstnestes gewertet.

Tab. 12. Aufteilung von Nestern und Brutpaaren "Siedlung" (S) und "Feldflur" (F).

Tab. 12. Distribution of nests and breeding pairs to settlement "Siedlung" (S) and open farmland "Feldflur" (F).

		Nester		Brutpaare	
1989	S	163	73,4%	80	76,2%
	F	59	26,6%	25	23,8%
1990	S	103	74,6%	90	72,6%
	F	35	25,4%	34	27,4%
1991	S	130	72,2%	93	72,7%
	F	50	27,8%	35	27,3%
1992	S	117	79,6%	100	78,1%
	F	30	20,4%	28	21,9%
Gesamt	S	513	74,7%	363	74,8%
	F	174	25,3%	122	25,2%

Im Untersuchungszeitraum (1989 - 1992) waren keine wesentlichen Unterschiede in der Anzahl der Brutpaare und ihrer Verteilung auf Siedlungsnähe und Feldflur zu erkennen: 1989 siedelten 76%, 1990 und 1991 73% und 1992 78% der Brutpaare im anthropogen geprägten Umfeld (s. Tab. 12). Auffallend ist die Zunahme der Siedlungselster-Brutpaare und die Abnahme der Feldelstern im Jahr 1992. Ob hier ein leichter Trend zum Ausdruck kommt, müssen zukünftige Beobachtungen zeigen.

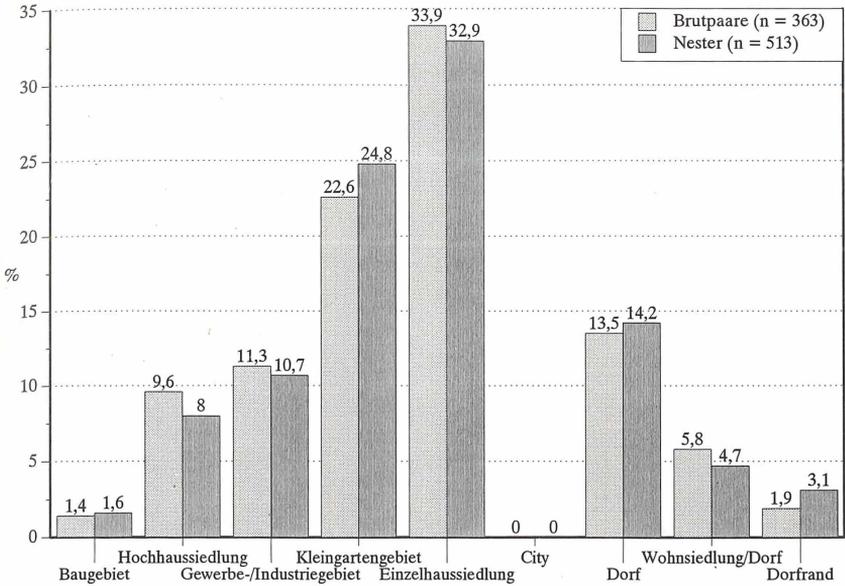


Abb. 52. Nutzung verschiedener Strukturen des Habitats "Siedlung" in den Jahren 1989 bis 1992.

Fig. 52. Use of different types of structures of the habitat "human settlement" in the years 1989 to 1992.

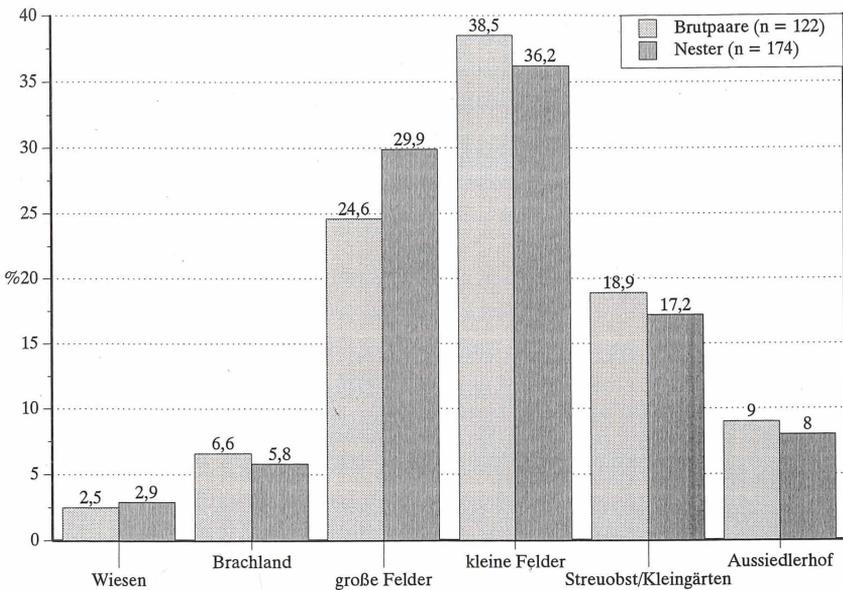


Abb. 53. Nutzung verschiedener Strukturtypen der Agrarlandschaft in den Jahren 1989 bis 1992.

Fig. 53. Use of different types of structures of farmlands in the years 1989 to 1992.

Eine gewisse Synanthropie der Elster zeigte sich nicht nur in der Gesamtverteilung der Nester, sondern auch bei der Nistplatzwahl der „Feldelstern“: fast 60% der Nester in der Feldflur ($n=114$) waren weniger als 300 m von der nächsten Siedlung entfernt. Insgesamt lagen 81% aller Neststandorte ($n=465$) in der um eine 100 m breite Zone erweiterten menschlichen Siedlungsfläche. Hierzu muß allerdings angemerkt werden, daß die Ulmer Feldflur in Siedlungsnähe eine größere Zahl geeigneter Nistbiotope (Streuobstwiesen, Heckenstrukturen u.ä.) als in siedlungsfernen Lagen aufweist.

Die Populationsschwerpunkte bei „Siedlungselstern“ lagen in Wohngebieten mit hohem Grünanteil und in Kleingartenanlagen, meist am Stadtrand (Abb. 52). Die Standortangaben richten sich nach dem die Umgebung des Nestes bestimmenden Habitattyp: 39,7% der im Stadt- oder Dorfgebiet ansässigen Brutpaare ($n=363$) siedelten in Einzel- und Reihenhaussiedlungen in der Stadt oder in Dörfern, 22,6% in städtischen Kleingartengebieten. Im landwirtschaftlich geprägten Dorfgebiet und am Dorfrand nisteten 15,4% der Brutpaare.

Nur rund 25% der Nester ($n=687$) oder Brutpaare ($n=485$) wurden in der freien Feldflur beobachtet (Abb. 53; vgl. Tab. 12). 57,4% der „Feldelstern“ ($n=122$) traten in Räumen auf, die von kleinen Anbauflächen und Wiesen, Streuobst/Kleingärten oder Brachlandbereichen dominiert waren (s. Abb. 53). Weite, z.T. mehrere Quadratkilometer große landwirtschaftliche Flächen ohne Gehölze oder Hecken etc. wurden nicht besiedelt. Gab es im Umfeld großer Felder noch vereinzelte Nistgelegenheiten, siedelten dort fast ein Viertel der Feld-Brutpaare. 9% der Brutpaare der Agrarlandschaft bauten ihre Nester in der unmittelbaren Nähe von Aussiedlerhöfen oder anderen einzelstehenden Bauwerken in der Feldflur (s. Abb. 53).

Die Nestverteilung gleicht der Verteilung der Brutpaare (s. Abb. 52 und Abb. 53). Es fällt auf, daß in Gebieten mit großen Anbauflächen der Anteil von Nestbauten höher war als der von Brutpaaren. Diese höhere Zahl an Ersatznestern läßt auf ungünstigere Brutbedingungen schließen.

3.2.2 Brutbestandsdichte

Die Auswertung der Nestkartierung ergab im Jahr 1989 im 122 km² großen Untersuchungsgebiet (Stadtkreis Ulm mit angrenzendem Teiluntersuchungsgebiet Kesselbronn, vgl. Kap. 2.1, Abb. 2) 105 Brutpaare (BP). Dies entsprach einer mittleren Dichte von 0,86 BP/km². Die Brutpaardichte stieg 1990 auf 1,02 BP/km² (124 BP) bzw. je 1,05 BP/km² (128 BP) 1991 und 1992 an.

Der Anstieg der Brutpaardichten von 1989 bis 1990 (1992) ist vermutlich vor allem in Anfangsschwierigkeiten der Kartierarbeit (FUNKE & MÄCK 1990) begründet und nicht signifikant (95%-Vertrauensbereich um den Mittelwert: $100 \text{ BP} \leq \mu \leq 143 \text{ BP}$). In verschiedenen Teiluntersuchungsgebieten blieben die Brutpaarzahlen über die Jahre weitgehend konstant (Abb. 54).

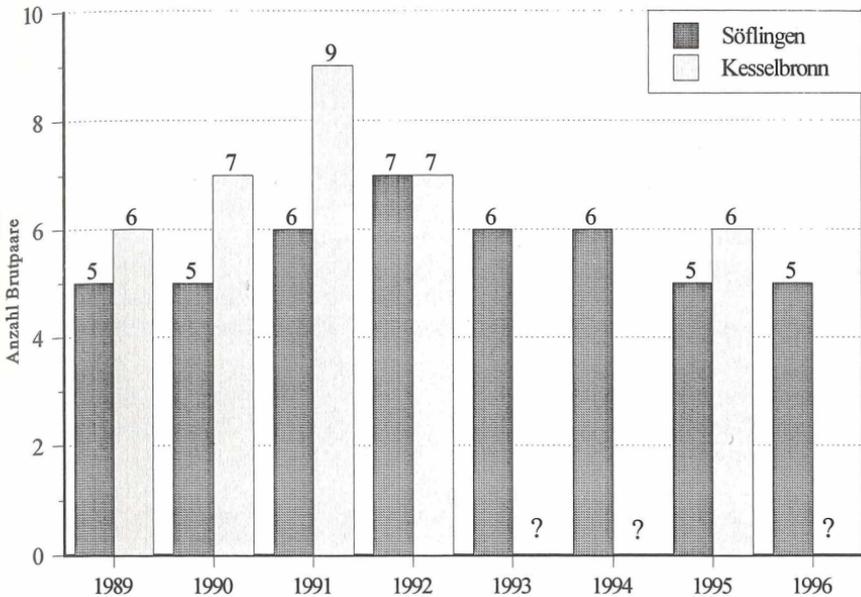


Abb. 54. Entwicklung des Brutbestandes in den Teiluntersuchungsgebieten Söflingen und Kesselbronn in den Jahren 1989 bis 1996.

Fig. 54. Development of breeding population in the partial study areas "Söflingen" and "Kesselbronn" in the years 1989 to 1996.

Es ist anzunehmen, daß die Brutpaardichten in etwa die Populationsgrößen vor dem Ausfliegen der Jungen widerspiegeln; zumindest lassen die nur vereinzelt beobachteten unverpaarten Adulti einen sehr geringen Nichtbrüteranteil vermuten (s. Kap. 3.2.3).

Brutkolonien traten in Ulm weder bei Feld- noch bei Siedlungselstern auf; lokale Verdichtungen kamen vor. Die Brutpaardichte betrug in „Söflingen“ auf 1,1 km² 4,5 bis 6,4 BP/km² (s. Kap. 3.3.3) und in „Kesselbronn“ auf 1,25 km² Fläche 4,8 bis 7,2 BP/km². Die höchsten Dichten wurden kleinflächig mit 10,5 BP/km² (auf etwa 2 km²) bzw. mit 12 BP/km² (auf ca. 1 km²) am Eselsberg ermittelt.

Die Entfernungen zwischen einzelnen Nestern variierten erheblich. Der Abstand zwischen den Nestern verschiedener Paare betrug 1990 - 1992 im Mittel 336,1 m (SD = 265,6 m; n = 463), zwischen Erst- und Ersatznestern desselben Paares 121,6 m (SD = 112,7 m; n = 85). Als Minimalentfernung zwischen Nestern von Nachbarpaaren wurden 22 m, zwischen dem Erst- und Ersatznest eines Paares 10 m festgestellt. Die jeweiligen Maximaldistanzen lagen bei 2.090 m bzw. 565 m.

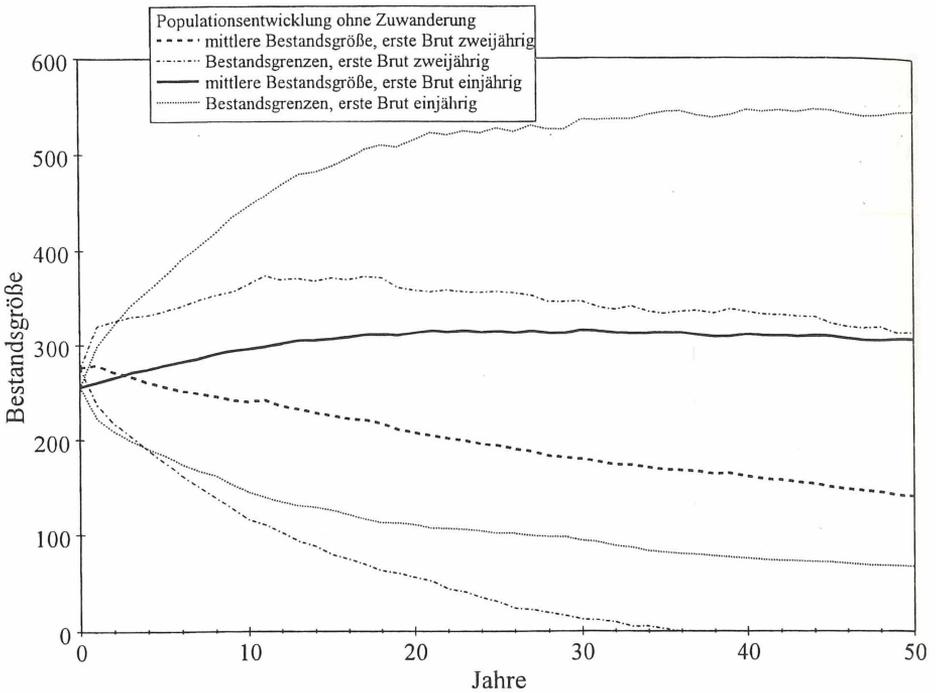


Abb. 55. Abschätzung der Populationsentwicklung gemäß Szenario 1: erste Brut einjährig bzw. zweijährig, keine Zuwanderung.

Fig. 55. Estimation of population development according to scenario 1:: one and two-year-old animals of the first breeding attempt, no immigration.

3.2.3 Abschätzung der weiteren Populationsentwicklung

Der Brutbestand blieb im Untersuchungsgebiet weitgehend konstant. Es stellt sich die Frage nach der langfristig zu erwartenden Populationsentwicklung in Ulm (vgl. Kap. 3.1.11).

Angaben zu den verwendeten Parametern

Die den folgenden Szenarien zugrundeliegenden Werte der Parameter Paarungssystem, Geschlechterverhältnis bei der Geburt, Anzahl Flügler/Nest, Anfangsgröße und Kapazität der Population, Mortalitätsraten, etc. sind in Kap. 2.9 dargestellt. Wo immer möglich, liegen den Rechenläufen die in Ulm erhobenen Daten zugrunde; weitere Rechenwerte sind:

- Alter bei Erstbrut: Einige Elstern brüten bereits ein-, andere erstmals zweijährig.
- Anteil Nichtbrüter bzw. Zuwanderung: Beobachtungen wie der rasche Ersatz von Brutpartnern, das Auftreten einjähriger Jungvögel in Gebieten ohne vorjährigen Bruterfolg, eine Neugründung von Revieren etc.) deuteten auf Zuwanderung oder Vorhandensein von Nichtbrütern hin (s. Kap. 3.3.3 und Kap. 3.2.2). Da die „überzähligen“ Tiere nicht markiert waren, blieb ihre Herkunft ungeklärt. Das Fehlen adulter, markierter Tiere nach Brutverlusten und das erneute Auftreten dieser Tiere in späteren Jahren, wies auf eine zeitweise Abwanderung in Bereiche außerhalb des Untersuchungsgebietes hin. Dies konnte somit als Hinweis auf bestehende Zuwanderungen gewertet werden. Der Anteil zuwandernder Tiere betrug im jährlichen Mittel etwa 2% der Brutpopulation.
- Die mittlere Lebenserwartung der Ulmer Elstern von 4,1 Jahren ergibt im Simulationsprogramm VORTEX ein potentiell Maximalalter von 11 Jahren.

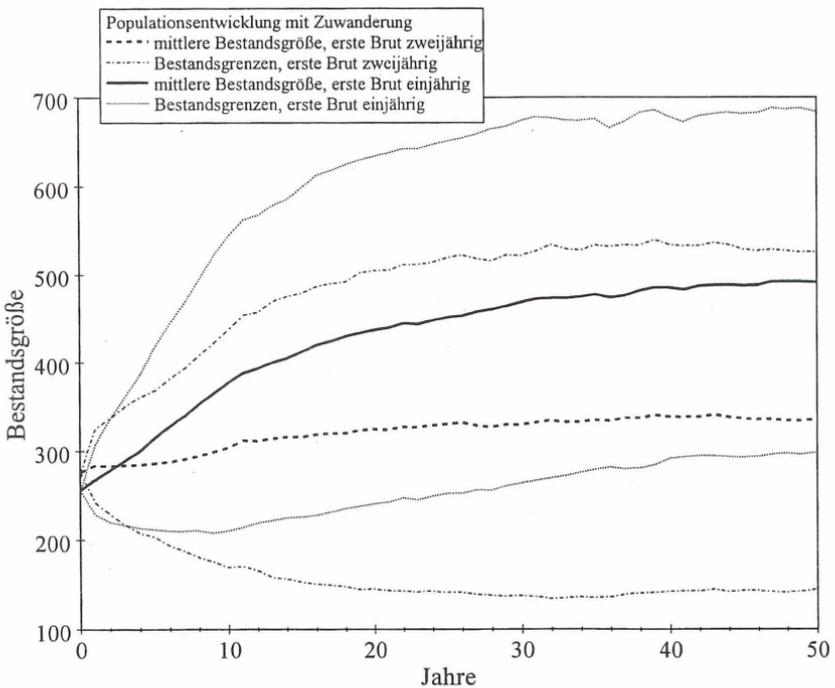


Abb. 56. Abschätzung der Populationsentwicklung gemäß Szenario 2: erste Brut einjährig, bzw. zweijährig, Zuwanderung jährlich 2%.

Fig. 56. Estimation of development of the population according to scenario 2: one and two-year-old animals of the first breeding attempt, immigration 2% every year.

Die Auswirkungen eines unterschiedlichen „Erst-Brutalters“ und des Anteils an Nicht-brütern bzw. zuwandernden Tieren auf die Populationsentwicklung müssen aus technischen Gründen in VORTEX jeweils in verschiedenen Szenarien getrennt hochgerechnet werden. Die reale Populationsentwicklung wird sich höchstwahrscheinlich zwischen den dargestellten unteren und oberen Bestandsgrenzen bewegen, die sich hier aus dem 95%igen Vertrauensbereich um den Mittelwert definieren.

Szenario 1 (ohne Zuwanderung)

Nehmen alle einjährigen Tiere am Brutgeschäft teil, ergeben die berechneten Simulationen in den nächsten 50 Jahren einen leichten Anstieg der Ulmer Elsternpopulation mit 128 Brutpaaren (Stand 1992) auf etwa 153 Brutpaare (306 Individuen; Abb. 55). Unter der (rein rechnerischen) Annahme, daß alle Elstern erst mit Erreichen des zweiten Lebensjahres brüten, würden nach 50 Jahren von der Anfangspopulation im Mittel nur noch etwa 65 Brutpaare übrigbleiben (s. Abb. 55). Im ungünstigsten Fall wäre die Population nach etwa 36 Jahren erloschen (s. Abb. 55); im günstigsten könnte auch dann ein Anstieg auf 273 BP ($\hat{=} 2,24 \text{ BP/km}^2$) erfolgen.

Szenario 2 (mit Zuwanderung)

Die Annahme einer Zuwanderung von jährlich etwa 2% der Brutpopulation, dies entspricht bei der Ulmer Population 20 Tieren in 4 Jahren, ergibt eine leicht anwachsende Populationsentwicklung in den nächsten 50 Jahren (Abb. 56).

Im Falle, daß alle Elstern bereits als einjährige Tiere brüten, könnte sich ein Anwachsen der Population auf im Mittel etwa 246 Brutpaare ($\hat{=} 2,02 \text{ BP/km}^2$) (s. Abb. 56) ergeben. Sollten alle Elstern erstmalig im Alter von zwei Jahren brüten, wäre eine geringere Zunahme auf etwa 152 BP ($\hat{=} 1,25 \text{ BP/km}^2$) die Folge.

Die wahrscheinliche Populationsentwicklung liegt mit 95%iger Sicherheit zwischen den angegebenen Bestandsgrenzen von 239 BP ($\hat{=} 1,96 \text{ BP/km}^2$) und 65 BP ($\hat{=} 0,53 \text{ BP/km}^2$), d.h. es könnte auch trotz Zuwanderung eine deutliche Abnahme erfolgen (s. Abb. 56).

Im günstigsten Fall wären bei ständig gleich hoher Zuwanderungsrate und bei Beteiligung aller einjährigen Elstern am Brutgeschäft Brutbestandsdichten von bis zu 2,8 BP/km^2 zu erreichen. Dies entspräche einer Zunahme der Brutpopulation auf das 2,5fache. Einjährige Brutvögel traten in Ulm jedoch sehr selten auf, so daß eher die gepunkteten Kurven (erste Brut im Alter von zwei Jahren; s. Abb. 55 und Abb. 56) die wahrscheinliche Populationsentwicklung wiedergeben.

Dies zeigt, daß ein rasches Anwachsen auf ein deutlich höheres als das heutige Niveau bei den gegebenen Populationsparametern unwahrscheinlich ist, die Population in ihrer heutigen Größe aber relativ stabil sein dürfte.

3.3 Raumnutzung

3.3.1 Begriffserklärungen

- **Aktionsraum** = Total Range =
das Gebiet, das von einem Individuum, einem Brutpaar oder einer Gruppe während der Zeit ihres Lebens oder ihres Bestehens genutzt wird. Reviere, Aufenthaltsgebiete und Wanderwege sind eingeschlossen (IMMELMANN 1982).
- **Aufenthaltsgebiet** = Streifgebiet = Home Range =
der Teil des Aktionsraumes, der von einem Individuum, einem Brutpaar oder einer Gruppe regelmäßig genutzt oder aufgesucht wird. Das Aufenthaltsgebiet wird im Gegensatz zum Revier nicht aktiv verteidigt. Aufenthaltsgebiete verschiedener Individuen können sich daher überlappen (BARASH 1980, IMMELMANN 1982). Ein Home Range kann sich jahreszeitlich oder während der Lebensdauer eines Individuums verschieben oder nur zu bestimmten Zeiten genutzt werden (TEMBROCK 1978). Die Größe ist daher veränderlich (BARASH 1980).
- **Territorium** = Revier =
der Teil eines Aufenthaltsgebietes, der gegen Artgenossen (mit Ausnahme der eigenen Jungtiere und Partner) oder artfremde Eindringlinge verteidigt wird (BARASH 1980, IMMELMANN 1982). Das Revier kann nur einen kleinen Teil des Home Range, z.B. als Nest- (bei Koloniebrütern) oder Paarungsrevier (bei Vögeln mit Männchenbalzplätzen), oder nahezu das gesamte Streifgebiet umfassen. Weiter werden Einzel-, Paar- und Gruppenrevier unterschieden.
Die Abgrenzung zwischen Revier und Streifgebiet bleibt häufig unklar. Auch ist die Verteidigungsintensität im Jahresverlauf unterschiedlich. Daher tritt neuerdings anstelle des Revierkonzepts die Beschreibung des Grades der Exklusivität der Nutzung eines bestimmten Teilgebietes oder einer Ressource (IMMELMANN 1982).
- **Tierbezeichnungen**
Die Namen der Tiere leiten sich von ihrer Farbberingung ab (s. Kap. 2.3.3).
- **Männchen/Weibchen**
Die Geschlechtsbestimmung bei Paarpartnern erfolgte anhand beobachteter Verhaltens- und Größenunterschiede (s. Kap. 2.5; vgl. FUNKE & MÄCK 1991).
- **Alttier/Jungvogel**
Die Unterscheidung zwischen Adulten und einjährigen Tieren erfolgte zu Beginn der Brutzeit vor der Jahresmauser v.a. anhand erkennbarer Unterschiede an den Spitzen der Fingerschwinge (s. Kap. 2.6).

• Berechnung der Home Range-Größen

Zur Darstellung der Aktionsgebiete wurden die Minimum-Convex-Polygon- und eine Konturlinien-Methode genutzt (s. Kap. 2.4). Die einfachste Darstellung eines Home Range erfolgte durch direkte Verbindung der äußersten Beobachtungsorte (Lokalisationen) eines Tieres (Minimum-Convex-Polygon). Die innenliegende Fläche stellt das Home Range dar (MOHR & STUMPF 1966, ODUM & KUENZLER 1955, SCHOENER 1981, VOIGT & TINLINE 1980). Diese Methode dient im folgenden nur einfachen Vergleichszwecken.

Bei der Konturlinien-Methode nach NAEF-DAENZER (1993; vgl. Kap. 2.4) werden aus allen Lokalisationen eines Tieres Linien gleicher Nutzungswahrscheinlichkeit (Isoplethen oder Konturlinien) errechnet. Nutzungsschwerpunkte und nur peripher genutzte Räume innerhalb des Home Range lassen sich differenzieren. Berechnungen mit dieser aufwendigen Methode erfolgten exemplarisch für einzelne Individuen.

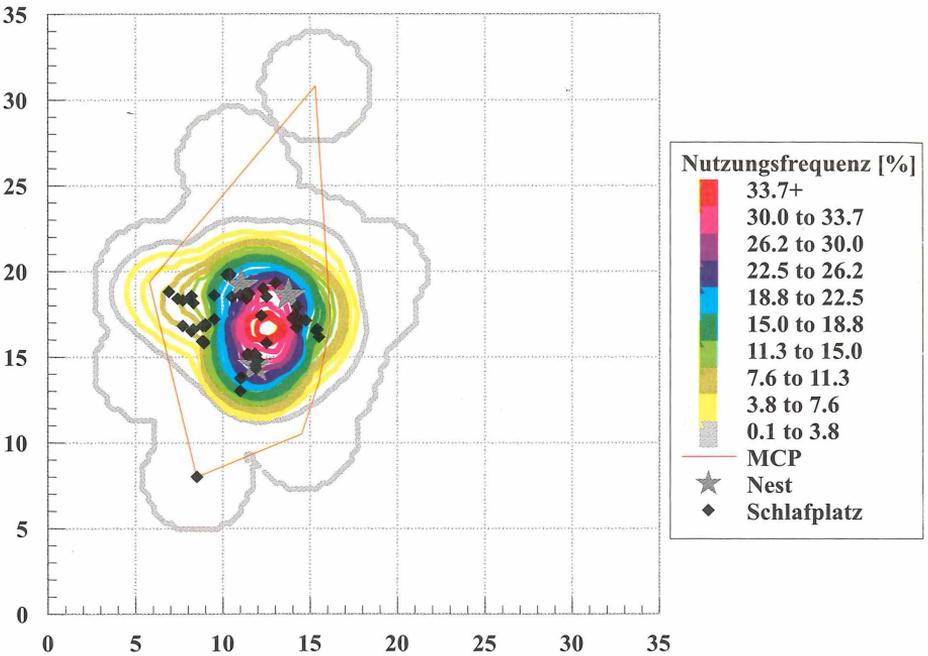


Abb. 57. Aktionsraum von Tier Rot-Dunkelblau 1990 und 1991. Konturlinien und Minimum-Convex-Polygon (MCP) aus 441 Sicht- und Telemetrienachweisen, Rasterweite 30 m.
 Fig. 57. Total range of the animal Red-Darkblue in 1990 and 1991. Contour-lines and Minimum-Convex-polygon (MCP) from 441 sightings and telemetry locations, grid cell 30 m.

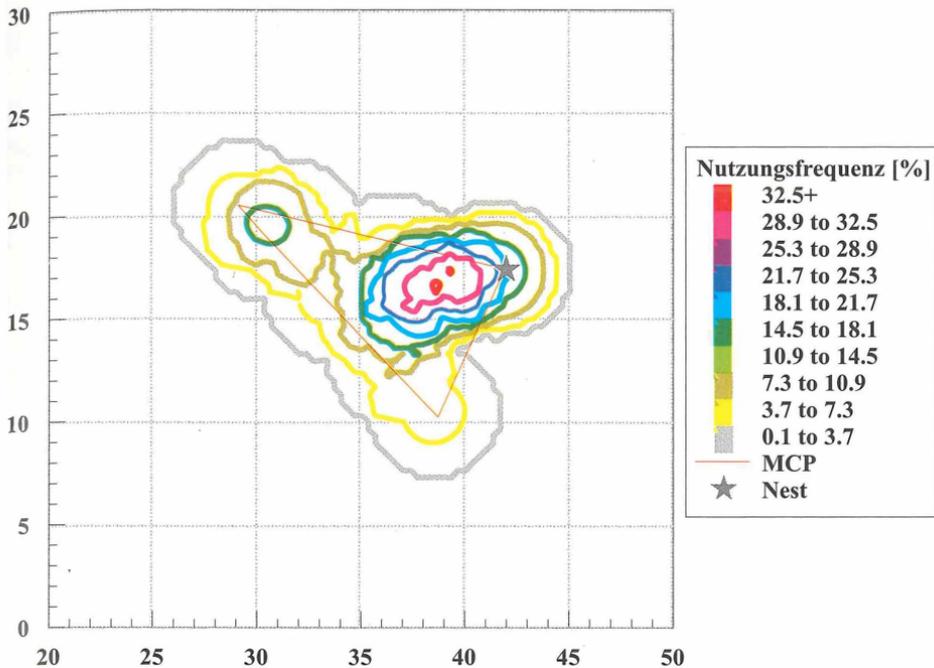


Abb. 58. Aktionsraum des Jungvogels Rot-Hellblau in Kesselbronn 1990. Konturlinien und Minimum-Convex-Polygon (MCP) aus 136 Sicht- und Telemetrienachweisen, Rasterweite 30 m.

Fig. 58. Total range of the juvenile Red-Lightblue in Kesselbronn in 1990. Contour-lines and Minimum-convex-polygon (MCP) from 136 sightings and telemetry locations, grid cell 30 m.

3.3.2 Beschreibung der Aktionsräume

Die regelmäßig genutzten Streifgebiete (Home Ranges) können sich weitgehend mit den Aktionsräumen (Total Ranges) decken. Meist waren sie jedoch kleiner.

Der erste Typus lag in Ulm v.a. dann vor, wenn die Schlafplätze innerhalb des Home Range lagen: Dies galt für die meisten Brutvögel in Siedlungen (Abb. 57), war aber auch charakteristisch für Kesselbronn, einem typischen Feldhabitat (Abb. 58; s. Kap. 2.1.3). Die Elstern nutzten hier das ganze Jahr über das Gesamtgebiet meist in kleineren Schwärmen. Lediglich in der Brutzeit wurden in unmittelbarer Nestumgebung Reviere verteidigt. Doch auch dann suchten die Tiere ihre Nahrung häufig in Gruppen. Schlafgesellschaften bildeten sich hier entweder fest aggregiert in einer bestimmten Schlafhecke oder locker verteilt über mehrere Heckenzeilen (s. Kap. 3.5).

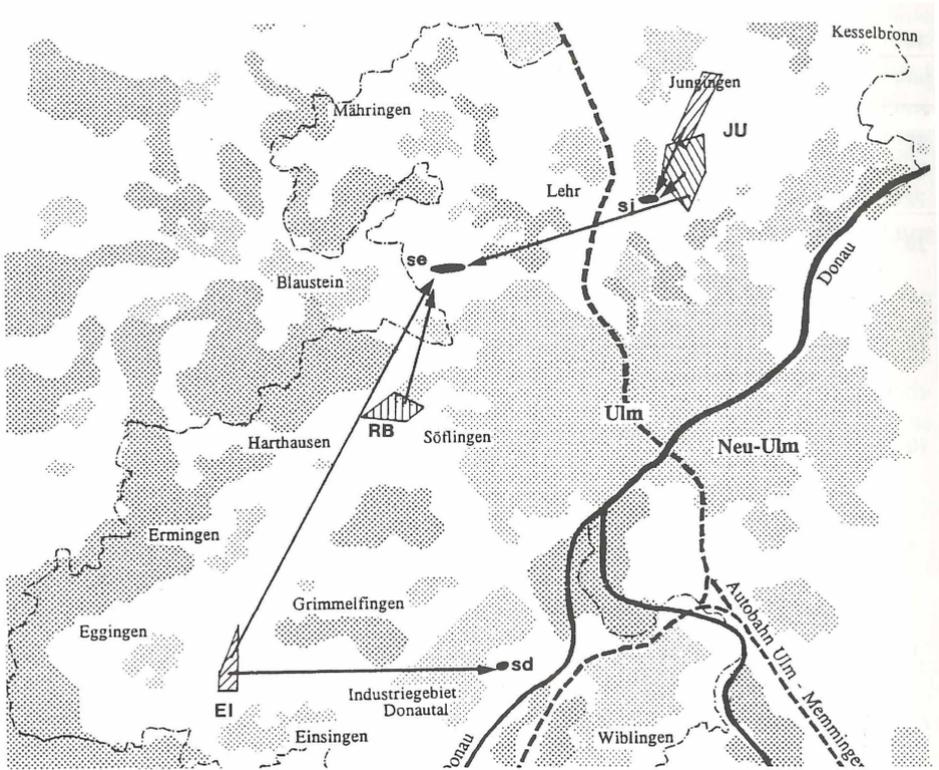


Abb. 59. Raumnutzung verschiedener Jungvögel aus den Teiluntersuchungsgebieten Jungingen (JU), Roter Berg (RB) und Einsingen (EI).

Home Ranges, → Flüge zu den Gruppen-Schlafplätzen "Eselsberg" (se), "Jungingen" (sj) bzw. "Donautal" (sd)

Helles Raster: Siedlungsgebiete, Dunkles Raster: Waldflächen. Maßstab ca. 1:130.000

Fig. 59. Home range-activities of different young birds in the partial study areas Jungingen (JU), Roter Berg (RB) and Einsingen (EI).

Home Ranges, → flights to the roosting places "Eselsberg" (se), "Jungingen" (sj) and "Donautal" (sd)

Bright dotted grid: areas of settlement, dark dotted grid: woodland. Scale ca. 1:130.000

Deutliche Differenzen zwischen Total Range und Home Range ergaben sich, wenn die Tiere Schlafplätze aufsuchten, die u.U. weit vom normalen Home Range entfernt lagen, z.B. winterliche Gruppenschlafplätze.

Jungtiere suchten in den Wintermonaten bis zu 7 km entfernt liegende Gruppenschlafplätze auf, kehrten aber z.T. tagsüber in ihr bisheriges Home Range zurück (Abb. 59). Die dazwischen liegenden Bereiche wurden nur überflogen.

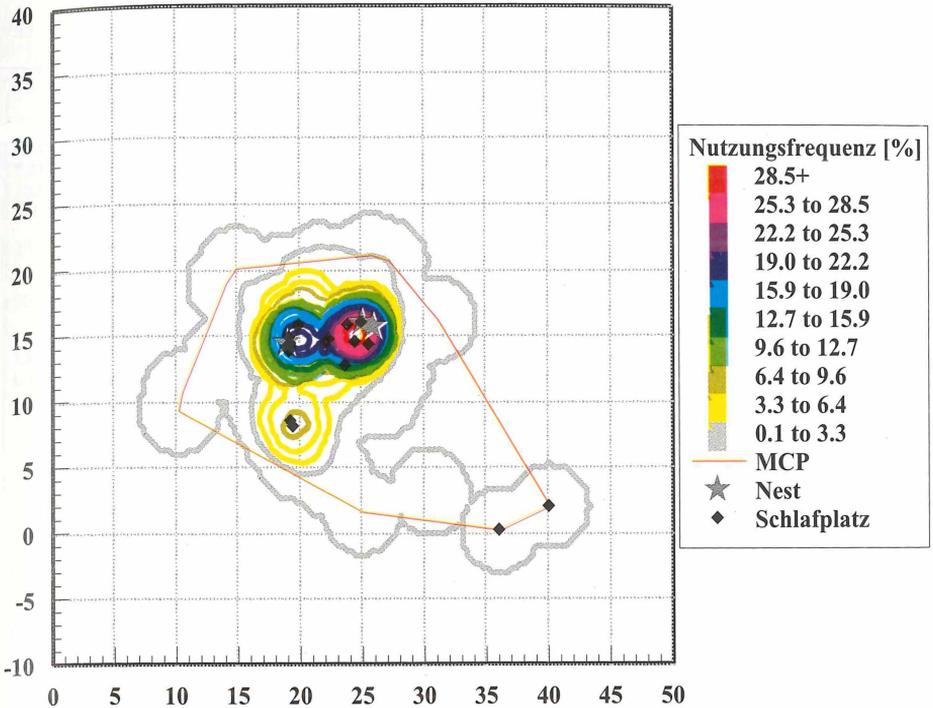


Abb. 60. Aktionsraum von Tier Weiß-Grün 1991 und 1992. Konturlinien und Minimum-Convex-Polygon (MCP) aus 79 Sicht- und Telemetrienachweisen. Rasterweite 30 m.

Fig. 60. Total range of the animal White-Green in 1991 and 1992. Contour-lines and Minimum-convex-polygon (MCP) from 79 sightings and telemetry locations, grid cell 30 m.

Eine vergleichbare Raumnutzung wurde bei einem markierten Brutvogel festgestellt: Dieser suchte anfangs mehrfach einen etwa 700 m vom Home Range entfernt liegenden Schlafplatz auf; später wurde er dort nicht mehr beobachtet (Abb. 60).

Im Normalfall nutzen Elstern ihr Home Range relativ gleichmäßig. Dies drückt sich nicht nur in der Verteilung der Isoplethen aus, sondern auch darin, daß bei langen Beobachtungszeiträumen hohe Nutzungsdichten von Teilräumen nur selten auftreten: z.B. zeigt Abb. 57 ein über mindestens 7 Jahre stabiles, typisch eingipfliges Home Range.

Möglicherweise steht dessen geringe Größe in Zusammenhang mit einer hier liegenden sicheren Nahrungsquelle (s.u. Abb. 61: „NA“).

Die Nester lagen meist im Kerngebiet des Home Ranges der Brutpartner (s. Abb. 60), seltener am Rande (s. Abb. 61).

Innerhalb der meisten Home Ranges gab es bestimmte Bereiche, die ziemlich regelmäßig zur Nahrungssuche aufgesucht wurden. In Siedlungen waren dies z.B. oft Komposthaufen, Rasen und kurzgrasige Grünanlagen, in der Feldflur gemähte Wiesen oder Äcker mit kurzer Vegetation und im Winter auch Wildfutterstellen, die dort meist in Gruppen aufgesucht wurden.

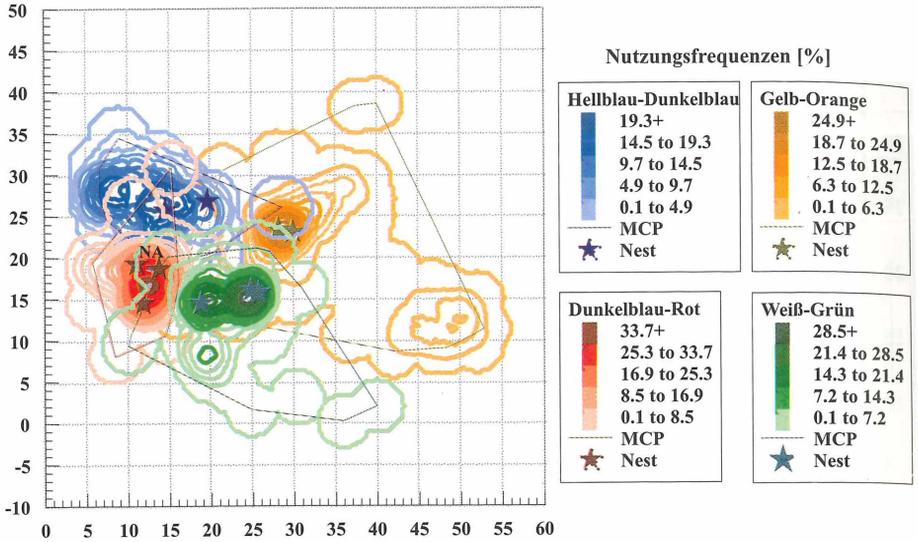


Abb. 61. Aktionsräume in Söflingen 1991. Konturlinien und Minimum-Convex-Polygone (MCP) aus 877 Lokalisationen. NA: gemeinsame Nahrungsquelle (s. Text).
 Fig. 61. Total ranges in Söflingen in 1991. Contour-lines and Minimum-convex-polygon (MCP) from 877 locations. NA: commonly used feeding place (s. text).

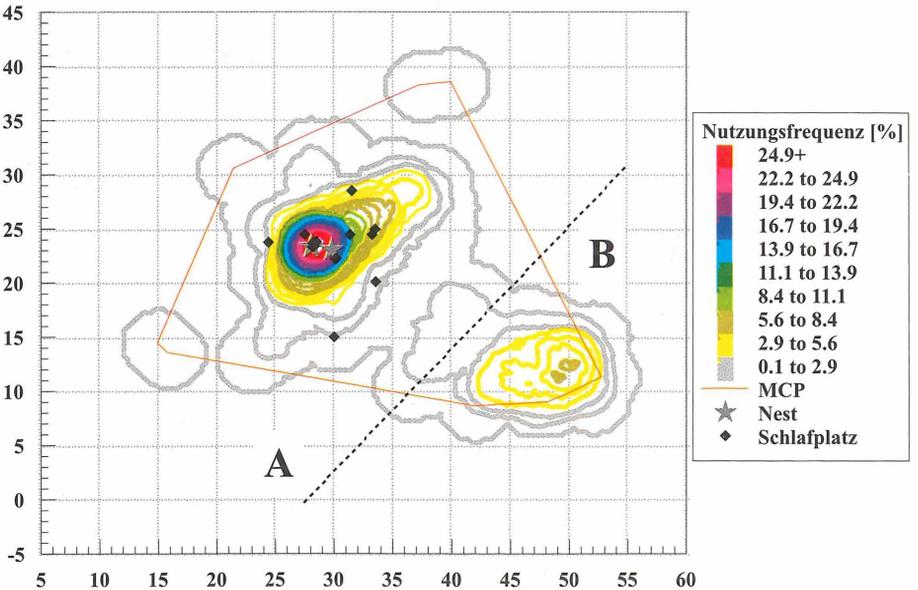


Abb. 62. Aktionsraum von Tier Gelb-Orange 1990 und 1991. Konturlinien und Minimum-Convex-Polygon (MCP) aus 300 Sicht- und Telemetrienaachweisen, Rasterweite 30 m.
 Fig. 62. Total range of the animal Yellow-Orange in 1990 and 1991. Contour-lines and Minimum-convex-polygon (MCP) from 300 sightings and telemetry locations, grid cell 30 m.

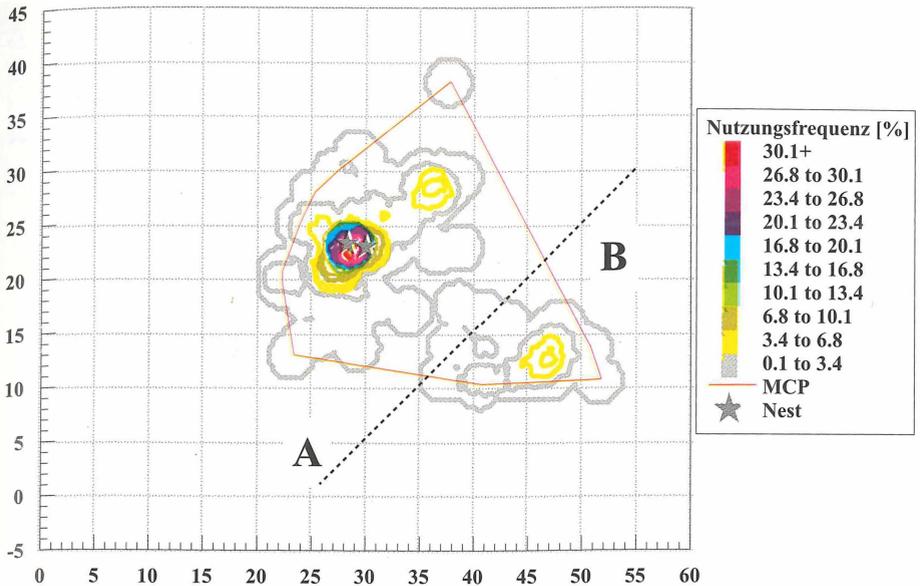


Abb. 63. Aktionsraum von Tier Gelb-Dunkelblau 1990 und 1991. Konturlinien und Minimum-Convex-Polygon (MCP) aus 140 Sicht- und Telemetrienachweisen, Rasterweite 30 m.
 Fig. 63. Total range of the animal Yellow-Darkblue in 1990 and 1991. Contour-lines and Minimum-convex-polygon (MCP) from 140 sightings and telemetry locations, grid cell 30 m.

Manchmal gab es auch in Gebieten, in denen die Elstern normalerweise nur paarweise ihre Home Ranges nutzten, Nahrungsressourcen, die mehreren Paaren dienten. Im Teiluntersuchungsgebiet Söflingen war dies z.B. eine Futterstelle freilaufender Haushühner (Abb. 61, „NA“). Besonders regelmäßig war natürlich das Paar anzutreffen, in dessen Home Range der Futterplatz lag (s.o.; vgl. Abb. 57). Eine Verteidigung dieser Futterstelle wurde nicht beobachtet. Andere Tiere wurden lediglich von einzelnen Futterbrocken vertrieben.

Eine außergewöhnliche Raumnutzung zeigte ein Paar im Teiluntersuchungsgebiet Söflingen: Die Total Ranges beider Paartpartner hatten mit fast 40 bzw. über 50 ha eine enorme Ausdehnung (vgl. Tab. 13) in zwei, voneinander getrennt liegenden Schrebergartengebieten (Abb. 62, Abb. 63). Das dazwischenliegende Wohngebiet wurde nur überflogen; lediglich herausragende Punkte (Bäume oder Hausdächer) wurden zu kurzen Zwischenstopps genutzt. Im überflogenen Bereich befand sich das Aufenthaltsgebiet eines anderen, unmarkierten Paares.

Beide Partner nutzten dieses große Streifgebiet nachweislich über mindestens 7 Jahre in gleicher Weise: Der Nestbau fand immer im Teil A des Home Range (s. Abb. 62 und Abb. 63: „A“) innerhalb eines nur etwa 1 ha großen Areals statt. Hier lagen auch alle Schlafplätze. Zur Nahrungsaufnahme während des Hauptteils des Tages suchten

die Tiere meist den anderen Bereich auf (s. Abb. 62 und Abb. 63: „B“). Beide Nutzungsschwerpunkte lagen in Kleingartenanlagen. Trotz einer wesentlichen Veränderung des Gebietscharakters des Teiles „A“ durch den Bau kleinerer Wohnblocks und Einfamilienhäusern ab dem Jahr 1991, veränderte sich die Raumnutzung der Tiere nicht wesentlich.

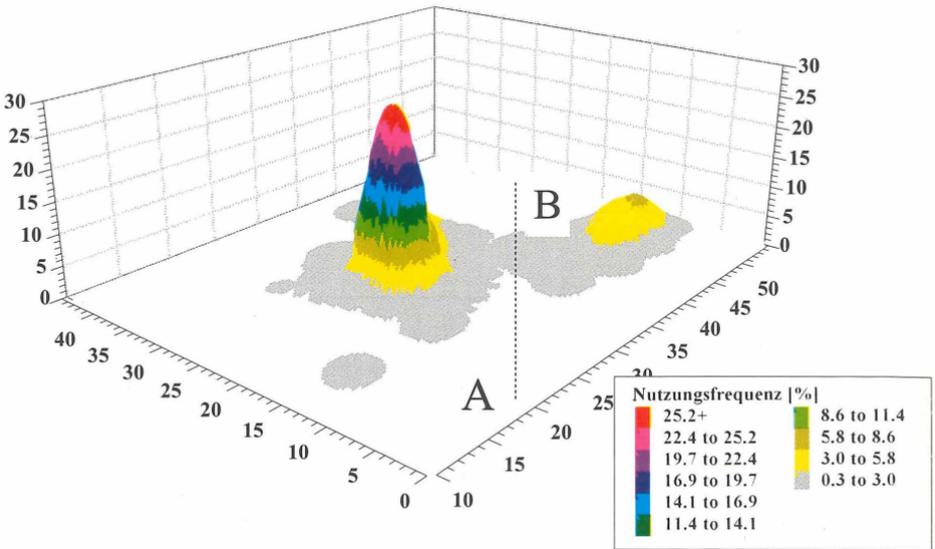


Abb. 64. Raumnutzung von Tier Gelb-Orange in dreidimensionaler Konturlinien-Darstellung aus 300 Sicht- und Telemetrienachweisen, Rasterweite 30 m.

Fig. 64. Total range of the animal Yellow-Orange in a three-dimensional contour-lines graph from 300 sightings and telemetry locations, grid cell 30 m.

Diese für Elstern außergewöhnliche, zweigipflige Raumnutzung zeigt sich trotz Senderverlust nach 155 Tagen besonders deutlich beim Männchen **Gelb-Orange** (Abb. 64; s. a. Abb. 62). Das dargestellte Raumnutzungsmuster ist vom vermehrten Aufenthalt in der Nestumgebung zur Brutzeit geprägt. Nachfolgende Sichtbeobachtungen zeigten, daß der zweite Nutzungsschwerpunkt dadurch in Abb. 62 noch unterrepräsentiert ist. Das Weibchen **Gelb-Dunkelblau** hatte den Sender bereits nach drei Wochen während der Bebrütungsphase im Nest abgestreift. Ihr Home Range spiegelt somit die Raumnutzung des Paares während der Brutzeit besonders deutlich wieder (vgl. Abb. 63).

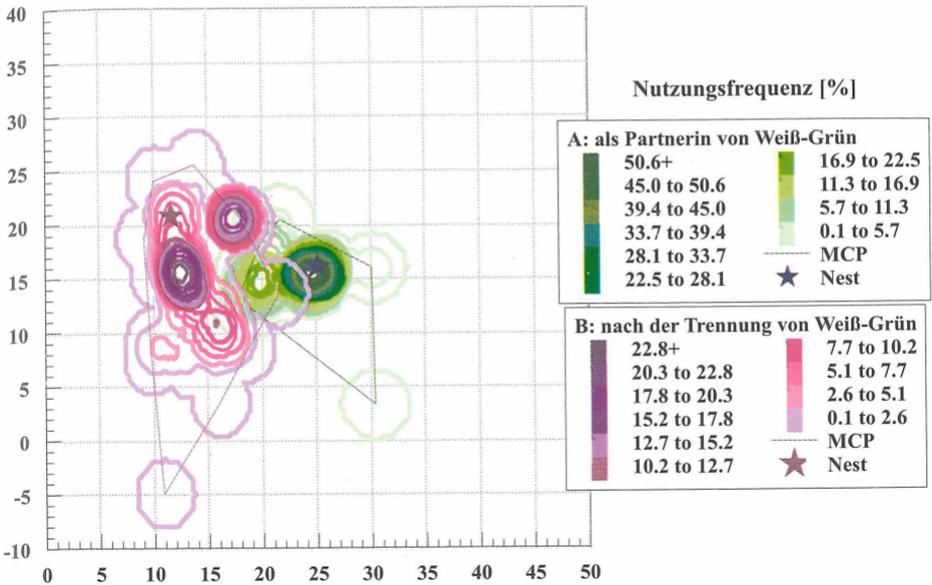


Abb. 65. Aktionsraum von Tier Weiß-Lila; A: als Partnerin von Weiß-Grün (vgl. Abb. 60) bzw. B: nach der Trennung (68 bzw. 113 Lokalisationen).

Fig. 65. Total range of the animal White-Violet; A: as female partner of White-Green (s. Fig. 60) and B: after the divorce (68 resp. 113 locations).

Ein ähnlich zweigipfliges Nutzungsmuster ergab sich nur noch in einem besonderen Fall über wenige Monate: Das Weibchen **Weiß-Lila** wurde als Partnerin von **Weiß-Grün** während des gemeinsamen Nestbaus gefangen. Beide nutzten in etwa dasselbe Gebiet (Abb. 65 - Fall A, vgl. Abb. 60). Zwei Tage nach der Markierung löste sich die Paarbindung. Das Männchen **Weiß-Grün** blieb in seinem Gebiet und baute bereits einen Tag später mit einem neuen Weibchen am alten Nest weiter. Es verblieb also in diesem Home-Range, bevorzugt im nördlichen Teil.

Das Weibchen **Weiß-Lila** hielt sich in den ersten Wochen nach der Trennung im gesamten westlichen Bereich des Söfflinger Untersuchungsgebietes auf. Daraus ergibt sich der Nutzungsschwerpunkt im südlichen Teil des Home Range (Abb. 65 - Fall B). Danach schloß sie sich einem anderen Paar in dessen Home Range (s. Abb. 61 „Hellblau-Dunkelblau“) an. Kurz nach dem Mißerfolg von deren Zweitbrut nistete **Weiß-Lila** zum ersten Mal in unmittelbarer Nähe dieses Zweitnestes, d.h. im Home Range von **Hellblau-Dunkelblau**. Dieses Weibchen wurde hier nicht mehr beobachtet; demnach hatte ein Partnerwechsel stattgefunden. **Weiß-Lila** errichtete sogar noch ein Zweitnest in diesem neu übernommenen Home Range (s. Abb. 65, vgl. Abb. 61). Diese

neue Paarbindung führte zu dem zweiten Nutzungsschwerpunkt im nördlichen Teil ihres Streifgebietes.

Home Range-Größen

Zur Berechnung der Größe von Total und Home Ranges liegen umfangreiche Datenreihen von 12 besenderten Alt- und 17 Jungvögeln vor. Daten weiterer 18 ringmarkierter Jungtiere können wenigstens teilweise verwertet werden. In Tab. 13 werden jedoch aufgrund der lückenloseren Datenerfassung bis auf wenige Ausnahmen nur die besenderten Alt- und Jungtiere aufgeführt.

Tab. 13. Raumnutzung besendeter Tiere, aufgliedert nach Teiluntersuchungsgebieten und Altersstufen der Tiere.

Tab. 13. Home range activities of telemetry-marked animals, classified by partial study areas and age of animals, respectively.

Tier	Altersstufe, Geschlecht	Raumnutzung [ha]			Beobachtungsdauer (davon telemetrisch)
		MCP ¹	KL ²	KL ³	
Teiluntersuchungsgebiet Söflingen					
Weiß-Rot	adult, ♂	8,8	14,9	10,1	15 Wochen (26 Tage)
Weiß-Grün	adult, ♂	35,7	30,1	17,8	4 Jahre (164 Tage)
Weiß-Lila	adult, ♀				5 Jahre (140 Tage)
als Partnerin von Weiß-grün		10,7	12,2	7,3	
in neuem Home Range		22,3	21,9	15,1	
Gelb-Dunkelblau	adult, ♀	45,4	39,5	19,2	7 Jahre (20 Tage)
Gelb-Orange	adult, ♂	63,4	51,6	32,8	7 Jahre (155 Tage)
Rot-Dunkelblau	adult, ♀	10,3	19,4	14,8	7 Jahre (371 Tage)
Hellblau-Dunkelblau	adult, ♀	12,0	16,3	10,7	9 Wochen (65 Tage)
Rosa-Dunkelblau	Woche 1-2	1,5			2 Wochen (14 Tage)
Teiluntersuchungsgebiet Mähringen					
Grün-Weiß	adult, ♂	30,0			5 Jahre (301 Tage)
Grün-Gelb	Woche 1-4	11,14	12,1	8,3	5 Wochen (36 Tage)
Grün-Dunkelblau	Woche 1-4	4,5			
	Woche 1-8	11,5			
	Woche 1-12	24,0			
	gesamt	29,75	38,0	26,4	31 Wochen (96 Tage)
Grün-Rot	Woche 1-4	4,5	11,5	7,7	
	Woche 1-8	12,0	17,6	12,5	
	Woche 1-12	24,3	28,8	18,6	
	gesamt	32,9	43,3	33,5	> 38 Wochen (312 Tage)

Tier	Altersstufe, Geschlecht	Raumnutzung [ha]			Beobachtungsdauer (davon telemetrisch)
		MCP ¹	KL ²	KL ³	
Lila-Rot	adult, ♀	45			> 2 Jahre (408 Tage)
Lila-Weiß	Woche 1	2			3 Tage (3 Tage)
Lila-Rot	Woche 1	2			3 Tage (3 Tage)
Lila-Hellblau	Woche 1-4	7,2			
	Woche 1-8	11,4			
	Woche 1-12	17,0			
	gesamt	17,0			16 Wochen (28 Tage)
Dunkelblau-Rosa	adult, ♂	26			8 Wochen (57 Tage)
Orange-Hellblau	adult, ♂	16			27 Wochen (192 Tage)
Rot-Gelb	adult, ♀	30			17 Wochen (21 Tage)
Teiluntersuchungsgebiet Einsingen					
Dunkelblau-Weiß	Woche 1-4	3,5			5 Wochen (32 Tage)
Dunkelblau-Rosa	Woche 1-4	13,0 ³			4 Wochen (nicht besendert)
Teiluntersuchungsgebiet Kesselbronn					
Hellblau-Rot	Woche 1-4	1,75	5,1	3,3	5 Wochen (32 Tage)
Hellblau-Weiß	Woche 1-4	0,5			
	Woche 1-8	5,8			
	Woche 1-12	10,0			
	gesamt	67,95 ⁴	17,3	8,5	14 Wochen (96 Tage)
Hellblau-Orange	Woche 1-4	0,5			
	Woche 1-8	5,0			
	Woche 1-12	7,0			
	gesamt	15,98	10,2	4,4	> 28 Wochen (n. besendert)
Hellblau-Grün	Woche 1-4	0,5			
	Woche 1-8	7,5			
	Woche 1-12	12,0			
	gesamt	77,5 ⁴	33,7	19,4	23 Wochen (156 Tage)
Rot-Hellblau	Woche 1-4	0,5			
	Woche 1-8	6,0			
	Woche 1-12	6,0	8,4	2,1	9 Wochen (83 Tage)
Rot-Gelb		3,0	3,6	-	> 1 Jahr (nicht besendert)
Rot-Lila	Woche 1-4	0,5	2,3	0,9	1 Woche (25 Tage)
Teiluntersuchungsgebiet Eggingen					
Dunkelblau-Rot	Woche 1-4	3,0			
	Woche 1-8	8,0			
	Woche 1-12	25,0			
	gesamt	25,0			18 Wochen (49 Tage)

Tier	Altersstufe, Geschlecht	Raumnutzung [ha]			Beobachtungsdauer (davon telemetrisch)
		MCP ¹	KL ²	KL ³	
Teiluntersuchungsgebiet Jungingen					
Weiß-Gelb	Woche 1-4	1,5			
	Woche 1-8	8,0			
	Woche 1-12	18,0			
	gesamt	135,0 ⁵			34 Wochen (248 Tage)
Weiß-Grün	Woche 1-4	1,5			
	Woche 1-8	1,5			5 Wochen (62 Tage)
Teil-Untersuchungsgebiet Roter Berg					
Dunkelblau-Gelb	Woche 1-4	3,0			
	Woche 1-8	8,0			
	Woche 1-12	8,0			
	gesamt	65,0 ⁵			21 Wochen (> 148 Tage)
MCP¹	Total Range-Größe des Minimum-Convex-Polygons				
KL²	Total Range-Größe; Kontur-Linie nach NAEF-DAENZER (1993) mit 1 Beobachtung				
KL³	Home Range-Größe; Kontur-Linie von 3 Beobachtungen				
) ⁴	Total Range-Größe inkl. größerer Ausflüge				
) ⁵	Total Range-Größe inkl. Flügen zu Gruppen-Schlafplätzen				

Die Größen der Total Ranges der Adulti schwankten - je nach Berechnungsmethode - zwischen etwa 9 und 63 ha (Minimum-Convex-Polygon) bzw. zwischen 12 und 52 ha (Konturlinien) (s. Tab. 13). Home Ranges, definiert als Fläche innerhalb der Kontur-Linie von wenigstens drei Lokalisationen, waren zwischen 7 und 33 ha groß. Eine gewisse Rolle spielte hier die Beobachtungsdauer. Bei lediglich kurzzeitig besenderten Tieren bestimmte die Zeit nach dem Fangen und damit die Brutzeit mit meist geringen räumlichen Aktivitäten die Größe des Streifgebietes. Das eigentliche Aufenthaltsgebiet dürfte erst bei mindestens halbjähriger Beobachtungsdauer erfaßt sein. Die Aktionsräume und die Streifgebiete der Jungtiere wurden mit zunehmendem Alter größer (s. Tab. 13 und Abb. 66 - Abb. 69). Die Größe der Home Ranges (= Streifgebiete) betrug altersabhängig bis zum ersten Winter zwischen 1 und 20 ha, die der Total Ranges (= Aktionsräume) bis zu 34 ha (berechnet nach Konturlinien). Im Winter kamen größere Streckenflüge von 4 und sogar 7 km zu Gruppenschlafplätzen vor (vgl. Abb. 59). Alle an Gruppenschlafplätzen beobachteten Jungtiere wurden danach wieder in ihren Heimat-Home Ranges beobachtet. So ergaben sich Total Ranges von bis zu 68, 77 oder sogar 135 ha (MCP-Methode). Jungtiere wurden nach ihrem

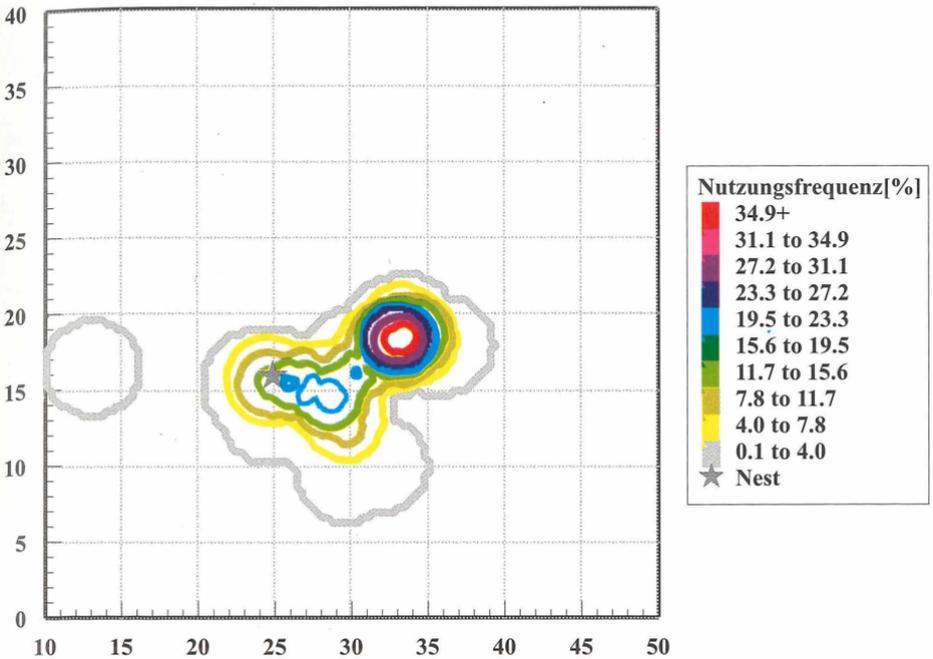


Abb. 66. Raumnutzung des Jungvogels Grün-Rot bis 4 Wochen nach dem Ausfliegen, Konturlinien-Darstellung aus 45 Lokalisationen, Rasterweite 30 m.

Fig. 66. Total range of the juvenile Green-Red until 4 weeks after fledging, contour-lines from 45 localisations, grid cell 30 m.

ersten Winter nur noch vereinzelt in ihren Herkunftsgebieten beobachtet; sie halten sich also zumeist offensichtlich - wenigstens eine gewisse Zeit - in anderen Gebieten auf. Möglicherweise leiten die Flüge zu den Gruppenschlafplätzen eine Art Jugendstich ein, wie es auch von anderen Vogelarten bekannt ist. Ein als Nestling beringtes Tier wurde am Ende der Untersuchung 4jährig in seinem Heimatgebiet beobachtet. Die Home Ranges in Kesselbronn waren deutlich kleiner als in anderen Teiluntersuchungsgebieten (s. Tab. 13). Dies könnte damit zusammenhängen, daß sich um das reichstrukturierte Kerngebiet große einförmige Ackerflächen anschließen. Die Elstern überflogen diese freien Räume nur ausnahmsweise.

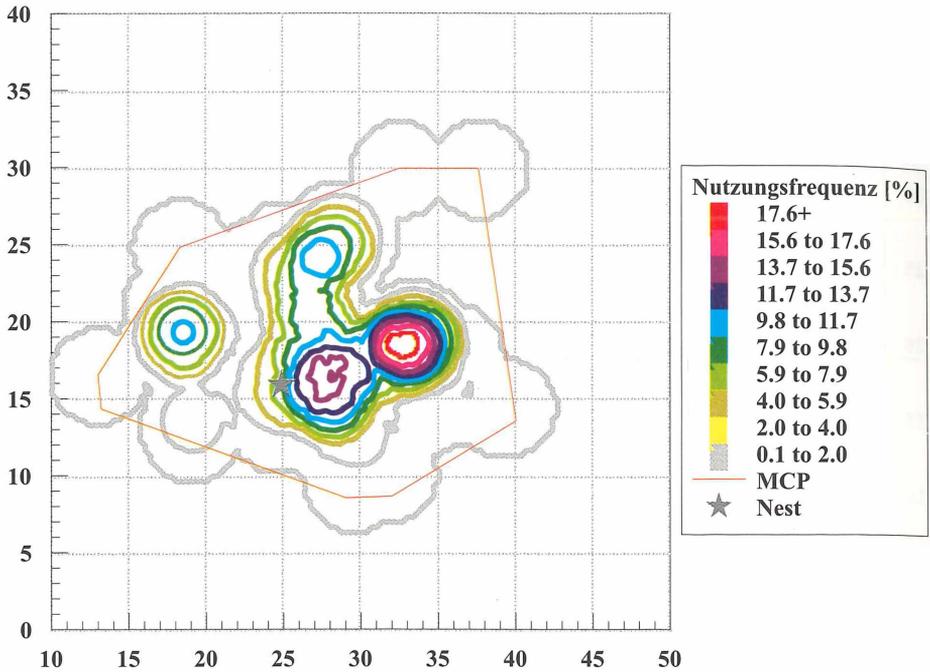


Abb. 67. Raumnutzung des Jungvogels Grün-Rot bis 8 Wochen nach dem Ausfliegen, Konturlinien-Darstellung aus 81 Lokalisationen, Rasterweite 30 m.

Fig. 67. Total range of the juvenile Green-Red until 8 weeks after fledging, contour-lines from 81 localisations, grid cell 30 m.

Entwicklung der Raumnutzung bei Jungtieren

In den ersten 4 Wochen nach dem Ausfliegen nutzten juvenile Elstern hauptsächlich die weitere Nestumgebung (0,5 - 3 ha; vgl. Abb. 66). Spezielle Schlafplätze wurden nicht aufgesucht. Die Nestgeschwister waren meist gemeinsam zu beobachten; ihr Zusammenhalt erschien fest. Größere Flüge waren selten. Etwa 4 Wochen nach dem Ausfliegen wurden die Jungen deutlich seltener von den Altvögeln gefüttert. 2 Wochen später wurden sie gelegentlich von den Eltern von deren Futterquelle vertrieben. Aus dieser „Entwöhnungsphase“ resultierte in der Folge eine weiträumigere Raumnutzung der Jungen (s. Abb. 67 und Abb. 68). Sie hielten sich jedoch auch weiterhin bevorzugt innerhalb des Home Range der Eltern auf. Auch fremde Junge wurden von den Adulti nicht vertrieben.

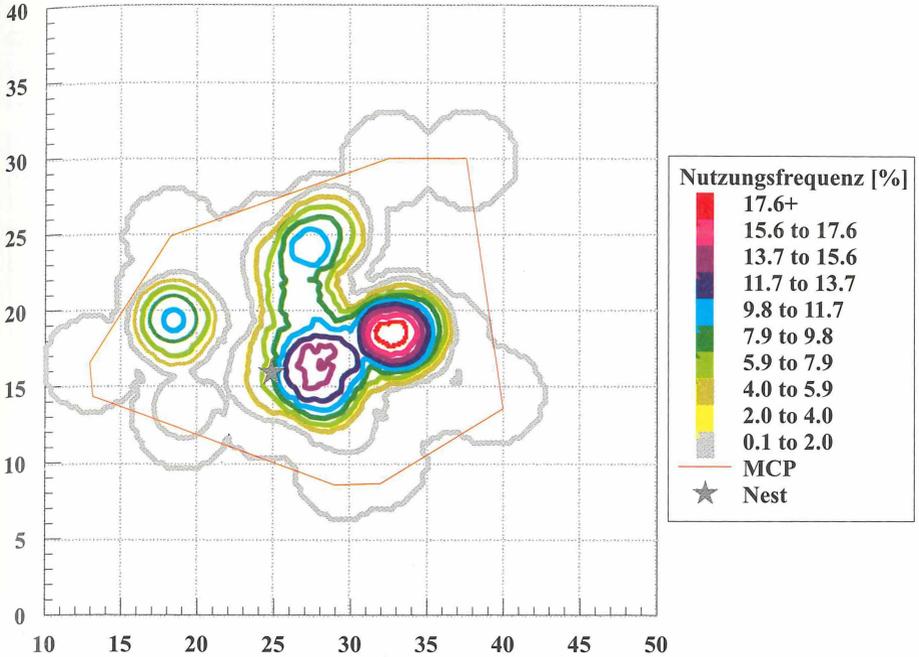


Abb. 68. Raumnutzung des Jungvogels Grün-Rot bis 12 Wochen nach dem Ausfliegen, Konturlinien und Minimum-Convex-Polygon (MCP) aus 146 Lokalisationen, Rasterweite 30 m.

Fig. 68. Total range of the juvenile Green-Red until 12 weeks after fledging, contour-lines and Minimum-convex-polygon (MCP) from 146 locations, grid cell 30 m.

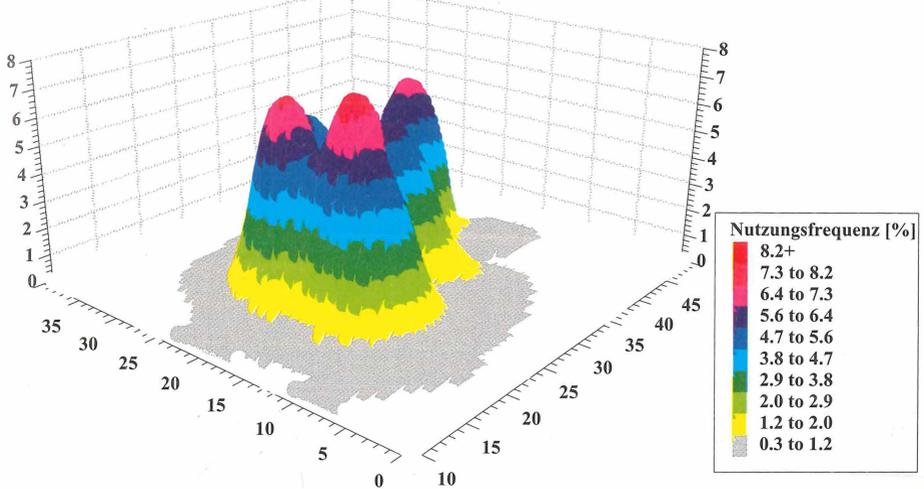


Abb. 69. Raumnutzung von Grün-Rot bis in den folgenden Februar in dreidimensionaler Konturlinien-Darstellung aus 379 Lokalisationen, Rasterweite 30 m.

Fig. 69. Total range of Green-Red until next february given as a three-dimensional contour-lines graph from 379 locations, grid cell 30 m.

2 Monate nach dem Ausfliegen vergrößerte sich der Aktionsraum deutlich (6 - 25 ha; s. Abb. 67 und Abb. 68). Nach einem weiteren Monat erreichten ihre Home Ranges ungefähr die Größe der Streifgebiete von Adulten (vgl. Tab. 13). Die Jungtiere wurden z.T. bis in die nächste Brutsaison im Home Range ihrer Eltern geduldet. Beobachtungen legen den Verdacht nahe, daß sich die Tiere dann nach wie vor als „familien-zugehörig“ erkannt haben (s. Kap. 3.1.9).

Die typischen Home Ranges von Jungtieren sind mehrgipflig (Abb. 69). Dies beruht auf der differenzierten räumlichen Nutzung während der verschiedenen Altersphasen nach dem Ausfliegen.

3.3.3 Dynamik der Raumorganisation im Teiluntersuchungsgebiet Söflingen

Am Beispiel des Teiluntersuchungsgebietes Söflingen soll exemplarisch die Dynamik der Raumnutzung mehrerer Paare von 1990 - 1996 innerhalb eines umgrenzten Bereiches dargestellt werden. Mehrere Adulti waren 1990 und 1991 beringt und besendert worden. Einzelne beringte Tiere wurden bis ins Jahr 1996 dort beobachtet.

1989

Im ersten Untersuchungsjahr waren keine Elstern markiert. Die Verteilung der kartierten Nester zeigte mit 5 Paaren aber ein dem Folgejahr entsprechendes Bild.

1990

Bei den Paaren 1 („Nestring“ weiß) und 3 („Nestring“ rot) war je ein Vogel markiert; beim Paar 2 („Nestring“ orange) waren es sogar beide. Die telemetrische Überwachung ließ genaue Home Range-Auswertungen zu (vgl. Kap. 3.3.2, Tab. 13). Zwei weitere Brutpaare waren nicht markiert. Die Home Ranges der Paare 2 (**Gelbes Paar**) und 3 (**Rot-Dunkelblau** mit Partner) veränderten sich in den Folgejahren nicht (Abb. 70).

Das Männchen **Weiß-Rot** (Paar 1) wurde im Laufe des Jahres 1990 vermißt.

Die Raumnutzung des Jungvogels **Rosa-Dunkelblau** von Paar 7 zeigte, daß dieses hauptsächlich den Nordteil des Untersuchungsgebietes nutzte (s. Abb. 70). Im folgenden wird Paar 7 nicht weiter erwähnt, da es am Rand des telemetrisch bearbeiteten Gebietes lebte.

1991

Nach dem Verschwinden von **Weiß-Rot** wurde dessen Aktionsraum von einem neuen Männchen **Weiß-Grün** und seiner Partnerin **Weiß-Lila** eingenommen (s. Abb. 70). **Weiß-Grün** übernachtete anfangs in einem abgetrennten Teilbereich (vgl. Abb. 60). **Weiß-Lila** blieb nur wenige Tage nach seiner Besenderung in dieser Paarbeziehung. Danach vagabundierte dieses ♀ einige Wochen im Untersuchungsgebiet herum (s.

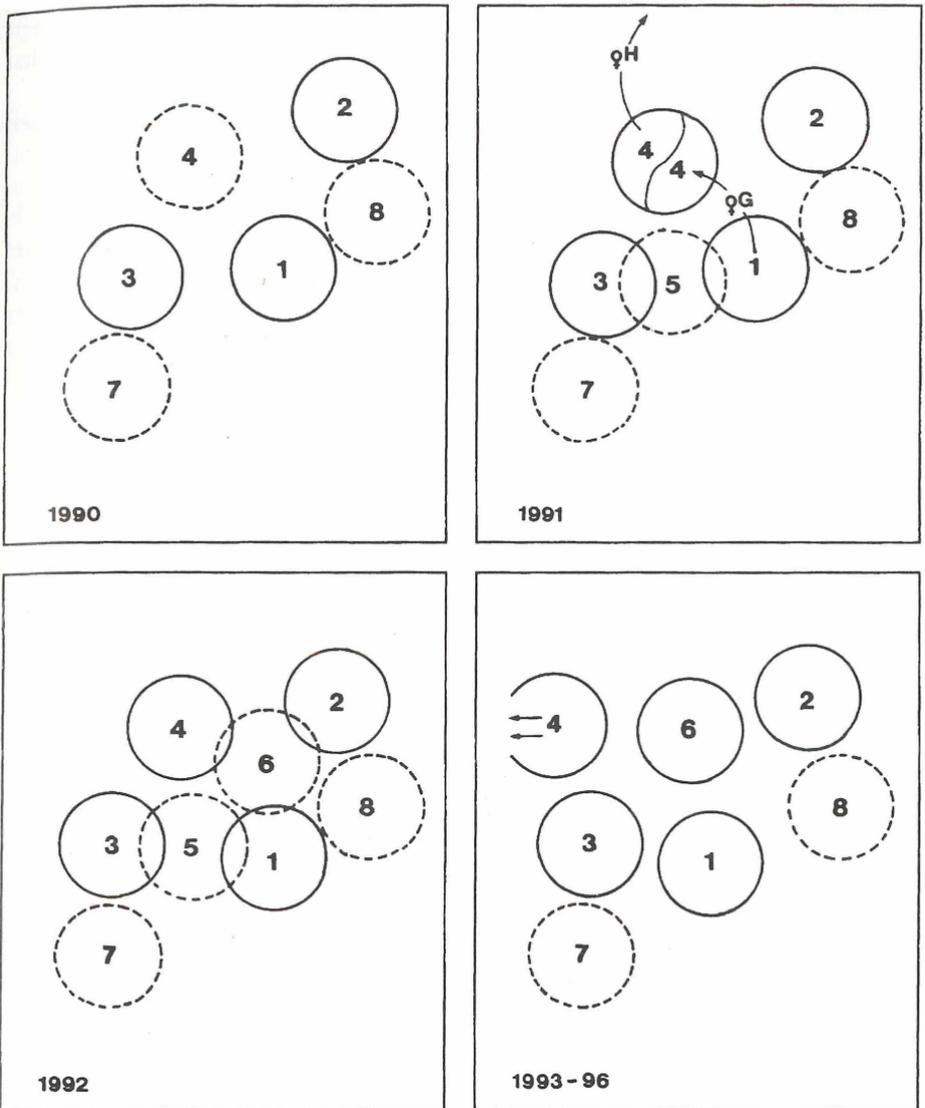


Abb. 70. Dynamik der Raumorganisation in Söflingen 1990 bis 1996, schematisch. Aktionsraum eines Paares als Kreis symbolisiert, Paarzuweisung s. Text; durchgezogene Linie: wenigstens 1 Partner markiert, gestrichelt: beide Tiere unberingt.

Fig. 70. Dynamics of home range-activities in Söflingen from 1990 to 1996, scheme. Total range of a pair symbolized as circle, definition of pairs s. text; straight line: at least one partner marked, dotted line: both partners unmarked.

Abb. 65). Es schloß sich Paar 4 an (♀ mittlerweile **Hellblau-Dunkelblau** beringt, „♀H“ in Abb. 70; s.a. Tab. 4 in Kap. 3.1.1; vgl. Abb. 70 und Abb. 61). Dieses ♀ hat dann sein Home Range nach Scheitern der Ersatzbrut verlassen. **Weiß-Lila** („♀G“ in Abb. 70; s.a. Tab. 4 in Kap. 3.1.1) baute hier dann noch im selben Jahr zwei Nester. Dies läßt darauf schließen, daß ein Partnerwechsel bei Paar 4 stattgefunden hatte. Das Männchen **Weiß-Grün** blieb mit einer neuen Partnerin als Paar 1 im Home Range.

Zwischen den Home Ranges der Paare 1 (weiß) und 3 (rot) hatte sich ein weiteres Paar eingemistet (Paar 5; s. Abb. 70). Die genaue Home Range-Abgrenzung ist unbekannt, da keiner der beiden Brutpartner markiert war. Ob ein einjähriger Jungvogel, der sich zu Beginn der Brutzeit im Gebiet von Paar 1 aufgehalten hatte, zu einem dieser Brutvögel wurde, bleibt ungeklärt.

1992

Die Verlagerung des Aktivitätszentrums von Paar 4 (♀ **Weiß-Lila**) in den Osten des Home Range deutete sich schon im Herbst 1991 an. Hier lagen bevorzugte Schlafplätze.

An der Westflanke der ehemaligen Home Range-Ausdehnung war dann 1992 der Nestbau eines neuen, unberingten Paares zu beobachten (Paar 6; s. Abb. 70). Diese Neuansiedlung wurde vermutlich zusätzlich dadurch begünstigt, daß sich Paar 2 zunehmend häufiger im Westteil des Home Range aufgehalten hatte (s. Abb. 62, Teil „B“ und Abb. 64).

Paar 5 konnte sein Gebiet aufrechterhalten. Paar 1 reagierte auf diese Situation offensichtlich mit einer Ausweichbewegung: **Weiß-Grün** wurde häufiger im westlichen Teil des Home Range angetroffen; hier erfolgten auch die Nestbauten.

In allen Jahren nistete ein weiteres unberingtes Paar (Paar 8) im Westteil des Teiluntersuchungsgebietes, etwa zwischen den Home Ranges der Paare 1 und 2.

1993/1994

Das ♂ **Weiß-Grün** wurde im Januar 1994 das letzte Mal beobachtet. Das Home Range wurde noch in dieser Brutperiode von zwei unberingten Tieren übernommen; ein Nestbau fand statt. Die Home Ranges der bisherigen „weißen“ Paare lagen hauptsächlich in Hausgärten, also Bereichen mit relativ viel Unruhe. Dies könnte ein Grund für den häufigen Wechsel der Revierinhaber sein.

Die über mindestens 7 Jahre stabilen Home Ranges der Paare 2 und 3 wiesen große Ruhezone in Schrebergärten auf. Hier gab es keine Partnerwechsel.

Das ♀ **Hellblau-Dunkelblau**, das in den Jahren nach seinem Verschwinden (ehemals Paar 4) immer wieder an einzelnen Tagen beobachtet wurde, hatte wieder im Westen seines alten Home Range gebrütet (jetzt als Paar 6 mit entsprechend neuem Gebiet bezeichnet). Dies war wahrscheinlich möglich, weil sich **Weiß-Lila** (Paar 4) noch weiter nach Osten orientiert hatte. Im Bereich von Paar 5 fand 1993 und 1994 kein Nestbau statt. Die anderen Home Ranges blieben von den bekannten Tieren besetzt.

1995/1996

Im Gebiet von Paar 1 lebte ein unberingtes Paar. Das Weibchen **Rot-Dunkelblau** wurde bis zu seinem Totfund im Sommer 1996 in seinem Home Range angetroffen (Paar 3). **Weiß-Lila** wanderte noch weiter nach Osten ab und baute ein Nest in einem Bereich, der früher von einem anderen Paar genutzt war. Sie war nur noch ab und zu im eigentlichen Teiluntersuchungsgebiet anzutreffen. Das Paar 6 (♀ **Hellblau-Dunkelblau**) konnte sich daher im ehemaligen Home Range von Paar 4 (♀ **Weiß-Lila**) ausbreiten bzw. das Weibchen **Hellblau-Dunkelblau** sein ehemaliges Home Range wiedergewinnen (vgl. 1991). Das Paar **Gelb-Orange** und **Gelb-Dunkelblau** war noch immer in seinem großen Home Range anzutreffen. Auch das Nutzungsmuster war unverändert: Die Nestbauten erfolgten in beiden Jahren wieder im Teil „A“ (s. Abb. 62).

Der anfangs beobachtete Aufwärtstrend der Population war also nur von kurzer Dauer. Die Populationsentwicklung im etwa 1,1 km² großen Teiluntersuchungsgebiet Söflingen stellte sich über 8 Jahre so dar:

1989 und 1990 5 Paare, 1991 6 Paare, 1992 7 Paare, 1993/94 je 6 Paare, 1995/96 je 5 Paare; dies entspricht einer Brutpaardichte von maximal 6,4 und minimal 4,5 BP/km² (vgl. Abb. 54 in Kap. 3.2.2).

3.3.4 Habitatnutzung

Zur Habitatnutzung liegen weit über 10.000 Einzelbeobachtungen aus dem gesamten Untersuchungsgebiet vor. In die folgende Auswertung gingen jedoch nur Beobachtungen ein, die unbeeinflusst von einer Störung durch den Beobachter waren. Telemetrisch ermittelte Standorte wurden nur ausgewertet, wenn die Peilgenauigkeit eine eindeutige Zuordnung zur Habitatnutzung zuließ. Um die Nutzungsfrequenzen durch die Ergebnisse längerer Verhaltensstudien nicht einseitig zu beeinflussen, wurden kontinuierliche Nest-, Schlafplatz- und Verhaltensbeobachtungen ohne größere Ortsveränderung der Tiere jeweils nur als eine einzige Beobachtung gewertet. Somit reduziert sich die für eine Auswertung zur Habitatnutzung verwendete Datenmenge auf 4.203 Beobachtungen. Bei den folgenden Ausführungen wird nicht zwischen verschiedenen Teiluntersuchungsgebieten unterschieden. Die Gebiete wiesen ähnliche Kleinstrukturen auf; die beobachteten Unterschiede rechtfertigen eine getrennte Bearbeitung nicht.

Die Elstern nutzten während des gesamten Jahres dieselben Habitate. Diese reichten von der freien Feldflur mit Einzelbäumen, Baum- oder Strauchhecken, Gebüschzeilen, Alleen und Streuobstgärten über offene, kleine Wäldchen bis hin zum entsprechend strukturierten Siedlungsbereich der Menschen. Das typische Elsternhabitat wies Hecken oder Bäume als Neststandorte und offene, möglichst kurzrasige Flächen zur Nahrungssuche auf. Die Elstern nutzten auch schmale Waldstreifen - i.d.R. nur zur Nestanlage und als Schlafplatz. Die Tiere mieden das Innere ausgedehnter Waldungen.

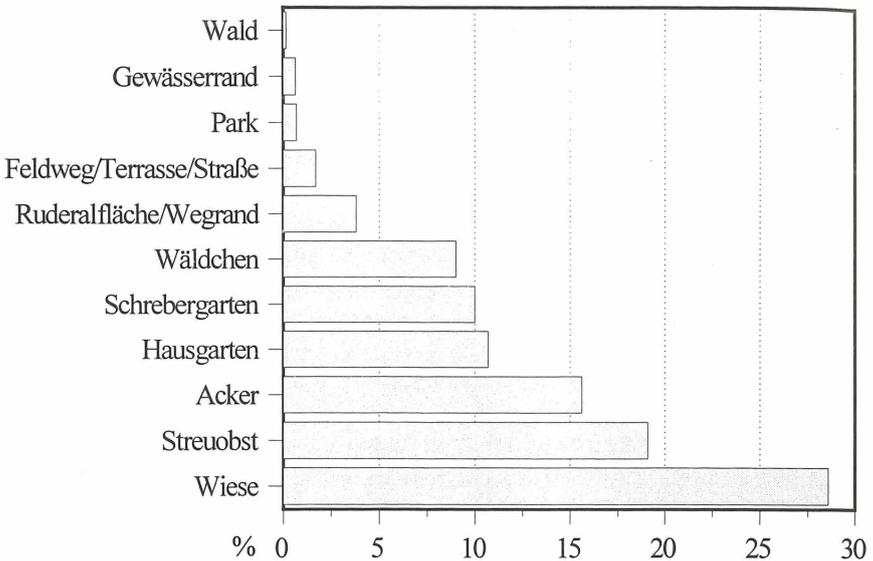


Abb. 71. Beobachtungshäufigkeit von Elstern bezogen auf anthropogene Nutzungsareale (entspricht einer Habitatgrobgliederung) (n=1.977).

Fig. 71. Frequency of sightings of magpies related to different types of anthropogen used structures (n=1.977).

Bei den meisten Beobachtungen wurden die Elstern auf Wiesen, Streuobstflächen und Ackerlagen angetroffen (Abb. 71; > 50%). Haus- und Schrebergärten wurden je zu etwa 10% genutzt. Die relativ hohe Nutzungsfrequenz von „Wäldchen“ (s. Abb. 71) ergibt sich dadurch, daß diese von manchen Paaren zur Nestanlage in der sonst strukturlosen Feldflur genutzt worden waren. Die Tiere wurden dort immer nur im Geäst der oberen Baumregionen, nie am Boden beobachtet. Die untergeordnete Bedeutung, die echter Wald für Elstern spielt, zeigt sich in der geringen Nutzungsfrequenz von 0,15% (s. Abb. 71).

Das Elsterhabitat kann über die o.g. Grobklassifizierung hinaus in verschiedene, kleinräumige Biotop- und Vegetationsstrukturen eingeteilt werden (Abb. 72). Auf vegetationslosen Stellen (Gehwegen, Straßen, Parkplätzen etc.) oder auf Ruderalflächen und an Wegrändern wurden immer wieder Tiere beobachtet (< 5%). Sie waren, wie diejenigen auf Wiesen (21,3%) oder Äckern (11,6%), meist auf Nahrungssuche. Bei Vegetationshöhen über 20 cm hielten sich die Elstern nur ausnahmsweise am Boden auf. Die meisten Tiere wurden in gebüschartigen Strukturen (Hecke, geschnittene Hecke, Gebüsch: 29,8%; einzelstehende Bäume/Büsche: 20,9%) beobachtet (s. Abb. 72). Gerade letzteres zeigt deutlich die Bedeutung derartiger Strukturen für ein funk-

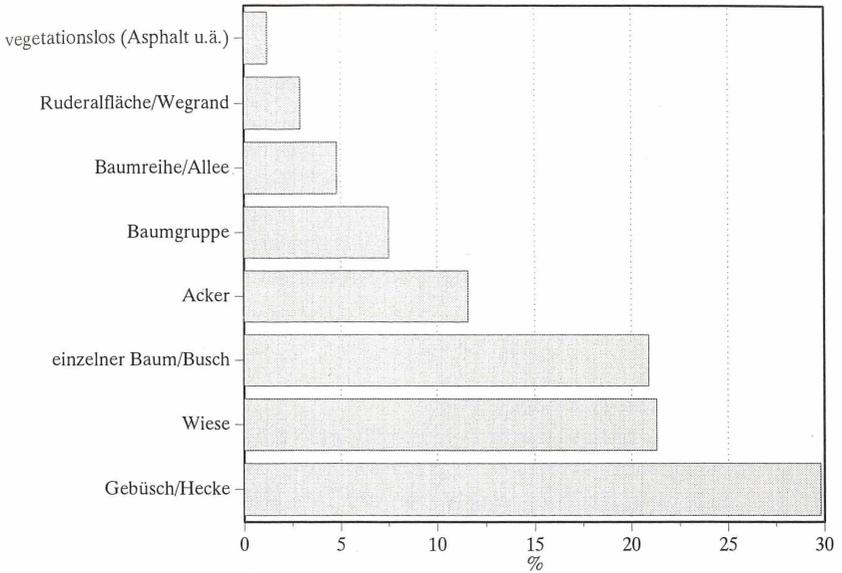


Abb. 72. Beobachtungshäufigkeit von Elstern in verschiedenen Biotop- und Vegetationsstrukturen (n=2.656).

Fig. 72. Frequency of sightings of magpies in different structures of biotope and vegetation (n=2.656).

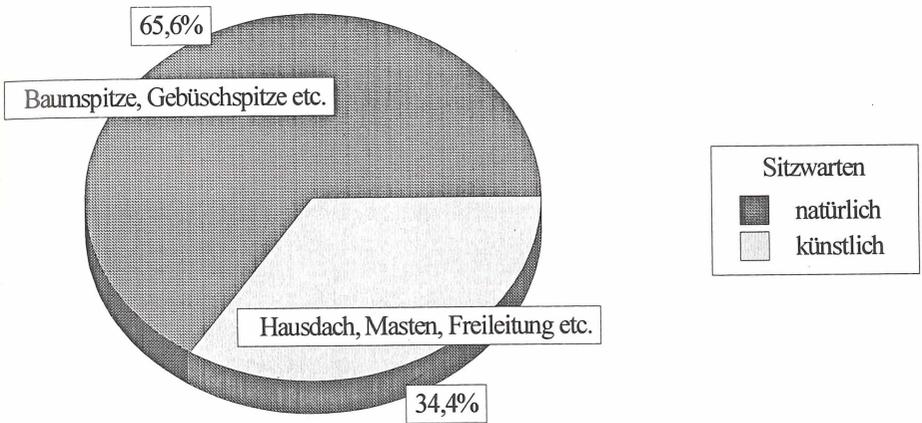


Abb. 73. Nutzungsverteilung von natürlichen und künstlichen Sitzwarten, s. Text (n=474).

Fig. 73. Frequency of the use of natural and artificial perches, s. text (n=474).

tionelles Elsternhabitat und weist klar daraufhin, daß die freie, ausgeräumte Feldflur von der Elster nicht besiedelt werden kann. Einen gewissen Ersatz können Baumgruppen (7,5%), Alleen und Baumreihen (4,8%) darstellen.

Die große Bedeutung von Bäumen und Büschen zeigte sich besonders bei der Revierabgrenzung. Reviermarkierende Elstern, vor allem Männchen, sitzen in charakteristischer Weise auf exponierten Stellen (vgl. Kap. 3.1). Sind „künstliche“ Sitzwarten, z.B. Häuser, Leitungsmasten oder auch Freileitungen, verfügbar, werden auch diese angenommen, allerdings in deutlich geringerem Umfang als natürliche Strukturen (Abb. 73). So saßen Elstern auch in Siedlungen i.d.R. häufiger auf Baumspitzen als z.B. auf Hausdächern.

Beobachtungen zum Nahrungserwerb

Nahrungssuchende Elstern wurden außerhalb von Gehölzen überwiegend auf Wiesen angetroffen (53,3%; Abb. 74). Die Beobachtung von Elstern, die in Gehölzen oder Hecken Nahrung suchen, war wegen der Uneinsehbarkeit dieser Vegetationsstrukturen schwierig. Eine in der Deckung von Geäst sich fortbewegende Elster war aber sicher nicht grundsätzlich als „stöbernd“ oder „potentiell räubernd“ einzustufen. Nestraub oder Transport entsprechender Nahrungsteile wurde nicht beobachtet, kam aber vor (s. Kap. 3.4).

Elstern nahmen speziell eingerichtete Fütterungen für Niederwild (z.B. Fasanschüttungen), vor allem im Winter und Frühjahr gern an (3,6%). Hier waren regelmäßig größere Gruppen anzutreffen. Komposthäufen in Schreber- und Hausgärten oder Misthäufen in der Feldflur wurden regelmäßig nach Freßbarem abgesehen. Nahrungssuche kam häufig auch auf vegetationsfreien Stellen (Straßen, Gehwege etc.), Ruderalflächen und Wegrändern vor (s. Abb. 74).

Die Elstern der freien Feldflur wurden häufig bei der Nahrungssuche auf gemähten Wiesen, kurzrasigen Ackerrainen, auf nicht versiegelten Feldwegen und an Straßenrändern beobachtet. Erntereste oder Fallobst, Wildfrüchte und -sämereien wurden ebenso aufgenommen wie frisches Saatgut. Stöbern in Hecken nach Kleinvogelnestern wurde nie beobachtet. Zusammenhänge zwischen warnenden Kleinvögeln und dem Aufenthaltsort einer Elster konnten vor allem über die telemetrische Lokalisierbarkeit einzelner Tiere in Einzelfällen angenommen werden.

Auch die Elstern des Stadtgebietes hielten sich häufig bei der Nahrungsaufnahme am Boden auf kurzrasigen Grünflächen, an Beeten und an Komposthaufen auf, vor allem in Schrebergärten und in der Nähe von Wohnhäusern. Für einige Söflinger Elsternpaare war das Futter freilaufender Haushühner eine sichere Nahrungsquelle (s. Kap. 3.3.2).

Störungsfreie Verhaltensbeobachtungen waren aufgrund der hohen Fluchtdistanz der Tiere (vor allem der Siedlungselstern) von weit über 60 m in den kleinparzellierten Lebensräumen nur schwer zu erzielen. Betretungsverbote von privaten Grundstück-

ken schränkten die Beobachtungsmöglichkeiten und die nötige Bewegungsfreiheit stark ein. Räuberische Aktivitäten fanden offensichtlich meist in ungestörten Teilen der Home Ranges - z.B. nicht besuchten Gärten - statt. Aufgrund der eingeschränkten Begehrbarkeit des Geländes wurden daher zerstörte Kleinvogelgelege zwar gefunden, die Elster als Urheber jedoch nie direkt nachgewiesen.

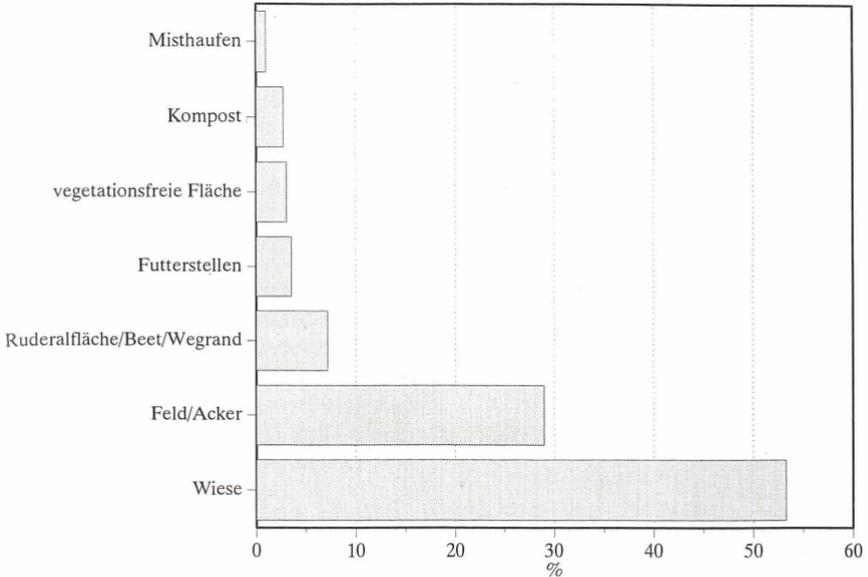


Abb. 74. Beobachtungshäufigkeit nahrungssuchender Elstern auf Freiflächen (n=1.062)
Fig. 74. Frequency of sightings of magpies looking for food at open areas (n=1.062).

Besonders im Sommer jagten die Elstern am Boden häufig Insekten und andere bodenlebende Tiere wie Schnecken und Regenwürmer, die z.T. auch aus ihren Gängen unter der Erde ausgegraben wurden. Steine oder Erdklumpen wurden bei der Suche nach Nahrung häufig mit dem Schnabel umgedreht, Nahrung jedoch nur ausnahmsweise mit dem Fuß freigescharrt. Aas und Knochenreste wurden angenommen. Vorbeifliegende Insekten erbeuteten die Elstern im Sprung oder in kurzem Flug.

Die Elstern jagen hauptsächlich visuell. Fangstöße erfolgten auf kurzrasigen Grünflächen durchschnittlich alle 26 Schritte (n=1.534). Im Mittel war hierbei wenigstens jeder dritte Fangstoß erfolgreich (39%; n=59). Die Tiere hüpfen oder liefen oft über mehrere Dezimeter gezielt zu bestimmten Stellen, an denen sie offensichtlich potentielle Beutetiere gesehen hatten. Sie verharrten auch immer wieder und schauten in verschiedene Richtungen, um dann gezielt zu bestimmten Punkten hinzulaufen und dort Nahrung aufzunehmen.

3.4 Elster und Kleinvögel

3.4.1 Brutvogelarten im Stadtkreis Ulm

Bei den Kontrollgängen im Untersuchungsgebiet wurden alle Vogelarten sowie ihre nestanzeigenden Verhaltensweisen oder auftretende flügge Jungvögel notiert. Daraus läßt sich eine Artenliste der potentiellen Brutvögel des Ulmer Raumes aufstellen (Tab. 14).

Tab. 14. Potentielle Brutvögel im Untersuchungsgebiet (s. Text). **Arten**, die wegen ihrer Brutgewohnheiten und Größe von Elstern beeinträchtigt werden könnten.

Tab. 14. Potential breeding birds in the study area (see text). **Species** printed in bold letters may be mobbed by magpies because of their breeding habits and body mass.

Zwergtaucher - <i>Tachybaptus ruficollis</i>	Kleinspecht - <i>Dendrocopos minor</i>
Haubentaucher - <i>Podiceps cristatus</i>	Feldlerche - <i>Alauda arvensis</i>
Höckerschwan - <i>Cygnus olor</i>	Mauersegler - <i>Apus apus</i>
Stockente - <i>Anas platyrhynchos</i>	Mehlschwalbe - <i>Delichon urbica</i>
Schnatterente - <i>Anas strepera</i>	Rauchschwalbe - <i>Hirundo rustica</i>
Reiherente - <i>Aythya fuligula</i>	Uferschwalbe - <i>Riparia riparia</i>
Tafelente - <i>Aythya ferina</i>	Pirol - <i>Oriolus oriolus</i>
Sperber - <i>Accipiter nisus</i>	Star - <i>Sturnus vulgaris</i>
Habicht - <i>Accipiter gentilis</i>	Sommeregoldhähnchen - <i>R. ignicapillus</i>
Mäusebussard - <i>Buteo buteo</i>	Wintergoldhähnchen - <i>Regulus regulus</i>
Rotmilan - <i>Milvus milvus</i>	Zaunkönig - <i>Troglodytes troglodytes</i>
Schwarzmilan - <i>Milvus migrans</i>	Wasseramsel - <i>Cinclus cinclus</i>
Turmfalke - <i>Falco tinnunculus</i>	Baumläufer - <i>Certhis spec.</i>
Rebhuhn - <i>Perdix perdix</i>	Kleiber - <i>Sitta europaea</i>
Fasan - <i>Phasianus colchicus</i>	Kohlmeise - <i>Parus major</i>
Teichhuhn - <i>Gallinula chloropus</i>	Blaumeise - <i>Parus caeruleus</i>
Blässhuhn - <i>Fulica atra</i>	Sumpfmehse - <i>Parus palustris</i>
Kiebitz - <i>Vanellus vanellus</i>	Weidenmeise - <i>Parus montanus</i>
Bekassine - <i>Gallinago gallinago</i>	Schwanzmeise - <i>Aegithalos caudatus</i>
Türkentaube - <i>Streptopelia decaocto</i>	Amsel - <i>Turdus merula</i>
Ringeltaube - <i>Columba palumbus</i>	Wacholderdrossel - <i>Turdus pilaris</i>
Straßentaube - <i>Columba livia f. domestica</i>	Singdrossel - <i>Turdus philomelos</i>
Kuckuck - <i>Cuculus canorus</i>	Hausrotschwanz - <i>Phoenicurus ochruros</i>
Schleiereule - <i>Tyto alba</i>	Gartenrotschwanz - <i>P. phoenicurus</i>
Waldohreule - <i>Asio otus</i>	Rotkehlchen - <i>Erithacus rubecula</i>
Waldkauz - <i>Strix aluco</i>	Nachtigall - <i>Luscinia megarhynchos</i>
Eisvogel - <i>Alcedo atthis</i>	Sumpfrohrsänger - <i>Acrocephalus palustris</i>
Wendehals - <i>Fynx torquilla</i>	Teichrohrsänger - <i>Acrocephalus scirpaceus</i>
Schwarzspecht - <i>Dryocopus martius</i>	Feldschwirl - <i>Locustella naevia</i>
Grünspecht - <i>Picus viridis</i>	Mönchsgrasmücke - <i>Sylvia atricapilla</i>
Buntspecht - <i>Dendrocopos major</i>	Klappergrasmücke - <i>Sylvia curruca</i>

Gartengrasmücke - *Sylvia borin*
 Waldlaubsänger - *Phylloscopus sibilatrix*
 Fitis - *Phylloscopus trochilus*
 Zilpzalp - *Phylloscopus collybita*
 Gelbspötter - *Hippolais icterina*
 Baumpieper - *Anthus trivialis*
 Bachstelze - *Motacilla alba*
 Gebirgsstelze - *Motacilla cinerea*
 Grauschnäpper - *Muscicapa striata*
 Trauerschnäpper - *Ficedula hypoleuca*
 Neuntöter - *Lanius collurio*
 Gimpel (Dompfaff) - *Pyrhula pyrrhula*
 Hänfling - *Acanthis cannabina*
 Birkenzeisig - *Acanthis flammea*
 Fichtenkreuzschnabel - *Loxia curvirostra*

Kernbeisser - *Coccothraustes coccothraustes*
 Buchfink - *Fringilla coelebs*
 Stieglitz - *Carduelis carduelis*
 Grünfink - *Chloris chloris*
 Zeisig - *Spinus spinus*
 Girlitz - *Serinus serinus*
 Feldschwirl - *Locustella naevia*
 Haussperling - *Passer domesticus*
 Feldsperling - *Passer montanus*
 Heckenbraunelle - *Prunella modularis*
 Rohrammer - *Emberiza schoeniclus*
 Goldammer - *Emberiza citrinella*
 Eichelhäher - *Garrulus glandarius*
 Rabenkrähe - *Corvus corone corone*
 Dohle - *Corvus monedula*

3.4.2 Bruterfolg von Kleinvögeln im Untersuchungsgebiet

Um den Einfluß der Elster auf Kleinvogelpopulationen zu studieren, wurden in einzelnen Teiluntersuchungsgebieten in den Jahren 1991 und 1992 Kleinvogel-Nestkartierungen durchgeführt. Es wurde in erster Linie auf offenbrütende Spezies geachtet. 329 Nester wurden auf ihren Bruterfolg hin kontrolliert. Nestersuche und -kontrolle erfolgten möglichst unauffällig, um nicht die Aufmerksamkeit eventuell anwesender Räuber zu erregen (vgl. SALATHÉ 1987). Eine Berechnung des Bruterfolges erfolgte nur bei Arten mit wenigstens 5 kontrollierten Nestern (Tab. 15).

Hauptkontrollgebiet war der zentrale Bereich des Teiluntersuchungsgebietes Söflingen. Die Brutbestandsdichte der Elstern lag in diesen Jahren bei etwa 5,5 BP/km² (s. Kap. 3.3.3). Ergänzende Nestkontrollen fanden im Teiluntersuchungsgebiet Mähringen statt. Diesen „Elsterngebieten“ sollen einige Nestkontrollen auf dem Universitätsparkplatz am Oberen Eselsberg gegenübergestellt werden, wo keine Elstern beobachtet wurden (im folgenden als „elsterfreies Gebiet“ bezeichnet). Andere Corviden wie Rabenkrähe und Eichelhäher kamen jedoch vor.

Um Informationen über Nesträuber zu erhalten, wurden in 107 bebrüteten Nestern Kunsteier ausgebracht (s. Kap. 2.10); eine Brutaufgabe aufgrund dieser Manipulation wurde nicht festgestellt. Eigene Untersuchungen an Volierenvögeln zeigten, daß sich Hackspuren von Elster- und Eichelhäherschnäbeln nicht sicher unterscheiden lassen. Auch Rabenkrähen-Spuren können - vor allem im Vergleich mit den anderen Corviden - nicht immer eindeutig angesprochen werden. Biß- und Hackspuren auf den Kunsteiern ließen sich nur zu Beginn der Untersuchungen nachweisen. Nachdem in vielen Nestern Kunsteier ausgebracht worden waren, wurden diese von den Nesträubern nicht mehr so gut angenommen; d.h. auf Kunsteiern in offensichtlich ausgeräumten Nestern befanden sich dann oft keine Biß- oder Hackspuren mehr.

Tab. 15. Bruterfolg kontrollierter Nester offenbrütender Singvögel.
 Tab. 15. Breeding success of monitored nests of open-breeding songbirds.

Vogelart	Nestanzahl	Nester mit Flüggen [%]
Amsel (<i>Turdus merula</i>)	221	29,4
Birkenzeisig (<i>Acanthis flammea</i>)	7	28,6
Buchfink (<i>Fringilla coelebs</i>)	12	41,7
Stieglitz (<i>Carduelis carduelis</i>)	1	-
Gimpel (<i>Pyrrhula pyrrhula</i>)	2	-
Gartenrotschwanz (<i>Phoenicurus phoenicurus</i>)	3	-
Gelbspötter (<i>Hippolais icterina</i>)	1	-
Girlitz (<i>Serinus serinus</i>)	4	-
Goldammer (<i>Emberiza citrinella</i>)	4	-
Grünfink (<i>Chloris chloris</i>)	19	26,0
Hänfling (<i>Acanthis cannabina</i>)	1	-
Heckenbraunelle (<i>Prunella modularis</i>)	5	40,0
Klappergrasmücke (<i>Sylvia curruca</i>)	5	100,0
Mönchsgrasmücke (<i>Sylvia atricapilla</i>)	6	100,0
Neuntöter (<i>Lanius collurio</i>)	2	-
Rotkehlchen (<i>Eritbacus rubecula</i>)	2	-
Singdrossel (<i>Turdus philomelos</i>)	2	-
Sumpfrohrsänger (<i>Acrocephalus scirpaceus</i>)	1	-
Wacholderdrossel (<i>Turdus pilaris</i>)	25	40,0
Zilp-Zalp (<i>Phylloscopus collybita</i>)	6	83,4
Gesamt	329	31,1

Für die offenbrütenden Arten mit mindestens 5 kontrollierten Nestern ergab sich ein durchschnittlicher Bruterfolg von 31,1% (Nest mit Flüggen/alle Nester; n=306; s. Tab. 15). Prädatoren ließen sich in 41,4% der Fälle von Nestraub ermitteln (n=140). Dabei handelte es sich zu 41% um Säuger, zu 59% um Vögel (n=58).

Im folgenden werden die Kontrollergebnisse für einzelne Singvogelarten genauer dargestellt (Tab. 16 - Tab. 24).

Die überwiegende Anzahl kontrollierter Nester stammte von **Amseln** (s. Tab. 16). In fast 5% der Nester wurden keine Eier gelegt. Etwa 12% der Gelege wurden während der Bebrütung aufgegeben; davon etwa jedes fünfte (17,9%; n=28) wegen widriger Witterung. Je 7% waren schlecht gebaut bzw. wurden wegen Störungen aufgegeben. Ein Nestraub wurde in insgesamt 47,1% aller errichteten Nester nachgewiesen. Es gab Hinweise, daß in Elsterngebieten gut zwei Drittel der nachgewiesenen Nesträuber (69,2%; n=39) Vögel waren. Meistens (61,5%; n=104) war der Nesträuber jedoch nicht zu ermitteln. Im elsterfreien Gebiet war die Stichprobe insgesamt gering. Hinweise auf Vögel als Nesträuber gab es keine.

Der Bruterfolg (Nester mit Flüggen / alle Nester) war in beiden Gebietstypen etwa gleich groß (elsterfreies Gebiet 28,6%, n=8 bzw. Elsterngebiet 29,4%, n=214).

Der frühe Nestbaubeginn der Amseln in den Siedlungen fiel auf. Bereits Anfang März wurde in Feldhabitaten nie ein Nestbau beobachtet. Dieser frühe Nestbau stand vermutlich in Zusammenhang mit der guten körperlichen Konstitution der Altvögel im Frühjahr als Folge der Winterfütterung. Wegen der fehlenden Belaubung waren diese Nester sehr auffällig; sie wurden fast alle ausgeräumt oder aufgegeben. Im Vergleich zu anderen Heckenbrütern verhielten sich Amseln in Nestnähe oft auffällig: Sie benutzten häufig einen direkten Weg zum Nest oder warnten z.T. langanhaltend bei Anwesenheit potentieller Räuber wie Hauskatzen (*Felis silvestris catus*) etc. Angriffe zur Feindvertreibung, wie es z.B. für Wacholderdrosseln (s.u.) typisch ist, wurden nicht beobachtet. Viele Nester lagen in einzelstehenden Büschen, in Gebäudenischen oder Kletterbelaubung. Hier war ein durch Deckung geschütztes und damit unauffälliges Anfliegen der Altvögel nicht möglich.

Tab. 16. Ergebnisse der Nestkontrollen bei der Amsel (*Turdus merula*).

Tab. 16. Results of controlling nests of the blackbird (*Turdus merula*).

Amsel (<i>Turdus merula</i>)	gesamt	Elsterngebiet	elsterfreies Gebiet
Nestanzahl	n=221	n=214	n=7
kein Gelege	4,9% n=11	5,1% n=11	-
Erfolg unbekannt	5,9% n=13	5,6% n=12	14,3% n=1
Brutaufgabe	12,7% n=28	12,6% n=27	14,3% n=1
davon wegen			
ungünstiger Witterung	17,9% n=5	18,5% n=5	-
anthropogener Störung	7,1% n=2	7,4% n=2	-
Nestabsturz	7,1% n=2	7,4% n=2	-
unbekannter Grund	67,9% n=19	66,7% n=18	100% n=1
Nestraub	47,1% n=104	47,2% n=101	42,9% n=3
davon sicher			
durch Säuger	12,5% n=13	11,9% n=12	33,3% n=1
durch Vögel	26,0% n=27	26,7% n=27	-
Junge ausgeflogen	29,4% n=65	29,4% n=63	28,6% n=2

Der **Birkenzeisig** (*Acanthis flammea cabaret*) wurde in Ulm erstmalig im Jahr 1992 als Brutvogel im Söflinger Friedhof und dessen Umgebung, einem Gebiet mit hoher Elsterdichte (vgl. Kap. 3.2.2), nachgewiesen (EPPLÉ & MÄCK 1990/92). Aus 28,6% der überwachten Nester flogen junge Birkenzeisige aus (Tab. 17). Säuger dominierten als Nesträuber.

Fast die Hälfte aller **Buchfinkennester** (41,7%; n=12; Tab. 18) wurde ausgeraubt. Vögel und Säuger waren zu gleichen Teilen als Räuber nachzuweisen. Der Bruterfolg des Buchfinks war mit gut 41% wesentlich größer als bei den meisten anderen Offenbrütern.

Die Buchfinkennester befanden sich meist einzeln und gut getarnt auf größeren Obstbäumen oder in dichten Hecken. Die Tiere begannen erst bei fortgeschrittener Belaubung mit der Brut. Ihr Verhalten in der Nähe des Brutplatzes war heimlich.

Tab. 17. Ergebnisse der Nestkontrollen beim Birkenzeisig (*Acanthis flammea*).

Tab. 17. Results of controlling nests of the redpoll (*Acanthis flammea*).

Birkenzeisig (<i>Acanthis flammea cabaret</i>)	gesamt	Elsterngebiet	elsterfreies Gebiet
Nestanzahl	n=7	n=7	-
Nestraub	71,4% n=5	71,4% n=5	-
davon sicher			
durch Säuger	40% n=2	40% n=2	-
durch Vögel	20% n=1	20% n=1	-
Junge ausgeflogen	28,6% n=2	28,6% n=2	-

Tab. 18. Ergebnisse der Nestkontrollen beim Buchfink (*Fringilla coelebs*).

Tab. 18. Results of controlling nests of the chaffinch (*Fringilla coelebs*).

Buchfink (<i>Fringilla coelebs</i>)	gesamt	Elsterngebiet	elsterfreies Gebiet
Nestanzahl	n=12	n=12	-
kein Gelege	8,4% n=1	8,4% n=1	-
Erfolg unbekannt	/	/	-
Brutaufgabe	8,4% n=1	8,4% n=1	-
davon wegen			
ungünstiger Witterung	100% n=1	100% n=1	-
Nestraub	41,7% n=5	41,7% n=5	-
davon sicher			
durch Säuger	40% n=2	40% n=2	-
durch Vögel	40% n=2	40% n=2	-
Junge ausgeflogen	41,7% n=5	41,7% n=5	-

Der **Grünfink** brütete in ähnlichen Strukturen und vergleichbaren Habitattypen wie der Birkenzeisig, gelegentlich auch in verwilderten Hausgärten. Die Nester befanden sich meist gut versteckt in Koniferen, z.T. auch auf Ästen mittelgroßer Laubbäume. Der Anteil erfolgreicher Nester (26%; n=19; Tab. 19) liegt in der auch für den Birkenzeisig ermittelten Größenordnung. Daß im elsterfreien Gebiet beim Grünfink keine Jungen ausgeflogen waren, kann sich zufällig als Folge der geringen Stichprobengröße ergeben haben.

Tab. 19. Ergebnisse der Nestkontrollen beim Grünfink (*Chloris chloris*).

Tab. 19. Results of controlling nests of the greenfinch (*Chloris chloris*).

Grünfink (<i>Chloris chloris</i>)	gesamt	Elsterngebiet	elsterfreies Gebiet
Nestanzahl	n=19	n=14	n=5
kein Gelege	16% n=3	7% n=1	40% n=2
Erfolg unbekannt	5% n=1	-	20% n=1
Nestraub	53% n=10	57% n=8	40% n=2
davon sicher durch Säuger	30% n=3	37,5% n=3	
Junge ausgeflogen	26% n=5	36% n=5	0%

Die **Heckenbraunelle** brütete in den untersuchten Lebensräumen in geringer Dichte. Ihre gut getarnten Nester ließen sich nur selten ohne starke Störung kontrollieren. Die daraus resultierende geringe Stichprobengröße muß als wenig repräsentativ gelten (Tab. 20). Doch fällt auf, daß Vögel als Nesträuber nie nachgewiesen wurden. Die bodennah angelegten Nester wurden eher von Eichhörnchen (*Sciurus vulgaris*), Steinmarder (*Martes foina*) oder auch Hauskatzen heimgesucht.

Tab. 20. Ergebnisse der Nestkontrollen bei der Heckenbraunelle (*Prunella modularis*).

Tab. 20. Results of controlling nests of the dunnock (*Prunella modularis*).

Heckenbraunelle (<i>Prunella modularis</i>)	gesamt	Elsterngebiet	elsterfreies Gebiet
Nestanzahl	n=5	n=5	-
Nestraub	60% n=3	60% n=3	-
davon sicher durch Säuger	100% n=3	100% n=3	-
Junge ausgeflogen	40% n=2	40% n=2	-

Tab. 21. Ergebnisse der Nestkontrollen bei der Klappergrasmücke (*Sylvia curruca*).
 Tab. 21. Results of controlling nests of the whitethroat (*Sylvia curruca*).

Klappergrasmücke (<i>Sylvia curruca</i>)	gesamt	Elsterngebiet	elsterfreies Gebiet
Nestanzahl	n=5	n=5	-
Junge ausgeflogen	100% n=5	100% n=5	-

Tab. 22. Ergebnisse der Nestkontrollen bei der Mönchsgrasmücke (*Sylvia atricapilla*).
 Tab. 22. Results of controlling nests of the blackcap (*Sylvia atricapilla*).

Mönchsgrasmücke (<i>Sylvia atricapilla</i>)	gesamt	Elsterngebiet	elsterfreies Gebiet
Nestanzahl	n=6	n=5	n=1
Junge ausgeflogen	100% n=6	100% n=5	100% n=1

Bei **Klappergrasmücke** und **Mönchsgrasmücke** waren aus allen kontrollierten Nestern Junge ausgeflogen (Tab. 21 und Tab. 22). Trotz der geringen, kaum repräsentativen Stichprobengröße verdient dieser Wert Beachtung: Beide Arten brüteten in dichten Vegetationsbeständen. Das Verhalten der Elterntiere in Nestnähe war auffallend heimlich.

Klappergrasmücken, die teilweise in dichten, geschnittenen Hecken an Grundstücksrändern brüteten, suchten das Nest immer über Umwege innerhalb der Hecke auf; ein direkter An- oder Abflug kam nur ausnahmsweise vor. Es kann als sicher gelten, daß derartige Verhaltensweisen zur Verringerung der Prädationsrate beitragen.

Wacholderdrosseln brüteten z.T. in größerer Zahl in kolonieartig verdichteten Nestansammlungen in hohen Fichtenreihen. Bruterfolgskontrollen waren hier nicht möglich. Ausgewertet wurden daher lediglich solitär erbaute Nester in großen Obst- oder anderen Laubbäumen (Tab. 23); 40% dieser Nester (n=25) waren erfolgreich. Am Nestraub waren zu einem Drittel (33%; n=12) nachweislich Vögel beteiligt.

Rabenkrähen (*Corvus c. corone*) wurden - nicht nur in unmittelbarer Nestnähe - von Wacholderdrosseln erbittert angegriffen, Elstern hingegen kaum beachtet. Viele Beobachtungen lassen vermuten, daß Rabenkrähen zu den Hauptfeinden der Wacholderdrossel zählen.

Tab. 23. Ergebnisse der Nestkontrollen bei der Wacholderdrossel (*Turdus pilaris*).
 Tab. 23. Results of controlling nests of the fieldfare (*Turdus pilaris*).

Wacholderdrossel (<i>Turdus pilaris</i>)	gesamt	Elsterngebiet	elsterfreies Gebiet
Nestanzahl	n=25	n=25	-
kein Gelege	4% n=1	4% n=1	-
Erfolg unbekannt	4% n=1	4% n=1	-
Brutaufgabe (Ursache unbekannt)	4% n=1	4% n=1	-
Nestraub	48% n=12	48% n=12	-
davon sicher durch Vögel	33,3% n=4	33,3% n=4	-
Junge ausgeflogen	40% n=10	40% n=10	-

Der **Zilp-Zalp** baute seine Nester meist am oder nur wenig über dem Boden in einer dichten Krautschicht oder in anderen dichten Vegetationsstrukturen. Die Nester waren schwer zu entdecken. Der kleine Vogel verhielt sich zudem in Nestnähe sehr heimlich. Demzufolge war mit 83,4% (n=6; Tab. 24) auch ein hoher Anteil der Nester erfolgreich.

Tab. 24. Ergebnisse der Nestkontrollen beim Zilp-Zalp (*Phylloscopus collybita*).
 Tab. 24. Results of controlling nests of the chiffchaff (*Phylloscopus collybita*).

Zilp-Zalp (<i>Phylloscopus collybita</i>)	gesamt	Elsterngebiet	elsterfreies Gebiet
Nestanzahl	n=6	n=6	-
Nestraub	16,7% n=1	16,7% n=1	-
davon sicher durch Säuger	100% n=1	100% n=1	-
Junge ausgeflogen	83,3% n=5	83,3% n=5	-

3.5 Verhalten am Schlafplatz

Die Elstern übernachteten einzeln, paarweise, in kleinen Gruppen von wenigen Individuen oder in großen Ansammlungen von über 100 Tieren an Gruppen- oder Gemeinschaftsschlafplätzen. Allgemein gültige Grundstrukturen von Schlafplätzen zu definieren, fällt schwer, doch war allen eine gewisse Dichte der Vegetation, eine vergleichsweise ruhige Lage und eine an die Gruppengröße angepasste Ausdehnung eigen.



Abb. 75. Schlafhecke am Eselsberg.

Fig. 75. Roosting hedgerow at Eselsberg.

Die Gemeinschaftsschlafplätze wurden nur in den Wintermonaten von Oktober bis April von den frühen Abend- bis in die Morgenstunden von einer wechselnden Zahl von Tieren aufgesucht. Nur wenn im Umfeld der Schlafplätze Elstern nisteten, wurden dort auch tagsüber einzelne Individuen angetroffen.

Einzeln übernachtende Elstern nutzten wechselnde Schlafplätze. Während der Vorlegephase suchten Paare und während der Brutzeit, wenn die Weibchen auf dem Gelege übernachteten, die Männchen Schlafplätze in Nestnähe auf. Diese wurden während des restlichen Jahres nicht genutzt.

Einzel- oder paarweise übernachtende Elstern bevorzugten dichte Nadelbäume, wie Fichten oder Blaufichten. Diese standen einzeln oder in kleinen Gruppen. Es wurden aber auch Übernachtungen in hochgewachsenen, baumartigen Heckenstrukturen aus alten Pflaumenbäumen oder ähnlich dichten Laubgehölzen wie Pappeln und Weißdorn registriert. Die Schlafplätze lagen in relativ ungestörten, abgeschiedenen Bereichen des Home Range; sie wurden oft mehrere Nächte hintereinander benutzt. Die Tiere schliefen meist stammnah in den oberen Baumregionen in dichten Zweigwirlen.

Die Gruppen-Schlafplätze in Ulm lagen entweder in Feldhecken oder in kleinen Baumbeständen. Die Schlafplätze „Kesselbrunn“ und „Eselsberg“ (Abb. 75) befanden sich in der freien Feldflur in langgestreckten Feldhecken von 25 bis 100 m Länge und ca. 5 bis 8 m Breite. Sie bestanden aus Schlehe, Weißdorn, Heckenrose und Holunder, z. T. mit Waldrebe überwachsen. Auch an den Hängen des Örlinger Tals in Friedhofsnähe und im Lehrer Tal südlich des Botanischen Gartens der Universität Ulm gab es Schlafplätze in Hecken.

Die Schlafplätze „Donautal“ und „Jungingen“ lagen in einem Baumbestand in ruhigen Lagen eines Industrie- bzw. Gewerbegebietes. Der Schlafplatz „Jungingen“ befand sich in der dichten Randbepflanzung eines städtischen Wasserhochbehälters und bestand v.a. aus Birke, Ahorn, Lärche und Eiche. Im „Donautal“ nutzten die Tiere einen alten Weiden- und Pappelbestand auf einer Ruderalfläche. Ein weiterer baumbestandener, kleinerer Schlafplatz lag in einer alten Sandgrube bei Eggingen.

Die eigentlichen Schlafstellen befanden sich immer im zentralen Bereich der Schlafplätze. An den großen Gruppen-Schlafplätzen wurden sie erst nach der Dämmerung aufgesucht. Bei der Wahl der Schlafstellen halten die Elstern einen gewissen Individualabstand. Ob die Individuen eine bestimmte Schlafstelle bevorzugten, blieb ungeklärt. Einzel- nächtigende Tiere suchten ihre Schlafstellen häufig bei Dämmerungsbeginn auf und verhielten sich bei einbrechender Dunkelheit bereits ruhig; bei Gruppen-Schlafplätzen kam es noch bis in die Dunkelheit zu kleinräumigen Standortwechseln.

Die Körperhaltung der Elster in den Ruhe- und Schlafphasen ist von REEBS (1986) ausführlich beschrieben und kann in ihren Grundzügen - Schnabel im Schulter- und Rückengefieder verborgen, geschlossene Augenlider, Bauchfedern aufgeplustert und damit bedeckte Füße und in Abhängigkeit von der Außentemperatur verschieden stark aufgeplustertes Gesamtgefieder - bestätigt werden.

Gruppen-Schlafplätze

An den Gruppen-Schlafplätzen im Industriegebiet Donautal, bei Jungingen, in Kesselbrunn und am Eselsberg (s. Kap. 2.1, Abb. 2) wurden in den Wintermonaten regelmäßig größere Individuenzahlen beobachtet (Abb. 76). Die Gruppengrößen am „Esels-

berg“ stiegen von Oktober bis Februar an und nahmen dann wieder ab. In „Kesselbronn“ und „Jungingen“ zeigte sich eine ausgeprägte Zweigipfligkeit mit einem ersten Maximum im Oktober/November und einem zweiten im Februar.

Der Schlafplatz „Eselberg“ (s. Abb. 75) war als Hauptsammelplatz der Elstern im Ulmer Norden anzusehen. Am 24.02.92 wurden dort 107 Tiere gezählt. Die telemetrischen Nachweise markierter Jungtiere zeigten, daß dieser Schlafplatz ein Einzugsgebiet mit einem Radius von mindestens 4 km hatte. Eine Jungelster legte sogar eine Distanz von über 7 km vom Nest in Einsingen bis zum Schlafplatz „Eselberg“ mehrfach zurück.

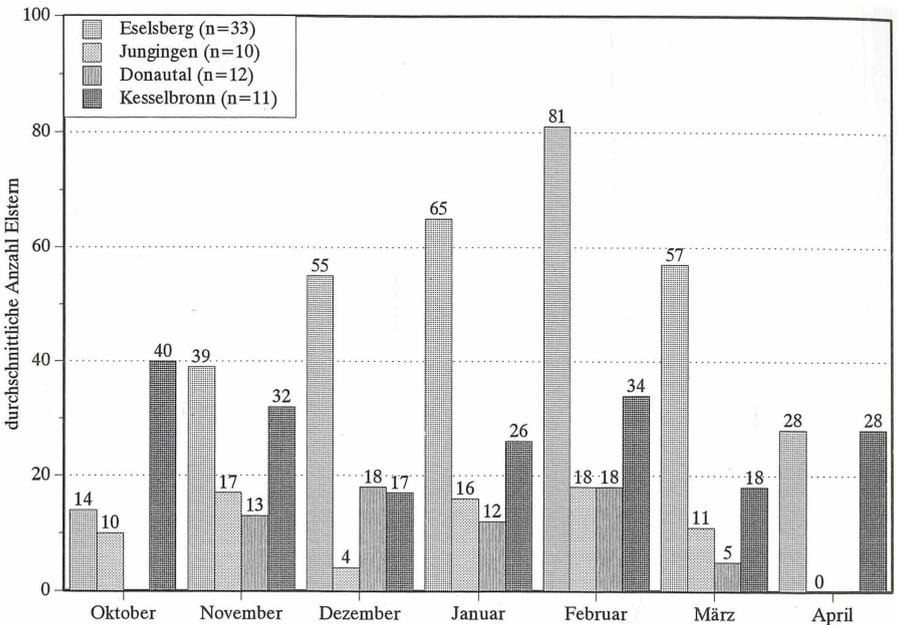


Abb. 76. Zählungen an vier verschiedenen Schlafplätzen über die Wintermonate der Jahre 1990 bis 1992.

Fig. 76. Countings of four different roosting places during the winter months in the years 1990 to 1992.

An den anderen Schlafplätzen übernachteten weniger Tiere (s. Abb. 76): „Kesselbronn“ maximal 47 am 19.2.91 und 27.02.92; „Jungingen“ 18 am 28.02.92; „Industriegebiet Donautal“ 31 am 21.2.91. Das Einzugsgebiet dieser Schlafplätze ist nicht genau bekannt. Beringte Tiere, die nicht aus der unmittelbaren Umgebung stammten, wurden nur noch am Schlafplatz „Donautal“ beobachtet (Jungelstern aus Einsingen, Nestdistanz 3,5 km).

Die Schlafplätze „Kesselbronn“ und „Donautal“ verloren während der Untersuchungszeit ihre Funktion:

- Der während des Winters 1990/91 in Kesselbronn genutzte Schlafplatz wurde in den darauffolgenden Wintern nicht mehr besucht. Die Elstern nächtigten danach in mehreren Gruppen verstreut in unübersichtlichem Gelände mit vielen Heckenreihen und Kleinstrukturen. Die Gründe für den Ortswechsel sind unbekannt.
- Der Schlafplatz „Donautal“ wurde in den Wintermonaten 1991/92 durch starke Veränderungen (Baumaßnahmen etc.) beeinträchtigt. Die Elstern erschienen anfangs erst nach Einbruch der Nacht und später gar nicht mehr am Schlafplatz. Die Elstern übernachteten dann in kleineren Gruppen an wechselnden Orten.

Einzelübernachtungen und Bildung kleiner Schlafgruppen

Die Raumnutzung der besenderten Tiere zeigte, daß nicht alle Elstern Gruppen-Schlafplätze aufsuchten (s. Kap. 3.3.2) und daß nicht in allen von Elstern besiedelten Räumen solche Schlafplätze auch vorhanden waren. In den Teiluntersuchungsgebieten Söflingen und Mähringen schliefen Tiere auch im Winter einzeln oder paarweise an wechselnden Plätzen innerhalb ihres Home Ranges (vgl. z.B. Abb. 57 in Kap. 3.3.2). An manchen Tagen waren vor allem im zeitigen Frühjahr auch dort kleinere Elsterngruppen mit variabler Anzahl in den späten Abend- und frühen Morgenstunden zu beobachten. Es handelte sich jedoch nachweislich nicht um Schlafgesellschaften.

Einzelübernachtungen und die Bildung kleiner Schlafgruppen waren vor allem in den städtisch geprägten Wohnsiedlungen mit deckungsreichen Grünflächen zu beobachten. Die Elstern der freien Feldflur neigten mehr zur Bildung größerer Schlafgesellschaften. Das Abfliegen von Elstern aus derartigen Gruppen-Schlafplätzen kurz vor Dunkelheit läßt jedoch vermuten, daß sie nicht am Gruppen-Schlafplatz übernachteten. Dies war an Gemeinschaftsschlafplätzen in Siedlungsnähe, wie z.B. am Eselsberg, nicht selten. Übernachtungen von Einzeltieren oder kleinen Gruppen getrennt vom Gruppen-Schlafplatz wurden aber in der Umgebung von allen Gemeinschafts-Schlafplätzen beobachtet.

Jahreszeitliche Nutzung der Gruppen-Schlafplätze

Die Gruppen-Schlafplätze wurden hauptsächlich von November bis März aufgesucht (vgl. Abb. 76), manchmal auch - in deutlich geringerer Gruppenstärke - bereits im Oktober und noch im April. Im Oktober sammelten sich mehrfach in den späten Nachmittags- und frühen Abendstunden kleinere Elsterngruppen von bis zu 10 Tieren im Bereich der Schlafhecke, zerstreuten sich dann aber vor Einbruch der Dunkelheit wieder.

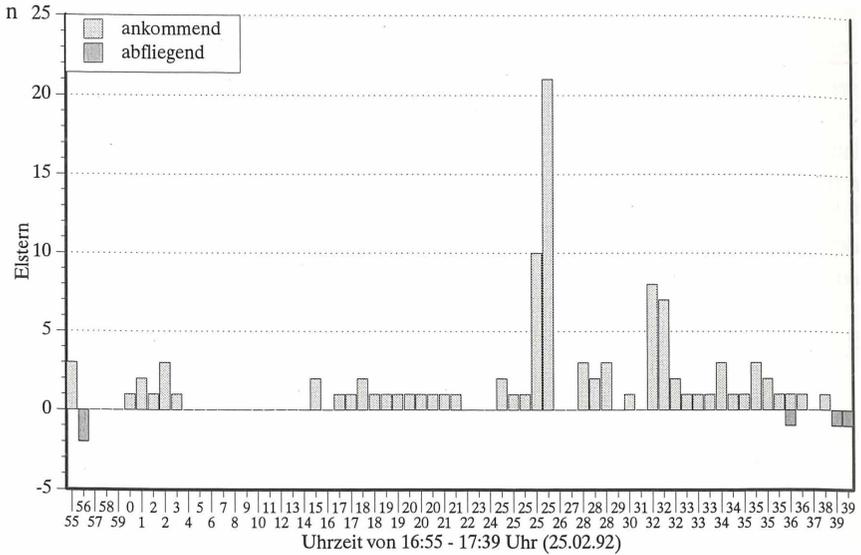


Abb. 77. Ankunft der Elstern am Schlafplatz "Eselsberg"; Einzeltiere bzw. Gruppen der Minute ihrer Ankunftszeit zugeordnet.

Fig. 77. Arrival of the magpies at roosting place "Eselsberg"; individuals or groups are coordinated to the minute of arrival time.

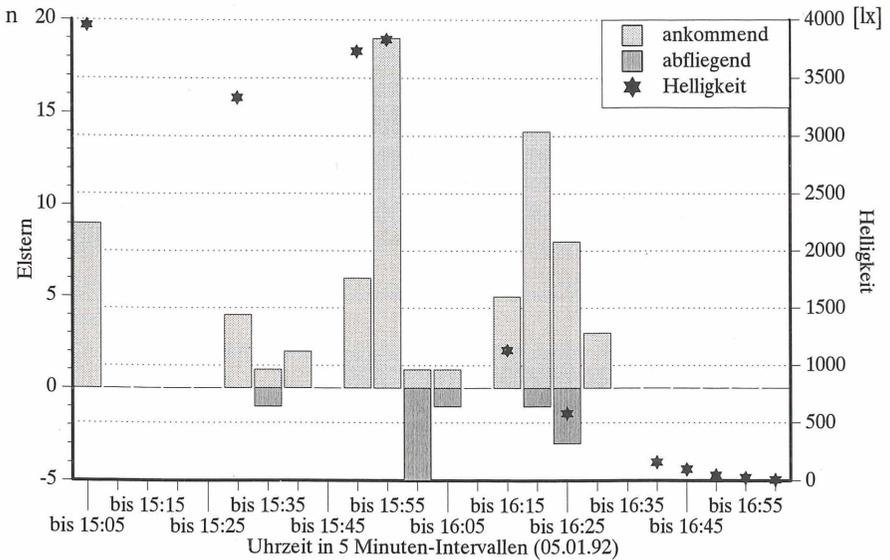


Abb. 78. Ankunft der Elstern am Schlafplatz "Eselsberg" etwa 2 Stunden vor Einbruch der Dunkelheit.

Fig. 78. Arrival of the magpies at roosting place "Eselsberg" about 2 hours before onset of darkness.

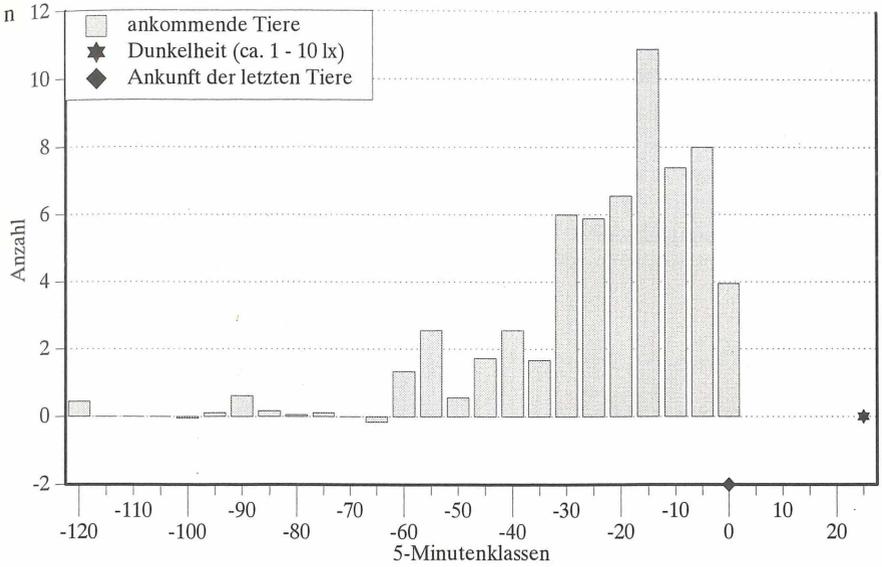


Abb. 79. Ankunft der Elstern am Schlafplatz "Eselsberg". Durchschnittswerte von 18 Zählungen in zeitlicher Beziehung zur Ankunft der letzten Tiere bzw. zur einsetzenden Dunkelheit.
 Fig. 79. Arrival of the magpies at roosting place "Eselsberg". Average of 18 countings in relation to the arrival of the last animals resp. onset of darkness.

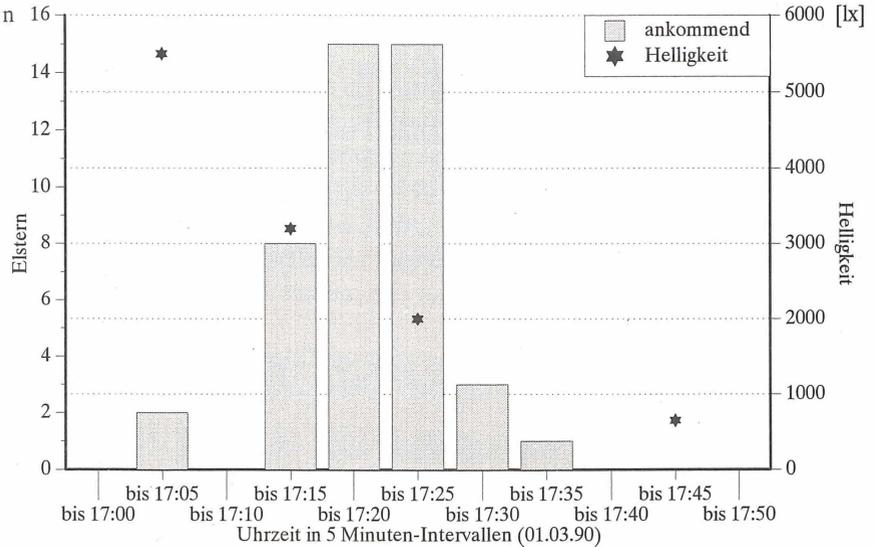


Fig. 80. Ankunft der Elstern am Schlafplatz "Eselsberg" bei starkem Schneefall.
 Fig. 80. Arrival of the magpies at roosting place "Eselsberg" during heavy snowfall.

Im November, aber auch im Dezember machte sich der Einfluß des Winters auf die Nutzungsfrequenz der Schlafplätze bemerkbar. Bei winterlicher Witterung versammelten sich mehr Elstern als bei eher frühlingshaftem Wetter. Im Januar und Februar waren die Schlafplätze fast ausnahmslos sehr gut besucht; eine dem Vorwinter vergleichbare Abhängigkeit der Gruppenstärke von Witterungsbedingungen war dann nicht mehr zu beobachten. Ab Mitte März hielten sich nach begonnenen Reviergründungen und Nestbau immer weniger Elstern an den Gruppen-Schlafplätzen auf.

Ankunft am Gruppen-Schlafplatz

Die Elstern flogen i.d.R. einzeln oder paarweise an (Abb. 77). Sie versammelten sich häufig zwei - drei Stunden vor Dunkelheit in der Nähe des Schlafplatzes zur Nahrungssuche auf umliegenden Feldern und Brachflächen (Abb. 78). Bei Einbruch der Dämmerung (bei etwa 4.000 - 1.000 lx) flogen sie gruppenweise zur Schlafhecke (s. Abb. 78). Ständig kamen Neuankömmlinge hinzu. Im Winter fanden die Schlafplatzanflüge hauptsächlich zwischen etwa 75 - 15 min vor Einbruch der Dunkelheit (bei ca. 100 lx) statt.

Von der Ankunft der letzten Tiere am Schlafplatz aus „rückwärts“ gerechnet, traf die Hälfte der Tiere etwa innerhalb der vorausgehenden 15 min, 75% etwa in der letzten halben Stunde und 95% etwa 50 - 55 min vorher ein. Bezogen auf den Einbruch der Dunkelheit entsprach dies einem Eintreffen innerhalb der letzten 40, 55 bzw. 75 min (Abb. 79). Die letzten Elstern kamen meist kurz vor Dunkelheit (bei < 100 lx) an, in Einzelfällen auch noch in der Nacht (bei 0 - 1 lx).

Bei schlechtem Wetter (Starkregen, Nebel, Schneetreiben etc.) trafen die Tiere in kürzerer Folge ein und flogen unabhängig von der Ankunftszeit ohne Voransammlung direkt in die Schlafhecke (Abb. 80).

Versammelten sich Tiere bereits längere Zeit vor dem Dunkelwerden, flogen einzelne oder Gruppen zwischenzeitlich bis über 200 m weit von der Schlafhecke weg, um Nahrung zu suchen oder Komforthandlungen nachzugehen. Dies konnte mit sich ändernden Lichtbedingungen einhergehen. Die meisten Tiere kehrten nach einiger Zeit zur Schlafhecke zurück.

Vor allem im Frühjahr fanden regelmäßig mehrminütige Verfolgungsjagden einzelner Elstern sowie Schau- und Balzflüge statt; manchmal schlossen sich immer mehr Individuen an.

In der Schlafhecke herrschte bis in die Nacht reges, auch lautstarkes Treiben und erhebliche Unruhe, zumeist ausgelöst durch Neuankömmlinge bzw. Platzwechsel mancher Tiere.

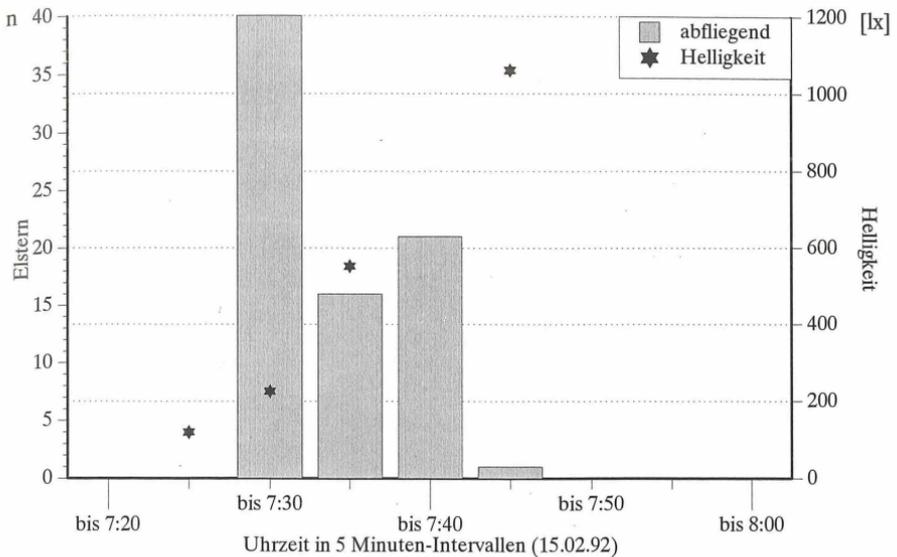


Abb. 81. Abflug der Elstern vom Schlafplatz "Eselsberg".

Fig. 81. Departure of the magpies from the roosting place "Eselsberg".

Morgendlicher Abflug

Mit Tagesanbruch (bei etwa 2 - 5 lx) wurden die Tiere unruhig. Nach ersten Komfort-handlungen (Gliederstrecken, Putzen) hüpfen die ersten auf exponierte Zweigspitzen. 15 - 30 min nach Dämmerungsbeginn (ab ca. 200 - 600 lx) flogen bis auf einzelne (vermutlich Standpaare) alle Tiere innerhalb weniger Minuten in Gruppen aus der Schlafhecke ab (Abb. 81); ein paarweiser Abflug war selten. Die fliegenden Gruppen lösten sich nach wenigen hundert Metern auf. Danach flogen sie meist paarweise zu ihrem Home Range.

Verhalten von Einzeltieren außerhalb der Gruppen-Schlafplätze

Bei Helligkeiten von 600 bis 220 lx suchten einzeln oder paarweise übernachtende Tiere die Nähe ihrer Schlafplätze; bei unter 100 lx hatten sie diese meist eingenommen (im März z.B. zwischen 18²⁰ und 18⁴⁰ Uhr). Auch Weibchen mit noch unvollständigem Gelege suchten spätestens zu dieser Zeit das Nest auf, das sie ja tagsüber verlassen hatten.

Bis zu einer Helligkeit von 5 - 1 lx waren die Tiere am Schlafplatz noch unruhig, vermutlich mit Komforthandlungen beschäftigt. Danach waren telemetrisch keine Bewegungen des Tieres mehr festzustellen. Ein Ortswechsel erfolgte nachts nur bei Störung. Größere Flüge fanden bei Dunkelheit (80 lx) nur ausnahmsweise statt. Bei ca. 25 lx wurden die Tiere aktiv (6²⁰ Uhr; 11.3.90). Auf Komforthandlungen folgten kleinräumige Standortwechsel. Die Elstern flogen vom Schlafplatz ca. 10 min später ab. Die Aufwachphase konnte bis zu einer halben Stunde dauern. Brütende Weibchen verließen meist etwa 30 min nach dem Aufwachen für kurze Zeit (bis zu 15 min) das Nest.

4 Diskussion

4.1 Fortpflanzungsbiologie

4.1.1 Paarbindung

Monogame Dauerehe ist bei Elstern der Regelfall (BIRKHEAD 1979, GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1993). Partner- und Revierwechsel werden im Unterschied zu den Ulmer Beobachtungen in der Literatur nur nach ausbleibendem Bruterfolg erwähnt (z.B. BAEYENS (1981b). BIRKHEAD et al. (1986) beobachtete zwei Fälle von Bigamie (1 ♂ mit 2 ♀), wobei unklar blieb, ob die Tiere verpaart waren oder lediglich gemeinsam Nester bauten.

Nach BIRKHEAD (1989, 1991) kommen Kopulationen außerhalb der jeweiligen Paarbindung bei Nachbarpaaren vor. Die ausgeprägte Territorialität der Elster-Männchen in der Vorlegephase soll derartige Fremdkopulationen der Weibchen verhindern (BIRKHEAD et al. 1986). Dies erklärt, warum die Revierbesitzer sich anderen Männchen gegenüber dann besonders aggressiv zeigen (vgl. Kap. 2.2).

Der Ersatz eines Partners innerhalb weniger Tage wird auch in der Literatur beschrieben (BÄHRMANN 1963, LINDALE 1967, HOLYOAK 1974). Anders als in Ulm kam dort jedoch stets ein Partner um oder er verschwand. „Scheidungen“, vergleichbar den Beobachtungen in Ulm, werden nur von BIRKHEAD et al. (1986) und BAEYENS (1981b) erwähnt.

Einige Reviere waren in Ulm mindestens 7 Jahre vom selben Paar besetzt; andere Paare wechselten ihr Territorium mehrfach (s. a. BIRKHEAD 1991, BAEYENS 1981b). Das Festhalten am Revier wird von dessen Qualität bestimmt (BAEYENS 1981b, MØLLER 1985). MØLLER (1985) unterscheidet drei Klassen: Klasse I (einjährig besetzte Territorien), Klasse II (2 - 7 Jahre) und Klasse III (8 - 11 Jahre besetzt); demnach wären z.B. in Söflingen von 5 Revieren 3 in Klasse II und 2 in Klasse III einzustufen. DECKERT (1980) fand eine Reviertreue von über 5 Jahren bei 11 und von 4 Jahren bei 2 von 18 Brutpaaren.

4.1.2 Neststandort

Zum Nestbau werden unterschiedliche Standorte gewählt (vgl. MÄCK 1997); dichte Strukturen (Nadelbäume, Dornhecken etc.) werden jedoch bevorzugt (BIRKHEAD 1991). Der Nestbau erfolgt meist in Sträuchern oder Bäumen; doch sind auch Bodenbruten (BÄHRMANN 1952, CARØE-AARESTRUP & MØLLER 1974, EPPING 1956, HOLYOAK 1967), Gebäude-Bruten (BÜRKL 1983, MÄCK 1997 - auf Schafstall im Donaumoos) und „Höhlenbruten“ (BEISENHERZ 1994 - in Jalousiekasten) bekannt. Daneben werden auch Stahlgittermasten (Stromleitungen, Eisenbahn-Leitungsmasten; BIRKHEAD 1991, KOOKER 1992, MÄCK 1997, PRINZINGER & HUND 1981, SCHÜKING 1991) und TV-Antennen (PAYN 1991) als Nistplatz genutzt.

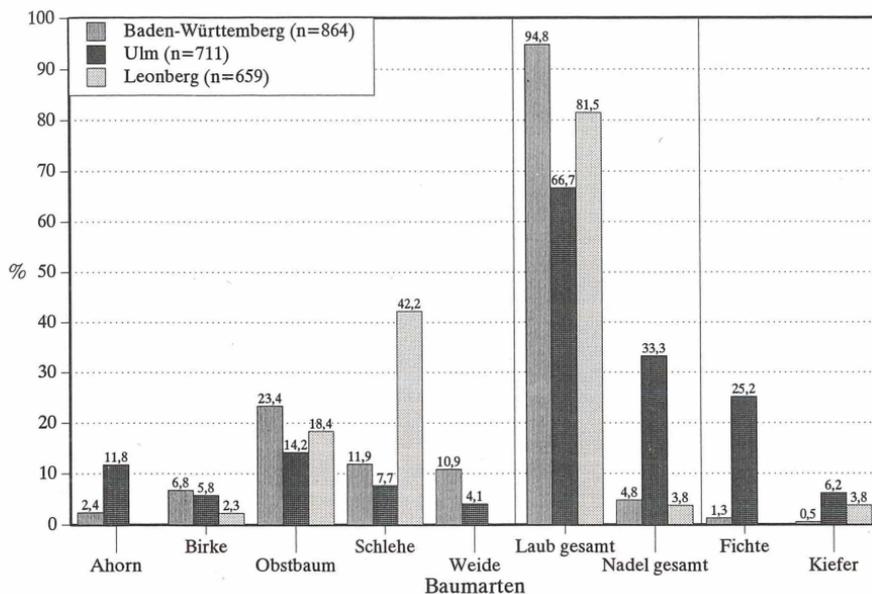


Abb. 82. Vergleich ausgewählter Neststandorte in Ulm, im Altkreis Leonberg (KROYMANN & GIROD 1980) und nach Nestkarten aus Baden-Württemberg (MÄCK 1997).

Fig. 82. Comparison of selected nesting places in Ulm, the old district Leonberg (KROYMANN & GIROD 1980) and nest cards from other regions in Baden-Württemberg (MÄCK 1997).

Die meisten Nester wurden in Ulm auf der Fichte, im Altkreis Leonberg in Schlehen (KROYMANN & GIROD 1980) und in anderen Gebieten Baden-Württembergs auf Obstbäumen (MÄCK 1997) beobachtet (Abb. 82). Zahlreiche Nester befanden sich auch auf Ahorn, Birke und Weide. Die Kiefer spielte eine untergeordnete Rolle. Der hohe

Anteil von Nadelbäumen als Nistplatz in Ulm, besonders von Fichten, fällt im Literaturvergleich auf (EMDE & LÜBCKE 1984, HYLÄ 1975, KOOIKER 1996, KULCZYCKI 1973, LEHMANN et al. 1986, LEMKE 1977, PLATH 1976, PRINZINGER & HUND 1981, ROST 1982 und WITT 1985) (Abb. 83). Lediglich in nördlichen Ländern ist der Anteil an nesttragenden Nadelbäumen höher als in Ulm (DHINDSA et al. 1989 - Kanada, von HAARTMAN 1969 - Finnland; s. Abb. 83). DHINDSA et al. (1989) sehen dort sogar eine echte Bevorzugung der Nadelbäume im Vergleich zum Angebot. Diese Spezialisierung auf Nadelbäume war in Ulm nicht gegeben; die Tiere wechselten beim Nestbau z.T. mehrfach die Gehölzart (MÄCK 1991; Tab. 25). Die Wahl der Nistbäume scheint sich nach dem Angebot zu richten. Dabei sind dichte Strukturen von größerer Bedeutung als eine bestimmte Baumart (vgl. TATNER 1982b). In Gebieten mit hohem Jagddruck werden die Nester vor allem in schwer zugänglichen Dornhecken angelegt (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1993).

Tab. 25. Nestbau markierter Elstern auf Laub- und Nadelbäumen.
 Tab. 25. Nesting of marked magpies in deciduous trees and coniferes.

Individuum	Baumtyp und Nestart; ^{EN'91} Erstnest 1991, ^{ZN'91} Ersatznest 1991 etc.
Weiß-Grün	Nadel ^{EN'91} – Laub ^{ZN'91} – Laub ^{EN'92} – Laub ^{ZN'92}
Weiß-Lila	Nadel ^{EN'91} – nach Partnerwechsel Laub ^{EN'91} – Laub ^{ZM'91} – Nadel ^{EN'92} – Nadel ^{ZN'92}
Rot-Dunkelblau	Nadel ^{EN'90-ZN'90-EN'91-ZN'91-EN'92-ZN'92}
Gelb-Dunkelblau / Gelb-Orange	Nadel ^{EN'90} – Laub ^{ZN'90} – Nadel ^{EN'91-ZN'91} – Laub ^{EN'92-ZN'92}
Orange-Hellblau	Laub ^{EN'91-ZN'91} – Nadel ^{EN'92}
Rot-Gelb	Laub ^{EN'91-ZN'91}
Grün-Weiß	Nadel ^{EN'91-ZN'91-ZN'91} – Laub ^{EN'92}
Lila-Rot	Nadel ^{EN'91} – Nadel ^{ZN'91-EN'92}

Bei Berücksichtigung der einschlägigen Kartierempfehlungen, Elsternester vor dem Laubaustrieb zu kartieren und in der Brutzeit zu kontrollieren, können Nadelbaumester aufgrund ihres versteckten Erscheinungsbildes - besonders in unfertigem Zustand - leicht übersehen werden (vgl. Abb. 28 in Kap. 3.1.2). GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER (1993) beschreiben die großen Schwierigkeiten bei der Suche nach Ersatznestern nach erfolgtem Laubaustrieb. Die lange Lebensdauer der Nester von bis zu 7 Jahren (DE WEERDT 1979 in GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1993) kann ebenfalls zu Erfassungungenauigkeiten und in folge zu Überschätzungen der Populationsgrößen führen (vgl. Kap. 4.2.3). Kontrollen des Neststatus werden durch das heimliche Verhalten der Elster am Brutplatz erschwert, das im Gegensatz zum sonst eher auffälligen Erscheinungsbild steht (FUNKE & MÄCK 1990). Daher sind zeitaufwendige, regelmäßige Kontrollgänge - vielfach über die ganze Brutzeit - nötig (vgl. EPPLE 1996). Diese Probleme

werden auch von anderen Autoren (z.B. DREIFKE 1994) angesprochen, bei der Nester-suche jedoch scheinbar nicht berücksichtigt. Es ist daher wichtig, daß, entgegen der Vorgehensweise anderer Studien (z.B. DITTRICH 1981, DREIFKE 1994 u.a.), auf keinen Fall - auch nicht bei großen Untersuchungsgebieten - vom Auto aus kartiert werden darf. Nadelbaumnester könnten dabei nur in - mehr oder weniger zufälligen - Einzel-fällen entdeckt werden.

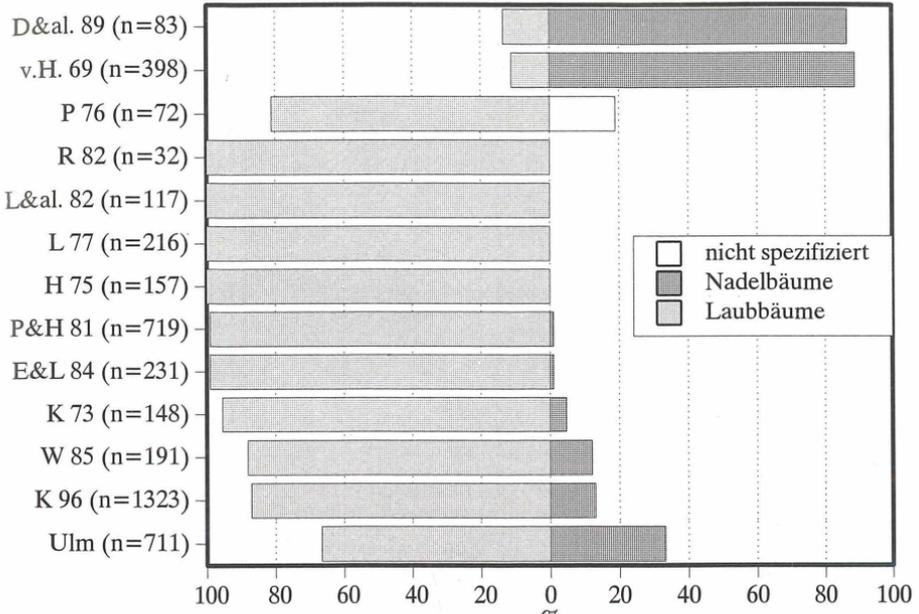


Abb. 83. Elsternester auf Laub- und Nadelbäumen. Vergleich mit Literaturangaben (Anfangsbuchstaben der Autoren s. Text).

Fig. 83. Magpie nests in deciduous trees and conifers. Comparison with statements in literature (initial letters of the authors s. text).

Die Nester befinden sich nahezu ausnahmslos im oberen Drittel des Nistgehölzes und zwar in Kronenmitte des Nestbaumes, der in aller Regel am Rande des Nestgehölzes steht (vgl. Kap. 3.1.2 und JERZAK 1988).

Die Höhen der Neststandorte variieren in Ulm und Baden-Württemberg zwischen unter 2 m und über 20 m (Abb. 84; vgl. MÄCK 1997): die meisten Nester befanden sich in Höhen zwischen 5 und 15 m (n=1.319). Dies entspricht dem weitgespannten Rahmen der Literaturangaben, der von 0,35 bis 40 m reicht (ALVAREZ & ARIAS DE REYNA 1974, BIRKHEAD 1991, DHINDSA et al. 1989, EMDE & LÜBCKE 1984, ERPINO

1968b, EVENDEN 1947, HANSEN 1950, KÖSTER 1992, KULCZYCKI 1973, LEHMANN et al. 1986, PLATH 1976, TATNER 1982b und WITT 1985).

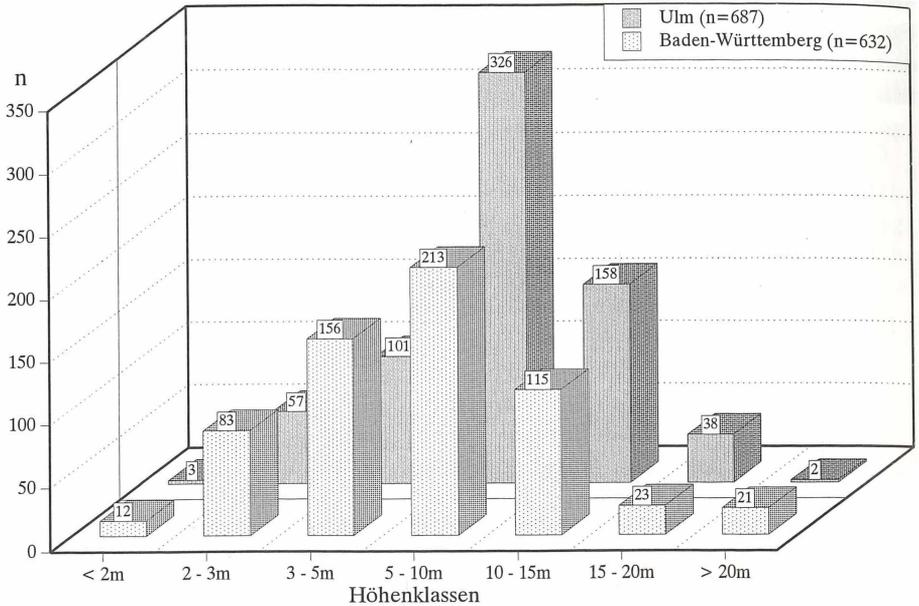


Abb. 84. Standhöhen von Elsternestern, getrennt nach Höhenklassen. Vergleich von Daten aus Baden-Württemberg und Ulm. Verändert nach MÄCK (1997).

Fig. 84. Nesting heights of magpie nests, classified by height. Comparison with data of Baden-Württemberg and Ulm. Modified according MÄCK (1997).

Die Standhöhe des Nestes richtet sich neben der Höhe der nesttragenden Bäume oder Sträucher vor allem nach dem umgebenden Biotop (vgl. GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1993). Nester in Siedlungsnähe liegen höher als in der freien Feldflur (s.a. JERZAK 1988, KULCZYCKI 1973, PLATH 1976). Die meisten Nestbauten befanden sich in der Ulmer Feldflur in Höhen von 2 bis 5 m (46,5%; n=172), in Siedlungen dagegen zwischen 5 und 15 m (78,5%; n=515); der Unterschied ist hochsignifikant (Daten von 1989 -1992: $p < 0,001$, Mehrfelder- χ^2 -Test; n=687; vgl. Abb. 25 in Kap. 3.1.2). Die Höhenunterschiede der Neststandorte in Siedlungen und in der Feldflur finden sich sogar dort, wo die Bäume außerhalb der Siedlung durchschnittlich höher sind als innerhalb (SACHTEBEBEN et al. 1992). Eine gute Übersicht vom Nest über das Gelände scheint also wichtiger zu sein als die absolute Nesthöhe (vgl. HOFFMANN & GLUTZ VON BLOTZHEIM 1962 in GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1993). Eine weitere Begründung könnte auch in der Nistplatz- oder Raumkonkurrenz mit der Aaskrähe gesehen

werden (vgl. ELLENBERG 1983): Die Aaskrähe besetzt in der Feldflur die höhergelegenen Neststandorte, scheut aber mehr als die Elster die Nähe des Menschen (vgl. MÄCK 1991, BIRKHEAD 1991, BAEYENS 1981a, DREIFKE 1994, PRINZINGER & HUND 1981, TATNER 1982b).

In Ulm brüteten die Elstern nicht in kolonieartigen Verdichtungen (vgl. Beobachtungen von DECKERT 1980, KÖSTER 1991).

4.1.3 Nestbau

Elstern sind Offenbruter, die ihr Nest i.d.R. mit einer Haube versehen. Die Haube reduziert nach Experimenten von BAEYENS (1981a) die Prädationsrate und verbessert den Bruterfolg. In Ulm waren Bruten in haubenlosen Nestern vergleichsweise selten (3 von 594 Nestern, entspr. 0,5%); wenigstens aus einem dieser Nester flogen Junge aus.

Der Anteil haubenloser Nester variiert in verschiedenen Untersuchungen zwischen 0 und 32%; er beträgt im Mittel 8,4% (BAEYENS 1981a, BIRKHEAD 1991, BOAG & HOCHACHKA pers. Mitt. in BIRKHEAD 1991, BUITRON 1988, EDEN 1985, ERPINO 1968b, HENRIKSEN 1989, JERZAK pers. Mitt. in BIRKHEAD 1991, SACHTELEBEN et al. 1992, TATNER 1982). Insgesamt scheinen haubenlose Nester aber eher selten vorzukommen, da sie bei den meisten Nestkartierungen gar nicht erwähnt werden (vgl. Tab. 29 in Kap. 4.2.2). Nach BIRKHEAD (1991) kommt das Brüten in haubenlosen Nestern mit bis zu 35% (n=26) besonders häufig bei „unerfahrenen“, einjährigen Elstern vor; bei älteren, „nestbauerfahreneren“ Tiere ist der Anteil auf 10% reduziert (n=137).

Dauer und Art des Nestbaus in Ulm entsprechen den Literaturangaben. Die zum Nestbau benötigte Zeit ist wie bei anderen Corviden sehr variabel (BÄHRMANN 1968, COOMBS 1978, DEKERT 1968, ERPINO 1968b). Die Beteiligung der Geschlechter am Nestbau, die Abfolge des Nestbaus und die Bautechnik zeigten keine Abweichungen im Vergleich mit anderen Untersuchungen. Neben den auch in Ulm verwendeten „normalen“ Nestmaterialien werden in der Literatur auch Draht und Papiermaché (PLATH 1988, BIRKHEAD 1991) sowie Pferdehaar und Schafwolle (KULCZYCKI 1973) erwähnt.

Die Maße eines in Ulm geborgenen Nestes werden von einer Literaturbeschreibung übertroffen (MÖLLER pers. comm. in Birkhead 1991: Gewicht 4,6 kg, 598 Zweige, 44 x 38 x 70 cm). Die Maße der Nestnapfe von 45 Nestern aus Polen entsprechen den Ulmer Werten (KULCZYCKI 1973).

Den Bau von „Stockwerksnestern“ (s. Kap. 3.1.3) erwähnt auch BIRKHEAD (1991).

Zum Nestbaubeginn existieren nur wenig Angaben. In der Literatur werden lediglich die bei manchen Paaren häufigen Nestanfange erwähnt und damit der früher häufig verwendete Terminus „Spielnest“ erklärt (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1993). Die Schwierigkeiten bei der Bestimmung des exakten Nestbaubeginns sind in Kap. 3.1.3 beschrieben. Von über 730 Nestkarten der „Dokumentationsstelle Avifauna Baden-

Württemberg“ konnten nur 7 zur Bestimmung des Baubeginns herangezogen werden (MÄCK 1997). Der Nestbau begann in Ulm, wie auch in anderen Gebieten von Baden-Württemberg, frühestens Mitte Januar. Er erreichte seinen Höhepunkt in der zweiten Märzhälfte (Median 23.3.; n=29) und klang bei Erstnestern Mitte Mai, bei Ersatznestern Anfang Juni aus.

Der Anteil an Ersatznestern in Ulm war mit einem Durchschnittswert von 81% (n=95) wesentlich größer als andernorts (Daten von 1990-1992): nach BÄHRMANN (1968), ERPINO (1968) und REESE & KADLEC (1985) seien Mehrfachbruten selten. TATNER (1982a) nennt 54% Ersatznester bei mißglückter Erstbrut, BIRKHEAD (1991) zwischen 17 und 72%, im Mittel 24%; er ermittelte bis zu 74% bei experimenteller Entfernung aller Gelege.

Eine Ersatzbrut im Nest des gescheiterten Erstbrutversuches, wie es BIRKHEAD (1991) in England bei immerhin 6,5% aller Ersatzbruten registrierte, kam in Ulm nicht vor. Daß ein Paar ein Ersatznest bauen kann, obwohl aus dem Erstnest (wie in Söflingen) zuvor Junge ausgeflogen waren, war bislang nicht bekannt.

Der Anteil „restaurierter“ Nester ist recht verschieden. Er betrug in Ulm 1990 - 1992 nur 6,7% (von 465 Nestern). ERPINO (1968b) beobachtete 5 und 12,5%, SACHTELEBEN et al. (1992) 13%, BIRKHEAD (1991) 24%, HENRIKSEN (1989) 23 bis 27%, TATNER (1982a) sogar 36% Nestrestaurierungen. Vereinzelt wurden in Ulm auch zwei oder mehr Jahre alte Nester restauriert. Eine Brut im vorjährigen, aber nicht restaurierten Nest kam anders als bei DREIFKE (1994) und Glutz von BLOTZHEIM & BAUER (1993) in Ulm nicht vor.

Die unterschiedlichen Anteile an restaurierten Nestern haben sicher verschiedene Ursachen. So könnte der Anteil beschädigter, aber noch restaurierbarer Nester, die Anzahl der Nistmöglichkeiten sowie die Menge an brauchbarem Nistmaterial verschieden gewesen sein. Auch dürften witterungsbedingte Einflüsse Bedeutung haben. Der nahende Beginn der Eiablageperiode könnte auch für die Wahl eines schnell restaurierbaren Nestes entscheidend sein.

4.1.4 Brutphase

Die Elster reagiert auf Störungen im Nestbereich äußerst empfindlich (vgl. BIRKHEAD 1991, HUSBY & SLAGSVOLD 1992 u.a.). Daher müssen zur Datenerhebung notwendige Begehungen, ebenso wie die Verweildauer am Nest auf ein Mindestmaß reduziert werden (s. Kap. 2.8). Das rasche Kennenlernen und Wiedererkennen des Bearbeiters durch die Tiere erschweren das Vorgehen.

Legebeginn

Nach Beobachtungen in Ulm und nach Angaben von BÄHRMANN (1968) liegt zwischen dem Beginn des Nestbaus und der Eiablage ein Zeitraum von 24 - 30 Tagen. Im Mittel wird 11 bis 17 Tage nach Scheitern der Erstbrut ein Ersatzgelege begonnen (TATNER 1982a, REESE & KADLEC 1985, BUITRON 1988, ERPINO 1968b und CLARKSON 1984). In Ulm lag dieses Intervall im Mittel bei 12 Tagen ($n=10$); die Eckwerte waren 9, 10 und 11 bzw. 20, 21 und 26 Tage.

Die Eiablageperiode begann 1990 am 29.3., 1991 am 21.3. Das Mediandatum aller Nester der Jahre 1990 bis 1992 lag am 18.4., nur für Erstnester am 12.4. Vergleichbare Termine werden für verschiedene deutsche Bundesländer, Großbritannien und die Niederlande angegeben (CONNOR 1984 u. KAVANAGH 1986: 8.4., TATNER 1982a: 8.-13.4., KÖSTER 1992: 10.-30.4., SEEL 1983: 12.4., BAUYENS & KONING 1982 u. BIRKHEAD 1991: 15.4., HUND & PRINZINGER 1981: 16.4., MÄCK 1997: 17.4.). In Schweden und Finnland beginnt die Eiablage deutlich später (HÖGSTEDT 1981b: 22.4., VON HAARTMAN 1969: 2.-8.5.). Das gleiche ist nach Beobachtungen von ALVAREZ & ARIAS DE REYNA (1974), ARIAS DE REYNA et al. (1984) und REDONDO & CARRANZA (1989) in Südspanien (20.4.) und von VALVERDE (1956) in Zentralspanien (20.5.) der Fall. Eventuell ist die Ernährungssituation dort witterungsbedingt ungünstiger als in Mittel- und Westeuropa, was u.U. eine Verzögerung der Eireife nach sich zieht. Außerdem kann nicht ausgeschlossen werden, daß in der Literatur nicht immer zwischen Erst- und Ersatzgelegen unterschieden wurde. Ausgehend von einem Mediandatum für den Legebeginn in Ersatzgelegen am 9.5., läge der 20.5. in Zentralspanien noch innerhalb des von BIRKHEAD (1991) angegebenen Schwankungsbereiches (beim Vergleich mehrerer Jahre) von 12 Tagen.

Normalerweise legen die Elstern täglich, meist frühmorgendlich, ein Ei (vgl. BIRKHEAD 1982, GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1993, HOLYOAK 1967). Danach verlassen die Weibchen das Gelege wieder. Erst mit Erreichen des Vollgeleges setzt die Bebrütung ein. Ein Bebrütungsbeginn vom 2. oder 4. Ei an (ANONYMUS in MÄCK 1997 bzw. KÖSTER 1992) ist als Ausnahme anzusehen.

Eine stark verzögerte Eiablage wurde 1976 bei Hohenstadt/Göppingen bemerkt: am 19.4. 3 Eier (Nest war noch ohne Haube), bis zum 25.4. weitere 3 Eier; das Vollgelege umfasste dann am 1.5. 7 Eier (ANONYMUS in MÄCK 1997). Ein ähnlich verzögertes Gelegeintervall (von 2 - 3 Tagen) wird auch von HOLYOAK (1967) beschrieben.

Gelegegröße

Die Eizahl pro Gelege variierte in Baden-Württemberg (einschließlich der Ulmer Untersuchung) zwischen 2 und 14; etwa je ein Drittel der Vollgelege hatten 6 bzw. 7 Eier (MÄCK 1997). Die bisher beschriebenen Extremwerte waren 3 bzw. 10 Eier (BIRKHEAD 1991, GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1993).

Tab. 26. Größe der Vollgelege aus verschiedenen Gebieten Europas (ergänzt nach MÄCK 1997).
 Tab. 26. Size of complete clutches in different regions of Europe (compl. acc. to MÄCK 1997).

Gebiet	mittlere Gelegegröße	Standardabweichung	Anzahl Gelege	Autor
Ulm	6,5	1,07	101	
Siedlung	6,3	1,09	55	vorliegende Studie
Feld	6,7	0,91	46	
Baden-Württemberg	6,6	1,25	291	MÄCK 1997
Württemberg	6,5	1,41	45	HUND & PRINZINGER 1981
Korbach, Hessen	5,6	-	163	KÖSTER 1992
Schottland	6,7	1,20	15	LOVE & SUMMERS 1973
Trondheim, Norwegen	6,6	1,31	118	T.SLAGSVOLD zit. in BIRKHEAD 1991
Dänemark	6,5	1,27	104	A.P.MØLLER zit. in BIRKHEAD 1991
Cordoba, Spanien	6,2	0,97	111	ARIAS DE REYNA et al. 1984
Revinge, Schweden	6,2	0,18	33	HÖGSTEDT 1981b
Caceres, Spanien	6,2	1,40	34	REDONDO & CARRANZA 1989
Coto Doñana, Spanien	6,1	0,90	108	ALVAREZ & ARIAS DE REYNA 1974
Polen	6,0	1,11	22	JERZAK 1987
Sheffield, England	6,0	1,13	367	BIRKHEAD 1991
Sheffield, England				EDEN 1985a
Siedlung	5,8	1,32	?	
Feld	6,2	1,09	?	
Südostengland	5,9	1,34	37	CONNOR 1965
Anglesey, England	5,8	1,06	267	SEEL 1983
Dublin, Irland	5,7	0,96	71	KAVANAGH 1986
Haren, Niederlande	5,7	-	35	BAEYENS 1981a
England				BIRKHEAD & GOODBURN 1989
„kurz lebende Tiere“	4,9	1,49	31	
„lang lebende Tiere“	5,7	1,21	31	
Manchester, England	5,6	1,44	86	TATNER 1982

Die mittlere Gelegegröße lag in Ulm etwas höher als in den meisten anderen Gebieten Europas (Tab. 26). Die Frage, ob diese - geringfügig - größeren Gelege in Baden-Württemberg eine „Reaktion“ auf verstärkten Jagddruck bzw. den geringen Brut-erfolg sind, kann derzeit nicht beantwortet werden. Nach BIRKHEAD (1991) können die Gelegegrößen sogar innerhalb desselben Untersuchungsgebietes im Laufe der Jahre stark schwanken.

Die Abnahme der Gelegegröße von Erst- zu Ersatzgelegen, wie aus manchen Untersuchungen bekannt (z.B. HUND & PRINZINGER 1981, KÖSTER 1992), war in Ulm nicht signifikant (Erstgelege: \bar{x} = 6,7 Eier, n = 54; Ersatzgelege \bar{x} = 6,5 Eier, n = 18). BIRKHEAD

(1991) fand in England ebenfalls keinen signifikanten Unterschied zwischen Erst- und erstem Nachgelege, jedoch zwischen Erst- und zweitem Nachgelege.

Die mittlere Gelegegröße von Feldelstern ist - geringfügig - größer als die von Siedlungselstern; die Differenz ist nicht signifikant (vgl. Tab. 26). Nach ELLENBERG (1989) ist die Verkleinerung der Gelege ein Effekt der Verstädterung.

Ein Weibchen legte in Ulm in einer Brutperiode 21 Eier. Eine derart hohe Anzahl wurde bislang nur in einem Experiment erreicht (KREYMBORG, zit. LAVEN 1940 in GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1993).

Die Größe (ebenso die Form und das Gewicht) der Ulmer Elsterneier entspricht den Literaturangaben für Mitteleuropa (MAKATSCH 1974-76: $\bar{x} = 33,60 \times 23,84$ mm ($n = 169$) mit Maximalwerten von $39,2 \times 23,9$ mm bzw. $31,9 \times 26,0$ mm und Minimalwerten von $26,2 \times 21,9$ mm bzw. $26,7 \times 21,6$ mm). Eigrößen aus anderen Gebietsteilen von Baden-Württemberg differieren unwesentlich (MÄCK 1997). Als Ausnahmeerscheinungen sind Eier mit zwei Dottern anzusehen: 40×25 mm Größe (PRINZINGER in MÄCK 1997) bzw. 43×27 mm Größe (HUND & PRINZINGER 1981).

Brutdauer

Die Brutdauer betrug in 9 Nestern in Ulm 17 - 19 Tage (3mal 17, 5mal 18 und 1mal 19 Tage). Ein offenbar „taubes“ Gelege wurde 30 Tage lang bebrütet. GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER (1993) geben 17 bis 22 Tage an. TATNER (1982a) ermittelte durchschnittlich 24 Tage ($\pm 1,5$; $n = 52$), allerdings von der Ablage des ersten Eies an gerechnet.

Der genaue Verlauf der Bebrütung, die Länge von Brutphasen und von Brutpausen sind in der Literatur nicht beschrieben. BIRKHEAD (1991) nennt lediglich einen Zeitanteil von 90 - 95%, den die Weibchen dem Gelege vom Beginn der Bebrütung bis zum Schlupf der Jungen widmen. BUITRON (1988) berichtet, daß die Weibchen alle 1,6 Stunden vom Männchen gefüttert werden. Dies deckt sich mit den Ulmer Beobachtungen von 9 Fütterungen am Tag innerhalb 15 h (= 1,67 h; erste Fütterung gegen 9, letzte gegen 21 Uhr).

Bebrütungstemperatur

Die Bruttemperatur entspricht ungefähr der mittleren Körpertemperatur des brütenden Vogels (BEZZEL & PRINZINGER 1990); letztere liegt bei der Elster nach Prinzing (1976) im Mittel zwischen 39 °C und 42 °C.

Im Freiland sind Temperaturen in Elsterngelegen bisher noch nicht gemessen worden. Die in Ulm gemessenen Eitemperaturen lagen meist etwas unter den o.g. Werten. Hierbei ist zu beachten, daß die Temperaturübertragung zwischen Brutvogel

und Thermistorsender meist vermutlich nicht verlustfrei war. Der direkte Kontakt zum Brutfleck war meist nicht gegeben: Um das Eirollen der „echten“ Eier nicht zu behindern, war zum einen das „Thermoei“ meist am Rand des Geleges plaziert worden. Zum anderen hatten die Tiere die Wachshülle des Kunsteies i.d.R. bereits nach Ablauf eines Tages entfernt.

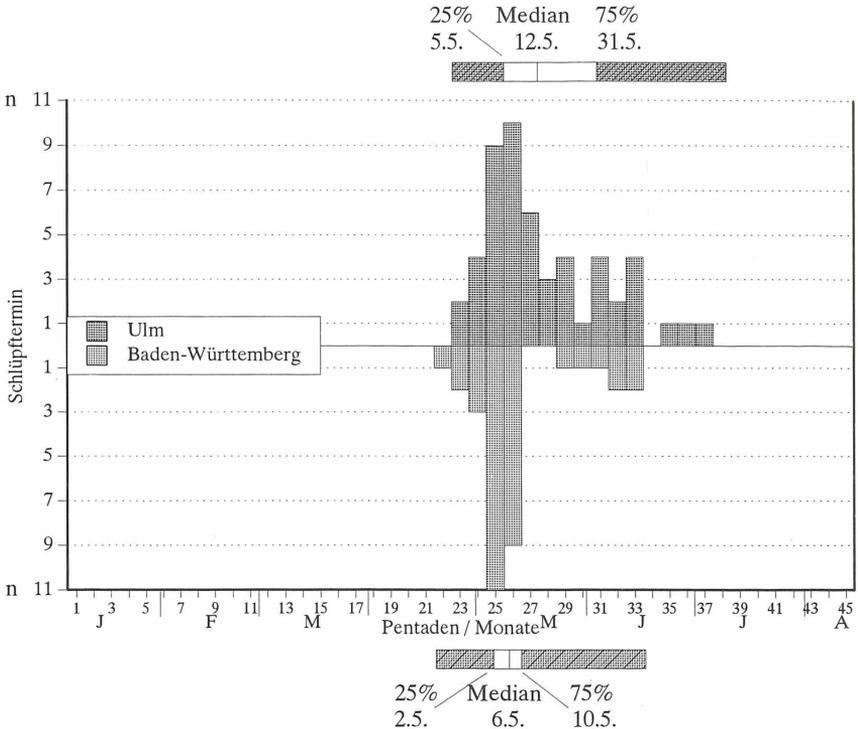


Abb. 85. Schlüpftermine in Baden-Württemberg und bei Ulm aus verschiedenen Jahren zwischen 1974 und 1992 (nach MÄCK 1997).

Fig. 85. Hatching dates in Baden-Württemberg and the region of Ulm in different years between 1974 and 1992 (according to MÄCK 1997).

Schlüpftermin

Der früheste Schlüpftermin in Baden-Württemberg war der 16.4. (Abb. 85; MÄCK 1997). Ab Anfang Mai schlüpften zunehmend mehr Tiere; die meisten zwischen Anfang und Mitte Mai (Median-Datum 6.5., n=33; s. Abb. 85). Mit einigen Spät-daten Mitte Juni klang die Schlüpfperiode aus (MÄCK 1997).

Der Median aller Schlüpftermine der vorliegenden Studie (12.5.) lag signifikant später als derjenige der Nestkarten aus dem übrigen Baden-Württemberg entnommene ($p < 0,025$, einfacher Median-Test; $n = 85$; s. Abb. 85). Das Mediandatum der Schlüpftermine in Ulmer Erstnestern wies keine signifikante Differenz zu den Daten aus anderen Gebieten Baden-Württembergs auf. Der Median der Schlüpftermine lag in den Ulmer Ersatznestern ($n = 18$) hochsignifikant später als in den Erstnestern ($n = 34$) ($p < 0,001$, einfacher Median-Test; $n = 52$). Daraus läßt sich folgern, daß die Nestkarten der „Dokumentationsstelle Avifauna Baden-Württemberg“ hauptsächlich Daten von Erstnestern beinhalten (vgl. MÄCK 1997). Dies dürfte damit zusammenhängen, daß Ersatznester wegen der zum Zeitpunkt ihres Baus fortgeschrittenen Belaubung der Nestgehölze schwierig zu finden sind (BIRKHEAD 1991, GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1993).

Schlüpfgewicht

Die in Ulm gemessenen Schlüpfgewichte (6,9 bzw. 7,4 g) stimmen mit Angaben von BIRKHEAD (1991) und SEEL (1983) von etwa 7 g gut überein. Da die Jungtiere rasch wachsen, kann dieses Gewicht nur am Schlüpftag ermittelt werden.

In Ulm wogen 2 Wochen alte Nestlinge im Durchschnitt 154 g ($n = 36$), knapp eine Woche vor dem Ausfliegen 170,8 g ($n = 25$); diese fast flüggen Elstern hatten demnach bereits 81% des mittleren Adultgewichtes von 211 g erreicht ($n = 14$; Weibchen 196 g, $n = 8$; Männchen 220,8 g, $n = 6$). Diese Gewichte entsprechen den Literaturdaten: 2 Wochen alte Nestlinge wiegen 142 - 166 g, beim Ausfliegen (im Alter von 18 bis 25 Tagen) 172 - 208 g (BAEYENS 1979, BIRKHEAD 1991, HÖGSTEDT 1980, HÖGSTEDT 1981b, HUSBY 1986, HUSBY 1991, LOVE & SUMMERS 1973, SEEL 1983, TATNER 1984, TODD 1968, WALTERS 1988). Beim Ausfliegen haben Jungelstern nach (BIRKHEAD 1991) zwischen 75 und 100% des Adultgewichtes erreicht.

Die Adultgewichte der Ulmer Tiere (s.o.) entsprechen den in Ostdeutschland von ECK & PIECHOCKI (1988) bzw. BÄHRMANN (1968) ermittelten Werten: adulte Männchen im Mittel 221,6 g (192 - 260 g; $n = 73$) bzw. 222,1 g (185 - 247 g; $n = 133$), Weibchen 185,4 g (142 - 212 g; $n = 56$) bzw. 191,5 g (161 - 233 g; $n = 91$). Elstern aus Irland sind etwas schwerer (Männchen 240 g, Weibchen 203,5 g ($n = 95$ bzw. $n = 107$; KAVANAGH 1988).

Nestlingszeit

Die Dauer der Nestlingszeit und die Vergleichbarkeit entsprechender Angaben hängen von der Definition des Ausfliegetages ab. HUSBY & SLAGSVOLD (1992) definieren diesen Zeitpunkt als den ersten Tag, an dem sich die Jungen weitab vom Nest auf-

halten. Andere Autoren machen hierzu keine Angaben. Die o.g. Definition von HUSBY & SLAGSVOLD (1992) wurde hier in Zusammenhang mit den Ergebnissen der telemetrischen Studien enger gefasst und der Tag mit der ersten Übernachtung außerhalb des Nestes als Ausfliegetag definiert; die Jungen kehrten von Ausflügen nämlich erst von diesem Tage an nicht mehr ins Nest zurück (s. Kap. 3.1.8; vgl. FUNKE & MÄCK 1991).

Die durchschnittliche Entwicklungszeit der Nestlinge beträgt 22 - 30 Tage (BÄHRMANN 1968, BIRKHEAD 1991, BROWN 1924). Sie kann aber auch über 36 Tage dauern ($n=69$; HUSBY & SLAGSVOLD 1992). In Ulm variierte die Nestlingszeit in 13 Nestern von 27 bis 36 Tagen. Die körperliche Entwicklung der Jungen entsprach den Literaturangaben. Nahrungsknappheit verzögerte die Entwicklung der Nestlinge in einigen Nestern im Jahr 1991 um mindestens eine Woche.

Die Länge der Nestlingszeit hing neben der Nahrungsversorgung bzw. der Körperentwicklung der Jungen sogar von der Struktur der Nestumgebung und des Neststandortes ab. Einzelbeobachtungen zeigten, daß Junge aus Nestern in Einzelbäumen früher ausflogen als beispielsweise aus Nestern in Hecken, wo sie auch nach größeren Ausflügen im Geäst immer wieder ins Nest zurückkehren konnten. Es gab Hinweise, daß vergleichsweise früh ausgeflogene Tiere in den ersten Tagen nach dem Ausfliegen eine geringere Überlebenschance als ältere haben.

Jahresbruten

Ein drittes Ersatzgelege (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1993) wurde in Ulm nicht beobachtet. Die Anzahl an Ersatznestern entspricht den Literaturangaben. Eine Zweitbrut wurde bei Elstern bislang nicht registriert.

4.1.5 Bruterfolg, Mortalität der Jungen und Produktivität der Population

Um den Vergleich mit verschiedenen Literaturangaben zu erleichtern, werden die Ergebnisse zum Bruterfolg (Schlüpftrate, Nesterfolg, Brutgröße, Ausfliegeerfolg etc.; s. Kap. 3.1.11) in Tab. 27 wie folgt angegeben: **Bruterfolg** = Nachwuchsrate = flügge Junge / alle kontrollierten Brutpaare, **Brutgröße** = flügge Junge / erfolgreiches Brutpaar, **Paar-Bruterfolg** = Anteil erfolgreicher Brutpaare / alle kontrollierten Brutpaare (vgl. SCHÖN 1994) angegeben (Tab. 27). Ein Brutpaar war dann „erfolgreich“, wenn aus dessen Nest(ern) mindestens ein Junges ausgeflogen war. Bei der vorliegenden Untersuchung wurden - im Gegensatz zu manchen anderen Arbeiten (s.u.) - grundsätzlich nur solche Junge als „Flügge“ gewertet, die nachweislich tatsächlich ausgeflogen waren. Der hierfür nötige, sehr hohe Kontroll- und Erfassungsaufwand erschien

aufgrund der Exaktheit der zu ermittelnden Daten gerechtfertigt (s. auch SACHTELEBEN et al. 1992).

BIRKHEAD (1991) weist ausdrücklich auf die schwierige Vergleichbarkeit der Daten-
gruppen zum Bruterfolg bei der Elster hin und zeigt, daß häufig Ungenauigkeiten in
die Berechnung eingehen: Viele Autoren behandeln und bezeichnen „Junge im Nest
bei der letzten Kontrolle“ als Flüge. Da junge Elstern in ihrer letzten Nestlings-
woche dazu tendieren, bei Störungen das Nest in einer Schreckreaktion zu verlassen,
wurden bei vielen Untersuchungen die „Endkontrollen“ bei ca. 2, z.T. 3 Wochen
alten Jungen angesetzt (z.B. BIRKHEAD 1991, LOVE & SUMMERS 1973, HÖGSTEDT 1981b,
KÖSTER 1992). Andere Arbeiten beschreiben ihre Bewertungsgrundsätze nicht näher.
Um eine Vergleichbarkeit auch mit derartigen Literaturangaben wenigstens näherungs-
weise zu ermöglichen, wurden die exakten Ulmer Ergebnisse dadurch angepaßt (= „Ulm
modifiziert“ in Tab. 27), daß alle wenigstens 2 Wochen alten Nestlinge als „Flü-
ge“ terminiert und somit in die Berechnung des Bruterfolges aufgenommen wurden.
Der in Ulm ermittelte Bruterfolg liegt im unteren Bereich der Literaturwerte von 0,8
- 2,5 Flüge/Brutpaar (s. Tab. 27). Der Unterschied im Bruterfolg von Siedlungs- und
Feldelstern war in Ulm schwach signifikant auf dem 10%-Niveau (s. Tab. 27 und Kap.
3.1.11). In der insgesamt höheren Verlustrate von Elsterpaaren in Siedlungen sieht
ELLENBERG (1989) einen Effekt der Verstädterung. Daraus läßt sich ableiten, daß Feldha-
bitate die besseren Lebensbedingungen bieten. Die Verstädterung scheint daher v.a.
aufgrund der ständigen Verschlechterung der Habitatbedingungen in der Feldflur
zuzunehmen.

Auch die in Ulm ermittelte Brutgröße entspricht den Literaturdaten, die von 1,9 bis
4,4 Flüggen / erfolgreiches Brutpaar reichen. Der Paar-Bruterfolg von Ulm liegt im
Mittel der im Literaturvergleich ermittelten Spanne von 21,7 - 73,5% (BAEYENS 1981a:
21,7 - 52%; \bar{x} = 38,4% s. Tab. 27).

Die in Ulm ermittelten Daten zum Bruterfolg in Erst- und Ersatznestern (s. Tab. 27)
stehen in Widerspruch zur Literatur (z.B. BIRKHEAD 1991 - Sheffield, TATNER 1982a -
Manchester), wonach Ersatznester weniger erfolgreich als Erstnester sein sollen:

- a) in Sheffield waren 57,7% der Erstnester, aber nur 48% der Ersatznester, in Man-
chester 43% der Erstnester und 38% der Ersatznester (n = 117) erfolgreich,
- in Ulm waren es 17,9% der Erst- und 24,6% der Ersatznester (n = 164), bzw. bezo-
gen auf Brutpaare 17,9% in Erst- und 27,9% in Ersatznestern.
- b) in Sheffield wurden pro begonnenem Erstnest 1,8 und pro Ersatznest 1,4 Junge
flüge; - in Ulm waren es pro begonnenem Erstnest 0,5 und pro Ersatznest 0,6
Junge (n = 95 bzw. n = 69).

Der Produktionserfolg, angegeben als insgesamt ausgeflogene Junge, wuchs in Man-
chester durch Ersatzbruten um 25% (TATNER 1982a), in Ulm dagegen sogar um 83%
(48 Flüge in Erst- und 40 in Ersatznestern).

Tab. 27. Bruterfolg im Literaturvergleich (Mittelwerte; Erläuterungen zu den verwendeten Termini s. Text).

Tab. 27. Breeding success compared to literature data (average data; terms as explained in text).

Autor/Ort der Untersuchung	Bruterfolg	Brutgröße	Paar-Bruterfolg
Ulm, vorliegende Studie Gesamt:	0,93 (n=95)	2,59 (n=34)	35,8% (n=95)
im Erstnest:	0,51 (n=95)	2,82 (n=17)	17,9% (n=95)
im Ersatznest:	0,66 (n=61)	2,35 (n=17)	27,9% (n=61)
Siedlungselstern:	0,75 (n=57)	2,15 (n=20)	35,1% (n=57)
Feldelstern:	1,18 (n=38)	3,21 (n=14)	36,8% (n=38)
Ulm modifiziert (s. Text)	1,38 (n=98)	3,14 (n=43)	43,9% (n=173)
ARIAS DE REYNA et al. 1984, Spanien	1,45	3,75	38,7% (n=137)
BAEYENS 1981a, Niederlande	0,98		38,4% (n=103)
BALANCA 1984, Frankreich	1,1	2,9	35,3% (n=40)
BIRKHEAD 1991, England	1,81	3,18	57,4% (n=409)
			im Erstnest: 50%
BIRKHEAD & GOODBURN 1989, England			27% (n=77)
BROWN 1957, USA		3,5	73,5% (n=699)
BUITRON 1988, USA	2,5	4,4	60,7% (n=56)
DECKERT 1980, bei Berlin			
„Motzener See“		2 - 6	63,1% (n=90)
„Tierpark Berlin“			39%
EDEN 1985a, England	1,97	3,0	65,7% (n=35)
GAST 1984	1,91	2,11	(n=32)
HOCHACHKA & BOAG 1987, Kanada		2,9 - 3,8	64,3% (n=70)
HÖGSTEDT 1980, Schweden	1,68	4,0	(n=16)
HÖGSTEDT 1981a, Schweden	1,2		(n=12)
	1,6		(n=44)
HÖGSTEDT 1981b, Schweden	1,3	3,0	43,7% (n=32)
JERZAK 1989, Polen	1,0 - 1,2		
LOVE & SUMMERS 1973, England	2,1	4,2	68,2 (n=22)
KAVANAGH 1986, Irland	1,48	2,71	55,0% (n=93)
KÖSTER 1992		3,6	44,7% (n=199)
REESE & KADLEC 1985, USA	2,2	4,0	56,5% (n=184)
SACHTELEBEN et al. 1992, Gesamt:	1,15	2,28	(n=155)
Bayreuth Feldflur:	0,86	2,18	(n=57)
Stadtstrand:	1,39	2,42	(n=58)
Stadt:	1,14	2,16	(n=41)
TATNER 1982a, England	1,22	2,79	53% (n=117)
VINES 1981, England	0,81	1,91	42,4% (n=33)

Die Ursachen für den schlechteren Bruterfolg in Erstnestern in Ulm könnten im relativ hohen Brutverlust durch Räuber (s.o.) und durch von Menschen verursachte Nestaufgaben liegen. Die Beutegreifer haben im fortgeschrittenen Jahreslauf ihre eigene

Jungenaufzucht bereits abgeschlossen, so daß Spätbruten der Elster - dies sind i.d.R. Ersatzbruten - erfolgreicher als Erstbruten sein könnten. Auch dürften Störungen durch Menschen, welche eine Brutaufgabe erzwingen, zu Beginn der Brutsaison häufiger stattfinden, da die späteren Nester wegen der Belaubung der Nistgehölze weit weniger auffallen, was diese gleichzeitig auch vor Prädatoren besser schützt.

Legt man die oben beschriebene Anpassung der exakten Ulmer Ergebnisse an gewisse Ungenauigkeiten anderer Autoren zugrunde, so zeigt sich - auch in der bessere Übereinstimmung - die gute Eignung des Untersuchungsgebietes als Elster-Lebensraum: die modifizierten Ulmer Daten liegen deutlich höher und z.T. sogar im oberen Bereich der Literaturangaben.

Aus den brutbiologischen Parametern läßt sich schließen, daß in Elsternpopulationen meist eine relativ große Anzahl an Jungen aus den Nestern vergleichsweise weniger Paaren ausfliegen. Nach BIRKHEAD (1991) produzieren i.d.R. nur etwa 50% der geschlechtsreif werdenden Tiere Nachkommen; dabei sind immer einzelne Paare besonders erfolgreich. So hatte auch Söflingen z.B. von 1990 - 1992 nur eines von 6 regelmäßig anwesenden Brutpaaren - zweimal - flügge Junge.

Die Untersuchungen in Ulm lassen vergleichende Aussagen über eine Altersabhängigkeit des Bruterfolgs nicht zu. Langjährige Beobachtungen von BIRKHEAD (1991) in England zeigen, daß die Reproduktion einer Elster-Population von einigen wenigen Brutpaaren getragen wird. Dies kann für die meisten Teiluntersuchungsgebiete in Ulm bestätigt werden (s.o.). Jüngere Paare haben nach BIRKHEAD (1991) meist einen geringen Bruterfolg. Seinen Beobachtungen nach brüten aufgrund der längeren Nestbauzeit viele Jungelstern in haubenlosen Nestern; diese sind in der Folge einer wesentlich höheren Prädationsrate ausgesetzt (BAEYENS 1981, RÖELL & BOSSEMA 1982). Der Bruterfolg scheint darüberhinaus wie o.g. nicht nur von der Erfahrung der Brutvögel abhängig zu sein, sondern auch von der Qualität der Territorien (BIRKHEAD 1991).

Ursachen für Brutmißerfolge

Der Mißerfolg eines Brutversuches kann verschiedene Ursachen haben und in unterschiedlichen Stadien der Brutzeit eintreten: Fast die Hälfte aller Nester ohne Bruterfolg wurden in Ulm bereits vor Legebeginn aufgegeben (46,4%; n = 194). In Nestern mit Gelege wurden 30,4% Gelege- und 23,2% Jungenverlust ermittelt. Bezogen auf Nester mit begonnenem Gelege kamen Gelege- und Jungenverlust etwa gleich häufig vor (56,7 bzw. 43,3%; n = 104). Nur aus 14,5% aller Nester (n = 227) flogen Junge aus. In Sheffield/England scheiterten nach Beginn der Eiablage 87,7% der nicht erfolgreichen Nester noch während der Gelegezeit, 12,3% während der Aufzuchtphase der Jungen (BIRKHEAD 1991; n = 236).

In Ulm waren Nahrungsknappheit und Krankheit in 30% sowie Nesträuber in 37% aller Fälle eines Brutmißerfolges als Ursache nachzuweisen ($n=54$). In Spanien waren Nestraub zu 63,6%, Parasitierung durch den Häherkuckuck (*Clamator glandarius*) zu 21,6% die Ursache eines Brutmißerfolges; weitere 15% der Nester ($n=83$) wurden verlassen, z.T. auch wegen Wetterunbilden (ARIAS DE REYNA et al. 1984). TATNER (1982a) ermittelte 54,5% Gelegeverluste durch Prädatoren in Erstnestern ($n=44$) und 50% in Ersatzgelegen ($n=12$), im Mittel 53,6% ($n=56$). BIRKHEAD (1991) beziffert den Anteil von Prädatoren am gesamten Brutmißerfolg demgegenüber auf nur 22% ($n=236$).

Die Haupttodesursachen der Nestlinge sind Krankheit und Nahrungsmangel (BIRKHEAD 1991, TATNER 1982A, EDEN 1985, KAVANAGH 1986, BAEYENS 1981c, REESE & KADLEC 1985); Nestraub wurde dort seltener beobachtet. In Manchester fielen allerdings in 32% der Nester die Jungen Prädatoren zum Opfer; in 28,6% der Nester verhungerten die Jungvögel ($n=28$) (TATNER 1982a). TATNER (1982a) nennt eine tägliche Verlustrate der Pulli im Nest von 7,5%. REDONDO & CARRANZA (1989) ermittelten eine tägliche Mortalität zwischen etwa 7% in den ersten 10 Tagen und 0,5%/Tag gegen Ende der Nestlingsentwicklung. 3 Wochen alte Nestlinge haben nach REDONDO & CARRANZA (1989) eine fast 100prozentige Ausfliegewahrscheinlichkeit.

In Ulm fielen in 37% der Nester die Jungen Nesträubern zum Opfer, in 29,6% verhungerten sie ($n=54$). In allen Nestlingsstadien verursachten Nesträuber die größten Verluste (s. Kap. 3.1.11 ff.), allein in der letzten Woche vor dem Ausfliegen 72,4% ($n=58$ gestorbene Jungen dieser Altersstufe). 24,9% aller Todesfälle im Nest waren durch Krankheit oder Unterernährung verursacht worden. Von 289 Nestlingen sind 88 (30,5%) ausgeflogen. Dies ergibt eine mittlere, tägliche Verlustrate von etwa 2%. Nesträuber konnten in Ulm in 15 von 36 Fällen aufgrund hinterlassener Spuren im Nest oder anhand des Fundortes der Kadaverreste identifiziert werden: Steinmarder 10 mal, Rabenkrähe und Mäusebussard je 2, Fuchs 1 mal. Das Erbeuten von Jungelstern durch Steinmarder oder Fuchs vermutet auch DECKERT (1980). Ein Mäusebussard als Gelege- und ein Rotmilan als Nestlingsräuber werden von BERNDT (1970) erwähnt.

Auch Eichhörnchen wurden in Nestnähe von Elstern erbittert attackiert und in bis zu 10 min dauernden Auseinandersetzungen vertrieben. Dies läßt sich nicht allein mit der vorhandenen Nistplatzkonkurrenz erklären, sondern deutet darauf hin, daß auch Eichhörnchen zu den Gelegeräubern gehören. Beobachtungen von TATNER (1982a) bestätigen dies (vgl. DEKERT 1980).

Tote Nestlinge wurden entgegen den Angaben von Glutz von BLOTZHEIM & BAUER (1993) von den Altvögeln nicht immer fortgeschafft.

Nach BIRKHEAD (1991) sind Rabenkrähen (*Corvus c. corone*) die wichtigsten Nesträuber. Hierfür gab es auch in Ulm vielfache Hinweise. DECKERT (1980) beobachtete mehrfach Nebelkrähen (*Corvus corone cornix*), BUTLIN (1959) Rabenkrähen beim Nestraub in Elsternestern. BAEYENS (1981a) beobachtete Rabenkrähen an 26 von 61 be-

obachteten Elsternestern (42,6%), die z.T. Nestmaterial, Eier oder Jungen erbeuteten. Nach GAST (1984) leiden Elstern in der Nähe von Rabenkrähennestern allgemein vermehrt unter Nestplünderereien durch die Krähen.

Elstern verhalten sich dementsprechend gegenüber der größeren Rabenkrähe zumeist äußerst aggressiv, nach BAEYENS (1981a) in 74% aller Begegnungen ($n = 104$); eine Vertreibung der Krähen gelang in 25%. Die effektivste Verteidigungsstrategie scheint jedoch in der Vermeidung einer Konfrontation zu bestehen, was auch die Nestverteilung beider Arten zeigt (vgl. auch BAEYENS 1981a, BIRKHEAD 1991, DREIFKE 1994, ELLENBERG 1988 u.a.). In Ulm wurden sogar Nestsauaufgaben der Elster unmittelbar nach einem Nestbaubeginn von Rabenkrähen noch in bis zu 100 m Entfernung beobachtet (vgl. BAEYENS 1981a: 30 m Distanz). Nach VINES (1981) brüten Elstern erfolgreicher, wenn das nächste Rabenkrähennest wenigstens 300 m entfernt ist.

Die höhere Toleranz der Elster gegenüber Menschen kommt auch in der Wahl ihrer Brutplätze - z.B. im Nahbereich von Siedlungen etc. - zum Ausdruck. Dies bietet einen gewissen Schutz vor Nestplünderereien (vgl. BAEYENS 1981a, MØLLER 1978, BIRKHEAD 1991). Ausnahmsweise kommen auch Räubereien von Elstern in Nestern der Rabenkrähen vor (TOMPA 1975).

Beobachtungen fremder Individuen an besetzten Elsternestern waren in Ulm seltene Ausnahmen. Hinweise auf intraspezifischen Gelegediebstahl und Nestraub, wie von BAEYENS (1981a) vermutet, gab es nicht. Das Auftreten intraspezifischer Aggressivitäten im Nestbereich fast nur während der Vorbrutphase (vgl. Kap. 4.1.1) bestätigt, daß intraspezifischer Nestraub bei der Elster, wie es WITTENBERG (1968) für die Rabenkrähe beschrieben hat, zumindest bei Populationsdichten wie in Ulm keine Rolle spielen dürfte (vgl. KÖSTER 1992, REESE & KADLEC 1985).

Die Auswertung der Nestkarten der „Dokumentationsstelle Avifauna Baden-Württemberg“ zeigt als weitere Ursachen für Mißerfolge von Brutversuchen die vor allem früher durchaus häufige direkte menschliche Verfolgung durch Nestzerstörung, Aushorstung und Bejagung (MÄCK 1997; vgl. in Kap. 4.1.6 Mortalitätsursachen bei MØLLER 1982b).

Mortalität der Jungen nach dem Ausfliegen

Von 37 ausgeflogenen Jungvögeln überlebten 12 bis in die Brutsaison des folgenden Kalenderjahres. Diese Überlebensrate von 32,4% liegt innerhalb der Spanne der Literaturangaben von unter 20 bis 56% (BIRKHEAD et al. 1986, EDEN 1985 zit. in BIRKHEAD 1991, HOLYOAK 1971, MØLLER 1982b, TATNER 1986).

Von den 37 Jungvögeln starben 23 innerhalb der ersten 6 Monate (62%). Die meisten Überlebenden dieses ersten halben Jahres wurden im Folgejahr noch beobachtet. Bezogen auf alle Verluste ($n = 25$) starben 9 (36%) im ersten bzw. 14 Tiere (56%) inner-

halb von zwei Monaten nach dem Ausfliegen; d.h. von den ausgeflogenen Jungvögeln ($n=37$) überlebten 24,3% die ersten vier bzw. 35,1% die ersten 8 Wochen nicht.

Auch nach EDEN (1985 zit. in BIRKHEAD 1991) soll die Sterblichkeit der Jungen in den ersten vier Wochen nach dem Ausfliegen am höchsten sein. ELLENBERG (1989) schätzt die Jungensterblichkeit in den ersten 3 Wochen nach dem Ausfliegen auf etwa 50%.

HUSBY & SLAGSVOLD (1992) geben eine Verlustrate von 40% nach dem Ausfliegen bis etwa 2 Monate an ($n=74$). Auch MØLLER (1982) registrierte die höchste Sterblichkeit der bis Einjährigen in den Sommermonaten Juni bis August (43%); im Herbst starben 21%, im Winter 15% und im darauffolgenden Frühjahr 22% ($n=87$).

Schwarmbildung verbessert nach EDEN (1987b) die Überlebenswahrscheinlichkeit der Jugendlichen hochsignifikant: 84% für Schwarmmitglieder bis in den April des Folgejahres ($n=77$) gegenüber 47% für Einzeltiere ($n=17$). In Ulm kamen Jungvogelschwärme nicht vor.

8 Jungtiere wurden in Ulm von Greifvögeln (darunter in 2 Fällen vom Mäusebusard), 3 von Steinmardern erbeutet (Beutegreifer 44%; darunter 62,5% Greifvögel); 6 erlagen Krankheit oder Unterernährung (24%); 1 Tier erkrankte; bei 7 konnte die Todesursache nicht ermittelt werden (28%; $n=25$).

In Dänemark starben 46% der ausgeflogenen Jungtiere durch Jagdausübung; 8% wurden die Beute div. Prädatoren (4 mal Hauskatze (*Felis silvestris f. catus*), 2 mal Iltis (*Mustela putorius*), je 1 mal Habicht (*Accipiter gentilis*) und Dachs (*Meles meles*)), drei Tiere verendeten durch Stromschlag bzw. an Gift; in 38 Fällen (44%) ließ sich die Todesursache nicht feststellen ($n=87$; MØLLER 1982b).

Produktivität der Population

Es gibt in der Literatur keine exakten Angaben zur Produktivität bezogen auf Brutpaare, obwohl gerade dies für die Abschätzung der Überlebensfähigkeit einer Population hohe Bedeutung besitzt (vgl. RICHNER 1991). Ein Vergleich der in Ulm ermittelten Reproduktionsrate von 15,8% potentiell Reproduktionsfähige/Bruttpaar ($n=76$; vgl. Kap. 3.1.11) mit anderen Daten ist also nicht möglich.

Eine andere Angabe zur „Reproduktionsrate“ findet sich jedoch bei BIRKHEAD (1991): Er beobachtete von 720 beringten Nestlingen 96 (13,3%) später als Brutvögel. BIRKHEAD (1991) wertete hierbei alle in der letzten Nestlingswoche beringten Tiere als ausgeflogen. Analog hierzu ergibt sich für Ulm eine „Reproduktionsrate“ von 13,6% ($n=88$), wenn alle potentiell Reproduktionsfähigen „echten“ Brutvögeln gleichgesetzt werden.

ELLENBERG (1989) schätzt die Produktivität von Elstern-Populationen ausgehend von einem mittleren Bruterfolg von 1 - 1,5 Flüggen/Bruttpaar auf „jährlich 0,2 - 1,5 überlebende Flügel/km²“. Übertragen auf das Ulmer Untersuchungsgebiet (128 BP auf 122 km²) wären dies 24 - 183 überlebende Jungelstern. Das entspräche einer Reproduk-

tionsrate von 19 - 143% potentiell Reproduktionsfähige/BP. Die o.g. Annahme ELLENBERG's (1989) scheint daher nach den Ergebnissen der vorliegenden Untersuchung (0,09 Überlebende Flüge/km²) überhöht zu sein (vgl. auch oben BIRKHEAD 1991).

4.1.6 Adult-Mortalität

Die mittlere Lebenserwartung adulter Elstern wird in der Literatur mit 1,2 bis 3,5 Jahren angegeben (Tab. 28). In Ulm betrug sie 4,1 Jahre.

Die ältesten Brutvögel in Ulm wurden mindestens 8 Jahre alt. Das Höchstalter freilebender Elstern liegt bei über 15 Jahren (GLUTZ v. BLOTZHEIM & BAUER 1993, BIRKHEAD 1991), in Baden-Württemberg bei 10 Jahren (MÄCK 1997).

Tab. 28. Jährliche Mortalitätsrate und mittlere Lebenserwartung adulter Elstern in verschiedenen Gebieten Europas.

Tab. 28. Yearly mortality rates and average life span of adult magpies in different regions of Europe.

Autor		jährliche Mortalitäts- rate [%]	mittlere Le- benserwart- ung [Jahre]	Gebiet
vorliegende Studie		18,6 (n ¹ =66, n ² =16)	4,1	Ulm
BIRKHEAD 1991	Gesamt	31 (n ¹ =178)	2,75	Sheffield,
	Männchen	25 (n ¹ =97)	3,5	England
	Weibchen	40 (n ¹ =81)	2	
HÖGSTEDT 1981a		35	2,4	Schweden
HOLYOAK 1971	Gesamt	57,2 (n ² =278)		England und
im 2. / ab dem 3. Lebensjahr		58/43 (n ² =168/110)		Finnland
MØLLER 1982b	Gesamt	26	2,5	Dänemark
	-. -	33	3,3	Finnland
im 2. / ab dem 3. Lebensjahr		53/55 (n ² =109)		Dänemark
	-. -	19/33 (n ² =58)		Finnland
	-. -	21/26 (n ² =117)		Norwegen
	-. -	39/30 (n ² =201)		Schweden

n¹ Anzahl Vogeljahre = Anzahl Vögel multipliziert mit ihrem Alter
n² Anzahl Vögel

Die jährliche Mortalitätsrate adulter Tiere war in der vorliegenden Studie mit 21,7% relativ gering (s. Tab. 28). Nach (MØLLER 1982b) ist die Mortalitätsrate adulter Elstern bei den zweijährigen mit 50% in den Sommermonaten, also einer Zeit des Umherstreifens und der Reviersuche, bei den dreijährigen oder älteren im Frühjahr mit 45% besonders hoch. HOLYOAK (1974) sieht die hohe Frühjahrssterblichkeit als Folge des Stress bei der Reviergründung und bewertet dies als wichtigen bestandsregulierenden Faktor. In der geringen Brutbestandsdichte der Elster in Ulm könnte somit ein Grund für die vergleichsweise hohe mittlere Lebenserwartung gesehen werden (s. Kap. 4.2.2). Auch klimatische Bedingungen dürften hier eine gewisse Rolle spielen. So fanden in Südschweden 81% der innerhalb eines Jahres gestorbenen Adulttiere den Tod ($n=32$) in den Wintermonaten (HÖGSTEDT 1981a). ELLENBERG (1989) erklärt die höhere Adultsterblichkeit schwedischer und finnischer Elstern mit den klimatischen Unterschieden zu Norwegen und Dänemark.

Die Todesursache einer adulten Elster war in Ulm nur einmal zu erkennen: ein mindestens 8jähriges Weibchen verstarb offenbar an Altersschwäche. Die wichtigsten Todesursachen adulter, wenigstens 3jähriger Elstern in Dänemark waren Bejagung (53%) und wohl Altersschwäche (38%; $n=75$), Prädatoren spielten keine, Giftköder nur eine geringe Rolle; von 16 zweijährigen wurden 7 geschossen, 3 von Hauskatzen und 1 vom Habicht erbeutet (MØLLER 1982b; vgl. Kap. 4.1.5 ff). Auch in England ist die Bejagung die Haupttodesursache adulter Tiere (HOLYOAK 1971). ELLENBERG (1983, 1989) und HOLYOAK (1981a) sehen den Habicht als Hauptfeind adulter Elstern. WÜRFELS (1994a) ermittelte einen durchschnittlichen Anteil von Elstern in der Habichtbeute im Kölner Stadtgebiet von 21%. Einzelne Paare ernährten sich sogar zu 40-44% von adulten und flüggen Elstern (WÜRFELS 1994a). Der Einfluß des Habichtes sollte aber nicht überbewertet werden; denn im Regelfall machen Elstern lediglich zwischen 0,5% und 5,1% der Habichtbeute aus (Zusammenstellungen in BRÜLL 1977 und LOOFT & BUSCHE 1981).

Elstern wurden auch als Beute von Steinadler (*Aquila chrysaetos*), Habichtsadler (*Hieraaetus fasciatus*), Sperber (*Accipiter nisus*), Rohrweihe (*Circus aeruginosus*) und Wanderfalke (*Falco peregrinus*) (BRÜLL 1984), von Schwarzmilan (*Milvus migrans*) (LOOFT & BUSCHE 1981), Waldkauz (*Strix aluco*) (SCHNURRE 1975) und Uhu (*Bubo bubo*) (BEZZEL et al. 1976) nachgewiesen. Nach der vorliegenden Studie ist der Mäusebussard (*Buteo buteo*) zumindest als Prädatör junger, flügger Elstern hinzuzufügen.

4.2 Populationsbiologie

4.2.1 Verteilung der Neststandorte

Die Elster lebt als Kulturfolger in offenem bis halboffenem Gelände mit häufigen Gebüschgruppen, -zeilen, Streuobstwiesen und Feldgehölzen mit hohen Grünland-

anteilen. In Wäldern wurden Bruten nur in Ausnahmefällen beobachtet (z.B. SCHERZINGER 1986).

In den letzten Jahren verstärkte sich die Besiedlung städtisch geprägter Räume. Im gleichen Zeitraum nahmen die Bestände in der freien Landschaft drastisch ab, insbesondere in allen landwirtschaftlich intensiv genutzten Gebieten. Diese Tendenzen bestehen im ganzen Bundesgebiet (DREIFKE 1994, GAST 1984, KOOIKER 1994, MÄCK 1991, MÄCK 1997, RANFTL 1984, 1987, 1994, PLATH 1988, WITT 1989, WÜRFELS 1994 u.a.). In Ulm bauten zwei Drittel der Feldelstern ($n=122$) die Mehrzahl ihrer Nester im Umfeld von Äckern (66,1%; 36,2% im Umkreis kleiner bzw. 29,9% großer Felder). 17,2% der Nester lagen in Streuobstgebieten und 8,7% im Bereich von Wiesen und Brachländern ($n=122$). Weite Gebiete in der Feldflur, vor allem intensiv genutzte Ackerflächen, wurden als Bruthabitat gemieden (vgl. Abb. 49 - 51 in Kap. 3.2.1 ff). Ende der 1970er Jahre fanden PRINZINGER & HUND (1981) 15% der Nester in Streuobstgärten und 33% in Feldgehölzen und Feldrainen. In ursprünglichen Landstrichen in Polen nisteten 40% der Elstern in der Umgebung von Wiesen, 28,4% in der Nähe von Äckern und weitere 11% in gemischten Bereichen; in Streuobstflächen wurden nur 0,5% der Nester gefunden ($n=388$; JERZAK 1988). Die hohe Zahl an „ackerbrütenden“ Feldelstern in Ulm spiegelt keine Bevorzugung dieses Habitattyps wieder, sondern ist lediglich noch als Folge der Brutplatztreue der Tiere trotz der durch die Folgen des Strukturwandels in der Landwirtschaft veränderten Landschaft zu bewerten.

Die städtischen Vorkommen der Elster konzentrierten sich auf Siedlungsbereiche mit hohem Grünanteil sowie Kleingartengebiete am Stadtrand. Im eigentlichen Stadtkern von Ulm fehlte die Elster trotz geeignet erscheinender Nistmöglichkeiten als Brutvogel (s. Abb. 49 - 51 in Kap. 3.2.1 ff). In den Stadtkernen anderer Städte, wie Regensburg (VIDAL 1992) und Hamburg (MULSOW & SCHROETER 1985), fehlt die Elster ebenfalls. In anderen Städten wurden gegensätzliche Beobachtungen gemacht (KOOIKER 1991, LEHMANN et al. 1986, LEHMANN 1988, PLATH mündl. Mitt.). Das Fehlen der Elster im Ulmer Stadtkern läßt sich nicht allein mit einer Raumdominanz der dort siedelnden Rabenkrähen erklären (vgl. BAEYENS 1981, DREIFKE 1994, ELLENBERG 1983); denn auch in den von der Elster am dichtesten besiedelten Stadtrandgebieten kamen Rabenkrähen-Brutpaare regelmäßig vor. Es erscheint eher wahrscheinlich, daß die Elster-Besiedlung ausgehend von den Randlagen noch nicht bis in das Stadtzentrum vorgedrungen ist. Für diese Annahme spricht, daß die Besiedlung der Stadtrandlagen Ulms in den letzten 20 Jahren deutlich zugenommen hat (SCHILHANSL pers. Mitt.). Auch in anderen Regionen Baden-Württembergs erfolgten städtische Bruten erst in den letzten Jahrzehnten: z.B. Schömburg/Kreis Calw im Jahr 1964 (KREYSER in MÄCK 1997), Sinsheim im Jahr 1976 (EBERT in MÄCK 1997) und Buchen im Jahr 1983 (HASSEL in MÄCK 1997) vor.

Der Trend zur Verstädterung trat etwa seit den 1960er Jahren generell verstärkt in Erscheinung. Aus dem ehemals typischen Vogel der kleinparzellierten Feldflur wur-

de so eine regelmäßige Erscheinung von Wohnsiedlungen mit hohem Grünanteil. Das Verschwinden der Streuobstgürtel aus den Randlagen der Dörfer und der Feldflur, der Umbau kleinräumiger und strukturreicher Landschaften in großflächige, monotone Anbauflächen und die Ausdehnung der Ortschaften nahm der Elster ihre dortigen Brutmöglichkeiten (z.B. FLADE 1992, FLADE & STEIOF 1989, KNIEF & BORKENHAGEN 1992, PUCHSTEIN 1992, SCHUHMAN 1974). Dieser negative Entwicklungstrend läßt sich zeitgleich mit der Industrialisierung, Modernisierung und Mechanisierung der Landwirtschaft überall in Mitteleuropa beobachten (vgl. auch Kap. 4.2.2). Er hält bis heute an.

Im Raum Tübingen, Böblingen bis Ravensburg war noch Ende der 1970er Jahre die überwiegende Zahl von Elster-Nistplätzen (63%; $n=719$) über 150 m von Ortschaften entfernt (PRINZINGER & HUND 1981).

Nur rund ein Viertel der Nester ($n=687$) oder Brutpaare ($n=485$) waren dagegen in der Ulmer Feldflur zu finden (vgl. Tab. 12, Kap. 3.2.1); 74% waren bis 50 m, beinahe 80% bis 100 m von der menschlichen Siedlungsfläche entfernt. Lediglich 9,5% der Nester wurden in Entfernungen über 400 m errichtet ($n=462$) (vgl. DITTRICH 1981 in Nordbayern: 61,9% 100m-Zone; LOVE & SUMMERS 1973 in England: in oder nahe an der Ortschaft 80%; SCHIFFERLI & FUCHS 1981 im Aargau/Schweiz: 36% maximal 50 m bzw. 28% weiter als 400 m entfernt). In Polen lagen Mitte der 1980er Jahre 76 - 90% der Nester in Ortschaften, in waldreichen Gebieten sogar 100% ($n=388$; JERZAK 1988).

4.2.2 Brutbestandsdichte

Die Brutpaardichte in Ulm liegt mit 1,05 BP/km² in den Jahren 1991 und 1992 in einer für großräumige Untersuchungsgebiete typischen Größenordnung (Tab. 29), die nur in offenen Landschaften z.T. noch weit unterschritten wird. In einzelnen Teiluntersuchungsgebieten wurden in Ulm deutlich höhere Dichten erreicht (s. Tab. 29).

Eine Bewertung der weiten Spanne von 0,05 bis 49 BP/km² fällt schwer (s. Tab. 29), zumal Siedlungsdichteangaben unterschiedlich großer Flächen nicht direkt vergleichbar sind (BEZZEL 1982, SCHERNER 1981, SACHTELEBEN et al. 1992). Die Hauptursachen für diese hohe Variabilität sind aber in der unterschiedlichen naturräumlichen Ausstattung, der unterschiedlichen Größe und der Abgrenzung der Untersuchungsgebiete zu suchen.

Im heutigen Mitteleuropa sind in der Feldflur ermittelte Siedlungsdichten (0,05 - 0,7 BP/km²) durchweg deutlich geringer als in städtischen Lebensräumen mit 1 - 49 BP/km². Folgt man ELLENBERG (1989), so sind großräumig erfaßte Siedlungsdichten von 0,2 - 0,5 BP/km², in besonders geeigneten Landschaften von 1 - 2 BP/km² bzw. bis 3 BP/km² (BEZZEL & PRINZINGER 1990) als gute Bestände zu bezeichnen; lediglich lokal könnten höhere Dichten auftreten (ELLENBERG 1989).

Viele Extremwerte (s. Tab. 29) sind bei genauer Betrachtung mit Erfassungsungenauigkeiten oder aggregierten Nestverteilungen auf kleinen Flächen zu erklären: So ermittelten SAINO & MERIGGI (1990) bei einer Winterzählung der Nester z.B. 8,3 BP/km²; zu dieser Zeit sind eventuelle Ersatznester als solche gar nicht anzusprechen. GROOM (1993) stellte in Manchester auf kleinen Flächen von max. 0,5 km² 49 BP/km² fest, TATNER (1982c) ein Jahrzehnt zuvor großflächig nur 6 BP/km². KÖSTER 's (1992) 19 BP/km² wurden in kleinen „Vorzugsbiotopen“ von < 1 km² erhoben. KOOIKER (1996a) ermittelte auf einer Probefläche mit 23,6 km² zwar 9,66 BP/km², schätzt die Gesamtbrutpaardichte Osnabrücks auf 120 km² aber nur auf 5,6 - 6,4 BP/km². BIRKHEAD (1991) stellte im langjährigen Mittel 15 BP/km² in einem kleinen Untersuchungsgebiet von 7 km² fest, mit größeren elsternfreien Räumen im Umfeld. Eine derart aggregierte Verteilung wurde mit 12 BP/km² auf 1 km² großer Fläche auch in Ulm am Eselsberg ermittelt; die großflächige Brutbestandsdichte überschritt in Ulm 1,05 BP/km² jedoch nicht.

Die Zusammenhänge zwischen Brutpaardichte und untersuchter Flächengröße werden auch bei einer weiteren Betrachtung von Literaturangaben deutlich (vgl. Tab. 29). So zeigt auch die vergleichende Darstellung von 71 Untersuchungen in BEZZEL (1982), daß Siedlungsdichteangaben ab einer Gebietsgröße von 20 km² weniger schwanken als bei kleineren Arealen. So liegen in deutschen Städten auf Flächen von 26 - 77 km² die durchschnittlichen Dichten bei 1,0 - 4,3 BP/km², auf Flächen von über 100 km² i.d.R. unter 1 BP/km² (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1993; vgl. Tab. 29); bei noch größeren Flächen fallen die Bestandsdichten meist auf unter 0,5 BP/km² (s. Tab. 29). In Baden-Württemberg (ohne Ulm) schwankt die Brutpaardichte in Untersuchungsgebieten von 2 - 40 km² zwischen 0 und 6,6 BP/km²; aus kleinflächigeren Beständen können bis 13 BP/km² hochgerechnet werden (MÄCK 1997).

Hier wird deutlich, daß die Neigung der Elster, in guten Habitaten in höherer Dichte zu brüten, bei Zählungen in kleinflächigen Gebieten zu sehr hohen Bestandsdichteangaben führen kann. Derartige Dichteangaben dürfen daher keinesfalls auf größere Räume hochgerechnet werden. Die Ermittlung von Brutpaardichten auf kleinen Flächen ist auch deshalb wenig geeignet zur Abschätzung von Populationsdichten, weil der Aktionsraum der Vögel im Jahresverlauf dann oft wesentlich größer ist als die untersuchte Teilfläche (vgl. z.B. Kap. 3.3.2). Es ist auch zu beachten, daß die Brutpaardichte nicht grundsätzlich mit der Populationsdichte gleichzusetzen ist, da meist unterschiedlich viele Nichtbrüter den Brutbestand ergänzen (vgl. BIRKHEAD 1991).

Um eine bessere Vergleichbarkeit unterschiedlicher Gebiete und ihrer verschiedenen hohen Besiedlungsdichte zu ermöglichen, haben ERLEMANN (1993) und PLATH (1984) den Terminus der „besiedelbaren Räume“ eingeführt. Eine allgemeingültige Abgrenzung dieser „besiedelbaren“ Räume ist jedoch schwer zu finden:

Tab. 29. Siedlungsdichte der Elster in verschiedenen Regionen Mittel-, West- und Südeuropas.
 Tab. 29. Population density of the magpie in different regions of Middle-, Western-, and Southern Europe

Autor(en) / Beobachter	Untersuchungs- jahr	Dichteangaben	Untersuchungsgebiet		Bestandsent- wicklung
		(Angaben zu den Bezugsgrößen s. Originalarbeiten)	Größe	Ort	
vorliegende Untersuchung	1989-92 (z.T. bis 1996)	0,85 - 1,05 BP/km ²	122 km ²	GesamtUG Ulm "Söflingen" "Kesselbronn" "Eselsberg"	+/- 0, in Teilge- bieten auch abnehmend
		4,5 - 6,4 BP/km ²	1,1 km ²		
		7,2 BP/km ²	1,25 km ²		
		12 bzw. 10,5 BP/km ²	1 bzw. 2 km ²		
BARKEMEYER & TAUX 1977	1976	1 BP/km ²	103 km ²	Oldenburg	
BIRKHEAD 1991	1977-86	in Mittel 15 BP/km ²	7 km ²	Sheffield/ Eng- land	
		19-26 BP/km ² in Optimalhabitat	1 km ²		
BRINKMANN 1962	1961	1 BP/km ²	56,5 km ²	Osnabrück	
DECKERT 1980	1968-72	11,1 BP/km ² (20 BP/180ha)	180 ha	Kr. Zossen	
DEGEN, JAESCHKE & RECKIN (zit. in DECKERT 1980)	1971	1,59 BP/km ²		Berliner Innen- stadt	
DITTRICH 1981	1972-75	0,18 - 2,41 BP/km ²	9649 km ²	Nordbayern	
DREIFKE 1994	1987/88	0,25/0,26 BP/km ²	210 km ²	ländl. Gebiet im Kreis Herzogtum Lauenburg div. Gebiete in der Stadt Rein- bek/Schleswig- Holstein	
		1,6/1,7 BP/km ² (1,0-7,5 BP/km ²)	18 km ²		
EBERT unver- öff.	1978-87	0,6 - 1 BP/km ²	44 km ²	Sinsheim	+ 66%
EMDE & LÜB- CKE 1984	1982	0,4 BP/km ²	390 km ²	Waldeck, Bad Wildungen, Arnsfeld	
ERLEMANN 1993	1988	2,67 BP/km ² besiedelb. Fläche	8,5 km ²	Obertshausen/ Südhessen	- 15%
	1993	1,4 BP/km ² Gesamtfläche	13,56 km ²		
	2,24 BP/km ² besiedelb. Fläche	8,5 km ²			
FJELDSÅ 1983	1979	3,19 BP/km ²	31 km ²	Zealand, Däne- mark	
FLADE & STEIF 1989	ca. 1950	0,21 BP/km ² halboffene Feldmark	7,83 km ²	Norddeutschland (mittlere Brut- paardichten aus über 1400 Unter- suchungen)	
		0,16 BP/km ² halboff. Niederung	18,1 km ²		
		0,62 BP/km ² Dörfer	5,47 km ²		
		0,30 BP/km ² Parks	11,45 km ²		
		0,37 BP/km ² Friedhöfe	5,51 km ²		
	ca. 1985	0,05 BP/km ² halboffene Feldmark			
		0,08 BP/km ² halboff. Niederung			
		0,44 BP/km ² Dörfer			-77%
		0,80 BP/km ² Parks			-50%
		1,08 BP/km ² Friedhöfe			-29%
					+ 167%
					+ 192%

Autor(en) / Beobachter	Untersuchungs- jahr	Dichteangaben (Angaben zu den Bezugsgrößen s. Originalarbeiten)	Untersuchungsgebiet Größe	Ort	Bestandsent- wicklung
GAST 1984	1981/82	0,19 BP/km ² ; 0,24 BP/km ² ohne Waldflächen; 1,83 BP/km ² in Vorzugsbiotopen	456 km ² 84 km ²	Bliesgau/Saar- land	
GROOM 1993	1988 - 1990	25 - 30 BP/km ² 28 - 38 BP/km ² 40 - 49 BP/km ² städtische Parklandschaften	0,36 km ² 0,43 km ² 0,35 km ²	Manchester, England	+ 20% + 35% - 18%
FRANK 1975	1973	1 BP/km ²	26 km ²	Emden	
HAAPKE 1987	1985/86	1,5 - 2,1 BP/km ² 2,2 - 2,7 BP/km ² ohne Waldflä- chen	89 km ²	Ratingen	
HOLZ & NEU- HAUS-STEIN- METZ 1989	1989	1,1 - 11,7 BP/km ² durchschnittl. 2,7 BP/km ²	15 km ²	Bremen	
HYLA 1975	1972	2,0 BP/km ²	77 km ²	Oberhausen	
HYLA 1989	1988	3,7 BP/km ²	77 km ²	Oberhausen	seit 1972 + 79%
HYLA 1991	1990		24 km ²	Oberhausen	1988-1990 + 43,5%
KAVANAGH 1987	1980-83	10,5 - 16,6 BP/km ²		Dublin, England	+ 16,4% / Jahr
KIRCHHOFF 1973	1970	0,3 - 6,2 BP/km ² 0,3 BP/km ² 2,8 BP/km ² 6,2 BP/km ² 0,5 BP/km ² 0,9 BP/km ²	121,5 km ² 25 km ² 18 km ² 10 km ² 8 km ² 12 km ²	Hamburg Probefläche 1 Probefläche 2 Probefläche 5 Probefläche 10 Probefläche 11	
KNIEF & BORKENHA- GEN 1993	1991	0,3 BP/km ²		Schleswig-Hol- stein	
KÖSTER 1991	1989	0,47 BP/km ²	95 km ²	Korbach/Hessen	
KÖSTER 1992	1989-92	0,9 BP/km ² 7,5 - 19 BP/km ² in Optimalhabi- taten	105 km ² 53 - 72ha	Korbach/Hessen	+ 90%
KOOIKER 1991	1984-90	2,54 -> 6,44 BP/km ²	23,6 km ²	Osnabrück	+ 153%
KOOIKER 1994 und 1996a	1984-93	2,54 -> 9,66 BP/km ² ; großräumig auf 120 km ² geschätzt ca. 5,6 - 6,4 BP/km ²	23,6 km ²	Osnabrück	+ 280%
KRÄGENOW & SCHWARZ 1970		0,11 Rev./km ²	544 km ²	Krs. Röbel	
KROYMANN & GIROD 1980	1971	0,7 BP/km ² 1,1 BP/km ² ohne Waldflächen	289 km ² 185 km ²	Altkreis Leon- berg	
LEHMANN, DEGEN & JA- ESCHKE 1986.	1982	2,8 - 3,2 BP/km ²	ca. 31 km ²	Berlin	seit 1971 +117-200%
LEHMANN 1988	1986 1987	3,9 BP/km ² 5,0 BP/km ²	10 km ² 10 km ²	Berlin	

Autor(en) / Beobachter	Untersuchungsjahr	Dichteangaben	Untersuchungsgebiet		Bestandsentwicklung
		(Angaben zu den Bezugsgrößen s. Originalarbeiten)	Größe	Ort	
LEMKE 1977	1969-76	0,4 - 1,3 BP/km ²	33,8 km ²	Cuxhaven	
LENZ & WITT 1976	1974	1,8 - 3,7 BP/km ²		Berlin	
MACKRODT 1955	1954	2,3 BP/km ²	108 km ²	Erfurt	
MULSOW & SCHROETER 1985	1970 1982/83	0,3 - 3,9; im Mittel 2,5 BP/km ² 0,7 - 3,1; im Mittel 2,4 BP/km ²	54 km ²	Raum Hamburg	
MULSOW 1985	1984	1,2 BP/km ²	87 km ²	Hamburg	seit 1982 - 50%
PLATH 1976a		1 BP/km ²	55 km ²	Rostock	
PLATH 1976b	1976	0,69 BP/km ² 0,77 BP/km ² besiedelbare Fläche	115 km ² 103 km ²	nördl. Elb-Havel-Winkel	
PLATH 1984	1973-84	0,26 - 0,73 BP/km ² 0,41 - 1,16 BP/km ² besiedelbare Fläche	176 km ²	Rostock	+ 200%
PLATH 1987	1985	0,16 - 0,17 BP/km ²	3200 km ²	nördl. Mecklenburg	
PUCHSTEIN 1963	1962	0,7 BP/km ²	65 km ²	Kreis Segeberg	
RANFTL 1994	1993	0,4 BP/km ²	283 km ²	Altmühltal (Rastertkartierung)	
RIESE 1954	1953	3,1 BP/km ²	35 km ²	Wilhelmshaven	
RIESE 1967	1964	3,5 BP/km ²	35 km ²	Wilhelmshaven	
ROST 1982	1980 1981	0,19 BP/km ² 0,15 BP/km ²	105 km ²	Leipzig	- 21%
SACHTELEBEN et al. 1992	1986	1,33 BP/km ² Gesamt 4,66 BP/km ² Stadt 2,47 BP/km ² Stadtrand 0,61 BP/km ² Land 3,50 BP/km ² in Siedlungen 0,72 BP/km ² außerhalb Siedlg.	100,3 km ² 7,7 km ² 22,3 km ² 70,3 km ² 22,3 km ² 78,0 km ²	Bayreuth	
SAINO & MERIGGI 1990	1984-85	8,3 BP/km ²	77 km ²	Nord-Italien	
SCHIFFERLI & FUCHS 1981	1979	1,8 BP/km ²	20,8 km ²	Reuſtal/Aargau (Schweiz)	
TATNER 1982c	1977-78 1966-79	5,8 -> 6,9 BP/km ² 1,78 -> 3,34 BP/km ²	42 km ² 70 km ²	Manchester landwirtschaftl. Gebiete/England	+ 19% + 88%
VIDAL 1992	1991	1,14 BP/km ²	80 km ²	Regensburg	seit 1982 + 104%
WINK 1967	1966-67	1,8 BP/km ²	29 km ²	Bonn	
WITT 1985	1984	3,6 BP/km ²	91 km ²	Berlin	
WITT 1989	1974-88		58 und 86 km ²	Berlin	+ 151%
WÜRFELS 1994b	1992	10 - 29 BP/km ² im Stadtgebiet 10 BP/km ² im ländl. Raum	26,5 km ²	Köln mit Umland	keine Zunahme

- Wälder, die meist als „unbesiedelbar“ gelten, können beispielsweise u.U. bei Vorhandensein genügend großer Freiflächen und in Abwesenheit des Habichtes durchaus besiedelt werden (vgl. DREIFKE 1994).
- Innenstädte und Cityzonen sind oft unbesiedelt, aber nicht immer unbesiedelbar (vgl. Kap. 4.2.1).
- Dagegen müßte gerade die freie Feldflur, das frühere Haupthabitat der Elster, heutzutage oft als unbesiedelbar eingestuft werden.

Die Verteilung von Elstern in der Landschaft wird nach ELLENBERG (1989) in erster Linie durch die Verfügbarkeit von kurzrasigem Dauergrünland (Standweide, Mähwiese, Feucht- oder Trockengrünland, Rasen, Verkehrsgrün etc.) als Nahrungshabitat gesteuert. Weitere Einflüsse sind durch die Konkurrenz der Rabenkrähe und den Prädationsdruck des Habichtes gegeben (ELLENBERG et al. 1983, ELLENBERG 1989, PUCHSTEIN 1964). ELLENBERG (1989) erklärt Besiedlungslücken in geeigneten Habitaten damit, daß diese Gebiete regelmäßig von Habichten befliegen seien. Die Siedlungsdichte der Elster sei bis zu 2 km im Umkreis eines Habichthorstes deutlich verringert (ELLENBERG 1983, ELLENBERG et al. 1984). WÜRFELS (1994b) konnte diese Befunde in Köln nicht bestätigen, obwohl sich der Habicht dort in hohem Maße von Elstern ernährt. Er erklärt dies damit, daß Stadt- und Stadtrandgebiet optimale Habitate für die Elstern seien und Zuzug die Verluste ausgleiche. Die hohe Siedlungsdichte der Elster stünde hingegen in Einklang mit dem fast völligen Fehlen von Rabenkrähen-Brutpaaren (WÜRFELS 1994b) (s. Tab. 29).

4.2.3 Populationsentwicklung

Im engeren biologischen Sinne bilden alle Individuen einer Art, die untereinander in genetischem Austausch stehen, eine Population (IMMELMANN 1982, TISCHLER 1979). In der vorliegenden Studie wird als Population im weiteren Sinne eine Gruppe von Individuen einer Art verstanden, die in einem Gebiet definierter Größe leben (BEZZEL & PRINZINGER 1990, SCHWERTFEGER 1977) bzw. als Teilpopulation sinngemäß eine Fortpflanzungsgemeinschaft in einem Teilgebiet darstellen.

Die Ulmer Elsternpopulation scheint weitgehend stabil. Größere Schwankungen traten nicht auf. Auch in Teilpopulationen blieben die Brutpaarzahlen über den langjährigen Untersuchungszeitraum weitgehend konstant (vgl. Abb. 54 in Kap. 3.2.2). Neue Brutpaare konnten zwar immer wieder neue Home Ranges zwischen bestehenden Revieren ausbilden (s. Abb. 70 in Kap. 3.3.3); diese Bestandszunahmen waren jedoch nur von kurzer Dauer. Dies spricht dafür, daß der Lebensraum bereits weitgehend flächendeckend besiedelt war.

Die leichte, nicht signifikante (s. Kap. 3.2.2) „Zunahme“ der Brutpaardichte von 0,86 BP/km² im Jahr 1989 auf 1,05 BP/km² in den Jahren 1991 und 1992 ist teilweise auf die anfänglichen Schwierigkeiten der Kartierungsarbeit zurückzuführen, die vor allem in Zusammenhang mit der erschwerten Lokalisierbarkeit und Statusbestimmung von Nadelbaumnestern zu sehen sind (FUNKE & MÄCK 1990, MÄCK 1997; vgl. Kap. 4.1.2). Um Erfassungsungenauigkeiten des Brutbestandes zu verringern, ist grundsätzlich wegen des heimlichen Verhaltens der Elster im Nestbereich, wegen der langjährigen Haltbarkeit der auffälligen Nester und wegen des häufigen Baus von Ersatznestern (vgl. TATNER 1982c) bei allen Untersuchungen die Einhaltung eines genauen Kriterienkatalogs zur Statusbestimmung der Nester - wie in dieser Untersuchung entwickelt - zu fordern (MÄCK 1997).

Auch kann die alleinige Betrachtung kleinerer Teilpopulationen, ähnlich der Problematik bei der Bestandsdichte (s. Kap. 4.2.2), zu einer falschen Einschätzung von Populationstrends führen. Es wurde gezeigt, daß grundlegende Habitatveränderungen (z.B. die Ausweisung größerer Baugebiete an den Stadtrandlagen und damit die Umgestaltung ehemals guter Habitats in vorläufig unbesiedelbare Bereiche) zum völligen Verschwinden ganzer Teilpopulationen führen können (s.a. MULSOW 1985).

Ein vergleichbarer Effekt resultiert aus der Verarmung der Agrarlandschaft, z.B. durch Entfernen von Feldrainen und Streuobstbereichen, durch Umbruch von Dauergrünland oder Verschwinden von Randstreifen. Am Südrand der Lüneburger Heide führten landwirtschaftliche Erschließungsmaßnahmen, die Ausdehnung der Ortschaften und die Zunahme der Verkehrswege zwischen 1945 und 1975 zu einer drastischen Verringerung des Artenbestandes und der Abundanzen, u.a. auch der Elster (SCHUHMAN 1974).

Im Donautal zwischen Ulm und Ehingen ging der Elsternbestand in der freien Landschaft von 1962 bis 1981 auf ein Viertel zurück (HÖLZINGER 1987). Auch in Ulm nahm der Brutbestand an Feldelstern in nur 3 Jahren von 27,4% (1990; n=124) auf 21,9% (1992; n=128) der Gesamtbrutpopulation ab. Der städtische Bestand nahm im selben Zeitraum um 5,5% zu. Es deutet sich an, daß zumindest einige Feldelstern in die Stadtgebiete eingewandert sind.

Die isolierte Betrachtung städtischer Bereiche führt daher zu einer völligen Fehleinschätzung der Bestandsentwicklung der letzten Jahrzehnte (vgl. BAUER & BERTHOLD 1996, FLADE & STEIOF 1989; s. Tab. 29 in Kap. 4.2.2). Simulationen von Populationsentwicklungen (s. Kap. 3.2.3) zeigen, daß es darüberhinaus auch bei langfristig insgesamt abnehmender Tendenz kurzfristig durchaus zu deutlichen Bestandszunahmen kommen kann (vgl. auch Kap. 3.3.3).

Angaben über Bestandszunahmen der Elster von über 100% in nur wenigen Jahren (vgl. BAUER & HEINE 1992, KOOIKER 1991, KOOIKER 1994) müssen unter diesen Gesichtspunkten bezüglich der Aussagekraft der Kartiermethode (vgl. BIBBY et al. 1995) und der Auswahl der Art und Größe der Untersuchungsgebiete kritisch hinterfragt werden. Populationsstudien aus neuerer Zeit zeigen lokale Zunahmen nur in kleine-

ren Untersuchungsgebieten und zwar hauptsächlich in Städten oder urban geprägten Räumen (s. in Kap. 4.2.2).

Eine Vielzahl von Feldstudien bestätigt diese Gesamttendenz der Zunahme in Städten bei gleichzeitiger starker Abnahme in der Feldflur (z.B. KLAFFS & STÜBS 1987); vgl. Tab. 29 in Kap. 4.2.2, umfangreiche Auswertung vieler Feldstudien in FLADE 1992: zwischen 1950 und 1990 Zunahmen in „Park“ und „Friedhof“ von +167% bzw. +192%; Abnahme der Brutdichten dagegen in „halboffener Feldmark“ (-77%), „halboffener Niederung“ (-50%) und „Dörfer“ (-29%). PUCHSTEIN (1992) beobachtete in Teilen Schleswig-Holsteins sogar das völlige Verschwinden der Elster aus der offenen Feldlandschaft. Nachdem die zu Beginn des 20. Jahrhunderts in Bayern noch als selten bezeichnete Elster nach 1950 zunahm (WÜST 1986), zeichnet sich mittlerweile bereits ein Bestandsstillstand und teilweise sogar ein leichter Rückgang ab (BEZZEL et al. (1980), NITSCHKE & PLACHTER (1987). Nach GLUTZ VON BLOTZHEIM (1962) war die Elster im Tessin 1860 noch als „gemeiner Jagdvogel“ zu bezeichnen; seit 1915 fehlt sie dort als Brutvogel völlig.

Ähnliche Bestandsentwicklungen lassen sich auch verschiedentlich in Baden-Württemberg darstellen, wo die Elster zu Beginn des 20. Jahrhunderts vermutlich seltener als heute war (vgl. MÄCK 1997): So bezeichnete sie KRAUSS (1882) zwar als gemein, ZWIESELE (1897) und LANDBECK (1846) aber als „selten geworden“. FISCHER schrieb 1914: „Überraschend schnell hat die Elster in Württemberg abgenommen... und GENGLER (1906) „habe selbst eine Elster weder gesehen noch gehört ...“. FISCHER (1914) führt dies anhand von weiteren Beispielen auf jagdliche Verfolgungen zurück. Auf der Reutlinger Alb fehlte die Elster bis etwa 1910 völlig; sie trat erst später wieder in Erscheinung. ZWIESELE (1922) schreibt: „In einsamen Wiesentälern begegnet man höchst selten noch der schönen Elster. Sie ist fast ganz ausgerottet.“ Auch SCHWENKEL (1933) führt die Elster als seltenen Vogel im Bereich um Bad Urach auf. In diesem Zusammenhang muß erwähnt werden, daß der damalige „Bund für Vogelschutz“ von 1923 - 1943 sogenannte „Raubvogelprämien“ für erfolgreiche Bruten von selten gewordenen Greifvögeln und Eulen, sowie von weiteren Vogelarten wie Hohлтаube, Eisvogel, Schwarzspecht und auch Elster bezahlte (HÖLZINGER 1987). LÖHRL berichtete daher 1953: „Zeitweilig starker Rückgang, z.T. in manchen Kreisen wegen starker Verfolgung durch den Menschen ganz verschwunden, so z.B. in Schwäbisch Hall, wo erst 1928 wieder eine erste erfolgreiche Brut bekannt wurde. Erst seit Ende der 1920er Jahre allgemein wieder langsame Zunahme.“ MÖRIKE (1953) stellt eine Zunahme seit dem 2. Weltkrieg fest. Ab den 1960iger Jahren ist erneut eine rückläufige Tendenz zu bemerken (BADTKE et al. 1971). Die erneute Abnahme der Feldelster nach 1950 führen COOMBS (1978) und SEEL (1985) u.a. auf die zunehmende Anwendung von Agrochemikalien zurück (vgl. Kap. 3.1.11).

Die vor allem seit dieser Zeit zunehmende Synanthropie der Elster täuscht daher wohl ein falsches Bild der Gesamtentwicklung der Bestände vor; allerdings ist die großflächige Abnahme der Art in der freien Landschaft wegen fehlender genauer

Untersuchungen aus früheren Jahrzehnten für Baden-Württemberg nicht quantifizierbar (MÄCK 1997).

4.2.4 Simulation der weiteren Populationsentwicklung

Die mittlere Lebenserwartung adulter Elstern in Ulm liegt mit 4,1 Jahren etwas höher als in der Literatur (s. Kap. 4.1.6). In gewissen Grenzen dürfte dies die vergleichsweise hohe Jugendmortalität bzw. die geringe Reproduktionsrate ausgleichen können (s. Kap. 3.2.3).

Die Anteile einjähriger Vögel beim Brutgeschäft liegen bei Männchen zwischen 12,5% und 54%, bei Weibchen zwischen 28% und 57% (BÄHRMANN 1963, BIRKHEAD 1991, NIETHAMMER & MERZINGER 1943 in GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1993, REESE & KADLEC 1985). Das Gros brütet erst zweijährig (BUITRON 1988, FUCHS 1957, KLEJNOTOWSKI 1972). Danach darf angenommen werden, daß die wahrscheinliche Populationsentwicklung in Ulm näher bei den Simulationsergebnissen von „Brut erst zweijährig und älter“ liegen dürfte (vgl. Kap. 3.2.3, Abb. 55 und Abb. 56). Somit kann nicht mit einer nennenswerten Vergrößerung des Brutbestandes in Ulm gerechnet werden; es muß sogar davon ausgegangen werden, daß auch die städtische Teilpopulation zurückgehen wird.

Negative Bestandstrends wurden in anderen Städten bereits beobachtet (s. Tab. 29 in Kap. 4.2.2). Dabei kann es über einige Jahre durchaus zu - kurzfristigen - Bestandszunahmen kommen. In zwei Ulmer Teiluntersuchungsgebieten wurden innerhalb von 8 Jahren Zunahmen von 40% bzw. 50% der Ursprungpopulation, aber auch der erneute Rückgang auf den Ursprungswert beobachtet (s. Kap. 3.2.2). Nach CONRAD & MEBS (1986) können sich Bestände innerhalb eines Jahrzehntes auf der gleichen Untersuchungsfläche sowohl verdoppeln als auch halbieren.

4.2.5 Mögliche Auswirkungen jagdlicher Eingriffe

Nach den Angaben des Umweltamtes der Stadt Ulm wurden in den Untersuchungsjahren 1989 bis 1995 keine Anträge auf Abschluß von Elstern gestellt. Um die Auswirkung jagdlicher Eingriffe auf die Ulmer Elsternpopulation darstellen zu können, wurde daher v.a. auf Daten des Gutachtens „Zur Ökologie und Schädigung von Eichelhäher, Elster und Rabenkrähe“, das im Auftrag des Umweltministeriums Baden-Württemberg am Zoologischen Institut der Universität Stuttgart-Hohenheim ausgearbeitet wurde (RAHMANN et al. 1988), zurückgegriffen.

Gängige Jagdpraxis vor der Unterschutzstellung im Jahr 1987 war der Abschluß der Tiere am Nest, sowie das Ausschießen der Nester (ELLENBERG 1989, EPPLE 1996). Nach Einschätzung von ELLENBERG (1989) müßten Jagdstrecken von 0,5 - 2 Tieren/

km² bei Rabenkrähe und Elster tragbar sein, was der Hälfte der von ELLENBERG (1989) selbst als „normal“ bezeichneten, großräumigen Brutbestandsdichte entspricht (s. Kap. 4.2.2). SACHTELEBEN et al. (1992) berichten von mittleren Abschlußzahlen von 1,43 Altvögeln/km² in den Jahren 1983 - 1985 (max. 1,91 im Jahr 1985); dies entsprach im Mittel 34% der Brutpopulation. Im Übergangsbereich „Stadt - Land“ waren die Abschüsse mit 2,75 (1983 - 1985) bzw. max. 3,71 (1985), entsprechend 43% der Population, am höchsten (SACHTELEBEN et al. 1992). Trotz dieser, zumindest während des kurzen Untersuchungszeitraumes, hohen Bejagung lagen sowohl die Brutpaardichte (etwa 1,3 BP/km²), als auch die anderen Parameter zum Bruterfolg im Bereich der Literaturwerte (s. Tab. 27 in Kap. 4.1.5; SACHTELEBEN et al. 1992).

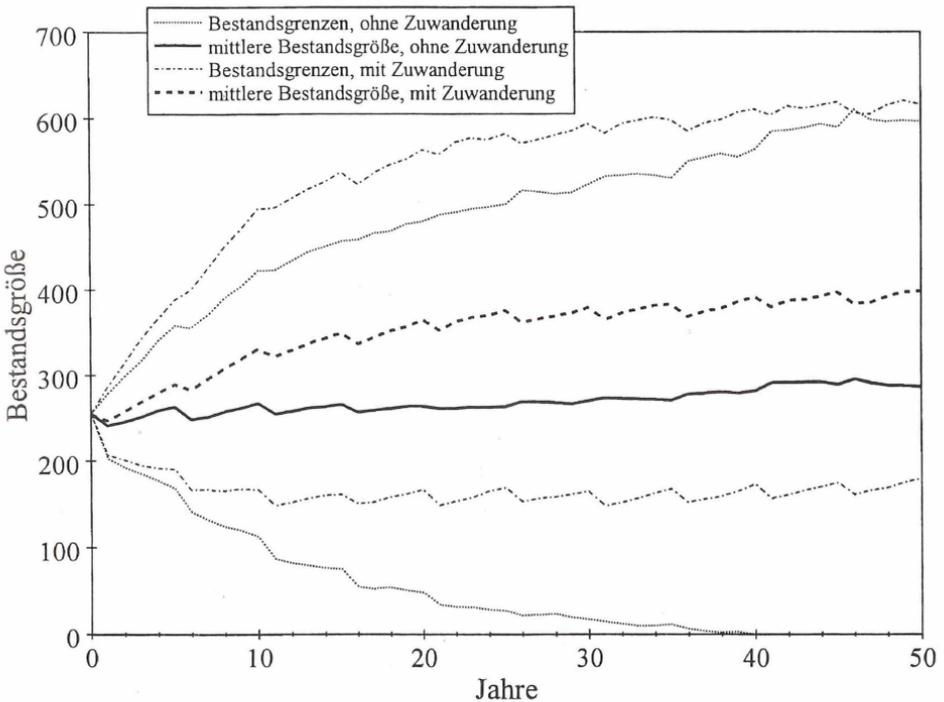


Abb. 86. Populationsentwicklung unter Einfluß einer Jagdstrecke von 0,16 Elstern/km² alle 5 Jahre (s. Text).

Fig. 86. Population dynamics as influenced by hunting rate of 0.16 magpies/km² shot every 5 years (s. text).

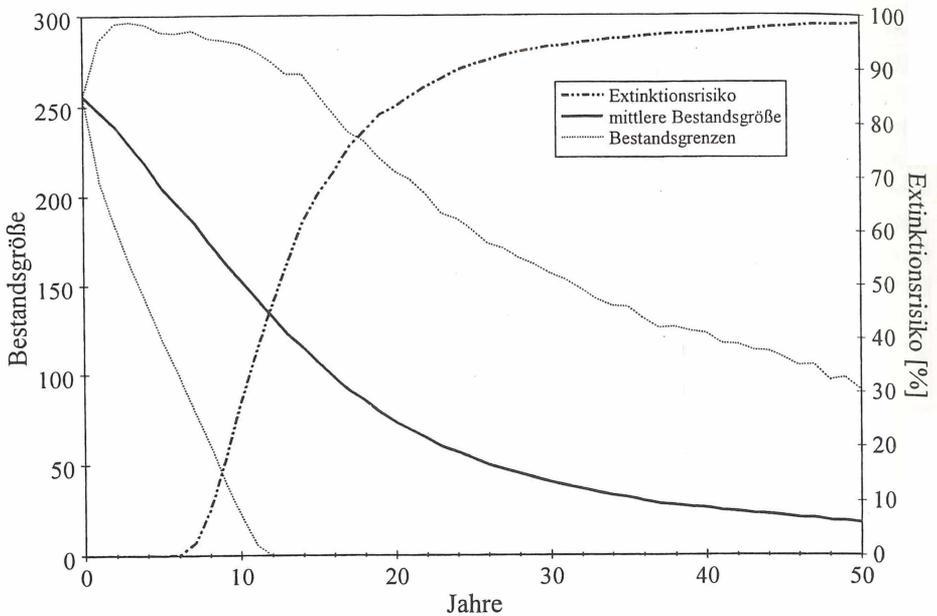


Abb. 87. Populationsentwicklung und Aussterberisiko bei einer Jagdstrecke von jährlich 0,16 Tieren/km² (zur Zuwanderungsrate s. Kap. 3.2.3).

Fig. 87. Population dynamics and extinction rate during a hunting rate of 0.16 animals/km² every year (about immigration rate s. chapter 3.2.3).

Eine den Ulmer Verhältnissen vergleichbare Flächennutzung bietet der Stadtkreis Heilbronn, für den RAHMANN et al. (1988) Abschlußzahlen von Corviden nach Arten getrennt aufführen. Der dortige Abschluß von im Mittel jährlich 0,74 Elstern/km² (RAHMANN et al. 1988) würde 90 erlegte Tiere im Ulmer Untersuchungsgebiet bedeuten.

Bei Berücksichtigung der ausgedünnten Population in der freien Feldflur erscheint dies für Ulm unrealistisch hoch. In den Simulationen wurden daher Werte von 20 und 50 abgeschossenen Tieren/Jagdperiode angenommen (entspr. jährlich 0,16 bzw. 0,41 Elstern/km²). Zur weiteren Differenzierung wurde bei den Simulationen die Jagd nur alle 5 Jahre für ein Jahr bzw. jedes Jahr zugelassen.

Wenn „nur“ 20 Elstern/Jagdjahr im Untersuchungsgebiet geschossen werden würden (entspräche einer Jagdstrecke von 0,16 Elstern/km²), könnte die Population unter günstigen Umständen und bei einer Jagdausübung nur in 5jährlichem Turnus diese Abschöpfung verkraften (Abb. 86). Vor allem bei einer häufigeren Bejagung käme es aber zu einem hohen Extinktionsrisiko; bei einer Verkettung ungünstiger Umstände könnte eine jährliche Bejagung in dieser Höhe sogar zum Aussterben nach etwa 10 Jahren führen (Abb. 87).

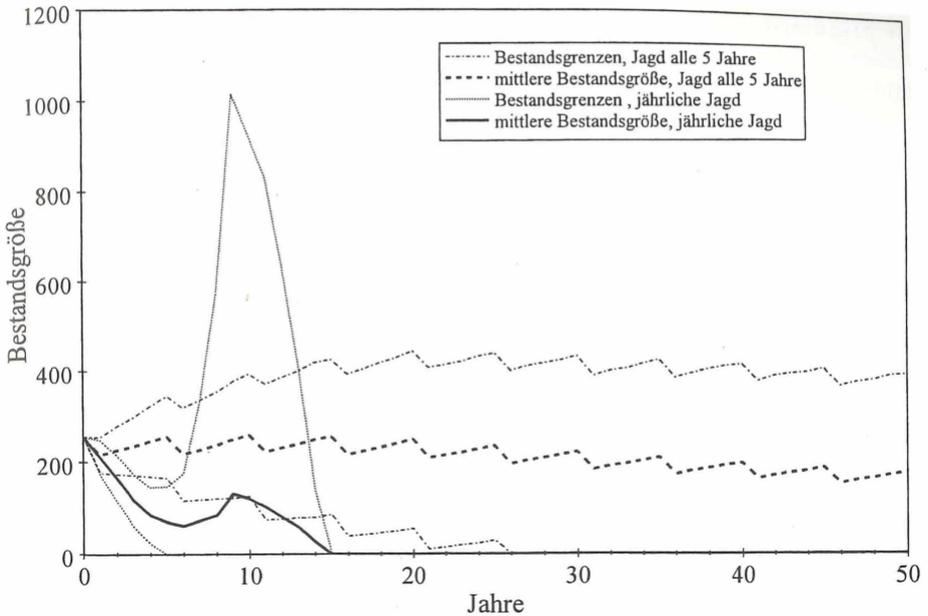


Abb. 88. Populationsentwicklung bei Annahme einer Jagdstrecke von $0,41$ Elstern/ km^2 und Zuwanderung von 2% (Näheres zur Zuwanderungsrate s. Kap. 3.2.3).

Fig. 88. Population dynamics assuming a hunting rate of 0.41 magpies/ km^2 and an immigration rate of 2% (more about immigration rate s. chapter 3.2.3).

Bereits bei Annahme einer Jagdstrecke von $0,41$ Elstern/ km^2 (im Literaturvergleich immer noch als gering einzustufen) würde die Populationsgröße trotz jährlicher Zuwanderung auch dann abnehmen, wenn die Jagd nur in fünfjährigem Abstand für ein Jahr zugelassen wird (Abb. 88). Der völlige Zusammenbruch der Population würde bei jährlicher Jagd ohne Zuwanderung voraussichtlich bereits nach 15 Jahren eintreten (s. Abb. 88).

Die sehr hohe Populationszunahme bei jährlicher Jagd (s. Abb. 88) läßt sich damit erklären, daß VORTEX bei der Bestimmung der mittleren Bestandsgröße bereits ausgestorbene Populationen ignoriert und nicht mit 0 in die folgenden Mittelungen aufnimmt. Höhere Bruterfolgswerte bei abnehmenden Populationsdichten werden von VORTEX in bestimmten Grenzen zugelassen, sodaß die wahrscheinliche Entwicklung der Elsternpopulation realistisch simuliert werden dürfte. Die Elster wird ja wie andere Corviden auch allgemein als „K-Strategie“ angesehen (vgl. EPPLE 1996, REMMERT 1984).

Die Simulationen zeigen, daß auch vorübergehende - z.T. deutliche - Bestandszunahmen die langfristig abnehmende Gesamtentwicklung nicht umkehren können (vgl. Abb. 87 und Abb. 88). Sie lassen auch erkennen, daß Elsternpopulationen eine jährliche Jagdstrecke im Rahmen von 0,5 bis 2 Tieren/km² im Sinne ELLENBERG's (1989) langfristig sicher nicht verkraften dürften.

ELLENBERG (1989) kommt in seiner Stellungnahme auch zu dem Ergebnis, daß Elstern nur ausnahmsweise jagdlich verfolgt werden müssen, um eventuelle Schäden zu verhindern. Daß eine geregelte Bejagung grundsätzlich möglich ist, wie es ELLENBERG (1989) behauptet, muß allerdings nach den vorliegenden Ergebnissen genauer überprüft werden. Die Annahmen ELLENBERG's (1989) zu möglichen Jagdstrecken basieren möglicherweise nicht nur auf überhöhten Bestandsangaben, sondern auch auf wahrscheinlich - zumindest im Vergleich mit den Ergebnissen der vorliegenden langjährigen Studie - überhöhten Angaben zur Produktivität von mitteleuropäischen Elsternpopulationen (s. Kap. 4.1.5). Hierzu müssen dringend weitere Untersuchungen durchgeführt werden.

Ein Festhalten am Schutz der Elster gemäß EU-Vogelschutzverordnung zur Aufrechterhaltung der Bestände wäre derzeit noch zwingend erforderlich. Doch scheint das von ELLENBERG (1989) genannte Gutachtenziel jedoch erreicht, nämlich „den Antrag der Bundesrepublik Deutschland bei der Europäischen Gemeinschaft, die Rabenvogelarten Rabenkrähe (*Corvus corone*), Elster (*Pica pica*) und Eichelhäher (*Garrulus glandarius*) in den Anhang II der Vogelschutzrichtlinie zu überstellen“. Am 21.2.1994 hat der EG-Agrarministerrat den Standpunkt vertreten, daß Rabenkrähe, Elster und Eichelhäher in die Liste der jagdbaren Arten gemäß Anhang Teil 2 der EG-Vogelschutzrichtlinie aufgenommen werden sollen, was mit Wirkung vom 8. Juni 1994 geschah (vgl. EPPLE 1996); damit könnten diese 3 Rabenvogelarten in der Bundesrepublik bejagt werden - sie müssen es aber nicht (Art. 7 Abs. 3 EGVogelschutzRL) (KNIEF 1995). Nachdem der Status der Rabenvögel aber in der BArtSchV nicht verändert wurde, bleiben Aaskrähe, Elster und Eichelhäher hierzulande nach wie vor besonders geschützt und die Verbote des § 20 f Abs. 1 des BNatSchG gelten unverändert (KNIEF 1995).

4.3 Raumnutzung

4.3.1 Diskussion verwendeter Home Range-Bestimmungsmethoden

Das Grundproblem der Home Range-Bestimmung und -Beschreibung ist, aus einer zufälligen Stichprobe von Einzellokalisationen eines Tieres dessen gesamten genutzten Raum zu ermitteln. Im Idealfall soll hierbei noch die Nutzungsart bewertet werden, also z.B. bei Vögeln eine Unterscheidung echter Aufenthaltsorte von lediglich überflogenen Bereichen erfolgen. Auch sollen Zonen unterschiedlicher Nutzungsfrequenzen erkennbar werden.

Die einfachsten Modelle beschränken sich auf die direkte Verbindung der äußersten Einzellokalisationen über gerade Linien. Es resultiert ein „Minimum-Convex-Polygon“ (MOHR & STUMPF 1966, ODUM & KUENZLER 1955, SCHOENER 1981), das bei minimalem Umfang die maximale Fläche beschreibt. Dasselbe wird von VOIGT & TINLINE (1980) als „Minimum-Area-Method“ bezeichnet. Diese einfach anzuwendende Methode weist Nachteile auf: die Genauigkeit der Abgrenzung ist unzureichend, und häufig werden ungenutzte Bereiche eingeschlossen (BÖGEL 1989, KENWARD 1987, MACDONALD et al. 1980, WHITE & GARROT 1990). Den letzteren Fehler korrigieren konkave Polygone („Minimum-Polygon“ nach JENNRICH & TURNER 1969 bzw. „Concav-Polygon“ nach WHITE & GARROTT 1990). Sie entstehen durch Verbinden aller Lokalisationen entgegen der Uhrzeigerichtung (geordnet um den geometrischen Mittelpunkt der Fundorte) zu einem geschlossenen Polygon mit maximalem Umfang bei minimaler Fläche. Der erste Schritt zur Verbesserung dieser einfachen Modelle berücksichtigt die Peilgenauigkeit. Um jede Lokalisation wird ein entsprechender „Unschärfekreis“ gelegt („Puffer-Methode“ nach THOR 1988, BERBERICH 1989). Die entstehende „Wolke“ umschreibt das Home Range.

Unterschiedliche Nutzungsfrequenzen innerhalb des Aktionsraumes werden bei diesen Modellen nicht dargestellt. Randereignisse, wie z.B. einmalige Ausflüge, bestimmen die Größe und die Form des Home Ranges deutlich. So ergibt sich u.U. eine starke Abhängigkeit von der Untersuchungsdauer (BÖGEL 1995, BÖGEL & MÄCK 1991). Der erste Versuch die innere Struktur eines Home Ranges zu beschreiben, war die Angabe eines Aktivitätszentrums (HAYNE 1949). In der Folge wurden verschiedene parametrische Wahrscheinlichkeitsmodelle entwickelt, die zwar eine Abgrenzung der Aktionsraumgröße in Abhängigkeit von der Nutzungsfrequenz ermöglichten (COOPER et al. 1983, JENNRICH & TURNER 1969, KOEPL et al. 1975, WINKLE 1975), jedoch von der geometrischen Formgebung auf Kreise oder Ellipsen festgelegt blieben. Sie repräsentierten deshalb i.d.R. die biologischen Gegebenheiten nur ungenügend (BÖGEL & MÄCK 1991, GARSHELIS 1982, GUSTAFSON & FOX 1983, METZGAR 1972).

Die entscheidende Neuerung bei nicht-parametrischen Annäherungsverfahren, die mit Gitternetzen arbeiten, stellt die Berechnung von Isolinien gleicher Nutzungsintensität dar, durch die erstmals die innere Struktur des Aktionsraumes mit Nutzungsschwerpunkten verdeutlicht werden konnte („Harmonic Mean Model“ nach DIXON & CHAPMAN 1980). Die derzeit realistischste Annäherung bietet das auf der Basis einer Wahrscheinlichkeitsabschätzung über eine Normalverteilung mittels eines „Kernel-Estimators“ (WORTON 1989) weiterentwickelte Verfahren mit Kontur-Linien nach NAEF-DAENZER (1993); es enthält verschiedene Begrenzungen im Bewertungsalgorithmus. Bei beiden Modellen wird die Nutzungswahrscheinlichkeit im gesamten Aktionsraum ermittelt. Bewertet wird bei der früheren Methode die Entfernung aller Lokalisationen relativ zu einem willkürlich überlagerten Hilfsgitternetz. Daher bestimmen beim „Harmonic Mean-Modell“ Nachweise, die nahe an Gitternetzpunkten liegen, die Gestalt des Home Range stark. Bei der weiterentwickelten Methode nach

NAEF-DAENZER (1993) erfolgt die Gewichtung der Lokalisation über die Nutzungswahrscheinlichkeit gemäß der gewählten Normalverteilung; daher können hier über bestimmte Parameter (Suchradius, Standardabweichung) sowohl der räumliche Umgriff der in die Bewertung eingehenden Lokalisationen angegeben als auch die Auflösung frei bestimmt werden. So kann dieses Modell den biologischen Erfordernissen verschiedener Tierarten spezifisch angepaßt werden (BÖGEL 1995).

Diese modernen Berechnungsverfahren können nur nach entsprechender, aufwendiger Datenaufbereitung über EDV-Systeme angewendet werden. Zu Vergleichszwecken wurde in der vorliegenden Untersuchung das einfache Minimum-Convex-Polygon-Verfahren benutzt. Kontur-Linien nach NAEF-DAENZER (1993) wurden exemplarisch vor allem zur Darstellung unterschiedlicher Typen von Aktionsräumen errechnet.

4.3.2 Größe von Aktionsräumen, Home Ranges und Territorien

Home Range- und Territoriumsgößen (Begriffsdefinitionen s. Kap. 3.3.1).

Die in Ulm ermittelten Total Range-Größen adulter Tiere lagen zwischen 15 und 52 ha. Angaben zu Home Ranges der Elster sind in der Literatur nur vereinzelt, Aktions- oder Aufenthaltsgebiete dieser Größe bei adulten Tieren überhaupt nicht bekannt (Tab. 30).

Telemetrische Untersuchungen wurden bisher lediglich von DREIFKE (1994) an einem Jungvogel über einen Zeitraum von 5 Wochen im Herbst durchgeführt; als „Minimum-Convex-Polygon“ wurden 97 ha ermittelt (DREIFKE 1994). Nach der vorliegenden Studie könnte dies das Total Range (= Aktionsraum) dieses Jungvogels darstellen. Der von DREIFKE (1994) angegebene Bereich „höherer Antreffwahrscheinlichkeit“ mit einer Fläche von 41,25 ha könnte in etwa dem Home Range des Tieres entsprechen. Allerdings erscheint die Anwendung dieses Begriffes bei der gegebenen, kurzen Beobachtungsdauer im Stadium der beginnenden Selbständigkeit des Jungtieres wenig sinnvoll. Für Adultvögel ermittelte DREIFKE (1994) mit Hilfe von Farbmarkierungen in zwei Untersuchungsgebieten Aktionsräume mit einer mittleren Größe von 5,6 ha ($n=4$) bzw. 7,7 ha ($n=14$); die Größenangaben beruhen auf 13 bis 36 Wiederbeobachtungen während der Brutzeit statt, also zu einer Zeit geringer räumlicher Aktivität der Tiere.

Tab. 30. Größen von Total Ranges, Home Ranges und Territorien der Elster im Literaturvergleich.

Tab. 30. Comparison of size of total ranges, home ranges and territories of the magpie as given in literature.

Auswertemethode: KL Kontur-Linien nach NAEF-DAENZER (1993); MCP Minimum-Convex-Polygon; R Summe der Flächen genutzter Rasterquadrate; bei fehlender Angabe wurde die Methode vom Autor nicht genannt.

!: v.a. von einem Paar od. Tier exklusiv genutzter Bereich des Home Range (s. Text).

Autor und Markierungsmethode	Untersuchungsort Brutpaardichte	Größe des Aktionsraumes [ha] (Auswertemethode)
vorliegende Studie Telemetriesender, Farbring	Ulm 1,05 BP/km ² in Teiluntersuchungsgebieten 3 - 6,5 BP/km ²	<u>Total Range Adulte:</u> 14,9 - 51,6; $\bar{x}=27,7$ (KL; n=7) 8,8 - 63,4; $\bar{x}=28,7$ (MCP; n=12) <u>Home Range Adulte:</u> 10,1 - 32,8; $\bar{x}=17,2$ (KL; n=7) <u>Total Range Juvenile:</u> 10,2 - 43,4; $\bar{x}=28,5$ (KL; n=5) 17 - 135; $\bar{x}=51,8$ (MCP; n=9) <u>Territorien[!] Adulte</u> (KL; n=3): 8 - 13; $\bar{x}=9,7$
BAEYENS (1981b), Farbring	Haren, Niederlande 7,3 BP/km ²	<u>Territorien</u> (R): 3 - 9,5; $\bar{x}=5,4$ (n=24) 2,5 - 11; $\bar{x}=6$ (n=17)
BAEYENS (1981c), keine Markierung	Fochteloo, Niederlande	<u>Territorium:</u> 7,5 <u>Total Range:</u> 15
BUITRON pers. comm. in BIRKHEAD et al. 1986	westliche USA	<u>Territorium:</u> 3,1
BIRKHEAD (1991), Farbring	Sheffield, England	Nichtbrüter im Winterhalbjahr 18 (MCP)
BIRKHEAD et al. (1986), Farbring	Sheffield, England 19 - 26 BP/km ²	Territorien (n=51): 4,9 ± 2,24 (MCP) <u>Home Ranges v. Nichtbrütern:</u> $\bar{x}=13$ (MCP?; n=84)
DECKERT (1980, 1968) keine Markierung	Berlin Tierpark Motzener See: 4,5 BP/km ²	<u>Territorien:</u> $\bar{x}=7,14$ 2 - 7,6; $\bar{x}=4,5$ (n=11)
DREIFKE (1994) Farbring, Telemetrie bei 1 Jungtier	Schleswig-Holstein, ländl. Gebiet 0,25, Stadt 1,65 BP/km ²	<u>Home Range Adulte</u> (R): 5,5 - 10,75; $\bar{x}=7,7$ (n=14) 4,75 - 7; $\bar{x}=5,6$ (n=4) <u>Home Range Juvenil:</u> 41,25 <u>Total Range Juvenil:</u> 97

Autor und Markierungsmethode	Untersuchungsort Brutpaardichte	Größe des Aktionsraumes [ha] (Auswertemethode)
MÖLLER (1982a) Farbring	Dänemark 2,6 - 3,5 BP/km ²	$\bar{x}=6$
VINES (1981) Farbring	Bristol, England 3,5 - 3,7 BP/km ²	<u>Home Range im Sommer</u> “ (R): 3 - 6,3; $\bar{x}=5$ (n=8) <u>„Home Range im Winter</u> “ (R): 4,3 - 8,5; $\bar{x}=7$ (n=8)

Die Angabe von GAST (1984), daß nach nur 20 Wiederbeobachtungen 80 bis 90% der Gesamtnutzfläche erfaßt seien, erscheint nach den Ergebnissen der vorliegenden Untersuchung fragwürdig: Bei einem kleinen Home Range von 19,4 ha beschriebenen Zufallsstichprobe von 21 Beobachtungen lediglich ca. 42% des mit 441 Lokalisationen ermittelten Aktionsraumes. Bei großen Home Ranges (> 30 ha) waren die Unterschiede noch gravierender: 21 zufällig ausgewählte Beobachtungen aus 300 Lokalisationen ergaben nur 17,7% des Aktionsraumes. BIRKHEAD et al. (1986) ermittelten aus wenigstens 50 Beobachtungen eines Tieres über drei Monate durch Bildung eines Minimum-Convex-Polygons die „Territoriumsgröße“; Angaben zu Home Range- und Total Range-Größen fehlen jedoch. Exemplarisch ermittelte Zufallsstichproben von 50 Beobachtungen ergaben in Ulm im Falle kleiner bzw. großer Total Ranges (s.o.) Anteile von 54,5% bzw. 42,2%.

Aktionsräume (Total Ranges), die Winter-Aufenthaltsgebiete miteinschließen, sind nach VINES (1981) etwa 30% größer als die Sommergebiete. Derartige Veränderung der Aufenthaltsgebiete im Jahreslauf beschreiben auch RÖELL & BOSSEMA (1982). Nennenswerte Größenunterschiede zwischen Winter- und Sommeraufenthaltsgebiet wurden in Ulm nur bei Weibchen während der Brutzeit gefunden.

Die Begriffe Total Range (Aktionsraum), Home Range (Aufenthaltsgebiet) und Territorium bzw. Revier werden von verschiedenen Autoren oft unterschiedlich verwendet; eine klare Definition erfolgt oft nicht (vgl. s. Kap. 3.3.1). Nur wenige Autoren beschreiben Beobachtungen, die zur Abgrenzung der Territorien dienen. Es ist anzunehmen, daß i.d.R. einfach eine reine Sichtbeobachtung (s. z.B. BIRKHEAD et al. 1986) zu einer Abgrenzung herangezogen werden. Bei der vorliegenden Untersuchung wurden zur Bestimmung der Reviergröße nur Beobachtungen von revieranzeigendem Verhalten („exponiertes Sitzen“, Vertreibungsangriffe etc.) gewertet (vgl. Kap. 3.1.1 und Kap. 3.3.4). Im Rahmen der Home Range-Auswertung wurden dann die Flächenanteile errechnet, die das jeweilige Tier bzw. Brutpaar ohne Überlappungsbereiche mit Nachbarpaaren, d.h. exklusiv genutzt hatte (vgl. Tab. 30 „Territorien“). Für das außergewöhnlich große Home Range der Tiere „Gelb-Dunkelblau“ und „Gelb-Orange“ ist die Angabe einer Territoriumsgröße nicht möglich; innerhalb ihres Gebietes siedelte ein weiteres, unberingtes Paar mit unbekanntem Raumanprüchen. Im Zen-

tralbereich des Teiluntersuchungsgebietes Mähringen überlappten sich die Home Ranges z.T. wesentlich stärker; die Territorien dürften hier auf die unmittelbare Nestumgebung beschränkt gewesen sein.

Das Verhalten der Tiere beim Fang zeigte, daß Elstern nur einen kleinen Bereich von bis 30 m um das Nest aktiv verteidigten (vgl. BUITRON 1988, ERPINO 1968b). REESE & KADLEC (1985) geben als verteidigten Raum 80 m um das Nest bzw. 0,5 ha als Revier bzw. Territoriumsgröße an. DECKERT (1980) beobachtete erfolgreiche Verteidigungen eines Raumes von 50 m um das Nest, in dem Nestbauten anderer Individuen verhindert waren. BAEYENS (1981b, 1981c) beobachtete im städtischen Lebensraum mit hoher Brutbestandsdichte eine ausgeprägtere Verteidigungsbereitschaft der Nestinhaber als im ländlichen Gebieten mit geringerer Brutbestandsdichte. Das Territorialverhalten kann also die maximale Siedlungsdichte begrenzen.

Die deutlichen Unterschiede zwischen den in Ulm ermittelten Home Range-Größen und den Literaturangaben (s. Tab. 30) beruhen wahrscheinlich hauptsächlich auf der exakteren Erfassung mit Hilfe der Telemetrie und auf der ungleich größeren Datenmenge in Ulm. Allerdings wirken sich nach eigenen Beobachtungen unterschiedliche Habitatbedingungen ebenfalls auf die Größe der Home Ranges aus. Aktionsräume in Optimalhabitaten waren i.d.R. kleiner (vgl. auch DAVIES 1981, REMMERT 1984). Unterschiede in der Brutpaardichte, wie DREIFKE (1994) diskutiert, könnten eine Rolle spielen, dürften jedoch keinesfalls allein für derart unterschiedliche Arealgrößen ausschlaggebend gewesen sein.

Territoriumswchsel

BIRKHEAD (1985) beschreibt drei unterschiedliche Möglichkeiten zur Gründung eines neuen Territoriums: 1. über „ceremonial gatherings“ (vgl. Kap. 4.4), 2. über Ersatz eines Brutpartners und 3. durch Einschub eines neuen Territoriums zwischen bestehende. Die beiden letztgenannten Fälle wurden in Ulm mehrfach beobachtet (s. Abb. 70, Kap. 3.3.3). Das Elster-Männchen ist nach BIRKHEAD (1991) der eigentliche Revierbesitzer; die Weibchen scheinen „austauschbar“ (BIRKHEAD & CLARKSON 1985, BIRKHEAD 1991). Bei in Ulm beobachteten Partnerwechseln blieb einmal das Männchen Revierbesitzer; in einem weiteren Fall war dies mit hoher Wahrscheinlichkeit anzunehmen. In den Fällen eines Revierwechsels von Männchen war die Partnerin unberingt. Es blieb ungeklärt, ob sich das neue Männchen ev. mit dem alten Weibchen verpaarte. Gruppenversammlungen („ceremonial gatherings“) traten in Ulm nicht sehr häufig auf; ein damit zusammenhängender Revierwechsel war nicht nachweisbar.

Die meisten beringten Altvögel wechselten ihr Territorium nicht. In drei Fällen blieben beringte Tiere über 8 Jahre, in einem Fall über 6 Jahre in ihrem Revier, also im wesentlichen während ihrer gesamten Adult-Lebenszeit.

Wanderungen

In Mitteleuropa bleibt die Elster das ganze Jahr über in ihrem Verbreitungsgebiet (z.B. HANDKE et al. 1986, HÖLZINGER 1987, MÄCK 1997, SCHUSTER et al. 1983). Die meisten Brutpaare sind Standvögel.

Der Median der Entfernungen zwischen den Brutplätzen verschiedener Jahre eines Paares liegt nach BIRKHEAD (1991) bei 25 m. Diese starke Brutplatzbindung hängt wohl mit der hohen Brutbestandsdichte in BIRKHEAD's Untersuchungsgebiet zusammen. Die Ulmer Brutpaare verlegten im Laufe von 3 Jahren ihre Erstnester im Mittel um 157,4 m (min. 10 m, max. 375 m; n=9). Die mittlere Distanz zwischen allen Brutnestern (Erst- und Ersatznester) desselben Paares lag bei 241,17 m (min. 10 m, max. 347 m; n=32).

DECKERT (1980) gibt als Durchschnittsentfernung zwischen besetzten Nestern benachbarter Paare 195 m, min. 75 m und max. 300 m an, BIRKHEAD (1978) im Mittel 158,5 m (SD 11,7; n=20). HOLYOAK (1974) nennt 82 m bzw. 108 m als Minimaldistanzen. In Ulm betrug der Nest-Abstand benachbarter Paare im Mittel 336 m (min. 22 m, max. 2.090 m; n=463); zwischen Erst- und Ersatznestern desselben Paares war er mit 122 m (min. 10 m, max. 565 m; n=85) deutlich geringer.

Während der Jugendentwicklung bleiben die Jungen i.d.R. im Home Range der Eltern; nach HUSBY & SLAGSVOLD (1992) bis zur Selbständigkeit im Alter von etwa zwei Monaten. In Ulm wurden Jungvögel dagegen bis in den Winter im elterlichen Gebiet beobachtet, in Einzelfällen sogar noch im nächsten Frühjahr (vgl. Kap. 3.1.9).

HUSBY & SLAGSVOLD (1992) beobachteten maximale Entfernungen zum Geburtsnest bei etwa 2 Monate alten, gerade selbständigen Männchen von durchschnittlich 220 m (n=17), bei Weibchen von 189,5 m (n=19). In Ulm nutzten 2 Monate alte Jungelstern Aktionsräume von durchschnittlich 8,32 ha (n=10) bei maximalen Nestdistanzen von =234,5 m (n=33). Die Nestdistanzen scheinen vom Habitat abhängig; 2 Monate alte Jungelstern entfernten sich in Mähringen im Mittel maximal 350 m (n=13), in Kesselbronn dagegen nur 157,3 m (n=20) von ihrem Nest.

In der Folgezeit, vor allem in den Wintermonaten (EDEN 1987), formieren sich Jugendgruppen, die sich als Nichtbrüterschwärme in Aktionsräumen von 30 - 50 ha aufhalten (BIRKHEAD et al. 1986). In Ulm traten diese nur unregelmäßig in geringer Kopfstärke auf. Viele Jungelstern wurden aber im Winter an 4 bis 7 km von ihrem Geburtsnest entfernten Gruppen-Schlafplätzen nachgewiesen. Zwischenzeitlich kehrten sie mehrfach in ihr altes Heimat-Home Range zurück. Auch in anderen Gebieten schließt das Winteraufenthaltsgebiet den Heimat-Aktionsraum bei 50 - 80% aller Jungvögel ein (BIRKHEAD et al. 1986, EDEN 1987b).

Selbständige Jungvögel streifen häufig umher. Wanderungen über 100 km gehören aber zu den Ausnahmen. BUSSE (1969) ermittelte unter 560 Ringfunden in Europa nur 7 mit Distanzen von 110 - 450 km; die größten Entfernungen betragen bei im Nest beringten Tieren 210, 275 und 450 km, bei als Adulte beringten 145, 150 und

153 km. HOLYOAK (1971) beobachtete 450 km in Finnland, MØLLER (1982b) 351 km in Dänemark und MEAD & CLARK (1989 in GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1993) 169 km in England.

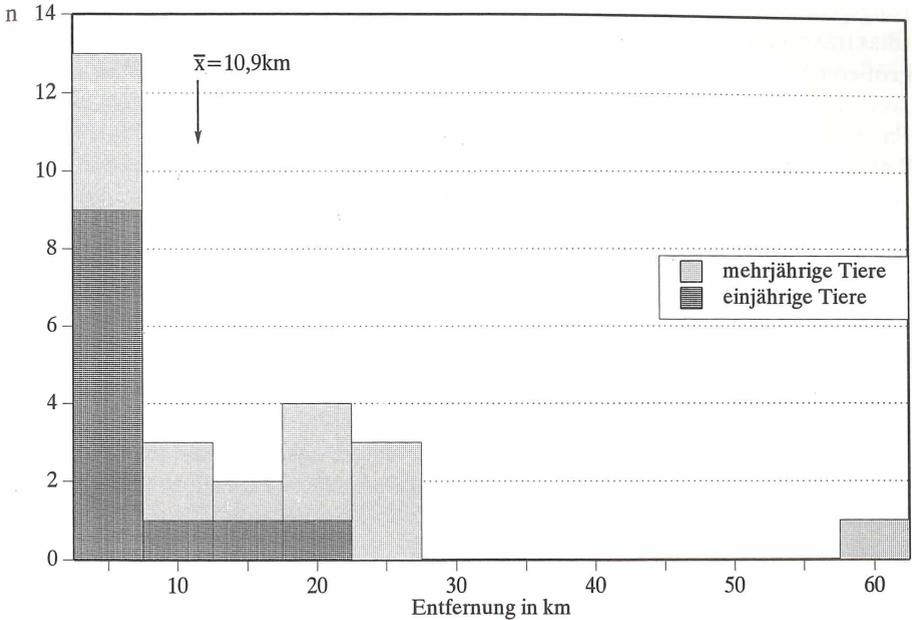


Abb. 89. Ringfunde von Elstern in Baden-Württemberg in Abhängigkeit von der Entfernung zum Beringungsort (n=26; nach MÄCK 1997).

Fig. 89. Ringing recoveries of magpies from Baden-Württemberg in relation to the distance of the ringing place (n=26; according to MÄCK 1997).

99% adulter (n=81) bzw. 99,5% immaturer (n=176) Elstern wurden im Umkreis von 100 km um den Beringungsort wiedergefunden (BUSSE 1969). Die meisten Nachweise von Entfernungen über 30 - 40 km stammen aus Nord-Europa (CRAMP & PERRINS 1994). Strich- oder Wanderungsbewegungen sind nach ZINK (1981) in Süddeutschland fast ausschließlich auf einen 50 km-Radius um den Beringungsort begrenzt, nach MÄCK (1997) in Baden-Württemberg i.d.R. auf einen Radius von 25 km bei einjährigen bzw. bis zu 60 km bei älteren Tieren, im Mittel von 11 km (n=26; Abb. 89). Zwei Ulmer Altvögel erschienen 1 bzw. 2 Jahre nach ihrem Verschwinden erneut im früheren Home Range. Da die telemetrische Nachsuche im weiteren Umkreis erfolglos geblieben war, müssen sich diese Tiere über 10 km entfernt aufgehalten haben. Die meisten Individuen bleiben im Umkreis von 5 km um den Beringungsort (s. Abb. 89; vgl. BAUER et al. 1995). In Ulm wurde ein beringter Nestling noch als vier-

jähriger Altvogel in seinem Ursprungsgebiet beobachtet (Entfernung zum Geburtsnest ca. 1 km).

Die meisten Jungvögel bauen ihr erstes Nest in nächster Nähe zum Erst-Überwinterungsgebiet; oft sogar nur 0 - 798 m ($\bar{x}=425$ m; $n=48$) vom Geburtsnest entfernt (BIRKHEAD et al. 1986). Nur 12% der Jungelstern errichteten ihr erstes Brutnest in größerer Entfernung ($n=63$); die mittlere Distanz betrug bei Männchen ca. 270 m, bei Weibchen ca. 500 m (EDEN 1987b). Von 54 im Nest beringten Elstern der Unterart *Pica p. fennorum* hatten sich 70,4% in höchstens 10 km, 22,2% in 11 - 50 km und nur 7,4% in 51 - 100 km Entfernung vom Geburtsort angesiedelt (BALTWILKS in GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1993).

4.3.3 Nutzung verschiedener Habitatstrukturen

Die Auswertung von über 10.000 Einzelbeobachtungen zeigt, daß die Elster sich bevorzugt auf offenen bzw. halboffenen Flächen aufhält, so z.B. auf Wiesen, Äckern, Streuobstwiesen, größeren Hausgärten, Weg- und Straßenrändern (vgl. BALANÇA 1984). Zur Nahrungssuche werden Flächen nur bei Vegetationshöhen unter ca. 20 cm genutzt. Dies wird von DREIFKE (1994) bestätigt, der Untersuchungen zum Vegetationswachstum von Grünlandflächen und der Nutzungsfrequenz der Elster durchgeführt hatte. Höhere Vegetation schränkt die Verfügbarkeit der Nahrung ein und birgt aufgrund der eingeschränkten Rundumsicht ein höheres Risiko gegenüber Feinden (vgl. ELLENBERG 1989, DREIFKE 1994). Kurzgrasige Grünflächen bieten daher ideale Bedingungen für die Elster. Daneben müssen im Habitat Sitzwarten und geeignete Nist- und Versteckmöglichkeiten, wie dichte Baum- und Gebüschareale, vorhanden sein. DREIFKE (1994) fordert in einem Elstern-Revier einen Mindestanteil von 1 ha an ständig kurzgehaltenem Grünland zur Nahrungssuche. Die Wichtigkeit dieses Habitattyps für die Nahrungssuche zur Jungenaufzucht zeigt sich bei der im Mai deutlich höheren Nutzungsfrequenz von 90% im Vergleich zum Jahresdurchschnitt (70%; DREIFKE 1994). HOLYOAK (1974) beobachtete im August 42 - 63% der nahrungssuchenden Elstern auf kurzgehaltenem Grünland. MØLLER (1982a) ermittelte eine höhere Qualität der Reviere bei höherem Graslandanteil, BIRKHEAD (1991) aufgrund des höheren Anteils an beweideten Flächen.

Die Wichtigkeit von Bäumen und Büschen nicht nur als Nistplatz, sondern auch als sichere Fluchtorte unterstreicht MØLLER (1983) damit, daß Elstern weithin offene Flächen zur Nahrungssuche eher meiden. Auch in Ulm wurde eine hohe Affinität der Elster beobachtet, in der Nähe von Gebüscharealen Nahrung zu suchen. In der Regel flohen die Tiere bei Störungen zu diesen Strukturen hin. Nahrungssuche auf offenen Flächen kam meist nur in größeren Schwärmen vor. Die Vorliebe der Elster für kurzrasige Grünflächen, Äcker und Wegränder in der Nähe der sicheren Dekung von Büschen beobachtete auch HOLYOAK (1974). Oft bevorzugten die territo-

rialen Brutvögel bei der Nahrungssuche die Deckung schutzbietender Gehölze; Nichtbrüter, die zumeist in Gruppen auftreten, müssen sich dann mit deckungsferneren - und damit gefährlicheren - Nahrungsgründen zufriedengeben (BALANÇA 1984).

4.4 Verhalten am Schlafplatz

Das Schlafverhalten der Elstern ist keineswegs so uniform - im Winter in Schlafgesellschaften, im Sommer im Revier - wie es nach den Angaben der einschlägigen Literatur scheint (z.B. BÄHRMANN 1968, MØLLER 1985, REEBS 1987, ZINK 1949). Schlafgesellschaften bildeten sich in Ulm nur im Winterhalbjahr. Die telemetrischen Beobachtungen zeigten jedoch, daß auch im Winter viele Elstern nicht an Gruppen-Schlafplätzen nächtigten. Eine Übernachtung im Nest außerhalb der Brutzeit, wie ERPINO (1968b) und MØLLER (pers. Mitt. in BIRKHEAD 1991) berichten, kam in Ulm nicht vor. Die Struktur der Schlafplätze ist variabel: So schreibt z.B. BÄHRMANN (1968) - „bevorzugte Plätze zur Nachruhe sind Weidendickichte, ohne oder mit Schilf durchwachsen, auf naßgründigen Wiesen, an Ausschachtungen, Teichen und Flußufern, größeren Schilfbeständen an Seen, Nadelholzdickichten, aber auch auf hohen Laubbäumen“. Nach SCHMIDT & BREHM (1974) führt die Elster „ausgedehnte Schlafplatzflüge zu Grünanlagen, Parks, Friedhöfen und Gehölzen außerhalb der bebauten Bezirke“ durch. Nach STIEFEL (1976) werden Waldränder, Feldgehölze, Uferbewuchs und kleine Baumgruppen in Stadtnähe bevorzugt.

Allgemeingültig dürften folgende Kriterien für die Wahl eines Schlafplatzes ausschlaggebend sein:

- Ruhe und Ungestörtheit,
- eine der Zahl der Tiere und ihrem Individualbedürfnis nach Ungestörtheit entsprechende Größe,
- durch dichten Bewuchs gegebene Sicherheit vor Prädatoren und möglicherweise Schutz vor klimatischen Einflüssen,
- gute Erreichbarkeit.

Das letzte Kriterium hat offensichtlich nur eingeschränkt Gültigkeit; viele Tiere fliegen z.B. etwa 500 m über die freie Wasserfläche des Bodensees, um den großen Schlafplatz auf der Halbinsel Mettnau zu erreichen (SCHUSTER unveröff. in MÄCK 1997). Die Dichte der Vegetation wird von vielen Autoren als wichtiger Parameter betont (z.B. GUERRIAT 1983, PLATH 1980, REEBS 1987). Ein Übernachtungsplatz im Unterholz eines Hochwaldes wird hierbei von GUERRIAT (1983) als Ausnahmerecheinung erwähnt.

Als Faktoren, die zur Entwicklung von Schlafgruppen führen, werden Populationsregulation (WYNN-EDWARDS 1962), Reduzierung des Jagddrucks (GADGIL 1972), Nahrungsangebot (WARD & ZAHAVI 1973) oder mikroklimatische Einflüsse (FRANCIS 1976) diskutiert. MØLLER (1985) nimmt als Hauptursache zur Bildung von Schlafge-

meinschaften bei der Elster die Suche von Paarpartnern und die Bewertung der „fitness“ von Territoriumsbesitzern an. Letzteres geschieht nach BIRKHEAD (1991) häufig im Spätwinter und Frühjahr bei den sogenannten „Gruppenversammlungen“ oder „ceremonial gatherings“ (s.a. DARWIN 1871, BIRKHEAD & CLARKSON 1985, GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1993 u.a.), die jedoch nicht an Schlafplätze gebunden sind. Sie wurden z.B. auch in Söflingen beobachtet, wo sich ja keine Schlafgesellschaften gebildet hatten.

Elstern legen unterschiedlich weite Entfernungen zu Gemeinschaftsschlafplätzen zurück. In Dänemark fliegen Elstern über 1,9 km zum Schlafplatz (MØLLER 1985). Aus der Anflugentfernung von max. 4 km errechnen GYLLIN & KÄLLANDER (1977) einen Einzugsbereich von 25 km² für einen Schlafplatz mit 210 Tieren. BRENNEKE (1965) schätzt für einen Schlafplatz mit max. 300 und 250 Tieren einen Einzugsbereich von 75 km². Für den Schlafplatz „Eselsberg“ läßt sich ein Einzugsbereich von etwa 50 km² angeben. Einzelne Ulmer Jungelstern legten mehrfach Distanzen von bis zu 7 km zwischen Geburtsort und Gruppenschlafplätzen zurück.

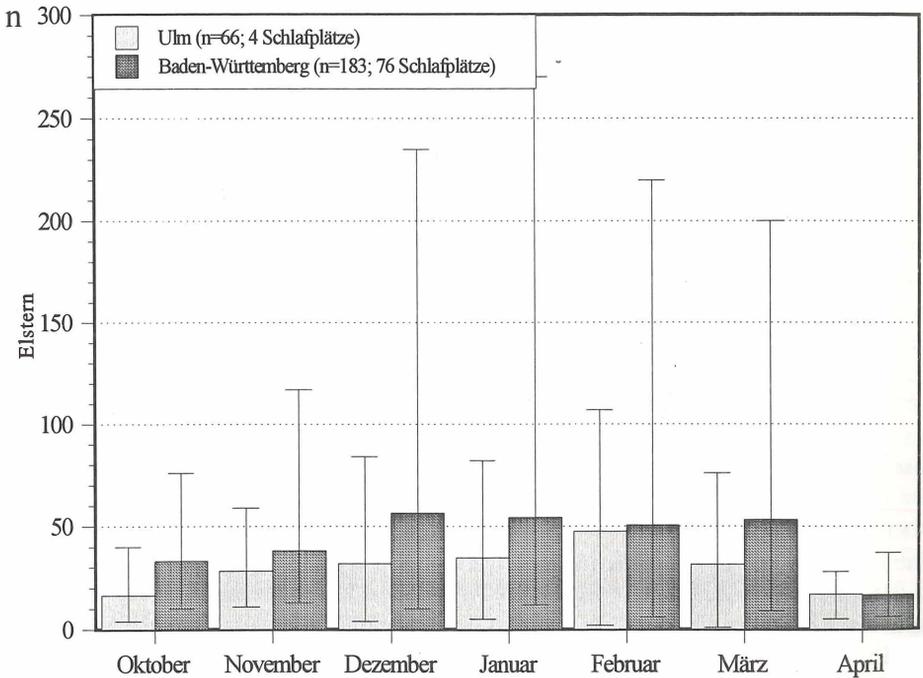


Abb. 90. Zählungen an Schlafplätzen in Ulm und Baden-Württemberg der Jahre 1952-1993. Angegeben sind Durchschnittswerte, Minima und Maxima (vgl. MÄCK 1997).

Fig. 90. Countings at roosting places in Ulm and Baden-Württemberg in the years 1952-1993. Averages, minima and maxima are shown (see MÄCK 1997).

Tab. 31. Schlafplatzgesellschaften der Elster von über 100 Tieren.

Tab. 31. Roosting communities of the magpies with more than 100 animals.

Autor/Beobachter	Anzahl	Monat der Maximalzahl	Ort
AUER 1958	120-150	Februar - März	Salamanca, Spanien
BÄHRMANN 1952	100-110	November	Lauchhammer
BARTH in MÄCK 1997	etwa 100	Februar	Insel Mettnau, Konstanz
BIRKHEAD 1991	bis 150	Winter	Sheffield, England
BLEZARD 1943	> 200	Dezember / Januar	Cumberland, England
BOSCH 1994	140-160	Dezember	Lumberg
BRENNECKE 1965	200-550	Dezember	Schleswig-Holstein
BRENNINGER in MÄCK 1997	180-200	März	Brühl bei Heidelberg
BUCHMANN in MÄCK 1997	109	Dezember	Reutlingen
DYRCZ et al. 1991 in GLUTZ v. BLOTZHEIM & BAUER 1993	120-230 max. 643		Gliwice, Polen
EBENHÖH in MÄCK 1997	> 116	Januar	Villingen-Nordstetten
GATTER in MÄCK 1997	135	Januar	Kirchheim/Teck
GIROD in MÄCK 1997	235	Dezember	Stuttgart
GORGASS 1952	> 100	Dezember	bei Magdeburg
HARMS in MÄCK 1997	128	Dezember	Karlsruhe
KRAUSS in MÄCK 1997	111	Februar	Tübingen
MÄCK 1997	bis 107	Februar	Ulm
MØLLER 1985	bis 130	November - März	Nord-Jütland, Dänemark
PENZ in MÄCK 1997	200-220	Februar - März	Schweizer Ried
PUSTOCH et al. 1984, in GLUTZ v. BLOTZHEIM & BAUER 1993	bis 300		Frankreich
REEBS 1986	46-192	September - April	Edmonton, Kanada
REEBS 1987	bis 150	Februar / März	Alberta, Kanada
ROLFE 1965	etwa 250	August / September	Zaragoza, Spanien
SAUMER in MÄCK 1997	260-280	Januar	Marckolsheim, Elsaß
SCHUSTER et al. 1970	bis 220		Bodensee
	162	April	
UTLEY 1943	123-185	September	North Yorkshire, England
	161	November	
WESTERFRÖLKE 1952	etwa 100	Februar	Gütersloh
WITT et al. 1990	200-660	Dezember - März	Berlin

Die Nutzung derartiger angestammter Schlafplätze besitzt wahrscheinlich eine gewisse Tradition; denn selbst z.B. die vollständige Umgestaltung des Geländes am Eselsberg (Bau von großen, mehrstöckigen Wohneinheiten im unmittelbaren Umfeld) hinderte die Elstern bislang nicht, die gewohnte Schlafhecke anzufliiegen.

Viele Autoren bezeichnen bereits Ansammlungen von 20-50 Tieren als große Schlafgruppen (BROWN 1924/25, DECKERT 1980, DIESING 1984, GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1993, GYLLIN & KÄLLANDER 1977, HAUSMANN 1952, HEINE et al. 1994, KRAMBRICH 1951). Schlafgesellschaften mit über 100 Tieren treten nur selten auf (Tab. 31). Eine Auswertung von Gruppenschlafplätzen in Baden-Württemberg auf der Basis der von Feldornithologen an die Dokumentationsstelle für die Avifauna Baden-Württemberg gemeldeten Zählungen zeigt, daß Schlafgruppen bis 270 Tiere umfassen (Abb. 90). Ein Vergleich der Angaben fällt oft schwer, da z.T. fälschlicherweise lockere, abendliche Gruppierungen oder Nichtbrüterschwärme als Schlafgesellschaft interpretiert werden (vgl. auch Hinweise bei BIRKHEAD 1991 und CRAMP & PERRINS 1994).

Tab. 32. Anteile unterschiedlicher Gruppengrößen an Schlafplätzen in Ulm und Baden-Württemberg (Ba-Wü) von 1952 bis 1993. Angaben in Prozent, bezogen auf einzelne Monate.
Tab. 32. Sizes of roosting flocks in Ulm and Baden-Württemberg (Ba-Wü) from 1952 to 1993. Data were collected in different months and are given in percent for each month and for the whole period.

Monat	Gruppengrößen									
	≥ 100		≥ 75 < 100		≥ 50 < 75		≥ 25 < 50		< 25	
	Ba-Wü	Ulm	Ba-Wü	Ulm	Ba-Wü	Ulm	Ba-Wü	Ulm	Ba-Wü	Ulm
Oktober Ba-Wü: n=4 Ulm: n=6	0	0	20,0	0	0	0	40,0	33,3	40	66,7
November Ba-Wü: n=16 Ulm: n=8	6,3	0	6,3	0	12,5	12,5	18,7	37,5	56,3	50,0
Dezember Ba-Wü: n=42 Ulm: n=13	9,8	0	10,0	7,7	14,6	15,4	26,8	30,8	24,4	46,1
Januar Ba-Wü: n=46 Ulm: n=11	10,9	0	17,4	9,1	17,4	18,2	19,5	27,3	34,8	45,4
Februar Ba-Wü: n=46 Ulm: n=16	10,9	6,3	17,4	31,2	19,6	12,5	15,2	6,3	36,9	43,7
März Ba-Wü: n=20 Ulm: n=9	10,0	0	20,0	22,2	5,0	0	25,0	22,2	40,0	55,7
April Ba-Wü: n=9 Ulm: n=3	0	0	0	0	0	0	33,3	33,3	66,6	66,7
Gesamt Ba-Wü: n=183 Ulm: n=66	9,3	1,6	17,5	13,6	14,2	10,6	21,9	24,2	37,1	50,0

In Ulm wurden maximal 107 Elstern an einem Schlafplatz gezählt; im Mittel waren es 30 (66 Zählungen), an anderen Orten in Baden-Württemberg 50 Tiere (183 Zählungen) (s. Abb. 90, vgl. MÄCK 1997). Gruppengrößen von über 100 Tieren wurden in Baden-Württemberg bei 9,3% der Zählungen ($n = 183$) bzw. an 13 von 76 Schlafplätzen (17,1%) beobachtet, in Ulm bei 1,6% der Zählungen bzw. an 1 von 4 Schlafplätzen (25%; Tab. 32). Zwischen den Minimal- und Maximalzahlen liegen an den einzelnen Schlafplätzen große Differenzen (s. Abb. 90). Derartige hohe Streuungen erwähnt auch MØLLER (1985; 3 - 130 Exemplare).

Gruppen mit wenigstens 75 Tieren kamen in Baden-Württemberg fast monatlich vor, gehäuft allerdings - wie in Ulm - nur zwischen Dezember und März. Auch in anderen Gebieten kommen die hohen Gruppenstärken in den eigentlichen Wintermonaten von Dezember bis Februar vor (s. BIRKHEAD 1991, GUERRIAT 1983, MØLLER 1985, PLATH 1980). Tab. 32 zeigt auch, daß kleine Schlafgesellschaften (weniger als 25 Tiere) in Ulm deutlich häufiger waren als im sonstigen Baden-Württemberg. Ob dies auf fehlenden systematischen Erhebungen andernorts beruht oder in Zusammenhang mit der deutlichen Synanthropie der Elster in Ulm (vgl. Kap. 3.2) und einem damit verbundenen andersartigen Angebot an Schlafmöglichkeiten steht, kann nicht abschließend beurteilt werden (vgl. Kap. 3.5). Auch MØLLER (1985) beschreibt jedoch in städtischen Gebieten kleinere Schlafplätze als in der freien Feldflur.

Nach BOSCH (1994) zählen 82% der in Baden-Württemberg in den Jahren 1989 - 1994 gemeldeten Schlafplätze weniger als 100 Tiere; die höchsten Übernachtungsraten lägen im November und Dezember. Dies kann nach eigenen Auswertungen von 183 gemeldeten Zählungen an 76 verschiedenen Schlafplätzen in Baden-Württemberg und den Untersuchungen in Ulm nicht bestätigt werden (vgl. Tab. 32, vgl. Abb. 90 und MÄCK 1997).

REEBS (1987) beschreibt für Kanada eine ausgeprägte Zweigipfligkeit der Gruppenstärken am Schlafplatz mit einem schwachen Höhepunkt im Dezember und einem deutlichen Gipfel im Februar/März. Diese Zweigipfligkeit läßt sich weder bei der Auswertung der Ulmer noch der anderen Zählungen in Baden-Württemberg bestätigen (s. Abb. 90 und Kap. 3.5, Abb. 76). Da die Elstern bei Kälte und winterlichen Witterungsbedingungen vermehrt Gemeinschaftsschlafplätze aufsuchen (vgl. BOSCH 1994, REEBS 1987), könnte die zweigipflige Kumulation durch einen ausgeprägten Verlauf des Winters mit einer ersten Kälteperiode ab November und einer zweiten im Februar bedingt sein.

Die großen Zahlen an Schlafplätzen und der ermittelte Winterbestand in Baden-Württemberg von 49.000 Individuen deuten nach BAUER et al. (1995) auf eine nicht zu unterschätzende Zahl an Zuzüglern oder Nichtbrütern in unserem Gebiet hin. Dies könnte auch die Bestandsentwicklungen der letzten Jahre trotz schwachen Bruterfolgs (vgl. Kap. 3.1.11) erklären (vgl. Kap. 3.2.3). Elsternpopulationen bestehen aus 5 - 60% Nichtbrütern (MØLLER - pers. Mitt. in BIRKHEAD 1991: 5%; BAYENS 1981c: 20%; BIRKHEAD 1991: 26 - 56%; HÖGSTEDT pers. Mitt. in BIRKHEAD 1991: 60%). In Ulm war der

Nichtbrüteranteil in der nicht vollständig markierten Population nur näherungsweise zu ermitteln. Nach vereinzelt Beobachtungen zu schließen, dürfte er aber kaum über 2% gelegen haben.

Ankunft und Abflug der Tiere am Schlafplatz

Die zeitliche Ankunft der Tiere am Schlafplatz variiert. Sie kann Hinweise auf Revierinhaber bzw. Revierqualitäten geben (MØLLER 1985). So treffen Inhaber guter Reviere deutlich später am Schlafplatz ein und fliegen morgens deutlich früher ab. Möglicherweise sind auch Vögel, die einen Schlafplatz kurz vor Einbruch der Dunkelheit wieder verlassen (s. Kap. 3.5), Inhaber guter Reviere im MØLLERSchen Sinne.

Die abendlichen Ankunftszeiten an den Schlafplätzen in Ulm entsprechen ebenso wie die morgendlichen Abflugszeiten im wesentlichen den weitgespannten Literaturangaben (BÄHRMANN 1968, DEKERT 1980, GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1993, GUERRIAT 1983, GYLLIN & KÄLLANDER 1977, KOOIKER 1996b, MØLLER 1985, PLATH 1980, REEBS 1986, REEBS 1987, STIEFEL 1976):

- Ankunft bis zu 3 Stunden vor und 1 Stunde nach Sonnenuntergang,
- Abflug bis zu 45 Minuten vor und 30 - 40 Minuten nach Sonnenaufgang.

Eine detaillierte Aufschlüsselung der An- und Abflüge nach Zeit und Schwarmstärken (s. Kap. 3.5) fehlt in der Literatur. Ankunfts- und Abflugszeiten sind außer bei KOOIKER (1996b: zwischen 130 - 3800 lx) nicht auf Helligkeitsmessungen, sondern nur auf Sonnenunter- bzw. Sonnenaufgang bezogen. Bei Angaben wie „Ankunft bis zu 60 min nach Sonnenuntergang“ (DECKERT 1980) oder „Abflug 25 - 15 min vor Sonnenaufgang“ (BÄHRMANN 1986, DECKERT 1980, STIEFEL 1976) muß angenommen werden, daß „Sonnenunter-“ und „-aufgang“ nicht den echten Wechsel der Lichtverhältnisse beschreiben. Nach GYLLIN & KÄLLANDER (1977) wird der Schlafplatz im September/Okttober und im Februar/März vor, von November bis Februar nach Sonnenuntergang angefliegen. In Ulm waren Flüge (An- oder Abflüge) während der Dunkelheit (unter 10 lx) nur ausnahmsweise nachzuweisen (vgl. KOOIKER 1996b, PLATH 1980). REEBS (1986) beobachtete jedoch 76% aller Abflüge aus der Schlafhecke (n = 102) bei nur 1 - (3) 5 lx.

Auch die Ulmer Elstern trafen wie bei GUERRIAT (1983), KOOIKER (1996b), PLATH (1980) u.a. bei schlechten Wetterverhältnissen in kürzerer Folge am Schlafplatz ein. Sie suchten dann sofort ihre Schlafstellen auf, wo die einzelnen Individuen erkennbar Distanz wahrten (vgl. HUBER 1944). Bei normaler Witterung hielten sie sich zunächst noch in Gruppen in der Umgebung des Schlafplatzes auf.

Der nahezu geschlossene Abflug vom Schlafplatz in nur wenigen, großen Gruppen und innerhalb kürzester Zeit wird in der Literatur nur bei GYLLIN & KÄLLANDER (1977), KOOIKER (1996b) und REEBS (1986) erwähnt (vgl. DECKERT 1980, GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1993, MØLLER 1985, PLATH 1980, REEBS 1987, STIEFEL 1976). Beschreibungen der sich über einen längeren Zeitraum verteilenden Ankunft der

Tiere und das Anfliegen in kleineren Gruppen, Paaren oder auch einzeln wie in Ulm, finden sich häufig.

4.5 Beiträge zur Diskussion um die weitere Unterschutzstellung der Elster

4.5.1 Nahrungswahl und interspezifische Zusammenhänge

Knapp acht Jahre nach Erlaß der EG-Vogelschutzrichtlinie wurde 1987 durch die Novellierung des Bundesnaturschutzgesetzes (BNatSchG) und die Überarbeitung der Bundesartenschutzverordnung (BArtSchV) der geforderte besondere Schutz aller Vogelarten in nationales Recht umgesetzt. Seither dürfen Corviden - ohne Ausnahmeregelung - nicht mehr bejagt werden. Dies wird verschiedentlich heftig kritisiert. Als Begründung wird ein negativer Einfluß von Rabenvögeln auf die Bestände seltener Singvogel- und Niederwildarten (z.B. GRÄFF 1987, HAMMER 1988, KALCHREUTER 1987, NIEDL 1987, URBSCHAT 1990) angeführt, der wissenschaftlich bislang jedoch nicht nachgewiesen werden konnte (HÖLZINGER 1987), was auch in der vorliegenden Untersuchung bestätigt wird. Beobachtungen von nesträubernden oder jagenden Elstern stellen lediglich zufällige Einzelbeobachtungen dar (z.B. BADEN 1951, BLÄSS 1966, BRENNECKE 1953, BUB 1953, DEPPE 1981, HORNING 1944, KERTSCHER 1952, KRAMER 1951, KUMERLOEVE 1967, RIECKHOFF 1979, SCHNELL 1950, SCHULZE 1982, STRAMM 1985, SUDHAUS 1969, VIANDEN 1958, WIEHE 1990). Experimentell geführte Nachweise angeblicher Bestandsbedrohungen von Singvögeln oder Niederwild durch Corviden blieben meist aufgrund diverser methodischer Fehler wenig aussagekräftig (z.B. SLAGSVOLD 1980b, BAEYENS 1981a, MÖLLER 1988. Auch mehrjährige Ausschlußversuche („removal experiments“) in England, wo während der Brutzeit des Rebhuhns die Untersuchungsgebiete künstlich nahezu frei von Raubsäugern und Corviden gehalten wurden, erbrachten keinen Beleg einer Bestandsbedrohung der Rebhühner durch die Prädatoren (EPPL 1996). Ähnliches gilt auch bei Wiesenbrütern: Populationsuntersuchungen am Kiebitz gaben nur vereinzelte Hinweise auf Elstern als Nesträuber (z.B. ONNEN 1989: in 1 von 159 Nestern).

Untersuchungen zur Nahrungswahl der Elster

In obigem Zusammenhang interessiert die Zusammensetzung der Nahrung der Elstern vor allem während der Jungenaufzucht, bei der rasch hochwertige, eiweißreiche Nahrung beschafft werden muß. Halsringuntersuchungen an Nestlingen (HÖGSTEDT 1980, SPAANS et al. 1982, vgl. RUGE et al. 1988) scheiterten in Ulm - von wenigen Ausnahmen abgesehen - aufgrund des verstörten Verhaltens der Altvögel. Das sehr vorsichtige Verhalten der Elstern dürfte hier auf die bis in die jüngste Vergangenheit

durchgeführten Verfolgung durch den Menschen zurückzuführen sein. So sind auch die Fluchtdistanzen der Elstern in Ulm um ein Vielfaches größer als in anderen Gebieten (DHINDSA & BOAG 1989). Gewölle wurden während der Brutzeit nur vereinzelt an Schlafplätzen gefunden.

In Ulm hielten sich vor allem „Feldelstern“ vorwiegend am Boden an Gebüschrändern auf. Bei höherem Bodenbewuchs flogen sie von ihren Sitzplätzen auf Hecken nur kurz auf den Boden hinunter. Die Tiere zeigten bei der Nahrungsaufnahme eine ausgeprägte Vorliebe für kurzrasige Flächen (vgl. Kap. 3.3.4 und Kap. 4.3; s. auch Beobachtungen von SCHMID-DANKWARD 1990 auf Friedhöfen). In Schrebergärten und Siedlungen suchten sie Nahrung auch häufig auf Komposthäufen (s. auch DECKERT 1980).

Der Nachweis eines Nestraubes gelang in Ulm selbst bei über 10.000 Einzelbeobachtungen in den Untersuchungsgebieten nicht. Allerdings registrierte FUNKE (pers. Mitt.) im Hausgarten am Eselsberg wenigstens 5 Fälle bei Amseln; in einem Fall wurden sogar 5 fast erwachsene Jungvögel aus einem Nest auf dem Balkon erbeutet. DECKERT (1980) beobachtete Elstern nur selten auf der Suche nach Singvogelnestern; 90% der Zeit der Nahrungssuche verbrachten die Tiere beim Fang von Wirbellosen (hauptsächlich Insekten). Auch HOLYOAK (1974) fand kaum Beweise für Nestraub, hebt jedoch das häufige Vertilgen von Aas hervor. Er berichtet auch von gelegentlichem Mäusefang.

Das in der Literatur dargestellte Beutespektrum der omnivoren Elster (z.B. BÄHRMANN 1968, BIRKHEAD 1991, DECKERT 1980, GASOW 1944, OWEN 1956, TATNER 1983) kann bestätigt werden. Im Winter ernähren sich Elstern hauptsächlich von pflanzlicher Substanz (Früchte und Sämereien; s. HÖLZINGER 1987, GRIMM 1989), während der Vegetationsperiode meist von Wirbellosen (CSIKI 1919, HOLYOAK 1968, KALMBACH 1927, TATNER 1983). Die an den Winterschlafplätzen gefundenen Gewölle zeigten ein entsprechendes Bild. Knochen oder Haare von Wirbeltieren, i.d.R. von Mäusen (vgl. DAY 1966, DEBROT 1982, MÄRZ 1987), fanden sich nur selten. Häufig waren kleine Steinchen (Gastrolithen) und Bruchstücke von Schneckenschalen. Die Gewölle bestanden zu weit über 70% aus Hüllspelzen verschiedener Getreide- und Grasarten. Auf Reste von Früchten, z.B. der Hagebutte oder diverser Beerensträucher, entfiel ein hoher Anteil. Regenwürmer werden das ganze Jahr über in großer Zahl verzehrt (vgl. HÖGSTEDT 1980). Die Vergleichbarkeit der Literaturangaben wird durch die Verwendung unterschiedlicher Einheiten erschwert (z.B. HÖGSTEDT 1980: Gewichtsprozente, TATNER 1983 und OWEN 1956: Fundanteile, SPAANS et al. 1982: Trockengewichts- und Volumenprozente, DECKERT 1980: Gewölleanzahlen). Doch bei allen Untersuchungen stellen Wirbellose den Hauptanteil der Nestlingsnahrung. HÖGSTEDT (1980) fand 25% Regenwürmer, 20% Aas, 19% Getreidesamen und 12% Rüsselkäfer. Ähnliches nennen auch z.B. EIGELIS & EIGELIS (1964), KALMBACH (1927) und TATNER (1983) (Abb. 91). DECKERT (1980) fand zusätzlich viele Reste von Hühnereiern und Fischen (dies steht sicher in Zusammenhang mit dem untersuchten städtischen Habitat). Nur in je

zwei (0,4%) von 160 Gewöllen wurden Reste von Wildvogeleiern bzw. Nestlingen gefunden (DECKERT 1980; s. Abb. 91). BOHAC (1967) ermittelte 18,1% Feldmaus-Anteile bei Gewölleanalysen nach Volumenprozenten; demgegenüber entfielen jedoch 66,2% auf Pflaumen.

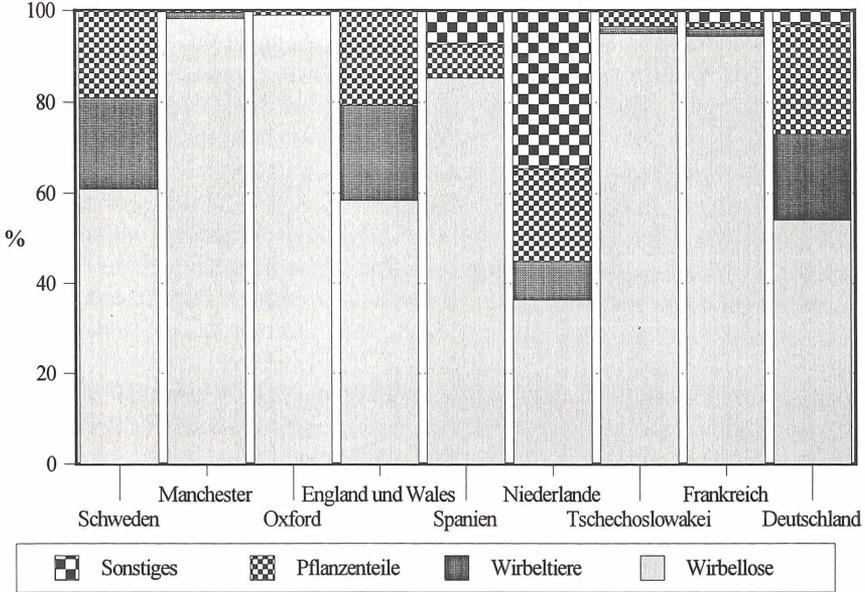


Abb. 91. Vergleich verschiedener Untersuchungen zum Nahrungsspektrum während der Brutzeit, verändert nach BIRKHEAD 1991 und MÄCK 1997. Von links nach rechts:

„Schweden“ HÖGSTEDT 1980; „Manchester“ TATNER 1983; „Oxford“ OWEN 1956; „England und Wales“ HOLYOAK 1968; „Spanien“ MARTINEZ et al. 1992; „Niederlande“ SPAANS et al. 1982; „Tschechoslowakei“ KRISTIN 1988; „Frankreich“ BALANÇA 1984b; „Deutschland“ DECKERT 1980 (s. Text).

Fig. 91. Comparison of different studies dealing with the feeding spectrum during breeding season, modified from Birkhead 1991 and completed according to Mäck 1997. From left to right:

„Schweden“ HÖGSTEDT 1980; „Manchester“ TATNER 1983; „Oxford“ OWEN 1956; „England und Wales“ HOLYOAK 1968; „Spanien“ MARTINEZ et al. 1992; „Niederlande“ SPAANS et al. 1982; „Tschechoslowakei“ KRISTIN 1988; „Frankreich“ BALANÇA 1984b; „Deutschland“ DECKERT 1980 (see text).

Manche Autoren bezeichnen die Elster sogar als „typisch insectivore“ Vogelart, nachdem Insekten in der Adultnahrung einen Anteil von 27,8% und in der Nestlingsnahrung von 52,3% (SOVIŠ 1970) bzw. sogar 87,4% (MARTINEZ et al. 1992) einnehmen. BALANÇA (1984b) ermittelte 81,1% Insekten, andere Wirbellose 13,2%, Wirbeltierre-

ste 1,6% (von Amseln, Singdrosseln und Feldmäusen) und Nahrungsreste des Menschen (von Komposthaufen bzw. Müllhalden) und Früchte 4,2% des Trockengewichtes (BALANÇA 1984b).

Elstern und Kleinvögel

Untersuchungen zum Brutbestand und Bruterfolg von kleineren Singvögeln und hier vor allem der offenbrütenden Arten, die zur potentiellen Beute der Rabenvögel zählen, sind in Gebieten mit hoher Corviden-Dichte von besonderem Interesse. Im Untersuchungsgebiet kamen 93 Brutvogelarten vor, darunter viele Rote-Liste-Arten der Feldflur.

Die hohe Abundanz der Elsternpopulation führt also generell wohl nicht zu einer Verarmung der heimischen Kleinvogelwelt. Es war dagegen auffällig, daß z.B. in hecken- und damit saumbiotopreichen Landschaften immer artenreiche Brutvogelgemeinschaften (mit seltenen Arten wie z.B. Rebhuhn oder Neuntöter) gefunden wurden. Dort kamen auch viele Prädatoren vor. Im Teiluntersuchungsgebiet Kesselbronn mit hoher Elsterndichte (bis 7,2 BP/km²) brüteten z.B. Rebhuhn, Goldammer, Neuntöter regelmäßig erfolgreich. Daneben jagten und brüteten z.T. Rabenkrähe, Turmfalke, Mäusebussard, Rotmilan, Sperber und Habicht. Fuchs, Steinmarder, Wiesel, Eichhörnchen, Igel und Hauskatzen wurden ebenfalls regelmäßig beobachtet. In Söflingen, das neben einer hohen Elsterndichte (bis 6,4 BP/km²), mehrere Brutpaare der Rabenkrähe, sowie Steinmarder, Igel, Eichhörnchen, Hauskatzen, Sperber und Mäusebussard beherbergt, gelang sogar der Erstnachweis brütender Birkenzeisige (EPPLÉ & MÄCK 1990/92). Vor der Umgestaltung der alten Gärten zu einem Neubaugebiet waren hier regelmäßig Rebhühner und Feldhasen zu beobachten.

In deutlich strukturärmeren Gebieten, die auch meist elsternarm oder sogar -frei waren, wurde dagegen eine wesentlich artenärmere Avizönose festgestellt.

Es ist unwahrscheinlich, daß der für diese saumbiotopreichen Habitate typische Artenreichtum die hohe Prädatordichte „direkt“ bewirkt. Zum einen ist das Nahrungsangebot für Prädatoren in artenärmeren, aber individuenreichen Zoozönosen sicher nicht schlechter (für entsprechende Spezialisten sogar besser); zum anderen war der Bruterfolg der Beutearten in obigen Gebieten durchweg als gut zu bezeichnen. Zudem zeichnen sich gerade derartige Biotopstrukturen (heckenreiche, kleinstrukturierte Feldlandschaft, extensiv genutzte Streuobst- und Kleingartengebiete etc.) wegen eintretender Randeffekte, aber auch z.B. wegen der vielfältigen Versteckmöglichkeiten für Beutetiere, grundsätzlich durch besonderen Artenreichtum aus (KLOFT 1978). Auch in anderen reichstrukturierten Siedlungs- und Knicklandschaften ist die allgemeine Brutvogeldichte mit der Rabenvogel- und Flugwild-Dichte positiv korreliert (PUCHSTEIN 1988).

Diese artenreichen Zoozönosen können sich nur unter optimalen Habitatbedingungen dauerhaft einstellen. In diesen Fällen mit funktionierenden Räuber-Beute-Gleich-

gewichten können sich artenreiche Beutetier-Populationen bei Vorhandensein einer reichhaltigen Prädatorenfauna entwickeln; der Artenreichtum der Prädatoren dürfte sogar zu einer Gesunderhaltung der Beutetierbestände entscheidend beitragen (s. Kap. 4.5; vgl. REMMERT 1984).

Grundsätzlich zeigte sich bei der Auswertung des Bruterfolgs einzelner Singvogelarten, daß Spezies, deren ursprüngliches Habitat (offene Urlandschaften wie z.B. Wildflußtäler oder Randsäume von Mooren) den heutigen Heckenlandschaften relativ nahe kommen dürfte, vergleichsweise hohe Bruterfolgsquoten aufwies. Dies galt z.B. für die beiden Grasmückenarten oder auch den Zilp-Zalp. Beim „Waldvogel“ Amsel flogen nur aus wenigen Nestern Junge aus. Vergleicht man z.B. Klappergrasmücke und Amsel am Nistplatz, so wird deutlich, daß angepaßte Feindvermeidungsstrategien oft erfolgreich sind: Ein verstecktes Anfliegen des Nistplatzes konnte bei der Amsel nie beobachtet werden. Ihr Feindvermeidungsverhalten beschränkte sich v.a. auf Warnrufe bzw. das „heimliche“ Verlassen des Nestes bei Störungen mit anschließendem, ruhigen Abwarten in der Deckung (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1988). Dies war im untersuchten, halboffenen Lebensraum wenig erfolgreich, weil der relativ offene Neststandort vom Räuber dann ja meist bereits erkannt war. Angriffe als Verteidigungsstrategie sind bei Amseln selten und meist auf Siedlungsbrüter beschränkt (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1988). Das ist möglicherweise bereits als Anpassung an den neuen Lebensraum zu werten. Wacholderdrosseln gelang es jedenfalls häufig, anfliegende Krähen durch hartnäckige Luftangriffe abzulenken und sogar zu vertreiben. Die Amsel kann diesen Nachteil offensichtlich durch die hohe Zahl von bis zu vier Jahresbruten und ihre Toleranz gegenüber dem Menschen ausgleichen, so daß ihre Bestände nicht bedroht sind (s.u.).

Die meisten der in der vorliegenden Studie kontrollierten Singvogelnester lagen in Kleingartengebieten und dort an häufig begangenen Wegen. Verstecktere Nester in dichten Gebüschbereichen wurden sicherlich oft übersehen. Da der Prädationsdruck entlang von Grenzlinien in einem ansonsten gleichförmigen Habitat höher als in dessen Zentrum ist, kann man annehmen, daß der Gesamt-Bruterfolg der untersuchten Arten höher war, als die vorliegenden Daten ergeben.

Stellvertretend für die in Kap. 3.4.2 dargestellten Untersuchungen an 20 Kleinvogelarten, sollen hier exemplarisch die Ergebnisse bei Amsel, Wacholderdrossel, Mönchsgrasmücke, Zilp-Zalp, Grünfink und Buchfink im Literaturvergleich diskutiert werden. Als Kenngröße des Bruterfolgs wird hier der Nesterfolg, d.h. der Anteil Nester mit mindestens einem ausgeflogenen Jungen bezogen auf die Gesamtzahl der Nester, angegeben. Eine Brutpaarzuweisung und somit eine Angabe von „Flüggen/Brutpaar“ war wegen der fehlenden individuellen Erkennbarkeit der Tiere nicht möglich. Es ist jedoch anzunehmen, daß der Paar-Bruterfolg höher war, als es der Nesterfolg aussagt, da viele Singvögel Mehrfachbruten tätigen.

Amsel (*Turdus merula*)

Die Brutkontrollen von 214 Amselnestern in Gebieten mit hohen Elsterndichten (bis 6,4 BP/km²) ergaben einen Nesterfolg von 29,4%. Der Literaturvergleich weist Ulm als guten Amsel-Lebensraum aus: WIEHE (1990) ermittelte als Brutverlust 81,1%, STEPHAN (1985) als Bruterfolg 26,5% - 28,5% an. SNOW (1969) nennt als Minimum 26% für Aprilgelege und bis 47% für Spätgelege bei besserem Sichtschutz aufgrund der Vegetationsentwicklung. Im Siedlungsbereich von Ulm waren die Bruterfolge der Amsel wesentlich besser als in ihrem Ursprungshabitat „Wald“ (s. auch SNOW & MAYER-GROSS 1967: Gärten 50%, Farmland 28%, Wald 12%). Dieser höhere Bruterfolg der Siedlungsbrüter ist offensichtlich auch auf den durch die Anwesenheit von Menschen verursachten höheren Schutz vor Räubern zurückzuführen. Dies dürfte neben den geringeren Winterverlusten (Winterfütterung) zur Verstärkung der Amsel beigetragen haben (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1988). Die gute körperliche Konstitution der gefütterten Tiere führt sicher mit zu dem beobachteten frühen Brutbeginn in Wohngebieten. Ähnliche Effekte waren experimentell u.a. bei Elstern nachzuweisen (HOCHACHKA & BOAG 1987, HÖGSTEDT 1981b). Die hohe Verlustrate früher Amselnester hatte DYRCZ (1969) in Wäldern und auf einem Friedhof nicht beobachtet: Totalverluste kamen fast nur in der Hauptbrutzeit vor. Einen geringen Bruterfolg der Amsel (n = 493) verzeichnete GROOM (1993) mit 5% in drei Untersuchungsgebieten in Manchester mit sehr hohen Elsterndichten von 30 - 49 BP/km² (vgl. Kap. 4.2.2, Tab. 29).

Spuren auf Plastik-Eiern ergaben einen Anteil der Elster am Brutmißerfolg von mindestens 29% (n = 101; GROOM 1993); der Waldmaus (*Apodemus sylvaticus*) waren 9% zuzuschreiben. Bei 55% der gescheiterten Nester blieben die Ursachen des Mißerfolges trotz der ausgelegten Kunsteier unbekannt (GROOM 1993). In Ulm waren Vögel in zwei Drittel der identifizierbaren Fälle als Nesträuber erkennbar.

Bei starkem Prädationsdruck schienen die Amseln ihre Nester in „geschützteren“ Bereichen zu erbauen, z.B. in Hausnähe und dichten Gebüschbereichen (eigene Beobachtung und FUNKE pers. Mitt.). Das Ausweichen in Areale mit geringerem Prädationsdruck ist auch aus anderen Untersuchungen und von anderen Kleinvogelarten bekannt (z.B. MØLLER 1988). Die frühen Erstbruten der Amseln noch vor beginnender Belaubung (s. Kap. 3.4.2) stehen hierzu allerdings in gewissem Gegensatz.

Birkenzeisig (*Carduelis flammea*)

ERNST (1990) nennt Corviden, besonders die Elster, Eichhörnchen und Hauskatzen als Hauptfeinde des Birkenzeisigs. Ohne die Anteile einzelner Prädatoren zu spezifizieren, beobachtete er einen Brutmißerfolg von 36 - 57% (n = 59); spätere Brutversuche waren auch hier erfolgreicher. In Ulm war der Bruterfolg von 28,6% (n = 7) gering. Im Erfassungsjahr dürfte der Birkenzeisig hier allerdings zum ersten Mal als Brutvogel aufgetreten sein (EPPLÉ & MÄCK 1990/92). Die Tiere hatten möglicherweise ihr neues Brutgebiet noch nicht optimal kennengelernt.

Buchfink (*Fringilla coelebs*)

Der Bruterfolg von 41,7% (n = 12) in Ulm liegt im oberen Bereich der in der Literatur angegebenen Grenzen. In einer zehnjährigen Studie ermittelte NEWTON (1964) zwischen 18 und 60%, bei frühen Nestern im Mittel 38%, bei späten 50%. Er führt dies - wie bei der Amsel bereits erwähnt - auf den besseren Schutz durch die weiter fortgeschrittene Belaubung zurück. Die hohe Gefährdung früher Bruten zeigt auch eine schwedische Untersuchung: 90% der Erstnester waren ausgeraubt worden, v.a. durch Häher und Eichhörnchen (SVENSSON 1978). SNOW & MAYER-GROSS (1967) ermittelten beim Buchfink einen Bruterfolg von 11% (n = 133) im Wald und 29% (n = 1127) im ländlichen Habitat.

Als Verlustursachen gibt NEWTON (1964) in der Reihenfolge ihrer Wirksamkeit an: direkte menschliche Einflüsse, Nestaufgabe wegen Tod eines Paarpartners, Wetterunbilden und erst dann Bejagung durch Corviden, Eichhörnchen, Hauskatzen, Wiesel und Steinmarder. Von 47 Nestern in Sachsen-Anhalt wurden 32% von Corviden, 17% von Eichhörnchen, 4% von Hauskatzen ausgeraubt, 26% aufgrund menschlicher Einflüsse und 17% wegen schlechten Wetters aufgegeben (KRÄGENOW 1986).

Grünfink (*Carduelis chloris*)

Der Bruterfolg des Grünfinks in Ulm liegt mit 26 - 36% (n = 19) in den Grenzen der Literaturwerte. SNOW & MAYER-GROSS (1967) geben 37% bei Nestern im Freiland an (n = 625), 35% (n = 188) für Nester in Städten. In einem Wohngebiet von Braunschweig errechnete WIEHE (1990) 77,7% Brutverluste. SHURUPOV (1986 in CRAMP & PERRINS 1994) beobachtete 46% erfolgreiche Nester bei niedriger, 38% bei hoher Brutpaardichte. Brutverluste (n = 686) wurden verursacht durch Brutaufgabe oder Gelegeverlust (40%), Jungenraub (35%), Gelegezerstörung (19%), Wetter (5%), Adulttod (1%). Als Prädatoren traten Corviden, Eichhörnchen und Mäuse (*Apodemus flavicollis*) auf (GNIELKA 1986). In Ulm waren nur Eichhörnchen als Nesträuber beim Grünfinks festzustellen.

Mönchsgrasmücke (*Sylvia atricapilla*)

GNIELKA (1987) nennt Bruterfolge von 48% in einem städtischen Friedhof und 35% im Auwald. BAIRLEIN et al. (1980) gibt für Süddeutschland 51,9% an (n = 546). Es können aber sogar 72% (n = 25) erreicht werden LAMBERTINI (1981). In einem Braunschweiger Wohngebiet lagen die Brutverluste bei 37,5% (WIEHE 1990). Der Bruterfolg von 100% in Ulm dürfte ein Zufallsergebnis der kleinen Stichprobe von nur 6 Nestern gewesen sein. Trotzdem ist der Wert bemerkenswert, da er zeigt, daß typische Hecken- und Gebüschvögel (vgl. Zilp-Zalp, s.u.) offenbar besser an diesen Lebensraum angepaßt sind als ehemalige Waldvögel wie Amsel und Buchfink (s. GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1991).

Wacholderdrossel (*Turdus pilaris*)

Der Nesterfolg lag in Ulm bei 40% (n=25). LÜBCKE (1975) nennt als Bruterfolg 52,1% (n = 159). HAAS (1982) berichtet von 40,1% (n = 758), bezieht sich jedoch nur auf Nester mit Eiern. Andere Untersuchungen geben Werte von 31,9% (HOHLT 1957) bis 54% (GÜLLAND & HIRSCHFELD 1972). Späte Bruten waren in Estland erfolgreicher als frühe: April 40%, Mai 48%, Juni/Juli 65% (EDULA & ONNO 1972).

Ein Großteil der Brutverluste wird von Corviden, hauptsächlich von der Rabenkrähe verursacht (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1988). Auch Wespenbussard, Waldohreule, Eichhörnchen, Hauskatze und der Mensch sind wichtige Negativfaktoren; die Verluste durch Beutegreifer sollen dabei jedoch wenig Einfluß auf die Abundanz nehmen (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1988). RUGE (1974) erwähnt als Regulatoren der Wacholderdrosselbestände noch den Waldkauz und Marderartige. Er vermutet, daß die Aufspaltung größerer Kolonien in Kleinkolonien mit dem Feinddruck durch die Elster in Zusammenhang stünde. Unbestritten ist eine positive Beeinflussung des Bruterfolgs durch die aggressive Feindabwehr der Wacholderdrossel (BAIER 1978, CRAMP 1988, GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1988, SLAGSVOLD (1980a).

Zilp-Zalp (*Phylloscopus collybita*)

Beim Zilp-Zalp betrug der Nesterfolg in Ulm 83,4% (n=6). DANILOV et al. (1984 in CRAMP & BROOKS 1992) nennen 59% (n=12); etwa die Hälfte der Brutverluste wurden Prädatoren zugeschrieben. Eine Zusammenstellung verschiedener Untersuchungen zur Brutbiologie des Zilp-Zalps ergeben Bruterfolgswerte zwischen 43,8% und 74,3% (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1991). Diese Werte sind nur bedingt mit den Angaben der vorliegenden Untersuchung vergleichbar, da sie den „Ei-Bruterfolg“ (Anteil ausgeflogener Jungvögel/gelegter Eier) darstellen. Die Anzahl Flügger/Brut lag in Ulm jedoch nahe 2,5, dem theoretischen Mindestwert, der nach BERTHOLD (1977) zur Erhaltung einer stabilen Kleinvogelpopulation erforderlich ist.

Die Zahlenvergleiche zeigen, daß wohl kaum von einem erhöhten Prädationsdruck durch Rabenvögel und einem daraus resultierenden geringen Bruterfolg der Kleinvögel gesprochen werden kann. Der Bruterfolg der untersuchten Kleinvogelarten lag in Ulm stets innerhalb der Literaturwerte (im Durchschnitt aller Arten bei 31,1%). Zu ähnlichen Ergebnissen kommen auch KOOIKER (1991) und GOOCH et al. (1990) bei ihren wesentlich großräumigeren Untersuchungen. DECKERT (1980) beobachtete auf einer 6,7 ha großen Fläche mit Vorkommen an Elstern, Nebelkrähen, Eichelhähern, Hauskatzen, Eichhörnchen, Steinmardern, Iltis und Mauswiesel bei Offen- und Bodenbrütern einen durchschnittlichen Bruterfolg von 56% (n=80).

Die entscheidende Rolle von anthropogenen Störungen beim Brutgeschäft in Zusammenhang mit einer Prädatorwirkung von Corviden stellt ERLINGER (1974) in den Vordergrund: Elster und Rabenkrähe spielten erst in Kombination mit primär anthropogen verursachten Störungen eine nennenswerte Rolle als Nesträuber (vgl. EPPLE 1996). So beurteilt auch PARKER (1984) z.B. den Beutedruck auf Schneehühner

(*Lagopus lagopus*) durch Krähen als viel geringer als bislang angenommen. Er stuft deren Einfluß auf Schneehuhn-Küken sogar als „unbedeutend“ ein, nachdem eine völlige Reduzierung des Krähenbestandes über 4 Jahre keine Steigerung des Bruterfolgs bewirkt hatte (PARKER 1985; vgl. EPPLE 1996 beim Rebhuhn s.o.).

In der Fachwelt wurde ein negativer Einfluß von Corviden auf kleinere Säugetiere und Singvögel, der ursächlich bis zum Auslöschen ganzer Populationen oder Artengruppen gehen soll, stets bestritten (vgl. EPPLE 1996). Neuere Untersuchungen bestätigen dies. So wurden sogar bei Zunahme der Elster negative Bestandstrends bei Kleinvögeln bislang noch nie festgestellt (BASTIAN 1989, BIRKHEAD 1991, DECKERT 1980, GOOCH et al. 1991, KOOKER 1991, MULSOW & SCHROETER 1985, WITT 1989). GOOCH et al. (1990) konnten trotz einer starken Bestandszunahme der Elster keinen Einfluß z.B. auf Amsel- und Singdrossel-Populationen nachweisen. Auch KOOKER (1991) stellte bei langjährigen Vergleichsbeobachtungen in Osnabrück trotz einer 153%igen Zunahme der Elster in nur sechs Jahren keinen Rückgang der Kleinvogelbestände fest; es wurden sogar Zunahmen u.a. bei Amseln beobachtet.

Seit Einstellung der Jagd auf Corviden im Jahr 1987 sind Bestandsminderungen der Kleinvögel zumindest nicht zu belegen (ELLENBERG 1989, GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1993). Dies gilt auch bei hohem Prädationsdruck durch Corviden (Epple 1996). In landwirtschaftlichen Flächen in Dänemark waren Elstern, die dort 87% der Corviden stellen, unter experimentellen Bedingungen für 96% des Nestraubes verantwortlich (Kunsteier in vorjährigen, unbewachten Singvogelnestern; n=91) (MØLLER 1988). In verinselten Feldgehölzen war auch hier die Prädation höher als in reichstrukturierten Landstrichen (MØLLER 1988). In Belgien wurden 34,4% der Offenbrüternester (n=139) im urbanen Milieu ausgeraubt; bei Anwesenheit brütender Elstern stieg die Rate auf 44% (VERCAUTEREN 1992 in GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1993). Nach BIRKHEAD (1991) töten Elstern in Vorstädten und Städten aber wesentlich weniger Singvögel als z.B. Hauskatzen. Die Elster beeinflusst zudem die Populationsdichte der Kleinvögel nur wenig, denn sie erbeute ja vor allem Eier und Nestlinge und nur selten adulte Individuen (BIRKHEAD 1991). CHURCHER & LAWTHON (1987) nennen die Hauskatze als „Schlüssel-Prädator“ für Kleinsäuger- und Vogelpopulationen in städtischen und vorstädtischen Habitaten. Auch in Ulm kommt der Hauskatze neben Steinmarder, Eichhörnchen, Igel und Wiesel eine bedeutende Rolle als Nesträuber zu.

Erwähnt werden soll in diesem Zusammenhang auch, daß viele Vogel- und Säugetierarten auf das Vorhandensein von Elstern- oder Krähenestern als Brutunterlage zwingend angewiesen sind. Hierher gehören z.B. Baumfalke (*Falco subbuteo*) (NETHERSOLE-THOMPSON 1931), Turmfalke (*Falco tinnunculus*) und Waldohreule (*Asio otus*) (DECKERT 1980, WITTENBERG 1978). Eine erfolgreiche Turmfalkenbrut fand z.B. in einem etwa 2 Jahre alten Elsternest im Teiluntersuchungsgebiet Kesselbronn statt. In Rumänien besiedeln zahlreiche Arten verlassene Elsternester (CĂTUNEANU 1982): Zwergdommel (*Ixobrychus minutus*), Stockente (*Anas platyrhynchos*), Kurzfangsperber (*Accipiter brevipes*), Würgfalke (*Falco cherrug*), Rotfußfalke (*Falco vespertinus*), Rötel-

falke (*Falco naumanni*), Teichhuhn (*Gallinula chloropus*), Ringeltaube (*Columba palumbus*), Hohltaube (*Columba oenas*), Turteltaube (*Streptopelia turtur*), Uhu (*Bubo bubo*), Zwergohreule (*Otus scops*), Waldkauz (*Strix aluco*), Eichelhäher (*Garrulus glandarius*), Dohle (*Corvus monedula*), Nebelkrähe (*Corvus corone cornix*), Schwarzstirnwürger (*Lanius minor*), Star (*Sturnus vulgaris*), Haus- (*Passer domesticus*) und Feldsperling (*Passer montanus*); aber auch Eichhörnchen (*Sciurus vulgaris*), Siebenschläfer (*Glis glis*), Gartenschläfer (*Eliomys quercinus*), Baumschläfer (*Dryomys nitedula*) und Gelbhalsmaus (*Apodemus flavicollis*). Ein Siebenschläfer hatte sich auch im Teiluntersuchungsgebiet Mähringen in einem verlassenen Elsternnest noch während der laufenden Brutzeit seinen Kobel erbaut. In Elsternnestern nistende Feldsperlinge, Turmfalken, Waldohreulen sind auch für Baden-Württemberg dokumentiert.

Populationsentwicklungen und Umweltveränderungen

Die Einflüsse anthropogener Veränderungen der natürlichen Umwelt sind als Ursachen für - meist negative - Bestandstrends mitteleuropäischer Vögel wesentlich tiefgreifender als Einflüsse von Beutegreifern (vgl. BASTIAN 1989, KEIL 1987). BASTIAN (1989) zeigte anhand einer Computersimulation, daß weder der Prädationsdruck durch Corviden noch witterungsbedingte Verluste allein oder in Kombination Kleinvogelbestände, hier getestet am Braunkehlchen (*Saxicola rubetra*), ausrotten können. Nur zusätzliche Verluste in Höhe von über 10% durch Änderungen der Landnutzung ließen die Populationen abnehmen; weitere Verluste durch Nutzungsintensivierung führten zum Aussterben (BASTIAN 1989).

Bei ihren umfangreichen Literaturrecherchen kommen auch RAHMANN et al. (1988) zu dem Ergebnis, daß der Rückgang des Niederwildes, wie er sich aus den Jahresjagdstrecken ablesen läßt, ursächlich weder mit dem Vorkommen von Rabenvögeln noch mit dem des Fuchses in Zusammenhang steht, sondern auf anderen Ursachen beruhen muß. Des weiteren belegen RAHMANN et al. (1988), daß auch der Bestandsrückgang der heimischen Avifauna, einschließlich der Rabenvögel, mit an Sicherheit grenzender Wahrscheinlichkeit auf anthropogene Ursachen, wie Überbeanspruchung der Landschaft durch den Menschen, Veränderungen des regionalen Klimas und primärer Standortfaktoren, zurückzuführen ist. Als wichtigste, potentielle Gefährdungsfaktoren für Vogelbestände geben auch BAUER & LEY (1994; ergänzt nach HÖLZINGER 1987, RANDS 1989, BEZZEL & PRINZINGER 1990) an:

1. anthropogen bedingte Lebensraumveränderungen, -zerstörungen bzw. -belastungen,
2. direkte menschliche Verfolgung,
3. indirekte Gefährdung durch Aktivitäten des Menschen und
4. natürliche Gefährdungsfaktoren.

Als Ergebnis ihrer Arbeit zeigen BAUER & LEY (1994), daß sich interspezifische Konkurrenz und Prädation bei Vögeln, als zwei der möglichen natürlichen Gefährdungsfaktoren (s.o.), nur im Gefolge anthropogener Eingriffe gravierend auf Vogelbestände auswirken können. Alle anderen o.g. Gefährdungsfaktoren seien als Ursachen für Bestandsrückgänge ungleich bedeutender. Ein wirksamer Schutz von Vogelbeständen kann also in erster Linie nur durch den großflächigen Erhalt ihrer Lebensräume erzielt werden (BAUER & LEY 1994, KEIL 1987). Alarmierend erscheint in diesem Zusammenhang das Ergebnis von BERTHOLD et al. (1986), daß sich für 70% der untersuchten 37 Kleinvogelarten in Deutschland von 1974 bis 1983 bereits großräumig negative Bestandsentwicklungen ergeben haben.

Anthropogene Veränderungen haben nicht nur direkte Auswirkungen auf Lebensräume (Entfernen von Hecken, Entwässerungen, Grünlandumbruch etc.), sondern wirken auf natürliche Lebensraumzönosen auch indirekt. So brüteten Amseln in stadtnahen Teiluntersuchungsgebieten bereits im März, also zu einer Zeit, zu der in der freien Feldflur noch nicht einmal Nester gebaut werden. Diese frühbrütenden Amseln waren aufgrund der fehlenden Belaubung einem hohen Feinddruck (auch durch Corviden) ausgesetzt.

Prädatoren nutzen also nur einen letztlich anthropogen verursachten Überfluß. Die Mitwirkung von Prädatoren bei der Erhaltung eines ausgeglichenen und gesunden Naturhaushaltes wird meist wenig beachtet. Gerade in diesem Sinne kommen auch den Rabenvögeln wichtige Funktionen zu, nicht nur bei der Dämpfung von Mäuse- und Insektengradationen, sondern allgemein bei der Gesunderhaltung der Beutetierbestände (HAVELKA & RUGE 1986, HIERONIMUS 1987, WIEHE 1990). Sie können jedoch die echten, rein fleischfressenden Topprädatoren wie Sperber, Baumfalke oder Habicht nicht ersetzen, wie auch bei den Untersuchungen zur Nahrungswahl der Elster klar wird. Die Behauptung, daß Rabenvögel, die ja als Opportunisten gelten, seltene Arten ausrotten würden, scheint ökologisch unsinnig: Jeder Beutegreifer, insbesondere der opportunistische, schlägt häufige Arten häufiger, da er sich aufgrund fehlender Spezialisierung den „Luxus“ einer seltenen Beute gar nicht leisten kann.

Die vorliegenden Ergebnisse zeigen darüberhinaus, daß sich bei gleichbleibend fortschreitender Umgestaltung der Umwelt die Lebensbedingungen für Corviden ebenso wie die anderer Arten stark verschlechtern können. Vielerorts zeichnet sich ein deutlicher Rückgang der Feld-Elsternbestände in Zusammenhang mit der Nutzungsintensivierung der Landschaft ab. Ob die diskutierte Immigration von „Feldelstern“ in die Siedlungen den dortigen, schlechteren Bruterfolg auffangen kann, ist ungewiß, zumal die Zuwanderungsraten abnehmen dürften. So zeigen sich in manchen Städten, auch in Ulm, bereits Stagnationen der Brutbestände. Dies kann kaum das Ergebnis einer intraspezifischen Populationsregelung sein, wie sie DECKERT (1980) und BAEYENS (1981) sowie MULSOW & SCHROETER (1985) ähnlich den Verhältnissen bei der Rabenkrähe (WITTENBERG 1968, 1977) annehmen. Dafür spricht auch der höhere Bruterfolg in Gebieten mit ungleich höheren Populationsdichten (vgl. BIRKHEAD 1991 u.a.).

Die Nestkontrollen und telemetrischen Untersuchungen an der Elster in Ulm zeigen, daß Prädatoren, wie z.B. Greifvögel, Rabenkrähen und Steinmarder, wahrscheinlich die entscheidende Rolle beim Brutmißerfolg und der Mortalitätsrate ausgeflogener Jungelstern spielen. Bei genügender „Naturnähe“ des Lebensraumes, d.h. vor allem bei funktionierenden Nahrungsketten dürfte ein Überhandnehmen der Elster auszuschließen sein. Im Gegenteil muß bei der fortschreitenden Lebensraumzerstörung durch den Menschen sogar ein Bestandsrückgang erwartet werden. Darauf weist auch der deutliche Rückgang der Corvidenstrecken von ca. 500.000 Tieren in Deutschland in den 1970er Jahren auf etwa die Hälfte in den frühen 1980er Jahren hin (HAVELKA 1986). Auf eine Bejagung sollte also unbedingt verzichtet werden; denn es kann keine Begründung geben, den Rückgang einer Art beschleunigen zu wollen.

Nach den vorliegenden Untersuchungen ist eine Bejagung der Elster auch in Zukunft zu unterbinden. Eine Regulation der Bestände erfolgt ohnehin durch natürliche Faktoren. Bislang konnten auch keine bestandsgefährdende Einflüsse auf Singvogel- und Niederwildarten noch Schäden an landwirtschaftlichen Kulturpflanzen nachgewiesen werden (vgl. auch ELLENBERG 1989, KEIL 1987, RAHMANN et al. 1988, RAHMANN 1991, STEIOF & BAUER 1995). Zahlenangaben von Jagdberechtigten, nach denen über die ausnahmsweise Zulassung eines Abschußantrages entschieden wird, sind häufig stark überhöht, wie wissenschaftliche Nachkontrollen zeigten (EPPL 1996, KNIEF & BORKENHAGEN 1992). Auch KALCHREUTER (1987) gibt in seinem Plädoyer für die Wiedereinführung der Jagd auf Rabenvogel-Arten zu, daß z.B. die „Schließung von Mülldeponien drastische Bestandseinbrüche der regionalen Krähen- und Elsterndichten“ zur Folge hatten. Die Hauptnahrungsquelle der Elstern können danach also gar nicht Gelege und Nestlinge kleinerer Singvogelarten sein, wie aus Jägerkreisen immer wieder behauptet wird (z.B. HAMMER 1988, KALCHREUTER 1987, URBSCHAT 1990). Möglicherweise sind Rabenvögel jedoch aufgrund ihrer hohen Anpassungsfähigkeit eher als manche Kleinvogelart imstande, aus gravierenden anthropogenen Landschaftsveränderungen Nutzen zu ziehen.

Es drängt sich der Gedanke auf, daß es den Verfechtern einer Freigabe der Jagd auf Elstern hauptsächlich um die Sicherung der Jagdmöglichkeit als solcher geht und dies mit Argumenten wie „Sicherung der Kleinvogelbestände insbesondere selten gewordener Arten und Abwendung massiver wirtschaftlicher Schäden an landwirtschaftlichen Kulturen“ erreicht werden soll (vgl. HAMMER 1988, HOLLDAK 1989, KALCHREUTER 1987). Nur wenige Autoren geben das zur Ausübung der Jagd nötige Eigeninteresse an einer „künstlichen“ Bestandserhöhung einzelner, jagdlich interessanter Arten zu, damit der überhöhte Bestand zur Jagdzeit „abgeschöpft“ werden kann (ELLENBERG 1989). Wenn aber unnatürlich hohe Bestände zur Ausübung der Jagd erforderlich sind, wird klar, daß Beutegreifer „Konkurrenten“ darstellen, selbst wenn sie nur in geringem Umfang die „überhöhten“ Bestände ihrer potentiellen Beutetiere nutzen; Dies wird dann als „Schaden“ bewertet. MÜLLER (1987) argumentiert sogar, daß in „unnatürlichen“ Kulturlandschaften nur durch zusätzliche regulierende Eingriffe des

Menschen, wie z.B. durch die Jagd, die gewünschte Artenvielfalt erhalten werden kann. Er übersieht hierbei, daß die Verringerung der Artenvielfalt vor allem durch die Monotonisierung der Landschaft und die Mechanisierung der Landwirtschaft erfolgte (vgl. z.B. BEZZEL 1982, COOMBS 1987). Die gewünschte Artenvielfalt kann daher nicht durch jagdliche Eingriffe, sondern nur durch natürliche - oder wenigstens weitgehend naturnahe - Lebensraumgestaltung erhalten werden. Die Zusammenhänge zwischen reichgegliederten Landschaftstypen, der Artenmannigfaltigkeit und der Vogel- und Wilddichte zeigen sich klar in den Teiluntersuchungsgebieten im Raum Ulm, wie auch in anderen, weiträumigeren Untersuchungsgebieten (z.B. FLADE 1992, FLADE & STEIOF 1989, KNIEF & BORKENHAGEN 1992, PUCHSTEIN 1988).

Die bisherige Unterschützstellung der Elster ist also auch unbedingt in Zukunft zu fordern. Ausnahmeregelungen zum Abschluß dürfen erst - wenn überhaupt - nach vorherigen, genauen Freilanduntersuchungen in den von einer „angeblichen Schadeinwirkung“ betroffenen Gebieten erteilt werden (vgl. KEIL 1987, RUGE 1990). Hierbei muß anthropogenen Habitatveränderungen ein besonderes Augenmerk gelten, denn Elstern dezimieren keinesfalls primär die Kleinvogel- oder Niederwildpopulationen. Menschliche Eingriffe spielen eine wesentlich entscheidendere Rolle.

4.5.2 Überlegungen zur Bestandsentwicklung der Elster

Der negative Entwicklungstrend aller Wildtierbestände, zeitgleich mit der Industrialisierung, Modernisierung und Mechanisierung der Landwirtschaft und der Entwicklung im Straßenverkehr, läßt sich überall in Mitteleuropa beobachten. Einige Arten, darunter auch die Elster, fanden in der zweiten Hälfte dieses Jahrhunderts in den strukturreichen und zunehmend naturnahen Gärten und Parks der Städte ein ihnen zusagendes neues Habitat. BEZZEL (1982) reiht die Elster in die Kategorie jener Arten mit „möglicher regionaler Zunahme seit etwa 1900 oder früher“ ein. Hierher zählen auch Teichhuhn, Sandregenpfeifer, Hauben-, Blau- und Kohlmeise, sowie der Buchfink. Ein Vergleich der Bilanzwerte der Brutvögel seit 1850, die Neuansiedlung, Zunahme, Abnahme bzw. Aussterben in Beziehung zum heutigen Vorkommen setzt, zeigt, daß die Elster eine ähnlich geringe Zunahme wie Grauammer (*Emberiza calandra*), Löffler (*Platalea leucorodia*), Spießente (*Anas acuta*) oder Zwergschnäpper (*Ficedula parva*) erfuhr (BEZZEL 1982). Die Bestandsentwicklung der Elster wird bei der Bewertung von über 1400 Siedlungsdichteuntersuchungen aus Norddeutschland aus den Jahren 1950 - 1985 sehr vorsichtig mit „eher Zu- als Abnahme“ angegeben; in der gleichen Kategorie finden sich Bachstelze (*Motacilla alba*), Nachtigall (*Luscinia megarhynchos*), Stieglitz (*Carduelis carduelis*) u.a. (FLADE & STEIOF 1989). Beim Vergleich von Rasteruntersuchungen (BEZZEL 1982) fällt in diesem Sinne auch auf, daß die Elster meist erst auf den Plätzen 17 oder danach erscheint. Somit gehört sie entgegen der landläufigen Meinung auch heute noch nicht zu den allgemein verbreiteten

Arten. Im Brutvogelatlas für Schleswig-Holstein findet sich die Elster erst auf Platz 43 in der Häufigkeitsreihung der Brutvogelarten (KNIEF & BORKENHAGEN 1992). Bei der Linientaxierung im Rahmen der quantitativen Brutvogelerfassung der Jahre 1987 und 1988 für Baden-Württemberg nimmt die Elster bei einer Häufigkeitsreihung der Brutvogelarten sogar nur Platz 47 ein (BAUER et al. 1991).

Das weitere Schicksal der Elsternbestände läßt sich derzeit nur schwer vorraussagen (vgl. Kap. 4.2). Die Ausweisung von Baugebieten in den Stadtrandlagen stellt die „Siedlungselster“, deren Bestände in den letzten Jahren eine bemerkenswerte Entwicklung erfuhren, vor neue Probleme. Die Ulmer Untersuchungen zeigen den Zusammenbruch von Elstern-Teilpopulationen in Folge zunehmender Bautätigkeit in ehemals reichstrukturierten Kleingartengebieten. Die telemetrischen Markierungen zeigen eine gewisse Wanderfähigkeit vor allem von Jungelstern. Doch sind die potentiellen Habitate meist bereits von Standpaaren besetzt.

Der Rückgang der Elster in der freien Feldflur ist eine direkte Folge der Verarmung der Landschaft. Der Verlust an Nistmöglichkeiten durch Entfernung der Streuobstbestände und Feldgehölze ist hierbei ebenso zu nennen wie die Verschlechterung der Nahrungsgrundlagen durch Insektizide und toxische Beizmittel (vgl. KRATZER 1991). Hinzu kommen die großflächige Monostrukturierung von Anbauflächen, der Verlust an Grünlandflächen durch Umbruch und die ständig steigende Nutzungsintensivierung aller landwirtschaftlicher Flächen. Auch die in den letzten Jahren im Zuge der Agrarreform steigende Zahl von Brachflächen verbessert die Habitatqualität für die Elster nicht, da die Tiere in Bodennähe nur auf kurzrasigen Flächen, die offene Sicht bieten, Nahrung finden.

Den drastischen Rückgang der Elsternbestände in der Feldflur in Baden-Württemberg belegen z.B. folgende Zitate (aus MÄCK 1997): K. KUHN, Rheinfelden: „Die Elster brütete vor ca. 20 Jahren vor allem in der Feldflur, die damals noch reich an alten Obstbäumen und Hecken war. Heute ist die Elster auf dem Dinkelberg so gut wie aus der Feldflur verschwunden.“; HANOLD, Schwäbische Alb bei Blaubeuren: „früher regelmäßig brütend, seit 1968 nur sporadisch wegen Flurbereinigungen mit Abholzung von Obstbäumen und Feldgehölzen.“; BEISSMANN, Giengen: „in und um Giengen häufig, fehlt in den umliegenden Tälern (seit 1977)“; DORNBERGER, Niederstetten: „auf der Ebene nur noch sehr wenige Vögel, da Nistmöglichkeiten fehlen (Flurbereinigung, 1975)“. Diese Liste ließe sich nahezu beliebig verlängern. Noch Anfang der 1980er Jahre befanden sich die meisten Elsternnistplätze (63%; n=719) mehr als 150 m von der Ortschaft entfernt (PRINZINGER & HUND 1981). In Ulm liegen heutzutage bereits 75% (n=687) aller Nester in Ortschaften.

Weiteren Rückgang erfahren Elsternpopulationen durch die Aaskrähe (*Corvus corone*). Nahrungskonkurrenz (MØLLER 1983, BOSSEMA et al. 1986) ist nach eigenen Beobachtungen eher unwahrscheinlich (vgl. auch WAITE 1984a, 1984b). Raumkonkurrenz (BAEYENS 1981, DREIFKE 1994, ELLENBERG 1983) dürfte vor allem beim zunehmenden Verlust von Kleinstrukturen für den Niedergang der Elsterpopulatio-

nen von größerer Bedeutung sein. Noch geben Elstern nicht selten ihre Nester auf, sobald Rabenkrähen (*Corvus c. corone*) in nächster Nachbarschaft siedeln. Einen gewissen Ausgleich erfährt die Elster jedoch aufgrund ihrer ganz offensichtlich größeren Toleranz dem Menschen gegenüber. So baut sie ihre Nester häufig in wesentlich geringerer Entfernung zu menschlichen Siedlungen oder Bauwerken als Krähen (BAEYENS 1981, BIRKHEAD 1991, BOSSEMA et al. 1986, PRINZINGER & HUND 1981). Letztere siedeln nur dort in Innenstädten (z.B. in Ulm, Stuttgart, Ludwigsburg, Karlsruhe, Tübingen), wo die Elstern - derzeit noch? - fehlen (vgl. FUNKE & MÄCK 1990). Die Abnahme der Elster in der freien Landschaft läßt sich nicht mit einer Zunahme von Beutegreifern erklären. Entscheidend ist auch hier, wie bereits erwähnt, vor allem der Rückgang der strukturellen Vielfalt in der Landschaft. Wo diese Entwicklung auch in Zukunft fortschreitet, dürfte die Elster gemeinsam mit anderen Arten bald aussterben.

Zusammenfassung

Die Untersuchungen wurden hauptsächlich von 1989 bis 1992, z.T. bis 1996, im 122 km² großen Stadtkreis Ulm durchgeführt. 123 Elstern wurden mit Fußringen, 36 mit Telemetriesendern markiert.

Fortpflanzungsbiologie

Die Elster ist monogam. Partnerwechsel kommt vor.

Die Nester wurden im Raum Ulm überwiegend im oberen, randlichen Bereich der Nistgehölze in 5 - 15m Höhe erbaut. Sie lagen in Siedlungen i.d.R. höher als in der Feldflur. Baumgruppen (auch Streuobstbestände) und Hecken wurden bevorzugt. Auch in Fichtenbeständen fanden sich Nester. Die häufigste Baumart bei der Nistplatzwahl war die Fichte, gefolgt von Obstbäumen, Ahorn und Schlehe. Laubgehölze dienten zu 62%, Nadelbäume zu 38% als Nestplatz.

Der Median des Nestbaubeginns war der 4. April. Der Bau der großen, meist überdachten Nester erfolgt nach einem einheitlichen Schema, das an die jeweiligen Anforderungen der Nistunterlage (Nadel-, Laubgehölz) angepaßt wird. Stockwerksnester waren sehr selten, Nestrestaurierungen nicht häufig (6,7%).

Der Median aller Legebeginne war der 18.4. Das früheste Gelege wurde am 21.3. begonnen. Der Median der Ersatzgelege lag am 9.5. hochsignifikant später als bei Erstgelegen (12.4.). Nach Legebeginn wurde jeden Morgen ein Ei gelegt. Mit Erreichen des Vollgeleges setzte die Bebrütung ein. Die mittlere Vollgelegegröße betrug 6 - 7 Eier (2-9 Eier). Die mittlere Temperatur eines bebrüteten Geleges lag im Freiland bei 31,8 °C. Die Bebrütung dauerte 17 bis 19 Tage.

Die ersten Jungen schlüpften in der zweiten Aprilhälfte (Mediandatum: 12.5.). Die Nestlingszeit betrug 27 - 36 Tage. Die ersten Jungvögel flogen am 16.5. aus, die letzten

am 23.7. (Median 8.6.). Als Ausfliegetag wurde der Tag mit der ersten Übernachtung außerhalb des Nestes terminiert. Die Führungszeit der Jungen betrug mehrere Monate bis in den Winter hinein. Sie wurde aber 4 Wochen nach dem Ausfliegen zunehmend lockerer.

Nach erfolgreicher Erstbrut fand keine Zweitbrut statt. Bis zu zwei bebrütete Nach- oder Ersatzgelege kamen vor. Werte zum Bruterfolg waren: Schlüpfrate (Junge/Eier): 67%; Bruterfolg (Flügge/Brutpaar (BP)): 0,9; Brutgröße (Flügge/erfolgreiches BP): 2,6, in Erstnestern (EN) 2,8, in Ersatznestern (ZN) 2,4; Ausfliegerate (Anzahl Flügge/Nest): im Mittel 0,5, aus EN 0,5, aus ZN 0,6; Anteil erfolgreicher Nester (Nest mit Flüggen/Nest): 20,7%, bei EN 17,9%, bei ZN 24,6%; Anteil erfolgreicher Paare (Paare mit Flüggen/BP): 35,8%; Ausfliegeerfolg (ausgeflogene Junge/Eier): 8,1%, aus EN 5,8%, aus ZN 12,2%. Unterschiede zwischen Nadelbaum- und Laubbaumnestern bzw. -brütern sind nicht signifikant. Die Werte für Ausfliegerate, Bruterfolg, Brutgröße, Nesterfolg sowie Anteil erfolgreicher Brutpaare waren bei Siedlungselstern geringer (z. T. signifikant) als bei Feldelstern.

Zwei Drittel aller begonnenen Nester wurden vor dem Schlüpfen der Nestlinge aufgegeben; in 40% erfolgte kein Gelege. Die Mortalitätsrate der Nestlinge lag bei 60%, die von Ausgeflogenen bis zur Fortpflanzungsreife bei 68%. Die Überlebensrate ausgeflogener Tiere bis zur Fortpflanzungsreife im Folgejahr lag bei 32%. Dies ergibt eine Reproduktionsrate (potentiell reproduktionsfähige Jungtiere/Brutpaar) von 16%.

Als Nesträuber wurden Steinmarder, Mäusebussard, Rabenkrähe und Fuchs nachgewiesen. 71% der Nestlingsverluste wurden durch Prädatoren verursacht, 29% durch Krankheit oder Unterernährung. Die meisten ausgeflogenen Jungelstern starben in den ersten 4 Wochen. Die Todesursachen waren Unterernährung/Krankheit und Greifvögel.

Die mittlere Lebenserwartung adulter Elstern betrug 4 Jahre. Die ältesten Tiere waren mindestens 8 Jahre alt.

Populationsbiologie

Die Verteilung der Brutpaare auf die Habitatgruppen „Siedlung“ und „Feldflur“ zeigte von 1989 bis 1992 einen leichten Trend zur Verstädterung. 80,7% der Neststandorte waren bis zu 100 m von menschlichen Siedlungen entfernt.

Die Populationsschwerpunkte der Siedlungselstern sind Wohnsiedlungen mit hohem Grünanteil (34%) und Kleingärten (23%), gefolgt von Dörfern (14%) und Industrie- bzw. Gewerbegebieten (11%). Die Innenstadt von Ulm war elsternfrei. Die Feldelster bevorzugt zur Nestanlage kleinräumig strukturierte Bereiche (39%), kommt aber auch noch im Bereich größerer landwirtschaftlicher Nutzflächen (25%) vor. Streuobstgebiete sind Brutplatz für 19%. Intensiv genutzte Agrarflächen mit nur vereinzelt, kleinen Heckenstrukturen sind nicht besiedelt.

Die Elsternpopulation im 122 km² großen Untersuchungsgebiet „Stadtkreis Ulm“ scheint stabil. Die Brutbestandsdichte lag 1991 und 1992 bei 1,05 BP/km², 1990 (1,02

BP/km²) und 1989 (0,9 BP/km²) geringfügig darunter. In Kesselbronn (4,8 - 7,2 BP/km²) zeigten sich Bestandsschwankungen: 1989 6 BP, 1991 9 BP, 1995 6 BP; ähnlich in Söflingen (4,5 - 6,4 BP/km²): 1989 5, 1992 7, 1995 5 BP. Die höchste Brutpaardichte wurde am Eselsberg kleinflächig mit 12 BP/km² erreicht.

Die Entfernung zwischen Nestern verschiedener Paare betrug im Mittel 336 m (min. 22, max. 2.090 m), zwischen Erst- und Ersatznestern eines Paares im Mittel 122 m (min. 10, max. 565 m), zwischen Nestern derselben Paare in aufeinanderfolgenden Jahren im Mittel bei 241 m (min. 10, max. 347 m).

Eine mathematische Prognose der weiteren Populationsentwicklung zeigt, daß in den nächsten 50 Jahren kein nennenswertes Populationswachstum erwartet werden kann. Die fortschreitende Umgestaltung vor allem der Stadtrandgebiete läßt eine Stagnation der Populationsgröße oder sogar Rückgänge in Teilgebieten erwarten.

Die Freigabe der Jagd würde eine sofortige Dezimierung der Elsternbestände nach sich ziehen. Ein völliger Zusammenbruch vor allem der Feldelstern wäre zu erwarten.

Raumnutzung

Die mittlere Größe der Aktionsräume adulter Tiere lag nach der Kernel-Konturlinien-Methode (KL) bei 28 (15 - 52) ha bzw. nach der Minimum-Convex-Polygon-Methode (MCP) bei 29 (9 - 63) ha, diejenige von Home Ranges nach KL bei 16 (10 - 33) ha. Die mittlere Territoriumsgröße betrug 9,7 (8 - 13) ha. Total Ranges von Jungtieren waren nach KL 29 (10 - 43) ha bzw. nach MCP 52 ha (17 - 135) ha groß.

Im typischen Fall ergab sich bei den Adulti eine relativ gleichförmige, eingipflige Nutzungsintensität des Home Ranges. Jungtiere zeigten, bedingt durch kleinräumige Nutzungsschwerpunkte während der Jugendentwicklung in den ersten Monaten mehrgipflige Nutzungsbilder. Die Zunahme der Home Range-Größen erfolgte in den ersten Wochen sprunghaft; nach etwa 3 Monaten war die endgültige Größe erreicht. Weitere Ausweitung erfuhren die Total Ranges dann erst wieder durch Ausflüge zu Gruppen-Schlafplätzen in den Wintermonaten.

Wanderungsbewegungen wurden über eine Entfernung von bis zu 7 km nachgewiesen. Die Nester lagen oft zentral im Home Range, nicht selten aber auch peripher. Größere und ständig verfügbare Nahrungsressourcen wurden z.T. von mehreren Paaren genutzt, selbst wenn diese eigentlich im Home Range eines Paares lagen.

Die Elstern wurden überwiegend auf Wiesen, Streuobstflächen und Äckern angetroffen. In Wäldern wurden keine Elstern beobachtet; lediglich einzelne Brutplätze lagen am Rand kleinerer Wäldchen in der Feldflur. Haus- und Schrebergärten wurden zu je ca. 10% genutzt. Bereiche mit Vegetationshöhen über 20 cm wurden bei der Nahrungssuche am Boden gemieden. Bezogen auf Biotop- und Vegetationsstrukturen wurden die meisten Elstern in Hecken, Baumgruppen und ähnlichen Strukturen (63%) beobachtet. Nahrungssuchende Elstern wurden zu 53% auf Wiesen, zu 19% auf Äckern angetroffen. Wildfütterungen, v.a. Fasanenschüttungen, wurden im Winter intensiv genutzt.

Elster und Singvögel

Im Untersuchungsgebiet traten 93 andere Brutvogelarten auf. Von 20 offenbrütenden Arten wurde in zwei Gebieten mit hoher Elsterndichte der Bruterfolg ermittelt. Dieser lag immer im Rahmen der Literaturwerte (z.B. bei Amsel, Birkenzeisig, Buchfink, Grünfink, Heckenbraunelle, Klappergrasmücke, Mönchsgrasmücke, Wacholderdrossel und Zilp-Zalp). Der Artenreichtum war in allen kleinräumig kompartimentieren Gebieten mit hohem Struktureichtum trotz hoher Elsternabundanz größer als in Gebieten geringerer Elsterndichte. Eine Gefährdung der Singvogelpopulationen durch die Elster ist daher auszuschließen.

Verhalten am Schlafplatz

Die Elster übernachtet einzeln, paarweise, in kleinen Gruppen von wenigen Einzeltieren oder in großen Ansammlungen von über 100 Tieren an Gruppenschlafplätzen. Diese wurden in Ulm nur in den Wintermonaten von Oktober bis April genutzt. Die höchsten Übernachtungszahlen waren im Februar zu beobachten. Viele Elstern übernachteten während des ganzen Jahres an wechselnden Stellen in ihrem Home Range.

Der Schlafplatz wurde etwa eine halbe Stunde vor Dunkelheit bei etwa 4.000 - 1.000 lux aufgesucht. Einzelne Tiere oder kleine Gruppen wurden auch schon 2 - 3 Stunden früher dort angetroffen. Die meisten Elstern trafen einzeln, paarweise oder in kleinen Gruppen ein. Schlechtes Wetter verkürzt die zeitliche Streuung der Ankunft. Morgens verließen die Tiere den Schlafplatz innerhalb weniger Minuten in großen Gruppen.

Entwicklung von Elsterpopulationen und jagdliche Eingriffe

Die einschlägigen Einschätzungen zur Produktivität von Elsternpopulationen und damit begründete mögliche Abschlußzahlen sind nach den vorliegenden Ergebnisse als überhöht zu bezeichnen (vgl. ELLENBERG 1989). Eine Notwendigkeit jagdlicher Eingriffe ist nicht zu erkennen. Bislang konnte keine Schädigung der Elster auf Singvogel-, Niederwildpopulationen oder landwirtschaftliche Anbauflächen nachgewiesen werden.

Zunahmen von Elsternpopulationen in städtischen Gebieten innerhalb weniger Jahre von weit über 100% können nach den Ergebnissen der vorliegenden Untersuchung nicht als repräsentativ für größere Gebiete gelten. Sie spiegeln wahrscheinlich lediglich kleinräumige Wanderungsbewegungen oder kurzfristige Entwicklungen in Optimalhabitaten wider. In Zusammenhang mit der Intensivierung der Landwirtschaft gehen auch die Bestände an Elstern ähnlich der vieler anderer Wildtiere in Mitteleuropa deutlich zurück. Die Produktivität von Elsternpopulationen in Siedlungsnähe scheint geringer als in der freien Feldflur. Nach einem Aufschwung der Siedlungselstern-Populationen in den letzten Jahrzehnten aufgrund einer Verbesserung der Habitatbedingungen zeigen sich jedoch auch hier bereits erneut erste Anzeichen eines Rückgangs, derzeit allerdings noch schwächer als bei Feldelstern.

6 Literaturverzeichnis

- ALONSO, J.C., L.M. GONZALES, B. HEREDIA & J.L. GONZALES (1987): Parental care and the transition to independence in the Spanish Imperial Eagle (*Aquila heliaca adalberti*) in Donana National Park, SW-Spain. Ibis. Bd. 129, S. 212 - 224. – ALSAGER, D.E., J.R. STENRUE & R.L. BOYLE (1972): Capturing Black-billed Magpies with circular live-traps. J. Wildl. Manage. Bd. 36, S. 981 - 983. – ANGELL, T. (1978): Ravens, Crows, Magpies and Jays. University of Washington Press. Seattle: 112 S. – ANKA, K., K. BOMMER, W. NOTHDURFT & K. SCHILHANSL (1996): Zur Vogelwelt des Donautales zwischen Öpfingen und Ulm. Mitt. der Ornith. Arbeitsgem. Ulmer Raum, Sonderheft, 54 S. – ARIAS DE REYNA, L.M., P. RECUERDA, M. CORVILLO & A. CRUZ (1984): Reproducción de la urraca (*Pica pica*) en Sierra Morena (Andalucía). Doñana, Acta Vertebrata. Bd. 11(1), S. 79 - 92.
- BADEN, D. (1951): Elstern auf Vogeljagd. Vogelwelt. Bd. 72, S. 166. – BADTKE, W., K. FISCHER, H.-M. KOCH & H.J. RIEDINGER (1971): Die Vögel des Raumes Reutlingen. Selbstverlag Deutscher Bund für Vogelschutz, Ortsgruppe Reutlingen: 168 S. – BAEYENS, G. (1979): Description of the social behaviour of the Magpie (*Pica pica*). Ardea. Bd. 67, S. 28 - 41. – BAEYENS, G. (1981a): Magpie breeding success and carrion crow interference. Ardea. Bd. 69, S. 125 - 139. – BAEYENS, G. (1981b): Functional aspects of serial monogamy: the magpie pair-bond in relation to its territorial system. Ardea. Bd. 69(2), S. 145 - 166. – BAEYENS, G. (1981c): The role of sexes in territory defence in the Magpie (*Pica pica*). Ardea. Bd. 69, S. 69 - 82. – BÄHRMANN, U. (1963): Beteiligung der Elstern nach Alter und Geschlecht am Brutgeschäft. Falke. Bd. 10, S. 11 - 13.
- BÄHRMANN, U. (1968): Die Elster (*Pica pica*). Neue Brehm Bücherei, Ziemsen Verlag, Wittenberg Lutherstadt. Bd. 393, 72 S. – BAIRLEIN, F., P. BERTHOLD, U. QUERNER & R. SCHLENKER (1980): Die Brutbiologie der Grasmücken *Sylvia atricapilla*, *borin*, *communis* und *curruca* in Mittel- und N-Europa. J. Orn. Bd. 121(4), S. 325 - 369. – BALANÇA, G. (1984a): La sélection des sites d'alimentation par une population des pies bavardes. Gibier Faune Sauvage. Bd. 2, S. 45 - 77. (mit engl. Zusammenfassung) – BALANÇA, G. (1984b): La régime alimentaire d'une population des pies bavardes (*Pica pica*). Gibier Faune Sauvage. Bd. 3, S. 37 - 61. – BARASH, D.P. (1980): Soziobiologie und Verhalten. Parey, Berlin - Hamburg - New York. – BASTIAN, H.-V. (1989): Are Corvids able to exterminate populations of Whinchats (*Saxicola rubetra*) - a Computer-simulation -. Vogelwelt. Bd. 110, S. 150 - 156. – BAUER, H.-G. (1996): Aus der Arbeit des Deutschen Rates für Vogelschutz (DRV) (1995. Berichte zum Vogelschutz. Bd. 34, S. 7 - 10. – BAUER, H.-G. & P. BERTHOLD (1996): Die Brutvögel Mitteleuropas: Bestand und Gefährdung. Aula, Wiesbaden, S. 441 - 443. – BAUER, H.-G., J. HÖLZINGER, W. NAGL, H. REINHARDT & S. SCHUSTER (1991): Quantitative Brutvogelerfassung Baden-Württemberg 1987/88 - Hochrechnung der Gesamtbestände. Naturschutzforum 3/4 (1989/1990), S. 123 - 148. – BAUER, H.-G., M. BOSCHERT, & J. HÖLZINGER (1995): Atlas der Winterverbreitung. In: HÖLZINGER, J. (Hrsg.): Die Vögel Baden-Württembergs. Ulmer, Stuttgart. Bd. 5, 557 S. – BAUER, H.-G. & G. HEINE (1992): Die Entwicklung der Brutvogelbestände am Bodensee: Vergleich halbquantitativer Rasterkartierungen 1980/81 und 1990/91. J. Orn. Bd. 133, S. 1 - 22. – BAUER, H.-G. & H.-W. LEY (1994): Haben zwischenartliche Konkurrenz und Prädation eine Bedeutung für den Rückgang von Vogelarten. Z. Ökol. u. Naturschutz. Bd. 3, S. 61 - 69. – BERBERICH, W. (1989): Das Raum-Zeitmuster des Rotfuchses. Nationalpark Berchtesgaden, Forschungsberichte 17: 71 S. – BERNDT, R. (1970): Mäusebussard (*Buteo buteo*) und Rotmilan (*Milvus milvus*) als Nestplünderer bei der Elster (*Pica pica*). Vogelwelt. Bd. 91, S. 200 - 201. – BERTHOLD, P. (1977): Der Bruterfolg von Freibrüterpopulationen bei regelmäßiger Nestkontrolle. J. Orn. Bd. 118, S. 204 - 205. – BERT-

- HOLD, P., E. BEZZEL & G. THIELCKE (1980): Praktische Vogelkunde. Empfehlungen für die Arbeit von Avifaunisten und Feldornithologen. Kilda, Greven: 159 S. – BERTHOLD, P., G. FLIEGE, U. QUERNER & H. WINKLER (1986): Die Bestandentwicklung von Kleinvögeln in Mitteleuropa: Analyse von Fangzahlen. J. Orn. Bd. 127, S. 397 - 437. – BEZZEL, E. (1982): Vögel in der Kulturlandschaft. Ulmer Verlag, Stuttgart. – BEZZEL, E., F. LECHNER & H. RANFTL (1980): Arbeitsatlas der Brutvögel Bayerns. Themen der Zeit, Kilda Verlag, Greven. Bd. 4: 200 S. – BEZZEL, E., J. OBST & K.-H. WICKL (1976): Zur Ernährung und Nahrungswahl des Uhus (*Bubo bubo*). J. Orn. Bd. 117, S. 210 - 238. – BEZZEL, E. & R. PRINZINGER (1990): Ornithologie. Ulmer, Stuttgart. 552 S. – BIBBY, C.J., N.D. BURGESS & D.A. HILL (1995): Methoden der Feldornithologie - Bestandserfassung in der Praxis. Neumann Verlag, Radebeul: 270 S. – BIRKENFELD, H. (1987): Luftbildatlas Region Ulm Neu-Ulm. Vaas, Langenau-Ulm. 144 S. – BIRKHEAD, T.R. (1979): Mate guarding in the Magpie *Pica pica*. Anim. Behav. Bd. 27(3), S. 866 - 874. – BIRKHEAD, T.R. (1982): Timing and duration of mate guarding in Magpies, *Pica pica*. Anim. Behav. Bd. 30, S. 277 - 283. – BIRKHEAD, T.R. (1989): Studies of West Palearctic birds - 189. Magpie. Brit. Birds. Bd. 82, S. 583 - 600. – BIRKHEAD, T.R. (1991): The Magpies. The Ecology and Behaviour of Black-billed and Yellow-billed Magpies. T & A D Poyser, London: 270 S. – BIRKHEAD, T.R. & K. CLARKSON (1985): Ceremonial gatherings of the magpie, *Pica pica*: Territory probing and acquisition. Behaviour. Bd. 94, S. 324 - 332. – BIRKHEAD, T.R., S.F. EDEN, K. CLARKSON, S.F. GOODBURN & J. PELLATT (1986): Social organisation of a population of magpies *Pica pica*. Ardea. Bd. 74, S. 59 - 68. – BIRKHEAD, T.R. & S.F. GOODBURN (1989): Magpie. In NEWTON, I. (ed.): Lifetime Reproduction in Birds. Academic Press, London, S. 173 - 182. – BLAB, J. (1986): Grundlagen des Biotopschutzes für Tiere. Kilda, Greven. – BLAB, J., A. TERHARDT & K.P. ZSIVANOVITS (1989): Tierwelt in der Zivilisationslandschaft, Teil I. Kilda, Greven. – BLÄSS, H. (1966): Elster und Mauersegler. Ornithol. Mitt. Bd. 18, S. 235. – BLANA, H. & E. BLANA (1974): Die Lebensräume unserer Vogelwelt. Biotopschlüssel für die Hand des Ornithologen. Beitr. Avifauna Rheinland. Bd. 2, S. 1 - 35. – BÖGEL, R. (1989): Radiotelemetrische Untersuchungen am Gänsegeier. In MÄCK, U. & R. BÖGEL: Untersuchungen zur Ethologie und Raumnutzung von Gänse- und Bartgeier. Nationalpark Berchtesgaden, Forschungsberichte Bd. 18, S. 119 - 134. – BÖGEL, R. (1995): Untersuchungen zur Flugbiologie und Habitatnutzung von Gänsegeiern am Alpenrand (*Gyps fulvus* HABLIZL 1783) unter Verwendung telemetrischer Meßverfahren. Dissertation, Universität Ulm. Nationalpark Berchtesgaden, Forschungsberichte. Bd. 33: 183 S. – BÖGEL, R., U. MÄCK & W. D'OLEIRE-OLTMANN (1988): Radiotelemetrische Untersuchungen an Gänse- und Bartgeiern (*Gyps fulvus*, *Gypaetus barbatus*) in den Alpen. Proc. Intern. 100th Meeting of the DO-G, Bonn - Current Topics in Avian Biology, S. 201 - 210. – BÖGEL, R. & U. MÄCK (1989): Öko-ethologische Untersuchungen im Rahmen der Pilotstudie zur Wiederansiedlung des Bartgeiers (*Gypaetus barbatus*) in den Alpen. In MÄCK, U. & R. BÖGEL: Untersuchungen zur Ethologie und Raumnutzung von Gänse- und Bartgeier. Nationalpark Berchtesgaden, Forschungsberichte Bd. 18, S. 119 - 134. – BÖGEL, R. & U. MÄCK (1991): Einsatzmöglichkeiten der Radio-Telemetrie in der Vogelforschung. J. Orn. Bd. 132: S. 497. Kurzprotokoll eines Vortrags, gehalten auf der 123. Jahresversammlung der DO-G (1990), Husum. – BOHAC, D. (1967): Beitrag zur Erforschung der Nahrung der Elster (*Pica pica*). Angew. Orn. Bd. 2: S. 151 - 152. – BOSHOFF, A.F., A.S. ROBERTSON & P.M. NORTON (1984): A radio-tracking study of an adult Griffon vulture *Gyps coprotheres* in the South-western Cape province. S. Afr. J. Wildl. Res. Bd. 14/3: S. 73 - 78. – BOSSEMA, I., A. RÖELL & G. BAEYENS (1986): Adaptations to interspecific competition in five corvid species in the Netherlands. Ardea. Bd. 74: S. 199 - 210. – BRANDER, R.B. (1968): A radio-package harness for game birds. J. Wildl. Manage. Bd. 32: S. 630 - 632. –

- BRAY, O.E. & G.W. CORNER (1972): A tail clip for attaching transmitters to birds. *J. Wildl. Manage.* Bd. 36/2: S. 640 - 642. – BRENNHECKE, H.-E. (1953): Elster stört Uferschwalbenkolonie. *Ornithol. Mitt.* Bd. 5: S. 6. – BRÜLL, H. (1977): Das Leben europäischer Greifvögel. Fischer, Stuttgart, 3. Aufl. – BUB, H. (1953): Elstern (*Pica pica*) überfallen einen Haussperling (*Passer domesticus*). *Ornithol. Mitt.* Bd. 5: S. 6. – BUB, H. (1984): Vogelfang und Vogelberingung Teil II. Neue Brehm Bücherei, Ziemsen Verlag, Wittenberg Lutherstadt. Bd. 377(4.A): 182 S. – BUB, H. (1986): Vogelfang und Vogelberingung Teil III. Neue Brehm Bücherei, Ziemsen Verlag, Wittenberg Lutherstadt. Bd. 389(4.A): 207 S. – BUB, H. & H. OELKE (1985): Markierungsmethoden für Vögel. Neue Brehm Bücherei, Ziemsen Verlag, Wittenberg Lutherstadt. Bd. 535: 152 S. – BUITRON, D. (1988): Female and male specialisation in parental care and its consequences in Black-billed Magpies. *Condor.* Bd. 90, S. 29 - 39. – BUSSE, P. (1969): Results of ringing European Corvidae. *Acta Ornithol.* Bd. 11: S. 263 - 328. – BUSTAMANTE, J., R. BÖGEL & W. D'OLEIRE-OLTMANN (1994): Predictions derived from a Population Viability Analysis of the captive Bearded Vulture Population and the Population released in the Alps. In Schweizer Dokumentationsstelle für Wildtierforschung (Hrsg.): *Bartgeier-Bulletin* Bd. 15, S. 35 - 40. – BUTLIN, S.M. (1959): Carrion Crow attacking young Magpies in nest. *Brit. Birds.* Bd. 52, S. 387 - 388.
- CARØE-AARESTRUP, W. & A.P. MØLLER (1974): Rede af Skade (*Pica pica*) pa en groftekant. (Nest of Magpie, *Pica pica*, in an open field.). *Danske Fugle* 26: 174-175. – CĂTUNEANU, I.I. (1982): Oiseaux et petits mammifères qui nichent dans les nids de Pie bavarde (*Pica pica*). *Travaux du Museum d'Histoire Naturelle „Grigora Antipa“*, Bukarest. Bd. 24, S. 209 - 231. – CHURCHER, P.B. & J.H. LAWTHON (1987): Predation by domestic cats in an English village. *J. Zool., London.* Bd. 212, S. 439 - 455. – CLARK, T.W., G.N. BACKHOUSE & R.C. LACY (1991): Report of a workshop on population viability analysis assessment as a tool for threatened species management and conservation. *Austral. Zool.* Bd. 27, S. 28 - 35. – CONRAD, B. & T. MEBS (1986): Gutachtliche Stellungnahme „Zur Ökologie der Elster (*Pica pica*) in urbanen Bereichen“. Landesanstalt für Ökologie, Landschaftsentwicklung und Forstplanung Nordrhein-Westfalen - Vogelschutz-warte -. – COOMBS, F. (1978): *The Crows*. London (Batsford): 255 S. – COOPER, R.J., L.L. MACDONALD & M.B. KING (1983): Applications of Circular Statistics to Wildlife Telemetry Studies. In PINCOCK, D.G. (ed.): *Proc. of the 4th Intern. Wildl. Biotelemetry Conf.*, S. 135 - 149. – CRAMP, S. (1988): *Handbook of the Birds of Europe, the Middle East and North Africa. The Birds of the Western Palearctic. Volume V: Tyrant Flycatchers to Thrushes*. Oxford University Press, Oxford - New York, 1079 S. – CRAMP, S. & D.J. BROOKS (1992): *Handbook of the Birds of Europe, the Middle East and North Africa. The Birds of the Western Palearctic. Volume VI: Warblers*. Oxford University Press, Oxford - New York, 728 S. – CRAMP, S. & C.M. PERRINS (1994): *Handbook of the Birds of Europe, the Middle East and North Africa. The Birds of the Western Palearctic. Volume VII: Crows to Finches*. Oxford University Press, Oxford - New York, 913 S. – CRONYN, G.W. (1995) (ed.): *American Indian Poetry*, Liveright, New York. in RECHEIS, K. & BYDLINSKI, G. (1995): *Weisst Du, dass die Bäume reden*. Orbis Verlag, München. – CSIKI, E. (1919): Positive Daten über die Nahrung unserer Vögel - *Pica pica*. *Aquila.* Bd. 26, S. 76 - 104.
- DARWIN, C. (1871): *The Descent of Man and Selection in Relation to Sex*. John Murray, London. – DAY, M.G. (1966): Identification of hair and feather remains in the gut and faeces of Stoats and Weasels. *J. Zool.* Bd. 148, S. 201 - 217. – DEBROT, S. (1982): *Atlas des poils des Mammifères d'Europe*. Publication F.N. No. 93.604-81 et Faculté des Sciences, Université des Neuchâtel, 208 S. – DECKERT, G. (1968): Zur Reviergröße und Nestbautechnik der Elster, *Pica*

- p. pica* (L.). Beitr. Vogelkde. Bd. 14, S. 97 - 102. – DECKERT, G. (1980): Siedlungsdichte und Nahrungssuche bei Elster, *Pica p. pica* (L.) und Nebelkrähe, *Corvus corone cornix* (L.). Beitr. Vogelkde. Bd. 26, S. 305 - 334. – DEPPE, H.-J. (1981): Elster versucht Nest des Mauerseglers zu plündern. Ornithol. Ber. Berlin (West). Bd. 6, S. 198. – DHINDSA, M.S. & D. BOAG (1989): Influence of age on the flushing distance of marked and unmarked Black-billed Magpies. *Ornis Scand.* Bd. 20/1, S. 76 - 79. – DHINDSA, M.S., P.E. KOMERS & D.A. BOAG (1989): Nest height of Black-billed Magpies: is it determined by human disturbance or habitat type?. *Can. J. Zool.* Bd. 67, S. 228 - 232. – DITTRICH, W. (1981): Siedlungsdichte und Habitatwahl der Elster (*Pica pica*) in Nordbayern. *J. Orn.* Bd. 122, S. 181 - 185. – DIXON, K.R. & J.A. CHAPMAN (1980): Harmonic mean measure of animal activity areas. *Ecology* Bd. 61, S. 1040 - 1044. – DYRCZ, A. (1969): The ecology of the Song Trush and Blackbird during the breeding season in an area of their joint occurrence. *Ekol. Polska Ser. A.* Bd. 17(39), S. 735 - 793.
- ECK, S. & R. PIECHOCKI (1988): Maße und Gewichte von Elstern (*Pica pica*) aus dem Gebiet um Halle (S.) und Leipzig (Aves, Passeriformes, Corvidae). *Zool. Abh. Staatl. Mus. Tierkde. Dresden.* Bd. 43(8), S. 135 - 141. – EDEN, S.F. (1985): The comparative breeding biology of Magpies *Pica pica* in an urban or rural habitat (Aves: Corvidae). *J. Zool.* Bd. 205, S. 325 - 334. – EDEN, S.F. (1987a): Dispersal and competitive ability in the Magpie: an experimental study. *Anim. Behav.* Bd. 35, S. 764 - 772. – EDEN, S.F. (1987b): Natal philopatry of the Magpie *Pica pica*. *Ibis* Bd. 129, S. 477 - 490. – EDULA, E. & S. ONNO (1972): Changes in the location of the nest, in the successfulness of nesting and in the size of the clutch of the Fieldfare, the Redwing and the Song Trush in the nesting period. *Loodusuurijate Seltsi Aastaraamat.* Bd. 61, S. 173 - 188 (estnisch mit englischer Zusammenfassung). – EIGELIS, Y. & K. EIGELIS (1964): Ernährungsweise und ökonomische Bedeutung der Elster (*Pica pica* L.) in Laub- und Kiefernbeständen der Steppe und Forststeppe des europäischen Teils der UdSSR. *Zool. Jh.* Bd. 10, S. 1517 - 1529. – ELLENBERG, H. (1983): Wechselwirkungen im Ökosystem Kulturlandschaft: Habicht und Beute. *Allgem. Forstzeitschrift* Bd. 44, S. 1195 - 1201. – ELLENBERG, H. (1989): Verbreitung, Häufigkeit, Produktivität und Verfolgungsraten bei Rabenkrähe, Elster und Eichelhäher in der Bundesrepublik Deutschland. Stellungnahme im Auftrag des Bundesministeriums für Landwirtschaft und Forsten (BML) zu Fragen über Bejagung und/oder Schutz der Rabenvögel. – ELLENBERG, H., F. GAST & J. DIETRICH (1983): Elster, Krähe und Habicht - ein Beziehungsgefüge aus Territorialität, Konkurrenz und Prädation. *Allgem. Forst Z.* Bd. 44, S. 1195 - 1201. – ELLENBERG, H., F. GAST & J. DIETRICH (1984): Elster, Krähe und Habicht - ein Beziehungsgefüge aus Territorialität, Konkurrenz und Prädation. *Verh. Ges. Ökol. Göttingen* Bd. 12, S. 319 - 330. – EMDE, F. & W. LÜBCKE (1984): Ergebnisse einer Elsterkartierung 1982 in einem nordhessischen Untersuchungsgebiet. *Vogelkde. Hefte Edertal Kreis Waldeck-Frankenberg.* Bd. 10, S. 79 - 88. – ENGGIST-DÜBLIN, P. (1988): Die Lautäusserungen der Elster (*Pica pica*). *Beih. Veröff. Natursch. Landschaftspfll., Bad.-Württ.* Bd. 53, S. 175 - 182. – EPPLE, T. & U. MÄCK (1990,1992): Erstnachweis der Brut des Alpen-Birkenzeisigs *Carduelis flammea cabaret* in Ulm. *Orn. Jh. Bad.-Württ.* Bd. 6, S. 83 - 90. – EPPLE, W. (1996): Rabenvögel: Göttervögel - Galgenvögel; ein Plädoyer im „Rabenvogelstreit“. Braun, Karlsruhe: 111 S. – EPPLE, W. & B. KROYMANN (1987): Zum Schutz der Rabenvögel. *Nat. Landsch.* Bd. 62, S. 288 - 293. – ERLINGER, G. (1974): Die Bestandsentwicklung von Rabenkrähe (*Corvus corone*) und Elster (*Pica pica*) nach Einstellung der Jagd im NSG „Hagenauer Bucht“ am unteren Inn. *Anz. Orn. Ges. Bayern* Bd. 13(2), S. 245 - 247. – ERPINO, M.J. (1968a): Age determination in the Black-billed Magpie. *Condor.* Bd. 70, S. 91 - 92. – ERPINO, J.M. (1968b): Nest-related activities of Black-billed Magpies. *Condor.* Bd. 70, S. 154 - 165.

- FIALA, K.L. (1979): A laparotomy technique for nestling birds. *Bird Banding*. Bd. 50, S. 366 - 367. – FISCHER, W. (1914): Die Vogelwelt Württembergs. Verlag d. Bundes f. Vogelschutz, S. 212 - 213. – FITZNER, R.E. & J.N. FITZNER (1977): A hot melt glue technique for attaching radio-transmitter tail packages to raptorial birds. *North Amer. Bird Band.* Bd. 2, S. 56 - 57. – FLIEGE, G. (1989): Einführung in die Statistik für Feldornithologen. *Vogelwarte*. Bd. 33, S. 257 - 280. – FRANCIS, W.J. (1976): Micrometeorology of a Blackbird roost. *J. Wildl. Manage.* Bd. 40, S. 132 - 136. – FUCHS, W. (1957): Frühzeitige Paarbildung bei Elstern. *Orn. Beob.* Bd. 54, S. 136. – FUNKE, W. (1990): Struktur und Funktion der Tiergesellschaften von Waldökosystemen - Bodentiere als Indikatoren von Umwelteinflüssen. *Verh. Bot. Zool. Ges. Österreich, Wien*. Bd. 127, S. 1 - 49. – FUNKE, W. & U. MÄCK (1990): Tätigkeitsbericht zum Forschungsvorhaben „Untersuchungen zum Aktivitätsmuster, zur Habitatnutzung und zur Ernährungsbiologie von Corviden unter besonderer Berücksichtigung der Elster (*Pica pica*)“. Im Auftrag der Landesanstalt für Umweltschutz Karlsruhe, unveröffentlicht: 26 S. – FUNKE, W. & U. MÄCK (1991): 2. Tätigkeitsbericht zum Forschungsvorhaben „Untersuchungen zum Aktivitätsmuster, zur Habitatnutzung und zur Ernährungsbiologie von Corviden unter besonderer Berücksichtigung der Elster (*Pica pica*)“. Im Auftrag der Landesanstalt für Umweltschutz Karlsruhe, unveröffentlicht: 39 S.
- GADGIL, M. (1972): The function of communal roosts: relevance of mixed roosts. *Ibis*. Bd. 114, S. 531 - 533. – GARSHELIS, D.L. (1983): The role of sampling intensity in the selection of a Home Range Model. In PINCOCK, D.G. (ed.): *Proc. of 4th Intern. Wildl. Biotelemetry Conf.*, S. 276 - 298. – GASOW, H. (1944): Analysen von Mageninhalten einheimischer Vögel als Stichproben. *Z. Angew. Entom.* Bd. 30, S. 336 - 363. – GAST, F. (1984): Die Elster (*Pica pica*) als Biomonitor für die Belastung von Nahrungsnetzen durch Umweltchemikalien. Ein Beitrag zur Methodik der Umweltüberwachung am Beispiel des Stadtverbandes Saarbrücken. Dissertation an der Universität des Saarlandes, Saarbrücken. – GENGLER, J. (1906): Ein ornithologischer Ausflug auf die Rauhe Alb. *Ornithol. Jb.* Bd. 17, S. 57 - 75. – GEORGII, B. (1980): Einsatzmöglichkeiten der Radiotelemetrie in der Wildbiologie. *Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ.* Bd. 16, S. 43. – GLUTZ VON BLOTZHEIM, U. (1962): Die Brutvögel der Schweiz. Verlag Aargauer Tageblatt AG, Aarau: 648 S. – GLUTZ VON BLOTZHEIM, U. & K.M. BAUER (1988): Handbuch der Vögel Mitteleuropas. Passeriformes Turdidae. Bd. 11/II: 1226 S. – GLUTZ VON BLOTZHEIM, U. & K.M. BAUER (1991): Handbuch der Vögel Mitteleuropas. Passeriformes Sylviidae. Bd. 12/II: 1460 S. – GLUTZ VON BLOTZHEIM, U. & K.M. BAUER (1993): Handbuch der Vögel Mitteleuropas. Passeriformes Muscicapidae - Sturnidae. Bd. 13: 2178 S. – GOOCH, S., S.R. BAILLE & T.R. BIRKHEAD (1991): Magpie and songbird populations. Retrospective investigation of trends in population density and breeding success. *J. Appl. Ecol.* Bd. 28, S. 1068 - 1086. – GOODWIN, D. (1952): Notes and display of the Magpie. *Brit. Birds*. Bd. 45, S. 113 - 123. – GOODWIN, D. (1976): *Crows of the World*. Ithaca, NY: Cornell University Press (1976, 2. Auflage London: British Museum. – GÖRANSSON, G. (1985): An improved technique for tail-mounted radio-transmitters on birds. XVIIth Congress of the International Union of Game, S. 789 - 791. – GRÄFF, H. (1987): Elstern als Geißel der Kleinvögel! *Gefied. Welt*. Bd. 111, S. 106 - 107. – GRIMM, H. (1989): Zur Nahrung der Elster, *Pica pica* (L.), im Herbst. *Acta ornithoecol.*, Jena. Bd. 2(1), S. 100 - 104. – GROOM, D.W. (1993): Magpie *Pica pica* predation on Blackbird *Turdus merula* nests in urban areas. *Bird Study*. Bd. 40, S. 55 - 62. – GÜLLAND, H. & K. HIRSCHFELD (1972): Besiedlung und Entwicklung einer Brutkolonie der Wacholderdrossel an der Unstrut bei Bretleben (Kreis Artern). *Beitr. Vogelkde.* (18, S. 174 - 206. – GUERRIAT, H. (1983): Quelques aspects du comportement social de la Pie (*Pica pica*) en hiver. *Aves*. Bd. 20(4), S. 185 - 198. – GUSTAFSON, K.A. & L.B. FOX (1983): A

comprehensive interactive computer program for calculating and plotting home ranges and distribution. In PINCOCK, D.G. (ed.): Proc. of the 4th Intern. Wildl. Biotelemetry Conf., S. 299 - 317. – GYLLIN, R. & KÄLLANDER, H. (1977): Roosting behaviour of the Magpie *Pica pica*. Fauna och Flora. Bd. 72(1), S. 18 - 24.

HAARTMAN, L. v. (1969): The nesting habitats of Finnish Birds. I. Passeriformes. Commentationes Biologicae. Bd. 32, S. 187 S. – HAAS, V. (1982): Beitrag zur Biologie und Ökologie der Wacholderdrossel. Ökol. Vögel. Bd. 4, S. 17 - 58. – HAMMER, W. (1988): Haben wir keine anderen Sorgen? (Selbst-)kritische Bemerkungen zum besonderen Schutz der Rabenvögel. Pirsch Bd. 7, S. 4 - 11. – HANDKE, K., P. PETERMANN, H. ELLENBERG & L. HAYO (1986): Atlas der Vögel des Saarbrücker Raumes - Versuch einer ökologischen Bestandsaufnahme. Natur und Landschaft, Sonderband Bd. 4: 372 S. – HANSEN, L. (1950): An investigation of the occurrence, nest-building, etc., of the Magpie *Pica pica* (L.). Dansk Ornitologisk Forenings Tidsskrift Bd. 44, S. 150 - 161. – HAUFF, P. (1995): Seeadler (*Haliaeetus albicilla*) entfernen Aluminium-Ringe. Vogelwarte. Bd. 36, S. 113 - 115. – HAVELKA, P. (1986): Krähen (Corvidae) - Opfer gnadenloser Verfolgung. Natur und Landschaft. Bd. 61, S. 344 - 345. – HAVELKA, P. & K. RUGE (1986): Rabenvögel - verfehmt, verfolgt. Naturschutz heute. Bd. 6, S. 33 - 34. – HAYNE, D.W. (1949): Calculation of size of home range. J. Mammal. Bd. 56, S. 1 - 18. – HEINE, G., G. LANG & K.-H. SIEBENROCK (1994): Die Vogelwelt im württembergischen Allgäu. Ornithol. Jahreshfte f. Baden-Württemberg. Bd. 10, 352 S. – HENRIKSEN, K. (1989): Yngletaethed og redeforhold hos Husskade *Pica pica* og Gråkrage *Corvus corone cornix* i bymaessig bebyggelse. Dansk Ornithologisk Forenings Tidsskrift. Bd. 83, S. 55 - 59. – HEREDIA, A.R. (1985): El celo del quebrantahuesos. PANDA. Bd. 9, S. 16 - 18. – HEREDIA, B., L.M. GONZALES, J.L. GONZALES & J.C. ALONSO (1985): La emancipacion y dispersion de los jovenes de Aquila imperial en el Parque nacional de Doñana. Rev. ICONA. Bd. 53, S. 36 - 43. – HIERONIMUS, H. (1987): Die Elster - „Unvogel“ des Jahres? Gefied. Welt. Bd. 111, S. 105 - 106. – HOCHACHKA, W.M. & D.A. BOAG (1987): Food shortage for breeding Black-billed Magpies (*Pica pica*): an experiment using supplemental food. Can. J. Zool. Bd. 65, S. 1270 - 1274. – HÖGSTEDT, G. (1980): Resource partitioning in magpie *Pica pica* and jackdaw *Corvus monedula* during the breeding season. Ornis Scand. Bd. 11(2), S. 110 - 115. HÖGSTEDT, G. (1981a): Should there be a positive or negative correlation between survival of adults in a bird population and their clutch size?. Am. Nat. Bd. 118, S. 568 -571. – HÖGSTEDT, G. (1981b): Effect of additional food on reproductive success in the magpie (*Pica pica*). J. Anim. Ecol. Bd. 50, S. 219 - 229. – HÖLZINGER, J. (1987): Vogelarten im Interessenkonflikt: Landwirtschaft, Forstwirtschaft, Gartenbau, Fischerei, Jagd und Kleintierhaltung. Elster - *Pica pica* (LINNÉ, 1758). In HÖLZINGER, J. (Hrsg.): Die Vögel Baden-Württembergs. Ulmer, Stuttgart. Bd. 1.2. – HOI, H. & H. WINKLER (1988): Feinddruck auf Schilfbrüter: Eine experimentelle Untersuchung. J. Orn. Bd. 129, S. 439 - 447. – HOLLDAK, K. (1989): Wertung der Verlustangaben beim Nestraub unter besonderer Berücksichtigung der Rabenvögel. Z. Jagdw. Bd. 35, S. 245 - 251. – HOLYOAK, D. (1968): A comparative study of the food of the British Corvidae. Bird Study. Bd. 15, S. 147 - 153. – HOLYOAK, D. (1971): Movements and mortality of Corvidae. Bird Study. Bd. 18, S. 97 - 106. – HOLYOAK, D. (1974): Territorial and feeding behaviour of the Magpie. Bird Study. Bd. 21, S. 117 - 128. – HOLZ, W. & U. NEUHAUS-STEINMETZ (1989): Elsternkartierung im Lande Bremen am Beispiel vom Ortsamtsbezirk Horn-Lehe. Beitr. Naturk. Niedersachsens. Bd. 42, S. 187 - 195. – HORNING, V. (1944): Schleiereule, Eichelhäher und Elster auf der Anklagebank. Vogelwelt. Bd. 69, S. 23 - 27. – HUND, K. & R. PRINZINGER (1981): Notizen zur Brutbiologie der Elster *Pica pica*, Rabenkrähe *Corvus corone corone* und Dohle *Corvus monedula* in Württemberg. Ökol. Vögel. Bd. 3, S. 261 - 265. – HUSBY, M. (1986): On the adaptive value of

- brood reduction in birds: experiments with the magpie (*Pica pica*). J. Anim. Ecol. Bd. 55, S. 75 - 83. - HUSBY, M. (1991): Morphology, growth strategies and sibling competition in the Magpie *Pica pica*, a sexually dimorphic species. Fauna norv. Ser. C., Cinclus. Bd. 14, S. 55 - 81. - HUSBY, M. & T. SLAGSVOLD (1992): Post-fledging behaviour and survival in male and female Magpies *Pica pica*. Ornis Scandinavica. Bd. 23, S. 483 - 490. - HYLÄ, W. (1975): Siedlungsdichte der Elster (*Pica pica*) im Stadtgebiet von Oberhausen 1972. Charadrius. Bd. 11, S. 56 - 58.
- IMMELMANN, K. (1982): Wörterbuch der Verhaltensforschung. Verlag Paul Parey, Berlin - Hamburg: 317 S.
- JENNIRICH R.I. & F.B. TURNER (1969): Measurement of Non-circular Home Range. J. Theoret. Biol. Bd. 22, S. 227 - 237. - JERZAK, L. (1988): Distribution and nest sites of Magpie in non-urban habitats in Poland. Notatki ornitologiczne, Warszawa. Bd. 29, S. 27 - 41. - JERZAK, L. (1989): Colonisation of towns in Ziemia Lubuska, Western Poland, by the Magpie. Diss. Inst. Ecol. PAS, Dzeikanów Lesny.
- KALCHREUTER, H. (1987): Rabenkrähe, Elster, Eichelhäher ... Wild und Hund. Bd. 21, S. 18 - 23. - KALMBACH, E.R. (1927): The magpie in relation to agriculture. US Departm. Agric. Techn. Rep. Bd. 24, S. 1 - 29. - KAVANAGH, B. (1988): Discriminating the sex of Magpies *Pica pica* from morphological data. Ring. & Migr. Bd. 9, S. 83 - 90. - KEIL, W. (1987): Zur „Bejagung“ von Krähenvogelarten - Stellungnahme der Staatlichen Vogelschutzwarte für Hessen, Rheinland-Pfalz und Saarland anlässlich der Anhörung im Landtag von Rheinland-Pfalz am 26. November 1987. Vogel und Umwelt. Bd. 4, S. 367 - 369. - KENWARD, R.E. (1987): Wildlife Radio Tagging. Academic Press, London: 222 S. - KERTSCHER, K. (1952): Beobachtungen über Elstern- und Krähenangriffe auf einer Hühnerfarm. Thür. Ornithol. Mitt. Bd. 3, S. 31. - KIRCHHOFF, K. (1973): Probeflächenuntersuchungen 1970 an der Elster (*Pica pica*). Hamb. Avifaun. Beitr. Bd. 11, S. 104 - 114. - KLAFS, G. & J. STÜBS (Hrsg.) (1987): Die Vogelwelt Mecklenburgs. Fischer, Jena: 426 S. - KLEJNOTOWSKI, Z. (1972): Biology of the Magpie. Roczn. WSR Pozna . Bd. 56, S. 69 - 98. - KLOFT, W. (1978): Ökologie der Tiere. Ulmer, Stuttgart. 304 S. - KNIEF, W. (1995): Rabenvogelverfolgung in Deutschland. Ber. z. Vogelschutz. Bd. 33, S. 103 - 110. - KNIEF, W. & P. BORKENHAGEN (1992): Vogelkundler nehmen Rabenvögel in Schutz. Bauernblatt/Landpost. Bd. 46/142 (51/52), S. 28 - 30. - KNIEF, W. & P. BORKENHAGEN (1993): Ist eine Bestandsregulierung von Rabenkrähen und Elstern erforderlich? - Ein Untersuchungsbeispiel aus Schleswig-Holstein. Natur und Landschaft. Bd. 68(3), S. 102 - 107. - KOCHERT, M.N., K. STEENHOF & M.Q. MORITSCH (1983): Evaluation of patagial markers for raptors and ravens. Wildlife Soc. Bull. Bd. 11(3), S. 271 - 281. - KOEPL, J.W., N.A. SLADE & R.S. HOFFMANN (1975): A bivariate Home Range Model with possible application to ethological data analysis. J. Mammal. Bd. 56, S. 81 - 90. - KÖSTER, A. (1991): Untersuchungen 1989 zur Siedlungsdichte und Fortpflanzungsrate der Elster (*Pica pica*) sowie zum Konkurrenzverhalten zur Rabenkrähe (*Corvus c. corone*) im Raum Korbach, Nordhessen. Vogel und Umwelt. Bd. 6, S. 223 - 229. - KÖSTER, A. (1992): Untersuchungen zur Etho-Ökologie der Elster (*Pica pica*) und Rabenkrähe (*Corvus c. corone*) im Raum Korbach, Nordhessen. Vogel u. Umwelt. Bd. 7, S. 161 - 170. - KOOIKER, G. (1991): Untersuchungen zum Einfluß der Elster *Pica pica* auf ausgewählte Stadtvogelarten in Osnabrück. Vogelwelt. Bd. 6, S. 225 - 236. - KOOIKER, G. (1994): Weitere Ergebnisse zum Einfluß der Elster *Pica pica* auf Stadtvogelarten in Osnabrück. Vogelwelt. Bd. 115, S. 39 - 44. - KOOIKER, G. (1996a): Siedlungsökologische Untersuchungen an einer urbanen Elsterpopulation (*Pica pica*) einer nordwestdeutschen Großstadt. Ökol. Vögel Bd. 18, S. 85 - 106. - KOOIKER, G. (1996b): Lichtabhängigkeit der Schlafplatzflüge von Elstern (*Pica pica*) und einige Bemerkungen zum Schlafplatzverhalten. Ökol. Vögel. Bd. 18, S. 65 - 76. - KRAMER, V. (1951): Elstern auf Vogeljagd.

- Vogelwelt. Bd. 72, S. 89. – KRATZER, R. (1991): Die Vogelwelt im Landkreis Tübingen. Beih. Veröff. Nat.schutz Landsch.pfl. Bad.-Württ. Bd. 61, S. 1 - 240. – KRAUSS, F. (1882): Das Tierreich. Vögel (Württemberg). In: Das Königreich Württemberg. Stuttgart. Bd. Bd. I, S. 487 - 497. – KRISTIN, A. (1988): Nahrungsansprüche der Nestlinge von *Pica pica* und *Passer montanus* in den Windbrechern der Schüttinsel. Folia Zoologica, Riga. Bd. 37, S. 343 - 356. – KROYMANN, B. & R. GIROD (1980): Die Elster - ein verkannter Vogel. BUND Info. Bd. 9, S. 37 - 40. – KULCZYCKI, A. (1973): Nesting of the Members of the Corvidae in Poland. Acta Zoologica Cracoviensia, Krakow. Bd. 17, S. 583 - 666. – KUMERLOEVE, H. (1967): Elstern (*Pica pica*) als Forellenfischer. Ornithol. Mitt. Bd. 19, S. 259.
- LACY, R.C. (1993): VORTEX: A computer simulation model for population viability analysis. Wildl. Res. Bd. 20, S. 45 - 65. – LANDBECK, C.L. (1846): Systematisches Verzeichnis der Vögel Württembergs. Jh. vaterl. Naturkde. Württ. Bd. 2, S. 212 - 238. – LEHMANN, R. (1988): Weitere Bestandszunahme der Elster, *Pica pica* (L.), im Stadtbezirk Berlin-Prenzlauer Berg. Pica. Bd. 14, S. 77 - 79. – LEHMANN, R., G. DEGEN & G. JAESCHKE (1986): Bestandsuntersuchungen an der Elster, *Pica pica* (L.), in drei Berliner Innenstadtbezirken. Pica. Bd. 11, S. 2 - 14. – LENZ, M. & K. WITT (1976): Brutzeitverbreitung von Elster (*Pica pica*), Nebelkrähe (*Corvus corone cornix*), Dohle (*Corvus monedula*) und Eichelhäher (*Garrulus glandarius*) 1974 in zwei Berliner Bezirken. Orn. Ber. Berlin (West). Bd. 1, S. 277 - 294. – LINSDALE, J.M. (1937): The natural history of Magpies. Pacific Coast Avifauna, Berkeley. Bd. 25. – LÖHRL, H. (1953): Bemerkenswerte Beobachtungen über einige Brutvögel Baden-Württembergs. Jahresh. Ver. vaterl. Naturkde. Württ. Bd. 108, S. 132 - 133. – LOOFT, V. & G. BUSCHE (1981): Vogelwelt Schleswig-Holsteins. K. Wachholtz Verlag, Neumünster. Bd. 2: 199 S. – LOVE, J.A. & R.W. SUMMERS (1973): Breeding biology of Magpies in Aberdeenshire. Scot. Birds. Bd. 7, S. 399 - 403. – LÜBCKE, W. (1975): Zur Ökologie und Brutbiologie der Wacholderdrossel. J. Orn. Bd. 116, S. 281 - 296.
- MACDONALD, D.W., F.G. BALL & N.G. HOUGH (1980): The Evaluation of Home Range Size and Configuration Using Radio Tracking Data. In AMLANER, C.J. & D. W. MACDONALD (eds.): A Handbook on Biotelemetry and Radiotracking. Pergamon Press, Oxford, S. 405 - 424.
- MÄCK, U. (1987): Öko-ethologische Untersuchungen am Gänsegeier - *Gyps fulvus* (HABLI 1783). Diplomarbeit an der Universität Ulm, Abt. Ökologie und Morphologie der Tiere.
- MÄCK, U. (1989): Öko-ethologische Untersuchungen am Gänsegeier. In MÄCK, U. & R. BÖGEL: Untersuchungen zur Ethologie und Raumnutzung von Gänse- und Bartgeier. Nationalpark Berchtesgaden, Forschungsberichte Bd. 18, S. 26 - 73. – MÄCK, U. (1991): Erste Ergebnisse einer Populationsuntersuchung an Elstern (*Pica pica*) in Ulm. Ökol. Vögel. Bd. 13, S. 237 - 241. – MÄCK, U. (1997): Elster. In HÖLZINGER, J. (Hrsg.): Die Vögel Baden-Württembergs. Bd. 3.2, S. 357 - 385. Ulmer, Stuttgart – MÄCK, U. & R. BÖGEL (1989a): Untersuchungen zur Ethologie und Raumnutzung von Gänse- und Bartgeier. Nationalpark Berchtesgaden, Forschungsberichte Bd. 18: 147 S. – MÄCK, U. & R. BÖGEL (1989b): Untersuchungen zur Biologie und Raumnutzung des Gänsegeiers (*Gyps fulvus*). In MÄCK, U. & R. BÖGEL: Untersuchungen zur Ethologie und Raumnutzung von Gänse- und Bartgeier. Nationalpark Berchtesgaden, Forschungsberichte Bd. 18, S. 7 - 118. – MÄCK, U. & H. EHRHARDT (Hrsg.) (1995): Das Schwäbische Donau- moos zwischen Weißingen und Gundelfingen. B. Settele, Augsburg: 204 S. – MÄRZ, R. (1987): Gewöll- und Rupfungskunde. Akademie, Berlin. 3. Aufl.: 398 S. – MARTÍNEZ, J.G., M. SOLER, J.J. SOLER, M. PARACUELLOS & J. SÁNCHEZ (1992): Diet of magpie nestlings (*Pica pica*) in relation to age and prey availability. Ardeola. Bd. 39(1), S. 35 - 48 (spanisch mit englischer Zusammenfassung). – METZGAR, L. (1972): The measurement of home range shape. J. Wildl. Manage. Bd. 36(2), S. 643 - 645. – MÖRIKE, K. (1953): Bestandsveränderungen der Vogelwelt im Echaztal seit

- 50 Jahren. Jahresh. Ver. vaterl. Naturkde. Württ. Bd. 108. – MØLLER, A.P. (1978): Husskadens *Pica pica* bestandstethed redeplacering og bestandsaenderinger i Danmark. Dansk Ornitologisk Forenings Tidsskrift. Bd. 72, S. 197 - 215. – MØLLER, A.P. (1982a): Characteristics of Magpie *Pica pica* territories of varying duration. *Ornis Scand.* Bd. 13, S. 94 - 100. – MØLLER, A.P. (1982b): Yngletidspunkt, trækbevægelser, dødelighed og dødsårsager hos husskade (*Pica pica*). *Flora og Fauna.* Bd. 88, S. 39 - 45. (engl. Zusammenfassung: Breeding schedule, migrational movements, mortality and death causes in the Magpie (*Pica pica*). – MØLLER, A.P. (1983): Habitat selection and feeding activity in the Magpie *Pica pica*. *J. Orn.* Bd. 124, S. 147 - 161. – MØLLER, A.P. (1985): Communal roosting in the Magpie (*Pica pica*). *J. Orn.* Bd. 126, S. 405 - 419. – MØLLER, A.P. (1988): Nest predation and nest site choice in passerine birds in habitat patches of different sizes: a study of Magpies and Blackbirds. *Oikos.* Bd. 53, S. 215 - 221. – MOHR, C.O. & W.A. STUMPF (1966): Comparison of methods for calculating areas of animal activity. *J. Wildl. Manage.* Bd. 30, S. 293 - 304. – MÜHLENBERG, M. (1989): Freilandökologie. UTB Quelle & Meyer. Bd. 2. Aufl., S. 204 - 329. – MÜLLER, P. (1987): Eine Niederlage für den Artenschutz. *Der Jäger in Baden-Württemberg.* Bd. 4, S. 10 - 12. – MÜLLER, P. (1988): Stellungnahme zum „Rahmann-Gutachten“. *Inst. f. Biogeographie d. Univ. d. Saarlandes, Saarbrücken,* S. 1 - 53. – MULSOW, R. (1985): Elsternkartierung 1984. *Hamb. Avifaun. Beitr.* Bd. 20, S. 107 - 111. – MULSOW, R. & W. SCHROETER (1985): Zur Biologie der Elster (*Pica pica* L.) im Hamburger Raum. *Hamb. Avifaun. Beitr.* Bd. 20, S. 97 - 106.
- NAEF-DAENZER, B., (1993): An new transmitter for small animals and enhanced methods of home range analysis. *J. Wildl. Manage.* Bd. 57(4), S. 680 - 689. – NETHERSOLE-THOMPSON, D. (1931): The field habits and nesting of the Hobby. *Brit. Birds* Bd. 25, S. 142 - 150. – NICHOLLS, TH.H. & D. WARNER (1968): A harness for attaching radio-transmitters to large owls. *Bird Banding.* Bd. 39(3), S. 209 - 214. – NIEDL, W. (1987): Was soll das? - Vollschonung der Rabenvögel. *Die Pirsch.* Bd. 4/87, S. 51. – NIETHAMMER, G. (1937): *Handbuch der deutschen Vogelkunde.* Akademische Verlagsgesellschaft, Frankfurt/M. Bd. 1, S. 20 - 23. – NITSCHKE, G. & H. PLACHTER (1987): *Atlas der Brutvögel Bayerns 1979 - 1983.* München: 269 S.
- ODUM, E.P. & E.J. KUENZLER (1955): Measurement of territory and home range size in birds. *The Auk.* Bd. 72, S. 128 - 237. – D'OLEIRE-OLTMANN, W. (1991): Verteilungsmuster von Tierarten oder -gruppen im Nationalpark Berchtesgaden. Erfassung mit Hilfe eines Geographischen Informationssystems. ANL Laufen/Salzach. *Laufener Seminarbeiträge* Bd. 7/91, S. 68 - 72. – ONNEN, J. (1989): Zur Populationsökologie des Kiebitzes (*Vanellus vanellus*) im Weser-Ems-Gebiet. *Ökol. Vögel.* Bd. 11, S. 209 - 249. – OWEN, D.F. (1956): The food of nestling Jays and Magpies. *Bird Study.* Bd. 3, S. 257 - 265.
- PARKER, H. (1984): Effect of corvid removal on reproduction of Willow Ptarmigan and Black Grouse. *J. Wildl. Manage.* Bd. 48, S. 1197 - 1205. – PARKER, H. (1985): The effect of corvid (Corvidae) removal on Willow Ptarmigan (*Lagopus lagopus*) population dynamics. *Proc. Int. Ornithol. Congr.* Bd. 18, S. 299 - 304. – PAYN, W.H. (1991): Magpies nesting on television aerials. *Brit. Birds.* Bd. 84, S. 513. – PLATH, L. (1976): Bestandsdichte, Verbreitung und Nistweise der Elster (*Pica pica*) im Gebiet der Stadt Rostock. *Orn. Rundbrief Mecklenburg,* N.F. 17, S. 1 - 5. – PLATH, L. (1987): Zur Nahrung der Elster (*Pica pica*), Saatkrähe (*Corvus frugilegus*) und Dohle (*Corvus monedula*). *Orn. Mitt.* Bd. 39, S. 16. – PLATH, L. (1988): Habitatverschiebung bei der Elster? *Falke.* Bd. 1, S. 27 - 28. – PRINZINGER, R. (1976): Temperatur- und Stoffwechselreaktion der Dohle *Corvus monedula* L., Rabenkrähe *Corvus corone corone* L. und Elster *Pica pica* L.; Corvidae. *Anz. Ornithol. Ges. Bayern* Bd. 15, S. 1 - 47. – PRINZINGER, R. & K. HUND (1981): Untersuchungen über die ökologischen Ansprüche an den Nistbiotop bei Elster *Pica*

- pica* und Rabenkrähe *Corvus corone corone*. Ökol. Vögel. 3: 249 - 259. – PUCHSTEIN, K. (1964): Zur Häufigkeit der Elster (*Pica pica* L.) in Ost-Holstein. Mitt. Faun. Arbeitsgem. NF 16, S. 14 - 22. – PUCHSTEIN, K. (1988): Anteile von „Rabenvögeln“ und „Flugwild“ an Vogelgemeinschaften in Schleswig-Holstein und Hamburg. Corax Bd. 13, S. 1 - 24. – PUCHSTEIN, K. (1992): Stirbt die Elster aus? Betrifft Natur. Bd. 2, S. 9 - 11.
- RAHMANN, H. (1991): Artenschutz aus gutachterlicher Sicht, aufgezeigt am Beispiel der Rabenvögel. In RAHMANN, H. & A. KOHLER, A. (Hrsg.) (1991: Tier- und Artenschutz. 23. Hohenheimer Umwelttagung (18. Januar 1991. Markgraf, Weikersheim, S. 35 - 46. – RAHMANN, H., M. RAHMANN, H. HILDENBRAND & J. STORM (1988): Zur Ökologie und Schadwirkung von Eichelhäher, Elster und Rabenkrähe. Zool. Inst. Universität Hohenheim, Gutachten im Auftrag des Umweltministeriums Baden-Württemberg: 158 S. – RANDS, M.R.W. (1989): Conserving threatened birds: an overview of the species and the threats with some roles for population studies. Vogelschutz. Bd. 28, S. 101 - 112. – REDONDO, T. & J. CARRANZA (1989): Offspring reproductive value and nest defence in the Magpie (*Pica pica*). Behav. Ecol. Sociobiol. Bd. 25, S. 369 - 378. – REEBS, S.G. (1986): Influence of temperature and other factors on the daily roosting time of Black-billed Magpies. Can. J. Zool. Bd. 64, S. 1614 - 1619. – REEBS, S.G. (1987): Roost characteristics and roosting behaviour of Black-billed Magpies, *Pica pica*, in Edmonton, Alberta. Can. Field. Nat. Bd. 101, S. 519 - 525. – REESE, K.P. & J.A. KADLEC (1985): Influence of high density and parental age on the habitat selection and reproduction of Black-billed Magpies. Condor. Bd. 87, S. 96 - 105. – REMMERT, H. (1984): Ökologie. Springer, Berlin - Heidelberg - New York. Bd. 3. Aufl.: 334 S. – REMMERT, H. (1988): Naturschutz. Springer, Berlin - Heidelberg - New York: 202 S. – RICHTNER, H. (1991): Identifikation der ethologisch und ökologisch bedeutungsvollen Faktoren im Arten- und Habitatschutz. Ornithol. Beob. Bd. 88, S. 243 - 252. – RIECKHOFF, D. (1979): Elster schlägt Haussperling. Falke. Bd. 26, S. 67. – ROELL, A. & I. BOSSEMA (1982): A comparison of nest defence by Jackdaws, Rooks, Magpies and Crows. Behav. Ecol. Sociobiol. Bd. 11(1), S. 1 - 6. – ROST, F. (1982): Der Brutbestand einiger Krähenvögel (*Corvidae*) auf einer Kontrollfläche im Bezirk Leipzig. Abh. Ber. Naturk. Mus. „Mauritianum“ Altenburg. Bd. 11, S. 45 - 47. – RUGE, K. (1974): Aufgaben und Probleme der angewandten Vogelkunde in Baden-Württemberg. Angew. Ornithol. Bd. 4, S. 117 - 125. – RUGE, K. (1990): Naturschutz - insbesondere der Einfluß von Corviden auf seltene Vogelarten. Protokoll eines Symposiums bei der 100. Jahresversammlung der DO-G, Bonn 1988. J. Orn. Bd. 131, S. 217 - 219. – RUGE, K., H. BASTIAN & W. BOLAND (1988): Der Wendehals. Opus Data, Rottenburg.
- SACHS, L. (1969): Statistische Auswertungsmethoden. Springer, Berlin - Heidelberg - New York. 2. Auflage. – SACHS, L. (1988): Statistische Methoden: Planung und Auswertung. Springer, Berlin - Heidelberg - New York. 6. Auflage. – SACHTELEBEN, J., T. BLICK, A. GEYER, T. KRÖBER & S. PÖNISCH (1992): Bruterfolg, Siedlungsdichte und Raumnutzung der Elster (*Pica pica*) in unterschiedlichen Habitaten. J. Orn. Bd. 133, S. 389 - 402. – SALATHÉ, T. (1987): Crow predation on coot eggs: effects of investigator disturbance, nest cover and predator learning. Ardea. Bd. 75, S. 221 - 229. – SCHARF, C.S. (1985): A technique for trapping territorial Magpies. N. Am. Bird Bander. Bd. 10, S. 34 - 36. – SCHARF, C.S. (1987): Sex determination of the Black-billed Magpie, *Pica pica*. Can. Field. Nat. Bd. 101, S. 111 - 114. – SCHERNER, E.R. (1981): Die Flächengröße als Fehlerquelle bei Brutvogel-Bestandsaufnahmen. Ökol. Vögel. Bd. 3, S. 145 - 175. – SCHERZINGER, W. (1986): Die Vogelwelt der Urwaldgebiete im inneren Bayerischen Wald. Schriftenreihe des BayStMELF Bd. 12, S. 188 S. – SCHIFFERLI, L. & E. FUCHS (1981): Brutbestandsaufnahme von Rabenkrähe *Corvus c. corone* und Elster *Pica pica* im aargauischen Reufltal. Orn. Beob. Bd. 78,

- S. 233 - 243. – SCHMID-DANKWARD, F. (1988): Der Nahrungserwerb der Elster und durch sie ausgelöste Verhaltensreaktionen bei Amseln - ein Beitrag zur Stadtökologie. Diplomarbeit an der Universität Bielefeld. – SCHNELL, F.H. (1950): Elstern auf der Sperlingsjagd. Vogelwelt. Bd. 71, S. 168. – SCHNURRE, O. (1975): Ernährungsbiologische Studien an Schleiereule (*Tyto alba*) und Waldkauz (*Strix aluco*) im gleichen Lebensraum (Kloster Chorin Kr. Eberswalde). Milu. Bd. 3, S. 748 - 755. – SCHOBER, F. (1986): Telemetrische Ortungsverfahren und ihre Grenzen. Zeitschrift für Jagdwissenschaften. Bd. 32, S. 65 - 75. – SCHOBER, F., A. MARHOLD & F. SOMMER (1984): The troublesome errors in common techniques of radio triangulation. In KIMMICH, H.P. & J.S. KLEWE, (eds.): Biotelemetry VIII. Döring Druck, Braunschweig, S. 379 - 382. – SCHÖN, M. (1994): Zur Brutbiologie des Raubwürgers (*Lanius e. excubitor*): Gelege-, Brut-Grösse und Bruterfolg im Gebiet der Südwestlichen Schwäbischen Alb im Vergleich mit anderen Populationen. Ökol. Vögel. Bd. 16, S. 173 - 217. – SCHOENER, T.W. (1981): An empirically based estimate of Home Range. Theoret. Pop. Biol. Bd. 20, S. 281 - 325. – SCHUHMANN, H. (1974): Vermehrung und Schwund unter den Vögeln eines Geländes nordöstlich von Hannover im Verlauf von drei Jahrzehnten. Vogelkdl. Ber. Niedersachsen. Bd. 6, S. 97 - 106. – SCHULZE, A. (1982): Elster (*Pica pica*) tötet junge Amsel (*Turdus merula*). Ornithol. Mitt. Bd. 34, S. 65. – SCHUSTER, A. (1990): Ornithologische Forschung unter Anwendung eines Geographischen Informationssystems. Salzburger Geographische Materialien. Bd. 15, S. 115 - 123. – SCHUSTER, S., V. BLUM, H. JACOBY, G. KNÖTZSCH, H. LEUZINGER, M. SCHNEIDER, E. SEITZ & P. WILLI (1983): Die Vögel des Bodenseegebietes. Ornitholog. Arbeitsgemeinschaft Bodensee (Hrsg.), Konstanz. Selbstverlag: 379 S. – SCHWENKEL (1933): Uracher Heimatbuch. – SCHWERTDFEGER, F. (1977): Ökologie der Tiere. Bd. 1 Autökologie, Bd. 2 Demökologie, Bd. 3 Synökologie. (2. Aufl.) Parey, Hamburg. – SEEL, D.C. (1983): Breeding of the Magpie in Anglesey, North Wales. Bangor Occasional Paper, Inst. of Terr. Ecol. Bd. 15, S. 1 - 19. – SLAGSVOLD, T. (1980a): Habitat selection in birds: on the presence of other bird species with special regard to *Turdus pilaris*. J. Anim. Ecol. Bd. 49, S. 523 - 536. – SLAGSVOLD, T. (1980b): Egg predation in woodland in relation to the presence and density of breeding Fieldfares (*Turdus pilaris*). Ornis Scand. Bd. 11(2), S. 92 - 98. – SNOW, D.W. & H. MAYER-GROSS (1967): Farmland as a nesting habitat. Ibis. Bd. 14, S. 43 - 52. – SNOW, D.W. (1969): An analysis of breeding success in the Blackbird, *Turdus merula*. Ardea. Bd. 57, S. 163 - 171. – SOUTHERN, L.K. & W.E. SOUTHERN (1985): Some effects of wing tags on breeding Ring-billed Gulls. The Auk. Bd. 102, S. 38 - 42. – SOVIŠ, B. (1970): Contribution for following the economic importance of the Common Pie. Acta Zootechnica Universitatis Agriculturae, Bratislava. Bd. 20, S. 243 - 251 (tschechisch mit engl. Zus.fassung). – SPAANS, A.L., S. RODENBURG & J. DE WOLF (1982): Het voedsel van jonge Eksters: een verkennend onderzoek. Vogeljaar. Bd. 30, S. 31 - 35. – STEIOF, K. & H.-G. BAUER (1995): „Problemvögel“ - ungeliebte Vogelarten. Berichte zum Vogelschutz. Bd. 33, S. 23 - 37. – STEPHAN, B. (1985): Die Amsel (*Turdus merula*). Neue Brehm Bücherei, Ziemsen Verlag, Wittenberg Lutherstadt. Bd. 95: 232 S. – STRAMM, R. (1985): Nebelkrähen (*Corvus corone cornix*) und Elstern (*Pica pica*) töten Lachmöwe (*Larus ridibundus*). Ornithol. Ber. Berlin (West). Bd. 10, S. 180. – SUDHAUS, W. (1969): Elster (*Pica pica*) schlägt Jungstar. Orn. Mitt. Bd. 21, S. 18. – SVENSSON, B.W. (1978): Ornis Scand. Bd. 9, S. 66 - 83. – TATNER, P. (1982a): The breeding biology of Magpies *Pica pica* in an urban environment. J. Zool. Bd. 197, S. 559 - 581. – TATNER, P. (1982b): Factors influencing the distribution of Magpies *Pica pica* in an urban environment. Bird Study. Bd. 29, S. 227 - 234. – TATNER, P. (1982c): The density of breeding Magpies *Pica pica* L. in an urban environment. The Naturalist. Bd. 107, S. 47 - 58. – TATNER, P. (1983): The diet of urban Magpies *Pica pica*. Ibis. Bd. 125, S. 90 - 107. –

- TATNER, P. (1984): Body component growth and composition of the Magpie (*Pica pica*). J. Zool., London. Bd. 203, S. 397 - 410. – TATNER, P. (1986): Survival rates of urban Magpies. Ring. & Migr. Bd. 7, S. 112 - 118. – TEMBROCK, G. (1978): Verhaltensbiologie. Gustav Fischer Verlag, Jena: 224 S. – THOR, G. (1988): Homeranges und Habitatnutzung von Rehen (*Capreolus capreolus* L.) im Nationalpark Bayerischer Wald. Diplomarbeit Universität München: 118 S. – TISCHLER, W. (1979): Einführung in die Ökologie. (2. Aufl.) Fischer, Stuttgart: 306 S. – TODD, K.S. (1968): Weights of Black-billed Magpies from South-western Montana. Auk. Bd. 85, S. 508 - 510. – TOMPA, P.S. (1975): A preliminary investigation of the Carrion Crow (*Corvus corone*) - problem in Switzerland. Orn. Beob. Bd. 72, S. 181 - 189.
- URBSCHAT, K. (1990): Hohe Verluste durch Rabenkrähen. Jäger. Bd. 6, S. 26 - 27.
- VERBEEK, N.A.M. (1972): Comparison of displays of the Yellow-billed Magpie (*Pica nutalli*) and other corvids. J. Orn. Bd. 113, S. 295 - 313. – VIANDEN, J. (1958): Elstern plündern Nester in Gebäuden. Vogelwelt. Bd. 79, S. 55. – VINES, G. (1981): A socio-ecology of Magpies *Pica pica*. Ibis. Bd. 123(2), S. 190 - 202. – VOGEL, W., M. AUTENRIETH, U. MÄCK & R. BÖGEL (1986): Geschlechtsbestimmung beim Bartgeier durch Chromosomenanalyse. 98. Jahresversammlung der DO-G, Innsbruck, Österreich. – VOIGT, D.R. & R.R. TINLINE (1980): Strategies for analyzing radio tracking data. In AMLANER, C.J. jr. & D.W. MACDONALD (eds.): A handbook on biotelemetry and radiotracking, S. 387 - 404.
- WAITE, R.K. (1984a): Sympatric corvids: effects of social behaviour, aggression and avoidance on feeding. Behav. Ecol. Sociobiol. Bd. 15(1), S. 55 - 59. – WAITE, R.K. (1984b): Winter habitat selection and foraging behaviour in sympatric corvids. Ornith. Scand. Bd. 15, S. 55 - 62. – WALTERS, J. (1988): Breeding data of the Magpie *Pica pica*. Limosa. Bd. 61, S. 33 - 40. – WARD, P. & A. ZAHAVI (1973): The importance of certain assemblages of birds as „information-centres“ for food-finding. Ibis. Bd. 115, S. 517 - 534. – WATSON, D.W. & H.E. WRIGHT (1971): Radio direction finding. Van Nostrand Press. – WHITE G.C. & R.A. GARROTT (1990): Analysis of Radio-Tracking Data. Academic Press, New York - London: 383 S. – WIEHE, H. (1990): Kleinvogelbruten in einem Wohngebiet der Stadt Braunschweig als Nahrungsquelle für die Elster (*Pica pica*). Ornithol. Mitt. Bd. 11, S. 294 - 296. – WINKLE, W. van (1975): Comparison of several probabilistic Home Range Models. J. Wildl. Manage. Bd. 39, S. 118 - 123. – WITT, K. (1985): Bestände von Elstern (*Pica pica*) und Nebelkrähe (*Corvus corone cornix*) auf Berliner Probeflächen 1984. Orn. Ber. Berlin (West). Bd. 10, S. 154 - 175. – WITT, K. (1989): Haben Elstern (*Pica pica*) einen Einfluss auf die Kleinvogelwelt einer Großstadt?. Vogelwelt. Bd. 110, S. 142 - 150. – WITT, K. (Ornithologische Arbeitsgruppe Berlin (West) (Hrsg.) (1990): Die Vögel in Berlin (West) - eine Übersicht. Ornithologischer Bericht für Berlin (West). Bd. 15: Sonderheft, S. 156. – WITTENBERG, J. (1968): Freilanduntersuchungen zu Brutbiologie und Verhalten der Rabenkrähe (*Corvus corone corone*). Zool. Jb. Syst. Bd. 85, S. 16 - 146. – WITTENBERG, J. (1977): Dichteabhängiger intraspezifischer Nestraub als Selbstregulationsmechanismus in Rabenkrähenpopulationen. J. Orn. Bd. 118, S. 225. – WITTENBERG, J. (1978): Zur Frage der Artenschutzregelung für Rabenkrähe, Elster und Eichelhäher. Natur und Landschaft. Bd. 53, S. 285 - 288. – WORTON, B.J. (1989): Kernel methods for estimating the utilisation distribution in home range studies. Ecology. Bd. 70(1), S. 164 - 168. – WÜRFELS, M. (1994a): Entwicklung einer städtischen Population des Habichts (*Accipiter gentilis*) und die Rolle der Elster (*Pica pica*) im Nahrungsspektrum des Habichts. Charadrius. Bd. 30, S. 82 - 93. – WÜRFELS, M. (1994b): Siedlungsdichte und Beziehungsgefüge von Elster, Rabenkrähe und Habicht 1992 im Stadtgebiet von Köln. Charadrius. Bd. 30, S. 94 - 103. – WÜST, W. (Hrsg.) (1986): Avifauna Bavariae. Die Vogelwelt Bayerns im Wandel der Zeit. Ornitholog. Gesellschaft in Bayern, München. Bd. II, S. 733 - 1449. – WÜSTNEI, C. & G.

CLODIUS (1900): Die Vögel der Grossherzogthümer Mecklenburg mit kurzen Beschreibungen: 55. *Pica caudata* GESNER. Elster. Archiv Freunde Nat.gesch. Mecklenburg. Bd. 58, S. 68 - 69. – WYNNE-EDWARDS, V.C. (1962): Animal dispersion in relation to social behaviour. Edinburgh University Press, Edinburgh, UK.

ZEDLER, W. (1959): Elster (*Pica pica*) fängt eine Maus. Ornithol. Mitt. Bd. 11, S. 91. – ZINK, G. (1949): Beobachtungen am Elsternschlafplatz. Orn. Beob. Bd. 46, S. 101 - 106. – ZINK, G. (1981): Der Zug europäischer Singvögel. Ein Atlas der Wiederfunde beringter Vögel. Vogelwarte Radolfzell (Hrsg.), Vogelzug Verlag, Möggingen. – ZWIESELE, H. (1897): Verzeichnis der in Reutlingens Umgebung vorkommenden und schon beobachteten Vögel. Reutlingen: 20 S. – ZWIESELE, H. (1922): Ornithologische Beobachtungen während der Brutzeit. Schallwellen, Schussenrieder Anstaltszeitung vom 1.7.1922, S. 94 - 102.

7 Danksagung

An dieser Stelle soll nicht versäumt werden, allen zu danken, die an der Durchführung dieser Studie Anteil hatten.

Ganz besonderer Dank gebührt meinem Doktorvater, Herrn Prof. Dr. W. Funke (Abt. Ökologie und Morphologie der Tiere, Universität Ulm), für seine fortwährende Unterstützung der Dissertation und wissenschaftliche Diskussion.

Herzlichen Dank auch der Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg Karlsruhe für das Interesse und die Finanzierung des Forschungsvorhabens, sowie den Mitarbeitern der Staatlichen Vogelschutzwarte Karlsruhe für manche Anregung, Hilfen und fachliche Ratschläge. Besonders sei Herrn Dr. M. Schmidt (Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg) für seine engagierte Unterstützung gedankt.

Herzlicher Dank gilt Herrn Prof. em. Dr. D. Bückmann für die freundliche Übernahme des Korreferats.

Außerordentlicher Dank gilt der Hauptfeuerwache Ulm für die unkomplizierte Durchführung oft abenteuerlicher Einsätze und ihre immerwährende Hilfsbereitschaft.

Gedankt werden soll auch der Stadtverwaltung Ulm für Fahrgenehmigungen, Zugang zu Schrebergartengebieten und die Überlassung von Kartenmaterial. Dank gilt allen Grundstücksbesitzern für Verständnis und Unterstützung.

Einen herzlichen Dank an Herrn M. Petershagen für seine praktischen Ideen und Hilfen. Dank gebührt auch den Mitarbeitern des Institutes für Kunststofftechnologie der Universität Stuttgart und der BASF AG, die durch die kostenfreie Bereitstellung des Materials und der Spritzgußtechnik die Verwendung der Sollbruchstelle der Telemetriesender ermöglichten.

Im besonderen sei den Helfern bei der Feldarbeit gedankt, besonders Frau M. Jürgens-Kammel, Herrn J. Buckenmaier, sowie allen voran Herrn T. Epple und meinem Vater, Herrn E. Mäck. Eine herzliches Dankeschön an meinen lieben Freund Ralf, Herrn Dr. R. Bögel, mit dem ich vor Jahren die ersten wissenschaftlichen Schritte unternahm und der auch hier durch geduldige Diskussion zum Zustandekommen beigetragen hat.

Einen ganz besonders lieben Dank an meine Frau, Frau Dr. M. Briechle-Mäck, für alles.

Nicht zuletzt danke ich Maggie für das unfreiwillige Dasein als Lock- und Versuchstier und Kobold für die ständige Begleitung und Kameradschaft.

8 Anhang

8.1 Protokollblatt zur Nestkartierung

NISTPLATZ - Beschreibung		NESTZUSTAND		
GEHÖLZSTRUKTUR	Siedlung 01 Altstrand 02 Bauerwartungsland 03 Buhgöbel 04 Buchenwald 05 Dorflern/landw.D.gebiet 06 Einzel- /Reihenh. siedl. 07 Einzelbauwerk 08 Einzelstr./Ausschhof 09 Einzelstr./Wald 10 Hochstiel/Gröfkomplex 11 Industrieregiet 12 versidrt. Dorfgebiet 13 geschl./Wohnhochbldg. 14 versch. Nutzung, Dorf 15 Kleingartengebiet	01 besetzt, fertig? 02 besetzt, im Bau? 03 besetzt, im Bau? 04 alt & verlassen 05 alt & verlassen 06 vor Brutbeginn verl. 07 vor Brutbeginn verl. 08 vor Brutbeginn verl. 09 vor Brutbeginn verl. 10 Gezwirrt 11 Jungenvorhut 12 Junge ausgeflogen 13 verstritten 14 Nest zerstört - wiew/ver? 15 Störung /Jungenvorhut?	ORTSANGABEN IN FLÄCHE in der Mitte direkt am Rand	BESTANDS-GROSSE 01 Einzelbaum / -busch 02 2-5 Bäume / Büsche 03 6-10 B lang 04 6-10 B lang 05 > 10 B 06 < 3m Länge 07 < 3m Länge 08 10-50m Länge 09 10-50m Länge 10 50-100m Länge 11 >100m Länge 12 Siedlungsgrundstück 13 < 1 ha 14 1-10 ha 15 6 - 10 ha 16 > 10 ha
GEHÖLZARTEN	01 Fichte 02 Kiefer 03 Lärche 04 Weichholz 05 sonst. Nadelholz 06 Ahorn 07 Buche 08 Eiche 09 Erle 10 Hartholze 11 Hasel 12 Hainbuche 13 Heckenrose 14 Holunder 15 Linde 16 Pappel 17 Robinie 18 Spornweide 19 Schilpe 20 Schneebühl 21 Weide 22 Zierstrauch / -baum 23 sonst. Laubböler 24 Weidorn 25 Weiden 26 Karstie 27 Walnussbaum	01 Auenböcken 02 Bruchfläche 03 Feld 04 Feld 05 Fließgewässerstrand 06 Flugplatz 07 Gärten 08 Gartenerl. 09 Grünanlage 10 Hausgarten 11 Kiesgrube 12 Kleingarten 13 Kleingarten 14 Militärfeld 15 Moor 16 Park 17 Reichtähe 18 Schotterrand 19 Schotterrand 20 Schotterhalde 21 Schulgelände 22 Spielplatz 23 Sportplatz 24 Stillwasserstrand 25 Straßenrand 26 Trockenrasen 27 Verdunstungszone 28 Weidewald 29 Weidewald 30 Wiese 31 Weide 32 Wirtschaftsfäche 33 landw. Hofgrundstück	WETTER 1 warmlos 2 heiter 3 bewölkt 4 leichter Regen 5 starker Regen 6 Hagel 7 starker Schneefall 8 Hagel 9 Nebel 10 Gewitter 11 Föhn 12 Schneehöl	WINDSTARKE 0 windstill 1 mäßig 2 stark 3 stark 4 stürmisch
STRUKTURTYPEN	01 Nadelwald 02 Mischwald 03 Mischwald 04 "Auenwald"	HOHENSTUFEN 01 < 2 m 02 2 - 3 m 03 3 - 5 m 04 5 - 10 m 05 10 - 15 m 06 15 - 20 m 07 > 20m	UMGEBUNG 0 waldlos 1 waldlos 2 waldlos 3 waldlos 4 waldlos	WINDSTÄRKE 0 windstill 1 mäßig 2 stark 3 stark 4 stürmisch

EiSTER - Projekt		Nestkartierung / Biotopbeschreibung	
Nestnummer und Nesthölzer			Photo
Datum	Ortsangaben		
Nestzustand	Eier/Jungvögel		
Nestbaum/-busch	-art		
Laub	Nadel		
In m bez. Nestbaum bez. Umgebung	bez. Häuser	Im Baum	Nesthöhe
1/3 2/3 3/3	1/3 2/3 3/3	höher gleich niedriger	im Gehölz
Kontrollen / Bemerkungen		Rand	Mitte
		Rand	Mitte
Biotopangaben			
Umgebung	Siedlung	wald	
Feldflur	Strukturtyp	Bestandgröße	dominierende Arten
Gehölzstruktur			
Platzangaben (z.B. Hausgarten Rd (Kleingarten))			
Zusatzangaben zur Fläche / menschl. Einwirkung / Bemerkungen			
EDV:			

8.2 Adressen der Liefer-Firmen

Fangeräte

HEINDL-Versand, Postfach 445, 4930 Detmold

Telemetrie-Empfänger und Antenne

ADVANCED TELEMETRY SYSTEMS (ATS) Inc.,
Box 398, 470 First Ave. N., Isanti, MN 55040, USA

Telemetrie-Sender

WILDLIFE MATERIALS Inc.,
Route 1, Box 427A, Carbondale, IL 62901, USA

PETER REICHENBACH,

Elektr. Anlagen / Transformatoren, Bernlappstr. 4, 79108 Freiburg

TSW, Dr. F. Kronwitter (früher KRONWITTER & STEIN)

Radio-Telemetrie-Systeme, Glonner Str. 22, 85667 Oberpfammern

Material für die Sollbruchstelle am Sender

BASF AG, 67063 Ludwigshafen/Rhein

Silikonschläuche und Silikonschnüre

DINKELBERG-Labortechnik GmbH
Zeppelinstr.11, 89231 Neu-Ulm

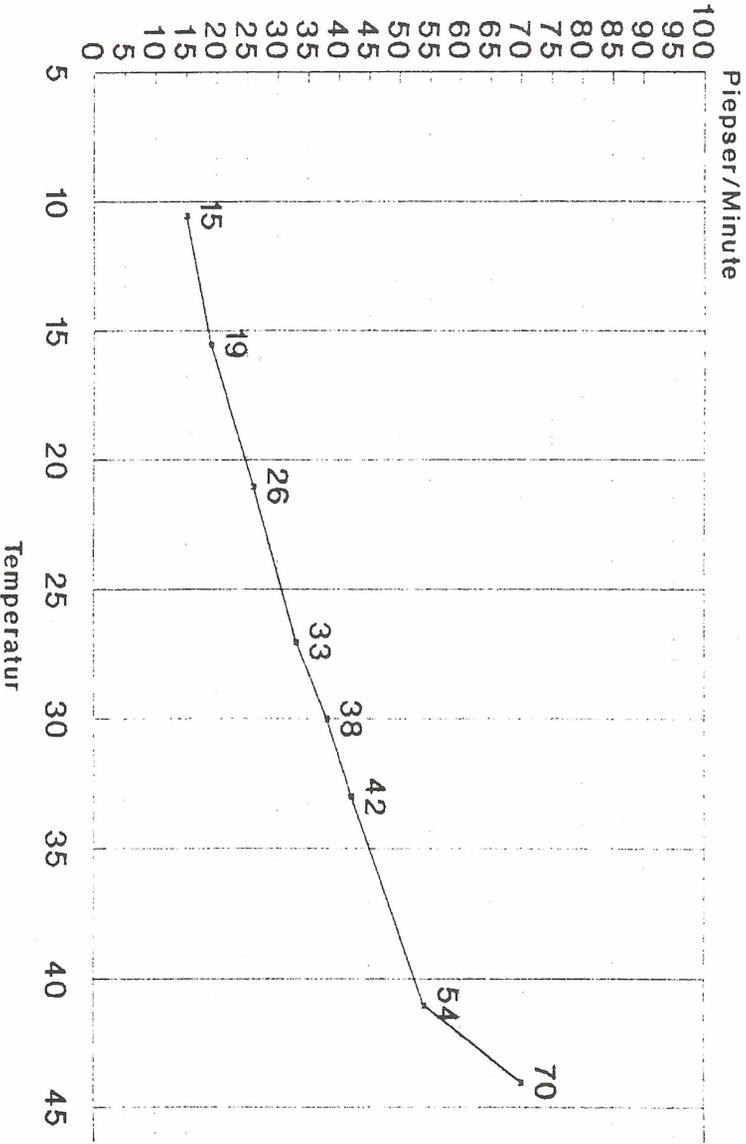
Fußringe

A. C. HUGHES,

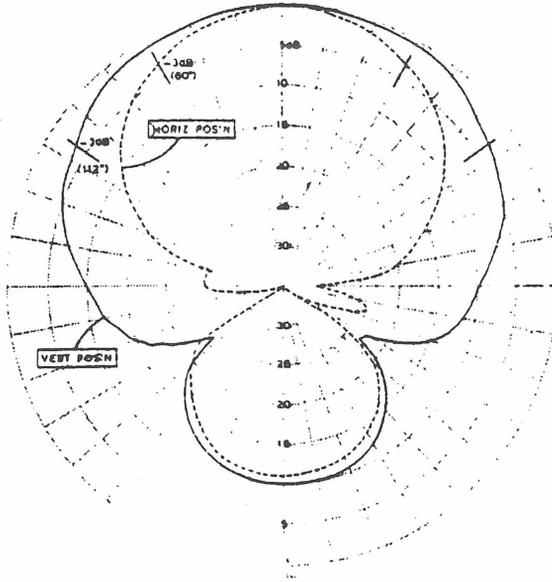
1 High Street, Hampton Hill, Middlesex TW12 1NA, England

8.3 Eichkurve eines Temperatursenders

Eichkurve Temperatursender 150.070



8.4 Empfangskeule der verwendeten Empfangsantenne



HB9CV antenna at 10m above ground

