

KAY-UWE HARTLEB; MICHAEL STUBBE, Halle

Rotfuchs (*Vulpes vulpes*) und Großtrappe (*Otis tarda*) in den Belziger Landschaftswiesen - Notwendigkeit und theoretische Ableitungen zur lokalen Rotfuchskontrolle

Einleitung

Der Rotfuchs ist das häufigste Raubsäugetier mittlerer Größe und - nach der Ausrottung des Wolfes - der einzige heimische Wildhund in der mitteleuropäischen Kulturlandschaft. Er gehört zu den Arten, die in der Lage sind, sich in einer anthropogen geprägten Umwelt beständig auszubreiten und neue Habitate zu erschließen. Dieses Phänomen ist bisher unzureichend erklärt, da die Habitatanforderungen des Rotfuchses nicht klar zu definieren sind (LLOYD, 1980).

BLÜHM (1985) zählt die Anlage unterirdischer Bauten zu den äußeren Brutpflegemechanismen der Säugetiere mit Lagerjungen, obwohl sie keine „Nester“ im Sinne der Definition, sie ausschließlich zur Aufnahme der Brut zu verwenden, sondern in der Regel Wohnbauten, in denen auch die Nachkommen geboren und aufgezogen werden, sind. Fast alle *Canidae* bringen ihren Nachwuchs in der Regel in unterirdischen Bauten zur Welt (CLUTTON-BROCK et al., 1976; MOEHLMAN, 1989).

Ein unterirdischer Bau kann daher als eine der Habitatanforderungen, die der Rotfuchs stellt, aufgefaßt werden. Während die Verteilung der Bauten Ausdruck der räumlichen Organisation des Rotfuchses in einer gegebenen Landschaft ist, geben die Benutzungsmuster der Bauten Einblick in ihre Funktion.

Material und Methode

Im Februar 1993 wurde mit der Erstellung eines Baukatasters in den Belziger Land-

schaftswiesen begonnen. Das Untersuchungsgebiet und angrenzende Bereiche wurden in Sektoren eingeteilt und vollständig abgegangen. Alle Bauten sind anschließend in der entsprechenden topographischen Karte (Maßstab 1:25000) eingetragen worden. Als Bauten gingen nur solche Höhlen ein, die - subjektiv beurteilt - fertiggestellt und damit benutzbar waren. Begonnene Grabaktivitäten wurden registriert und beobachtet, jedoch nur unter der obigen Voraussetzung aufgenommen. An den einzelnen Bauten wurden jeweils folgende Daten erhoben: Herkunft oder aktueller Benutzer, Bautyp, Anzahl und Exposition der Eingänge, Untergrund, Mikrorelief und Nutzungsform der umliegenden Fläche. Weitere Daten wurden der Karte entnommen. Das Baukataster wurde während der Kontrollen ständig aktualisiert und jeweils im Januar 1994 und im Januar 1995 vollständig überarbeitet. Während der monatlichen Kontrollen wurden die festgestellten Bauten auf ihren Benutzungszustand geprüft.

Dies geschah jeweils zur Monatsmitte. Die Benutzung wurde mit Hilfe eines in den Eingang gestellten Stöckchens und anhand der Spuren im Auswurf der Bauten bzw. anhand weiterer Sekundärmerkmale (Nahrungsreste, Exkrememente) beurteilt. Im Mai und Juni der Jahre 1993 und 1994 wurden die Wurfbauten festgestellt und wenn möglich beobachtet.

Von August 1993 bis November 1993 konnten keine Kontrollen der Bauten vorgenommen werden. Die Beobachtungen wurden mit der Kontrolle im Januar 1995 vorerst abgeschlos-

sen und im Rahmen einer Diplomarbeit am Institut für Zoologie der Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg ausgewertet.

Das Untersuchungsgebiet

Die Belziger Landschaftswiesen (Land Brandenburg, Landkreis Potsdam Mittelmark) nehmen den westlichen Teil, den „Brücker Abschnitt“ (MARCINEK, 1961) des Baruther Urstromtals ein. Das Baruther Urstromtal ist ein drei bis fünf Kilometer breiter, geschlossener Niederungsstreifen, der sich von 50 bis 55 m im Osten bis auf 32 m südlich von Brandenburg im Westen, im Untersuchungsgebiet von 44,4 m im Südosten auf 40,1 m im Nordwesten absenkt.

In den Oberläufen der Fließgewässer, die ihren Ursprung im Hohen Fläming haben, zeichnet sich das Wasser durch einen hohen Reinheitsgrad aus. Der Plane wurde die Schutzwertstufe 1 zugeordnet, da sie eine reichhaltige, an Strömung angepaßte Biozönose aufweist. Eine Charakterart der Fließe im Projektgebiet ist das Bachneunauge (*Lampetra planeri*), für das die Plane der Locus typicus ist. Die Oberläufe stellen für verschiedene seltene Pflanzen- und Tierarten u.a. für den Edelkrebs (*Astacus astacus*) einen guten Ausgangspunkt für die Wiederbesiedlung der Mittelläufe der Fließgewässer im Projektgebiet dar. Diese sind streckenweise begradigt und ausgebaut worden und haben durch Unterhaltungsmaßnahmen und Einleitung von Abwässern sowie durch den Eintrag von Nährstoffen aus der Landwirtschaft und sich zersetzenden Torfböden deutlich an Lebensraumqualität gegenüber den

Oberläufen verloren. Durch Revitalisierungsmaßnahmen, soll die Bedeutung der Mittelläufe als Lebensraum für rheophile Arten erhöht werden. Das gesamte Untersuchungsgebiet (46,4 km²) gehört zum Einzugsbereich der Plane. Ihr wiederum fließen aus dem Fläming kommende Bäche zu (Tab. 1).

Die hohe Gewässernetzdichte des Untersuchungsgebietes ergibt sich aus den im Rahmen meliorativer Maßnahmen angelegten Entwässerungssystemen. Das anthropogene Gewässernetz ist im Untersuchungsgebiet um den Faktor 3,5 größer als das natürliche Gewässernetz. Die Belziger Landschaftswiesen sind im Zuge komplexer Meliorationsmaßnahmen bis zum Ende der 70er Jahre intensiv umgestaltet worden. Aus Gründen des Hochwasserschutzes wurde die Plane eingedeicht. Die Entwässerung ermöglichte landwirtschaftliche Nutzung des Niedermoores in Form von Dauergrünland.

Weitere Meliorationsmaßnahmen brachten eine Reduzierung des Grünlandanteils zugunsten ackerbaulicher Nutzung mit sich. Zudem wurde das natürliche Dauergrünland durch großflächige Aussaat von Wiesenlieschgras (*Phleum pratense*), Wiesenschwingel (*Festuca pratensis*), Wiesenrispengras (*Poa pratensis*), Weißes Straußgras (*Agrostis gigantea*) und Rohrglanzgras (*Phalaris arundinacea*) und durch Stickstoffdüngung in Saatgrasland überführt (LABITZKE, 1993).

Die Böden des Untersuchungsgebietes (Tal-, Schwemm- und Flugsande) sind durch Skelettarmut und geringe Bindigkeit gekennzeichnet.

Insgesamt zeigen sich die Belziger Land-

Tabelle 1 Gewässernetz des Untersuchungsgebietes

Gewässernetz		Untersuchungsgebiet		
		Länge [km]	Anteil am Gesamtnetz [%]	Dichte [km/km ²]
natürlich	Plane	11,7	9,0	
	Bäche	17,4	13,4	
	Σ	29,1	22,4	0,63
anthropogen	Hauptgraben	22,4	17,2	
	Gräben	78,5	60,4	
	Σ	100,9	77,6	2,17
alle		130,0	100	2,96

schaftswiesen als einzigartiger, für die Landschaft südwestlich Berlins charakteristischer Naturraum. Alle typischen Merkmale des Baruther Urstromtals werden hier repräsentiert. Die Belziger Landschaftswiesen bilden mit ca. 76 km² eine großräumige Einheit, die weder durch Siedlungen oder Gehöfte noch durch größere befestigte Wege, Verbindungen und Leitungstrassen zerschnitten wird - ein Landschaftsbild, das in der heutigen Zeit nur noch an wenigen Stellen zu finden ist.

Im Gebiet existieren in ihrem Bestand gefährdete und nach dem Brandenburger Naturschutzgesetz (§ 32 BbgNatSchG) geschützte Pflanzengesellschaften (Glatthaferwiesen, Honiggraswiesen, Rasenschmielenwiesen).

Besonders hervorzuheben ist die Bedeutung dieses Gebietes für die Avifauna. Insgesamt ca. 170 Vogelarten (einschließlich Durchzügler und Gastvögel) wurden in den Belziger Landschaftswiesen nachgewiesen. Es findet sich eine in Europa in ihrer Zusammensetzung einmalige Brutvogelgemeinschaft mit 105 Vogelarten, von denen sind 26 auf der Roten Liste stehen. In diesem Gebiet brüten u.a. Großtrappe (*Otis tarda*), Wachtel (*Coturnix coturnix*), Kiebitz (*Vanellus vanellus*), Großer Brachvogel (*Numenius arquata*), Bekassine (*Gallinago gallinago*) und Eisvogel (*Alcedo atthis*). Krick- und Schellenten (*Anas crecca*, *Bucephala clangula*). Tausenden von Saat- und Bläßgänsen (*Anser fabalis*, *Anser albifrons*) sowie Kranichen (*Grus grus*) dienen die Landschaftswiesen als Rastplatz und Nahrungsgebiet beim Durchzug bzw. als Winter-einstandsgebiet. Auch Seeadler (*Haliaeetus albicilla*), Schwarz- und Weißstorch (*Ciconia nigra*, *Ciconia ciconia*) nutzen die Belziger Landschaftswiesen als Nahrungsrevier. Bedingt durch die in den letzten Jahren eingeleiteten Extensivierungsmaßnahmen, konnten sich weitere seltene Vogelarten, wie Braunkehlchen (*Saxicola rubetra*), Wiesenpieper (*Anthus pratensis*), Schafstelze (*Motacilla flava*) und Rebhuhn (*Perdix perdix*) wieder als Brutvögel etablieren bzw. an Bestand zunehmen. Die derzeit noch durch intensive landwirtschaftliche Nutzung in Hinblick auf die Artenzahl verarmten Gebiete im Umfeld der Landschaftswiesen könnten von dort aus wiederbesiedelt werden. Die Belziger Land-

schaftswiesen sind als **Important Bird Area** ausgewiesen und haben nicht zuletzt internationale Bedeutung als Haupteinstands- und Brutgebiet für die in Mitteleuropa größte Population der Großtrappe (*Otis tarda*), die vom Aussterben bedroht ist. Das Überleben der Großtrappe in dieser Region ist im wesentlichen vom Erhalt dieser Population abhängig. Gelingt es nicht, die Reproduktionsfähigkeit dieses Bestandes zu erhalten, werden auch die weiteren Restpopulationen nicht überleben. Bei der Weiterführung der begonnenen Revitalisierungsmaßnahmen könnte sich, erstmals für eine gesamte Region, ein System naturnaher Fließgewässer entwickeln. Dies würde die biologische Selbstreinigungskraft sowie die Wasserqualität erhöhen und Ausbreitungsbänder zur Vernetzung von Biotopen sichern. Die Belziger Landschaftswiesen sind eng mit ähnlichen, jedoch z.T. stärker anthropogen überformten Naturräumen im Osten (Nuthe-Nieplitz-Niederung) und im Westen (Freies Havelbruch, Fiener Bruch) vernetzt. Sie stehen über zahlreiche Bäche mit dem Hohen Fläming, der die Wasserquelle für die Niedermoorgebiete ist, in enger Verbindung. Für hochgradig gefährdete Tierarten wie Edelkrebs (*Astacus astacus*), Bachneunauge (*Lampetra planeri*), Elbebiber (*Castor fiber*) und Fischotter (*Lutra lutra*) sind die Landschaftswiesen Bestandteil eines Biotopverbundsystems und nach erfolgreicher Revitalisierung möglicher Ausbreitungsschwerpunkt innerhalb des Verbreitungsnetzes.

Die Belziger Landschaftswiesen sind als **Feuchtgebiet internationaler Bedeutung** aufgeführt. Seit 1991 wird im Kerngebiet nach Maßgaben des Naturschutzes gewirtschaftet. Es wird angestrebt, dem einstweilig gesicherten NSG „Belziger Landschaftswiesen“ einen unbefristeten Schutzstatus zu verleihen.

Der Rotfuchs in den Belziger Landschaftswiesen

Bauherkunft

Im Untersuchungsgebiet sind zwischen März 1993 und Januar 1995 203 Bauten kartiert worden. Von diesen ließen sich 152 dem Rotfuchs (*Vulpes vulpes*), 18 dem Dachs (*Meles*

Tabelle 2 Verteilung der kartierten Bauten nach Habitaten

Habitat	<i>Vulpes vulpes</i>		<i>Meles meles</i>		<i>Oryctolagus cuniculus</i>	
	N	%	N	%	N	%
„Wald“	17	11,2	17	94,4	33	100
„Wiese“	135	88,8	(1)	(5,6)	0	0
Σ	152	100	18	100	33	100

meles) und 33 dem Kaninchen (*Oryctolagus cuniculus*) zuzuordnen. Im Untersuchungsgebiet existieren weiterhin einige Bauten der Nutria (*Myocastor coypus*), die hier jedoch außer acht gelassen werden sollen, da sie anderen Anlagekriterien folgen, aus denen Interferenzen mit dem Rotfuchs nicht zu erwarten sind. Alle Bauten in der offenen Landschaft (Grünland, Brach- und Ackerflächen) im Untersuchungsgebiet waren Resultate der Aktivitäten des Rotfuchses. In den Kiefernforsten hingegen kamen Bauten des Rotfuchses, des Dachses und des Kaninchens syntop vor. Eine sichere Zuordnung der Primärherkunft insbesondere von Dach- und Rotfuchsbauten war mitunter nicht möglich. In diesen Fällen ist der bei der Aufnahme festgestellte Benutzer in das Baukataster eingegangen (Tab. 2). In Kaninchenbausystemen waren keine Interferenzen mit Rotfüchsen festzustellen, während ein Bau des Dachses gleichzeitig vom Rotfuchs benutzt wurde.

Baudichte und Bauverteilung

Die mittlere Dichte $\bar{x}$ aller kartierten Bauten ($N=203$) des Untersuchungsgebietes ($46,4 \text{ km}^2$) beträgt $4,4 \text{ km}^{-2}$. Die mittlere Dichte der Bauten des Rotfuchses ($N=152$) im Untersuchungsgebiet beträgt $3,3 \text{ km}^{-2}$. Die mittlere Dichte ist allerdings nur ein grobes Maß für die Verteilung im Raum. Als mittlere Zahl von Objekten einer Bezugsfläche ist sie nur dann aussagekräftig, wenn Zufallsverteilung vorliegt. Zufallsverteilungen sind in der Natur jedoch selten und nur bei großflächig gleichmäßigen Habitaten und euryöken Arten zu erwarten. Somit erscheint es günstig, sich an den Objekten selbst zu orientieren und die mittlere Zahl von anderen Objekten pro Objekt zu ermitteln. Ein weiteres Verteilungsmaß ist in diesem Sinne die Berechnung des „mittleren

Gedränges“ (mean crowding) nach LLOYD (1967), im folgenden als Ballungsindex (x^*) bezeichnet (1).

$$x^* = \frac{\sum_{j=1}^N X_j}{N} \quad (1)$$

x^* = Ballungsindex (mean crowding)

X_j = andere Objekte pro Objekt

N = Anzahl der Objekte

Für die Bauten des Rotfuchses im Untersuchungsgebiet ist anzunehmen, daß mehrere in einem Territorium vorkommen. Somit ist für ihre Verteilung $x^* > 1$ zu erwarten. Die Territoriengröße läßt sich mit TREWHELLA et al. (1988) berechnen und beträgt demnach für das Untersuchungsgebiet etwa $0,6 \text{ km}^2$. Da die Territorienkonfiguration nicht bekannt ist, liegt es nahe, für die Berechnung von x^* ein Bezugsraster festzulegen, dessen Grundquadrate kleiner als die berechnete Territoriengröße sind. Die Ergebnisse für x^* lassen sich dann als Minimalwerte auffassen und es verliert sich der Einfluß der Territorialität. Aus dem Verhältnis $x^*/\bar{x}$ ergibt sich nach LLOYD (1967) die „patchiness“, im folgenden als Ballung bezeichnet. Es leiten sich folgende Möglichkeiten ab:

(A) $x^* = \bar{x}$; $x^*/\bar{x} = 1 \rightarrow$ Zufallsverteilung

(B) $x^* > \bar{x}$; $x^*/\bar{x} > 1 \rightarrow$ echte Ballung

(C) $x^* < \bar{x}$; $x^*/\bar{x} < 1 \rightarrow$ Meidung

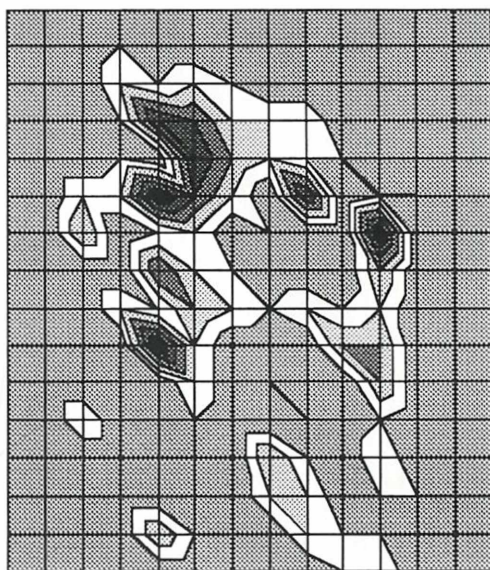
Während die mittlere Dichte der Bauten im Bezugsraster (Grundquadrat = $0,25 \text{ km}^2$) nur $0,70 \text{ km}^{-2}$ beträgt, nimmt der Ballungsindex im Mittel einen Wert von 1,97 (andere Bauten pro Bau in einem Quadrat) an. Daraus ergibt sich

eine Ballung von 2,81. Somit liegt echte Ballung der Bauten im Untersuchungsgebiet vor. Für das Verteilungsmuster der kartierten Erdhöhlen des Rotfuchses in den Belziger Landschaftswiesen (Abb. 1) konnte überdies ein spezieller Fall der Aggregation, die Neymanverteilung spezifiziert werden (HARTLEB, 1995). Das Modell der Neymanverteilung führt die Abweichungen von der Zufallsverteilung auf „Ansteckung“ zurück, was im Kontext durchaus sinnvoll ist. Nachdem sich für ein Individuum in der Praxis gezeigt hat, daß ein Bau an der richtigen (oder falschen) Stelle angelegt worden ist, ändert sich die Positionierungswahrscheinlichkeit für einen weiteren Bau. An Stellen, die sich gut eignen, können weitere Bauten gegraben werden. Stellen mit geringerer Eignung werden zu diesem Zweck künftig weniger genutzt. Diese Interpretation wird nachhaltig durch die gefundenen Werte für Ballungsindex und Ballung unterstützt. Ursachen dieser Verteilung müssen demnach von der Umwelt ausgehende Zwänge sein. Die Territorialität ist ein weiterer „Ansteckungsfaktor“. Bauten können im Territorium nur an Stellen, die sich als geeignete Baulagen erwiesen haben, angelegt werden. Andere geeignete Stellen außerhalb des Territoriums sind den Tieren wegen des Territorialverhaltens ihrer Nachbarn nicht „erlaubt“. Potentielle Baulagen werden durch das Territorialverhalten über die entsprechenden Lebensraumverhältnisse hinaus restringiert.

Als Ursachen der Aggregationen wurden vier landschaftsökologische Faktoren gefunden, die anthropogen beeinflusst sind:

- (1) Flächennutzung
- (2) Mikoreliefstrukturen
- (3) bodengeographische Verhältnisse
- (4) hydrogeographische Verhältnisse

Die Dichte der Wurfbauten im Untersuchungsgebiet beträgt $0,7 \text{ km}^{-2}$ (1993) bzw. $0,6 \text{ km}^{-2}$ (1994). Ihr Verteilungsmuster ist gegenüber der Verteilung aller Bauten regelmäßig, was auf ein bestehendes Territorialsystem schließen läßt (Abbildung 2). In einem exklusiven Territorium lebt in der Regel ein reproduzierendes Paar von Rotfüchsen, welches seinen Nachwuchs in einem Bau zur Welt bringt. Ein Wurfbau ist deshalb nicht Quellpunkt für weitere Wurfbauten in demselben



■ 0-1 □ 1-2 ▒ 2-3 ▓ 3-4 ■ 4-5 ■ 5-6

Abb. 1 Verteilung der Fuchsbauten in den Belziger Landschaftswiesen 1/1993 bis 1/1995 (Vogelperspektive)

Jahr. Im Sinne von LLOYD (1967) ist daher „Meidung“ zwischen benachbarten Wurfbauten zu erwarten ($x^* < \bar{x}$; $x^*/\bar{x} < 1$). Die Ballung ($x^*/\bar{x}$) für die Verteilung der Wurfbauten nahm im Jahr 1993 den Wert 0, im Jahr 1994 den Wert 0,82 an und bestätigt so die Erwartung.

Auf gleichförmige Verteilung läßt sich mit Hilfe von Abstandsmessungen einfach prüfen. Die Abstände zwischen den Wurfbauten wurden anhand der Karte ermittelt. Ist die Varianz der Abstände gleich ihrem Mittelwert ($s^2 = \bar{x}$) liegt Zufallsverteilung vor; ist $s^2 > \bar{x}$, folgt örtlich konzentrierte Verteilung; ist $s^2 < \bar{x}$, folgt gleichförmige oder regelmäßige Verteilung. Letzterer Verteilungstyp deutet auf Territorialverhalten hin (REMMERT, 1992). Die Abstände zwischen den Wurfbauten 1993 lagen zwischen 0,34 und 2,2 km. Mit $s^2 = 0,22$, $\bar{x} = 0,76$, $s^2 < \bar{x}$, liegt gleichförmige Verteilung vor. Die Abstände zwischen den Wurfbauten 1994 lagen zwischen 0,16 und 1,96 km. Mit $s^2 = 0,27$, $\bar{x} = 0,69$, $s^2 < \bar{x}$, lag auch in diesem Jahr gleichförmige Verteilung vor.

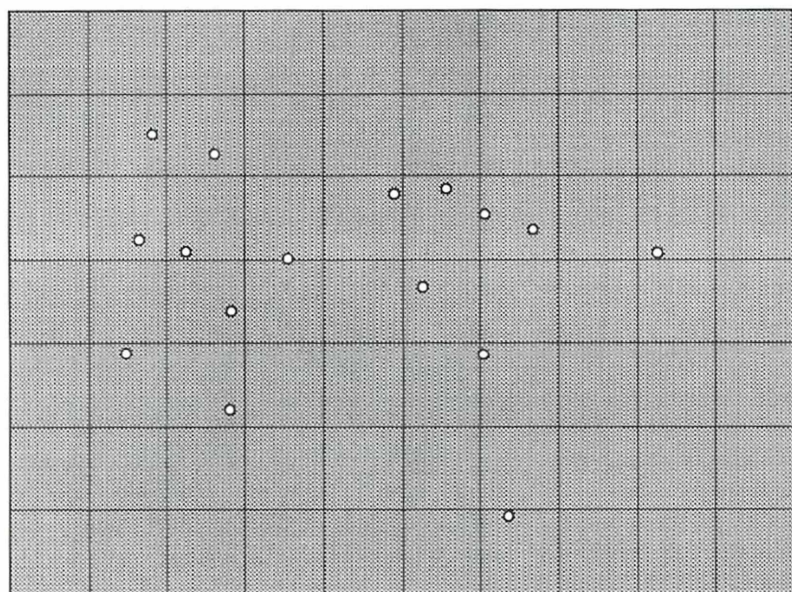


Abb. 2 Verteilung der Wurfbau 1993 in den Belziger Landschaftswiesen

Baubenutzung

Um die der Benutzung von Bauten durch Rotfüchse zugrunde liegenden Muster zu erkennen, wurden im zentralen Untersuchungsgebiet von März 1993 bis Januar 1995 monatliche Kontrollen der kartierten Bauten vorgenommen. Der Benutzungstatus eines Baues wurde als Ordinalvariable aufgefaßt, die folgende definierte Werte annehmen kann:

- 1 → inaktiv (Bau ist alt, jedoch weiterhin benutzbar)
- 2 → semiaktiv (Bau ist weder in aktueller Benutzung noch alt)
- 3 → aktiv (Bau ist in aktueller Benutzung)

Diese Werte wurden während der Kontrollen den entsprechenden Bauten zugeordnet (Abb.3).

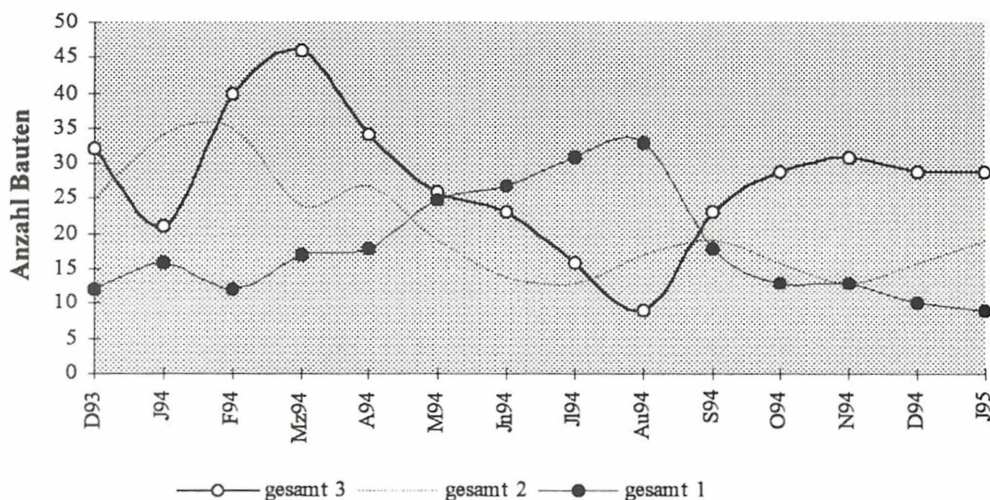


Abb. 3 Entwicklung des Benutzungsstatus aller Bauten des engeren Untersuchungsgebietes, 3 - aktiv, 2 - semiaktiv, 1 - inaktiv

Im Untersuchungsgebiet ließen sich drei Phasen der Baubenutzung kennzeichnen (HARTLEB, 1995):

- (1) Reproduktionsphase mit Benutzungsmaximum im März 1994
- (2) freie Phase mit Benutzungsminimum im August 1994
- (3) Abwanderungsphase mit Benutzungsmaximum im November 1994

Phase (1) ist die sowohl zeitlich als auch biologisch bedeutendste Benutzungsperiode. Die Primärfunktion der Bauten des Rotfuchses entspringt daher seiner Reproduktionsbiologie. Neben der allgemeinen Schutzfunktion („Ort maximaler Sicherheit“ vgl. STUBBE, 1965), bietet der Bau der instabilen Thermoregulation der Jungtiere, vor allem in den kritischen ersten Lebenswochen, physiologisch günstige Bedingungen.

Mit der Möglichkeit zur Anlage von unterirdischen Unterschlüpfen, ist die Besiedlung des Niedermoorgebietes der Belziger Landschaftswiesen durch den Rotfuchs ein durch anthropogene Einflüsse (Melioration durch Entwässerungsgräben in Verbindung mit Grundwasserabsenkung, Eindeichung der natürlichen Fließe) sekundär begünstigter Landschaftsausschnitt.

Individuenbestand

Der Frühjahrsbestand des Rotfuchses im engeren Untersuchungsgebiet (24,3 km²) wurde anhand der gefundenen Wurfbaue für 1993 auf 42 und für 1994 auf 38 adulte Tiere geschätzt (HARTLEB, 1995). Die daraus resultierenden Individuendichten (HEWSON, 1986; STUBBE, mdl.) von 1,8 km⁻² und 1,6 km⁻² sind in den Belziger Landschaftswiesen im Vergleich zum mitteleuropäischen Maßstab hoch. WANDELER & LÜPS (1993) geben zusammenfassend eine Dichte von 0,4 bis 1,8 km⁻² im Frühjahr in flachen oder hügeligen, gegliederten Landschaften Mitteleuropas an. GORETZKI & PAUSTIAN (1982) ermittelten in einem, den Belziger Landschaftswiesen ähnlichen Habitat nur 0,44 Individuen/km².

Unter Anwendung des von TREWHELLA et al. (1988) gezeigten Zusammenhangs zwischen Populationsdichte und Größe des Streifgebietes

wurde für die Füchse der Belziger Landschaftswiesen eine theoretische Aktionsraumgröße von 0,63 km² pro Familiengruppe ermittelt. Dieser sehr kleine Wert und die relativ hohe geschätzte Individuendichte deuten, mit der TIH (s.u.) interpretiert, auf eine relativ hohe soziale Organisationsform hin.

Zur Situation der Großtrappe im Großtrappenschongebiet Belziger Landschaftswiesen

Rückblickend verläuft die Entwicklung des Großtrappenbestandes (*Otis tarda*) in den Belziger Landschaftswiesen deutlich regressiv (KALBE, 1983; LITZBARKI & LOEW, 1983; DUMKE und BASSUS, 1995) (Abb. 4). Auch für andere typische Wiesenbrüter wie Großer Brachvogel (*Numenius arquata*), Uferschnepfe (*Limosa limosa*), Kiebitz (*Vanellus vanellus*), Wachtelkönig (*Crex crex*) und Braunkehlchen (*Saxicola rubetra*) ist die Bestandssituation kritisch.

Die wichtigsten Ursachen des Bestandsrückganges waren Veränderungen in der Intensität der landwirtschaftlichen Nutzung der Trappeneinstandsgebiete (LITZBARKI & LOEW, 1983). In den Belziger Landschaftswiesen konnten durch Aufgabe der intensiven Viehwirtschaft im Kerngebiet des Großtrappenvorkommens, durch Flächenankauf zu Naturschutzzwecken, Flächenstillegung sowie Extensivierung und alternativen Landbau in den Jahren nach der politischen Wende Lebensraumverbesserungen erreicht werden. Die Entwicklung und Umsetzung eines Landschaftspflegeplanes soll in Zukunft der Renaturierung des Niedermoorgebietes dienen. Die eingeleiteten Schutzmaßnahmen führten bisher nicht zu den erwarteten Ergebnissen. Die Modellbetrachtungen von KALBE (1986) machen deutlich, daß zur Regenerierung des Großtrappenbestandes theoretisch lange Zeiträume erforderlich sind. Demnach beträgt die Verdopplungszeit bei einer Wachstumsrate (μ) von 0,048a⁻¹ bzw. 0,036a⁻¹ (K-Strategie) mindestens 14 bis 20 Jahre, wenn die Bedingungen ökologisch günstig sind. Dies macht deutlich, daß Verluste in bereits geschwächten Großtrappenbeständen kaum mehr ausgeglichen werden können.

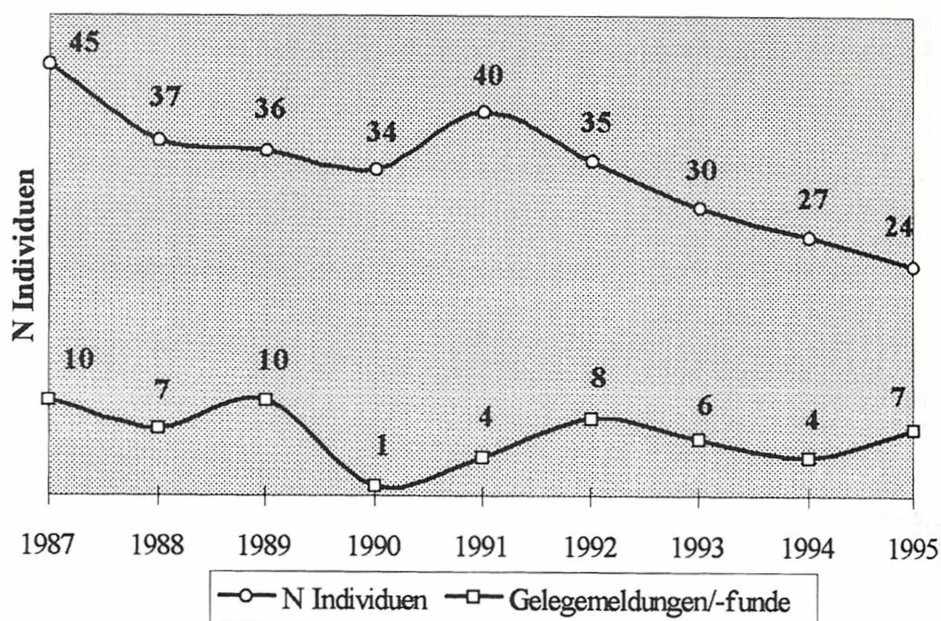


Abb. 4 Bestandsentwicklung der Großtrappe (*Otis tarda*) in den Belzinger Landschaftswiesen 1987 bis 1995

Neben Krankheiten, Verletzungen, Streßsituationen, Störungen der Balz, Jugendmortalität etc., haben Prädatoren negativen Einfluß auf den Großtrappenbestand. Nestpräda­tion ist für die bodenbrütenden Vögel von besonderer Brisanz.

Potentielle Prädatoren der Großtrappe sind neben dem Rotfuchs (*Vulpes vulpes*) und dem Kolk­raben (*Corvus corax*) die im Gebiet fest­ge­stellten Marderarten Iltis (*Mustela putorius*), Steinmarder (*Martes foina*) und Dachs (*Meles meles*). Darüber hinaus kommen Wildschwein (*Sus scrofa*), Weißstorch (*Ciconia ci­conia*), Graureiher (*Ardea cinerea*), Nebel­krähe (*Corvus corone*), Elster (*Pica pica*) und Eichelhäher (*Garrulus glandarius*) in Frage. Im Winter halten sich zudem große Greifvögel wie Seeadler (*Haliaeetus albicilla*) und Steinadler (*Aquila chrysaetos*) im Gebiet auf.

Interaktionen zwischen Rotfuchs und Großtrappe

Es ist bekannt, daß der Rotfuchs einer der wichtigsten Prädatoren bodenbrütender Vogelarten ist. Sein Einfluß auf den Bestand der

Großtrappen im Großtrappenschongebiet Belzinger Landschaftswiesen konnte bisher jedoch nicht quantifiziert und deshalb nur vage vermutet werden. Es häufen sich allerdings Hinweise darauf, daß Rotfüchse adulte Großtrappen angreifen und verletzen oder auch töten können (Tabelle 3).

Tabelle 3 Bekanntgewordene Totfunde von Großtrappen 1973 bis 1995. Für die aufgelisteten Tiere bestehen Hinweise, daß ihre Todesursache auf den Rotfuchs zurückgeht.

Datum	Geschlecht
Mai 1973	männlich
Mai 1974	männlich
April 1975	männlich
Mai 1975	männlich
Mai 1983	weiblich
Mai 1992	männlich
Mai 1992	weiblich
April 1994	männlich
Mai 1994	weiblich
Juni 1994	weiblich
Mai 1995	männlich

Das Fortbestehen überlebensfähiger Brutvogelbestände bodenbrütender Arten, also auch das der Großtrappe, wird insbesondere dann gefährdet, wenn die Zahl geschlechtsreifer Tiere drastisch gesunken ist und die zur Stabilisierung des Bestandes dringend notwendige erfolgreiche Reproduktion durch Nestprädation ausbleibt. Gelege- und Individuenverluste werden bei ohnehin geringem Reproduktionspotential nicht mehr kompensiert. Es erfolgt somit ein weiterer Rückgang des Bestandes - eine Situation, die für die Großtrappen der Belziger Landschaftswiesen offensichtlich zutrifft.

LITZBARSKI (mdl.) zufolge, verfügen Großtrappen über ein Repertoire von Warnrufen, mit denen zwischen „Bodenfeind“ und „Luftfeind“ unterschieden werden kann und worauf spezifische Reaktionen - abfliegen oder „drücken“ - erfolgen. Kurz nach dem Schlupf der Jungen wechseln die Familienverbände darüber hinaus ständig ihren Standort und verringern so die Wahrscheinlichkeit der Koinzidenz mit einem Prädator. Verhaltensweisen, die Prädation verhindern (antipredator behaviour), sind demnach als natürliche Schutzmechanismen prinzipiell vorhanden.

Theoretische Ableitungen zur Rotfuchskontrolle

Viele bodenbrütende Vogelarten kommen aufgrund anthropogener Lebensraumverluste nur noch in kleinen und isolierten Teilen ihres ursprünglichen Lebensraumes vor oder sind auf sekundäre Standorte verdrängt worden (z.B. KLAFS, 1965). Die Wahrscheinlichkeit des Aussterbens lokaler Brutvogelbestände ist von vielen deterministischen und stochastischen Faktoren abhängig. Sie ist um so größer, je kleiner die Fläche des zur Verfügung stehenden Lebensraumes, je kleiner der Bestand und je geringer der Reproduktionserfolg der betreffenden Art ist.

Um den weiteren Rückgang der Bestände bodenbrütender Vögel, so auch der Großtrappe in ihren Refugien einzudämmen, wird zunehmend die Reduktion ihrer Prädatoren gefordert.

Nach heutigem Kenntnisstand bieten sozio-biologische Theorien sehr gute Ansätze, um

die intraspezifischen Regulationsmechanismen in Rotfuchspopulationen zu verstehen. Die drei wichtigsten Modelle dazu sind die „Resource Dispersion Hypothesis“ (RDH) (MACDONALD, 1983), die „Constant Territory Size Hypothesis“ (CTSH) (SCHANTZ, 1984) und die „Territory Inheritance Hypothesis“ (TIH) (LINDSTRÖM, 1986).

Kosten-Nutzen-Analysen der Territorialität zeigten, welche soziale Organisation in einer gegebenen Nahrungssituation am wahrscheinlichsten ist, vorausgesetzt, der Gruppenbildung wird gegenüber der Territorienverkleinerung Priorität eingeräumt: Ist wenig Nahrung vorhanden, sollten sich die Tiere nicht territorial verhalten. Mit steigender Nahrungsverfügbarkeit sollten die Tiere (A) mit Bildung von territorialen Paaren, (B) mit erhöhter Reproduktionsrate und Reduzierung des Territoriums bis auf eine, für das reproduzierende Paar und dessen Nachkommen optimal bemessene Größe, (C) mit bis auf fünf Mitglieder steigende Gruppengröße und (D) mit reduzierter Territoriengröße, in dieser Abfolge reagieren. Das Territorium eines Paares ist somit größer, als das Territorium einer Gruppe (LINDSTRÖM, 1986).

Die Funktion der natürlichen Regulationsmechanismen in Rotfuchspopulationen wird gelegentlich unrichtig interpretiert. So kommen NEUHÄUSER et al. (1990) zu folgender Hypothese: „Das gesamte soziobiologische Grundraster ist in der Fuchspopulation durch die starken und immer neuen Eingriffe völlig gestört. Es gibt keine Ehebeziehungen, die über eine Saison anhalten, so daß der Aufbau sozialer Gruppen in den Anfängen sofort wieder zerfällt. Ein sehr hoher Prozentsatz der Populationsmitglieder kommt durch fehlende Hierarchien zur erfolgreichen Fortpflanzung. Zahlreiche Fähen ziehen ihr Geheck allein auf. Der hohe jährliche Abschub verhindert Selbstregulation. Die Population explodiert.“ Die Selbstregulation von Rotfuchspopulationen funktioniert nachdrücklich erst an der Grenze der Habitatkapazität. Die vorgestellten Mechanismen (RDH, CTSH, TIH) entsprechen der Anpassung der Individuenzahl an die jeweilige Lebensraumsituation im Sinne einer Maximierung innerhalb der Grenzen, die der Lebensraum setzt. Die sozialen Regulationsmecha-

nismen greifen im Sinne einer Beschränkung des Bestandes nur dann, wenn sich die Lebensraumsituation verschlechtert oder die Grenze der Tragfähigkeit des Lebensraumes erreicht ist. In der nahrungsreichen Kulturlandschaft ist aus diesem Grunde naturgemäß mit einem hohen Rotfuchsbestand zu rechnen, vor allem, wenn ein so wichtiger Mortalitätsfaktor wie die Tollwut ausgeschaltet wird. Diese Tatsache wird durch die gegenwärtige Situation widerspiegelt. In naturnahen Lebensräumen erreicht der Rotfuchs bei weitem nicht die Populationsdichten der mitteleuropäischen Kulturlandschaft (DAWAA et al., 1982).

Intraspezifische Regulationsmechanismen stehen jedoch nicht allein, sondern sind mit anthropogenen, interspezifischen und abiotischen Einflüssen vernetzt. Die Komplexität dieses Gefüges ist bis heute kaum verstanden. Zum anderen ist die Zerstörung sozialer Hierarchien durch das massiv gestiegene Aufkommen verkehrstoter Füchse in die Diskussion einzubeziehen.

Die Reduktion eines Beutegreifers ist ein massiver Eingriff in die Organisation sowohl der Beutegreifer- als möglicherweise auch der Beutetierbestände. Letzteres ist durch Untersuchungen dringend zu belegen. Maßnahmen zur Prädatorenkontrolle sollten daher sorgfältig geplant werden. Überdies ist der Schutz einer Art auf Kosten anderer autochthoner Arten aus ethischer Sicht kritisch zu beleuchten.

Fuchsbestände, die durch Abschluß vorübergehend reduziert wurden, sind in ihrer sozialen und territorialen Organisation gestört. Auf diese Weise lokal reduzierte Fuchsbestände werden spätestens während der Abwanderungsphase im Spätsommer und Herbst vom Potential der übrigen Population wieder aufgefüllt, da soziale Mechanismen und Territorialverhalten im gestörten Bestand funktionsgeschwächt sind. Daher sind Überlegungen zur lokalen Reduktion des Rotfuchses bei weitgehender Aufrechterhaltung der sozialen und territorialen Organisation angebracht.

Dies kann nach Dafürhalten der Autoren erreicht werden, indem vom Fuchsbestand eines Gebietes (in unzerschnittenen verkehrsarmen Lebensräumen) nur der Nachwuchs des Jahres abgeschöpft wird. Da die Adulti territorial

leben und in Familienverbänden, deren kleinste Einheit das reproduzierende Paar ist, organisiert sind, sollten die erwachsenen Tiere im Bestand verbleiben. Das Territorialverhalten der residierenden Territorieninhaber sichert die Aufrechterhaltung des durch die Kontrollmaßnahme entstandenen Dichtegradienten, der somit nicht durch den hervorgerufenen Sogeffekt vom Potential der umgebenden Population ausgeglichen wird. Die erwünschte Reduktion des Bestandes tritt mit dem frühzeitigen Abfangen der Jungtiere ein. Somit wird die Ausbildung des Bestandsmaximums im Sommer verhindert. Mit dem Ausbleiben des Bestandsmaximums wird zeitgleich der Gesamtnahrungsbedarf und damit der Prädationsdruck, der vom lokalen Bestand ausgeht, reduziert. Dieser theoretische Ansatz, der eine schonendere und stabile lokale Reduktion von Rotfuchsbeständen verspricht, bedarf allerdings der experimentellen Überprüfung.

Diese Ausführungen sollen zum Nachdenken anregen und vor allem neue Forschungsansätze initiieren. Bei den gesunkenen Hasenbeständen und den arg überhöhten Fuchsbeständen ist ein Hasenmanagement ebenso wie jenes der Großtrappe und vieler anderer Bodenbrüter fast zur Farce geworden.

Literatur

- BLÜHM, V. (1985): Vergleichende Reproduktionsbiologie der Wirbeltiere. - Berlin Heidelberg New York Tokyo.
- CLUTTON-BROCK, J.; CORBETT, G.B.; HILLS, M. (1976): A review of the family *Canidae* with a classification by numerical methods. - Bull. Amer. Mus. Nat. Hist. 29: 117-199.
- DAWAA, N.; STUBBE, M.; SUCHBAT, C. (1982): Die Populationsdichte des Rotfuchses *Vulpes vulpes* (L., 1758) in verschiedenen Vegetationszonen der Mongolischen Volksrepublik. - Beitr. Jagd- u. Wildforsch. 12: 81-90.
- DUMKE, O.; BASSUS, W. (1995): Ökologische Untersuchungen zum Vorkommen der Großtrappe (*Otus tarda* L.) in den Belziger Landschaftswiesen. - Beitr. Jagd- u. Wildforsch. 20: 231-241.
- GORETZKI, J.; PAUSTIAN, K.-H. (1982): Zur Biologie des Rotfuchses *Vulpes vulpes* (L., 1758) in einem intensiv landwirtschaftlich genutztem Gebiet. - Beitr. Jagd- u. Wildforsch. 12: 96-107.
- HARTLEB, K.-U. (1995): Zur Ökologie des Rotfuchses *Vulpes vulpes* (L., 1758) im Landschaftsschutzgebiet „Belziger Landschaftswiesen“. - Halle/Saale, Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg, Fachbereich Biologie, Institut für Zoologie, Diplomarbeit 1995, 91 S.
- HEWSON, R. (1986): Distribution and density of fox breeding dens and the effect of management. - J. Appl.

- Ecol. 23: 531-538.
- KALBE, L. (1983): Zur Entwicklung des Bestandes der Großtrappe, *Otis tarda*, in den Belziger Landschaftswiesen, Bezirk Potsdam. - Beiträge zur Tierwelt der Mark X. Veröffentlichung Potsdam-Museum 27: 14-26.
- KALBE, L. (1986): Regenerationsmöglichkeiten und Überlebenschancen stark reduzierter Vogelpopulationen, dargestellt am Beispiel der Großtrappe (*Otis tarda*). - Beitr. Vogelkd. 32: 154-160.
- KLAUS, G. (1965): Geschichtliches zur Verbreitung und Ökologie der Großtrappe (*Otis tarda* L.). - Hercynia 2: 191-202.
- LABITZKE, U. (1993): Botanische Beobachtungen im Kerngebiet der Belziger Landschaftswiesen. - Naturschutz im Hohen Fläming und im Planetal 2: 20-22.
- LINDSTRÖM, E. (1986): Territory inheritance and the evolution of group-living in carnivores. - Anim. Behav. 34: 1825-1835.
- LITZBARKSI, H.; LOEW, M. (1983): Die Entwicklung der Großtrappenbestände unter den Bedingungen des Bezirkes Potsdam. - Naturschutzarb. in Berlin u. Brandenburg, Beih. 6: 5-16.
- LLOYD, M. (1967): Mean crowding. - J. Anim. Ecol. 36: 1-30.
- LLOYD, H. G. (1980): Habitat requirements of the red fox. - Biogeographica 18: 7-25.
- MACDONALD, D.W. (1983): The ecology of carnivore social behaviour. - Nature 301: 379-384.
- MARCINEK, J. (1961): Über die Entwicklung des Baruther Urstromtales zwischen Neißer und Finer Bruch. Ein Beitrag zur Urstromaltheorie. - Wiss. Z. Humboldt-Universität Berlin, Math.-Nat. R. 10: 13-46.
- MOEHLMAN, P. D. (1989): Intraspecific variations in canid social systems. In: Gittleman, J. L. (ed.): Carnivore behavior, ecology, and evolution: 143-163. - Ithaca.
- NEUHÄUSER, P.; SCHUH, J.; STUBBE, M. (1990): Verhaltensökologische und soziobiologische Aspekte der Populationsdynamik von Großsäugern. - Hercynia N.F. 27: 101-126.
- SCHANTZ, T. VON (1984): Spacing strategies, kin selection, and population regulation in altricial vertebrates. - Oikos 42: 48-58.
- STUBBE, M. (1965): Zur Biologie der Raubtiere eines abgeschlossenen Waldgebietes. - Z. Jagdwiss. 11: 73-102.
- TREWHELLA, W.J.; HARRIS, S.; McALLISTER, F.E. (1988): Dispersal distance, home range size and population density in the red fox (*Vulpes vulpes*): A quantitative analysis. - J. Appl. Ecol. 25: 423-434.
- WANDELER, A.I.; LÜPS, P. (1993): *Vulpes vulpes* (Linnaeus, 1758) - Rotfuchs. - In: Niethammer, J.; Krapp, F., Hrsg.: Handbuch der Säugetiere Europas, Bd. 5/I.
- WEBER, E. (1986): Grundriß der biologischen Statistik. - Jena.

Zusammenfassung

Die vorliegende Studie befaßt sich mit der Herkunft, Benutzung und Verteilung der Bauten und dem Bestand des Rotfuchses, *Vulpes*

vulpes, sowie mit der Situation der Großtrappe, *Otis tarda*, in den Belziger Landschaftswiesen.

Die Dichte aller Bauten des Rotfuchses beträgt im Untersuchungsgebiet 3,3 km⁻², die der Wurfbauten 0,7 km⁻² (1993) bzw. 0,6 km⁻² (1994). Das Verteilungsmuster aller Bauten entspricht einer speziellen Form der Aggregation, der Neymanverteilung. Als Ursachen dafür wurden vier landschaftsökologische Faktoren, (1) Flächennutzung (2) Mikroliefstrukturen, (3) bodengeographische und (4) hydrogeographische Bedingungen identifiziert. Das Verteilungsmuster der Wurfbauten ist indes regelmäßig, was auf Territorialverhalten schließen läßt.

Im Untersuchungsgebiet Belziger Landschaftswiesen ließen sich drei Phasen der Bautenbenutzung kennzeichnen: (1) Reproduktionsphase mit Märzmaximum; (2) freie Phase mit Augustminimum; (3) Dismigrationsphase mit Novembermaximum. Dabei ist Phase (1) die zeitlich und biologisch bedeutendste Benutzungsperiode.

Der Frühjahrsbestand des Rotfuchses wurde anhand der Wurfbauten für 1993 auf 42 Adulti und für 1994 auf 38 Adulti geschätzt. Die entsprechenden Dichten sind mit 1,8 km⁻² bzw. 1,6 km⁻² im mitteleuropäischen Maßstab (WANDELER & LÜPS, 1993) vergleichsweise hoch.

Trotz intensiver Schutzbemühungen ist das lokale Großtrappenvorkommen in den Belziger Landschaftswiesen weiter zurückgegangen. Der Bestand kann anthropogen oder durch Prädatoren bedingte Mortalität nicht mehr kompensieren. Es wird vermutet, daß der Rotfuchs zu den wichtigsten Prädatoren der Großtrappe gehört. Aus diesem Grund wird eine Strategie zur lokalen Kontrolle des Rotfuchses vorgeschlagen.

Summary

Title of the paper: Red Fox (*Vulpes vulpes*) and Great Bustard (*Otis tarda*) in the area of Belziger Landschaftswiesen (Germany) - theoretical implications for local red fox control.

The present study deals with origin, use and distribution of dens and the number of red

foxes (*Vulpes vulpes*) in the area of Belziger Landschaftswiesen. The present situation of the Great Bustard is also given.

The density of all red fox dens of the area as sampled between March 1993 and January 1995 is 3.3 km⁻², density of the breeding dens is 0.7 km⁻² in 1993 and 0.6 km⁻² in 1994. The distribution pattern of all dens follows a special type of aggregation which is Neyman distribution whereas distribution of breeding dens is regularly which implicates territorial behaviour. Crowding of dens following Neyman distribution was found to be caused by four habitat factors, which are (1) type of land use, (2) micro relief structures (3) soil geographical and (4) hydrogeographical conditions. Use of the dens was found to be frequent in three periods which are (1) reproduction period with a maximum in March 1994, (2) free period with a minimum in August 1994 and (3) dispersal period with a maximum in November 1994, respectively.

Spring number of red foxes was estimated by counting the breeding dens. The result in 1993 was 42 adults, in 1994 38 adults for 24.3 km². Corresponding density was 1.8 km⁻² and 1.6 km⁻² respectively. This is high in relation to other parts of central Europe.

Although habitat situation becomes better du-

ring the last years Great Bustard population in Germany recently gets close to extinction. The population is no longer able to compensate accident or predator caused mortality. That's why predator control is required. Despite there are other predators the red fox is supposed to be one of the most important predators in the area. Red fox population increased by rabies immunisation. Based on red fox biology a new but theoretical predator control strategy different from shooting is suggested. It should keep the territorial system of the red fox population which prevents from the vacuum effect.

Dank

Herrn N. Eschholz, Frau D. Block und Herrn A. Kaffke (LUA Brandenburg, Naturschutzstation Buckow, Außenstelle Baitz) gilt der Dank für die umfangreiche Hilfe, die vielen Anregungen und Gespräche und die jederzeit freundliche Aufnahme in der Naturschutzstation Baitz. Herrn und Frau Dr. H. & B. Litzbarski (LUA Brandenburg, Naturschutzstation Buckow) sei für wertvolle Hinweise zur Spezifik der Großtrappe, Frau Dr. I. Benhold und D. Dell (Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg) für die Unterstützung und Anleitung bei der Arbeit mit ARC-INFO gedankt.

Anschrift der Verfasser

Dipl.- Biol. KAY-UWE HARTLEB

Prof. Dr. MICHAEL STUBBE

Institut für Zoologie der Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg

Domplatz 4, PF Universität

D - 06099 Halle

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: [Beiträge zur Jagd- und Wildforschung](#)

Jahr/Year: 1996

Band/Volume: [21](#)

Autor(en)/Author(s): Hartleb Kay-Uwe, Stubbe Michael

Artikel/Article: [Rotfuchs \(*Vulpes vulpes*\) und Großtrappe \(*Otistarda*\) in den Beiziger Landsehaftswiesen - Notwendigkeit und theoretische Ableitungen zur lokalen Rotfuchskontrolle 287-298](#)