



Leitart Birkhuhn –
Naturschutz auf
militärischen Übungsflächen

NNABer.	9. Jg.	H. 1	130 S.	Schneverdingen 1996	ISSN: 0935-1450
Leitart Birkhuhn – Naturschutz auf militärischen Übungsflächen					

Herausgeber und Bezug:
 Alfred Toepfer Akademie für Naturschutz
 Hof Möhr, D-29640 Schneverdingen,
 Telefon (0 51 99) 989-0, Telefax (0 51 99) 989-46

Für die einzelnen Beiträge zeichnen die jeweiligen Autorinnen und Autoren verantwortlich.

Schriftleitung: Dr. Renate Strohschneider

ISSN 09 35 - 14 50

Titelbild: linkes Foto: Archiv NNA · rechtes Foto: J. Prüter · Birkhahn: Foto R. Müller · Gestaltung: Christoph Löchle

Gedruckt auf Recyclingpapier (aus 100 % Altpapier)

NNA-Berichte

9. Jahrgang/1996, Heft 1

Leitart Birkhuhn – Naturschutz auf militärischen Übungsflächen

Inhalt

Einleitung		2
M. Lütkepohl/J. Prüter:	Rauhfußhühner und Kulturlandschaft	2
S. Klaus:	Birkhuhn – Verbreitung in Mitteleuropa, Rückgangsursachen und Schutz	6
F. J. J. Niewold:	Das Birkhuhn in den Niederlanden und die Problematik des Wiederaufbaus der Population	11
B. Holst-Jørgensen:	The Black Grouse in Denmark 1978–1993	21
D. Saemann/U. Heinrich:	Probleme des Birkhuhn-Schutzes im Erzgebirge	24
F. Müller:	Zur Situation des Birkhuhns (<i>Tetrao tetrix</i>) in Hessen	28
K.-H. Kolb:	Die Situation des Birkhuhns (<i>Tetrao tetrix</i>) in der bayerischen Rhön gestern und heute	32
F. Brozio:	Zur Situation des Birkhuhns in der Lausitz	43
F. Niemeyer:	Entwicklung des Birkhuhnbestandes in der Diepholzer Moorniederung und Maßnahmen zu seinem Erhalt	45
M. Lütkepohl:	Das Birkhuhn in der Lüneburger Heide	48
D. Götze:	Die aktuelle Situation des Birkhuhnbestandes im nördlichen Bereich des Truppenübungsplatzes Bergen (Bundesforstamt Wense)	53
K. Ziemer:	Aktueller Stand des Birkhuhn-vorkommens auf dem Truppenübungsplatz Munster-Süd – Bundesforstamt Munster-Heide –	55
Th. Grüntjens:	Die Situation des Birkhuhns im Revier der Forstverwaltung der Rheinmetall Industrie AG in Unterlüß	56
Th. Täuber:	Vegetationskundliche und ökologische Untersuchungen auf militärischen Übungsflächen im NSG Lüneburger Heide (Rote Fläche 2)	59
Ch. Busch:	Veränderung der Vegetation durch militärischen Übungsbetrieb	78
B. Kreie/G. Vauk:	Erste Ansätze zur Erfassung von Wirbeltiervorkommen in den „Roten Flächen“ 1 bis 3	90
A. Melber u. a.:	Erste Ergebnisse der Erfassung ausgewählter Wirbellosen-Gruppen in einer kleinen Vegetationsinsel auf den Panzerübungsflächen des NSG Lüneburger Heide	93
J. H. Voss/B. Urban:	Untersuchungen zur Schadstoffbelastung der „Roten Flächen“	102
M. Lütkepohl u. a.:	Entwicklungskonzept für die im Eigentum des Vereins Naturschutzpark befindlichen militärischen Übungsflächen im Naturschutzgebiet „Lüneburger Heide“	105
G. Lüttig:	Geologische Gegebenheiten im Gebiet der „Roten Flächen“ im NSG Lüneburger Heide	121

Einleitung

Am 21. und 22. April 1994 veranstaltete die Norddeutsche Naturschutzakademie auf Hof Möhr in der Lüneburger Heide eine internationale Fachtagung zum Thema „Schutzstrategien für das Birkhuhn in Mitteleuropa“. Diese Veranstaltung knüpft an die Tagungen zum Thema „Möglichkeiten, Probleme und Aussichten der Auswilderung von Birkwild“ sowie „Schutz und Status der Rauhfußhühner in Niedersachsen“ an, die die Norddeutsche Naturschutzakademie in den Jahren 1985 und 1988 ausgerichtet hat (NNA-Berichte 1, Heft 2, 1988), ferner an ein vom Landratsamt Weißwasser im Jahr 1992 durchgeführtes Seminar zum Thema „Überlebenschancen des Birkhuhns in der Landschaft“ (Materialien zu Naturschutz und Landschaftspflege, Bd. 1, 1993; Hrsg. Sächsisches Staatsministerium für Umwelt und Landesentwicklung). Diese erneute Fachtagung sollte mit Blick auf das gesamte mitteleuropäische Tiefland sowie die Mittelgebirgsregion den Erfahrungsaustausch unter all denjenigen fortsetzen, die mit Schutz, Pflege und Entwicklung von Birkhuhn-Lebensräumen mit Resten autochthoner Populationen befaßt sind.

Im Mittelpunkt der Diskussion standen Themen wie

- aktuelle Entwicklung der Birkhuhnbestände
- Ursachen jüngster Bestandsveränderungen
- Habitatqualität
- Biotopmanagement
- Einfluß von Prädatoren.

Die wesentlichen Ergebnisse sind den folgenden Beiträgen zu entnehmen.

Im Rahmen dieser Veranstaltung wurde deutlich, welche bedeutende Funktion die Truppenübungsplätze heute für den Erhalt autochthoner Restpopulationen des Birkhuhns im mitteleuropäischen Tiefland haben. Eine von hoher Dynamik geprägte strukturreiche Offenlandschaft, wie sie den Habitatansprüchen des Birkhuhns entspricht, kann unter günstigen Bedingungen durch militärischen Übungsbetrieb geschaffen und erhalten werden. Extrem intensive militärische Nutzung kann hingegen auch binnen kürzester Zeit zur vollständigen Vegetationszerstörung, zu erheblichen Struktur- und Bodenveränderungen und dann zu einem völligen Verlust von Habitatqualitäten für anspruchsvollere Arten führen. Dort, wo militärische Nutzung eingestellt wird und Ziele des Naturschutzes zu verfolgen sind, kann das Birkhuhn mit den speziellen Ansprüchen an seinen Lebensraum als mögliche Leitart dienen. Es ergeben sich daraus hohe Anforderungen an Planung und Durchführung von Schutz-, Pflege- und Entwicklungsmaßnahmen.

Im Naturschutzgebiet Lüneburger Heide stellt sich diese Problematik zur Zeit in besonderer Weise:

In unmittelbarer Nachbarschaft zu den Lebensräumen der noch vorhandenen Birkhuhnpopulation des Naturschutzgebiets Lüneburger Heide liegen jahrzehntelang militärisch hoch inten-

siv genutzte Flächen, auf denen im Sommer 1994 der Übungsbetrieb eingestellt wurde. Von den insgesamt etwa 3000 ha Übungsflächen, die im Rahmen des Soltau-Lüneburg-Abkommens vorrangig den Briten für militärische Übungen zur Verfügung standen, befindet sich etwas mehr als die Hälfte im Eigentum des Vereins Naturschutzpark e.V. (VNP). Ein für diese Flächen erarbeitetes Entwicklungskonzept (siehe Beitrag *Lütkepohl et al.* in diesem Heft) zielt ab auf die Wiederherstellung einer von Heiden geprägten offenen Kulturlandschaft, wie sie auch und besonders den Ansprüchen des Birkhuhns Rechnung tragen kann.

Die Norddeutsche Naturschutzakademie, auf dem Hof Möhr nahe dieser Flächen gelegen, hat insbesondere in Zusammenarbeit mit Universitäten und Fachhochschulen dafür gesorgt, daß notwendige Grundlagenuntersuchungen durchgeführt wurden, die eine Einschätzung der militärisch bedingten Veränderungen der Fläche sowie des noch vorhandenen Regenerationspotentials erlauben. Erste Ergebnisse sind in den Beiträgen dieses Heftes zusammengefaßt.

Das Vorhaben, aufgelassene militärische Übungsflächen im Naturschutzgebiet Lüneburger Heide im Sinne des Naturschutzes zu entwickeln, wird, so ist zu hoffen, zu Erkenntnissen führen, die auch bei ähnlichen Situationen anderswo im Lande Grundlage sachge-rechter Planungen werden können.

*Dr. Johannes Prüter
Alfred Toepfer Akademie für
Naturschutz
Hof Möhr
29640 Schneverdingen*

Rauhfußhühner und Kulturlandschaft

von Manfred Lütkepohl und Johannes Prüter*

Neben der Fachtagung zum Thema „Schutzstrategien für das Birkhuhn in Mitteleuropa“, über die in diesem Heft

* Veränderter Nachdruck aus Naturschutz und Naturparke, Heft 3, 1995. Für die Durchsicht des Manuskriptes danken wir Siegfried Klaus.

berichtet wird, befaßte sich eine von der Arbeitsgruppe Schutz- und Bewirtschaftung der Rauhfußhühner in Thüringen und dem Verein zur Förderung von Wald und Wild e.V. organisierte Tagung, die vom 10.–12. November 1993 in Cursdorf/Thüringen stattfand, ebenfalls mit Ökologie und Schutz der

Rauhfußhühner in Mitteleuropa. Die Ergebnisse beider Tagungen geben Anlaß für die nachfolgenden Betrachtungen.

Auer-, Hasel- und Birkhuhn gehören in Mitteleuropa zu den in ihrem Fortbestand besonders gefährdeten Arten. Artenschutzprogramme, auf spezielle Habitatansprüche ausgerichtetes Flächenmanagement und Auswilderungsprogramme werden vielerorts mit hoher Intensität betrieben. Die Frage nach den Erfolgsaussichten dieser lokalen

und regionalen Maßnahmenpakete lenkt den Blick auf grundsätzliche Aspekte des Landschaftswandels in Mitteleuropa und dessen Auswirkungen auf die Existenzmöglichkeiten stenöker Arten mit stark differenzierten Habitatsansprüchen.

Auer- und Haselhuhn sind Waldvögel, die vor der Einflußnahme des Menschen auf die Landschaft vermutlich die Urwälder in weiten Teilen Mitteleuropas besiedelt haben. Innerhalb der sich ausbreitenden Kulturlandschaft fanden beide Arten in naturnah gebliebenen Wäldern Rückzugsräume. Daneben konnten sie auch gewisse durch kulturhistorische Nutzungen geprägte Waldformen bewohnen. So ist das Auerhuhn sicherlich durch nicht zu intensiv betriebene Waldweide mit Streunutzung, die zu einer Auflichtung der Wälder und der Entstehung einer beerkrautreichen Bodenvegetation führte, begünstigt worden. Durch Viehweide geprägte Wälder mit guten Auerhuhnbeständen sind heute noch in manchen Bereichen der Alpen vorhanden. Das Haselhuhn hat im Mittelgebirge auch die durch ein spezielles Bewirtschaftungssystem entstandenen Niederwälder besiedelt.

Durch Rodung und exploitative Nutzung bis in die Neuzeit hinein sind die Wälder in weiten Teilen des Tieflandes und der Mittelgebirge Deutschlands vernichtet oder soweit aufgelichtet worden, daß Auer- und Haselhuhn hier nicht mehr existieren konnten. Der vor allem im vorigen Jahrhundert erfolgte Neuaufbau von Wäldern und das Einsetzen einer geregelten Forstwirtschaft führte zwar zu einem erheblichen Flächenzuwachs des Waldes, jedoch waren die jetzt entstandenen Wälder nicht für die Besiedelung durch Auer- und Haselhuhn geeignet. Neu gepflanzte Waldbestände hatten zwangsläufig zunächst einen einschichtigen Aufbau. Die Entwicklung einer an nachhaltiger und effektiver Holzproduktion interessierten Forstwirtschaft führte zur Praxis des Schlagweisen Hochwaldes. Der Aufbau gleichaltriger einschichtiger Bestände, die nach Ablauf einer in wirtschaftlicher Hinsicht optimalen Umrtriebszeit kahlgeschlagen und neu begründet werden, wurde zum Prinzip erhoben. Die Begründung der Waldbestände erfolgte häufig mit einer einzigen besonders wüchsigen und wirt-

schaftlich gut zu verwertenden Baumart (Fichte, Kiefer). Aus kulturhistorischen Nutzungen hervorgegangene, verlichtete Mischwälder wurden vielfach in ertragsstärkere Nadelholzmokulturen umgewandelt. Die Plenterwaldwirtschaft, bei der eine nachhaltige Holznutzung nur schwer kontrolliert werden kann, betrachtete man mit Skepsis und brandmarkte sie oftmals als „Plünderwirtschaft“. Viele Plenterwälder mit Habitateignung für Auer- und Haselhuhn wurden so in Schlagweise Hochwälder umgewandelt.

Heute setzt sich immer mehr die Erkenntnis durch, daß der Schlagweise Hochwald die in ihn gesetzten wirtschaftlichen Erwartungen nicht erfüllt, weil er sich als zu instabil gegenüber Einwirkungen von Witterungsextremen (Stürme, Naßschnee usw.) erweist und Massenvermehrungen von unerwünschten Insekten begünstigt. Eine kleine Gruppe von Forstleuten, die sich während der 50er Jahre zur Arbeitsgemeinschaft Naturgemäße Waldwirtschaft (ANW) zusammengeschlossen hat, verschrieb sich der (Weiter-)Entwicklung eines anderen Waldbewirtschaftungsmodells. Ziel dieses heute unter dem Namen „Naturgemäße Waldwirtschaft“ bekannten Modells ist es, natürliche Wachstumsgesetze in optimaler Weise für die forstliche Produktion nutzbar zu machen und dadurch zum Aufbau stabiler Bestände zu kommen, die auch die ökologische Ausgleichsfunktion von Wäldern in Industrieländern besser erfüllen. Hier treffen sich also Gesichtspunkte von Ökonomie und Ökologie. Die Naturgemäße Waldwirtschaft sieht den Aufbau ungleichaltriger mehrstufiger Mischbestände in dauerwaldartiger Bewirtschaftung vor, bei denen die Nutzungen einzelstammweise nach dem Erreichen einer festgesetzten Zielstärke erfolgen. Eine Waldbewirtschaftung nach diesen Grundsätzen ist inzwischen in den Waldbauprogrammen mehrerer Bundesländer festgeschrieben¹.

Die nach der Waldverwüstungsperiode neu aufgebauten Wälder werden also voraussichtlich künftig großflächig zu mehr Naturnähe hin weiterentwickelt. Bei entsprechender Pflege lassen sich in solchen Wäldern auch wieder Lebensräume für Auer- und Haselhühner schaffen. Wo diese Entwicklung weit

genug fortgeschritten ist, sind Wiederanbaugebietsmaßnahmen erfolgversprechend.

Die Rauhußhuhnlebensräume in Hute- und Niederwäldern sind heute dagegen stark gefährdet, weil diese Wälder in der Regel nicht mehr den wirtschaftlichen Erfordernissen unserer Zeit entsprechen. In den von Auerhühnern besiedelten Hutewäldern der Alpen und in den vom Haselhuhn besiedelten Niederwäldern der Mittelgebirge muß weniger ertragreiche Bewirtschaftung durch Ausgleichszahlungen gestützt oder fehlende Bewirtschaftung durch Maßnahmen der Landschaftspflege kompensiert werden.

Die Heimat des Birkhuhns in der Kulturlandschaft liegt im Bereich der Kampfwaldzone, dort, wo sich der Wald aus klimatischen Gründen auflöst und in andere Vegetationsformen übergeht – an der nordischen und hochmontanen Waldgrenze sowie an den Rändern zu Trockensteppen. Die natürlichen Vorkommen im von Wald geprägten Tiefland und Mittelgebirge Mitteleuropas befanden sich an den Rändern offener Hochmoorflächen. In der sich ausbreitenden Kulturlandschaft erfuhr das Birkhuhn im nordwestdeutschen Tiefland wie auch in

¹ Zur geschichtlichen Entwicklung und zum Inhalt des Modells der Naturgemäßen Waldwirtschaft existiert ein reichhaltiges Schrifttum. Die Autoren möchten hier folgende Titel besonders empfehlen:

Gayer, K., 1886: Der gemischte Wald. Berlin.

Möller, A., 1923: Der Dauerwaldgedanke. Berlin, Heidelberg.

Lemmel, H., 1939: Die Organismusidee in Möllers Dauerwaldgedanken. Berlin.

Weck, J., 1947: Die Kiefer Ostelbiens und das Plenterprinzip. – Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen 98/5.

Pockenberger, J., 1952: Der Naturgemäße Wirtschaftswald als Idee und Waldgesinnung. Wien.

Wobst, W., 1954: Zur Klarstellung der Grundsätze der naturgemäßen Waldwirtschaft. – Forst- und Holzwirt, 269–274.

Gadow, W.-H. v., 1982: Weiterentwicklung unserer Wälder. Bremen.

Schoepfer, H., 1983: Die „Naturgemäße Waldwirtschaft“ und ihre Grundsätze – Darstellung der Entwicklung und Erläuterung des Begriffes. – Forstarchiv 2/3, 2–9.

zahlreichen Mittelgebirgen eine enorme Erweiterung seines Lebensraums. Die Landwirtschaft öffnete die Landschaft, verdrängte die Wälder und vernetzte so die isoliert liegenden Moorlebensräume. Vor allem Weidelandschaften auf armen Standorten, wo sich weitläufige Ericaceenbestände ausbildeten, wurden in Verbindung mit Ackerflächen, Brachen, Feuchtgrünland und Mooren zu idealen Birkhuhnlebensräumen. Die Eignung der Moore Nordwestdeutschlands als Birkhuhnlebensraum blieb auch noch erhalten, als die bäuerliche Bevölkerung mit Entwässerung und Handtorfstich begann. Die Beweidung abgetrockneter Mooroberflächen verhinderte deren Bewaldung und machte sie weiterhin besiedelbar. Während Auer- und Haselhuhn mit der Vernichtung der Wälder verschwanden, konnte das Birkhuhn weite Teile der vorindustriellen Kulturlandschaft im Tiefland des nordwestlichen Mitteleuropas und in den höheren Lagen der Mittelgebirge als Lebensraum erschließen.

Die Umwandlung der Sandheiden des Tieflandes in Wald und Acker im Zeitraum von 1850 bis ca. 1950 hat den Lebensraum des Birkhuhns zweifellos stark eingeschränkt. Obwohl aus diesem Zeitraum kein genaues Zahlenmaterial vorliegt, ist es sicher, daß in den 50er Jahren dieses Jahrhunderts zumindest aus heutiger Sicht aber immer noch große Birkhuhnbestände vorhanden waren.

Die Mitte des 20. Jahrhunderts einsetzende agrarindustrielle Revolution führte noch einmal zu rasanten Veränderungen der Landschaft. Die Entwicklung der offenen Kulturlandschaft ist seither geprägt von Stabilisierung des Landschaftszustandes, Egalisierung der standörtlichen Vielfalt durch Melioration und Düngung sowie durch flächenhafte immissionsbedingte Eutrophierung. Erst jetzt kam es zu einem rapiden Bestandsrückgang beim Birkhuhn. In Jütland wurde der Bestand 1966 noch auf 1100 Exemplare geschätzt (Glutz, Bauer u. Bezzel 1973). 1993 waren lediglich 5–10 Individuen vorhanden (Holst-Jørgensen in diesem Heft). Eine 1964 für Niedersachsen vorgenommene Bestandsschätzung ergab 7760 Vögel (Popp u. Müller 1966). 1985 konnten nur noch 157 Birkhühner gezählt werden (Heckenroth 1988). In den Nieder-

landen wurde der Birkhuhnbestand 1952 auf 3000 Exemplare geschätzt (Glutz, Bauer u. Bezzel 1973); die Frühjahrszählung 1994 ergab dort lediglich 38 Hähne (Niewold in diesem Heft).

Als Refugiallebensräume verblieben im Tiefland nur wenige Moore und deren Ränder, das Relikt historischer Kulturlandschaft im Naturschutzgebiet Lüneburger Heide und vor allem Truppenübungsplätze. Militärischer Übungsbetrieb erscheint heute als die einzige rezente Nutzung der Kulturlandschaft, durch die Birkhuhnlebensräume noch geschaffen und erhalten werden. Die offenen und halboffenen Landschaften der Truppenübungsplätze sind geprägt von geplanter und/oder unwillkürlicher Dynamik, wobei dem Feuer als gestaltendem Element eine große Bedeutung zukommt. Truppenübungsplätze unterliegen kaum Nährstoffeintrag durch Düngung und behalten dadurch die nährstoffarmen Standortverhältnisse, die die Voraussetzung für Ericaceenvegetation oder Magerrasen bilden. Nährstoffeinträge aus der Luft werden durch Feuer zumindest teilweise kompensiert. Vielfach beherbergen Truppenübungsplätze auch kleinere und größere Moore. Den Truppenübungs- und Schießplätzen kommt für den Birkhuhnschutz eine herausragende Bedeutung zu, und Maßnahmen zur Verbesserung der Lebensräume sind hier besonders erfolversprechend. Im nord- und ostdeutschen Tiefland beherbergen die Truppenübungsplätze Munster Nord, Munster Süd, Bergen, Schießplatz Rheinmetall, Colbitz-Letzlinger Heide und die Muskauer Heide derzeit Birkhuhnbestände.

Daneben existieren Birkhuhnbestände in Schutzgebieten für historische Kulturlandschaften, die häufig im Flächenzusammenhang mit mehr oder weniger gestörten Hochmooren liegen. Es handelt sich um anthropogen geprägte Landschaften, bei denen ehemalige, heute nicht mehr lohnende Bewirtschaftungsformen durch Maßnahmen der Landschaftspflege kompensiert werden und einige Landschaftsteile wie Moore und Fließgewässer zu einem naturnahen, sich selbst tragenden Zustand entwickelt werden sollen.

Die Frage, ob das Birkhuhn in solchen Landschaften überlebt, ist noch offen. In Jütland können landschafts-

pflegerische Maßnahmen in relativ großen Gebieten mit guten Habitatqualitäten das Aussterben des Birkhuhns vermutlich nicht mehr verhindern (Holst-Jørgensen in diesem Heft). In anderen Gebieten hat sich das Birkhuhn, wenn auch in sehr niedrigen Beständen, bisher gehalten (z.B. NSG Lüneburger Heide, Nijverdal/Niederlande und Hohe Rhön).

Besonders wichtig ist in solchen Gebieten eine personell hinreichend ausgestattete hauptamtliche Betreuung für Biotopmanagement, begleitende Beobachtungen und Dokumentation. Durch eine solche Betreuung lassen sich auch Fragestellungen für wissenschaftliche Untersuchungen erkennen, denen dann gezielt nachgegangen werden muß. Da diese Landschaften vielfach intensiv touristisch genutzt werden, sind hier in besonderem Maße Mitarbeiter für eine Naturwacht notwendig, um direkte menschliche Störungen innerhalb der Birkhuhnlebensräume in Grenzen zu halten. Birkhuhnbestände der Moore im Flächenzusammenhang mit Agrargebieten sind heute weitgehend erloschen.

Auffällige Parallelen in den jährlichen Bestandsschwankungen des Birkhuhns in den verstreut gelegenen Restlebensräumen deuten auf überregional wirksame Faktoren, die über die jeweiligen Habitatveränderungen hinaus mitverantwortlich für die generell rückläufige Tendenz sein könnten. Denkbare Faktoren in diesem Zusammenhang sind Witterungsverlauf, Stoffeinträge und Pestizidverwendung. Es wäre sicher aufschlußreich, die Bestandsstrukturen aus den verschiedenen Lebensräumen ganz Mitteleuropas unter diesen Gesichtspunkten einmal vergleichend zu analysieren. Möglicherweise sind in diesem Zusammenhang auch die Bestandsveränderungen von Prädatoren des Birkhuhns von Bedeutung. Die vermutlich wichtigsten Prädatoren des Birkhuhns sind Habicht und Fuchs. Die Bestandsentwicklung des Habichts für Niedersachsen wird von Zang (1989) beschrieben. Die Art wurde bis zum Einsetzen einer ganzjährigen Schonzeit im Jahre 1970 intensiv verfolgt. Eine spürbare Bestandserholung setzte ab 1974 ein. Neben der Jagdruhe wirkten sich ein stark gestiegenes Nahrungsangebot, vor allem von Ringeltauben und verwilderten Haustauben, positiv auf

den Habicht aus. Aus den Niederlanden ist dokumentiert, daß auch das Verbot von DDT und anderen Chlor-Kohlenwasserstoffen zu einer deutlichen Erholung der vormerk durch Kontamination stark reduzierten Bestände geführt hat (Bijlsma zit. nach Niewold in diesem Heft).

Der Fuchs wurde intensiv bejagt, solange der Verkauf seiner Bälge lohnend war, wobei dem Fang in Fallen besondere Bedeutung zukam. Anlaß für eine erhebliche Verfolgung einschließlich der Begasung der Baue war auch die Bekämpfung der Tollwut. Seitdem das Interesse an Fuchsbälgen erloschen ist und die Tollwutgefahr für den Menschen durch geeigneten Impfstoff entschärft wurde, hat die Verfolgung des Fuchses stark nachgelassen. Die Tollwutimpfung, die inzwischen praktiziert wird, hat möglicherweise zusätzliche positive Auswirkungen auf den Bestand.

Das Wildschwein hat sich während der letzten Jahre in vielen Regionen sehr stark vermehrt. Ursache dafür sind vermutlich das verbesserte Nahrungsangebot auf landwirtschaftlichen Flächen und öfters aufeinanderfolgende Eichen- und Buchenmasten, möglicherweise gefördert durch immissionsbedingte Bodenveränderungen und eine Folge ungewöhnlich warmer Sommer. Trotz intensiver Bejagung konnten die Wildschweinbestände bisher vielfach nicht reguliert werden. Wildschweine tauchen vermehrt in Lebensräumen der Birkhühner auf und werden zu einer Gefahr für deren Gelege.

Auch Kolkraße, Rabenkrähe und Dachs sind gebietsweise in Zunahme begriffen.

Es deutet also einiges darauf hin, daß veränderte Bejagungsgewohnheiten, Veränderungen der landschaftsökologischen Verhältnisse und im Falle des Fuchses künstliche Immunisierung gegen die Tollwut zu einer allgemeinen Zunahme der Prädatoren des Birkhuhns geführt haben. Die Verluste des Birkhuhns liegen deshalb vermutlich höher als in früheren Zeiten. Bei den aktuell niedrigen Beständen kommt diesen Verlusten eine vergleichsweise größere Bedeutung zu.

Ob sich in dieser Situation eine verstärkte Bejagung der Prädatoren in Birkhuhnlebensräumen nachhaltig positiv auf die Birkhuhnbestände aus-

wirkt, ist fraglich. Erfahrungsgemäß werden in geeigneten Lebensräumen durch jagdliche Eingriffe hervorgerufene Verluste unter den Prädatoren durch Zuwanderung von den Rändern her schnell wieder aufgefüllt. So entstandene permanente Störungen, und Veränderungen im Reviersystem der Prädatoren wirken sich in unserer Kulturlandschaft möglicherweise sogar eher negativ auf die Birkhuhnbestände aus, denn für die ortsansässigen Hühner sind häufig wechselnde Individuen unter den Freßfeinden sicher schwerer einzuschätzen als längerfristig vorhandene Inhaber von Territorien. Daß es, soweit bekannt, bisher nur selten und höchstens unter besonderen naturräumlichen Bedingungen (Inseln) gelungen ist, durch intensive Bejagung/Bekämpfung von Prädatoren Birkhuhnbestände zu stabilisieren oder sogar zum Anwachsen zu bringen, könnte zumindest als Hinweis in diese Richtung verstanden werden.

Neben der Kulturlandschaft, die von den Menschen bewußt gestaltet wird, treten Landschaften auf, in denen anthropogene Einflüsse ungewollte und unkontrollierbare Entwicklungen auslösen und die am besten als „Katastrophenlandschaften“ bezeichnet werden. Das Waldbaummodell des Schlagweisen Hochwaldes begünstigt Katastrophen wie Windwürfe, Brände und Schneebruch.

Klaus (1993) nennt Beispiele dafür, daß das Birkhuhn von Freiflächen, die nach solchen Katastrophen entstehen, profitieren kann. Waldvernichtungen im katastrophalen Ausmaß werden heute insbesondere auch durch atmosphärische Stoffeinträge ausgelöst. Der Erfolg der Bemühungen um einen naturnahen Waldbau wird dadurch vielerorts in Frage gestellt. In den Hochlagen einiger Mittelgebirge haben sich die Wälder bereits stark gelichtet und es sind große Freiflächen entstanden. Im Erzgebirge, wo diese Entwicklung besonders weit vorangeschritten ist, ist der Birkhuhnbestand in letzter Zeit angewachsen (Schulenburg 1991).

Die Frage, ob das Birkhuhn als „Katastrophenfolger“ von diesen unerwünschten Formen aktueller landschaftlicher Dynamik tatsächlich wird profitieren können, läßt sich zur Zeit nicht beantworten.

Literatur

- Deutscher Rat für Landespflege* (DRL), 1993: Truppenübungsplätze und Naturschutz. Gutachterliche Stellungnahme und Ergebnisse eines Kolloquiums des Deutschen Rates für Landespflege. – Schriftenreihe des DRL 62.
- Glutz v. Blotzheim, U. N., Bauer, H. G., Bezzel, E., 1973: Handbuch der Vögel Mitteleuropas Bd. 5. Frankfurt.
- Heckenroth, H., 1988: Birkhuhnbestandsentwicklung in Niedersachsen 1976–1988. – NNA-Berichte 1/2, 121–122.
- Holst-Jørgensen, B., 1996: The Black Grouse in Denmark 1978–1993. – NNA-Berichte 9/1.
- Klaus, S., 1993: Birkhuhn (*Tetrao tetrix*) als Nutznießer von Bränden und anderen Katastrophen im Wald. – Materialien zu Naturschutz und Landschaftspflege 1, 19–25.
- Niewold, F., 1996: Das Birkhuhn in den Niederlanden und die Problematik des Wiederaufbaus der Population. – NNA-Berichte 9/1.
- Popp, O., Müller, F., 1966: Bedrohlicher Rückgang unserer Rauhußhuhnbestände. – Bonner zool. Beitr. 17, 228–240.
- Schulenburg, F., 1991: Zur Bestandsentwicklung des Birkhuhns (*Tetrao tetrix*) in einem immissionsbelasteten Gebiet des östlichen Erzgebirges. – Artenschutzreport, H. 1, Jena, 47–51.
- Zang, H., 1989: Habicht. In: Die Vögel Niedersachsens. – Naturschutz u. Landschaftspflege in Niedersachsen, Sonderreihe B, 2.3, 118–134.

Anschriften der Verfasser

Manfred Lütkepohl
Verein Naturschutzpark e. V.
– Forst- und Landschaftspflegeverwaltung –
Wilsede 6
29646 Bispingen

Dr. Johannes Prüter
Alfred Toepfer Akademie für Naturschutz
Hof Möhr
29640 Schneverdingen

Birkhuhn – Verbreitung in Mitteleuropa, Rückgangsursachen und Schutz

von Siegfried Klaus

Von den einheimischen Raufußhühnern besiedelt das Birkhuhn die frühesten Sukzessionsstadien der Waldentwicklung, wie sie in der Natur durch Stürme, Schneebruch, Insektenkalamitäten und Brände immer wieder neu entstehen. Die ökologische Bindung an den sich auflösenden Wald und an seine Randzonen ermöglichte es dem Birkhuhn auch, sekundäre, durch den Menschen geschaffene Lebensräume zu besiedeln, wie sie für alte Kulturlandschaften typisch sind. Die Umwandlung dieser Räume im Zuge intensiver Bewirtschaftung hat das einst häufige Birkhuhn zur Rote-Liste-Art werden lassen. In dieser knappen Übersicht sollen die Verbreitung in Mitteleuropa (vergl. *Bergmann und Klaus 1994*), Rückgangsursachen und Schutzmöglichkeiten besprochen werden.

Verbreitung in der Bundesrepublik Deutschland

Der rasante Rückgang des Birkhuhns wird allgemein beklagt. Allein der Vergleich der Verbreitungskarten im Hand-

buch der Vögel Mitteleuropas (*Glutz von Blotzheim, Bauer und Bezzel 1973*) mit der in Abbildung 1 gezeigten aktuellen Situation macht den Rückzug dieser Art aus unserer Landschaft deutlich. Die folgenden Zahlen mögen die Abnahme verdeutlichen: *Popp und Müller (1966)* schätzten vor 30 Jahren einen Frühjahrsbestand von 13 000 Birkhühnern für ganz Westdeutschland, davon u.a. 1100 in Schleswig-Holstein, 8900 in Niedersachsen, 1060 in Baden-Württemberg und 4500 in Bayern. 19 Jahre später, 1985, hatte der niedersächsische Bestand mit nur noch 157 Vögeln sein Minimum erreicht. In Baden-Württemberg starb die Art in den siebziger Jahren aus. Besonders gravierend war auch der Rückgang in Bayern von 1000 (1966) auf 220 (1970) und wenige Vögel heute.

Wie sieht es mit Verbreitung und Bestandsgrößen heute aus? Ein Blick auf die Karte zeigt das relativ geschlossenen Areal im *Alpenraum*, wo auffällige Bestandsrückgänge bis heute nicht erfolgt sind. Leider fehlen exakte Erhebungen in den Bayerischen Alpen. Eine

Schätzung von 1988 ergab über 600 balzende Hähne (*J. Storch, unveröff.*).

Im Grenzgebiet des *Bayerischen Waldes* leben letzte Reste der einst starken Population – kaum mehr als 10–20 Vögel im Kontakt mit dem ebenfalls stark geschwundenen Böhmerwaldbestand. Ein ähnlich winziges Vorkommen im *Oberpfälzer Wald*, das eng begrenzte Moorlebensräume auf böhmischer Seite bewohnt, steht durch Planung eines Grenzübergangs quer durchs Birkhuhngebiet vor der Vernichtung.

Die bedeutendste Birkhuhnpopulation Bayerns außerhalb der Alpen lebt in der *Hochrhön*. Durch Einrichtung des 2700 ha großen NSG Lange Rhön und intensive Schutzmaßnahmen konnte der jahrzehntelange Rückgang gebremst und eine Stabilisierung des Bestands auf niedrigem, durchaus kritischem Niveau (40–80 Vögel) erreicht werden. Auf hessischer Seite der Rhön haben nach dem völligen Verschwinden der Art konsequente Schutzbemühungen immerhin wieder einen Balzplatz neu entstehen lassen (vergl. *Kolb und Müller* in diesem Heft). Das Rhönvorkommen setzt sich mit einem geringen Bestand auch auf Thüringer Seite fort.

Der Thüringer Birkhuhnbestand (ca. 60 Vögel) verteilt sich auf *Thüringer Wald*, *Thüringer Schiefergebirge* und *Frankenwald* sowie auf zwei Truppenübungsplätze (*Klaus 1994*). Er ist ebenso wie das Rhönvorkommen von anderen Teilpopulationen isoliert.

Im *Erzgebirgskamm* hat sich die Lage unerwarteterweise gebessert. Nach gravierendem Rückgang mit einem Tiefstand nach 1980 sind als einziger positiver Nebeneffekt der Waldschäden inzwischen auf ausgedehnten Flächen birkhuhnuntaugliche Lebensräume entstanden mit offenen Bereichen und reichlichem Winternahrungsangebot durch die weichholzreichen Ersatzwälder (*Schulenburg 1991*). Der Frühjahrsbestand auf sächsischer Seite dürfte zwischen 100 und 150 Vögeln (1995) liegen. Die geeigneten Habitate sind auf böhmischer Seite des Erzgebirgskamms wesentlich ausgedehnter. Künftige Gefahren für das Erzgebirgsvorkommen werden im Beitrag von *Saemann und Heinrich* dargestellt.

Das individuenreichste Flachlandsvorkommen Sachsens (ca. 100 Vögel,

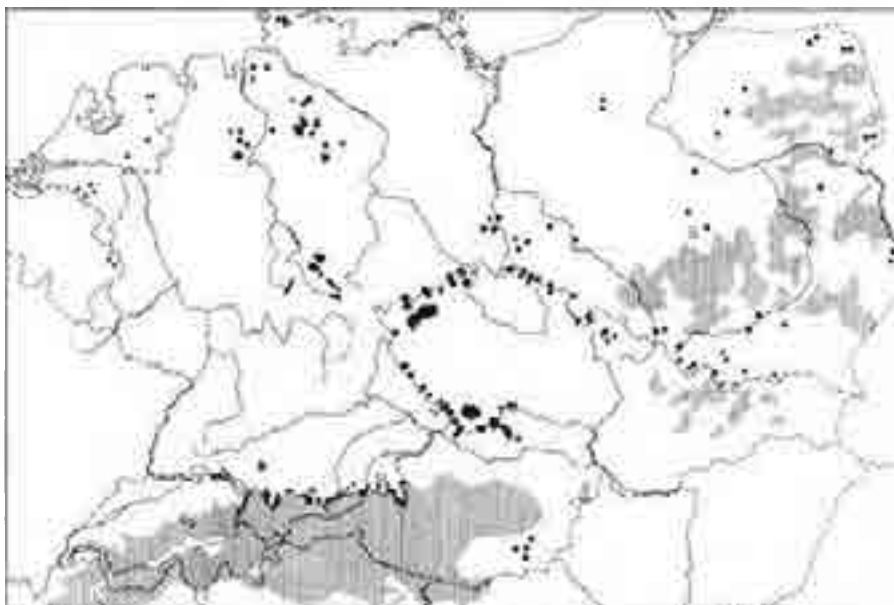


Abb. 1. Verbreitung des Birkhuhns in Mitteleuropa (Stand 1994) nach *Klaus et al. (1990)* und *Bergmann und Klaus (1994)*. Symbole: kleine Punkte – weniger als 10 Vögel; große Punkte – mehr als 10 Vögel; schwarze Flächen – mehr als 30 Vögel; schraffiert – große Arealteile; Stern – Orte von Wiederansiedlungsprojekten.

Brozio 1993 und dieses Heft) befindet sich in der *Muskauer Heide* im Landkreis Weißwasser unweit der polnischen Grenze. Immer wiederkehrende Brände, besonders auf Flächen der ausgedehnten Truppenübungsplätze (s. u.) haben dort geeignete Lebensräume immer wieder neu entstehen lassen.

Brandenburg: In den Regionen um Potsdam und Cottbus sind wenige Restvorkommen erhalten geblieben. 1993 wurden dort insgesamt 5 balzende Hähne ermittelt (Ryslavý 1994). Die Cottbuser Vorkommen schließen sich an die der Muskauer Heide an und wurden offenbar von dort aus neu besiedelt.

In **Niedersachsen** ist die Restpopulation in mehrere Teilvorkommen, die z. T. noch miteinander in Verbindung stehen, zersplittert. Das einstige Kerngebiet, die *Lüneburger Heide*, beherbergt auch heute noch die Schwerpunkte der Birkhuhnverbreitung in Niedersachsen, sowohl im Naturschutzgebiet *Lüneburger Heide* (Lütkepohl 1993 und in diesem Heft) als auch auf einigen Truppenübungsplätzen, von denen im Rahmen dieses Symposiums wertvolle Übersichten über die Bestandsentwicklung gegeben wurden (Götze, Gründgens, Menzel, Ziemer). Hinzu kommen letzte Bestände in der *Diepholzer Moorniederung* (Niemeyer) und im *Elbe-Weser-Dreieck*, wo seit 1982 Birkhühner ausgesetzt werden (Augustin). Der nach dem Tief von 1985 (157 Vögel, Knolle und Heckenroth 1985) leicht gestiegene Gesamtbestand Niedersachsens, dürfte heute 200 Vögel kaum übersteigen.

Schleswig-Holstein: Nach Zählungen der Jägerschaft ergab sich für 1993 ein Bestand von 42 Tieren, die sich in der *Eider-Treene-Sarge-Niederung* konzentrieren. Auswilderungen erfolgten ab Mitte der 80er Jahre. Ob noch autochthone Birkhühner in Schleswig-Holstein vorhanden sind, ist unbekannt (Kniefbriefl.).

Verbreitung in den angrenzenden Ländern Mitteleuropas

Österreich: In Österreich fehlen leider landesweite Bestandsangaben. In den alpinen Lebensräumen scheinen die Bestände stabil zu sein (Hafner, Gossow, pers. Mitt.).



Abb. 2. Brütende Birkhenne. Nahrungs- und deckungsreiche Bruthabitate in größerer Ausdehnung sind oft das Nadelöl im Birkhuhnlebensraum. Foto S. Klaus.

Die Art wird noch bejagt. Nach Gosow (pers. Mitt.) schwankt die Jahresstrecke zwischen 1500 und 2500 Hähnen (1987 z. B. 2300). In den Mittelgebirgen (z. B. Waldviertel) nehmen kleine, zersplitterte Subpopulationen ab (Schmalzer, pers. Mitt.).

Schweiz: In der Schweiz wird mit 7500–10000 Hähnen gerechnet (Marti, pers. Mitt.). In den Alpen scheinen die Bestände stabil zu sein. Langzeitige Bestandszählungen (z. B. im Aletschwald) belegten sogar lokale Zunahmen während der letzten Jahre (Marti, pers. Mitt.).

Polen: Nach offiziellen Angaben (Schätzungen der Jagdbehörden) betrug der Bestand 1983 in ganz Polen 12000 Vögel. Wir halten diese Angaben für zu hoch. So berichtet Tomialojc (1990) bereits über gravierende Rückgänge während der achtziger Jahre, selbst in den besten Verbreitungsgebieten Nordostpolens (z. B. in der Biebrza-Niederung).

Tschechische Republik: Nach Jägerschätzungen nahmen die Bestände in Böhmen und Mähren stark ab: 1970 – 8900 Vögel, 1978 – 5000, 1987 – 1423 (Fišer 1980). Gegenwärtig dürfte nach vorübergehender Zunahme die individuenreichste Teilpopulation im böhmischen Teil des Erzgebirges ca. 1000 Vögel umfassen. Eine Zunahme infolge des Waldsterbens wurde auch aus dem Isergebirge bekannt (Seibt, pers. Mitt.). Aus den Sudeten fehlen uns Bestands-

angaben. Stark abnehmend sind jedoch die Bestände im Kaiserwald (< 30 Vögel), im Böhmerwald (< 40) und im Oberpfälzer Wald (< 10). Auf die besondere Situation des Birkhuhns auf einigen Truppenübungsplätzen wird später eingegangen.

Belgien: Die beiden Restpopulationen befinden sich im Gebiet von Campine/Kempen und in den Ardennen, wo nach Ruwet et al. (1986) ein starker Rückgang von 165 Hähnen (1970) auf 40 (1985) erfolgte. Dieser Bestand soll noch heute existieren.

Dänemark: Etwa zeitgleich wie in Norddeutschland nahm auch die einst individuenreiche Birkhuhnpopulation Dänemarks ab. Holst-Jørgensen (in diesem Heft) berichtete über den starken Rückgang einer Teilpopulation bis zum fast völligen Erlöschen.

Niederlande: In den beiden letzten, voneinander isolierten Teilpopulationen mit 28 und 10 Hähnen (1993) erfolgte durch intensive Schutzmaßnahmen seit etwa 1988 kein weiterer Rückgang (Niewold, in diesem Heft).

Sonderfall Truppenübungsplätze

Durch das Ende des Kalten Krieges und die Wiedervereinigung Deutschlands wurden zahlreiche Truppenübungsplätze aufgegeben oder mindestens öffentlich zugänglich. In nicht wenigen davon haben Birkhühner – oft in isolierter, inselhafter Lage – trotz oder ge-

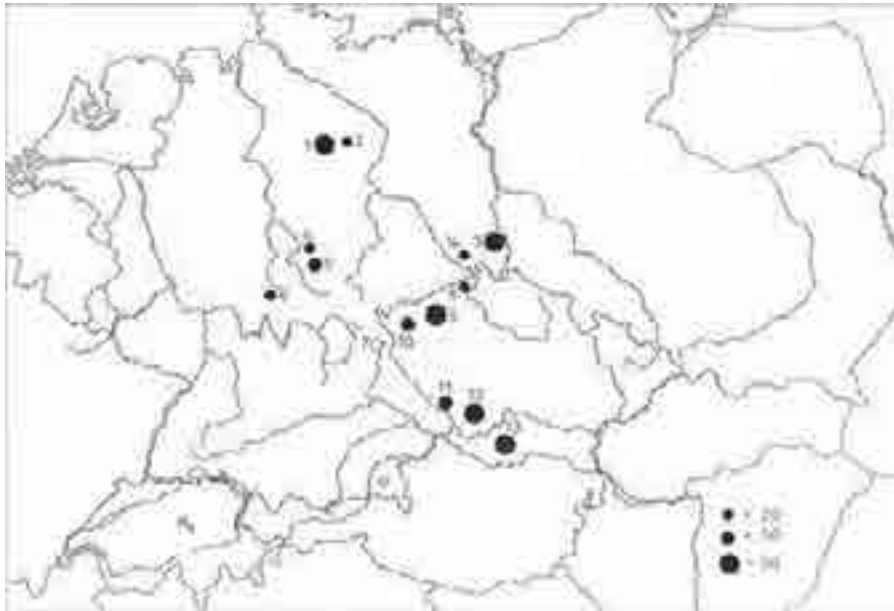


Abb. 3. Truppenübungsplätze (TÜP) mit Birkhuhnvorkommen (Stand 1994), die Größe der Punkte sind ein Maß für die Größe der einzelnen Teilpopulationen. 1 – mehrere TÜP der Lüneburger Heide, 2 – Colbitz-Letzlinger Heide, 3 – Muskauer Heide, 4 – Kindel, 5 – Ohrdruf, 6 – Wildflecken, 7 – Oberpfalz (erloschen), 8 – Petrovice (Böhmisches Mittelgebirge), 9 – Duppauer Gebirge, 10 – Kaiserwald, 11 – Böhmerwald, 12 – Südböhmen, 13 – Altenstein (österreichisches Waldviertel), 14 – Königsbrücker Heide.

rade wegen der Besonderheiten militärischer Nutzung jahrzehntelang überlebt. Auf Ohrdruf (Thüringen) wurden 1991 ca. 30 Vögel ermittelt. Inzwischen (1995) ist dieser Bestand – u. a. wegen der Überhandnahme von Füchsen und Wildschweinen – auf etwa ein Drittel gesunken (Klaus 1995). Ein weiterer ehemaliger TÜP, der Kindel, wurde von Ohrdruf aus durch das Birkhuhn neu besiedelt. Der TÜP Wildflecken beherbergt ebenfalls Birkhühner (ca. 10), die der Rhönpopulation angehören. Die Population auf dem TÜP Muskauer Heide im LK Weißwasser wird von Brozio (1993 und in diesem Heft) charakterisiert. Inzwischen gelang es auch, für einen weiteren ehemaligen sächsischen TÜP, die Königsbrücker Heide, das bereits früher vermutete Birkhuhn-vorkommen nachzuweisen (Kubasch 1994).

Das mit ca. 30 Tieren einzige Birkhuhn-vorkommen in Sachsen-Anhalt liegt ebenfalls auf einem militärischen Übungsplatz, der Colbitz-Letzlinger Heide. Wie bereits erwähnt, befinden sich auch in Niedersachsen die Schwerpunkte der Birkhuhnverbreitung auf Truppenübungsplätzen, so auf Bergen, Munster, Unterlüß und auf einigen weiteren Plätzen. Auf dem TÜP Altengra-

bow – an der Grenze zwischen Sachsen-Anhalt und Brandenburg gelegen – verschwand die kleine Population leider nach der Öffnung des Platzes wieder.

Im angrenzenden Böhmen sind ebenfalls Truppenübungsplätze Schwerpunkte der heutigen Birkhuhnverbreitung: So im Duppauer Gebirge (Duppovské vrchy: ca. 60 Vögel, Hertel, pers. Mitt.), Petrovice (20 Vögel, Augst, pers. Mitt.) und auf mehreren Plätzen im Böhmerwald (ca. 40). Ein besonders starkes Vorkommen erhielt sich auf einem TÜP in Südböhmen (ca. 100 Vögel, Červený, pers. Mitt.). Auch auf ehemaligen Übungsplätzen des Kaiserwalds blieben bis heute ca. 30 Vögel erhalten (Hertel u. Jäger 1995). Ein ebenfalls vitales Vorkommen wurde von einem Truppenübungsplatz des österreichischen Waldviertels beschrieben (ca. 80 Vögel, Schmalzer, pers. Mitt.).

Oft sind diese Vorkommen Inseln in einer birkhuhnuntauglich gewordenen Landschaft.

Die Hauptgründe für das Überleben der Art auf militärischen Übungsplätzen liegen in der günstigen Habitatstruktur, die direkt durch den Übungsbetrieb bedingt ist: häufige Brände und Bodenverwundung und der Einschlag

von älteren Waldbeständen führen oft zu Mosaiken früher Sukzessionsstadien der Vegetationsentwicklung, wie sie das Birkhuhn braucht. Zum anderen fehlt jegliche Form intensiver Landnutzung mit Dünger- und Pestizideinsatz, und touristische Störungen sind praktisch ausgeschlossen.

Am Beispiel der Übungsplätze wird klar – Birkhühnerhaltung als ungewolltes „Nebenprodukt“ der militärischen Nutzung ist prinzipiell möglich und in bestimmten Gebieten auch bezahlbar!

Beginnt aber nach dem Abzug der Truppen der Streit darüber, ob man Golfplätze, neue Straßen, Steinbrüche, Erholungs- oder Gewerbegebiete in diesen oft seit vielen Jahrzehnten für die Wirtschaft verzichtbaren Naturoasen braucht, geraten das Birkhuhn und mit ihm eine große Anzahl weiterer bedrohter Arten meistens auf die Verliererseite.

Gesamtbestand in der Bundesrepublik Deutschland

Die Summe der oben genannten Bestände ergibt ca. 1800 Birkhühner für Deutschland. Dabei wurde unter Voraussetzung eines natürlichen Geschlechtsverhältnisses (Klaus et al. 1990) von 1:1 zu dem in Bayern geschätzten Hahnenbestand (650) in den Alpen die gleiche Anzahl an Hennen addiert. Der außeralpine Bestand beläuft sich auf lediglich 500 Vögel, die in zahlreiche voneinander isolierte Teilpopulationen zersplittert sind.

Natürlicher und vom Menschen gemachter Lebensraum

Birkhühner sind in ihrem primären Lebensraum Bewohner des Waldrandes und der Kampfwaldzone. Die nördliche Waldgrenze, die höhenbedingte Baumgrenze im Gebirge, die Ränder der einst riesigen norddeutschen Moore, aber auch Randstrukturen, die nach Naturereignissen wie Brand, Sturmwurf, Lawinengang oder Insektenfraß in der geschlossenen Waldlandschaft entstehen, bieten Birkhühnern alles, was sie im Jahresablauf zum Leben brauchen: offene Flächen zur Balz, Deckung und reiche Bodennahrung an den Rändern der Blößen, Wärme und Insektenreichtum für die Kükenaufzucht, Samen- und Beerennahrung im Sommer und kätz-

chentragende Pioniergehölze wie Birken und Weiden im Winter.

Durch Waldrodung und primitive Landwirtschaft hat der Mensch in früherer Zeit den Birkhuhnlebensraum enorm erweitert. Durch Waldplünderung, Heide- und kleinräumig betriebene Dreifelderwirtschaft profitierte das Birkhuhn und erschloß viele neue Lebensräume. In manchen Gebieten währten günstige Bedingungen noch bis lange nach der Jahrhundertwende, mancherorts noch bis in die sechziger Jahre dieses Jahrhunderts. Den Birkhuhnbeständen förderlich war auch die früher mit großer Intensität betriebene Reduzierung aller behaarten und befiederten Beutegreifer. Die aus alten Berichten heute sagenhaft anmutenden Bestandsdichten bei Raufußhühnern müssen auch vor diesem Hintergrund als ein Kunstprodukt menschlicher Eingriffe gesehen werden. Wir werden solche Bestände bei allen Schutzbemühungen heute nicht wieder erreichen.

Ursachen des Rückgangs

Die Rückgangsursachen in neuerer Zeit sind rasch aufgezählt: Uniformierung der Landschaft durch Beseitigung vieler Randstrukturen (Hecken, Wälle, Lesesteinhaufen, Alleen, Baumgruppen), Trockenlegung auf riesigen Flächen, Abbau der Moore, Kampf gegen forstliche „Unkräuter“ wie Birke, Weide, Aspe in den Koniferenplantagen der Gebirge, dichtes Bepflanzen aller natürlich entstandenen Lücken, Modernisierung der Landwirtschaft in allen Formen (Flächenvergrößerung, Düngung, häufigere Mahd, Einbeziehung von Hecken und Waldrändern in die Beweidung, Trockenlegung von Feuchtwiesen und Mooren, Reduzierung der Wiesenutzung, Pestizideinsatz), Zerschneidung der Landschaft durch ein immer dichteres Netz von Straßen und Zunahme der Erholungsnutzung, die das Birkhuhn immer häufiger Störreizen aussetzt.

Möglichkeiten des Schutzes

Aus der Auflistung der Rückgangsgründe wird klar, wo und wie Birkhuhnenschutz heute betrieben werden kann und wo die Grenzen liegen. Alle Kraft muß in den Schutz und – wo immer möglich – in die Verbesserung der noch



Abb. 4. Neu besiedelter Birkhuhnlebensraum auf dem ehemaligen Truppenübungsplatz Kindel (Thüringen): Häufige Brände, Abholzungen und Bodenverwundung durch den Übungsbetrieb hinterließen für das Birkhuhn ideale Vegetationsstrukturen. Foto: S. Klaus.

verbliebenen Restlebensräume investiert werden. Die noch in Nutzung befindlichen militärischen Liegenschaften können künftig als mögliche Ausbreitungseinseln oder Trittsteine für die Verbindung von Teilpopulationen dienen.

Die freiwerdenden Liegenschaften müssen als unverzichtbare Reserve für den Artenschutz in unserem dichtbesiedelten Land das bleiben, was sie bisher waren – unzerschnittene Naturräume zur – auf dem Umweltgipfel von Rio



Abb. 5. Zwergstrauchheiden an der Waldgrenze in den Alpen als Beispiel für den natürlichen Lebensraum des Birkhuhns, wo auch heute noch die Bestände ungefährdet sind. Foto: S. Klaus.



Abb. 6. Nach dem Abtrieb der geschädigten Fichtenforsten auf dem Erzgebirgskamm fand das Birkhuhn auf den entstandenen Offenflächen und in den aufwachsenden laubholzreichen Ersatzwäldern neuen Lebensraum. Foto: S. Klaus.

weltweit geforderten – Erhaltung der Artenvielfalt.

In einigen Großschutzgebieten, z. B. in der Lüneburger Heide oder im länderübergreifenden Biosphärenreservat Rhön, werden im Zuge der Pflege alter Kulturlandschaften auch die Ansprüche des Birkhuhns besonders beachtet. Sachverstand und Fingerspitzengefühl sind auch hier gefordert, z. B. bei der Steuerung der Beweidungstermine, der Intensität der Beweidung, der zeitlichen und räumlichen Steuerung der Wiesenmahd und nicht zuletzt bei der Lenkung des enorm gestiegenen Besucherverkehrs.

In den individuen schwachen, oft weit verstreuten Restpopulationen in den bewaldeten, meist von Fichten beherrschten Mittelgebirgen (z. B. Thüringer Wald und Schiefergebirge, Erzgebirge) sind oft Freiflächen mit Beerkraut und Winternahrungsbäume der limitierende Faktor. Rotwild und Birkhuhn stehen hier in direkter Konkurrenz. Birkhuhnschutz bedeutet hier: Herstellung ökologisch, d. h. waldbaulich tragbarer Schalenwildbestände, Ausbringung von Ebereschen, Birken, Weiden, Aspen und Buchen an allen geeigneten Orten, was ohne Zaun in der Hochlage kaum gelingt. Ohne eine räumliche Trennung der Schwerpunkte der Birkhuhnverbreitung von Wan-

derwegen, Loipen und anderen Besucheranziehungspunkten werden Erfolge kaum zu erzielen sein.

Der Beitrag des Jägers ist gefragt

Birkhuhnschutz ist ohne den Beitrag des Jägers kaum zu leisten. Die Herstellung für den Lebensraum tragbarer Schalenwildbestände ist unverzichtbar. Höhe und Fruktifikation der Beersträucher, besonders der Heidelbeere, stellen ein brauchbares Maß für den Äsungsdruck dar. Auf 5–10 cm Höhe geschorene Heidelbeersträucher bieten weder der brütenden Henne Deckung noch Schutz und Nahrung für die heranwachsenden Küken. Verluste durch Beutegreifer werden so vorprogrammiert.

Eine weitere Herausforderung an den Jäger besteht bei der Bejagung des Fuchses. Die Immunisierung des Fuchses gegen Tollwut hat ein natürliches Regulativ außer Funktion gesetzt. Die bisher in dieser Höhe nicht gekannte Dichte der Fuchspopulation stellt nicht nur für das Birkhuhn, sondern für alle Bodenbrüter eine ernstzunehmende Gefahr dar. Aber auch ohne Immunisierung nahm die Fuchsdichte im Laufe der vergangenen 20 Jahre durch das fast unbegrenzte Nahrungsangebot in unserer Landschaft stetig zu.

Der Druck von Beutegreifern aus dem lebensfeindlichen Umfeld in ökologisch „intakt“ erscheinende Schutzgebiete hinein spielt eine wichtige Rolle. Schutzmaßnahmen für das Birkhuhn haben daher nur in großen Räumen (>3000 ha) Sinn, weil sonst die negativen Randeffekte überwiegen.

Forschung tut not

Das Studium isolierter Metapopulationen (z. B. auf den Truppenübungsplätzen) kann wertvolle Rückschlüsse auf minimale Populationsgrößen (Remmert 1994), Mindestgrößen von Birkhuhnlebensräumen und über maximale Entfernungen zwischen benachbarten Birkhuhnhabitaten, zwischen denen noch ein Austausch von Individuen stattfinden kann, erlauben. Hier ist solide Grundlagenforschung gefragt. Ohne fundiertes Wissen über diese Daten bleibt die häufig geforderte Vernetzung von Birkhuhnlebensräumen Wunschdenken. Trotz zahlreicher Einzeluntersuchungen zu den möglichen Rückgangsursachen in verschiedensten Lebensräumen des Birkhuhns fehlt es oft noch einer überregionalen Gesamtschau. Besonders deutlich wird der Mangel an Grundlagenwissen bei der oft kontrovers geführten Diskussion über den Einfluß der Beutegreifer auf Birkhuhnpopulationen.

Literatur

- Bergmann, H.-H., Klaus, S., 1994: Distribution, status and limiting factors of black grouse (*Tetrao tetrix*) in Central Europe, particularly in Germany, including an evaluation of reintroductions. – *Gibier Faune Sauvage, Game Wildl.* 11 (Spec. No. Part 2), 99–122.
- Brozio, F., 1993: Grundlagen für ein regionales Artenschutzprogramm für die Flachlandpopulation des Birkhuhns *Tetrao tetrix* L. in Nordsachsen. – *Materialien zu Naturschutz u. Landschaftspfl.* 1, 4–10.
- Fiser, Z., Hanus, V., Bouchner, M., 1980: Inventarizace Stavů Tetřivku (*Lyrurus tetrix* L.) v CSR. Prace VULHM 57, 183–199 (Tschech. mit deutscher Zusammenfassung).
- Glutz von Blotzheim, U., Bauer, K. M., Bezzel, E., 1973: Handbuch der Vögel Mitteleuropas Bd. 5, Frankfurt/Main.

- Hertel, H., Jäger, D., 1995: Das Birkhuhn in Nordwestböhmen. – Naturschutzreport 10, 183–193.
- Klaus, S., 1994: Verbreitung und Bestandssituation einiger vom Aussterben bedrohter Säugetier- und Vogelarten Thüringens. – Naturschutzreport Heft 7, 135–148.
- Klaus, S., 1995: Situation der Rauhfußhühner in Thüringen. – Naturschutzreport 10, 11–21.
- Klaus, S., Bergmann, H. H., Marti, C., Müller, F., Vitovitch, O. A., Wiesner, J., 1990: Die Birkhühner. – Die Neue Brehmbücherei. Wittenberg-Lutherstadt.
- Kubasch, H., 1994: Das Naturschutzgebiet Königsbrücker Heide. – Naturschutzarbeit in Sachsen 36, 15–20.
- Lütkepohl, M., 1993: Das Birkhuhn (*Tetrao tetrix*) im Naturschutzgebiet Lüneburger Heide – Bestandsentwicklung, Schutzmaßnahmen, Lebensräume. – Materialien zu Naturschutz und Landschaftspflege Bd. 1, 27–32.
- Popp, D., Müller, F., 1966: Bedrohlicher Rückgang unserer Rauhfußhühnerbestände. – Bonner Zool. Beitr. 17, 227–240.
- Remmert, H., 1994: Minimum animal populations. – Ecological Studies 106, Springer Heidelberg, 156 p.
- Ruwet, J.-C., Fontaine, S., Hanon, S., Houbart, S., 1986: Ecologie, ethologie, conservation du Tetras lyre (*Tetrao tetrix*) sur le plateau des Hautes Fagnes. Le point de la situation: 1966–1985. – Hautes Fagnes 181, 11–20.
- Ryslavý, T., 1994: Zur Bestandssituation ausgewählter Vogelarten in Brandenburg – Jahresbericht 1993. – Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg Heft 3/94, 4–13.
- Schulenburg, J., 1991: Zur Bestandsentwicklung des Birkhuhns (*Tetrao tetrix*) in einem immissionsbelasteten Gebiet des östlichen Erzgebirges. – Artenschutzreport Jena 1, 47–51.
- Tomialojc, L., 1990: Ptaki Polski. Warszawa, 462 p. (Polnisch mit engl. Zusammenfassung).

Anschrift des Verfassers

Dr. Siegfried Klaus
Thüringer Landesanstalt für Umwelt
Prüssingstraße 25
07745 Jena-Göschwitz

Das Birkhuhn in den Niederlanden und die Problematik des Wiederaufbaus der Population

von Freek J. J. Niewold

1. Das Westeuropäische Moor- und Heidebirkhuhn

Das Birkhuhn (*Tetrao tetrix* L.) ist ein paläarktischer Standvogel, von dem einige geographische Rassen unterschieden werden, dies hauptsächlich auf Grund der Färbung des Gefieders und anderer äußerer Merkmale. Allerdings sind die Übergänge manchmal undeutlich (Klaus et al. 1990). Es kann jedoch sicherlich von verschiedenen Ökotypen gesprochen werden, die sich durch Anpassung an die Eigenheiten der verschiedenen Lebensräume im Gesamtverbreitungsgebiet herausgebildet haben (Scherzinger 1980). Auch innerhalb von Europa leben in verschiedenen Biotopen mehrere Ökotypen oder Unterarten, mehr oder weniger getrennt von anderen Populationen. Angetroffen wird das Birkhuhn auf und bei den offenen Heiden und Hochmooren im nordwesteuropäischen Flachland, im Bereich der Grünlandbiotope der mitteleuropäischen Mittelgebirge, in der Zone der Baumgrenze in den Alpen und in den offenen Nadelwäldern mit Hoch-

mooren und der Taiga von Fennoskandia, Polen und der ehemaligen UdSSR.

In Norddeutschland und den Niederlanden treffen wir das Westeuropäische Moor- und Heidebirkhuhn (*Tetrao tetrix britannicus*) an, das auch in Schottland und England vorkommt. Von der Nominatform (*Tetrao tetrix tetrix*) unterscheidet es sich durch äußere Merkmale: geringe Farbunterschiede in der Befiederung, ein höheres Gewicht, größere Eier, eine dünnere Beinbefiederung und einen deutlich längeren Lauf. In Lautäußerung (das Kullern) und Physiologie sind noch weitere Unterschiede festgestellt worden (Niewold und Nijland 1987), diese wurden jedoch niemals bestätigt. Das ursprüngliche Verbreitungsgebiet bildeten die charakteristischen weiten Heiden und Hochmoore der nordwesteuropäischen Tiefebene.

2. Landschaftliche Veränderungen und die Bestandsentwicklung

Im Laufe dieses Jahrhunderts haben sich die wichtigsten Birkhuhnlebens-

räume in den Niederlanden, die von offenem Wald und Agrarland umgebenen Heiden und Hochmoore, erheblich verändert. Durch Urbarmachung und Aufforstung verschwand ein großer Teil dieser Heiden und Hochmoore und damit allmählich auch das Birkhuhn (Eygenraam 1957). Der Rückgang setzte sich fort, als diese Kulturmaßnahmen zwischen 1965 und 1970 beendet wurden (Niewold und Nijland 1987, Abb. 1). Inzwischen war außer dem Areal-schwund auch eine dramatische Verschlechterung der Biotopqualität festzustellen. Für ausführliche Beschreibungen dieser Veränderungen, sowohl von Heiden als auch von Agrarflächen, verweise ich auf einen Bericht der Working Group on Heathland Conservation and Heathland Management (1988) und Veröffentlichungen von Niewold (1982, 1990a, 1990b). Davon hier eine kurze Zusammenfassung:

■ Durch Aufschlag schrumpfte das Heideareal im Zeitraum 1968 bis 1983 von 60 000 auf 42 000 ha.

■ Durch eine vermehrte Stickstoffdeposition aus der Luft (ca. 41 kg/ha pro Jahr) und Grundwasserabsenkung vergaste die Heide (*Molinia caerulea* und *Deschampsia flexuosa*), so daß die Deckung der Gräser von 20 % 1970 auf 50 % heute zunahm.

■ Durch die Verschlechterung des Gesundheitszustandes kommt es regelmäßig zu einem großflächigen Sterben der Zwergstrauchheide (*Calluna vulgaris*)

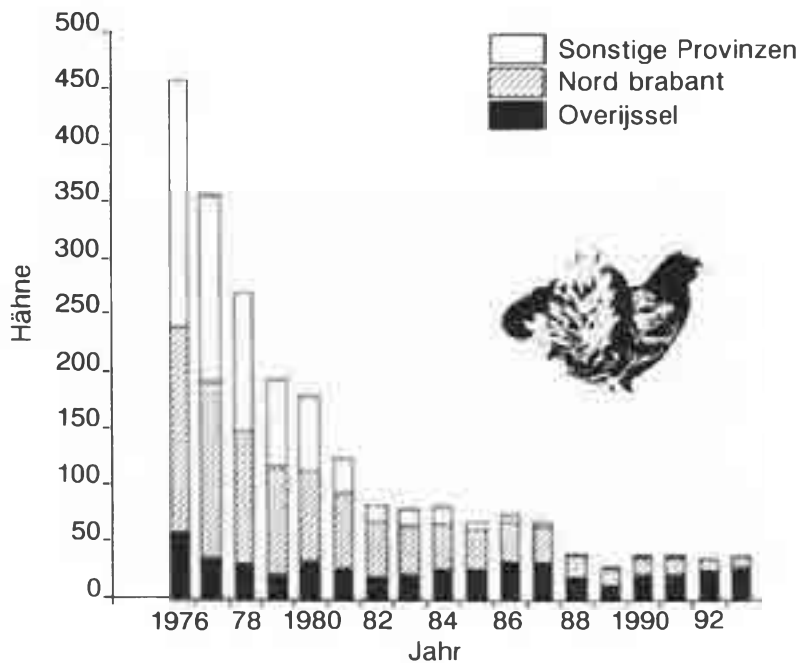


Abb. 1. Populationsentwicklung des Birkhuhns in den Niederlanden nach den Zählungen der Hähne im Frühling (ab 1976, koordinierte landesweite Zählungen).

bei Frost, Trockenheit und Heidekäferbefall (*Lochmaea suturalis*).

■ Durch oft großflächig durchgeführte Management-Maßnahmen wie Mähen, Brennen und später auch maschinelles Plaggen verstärkte sich noch die Einförmigkeit der Heiden.

■ Durch Aufforstung, Wohnungsbau, Straßen- und Wegebau, Anlage von tiefen Gräben und Freizeiteinrichtungen haben die Verinselung und Zersplitterung von Heiden und Hochmooren und das Störungspotential gigantisch zugenommen.

■ Durch Erweiterung des flurbereinigten Areals von 1341 km² 1960 auf 3684

km² 1970, 6130 km² 1975 und 7220 km² 1978 (Bijlsma 1990) hat sich die Agrarlandschaft erheblich verändert und ist die intensive, moderne Landwirtschaft mit hohem Dünge- und Pflanzenschutzmittelaufwand möglich geworden.

■ Durch das Verbot von DDT und anderen Organochlorverbindungen als Pflanzenschutzmittel konnten sich die Greifvögel, vor allem der Habicht (*Accipiter gentilis*), in raschem Tempo regenerieren. Heute hat dieser Prädatoren Horste in der Nähe aller restlichen Birkhuhnbiotope (Bijlsma 1993).

■ In den letzten 20 Jahren konnte der Fuchs (*Vulpes vulpes*) sein Areal in den

Niederlanden vergrößern (Mulder 1992).

Bei einer Beurteilung der Biotopqualität für das Birkhuhn, die 1986 für die wichtigsten niederländischen Heiden und Hochmoore durchgeführt wurde, zeigte sich wieder mal deutlich deren wenig artgerechter Zustand (Niewold 1990b). Bei Zählungen im Frühling 1994 wurden auf 5 Heiden insgesamt noch 38 Birkhähne gezählt. Zudem sind die niederländischen und belgischen Restpopulationen inzwischen stark isoliert (Abb. 2).

3. Der Einfluß der landschaftlichen Veränderungen auf die Bestandsentwicklung

Um die Möglichkeiten einer Regeneration einschätzen zu können, müssen wir wissen, wie die Birkhuhnpopulationen von den landschaftlichen Veränderungen beeinflusst werden und welche Veränderungen da am stärksten beteiligt sind. Zu diesem Zwecke wurde im Zeitraum 1978 bis 1986, u.a. mit Hilfe der Radio-Telemetrie, eine intensive Untersuchung durchgeführt, die drei Populationen in verschiedenen Biotopstrukturen und verschiedenen populationsökologischen Phasen umfaßte: Fochtelooerveen (Hochmoor mit angrenzenden Agrarflächen, Aussterbephase), Regte Heide (Heide mit angrenzenden Agrarflächen, Population stabil bis rückläufig) und Nijverdal (Trockenheide mit angrenzenden Waldflächen und *Vaccinium*vegetationen, Regenerationsphase). Die Ergebnisse sind zu einem großen Teil bereits veröffentlicht worden (u.a. Niewold 1982, 1990a, 1990b, Niewold und Nijland 1979, 1987). Hier können sie kurz zusammengefaßt werden.

3.1 Die Lebensräume

Die Anforderungen an die Vegetationsstruktur sind, dem geschlechtsspezifischen Rollenverhalten bei der Reproduktion entsprechend, für Hähne und Hennen unterschiedlich. Die Hennen sind etwas öfter in Saumvegetationen aus Sträuchern und jungen Bäumen anzutreffen, die Hähne öfter auf einigermaßen offenem Gelände. Deswegen leben Hähne und Hennen innerhalb des Gesamtlebensraumes einer Population oft in mehr oder weniger ge-

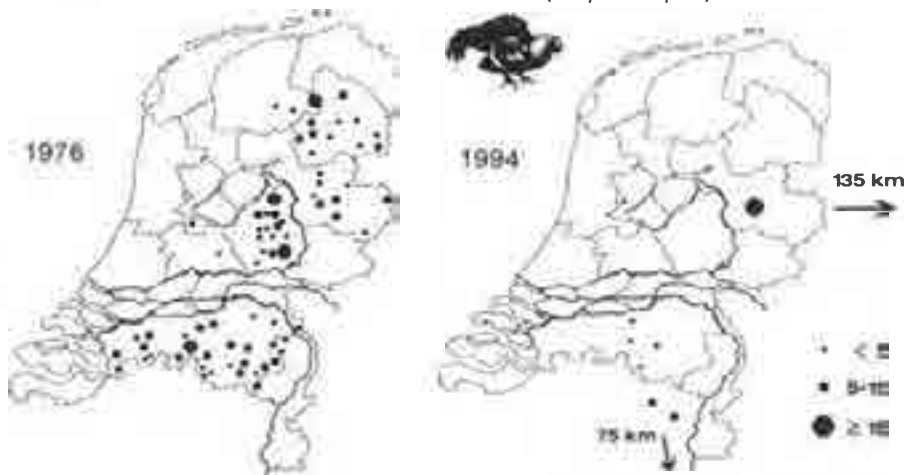


Abb. 2. Verbreitung der Birkhuhnpopulationen in den Niederlanden nach den Zählungen der balzenden Hähne im Frühling von 1976 und 1994. Angegeben sind auch die Entfernungen zu den benachbarten Populationen in Deutschland und Belgien.

Abb. 3. Bei Birkhühnern, die zwischen Agrarflächen und Heide oder Hochmoor pendeln, variiert die Nutzung dieser Lebensräume je nach Jahres- und Tageszeit. Daten dazu, erhalten von Hennen aus den Populationen des Fochteloërveen und der Regte Heide, die mit einem Sender versehen wurden (a = Vormittag; b = Mittag; c = Abend; d = Nacht).

trennten Gruppen, während beim Geschlechterverhältnis eine recht große Differenz vorkommen kann. Hinsichtlich der Vegetationsstruktur wiesen die Lebensräume im allgemeinen eine große Ähnlichkeit mit den Umweltbedingungen auf, wie sie aus anderen Gebieten bekannt sind, obwohl die Vegetationen oft aus anderen Pflanzen bestehen (u.a. Klaus et al. 1990).

Der Umfang der Individuallebensräume von Hähnen und Hennen variiert je nach Alter, Saison und Umfang der ungeeigneten Zonen innerhalb des Lebensraumes. In Nijverdal waren die Reviere, in denen sich alle Aktivitäten des jährlichen Zyklus abspielten, erheblich kleiner (territoriale Hähne 39 bis 100 ha, Hennen 34 bis 198 ha) als in den beiden anderen Gebieten (territoriale Hähne ca. 275 ha, Hennen 100 bis 600 ha), wo die Vögel häufig die angrenzenden Kulturflächen aufsuchten (Abb. 3). Der Umfang des Gruppenlebensraums entsprach meistens dem der Individuallebensräume. Nur eine Anzahl Jungvögel beanspruchte als Folge regelmäßigen Gruppenwechsels größere Gebiete.

Im Frühling ziehen sich die Hennen in meistens voneinander getrennte Brutplätze zurück, was mit einem gewissen Revierverhalten verbunden ist. Der Umfang dieser Brutzeitreviere war bei acht Hennen in Nijverdal durchschnittlich 11,3 ha. In den beiden anderen Gebieten waren sie oft etwas größer, dies wegen der größeren Entfernung des Nistplatzes vom Futtersuchplatz auf den angrenzenden Kulturflächen.

Nach dem Schlupf bleiben die Gesperre während der ersten zwei Wochen in relativ kleinen Revieren, in Größe variierend von wenigen Hektar bis ca. 15 Hektar. Manchmal erreichen sie diese geeigneten Plätze erst nach einigem Umherschweifen, oft befinden sie sich aber in direkter Nähe der Brutplätze (Abb. 4). Wenn die Küken immer

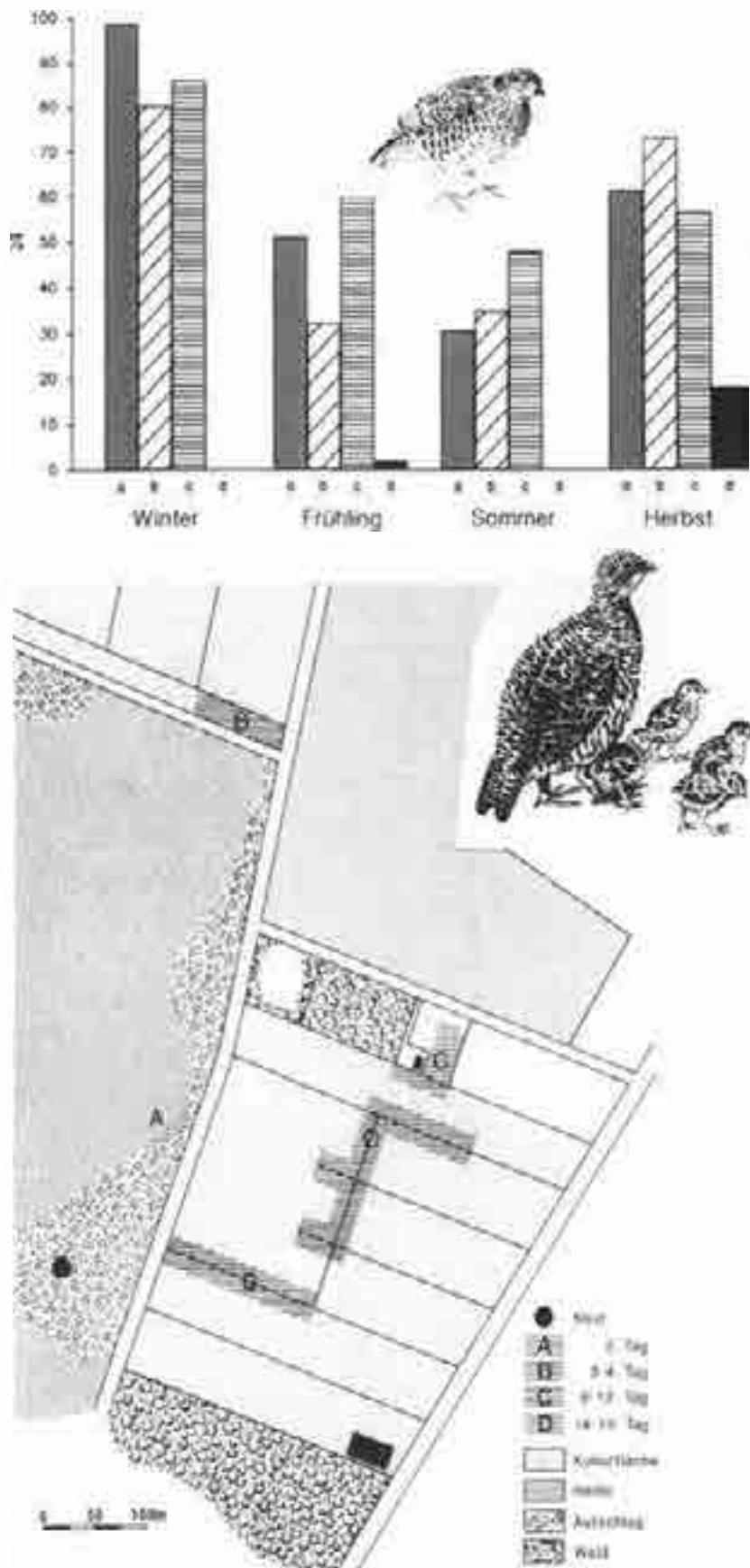


Abb. 4. Streifzüge einer mit Sender versehenen Henne mit Küken von der Regte Heide (1980).

mehr auf pflanzliche Nahrung übergehen, werden die durchwanderten Gebiete größer.

3.2 Biotopnutzung und Nahrung

Für die Nahrungssuche benutzen Hähne und Hennen, meistens gruppenweise, innerhalb des Lebensraums die offenen Flächen mit kürzerer Vegetation: Grünland, Stoppelfelder, abgeerntete Kartoffeläcker und abgebrannte, gemähte oder abgeplagte Heideflächen. Bevorzugt werden dabei kräuter- und strukturreiche Grünlandflächen (Abb. 5). Die gleichen Vegetationen werden von den Hähnen als Balzplatz benutzt.

Im Frühling nutzt das Birkhuhn die früh austreibenden eiweißreichen Pflanzenteile: im Moor die Blüten des Scheiden-Wollgrases (*Eriophorum vaginatum*), auf Kulturflächen die als erstes austreibenden Gräser und Kräuter an Graben- und Wegrändern, die austreibenden Heidelbeersträucher (*Vaccinium myrtillus*) auf Heiden mit Aufschlag sowie die Baumknospen der Eberesche (*Sorbus aucuparia*), Eiche (*Quercus spec.*), Birke (*Betula spec.*) und Weide (*Salix spec.*) und die Blütenstände der Gemeinen Kiefer (*Pinus sylvestris*). Im Sommer fressen die Tiere gern von den beerentragenden Pflanzen wie Heidelbeere und Krähenbeere (*Empetrum nigrum*).

Als Schlafplatz benutzt das Birkhuhn das ganze Jahr hindurch hohe, dichte Kräutervegetationen in offenem Gelände, meistens auf Heiden oder Hochmooren, manchmal aber auch auf landwirtschaftlichen Nutzflächen. Als Tagesruheplatz und Unterschlupf (gegen Störungen, Prädatoren und Sonne) sucht es die gleichen Vegetationen auf, aber auch Aufschlaginseln, Stellen unter dicht am Boden abhängenden Zweigen, vor allem von Kiefern, oder bei nicht allzu hohen Kiefern direkt unter der Krone.

Nester und Gesperre befinden sich vorzugsweise in höheren, strukturreichen Kräutervegetationen, Vegetationen mit reichlich Aufwuchs von Sträuchern und jungen Bäumen und manchmal in Heiden mit verhältnismäßig viel Aufschlag; auf den benachbarten Agrarflächen werden vor allem die Feldrandstreifen mit hohem Bewuchs genutzt (Abb. 4).

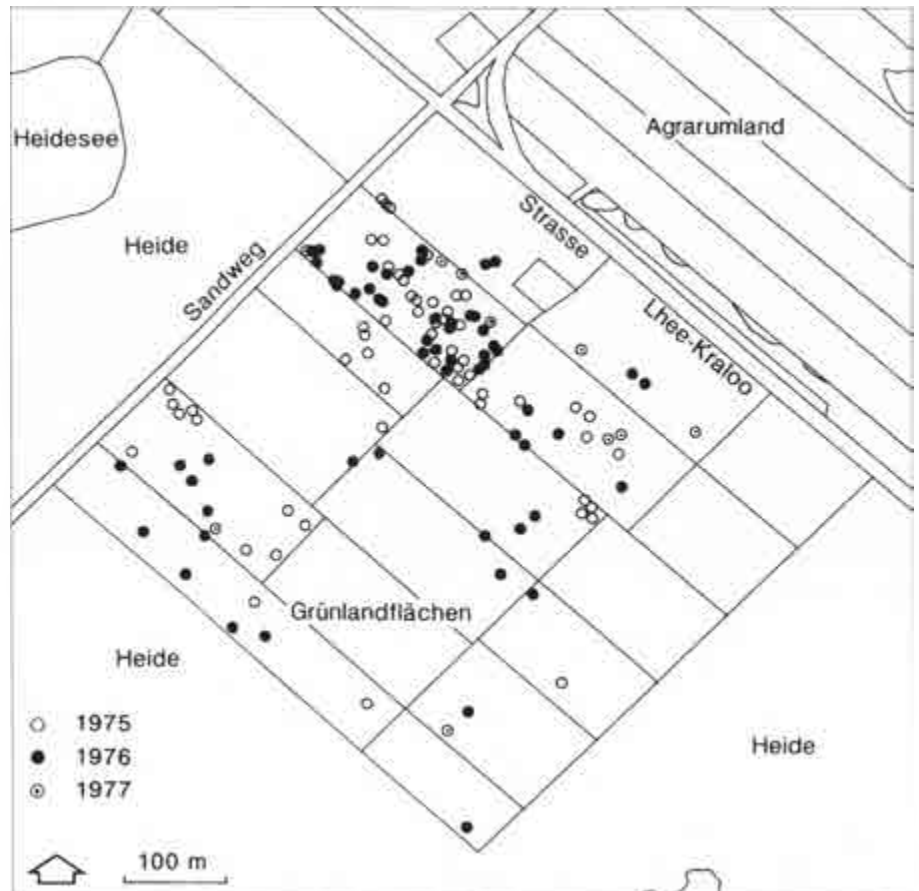


Abb. 5. Stellen auf den Grünlandflächen, grenzend an die Dwingeloer Heide, wo Birkhühner (meistens Hähne) wahrgenommen wurden (im Zeitraum 1975–1977 zwischen 09.00 und 18.00 Uhr). Die Birkhühner meiden die direkte Umgebung der Straße.

Tabelle 1: Nahrungspräferenz der jungen Birkhuhnküken, wie sie bei Versuchen mit Vögeln in Gefangenschaft und bei Gesperren in Nijverdal wahrgenommen wurde.

	Evertebraten	Größe (mm)
Vorliebe	Hoch bevorzugt	Raupen und Blattwespenlarven Heidekäfer ≥ 10 6
	Bevorzugt	Schmetterlinge und Heuschrecken Große Fliegen ≥ 10 6–10
	Gern gegessen	Große Spinnen und Wanzen Kleine Ameisen (+ Puppen), Holzläuse, Große Springschwänze und Hautflügler Zikaden Weberknechte und weiche Käfer 6–10 3–5 5–7 ≥ 3
Neutral Gegessen		Kleine Spinnen und kleine Fliegen < 5
		Harte Käfer 3–6
		Blattkäferlarven 3–6
Abneigung	selten gegessen	Rote Waldameisen und Larven mit Spinnenfäden > 6
	nicht gegessen	Haarige Larven und Honigbienen > 10

Wie die meisten Jungen von Hühnervögeln sind Birkhuhnküken während der ersten zwei Wochen ihres Lebens fast ausschließlich auf tierische Nahrung in der Form von Evertebraten angewiesen. Die Küken können sich ausgezeichnet in dichten, hohen Kräutervegetationen bewegen, an die auch ihr Futtersuchverhalten gut angepaßt ist. Sie fressen dabei vorzugsweise größere Gliederfüßer, die sich in und auf den Pflanzen befinden, wie nichthaarige Raupen, Blattwespenlarven, Larven, Käfer (u.a. Heidekäfer), Kleinschmetterlinge, Spinnen, Weberknechte, Zikaden, Heuschrecken und träge Fliegen (Abb. 6, Tabelle 1). Sind wie zum Beispiel bei Plagen von Heidekäfern oder bestimmten Arten Raupen und Kleinschmetterlingen geeignete Arten in großer Zahl anwesend, dann werden sie verhältnismäßig viel gefressen. Wenn Kropf und Magen sich auf die Verarbeitung größerer Mengen einstellen, gehen die Küken allmählich dazu über, mehr pflanzliche Nahrung zu sich zu nehmen. Nach zwei Wochen werden schon viel Beeren, Blütenstände (u.a. von Gräsern) und Triebspitzen verschiedener Pflanzenarten gefressen; nach einem Monat decken die Küken damit den größten Teil ihres Futterbedarfs.

3.3 Populationsdynamische Aspekte

Die Population des Fochteloöerveen konnte während eines langen Zeitraums intensiv beobachtet werden. Dabei wurden die meisten Hähne und Hennen jährlich eingefangen und gekennzeichnet (außer mit Farbringen auch mit Flügelmarken, De Vos 1983). Für die Individuenzahlen war hauptsächlich die Reproduktionsrate verantwortlich (Abb. 7). Mortalität und Abwanderung blieben in den verschiedenen Perioden ziemlich konstant und waren nicht auffällig hoch (für Hähne zusammen 18–24 % und für Hennen 27–47 %). Die Kondition der adulten Vögel war oft sehr gut. Es zeigte sich also, daß der Populationsrückgang mit einem stark verminderten Nachwuchs zusammenhing.

Dabei waren die Brutverluste nicht auffällig hoch: um die 50 %. Allerdings waren sie höher bei besser sichtbaren Nestern in weniger hohen Kräutervegetationen. Was die Größe der Gelege

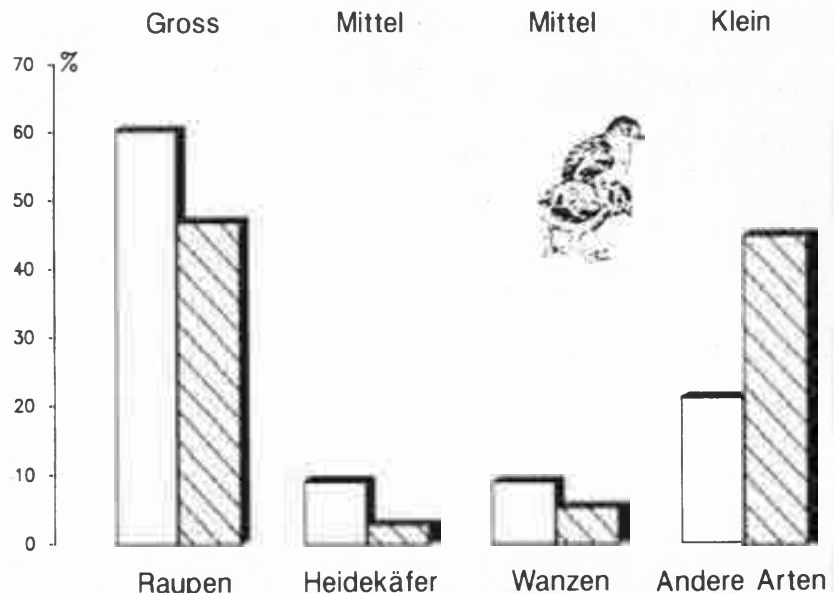


Abb. 6. Rückstände einiger Evertebraten verschiedener Größenordnung (Anteil am Trockengewicht, weiße Spalte) in den nächtlichen Exkrementen junger Birkhuhnküken ($n = 13$) von drei Gesperren aus Nijverdal (1982–1984) und Schlagnetzproben (gestreifte Spalte). Die Schlagnetzproben ($n = 9$) bestanden aus 100 Schlägen (Evertebraten < 3 mm wurden nicht mitgezählt) aus der Vegetation der Streifgebiete der Gesperre.

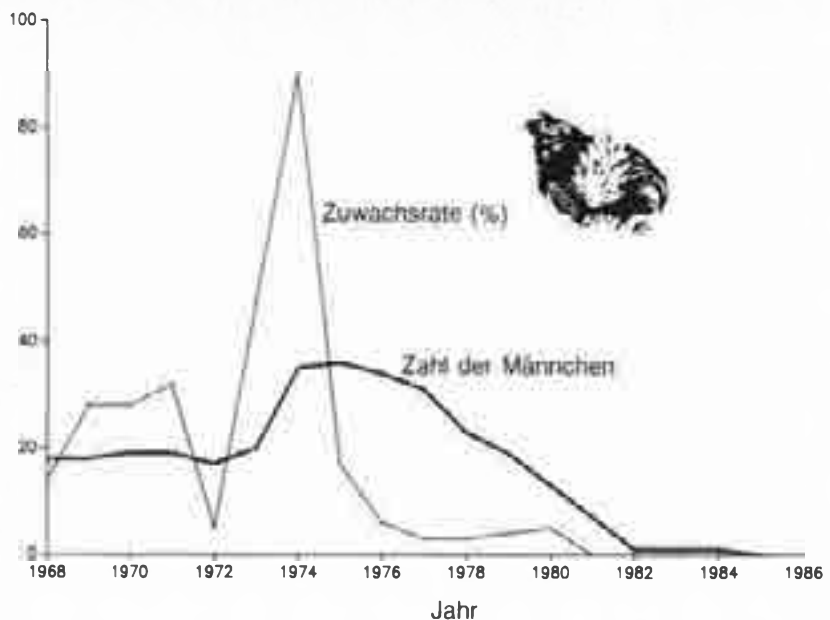


Abb. 7. Zuwachsrates in %, berechnet durch Dividieren der Zahl der Hähne im Herbst und der Zahl der Junghähne durch die Vorjahreszahl (%). Daten des Fochteloöerveen, vor 1978 nach De Vos (1983).

und die Schlupfrate betrifft, war zwischen Populationen in verschiedenen populationsökologischen Phasen kein Unterschied festzustellen.

Auffällig hoch war dagegen in Populationen in der Aussterbephase die Kükensterblichkeit. Anders als in Nijverdal und der Regte Heide wurden fast keine Hennen mit Küken wahrgenommen. Zum Teil war die Sterblichkeit

auch in den aussterbenden Populationen Prädatoren zuzuschreiben, vor allem aber mußte festgestellt werden, daß junge Küken verhungerten und viele Gesperre mit jungen Küken verschwanden. Diese Gesperre wurden in Vegetationen mit einer spärlich wachsenden, niedrigen Krautschicht und ziemlich einförmigen vergrasteten Vegetationen (u.a. *Molinia caerulea*) ange-

troffen. In einigen Fällen konnten sie möglicherweise mehr geeignete Gebiete nicht erreichen, weil Barrieren wie Gräben und Straßen ihnen den Weg versperrten. In solchen Vegetationen gab es, so zeigte sich, erheblich weniger große Evertebraten, die bevorzugte Speise der jungen Küken, als in Vegetationen, in denen wohl Küken gezogen wurden.

3.4 Resümee

Verantwortlich für den Rückgang der Birkhuhnpopulationen ist hauptsächlich der geringe Nachwuchs und nicht die Mortalität der adulten Vögel, deren niedriges Niveau das Aussterben in einigen Gebieten eher verzögerte. Der geringe Reproduktionserfolg war zu einem guten Teil der hohen Sterblichkeit der jungen Küken zuzuschreiben. Durch Unerreichbarkeit (Barrieren) oder Fehlen geeigneter Kräutervegetationen müssen die Gesperre mit ungeeigneten Biotopen vorlieb nehmen, die nicht genug Deckung und Nahrung bieten. Die Folge: Verhungering und Prädation.

Die vorhin beschriebenen landschaftlichen Veränderungen haben gerade die geeigneten Brutbiotope beeinträchtigt. Vergraste, vertrocknete und durch Beweidung sowie großflächiges Plaggen, Mähen und Brennen niedrigere Heidevegetationen und strukturarmes, großflächiges Grünland bieten den jungen Küken zu wenig Deckung und Nahrung. Außerdem werden die Gesperre durch den Bau von Straßen und Wegen und die Anlage von Gräben und Linearstrukturen aus hohen Bäumen gezwungen, sich in ungeeigneten Biotopen aufzuhalten, meistens mit katastrophalen Folgen.

Als wichtigste Ursache für den verminderten Nachwuchs in rückläufigen Populationen konnte ausgemacht werden, daß viele noch junge Küken starben oder verschwanden.

4. Der Artenschutzplan Birkhuhn

Im Jahre 1991 wurde der Artenschutzplan Birkhuhn präsentiert. Er entspricht dem Maßnahmenprogramm Naturschutz vom Ministerium für Landwirtschaft, Naturschutz und Fischerei, in dem für bedrohte und/oder potentiell bedrohte Arten aktive Schutz-, Rege-

nerations- und/oder Pflegemaßnahmen gefordert werden. Übrigens war das Birkhuhn bereits 1985 in die nationale Rote Liste aufgenommen worden, dies auf Grund der EG-Vogelschutzrichtlinie vom 2. April 1979, die die Mitgliedstaaten dazu verpflichtet, besondere Schutzmaßnahmen für diese Art zu fördern.

Der Artenschutzplan Birkhuhn beabsichtigt die Förderung von Biotopmanagement-Maßnahmen für das Birkhuhn. Für Regeneration der Birkhuhnbiotope verfügt die öffentliche Hand über eine ganze Reihe von Förderinstrumenten, sowohl materiellen als auch immateriellen. Legitimiert werden die Anstrengungen dieses Artenschutzplans zum Teil durch den erwarteten „Spin-off-Effekt“ auf andere charakteristische und gefährdete Arten der Heiden und Hochmoore. Damit mit den verfügbaren Mitteln ein maximaler Effekt erzielt wird, werden sie gezielt auf einige chancenreiche, prioritäre Schwerpunktgebiete in verschiedenen Teilen des Landes gelenkt. Dabei handelt es sich in erster Linie um Gebiete, wo sich noch Birkhühner aufhalten, wie bei Nijverdal und die Lebensräume kleinerer Populationen im Süden der Provinz Nordbrabant (Abb. 2), aber auch um einige andere größere Heide- und Mooregebiete.

Um für eine Förderung im Rahmen des Artenschutzplans in Betracht zu kommen, müssen die Träger der betreffenden Gebiete ausführliche Einrichtungs- und Managementpläne vorlegen, aus denen die beabsichtigte Biotoppflege für das Birkhuhn klar hervorgeht. Für einige Gebiete (in Nordbrabant und Nijverdal; Niewold 1993a, 1993b), sind solche Pläne vor kurzem festgestellt worden, für andere Gebiete (Dwingeloose Heide, Fochteloërveen) werden sie vorbereitet.

5. Regenerationsmaßnahmen und Biotoppflege

Bei den Regenerationsmaßnahmen wird von dem Wissen Gebrauch gemacht, das inzwischen über die Biotoppräferenzen des Birkhuhns erworben wurde. Dabei werden auch Daten aus den Referenzperioden vor dem Einsatz des Rückgangs in den Siebzigern berücksichtigt. Kurz zusammengefaßt, kann ein als Birkhuhnlebensraum ge-

eignetes Gebiet folgendermaßen umschrieben werden:

- Der zentrale Bereich ist eine offene Heide mit möglichst alter Zwergstrauchheide (mindestens 30 cm hoch), abgewechselt von Preiselbeeren (*Vaccinium vitis-idaea*), Heidelbeeren, Gräsern oder Kräutern, einem nicht zu dichten jungen Baumaufwuchs (Laubholz oder Kiefern) und vorzugsweise nassen oder feuchten, kräuterreichen und moorigen Stellen.

An diesen Bereich grenzen:

- entweder nicht zu hohe Waldbestände mit offenen Stellen und einer Krautschicht aus Heidekraut und Heidelbeeren, wobei der Grenzbereich ein offener Waldrand mit Saumvegetationen und jungem, nicht zu spärlich wachsendem Aufschlag sein muß,
- oder eine offene, kleinteilige Agrarlandschaft mit extensiv bewirtschafteten Nutzflächen, mit feuchten Heuwiesen und Viehweiden, Getreideäckern und vielen Feldrandstreifen mit hoher Vegetation und ohne tiefe Gräben, stark genutzte Straßen und Wege, bebaute Flächen und hohe Baumbestände.

Auf armen Heiden und Hochmooren lebende Birkhuhnpopulationen sind stark auf die reicheren Vegetationen mit ausreichend Vertikalstrukturen bis etwa 1 Meter innerhalb dieser Gebieten oder in deren direkter Nähe angewiesen: auf Stellen, wo der Boden mineralstoffreicher oder naß ist, Stellen mit Quellwasser, *Vaccinium*bewuchs und Aufschlag sowie auf nicht allzu intensiv bewirtschaftete Agrarflächen.

In den Niederlanden werden Heiden und Hochmoore oft von äußeren Einflüssen bedroht. Zu denken ist an Grundwasserabsenkung als Folge von Anlage tiefer Gräben für die Entwässerung landwirtschaftlicher Nutzflächen oder Grundwasserentzug in der Umgebung, ein dichtes Wegenetz, stark genutzte Straßen und Wege und die Anwesenheit von Freizeiteinrichtungen (Barrieren und Störungsquellen) sowie Ablagerung von Luftschadstoffen. Diese Einflüsse können das Vorkommen des Birkhuhns stark beeinträchtigen. Eine Verringerung der Negativeffekte dieser Faktoren ist oft erst langfristig möglich und erfordert intensive Beratungen mit anderen Interessengruppen. Vor allem auf ursprünglich nassen Heiden und bei Regenerierung

von Hochmooren ist die Wiederherstellung des ursprünglichen Wasserhaushalts von ausschlaggebender Bedeutung. Die wirksamsten Maßnahmen gegen Vergrasung von Heideflächen durch Grundwasserabsenkung und Überdüngung sind maschinelles Plaggen und frequentes Mähen an bestimmten Stellen. Abbrennen der Heide, eine Maßnahme, die früher mal im Hinblick auf das Birkhuhn stark empfohlen wurde (Lütkepohl 1993, Eygenraam 1957), leistet auf den meisten Heiden in den Niederlanden leider der Vergrasung Vorschub und kommt daher als Pflegemaßnahme nicht mehr in Betracht.

Zur Erhaltung der benötigten offenen Heideflächen sind ständige Entfernung von Aufschlag und periodischer Hieb von Gebüsch die am meisten geeigneten Pflegemaßnahmen. Etwas Aufschlag sollte allerdings stehen bleiben. Die Bäume sollten aber noch jung sein und nicht zu dicht beieinander stehen. Vor allem auf der Heide bei Nijverdal ist die Population offenbar stark von der verfügbaren offenen Fläche abhängig. Durch Hieb hat die offene Heidefläche in den letzten Jahren wieder erheblich zugenommen: bis auf ca. 750 ha. Das hat dazu geführt, daß die Population wieder gewachsen ist: auf heute ca. 60 Vögel (Abb. 1). Der Regenerationsplan geht von einer offenen Fläche von ca. 1000 ha aus, die in zehn Jahren realisiert werden soll.

In den Niederlanden waren die meisten Birkhuhnpopulationen stark auf geeignete Agrarflächen in der direkten Umgebung von Heiden und Hochmooren angewiesen. Deswegen sind Rückbaumaßnahmen und Wiedereinführung einer birkhuhngerechten landwirtschaftlichen Bewirtschaftung die wichtigsten Elemente der Regenerationspläne. Als beste Möglichkeit dazu erscheint bisher der Ankauf dieser Flächen durch Naturschutzorganisationen. Inzwischen sorgen die düsteren Perspektiven für die Landwirtschaft und die bestehenden staatlichen Regelungen dafür, daß mancherorts Möglichkeiten für Ankauf von Flächen und subventionierte Naturschutzleistungen entstehen. Von wesentlicher Bedeutung ist dabei, daß die betreffenden Flächen an den richtigen Stellen innerhalb der ehemaligen Lebensräume des Birkhuhns liegen.

6. Neuere Entwicklungen und Probleme

Seit der Präsentation des *Artenschutzplans Birkhuhn* (1991) sind wir mit neuen Entwicklungen und Problemen konfrontiert worden, insbesondere bei der Aufstellung der Regenerierungspläne für die einzelnen Gebiete.

6.1 Die Probleme kleiner (isolierter) Populationen

Ausgangspunkt des *Artenschutzplans Birkhuhn* (1991) ist die Regeneration einiger großer, ehemaliger Birkhuhnbiotope, wobei es sich übrigens um ziemlich verinselte Gebiete handelt. Für diese Entscheidung gab es praktische Gründe (größere Effektivität). Hinzu kam die Erfahrung aus den Beobachtungszeiträumen 1976 bis 1981 und 1982 bis 1986, daß das Aussterben in kleineren Arealen (69 %, $n = 69$) fast doppelt so hoch war wie in größeren (38 %, $n = 26$). Für eine überlebensfähige Population bieten größere Heide-

flächen also offenbar bessere Perspektiven. Auf Grund eines Vergleichs der Gebietsgröße und der ehemaligen Individuenzahlen darf festgestellt werden, daß Heideflächen von etwa 1000 ha, grenzend an für das Birkhuhn geeignete Agrarflächen von mindestens 50 bis 100 ha, Populationen von 50 bis 100 Vögeln einen Lebensraum bieten können. Das ist in etwa die Zielpopulation bei den Regenerierungsplänen.

Die Überlebenschancen solcher isolierter Populationen sind, so lehrten die Erfahrungen, zum Teil von stochastischen Faktoren abhängig, die bei der Populationsdynamik eine Rolle spielen, zum Beispiel von besonderen Ereignissen, die sich auf die Bestandsgröße oder die Biotopqualität auswirken. Bei kleinen Populationen kann die Reproduktion auch durch einen Verlust der genetischen Variabilität beeinträchtigt werden. Allerdings gibt es auch Beispiele von kleinen Birkhuhnpopulationen, die nach mehreren Jahren noch zu einem exponentiellen Wachstum in der Lage waren (Klaus 1994), was dar-

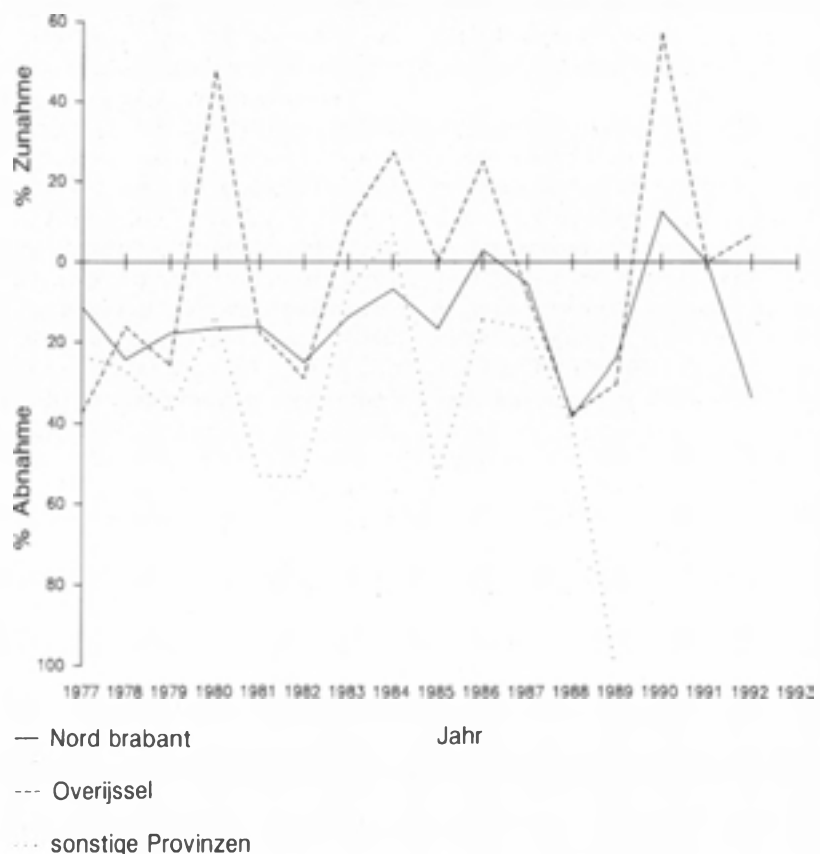


Abb. 8. Die jährliche Zu- oder Abnahme in % der Zahl der Birkhühne in drei Gebieten in den Niederlanden, berechnet nach $N2-N1/N1$, wobei $N1$ die Zahl des Vorjahres und $N2$ die Zahl des Zähljahres markiert.

auf hindeutet, daß die genetische Variabilität dieser Populationen kaum Schaden genommen hatte. Welche Umstände wirklich zum Aussterben kleiner Populationen geführt haben, ist indes in vielen Fällen unbekannt. Über die Bedeutung der Bestandsgröße für die Überlebenschancen von Birkhuhnpopulationen, so muß festgestellt werden, wissen wir zur Zeit nichts Genaues. Wohl darf man annehmen, daß das Risiko von Katastrophen wie Heidesterben durch Insektenbefall, Trockenheit, Frost und Brände größer ist als früher. Ferner wird durch die Trennung der Birkhuhnbiotope durch eine hochgradig feindliche Landschaft mit vielen nichtspezialisierten Prädatoren der Austausch zwischen den einzelnen Populationen abgenommen haben.

Interessant ist in diesem Zusammenhang die Beobachtung, daß die Entwicklung der Birkhuhnpopulationen nicht je Gebiet andere jährliche Schwankungen aufweist, sondern nach einem ziemlich parallelen Muster verläuft (Abb. 8). Bekannt sind die Populationszyklen in nördlichen Breiten (siehe Klaus et al. 1990). Aber auch in Schottland waren nach der Jagdstatistik deutlich fünfjährige Zyklen nachweisbar (Tapper 1988).

Neue Entwicklungen auf dem Gebiete der Simulation machen es inzwischen möglich, mehr Klarheit über den Mindestumfang einer reproduktionsfähigen Population zu bekommen (u.a. Lacy 1993). Es erscheint äußerst sinnvoll, verschiedene Modellszenarien, in die auch mehrere Birkhuhnpopulationen mit gegenseitigem Austausch einbezogen werden, zu testen, und zwar anhand der heute bekannten Daten über die verschiedenen populationsdynamischen Parameter. Davon darf man sich u.a. mehr Klarheit darüber versprechen, was die beste Strategie ist, um den Fortbestand des Birkhuhns zu sichern.

6.2 Neuansiedlungen

Nach dem *Artenschutzplan* (1991) seien für Neuansiedlungen, die sich als notwendig erweisen, vorzugsweise Vögel von niederländischem Ursprung zu verwenden, die in Gefangenschaft aufgezogen worden sind. Allerdings hat sich gezeigt, daß die Haltung und Aufzucht der Vögel ziemlich problematisch

ist und erfolgreiche Neuansiedlungen mit Tieren aus Gefangenschaft nur mit großem Arbeits- und Kostenaufwand möglich sind (u.a. Dobler und Siedle 1993, Milonoff 1991, Sodeikat und Fehlbach 1989). Deshalb hat man sich später mehr oder weniger für in Schottland eingefangene Birkhühner entschieden. Wie die Erfahrungen mit solchen Neuansiedlungen von Rauhußhühnern sind, kann man für Europa nicht sagen, weil keine Daten aus neuerer Zeit vorliegen. Amerikanische Berichte aber zeigen, daß diese Methode für viele Hühnerarten bessere Ergebnisse bringt (Wilson et al. 1992, Toepfer et al. 1990). Die schottischen Vögel sind unseren Birkhühnern sehr ähnlich, die Verwandtschaft ist aber unsicher. Ferner sind wir auf die Mitarbeit der schottischen Besitzer der betreffenden Gebiete angewiesen und ist noch unklar, ob genügend Vögel eingefangen und hierher transportiert werden können. Laufende Untersuchungen nach der genetischen Verwandtschaft und den morphometrischen Unterschieden zwischen Birkhühnern verschiedener Herkunft und dem Heterozygotiegrad von Vögeln in Gefangenschaft kann möglicherweise mehr Information darüber verschaffen, welche Vögel am besten für Neuansiedlungen verwendet werden können (E. Strauß – Institut für Wildtierforschung, Hannover).

Dennoch hat es auf jeden Fall Vorteile, auch weiterhin in Gefangenschaft gehaltene Exemplare des ursprünglichen niederländischen Moor- und Heidebirkhuhns zur Verfügung zu haben, zum Beispiel für notwendige Experimente und wegen des Aussterberisikos des Originaltyps in freier Wildbahn (die Schattenpopulation in Gefangenschaft ist eine Metapopulation der Wildpopulationen). Deshalb erscheint es als eine gute Option, für Neuansiedlungen sowohl diese Vögel als auch Tiere aus Schottland zu verwenden.

6.3 Effekte des sauren Regens

Die Ablagerung von Luftschadstoffen hat viele schädliche Effekte auf die Natur, in den Niederlanden wie in anderen Ländern. Dies gilt insbesondere für schlecht abgepufferte Gebiete auf armen Sandböden (Hey und Schneider 1991). Zu nennen sind da zum Beispiel

ein Rückgang des Waldzustandes und Vergrasung der Heide. Auch Vögel haben, so das Ergebnis neuerer Untersuchungen, immer mehr unter den Effekten des sauren Regens zu leiden (Graveland et al. 1994). So beeinträchtigt ein zunehmender Kalkmangel die Eischalenqualität und den Bruterfolg vieler Waldvögel auf armen Sandböden. Geeignete kalkhaltige Nahrungsquellen wie Schneckenhäuser, Asseln und Schnurfüßer werden nämlich immer rarer, weil die Abnahme des Kalziumgehalts und des pH-Wertes der oberen Bodenschicht als Folge der Säuredepositionen aus der Luft diesen Tieren den Garaus machen.

Eine Steigung des Säuregrades erhöht auch die Verfügbarkeit von Schwermetallen für Pflanzen und Bodentiere, so daß diese Stoffe leichter in die Nahrungskette gelangen. Inzwischen haben sich als Folge der Deposition aus der Luft auch große Mengen Cadmium und anderer Schwermetalle in der Streuschicht der niederländischen Heiden angehäuft (Doelman 1991). Die Aufnahme der verfügbaren Schwermetalle im Darmtrakt kann durch den Kalkmangel noch zunehmen (Scheuhammer 1987).

Es ist also anzunehmen, daß Vögel, deren Lebensraum Heiden auf armen Sandböden sind, unter Kalkmangel und Cadmiumvergiftung leiden, insbesondere während der Phase der Eiablage, dies als Folge der Bodenversauerung durch Schadstoffablagerungen aus der Luft. Konkrete Hinweise dafür, daß auch Birkhühner davon betroffen sein könnten, bietet der Befund eines sehr hohen Cadmiumgehalts (28 ppm Trockengewicht) in der Leber eines vor kurzem tot aufgefundenen Hahnes auf der Regte Heide in der Provinz Nordbrabant.

Cadmiumvergiftung und Kalkmangel führen bei der Reproduktion zu den gleichen Erscheinungen: dünnschalige Eier, abweichendes Nist- und Brutverhalten, unvollständige und verlassene Gelege. Abnormes Nist- und Brutverhalten wurde auch bei unserer Untersuchung bei einigen Hennen festgestellt, ohne daß wir damals eine Erklärung dafür hatten. Beabsichtigt ist, noch dieses Jahr mit einer vorbereitenden Studie zu beginnen, die die möglichen Effekte des sauren Regens auf Birkhühner untersucht.



Abb. 9. Weidende Rinder auf der Heide. Die Fraßlinie auf den Bäumen ist deutlich zu erkennen.

6.4 Einige praktische Probleme

Außer den eigentlichen Problemen, die im Vorstehenden dargelegt wurden, gab es auch einige praktische Probleme, die die Regenerationsprogramme für die Birkhuhnbiotope ziemlich frustrierten. Dafür müssen kurzfristig Lösungen gefunden werden.

Die Anhäufung von Schwermetallen in der Streuschicht vieler Heiden als Folge von Schadstoffablagerungen aus der Luft verursacht erhebliche Mehrkosten beim maschinellen Plaggen. Das führt dazu, daß solche Maßnahmen mit ernststen Verzögerungen durchgeführt werden. Die kompostierten Plaggen sind nicht mehr als saubere Erde zu verwenden, sondern müssen als verunreinigter Boden eingestuft werden, wodurch der Abtransport nahezu unmöglich wird (Doelman 1991).

In den Niederlanden werden auf der Heide außer den traditionellen Schafen vielfach Rinder, Pferde und Ziegen eingesetzt, um auf eine kostengünstige Weise gegen Vergrasung und Verbu-

schung anzugehen. Die Beweidung durch diese Tiere, sowohl ganzjährig als auch nur in den Sommermonaten stattfindend, ist indessen katastrophal für die Entwicklung einer gut strukturierten Krautschicht als Birkhuhnbiotop (siehe u.a. auch Lütkepohl 1993). Außerdem ist diese Methode als Maßnahme gegen Vergrasung weniger wirksam als Plaggen und wird der Baumaufschlag durch den Fraß oft zu rigoros beseitigt (Abb. 9). In den Niederlanden ist es aber fast ein Glaubensartikel, daß eine solche Beweidung für die noch übriggebliebenen Heidebiozöten langfristig die Rettung bedeutet.

Hieb von Waldbeständen, der in Birkhuhnbiotopen wieder genügend offene Flächen schaffen könnte, ist in den Niederlanden genehmigungspflichtig. Und die Genehmigung wird bisher nur dann erteilt, wenn an anderer Stelle genauso viel Wald angepflanzt wird, was manchmal nicht möglich ist.

Inzwischen haben Naturschutzorganisationen bereits viele Hektar land-

wirtschaftlicher Nutzfläche in unmittelbarer Nähe der Heiden erworben. Leider ist die Umstellung auf eine extensive, kleinflächige Nutzung, vorzugsweise als Heuwiese, eine kostspielige Angelegenheit. Es muß festgestellt werden, daß oft ein anderes Management gewählt wird (z.B. eine großflächige integrierte Beweidung), mit der Folge, daß das geeignete Lebensraumareal sowohl für Birkhühner als auch für Wiesenbrüter schrumpft.

Fehlen einmal die Birkhühner, dann läßt sich die Eignung des Gebiets als Birkhuhnbiotop nur schwer einschätzen. Bei der Durchführung der Regenerierungspläne muß man aber einen Eindruck davon haben, u.a. um den richtigen Zeitpunkt für die Neuansiedlung wählen zu können. Bisher fehlt eine gute Monitoring-Methode. Auch dort, wo noch Birkhühner leben, wird nicht richtig erfaßt, welche Effekte mit bestimmten Managementmaßnahmen erzielt werden. Die jährliche Zählung der balzenden Hähne im Frühling, wie sie fast überall in den Niederlanden und Deutschland üblich ist, reicht dazu nicht aus. Oft weiß man fast nichts über die Bereiche, wo sich Nester und Gesperre befinden, während der Bruterfolg doch in hohem Maße von deren Zustand abhängt. Hier sind systematischere Erhebungen vonnöten, möglicherweise mit Hilfe abgerichteter Jagdhunde, wie das in England praktiziert wird (Baines 1990).

7. Zusammenfassung

Die Brutplätze des in den Niederlanden vorkommenden Westeuropäischen Moor- und Heidebirkhuhns sind in letzter Zeit durch Veränderungen des Lebensraumes erheblich beeinträchtigt worden. Die Individuenzahlen sind so stark zurückgegangen, daß nur noch die übrigens stark isolierte Population in Nijverdal Überlebenschancen hat. Im Frühjahr 1994 wurden hier 29 Hähne gezählt: eine Zunahme. 1991 hat die öffentliche Hand einen *Artenschutzplan Birkhuhn* präsentiert, in dem die Instrumente ihrer Politik und eine Förderung für angemessene Pflegemaßnahmen angegeben werden. Inzwischen sind u.a. bei der Erstellung der für notwendig gehaltenen Regenerierungspläne für ausgewählte, chancenreiche, große Heide- und Hochmoorgebiete einige

Probleme ans Licht getreten, auf die näher eingegangen wird. Geplant ist eine nähere Untersuchung zu den Aussterberisiken durch stochastische Faktoren, der Erhaltung der genetischen Variabilität kleiner isolierter Populationen und dem Problem des Kalkmangels und der Cadmiumvergiftung als Folge von Säureablagerungen aus der Luft, das während der Eiablagephase hervortritt. Ferner ist es für die Erhaltung der Art notwendig, daß Lösungen für einige praktische Probleme gefunden werden. Diese betreffen das Verfahren bei Neuansiedlungen, die Maßnahmen gegen Vergrasung der Heiden, nämlich maschinelles Plaggen (Schwermetalle in der Streuschicht) und Beweidung (ungünstige Vegetationsstruktur), den Hieb zur Vergrößerung des Heideareals, die Einführung einer erschwinglichen, extensiven, kleinflächigen Pflege der an die Heide grenzenden Kulturflächen und die Beurteilung der Eignung von Gebieten als Birkhuhnbiotop nach Einrichtungs- und Pflegemaßnahmen.

8. Literatur

- Baines, D., 1990: The ecology and conservation of Black Grouse in Scotland and Northern England. – In: J. T. Lumeij and Y. R. Hoogeveen (eds.), The future of wild galliformes in The Netherlands. Org. Ned. wilde hoenders, Amersfoort. 106–118.
- Bijlsma, R. G., 1993: Ecologische atlas van de Nederlandse roofvogels. – Schuyt & Co, Haarlem, 118–144.
- Dobler, G., Siedle, K., 1993: Fänge von Habicht im Wurzacher Ried: Kritische Fragen zu einem behördlich genehmigten Wiedereinbürgerungsprojekt. – J. Orn. 134, 165–171.
- Doelman, P., 1991: De chemische kwaliteit van de Nederlandse heide. – DHV, Amersfoort. 73 S.
- Eygenraam, J. A., 1957: Über die Behandlung des Birkhühnerbestandes. – Z. Jagdwiss. 3, 79–87.
- Graveland, J., van de Wal, R., van Balen, J. H., van Noordwijk, A. J., 1994: Poor reproduction in forest passerines from decline of snail abundance on acidified soils. – Nature 368, 446–448.
- Heij, G. J., Schneider, T. (eds.), 1991: Acidification research in the Netherlands. – Studies in Environmental Science, 46. Elsevier, Amsterdam.
- Klaus, S., 1994: To survive or to become extinct: Small populations of tetraonids in Central Europe. – In: H. Remmert (ed.), Minimum animal populations. Ecological Studies 106, Springer-Verlag, Berlin. 137–153.
- Klaus, S., Bergmann, H., Marti, C., Müller, F., Vitovic, O. A., Wiesner, J., 1990: Die Birkhühner. – Die Neue Brehm-Bücherei 397. Ziemsen, Wittenberg. 288 S.
- Lacy, R. C., 1993: Vortex: a computer simulation model for population viability analysis. – Wildl. Res. 20, 45–65.
- Lütkepohl, M., 1993: Schutz und Erhaltung der Heide. – NNA-Berichte 6, 10–20.
- Milonoff, M., 1991: The captive breeding and release of gallinaceous birds. – Suomen Riista 37, 7–17.
- Mulder, J. L., 1992: Vos, *Vulpes vulpes*. – In: S. Broekhuizen et al. (red.), Atlas van Nederlandse zoogdieren. Kon. Ned. Natuurhist. Ver., Utrecht. 126–133.
- Niewold, F. J. J., 1982: Hypotheses on the cause of the decline in the Black Grouse populations in The Netherlands. – In: T. Lovel (ed.), 2nd. Int. Symp. on Grouse 1981. WPA, Edinburgh. 107–116.
- Niewold, F. J. J., 1990a: The decline of Black Grouse in The Netherlands. – In: J. T. Lumeij and Y. R. Hoogeveen (eds.), The future of wild galliformes in The Netherlands. Org. Ned. wilde hoenders, Amersfoort. 71–81.
- Niewold, F. J. J., 1990b: Aanbevelingen tot herstel van Nederlandse korhoenderbiotopen. – In: J. T. Lumeij and Y. R. Hoogeveen (eds.), The future of wild galliformes in The Netherlands. Org. Ned. wilde hoenders, Amersfoort. 119–128.
- Niewold, F. J. J., 1993a: Raamplan voor behoud en herstel van leefgebieden van korhoenders (*Tetrao tetrix*) in Midden-Brabant. – IBN-rapport 011, Instituut voor Bos- en Natuuronderzoek, Arnhem. 150 S.
- Niewold, F. J. J., 1993b: Inrichting en beheer van de Sallandse Heuvelrug en het Wierdense Veld ten behoeve van een duurzame korhoenpopulatie. – IBN-rapport 037, Instituut voor Bos- en Natuuronderzoek, Arnhem. 149 S.
- Niewold, F. J. J., Nijland, H., 1979: Zur Situation des Birkwildes in den Niederlanden. – Z. Jagdwiss. 25, 207–211.
- Niewold, F. J. J., Nijland, H., 1987: Die Chancen des westeuropäischen Moor- und Heidebirkhuhns. – Z. Jagdwiss. 33, 227–241.
- Scherzinger, W., 1980: Chancen der Zucht und Auswilderung von Birkhühnern. – In: G. Schmid und U. Glänzer (eds.), Birkhuhn-Symposium '79. Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Baden-Württemberg 16, Karlsruhe. 179–189.
- Scheuhammer, A. M., 1987: The chronic toxicity of aluminium, cadmium, mercury and lead in birds: a review. – Environ. Pollut. 46 (4), 263–296.
- Sodeikat, G., Fehlberg, U., 1989: Untersuchungen zur Auswilderung von Birkhühnern *Lyrurus tetrix* L. in Niedersachsen. – Z. Jagdwiss. 35, 28–34.
- Soortbeschermingsplan Korhoen, 1991: Ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij, Directie Natuur-, Milieu- en Faunabeheer, 's-Gravenhage. 63 S.
- Tapper, S. C., 1988: Population changes in gamebirds. In: P. J. Hudson and M. R. W. Rands (eds.), Ecology and management of gamebirds. BSP professional books, Oxford. 18–48.
- Toepfer, J. E., Eng, R. L., Anderson, R. K., 1990: Translocating Prairie Grouse: what have we learned? – Trans. 55th North Am. Wildl. & Nat. Res. Conf., Denver. 569–580.
- Vos, G. J. de, 1983: Social behaviour of Black Grouse; an observational and experimental field study. – Ardea 71, 1–103.
- Wilson, R. J., Drobney, R. D., Hallett, D. L., 1992: Survival, dispersal, and site fidelity of wild female Ring-necked Pheasants following translocation. – J. Wildl. Mgmt. 56, 79–85.
- Working Group on Heathland Conservation and Heathland Management, 1988: Heaths will survive. – Min. Agric. and Fish., Dep. Nat. Cons., Environ. Prot. and Wildl. Mgmt. The Hague. 134 S.

Anschrift des Verfassers

Freek J. J. Niewold
Institute for Forestry and
Nature Research · P. O. Box 23
NL-6700 AA Wageningen
The Netherlands

The Black Grouse in Denmark 1978–1993

by Bo Holst-Jørgensen

In 1978 at the First International Grouse Symposium in Scotland, H. J. Degn showed the graph that is presented in figure 1. At that time it was predicted that the black grouse population in Denmark would disappear before 1980. However, in 1980 there were still black

grouse left at three sites: Randbøl Heath (760 hectares), Kongenshus Heath (1360 hectares, neighbouring Hesselund Heath approx. 1300 hectares) and the Vind Heaths (approx. 700 hectares). The last blackcock at Randbøl Heath was found dead in 1992. At a guess, there were 5–10 birds left at each of Kongenshus Heath and the Vind Heath in 1993.

Ulborg State Forest District has administered the practical work in connection with Vind Black Grouse Wildlife Reserve since 1942. In 1980, when I took over as the forest supervisor of this district, only 5 blackcocks could be counted on the lekking spots in the wildlife reserve. 20 years earlier 50 blackcocks could be seen on the same area.

Since the population seemed so close to extinction, we agreed not to carry out any experiments with the birds. Instead all possible ways within reason to improve the situation were to be attempted immediately.

The district has a long-standing tradition for heath care by means of burning, mowing and sheep grazing. This care was intensified and systematized in 5 year plans. We tried to solve the biggest of our problems, namely removing the *Populus tremuloides*, in many ways: by cows, sheep and goats and with herbicides. It turned out that sheep provided the most suitable solution, so now we have about 450 ewes and their progeny on the payroll. All the sheep are fenced in.

At the same time we established feeding areas with no herbicide spraying. Among others, the crops were buckwheat, flax and sunflower, all of which are rich on linoleic acid. To avoid problems with the goshawk, we removed the hedges of spruce in the wildlife reserve as well as a small forest close

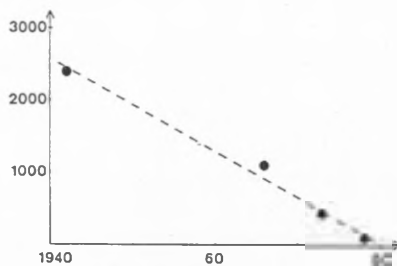


Fig. 1. Decline of the Danish population of black grouse 1942–1978 (Degn 1978).



Fig. 2.

to the feeding areas. Finally we requested permission to catch the goshawks, gas the foxes and kill the crows in the closed season. Permission was granted and we have been doing this since 1982. The intensity of care is indicated in figure 2 and 3.

In 1983 we bought 70 hectare of heathland next to the wildlife reserve and also a 150 hectare estate, which increased the wildlife reserve by 100 hectares of agricultural land and some small forests. The agricultural land was used partly to dam a brook for 4 wet areas and partly to establish some large new feeding areas. Some of these areas were used for grazing, others for "weeds with crop". Still others were used for crops that were green in winter, e.g. rye and trefoil, where snow could be cleared for the birds in winter.

In the beginning we were only able to raise funds for one salary per year and this even in connection with the State forest job creation program. This

program stopped in 1984 and we subsequently depended on applications to the Hunting Foundation, who receive an annual income from game licenses. The foundation is administered by the hunting associations in Denmark. The Hunting Foundation has owned the wildlife reserve since 1942. In the course of time its interest in the project has increased. It now gives Dkr. 300000 a year.

To minimize the influence of the goshawk, we have removed the tallest stands on the estate that was bought in 1983. Furthermore we have entered into care agreements with farmers that have land adjoining the north side of the wildlife reserve, as can be seen from figure 4. These agreements are made possible due to funding from a new law under the Ministry of the Environment. Over a 5 year period Dkr. 720000 is being used to compensate the farmers. The background for the agreements is as follows:

■ The number of black grouse in the Vind Black Grouse Wildlife Reserve has been calculated as shown in figure 5. From 1980 to 1983 there was a rise from 5 to 15 cocks. Since then the number has declined steadily by approximately 1 per year. The alarming thing is that there are no "peaks" which might indicate one or more successful broods. Young birds are a very rare sight in the terrain and chicks never appear. Our conclusions are that due to the elimination of predators the old grouse either dies from illness or old age, and that there is something quite wrong with the chicks production. The problem may be caused by predation on nests, eggs and chicks, wind eggs, thin-shelled eggs, poor fertilization, sick chicks and lack of food for these. Except for predation, the other factors may be a consequence of changed agricultural practices and lack of wet areas. It is not immediately possible for us to find additional wet areas and we are not sure

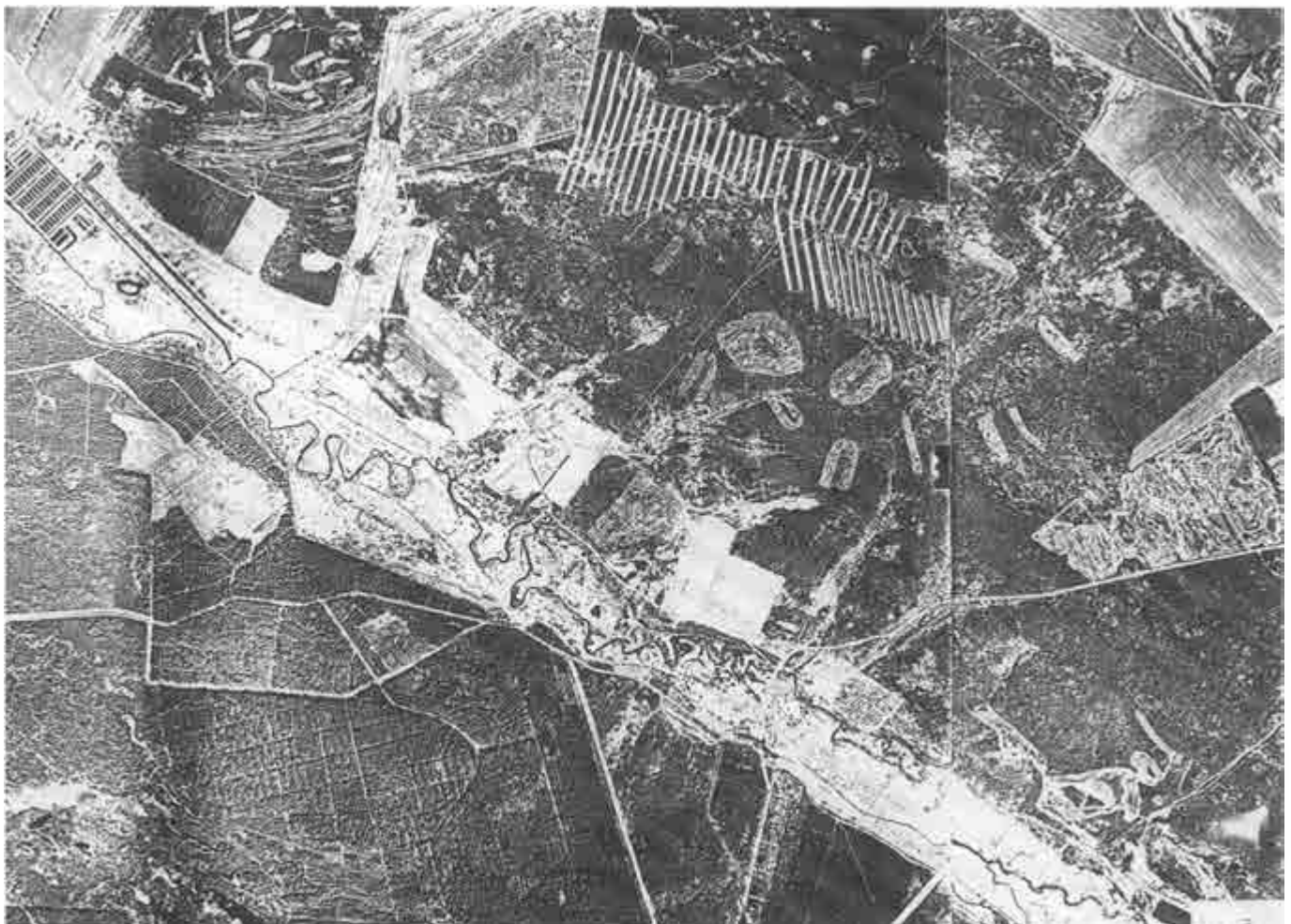


Fig. 3. Photo from Geoplan, Kampsax, Denmark.

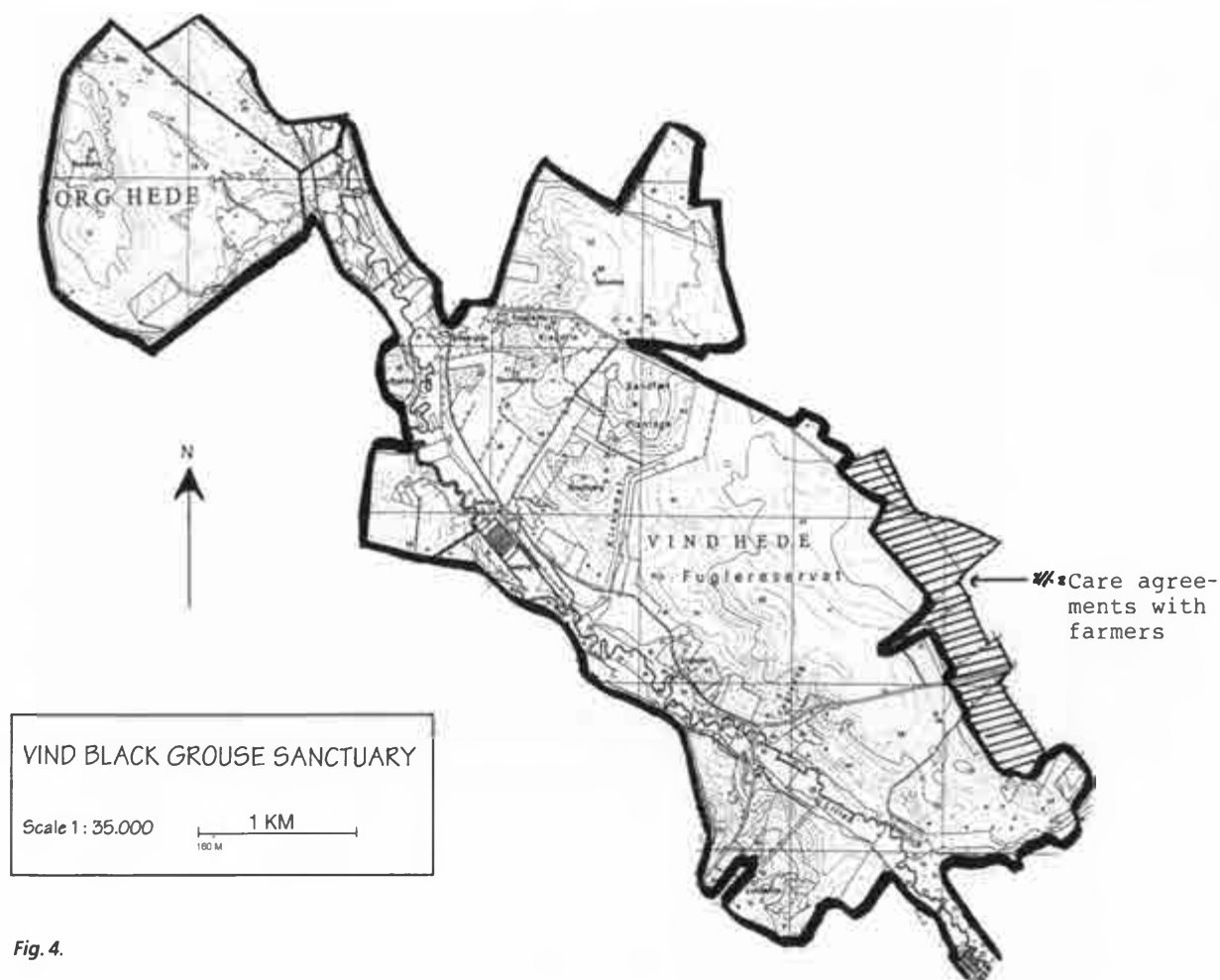


Fig. 4.

that the time is ripe for further action against predators such as other birds of prey, badgers, martens, mink, ermine as well as a more effective method for dealing with crows.

The agreements with the farmers aim to solve the problem of the changed agricultural practice. On the areas in question it is prohibited to use insecticides and only in very few cases herbicides are allowed.

Around the entire heath area we are sowing 20 meter broad strips with species intended only for the welfare of the black grouse. These areas are not harvested. Fields of stubble are left throughout the winter and the seed corn must not be chemically treated. The background for this last ban is that the Ministry of the Environment has published a survey on the influence of pesticides on birds on arable land. This survey showed that ordinary fungicides such as Maneb, Thiram, Zineb and Cabtan, induce eggs without shells and increase chicken mortality in gallinaceous

birds. The fungicides which are used for treating seed corn have not been tested, but since their effect is to kill the

fungi, as with the remedies that have already been examined, it seems reasonable to assume, that birds which live on

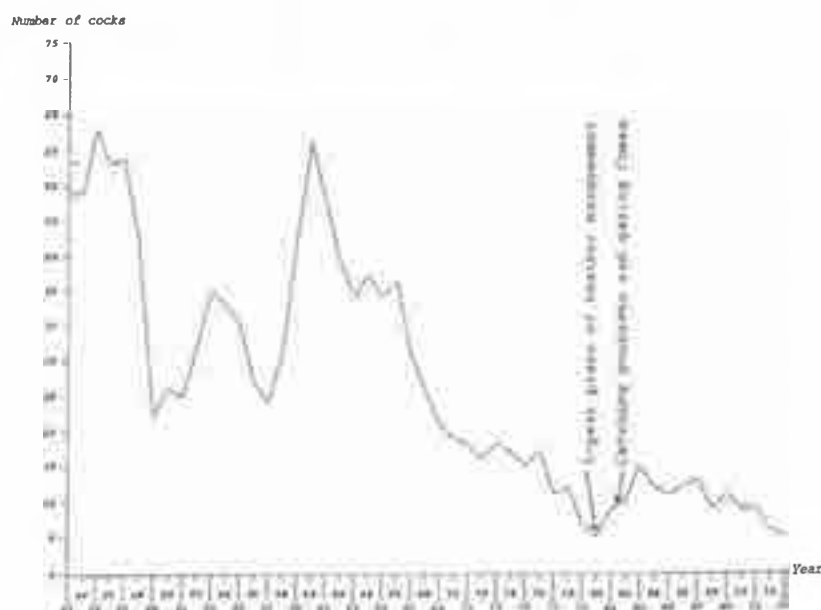


Fig. 5. The black grouse count.

Fig. 6. Density of wild galliformes (adults + juveniles) pr. gamedistrict in august 1989 in Finland (Jägeren 6/1989).

Tjäder = Tetrao urogallus = capercaillie; Orre = Tetrao tetrix = black grouse; Järpe = Bonasa bonasia = hazelgrouse; Ripa = Lagopus ssp. = willow grouse/red grouse + ptarmigan

Game district	Density, individuals/km ² forest				
	Tjäder	Orre	Järpe	Ripa	Total
Södra Tavastland	1,9	7,4	15,7	-	25,0
Södra Savolax	5,9	11,1	17,8	-	34,8
Kainuu	6,2	17,6	5,9	5,7	35,3
Mellarsta Finland	3,3	11,9	16,0	0,2	31,6
Kymmene	5,1	9,9	14,1	-	29,1
Lapland	3,1	2,5	1,3	2,5	9,5
Uleåborg	5,8	13,9	7,8	3,8	31,2
Österbotten	9,3	23,0	11,9	3,0	46,5
Norra Tavastland	3,5	15,6	10,6	-	33,3
Norra Karelen	6,2	14,3	14,3	0,5	35,3
Norra Savolax	5,3	17,0	14,9	0,8	37,9
Sv. Österbotten	6,0	20,7	8,0	0,3	34,9
Satakunda	4,0	12,5	10,3	0,6	27,3
Nyland	2,2	6,7	12,1	-	21,0
Egentliga Finland	1,2	11,4	8,8	-	21,4
National total	5,0	12,7	9,2	2,4	29,3

seed corns for long periods, like the black grouse, could have their ability to reproduce damaged.

The Vind Wildlife Reserve and adjoining areas that are suitable for black grouse consist of 700 hectares of heathland, about 200 hectares of "black grouse friendly" agricultural land and about 100 hectares of grazed meadows and willow scrub, in total 1000 hectares. In addition to this 5–600 hectares of heathland and meadow areas are situated within a close distance.

In 1990 at the Grouse symposium in

Holland, Dr Angelstam said that in Sweden there was a capacity of 5 black-cocks per 100 hectares (De toekomst van de wilde hoenderachtigen in Nederland, Organisatiecommissie Nederlandse Wilde Hoenders Amersfoort, 1990, p. 249). From Finnish countings from August 1989, it appears that there is an average density of 12,7 black grouse per 100 hectares (Fig. 6). This means that theoretically there could be 50 to 100 black grouse on our areas. This indicates that it is probably not the size of the area that is the limiting factor for the black grouse population today.

Another indication that the size of heath is not the only decisive factor is that for example black grouse are no longer found at Borris Heath (4800 hectares, divided between heath, marsh and declared arable land) and Kallesmærsk Heath (2–3000 hectares divided between heath and declared arable land).

For 13 years now, we have tried almost everything within reason to help the black grouse. We hoped that the control of goshawk and foxes could be a temporary help for some time, while we tried to find out if the decline in the population could be changed. This could also give the grouse a period to adapt to the present landscape, where the previously extensive heath areas have been replaced by a mosaic of forests, heath, arable land, moor and meadows. If the black grouse does not succeed in adapting to this mosaic or if there is some kind of hidden reason for its decline which we cannot find, then its days are numbered.

Author's address

Bo Holst-Jørgensen · Forest supervisor
Ulborg State Forest District · Paradisvej 4
6990 Ulfborg · Denmark

Probleme des Birkhuhn-Schutzes im Erzgebirge

von Dieter Saemann und Ursula Heinrich

1. Einleitung

Die Geschichte des Birkhuhns, *Tetrao tetrix*, in Sachsen ist geprägt von einem mehr als 100jährigen Bestandsrückgang, verbunden mit großflächigem Arealschwund (Saemann 1987). Die Ursachen dieser wenig erfreulichen Entwicklung sind eindeutig anthropogener Natur. Dabei spielt es keine Rolle, ob als Hauptursachen Siedlungsentwicklung, Industrialisierung, Verkehrerschließung, Intensivierung der Land- und Forstwirtschaft oder Nutzungsänderungen angesehen werden; entscheidend ist das Ergebnis: Zerstörung des Lebensraumes. Als Maß des Zerstörungsgrades der Birkhuhn-Lebens-

räume gelten drei Faktoren:

■ Habitatstruktur

das Vorhandensein der für Balz, Brut und Nahrung unerläßlichen Strukturen,

■ Weiträumigkeit

die großflächige Verteilung dieser Strukturen,

■ Störungsarmut

der Ausschluß permanenter Störungen (Beunruhigungen) bzw. deren Reduzierung auf ein für die Birkhühner tolerierbares Maß.

In den folgenden Ausführungen sollen diese drei Faktoren für das mittlere Erzgebirge – eines der bedeutendsten Vorkommensgebiete des Birkhuhns im Freistaat Sachsen – eingehender analysiert werden.

2. Aktuelle Birkhuhn-vorkommen im Mittelerzgebirge

Der hier betrachtete Naturraum erstreckt sich vom Flöhatal mit der Stadt Olbernhau im Osten bis zum Schwarzwassertal mit der Stadt Schwarzenberg im Westen (Bernhardt et al. 1986). Fast durchgängig ist im Kammbereich, entlang der Grenze zur Tschechischen Republik, eine oreale Fichtenstufe ausgeprägt, in der ein sehr feuchtes, kühles und rauhes Klima herrscht. Dieses selbst und die klimatisch limitierte landwirtschaftliche Nutzbarkeit führten, historisch betrachtet, zu verzögerter Besiedlung und eingeschränkter wirtschaftlicher Entwicklung. Somit verwundert es nicht, daß die Kammlagen des Erzgebirges bis zur Gegenwart eine sehr geringe Bevölkerungsdichte aufweisen und die gewerbliche sowie industrielle Nutzung auf niedrigem Niveau stehen.

Die aktuellen Birkhuhn-Vorkommen sind nahezu ausschließlich auf die

oreale Stufe beschränkt. Dabei ist zu berücksichtigen, daß sich die Birkhuhn-Lebensräume schwerpunktmäßig auf den böhmischen Teil des Erzgebirgskammes konzentrieren; ohne dieses großflächige Reproduktionsareal wären die sächsischen Vorkommen möglicherweise schon erloschen.

Von den seit 1960 im Erzgebirge und Vogtland ermittelten 20 Vorkommensgebieten (Saemann 1987) entfallen auf den hier betrachteten Naturraum 6. Bislang unveröffentlichten Berichten von D. Saemann zufolge verlief die Bestandsentwicklung in diesen Gebieten seit Mitte der 60er Jahre bis 1987 wie folgt:

■ **Kühnhaide/Landkreis Marienberg**
Nördlich des langgestreckten Kamm-dorfes bestanden bis in die 60er Jahre mehrere Vorkommen, die sich auf Moore, Torfstiche und ausgetorfte Heideflächen beschränkten. Als Kerngebiet galt das NSG „Mothäuser Heide“, ein mit Spirken bestandenes Regenmoor. Das in die Isolation geratene Vorkommen erlosch Mitte der 70er Jahre:
1967 7 Hähne 1970 1 Hahn, 1 Henne
1968 6 Hähne 1971 2 Hähne, 2 Hennen
1969 1 Hahn 1972/73 2 Hähne, 1 Henne
1975 wird noch 1 Hahn gemeldet (G. Zapf). Winterliche Spurensuche verlief 1982/83 ohne Erfolg (K. Gedeon), doch sollen bis Winter 1993/94 regelmäßig einzelne Birkhühner Wintererstände bezogen haben (W. Mager).

■ **Satzung/Landkreis Marienberg**
Große Rodungsinsel südlich des Kamm-dorfes. In das Grünland sowie in die großflächig abgetriebenen (Rauchschaden) ehemaligen Waldflächen sind Regenmoore (NSG „Schwarze Heide u. Kriegswiese“) eingebettet, die wichtige Kernbereiche des Birkhuhn-vorkommens darstellen und sich auf böhmischer Seite fortsetzen. Vegetationskundlich sind diese Moore von Hempel (1974, 1977) beschrieben worden. Die Bestandsentwicklung (Abb. 1) verlief seit 1971 deutlich zweigipflig. Während des ersten Gipfels waren die orealen Fichtenforsten noch weitgehend erhalten (vgl. Saemann 1981).

■ **Arnsfeld/Landkreis Annaberg**
Weiträumige, reich strukturierte Kulturlandschaft südlich Arnsfeld; außerhalb der orealen Waldstufe.

1970 bis zu 5 Birkhühner
1973/74 1 Hahn, 1 Henne
1984 Vorkommen gilt als erloschen.
Nach 1990 sind Nachweise nicht bekannt geworden.

■ **Schlettau/Landkreis Annaberg**
Reich strukturierte Kulturlandschaft östlich Schlettau; außerhalb der orealen Waldstufe. Ein Restvorkommen von 1 Hahn, 1 Henne ist bis 1976 belegt. Auch dieses Vorkommen ist erloschen, wie voriges aus Gründen der Isolation. Neuere Nachweise sind nicht bekannt.

■ **Fichtelberggebiet/Landkr. Annaberg**
Randbereich weiträumiger Moor- und Grünlandgebiete bei Bozi Dar (Gottesgab) auf tschechischer Seite. Auf deutscher Seite:
1963 4 Hähne, 4 Hennen
1969/70 2 Hähne, 1 Henne
1973 8 Hähne, ? Hennen
1974 10 Hähne, 2 Hennen
1982 mind. 2,1 und 1984 maximal 2,2, jedoch meist auf tschechischem Gebiet.

■ **Rittersgrün/Landkr. Schwarzenberg**
Extensiv genutztes Grünland im Kammgebiet südlich Rittersgrün (NSG „Halbmeiler Wiesen“). Die spärlichen Nachrichten reichen nur bis 1970: 2 Hähne, 3 Hennen.

Nach 1990 haben sich Birkhühner auf Großkahlschlägen westlich des Fichtelbergmassivs eingestellt (J. Georgi). Über die Bestandsentwicklung sind den Verfassern keine Einzelheiten bekannt.

Während nach dem Bestandstief zu Beginn der 80er Jahre z. B. im Osterzgebirge bereits ab 1986 ein deutlicher Aufwärtstrend einsetzte (Schulenburg 1991), begann im Mittelerzgebirge eine ähnliche Entwicklung erst 1988. Dabei ist zu berücksichtigen, daß die Ornithologen Ende der 80er Jahre offenbar nur geringes Interesse am Birkhuhn zeigten, wodurch Informationen vorübergehend rar blieben.

Seit 1989/90 konzentrierten sich die Untersuchungen auf das Vorkommensgebiet bei Satzung. Die nachstehend aufgeführten Ergebnisse dieser Untersuchungen – aus Platzgründen erfolgt dies thesenartig – sind durchaus auf andere Vorkommensgebiete des sächsischen Erzgebirges übertragbar.

3. Analyse eines Birkhuhn-Lebensraumes im Mittelerzgebirge

Die einleitend genannten Faktoren zur Charakterisierung der Birkhuhn-Lebensräume bilden die Bemessungsgrundlage für nachstehende Ausführungen: Habitatstruktur, Weiträumigkeit und Störungsarmut bilden eine Einheit. Bereits der Ausfall eines einzigen Faktors bedeutet akute Gefährdung der betroffenen Population.

3.1 Habitatstruktur

Schulenburg (1991) hat für eine Birkhuhn-Population im Osterzgebirge die immissionsbedingten Lebensraumveränderungen anschaulich dargestellt.

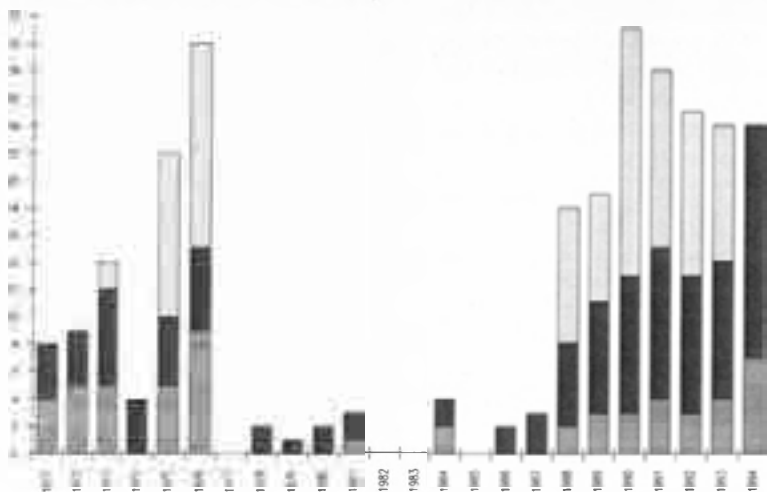


Abb. 1. Die Bestandsentwicklung einer Birkhuhnpopulation im Mittelerzgebirge (■ Hennen, ■ balzende Hähne, □ zusätzlich anwesende, nicht territoriale Hähne). 1977, 1982/83 und 1985 lagen keine Beobachtungen vor.

Daran anknüpfend – im Mittelerzgebirge verlief die Entwicklung zeitverschoben ganz ähnlich – ist folgendes zu verzeichnen:

■ **Balzplätze:** In drei Jahrzehnten fand innerhalb des Balzplatzareals nur eine geringfügige lokale Verlagerung der Balzplätze statt. Deren Lage im Gelände (Hanglehnen, Höhenrücken mit weiträumiger Freisicht) ist offenbar zwingender als die jeweilige Bodenvegetation (Bergwiesen, Borstgrasrasen, Intensivgrünland, Saatflächen, Säume an Wirtschaftswegen wurden, auch nach Umbruch, benutzt, sofern im Frühjahr Kurzrasigkeit bestand); Balz z.T. noch auf Schneefeldern.

■ **Schlafplätze:** Bei ausreichender Schneelage wurden Schlafhöhlen an ganz ähnlichen Stellen wie Balzplätze angelegt (Hanglehnen, Plateaus), im Gegensatz zu diesen aber auch in der Nähe lockerer Bestockung. Über die Schlafgewohnheiten liegen kaum Erkenntnisse vor; vermutlich in den meisten Fällen aufgebaut auf Fichten.

■ **Nahrungsplätze und Nahrungsangebot:**

Sommerhalbjahr: Trotz starken Rückgangs der Heidelbeere (*Vaccinium myrtillus*) und anderer *Ericaceen*, die vermutlich auch im Erzgebirge die wichtigsten Nahrungspflanzen darstellen, ist die Nahrungsgrundlage für eine größere Population (30–50 Tiere) zwar offenbar noch gegeben, jedoch möglicherweise nicht mehr auf sächsischem Gebiet. (Bestätigt wird diese Ansicht durch weitgehendes Fehlen von Beobachtungen äsender Birkhühner im Sommerhalbjahr). Hier nur noch kleinflächige, isolierte *Ericaceen*-Bestände auf Torfstandorten; die vordem vorhandenen flächendeckenden Bewüchse in den orealen Fichtenforsten sind allesamt der Konkurrenz von *Calamagrostis villosa* gewichen. Die verbliebenen kleinflächigen Vorkommen sind zudem in den meisten Fällen an Restbestockungen (teilweise nur Totholz) gebunden. 2 bis 3 Jahre nach Totholzabtrieb verschwinden Heidel- und Preiselbeere sowie *Melampyrum spec.* meist restlos.

Winterhalbjahr: Bisher konnten folgende Nahrungsräume und -pflanzen bestätigt werden:

Eberesche (*Sorbus aucuparia*): Insbesondere Altbäume dienen permanent der Äsung (Knospen; Früchte sind

gewöhnlich nur bis Frühherbst vorhanden). Flüge zu den Nahrungsbäumen können zwei Kilometer (beobachtet) betragen, führen jedoch vermutlich auch weiter. Die herausragende Bedeutung der Eberesche als Winternahrung (Klaus und Boock 1989) dürfte auch für das Erzgebirge zutreffend sein!

Grünland: Das Festhalten einer Gruppe von 13–16 Hähnen von Mitte Oktober bis Mitte Dezember 1989 an einem Grünlandstreifen nahe alter Ebereschen galt nicht nur den Baumknospen, sondern auch dem Klee im Grünland.

Oktober bis Dezember 1988: 10–16 Hähne wiederholt in einer eingezäunten Schonung von *Pinus contorta* (Murray-Kiefer) - offenbar Nadeläsung. Später wurden die rasch aufwachsenden und dicht schließenden Kieferpflanzungen nicht mehr aufgesucht. Auch die übrigen Pflanzungen (*Pinus peuce*, *Picea pungens*, *Picea omorica* u. a.) werden, da ohnehin mit *Calamagrostis villosa* dicht und flächendeckend durchwuchert, am ehesten im Winter bei Schneelage (besonders bei „tragendem Altschnee“) aufgesucht.

■ **Calamagrostis-Gesellschaften:** Im Zusammenhang mit der Auflichtung der Fichtenwälder bei beginnender Immissionsbelastung (Nadelverlust), Nährstoffeintrag (Düngung, atmosphärischer N-Eintrag bis 50 kg/ha und Jahr), Versauerung des Bodens und Zerstörung (Mineralisation) der Rohhumusaufgabe sowie der Torflager, nicht zuletzt gefördert durch künstliche Entwässerung der Forstflächen, entsteht ein Milieu, in dem sich *Calamagrostis villosa* flächendeckend ausbreiten und eine stabile Krautschicht ausbilden kann. Die stark sklerotisierten Blätter und Stengel dieses Grases verwittern nur schwer und bilden bereits nach wenigen Jahren eine 10–15 cm dicke Filz- und Mulmschicht, die anderen Pflanzen (auch Gehölzen) eine Ansiedlung nahezu unmöglich macht (Keimlinge vertrocknen).

Die Mulmschicht wird von den Triebspitzen des Grases im Frühjahr glatt durchstoßen, was unter der Mulmschicht keimenden anderen Pflanzen nicht gelingt. Somit entsteht eine *Calamagrostis*-„Steppe“ von ungewöhnlicher Dichte. Am 14. 08. 1992 2 km sw Satzung, 870 m NN, folgender Befund: 2175–3550 Halme/m²; pro Halm sind 2,4

Laubblätter (grün) ausgebildet, die 70–80 cm hoch aufragen; Blütenhalme – 113–134 cm – werden in relativ geringer Anzahl ausgebildet (im Mittel 395/m²; bei verschiedenen Proben 175–850 Blütenhalme/m²). Ein bodennaher Bereich von 10–20 cm Höhe dürfte sehr lichtarm sein – die Laubblätter sind hier abgestorben.

Eine derartige Vegetationsentwicklung muß als lebensfeindlich für Birkhühner eingeschätzt werden (Sichtbehinderung, Nahrungsmangel, beschwerliches bzw. unmögliches – insbesondere für die pulli – Fortbewegen im sparrigen dichten Stengelgewirr, ungünstiges Mikroklima). Nach Wiederaufforstung muß das Gras mehrere Jahre manuell niedergehalten werden, um die Forstkultur zu fördern (Störungsfaktor). Chemische Bekämpfung hält zwar das Gras nieder, hat aber spürbare Auswirkungen auf die Birkhühnküken (Porkert 1980). Wird die Kulturpflege überflüssig, entsteht sehr bald eine Dickung; in diesem Zustand wird *Calamagrostis* zwar zurückgedrängt, doch für die Birkhühner ergibt sich daraus kein Vorteil.

■ **Feldfrüchte:** Getreideanbau (z.B. Hafer) ist im Birkhuhngebiet seit Beginn der 70er Jahre zugunsten einer intensiven Grünlandwirtschaft (zweimalige Mahd) eingestellt worden. Seit 1993 wurde auch der Weidebetrieb eingestellt. Das Mähgut wird siliert. Vor 1970 ästen Birkhühner regelmäßig auf den im Gebiet vorhandenen Stoppelfeldern.

■ **Brutplätze:** Erst seit 1994 gibt es Erkenntnisse über die Verteilung möglicher Brutplätze und deren Struktur. Aufenthaltsorte von Hennen befanden sich Anfang Mai 1994, während die Hähne noch täglich balzten, zwischen 0,5 bis 2,5 (3,0) km von den Balzplätzen entfernt; an diesen erschienen Hennen nur noch ausnahmsweise. Die Aufenthaltsplätze lagen alle im Bereich von 3–6jährigen Schonungen (versch. Gehölze), und zwar an solchen Stellen, an denen *Dechampsia flexuosa* dominierte, Zwergsträucher zumindest in Resten noch vorkamen; Wollgräser, *Melampyrum spec.*, *Trientalis europaea* und andere Arten kennzeichnen jene Plätze, die sich deutlich von den *Calamagrostis*-Flächen unterscheiden. Die für Brut geeigneten Vegetations-Gesellschaften verteilen sich – selbst meist

kleinflächig ausgebildet – über ein großes Areal. Über den Aufzuchterfolg ist nichts bekannt.

3.2 Weiträumigkeit

Wie in Punkt 3.1 dargestellt, verfügt das Mittelerzgebirge noch über die Großflächigkeit, die Birkhühner benötigen. Dabei sind die eigentlich günstigen Habitate nur kleinflächig ausgebildet und inselartig verteilt (maximal 10–15 % der verfügbaren Gesamtfläche). Ihr Anteil wird in den nächsten Jahren weiter zurückgehen. Gründe dafür sind:

- Kulturaufwuchs und zunehmender Kronenschluß,
- weiteres Vordringen von *Calamagrostis villosa* zu Lasten der Zwergsträucher,
- weitere Austrocknung der Moorgebiete und zunehmender Vegetationswandel in den Mooren (z.B. starke Zunahme *Molinia caerulea*, für die Birkhühner ebenfalls eine sehr ungünstige Pflanzengesellschaft),
- Vorwaldentwicklung auf nicht mehr gemähtem Grünland,
- Siedlungsentwicklung (Bebauung).

Somit erweisen sich die Aussichten auf eine positive Bestandsentwicklung des Birkhuhns in den Rauchschadensgebieten des Mittelerzgebirges wesentlich weniger optimistisch, als allgemein angenommen (vgl. Klaus 1993).

Durch den großflächigen Waldabtrieb haben sich die Bedingungen für das Birkhuhn nur dadurch vorübergehend verbessert, daß die verinselten Habitate besser erreichbar geworden sind. Eine Habitat-Aufwertung fand nicht statt, lediglich die Großflächigkeit vermag von den Birkhühnern zum eigenen Vorteil genutzt werden.

3.3 Störungsarmut

Abgesehen von forstlichen Aktivitäten, die jedoch räumlich eingeschränkt waren und somit den Birkhühnern Ausweichmöglichkeiten ließen, war bis 1990 das Störungspotential gering und für die Birkhühner tolerierbar.

Seitdem haben Störungen vielfältiger Art erheblich zugenommen, wobei die Entwicklung erst am Anfang steht. Auf das als IBA bestätigte Gebiet wirken ein:

- ganzjähriges, unkontrolliertes Begehen und Befahren von Flächen, die in

Privateigentum zurückgeführt wurden; ungenehmigte Erstaufforstungen von Extensivgrünland,

- Hubschrauber-Flüge des Bundesgrenzschutzes (sind auf Antrag während der Balzzeit eingestellt worden),
- Errichtung eines Windparks (5 Anlagen) auf dem Hirtstein im Jahre 1992,
- Planung eines „Öko-Feriendorfes“ in Nähe des Windparks (Planung trotz erheblicher Bedenken bestätigt); starke Belebung des Publikumsverkehrs ist vorprogrammiert,
- Planung eines Start- und Landeplatzes für Kleinflugzeuge auf der Hochfläche von Satzung; vom 01.–03. 07. 1994 bereits reger Flugbetrieb,
- Bei der allgemeinen Tourismusförderung ist zu bedenken, daß beispielsweise im Freistaat 8000 km Radwanderwege geplant sind, eine Einbeziehung der Naturschutzbehörden aber bislang weitgehend unterblieb. Die geplanten Trassen berühren und queren zahlreiche Schutzgebiete.
- Bei weiterer Förderung der Stromerzeugung aus Windenergie (geplant sind 10% des Energiebedarfs) werden Hunderte bzw. Tausende von Windkraftanlagen errichtet werden, mit Sicherheit auch in den ertragreichen Kamlagen.

Man muß kein Prophet sein, um angesichts dieser Entwicklung das Schicksal einer Birkhuhnpopulation voraussagen zu können. Rettung vermag nur ein grenzübergreifendes Birkhuhn-Schutzgebiet zu versprechen, das als EU-Projekt zu planen ist und jegliche touristische und gewerbliche Nutzung ausschließt.

4. Zusammenfassung

Die Bestandsentwicklung des Birkhuhns im Mittelerzgebirge während der letzten 25 Jahre wird am Beispiel des Vorkommens im IBA bei Satzung näher analysiert. Im Gegensatz zum behaupteten positiven Bestandsaufschwung infolge immissionsbedingten großflächigen Waldabtriebes wird dargestellt, daß die für das Birkhuhn wichtigen Habitatstrukturen starken negativen Veränderungen unterliegen, was vorübergehend durch weiträumige Öffnung der Landschaft und damit verbundene verbesserte Erreichbarkeit der nutzbaren Strukturen kompensiert wird. Neben zunehmender Habitatverschlechterung wird das in Zukunft

nicht mehr beherrschbare Störungspotential als wichtigster limitierender Entwicklungsfaktor der erzgebirgischen Birkhuhnpopulation angesehen.

5. Literatur

- Bernhardt, A., Haase, G., Mannsfeld, K., Richter, H., Schmidt, R., 1986: Naturräume der sächsischen Bezirke. – Sächs. Heimatbl., Sonderdruck H. 4/5, 1–84.
- Hempel, W., 1974: Die gegenwärtige Struktur und Vegetation der geschützten Hochmoore des Erzgebirges (Teil I). – Veröff. Mus. Naturk. Karl-Marx-Stadt 8, 9–36.
- Hempel, W., 1977: Die gegenwärtige Struktur und Vegetation der geschützten Hochmoore des Erzgebirges (Teil II). – Veröff. Mus. Naturk. Karl-Marx-Stadt 2, 3–29.
- Klaus, S., 1993: Birkhuhn (*Tetrao tetrix*) als Nutznießer von Bränden und anderen Katastrophen im Walde. In: Überlebenschancen des Birkhuhns in der Landschaft. – Materialien zu Naturschutz und Landschaftspflege, 1, 19–25, Dresden.
- Klaus, S., Boock, W., 1989: Die Eberesche (*Sorbus aucuparia*) als begrenzender Faktor in der Winterernährung des Birkhuhns (*Tetrao tetrix*). – Acta ornithoecol. 2, 49–57.
- Porkert, J., 1980: Vergrasung des Waldbodens als Birkwildproblem. – In: Birkhuhn-Symposium 1979. Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ. 16, 75–95, Karlsruhe.
- Saemann, D., 1981: Rauhfußkauz und Sperlingskauz in Sachsen. – Naturschutzarbeit in Sachsen 23, 2–18.
- Saemann, D., 1987: Die Rauhfußhühner (*Tetraonidae*) in Sachsen und Möglichkeiten ihres Schutzes. – Naturschutzarbeit in Sachsen 29, 29–38.
- Schulenburg, J., 1991: Zur Bestandsentwicklung des Birkhuhns (*Tetrao tetrix*) in einem immissionsbelasteten Gebiet des östlichen Erzgebirges. – Artenschutzreport 1, 47–51.

Anschriften der Verfasser

Dieter Saemann
Johannes-Dick-Straße 31
09123 Chemnitz

Dr. Ursula Heinrich
Gießler Straße 17 09130 Chemnitz

Zur Situation des Birkhuhns (*Tetrao tetrix*) in Hessen

von Franz Müller

Die letzten Birkhühner Hessens leben in der Hochrhön. In der Vergangenheit wurde mehrmals über die Situation dieser Restpopulation berichtet (Müller 1980, 1983 und 1988a). Bevor aus gegebenem Anlaß auf die derzeitige Lage dieser bedrohten Art eingegangen wird, soll zum besseren Verständnis die Bestandsentwicklung noch einmal kurz rekapituliert werden.

Seit mehreren Jahrzehnten ist das Birkhuhn vorkommen der Rhön von den anderen in Mitteleuropa weitgehend isoliert. Es verteilt sich im Grenzbereich der Länder Bayern, Hessen und Thüringen auf unterschiedliche Anteile, wobei Bayern stets den größten Anteil an Lebensraum und entsprechend auch an der Population stellte (Abb. 1).

In der Rhön ist das Birkhuhn Kulturfolger (Müller 1983), da es neben den wenigen und relativ kleinen Mooren und Karpatenbirkenwäldern ganz überwiegend auf Extensivgrünland angewiesen ist. Nachdem sich die Lebensraumbedingungen für diese mit Vorliebe Katastrophenflächen und Pionierstadien bewohnende Art durch Erstaufforstungen mit Fichten vorübergehend verbessert hatten und um 1970 die Gesamtpopulation der Rhön mit ca. 600 Vögeln einen Höchststand in der Nachkriegszeit erreicht hatte (Abb. 2), ging der Bestand anschließend drastisch zurück. Verbunden war dies mit einem ebenso rapiden Schwinden geeigneten Lebensraums. Erst durch die Ausweisung von zwei Naturschutzgebieten

(1979 „Rotes Moor“ mit 314 ha in Hessen, 1982 „Lange Rhön“ mit 2700 ha in Bayern) konnte dieser Trend aufgehalten werden. Seither stagniert die Gesamtpopulation, die sich auf 4 Habitate entlang des Höhenkamms der Rhön zurückgezogen hat, bei einer Zahl von ca. 80–100 Individuen, nachdem sie ein Tief mit etwa 50–60 Vögeln um 1982 überwunden hatte. Die Ergebnisse der Frühjahrszählung 1994 lassen befürchten, daß erneut ein solches Tief erreicht ist.

Wie Abbildung 2 zeigt, setzte der Rückgang im hessischen Teil der Rhön zuerst ein. Die Gründe hierfür sind weitgehend bekannt und gelten auch für einen großen Teil der übrigen Rhön:

■ Großflächige Umwandlung von Mähgrünland in Jungvieh-Dauerweiden mit Drahtzäunen. Folgen: Verschlechterung der Lebensbedingungen für die Art infolge Nahrungskonkurrenz und Störungen durch den Weidebetrieb sowie Verluste durch Unfälle an den Zaundrähten (vgl. Müller 1988b).

■ Fichtenerstaufrorungen vor allem seit den 60er Jahren, die dem Birkhuhn zunächst sehr förderlich waren. Nach wenigen Jahren zum Dichtschluß emporgewachsen, verdrängten sie die Art aus den betroffenen Flächen und blockierten später (ab einer Höhe von ca. 4 m) zusätzlich angrenzendes „Offenland“ bis zu einer Tiefe von 200–300 m wegen der von ihnen ausgehenden „Luftfeindgefahr“ (vgl. Abb. 3). Nur Solitärerfichten, z. B. auf Grünlandbrache oder eingestreut in Moorbirkenwald, sind beim Birkhuhn als Ruhe- und Schlafbäume beliebt (Müller 1993). Folgen: Zerstörung von Lebensraum und Blockierung zusätzlichen angrenzenden Lebensraums und wichtiger Flugwege durch dichtschließende Fichtenaufforstungen.

■ Starke Erschließung für den Tourismus besonders im hessischen Teil der Rhön seit Beginn der 70er Jahre. Wanderwege, Park- und Rastplätze wurden flächendeckend installiert und dabei auf die Belange des Biotop- und Artenschutzes wenig Rücksicht genommen, obwohl das Gebiet längst Landschaftsschutzgebiet war. Seit 1975 kamen mit dem Boom des Skilanglaufs in den schneesicheren Hochlagen weitere Störungen mit z. T. katastrophalen Folgen für das Birkhuhn hinzu. Eine starke Beeinträchtigung des Birkhuhns und anderer empfindlicher Arten geht von



Abb. 1. Verbreitungsrückgang des Birkhuhns in der Hochrhön seit 1970.

dem auf der nahen Wasserkuppe traditionellen Flugsport aus. Seinerzeit war ausgerechnet die Balzwiese zum Außenstart- und -landeplatz erkoren worden. 1980 gelang es endlich, den Modellflug dort zu unterbinden, und erst 1986, den Segelfluggetrieb einzustellen. Trotzdem nahmen die Störungen durch den Flugbetrieb über dem Naturschutzgebiet nicht ab, sondern eher zu, seitdem versucht wird, die Finanzierung und Unterhaltung von 6 neu angeschafften Motorschleppflugzeugen durch sog. „Selbstkostenflüge“ als Touristenrundflüge abzu decken. Weder Segler noch Motorflieger halten sich immer an die vorgeschriebene Mindestflughöhe von 300 m über Grund, die aus der Sicht des Vogelschutzes ohnehin viel zu niedrig ist. Folgen: Trotz Unterschutzstellung 1979 nahmen die anthropogenen Störungen im Naturschutzgebiet und in der näheren Umgebung zunächst weiter zu und dann erst langsam ab, wobei nach 6 Jahren die Störungsbelastung immer noch doppelt so hoch lag wie zum Zeitpunkt der Sicherstellung 1978 bzw. viermal so hoch war wie zu Beginn der Untersuchung 1973.

■ Zunahme des Feinddrucks infolge des Hochwachsens der Fichtenaufforstungen und im Zusammenhang mit den anthropogenen Störungen.

Das *Schwarzwild* als Bodenbrüter-Nestplünderer fand ruhige und sichere Dickungseinstände und nahm insbesondere infolge der letzten schneearmen Winter und nach der Grenzöffnung nach Thüringen stark zu.

Der *Fuchs*, in der Hochrhön schon immer recht häufig, ist seit der Tollwut-Immunisierung ständig im Zunehmen begriffen (Abb. 4).

Der *Habicht* fand durch die emporgewachsenen Fichtenkulissen verbesserte Möglichkeiten, sich unbemerkt den Birkhuhneinstandsgebieten zu nähern und seine Überraschungstaktik anzuwenden, zumal ihm die Vögel durch die vielen Störungen oft regelrecht zugetrieben werden.

Die *Rabenkrähe* hat seit der Vollschonung der Rabenvögel seit 1987 stark zugenommen (Abb. 5), und die Elster beginnt seither auch in der Hochrhön heimisch zu werden.

Folgen: Trotz klimatisch günstiger Aufzuchtperioden in den letzten Jahren werden viel zu wenige Birkhuhnkü-

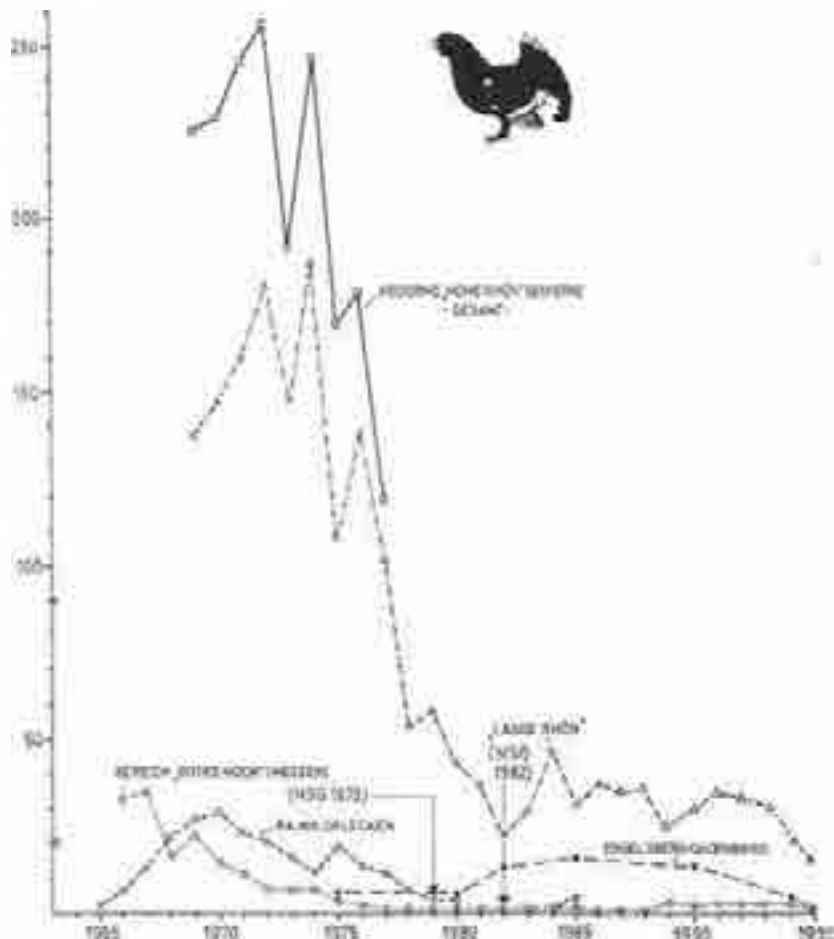


Abb. 2. Bestandsrückgang des Birkhuhns in der Rhön, dargestellt an den Zählergebnissen zur Frühjahrshalz (nur Hähne). Da das Geschlechterverhältnis – vor allem in den Winterflügen – etwa 1:1 ist, kann jeweils eine ebenso große Zahl von Hennen angenommen werden.

ken groß, um die gestiegenen Verluste auszugleichen oder gar eine Zunahme zu bewirken.

■ Speziell im Roten Moor trat eine weitere Biotopverschlechterung durch den Torfabbau im Hochmoorbereich ein, der zuletzt durch den Einsatz von zwei Moorbaggern zur Gewinnung von Bادتorf stark beschleunigt und erst 1984 eingestellt wurde. Von den ursprünglich etwa 50 ha war danach nur ein klägliches Rest von etwa einem Drittel einschließlich des Randgehänge-Moorbirkenwaldes übrig. Folgen: Durch den Abbau wurde das Restmoor stark entwässert und war während der Arbeiten für das Birkhuhn blockiert. Wichtige Nahrungspflanzen (Wollgras, Zwergsträucher) wurden reduziert.

Als Summenwirkung aller genannten Rückgangsursachen trat in der hessischen Rhön eine deutliche Verschlechterung der Habitatsituation für das Birkhuhn ein, die zu dem skizzierten Be-

standsrückgang bis nahe ans Erlöschen des Bestandes um 1988 führte.

Das NSG „Rotes Moor“ wurde auch mit dem Ziel ausgewiesen, einen wesentlichen Beitrag zur Rettung der letzten hessischen Birkhühner zu leisten. In die Pflegeplanung wurden deshalb Maßnahmen aufgenommen, welche die Rückgangsursachen mindern oder beseitigen sollten. Da die Gesamtfläche von 314 ha für die Erhaltung einer stabilen Teilpopulation wegen örtlicher Gegebenheiten nur zu etwa zwei Dritteln als geeignetes Habitat gestaltbar ist, wurde von Anfang an eine Erweiterung und zusätzlich eine Vernetzung mit der nahen bayerischen „Langen Rhön“ gefordert.

Nach so vielen Jahren Schutzbemühungen, die maßgeblich vom ehrenamtlichen Naturschutz – in diesem Fall der Hessischen Gesellschaft für Ornithologie und Naturschutz – initiiert und immer wieder angemahnt wurden, ist es

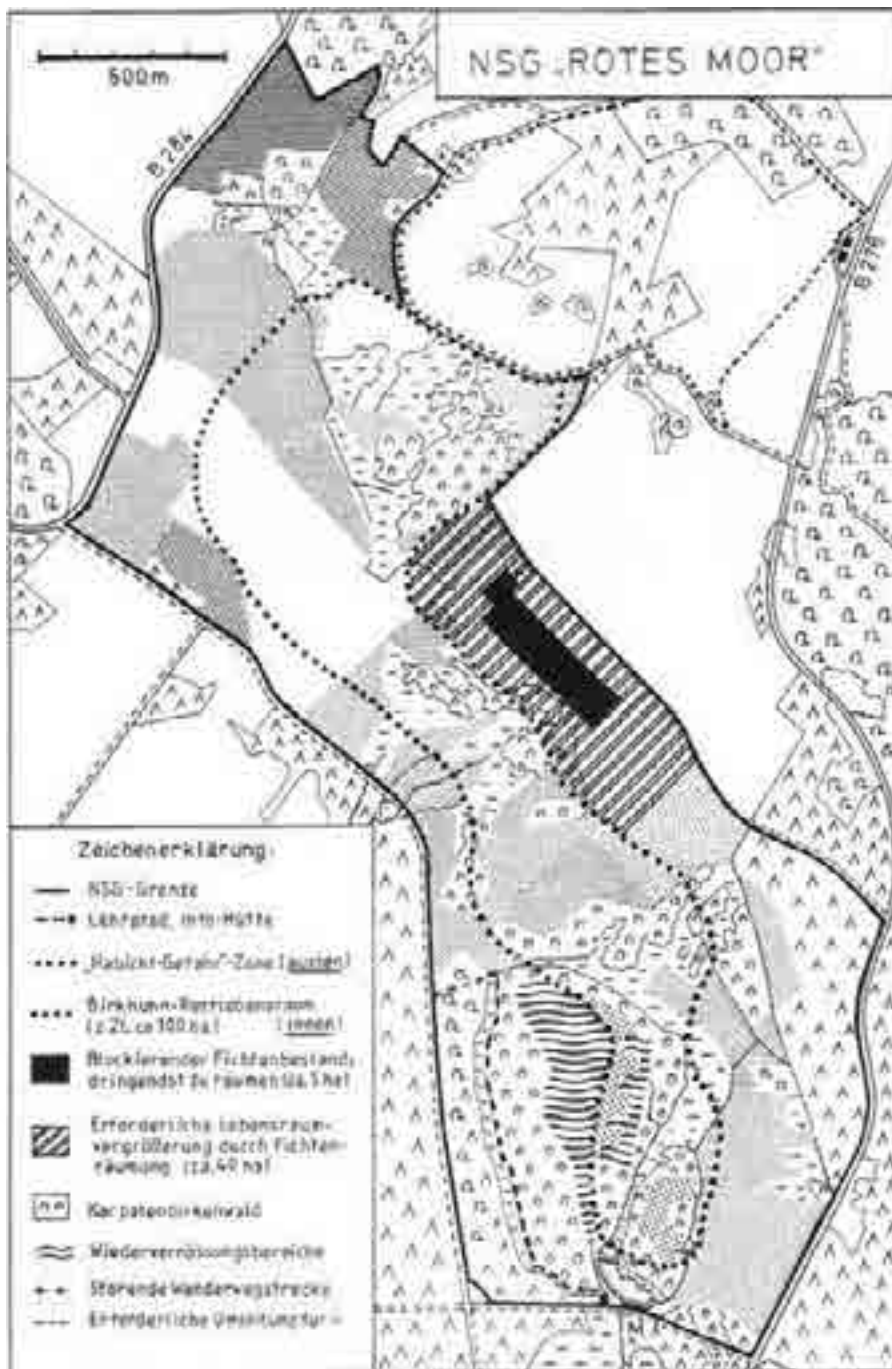


Abb. 3. Derzeitige Eignungsmerkmale des NSG „Rotes Moor“ als Birkhuhnlebensraum und erforderliche Lebensraumerweiterung und -beruhigung durch Fichtenräumung* und Wanderwegumleitung. (* ist inzwischen erfolgt).

an der Zeit, wieder einmal Zwischenbilanz zu ziehen. Dies vor allem in einer Phase, in der nach Anerkennung der Rhön als großräumiges Biosphärenreservat der UNESCO nach den ersten beiden Jahren hinterfragt werden muß, ob wenigstens erste Ansätze zu verbessertem Artenschutz gerade auch für das Birkhuhn als Leitart für die zu erhaltende Kulturlandschaft erkennbar sind.

Die Bewahrung dieser seit Jahrhunderten gewachsenen Kulturlandschaft samt ihrer Genressourcen ist ja Hauptziel und -aufgabe des MAB-Projekts.

So soll für die angeführten Rückgangsursachen im einzelnen verglichen werden zwischen dem, was zu einer Verbesserung geplant war bzw. erforderlich ist, und dem, was bisher erreicht wurde:

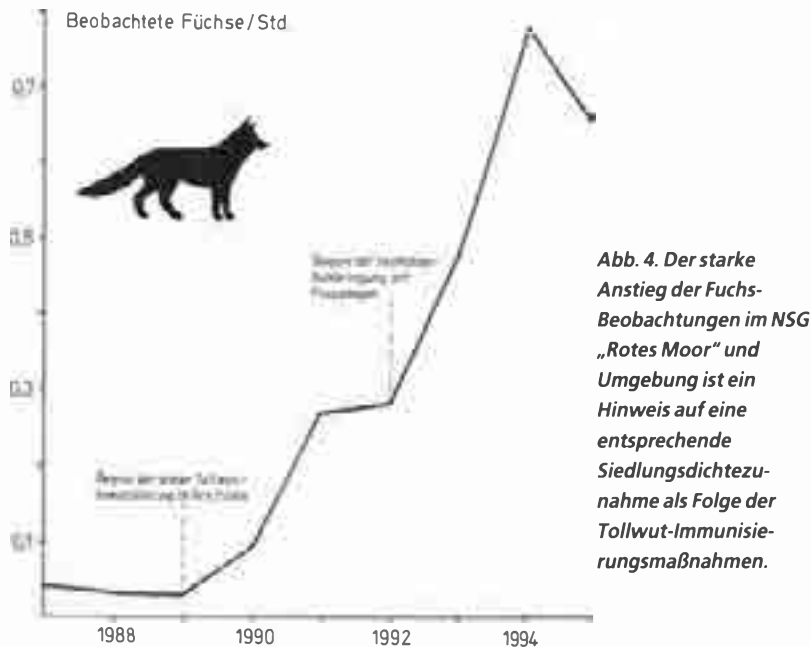
■ Bei der Rückführung von Weide- in Mähgrünland sind erst sehr geringe Fortschritte zu verzeichnen. Immerhin gelang es, wenigstens die gefährlichsten Drahtzäune im Naturschutzgebiet und am Rand abzubauen oder in eine ungefährliche Bauweise zu überführen (Holzzäune, Verblendung oder Starkstromzäune mit 4 cm breiter, weithin sichtbarer Litze).

■ Die Räumung der Fichtenaufforstungen, welche nach dem Pflegeplan bis 1992 hätten entfernt sein sollen, ging zuletzt nur zögerlich voran. Insbesondere der am meisten störende Fichtenriegel im Zentrum des Naturschutzgebiets ist immer noch nicht restlos entfernt und blockiert ca. 40 ha Birkhuhnlebensraum. Eine Entfernung blockierender Fichtenbestände zur Wiederöffnung tradierter Wanderwege wurde noch nicht begonnen. Ein Konzept ist erstellt und den verantwortlichen Stellen bekannt.

■ Es gelang ziemlich wirkungsvoll, durch Ausweisung von Wanderwegen und Loipen, abschirmende Schutzpflanzungen hinter Zaun sowie Anlage eines Moorlehrpfades auf Bohlen in Verbindung mit einer Informationshütte und einem Aussichtsturm die Besucher im Naturschutzgebiet zu lenken und von den störend empfindlichen Bereichen weitgehend fernzuhalten. Nach wie vor fehlen aber an wichtigen Stellen wirkungsvolle Wegsperrern und deutliche Beschilderung. Ein Wanderwegstück ist zu verlegen (vgl. Abb. 3).

■ Die Einregulierung der natürlichen Feinde ist mangelhaft, wäre als Stützmaßnahme aber dringend erforderlich, solange sich die Birkhuhnlebenspopulation in der hessischen Rhön auf einem derart niedrigen Niveau befindet. Schwarzwild und Fuchs werden, insbesondere durch das zuständige Forstamt, zu wenig wirkungsvoll bejagt. Deshalb muß die Forderung nach dem Bau von Saufängen und Kunstbauten und ggf. Betreuung durch einen Berufsjäger oder qualifizierten Forstbeamten aufrecht erhalten werden.

Durch Sondergenehmigung für den Lebendfang des Habichts zwecks Beringung und Fernverfrachtung bis zur restlosen Beseitigung der Fichtenflächen, die dem Habicht die Jagd erleichtern, konnten bisher wenigstens entsprechende Verluste an Birkhühnern fast völlig unterbunden werden.



Eine neue Bedrohung für die Gelege auch des Birkhuhns entsteht durch die starke Zunahme der Rabenkrähe. Einem Antrag auf Sondergenehmigung zum Krähenfang wurde bisher – offenbar aus politischen Gründen – nicht stattgegeben.

■ Die Resthochmoorfläche wurde durch Stau der Entwässerungsgräben und Entfernen der Birkenverjüngung ebenso wie die Abtorfungsfläche und andere Feuchtfächen mit großem Aufwand wirkungsvoll wiedervernäßt. Die regenerierende Abbaufäche ist jedoch für das Birkhuhn nicht nutzbar, da sie innerhalb der ca. 200 m breiten „Störungszone“ entlang des stark begangenen Moorlehrpfades liegt (vgl. Abb. 3).

Als Fazit bleibt festzuhalten: seit langem bekannte und immer wieder angemahnte Maßnahmen werden immer noch zu langsam oder zu wenig wirkungsvoll umgesetzt. Es fehlt neben Mitteln vor allem naturschutzfachlich qualifiziertes Personal, insbesondere auch zur Überwachung. Ein neuer Pflegeplan für das NSG „Rotes Moor“ ist überfällig, ebenso für die angrenzenden, einstweilig sichergestellten Naturschutzgebiete, die schleunigst ausgewiesen werden müssen. Dabei muß der Pflege, Erweiterung und Vernetzung von ausreichendem Birkhuhnlebensraum Rechnung getragen werden. Die seit Jahren geforderte länderübergreifende Schutzkonzeption, welche



allein das Birkhuhn endgültig retten könnte, ist über vage Absichtserklärungen der verantwortlichen Stellen immer noch nicht hinausgekommen. Eine als Biotopindikator so wichtige Leitart wie das Birkhuhn hat nun einmal, ebenso wie andere Großvogelarten mit ähnlicher Funktion, einen hohen Lebensraumsanspruch auch von der Fläche her. Diesen endlich zu akzeptieren gebietet das Hessische Naturschutzgesetz in § 1,1: „Der Bestand bedrohter Pflanzen- und Tiergesellschaften ist auf einem ausreichenden Teil der Landesfläche durch Ausweisung von Schutzgebieten nachhaltig zu sichern.“ Sollten sich Gerüchte erhärten, daß die letzten hessischen Birkhühner (ebenso wie offenbar seine Verwandten Auer- und Haselhuhn in anderen Teilen Hessens) ausgerechnet in einem Biosphärenreservat als „zu anspruchsvolle“ Art „abgeschrieben“ werden sollen, wird es an der Zeit sein, der UNESCO nahezu legen, die weitere Anerkennung zumindest des hessischen Teils des Biosphärenreservats Rhön ernsthaft in Frage zu stellen.

Literatur

- Müller, F., 1980: Zur derzeitigen Situation des Birkhuhns in Hessen. – Beih. Veröff. Naturschutz u. Landschaftspflege Bad.-Württ. 16, 115–122.
- Müller, F., 1983: Kulturfolger, aber Zivilisationsflüchter – das Birkhuhn in der Rhön und die Problematik seines Schutzes. – Vogel und Umwelt 2, 303–312.
- Müller, F., 1988a: Über die Rückgangsursachen beim Birkhuhn und zur Frage der Wiedereinbürgerung in der Hochrhön. – NNA-Berichte 1, 109–114.
- Müller, F., 1988b: Drähte in der Landschaft – Todesfallen für Raufußhühner. – Jagd und Hege 1, 12–13.
- Müller, F., 1993: Welche Schlafbäume benutzen Birkhühner im Winter? Beobachtungen im NSG „Rotes Moor“/Hess. Hochrhön. – Artenschutzreport 3, 38–41.

Anschrift des Verfassers

Dr. Franz Müller
Vonderau-Museum
Jesuitenplatz 2
36037 Fulda

Die Situation des Birkhuhns (*Tetrao tetrix*) in der bayerischen Rhön gestern und heute

von Karl-Heinz Kolb

Einleitung

Die Rhön beheimatet eines der größten außeralpinen Birkhuhnorkommen in Mitteleuropa. Den typischen Lebens-

raum dieses Rauhußhuhns bilden die offenen, extensiv genutzten, montanen Wiesenlandschaften der Hohen Rhön. Das Birkhuhn stellt für diesen Landschaftskomplex aufgrund seines

hohen Raumanspruchs, seiner komplexen Lebensraumansprüche, seiner Nutzung von mehreren Teilhabitaten und seiner hohen Störungsempfindlichkeit eine sehr gut geeignete Zeiger- oder Leitart dar (Müller und Kolb 1996, Planungsbüro Grebe 1995). In der Entwicklung des Birkhuhnbestandes spiegeln sich also Habitatqualität und -veränderungen sowie die Wirkung von Störeinflüssen wider. Aus diesem Grund war und ist das Birkhuhn, was Schutz, Pflege und Entwicklung dieser einzigartigen, alten Kulturlandschaft betrifft, die

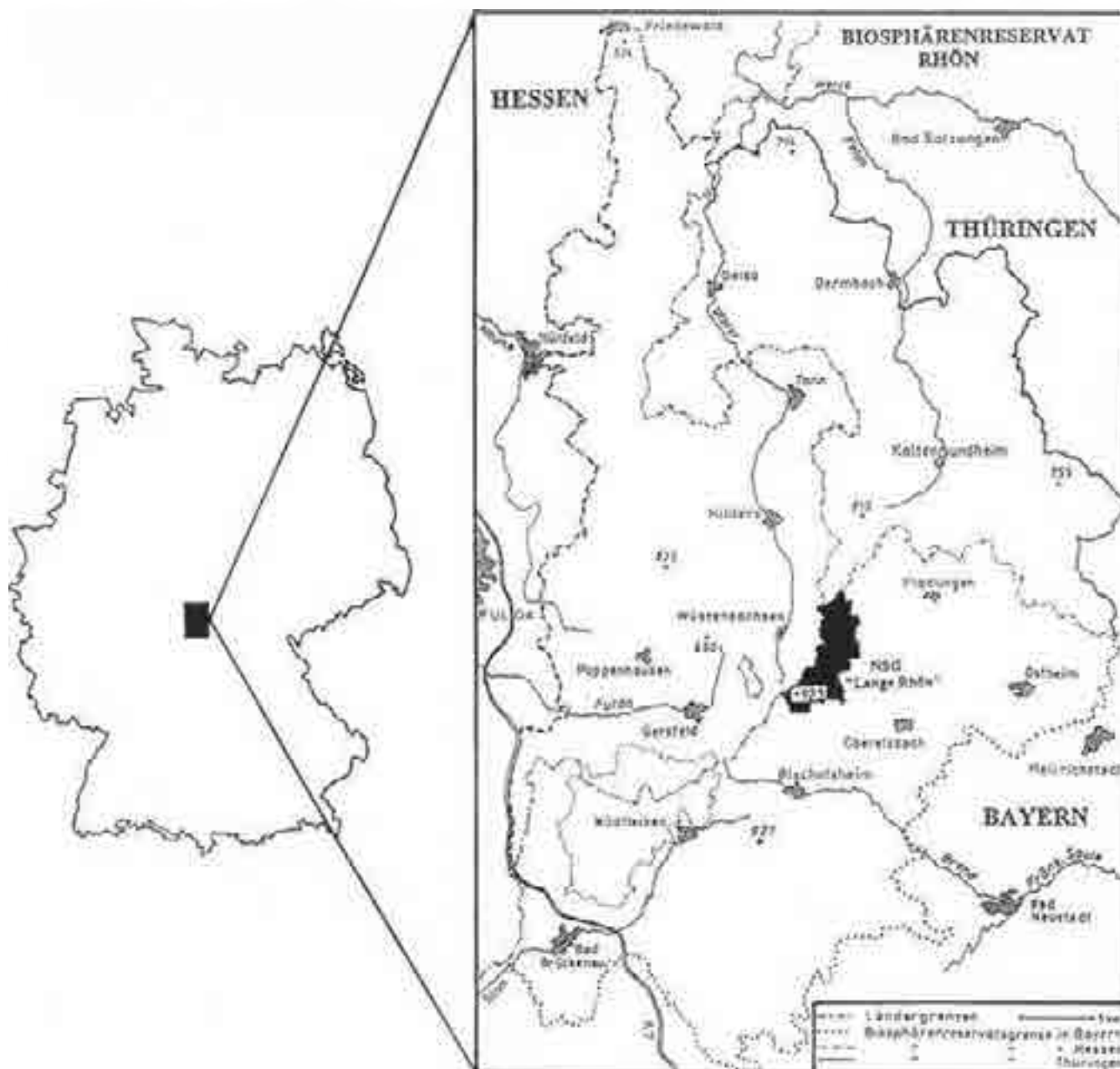


Abb. 1. Lage des Gebietes. Links: Lage des Biosphärenreservats Rhön innerhalb der Bundesrepublik Deutschland, rechts: Abgrenzung des sich über die drei Bundesländer Bayern, Hessen und Thüringen erstreckenden Biosphärenreservats Rhön; schwarz unterlegt: das näher betrachtete Naturschutzgebiet „Lange Rhön“ im Zentrum des Biosphärenreservats Rhön.

wichtigste Zielart des Naturschutzes für Planung und Durchführung von Habitatmanagement- und Besucherlenkungsmaßnahmen. Im folgenden sollen die Populationsentwicklung dieser Vogelart und die diese beeinflussenden Faktoren näher beleuchtet werden.

Lage und Charakterisierung des Gebiets

Die Rhön liegt im Bereich des Dreiländerecks Bayern, Thüringen und Hessen in der Mitte Deutschlands. Sie wurde im März 1991 durch die UNESCO als Biosphärenreservat anerkannt. Im bayerischen Teil bildet die Lange Rhön ein langgestrecktes, in Nord-Süd Richtung verlaufendes, geschlossenes Hochplateau mit einer mittleren Höhenlage von 800 m über NN (siehe Abb. 1). Sie ist gekennzeichnet durch weiträumig, vielgestaltige, extensiv genutzte Wiesengesellschaften sowie wertvolle Feuchtbereiche und Mooregebiete und bildet den Lebensraum der Birkhuhnkernpopulation der Rhön. Der Waldanteil beträgt nur 21 % der Gesamtfläche, weshalb diese historisch gewachsene Kulturlandschaft, die im April 1982 auf einer Fläche von 2657 ha als Naturschutzgebiet ausgewiesen wurde, auch als „Land der offenen Fernen“ bezeichnet wird. Das Ensemble aus großflächigen Borstgrasrasen und Goldhaferwiesen, Feuchtwiesen, Kleinseggensümpfen, Weidengebüsch, Solitärgehölzen, Karpatenbirkenwäldern und Hoch- und Niedermooren ist von europaweiter Bedeutung (Dietzen et. al. 1992) (siehe Foto 1).

Entwicklung des Birkhuhnbestandes

Wie in den meisten mitteleuropäischen Birkhuhnorkommen außerhalb der Alpen, ist auch in der Rhön der Birkhuhnbestand in den letzten Jahren deutlich rückläufig. Noch Ende der 60er, Anfang der 70er Jahre, zu Beginn der regelmäßigen Birkhuhnzahlungen durch den Birkhuhnhegering „Hohe Rhön“, einen Zusammenschluß der Jagdrevierinhaber der Rhön, balzten im bayerischen Teil der Rhön – Schwarze Berge, Dammersfeldrücken und Lange Rhön –, trotz deutlicher Habitatveränderungen durch Aufforstung großer Bereiche mit Fichte während und nach



Foto 1. Blick über das Naturschutzgebiet „Lange Rhön“, das „Land der offenen Fernen“ in Richtung Nordosten, Luftaufnahme Karl-Heinz Kolb, 07. 09. 1992.

dem Zweiten Weltkrieg, weit über 200 Birkhähne. Die Zahl der balzenden Hähne im Bereich der Langen Rhön lag damals bei 140–190 Individuen (siehe Abb. 2). Bis Mitte der 70er Jahre blieb der Bestand weitgehend stabil. Ende der 70er Jahre kam es jedoch zu einem drastischen Bestandseinbruch im gesamten Verbreitungsgebiet, der die Population praktisch halbierte. Konnten 1977 noch 101 balzende Hähne in der Langen Rhön und 18 Hähne im übrigen Verbreitungsgebiet in der bayerischen Rhön festgestellt werden, so ergab die

Tabelle 1. Besetzung der Hauptbalzplätze im Naturschutzgebiet „Lange Rhön“ während der Frühjahrsbalz 1993. In den einzelnen Spalten ist in Klammern jeweils die Anzahl der beobachteten Junghähne angegeben.

Besetzung der Hauptbalzplätze im NSG "Lange Rhön" während der Frühjahrsbalz 1993						
Pentaden-Nummer (Datum)	Balzplatz 1 (davon juv.)	Balzplatz 2 (davon juv.)	Balzplatz 3 (davon juv.)	Balzplatz 4 (davon juv.)	Balzplatz 5 (davon juv.)	Summe Balzpl. 1 - 5
15 (12.03.)	6,0	3,0	---	2,2	3,0	14,2
16 (20.03.)	keine Kontr.	3,0	5,0	10,1 (2)	5,0 (3)	23,1
17 (24.03.)	8,3 (1)	3,1	1,0	2,0	3,0	17,4
18 (28.03.)	5,0	4,0	1,0	5,0 (2)	2,0	17,0
19 (01.04.)	8,0	4,0	1,0	4,3 (1)	6,0 (2)	23,3
20 (06.04.)	keine Kontr.	5,0	2,0	4,0	---	11,0
21 (11.04.)	10,2	4,1	---	1,0	3,0	18,3
22	Zählung aufgrund schlechter Witterung (Nebel) ausgefallen !					
23 (22.04.)	7,1	4,1	1,0	8,1 (2)	3,0	23,3
24 (27.04.)	8,1	3,0	1,1	3,0	3,0	18,2
25 (04.05.)	4,0	2,0	3,0	3,0	3,0	15,0
26 (08.05.)	10,1	3,1	2,0	4,0	3,1	22,3
27 (15.05.)	2,0	3,0	2,0	5,0	3,0	15,0
28 (19.05.)	11,1	6,0 (2)	3,0	4,0	1,0	25,1
29 (25.05.)	9,0	3,0	1,0	5,0	3,0	21,0
30 (30.05.)	---	3,0	1,0	1,0	---	5,0

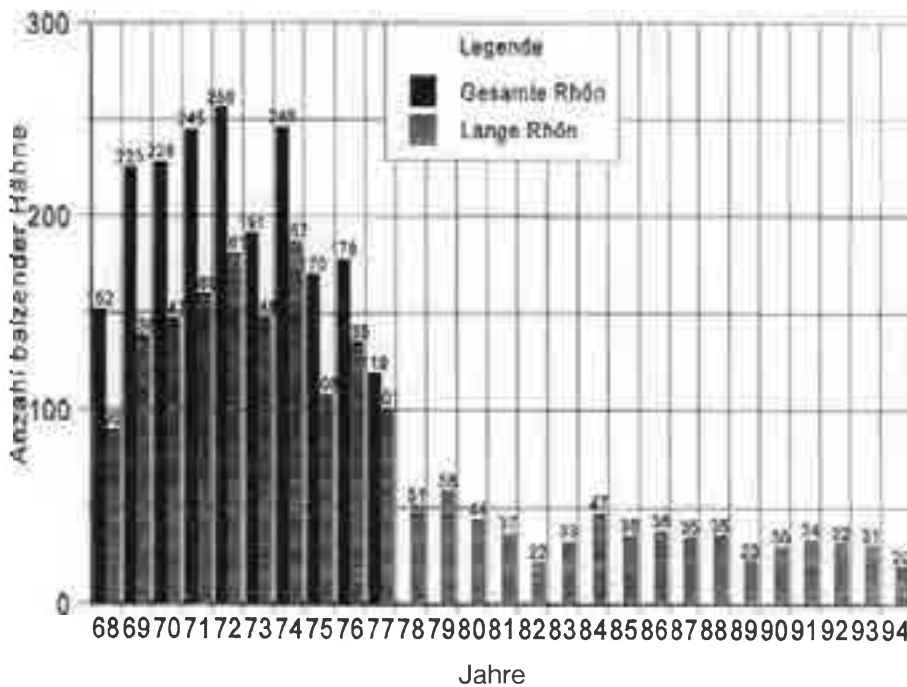


Abb. 2. Bestandsentwicklung balzender Birkhähne in der bayerischen Rhön 1968–1994, ergänzt nach Dietzen und Holzhausen 1985. Schwarze Säulen: Bestandsentwicklung in der gesamten bayerischen Rhön, graue Säulen: Bestandsentwicklung in der Lange Rhön.

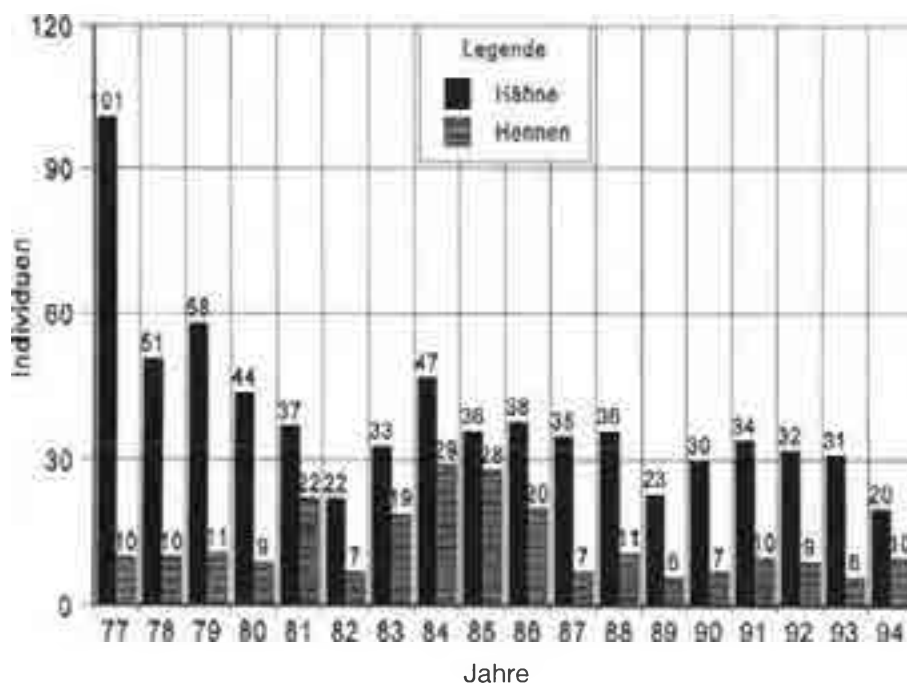


Abb. 3. Bestandsentwicklung des Birkhuhns in der Lange Rhön 1977–1994, ergänzt nach Dietzen und Holzhausen 1985. Schwarze Säulen: Bestandsentwicklung der Birkhähne, graue Säulen: Bestandsentwicklung der Birkhennen.

Zählung 1978 für die Lange Rhön nur noch 51 balzende Hähne. Außerhalb dieses Kernhabitats konnten im selben Jahr keine Birkhühner mehr nachgewiesen werden (siehe Abb. 2 und 3).

Da die Zählung und die Auswertung

der Zählergebnisse seit 1977 von der Wildbiologischen Gesellschaft München e. V. nach standardisierten Methoden durchgeführt werden, um Doppelzählungen auszuschließen, handelt es sich sicher nicht um einen Zählartefakt.

Vielmehr scheinen die mannigfaltigen Einflüsse der in weiten Teilen der Lange Rhön in den 70er Jahren durchgeführten Flurbereinigungsverfahren aber auch der starke Boom des Skilanglaufs Ende der 70er Jahre für diesen gravierenden Populationseinbruch verantwortlich zu sein.

Im Bereich der Schwarzen Berge hat wohl der Dickungsschluß von in den 60er Jahren gepflanzten Fichten und der hiermit einhergehende Habitatverlust das Schicksal des Birkhuhns besiegelt.

Auch in der Lange Rhön hat sich die Population seither nicht wieder erholt. Trotz intensiver Schutzbemühungen und Managementmaßnahmen setzte sich der negative Bestandstrend in den folgenden Jahren hier ebenfalls fort und hat nach Bestandsstiefs 1982 und 1989 im Jahr 1994 mit nur noch 20 balzenden Hähnen den bis dato absoluten Tiefstand erreicht (siehe Abb. 2 und 3).

Der beschriebene Bestandstrend für die Lange Rhön spiegelt sich auch in der Anzahl der größeren Balzplätze wider. So sank die Zahl der Balzplätze mit drei oder mehr balzenden Hähnen von 15 im Jahr 1974 im Verlauf von 20 Jahren auf 3 im Jahr 1994 (siehe Abb. 4).

Für die Bestandsentwicklung stellen die Reproduktion und die Überlebensrate der Jungvögel entscheidende Faktoren dar. Trotz alljährlicher Gesperrenachweise in verschiedenen Bereichen der Lange Rhön im Sommer und entsprechender Jungvogelnachweise im Herbst waren im Frühjahr des darauffolgenden Jahres immer relativ wenig Junghähne an den Balzplätzen zu beobachten. Planmäßige Zählungen an fünf Hauptbalzplätzen im Jahr 1993 bestätigten dies eindrücklich (siehe Tabelle 1). Sie zeigten auch, daß die Junghähne keinesfalls regelmäßig an den Balzplätzen anzutreffen sind, wodurch sie bei unregelmäßigen oder einmaligen Zählungen leicht übersehen werden können. – Die Junghähne werden von den älteren Hähnen von den Balzplätzen verdrängt und somit an der Balz gehindert.

Weiterhin konnte bei diesen Zählungen durch das mehr oder weniger regelmäßige Hin- und Herwechseln von Birkhühnern zwischen den einzelnen Balzplätzen eine unterschiedlich starke Vernetzung zwischen diesen belegt

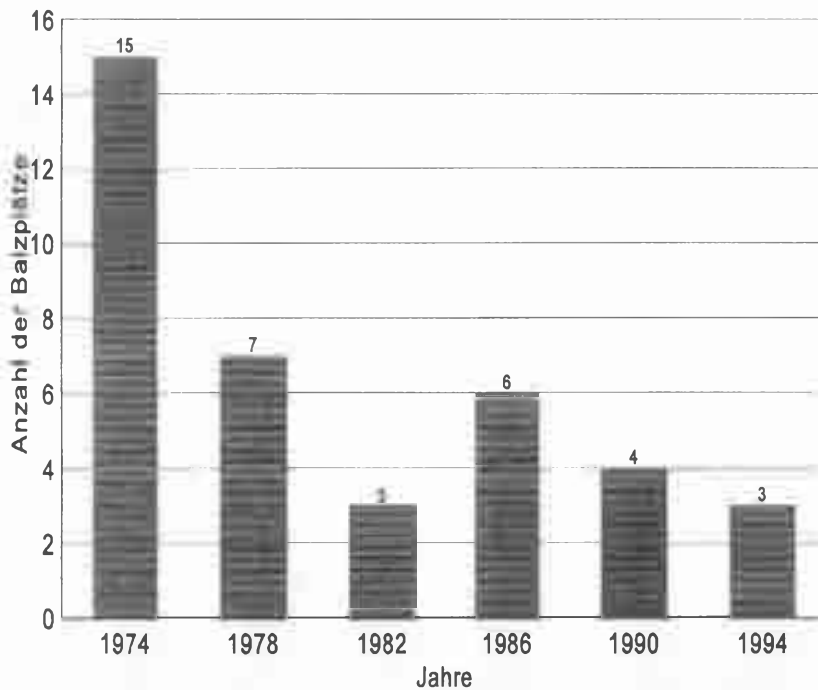


Abb. 4. Anzahl der Balzplätze mit drei oder mehr balzenden Hähnen in der Langen Rhön, exemplarisch 1974–1994.

werden. Der Individuenaustausch zwischen den Balzplätzen scheint ein wesentlicher Grund für die unterschiedliche Besetzung an verschiedenen Zählterminen zu sein (siehe Tabelle 1, 01. 04., 22. 04. und 08. 05.). Daß hierbei auch noch andere Faktoren eine Rolle spielen müssen, zeigt die Betrachtung der Gesamtzahlen aller Zählungen. Vergleicht man diese über den Verlauf der Balzzeit, wird deutlich, daß einmalige Zählungen zu einem bestimmten Termin leicht zu falschen Ergebnissen führen können, was die tatsächliche Bestandshöhe betrifft, v. a., wenn diese nicht nach standardisierten Methoden und flächendeckend durchgeführt werden.

Habitatveränderungen und Managementmaßnahmen zur Verbesserung der Habitatqualität

Auswirkungen der Flurbereinigung / Schaffung neuer Kleinstrukturen

In den 70er Jahren wurden in mehreren Gemarkungen der Langen Rhön Flurbereinigungsverfahren durchgeführt. Besonders im Nordteil des Gebietes kam es hierbei zu nachteiligen Veränderungen des kleinräumigen Landschaftsgefüges. Als Folge von Flächenarrondierung, Wegeerschließung und Nut-

zungsintensivierung traten Strukturverluste durch die Beseitigung von alten Lesesteinriegeln, -haufen und anderen Kleinstrukturen auf. Die Umsetzung dieser Maßnahmen, insbesondere der von 1975–1977 durchgeführte Wegeausbau und -neubau, führte ferner zu erheblichen Störungen in den Birkhuhnhabitaten.

Für den erdrutschartigen Bestandsseinbruch des Birkhuhns zwischen 1977 und 1978, stellen die durchgeführten Flurbereinigungsverfahren mit hoher Wahrscheinlichkeit eine der Hauptursachen dar.

Seit Anfang der 80er Jahre wird seitens der Wildbiologischen Gesellschaft München e.V. und des Birkwildhegerings „Hohe Rhön“ in enger Zusammenarbeit mit den zuständigen Stellen der Naturschutzverwaltung versucht, durch biotopverbessernde Maßnahmen strukturarme Bereiche in der Langen Rhön wieder für das Birkhuhn attraktiv zu machen. Zu diesen Maßnahmen gehörte die Anlage kleinerer ortstypischer Gehölzgruppen. Hierbei wurden unter Berücksichtigung der vorhandenen Grünlandgesellschaften standortheimische Strauch- und Baumarten, die als Heister im Bereich der Hochfläche der Langen Rhön gewonnen wurden, in solchen Flächenstrukturen gepflanzt, wie sie in den vor-

handenen Kernlebensräumen des Birkhuhns angetroffen wurden. Die Anlage dieser Pflanzungen erfolgte so, daß sie dem Birkhuhn in optimaler Weise Nahrung und Deckung auf engem Raum bieten können. Neben diesen Pflanzungen wurden zur Strukturverbesserung Steinhaufen und Steinriegel aufgesetzt. Außer dem Birkhuhn profitieren viele weitere Tierarten wie z.B. der Steinschmätzer und die Bergeidechse von diesen Maßnahmen (Dietzen 1985).

Fichtenaufforstungen / Waldbaulicher Stufenplan

In den 30er Jahren dieses Jahrhunderts versuchten die nationalsozialistischen Machthaber unter Leitung des Regierungspräsidenten und Gauleiters von Unterfranken, Dr. Hellmuth, weite Teile der Rhön in ertragreiches Kulturland umzuwandeln. Neben Entsteinungs- und Meliorationsmaßnahmen wurden hierzu zwischen 1936 und 1943 umfangreiche Aufforstungen mit einer Bestockung von ca. 65 % Nadelholz und ca. 35 % Laubholz durchgeführt. Von den, z.T. gitternetzartig angeordneten, sogenannten „Hellmuth-Aufforstungen“, die am Hauptkamm der Langen Rhön quer zur Hauptwindrichtung angelegt wurden, versprach man sich Verbesserungen des Kleinklimas (siehe Abb. 5). Ziel war es, landwirtschaftliche Betriebe, sogenannte „Erbhöfe“, auf der Hochfläche anzusiedeln und die Produktionsbedingungen zu verbessern. Insgesamt sollten von den 3996 ha Hochrhönflächen 20–25 %, also 800–1000 ha mit Windschutzstreifen überzogen werden. Der ursprünglich relativ hohe Laubholzanteil verschwand jedoch aufgrund der extremen Klimabedingungen, des Selektionsfaktors Schalenwild und der fortdauernden Wiesenutzung in den Pflanzungen, so daß heutzutage die 55–360 m breiten Waldstreifen in erster Linie mit Fichte bestockt sind. Die Bestände sind jedoch infolge verschiedener Witterungseinflüsse stark in Auflösung begriffen.

Auch nach dem Zweiten Weltkrieg fanden in der Rhön umfangreiche Aufforstungen statt. So wurden, v. a. in den 60er Jahren, große Bereiche in den Gipfelflagen der Schwarzen Berge, aber auch im südlichen Teil der Langen Rhön mit Fichte aufgeforstet, wodurch nach

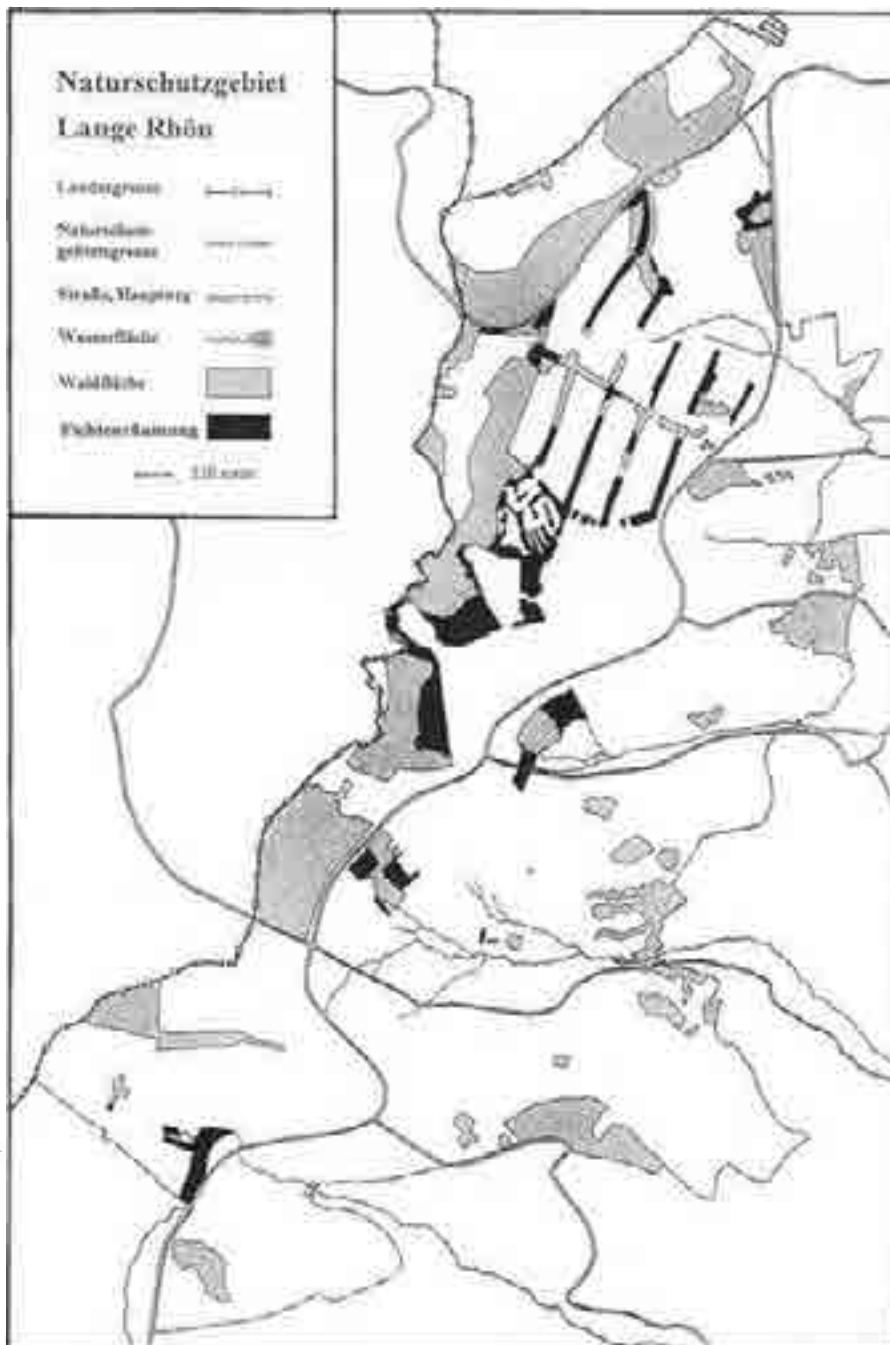


Abb. 5. Fichtenräumungen im Rahmen des Waldbaulichen Stufenplans im Naturschutzgebiet „Lange Rhön“. Punktierte Flächen: Waldfläche im Naturschutzgebiet, schwarze Flächen: nach Abschluß des Bundesförderprojektes 1995 geräumte Fichtenaufforstungen.

Dickungsschluß dieser Flächen, 10–15 Jahre später, wertvolle Birkhuhnlebensräume verlorengingen.

Die weit überregionale Bedeutung der Rhön führte 1981 zur Aufnahme des heutigen NSG „Lange Rhön“ und einiger kleinerer benachbarter Gebiete, die in der Folge ebenfalls als Naturschutzgebiete ausgewiesen wurden, in das Förderprogramm des Bundes zur „Errichtung und Sicherung schutzwür-

diger Teile von Natur und Landschaft mit gesamtstaatlich repräsentativer Bedeutung“. Im Zuge dieses Förderprogramms wurde vom Projektträger, dem Landkreis Rhön-Grabfeld, 1985 ein Pflege- und Entwicklungsplan (PEPL) in Auftrag gegeben. Der PEPL wurde inhaltlich mit einer projektbegleitenden Arbeitsgruppe, die sich im wesentlichen aus Vertretern der betroffenen Gemeinden und Fachbehörden zusam-

mensetzte, abgestimmt, um zu erreichen, daß die darin gemachten Aussagen von allen Beteiligten mitgetragen werden. Dies erwies sich besonders bei der Abstimmung der von den Forstbehörden einerseits und den Naturschutzbehörden andererseits zu vertretenden Belange als besonders wichtig. Während die Forstverwaltung, sich auf das bayerische Waldgesetz berufend, forderte „Wald muß Wald bleiben“, wurde aus naturschutzfachlichen Gesichtspunkten zur Habitatsicherung und -erweiterung für das Birkhuhn eine Reduzierung der Waldflächen angestrebt. Als eine von beiden Seiten akzeptierte Kompromißlösung resultierte ein den PEPL ergänzender waldbaulicher Stufenplan für das NSG „Lange Rhön“, in dem der räumliche und zeitliche Rahmen sowohl für den mittelfristigen Umbau der Nadelforste in Laubmischwald als auch für die zügige Räumung von Fichtenstreifen festgelegt ist, mit dem Ziel, auf diesen Flächen ein frühes Sukzessionsstadium im Interesse des Birkhuhnschutzes festzuschreiben (Dietzen et. al. 1992).

Nach Abschluß des Projektes Ende 1995 betrug die Gesamtträumungsfläche, nachdem durch Ankauf über das Plansoll des Waldbaulichen Stufenplans hinaus Fichtenaufforstungen beseitigt werden konnten, 110 ha (siehe Abb. 5). Umbaumaßnahmen erfolgten auf einer Fläche von insgesamt 100 ha.

Ob sich die Habitatsicherung und -erweiterung für das Birkhuhn im gewünschten Sinne auswirken werden, müssen zukünftig geplante, detaillierte und umfassende Untersuchungen im Rahmen der Erfolgskontrolle der durchgeführten Maßnahmen zeigen. Erste positive Resultate lassen sich jedoch für den Nordteil des Gebietes, wo die ersten Fichten im Herbst/Winter 1988 geräumt wurden, aufzeigen. Dort kam es zur Verlagerung eines Balzplatzes aus einer feuchten Senke auf eine vor der Fichtenräumung nur ganz vereinzelt als Balzplatz genutzte Kuppe in der direkten Nachbarschaft (siehe Abb. 6).

Die Zahl der nach der Räumung auf dem Kuppenbalzplatz balzenden Hähne läßt darauf schließen, daß neben den bisher in der Senke balzenden Hähnen auch ehemals auf anderen Balzplätzen ansässige Vögel nun diesen ideal gelegen aber bisher durch Fichtenaufforstungen in unmittelbarer

Nachbarschaft nicht brauchbaren Balzplatz nutzen.

Flächige Mahd / Brachestreifenkonzept

Neben der auf den meisten Flächen üblichen jährlichen, einschürigen Mahd sieht der Pflege- und Entwicklungsplan „Lange Rhön“ für bestimmte Bereiche eine Mahd in drei- bis fünfjährigem Turnus vor. Da der Aufwuchs üblicherweise der Heugewinnung dient und somit in die Hauptnutzung integriert wird, sind die Landwirte nicht in der Lage, das Schnittgut von mehrjährig brachliegenden Flächen als Viehfutter zu verwerten. Aus diesem Grund drängen die Landwirte auf eine jährliche Mahd vieler der im Pflegeplan als mehrjährige Brachen vorgesehenen Flächen.

Die jährliche Mahd auf allen Pflegeflächen hatte zur Folge, daß es in vielen Bereichen – v.a. in flurbereinigten – zu einer weiteren Strukturverarmung durch großflächige Mahd kam, wodurch große Bereiche kaum Brachflächen aufwiesen. Um dieser für das Birkhuhn, aber auch für viele andere Tier- und Pflanzenarten negativen Entwicklung entgegenzusteuern und gleichzeitig den Anforderungen der Landwirte an die Pflege gerecht zu werden, sollten durch die Einführung von Brachestreifen in strukturarmeren Bereichen neue Refugien geschaffen werden. Das hierfür entworfene Konzept sah Brachestreifen entlang von Flurstücksrändern und flächige Brachen im Bereich von Lesesteinhaufen, Lesesteinriegeln, Naßstellen, Einzelgehölzen und Gehölzgruppen vor. Die Größe der Brachen wurde abhängig von der Größe des Flurstücks bemessen, wobei ein Flächenanteil in Höhe von 5–10 % angestrebt war. Bei Brachestreifen entlang von Flurstücksrändern war ein jährlicher Wechsel zwischen den Rändern vorgesehen. Die Brachestreifen sollten also nicht mehrjährig verbleiben, sondern im zweijährigen Rhythmus gemäht werden, um den Aufwuchs noch verwerten zu können. Den Landwirten wurde nicht vorgeschrieben, auf welchem Flurstücksbereich ein Brachestreifen entstehen sollte, vielmehr konnten diese in Eigenregie entscheiden, wo sie entsprechende Bracheflächen anlegen wollen.

Das 1992 eingeführte Brachestreifenkonzept nahmen unerwartet viele

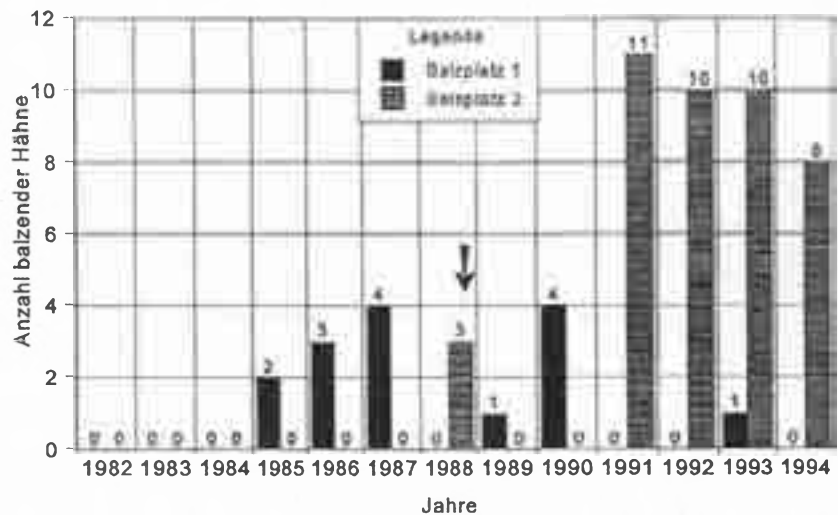


Abb. 6. Auswirkung der Fichtenräumung auf die Besetzung zweier Balzplätze 1982–1994; Pfeil: Fichtenräumung im Herbst 1988.

Landwirte auf und setzten es in die Tat um. Da das Konzept auf freiwilliger Basis beruht, hat es den großen Vorteil, daß hierbei keinerlei finanzieller oder Verwaltungsaufwand entsteht.

Durch die Neuschaffung von Strukturen in strukturarmeren Bereichen werden für das Birkhuhn bisher nicht nutzbare Bereiche erschlossen. Die Brachen bieten natürlich auch vielen anderen Tieren zusätzliche Deckung, Nahrung und Überwinterungsmöglichkeiten und schaffen bessere Verbreitungsmöglichkeiten für mehrjährige Pflanzen. Ebenso spielen sie bei der Vernetzung von Lebensräumen eine entscheidende Rolle (Kolb et. al. 1993) (siehe Foto 2).

Störungen und Prädation als Ursachen jüngster Bestandsveränderungen

Einfluß von Tourismus, Freizeitsport und Straßenverkehr auf die Birkhuhnpopulation / Besucherlenkungsmaßnahmen

Die durch die fortschreitende Arbeitszeitverkürzung ständig zunehmende Freizeit hat zu einer immer stärkeren Nutzung der Landschaft durch Erholungssuchende und Sporttreibende geführt. Dieser Trend hin zur Freizeitgesellschaft macht sich auch in der Rhön immer stärker bemerkbar und wirkt



Foto 2. Brachestreifen im zentralen Bereich des Naturschutzgebietes „Lange Rhön“, Aufnahme Karl-Heinz Kolb, September 1993.

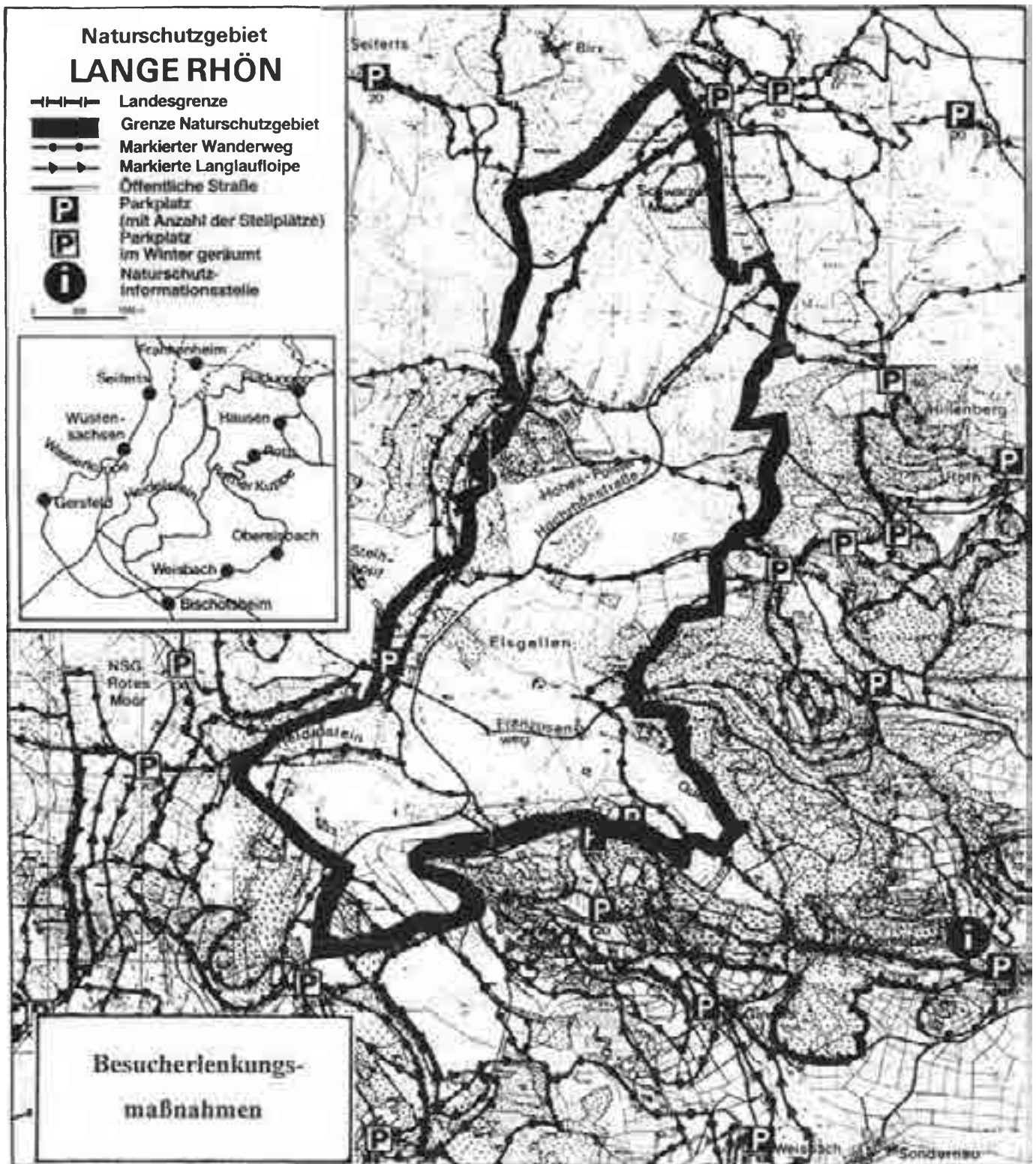


Abb. 7. Besucherlenkungsmaßnahmen im Naturschutzgebiet „Lange Rhön“. Beachte die geringe Wegedichte im Naturschutzgebiet im Vergleich zur Peripherie.

sich deutlich negativ auf die Entwicklung des Birkhuhnbestandes aus. Trotz in der Schutzgebietsverordnung für das NSG „Lange Rhön“ verankertem Wege- und Loipengebot kommt es immer wie-

der zu gravierenden Störungen in den Brut- und Aufzucht Habitaten durch Wanderer, die gesperrte Wege benutzen oder gar querfeldein laufen. Im Winter werden die Wintereinstände

der Birkhühner in mehreren Bereichen des Gebietes durch Langläufer, die wilde Loipen anlegen oder ebenfalls querfeldeinlaufen, oft empfindlich gestört, was dazu führt, daß die Birkhüh-

ner bei entsprechend tiefen Temperaturen große Probleme haben, ihren Energiebedarf zu decken. Bis 1988 hat das bis dato nicht verbotene Reiten ebenfalls zu Störungen in den Birkhuhnhabitaten geführt. Mit Aufnahme eines allgemeinen Reitverbotes in die Schutzgebietsverordnung im April 1988 konnte diese Störquelle jedoch beseitigt werden. Die Flugsilhouette der an der Wasserkuppe startenden und die Lange Rhön überfliegenden Segelflugzeuge führt bei entsprechender Überfluggeschwindigkeit ebenfalls zu Störungen, da die Birkhühner die Segelflieger für Luftfeinde halten. Weitere Störungen durch Luftverkehr in Form von Fluglärm gehen von Touristenrundflügen und Motorschlepps mit Sportflugzeugen, aber auch von überfliegenden Hubschraubern aus. Die relativ neue Sportart Mountainbiking wirkt sich in der Rhön gleichfalls negativ auf das Birkhuhn aus. Dadurch, daß viele Mountainbiker auf Wanderwegen fahren, sehen sich viele Wanderer veranlaßt, neben diesen im Gelände zu laufen, was zu zusätzlichen Störungen führt. Außerdem wirkt sich auch bei dieser Sportart das Querfeldeinfahren negativ aus.

Durch umfangreiche Besucherlenkungsmaßnahmen wurde und wird versucht die von Tourismus und Freizeitsport ausgehenden Störeinflüsse so weit wie irgend möglich zu minimieren. Diese Lenkungsmaßnahmen umfassen die Sperrung aller Wirtschaftswege und Wanderwege, die Birkhuhnhabitate tangieren bzw. tangierten, die Verlegung der Langlaufloipen an die Peripherie des Schutzgebietes sowie das Auflassen mehrerer kleiner Parkplätze im Schutzgebiet. Hieraus resultiert eine deutlich geringere Wegedichte im Schutzgebiet sowie ein Parkplatzangebot ausschließlich an der Peripherie des Schutzgebietes (siehe Abb. 7).

Wie die entsprechenden Verbote zur Minimierung der Störeinflüsse, sind die demselben Ziel dienenden Besucherlenkungsmaßnahmen nur dann wirksam, wenn eine entsprechend effektive Überwachung des Schutzgebietes gewährleistet ist. Verbote werden erfahrungsgemäß nur dann eingehalten, wenn sie entsprechend überwacht werden. Aus diesem Grund wird das NSG „Lange Rhön“ seit seinem Bestehen von einem hauptamtlichen Natur-

schutzwart betreut und beaufsichtigt, der in den ersten beiden Jahren durch die Wildbiologische Gesellschaft München e. V. als privatem Träger und später durch den Landkreis Rhön-Grabfeld, bei Übernahme der Hauptkosten durch den Bayerischen Naturschutzfond, finanziert wurde. Leider war das Schutzgebiet nach Ausscheiden des bisherigen Betreuers im Herbst 1993 bis Februar 1995, als ein neuer Naturschutzwart seinen Dienst antrat, ohne die nötige Betreuung und Beaufsichtigung.

Der stetig zunehmende Straßenverkehr auf der Langen Rhön stellt heute eine erhebliche Belastung für die Natur dar. Neben der Verlärmung großer Bereiche des Gebietes, die die Bioakustik empfindlich stört, kam es auch immer wieder durch in Höhe der Balzplätze haltende Fahrzeuge und das Aussteigen der Insassen zu erheblichen Störungen des Balzgeschehens, aber auch der übrigen Tierwelt. Um diesen Mißstand zu beseitigen, wurde im April 1992 für das gesamte Schutzgebiet ein Zonenhalteverbot eingeführt. Viel gravierender als die vom Straßenverkehr ausgehenden Störungen sind jedoch die Tierverluste durch Überfahren. Hiervon ist vom Schmetterling und Käfer über Grasfrosch und Blindschleiche bis hin zum Braunkehlchen, Birkhuhn, Fuchs oder Reh ein erheblicher Teil der in der Langen Rhön vorkommenden Tierarten betroffen. So wurden beispielsweise 1992 auf allen Straßen im NSG „Lange Rhön“ 123 Wirbeltiere aus 26 Arten überfahren, wovon alleine 74, also 60 % aller Verkehrstopfer, auf die Hochrhönstraße entfielen (siehe Tabelle 2). Hierunter befanden sich folgende Arten der Roten Liste bedrohter Tiere in Bayern (*Bayerisches Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen* 1993) – in Klammern jeweilige Anzahl: Kreuzotter (*Vipera berus*) (1), Wiesenpieper (*Anthus pratensis*) (2), Braunkehlchen (*Saxicola rubetra*) (3), Birk-

huhn (*Tetrao tetrix*) (2). Auch die Verluste an größeren Säugetieren sind enorm, wie 14 Feldhasen (*Lepus europaeus*), 5 Füchse (*Vulpes vulpes*), 2 Wildschweine (*Sus scrofa*) und 37 Rehe (*Capreolus capreolus*) belegen. Die Dunkelziffer der durch den Straßenverkehr getöteten Tiere kann jedoch noch weit höher angesetzt werden. Viele Tiere werden beim Aufprall gegen die Fahrzeuge in den Straßengraben oder angrenzende Wiesen geschleudert, wo sie nur selten registriert und von anderen Tieren als Aas verwertet werden.

Leider fanden sich auch 1994 wieder ein Junghahn und eine Junghenne in der Statistik der Verkehrstopfer, was bei einem Gesamtbestand von insgesamt nur noch ca. 40 Birkhühnern als sehr bedenklich angesehen werden muß. Es erscheint somit dringend geboten, daß zukünftig verkehrslenkende Maßnahmen, v. a. für die in Nord-Süd-Richtung verlaufende Hochrhönstraße und die zu dieser hinführenden Stichstraßen, ergriffen werden. Eine Geschwindigkeitsbegrenzung auf 60 km sowie eine Tonnagebegrenzung auf 7,5 t wären hierzu ein erster Schritt. In diesem Zusammenhang wird auch seit langem eine Teilspernung diskutiert, die aber bei der aktuellen politischen Situation nicht durchsetzbar erscheint.

Der Einfluß von Prädatoren auf die Birkhuhnpopulation

Hat der Mensch die Zusammensetzung der Räuber-Beute-Systeme gründlich durcheinander gebracht, so sind in aller Regel die Auswirkungen der hieraus resultierenden zu geringen Ausgewogenheit im System heftige Räuber-Beute-Auseinandersetzungen, die deutlich zu Lasten der Beutepopulation gehen. Der Prädatoren begrenzt durch seinen Einfluß in starkem Maße die Beute und bringt sie an den Rand der Auslöschung. Ausgeprägte Fluktuationen

Tabelle 2. Zahl der durch den Straßenverkehr getöteten Wirbeltiere im Naturschutzgebiet „Lange Rhön“ im Jahr 1992.

Zahl der durch Straßenverkehr getöteten Wirbeltiere im NSG "Lange Rhön" im Jahr 1992		
Tiergruppe	alle Straßen im NSG	Hochrhönstraße (% aller Verkehrstopfer)
Amphibien	20	19 (95)
Reptilien	4	2 (50)
Vögel	22	17 (77)
Säugetiere	77	36 (47)
Σ	123	74 (60)

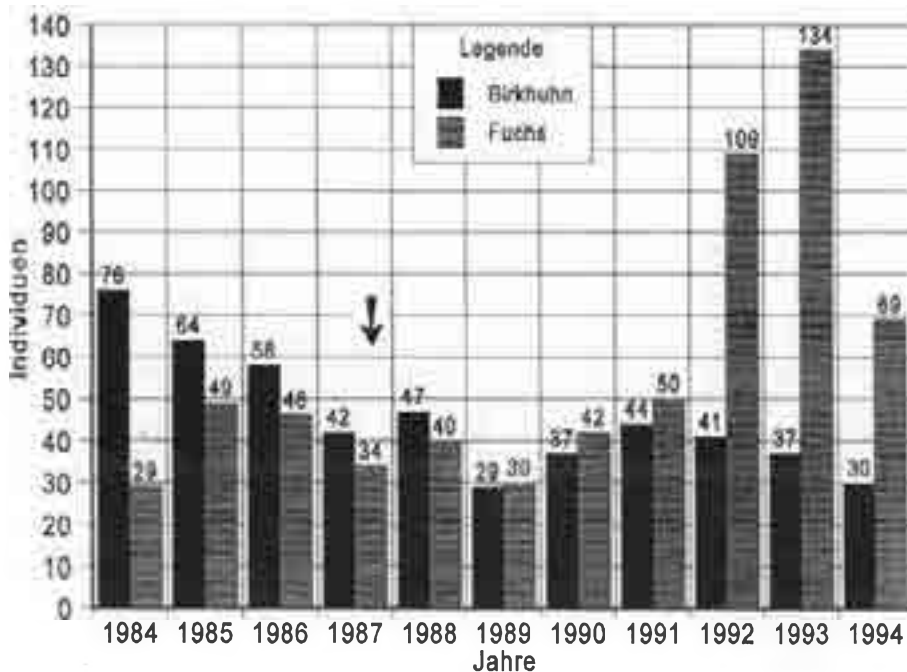


Abb. 8. Jagdstrecke des Fuchses (*Vulpes vulpes*) in den 10 Jagdrevieren der Langen Rhön 1984–1994; Quelle: Untere Jagdbehörde Landkreis Rhön-Grabfeld. Schwarze Säulen: Birkhuhnbestand, graue Säulen: Fuchsstrecke, Pfeil: Beginn der oralen Tollwutimpfung des Fuchses im Landkreis Rhön-Grabfeld, zu dem die Lange Rhön gehört, im Herbst 1987.

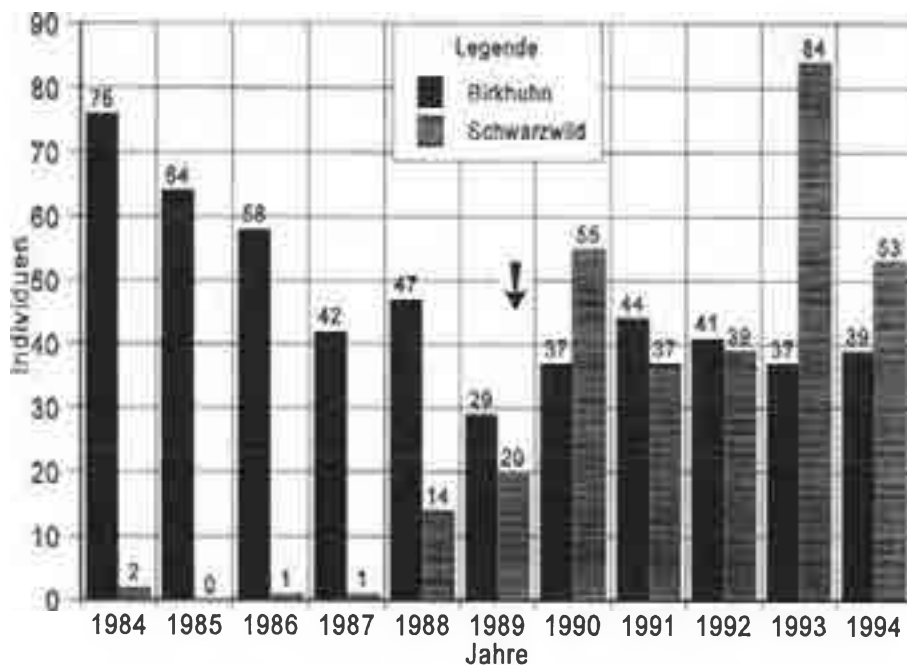


Abb. 9. Jagdstrecke des Schwarzwilds (*Sus scrofa*) in den 10 Jagdrevieren der Langen Rhön 1984–1994; Quelle: Untere Jagdbehörde Landkreis Rhön-Grabfeld. Schwarze Säulen: Birkhuhnbestand, graue Säulen: Schwarzwildstrecke, Pfeil: Wiedervereinigung Deutschlands und damit verbundener Beginn der Beseitigung der ehemaligen innerdeutschen Grenze im Herbst 1989.

der Größe und Dichte der Beutepopulation, aber auch der Räuberpopulation, wenn der Beutegreifer nicht auf Ersatzbeute ausweichen kann, sind die Folge (Odum und Reichholf 1980).

Steigt die Größe der Prädatorenpopulation durch bestimmte Faktoren innerhalb kurzer Zeit stark an, so führt dies dazu, daß auch Beutetiere, die normalerweise eher selten erbeutet

werden, dem Prädator häufiger zum Opfer fallen.

Betrachtet man die in den letzten Jahren enorm gestiegenen Jagdstrecken von Fuchs (*Vulpes vulpes*), Schwarzwild (*Sus scrofa*) und Waschbär (*Procyon lotor*) in den Revieren der Langen Rhön unter der Annahme, daß sie die Populationsentwicklungen dieser Arten widerspiegeln, so könnte dieser Sachverhalt auf das Birkhuhn zutreffen (siehe Abb. 8, 9 und 10). Nach Auskunft der Jägerschaft ist diese Annahme wohl richtig, da sich die Jagdintensität auf die obengenannten Arten, wenn, nur in geringem Umfang erhöht hat. Die negative Entwicklung des Birkhuhnbestandes in den 90er Jahren könnte also neben anderen Faktoren, die hierbei sicher eine Rolle gespielt haben, auch durch erhöhten Feinddruck verursacht worden sein.

Der Fuchsabschuß lag zwischen 1984 und 1989 bei durchschnittlich 38 Füchsen/Jagdjahr für die 10 Jagdreviere der Langen Rhön, stieg in den folgenden vier Jahren rasant bis auf 134 erbeutete Füchse im Jagdjahr 1993 an, was über 350% des Abschusses zwischen 1984 und 1989 entspricht, und fiel im Jagdjahr 1994 wieder auf 69 Füchse ab (siehe Abb.8). Ob der deutlich gestiegene Fuchsbestand, der sich auch anhand der gestiegenen Beobachtungshäufigkeit verifizieren läßt, durch die im Herbst 1987 im Landkreis Rhön-Grabfeld eingeführte orale Tollwutimmunisierung des Fuchses hervorgerufen wurde, läßt sich nicht belegen, erscheint jedoch wahrscheinlich.

Ebenso wie der Fuchsbestand ist auch der Schwarzwildbestand in den letzten Jahren, wie die Jagdstrecken zeigen, enorm angestiegen. Bis 1987 kam auf der Langen Rhön nur sehr vereinzelt Schwarzwild zur Strecke. 1988 dokumentieren 14 erlegte Wildschweine die beginnende Einwanderung des Schwarzwilds in die Hochlagen der Rhön.

Diese Tendenz hat sich, v. a. seit der Wiedervereinigung Deutschlands und der damit verbundenen Grenzöffnung, noch deutlich verstärkt. 1993 wurde mit 84 erlegten Wildschweinen das bisherige Maximum erreicht, 1994 kamen etwas weniger, nämlich 53 Tiere zur Strecke (siehe Abb.9). Durch das flächige Umbrechen von genutztem, aber auch brachliegendem Grünland bei

der Suche nach Wurzelknollen, Mäusen, Insektenlarven etc. stellt das Schwarzwild eine nicht zu unterschätzende Gefahr für die Gelege des Birkhuhns dar. Sogar die auf dem Gelege sitzende Henne ist vor ihm nicht sicher.

Der 1962 von Oberförster Gottfried Hähnel in zwei Paaren in der Rhön ausgesetzte Waschbär hat sich, unterstützt durch Flüchtlinge aus Pelzzuchten, inzwischen über die gesamte Rhön ausgebreitet. 1987 taucht er erstmals in den Jagdstrecken der Langen Rhön auf und wurde zwischen 1989 und 1994 in einer Anzahl von durchschnittlich 6 Tieren/Jagdjahr erlegt, wobei 1994 kein Waschbär zur Strecke kam (siehe Abb. 10). Als vorwiegend nachtaktiver Beutegreifer mit einer Vorliebe für Vogeleier kann der Waschbär vor allem den Gelegen des Birkhuhns gefährlich werden.

Die Zusammenstellung der Jagdstrecken der Marder (Dachs [*Meles meles*], Steinmarder [*Martes foina*], Baummarder [*Martes martes*] und Iltis [*Mustela putorius*]) läßt keine deutlichen Tendenzen einer Zu- oder Abnahme zwischen 1984 und 1994 erkennen. Betrug die Jagdstrecke zwischen 1984 und 1989 10,8 Tiere/Jagdjahr, mit einem Anteil des Steinmarders von 7,7 Tieren/Jagdjahr, sank diese nur leicht auf 9,0 Tiere/Jagdjahr, mit einem Anteil des Steinmarders von 6,4 Tieren/Jagdjahr zwischen 1990 und 1994 (siehe Abb. 11). Einzig die Jagdstrecken des Dachses haben in den letzten Jahren etwas zugenommen, was einen leichten Populationsanstieg dieses größten heimischen Marders vermuten läßt, der durch vermehrte Beobachtung bestätigt wird. Die Jagdstrecken der Marder sind jedoch auch schon in den 80er Jahren sicher nicht mehr repräsentativ für den tatsächlichen Bestand, da die effektivste Jagdmethode auf Marder, nämlich die Fallenjagd, kaum noch betrieben wird und die Bälge schlecht bezahlt werden.

Ein Einfluß der Marder auf die Birkhuhnpopulation der Langen Rhön ist sicher gegeben, dessen Umfang ist jedoch, aus genannten Gründen, schlecht abzuschätzen.

Betrachtet man die Jagdstrecken der in Bayern jagdbaren Rabenvögel Eichelhäher (*Garrulus glandarius*), Elster (*Pica pica*) und Rabenkrähe (*Corvus co-*

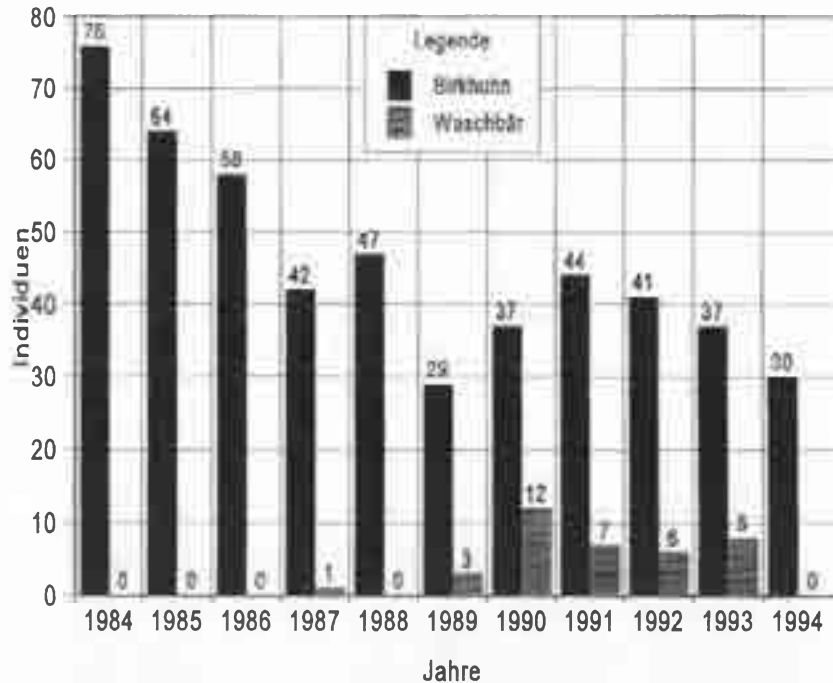


Abb. 10. Jagdstrecke des Waschbärs (*Procyon lotor*) in den 10 Jagdrevieren der Langen Rhön 1984–1994; Quelle: Untere Jagdbehörde Landkreis Rhön-Grabfeld. Schwarze Säulen: Birkhuhnbestand, graue Säulen: Waschbärstrecke. Beachte das erstmalige Auftreten des Waschbärs in der Jagdstrecke der Langen Rhön 1987.

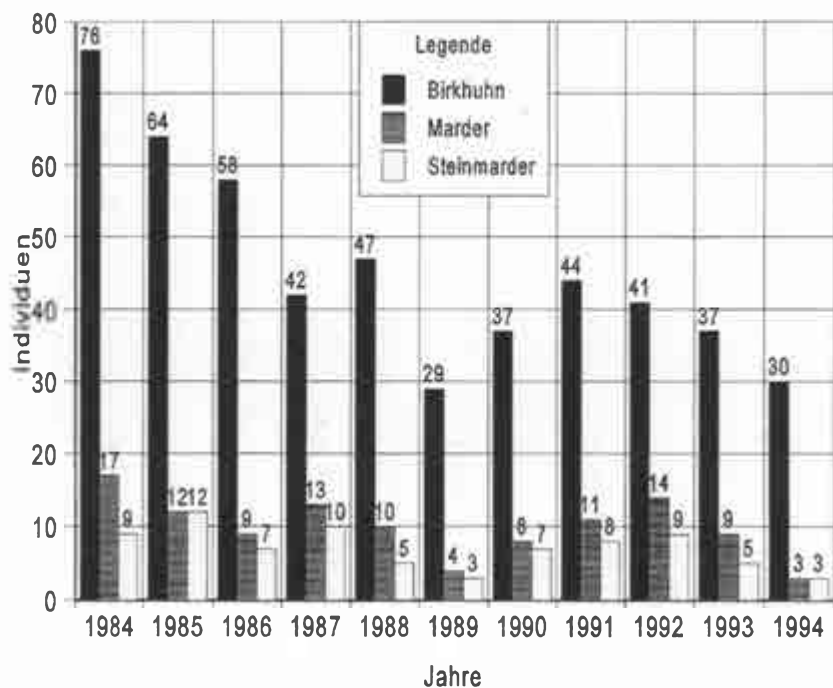


Abb. 11. Jagdstrecke der Marder (Dachs [*Meles meles*], Steinmarder [*Martes foina*], Baummarder [*Martes martes*] und Iltis [*Mustela putorius*]) in den 10 Jagdrevieren der Langen Rhön 1984–1994; Quelle: Untere Jagdbehörde Landkreis Rhön-Grabfeld. Schwarze Säulen: Birkhuhnbestand, graue Säulen: Marderstrecke weiße Säulen: Steinmarderstrecke.

rone corone), so nahmen diese von einem Maximum von 133 Rabenvögeln mit einem Anteil der Rabenkrähe von 35 Vögeln 1984 bis auf 35 Rabenvögel mit einem Anteil von 15 Rabenkrähen

im Jagdjahr 1989 kontinuierlich ab. 1990 stiegen die Strecken wieder abrupt auf etwa den doppelten Bestand wie 1989 an. Zwischen 1991 und 1994 betrug die Strecke dann im Mittel 52 Ra-

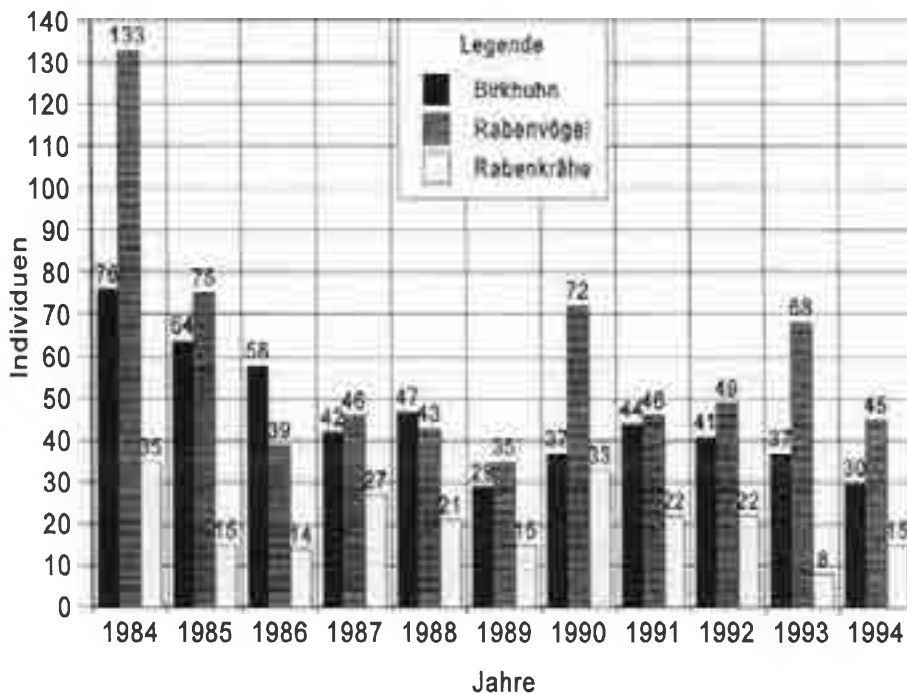


Abb. 12. Jagdstrecke der Rabenvögel (Eichelhäher [*Garrulus glandarius*], Elster [*Pica pica*] und Rabenkrähe [*Corvus corone corone*]) in den 10 Jagdrevieren der Langen Rhön 1984–1994; Quelle: Untere Jagdbehörde Landkreis Rhön-Grabfeld. Schwarze Säulen: Birkhuhnbestand, graue Säulen: Rabenvögelstrecke, weiße Säulen: Rabenkrähenstrecke.

benvögel bei einem Rabenkrähenanteil von 16,8 Vögeln (siehe Abb. 12). Denn Geländebeobachtungen zufolge scheinen vor allem die Rabenkrähe und hier im speziellen die Nichtbrüter, aber auch in geringerem Umfang die Elster in der Rhön in den letzten Jahren zugenommen zu haben, was aus den Jagdstrecken nicht ersichtlich ist. Dies ist sicher auch durch die Tatsache bedingt, daß die Rabenvögel ganz unterschiedlich intensiv in den einzelnen Revieren bejagt werden. Rabenvögel können insbesondere den Birkhuhngelegen gefährlich werden, v.a. wenn sie durch entsprechende Störungen in den Bruthabitaten auf die Gelege aufmerksam werden.

Ob und in welchem Umfang Rabenvögel tatsächlich Birkhuhngelege in der Langen Rhön plündern, ist nicht bekannt.

Ausblick

Trotz umfangreicher Maßnahmen zur Biotopverbesserung und Erweiterung ist es bisher in der Rhön nicht gelungen, den negativen Bestandstrend des Birkhuhns in einen positiven umzukehren. Hierfür ist wohl in erster Linie ein immer stärker werdender Störungsdruck durch Tourismus und Freizeitsport verantwortlich. Ein erhöhter Prädationsdruck scheint ebenfalls eine Rolle zu spielen. Erst wenn der Einfluß dieser und einiger momentan noch nicht so klar faßbaren Faktoren zukünftig im nötigen Umfang minimiert werden kann, besteht Hoffnung, das Überleben der autochthonen Birkhuhnpopulation in der Rhön längerfristig sichern zu können. Aktuelle Bestandserhebungen im Frühjahr 1995 lassen jedoch eine Bestandserholung wenig wahrscheinlich erscheinen.

Literaturverzeichnis

- Bayerisches Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen, 1993: Rote Liste gefährdeter Tiere in Bayern (Wirbeltiere, Insekten, Weichtiere). – 2. Aufl., 139 S.
- Dietzen, W., 1985: Birkwildschutz auf dem Prüfstand. – Ber. Dtsch. Sect. Int. Rat Vogelschutz 25, 111–126.
- Dietzen, W., Kolb, K.-H., Salomon, J., Spitzl, K. H., 1992: Errichtung und Sicherung schutzwürdiger Teile von Natur und Landschaft mit gesamtstaatlicher repräsentativer Bedeutung, Projekt: Hohe Rhön/Lange Rhön. – Natur und Landschaft, 67. Jg., 7/8, 371–379.
- Dietzen, W., Holzhausen, J., 1985: Die Vogelwelt des Naturschutzgebietes Lange Rhön. – Ber. Wildbiologische Gesellschaft München e.V., 26 S.
- Kolb, K.-H., Spitzl, K. H., Dietzen, W., 1993: Strukturierung von jährlich gemähten Mittelgebirgswiesen durch Brachestreifen als neues Pflegekonzept in den Naturschutzgebieten der Hohen Rhön/Langen Rhön. – Artenschutzreport, 3/1993, 21–22.
- Müller, F., Kolb, K.-H., 1996: Das Birkhuhn (*Tetrao tetrix*) – Leitart der offenen Kulturlandschaft in der Hohen Rhön. – Artenschutzreport, in Druck.
- Odum, E. P., Reichholf, J., 1980: Ökologie – Grundbegriffe, Verknüpfungen, Perspektiven. – 1. Aufl., BLV, 208 S.
- Planungsbüro Grebe, 1995: Biosphärenreservat Rhön – Rahmenkonzept für Schutz, Pflege und Entwicklung. – Neumann, 402 S.

Anschrift des Verfassers

Karl-Heinz Kolb
Regierung von Unterfranken
Verwaltungsstelle
Biosphärenreservat Rhön
Hauptstraße 43 · 97656 Oberelsbach

Zur Situation des Birkhuhns in der Lausitz

von Fritz Brozio

1. Einführung

Das Birkhuhn ist in der Lausitz eine traditionelle Tierart. Veröffentlichungen aus vergangener Zeit belegen dies. Jedoch scheint es schon immer eine Konzentration auf bestimmte Landschaften der Lausitz gegeben zu haben. Große zusammenhängende Waldgebiete, die durch anthropogene Einwirkungen der Land- und Waldbewirtschaftung mehr oder weniger aufgerissen oder auch durch Waldbrände immer wieder an den Beginn einer Sukzession gebracht wurden, sind ein solcher Verbreitungsschwerpunkt. Innerhalb dieser Gebiete treten typische Lausitzer Heidemoore in unterschiedlicher Anzahl und Ausdehnung auf. Zum Birkhuhnbestand in diesem Gebiet berichten zum Beispiel Feiler (1967) und Knobloch (1990). Planmäßige Beobachtungen erfolgen durch die Mitglieder der FG Ornithologie Weißwasser seit 1977 (Brozio 1990, 1993).

Die Betreuung einer sich selbst reproduzierenden Population in geeigneten und ausreichend großen Lebensräumen bis heute ist deshalb eine vorrangige Aufgabe des Naturschutzes im Naturraum Muskauer Heide. Hier soll zum Bestand einer Teilpopulation berichtet werden, welche durch den Abbau von Braunkohle im Tagebaufeld Nochten akut bedroht ist. Diese Notizen ergänzen die bisherigen Berichte zu dieser Tierart aus der Region.

2. Die Situation im Naturraum

Der Naturraum Muskauer Heide wird seit mehreren Jahrzehnten durch den Abbau von Braunkohle devastiert und in weiteren Bereichen nachhaltig beeinflusst, so z. B. durch die damit verbundene großflächige Absenkung des Grundwassers. Seit 1960 wurde auf ca. 20000 ha ehemaliger Waldfläche der Muskauer und Neustädter Heide ein Truppenübungsplatz angelegt, der bis heute im wesentlichen extensiv – typisch militärisch – genutzt wird. Eine Charakterisierung der Landschaft und

ausgewählter Birkhuhnlebensräume erfolgte durch Brozio 1992, 1993. Besonders die waldökologische Situation wird durch mehrere Arbeiten von Großer aus den 50er und den 60er Jahren belegt (Großer 1965). Den aktuellen Zustand der Wälder um Weißwasser stellte Großer 1990 bis 1993 ebenfalls dar.

Von ehemals 17 Tagebauen der Lausitz werden 5 langfristig weiter betrieben, davon 2, die Tagebaue Nochten und Reichwalde, im Naturraum Muskauer Heide. In diesen zwei Abbaugebieten wurden bis 1993 ca. 7000 ha devastiert, bis zum Jahre 2030/-40 werden es 17000 ha sein. Von der Grundwasserabsenkung ist der gesamte Naturraum betroffen.

3. Die aktuelle Verbreitung des Birkhuhns

3.1 Naturraum Muskauer Heide

Flächendeckende Erfassungen können seit 1990 durchgeführt werden. Alle vor diesem Zeitpunkt erfaßten und veröffentlichten Daten betreffen jeweils Ausschnitte aus dem gesamten Verbreitungsgebiet.

Tabelle 1: Ergebnisse der Bestandserfassung zum Birkhuhn im Naturraum Muskauer Heide 1990 bis 1994

Datum	territoriale Hähne bzw. Exemplare
22. 04. 1990	ca. 70 Ex., davon 25, 11 Ex. in der östl. Muskauer Heide
27. 04. und 04. 05. 1991	ca. 100 Ex., davon 30–32,7 Ex. in der östl. Muskauer Heide
01. 05. und 02. 05. 1992	ca. 100–110 Ex., davon 36–39,6 Ex. in der östl. Muskauer Heide
01. 05. und 02. 05. 1993	ca. 100 Ex., davon 31–33,0 Ex. in der östl. Muskauer Heide
30. 04. und 01. 05. 1994	ca. 60 Ex., davon 18–20,2 Ex. in der östl. Muskauer Heide

Die gesamte Flachlandpopulation des Birkhuhns erstreckt sich über 30–40 km von West nach Ost über den Naturraum. Innerhalb dieser scheinen Teilpopulationen im Sinne von Metapopulationen zu existieren, zwischen denen aber ein Austausch besteht. Dies belegen Einzelbeobachtungen überfliegender Trupps. Die Beständigkeit der Größe der einzelnen Gruppen über mehrere Jahre läßt gleichzeitig eine relative Eigenständigkeit vermuten. Einen kleinen Aktionsradius für das Birkhuhn bestätigen bisherige Untersuchungen mit sendermarkierten Tieren. Die aktuelle Situation veranschaulicht Tabelle 1.

3.2 Die Entwicklung der Teilpopulation in den Revieren Hermannsdorf und Hirschwinkel

Im folgenden wird die Bestandsentwicklung im Revier Hermannsdorf und Hirschwinkel des Naturraumes aufgezeigt. Seit dem Beginn verlässlicher und regelmäßiger Beobachtungen in den 60er Jahren unseres Jahrhunderts konnten maximal 25 territoriale Hähne nachgewiesen werden. Dieser Bestand ist bis zum Jahre 1987 nachweisbar. Ab dem Jahr 1986 finden regelmäßig jährliche Zählungen durch die gleichen Mitarbeiter statt. Von 1988 bis heute ist ein ständiger leichter Rückgang feststellbar. Allgemeine Ursache dafür ist der fortschreitende Abbau von Braunkohle im Tagebau Nochten, der das Verbreitungsgebiet von allen Seiten jährlich weiter einschränkt. Etwa 3000 ha ehemals zur Verfügung stehenden Lebensraumes beherbergte eine seit dem vorigen Jahrhundert bestehende Birkhuhnpopulation. Die Vorkommen sind in der Literatur belegt (siehe oben). Bis heute wurde die für das Birkhuhn zur Verfügung stehende Fläche auf ca. 500 ha reduziert. Dieser Lebensraum wird durch Trassen noch weiter zerschnitten (Straßen, Wege, Energie- und Sumpfungswasserleitungen) und unterliegt permanenten Störungen durch Arbeiten, die mit der Braunkohlegewinnung zusammenhängen. Außerdem erfolgt seit 1990 ein Zuwachsen ehemaliger Freiflächen bzw. der freien Callunaheiden durch ein weiteres Voranschreiten der Sukzession. Besenginster nimmt weite Areale ein, Kiefer und Birke erreichen inzwischen Größen von 2–4 m und

Tabelle 2: Bestandsentwicklung des Birkhuhns in den Revieren Hermannsdorf und Hirschwinkel nach dem Beginn flächendeckender Erfassung

Datum	territoriale Hähne	Balzplätze (Anzahl)	Bemerkungen
1986	11–15	6–7	Großbrand vom 28. 04. bis Ende Mai, eine genaue Erfassung ist nicht möglich
1987	18–21	6–7	
1988	4–6	?	
1989	8–10	6–7	Konzentration auf einem neuen Balzplatz 2 Totfunde (Hähne) 2 Totfunde (Hähne) bergbauliche Arbeiten beeinträchtigen zunehmend den Lebensrhythmus der Art (Störungen)
1990	8–10	6–7	
1991	8	1	
1992	7–10	2–3	
1993	3–4	1–2	
1994	2 (–5?)	3 (wechselnd)	
1995	3	2–3	

bilden geschlossene Bestände. So wurden über Jahre bestehende Balzplätze aufgegeben, die Anzahl der zur Verfügung stehenden und für das Territorialverhalten der Art wichtigen Lebensräume verringerte sich. Trotz dieser nachhaltigen Verschlechterung der Lebenssituation konnte ein Abwandern der Tiere in benachbarte „bessere“ Räume bisher nicht festgestellt werden. Vielmehr macht Tabelle 2 deutlich, daß viele Tiere den engeren Lebensraum nicht verlassen. Bemerkenswert ist ein Ansteigen der Totfunde im gleichen Zeitraum und Areal.

4. Schlußfolgerungen

Das Birkhuhn ist für die Muskauer Heide eine Tierart, die seit mehreren Jahrhunderten, wenn auch in wechselnden Bestandsstärken, heimisch ist. Wurden noch im 19. Jahrhundert regelmäßig Hähne geschossen, so nahm der Bestand in der 1. Hälfte des 20. Jahrhunderts stark ab. Feiler (1967) gibt für die Reviere Hermannsdorf und Hirschwinkel für 1954 3 balzende Hähne, für 1955 3,3 Exemplare an. Nach mehreren Großbränden (1947, 1953, 1960, 1964) entstanden im Mooregebiet ausgedehnte Freiflächen mit Birkenverjüngung. Die Anzahl der festgestellten Hähne/Tiere stieg an und erreichte maximale Größen von 25 balzenden Hähnen (1964, Schernick mdl.) bzw. 50 bis 60 Tieren 1973 bis 1976 (Neumann in Feiler 1967). In dieser Zeit wurden an einem Tag maximal 12 Hähne am Hauptbalzplatz beobachtet (Feiler 1967). Der Bestand von 1977 bis 1985 wird bei Brozio (1990)

dargestellt, ab 1986 erfolgte eine flächendeckende Erfassung durch die Mitglieder der FG Ornithologie Weißwasser. Die Zusammenfassung aller Daten ergibt starke Schwankungen der Größe dieser Teilpopulation in den vergangenen 40 Jahren. Von Bedeutung ist die Tatsache, daß durch verschiedene Beobachtungsmethoden in einzelnen Zeiträumen ebenfalls unterschiedliche Zahlen dokumentiert wurden, so daß eine exakte Wertung der Ergebnisse nicht erfolgen kann. Bei Annahme des Geschlechterverhältnisses von 1:1 liegt das Minimum der Populationsgröße unter 10 Tieren, die maximale Größe bei über 50 Tieren. Ungünstige Lebensraumsituationen verringern die Teilpopulation auf ein Minimum, bei optimalen Verhältnissen steigt der Bestand im Verlauf von ca. 10 Jahren an, wobei zusätzlicher Einflug aus benachbarten Revieren angenommen werden muß. Wahrscheinlich ist jedoch, daß eine Teilpopulation von weniger als 10 Tieren auf 600 bis 1000 ha unter den oben genannten Bedingungen zur Erhaltung und zum Wiederaufbau des Bestandes in der Lage ist. Neben dem dominanten Faktor Lebensraumqualität (Reproduktionsraum, Nahrungsraum, Balzplatz) spielen immer Prädatoren, wie z.B. Habicht und Fuchs, eine wichtige Rolle, da nach unseren Erfahrungen und den Feststellungen nach telemetrischen Untersuchungen Birkhühner einen begrenzten Raum besiedeln, somit relativ standorttreu sind und die Stabilisierung des Bestandes durch Zuflug aus benachbarten Teilpopulationen die Verluste nicht ausgleicht.

Offenbar sind auch bisher unbekannte überregionale Faktoren von Bedeutung. So stellten Beobachter aus verschiedenen Regionen 1993/94 in ihren Gebieten, wie der Lüneburger Heide (Lütkepohl 1994) und der bayerischen Rhön (Kolb 1994) einen deutlichen Rückgang des Bestandes fest (vergleiche die Bestandsentwicklung in der Muskauer Heide).

1995 konnten auf dem bisher vom Bergbau erfaßten Gebiet der untersuchten Teilpopulation keine balzenden Hähne mehr festgestellt werden. Der mögliche Lebensraum wurde auf ca. 200 bis 300 ha Moor- und Heidegebiet mit 2 bis 7 Jahre alter Sukzession eingeschränkt, ein Erlöschen dieser Teilpopulation ist deshalb für die nächsten Jahre anzunehmen.

5. Literatur

- Brozio, F., 1990: Die Flachlandpopulation des Birkhuhns (*Tetrao tetrix* L.) im Kreis Weißwasser. – Abhandlungen und Berichte des Naturkundemuseums Görlitz 64, 1, 93–98.
- Brozio, F., 1992: Naturschutz im Landkreis Weißwasser. Naturschutzgebiete und Naturschutzstrategie. – Heimatkundliche Beiträge für den Kreis Weißwasser/ Oberlausitz, Heft 8, Landratsamt Weißwasser.
- Brozio, F., 1993: Grundlagen für ein regionales Artenschutzprogramm zur Flachlandpopulation des Birkhuhns (*Tetrao tetrix* L.) in Nordsachsen. – Materialien zu Naturschutz und Landschaftspflege 1, 4–10, Sächsisches Staatsministerium für Umwelt und Landesentwicklung.
- Großer, K. H., 1965: Der Wald und seine Umwelt. – Naturschutzarbeit in Berlin und Brandenburg, Beiheft 1.
- Feiler, A., 1967: Der Rückgang des Birkwildes *Lyrurus tetrix* in Ostachsen und in Südbrandenburg und seine Ursachen. – Beiträge zur Vogelkunde, Band 13, Heft 1/2, 89–106.
- Knobloch, H., 1990: Die Rauhfußhühner (Tetraoninae) in der Oberlausitz. – Abhandlungen und Berichte des Naturkundemuseums Görlitz 64, 8, 1–24.
- Kolb, K.-H., 1994: Zur Situation des Birkhuhns in der bayerischen Rhön unter besonderer Berücksich-

tigung der möglichen Ursachen jüngster Bestandsveränderungen. – Vortrag auf der internationalen Tagung „Ökologie und Schutz der Rauhfußhühner“, Cursdorf/ Thüringen, 10. – 12. 11. 1994.

Lütkepohl, M., 1994: Das Birkhuhn in der Lüneburger Heide. – Vortrag auf der internationalen Tagung „Ökologie und Schutz der Rauhfußhühner“, Cursdorf/Thüringen, 10. – 12. 11. 1994, in diesem Heft.

Anschrift des Verfassers

Dr. Fritz Brozio
Humboldtstraße 2
02943 Weißwasser

Entwicklung des Birkhuhnbestandes in der Diepholzer Moorniederung und Maßnahmen zu seinem Erhalt

von Friedhelm Niemeyer

Einleitung

Die Diepholzer Moorniederung galt lange Zeit als einer der Verbreitungsschwerpunkte des Birkhuhns in Niedersachsen. Die hohe avifaunistische Bedeutung einzelner Moore des Naturraumes insbesondere für den Goldregenpfeifer führte seit Beginn der siebziger Jahre zu umfangreichen Schutzkonzeptionen, wie Anmeldung der wertvollsten Bereiche als Feuchtgebiet internationaler Bedeutung, Ausweisung von Naturschutzgebieten, Versagen weiterer industrieller Abtorfung, und agrarstruktureller Maßnahmen, sowie zu Pflege- und Entwicklungsplänen und deren teilweiser Umsetzung.

Ziel war und ist es, noch vorhandene naturnahe Teilgebiete vor weiteren Eingriffen zu bewahren und diese wie auch die bereits stark gestörten Bereiche durch entsprechende Maßnahmen zu entwickeln (Wiedervernässung, Renaturierung, Regeneration).

Die Faunistische Arbeitsgemeinschaft Moore (FAM) im Regierungsbezirk Hannover und angrenzenden Gebiet leistete der Naturschutzverwaltung seit 1972 ehrenamtlich Unterstützung, vor allem durch Bestandserfassungen, Maßnahmenvorschläge und deren Durchführung. Seit 1983 wird die Arbeit der FAM im Rahmen des BUND-Projektes Diepholzer Moorniederung mit hauptamtlichen Mitarbeitern verstärkt fortgeführt.

Naturraum

Der Naturraum Diepholzer Moorniederung liegt im Städtedreieck Bremen –

Osnabrück – Hannover und umfaßt ca. 105 000 ha Gesamtfläche. Darin sind ca. 24 000 ha Hochmoor enthalten (geologische Definition = mindestens 30 cm Hochmoortorfaufage), verteilt auf 15 Hochmoore mit jeweiligen Größen zwischen 300 und 5600 ha, im Durchschnitt 1600 ha.

Die meisten Hochmoorflächen sind durch Vorentwässerung gestört oder durch industrielle Abtorfung, land- und forstwirtschaftliche Nutzung sowie fortgeschrittene Degeneration zerstört worden. Das Renaturierungsziel gilt jedoch für sämtliche Hochmoornutzungen und -entwicklungsstadien.

Mehr als 10 000 ha Hochmoor einschließlich Moorrandgebiete (Feuchtwiesen, Sandheiden) sind z. Z. als Naturschutzgebiet ausgewiesen. Zukünftig ist damit zu rechnen, daß bis zu 30 000 ha Fläche zu naturnahen Lebensräumen entwickelt werden.

Bestandsentwicklung des Birkhuhns

Das Birkhuhn besiedelte bis in die sechziger Jahre praktisch sämtliche Hochmoore des Naturraums, wobei im Winterhalbjahr auch große Flüge in der (noch extensiv genutzten) Kulturlandschaft und den darin eingestreuten Sandheideflächen auftraten. Der Austausch zwischen den Mooren war wegen der räumlichen Konstellation recht günstig und blieb nach Beobachtungen bis Ende der siebziger Jahre zumindest für einige „Mooverbindungen“ erhalten.

Genauere Bestandszahlen liegen seit 1972 durch Erfassungen der FAM

vor, die anfangs auch gemeinsam mit den örtlichen Jägern durchgeführt wurden. Zahlen ab 1983 entstammen teilweise, zuletzt überwiegend dem BUND-Projekt (Abb. 1).

Der Ausgangsbestand von 301 Tieren 1972 für den Naturraum verminderte sich innerhalb von 10 Jahren auf 61 Tiere (– 80 %), nach weiteren 10 Jahren auf 14 Tiere (– 77 %).

Stagnationsphasen in Dreijahresabschnitten (1973–75, 1977–79, 1980–82) wurden von starken Bestandseinbrüchen 1975 auf 1977 und 1979 auf 1980 unterbrochen.

Nach einem Tiefststand 1985 konnte bis 1989 eine leichte Bestandszunahme festgestellt werden, vor allem in zwei Mooren des Feuchtgebietes internationaler Bedeutung. Das Moor mit den am weitesten fortgeschrittenen Renaturierungsmaßnahmen hatte dabei die beste „Zunahme“.

Nach 1989 ging der Bestand jedoch in allen Gebieten wieder zurück und steht offensichtlich unmittelbar vor dem Erlöschen. Die leichte Erholungsphase von 1985 bis 1989 ist nicht nur in der Diepholzer Moorniederung, sondern in ganz Niedersachsen festzustellen gewesen. Insofern ist weniger von einem allein regional wirkenden Faktor (z. B. durch Maßnahmen verbesserte Lebensräume), als von einem überregional wirksamen Faktor auszugehen. Die Vermutung liegt nahe, daß besonders günstige Witterungsverhältnisse den vorübergehenden Effekt bewirkt haben könnten.

An dem langfristigen Entwicklungstrend änderte dies jedoch nichts. Mit dem Aussterben des letzten autochthonen Birkhuhnbestandes in der Diepholzer Moorniederung und damit in einem Hochmoorbiotop Niedersachsens ist noch vor der Jahrtausendwende zu rechnen.

Als mögliche Ursachen des Bestandsrückganges sind sicherlich die Lebensraumzerstörung im Hochmoor selbst durch Abtorfung, Kultivierung

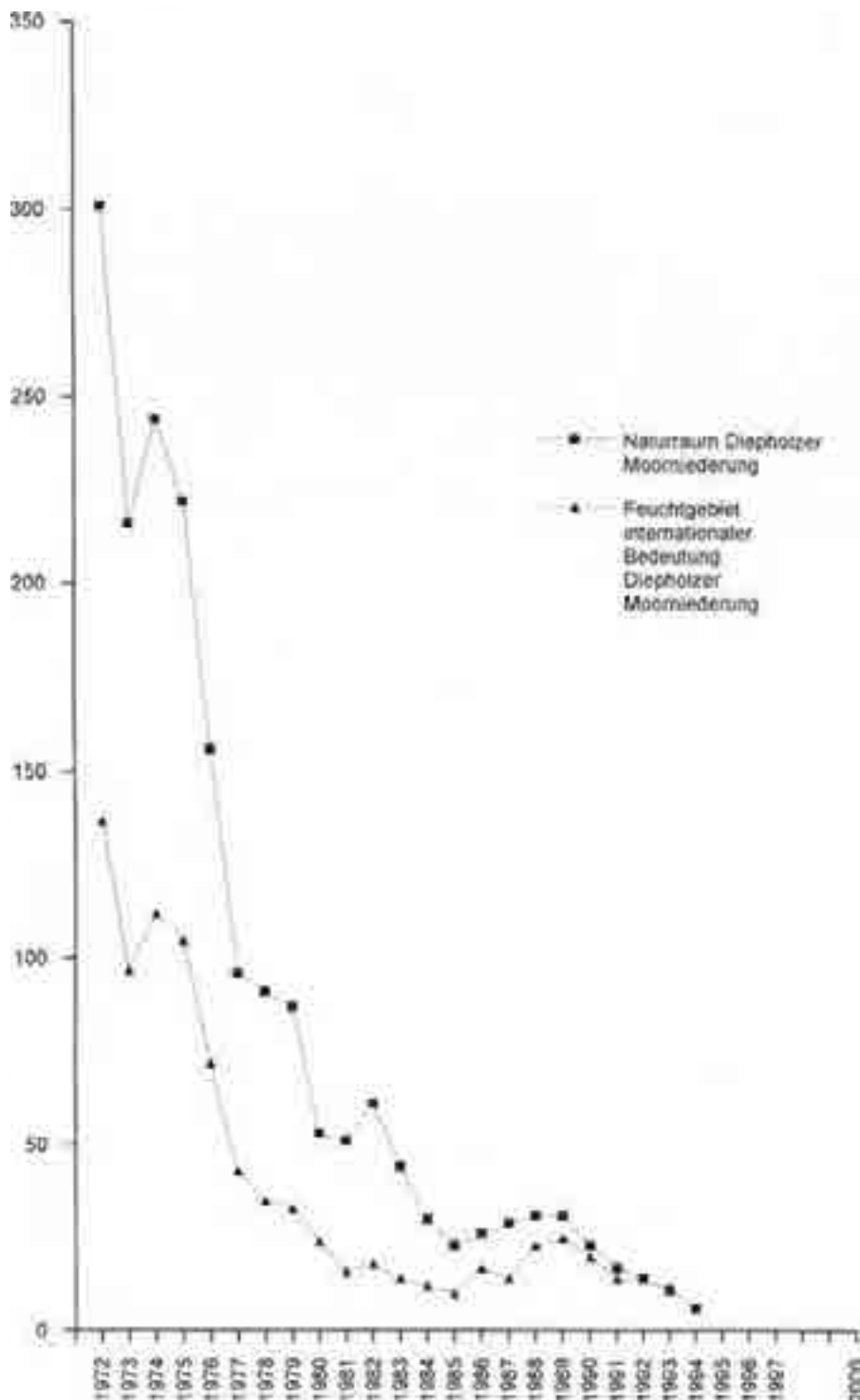


Abb. 1. Birkhuhn-Brutzeitbestände (Hähne u. Hennen; Erfassung FAM/BUND).

und in Gang gesetzte Degenerations-sukzessionen zu nennen, doch mitentscheidend sind auch die Moorrandgebiete, wo Sandheiden und extensiv genutztes Grünland als unerläßliche Jahreslebensraumteile des Birkhuhns zu stark verloren gingen.

Weitere Gründe, wie die Infektions-

gefahr der Hühner durch Geflügelkrankheiten und wachsende Störungen durch erholungssuchende Menschen dürften ebenfalls lokal eine Rolle gespielt haben. Dennoch ist der Rückgang durch die genannten Ursachen allein nicht zufriedenstellend zu erklären.

Wir vermuten, daß die Nährstoffein-

träge aus der landwirtschaftlichen Düngung und aus der Luft, insbesondere Stickstoff, zu Veränderungen in der Nährstoffzusammensetzung der Nahrungspflanzen von Birkhühnern geführt haben, die es den Vögeln besonders in der Jugendphase kaum mehr erlauben, eine ausreichende Fitness zu erlangen.

Die Tatsache, daß der Birkhuhnbestand Niedersachsens in den Hochmooren viel eher und drastischer als in den Sandheiden (Lüneburger Heide, Truppenübungsplätze) zurückging, legt nahe, daß der entscheidende negative Faktor (verm. Stickstoff) im Hochmoor wirksamer ist als auf Mineralboden.

Auch regional unterschiedliche Stickstoffeinträge scheinen sich im räumlich-zeitlichen Rückgangsverlauf des Birkhuhnbestandes innerhalb der Hochmoore Niedersachsens widerzuspiegeln. So wurden die westlichen Hochmoore, d. h. im Emsland, eher verlassen als die weiter östlich gelegenen. Eine auffällige Übereinstimmung mit dem erhöhten Stickstoffüberschuß der landwirtschaftlich genutzten Flächen im westlichen Niedersachsen ist erkennbar.

Maßnahmen zum Erhalt des Birkhuhnbestandes

Die Schutzbemühungen der FAM zielten von Beginn an neben dem Goldregenpfeifer auf das Birkhuhn, zumal sein großräumiger Lebensraumsanspruch verschiedenster Lebensgemeinschaften einschloß, denen damit ebenfalls geholfen wurde. Insofern ist das Birkhuhn ein idealer Indikator.

Am wichtigsten bei der Hochmoorrenaturierung war und ist die Wiederherstellung hochmoortypischer Wasserstandsverhältnisse durch entsprechenden Aufstau von Gräben (*Wiedervernässung*). Dies konnte in den ersten Jahren nur sehr begrenzt und ausschließlich auf Flächen der öffentlichen Hand erfolgen, da die wasserrechtlichen Voraussetzungen nicht vorlagen. Erst seit Mitte der achtziger Jahre wurden größere Maßnahmen mit Hilfe von Moorbaggern und -raupen durchgeführt. Stets hatten wertvolle Moorheiden dabei höchste Priorität. Sie galt es zuerst zu stabilisieren, um das hochmoortypische Arteninventar zu erhal-

ten und die Gefahr der Verbirdung und Versteppung mit Pfeifengras zu vermindern.

Mit der Entwässerung (und ausbleibender für die Diepholzer Moorniederung typischen Schafbeweidung) waren im Hochmoor Moorbirken aufgenommen, die in den ersten Stadien das Birkhuhn förderten, dann jedoch verdrängten. Durch *Entbirdungen* während des Winterhalbjahres erfolgte ein Aufhalten dieser Entwicklung an vielen Stellen, immer orientiert an den bekannten Habitatsprüchen des Birkhuhns. Insbesondere beerkraut- und ericaceenreiche Moorheiden wurden freigestellt, Sandheiden einbezogen, Kulissenbildungen auf der Grenze zu und im moornahen Grünland aufgelockert. Ebereschen, Weiden, Brombeeren wie fruchtende Einzelbirken blieben gezielt aus Gründen des Birkhuhnschutzes an Wegen und Gräben erhalten, ebenso locker verbuschte Moorrandbereiche.

Die große Wiederausschlagskraft der Birkenwurzelstöcke machte zumindest im ersten Jahr nach der Entbirdung eine *Beweidung mit Schafen (Moor-schnucken)* erforderlich. Ein gut beweideter Wurzelstock stirbt ab, so daß die Beweidung in den Nachfolgejahren reduziert werden kann.

Die in den ersten Jahren der Schutzmaßnahmen auch in Moorzentren belassenen Einzelbirken und lockeren Verbuschungen haben einen starken Neuverbirdungsdruck durch Samen erzeugt. Sie (und ihr Nachwuchs) mußten mit großem Aufwand entfernt werden, um das übergeordnete Ziel „Hochmoorrenaturierung/-regeneration“ zu erreichen. Insofern mußten kurzfristig und örtlich betrachtet „Opfer“ in Sachen Birkhuhnschutz gebracht werden, um die Erreichung des langfristigen Entwicklungsziels angesichts sehr großer Flächen bei begrenzten Natur-schutzmitteln nicht zu gefährden.

Als sehr geeignetes Mittel, Birkhuhnschutz zu betreiben, hat sich das *kontrollierte Brennen* erwiesen – eine alte Tradition der Moorschäfer, die durch das Abbrennen alter Heide und abgestorbenen Pflanzenmaterials von Wollgras und Pfeifengras nicht nur beste Weidegründe für ihre Schafe produzierten, sondern auch Lebensräume für gefährdete Vogelarten wie das Birkhuhn erhielten. Unter Beachtung be-

stimmter Rahmenbedingungen wurde kontrolliertes Brennen in der Diepholzer Moorniederung vom Naturschutz gezielt weiter eingesetzt. Gleichförmig strukturierte Moor- und Sandheidebestände wurden kleinräumig (0,01 bis 3 ha) im Januar und Februar abgebrannt. Die beliebte Annahme solcher Flächen durch balzende oder äsende Birkhühner war sehr auffällig. Unerläßlich ist jedoch, stets höherstrukturierte Vegetationsstadien in Gemengelage zu erhalten. Während Besenheide bereits unmittelbar nach dem Wiederaustrieb gern aufgenommen wird, ergibt sich beim Scheidigen Wollgras ein um ein Jahr verzögerter Effekt, ausgedrückt durch vermehrtes Schieben der von den Hühnern häufig geästen Blüten.

Es werden sowohl die gebrannten Flächen, insbesondere Pfeifengras, als auch frisch entbirdete bzw. verbirdungsgefährdete Flächen *mit Schafen in Hütetehaltung beweidet*. Jährlich aktualisierte Beweidungspläne regeln die Beweidungszeiträume und -intensitäten. Erfahrungsgemäß von Birkhühnern als Brutplatz genutzte Flächen durften – wenn überhaupt wegen Birkenaufkommens notwendig – erst nach der Brutzeit beweidet werden. Einzelne Moorheideflächen (Brutplätze) wurden auch aus anderen Gründen vollständig aus der Schafbeweidung herausgelassen.

Die Beweidung hat nicht nur zur Aufgabe, bestimmte Pflanzenarten und Vegetationsstrukturen zu fördern, sondern auch den Moor- und Heideflächen Nährstoffe zu entziehen. Durch tägliche ca. achttündige Hüteschafhaltung und Ablage der Herde außerhalb der auszuhagernden Bereiche ist das gewährleistet.

Erhebliche Auswirkungen auf den Birkhuhnbestand übte die *industrielle Abtorfung* aus, zunächst bei der Zerstörung traditioneller Birkhuhnbrutgebiete, später durch die vorübergehende Auflassung oder endgültige Wiederherstellung teilabgetorfte Flächen (Leegmoor). Sie wurden zumindest teilweise wieder als Lebensraum einbezogen, konnten jedoch nie annähernd die Bedeutung erlangen wie die ursprünglichen Bruthabitate, die Moorheiden. Bei konsequenter Leegmoorrenaturierung werden die Flächen üblicherweise eingeebnet, Steilkanten abgeschrägt und die Randgräben verschlossen, so

daß leichte Überstauungen entstehen. Während sich Schmalblättriges und Scheidiges Wollgras schnell wieder ausbreiten und eine Art Monokultur bilden können, bleiben für Birkhühner wichtige Pflanzen, wie Besen- und Glockenheide, Moosbeere und Rosmarinheide, stark zurück. Erst im Laufe von vielen Jahrzehnten ist mit der Wiedereinwanderung zuletzt genannter Pflanzenarten zu rechnen, wenn die inzwischen stattfindenden Nähr- und Schadstoffeinträge aus der Luft dies überhaupt zulassen.

Dort, wo die Leegmoorwiederherstellung keine ausreichende Vernässung ermöglicht, kann im günstigsten Fall eine besenheide- und/oder wollgrasreiche Vegetation entstehen, doch wird diese wegen der Verbuschungsfahr auf permanente Pflegemaßnahmen angewiesen sein, wenn der offene Landschaftscharakter erhalten werden soll. Dies als Ziel zu erreichen, ist das Vorhaben des Naturschutzes in der Diepholzer Moorniederung.

Zusammenfassend ist festzustellen, daß die mehr als zwanzigjährigen Schutzbemühungen für das Birkhuhn in der Diepholzer Moorniederung zwar örtlich und zeitlich begrenzt positive Effekte aufzeigten, jedoch letztlich die negative Gesamtentwicklung nicht aufhalten konnten.

Das Birkhuhn scheint vorauseilender Ausdruck einer Entwicklung zu sein, wie sie auch bei einigen anderen Tierarten zu beobachten ist.

Dennoch sind die umfangreichen Schutz-, Pflege- und Entwicklungsmaßnahmen in der Diepholzer Moorniederung nicht vergeblich gewesen, wie die vielen Teilerfolge hinsichtlich der Vegetationsentwicklung und die Stabilisierung anderer gefährdeter Tierpopulationen zeigen. Oberstes Ziel bleibt die großräumige Erhaltung, Entwicklung und Stabilisierung der Hochmoore mit ihren Randgebieten. Welche Arten dadurch erreicht werden können, bleibt auch angesichts nicht überschaubarer überregionaler Einflüsse unbestimmt.

Literatur

Heckenroth, H., 1980: Zur Situation des Birkhuhns (*Tetrao tetrix*) in Niedersachsen. – Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ. 16, 111–114, Karlsruhe 1980.

NNA-Berichte 2/1, 1989: Eutrophierung – das gravierendste Problem im Naturschutz? – Expertengespräche an der NNA, November 1988, NNA-Ber., 2. Jg./H. 1, 70 S. Schneverdingen 1989.

Wendland, F. et al. (Hrsg.), 1993: Atlas zum Nitratstrom in der Bundesrepublik Deutschland. Rasterkarten zu

geowissenschaftlichen Grundlagen, Stickstoffbilanzgrößen und Modellergebnissen. 96 S., Springer-Verlag, Berlin und Heidelberg 1993.

Für die freundliche Durchsicht des Manuskriptes danke ich Herrn Dr. R. Löhmer und Herrn K. Gödecke, für die Er-

stellung des Diagrammes Herrn P. Germer.

Anschrift des Verfassers

Friedhelm Niemeyer
BUND Landesverband Niedersachsen e. V.
Projekt Diepholzer Moorniederung
Langer Berg 15 · 49419 Wagenfeld

Das Birkhuhn in der Lüneburger Heide

von Manfred Lütkepohl

Der Rückgang des Birkhuhns in der Lüneburger Heide steht im engen Zusammenhang mit dem enormen Wandel der Lebensräume in diesem Gebiet. Die Landschaft war vor hundert Jahren noch durch weitläufige Heidegebiete geprägt, die heute auf geringe Restflächen zusammengeschrunpft sind. 1872 hatten Heideflächen im Regierungsbezirk Lüneburg einen Anteil von 49 % an der Gesamtfläche (Völksen 1984). Heute sind es weniger als 38 %. Während die Kultivierung von Heideflächen allerdings bereits bis zum Ende der dreißiger Jahre unseres Jahrhunderts weitgehend abgeschlossen war, setzte in den verbleibenden Birkhuhngebieten seit den 60er Jahren noch einmal ein erheblicher Rückgang ein. Die Hauptursache war jetzt vermutlich die Intensivierung der Landwirtschaft. Im zentralen Bereich der Lüneburger Heide haben sich bis heute einige Birkhuhnbestände gehalten, die unabhängig von Aussetzungsaktionen existieren (Abb. 1).

Auf dem Truppenübungsplatz Bergen besteht im zentralen Bereich eine sehr große Heidefläche, die vor allem durch Brände infolge des militärischen Übungsbetriebes offen gehalten wird. Hier lebt der größte Birkhuhnbestand der Lüneburger Heide. 1993 wurden hier 40 balzende M gezählt, so daß von ca. 80 Individuen ausgegangen werden kann. Der Bestand hält sich bereits seit mehreren Jahren in dieser Höhe (Menzel 1988 und mündlich). Im Nordteil des Truppenübungsplatzes liegt eine kleinere Heidefläche, auf der sich bereits seit langem ein Birkhuhnbestand hält. 1972–1988 wurden 6 M gezählt, 1988–1993 waren es 2–3, 1994 4 (Götze

1995). Das Gebiet ist ein Beispiel dafür, daß auch ein sehr kleiner Birkhuhnbestand lange überleben kann.

Auf dem Standortübungsplatz Celle ist nach einem Waldbrand 1976 eine 150 ha große Heidefläche entstanden. Die Fläche wurde 1987 vom Birkhuhn besiedelt. Die Tiere kamen vermutlich vom 18 km entfernt liegenden Truppenübungsplatz Bergen. Seit der Besiedlung wurden jährlich 2–3 M beobachtet (Ziemer 1988 und mündlich). Auch hier handelt es sich um ein Beispiel für längere Überlebensdauer eines sehr kleinen Birkhuhnbestandes.

Ein besonders bemerkenswertes Birkhuhn-vorkommen befindet sich auf

dem Schießplatz Rheinmetall. Es handelt sich hier um eine 750 ha große äußerst monotone Heidefläche, die einen Streifen von 10 km Länge und 800 m Breite bildet und etappenweise alle fünf Jahre abgebrannt wird. 1983 waren hier nur noch 1 M und 1 W vorhanden. Durch gezielte Maßnahmen, die einerseits in der Anlage von kleinen Wildäckern und andererseits in der Bekämpfung der Prädatoren Fuchs und Habicht lagen, gelang es, den Bestand zu retten. 1994 wurden 24 Individuen gezählt (Grüntjens 1995). Hier haben wir also eines der seltenen Beispiele erfolgreicher Birkhuhnhege vor uns.

Im Kernbereich des Truppenübungsplatzes Munster Süd befindet sich eine ca. 3000 ha große Calluna-Heide, die durch Feuer erhalten wird. In den 60er Jahren waren hier noch gute Birkhuhnbestände vorhanden, in den

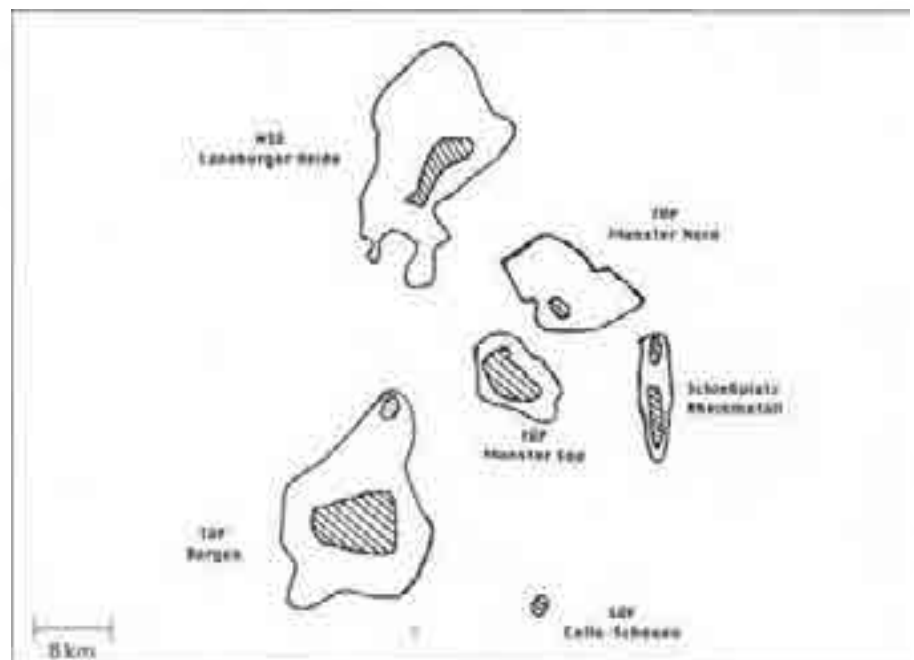


Abb. 1. Birkhuhn-vorkommen in der zentralen Lüneburger Heide. Die Birkhuhnlebensräume sind schraffiert.



Foto 1. Mit Wacholder und Saalweide verbuschte *Vaccinium myrtillus*-Heide – ein typischer Birkhuhnlebensraum im NSG Lüneburger Heide.



Foto 2. Ein ehemals verrohrter Bachabschnitt im Birkhuhnlebensraum ist renaturiert worden.



Foto 3. Die vermoorte Senke mit Wollgras- und Moosbeerenvorkommen stellt eine wertvolle Bereicherung des Birkhuhnlebensraums dar.

70er Jahren erfolgte ein starker Rückgang. Während der letzten fünf Jahre wurden 10–15 M gezählt (Ziemer 1988 und mündlich).

Der Truppenübungsplatz Munster Nord beinhaltet nur kleine Heideflächen. Nachdem der Bestand hier Mitte der 80er Jahre erloschen war, ist es 1990 zu einer Neubesiedlung gekommen. Seitdem wurden jährlich 3–4 balzende M beobachtet (Tünnsmeier mündl.).

Im Naturschutzgebiet Lüneburger Heide befinden sich ca. 3000 ha offene *Calluna*-Heiden. Hier begann während der 60er Jahre eine Bestandsabnahme, die sich während der 70er Jahre fortsetzte. Seit 1980 können wir die Bestandsentwicklung genau verfolgen. Ein Tiefpunkt war 1985 mit 6 M und 7 W erreicht. Danach erfolgte eine Aufwärtsentwicklung auf ca. 27 M und 19 W 1990 und eine erneute Abnahme auf 12 M und 16 W im Jahre 1994.

Von den Hauptvorkommen innerhalb des Naturschutzgebietes aus sind während der letzten Jahre mehrfach Siedlungsvorstöße in benachbarte Bereiche hinein erfolgt (vergl. Abb. 2).

Zusammenfassend läßt sich sagen, daß der zentralen Lüneburger Heide für den Birkhuhnschutz in Niedersachsen eine besondere Bedeutung zukommt. Hier existieren noch mehrere Teilpopulationen in geringen Entfernungen zueinander, wodurch ein gewisser Austausch wahrscheinlich wird. Wiederbesiedlungen bereits verwaister Gebiete sind noch in jüngster Vergangenheit erfolgt und werden vermutlich auch künftig möglich sein. In einigen Bereichen hält sich der Bestand seit vielen Jahren auf sehr niedrigem Niveau stabil. Der Birkhuhnschutz in Niedersachsen sollte sich im besonderen Maße auf die Erhaltung der Bestände in der Lüneburger Heide konzentrieren. Es besteht dann die Chance, daß von hier aus neu entstehende Lebensräume besiedelt werden, wie sie sich z. B. durch Moorrenaturierungsmaßnahmen und landwirtschaftliche Extensivierungsprogramme entwickeln könnten.

Im folgenden soll ausführlich auf die Situation im NSG Lüneburger Heide eingegangen werden. Während der 50er Jahre wurde hier noch eine Zunahme der Bestände festgestellt. Damals hatte man nach intensiven Nutzungen der Heide bis zum Zeitraum des 2. Weltkrieges die Bewirtschaftung weitgehend



Foto 4. Feuer als Mittel der Heidepflege führt zu einer vitalen *Calluna*-Regeneration und trägt dadurch zur Verbesserung der Nahrungsgrundlage des Birkhuhns bei.



Foto 5. Magere Ackerbrachen verbessern die Nahrungsgrundlage des Birkhuhns. Die Brachfläche im Bild ist überwiegend mit *Rumex acetosella* bewachsen.



Foto 6. Störende Bewaldungen werden aufgelichtet und dadurch für das Birkhuhn passierbar gemacht. Nach der Beseitigung der Rohhumusauflage erscheint rasch *Ericaceen*vegetation.

eingestellt. Die Heideflächen befanden sich zum großen Teil in Sukzession zum Wald. Diese Situation dürfte besonders günstig für das Birkhuhn gewesen sein. Seit Anfang der 60er Jahre begann dann eine intensive Landschaftspflege mit großflächigen Entwaldungen und Entkusselungen zur Wiederherstellung offener Heideflächen und einer Neubelebung der Schnuckenhaltung. Diese Maßnahmen haben sich vermutlich zunächst noch positiv auf den Birkhuhnbestand ausgewirkt, schlugen später jedoch in das Gegenteil um. Buschlandschaften gingen mit der Zeit vollständig verloren; es entstanden scharfe, schroffe Übergänge von der Heide zum Wald. Die Heidschnuckenbestände erreichten eine vorher nie dagewesene Höhe; die intensive Beweidung schränkte das Nahrungsangebot für das Birkhuhn ein. Der wiederauflebende, zunächst weitgehend ungelentete Tourismus bewirkte eine Vielzahl von Störungen. Der Intensivierungsschub innerhalb der Landwirtschaft machte auch vor den landwirtschaftlichen Flächen im NSG nicht halt. Ein dort vorhandener Betrieb nahm hinsichtlich der Schlaggrößen, des intensiven Kunstdünger- und Pestizideinsatzes, der Entwässerung von Feuchtgrünland und der Begradigung von Bachläufen sogar eine gewisse Vorreiterstellung ein. Infolge der intensiven Bewirtschaftung konnten landwirtschaftliche Flächen vom Birkhuhn kaum noch als Nahrungshabitat genutzt werden. Ein wichtiger Bestandteil des Lebensraumes fiel dadurch fort. Auch die Vernetzung der verschiedenen Teillebensräume der Region über landwirtschaftliche Flächen wurde unterbrochen (vergl. Lütkepohl 1988 u. 1993 a u. b).

Der heutige Birkhuhnbestand im NSG nutzt im Heidebereich hauptsächlich die nährstoffreicheren Flächen (Abb. 3 und 4). Die nährstoffarmen Sandheiden, die überwiegend beweidet werden, sind für die Ernährung des Birkhuhns ungünstig. Lehmheiden mit beerkrautreicher Vegetation werden dagegen häufig aufgesucht. Eine wertvolle Bereicherung im Birkhuhnlebensraum stellen Ackerbrachen und Feuchtgrünland dar. Feuchtgrünland ist durch Entnahme von Drainagen sowie Rückbau von Entwässerungsgräben und begradigten Bachläufen während der letzten Jahre neu entstanden.

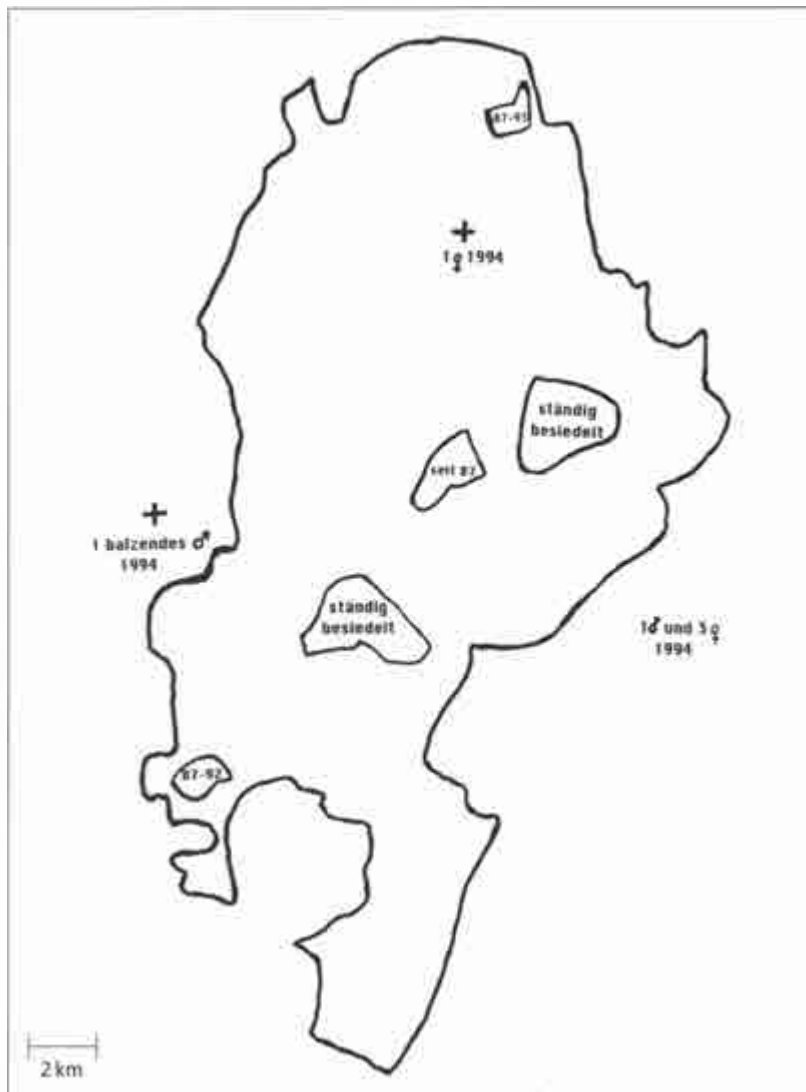


Abb. 2. Gebiete mit ständigem und sporadischem Birkhuhn-vorkommen im NSG Lüneburger Heide und Umgebung.

An das Birkhuhngebiet grenzende landwirtschaftliche Flächen sollen künftig extensiviert und bevorzugt mit Buchweizen und Schwarzhafer bestellt werden. Daneben ist die Anlage von weiteren temporären und dauerhaften Brachen vorgesehen.

Wertvolle Bestandteile des Nahrungshabitats sind die im Gebiet vorhandenen Moorflächen. In der Heidelandschaft des NSG liegen mehrere Moore vom Typ des Heidemoores und des Kleinsthochmoores (Klassifizierung nach Tüxen und Tüxen 1983). Die Birkhühner fressen hier im Spätwinter Knospen des Scheidigen Wollgrases und im Sommer Moosbeeren. Solche Moore sind während der letzten Jahre durch Wiedervernässungsmaßnahmen gefördert worden. Sicher ist auch das

Vorkommen verschiedener Weichholzarten, deren Knospen gefressen werden, für die Ernährung des Birkhuhns von Bedeutung. Im NSG Lüneburger Heide wurden deshalb weitläufige Buschlandschaften mit Birken, Ebereschen und Weiden entwickelt. Von der Eberesche werden auch gerne die Beeren gefressen.

Eine Verbesserung des Nahrungsangebotes kann auch durch den verstärkten Einsatz von Feuer bei der Heidepflege erreicht werden. Durch die Aschedüngung erscheint vielfach vorübergehend eine relativ artenreiche Vegetation, wobei zeitweise der Kleine Sauerampfer, eine wichtige Nahrungspflanze des Birkhuhns, dominieren kann. Die sich verjüngende Calluna-Heide ist besonders eiweißreich. Feuer

wird im NSG Lüneburger Heide erst seit zwei Jahren eingesetzt.

Während der letzten Jahre ist begonnen worden, die einzelnen Teillebensräume des Birkhuhns durch Entnahme von Waldbeständen besser miteinander zu vernetzen. Die Schlagflächen sind wichtige Nahrungshabitate. Nach Verbrennen des Abraums erscheint hier eine üppige Schlagflora. Wird auch der Rohhumus beseitigt, stellt sich sofort eine Vegetation aus Ericaceen ein.

Zur Vermeidung von direkten menschlichen Störungen sind im NSG Lüneburger Heide während der letzten Jahre Balzplatzbewachungen und zeitweilige Sperrungen von Birkhuhnlebensräumen vorgenommen worden. Ansonsten kann sich das Birkhuhn im gewissen Umfang mit dem Massentourismus arrangieren. Die Birkhühner im NSG besitzen gegenüber Menschen nur geringe Fluchtdistanzen und können selbst außerordentlich stark besuchte Gebiete, wie den Wilseder Berg, als Lebensraum nutzen.

Auf die Bekämpfung der Prädatoren wurde bisher verzichtet. Das Beziehungsgefüge zwischen dem Birkhuhn und seinen Fraßfeinden ist äußerst komplex. Bei direkten menschlichen Eingriffen sind häufig auch negative Auswirkungen für das Birkhuhn denkbar. Zur Zeit erleidet der Birkhuhnbestand erhebliche Verluste durch Prädatoren. Allein 1994 wurden 4 Risse bzw. Rupfungen gefunden. Der Fuchs spielt dabei vermutlich die größte Rolle. Er tritt im NSG momentan, wahrscheinlich infolge hoher Bestandsdichten von Wald- und Rötelmäusen, außergewöhnlich zahlreich auf. Auch die Tollwutimpfung wirkt sich möglicherweise fördernd auf den Fuchsbestand aus. Ob durch eine Bejagung der Bestand wirksam gesenkt werden könnte, ist jedoch fraglich. Eine Bejagung könnte jedoch Verhaltensänderungen und Wanderbewegungen beim Fuchs auslösen, die ihn für das Birkhuhn unberechenbar werden lassen. Die durch eine Bejagung entstehende Unruhe hätte vermutlich eine Vergrößerung der Fluchtdistanz des Birkhuhns gegenüber dem Menschen zur Folge, was im Zusammenhang mit dem Massentourismus im Gebiet sehr nachteilig wäre. Der Habichtbestand im NSG liegt bei 1 Paar je 2000 ha und ist damit nicht auffällig hoch.

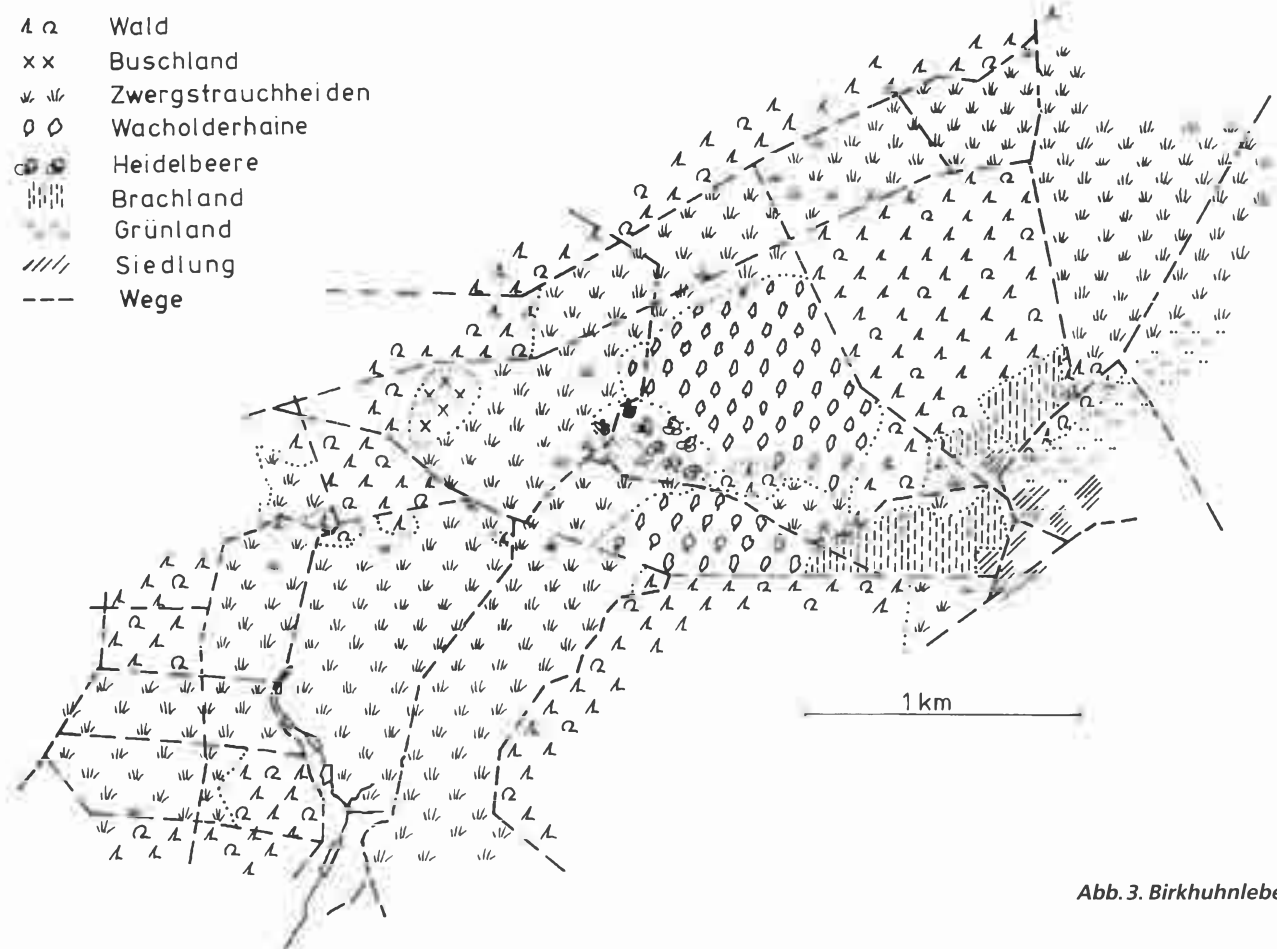


Abb. 3. Birkhuhnlebensraum I.

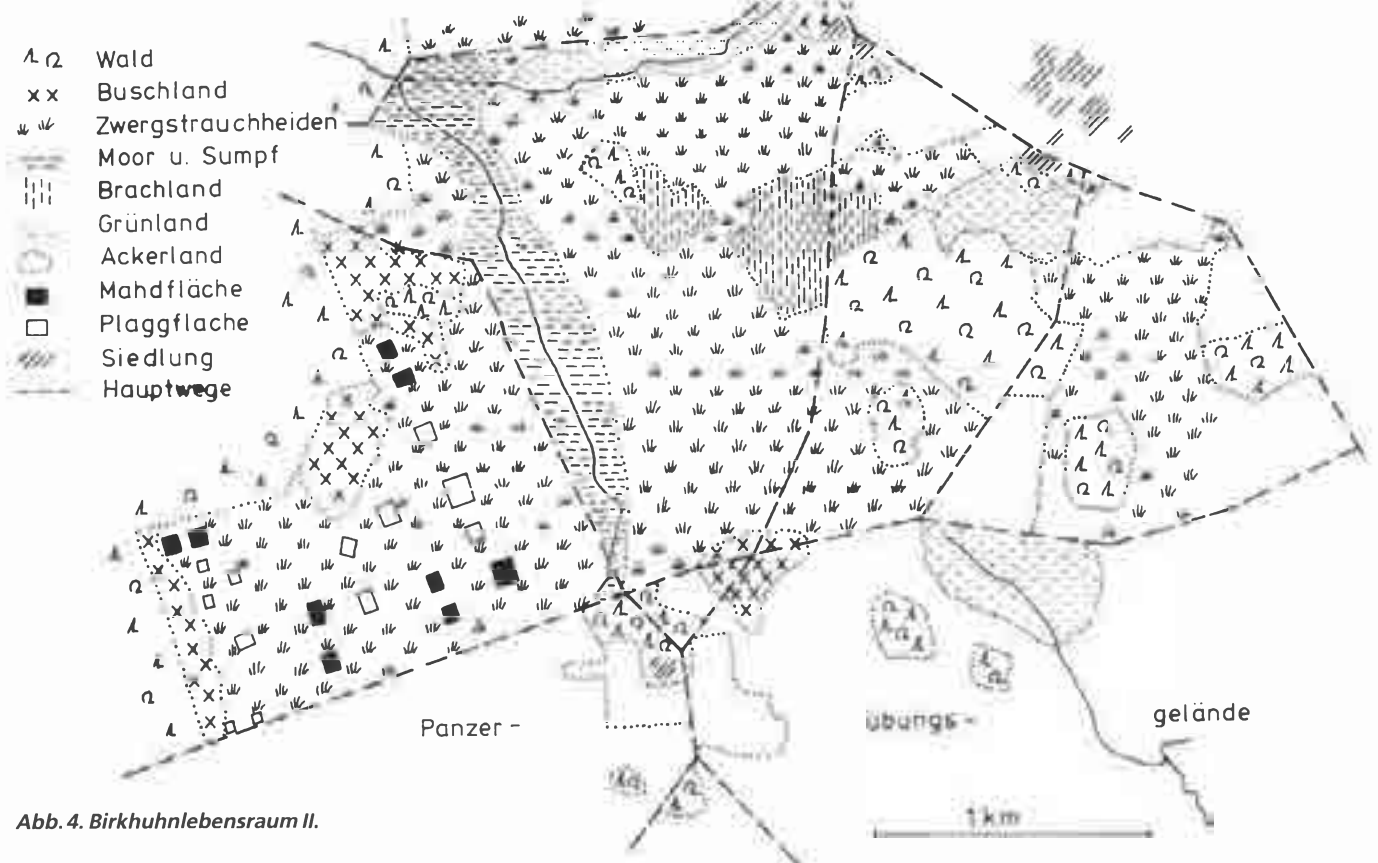


Abb. 4. Birkhuhnlebensraum II.

Möglicherweise fallen Birkhühner insbesondere durchziehenden nordischen Habichten zum Opfer, die gut auf diese Art eingejagt sind. Der Schwarzwildbestand hat sich infolge von guten Eichen- und Buchenmasten seit 1990 sprunghaft vermehrt. Wildschweine treten jetzt auch in den Birkhuhnlebensräumen auf und können dort Gelegeverluste herbeiführen, was in einem Fall auch nachgewiesen worden ist. Trotz intensiver Bejagung außerhalb der Birkhuhnlebensräume ist es leider nicht gelungen, den Bestand wirksam zu reduzieren.

Auch Gelegeverluste durch Rabenkrähen konnten nachgewiesen werden. Die Art hat im NSG jedoch im Vergleich zu anderen Landschaften einen nur niedrigen Bestand.

Ebenso mag der Kolkrahe zu den Prädatoren des Birkhuhns gehören. Er besiedelt das Gebiet in einer Dichte von 1 Paar je 2400 ha.

Daneben treten umfangreiche Nichtbrüterbestände auf, die ihren Ausgangspunkt auf einer angrenzenden Müllkippe haben.

Das Management in den Birkhuhnlebensräumen des NSG Lüneburger

Heide wird auch künftig auf eine spezielle Bekämpfung der Prädatoren verzichten und sich auf die Verbesserung der Nahrungsgrundlage für das Birkhuhn konzentrieren.

Literatur

Götze, D., 1995: Zur Situation des Birkhuhns im Bundesforstamt Wense.

Grüntjens, T., 1995: Zur Situation des Birkhuhns auf dem Schießplatz der Rheinmetall.

Lütkepohl, M., 1988: Birkhuhn-Bestandsentwicklung im Naturschutzgebiet Lüneburger Heide. – NNA-Berichte 1/2, 127–128.

Lütkepohl, M., 1993a: Das Birkhuhn im Naturschutzgebiet Lüneburger Heide – Bestandsentwicklung, Schutzmaßnahmen, Lebensräume. – In: Überlebenschancen des Birkhuhns in der Landschaft. Materialien zu Naturschutz und Landschaftspflege Bd. 1, 27–32.

Lütkepohl, M., 1993b: Schutz und Erhaltung der Heide – Leitbilder und Methoden der Heidepflege im Wandel des 20. Jahrhunderts. – NNA-Berichte 3, 10–19.

Menzel, K., 1988: Zur Situation des Birkwildes auf dem Truppenübungsplatz Bergen (Forstamt Siebensteinhäuser). – NNA-Berichte 1/2, 127–128.

Tüxen, R., Tüxen, J., 1983: Die Hochmoorgesellschaften Nordwestdeutschlands unter besonderer Berücksichtigung des Naturschutzgebietes Lüneburger Heide. – Arbeiten aus der Arbeitsstelle für theoretische und angewandte Pflanzensoziologie. Todemann, Hannover.

Völksen, G., 1979: Aspekte der Landschaftsentwicklung – Aktuelle Themen zur niedersächsischen Landeskunde, H. 1. Göttingen, Hannover.

Zieler, K., 1988: Birkwildvorkommen in Liegenschaften des Forstamtes Munster – Heide. – NNA-Bericht 1/2, 126.

Anschrift des Verfassers

Manfred Lütkepohl
Verein Naturschutzpark e.V.
– Forst- und Landschaftspflegeverwaltung –
Wilsede 6
29646 Bispingen

Die aktuelle Situation des Birkhuhnbestandes im nördlichen Bereich des Truppenübungsplatzes Bergen (Bundesforstamt Wense)

von Dietmar Götze

1. Beschreibung des Lebensraumes

Das Bundesforstamt Wense liegt mit einer Fläche von ca. 10500 ha, davon rd. 7600 ha Wald, fast vollständig auf dem Truppenübungsplatz Bergen. Der Lebensraum des Birkwildes im Bundesforstamt beschränkt sich auf ein Gebiet von etwa 1000 ha, das sich auf folgende Landschaftstypen aufteilt:

- Moorflächen 50 ha (zukünftig Steigerung auf etwa 100 ha)
- Heideflächen 600 ha
- Waldflächen 300 ha

■ Landwirtschaftliche Flächen sind erst in einer Entfernung von mindestens 3 km außerhalb des Truppenübungsplatzes vorhanden.

Die Biotoptypen der Moorflächen setzen sich aus naturnahen Hoch- und Übergangsmooren des Tieflandes, dem Wollgras-Stadium und dem Glockenheide-Stadium von Hoch- und Übergangsmooren sowie unterschiedlichen Degenerationsstadien stärker entwässerter Hoch- und Übergangsmoore zusammen. Über ein langfristig angelegtes Wiedervernässungsprogramm, kombiniert mit einer Regulation der

Waldvegetation (überwiegend Entfernung der Fichte), wird mittelfristig eine Verringerung der Degenerationsstadien angestrebt. Abtorfungen oder andere Formen der Moornutzung werden derzeit nicht mehr betrieben und sind auch in der Zukunft nicht zu erwarten.

Die sich als geschlossener Komplex darstellende Heidefläche wird ganz überwiegend durch die Pflanzengesellschaften der trockenen Sandheide einschließlich lückiger Initial- und grasreicher Degenerationsstadien repräsentiert. Auf geringen Flächen kommen auch Wacholderheiden nährstoffarmer Standorte und feuchte Sandheide vor. Die Entwicklung dieser Flächen wird ganz entscheidend durch die militärische Nutzung in Form des Schießbetriebes auf zwei Schießbahnen geprägt. Es entstehen dadurch im ausgehenden Winter, insbesondere aber im Frühjahr unregelmäßig über die Fläche verteilte, punktuell auftretende Brände mit sehr stark differierender Größe. In Ergänzung dazu werden zumeist im Februar

bei geeigneten Witterungsbedingungen kontrolliert vergraste und überalterte Heideflächen abgebrannt. Im Vordergrund steht dabei die Schaffung vieler kleiner Brandflächen mit hohem Randliniennutzen. Während der Balz bevorzugen die Birkhühner die größeren Brandflächen, um dann später zur Brutzeit verstärkt Flächen mit guter Dekung und kleineren Brandinseln aufzusuchen.

Die von den Birkhühnern besonders im Winter genutzten angrenzenden Waldflächen sind aus natürlicher Sukzession hervorgegangen und bestehen aus lichten Birken-Kiefernbeständen mit einem immer mehr zunehmenden Eichen- und Buchenanteil aus Naturverjüngung. Der auch hier einwirkende Schießbetrieb sorgt immer wieder für eine Auflichtung und Stufigkeit der Bestände. Sanfte und lockere Übergänge von der Heidefläche zu den geschlossenen Waldflächen sowie die Erhaltung eines möglichst hohen Birkenanteils in den geschlossenen Wäldern sollen zusätzlich zu einer Erhöhung der Attraktivität dieser Flächen für das Birkhuhn beitragen.

2. Die weitere Entwicklung des Lebensraumes

Der Lebensraum wurde bisher überwiegend militärisch durch Schieß- und Übungsbetrieb genutzt, eine landwirtschaftliche Nutzung existierte dagegen nicht.

Die forstwirtschaftliche Nutzung hatte die Erhaltung bzw. Schaffung ungleichaltriger Mischbestände zum Ziel, die zugleich einen für das Birkhuhn ausreichend hohen Birkenanteil garantiert. Die Gestaltung der Waldränder und -übergänge wurde bereits vorstehend angesprochen. Eine Ausweitung des Waldes zu Lasten der Heidefläche soll weiterhin verhindert werden.

Zukünftig wird es keine Änderung in der land- und forstwirtschaftlichen Nutzung und Zielsetzung geben. Auch für die militärische Nutzung zeichnen sich derzeit keine wesentlichen Änderungen für die offensichtlich günstigen Lebensbedingungen des Birkhuhnes ab. Menschliche Störungen werden sich daher auch weiterhin auf die oben angesprochenen Nutzungsformen beschränken, an die sich die Birkhühner augenscheinlich gut angepaßt haben.

3. Bestandesentwicklung des Birkhuhnbestandes

Der Birkhuhnbestand könnte zu weiteren Vorkommen in Verbindung stehen. Es sind dieses Moorgebiete im Raum Wietzendorf mit einer Entfernung von ca. 7 km, wobei hier seit einigen Jahren meines Wissens kein balzender Hahn mehr bestätigt wurde, sowie die Vorkommen im Südtail des Truppenübungsplatzes Bergen (Bundesforstamt Siebensteinhäuser) in einer Entfernung von etwa 9 km. Zwischen beiden Bereichen hat in der Vergangenheit nachweislich ein Austausch stattgefunden. Fraglich ist allerdings, ob es eine Verbindung zu den im Bereich des Vereins Naturschutzpark und des Truppenübungsplatzes Munster/Süd vorkommenden Birkhühnern gibt. Die Entfernung liegt in beiden Fällen bei etwa 25 km.

Die Bestandesentwicklung des hiesigen Birkhuhnbestandes läßt sich in drei zeitliche Phasen aufgliedern:

- | | |
|-----------|--|
| 1972–1988 | 6 Hähne (gleichzeitig Austausch mit dem Vorkommen im Wietzendorfer Moor) |
| 1988–1992 | 3 Hähne (nach unseren Erkenntnissen kein Austausch mehr mit dem Vorkommen im Wietzendorfer Moor) |
| 1993 | 3 Hähne, 5 Hennen |
| 1994 | 5 Hähne, 4 Hennen |

Z. Zt. werden Birkhähne auch in Bereichen beobachtet, die nach unserer Einschätzung derzeit eher noch zu suboptimalen Lebensräumen zu zählen sind. Auf Grund der bereits angesprochenen Renaturierungsplanungen größerer Moorflächen könnte sich hieraus der Aufbau eines größeren Bestandes ergeben. Für konkrete Aussagen dazu ist es aber zum gegenwärtigen Zeitpunkt noch zu früh.

4. Situation der Prädatoren des Birkwildes

Ein deutlicher Einfluß von Prädatoren auf den Birkhuhnbestand im Bundesforstamt läßt sich nach unseren Erkenntnissen nicht ableiten. Als mögliche Tierarten kommen Fuchs, Dachs, Rabenkrähe, Kolkrabe, Habicht und das Schwarzwild in Frage. Der Schwarzwildbestand im Bereich des Birkhuhnvor-

kommens ist auf Grund des dürftigen Nahrungsangebotes in den Sandheide- und Moorflächen gering.

Rabenkrähe und Kolkrabe sind während der Brutzeit der Birkhühner ebenfalls nur in geringer Dichte anzutreffen. Hinsichtlich der Kolkrabendichte wird auf die bisher noch nicht veröffentlichten Ergebnisse der Untersuchung von B. Reichelt verwiesen, die während der Aufzuchtzeit der Kolkraben eine Dichte dieser Vogelart von 2 Exemplaren je 2000 ha ergeben hat.

Die Habichtdichte dürfte sich nach unseren Beobachtungen nicht wesentlich von der Dichte außerhalb des Truppenübungsplatzes unterscheiden. Eine entscheidende Bedeutung kommt ihr für den Birkhuhnbestand nicht zu.

Die Fuchsdichte ist nach Einführung der Schluckimpfung und der damit einhergehenden drastischen Absenkung der Tollwutfälle sehr hoch. Eine Quantifizierung ist allerdings auf Grund der Geländestruktur nicht möglich. Nähere Erkenntnisse versprechen wir uns auch hier von den derzeit bei der Naturschutzakademie laufenden Arbeiten über die Reviergröße des Fuchses.

5. Zusammenfassung

Insgesamt ist festzustellen, daß sich auf Grund offensichtlich guter Lebensraumbedingungen ein über Jahre hinweg stabiler Birkhuhnbestand im Bundesforstamt erhalten hat, der sich – vorsichtig eingeschätzt – mindestens auf dem bisherigen Niveau weiter bewegen wird, vielleicht sogar eine leicht steigende Tendenz und eine Ausbreitung in einen etwas größer werdenden Lebensraum erwarten läßt. Grundvoraussetzung dafür ist, daß sich Art und Intensität der bisherigen Nutzungsformen nicht ändern, was nach derzeitigem Erkenntnisstand auch nicht zu erwarten ist.

Ein signifikanter Einfluß der Prädatoren des Birkhuhnes auf den hiesigen Bestand konnte bisher nicht festgestellt werden. Zur Absicherung dieser Aussage sollen weitere Untersuchungen erfolgen.

Anschrift des Verfassers

Dr. Dietmar Götze
Bundesforstamt Wense
29683 Fallingb. Ostel

Aktueller Stand* des Birkhuhn-vorkommens auf dem Truppenübungsplatz Munster-Süd – Bundesforstamt Munster-Heide –

von Klaus Ziemer

Auf dem Truppenübungsplatz Munster-Süd hat sich bis zum heutigen Tag ein autochthones Birkhuhn-vorkommen – ohne Auswilderung – erhalten.

Der Truppenübungsplatz wurde bereits 1893 eingerichtet. Die Größe betrug damals 4800 ha und wurde in den dreißiger Jahren auf 6400 ha erweitert. Der TrÜbPlatz bestand 1893 ganz überwiegend aus Calluna-Heide, mit Moorflächen in den Senken und wenig Wald vorwiegend in den Randbereichen. Zur besseren militärischen Nutzung wurden die Moore z. T. entwässert, und an den Rändern des Platzes unter Ergänzung der Waldreste wurde ein geschlossener Waldgürtel angelegt. Die weiten Heideflächen blieben jedoch großflächig erhalten, während in den unmittelbar angrenzenden Gemarkungen die Heide nahezu restlos in Wald und Ackerland umgewandelt wurde.

In den zwanziger Jahren dieses Jahrhunderts war das Birkhuhn auf dem Übungsplatz noch so zahlreich, daß es im Herbst vor dem Hunde auf der Suche geschossen wurde. Noch in den sechziger Jahren wurden über 30 balzende Hähne beobachtet. Dann begann ein rascher Rückgang des Vorkommens bis zu einem Tiefpunkt Anfang der achtziger Jahre. Seitdem ist eine leichte Aufwärtsentwicklung zu beobachten, und der Bestand scheint stabil zu sein.

Bei der vom Nieders. Landesamt für Ökologie veranlaßten landesweiten Zählung am 23./24. April 1994 wurden 16 Hähne und 4 Hennen beobachtet. Doppelzählungen erscheinen ausgeschlossen. Diese Zahlen entsprechen den seit 1989 erfolgten jährlichen Zählungen durch die Beamten des Forstamtes in der Balzzeit.

Bis vor etwa 15 Jahren war der TrÜbPlatz Teil des geschlossenen Verbreitungsgebietes des Birkwildes in diesem Bereich der Lüneburger Heide. Seitdem ist eine Tendenz zur Isolierung des Vor-

kommens zu beobachten. Die nächsten Vorkommen sind in einer Entfernung von 12 bis 15 km (TrÜbPl Bergen-Hohne und Gelände der Rheinmetall/Unterlüß).

Der eigentliche Lebensraum des Birkhuhns auf dem TrÜbPlatz umfaßt die überwiegend aus Heide bestehenden, aber auch Moorflächen und Anflugbestände von Kiefer und Birke umfassenden Infanterieschießbahnen des TrÜbPlatzes und das Artillerie-Einschußgebiet. Die Fläche beträgt rd. 3000 ha im Inneren des Platzes. Durch die häufigen klein-, mittel- und großflächigen Heide- und Moorbrände ist ein Mosaik der verschiedenen Altersstufen der Vegetation entstanden. Diese nicht geplante Verjüngung der Heide wird gelegentlich unterstützt durch gezieltes Brennen im Januar/Februar. Hauptzweck des gezielten Brennens ist die Verbesserung der Beobachtungsmöglichkeiten für die Artilleriebeobachter und der Möglichkeiten für die Feuerwerker der Kommandantur, Blindgänger zu orten und zu sprengen.

Auch im Artillerie-Einschußgebiet ist durch die Wirkung der großkalibrigen Geschosse ein äußerst vielseitiges und kleinräumiges Mosaik verschiedenster Stadien der Vegetation sowohl in den Mooren als auch in den Heideflächen entstanden. Obwohl die militärische Nutzung im Vordergrund steht, ist der günstige Nebeneffekt für den Lebensraum des Birkhuhns nicht zu unterschätzen.

Auf dem TrÜbPlatz wird keinerlei Landwirtschaft betrieben, auch keine Nutzung durch Schafe/Heidschnucken. Außer auf einige, im Randgebiet zwischen Wald und offenem Gelände angelegte, begrünte Feuerschutzstreifen, hat das Birkhuhn kaum Zugang zu landwirtschaftlich genutzten Flächen.

Nicht unerwähnt bleiben soll die ständige Gegenwart von Wildarten, die dem Birkhuhn unter Umständen Ab-

bruch tun. Häufig ist der Fuchs, das Schwarzwild hat im Vergleich mit früheren Jahren abgenommen, ist aber ständig auch auf den Freiflächen vertreten. Habicht und Kolkrabe sind Standvogel, Rohrweihe und Wiesenweihe sind zumindest gelegentlich zu beobachten.

Vor wenigen Jahren wurden zwei Rupfungen von Birkhühnern gefunden.

Ob Verluste durch den Schießbetrieb eintreten, kann weder ausgeschlossen noch bestätigt werden.

An die häufige Änderung des Bewuchses durch ungewollte oder gezielte Brände und die intensiv betriebene „Entkusselung“ paßt sich das Birkhuhn auch durch Änderung der Balzplätze an. So werden frische Brandflächen als neue Balzplätze gerne angenommen. Innerhalb des gesamten Verbreitungsgebietes von ca. 3000 ha ergeben sich dadurch Verschiebungen des Areals mit guten Beobachtungsmöglichkeiten.

Gezielte Maßnahmen zu einer speziellen Birkwildhege sind bisher unterblieben. Erstmalig sollen in diesem Jahr durch die Anlage einer Buchweizenfläche ein Versuch in dieser Richtung unternommen werden.

Der gesamte Platz ist ganzjährig gesperrt. An 44 Wochen im Jahr wird 5 Tage und 2 bis 3 Nächte in der Woche scharf geschossen. Deshalb gibt es keine Touristen auf dem Platz, ebenso entfallen Sportveranstaltungen aller Art.

Die Zahl der Geschosse wird in Zukunft zwar zurückgehen, an der Sperrung des Platzes wird sich aber nichts ändern.

Es besteht die Hoffnung, daß es unter den gegebenen Bedingungen gelingen wird, das Birkhuhn weiterhin zu erhalten.

Anschrift des Verfassers

FD Klaus Ziemer
Bundesforstamt Munster-Heide
Kohlenbissener Straße 15
29633 Munster

* Mai 1994.

Die Situation des Birkhuhns im Revier der Forstverwaltung der Rheinmetall Industrie AG in Unterlüß

von Theo Grüntjens

Der Schießplatz Rheinmetall mit einer Größe von rund 5300 ha liegt am östlichen Rand der Hohen Heide, bzw. mit seinen südlichen Flächen am Rande der Südheide. Das Revier liegt an der westlichen Grenze des Kreises Uelzen und stößt im Nordwesten an den Landkreis Soltau-Fallingb. und im Südwesten an den Landkreis Celle.

Die forstliche und jagdliche Betreuung seitens der Behörden wird durch die eigene Privat-Forstverwaltung ausschließlich mit dem Landkreis Uelzen geregelt, obwohl ein knappes Drittel der Flächen in den Kreis Celle hineinragt.

Durch die Betreuung von einem Landkreis ist gewährleistet, daß die Bewirtschaftung in gleicher Form vollzogen und der Verwaltungsaufwand nicht unnötig erhöht wird.

Für das Birkhuhn sind anscheinend zwei wichtige Voraussetzungen auf dem Schießplatz vorhanden. Dieser wird seit rd. 100 Jahren in „unveränderter Form“ genutzt.

■ Fast vollständige Ungestörtheit in den Tagesaktivitäten.

■ Reichhaltige Struktur mit typischen Lebensraumflächen für unsere Leittierart, das Birkhuhn (*Tetrao tetrix*).

Aus Gesprächen mit einem ehemaligen Rheinmetall-Förster (Helmut Pingler, 87 Jahre) wissen wir, daß auf dem Gelände Anfang der 50er Jahre eine Birkhuhnpopulation von weit über 100 Vögeln vorhanden war. Genauere Zählungen liegen jedoch nicht vor. Nach Beobachtungen von FAI Adolf Sängerbälzten im Frühjahr 1959 allein im Kiehnmoor 38 Hähne. Nach und nach verringerte sich die Population. Deut-

lich war der Rückgang jedoch Anfang der 70er Jahre.

Im Jahre 1974 wurde zum letzten Mal ein Birkhuhn erlegt, bevor behördlich das offizielle Ende, die ganzjährige Schonzeit, im Jahre 1976 erklärt wurde.

Aus dem Nordrevier Ellerndorf verschwand das letzte Birkhuhn Ende der 70er Jahre. Die traditionellen Balzplätze blieben verwaist.

Im November 1982 wurden noch zwei Hähne und eine Henne beobachtet.

Am 1. März 1983 habe ich meinen Dienst in der Rheinmetall-Verwaltung aufgenommen. Schon wenige Tage später fanden Landwirte einen vom Habicht frisch geschlagenen Hahn in den Kiehnmoor-Wiesen.

Ein Konzept für die Rettung der letzten Vögel wurde erarbeitet. Der Lebendfang für den Habicht und der Einzelabschuß für Kolkkraben wurden beantragt und schließlich auch vom Landkreis genehmigt. Die Fuchsbejagung wurde erheblich gesteigert. Kurz, die Prädatoren wurden auf ein erträgliches Maß reduziert, um somit wenigstens von der jagdlichen Seite alles Mögliche zu tun. Die zunächst geplante Auswilderung von Birkwild unterblieb jedoch.

Frühjahrszählung beim Birkwild

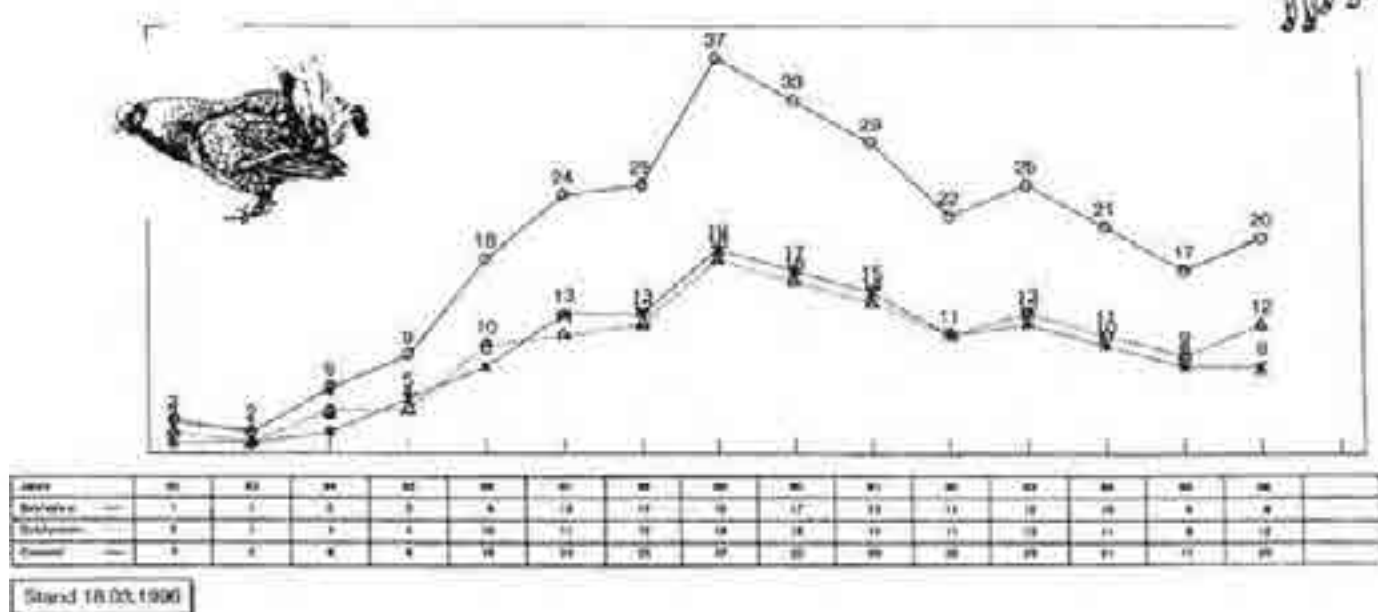


Abb. 1. Entwicklung des Birkhuhnbestandes im Gebiet der Forstverwaltung Rheinmetall.

Somit ist das Rheinmetall-Vorkommen das letzte östliche Birkhuhn-Vorkommen in Niedersachsen, das noch autochthon ist.

Durch intensive Kontakte mit dem Wildtier-Institut in Ahnsen wurde versucht, die Ernährungsfrage und Biotopgestaltung auf dem Schießplatz zu erfassen und zu verbessern.

Die im südlichen Bereich auf größerem Areal vorkommenden Preißelbeerflächen am Rande der Heide sowie die Birken- und Ginsterflächen zwischen der Heide und den Waldflächen sind anscheinend Schlüsselbiotope für das Überleben unseres Birkhuhns.

Auf der trockenen Ginster-Sandheide, die auf rund 500 ha als Besenheide (*Calluna vulgaris*) geprägt wird, fehlt überall das Wasser bzw. moorähnliche feuchte Flächen.

Im Mittelrevier, dort, wo früher das Hauptvorkommen des Birkhuhns war, liegt heute das Naturschutzgebiet Kiehnmoor. Der Erlenbruchwald bei-



Abb. 2. Durch den stark angewachsenen Schwarzwildbestand dürften die Verluste an Birkhuhngelegen zugenommen haben (Foto: Verf.).



Abb. 3. Extensive Landwirtschaft im „Kiehnmoor“ (Foto: Verf.).



Abb. 4. Kolkrabe bei der Nahrungssuche im Birkhuhngebiet (Foto: Verf.).

derseits der Gerdau und die südlich bzw. westlich angrenzenden extensiv genutzten Wiesenflächen mit kleinen Moor- und Wasserflächen sind sicherlich typische Birkhuhn-Biotope. Diese blieben in den letzten Jahren jedoch völlig vom Birkhuhn verwaist.

Seit 1993 balzen wieder regelmäßig ein, manchmal sogar zwei Hähne im Zentrum dieser Wiesen.

Betrachtet man die Forstkarte aus den 50er und 60er Jahren, so erkennt man gerade für das Rheinmetall-Revier gravierende Veränderungen in der Landschaft.

Zur Blütezeit des Birkhuhn-vorkommens bestanden danach Wälder, die als Erstaufforstungsflächen riesige, jedoch niedrige Kulturen mit großen Blößen dazwischen aufwiesen. Die Heide wuchs in den offenen Kulturen oder zumindest noch an den Wegen und Blößen unter lichtem Birkenschirm. Der Habicht hatte noch recht wenig Möglichkeit, von höherer Warte zu schlagen, im übrigen waren zu damaliger Zeit andere Beutetiere, wie z.B. das Kaninchen, noch reichlich vorhanden.

Mit zunehmendem Alter war im Laufe der 70er Jahre ein geschlossener Waldbiotop entstanden, der eine völlig andere Situation für die Tier- und Pflanzenwelt bedeutete. Der große Sturm am 13. November 1972 veränderte dazu drastisch die Situation, die letzten Alt-

holzflächen mit günstigen natürlichen Strukturen wurden geworfen.

Der Boden wurde mit schwerem Gerät planiert, und als Jungwald waren bald alle Freiflächen ganz verschwunden. Erst seit Anfang der 90er Jahre bringen verschiedene forstliche Maßnahmen wieder Licht und damit Äsung auf den Boden der Waldflächen. Aus den geschlossenen dunklen Waldbildern wird ganz allmählich wieder ein mehrschichtiger Wald mit reichlicher Bodenvegetation und vielfältiger Vogelwelt. Dies wird hoffentlich auch dem Birkhuhn zugute kommen.

Das heutige Vorkommen des Birkhuhns beschränkt sich im Rheinmetall-Gelände im wesentlichen auf den südlichen Teil der Schießbahn. Durch gezieltes Brennen der Heide hat sich die Schießbahn in fast 100jähriger Tradition nicht geändert. Das Brennen bringt ständig neue Strukturen in die Heideflächen. Der „kalte Brand“ Ende Februar/Anfang März bringt eine positive Streß-Situation für die Heide. Diese hat sich den seit Jahrhunderten natürlich vorkommenden Bränden angepaßt. Als sogenannter „Brandkeimer“ wächst sie noch im gleichen Jahr bis zu 15 cm wieder heran und ist dann als vitale und eiweißhaltige Äsung für die Vögel und andere größere Tiere hervorragend geeignet. Sicherlich muß an den von den Landkreisen genehmigten und ge-

wünschten Bränden nach Plan noch kleinflächiger vorgegangen werden, um die Heidestruktur-Vielfalt zu vergrößern.

Daß das Birkhuhn von den Prädatoren in der Ausbreitung gehindert wird, ist leicht nachvollziehbar. Am deutlichsten wird es schon dadurch, daß unsere Birkhühner sich fast ausschließlich in der sogenannten Null-Linie, der Mitte der Schießbahn, aufhalten und auch die Balzplätze sich dort befinden. Der Habicht jagt bekanntermaßen vom Ansitz nicht weiter als 250–300 m an.

Wie zuvor berichtet, hatten wir mit der Prädatorenreduzierung 1983 begonnen, jedoch diese gegen Ende der 80er Jahre nicht mehr so intensiv durchgeführt. Gleichzeitig wuchs der Schwarzwild-Bestand Ende der 80er Jahre sehr stark an, und seit Anfang der 90er Jahre ist der Dachs im Revier vorhanden.

Es ist zumindest nicht ausgeschlossen, daß die Entwicklung des Birkhuhnbestandes im Gebiet der Forstverwaltung Rheinmetall (Abb. 1) von der Bestandssituation wichtiger Prädatoren mit beeinflußt wurde.

Vom Minimum – ein Hahn und eine Henne – wuchs der Bestand kontinuierlich bis 1989 auf einen Frühjahrsbestand von über 35 Vögeln an. Im schneereichen Winter 1989 mit vielen nördischen Greifen, die anscheinend auf Birkwild gut eingejagt waren, ging der Bestand auf unter 30 Vögel mit einem Tiefstand von knapp 20 Vögeln 1992 zurück. Der heutige Bestand liegt noch leicht darunter, obwohl Einzelbeobachtungen in den letzten zwei Jahren Vögel in alten Verbreitungsgebieten, wie z.B. Niebeck, Hösseringen, Ellerndorf und Brambostel, zeigte.

Zu der weiteren Biotop-Pflege, die die erste Voraussetzung für den Fortbestand der Birkhuhnpopulation ist, gehört sicherlich vorläufig auch vorrangig die Prädatoren-Reduzierung als vorrangigste Aufgabe, um unser Birkhuhn als Leittierart eines intakten Revieres ins nächste Jahrtausend zu retten.

Anschrift des Verfassers

FOAR Theo Grüntjens
Forstverwaltung Rheinmetall Industrie AG
Trauener Weg 2
29578 Dreilingen

Vegetationskundliche und ökologische Untersuchungen auf militärischen Übungsflächen im NSG Lüneburger Heide (Rote Fläche 2)

von Thomas Täuber

1. Einleitung

Der Südteil des seit 1921 ausgewiesenen Naturschutzgebietes Lüneburger Heide ist fast 50 Jahre lang als Panzerübungsgebiet der Britischen Rheinarmee mißbraucht worden. Die vorliegende Arbeit gibt einen Überblick über Flora und Vegetation eines Teils des im NSG gelegenen Panzerübungsgebietes (Rote Fläche 2), stellt einige Ergebnisse von Keimungsversuchen vor und zeigt Entwicklungsmöglichkeiten der Vegetation bzw. vegetationsfreier Flächen nach Abzug der Briten auf. Die Ergebnisse sind Teile einer am Systematisch-Geobotanischen Institut der Universität Göttingen angefertigten Diplomarbeit (Täuber 1993).

2. Das Untersuchungsgebiet

2.1 Geographische Lage und naturräumliche Gegebenheiten

Die Rote Fläche 2 liegt im Südteil des Naturschutzgebietes Lüneburger Heide, etwa 15 km nördlich von Soltau im Übungsraum Soltau-Lüneburg und umfaßt eine Fläche von etwa 1200 ha (Abb. 1). Zur Erleichterung von genaueren Lagebeschreibungen in diesem strukturarmen Gebiet wurde das UG in 5 Teilflächen (TF) unterteilt (Abb. 1a.).

Naturräumlich gehört der größte Teil des Untersuchungsgebietes zur Südheide (vgl. Meynen et al. 1962), in der überwiegend im jüngeren Drenthe-Stadium der Saale-Vereisung abgelagerte basenarme glazifluviale Schmelzwassersande vorherrschen (vgl. Woldstedt und Duphorn 1974, Ehlers 1990), zum Teil von basenarmen Geschiebedecksanden oder Flugsanddecken überlagert (vgl. Horst 1964). Als Fortsetzung der drenthestadialen Falkenberg-Endmoräne bei Fallingb. durchzieht die Schneverdingen Endmoräne östlich von Soltau beginnend das

UG beim Tütsberg, verläuft weiter nach Nordwesten und stößt südöstlich von Overhaverbeck auf die Wilseder Endmoräne (Meisel 1964). Holozänen Ursprungs sind kleinere Binnendünen und vermoorte Bereiche, vor allem entlang der Brunau (TF 3) und südlich von Benninghöfen (TF 5). Die Nutzung als Panzerübungsgebiet führte in jüngster Zeit zu einer erheblichen Überformung

der Landschaft, insbesondere durch extreme Bodenerosion (vgl. Wingenroth 1969, Georgi et al. 1990).

Da über Jahrhunderte im gesamten Gebiet Calluna-Heiden vorherrschend waren, haben sich überwiegend Eisen-Humus-Podsole ausgebildet (vgl. Ellenberg 1986, Tüxen 1967a). Durch die langjährige militärische Nutzung sind die Podsole teilweise so stark degradiert, daß eine genaue Ansprache des Bodentyps nicht mehr möglich ist, insbesondere wenn zusätzlich Fremdmaterialien unterschiedlichster Herkunft aufgetragen oder untergemischt wurden (vgl. Voss 1990). Je nach Intensität und Häufigkeit der Bodenzerstörung haben sich auf spärlich bewachsenen Flächen Lockersyroeme, Regosole und podsolige Regosole über den degradierten Podsolon entwickelt.

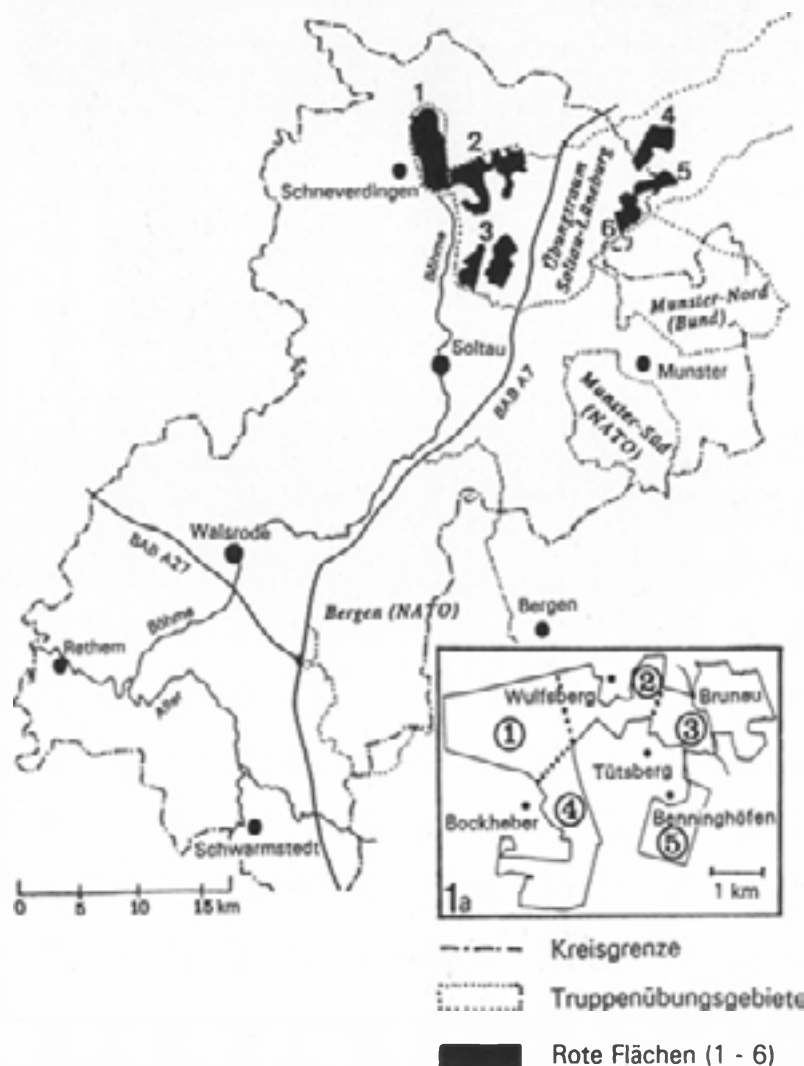


Abb. 1. Lage des Untersuchungsgebietes im Landkreis Soltau-Fallingb. (1a: Unterteilung der Roten Fläche 2 in 5 Teilflächen).

2.2 Die Auswirkungen des Übungsbetriebes

Neben der flächendeckenden Vegetationszerstörung (s. Abb. 2) hat der intensive Übungsbetrieb mit Ketten- und Radfahrzeugen im UG zu vielfältigen Veränderungen des Mikro- und Makroreliefs geführt. Zu den wesentlichen Erosionserscheinungen gehören Deflation und Akkumulation durch Wind, Fraktionierung des Bodens nach Korn-

größen, erhebliche Bodenverlagerung durch Wassererosion, daraus resultierend Erosionsrinnen, -gräben und -trichter, Deflationsmulden, kleine Wasseransammlungen und Verlandung bestehender Gewässer (vgl. *Wingenroth* 1969, 1975).

Die manöverbedingte Gesamtstaub-Konzentration im UG beträgt nach *Georgi et al.* (1990) bis zu $4,2 \text{ mg/m}^3$ Luft, allein die Ruß-Konzentration an Panzerverladestellen bis zu $1,2$

mg/m^3 . Eine Untersuchung des Wasserwirtschaftsamt Verden (*Klein* 1989) ergab für einen Meßzeitraum von 41 Tagen rund 48 Tonnen organische Trockensubstanz, die von den Roten Flächen in die Brunau gelangt. Der Schwebstoffeintrag in die vorhandenen Stillgewässer ist ebenfalls beträchtlich (vgl. *Bruns* 1991). Weiterhin ist mit erheblichen Emissionen durch den Betrieb von Ketten- und Radfahrzeugen und zumindest in Teilbereichen mit einer Schwermetallbelastung der Böden z.B. durch Nebel- und Zieldarstellungsmunition, Batterien und Cadmium-haltige Anstriche zu rechnen (vgl. *Kreie et al.* 1993, *Täuber* 1993, *Voss* 1990). Im gesamten Gebiet sind großflächig Fremdmaterialien aller Art (z.B. Bankettabschub, Gartenerde, Teer, Bitumen, Kies) aufgetragen, untergemischt oder zur „Reparatur“ von erosionsbedingt stark vertieften oder verschlammten Panzertrassen verwandt worden.

2.3 Klima und Witterungsverlauf im Untersuchungszeitraum

Das Klima des UG kann als subozeanisch mit subkontinentalen Zügen bezeichnet werden. Die subkontinentale Komponente ergibt sich aus einem Defizit an frostfreien Tagen (Frost von Ende September bis Ende Mai, vgl. *Hoffmeister* und *Schnelle* 1945).

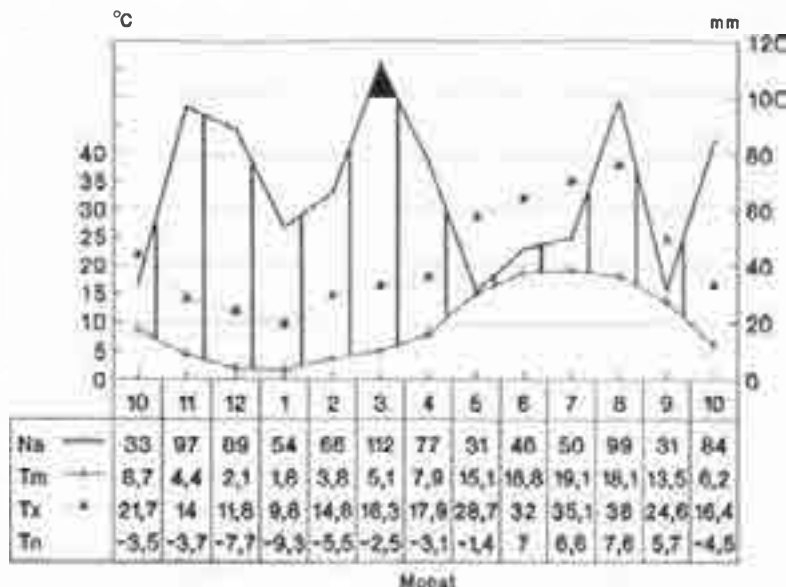
Das langjährige Niederschlagsmittel (1951–1980) liegt mit 782 mm (*Wetterstation Soltau* 1993) deutlich höher als in benachbarten Gebieten, was durch die Luv-Lage des UG zum Wilseder Endmoränenzug bedingt ist (*Krause* und *Schröder* 1979).

Der in Abbildung 3 dargestellte Witterungsverlauf im UG von Oktober 1991 bis Oktober 1992 ist durch folgende Besonderheiten charakterisiert:

- Die Niederschlagssumme (1992) liegt mit 869 mm um 11 % über dem langjährigen Mittel.
- Das Niederschlagsmaximum liegt im März (112 mm), weiterhin werden im November, Dezember (1991), April und Oktober (1992) hohe Niederschlagssummen erreicht.
- Die Niederschlagsminima liegen im Mai und September (31 mm), weiterhin liegt ein Niederschlags-Defizit im Oktober (1991), Juni und Juli vor.
- Hohe mittlere Temperaturen von



Abb. 2. Übersicht über Teile des Untersuchungsgebietes (Luftbildflug vom 6. 9. 1992, Flugschule Walsrode). – Oben: großflächig devastierte Fläche mit Schonungen und kleinem Gewässer (unten links). – Unten: Brunautal mit Panzerübergängen (Viertel unten links) und kleiner Flugsanddüne (heller Bereich oben links).



Na = Niederschlag, T = Temperatur
m = mittlere, x = Maximum, n = Minimum

Abb. 3. Klimadiagramm Soltau (Oktober 1991 – Oktober 1992).

Mai bis August mit extrem hohen Temperaturmaxima im Juli und August.

Zusammenfassend ist der Untersuchungszeitraum (Vegetationsperiode) somit trotz hohem Jahresniederschlag als sehr niederschlagsarm bei zum Teil extrem hohen Temperaturen charakterisiert.

3. Untersuchungs- und Auswertungsmethoden

3.1 Pflanzensoziologische Erfassung

Mit dem Ziel einer möglichst vollständigen Darstellung der Vegetationsausstattung der Roten Fläche 2 wurden in der Vegetationsperiode 1992 273 Vegetationsaufnahmen nach der Braun-Blanquet-Methode (Braun-Blanquet 1964) angefertigt und unter Zuhilfenahme des Computerprogramms TAB (Peppeler 1988) nach floristisch-soziologischen Kriterien geordnet (Ellenberg 1956, zu methodischen Abweichungen s. Täuber 1993, 1994). Die Pflanzenbestände, die aufgrund der besonderen Bedingungen im UG nicht eindeutig den beschriebenen Assoziationen zuzuordnen waren, wurden als ranglose Gesellschaften beschrieben, die nach zwei hochsteten und kennzeichnenden Arten benannt sind. Die neutrale Bezeichnung Bestand wurde bei artenarmen Dominanzbeständen und Einzelaufnahmen gewählt, deren floristische

Zusammensetzung kaum die Möglichkeit zu einer sinnvollen Einordnung in bestehende Einheiten zuließ. Für die Darstellung der wenigen in diesem Bericht wiedergegebenen Vegetationstabellen (s. Täuber 1993, 1994) wurde in Anlehnung an Ellenberg (1956) folgende siebenteilige Skala für die Abschätzung der Artmächtigkeit der einzelnen Arten verwendet:

- r 1–2 Exemplare mit geringer Vitalität
- + wenige Exemplare, < 1 % der Aufnahme­fläche deckend
- 1 1– 5 % deckend
- 2 5– 25 % deckend
- 3 25– 50 % deckend
- 4 50– 75 % deckend
- 5 75–100 % deckend

Folgende Angaben sind im Kopf jeder Vegetationstabelle angegeben:

- Laufende Nummer
- Größe der Aufnahme­fläche in m²
- Deckungsgrad der Phanerogamen in %
- Deckungsgrad der Kryptogamen in %
- pH-Werte in Wasser, in KCl und/oder direkt im Gewässer gemessen.

Nachstehende Abkürzungen sind zur genaueren Kennzeichnung einzelner Arten benutzt worden:

- A = Assoziationskennart
- V = Verbandskennart
- O = Ordnungskennart
- K = Klassenkennart

d = Trennart einer Variante oder Ausbildung

D = Trennart einer Subassoziation oder Gesellschaft

B = Begleiter

M = Moos

F = Flechte

Die Nomenklatur der Phanerogamen richtet sich nach Garve und Letschert (1990), die der Moose nach Frahm und Frey (1987) und die der Flechten nach Wirth (1980).

3.2 Keimungsversuche

Keimungsversuche unter natürlichen Bedingungen im Freiland wurden bisher meist nur begleitend zu Versuchen unter definierten Bedingungen in Klimakammern durchgeführt. Entweder wurde hierzu eine vegetationsfreie Fläche im Untersuchungsgebiet geschaffen (s. u. a. Fischer 1987, Thompson und Grime 1979), Gartenerde mit dem zu untersuchenden Boden überschichtet (van Elsen 1991) oder die Besiedlung auf einer Abgrabungsfläche dokumentiert (Bernhardt 1989). Auf dem Panzerübungs­gelände konnten aufgrund der andauernden intensiven militärischen Übungen keine vegetationsfreien Parzellen abgegrenzt werden, die nicht mehr befahren werden. Ziel des Versuches war die Einschätzung des unter natürlichen Bedingungen keimfähigen Samenvorrats in den Böden von devastierten Flächen, der die Wiederbesiedlung der Gebiete nach Abzug der Briten einleiten könnte. Aus zwei stark befahrenen, großflächig devastierten Gebieten (Brunautal TF 3, Panzerbrücke TF 1) wurde Anfang Dezember 1991 jeweils aus zwei verschiedenen Tiefen (0–5 cm, 5–10 cm) Boden entnommen (Mischprobe von 20 Einzelproben einer etwa 100 m² großen Fläche). Der Boden wurde locker in Styropor-Saatschalen (30x20x5 cm) gefüllt und auf dem Gelände der Norddeutschen Naturschutzakademie (NNA) bei Schneverdingen (etwa 1,5 km vom UG entfernt) im Freien aufgestellt (Abb. 4). Ergänzend wurden jeweils Varianten mit Einsaat von *Calluna vulgaris* und von *Corynephorus canescens* sowie Boden-Kontrollproben aus den Herkunftsgebieten der Samen (Dransfeld und Gifhorn) und Proben mit sterilisiertem Sand angelegt (jeweils 5 Parallelen aller Varianten).



Abb. 4. Saatkisten des Freiland-Keimungsversuches an der NNA.

Die Anzahl der auflaufenden Keimlinge wurde ab März 1992 alle zwei bis vier Wochen gezählt und getrennt nach Monocotyledonen und Dicotyledonen notiert. Da auch die weitere Entwicklung der Keimpflanzen unter den natürlichen Bedingungen im Untersuchungs-jahr dokumentiert werden sollte, sind die Keimlinge weder pikiert noch entfernt worden. Auf eine zusätzliche Bewässerung des Bodens wurde aufgrund der dann fehlenden Übertragbarkeit der Ergebnisse auf das Übungsgelände unter den Wetterbedingungen des Untersuchungs-jahres verzichtet. Ende Oktober 1992 wurde der Versuch beendet.

Um das Keimlingsaufkommen unter annähernd optimalen Bedingungen zu untersuchen und den Einfluß des relativ niederschlagsarmen Sommers auf Anzahl und Entwicklung der auflaufenden Keimlinge einschätzen zu können, wurden einige Proben im Klimahaus in Göttingen exponiert. Die Exposition erfolgte Anfang März 1992 (zur Methodik vgl. Fischer 1987).

Folgende Versuchsbedingungen wurden eingestellt: Lichtquelle 400 Watt. Beleuchtungsdauer 6:00–20:00 Uhr, Tagestemperatur 20°C, Nachttemperatur 15°C, Temperaturwechsel 6:00 und 20:00 Uhr, Wasserversorgung ein- bis zweimal täglich mit deionisiertem Wasser. Sowohl im Normalbetrieb als auch durch technische Defekte bedingt,

kam es gelegentlich zu Abweichungen, die jedoch dazu führten, daß die Temperaturansprüche weiterer Arten mit abgedeckt werden konnten und somit die Samenbank vollständiger erfaßt wurde (vgl. Koch 1970, Lauer 1953). Mitte September 1992 wurden alle bis dahin gewachsenen Pflanzen entfernt und bestimmt und der Boden anschließend etwa 12 Wochen lang bei 0 bis –2°C in den Klimaschrank gestellt. Nach dieser Stratifizierung erfolgte eine erneute Exposition der Proben bis Ende Februar 1993.

3.3 Bodenuntersuchungen

Wegen der anhaltenden Übungstätigkeit war es nicht möglich, Bodenproben nach Abschluß der vegetationskundlichen Geländearbeit von ausgewählten Aufnahme-flächen zu entnehmen, da die Standorte z.T. durch erneutes Überfahren oder andere Einflüsse erheblich verändert vorlagen. Eine Markierung der Aufnahmebereiche scheiterte ebenfalls an der Zerstörungskraft schwerer Kampfpanzer. So wurden während der Geländearbeit von jeder Aufnahme-fläche drei Bodenproben der obersten 5 cm genommen und zu einer Mischprobe vereinigt. Spätestens eine Woche nach Entnahme des Bodens erfolgte eine Trocknung des Feinbodens bei etwa 40°C. Die pH-Werte wurden sowohl in wäßriger Suspension als auch

in KCl-Lösung elektrometrisch gemessen. Die Messung erfolgte 24 Stunden nach Ansetzen der Suspension und erneut 16 Stunden nach Zugabe von KCl. Weitere Messungen der pH-Werte wurden Ende Oktober 1992 in verschiedenen Gewässern durchgeführt.

4. Die Pflanzengesellschaften

4.1 *Agrostis capillaris*-Bestände und *Rumex acetosella*-*Agrostis capillaris*-Bestände

■ **Kurzbeschreibung:** artenarme, meist lückige Pioniervegetation auf Fein- bis Grobsandböden

■ **Kennzeichnende Arten:** *Agrostis capillaris*, *Rumex acetosella* (*Spergula morisonii*)

■ **Stete Begleiter:** *Juncus effusus*
Mittlere Artenzahl: 4.6

■ **Säuregrad:** pH (H₂O) 3.9–5.0, pH (KCl) 3.4–4.1

■ **Verbreitung im UG:** sehr häufig

Die am stärksten mechanisch belasteten Flächen bieten nur noch wenigen Pflanzenarten ausreichende Wachstumsbedingungen. Diese regelmäßig und häufig befahrenen Panzertrassen-Ränder und intensiv genutzten Freiflächen sind durch stark verdichtete Böden gekennzeichnet, mit Ausnahme der obersten 10–30 cm, die durch die Panzerketten immer wieder aufgerissen werden. Das Auftreten oder Nichtauftreten der Arten ist nicht primär durch die bodenphysikalischen oder bodenchemischen Verhältnisse bedingt, sondern auf die zufällige Zerstörung bzw. das zufällige Umfahren der Pflanzen durch die Panzer zurückzuführen. Als in besonderem Maße anpassungsfähig an die starke mechanische Belastung erweist sich *Agrostis capillaris*; die weite ökologische Amplitude in Bezug zum Nährstoffangebot, zur Wasserversorgung und zur Bodenbeschaffenheit ergibt ebenfalls Vorteile gegenüber anderen Arten (vgl. Klapp und Opitz von Boberfeld 1990).

4.2 *Sedo-Scleranthetea* Br.-Bl. 1955 em. Th. Müller 1961 (*Corynephorotalia canescentis* Klika 1934)

Pflanzenbestände, die sich der Klasse *Sedo-Scleranthetea* zuordnen lassen, sind im UG überwiegend in nur mäßig befahrenen Randbereichen zu finden:

zum einen am Rand von Erosionsschutz-Pflanzungen und Bauminselfen, zum anderen im Kontakt zu *Calluna*-Heiden oder ehemals landwirtschaftlich genutzten Flächen. Zwei kleine Flugsanddünen, südlich Wulfsberg (TF2) und am Nordostrand des UG (TF 3, vgl. Abb. 2), bilden einen weiteren Wuchsort für diese Pioniergesellschaften. In häufig und stark befahrenen Gebieten können sich diese Bestände hingegen nicht etablieren.

4.2.1 *Spergulo morisonii*-*Corynephorum canescens* Tx. (1928) (*Corynephorion* Klika 1934)

■ **Kurzbeschreibung:** lückige Pioniergesellschaft auf nährstoffarmen und trockenen Fein- bis Mittelsandböden

■ **Untergliederung:** I. Typische Variante, Ia. Typische Ausbildung, Ib. *Carex arenaria*-Ausbildung; II. *Festuca filiformis*-Variante, IIa. Typische Ausbildung, IIb. *Cladonia uncialis*-Ausbildung

■ **Kennzeichnende Arten:** *Corynephorus canescens*, *Spergula morisonii*, *Carex arenaria* (Ib.), *Festuca filiformis* (II.), *Polytrichum piliferum* (II.), *Deschampsia flexuosa* (II.), *Pohlia nutans* (II.), *Hypochoeris radicata* (II.), *Calluna vulgaris* (II.), *Cladonia uncialis* (IIb.), *Cladonia chlorophaea* (IIb.), *Cladonia floerkeana* (IIb.).

■ **Stete Begleiter:** *Rumex acetosella*, *Agrostis capillaris*

■ **Mittlere Artenzahl:** I: 7.2, II: 11.1

■ **Säuregrad:** pH (H₂O) 4.3–5.1, pH (KCl) 3.6–4.5

■ **Verbreitung im UG:** zerstreut

Bei der Typischen Variante (I.) handelt es sich um eine junge Pioniergesellschaft, die nicht von anderen Gesellschaften durchdrungen wird, was zum einen durch das Fehlen von ausreichend bewachsenen Kontaktflächen, zum anderen durch die ökologischen Verhältnisse bedingt ist. Diese ständig vom Wind umgelagerten Sandflächen oder häufig übersandeten Fahrbahn- und Schonungsränder können nur von wenigen Pionierpflanzen besiedelt werden, die durch eine feinverzweigte und dichte Bewurzelung (*Corynephorus canescens*) oder weitreichende Rhizome dicht unter der Bodenoberfläche und Ausbildung von Senkwurzeln (*Carex arenaria*) gut an diese Extrembedingungen angepasst sind (vgl. Berger-Landefeldt und Sukopp 1965, Tüxen 1928,

1967b). Mit dem Vorkommen von *Agrostis capillaris* wird gelegentlich eine einsetzende Festlegung des Sandes und damit ein Folgestadium des *Spergulo-Corynephorum typicum* verbunden (Fukarek 1961, Schubert 1974, vgl. Korneck in Oberdorfer 1993). Im UG hingegen ist *Agrostis capillaris* sowohl auf bewegtem Flugsand (reich verzweigtes Wurzelgeflecht, kurze Rhizome) als auch auf verdichteten und grobsandigen Substraten (s. o.) die häufigste Pionierart (vgl. Krausch 1967, Passarge 1960).

Zur Ausbildung der *Festuca filiformis*-Variante (II.) ist der unmittelbare Kontakt zu *Nardo-Callunetum*-Gesellschaften notwendig. Als Standorte kommen Grenzbereiche zwischen stark frequentierten Fahrbahnen oder Flugsanddünen und relativ dicht geschlossenen Vegetationsdecken ebenso in Frage, wie gelegentlich zerfahrene lückige *Calluna vulgaris*- oder *Festuca filiformis*-Bestände.

Der Boden weist bereits einen stärkeren Verfestigungsgrad auf, der Mittel- und Grobsandanteil ist höher und somit findet keine massive Übersandung oder Ausblasung der Flächen mehr statt. Auf Sonderstandorten liegen die Wuchsorte der Ausbildung von *Cladonia uncialis* (IIb.), die sich nicht im direkten Einflußbereich von mechanischen Störungen befinden und durch ihre Abgelegenheit oder Ostexposition nicht der gleichen hohen Staubbelastung ausgesetzt sind. Daß dagegen im näheren Umfeld des UG flechtenreiche Silbergrasrasen nicht selten vorkommen, läßt vermuten, daß manöverbefindliche Stoffeinträge sowie die mechanische Störung zumindest mitverantwortlich für die Flechtenarmut im UG sind.

4.2.2 *Polytrichum piliferum*-Gesellschaft

■ **Kurzbeschreibung:** dicht geschlossener Moosrasen

■ **Kennzeichnende Arten:** *Polytrichum piliferum* (dominant), *Corynephorus canescens*

■ **Stete Begleiter:** *Deschampsia flexuosa*, *Pohlia nutans*, *Calluna vulgaris*

■ **Mittlere Artenzahl:** 9.8

■ **Säuregrad:** pH (H₂O) 4.5–4.9, pH (KCl) 3.8–4.2

■ **Verbreitung im UG:** zerstreut

Mit zunehmender Festlegung des Sandes und bei Ausbleiben weiterer mechanischer Störungen kann sich am Rand von stark frequentierten Fahrbahnen oder älteren Schonungen (hier in Südexposition) eine *Polytrichum piliferum*-Gesellschaft ausbilden, in der *Corynephorus canescens*, *Deschampsia flexuosa* und *Festuca filiformis* nur noch mit verminderter Vitalität wachsen. Die Etablierung von Phanerogamen wird zum einen durch den dichten Bewuchs von *Polytrichum piliferum* mit einem die Bodenoberfläche verhärtenden Rhizoidenfilz, zum anderen durch die dunkle Farbe des Moosteppichs und die besonders in trockenen Sommern damit verbundene starke Erhitzung der Bodenoberfläche verhindert (vgl. Berger-Landefeldt und Sukopp 1965). Eine kleinere Aufnahmefläche vorausgesetzt, entspricht diese Gesellschaft dem *Rhacomitrio-Polytrichum piliferi* Herzog ex Hübschmann 1967 (vgl. Drehwald und Preising 1991, Hübschmann 1975).

4.2.3 *Airetum praecox* (Schwick. 1944) Krausch 1967 (*Thero-Airion* Tx. 1951)

■ **Kurzbeschreibung:** relativ dicht geschlossene zumindest mäßig artenreiche Pioniervegetation auf mäßig nährstoffreichen Mittelsandböden

■ **Untergliederung:** I. *Calluna vulgaris*-Variante, II. *Cerastium semidecandrum*-Variante.

■ **Kennzeichnende Arten:** *Aira praecox*, *Calluna vulgaris* (I), *Deschampsia flexuosa* (I), *Luzula campestris* (I), *Carex pilulifera* (I), *Cerastium semidecandrum* (II), *Agrostis vinealis* (II), *Teesdalia nudicaulis* (II), *Aira caryophylla* (II), *Trifolium dubium* (II), *Spergularia rubra* (II), *Filago minima* (II), *Scleranthus polycarpus* (II), *Ornithopus perpusillus* (II).

■ **Stete Begleiter:** *Rumex acetosella*, *Spergula morisonii*, *Polytrichum piliferum*, *Agrostis capillaris*, *Festuca filiformis*, *Hypochoeris radicata*, *Holcus mollis*.

■ **Mittlere Artenzahl:** I: 17.5, II: 29.3

■ **Säuregrad:** I: pH (H₂O) 4.3–4.6, pH (KCl) 3.6–3.9; II: pH (H₂O) 4.8–7.4, pH (KCl) 4.0–6.8

■ **Verbreitung im UG:** selten

Die Wuchsorte des *Airetum praecox* (und von hier nicht weiter beschriebenen stärker ruderal beeinflussten *Sper-*

Tabelle 1: Nardo-Callunetea Prsq. 1949 (Nardetalia Oberd. 1949, Calluno-Ulicetalia Tx. 1937).

[illegible]

Tabelle 1: Fortsetzung.

1. 1-19 Genisto-Callunetum
- 1.1. 1- 8 typicum
- 1.2. 9-13 cladonietosum
- 1.3. 14-19 molinietosum
2. 20-31 Festuca filiformis-Nardus stricta-Gesellschaft
3. 32-46 Deschampsia flexuosa-Agrostis capillaris-Bestände

Laufende Nummer		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30	31	32	33	34	35	36	37	38	39	40	41	42	43	44	45	46
Aufnahmefläche (m²)		25	20	23	25	8	12	20	17	25	20	16	30	21	25	25	11	18	20	20	18	20	18	23	25	20	20	20	18	25	16	20	25	16	25	12	15	16	16	30	10	16	8	20	13	14	9
Deckung Strauchschicht (%)										5			10		10																																
Deckung Krautschicht (%)		90	75	85	95	10	95	80	80	70	85	90	80	85	95	70	90	70	85	90	90	85	90	95	90	95	90	70	95	90	70	40	70	99	70	60	90	80	50	70	40	20	18	40	50	25	25
Deckung Kryptogamen (%)		50	8	3	20	12	3	3	20	40	56	7	35	23	5	70	5	20	10	80	4	25	15	11	15	20	10	40	15	5	24	40	2	15			5	8	1	3							
pH(H ₂ O)			4.2								3.7	3.4	4.3		3.9	4.2	3.8		4.6	4.7	3.6						3.7	4.0		4.2		4.0	4.0		3.7	3.9		4.5		4.3	4.4	4.0	4.4		4.2		
pH(KCl)			3.4								2.8	2.8	3.3		2.8	3.4	2.8		4.8	4.0	2.8						3.0	3.4		3.1		3.1	3.2		3.0	3.0		3.7		3.5	3.9	3.1	3.6		4.0		
Artenzahl		10	10	12	11	15	18	12	11	10	8	22	16	11	16	14	7	26	17	16	14	18	11	15	21	10	17	19	9	14	13	6	8	7	12	5	7	10	6	12	12	9	12	7	7	7	7
B	<i>Molinia caerulea</i>	+	2	1	r	.	.	.	1	.	.	.	1	2	1	2	3	.	1	2	1	.	.	1	1	1	.	+	.	1	+	.	.	.	2	.	.	1	1	+	.	+	1	2	.	.	
	<i>Polytrichum piliferum</i>	.	2	.	.	1	1	+	.	.	.	+	.	1	.	1	.	.	+	.	+	1	2	+	1	.	1	3	.	.	.	.	3	.	.	.	2	.	.	2	1	.	1	.	.		
	<i>Pohlia nutans</i>	2	.	+	1	1	+	.	.	.	+	1	.	+	1	.	.	.	+	.	+	+	1	+	+	+	1	1	.	.	.	.	1	1	2	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.		
	<i>Campylopus flexuosus</i>	3	.	1	.	2	.	.	1	.	2	1	2	1	1	.	.	.	.	2	.	.	.	.	.	2	1	.	.	1	2	.	2	1	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.		
	<i>Betula pendula</i>	+	+	.	+	.	.	.	.	.	.	1	1	.	+	r	.	.	+	+	.	.	.	.	.	.	+	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.			
	<i>Pinus sylvestris</i>	1	.	.	.	+	.	.	+	+	+	2	.	+	+	.	.	1	.	1	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.			
	<i>Campylopus pyriformis</i>	+	.	.	.	.	.	1	.	2	.	.	.	.	.	.	.	.	2	.	1	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.				
	<i>Cladonia spec.</i>	.	.	+	.	+	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	1	+	.	+	.	+	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.			
	<i>Cladonia coniocrea</i>	.	.	+	.	+	.	.	.	+	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.			
	<i>Cladonia chlorophaea</i>	1	.	.	.	.	.	.	1	.	+	1	+	.	1	.	.	.	.	+	.	1	1	1	.	.	.	.	.	+	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.			
	<i>Cladonia uncialis</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	+	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.			
	<i>Hypochoeris radicata</i>	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	3	+	.	.	.	.	.	.	1	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.			
	<i>Ceratodon purpureus</i>	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.		
	<i>Juncus effusus</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	1	.	.	.	.	.	.	r	.	.	2	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.			
	<i>Holcus mollis</i>	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1		
	<i>Cephaloziella divaricata</i>	+	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	1	.	+	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	+	+	.	.	+	.	.	.	.	.	.	2	.	.	1	1	+	.	.	1	
	<i>Quercus robur</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
	<i>Dicranella heteromalla</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
	<i>Cephalozia bicuspidata</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
	<i>Bryum spec.</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
<i>Betula pubescens</i>	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.		
<i>Rubus corylifolius</i> agg.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2	.	.	.	.	.	.	3	.	.	.	.	.	.	.			
<i>Betula pendula</i> (S)	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	2	.	2	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.		
<i>Pinus sylvestris</i> (S)	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.		
<i>Spergula arvensis</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	+	.	.	.	+			

Außerdem in 2: *Prunus serotina* r; in 4: *Pleurodium subulatum* (M) 2; in 7: *Cephalozia* spec. (M) +; in 10: *Cladonia pyxidata* (F) +, *Empetrum nigrum* 2; in 12: *Sorbus aucuparia* r; in 17: *Cirsium arvense* +, *Cerastium holosteoides* 1, *Trifolium repens* 1, *Leontodon autumnalis* 1, *Holcus lanatus* 1, *Taraxacum officinalis* agg. 1, *Festuca rubra* 1, *Juncus acutiflorus* +, *Anthoxanthum odoratum* 2, *Brachythecium rutabulum* (M) 1, *Aulacomnium palustre* (M) 1, *Lophocolea heterophylla* (M) +, *Carex ovalis* +; in 18: *Lophocolea bidentata* (M) +; in 19: *Sphagnum compactum* +; in 21: *Polytrichum juniperinum* (M) +; in 24: *Festuca ovina* +; in 27: *Aira praecox* +, *Festuca ovina* +, *Polytrichum juniperinum* (M) 1, *Salix aurita* +; in 29: *Aira praecox* +; in 30: *Cephaloziella* spec. (M) +; in 32: *Sorbus aucuparia* r, *Cephaloziella* spec. (M) +; in 33: *Brachythecium rutabulum* (M) +; in 34: *Juncus filiformis* +; in 36: *Agrostis castellana* 1; in 38: *Holcus lanatus* +; in 39: *Prunus serotina* +.

gularia rubra- *Agrostis capillaris*-Beständen; s. Täuber 1993) befinden sich durchgehend auf ehemals landwirtschaftlich genutzten Flächen (Schaftrift oder Acker). Die Böden sind schwach humos, relativ stark verfestigt und etwas frischer als die des *Corynephorum*. Ihre Entstehung und Erhaltung verdankt diese Gesellschaft dem unregelmäßigen Befahren mit schweren Kettenfahrzeugen, wodurch eine Vorherrschaft von *Nardo-Callunetea*-Arten (I) oder ausdauernden Ruderalpflanzen (II) verhindert wird.

4.3 *Nardo-Callunetea* Prsg. 1949 (Tabelle 1)

Von den ehemals im UG vorherrschenden Zwergstrauchheiden sind nur noch verhältnismäßig wenige Reste übriggeblieben. Zudem sind größere Bestände auf Randbereiche des UG beschränkt. Kleinere Vorkommen sind im gesamten Gebiet zerstreut auf nur mäßig oder schwach befahrenen Flächen vorhanden, oft in der Nähe von Erosionsschutzpflanzungen, Baumgruppen und Gewässern. Die vielfältigen, für Entstehung und Erhalt von Calluna-Heiden bezeichnenden Nutzungsformen (vgl. u.a. Ellenberg 1986, Gimingham 1972, Muhle und Röhrig 1979) spielen auf dem Panzerübungsgebiet keine Rolle mehr. Das Befahren mit Militärfahrzeugen ist nur in geringem Umfang als Ersatz für die herkömmlichen landschaftserhaltenden Maßnahmen tauglich. Der nicht auf Natur- und Landschaftsschutz ausgerichtete Eingriff durch den Übungsbetrieb führt daher häufig zur völligen Zerstörung der Calluna-Heiden, unterbleibende Pflege zur Überalterung bestehender Reste. Da auch das seltene Überfahren der Heideflächen bereits Degradationserscheinungen hervorruft (vgl. Hülbusch et al. 1981–1983), sind alle Bestände der Red Area mehr oder weniger stark degradiert, unabhängig davon, in welcher Entwicklungsphase (Pionier- bis Degenerationsphase) sie sich befinden. Aufgrund der in der Literatur nicht einheitlichen Verwendung der Begriffe Degeneration und Degradation ist es notwendig, eine Definition für das UG vorzunehmen:

Degenerierte Bestände sind durch natürliche syndynamische Prozesse überalterte, an Gräsern und Bäumen

reichere Calluna-Heiden. Ein eventuell vorhandener Einfluß der allgemein erhöhten Stickstoff- und Schadstoffemissionen auf die Artenzusammensetzung sowie witterungsbedingte Erscheinungen werden hier als natürlich angesehen und können somit nur zur Degeneration beitragen. Der Begriff Degradation beschränkt sich auf die Veränderung des Status quo ante durch die militärischen Übungen.

Selbst in nicht militärisch genutzten Gebieten ist der Übergang zwischen Heiden und Borstgrasrasen fließend und floristisch kaum zu fassen (Peppler 1992). Ein kleinflächig wechselnder Verdichtungsgrad und zum Teil auch mosaikartig unterschiedlicher Lehmannteil der Böden und die damit verbundene höhere Bodenfeuchte sowie die bereits erwähnte zufällige Zerstörung einzelner Arten sind charakteristisch für das UG und erschweren die eindeutige Differenzierung der Bestände. Trennarten des *Genisto-Callunetum danthonietosum*, wie *Nardus stricta*, *Agrostis capillaris*, *Carex pilulifera* (vgl. u.a. De Smidt 1977, Horst 1964, Tüxen und Kawamura 1975), können in allen Aufnahmen als Degradationszeiger vorkommen, ohne eine großflächige Verschiedenheit der Standorte. Desgleichen zeigt auch *Molinia caerulea* meist nicht gleichmäßig besser wasser versorgte Standorte an, sondern kleinflächig unterschiedliche Verdichtungsgrade der Böden infolge der Störungen. Weitere Differential- und Charakterarten wie *Potentilla erecta*, *Galium saxatile*, *Luzula campestris*, *Genista pilosa*, *G. anglica*, *Cuscuta epithymum* und *Ptilidium ciliare* sind im UG, meist durch den Übungsbetrieb bedingt, sehr selten. Durch den methodischen Ansatz dieser Arbeit bedingt, kleinflächige Standortunterschiede nicht im einzelnen zu differenzieren, sondern als gleichmäßige Störung zu betrachten (vgl. Täuber 1993, 1994), ist sowohl die Dominanz einzelner Arten als auch das Fehlen von Artengruppen zur Differenzierung der Bestände heranzuziehen.

4.3.1 *Genisto pilosae-Callunetum* Oberd. 1938 nom. inv. (*Calluno-Ulicetalia* Tx. 1937, Aufn. 1–19)

Die Bestände des *Genisto-Callunetum* werden bis auf wenige Ausnahmen von *Calluna vulgaris* dominiert und befin-

den sich syndynamisch betrachtet überwiegend in der Degenerationsphase. Junge oder neu gekeimte Calluna-Pflanzen sind ebenso wie die o.g. Störungszeiger als Indiz für die Degradation der Flächen zu bewerten, da die Lücken in der Vegetationsdecke nicht durch abgestorbene Besenheide, sondern durch die Panzerketten entstanden sind.

Das *Genisto-Callunetum typicum* (Aufn. 1–8) ist negativ durch das Fehlen der Flechtengruppe und der Gruppe der Feuchtezeiger differenziert und vor allem am Rand von stark befahrenen Panzertrassen anzutreffen, wo mit gelegentlichem Befahren und einer erhöhten Staubbelastung zu rechnen ist.

Die Wuchsorte des *Genisto-Callunetum cladonietosum* (Aufn. 9–13) sind in etwas abgelegenen Gebieten des Übungsgebietes zu finden oder durch Bäume in unmittelbarer Nähe vor einem erhöhten Nährstoffeintrag durch den Übungsbetrieb geschützt. Die Bestände befinden sich zwischen der Optimal- und der Degenerationsphase (z.T. einsetzende Wiederbewaldung). Neben dem Auftreten von *Cladonia mitis* ist besonders das Fehlen von *Agrostis capillaris* als Hinweis auf nur schwach degradierte Standorte zu werten.

Das *Genisto-Callunetum molinietosum* (Aufn. 14–19) ist deutlich durch *Erica tetralix* und schwach durch *Carex nigra* und *Dicranella cerviculata* differenziert. Hinsichtlich der Entwicklungsstadien und Degradationserscheinungen sowie der Wasserversorgung des Standortes bestehen zwischen den einzelnen Beständen erhebliche Unterschiede, die durch das Vorhandensein von weiteren Feuchtezeigern (*Gymnocolea inflata*, *Odontoschisma denudatum*, *Sphagnum compactum* u.a.) bzw. von Eutrophierungs- und Störungszeigern (*Cirsium arvense*, *Rhytidadelphus squarrosus* u.a.) deutlich werden. Aufgrund des seltenen Auftretens dieser Gesellschaft und des geringen Aufnahmемaterials wurde auf eine sicherlich mögliche weitere Differenzierung der Bestände verzichtet (vgl. Tüxen und Kawamura 1975).

4.3.2 *Festuca filiformis*-*Nardus stricta*-Gesellschaft (*Nardetalia* Oberd. 1949, Aufn. 20–31)

Diese meist dicht geschlossenen ausgedehnten Rasen befinden sich oft im unmittelbaren Kontakt zum *Genisto-Callunetum* und sind nur durch Fahrspuren mit *Agrostis capillaris*-Beständen unterbrochen. Neben *Nardus stricta*, *Calluna vulgaris* und *Festuca filiformis* sind weiterhin *Deschampsia flexuosa*, *Molinia caerulea* und *Agrostis capillaris* mit hoher Stetigkeit am Aufbau der Gesellschaft beteiligt. Die Böden sind überwiegend stark verdichtet und besitzen neben der vorherrschenden Sandfraktion einen mäßig hohen Lehmanteil. Die Nutzung beschränkt sich meist auf das gelegentliche langsame und gleichmäßige Überfahren mit kleinen Panzer-Verbänden, ohne abrupte Richtungsänderungen. Diese großflächig betrachtet divergierenden Standortverhältnisse von *Genisto-Callunetum* und *Nardus stricta*-*Festuca filiformis*-Gesellschaft machen deutlich, daß eine Differenzierung nach Dominanzverhältnissen gerechtfertigt ist. Beim Vergleich mit Aufnahmen anderer Autoren (z. B. *Peppler* 1987, *Tüxen* 1958) fällt besonders die Seltenheit von *Potentilla erecta* und *Galium saxatile* im UG auf. Aus der Westruper Heide (Westfalen) liegen von *Wittig* (1980) Aufnahmen von stark durch Erholungssuchende gestörten Flächen vor, die denen des UG entsprechen.

4.3.3 *Deschampsia flexuosa*-*Agrostis capillaris*-Bestände (Aufn. 32–46)

Syndynamisch und synökologisch betrachtet sind diese Bestände zwischen das *Genisto-Callunetum* und die *Rumex acetosella*-*Agrostis capillaris*-Bestände zu stellen. Das Erscheinungsbild wird entweder von *Deschampsia flexuosa*, *Agrostis capillaris* oder von beiden Arten bestimmt. Die ehemalige Zwergstrauchvegetation ist nur noch als Fragment erkennbar, zum Teil in Form alter Heidesträucher, zum Teil durch neu gekeimte Pflanzen aus dem wuchsorteigenen Samenreservoir oder durch Anflug aus unmittelbar benachbarten Heide-Beständen. Besonders das Auftreten von *Rumex acetosella* und *Spergula morisonii* macht deutlich, daß

auch die Nutzungsintensität dieser Flächen höher ist als die im *Genisto-Callunetum*. Ein höherer Humusgehalt der Böden, der direkte Kontakt zum *Genisto-Callunetum* und das Auftreten von Heide- oder Borstgrasrasen-Arten unterscheidet diese Bestände von den *Rumex acetosella*-*Agrostis capillaris*-Beständen.

4.4 *Stellarietea mediae* (Br.-Bl. 1931) Tx., Lohm. et Prsg. 1950 (*Sperguletalia arvensis* Hüppe & Hofmeister 1990, *Digitario-Setarion* Siss. 1946 em. Hüppe & Hofmeister 1990)

4.4.1 *Spergulo-Echinochloetum cruris-galli* (Krusem. et Vlieg. 1939) Tx. 1950, Variante von *Spergularia rubra*

■ **Kurzbeschreibung:** lückige Pioniervegetation auf relativ nährstoffreichen, verdichteten und wechsellässen Böden.

■ **Untergliederung:** I. Typische Subvariante, II. *Filago minima*-Subvariante

■ **Kennzeichnende Arten:** *Echinochloa crus-galli*, *Spergula arvensis*, *Spergularia rubra*, *Gnaphalium uliginosum*, *Juncus bufonius*, *Polygonum persicaria*, *Filago minima* (II), *Chenopodium album* (II), *Scleranthus annuus* (II), *Polygonum convolvulus* (II), *Erodium cicutarium* (II), (*Filago arvensis* II).

■ **Stete Begleiter:** *Matricaria discoidea*, *Poa annua*, *Polygonum aviculare* agg., *Agrostis capillaris*, *Rumex acetosella*, *Polygonum hydropiper*, *Plantago major* ssp. *intermedia* u. a. (II).

■ **Mittlere Artenzahl:** I: 17.8, II: 27.0

■ **Säuregrad:** pH (H₂O) 4.5–6.2, pH (KCl) 3.9–5.6

■ **Verbreitung im UG:** zerstreut

Obwohl im UG keine landwirtschaftliche Nutzung stattfindet, sind Bestände vorhanden, die floristisch betrachtet Ähnlichkeiten zu Ackerunkrautgesellschaften auf basenarmen Sand- und Sandlehmböden aufweisen. Auch vor der Besetzung des Gebietes durch die Britische Rheinarmee wurden die Aufnahmegebiete nur zu einem geringen Teil ackerbaulich genutzt. Beim Vergleich der „Bodenbearbeitungs-Methoden“ von Landwirtschaft und Militär ergeben sich allerdings gewisse Ähnlichkeiten: Der Boden wird regelmäßig von der vorhandenen Vegeta-

tion befreit und die Oberfläche durch den Pflug bzw. die Panzerketten aufgelockert. Unterschiede ergeben sich durch die ganzjährig fehlende Vegetationsdecke und die höhere Befahrungsintensität auf dem Panzerübungsgebiete. Die Gesellschaft kommt erst ab Mitte Juli zur Entfaltung, wenn ihre für das UG typischen Standorte, meist lange mit Wasser bestandene Fahrspuren, deren Ränder oder Geländevertiefungen, oberflächlich abgetrocknet sind. Es können nur Gebiete besiedelt werden, die ab Juli nur noch mäßig befahren werden. Die von der Britischen Rheinarmee eingelegte Sommerpause (Anfang August bis Mitte September) ermöglicht die Weiterentwicklung der Pflanzen bis zur Samenreife und sichert so das Weiterbestehen der Gesellschaft. Je nach Intensität und Häufigkeit der mechanischen Belastung und den hydrologischen Bedingungen lassen sich zwei Subvarianten unterscheiden:

Die Typische Subvariante (I) findet sich auf intensiver genutzten Flächen mit stärker verdichteten Böden und häufigeren Vernässungsphasen. Eine Störung dieser Flächen während der Entwicklung der Gesellschaft ist sehr wahrscheinlich.

Dagegen sind die Wuchsorte der Subvariante von *Filago minima* (II) durch ihre Lage am Rand von Panzertrassen (selten nahe rezenter Ackerflächen), weniger stark verdichtete und seltener vernäßte Böden charakterisiert.

4.5 Ruderalbestände

■ **Kurzbeschreibung:** Inhomogene Aufnahmegruppe auf eingebrachten nährstoffreichen Fremdmaterialien

■ **Kennzeichnende Arten:** *Epilobium tetragonum* et *ciliatum*, *Cirsium arvense*, *Trifolium repens*, *Ranunculus repens*, *Taraxacum officinale* agg., *Gnaphalium sylvaticum*, *Artemisia vulgaris*, *Urtica dioica*, *Rumex obtusifolius*, *Chenopodium album*, *Polygonum convolvulus* u. v. m.

■ **Stete Begleiter:** *Agrostis capillaris*, *Rumex acetosella*, *Plantago major*, *Sagina procumbens*, *Plantago lanceolata*, *Holcus mollis*, *Elymus repens* u. v. m.

■ **Mittlere Artenzahl:** 46.9

■ **Säuregrad:** pH (H₂O) 6.0–7.3, pH (KCl) 5.2–6.9

■ **Verbreitung im UG:** zerstreut

Diese Bestände kommen ausschließlich auf in die Rote Fläche 2 eingebrachten Fremdmaterialien wie Bauschutt, humoser Gartenerde und verschiedenen Mischböden vor. Sie tragen zwar erheblich zur Gesamtartenzahl des UG bei (s. u.), doch handelt es sich überwiegend um für nährstoffarme Sandböden der Lüneburger Heide untypische Arten, deren Vorkommen daher als negative Folge des Übungsbetriebes angesehen werden muß.

4.6 Isoëto-Nanojuncetea Br.-Bl. & Tx. 1943 (Nanocyperetalia Klika 1935, Nanocyperion Koch 1926)

4.6.1 Spargulario-Illecebrellum verticillati (Diem., Siss. & Westh. 1940) Siss. 1957

■ **Kurzbeschreibung:** meist lückige Pioniergesellschaft auf wechsellässen, mäßig nährstoffreichen mittel- bis grobsandigen Böden

■ **Untergliederung:** I. *Poa annua*-Variante, Ia. Typische Ausbildung, Ib. *Digitaria ischaemum*-Ausbildung; II. *Glyceria fluitans*-Variante, IIa. Typische Ausbildung, IIb. *Agrostis canina*-Ausbildung

■ **Kennzeichnende Arten:** *Illecebrum verticillatum*, *Spargularia rubra*, *Corrigiola litoralis*, *Gnaphalium uliginosum*, *Juncus bufonius*, *Poa annua* (I), *Spergula arvensis* (I), *Digitaria ischaemum* (Ib), *Scleranthus annuus* (Ib), *Glyceria fluitans* (II), *Polygonum lapathi-folium* ssp. *incanum* (II), *Agrostis canina* (IIb), *Lycopus europaeus* (IIb).

■ **Stete Begleiter:** *Polygonum hydropiper*, *Polygonum persicaria*, *Agrostis capillaris*, *Rumex acetosella*.

■ **Mittlere Artenzahl:** I: 17.9, II: 14.4

■ **Säuregrad:** I: pH (H₂O) 4.3–6.5, pH (KCl) 3.8–5.7; II: pH (H₂O) 3.9–5.5, pH (KCl) 3.5–4.6

■ **Verbreitung im UG:** zerstreut bis selten

Weitgehend den in der Literatur beschriebenen Standorten des *Illecebrellum verticillati* entsprechend (vgl. u. a. Hüppe 1992, Pietsch 1973, Sissingh 1957), befinden sich die Vorkommen im UG am Rand von zeitweilig unter Wasser stehenden Fahrspuren und am Rand von mehr oder weniger stark gestörten Tümpeln und Teichen mit stark wechselndem Wasserstand. Die Korngrößenzusammensetzung der Böden variiert

innerhalb der Sandfraktion und enthält zum Teil geringe Kiesanteile. Gelegentlich wird der Sand von einer dünnen Schicht aus abgetrocknetem Schlamm überzogen. Auch für Entwicklung und Fortbestand dieser erst spät im Jahr erscheinenden Pflanzengesellschaft ist die Sommerpause der Britischen Rheinarmee von Vorteil, soweit sich die Bestände in stark befahrenen Bereichen befinden.

Hinsichtlich der Wasserversorgung lassen sich zwei Varianten mit jeweils zwei nur in Bezug zur Nutzungsintensität des Standortes abweichenden Ausbildungen (Fragmente und Übergang zu Folgegesellschaften) unterscheiden: Zum einen die *Poa annua*-Variante (I) auf nur mäßig feuchten Böden in schwach vertieften Fahrspuren und Geländemulden, zum anderen die *Glyceria fluitans*-Variante (II) in tiefen Fahrspuren und am Rand größerer Gewäs-

ser. Eine weitere Kennart der Zwergbinsengesellschaften, *Lythrum portula*, kommt nur an einer Stelle im UG mit wenigen Exemplaren vor.

Die Vorkommen der im folgenden beschriebenen Gesellschaften sind meist auf das Brunautal (TF 3) und ein Quellmoorgebiet südöstlich von Benninghöfen (TF 5) beschränkt. Die Gebiete werden zwar nicht befahren, doch ist auch hier der negative Einfluß des Übungsbetriebes deutlich erkennbar. Das Brunautal ist durch Panzerübergänge zerschnitten (vgl. Abb. 2) und die Brunau selbst in diesen Bereichen verrohrt. Ein erhöhter Schwebstoff- und Nährstoffeintrag führt zunehmend zur Verlandung und Eutrophierung weiterer Bereiche (vgl. Bruns 1991, Klein 1989). So treten neben oligo- bis dystrophanten Gesellschaften vermehrt Bestände mit Arten weniger nasser und eutropher Standorte auf.

Tabelle 2: *Sparganietum minimi* Schaaf 1925.

Aufnahme-Nummer	1	2	3	4	5
Aufnahmefläche (m ²)	9	7	10	15	15
Deckung Krautschicht (%)	30	90	30	100	70
Deckung Moosschicht (%)	4	3	5	4	100
pH (Gewässer)	4.1		4.1	4.0	3.8
Artenzahl	7	8	10	16	22
A/V					
<i>Sparganium natans</i>	1	1	1	3	1
<i>Utricularia minor submers</i>	4	2	2	2	1
<i>Utricularia minor emers</i>	+	1	+	1	.
Sphagnen					
M <i>Sphagnum auriculatum</i>	1	1	+	1	3
M <i>Sphagnum fimbriatum</i>	.	1	1	.	4
<i>Potentilla palustris</i>	.	1	2	1	2
Littorelletea-Arten					
<i>Juncus bulbosus</i>	2	5	2	3	1
<i>Potamogeton polygonifolius</i>	1	.	.	3	+
Scheuchzerio-Caricetea					
<i>Agrostis canina</i>	.	1	1	2	2
<i>Carex rostrata</i>	.	+	.	1	2
<i>Carex canescens</i>	.	.	1	1	3
<i>Eriophorum angustifolium</i>	1	.	.	+	.
<i>Viola palustris</i>	.	.	.	.	+
<i>Carex nigra</i>	.	.	.	.	1
Übrige					
<i>Juncus effusus</i>	.	.	.	+	1
M <i>Marchantia polymorpha</i>	.	.	+	1	.

Außerdem in 1: *Drosera rotundifolia* 1; in 3: *Sphagnum palustre* (M) +; in 4: *Equisetum fluviatile* +, *Galium palustre* +, *Veronica scutellata* 1, *Bidens connata* +; in 5: *Polytrichum commune* (M) 1, *Vaccinium oxycoccos* 1, *Calliergon stramineum* (M) +, *Carex echinata* 1, *Andromeda polifolia* +, *Juncus acutiflorus* 1, *Molinia caerulea* 1, *Lycopus europaeus* +, *Myosotis laxa* +.

4.7 Utricularietea intermedio-minoris
Den Hartog & Segal 1964 em.
Pietsch 1965 (Utricularietalia
Pietsch 1965, Sphagno-Utricularion Müll. & Görs 1960, Tabelle 2)

4.7.1 Sparganietum minimi
Schaaf 1925

Kleine Tümpel im Brunautal und im Quellmoor bei Benninghöfen bieten die einzigen Wuchsorte für diese seltene Gesellschaft im UG. Neben den Assoziations- und Verbandskennarten *Sparganium natans* und *Utricularia minor* sind vor allem *Littorelletea*-Arten (*Juncus bulbosus* und *Potamogeton polygonifolius*) und Niedermoorarten wie *Potentilla palustris*, *Agrostis canina*, *Carex rostrata* und *Carex canescens* am Aufbau der Gesellschaft beteiligt. Letztgenannte Arten deuten mögliche artenreichere Folgegesellschaften bei zunehmender Verlandung an und bezeichnen gleichzeitig die Kontaktgesellschaften (vgl. *Hildebrandt-Vogel* und *Wittig 1987, Pietsch 1977*).

Die niedrigen pH-Werte (3.8–4.1) und die durch hohe Huminsäuregehalte bedingte braune Farbe der Gewässer weisen die Standorte als dystroph aus (vgl. *Pott 1983, Vahle 1990*).

4.8 Potamogeton polygonifolius-Bestände

■ **Kurzbeschreibung:** meist dicht geschlossene Schwimmblattbestände mit unterschiedlichen Dominanzverhältnissen über der Schwimmblattschicht (s. u. in Klammern).

■ **Kennzeichnende Arten:** *Potamogeton polygonifolius*, *Juncus bulbosus*, *Hydrocotyle vulgaris*, *Agrostis canina*, *Carex canescens*, *Sphagnum fallax*, (*Sphagnum palustre*, *Lotus uliginosus*, *Eriophorum angustifolium*, *Eleocharis palustris*).

■ **Stete Begleiter:** *Juncus effusus*, *Potamogeton natans*, *Cirsium palustre*, *Galium palustre*, *Cardamine pratensis*, *Viola palustris*.

■ **Mittlere Artenzahl:** 15.5

■ **Säuregrad:** pH (Gewässer) 5.5–6.4

■ **Verbreitung im UG:** selten

Potamogeton polygonifolius-Bestände sind meist in gestörten Randbereichen des Brunautals, besonders an den Panzerübergängen, sowohl in langsam fließenden Abschnitten des Baches als

auch in kleinen Tümpeln zu finden. Unterschiede zum *Sparganietum minimi* ergeben sich zum einen durch die höhere Beschattung, zum anderen durch basenreicheres Wasser, was sich durch die im Vergleich etwa um zwei Einheiten höheren pH-Werte äußert. Aufgrund der unterschiedlichen Dominanzverhältnisse in den einzelnen Beständen mußte auf eine syntaxonomische Einordnung verzichtet werden.

4.9 Scheuchzerio-Caricetea nigrae
(Nordh. 1936) Tx. 1937

4.9.1 Caricetum rostratae sphagnetosum fallacis
(Scheuchzerietalia palustris Nordh. 1936, Caricion lasiocarpae Vanden Bergh. apud Lebrun et al. 1949)

■ **Kurzbeschreibung:** schwer zugängliche Torfmoos-Schwingrasen auf relativ basenarmen Standorten.

■ **Kennzeichnende Arten:** *Carex rostrata*, *Sphagnum fallax*, *Agrostis canina*, *Carex canescens*, *Potentilla palustris*, *Viola palustris*, (*Eriophorum angustifolium*, *Hydrocotyle vulgaris*).

■ **Stete Begleiter:** *Polytrichum commune*, *Juncus effusus*, *Molinia caerulea*, (*Calliergon stramineum*, *Carex echinata*, *Epilobium palustre*).

■ **Mittlere Artenzahl:** 15.7

■ **Säuregrad:** pH (Gewässer) 3.8–5.8

■ **Verbreitung im UG:** selten (zerstreut im Brunautal)

4.9.2 Molinietalia- und Phragmitetalia-Abbaustadien des Caricetum rostratae sphagnetosum fallacis

■ **Kurzbeschreibung:** Artenreiche Verlandungsbestände auf basenreichen Standorten.

■ **Kennzeichnende Arten:** *Carex rostrata*, *Sphagnum fallax*, *Hydrocotyle vulgaris*, *Agrostis canina*, *Carex canescens*, *Potentilla palustris*, *Viola palustris*, *Typha latifolia*, *Lotus uliginosus*, *Galium palustre*, *Equisetum fluvatile*, *Cirsium palustre*, *Poa trivialis*, *Myosotis laxa*, *Holcus lanatus*, *Lycopus europaeus*, *Stellaria palustris*, *Lychnis flos-cuculi* u. a.

■ **Stete Begleiter:** *Juncus effusus*.

■ **Mittlere Artenzahl:** 27.3

■ **Säuregrad:** pH (Gewässer) 6.1–7.1

■ **Verbreitung im UG:** selten (zerstreut im Brunautal)

Das *Caricetum rostratae sphagnetosum fallacis* ist im UG hauptsächlich in nicht oder kaum gestörten, meist schwer zugänglichen Bereichen der Brunau zu finden. Die Wuchsorte der Abbaustadien liegen hingegen z.T. in früher landwirtschaftlich genutzten und überwiegend leicht gestörten Bereichen des Bachtals, meist im direkten Kontakt zum *Caricetum rostratae sphagnetosum fallacis*.

Das vermehrte Auftreten von *Molinietalia*- und *Phragmitetalia*-Arten (z.B. *Cirsium palustre*, *Lotus uliginosus*, *Typha latifolia*, *Holcus lanatus*, *Lychnis flos-cuculi* u. v. m.) ist als Hinweis auf zunehmende Entwässerung und Eutrophierung der Standorte (vgl. pH-Werte) anzusehen (vgl. *Dierssen 1982, 1988, Mierwald 1988*).

4.9.3 Eriophorum angustifolium-Sphagnum cuspidatum-Gesellschaft

■ **Kurzbeschreibung:** Verlandungs-Gesellschaft nasser und basenarmer Standorte.

■ **Kennzeichnende Arten:** *Sphagnum cuspidatum*, *Eriophorum angustifolium*, *Carex nigra*, *Agrostis canina*, *Carex canescens*, *Eriophorum vaginatum*

■ **Stete Begleiter:** *Molinia caerulea*

■ **Mittlere Artenzahl:** 8.2

■ **Säuregrad:** pH (Gewässer) 4.2

■ **Verbreitung im UG:** selten

Diese relativ artenarme Niedermoor-Gesellschaft besiedelt vor allem den Schwingrasen des Brunautales westlich vorgelagerte Bereiche. Oft wechseln sich Bulte von *Eriophorum angustifolium* und *Molinia caerulea* mit tiefen ganzjährig wasserführenden Gräben und Löchern mosaikartig miteinander ab. Syndynamisch betrachtet steht diese Gesellschaft zwischen *Utricularietea*-Gesellschaften und dem *Ericion tetralicis* bzw. *Rhynchosporion albae* (s. u., vgl. *Coenen 1981, Pott 1992, Tuxen 1958*).

4.9.4 Rhynchosporietum albae Koch 1926 (Rhynchosporion albae Koch 1926, Tabelle 3)

Tabelle 4: *Ericetum tetralicis* (Allorge 1922) Jonas 1932 (*Ericion tetralicis* Schwick 1933).

1-13 <i>Ericetum tetralicis</i>													
1.1. 1- 5 Variante von <i>Sphagnum fallax</i>													
1.1.1. 1-2 Subvariante von <i>Narthecium ossifragum</i>													
1.1.2. 3-5 Typische Subvariante													
1.2. 6-13 Variante von <i>Calluna vulgaris</i>													
Aufnahme-Nummer	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13
Aufnahmefläche (m ²)	12	12	15	8	7	12	13	25	16	11	18	24	23
Deckung Krautschicht (%)	100	100	80	8	20	10	70	100	90	100	90	80	95
Deckung Moosschicht (%)	60	40	90	100	100	65	50		10	10	5	70	10
pH (H ₂ O)			3.6			4.6		4.2	3.8		4.1	3.6	3.6
pH (KCl)			2.8			3.9		3.6	3.2		3.8	2.9	2.9
pH (Gewässer)	4.2			4.1									
Artenzahl	7	17	16	13	11	21	17	12	13	27	18	11	11
A <i>Erica tetralix</i>	+	+	4	+	1	+	4	3	1	2	2	4	3
<i>Molinia caerulea</i>	1	2	2	+	2	.	2	2	3	4	3	2	4
dl.1													
M <i>Sphagnum fallax</i>			3	3	4	2	.	.	.	.	.	.	.
M <i>Sphagnum auriculatum</i>	3	.	+	3	.	.	.	.	.	.	.	.	.
M <i>Sphagnum papillosum</i>	.	.	3	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.
K M <i>Sphagnum magellanicum</i>	.	.	2	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.
dl.1.1													
V/O <i>Narthecium ossifragum</i>	5	4	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.
M <i>Calypogeia muelleriana</i>	2	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
dl.2													
<i>Calluna vulgaris</i>	.	.	.	.	.	1	1	+	+	1	2	2	2
<i>Juncus squarrosus</i>	.	.	.	.	.	1	1	2	.	+	+	+	.
M <i>Hypnum jutlandicum</i>	.	.	.	.	.	.	+	.	1	1	.	3	2
M <i>Pleurozium schreberi</i>	.	.	1	.	.	.	.	.	2	2	1	2	1
V/O <i>Scirpus cespitosus</i> ssp. <i>germanicus</i>	.	.	.	.	.	.	.	+	.	1	1	1	2
Oxycocco-Sphagneteta													
<i>Vaccinium oxycoccos</i>	+	1	1	1	1	.	.	.	+	.	.	.	+
M <i>Polytrichum commune</i>	.	1	.	.	5	2	3	.	.	1	1	.	.
<i>Empetrum nigrum</i>	.	1	1	.	1	.	.	.	3	2	2	.	.
<i>Andromeda polifolia</i>	.	.	1	1	+	.	.	.	2	1	.	.	.
<i>Eriophorum vaginatum</i>	.	.	.	1	.	.	.	1	2	.	.	.	1
<i>Drosera rotundifolia</i>	.	.	.	2	.	2	2	.	.	.	.	.	.
Begleiter													
<i>Betula pubescens</i>	.	+	1	.	1	1	1	+	1	+	1	.	+
<i>Pinus sylvestris</i>	.	.	1	+	.	+	1	.	+	1	+	+	.
<i>Agrostis canina</i>	.	2	.	+	1	1	.	.	.	2	+	.	.
<i>Eriophorum angustifolium</i>	.	.	1	.	.	.	.	1	.	+	.	.	1
<i>Quercus robur</i>	.	+	.	.	.	.	+	.	.	.	+	+	.
<i>Juncus effusus</i>	.	.	.	.	.	2	.	.	+	1	.	.	.
<i>Betula pendula</i>	.	.	.	.	.	.	2	+	.	.	.	+	.
<i>Deschampsia flexuosa</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2	+	1	.

Außerdem in 1: *Dicranum scoparium* (M) +; in 2: *Viola palustris* 1, *Epilobium palustre* 1, *Hydrocotyle vulgaris* 1, *Aulacomnium palustre* (M) 2, *Calliergon stramineum* (M) 1, *Rubus idaeus* +; in 3: *Vaccinium myrtillus* +, *Rhytidiadelphus squarrosus* (M) 1, *Rhynchospora alba* 1; in 4: *Juncus bulbosus* +, *Carex echinata* 1; in 5: *Dryopteris carthusiana* 1; in 6: *Salix aurita* +, *Dicranella cerviculata* (M) +, *Juncus bulbosus* 1, *Agrostis capillaris* 1, *Cephaloziella divaricata* (M) +, *Polytrichum piliferum* (M) +, *Eleocharis palustris* +, *Carex canescens* +, *Pohlia nutans* (M) +, *Campylopus pyramidalis* (M) 3, *Cephalozia spec.* (M) +, *Alnus glutinosa* +; in 7: *Vaccinium myrtillus* 1, *Cephaloziella divaricata* (M) +, *Pellia epiphylla* (M) +, *Lycopodiella inundata* 1, *Cephalozia bicuspidata* (M) +; in 8: *Quercus petraea* +, *Pinus sylvestris* (S) +, *Alnus glutinosa* (S) +; in 9: *Vaccinium corymbosum* (S) +; in 10: *Salix aurita* +, *Carex nigra* 1, *Agrostis capillaris* +, *Festuca filiformis* +, *Luzula multiflora* 1, *Rumex acetosella* 1, *Holcus lanatus* +, *Potentilla erecta* 1, *Galium saxatile* +, *Vaccinium vitis idaea* +; in 11: *Festuca filiformis* 1, *Polytrichum piliferum* (M) +, *Carex panicea* 1, *Polytrichum juniperinum* (M) 1, *Hypochaeris radicata* +; in 13: *Carex nigra* +.

4.11 Eleocharis palustris Sphagnum cuspidatum-Gesellschaft

- **Kurzbeschreibung:** Verlandungsge-
sellschaft auf wechsellassen, aber
ganzjährig gut wasserversorgten, ver-
dichteten und anmoorigen Böden
- **Kennzeichnende Arten:** *Eleocharis
palustris*, *Sphagnum cuspidatum*, *Juncus
bulbosus*, *Drepanocladus fluitans*,
(*Sphagnum auriculatum*).
- **Stete Begleiter:** *Glyceria fluitans*,
Agrostis canina, *Juncus effusus*.
- **Mittlere Artenzahl:** 8.6
- **Säuregrad:** pH (Gewässer) 4.4–5.7,
pH (KCl) 3.3–4.4
- **Verbreitung im UG:** zerstreut

4.12 Juncus filiformis-Juncus bulbosus-Gesellschaft

- **Kurzbeschreibung:** Verlandungsgesellschaft auf wechsellässen, im Sommer abtrocknenden, verdichteten Böden.
- **Kennzeichnende Arten:** *Juncus filiformis*, *Juncus bulbosus*, (*Glyceria fluitans*).
- **Stete Begleiter:** *Agrostis canina*, *Juncus effusus*.
- **Mittlere Artenzahl:** 7.8
- **Säuregrad:** pH (H₂O) 3.8–4.6, pH (KCl) 3.0–4.0
- **Verbreitung im UG:** zerstreut bis selten

4.13 Juncus effusus-Dominanzbestände

- **Kurzbeschreibung:** Dominanzbestände auf nassen bis frischen Böden.
- **Kennzeichnende Arten:** *Juncus effusus*
- **Stete Begleiter:** *Agrostis canina*
- **Mittlere Artenzahl:** 9.9
- **Säuregrad:** pH (H₂O) 4.0–5.1, pH (KCl) 3.3–4.6
- **Verbreitung im UG:** häufig

Den Schwingrasen vorgelagerte, aber auch erst in den letzten Jahrzehnten in Deflationsmulden entstandene Flachwasserbereiche außerhalb des Brunautals werden von der *Eleocharis palustris*-*Sphagnum cuspidatum*-Gesellschaft besiedelt oder von der *Juncus filiformis*-*Juncus bulbosus*-Gesellschaft eingenommen, wenn die Flächen im Sommer häufig trockenfallen. Mit zunehmender Eutrophierung und Trockenheit der Standorte gehen diese Ge-

Liste der im Untersuchungsgebiet vorgefundenen Arten

Gefäßpflanzen:

<i>Achillea millefolium</i>	<i>Dryopteris carthusiana</i>	<i>Luzula campestris</i>	<i>Rumex acetosa</i>
<i>Achillea ptarmica</i>	<i>Echinochloa crus-galli</i>	<i>Luzula multiflora</i>	<i>Rumex acetosella</i>
<i>Agrostis canina</i>	<i>Eleocharis palustris</i>	<i>Lychnis flos-cuculi</i>	<i>Rumex obtusifolius</i>
<i>Agrostis capillaris</i>	<i>Elymus repens</i>	3 <i>Lycopodiella inundata</i>	<i>Sagina apetala</i>
<i>Agrostis castellana</i>	<i>Empetrum nigrum</i>	3 <i>Lycopodium clavatum</i>	ssp. <i>erecta</i>
<i>Agrostis stolonifera</i>	<i>Epilobium angustifolium</i>	<i>Lycopus europaeus</i>	<i>Sagina procumbens</i>
x <i>Agrostis vinealis</i>	<i>Epilobium ciliatum</i>	<i>Lysimachia punctata</i>	<i>Salix aurita</i>
<i>Aira caryophyllaea</i>	<i>Epilobium palustre</i>	3 <i>Lythrum portula</i>	<i>Salix caprea</i>
<i>Aira praecox</i>	<i>Epilobium tetragonum</i>	<i>Matricaria discoidea</i>	<i>Salix cinerea</i>
<i>Alisma plantago-aquatica</i>	<i>Equisetum arvense</i>	<i>Melilotus albus</i>	<i>Sambucus nigra</i>
<i>Alnus glutinosa</i>	<i>Equisetum fluviatile</i>	<i>Mentha arvensis</i>	3 <i>Scirpus cespitosus</i>
<i>Alnus incana</i>	<i>Erica tetralix</i>	<i>Molinia caerulea</i>	ssp. <i>germanicus</i>
<i>Alopecurus geniculatus</i>	<i>Eriophorum angustifolium</i>	<i>Myosotis arvensis</i>	<i>Scleranthus annuus</i>
<i>Anchusa arvensis</i>	<i>Eriophorum vaginatum</i>	<i>Myosotis laxa</i>	<i>Scleranthus polycarpus</i>
3 <i>Andromeda polifolia</i>	<i>Erodium cicutarium</i>	x <i>Myosotis nemorosa</i>	<i>Scrophularia nodosa</i>
3 <i>Anthemis arvensis</i>	<i>Erophila verna</i>	3 <i>Myosotis ramosissima</i>	<i>Scutellaria galericulata</i>
<i>Anthoxanthum aristatum</i>	<i>Eupatorium cannabinum</i>	<i>Myosotis scorpioides</i>	<i>Secale cereale</i>
<i>Anthoxanthum odoratum</i>	<i>Fagus sylvatica</i>	<i>Myosotis stricta</i>	<i>Sedum acre</i>
<i>Apera spica-venti</i>	<i>Festuca filiformis</i>	x <i>Nardus stricta</i>	<i>Senecio jacobaea</i>
<i>Arabidopsis thaliana</i>	<i>Festuca ovina</i>	3 <i>Narthecium ossifragum</i>	<i>Senecio sylvaticus</i>
<i>Arenaria serpyllifolia</i>	<i>Festuca rubra</i>	3 <i>Nymphaea alba</i>	<i>Senecio viscosus</i>
<i>Artemisia vulgaris</i>	2 <i>Filago arvensis</i>	<i>Oenothera biennis</i>	<i>Senecio vulgaris</i>
<i>Athyrium filix-femina</i>	3 <i>Filago minima</i>	<i>Ornithopus perpusillus</i>	<i>Setaria viridis</i>
<i>Barbarea vulgaris</i>	<i>Frangula alnus</i>	<i>Papaver dubium</i>	<i>Silene latifolia</i>
<i>Berula erecta</i>	<i>Fraxinus excelsior</i>	<i>Phragmites australis</i>	<i>Sisymbrium officinale</i>
<i>Betula pendula</i>	<i>Galeopsis bifida</i>	<i>Picea abies</i>	<i>Solanum dulcamara</i>
<i>Betula pubescens</i>	<i>Galeopsis tetrahit</i>	<i>Pinus mugo</i>	<i>Solanum nigrum</i>
<i>Bidens connata</i>	<i>Galinsoga parviflora</i>	<i>Pinus sylvestris</i>	<i>Sonchus asper</i>
<i>Bidens tripartita</i>	<i>Galium palustre</i>	<i>Plantago lanceolata</i>	<i>Sonchus oleraceus</i>
<i>Bromus hordeaceus</i>	<i>Galium saxatile</i>	<i>Plantago major</i>	<i>Sorbus aucuparia</i>
<i>Calamagrostis epigejos</i>	x <i>Galium uliginosum</i>	ssp. <i>intermedia</i>	<i>Sparganium emersum</i>
<i>Callitriche platycarpa</i>	3 <i>Genista anglica</i>	<i>Plantago major</i>	2 <i>Sparganium natans</i>
<i>Calluna vulgaris</i>	3 <i>Genista pilosa</i>	ssp. <i>major</i>	<i>Spergula arvensis</i>
<i>Caltha palustris</i>	2 <i>Gentiana pneumonanthe</i>	<i>Poa angustifolia</i>	<i>Spergula morisonii</i>
<i>Campanula rotundifolia</i>	<i>Glechoma hederacea</i>	<i>Poa annua</i>	<i>Spergularia rubra</i>
<i>Capsella bursa-pastoris</i>	<i>Glyceria declinata</i>	<i>Poa compressa</i>	<i>Stachys palustris</i>
<i>Cardamine palustris</i>	<i>Glyceria fluitans</i>	<i>Poa trivialis</i>	<i>Stellaria graminea</i>
<i>Carex acutiformis</i>	<i>Gnaphalium sylvaticum</i>	<i>Polygonum aviculare</i>	<i>Stellaria media</i>
<i>Carex arenaria</i>	<i>Gnaphalium uliginosum</i>	<i>Polygonum convolvulus</i>	<i>Stellaria palustris</i>
<i>Carex canescens</i>	x <i>Herniaria glabra</i>	<i>Polygonum hydropiper</i>	<i>Stellaria uliginosa</i>
3 <i>Carex echinata</i>	<i>Hieracium lachenalii</i>	<i>Polygonum lapathifolium</i>	<i>Tanacetum vulgare</i>
<i>Carex nigra</i>	<i>Hieracium laevigatum</i>	ssp. <i>incanum</i>	<i>Taraxacum officinale</i>
<i>Carex ovalis</i>	<i>Hieracium pilosella</i>	<i>Polygonum lapathifolium</i>	agg.
3 <i>Carex panicea</i>	<i>Hieracium sabaudum</i>	ssp. <i>lapathifolium</i>	<i>Teesdalia nudicaulis</i>
<i>Carex paniculata</i>	<i>Holcus lanatus</i>	<i>Polygonum persicaria</i>	<i>Trifolium arvense</i>
<i>Carex pilulifera</i>	<i>Holcus mollis</i>	<i>Polypodium vulgare</i>	<i>Trifolium campestre</i>
<i>Carex rostrata</i>	<i>Hydrocotyle vulgaris</i>	<i>Populus tremula</i>	<i>Trifolium dubium</i>
3 <i>Centaureum erythraea</i>	<i>Hypericum perforatum</i>	<i>Potamogeton natans</i>	<i>Trifolium repens</i>
<i>Cerastium arvense</i>	<i>Hypochoeris radicata</i>	3 <i>Potamogeton polygoni-</i>	<i>Tripleurospermum</i>
<i>Cerastium holosteoides</i>	<i>Ilex aquifolium</i>	folius	<i>perforatum</i>
<i>Cerastium semidecandrum</i>	2 <i>Illecebrum verticillatum</i>	<i>Potentilla anserina</i>	<i>Tussilago farfara</i>
<i>Chenopodium album</i>	<i>Jasione montana</i>	<i>Potentilla argentea</i>	<i>Typha latifolia</i>
<i>Chenopodium polyspermum</i>	<i>Juncus acutiflorus</i>	<i>Potentilla erecta</i>	<i>Urtica dioica</i>
<i>Cirsium arvense</i>	<i>Juncus articulatus</i>	<i>Potentilla norvegica</i>	<i>Urtica urens</i>
<i>Cirsium palustre</i>	<i>Juncus bufonius</i>	<i>Potentilla palustris</i>	2 <i>Utricularia minor</i>
<i>Cirsium vulgare</i>	<i>Juncus bulbosus</i>	<i>Potentilla reptans</i>	<i>Vaccinium corymbosum</i>
<i>Conyza canadensis</i>	<i>Juncus effusus</i>	<i>Prunella vulgaris</i>	<i>Vaccinium myrtillus</i>
3 <i>Corrigiola litoralis</i>	3 <i>Juncus filiformis</i>	<i>Prunus padus</i>	3 <i>Vaccinium oxycoccus</i>
<i>Corynephorus canescens</i>	<i>Juncus squarrosus</i>	<i>Prunus serotina</i>	<i>Vaccinium vitis-idaea</i>
<i>Crepis paludosa</i>	<i>Juncus tenuis</i>	<i>Pteridium aquilinum</i>	3 <i>Valeriana dioica</i>
3 <i>Crepis tectorum</i>	3 <i>Juniperus communis</i>	<i>Quercus petraea</i>	<i>Verbascum nigrum</i>
2 <i>Cuscuta epithymum</i>	<i>Lamium album</i>	<i>Quercus robur</i>	<i>Verbascum thapsus</i>
x <i>Cynosurus cristatus</i>	<i>Lathyrus pratensis</i>	<i>Ranunculus acris</i>	<i>Veronica arvensis</i>
<i>Cytisus scoparius</i>	<i>Lemna gibba</i>	<i>Ranunculus flammula</i>	<i>Veronica scutellata</i>
<i>Dactylus glomerata</i>	<i>Lemna minor</i>	<i>Ranunculus repens</i>	<i>Veronica serpyllifolia</i>
<i>Danthonia decumbens</i>	<i>Leontodon autumnalis</i>	3 <i>Raphanus raphanistrum</i>	<i>Vicia cracca</i>
<i>Deschampsia cespitosa</i>	(2) <i>Lilium bulbiferum</i>	3 <i>Rhynchospora alba</i>	<i>Vicia hirsuta</i>
<i>Deschampsia flexuosa</i>	<i>Linaria vulgaris</i>	<i>Ribes sylvestre</i>	3 <i>Vicia lathyroides</i>
<i>Digitaria ischaemum</i>	<i>Lolium perenne</i>	<i>Rorippa palustris</i>	<i>Vicia sativa</i> ssp. <i>nigra</i>
<i>Dipsacus fullonum</i>	<i>Lonicera periclymenum</i>	<i>Rubus coryfolius</i> agg.	<i>Viola arvensis</i>
3 <i>Drosera intermedia</i>	<i>Lotus uliginosus</i>	<i>Rubus fruticosus</i> agg.	x <i>Viola palustris</i>
3 <i>Drosera rotundifolia</i>	<i>Lupinus polyphyllus</i>	<i>Rubus idaeus</i>	<i>Viola tricolor</i>

Liste der im Untersuchungsgebiet vorgefundenen Arten – Fortsetzung

Moose:				
<i>Atrichum undulatum</i>	4	<i>Dicranella crispa</i>	<i>Plagiomnium affine</i>	<i>Rhytiadelphus squar-</i>
<i>Aulacomnium androgyne</i>		<i>Dicranella heteromalla</i>	<i>Plagiothecium denticulatum</i>	<i>rosus</i>
3 <i>Aulacomnium palustre</i>		<i>Dicranum scoparium</i>	2 <i>Pleuridium acuminatum</i>	<i>Scleropodium purum</i>
<i>Brachithecium albicans</i>	2	<i>Dicranum spurium</i>	<i>Pleuridium subulatum</i>	2 <i>Sphagnum angusti-</i>
3 <i>Brachithecium rivulare</i>		<i>Drepanocladus fluitans</i>	<i>Pleurozium schreberi</i>	<i>folium</i>
<i>Brachithecium rutabulum</i>		<i>Eurhynchium praelongum</i>	4 <i>Pogonatum urnigerum</i>	<i>Sphagnum auriculatum</i>
3 <i>Calliergon stramineum</i>		<i>Gymnocolea inflata</i>	<i>Pohlia nutans</i>	2 <i>Sphagnum capillifolium</i>
<i>Calypogeia muelleriana</i>		<i>Hypnum jutlandicum</i>	<i>Polytrichum commune</i>	3 <i>Sphagnum compactum</i>
<i>Campylopus flexuosus</i>		<i>Lophocolea bidentata</i>	<i>Polytrichum formosum</i>	3 <i>Sphagnum cuspidatum</i>
<i>Campylopus pyriformis</i>		<i>Lophocolea heterophylla</i>	<i>Polytrichum juniperinum</i>	<i>Sphagnum fallax</i>
<i>Cephalozia bicuspidata</i>		<i>Marchantia polymorpha</i>	<i>Polytrichum piliferum</i>	<i>Sphagnum fimbriatum</i>
<i>Cephalozia connivens</i>		<i>Mnium hornum</i>	3 <i>Polytrichum strictum</i>	3 <i>Sphagnum magellan-</i>
3 <i>Cephalozia macrostachya</i>	2	<i>Odontoschisma denudatum</i>	<i>Pottia truncata</i>	<i>icum</i>
<i>Cephaloziella divaricata</i>	3	<i>Odontoschisma sphagni</i>	<i>Pseudoephemerum</i>	<i>Sphagnum palustre</i>
<i>Ceratodon purpureus</i>	4	<i>Oligotrichum hercynicum</i>	<i>nitidum</i>	3 <i>Sphagnum papillosum</i>
<i>Dicranella cerviculata</i>		<i>Pellia epiphylla</i>	<i>Ptilidium ciliare</i>	
Flechten:				
2 <i>Cetraria islandica</i>		<i>Cladonia floerkeana</i>	<i>Cladonia portentosa</i>	<i>Cornicularia aculeata</i>
<i>Cladonia chlorophaea</i>		<i>Cladonia furcata</i>	<i>Cladonia pyxidata</i>	<i>Evernia prunastri</i>
<i>Cladonia coniocrea</i>		<i>Cladonia gracilis</i>	<i>Cladonia subulata</i>	<i>Hypogymnia physodes</i>
<i>Cladonia fimbriata</i>		<i>Cladonia mitis</i>	<i>Cladonia uncialis</i>	3 <i>Peltigera polydactyla</i>

sellschaften in *Juncus effusus*-Dominanzbestände über, die weite Bereiche des UG auf ehemals nassen Standorten einnehmen und auch an Ufern rezenter Gewässer vorherrschen.

5. Flora der Roten Fläche 2

In der vorstehenden Liste sind alle im Untersuchungsgebiet vorgefundenen Arten aufgeführt. In Bezug zum Gefäßpflanzen-Vorkommen im Untersuchungsjahr ist die Liste als weitgehend vollständig anzusehen. Die Kryptogamen-Erfassung beschränkt sich hingegen überwiegend auf die Aufnahme-flächen. Selbst hier kann nicht davon ausgegangen werden, daß alle vorkommenden Arten erfaßt worden sind.

Insgesamt konnten 354 Arten (incl. Unterarten von *Plantago major* und *Polygonum lapathifolium*) gefunden werden, darunter 59 Moos- und 16 Flechtenarten.

Den Arten der Roten Listen für Niedersachsen (Farn- und Blütenpflanzen: Garve 1993, Moose: Koperski 1991, Flechten: Hauk 1992) ist die Gefährdungskategorie mit folgender Bedeutung vorangestellt:

- 2 stark gefährdet
- 3 gefährdet
- 4 potentiell gefährdet
- x über Rückgang und Gefährdung herrscht z. Zt. kein klares Bild
- () auf Fremdboden, Wuchsort zerstört

5.1 Gefäßpflanzen

Von den in der Red Area 2 vorkommenden Arten gelten 6 als stark gefährdet (ca. 2 %). *Cuscuta epithymum* und bedingt auch *Filago arvensis* sind als typische Elemente der Heide-Kulturlandschaft anzusehen. *Gentiana pneumonanthe*, *Sparganium natans* und *Utricularia minor* sind in ihrem Vorkommen auf das Brunautal und das Quellmoorgebiet südöstlich von Benninghöfen beschränkt. *Illecebrum verticillatum* verdankt sein Vorkommen weitgehend der Nutzung des Gebietes als Panzerübungsgelände, entweder durch die Anlage von Gewässern mit ausgedehntem Flachwasserbereich oder durch die Entstehung von tiefen Fahrspuren.

Bei den 27 Arten der Kategorie 3 (ca. 10 % aller Gefäßpflanzenarten) zeichnet sich ein ähnliches Bild ab. Fast die Hälfte der Arten ist in ihrem Vorkommen auf die beiden Moorgebiete beschränkt (z.B. *Andromeda polifolia*, *Carex echinata*, *Lycopodiella inundata*, *Drosera intermedia*, *Rhynchospora alba*). Typische Arten der Heideland-schaft wie *Genista anglica*, *Genista pilosa*, *Juniperus communis* und *Lycopodium clavatum* sind meist nur noch auf relativ untypischen Standorten vertreten, da ausgedehnte und ungestörte Heideflächen in der Roten Fläche fehlen. Durch die militärische Nutzung in ihrer Ausbreitung geförderte Arten

sind u. a. *Filago minima*, *Corrigiola littoralis* und *Juncus filiformis*.

Fast 20 % der vorkommenden Gefäßpflanzen sind als Stickstoffzeiger anzusehen (Stickstoffzahl 7–9 nach Ellenberg 1991). Ein Teil dieser nitrophilen Arten und einige weitere kommen nur auf eingebrachtem Fremdboden vor, andere sind direkt angepflanzt worden (*Pinus mugo*, *Alnus incana*, *Agrostis castellana*, *Lupinus polyphyllus*), so daß insgesamt etwa 30 % der Arten als standortfremd bzw. untypisch für die ursprünglich überwiegend nährstoffarmen Standorte der Lüneburger Heide angesehen werden müssen.

Weitere 15 % aller Gefäßpflanzenarten des Untersuchungsgebietes sind nur in den vermoorten Bereichen des Brunautals und bei Benninghöfen anzutreffen.

5.2 Moose und Flechten

Mehr als 30 % der in den 273 Vegetations-Aufnahmen vorkommenden Moose stehen auf der Roten Liste. Der weitaus größte Anteil der gefährdeten Arten ist wiederum nur in den wenigen Feuchtgebieten der Roten Fläche zu finden. Einige Arten, wie z.B. *Odontoschisma denudatum*, *Pleuridium acuminatum*, *Sphagnum angustifolium*, *Sphagnum magellanicum*, *Oligotrichum hercynicum* und *Pogonatum urnigerum* konnten nur an einem oder sehr

wenigen Wuchsorten nachgewiesen werden. Bei Betrachtung der in der Red Area vorkommenden Strauch- und Becherflechten fällt vor allem die geringe Anzahl der Arten auf, was wahrscheinlich überwiegend auf die starke militärische Belastung zurückzuführen ist.

6. Ergebnisse der Keimungsversuche

Die Menge der aufgelaufenen Monocotyledonen in den Bodenproben des Brunautals ist äußerst gering (s. Abb. 5 oben), mit Einsaat von *Corynephorus* hingegen deutlich höher ($> 200/\text{m}^2$ für

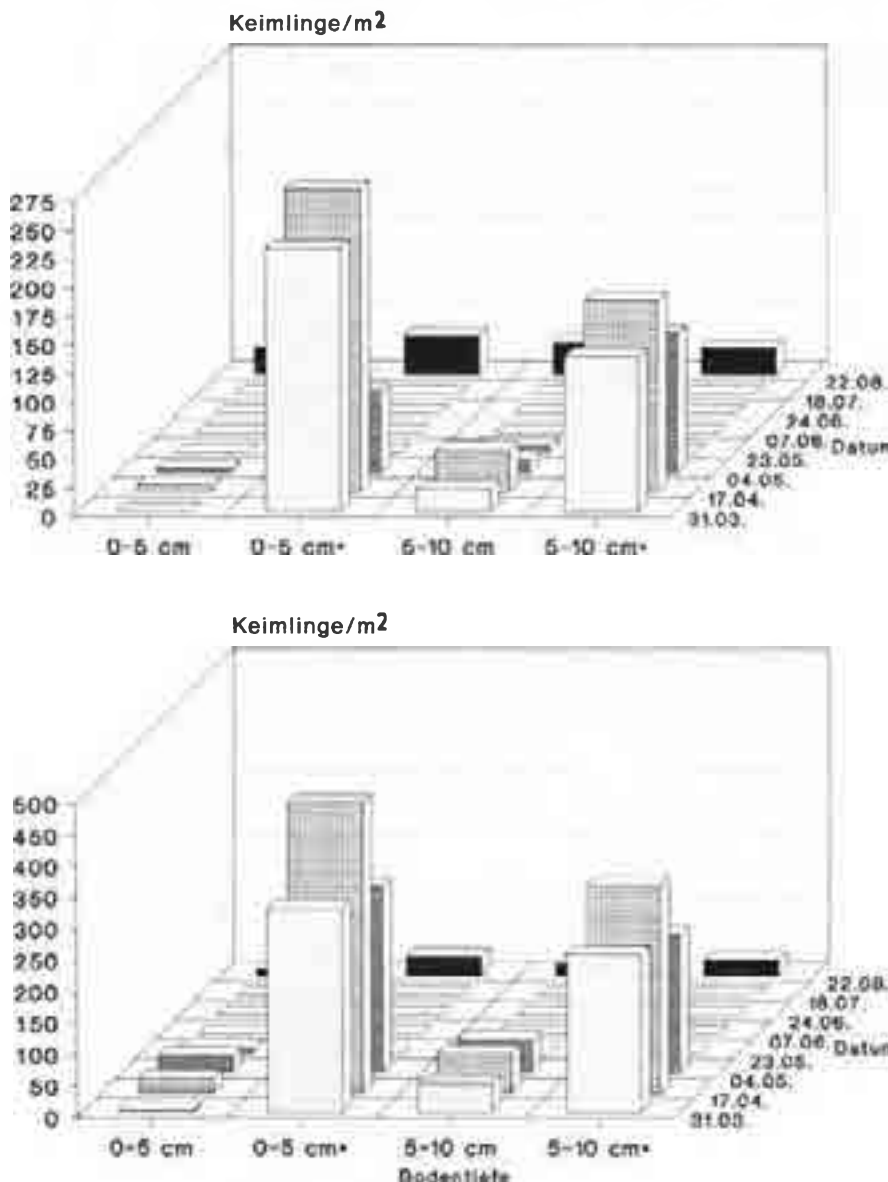
0–5 cm). Die geringe Anzahl von Keimlingen beruht also nicht auf einer Keimungshemmung, sondern muß auf die Diasporenarmut des Bodens zurückgeführt werden; strenggenommen natürlich nur auf *Corynephorus canescens* bezogen. Geringe Unterschiede in der Menge keimfähiger Samen in den zwei Bodentiefen lassen sich statistisch nicht absichern (s. Täuber 1993). Die Bodenproben vom Standort Panzerbrücke (Abb. 5 unten) weisen entsprechende Ergebnisse auf, allerdings auf einem wesentlich höheren Niveau (bis über 400 Keimlinge/ m^2 mit Einsaat).

Die Menge der aufgelaufenen Dico-

tyledonen/ m^2 ist so gering, daß auf eine graphische Darstellung der Ergebnisse verzichtet werden kann. Die eingebrachten Calluna-Samen kamen weder in den Proben des UG noch in den Kontrollproben aus dem Herkunftsgebiet der Samen zur Keimung, sei es aufgrund der trockenen Witterung oder weil sie nicht keimfähig waren.

Das Absterben aller Keimpflanzen im Mai 1992 muß jedoch auf die Trockenperiode von Mai bis Juli bei zum Teil sehr hohen Temperaturen zurückgeführt werden. Schwermetall- und Nährstoffanalysen einiger Bodenproben, durchgeführt von der Abteilung Landschaftsökologie des Geographischen Institutes der Universität Göttingen, haben ergeben, daß die Cadmium-, Blei-, Zink- und Kupfer-Konzentration in den Böden unterhalb der Nachweisgrenze bzw. im Bereich der Hintergrundkonzentration liegt. Neben erwartungsgemäß niedrigen Calcium-Werten (1.5–41.5 ppm) wurden auch extrem geringe Konzentrationen an pflanzenverfügbarem Kalium (0.15–0.2 ppm) und pflanzenverfügbarem Phosphat (< 0.02 ppm) gemessen, was die Böden als Kalium- und Phosphat-Mangelstandorte ausweist. Ob diese Tatsache mitverantwortlich für das Absterben der Keimlinge ist, müssen genauere Analysen ergeben.

Das erneute Auflaufen von Keimlingen ab Ende August in allen Varianten, inklusive der Sterilproben (ohne Abb.), muß auf Fremdanflug aus der nahen Umgebung der Keimschalen zurückgeführt werden. Durch die in Abbildung 6 dargestellten maximal aufgelaufenen Keimlinge wird ein Vergleich der hier ermittelten Ergebnisse mit Literaturwerten möglich (zum Teil nach Umrechnung auf Keimlinge/ m^2). Die Gesamtzahl beträgt jeweils für die Varianten ohne Einsaat von *Corynephorus* 9, 57, 68, bzw. 91 Keimlinge/ m^2 . Van Elsen (1991) ermittelte in den Böden von Ackerrändern 520–18500, im Inneren der Äcker 21–2500 Keimlinge/ m^2 , wobei die niedrigsten Werte von herbizidbehandelten Ackerflächen stammen. Mrotzek (1992) ermittelte für Brachestreifen in den obersten 5 cm des Bodens 345–484 Keimlinge/ m^2 , bis 30 cm Tiefe 1590–3185/qm. Für entblößten Heideboden werden von Miles (1973) Werte zwischen 633 und 1423/ m^2 angegeben, für trockenes Grünland sind bei



• *Corynephorus*-Einsaat

Abb. 5. Freiland-Keimungsversuche (Monocotyledonen/ m^2) mit Bodenproben von 2 stark devastierten Flächen, jeweils aus verschiedener Bodentiefe, ohne und mit Einsaat von *Corynephorus*. – Oben: Brunautal; unten: Panzerbrücke.

Fischer (1987) Werte zwischen 4876 und 8504, für Ackerbrachen von 16 168 bis 198 312 Keimlinge/m² zu finden. Schon diese wenigen Angaben machen deutlich, wie gering die in der Red Area ermittelten Werte sind.

Um auszuschließen, daß die geringe Anzahl von Keimpflanzen ausschließlich auf die starke Sommertrockenheit im Untersuchungsjahr zurückzuführen ist, wurden die Versuche in der Klimakammer bei annähernd optimalen Bedingungen ergänzend durchgeführt. Dabei wurden maximal 20 Keimlinge/qm ermittelt, nach zweimonatiger Stratifizierung kam in den zehn Saatkisten nur ein einziger Keimling auf. *Agrostis capillaris* und *Juncus effusus* zeigten eine hohe Vitalität, *Carex nigra* vergilbte nach einiger Zeit, *Rumex acetosella* starb bereits nach kurzer Zeit ab, andere Arten traten nicht in Erscheinung. Die dunkelrote Färbung der Blät-

ter vom *Rumex acetosella* könnte mit Phosphatmangel in Verbindung stehen (vgl. Larcher 1984).

Auch wenn die Anzahl der untersuchten Proben nicht ausreicht, um eine statistisch abgesicherte Aussage über den tatsächlichen Gehalt der Böden an keimfähigen Diasporen zu machen, kann damit eine grobe Einschätzung der Größenordnung vorgenommen werden (vgl. Fischer 1987, Thompson und Grime 1979). Durch die fast 50 Jahre andauernde Störung der untersuchten Flächen ist es sehr wahrscheinlich, daß die meisten keimfähigen Diasporen der persistenten Samenbank nach und nach in eine günstige Keimposition gekommen sind. Die aufkommenden Keimpflanzen werden jedoch durch das intensive Befahren zum überwiegenden Teil nach kurzer Zeit wieder vernichtet, bevor sie zur Samenreife gelangen konnten. Dies hat zur Folge, daß

die Samenbank in zunehmendem Maße (bis zur für Panzerketten erreichbaren Tiefe) entleert und eine erneute Auffüllung durch die Vegetationslosigkeit der Flächen verhindert wird.

7. Zukünftige Vegetationsentwicklung

Im UG liegt ein Mosaik von verschiedenen Standortsfaktoren vor, das z.B. durch die unterschiedliche Intensität der Fahrbelastung und deren Folgen, den unterschiedlichen Fremdbodenanteil und kleinflächig variierende Nährstoff- und Schwermetallgehalte bedingt ist. Eine Voraussage des Sukzessionsverlaufes im gesamten UG nach Aufgabe der Übungstätigkeit ist daher ohne eine kleinräumige Standortsanalyse nicht möglich. Die Ergebnisse der Keimungsversuche und Beobachtungen über das Konkurrenzverhalten einiger Arten lassen aber dennoch einige Aussagen über mögliche syndynamische Vorgänge zu.

Der größte Teil des UG ist entweder vegetationsfrei oder nur mit artenarmen und lückigen Pionierbeständen bewachsen. Der keimfähige Samenvorrat in den Böden devastierter Flächen ist äußerst gering. Unter der Annahme, daß die meisten Samen ihre Keimfähigkeit spätestens nach 40 Jahren verlieren, die Lebensdauer von Gras-Karyophysen etwa zwei bis sieben Jahre beträgt und der Diasporen-Eintrag nur in der unmittelbaren Umgebung der Mutterpflanze sehr hoch ist, in einer etwa der Höhe der Mutterpflanze entsprechenden Entfernung jedoch gegen Null tendiert (Fischer 1987, vgl. auch Bernhardt 1989), muß davon ausgegangen werden, daß mit einer raschen Wiederbesiedlung von großflächig devastierten Flächen nicht zu rechnen ist. Die Art der Wiederbesiedlung hängt somit weitgehend vom Samenflug und damit von der Vegetation angrenzender bewachsener Bereiche ab. Die hohe Konkurrenzkraft von *Agrostis capillaris* auf allen trockenen und frischen Böden des UG läßt darauf schließen, daß diese Art vermehrt beteiligt ist. Auch zur Zeit lückige Pionierbestände werden wahrscheinlich nach einigen Jahren in dichte *Agrostis capillaris*-Bestände übergehen.

Mit einer spontanen Entstehung von Calluna-Heiden auf großflächig ve-

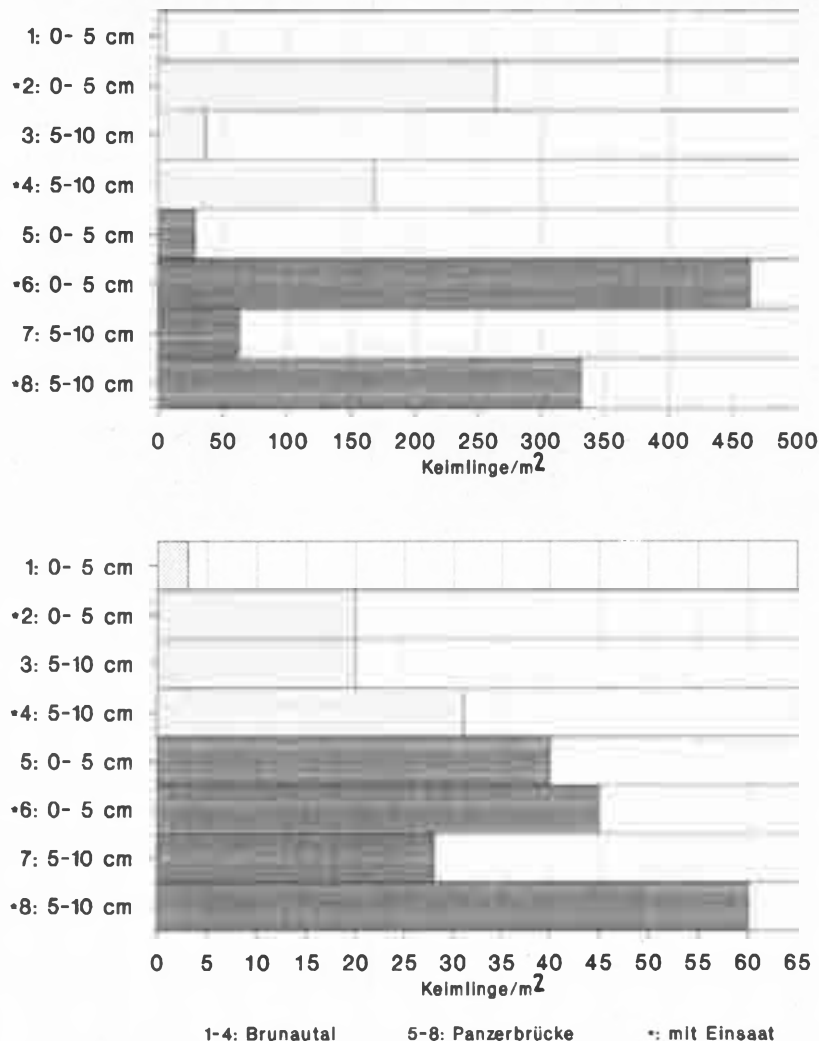


Abb. 6. Freiland-Keimungsversuche (max. gezählte Keimlinge/m²; 31. 03–18. 07. 92). – Oben: Monocotyledonen; unten: Dicotyledonen.

getationsarmen Flächen ist nicht zu rechnen. Nur dort, wo Restbestände vorhanden sind, wird sich *Calluna vulgaris* ausdehnen. Die Restbestände selbst benötigen zu ihrer Erhaltung natürlich dieselben Pflegemaßnahmen wie die Heiden außerhalb der Roten Flächen. Desgleichen werden auch Silbergrasrasen nur dort entstehen, wo Kontaktbestände an vegetationsfreie Bereiche angrenzen. *Thero-Airion*-Gesellschaften sind nur im Kontaktbereich zu landwirtschaftlichen Nutzflächen zu erwarten. Bis auf die Bestände auf bewegtem Flugsand werden rezente *Sedo-Scleranthetea*-Gesellschaften je nach Nährstoffgehalt der Böden von unterschiedlichen Folgegesellschaften abgelöst (vgl. u. a. Heinken 1990).

Auf stark verdichteten und daher wechselfeuchten Böden sind neben *Agrostis capillaris* auch *Molinia caerulea* und *Juncus effusus* als konkurrenzstarke Arten vermehrt an der Wiederbesiedlung beteiligt. Inwieweit diese Arten an den Folgegesellschaften des *Spergulo-Echinochloetum* beteiligt sind oder ob hier höherwüchsige *Stellarietea*-Gesellschaften vorherrschen werden, wird entscheidend von Dauer und Intensität der Vernässungsphasen und damit dem Witterungsverlauf der nächsten Jahre abhängen. Ebenfalls stark vom Wasserregime abhängig ist die Weiterentwicklung des *Spergulario-Illecebreum*. Nur dort, wo die Entwicklung anderer Gesellschaften (meist *Juncus effusus*-Bestände) durch hohe Wasserstände bis weit in den Sommer hinein verhindert wird, ist mit einem Fortbestand dieser Gesellschaft zu rechnen, auch wenn sie nicht in jedem Jahr infolge des teilweisen Austrocknens der Gewässer im Spätsommer zur Ausprägung kommt. Andere Pionierbestände von kleinen periodisch wasserführenden Senken (z. B. *Juncus filiformis*-*Juncus bulbosus*-Gesellschaft) werden nur so lange erhalten bleiben, wie die umliegenden Flächen zumindest vegetationsarm bleiben und die Niederschlagsmenge für eine erneute Erhöhung der Wasserstände ausreicht. Ansonsten wird sich die Verlandung vor allem durch Ausbildung von *Juncus effusus*-Beständen schnell fortsetzen.

Obwohl die meisten Wuchsorte der Gesellschaften auf ganzjährig nassen Standorten nicht direkt dem zerstörenden Einfluß des Übungsbetriebes aus-

gesetzt sind, führte die hohe Staubbelastung in der Vergangenheit zu einer zum Teil erheblichen Eutrophierung der Gewässer. Das Ende der Übungstätigkeit wird somit zu einer Entlastung dieser Bereiche beitragen. Die Intensität und Andauer der verbleibenden Belastung hängt vor allem von der Geschwindigkeit der Wiederbesiedlung großflächig devastierter Flächen ab. Dementsprechend wird sich die Eutrophierung auch nach Abzug der Briten weiter fortsetzen.

Für die Zukunft sollte neben dem Erhalt der Reste der ehemaligen Natur- und Kulturlandschaft auch versucht werden, einige der erst durch den Militärbetrieb entstandenen Biotope zu erhalten. Vor allem sollte die seltene Möglichkeit einer intensiven Sukzessionsforschung auf großflächig vegetationsfreien Flächen genutzt werden. Weitere Anpflanzungen, vor allem von standortfremden Arten, und die Einebnung von stärker reliefierten Bereichen sollten aus diesem Grunde unterbleiben. Dagegen erscheint ein Eingreifen zur Beseitigung der im gesamten UG vorhandenen Schutt- und Müllplätze sowie der Anpflanzungen mit standortfremden Arten (*Pinus mugo*, *Alnus incana* u. a.) in einem Naturschutzgebiet dringend erforderlich. Bei der Renaturierung der Brunaubereiche, die als Panzerübergänge dienen, sind die Auswirkungen auf die hydrologischen Bedingungen in den rezenten Schwingrasen-Gesellschaften zu beachten. So ist z. B. eine Einschwämmung des meist fremden Bodenmaterials an den Übergängen ebenso zu verhindern, wie eine drastische Erhöhung der Fließgeschwindigkeit des Baches.

8. Literatur

Berger-Landefeldt, U., Sukopp, H., 1965: Zur Synökologie der Sandtrockenrasen, insbesondere der Silbergrasflur. – Verh. Bot. Ver. Prov. Brandenburg 102, 41–98. Berlin.

Bernhardt, K.-G., 1989: Pflanzliche Strategien der Pionierbesiedlung terrestrischer und limnischer Sandstandorte in Nordwestdeutschland. – Drosiera 1/2, 113–124. Oldenburg.

Braun-Blanquet, J., 1964: Pflanzensoziologie. – Grundzüge der Vegetationskunde. 3. Aufl. Wien, New York. 865 S.

Bruns, H. A., 1991: Untersuchungen zur Ökologie von Kleingewässern im Einflußbereich militärischer Übungsflächen des NSG „Lüneburger Heide“. – Mitt. NNA 2 (3), 38–48. Schneverdingen.

Coenen, H., 1981: Flora und Vegetation der Heidegewässer und -moore auf den Maasterrassen im deutsch-niederländischen Grenzgebiet. – Arb. Rhein. Landeskd. 48. Bonn. 217 S.

De Smidt, J. T., 1977: Heathland vegetation in the Netherlands. – Phytocoenologia 4 (3), 258–316. Stuttgart, Braunschweig.

Dierssen, K., 1982: Die wichtigsten Pflanzengesellschaften der Moore NW-Europas. – Conservatoire Jardin Bot., Publ. hors-serie 6. Genève. 382 S.

Dierssen, K., 1988: Rote Liste der Pflanzengesellschaften Schleswig-Holsteins. 2. Aufl. – Landesamt Natursch. Landschaftspf. Schleswig-Holstein. Kiel. 157 S.

Drehwald, U., Preising, E., 1991: Die Pflanzengesellschaften Niedersachsens. Bestandsentwicklung, Gefährdung und Schutzprobleme. Moosgesellschaften. – Natursch. Landschaftspf. Nieders. 20 (9). Hannover. 202 S.

Ehlers, H. J., 1990: Gliederung der eiszeitlichen Ablagerungen in Norddeutschland. – In: Lietke, H. (Hrsg.), Eiszeitforschung, 139–172. Darmstadt.

Ellenberg, H., 1956: Aufgaben und Methoden der Vegetationskunde. – In: Walther, H. (Hrsg.), Einführung in die Phytologie. Bd. 4, Teil I. 136 S.

Ellenberg, H., 1986: Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen in ökologischer Sicht. 4. Aufl. Stuttgart. 989 S.

Ellenberg, H., Weber, H. E., Düll, R., Wirth, V., Werner, W., 1991: Zeigerwerte der Pflanzen in Mitteleuropa. – Scripta Geobotanica 18, Göttingen. 248 S.

Fischer, A., 1987: Untersuchungen zur Populationsdynamik am Beginn von Sekundärsukzessionen. Die Bedeutung von Samenbank und Samen-niederschlag für die Wiederbesiedlung vegetationsfreier Flächen in Wald- und Grünlandgesellschaften. – Diss. Bot. 110. Berlin, Stuttgart. 234 S.

Frahm, J., Frey, W., 1987: Moosflora. 2. Aufl. Stuttgart. 525 S.

- Fukarek, F., 1961: Die Vegetation des Darß und ihre Geschichte. – Pflanzensoziol. 12. Jena. 321 S.
- Garve, E., Letschert, D., 1991: Liste der wildwachsenden Farn- und Blütenpflanzen Niedersachsens. – Natursch. und Landschaftspfl. Nieders. 24. Hannover. 154 S.
- Garve, E., 1993: Rote Liste der gefährdeten Farn- und Blütenpflanzen in Niedersachsen. 4. Fassung. – Informationsd. Natursch. Nieders. 13 (1), 1–37. Hannover.
- Georgi, B., Krasenbrink, A., Below, M., 1990: Die Balastung der Lüneburger Heide durch manöverbedingten Staubeintrag. – Mitt. NNA 1 (3), 35–44. Schneverdingen.
- Gimingham, C. H., 1972: Ecology of heathlands. London. 266 S.
- Hauk, M., 1992: Rote Liste der gefährdeten Flechten in Niedersachsen und Bremen. 1. Fassung. – Informationsd. Natursch. Nieders. 12 (1). Hannover. 44 S.
- Heinken, T., 1990: Pflanzensoziologische und ökologische Untersuchungen offener Sandstandorte im östlichen Aller-Flachland (Ost-Niedersachsen). – Tuexenia 10, 223–257. Göttingen.
- Hildebrand-Vogel, R., Wittig, R., 1987: Verbreitung, Vergesellschaftung und Ökologie von *Sparganium angustifolium* Michx. und *Sparganium minimum* Wallr. in Nordrhein-Westfalen. – Phytocoenologia 15 (3), 353–372. Stuttgart, Braunschweig.
- Hoffmeister, J., Schnelle, F., 1945: Klima-Atlas von Niedersachsen. Oldenburg i. O.
- Horst, K., 1964: Klima und Bodenfaktoren in Zwergstrauch- und Waldgesellschaften des Naturschutzparks Lüneburger Heide. – Natursch. Landschaftspfl. Nieders. 2. Hannover. 60 S.
- Hübschmann, A. v., 1975: Moosgesellschaften des nordwestdeutschen Tieflandes zwischen Ems und Weser. II: Erdmoos-Gesellschaften. – Herzogia 3, 275–326. Lehre.
- Hülbusch, K. H., Knittel, J., Pietzsch, H., Platz, D., Schramm, W., Tiemann, J., Vetter, C. A., 1981–1983: Veränderungen der Pflanzendecke und Tierwelt und ihrer Lebensbedingungen auf den Heideflächen im SW-Teil des Naturschutzgebietes Lüneburger Heide durch die Benutzung als Panzerübungsgelände sowie Möglichkeiten der Wiederherstellung des Gebietes. – Unveröff. Untersuchung im Auftrag des Vereins Naturschutzpark. Kassel.
- Hüppe, J., 1992: Zum Vorkommen der Knorpelmiere (*Illecebrum verticillatum* L.) und ihre Vergesellschaftung zwischen Ems und Haase. – Natur u. Heimat 52 (2), 41–48. Münster.
- Klapp, E., Opitz von Boberfeld, W., 1990: Taschenbuch der Gräser. 12. Aufl. Berlin, Hamburg. 282 S.
- Klein, N., 1989: Untersuchungen zur Schwebstofffracht, die aus der Roten Fläche 2 in die Brunau gelangt. – Unveröff. Gutachterliche Stellungnahme vom Wasserwirtschaftsamt Verden.
- Koch, W., 1970: Temperaturansprüche von Unkräutern bei der Keimung. – Saatgutwirtschaft 22, 85–86. Hohenheim.
- Koperski, M., 1991: Rote Liste der gefährdeten Moose in Niedersachsen und Bremen. 1. Fassung. – Informationsd. Natursch. Nieders. 11 (5), 93–118. Hannover.
- Krausch, H.-D., 1967: Die Pflanzengesellschaften des Stechlinseegebietes. III: Grünlandgesellschaften und Sandtrockenrasen. – Limnologica 5 (3), 331–366. Berlin.
- Krause, A., Schröder, L., 1979: Vegetationskarte der BRD 1:200 000 – Potentielle natürliche Vegetation – Blatt CC 3118 Hamburg-West. – Schriftenr. Vegetationskd. 14. Bonn-Bad Godesberg. 138 S.
- Kreie, B., Prüter, J., Vauk, G., 1993: Eintrage des Anderen Last – 12 782 Tage Soltau-Lüneburg-Abkommen. – Mitt. NNA 4 (Sonderheft). Schneverdingen.
- Larcher, W., 1984: Ökologie der Pflanzen auf physiologischer Grundlage. 4. Aufl. Stuttgart. 403 S.
- Lauer, E., 1953: Über die Keimtemperaturen von Ackerunkräutern und deren Einfluß auf die Zusammensetzung von Unkrautgesellschaften. – Flora 140, 551–591. Jena.
- Meisel, S., 1964: Die naturräumlichen Einheiten auf Blatt 57 Hamburg-Süd. Geographische Landesaufnahme 1:200 000. Naturräumliche Gliederung Deutschlands. – Bundesanstalt für Landeskunde und Raumordnung (Hrsg.). Bad Godesberg.
- Meynen, E., Schmithüsen, J., Gellert, J., Neef, E., Müller-Miny, H., Schultze, J. H., 1962: Handbuch der naturräumlichen Gliederung Deutschlands Bd. II. Bonn-Bad Godesberg. 136 S.
- Mierwald, U., 1988: Die Vegetation der Kleingewässer landwirtschaftlich genutzter Flächen. Eine pflanzensoziologische Studie aus Schleswig-Holstein. – Mitt. Arbeitsgem. Geobot. Schlesw.-Holst. u. Hamburg 39. Kiel. 286 S.
- Miles, J., 1973: Natural recolonization of experimentally beared soil in Calhunetum in north-east Scotland. – J. Ecol. 61, 399–412. Oxford.
- Mrotzek, R., 1992: Vegetationsentwicklung in Ackerrändern und auf angrenzenden Brachestreifen bei unterschiedlicher Bewirtschaftung. – Unveröff. Diplomarbeit. Göttingen. 136 S.
- Muhle, O., Röhrig, E., 1979: Untersuchungen über die Wirkungen von Brand, Mahd und Beweidung auf die Entwicklung von Heidegesellschaften. – Schriftenr. Forstl. Fak. Univ. Göttingen 61. Göttingen. 72 S.
- Oberdorfer, E., 1993: Süddeutsche Pflanzengesellschaften. Teil II. 3. Aufl. Jena. 355 S.
- Passarge, H., 1960: Zur soziologischen Gliederung binnenländischer Corynephorus-Rasen im nordostdeutschen Flachland. – Verh. Bot. Prov. Brandenburg 98–100, 113–124. Berlin.
- Peppler, C., 1987: Nardetalia-Gesellschaften im Werra-Meißner-Gebiet. – Tuexenia 7, 245–265. Göttingen.
- Peppler, C., 1988: TAB – Ein Computerprogramm für die pflanzensoziologische Tabellenarbeit. – Tuexenia 8, 393–406. Göttingen.
- Peppler, C., 1992: Die Borstgrasrasen (Nardetalia) Westdeutschlands. – Diss. Bot. 193. Berlin; Stuttgart. 385 S.
- Pietsch, W., 1973: Beitrag zur Gliederung der europäischen Zwergbinsengesellschaften (Isoëto-Nanojuncetalia Br.-Bl. et Tx. 1943). – Vegetatio 8, 401–438. The Hague.
- Pietsch, W., 1977: Beitrag zur Soziologie und Ökologie der europäischen Littorelletea- und Utricularietea-Gesellschaften. – Fedd. Repert. 88, 141–245. Berlin.
- Pott, R., 1983: Die Vegetationsabfolgen unterschiedlicher Gewässertypen

- Nordwestdeutschlands und ihre Abhängigkeit vom Nährstoffgehalt des Wassers. – *Phytocoenologia* 11 (3), 407–430. Stuttgart; Braunschweig.
- Pott, R., 1992: Die Pflanzengesellschaften Deutschlands. Stuttgart. 427 S.
- Schubert, R., 1974: Übersicht über die Pflanzengesellschaften des südlichen Teils der DDR. 10. Silbergrasreiche Pionierfluren auf nährstoffarmen Sand- und Grusböden. – *Hercynia* N. F. 11 (2/3), 291–298. Leipzig.
- Sissingh, G., 1957: Das *Spergulario-Illecebretrum*, eine atlantische *Nanocyperion*-Gesellschaft, ihre Subassoziationen und ihre Weiterentwicklung zum *Juncetum macri*. – *Mitt. flor.-soz. Arbeitsgem.* N. F. 6/7, 164–169. Stolzenau/Weser.
- Täuber, T., 1993: Aktuelle Vegetation und Sukzessionsmöglichkeiten auf einem Panzerübungsgelände (Red Area 2) im Naturschutzgebiet Lüneburger Heide. – *Dipl.-Arb. Syst.-Geobot. Inst. Univ. Göttingen*. 201 S.
- Täuber, T., 1994: Vegetationsuntersuchungen auf einem Panzerübungsgelände im Naturschutzgebiet Lüneburger Heide. – *Tuexenia* 14, 197–228. Göttingen.
- Thompson, K., Grime, J. P., 1979: Seasonal variation in the seed banks of herbaceous species in ten contrasting habitats. – *J. Ecol.* 67, 893–921. Oxford.
- Tüxen, R., Kawamura, Y., 1975: Gesichtspunkte zur syntaxonomischen Fassung und Gliederung von Pflanzengesellschaften entwickelt am Beispiel des nordwestdeutschen Genisto-Callunetum. – *Phytocoenologia* 2 (1/2), 87–99. Stuttgart, Braunschweig.
- Tüxen, R., 1928: Über die Vegetation der nordwestdeutschen Binnendünen. – *Jahresber. Geogr. Ges. Hannover*: 71–93. Hannover.
- Tüxen, R., 1958: Pflanzengesellschaften oligotropher Heidetümpel Nordwestdeutschlands. – *Veröff. Geobot. Inst. Rübel* 33, 207–231. Zürich.
- Tüxen, R., 1967a: Die Lüneburger Heide – Werden und Vergehen einer Landschaft. – *Rotenburger Schriften* 26, 3–51. Rotenburg/Wümme.
- Tüxen, R., 1967b: *Corynephoretea canescens*. – *Mitt. flor.-soz. Arbeitsgem. N.F.* 11/12, 22–24. Todenmann.
- Tüxen, R., 1974: Die Haselünner Kuhweide. – *Mitt. flor.-soz. Arbeitsgem. N. F.* 17, 69–102. Göttingen.
- Vahle, H. C., 1990: Grundlagen zum Schutz der Vegetation oligotropher Stillgewässer in Nordwestdeutschland. – *Natursch. Landschaftspfl. Nieders.*, 1–157. Hannover.
- van Elsen, T., 1991: Keimungsversuche zum Samenpotential im Gradienten „Herbizidfreier Ackerrandstreifen“ – „Bestandesinnern“. – *Verh. Ges. Ökol.* 19 (3), 35–47. Göttingen.
- Voss, J. H., 1990: Untersuchungen zur Schwermetallbelastung militärisch genutzter Flächen im Raum Soltau-Lüneburg. – Unveröff. Diplomarbeit. Lüneburg.
- Wetterstation Soltau, *Deutscher Wetterdienst*, 1993: Telefonische Auskunft vom 02. 03. 93
- Wingenroth, A., 1969: Übungsraum Soltau-Lüneburg. Erosionen – Schutzmaßnahmen. – Unveröff. Ergebnisprotokoll der Erosionsschutzkommission. Celle. 38 S.
- Wingenroth, A., 1975: Übungsraum Soltau-Lüneburg: Rote Flächen, Erosionsschäden – Schutzmaßnahmen. – Unveröff. Ber. nach der Sitzung der Erosionskommission am 8./9. 5. 1974 bis zum 30. 9. 1975. Celle.
- Wirth, V., 1980: Flechtenflora. Stuttgart. 552 S.
- Wittig, R., 1980: Vegetation, Flora, Entwicklung, Schutzwürdigkeit und Probleme der Erhaltung des NSG „Westrupe Heide“ in Westfalen. – *Abh. Landesmus. Naturkd.* 42 (1), 3–30. Münster/Westfalen.
- Woldstedt, P., Duphorn, K., 1974: Norddeutschland und angrenzende Gebiete im Eiszeitalter. Stuttgart. 500 S.

Anschrift des Verfassers

Dipl.-Biol. Thomas Täuber
Systematisch-Geobotanisches Institut
Abteilung für Vegetationskunde
Untere Karspüle 2
37073 Göttingen

Veränderung der Vegetation durch militärischen Übungsbetrieb

von Christiane Busch

1. Einleitung

In den Jahren 1992 und 1993 habe ich im Rahmen einer Diplomarbeit an der Universität Göttingen eine der durch das Soltau-Lüneburg-Abkommen für militärischen Übungsbetrieb ausgewiesenen Flächen (Rote Fläche 3a) vegetationskundlich untersucht (Busch 1993). Hier sollen nun Teile der Ergebnisse vorgestellt werden.

1.1 Untersuchungsziele

Gegenstand des Interesses war die unter dem Einfluß des Militärbetriebes veränderte Vegetation. Es wurden zum einen pflanzensoziologische Aufnahmen und zum anderen Kartierungen von Arten und Pflanzengesellschaften angefertigt; als Meßgrößen dienten also Artenabundanz und Artmächtigkeit.

Die Veränderungen, die in diesen Bereichen durch den intensiven Fahrbetrieb hervorgerufen worden sind, wurden aus verschiedenen Blickwinkeln erfaßt und ausgewertet.

An dieser Stelle sollen dargestellt werden:

- Veränderungen in der Flora,
- die kleinräumige Verteilung der Arten als Zeiger für die Befahrungssintensität,
- durch unterschiedlich intensive Befahrung bedingte Ausprägungen der Pflanzengesellschaften.

Am Schluß werden aus diesen Ergebnissen und weiteren Beobachtungen Rückschlüsse auf eine mögliche Sukzession nach Übungsende gezogen.

1.2 Lage des Untersuchungsgebietes

Das Untersuchungsgebiet (UG) ist die „Rote Fläche 3a“ des inzwischen aufgelösten Soltau-Lüneburg-Abkommens, dessen Fläche zwischen diesen beiden Orten lag (Abb. 1). Westlich des UG liegen die Ortschaften Heber und Wolterdingen, südöstlich befindet sich Deimern. Das Gebiet gehört hauptsächlich zu den Gemarkungen Heber und Deimern, deren Grenze das Gebiet durchschneidet.

1.3 Klima, Geologie, Böden

Das UG hat um 780 mm Jahresniederschlag und eine Durchschnittstemperatur von etwas über 8°C (Straesser 1993: Station Soltau), es gehört zum subozeanisch/subkontinental geprägten Klimabezirk Lüneburger Heide.

Der Großteil der Roten Fläche 3a wird von einer nordsüdlich verlaufenden Erhebung gebildet, an die im Osten

das Große Moor und das Schwarze Moor, aus deren Abfluß die Große Aue entsteht, und im Westen das in einiger Entfernung verlaufende Böhmetal angrenzen.

Das bearbeitete Gebiet ist edaphisch und kulturhistorisch relativ einheitlich. Der weitverbreitete Standortstypus, auf den sich die hier dargestellten Ergebnisse beschränken sollen, ist wie folgt gekennzeichnet:

- *grundwasserfern*, geschiebeführende *Mittel- bis Grobsande* (glazifluvial), z.T. auch *Geschiebelehme* (Grundmoräne) mit Tendenz zur Staubeuchte,
- bis in die vierziger Jahre hinein *Heidewirtschaft* (nahezu flächendeckend).
- Der Bodentyp ist demzufolge im allgemeinen ein *Podsol*, teils eine *Podsol-Braunerde* oder leicht pseudovergleyt.

Neben diesem großflächig ausgebildeten Standortstyp fallen die wenigen Bereiche, die im Grundwassereinflußbereich des Großen Moores liegen, kaum ins Gewicht. Offene Gewässer

fehlen, bis auf wenige künstliche Stau-becken, ebenso wie Dünen gänzlich.

1.4 Pflanzengesellschaften

Der größte Teil des Gebietes wird von typischen und weit verbreiteten Gesellschaften der Heidelandschaft eingenommen. Alle diese Gesellschaften werden im allgemeinen von jeweils einer einzigen Art dominiert.

40 bis 50 % der Fläche sind von Wäldern bestanden, die größtenteils von der Waldkiefer gebildet werden. Dieser *Kiefernwald* ist in weiten Teilen ein reiner Wirtschaftswald mit altershomogenen Stangen- und auch Baumhölzern. Daneben gibt es strukturreichere Anflugbestände auf ehemaligen Heideflächen, die vermehrt Birken, Ebereschen und Eichen enthalten. Eine Strauchschicht ist in der Regel auf diese natürlichen Anflugbestände oder auf ältere (lichte) Forsten mit Naturverjüngung beschränkt. In der Artenzusam-

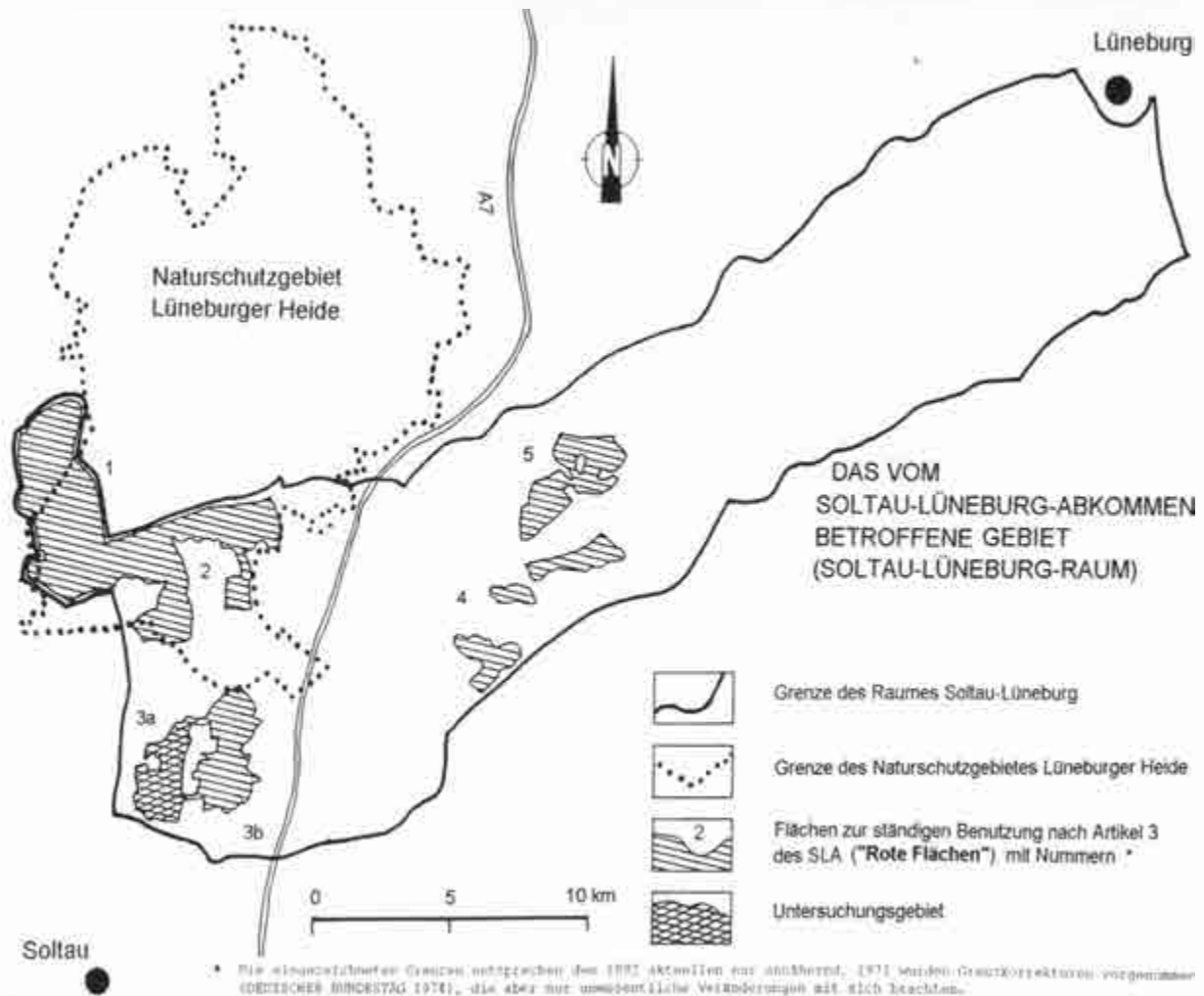


Abb. 1. Lage des Untersuchungsgebietes.

mensetzung der Kraut- und Moos-schicht unterscheiden sich diese Wälder nicht, sie besteht zumeist aus *Avenella flexuosa* und *Calluna vulgaris* und aus den Moosen *Hypnum jutlandicum*, *Dicranum scoparium* und *Polytrichum formosum*.

Nur noch sehr kleine Flächenanteile (ca. 10 %) werden vom früher so verbreiteten *Genistopilosae-Callunetum* Oberd. 1938 nom. inv. eingenommen. *Calluna vulgaris* ist bestandsbildend, der Bewuchs aber oft relativ lückig und von Kettenspuren durchzogen. Nur wenige andere Arten kommen zwischen den Heidesträuchern vor: Gräser wie *Molinia caerulea*, *Danthonia decumbens*, *Carex pilulifera* und *Avenella flexuosa* sind häufig eingestreut. Als typische Vertreter in der Kryptogamenschicht kommen *Hypnum jutlandicum*, *Pleurozium schreberi* und *Dicranum scoparium* (wie auch in den Wäldern) und *Campylopus flexuosus* hinzu, Flechten dagegen sind relativ selten. Fast alle Bestände sind mit Gehölzjungwuchs oder auch schon Sträuchern aus Kiefern und Birken durchsetzt.

Agrostis tenuis-Rasen sind flächen-deckend auf etwa 20 % des Gebietes ausgebildet. *Agrostis tenuis* selbst ist bestandesprägend, wenige andere Arten wie *Rumex acetosella* agg. und *Spergula morisonii* sind eingestreut, eine Kryptogamenschicht fehlt in der Regel völlig. Es handelt sich um eine Gesellschaft, wie sie sonst vor allem von Wegrändern und Brachen beschrieben wurde (z. B. *Arndt* 1956), die im Gebiet aber in verarmter Ausbildung wegen der verbreiteten Befahrung flächig auftritt.

Gut ein Fünftel der Roten Fläche 3a schließlich ist von *vegetationslosen Sanden* bedeckt. Es handelt sich dabei um die Hauptfahrspuren und die sehr stark beanspruchten Bereiche auf der Hochfläche im zentralen Teil des Gebietes.

Andere Gesellschaften nehmen nur verschwindend geringe Flächenanteile ein. Dies sind u. a. das *Spergulario-Illecebreum* (Diem., Siss., Westh. 1940) Siss. 1957 auf staufeuchten Wegen, eine *Thero-Airion*-Gesellschaft an trockenen, nicht allzu oft gestörten und häufig ruderal beeinflussten Stellen und reine Ruderal-Bestände auf Müll- und Schuttablagerungen. Außerdem wird auf wenigen Hektar reguläre Grünland-wirtschaft betrieben.

ARTENLISTE

Höhere Pflanzen

a) Häufigkeit

- 1 überall im Gebiet vorhanden und oft bestandsbildend
- 2 überall im Gebiet vorhanden, aber nur zerstreut stehend
- 3 selten vorkommend (*: nur an 1 bis 2 Wuchsorten)

b) Herkunft und Vorkommen

- S sicher synanthrop (fast alle Exemplare gepflanzt oder gesät)
R vermutlich synanthrop (hauptsächlich in Bereichen mit Ruderaleinfluß, der alte Ackerstandort wird nicht dazugezählt)
G nur im Grünland und dessen näherer Umgebung

c) Rote Liste

Wertung nach *Garve* (1993) (Rote Liste der gefährdeten Farn- und Blütenpflanzen in Niedersachsen und Bremen, Stand 1. 1. 1993). Wertungen, die in der Vorschlagsliste stehen, sind eingeklammert.

Art	a			b	c
	1	2	3		
<i>Acer platanoides</i>			*	R	
<i>Achillea millefolium</i>		+			
<i>Achillea ptarmica</i>			+	G	
<i>Aegopodium podagraria</i>			+	R	
<i>Agropyron repens</i>		+		R	
<i>Agrostis canina</i>			*	G	
<i>Agrostis gigantea</i>		-	*	G	
<i>Agrostis stolonifera</i>			+		
<i>Agrostis stricta</i>		+		(3)	
<i>Agrostis tenuis</i>		+			
<i>Aira caryophylla</i>			+		
<i>Aira praecox</i>		+			
<i>Alnus incana</i>			+	S	
<i>Alopecurus geniculatus</i>			+	G	
<i>Anagallis arvensis</i>			+	R	
<i>Anchusa arvensis</i>			+	R	
<i>Andromeda polifolia</i>			*		3
<i>Anthoxanthum odoratum</i>			+	R	
<i>Anthoxanthum puelii</i>		+			
<i>Anthriscus sylvestris</i>			+	G	
<i>Apera spica-venti</i>			+	R	
<i>Aquilegia vulgaris</i> agg.			*	S	
<i>Arabis thaliana</i>			*		
<i>Arctium nemorosum</i>			*	R	
<i>Arenaria serpyllifolia</i>		+			
<i>Artemisia vulgaris</i>		+		R	
<i>Aster novi-belgii</i> agg.			+	S	
<i>Athyrium filix-femina</i>			+		
<i>Atriplex patula</i>			*	R	
<i>Avenella flexuosa</i>		+			
<i>Bellis perennis</i>		+		G	
<i>Berteroa incana</i>			*	R	
<i>Betula pendula</i>		+			
<i>Betula pubescens</i>			+		
<i>Bidens tripartita</i>			+		
<i>Bromus hordeaceus</i>			+		
<i>Calamagrostis epigeios</i>		+			
<i>Callitriche spec.</i>			*	G	
<i>Calluna vulgaris</i>		+			
<i>Campanula rapunculoides</i>			*	R	
<i>Campanula rotundifolia</i>			*		
<i>Capsella bursa-pastoris</i>			+	G	
<i>Cardamine pratensis</i>			+	G	
<i>Carex canescens</i>			+		
<i>Carex echinata</i>			*	G	3
<i>Carex hirta</i>			*	R	
<i>Carex leporina</i>			+		
<i>Carex nigra</i>			*		
<i>Carex pilulifera</i>		+			
<i>Carex rostrata</i>			*		
<i>Carex vesicaria</i>			*		

Art	a			b	c
	1	2	3		
<i>Centaurea cyanus</i>			+		2
<i>Cerastium holosteoides</i>		+		R	
<i>Cerastium semidecandrum</i>		+			
<i>Chenopodium album</i>		+			
<i>Chenopodium polyspermum</i>			*	R	
<i>Cirsium arvense</i>		+		R	
<i>Cirsium vulgare</i>			+	R	
<i>Conyza canadensis</i>		+		R	
<i>Corrigiola litoralis</i>			*		3
<i>Corynephorus canescens</i>			+		
<i>Crepis tectorum</i>			+		3
<i>Cytisus scoparius</i>			+		3
<i>Dactylis glomerata</i>			+	G	
<i>Danthonia decumbens</i>		+			
<i>Datura stramonium</i>			*	R	
<i>Daucus carota</i>			*	R	
<i>Deschampsia cespitosa</i>			+	G	
<i>Deutzia scabra</i>			*	S	
<i>Dianthus barbatus</i>			*	R	
<i>Digitalis purpurea</i>		+			
<i>Digitaria ischaemum</i>			+		
<i>Dryopteris carthusiana</i>			+		
<i>Dryopteris dilatata</i>			+		
<i>Dryopteris filix-mas</i>			+		
<i>Echinochloa crus-galli</i>			+		
<i>Echium vulgare</i>			+	R	3
<i>Eleocharis palustris</i>			*		
<i>Empetrum nigrum</i>			+		
<i>Epilobium adenocaulon</i>		+			
<i>Epilobium angustifolium</i>			+		
<i>Epilobium hirsutum</i>			*	R	
<i>Equisetum arvense</i>			*		
<i>Erica tetralix</i>		+			
<i>Eriophorum vaginatum</i>			*		
<i>Erodium cicutarium</i>			+		
<i>Erophila verna</i>			+		
<i>Eupatorium cannabinum</i>			*		
<i>Euphrasia spec.</i>			*		
<i>Euphorbia lathyris</i>			*	R	
<i>Fagopyrum esculentum</i>			+	S	
<i>Fagus sylvatica</i>		+			
<i>Fallopia convolvulus</i>		+			
<i>Festuca pratensis</i>			+	R	
<i>Festuca rubra</i> agg.			+	R	
<i>Festuca ovina</i> agg. (Einsaat)			+	S	
<i>Festuca tenuifolia</i>		+			
<i>Filago minima</i>		+			3
<i>Fragaria vesca</i>			*		
<i>Frangula alnus</i>		+			
<i>Galeopsis tetrahit</i>		+			
<i>Galinoga parviflora</i>		+		R	

Abb. 2. Die gefundenen Gefäßpflanzen, Moose und Flechten.

2. Artenbestand

Insgesamt wurden in dem ca. 400 ha großen Gebiet 327 Arten gefunden: 280 Gefäßpflanzen, 32 Moose und 15 Flechten (Abb. 2), wobei mit Sicherheit die nicht so auffälligen Kryptogamen weniger vollständig erfaßt worden sind als die Phanerogamen.

Die Gesamtzahl der Gefäßpflanzen scheint mit 282 recht hoch für ein Gebiet, das fast ausschließlich von trockenen, meist nährstoffarmen Moränen-sanden bedeckt wird. Aber nur 16 Arten sind so häufig (Spalte a), daß sie den Gesamteindruck prägen (z.B. *Calluna vulgaris*, *Carex pilulifera*, *Spergula morisonii*), und ein Drittel der Arten kommt nur an 1–2 Wuchsorten vor, z.B. *Pyrola minor*, *Eupatorium cannabinum*, *Phytolacca americana* und *Deutzia scabra*. Kategorie 2 (im ganzen Gebiet zerstreut stehend) enthält die größte Anzahl Arten, so z.B. *Fagus sylvatica* und *Potentilla erecta*.

In Spalte b) sind Angaben zu Herkunft und Wuchsort verzeichnet, um die Arten ausgliedern zu können, die höchstwahrscheinlich durch den Übungsbetrieb und seine Auswirkungen in das UG gelangt sind.

22 Arten sind durch Säen oder Pflanzung eingebracht worden. So z.B. *Larix*

decidua, *Lolium perenne* in Erosionsschutzpflanzungen, *Ornithopus sativus*, *Hordeum vulgare* auf Wildäckern und als Besonderheit Pflanzen der Gartenanlagen der ehemaligen Wache des Munitionslagers aus dem Zweiten Weltkrieg (z.B. *Robinia pseudacacia*, *Aquilegia vulgaris* und *Spiraea salicifolia*). 25 Arten kommen nur in den Grünländern und in einem anschließenden Entwässerungsgraben vor, so z.B. *Stellaria graminea*, *Rumex acetosa* und *Viola palustris*. 82 Arten wurden nur auf aufgeschüttetem Fremdmaterial wie Bauschutt und Müll gefunden. Dies sind z.B. *Verbascum phlomoides* und *Artemisia vulgaris*, aber auch Gartenpflanzen wie *Datura stramonium* und *Lobelia erinus*.

Insgesamt sind 129 Arten, also knapp die Hälfte, im weiteren Sinne synanthrop. Schmidtlein (1989: 155) gibt für die Wahner Heide, einen Militärübungsplatz in der Nähe von Köln, an, daß nur ein Viertel der Gefäßpflanzenarten „nach ruderalisierenden Einflüssen“ in das Gebiet gekommen sei. Hierbei ist aber zu berücksichtigen, daß in der Wahner Heide gut ausgebildete Feuchtstandorte u.a. mit Heide-mooren, Schnabelriedgesellschaften, Strandlingsgesellschaften und Röhrich-ten vorhanden sind, die die Zahl der na-

türlich vorkommenden Arten beträchtlich erhöhen und damit den Anteil synanthroper Arten senken.

Insgesamt wurden nur 18 Rote-Li-ste-Arten gefunden, plus 4 Arten der Vorschlagsliste (Spalte c). Von diesen insgesamt 22 Arten kommen nur drei häufiger im Gebiet vor, nämlich *Filago minima*, *Illecebrum verticillatum* und *Nardus stricta*. Alle anderen sind selten oder sogar auf nur ein bis zwei Wuchs-orte beschränkt.

Filago minima und *Illecebrum verticillatum* sind beide Pionierarten, die von den durch die Befahrung immer wieder bloßgelegten Böden profitieren. Das Kleine Filzkraut siedelt vor allem in den Thero-Airion-Beständen, die sich auf einem ehemaligen Acker gebildet haben. Die Knorpelmiere bevorzugt die durch starke Verdichtung stau-nassen Panzerwege an Waldrändern.

3. Kleinräumige Vegetations-verteilung

Der Wechsel der Vegetationstypen findet vor allem an Wald- und Baumin-sel-rändern auf sehr kleinem Raum statt. Im Gebiet liegen eine Vielzahl solcher Baumin-seln inmitten der vegetations-freien Sande und schütterten *Agrostis tenuis*-Rasen (Abb. 3). Diese aus ein bis



Abb. 3. Vegetationsinseln in den Sandflächen, wie sie in großer Zahl im Gebiet vorkommen.

mehreren Bäumen, evtl. einigen Sträuchern sowie einem Unterwuchs aus Gräsern und Heide bestehenden Vegetationsflecken existieren wohl deswegen (noch), weil sie der wirklichkeitsnahen Gestaltung des Geländes und als Tarnmöglichkeit dienen.

Diese Gehölzinseln sind ein für das UG häufiges Landschaftselement und in ihrer Struktur typisch. Zu ihrer Dokumentation und als Beispiel für die Übergänge zwischen vegetationsloser Fahrspur und Baumbestand wurden sieben, zumeist in den vegetationslosen Sandflächen liegende Bauminselformen artgenau in großem Maßstab kartiert.

3.1 Methode

Es wurden vom Inselinneren ausgehend 4 Leinen mit Markierungen in 1 m-Abständen so ausgelegt, daß sie ein rechtwinkliges Kreuz bildeten. Innerhalb dieses Rasters wurden die von den einzelnen Arten bedeckten Flächen abgeschätzt und im Maßstab 1:100 aufgezeichnet. Es wurden für alle vorkommenden Phanerogamen und das Moos

Polytrichum piliferum einzelne Krautschicht-Karten erstellt. Einen Überblick über die häufigen Arten gibt die Legende der Karten (Abb. 5). Alle vorkommenden Gehölze und die von ihnen überschatteten Bereiche wurden in einer zweiten Karte erfaßt, wobei nach der Höhe differenziert wurde.

3.2 Ergebnisse

Am Beispiel von einer der sieben kartierten Vegetationsinseln sollen die allgemeinen Tendenzen beschrieben und erläutert werden.

Die Insel liegt inmitten vegetationslosen Sandes, relativ exponiert auf einer flachen Kuppe im Nordteil des Gebietes (Abb. 4). Hauptfahrtrassen in NO-SW-Richtung schließen direkt an (Vorder- und Mittelgrund). Zentral steht eine ca. 8 m hohe Kiefer, die im Südosten von einigen niedrigeren Birken und einer Eiche unterstanden wird. Der Trauf ragt bei den Fahrspuren über die Krautschicht hinaus (Abb. 5). Diese zeigt deutlich die Hauptfahrrichtungen an. Die vegetationsbedeckte Fläche

(alle umrandeten Bereiche) ist in NO-SW-Richtung langgestreckt. Betrachtet man die Artenabfolge von innen nach außen, so findet man im Zentrum vor allem *Avenella flexuosa*, die ja auch in Wäldern häufig die Krautschicht bildet, dann *Festuca tenuifolia* und *Calluna vulgaris* unmittelbar unter dem Trauf. Weiter nach außen folgen *Aira praecox*, *Spergula morisonii*, *Polytrichum piliferum* und *Agrostis tenuis*, dann nur noch *Agrostis tenuis* und schließlich Vegetationslosigkeit in den Fahrspuren selbst. Die wenigen restlichen Flächen werden von einzelnen *Hypochoeris radicata* und wenigen Horsten von *Nardus stricta*, *Molinia caerulea*, *Holcus lanatus*, *Carex pilulifera* und *Danthonia decumbens* eingenommen.

Die Verteilungsmuster der Arten spiegeln die Einflußgrößen Befahrungsintensität und Exposition genau wider. Zusammenfassend können für den trockenen Standortsbereich zwei Hypothesen aufgestellt werden:

1. Im Befahrungsgradient stehen in der Abfolge von wenig zu stark gestörten Bereichen *Festuca tenuifolia* und



Abb. 4. Eine einzelne Bauminselform.

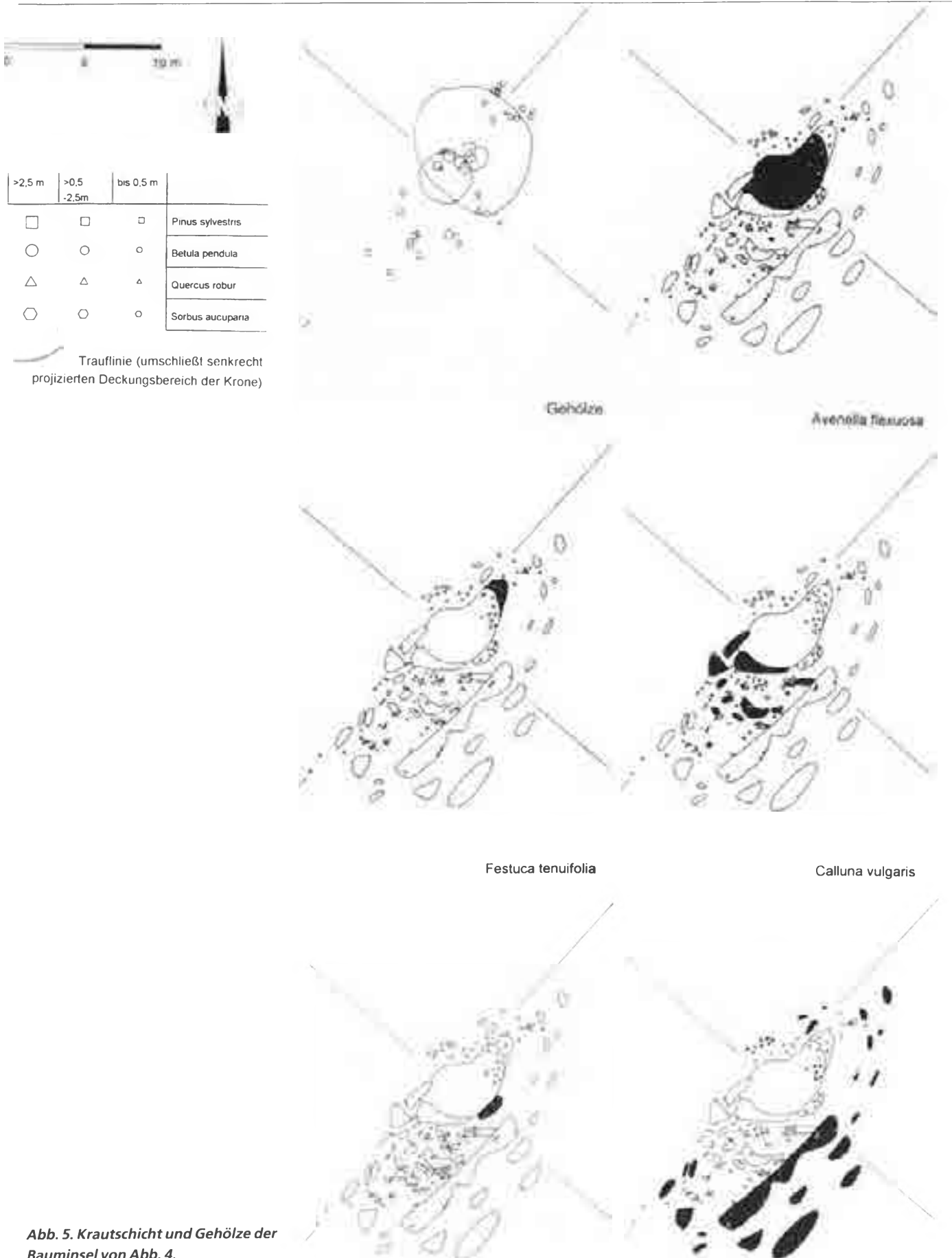


Abb. 5. Krautschicht und Gehölze der Bauminselfon Abb. 4.

Avenella flexuosa, *Calluna vulgaris*, *Agrostis tenuis* und *Aira praecox*, und schließlich bei starker Störung *Agrostis tenuis* allein.

2. Wahrscheinlich als Folge mikroklimatischer Unterschiede und entsprechend veränderter Bodenfaktoren und Konkurrenzverhältnisse treten expositionsabhängig verstärkt *Avenella flexuosa* und *Festuca tenuifolia* (Nord), *Calluna vulgaris* (Süd) und *Aira praecox* (Süd bis Südost) auf.

4. Die Pflanzengesellschaften bei unterschiedlicher Störung

4.1 Methode

Es wurden pflanzensoziologische Aufnahmen angefertigt und diese durch tabellarischen Vergleich geordnet. Benutzt wurde eine Deckungsgradskala nach Müller-Dombois und Ellenberg (1974):

r 1 Exemplar	Deckung bis 5 %
+ 2–5 Exemplare	
1 mehr als 5 Exemplare	
2 > 5 bis 25 % Deckung	
3 > 25 bis 50 %	
4 > 50 bis 75 %	
5 > 75 bis 100 %	

Stetigkeitsklassen wurden wie folgt gebildet:

r bis 5 %,	III bis 60 %,
+ bis 10 %,	IV bis 80 %,
I bis 20 %,	V bis 100 % Stetigkeit.
II bis 40 %,	

Bei der Ansprache von *Calluna vulgaris* wurde zwischen adulten und juvenilen Stadien unterschieden. Als juvenil wurde alle Pflanzen abgetrennt, die nur bis ca. 15 cm hoch waren und viele junge Triebe aufwiesen.

Zusätzlich zu den üblichen Größen wie z. B. den Schichten-Deckungen wurde noch ein weiterer Parameter zu jeder Aufnahme fläche notiert: der sogenannte „Störungsgrad“.

Dieser ist nicht objektiv meßbar, aber die einzige Möglichkeit, die Fahrintensität differenzierter als durch die für den gesamten Soltau-Lüneburg-Raum geltende Übungsstatistik zu erfassen.

Definition der Größe „Störungsgrad“

- 0 Wald mit einer Mindesthöhe von 12 m der Baumschicht 1 (es ist keine frühere militärische Befahrung zu vermuten)
- 1 ehemalige Spuren fast nicht mehr zu sehen und vollständig mit einer gleichmäßigen Vegetationsdecke bewachsen
- 2 Vegetationsdecke ungleichmäßig und mit einzelnen Lücken
- 3 Vegetationsdecke sehr ungleichmäßig und sehr lückig
- 4 Vegetation nur aus einzelnen stehenden Pflanzen bestehend

4.2 Ergebnisse

In die Betrachtungen fließen nur die weitverbreiteten und das Gebiet prägenden *Agrostis tenuis*-Rasen, das Genisto-Callunetum (vereint mit zwei Aufnahmen verarmter *Ericion tetralicis*-Bestände) und die natürlich angeflogenen Kiefernwälder ein.

Innerhalb der Gesellschaften wurden zum einen rein floristische Unterheiten unterschieden und beschrieben (Busch 1993). Es kann aber ebenso nach dem Störungsgrad klassifiziert werden. Man gelangt so zu leicht abgewandelten Einheiten, die das Vorkommen verschiedener Ausprägungen der Gesellschaften in Abhängigkeit von der Störungsintensität widerspiegeln. Diese Ausbildungen sollen im folgenden nebeneinandergestellt und erläutert werden.

4.2.1 Störungsgrad und Formation

Schon nach der Definition der Störungsgrade können einige Vegetationstypen nur bestimmte Werte erhalten. Die Wälder als dichtgeschlossene Vegetationsdecken haben alle einen Störungsgrad von 0 oder 1 (Abb. 6), wobei Biwakplätze und andere Bereiche mit ge-

störter Bodenflora in Wäldern nicht aufgenommen worden sind. Die Bestände mit einem Störungsgrad von 0 liegen vorzugsweise in den Randbereichen des Gebietes, wo der Befahrungsdruk schon immer geringer war, während die jüngeren Anflugwälder überall anzutreffen sind.

Den Heiden wurden hauptsächlich die Störungsgrade 1 bis 3 zugeordnet. Die Standorte des Grades 1 liegen entweder in Säumen an Wald- und Forsträndern oder sind größerflächig in weniger befahrenen Bereichen zu finden. Diese Heiden enthalten viel Gehölzjungwuchs und einige zentral verkahlende *Calluna vulgaris*-Pflanzen. Heiden mit Störungsgrad 3 weisen ausschließlich juvenile Besenheide auf. Sie liegen am befahrenen Rand ungestörter Bestände und innerhalb von diesen in Fahrspuren. Zwischen diesen beiden Extremen liegen die Heiden mit dem Störungsgrad 2. Sie enthalten sowohl Aufnahmen, in denen adulte *Calluna vulgaris* als Überrest eines vorherigen dichteren Bewuchses steht, als auch solche Flächen, die nach Störung mit einem dichten Besenheide-Jungwuchs bestanden sind.

Die Rasen haben hauptsächlich Störungsgrade von 2 bis 4 erhalten. Die entsprechenden Flächen bilden häufig ein kleinflächiges Mosaik, das aus den sich kreuzenden und überschneidenden Fahrspuren entsteht. Die am wenigsten bewachsenen Bereiche mit dem Störungsgrad 4 sind in den jüngsten Fahrspuren gelegen, die weniger gestörten Rasen (Störungsgrad 2) haben eine dichtere und höhere Krautschicht.

4.2.2 Störungsgrad und Arten

In der Vegetationstabelle (Abb. 7) sind die Aufnahmen in der ersten Ebene nach den Gesellschaften und danach nach ihrem Störungsgrad klassifiziert worden. Generell werden die erfaßten

Störungsgrad	0	1	2	3	4	
Kiefernwälder (nur Anflugbestände)	7	11	-	-	-	Wald
Genisto pilosae-Callunetum	-	14	8	5	1	Heide
Ericion tetralicis-Gesellschaft	1	2	-	-	-	
Agrostis tenuis-Gesellschaft	1	1	12	25	6	Rasen

Abb. 6. Übersicht über die in der Vegetationstabelle (Abb. 7) verwendeten Aufnahmen (schraffiert: in der Vegetationstabelle enthalten. Die zwei Aufnahmen der *Ericion tetralicis*-Gesellschaft wurden dort mit dem *Genisto pilosae*-Callunetum zusammengefaßt).

Formation		Rasen			Heide			Wald	
Störungsgrad		4	3	2	3	2	1	1	1
Deckung [%] (gerundet)	Baumschicht 1+2	-	-	-	-	-	5	35	55
	Strauchschicht	-	-	-	-	-	5	15	5
	Krautschicht	15	30	50	25	60	75	60	65
	Moosschicht	-	5	10	15	20	55	50	65
Artenzahl		5	8	9	7	9	10	11	12
Anzahl der Aufnahmen		6	25	12	5	8	16	11	7
1	<i>Molinia caerulea</i>	I ⁺	+ ¹	I ²	V ²	IV ²	IV ¹	III ²	II ⁴
	<i>Avenella flexuosa</i>	II ⁺	II ¹	III ¹	II ²	II ¹	III ¹	III ¹	V ³
	<i>Agrostis tenuis</i>	V ²	V ²	V ³	II ¹	III ¹	II ⁺	I ³	II ¹
	<i>Festuca tenuifolia</i>	I ¹	II ¹	I ⁺	I ¹	I ²	II ¹	I ⁴	II ²
	<i>Pohlia spec. M</i>		I ¹	II ²	II ¹	II ²	II ³	II ¹	I ¹
2	<i>Holcus mollis</i>	III ⁺	II ²	II ¹			I ⁺	+ ²	
	<i>Rumex acetosella</i> agg.	III ¹	III ⁺	III ⁺	I ¹	I ⁺		+ ⁺	
	<i>Hypochoeris radicata</i>	II ⁺	II ⁺	III ⁺	I ⁺			+ ¹	
	<i>Spergula morisonii</i>	I ¹	III ¹	III ¹		I ¹			
3	<i>Polytrichum piliferum</i> M		II ²	IV ²	III ¹	III ³	II ²	I ¹	
	<i>Calluna vulgaris</i> (juv.)		II ⁺	III ²	V ¹	II ²			
	<i>Carex pilulifera</i>		I ⁺	III ¹	IV ¹	III ¹	II ¹	I ⁺	I ¹
	<i>Nardus stricta</i>	I ⁺	I ⁺	II ²	III ¹	IV ²	I ²	+ ⁺	
4	<i>Danthonia decumbens</i>	I ⁺	II ⁺	III ¹	I ¹	III ¹	I ¹	I ⁺	
	J <i>Pinus sylvestris</i>	I ⁺	II ⁺	III ¹		II ⁺	III ¹	III ¹	I ^r
	J <i>Betula spec.</i>	I ^r	II ⁺	III ¹		II ⁺	IV ⁺	II ¹	III ¹
	<i>Calluna vulgaris</i> (ad.)		I ¹	II ²		IV ³	V ⁴	V ¹	III ¹
5	<i>Erica tetralix</i>	.	.	.	I ¹	II ¹	III ²	II ²	
	<i>Campylopus flexuosus</i> M	.	.	+ ²	I ²	I ⁺	III ²	I ¹	I ²
	S <i>Pinus sylvestris</i>	.	.	+ ¹	.	I ^r	III ¹	IV ¹	I ²
	S <i>Betula pendula</i>	.	.	.	.	II ^r	III ¹	III ¹	III ¹
	J <i>Quercus spec.</i>	.	+ ^r	.	.	I ^r	II ^r	III ⁺	III ¹
	<i>Pleurozium schreberi</i> M	.	.	.	.	I ¹	II ²	II ³	IV ³
	<i>Dicranum scoparium</i> M	.	.	.	.	I ²	II ²	III ²	III ³
	<i>Hypnum jutlandicum</i> M	.	r ⁺	.	I ²		V ³	V ³	V ³
6	B2 <i>Pinus sylvestris</i>	.	.	.	.	.	.	IV ³	II ⁴
	B2 <i>Betula pendula</i>	.	.	.	.	.	.	III ²	III ²
	J <i>Sorbus aucuparia</i>	.	.	.	.	.	.	II ⁺	III ¹
7	B1 <i>Pinus sylvestris</i>	.	.	+ ²	.	.	.	+ ⁴	III ²
	B1 <i>Betula pendula</i>	.	.	.	.	.	.	+ ²	III ³
	B1 <i>Betula pubescens</i>	.	.	.	.	.	.	.	II ¹
	<i>Vaccinium myrtillus</i>	.	r ^r	.	.	.	.	.	III ¹
	<i>Empetrum nigrum</i>	.	.	.	.	.	.	.	II ³
	<i>Campylopus pyriformis</i> M	.	.	+ ¹	.	.	.	+ ¹	II ¹
Flechten (Artenz.) M		.	.	.	II ¹	III ¹	.	.	.

Rasen: *Agrostis tenuis*-Rasen
Heide: *Genista pilosae*-Callunetum
Wald: Kiefernwald

Baumschicht 1 (> 8m)
Baumschicht 2 (>2,5 - 8m)
Strauchschicht (Gehölze ab 0,6 bis 2,5m)

Flechten (Artenz.) Die Zahlen geben nicht die Deckung sondern die Artenzahl der Flechten an.
ad. adult
juv. juvenil

Bestände als Dauerstadien betrachtet, die sich unter der entsprechenden Störungsintensität am Standort ausgebildet haben. Dies kann bei der unregelmäßigen, zufälligen Nutzung natürlich nur eine Näherung sein. Eine Entwicklungsreihe von Rasen mit Störungsgrad 4 über Rasen/2, Heiden/3 bis zum Wald läßt sich nicht ableiten. Trotzdem lassen sich einige interessante Feststellungen machen.

Innerhalb der *Rasen* nimmt die Krautschicht bei abnehmender Störung von 15 über 30 auf 50 % zu, während nur wenige Moose, vor allem *Pohlia spec.* und *Polytrichum piliferum*, erscheinen. Die Bodenblößen nehmen vor allem bei den Störungsgraden 3 und 4 größere Flächen ein. In den lückigsten Beständen (Rasen/4) ist daher mit verstärkter mechanischer Belastung durch Sandtrieb zu rechnen.

Die stark gestörten *Heiden* (Heiden/3) weisen ebenfalls vegetationsfreie Bereiche auf, sind durch die sie meist umgebenden höheren Heidesträucher aber als mikroklimatisch feuchter als die *Rasen* einzustufen. Die Krautschicht-Deckung macht von der Klasse Heiden/3 zu Heiden/2 einen deutlichen Sprung von 25 auf 60 %, während die größte Differenz der Moosschicht-Deckungen zwischen Heide/2 und den nahezu ungestörten Beständen der Klasse Heide/1 liegt. Zu beachten ist, daß das die Deckungen der gestörten Bestände ausmachende *Polytrichum piliferum* ganz andere Standortsansprüche als die in ungestörten Heiden dominierenden *Campylopus flexuosus*, *Pleurozium schreberi*, *Dicranum scoparium* und *Hypnum jutlandicum* hat. Ersteres siedelt auf trockenen, voll besonnten Bodenblößen, während letztere im luftfeuchteren Milieu unter der dichten Besenheide-Decke der Heide/1-Bestände wachsen.

Der Lichtgenuß ist vor allem in den alten und dichteren Heiden für niedrigere Pflanzen gegenüber den lückigeren Rasen herabgesetzt. Die mehr oder weniger dicke Humusschicht ist allen Heidebeständen gemeinsam und unterscheidet sie von den Rasen.

Die Moose (u.a. *Pleurozium schreberi* und *Dicranum scoparium*) leiten ebenso wie die vereinzelt Sträucher der Klasse Heide/1 zu den *Wäldern* über. Diese sind in sich nach der Höhe der bestandsbildenden Baumschicht

Abb. 7. Vegetationstabelle nach dem Störungsgrad für Rasen, Heide und Kiefernwald.

differenziert. Gleichzeitig mit der Höhe nimmt die Deckung der Baumschicht zu, während die Strauchschicht-Deckung abnimmt und Kraut- und Moosschicht-Deckung weitgehend konstant bleiben. Der Lichtgenuß ist gegenüber dem Freiland verringert, die Luftfeuchtigkeit erhöht.

Die Verbreitung der Arten der Gruppe 1 ist weitgehend formations- und störungsunabhängig. Leichte Tendenzen sind z.T. aber auch hier vorhanden: *Molinia caerulea* meidet die trockenen, offenen Rasen, während *Agrostis tenuis* dort ein Optimum hat.

Die Arten der Gruppe 2 haben ihren Verbreitungsschwerpunkt in den Rasen. *Rumex acetosella* agg. und *Spergula morisonii* als Sedo-Scleranthetea-Arten wachsen vornehmlich auf offenem, trockenem Sand. Der Kleine Ampfer, als Pionier auf z.T. noch bewegtem Substrat, ist die einzige Art, die ihre höchsten Deckungsgrade in diesen am stärksten gestörten und lückigsten Beständen hat. Bernhardt (1990) hat *Rumex acetosella* agg. als dominierenden Erstbesiedler trockener Sande ohne Oberbodenauflage gefunden. Hülbusch et al. (1983) fanden für eine andere „Rote Fläche“ ebenfalls *Rumex acetosella* agg., noch vor *Agrostis tenuis*, als erste Pflanze auf Blößen. Das kann für das UG und das Untersuchungsjahr nicht bestätigt werden: Bei der Erstbesiedlung vegetationslosen Bodens war immer das Rote Straußgras beteiligt, während der Kleine Ampfer auch fehlen konnte.

Gruppe 3 ist aus Arten zusammengesetzt, die vor allem positiv auf Störungen in Heiden reagieren, daneben aber auch in Rasen vorkommen. *Polytrichum piliferum* besiedelt Bodenblößen und wächst daher sowohl in den lückigen Rasen als auch in degradierten Heiden aller Störungsgrade, wie sie im UG größtenteils vorliegen. Die juvenile *Calluna vulgaris* scheint aus der reichen Samenlieferung und aus wurzelbürtigen Sproßtrieben (vgl. Steubing o. J.) hervorgegangen zu sein. Wegen der trockeneren Keimungsbedingungen scheint sie in den stark gestörten Rasen (Rasen/4) zu fehlen.

Carex pilulifera und *Nardus stricta* sind zumindest bei der Keimung auf einen gewissen Humusgehalt angewiesen und daher für Heidestandorte mit frisch bloßgelegten Böden geradezu

prädestiniert. Es mag dementsprechend auch an dem relativen Humus- und Feuchtemangel der Böden in der Rasen/4-Gruppe liegen, daß diese beiden Arten dort fehlen.

Die Arten der Gruppe 4 sind potentiell in allen Formationen vorhanden, fehlen aber in den am stärksten gestörten Beständen. Dies könnte daran liegen, daß sie nach einer Störung einige Zeit benötigen, um sich zu regenerieren bzw. wieder einzuwandern. Z.B. brauchen die Samen von *Betula pendula* nach Bernhardt (1990) länger, um sich zu etablieren, da sie vor der Keimung eine Samenruhe durchlaufen müssen.

Den niedrigwüchsigen Rasen und den gestörten Heiden fehlt die Artengruppe 5 weitgehend. Es handelt sich um Sträucher von *Pinus sylvestris* und *Betula pendula*, die eine längere Entwicklungszeit benötigen, und um eine Reihe von Moosen, für die vermutlich das Mikroklima in den offenen Beständen der Rasen und lichten Heiden zu trocken ist. Von den gleichen Faktoren hängt wohl auch das Vorkommen von *Erica tetralix* ab. Die Glockenheide wurde im Gelände immer weiter von den Fahrtrassen entfernt stehend gefunden als die Besenheide. Dies könnte auf eine geringere Regenerationsfähigkeit nach Zerstörung deuten. Außerdem kann sie als im Humus wurzelnde Pflanze in den Rasen, denen generell eine Humusschicht fehlt, nicht gedeihen. Ausschließlich in Wäldern kommt (neben *Pinus sylvestris* und *Betula pendula* in der Baumschicht 2) Jungwuchs von *Sorbus aucuparia* vor (Gruppe 6). Ebenso wie bei dem auch in älteren Heiden wachsenden *Quercus spec.* Jungwuchs ist der Grund hier neben den humusärmeren und trockeneren Keimbedingungen der Rasen vermutlich die Zoochorie. Beide Arten werden u.a. durch Vögel verbreitet. Der Eichelhäher meidet die großflächig strukturarmen Rasen. Er pflanzt die Eicheln vor allem in Bereichen des Strukturüberganges, z.B. zwischen Bäumen und Freifläche (*Vullmer* mdl.), wo im UG regelmäßig Heide anzutreffen ist.

Auf die älteren Wälder (Störungsgrad 0) nahezu beschränkt sind die Arten der Gruppe 7. Dies sind neben Kiefer und Birke in der Baumschicht 1, die ja zur Differenzierung der Störungsgrad-Klassen herangezogen wurden, *Campylopus pyriformis*, *Empetrum ni-*

grum und *Vaccinium myrtillus*. Eine Entsprechung findet sich bei Meisel-Jahn (1955), die *Vaccinium myrtillus* als für ältere und *Calluna vulgaris* als für jüngere Kiefernforsten charakteristisch ansieht.

Die Flechten schließlich, die ihr Hauptvorkommen in den Heiden haben, zeigen eine zweigeteilte Verbreitung. Zum einen werden die Bodenblößen der gestörten Bestände (Heide/3), zum anderen die Lücken in den vorwiegend der Degenerationsphase angehörenden älteren Flächen (Heide/1) besiedelt. Daß die ebenfalls schütterten Rasen nahezu flechtenfrei sind, liegt wahrscheinlich ebenso an der großen Entfernung zu Diasporen-Vorräten wie an den häufigen Störungen, die die langsam wachsenden Flechten besonders behindern.

Zusammenfassend läßt sich sagen, daß die Arten sehr verschieden auf Befahrung durch Panzer reagieren. Manche fallen rasch aus, so z.B. Gehölzjungwuchs und die wald- und heidetypischen Moose. Nur wenige andere dagegen werden indirekt gefördert, wie z.B. *Rumex acetosella* agg. in den Rasen oder *Carex pilulifera* und *Nardus stricta* innerhalb der Heiden.

4.2.3 Störungsgrad und Lebensformen

Was sich in der Verbreitung der Arten andeutet, wird im folgenden in den Darstellungen der Lebensform-Anteile der Gruppen (Abb. 8) zusammengefaßt.

Die Phanerophyten fehlen den sehr lückigen Pionierbeständen sowohl der Rasen als auch der Heiden. Erst bei geringerer Störung können *Pinus sylvestris* und *Betula spec.* aufkommen. In den seit langem ungestörten Heiden (Heide/1) haben die Gehölze schon einen Deckungsanteil von ca. 10 %. In den Wäldern liegt der Anteil der Phanerophyten an der Gesamtdeckung bei 50 %. Der Deckungsanteil ist bei Wald/1 und Wald/0 nahezu gleich, Unterschiede zeigen sich nur im Anteil der Schichten. In den älteren Wald/0-Beständen ist die Strauchschicht lückiger und die Baumschicht dichter als in den jüngeren Beständen der Klasse Wald/1.

Die Zwergsträucher und die Hemikryptophyten sind die zwei am stärksten in den Beständen vertretenen und sich komplementär zueinander verhaltenden Gruppen. Während innerhalb der Rasen wie auch der Heiden mit ab-

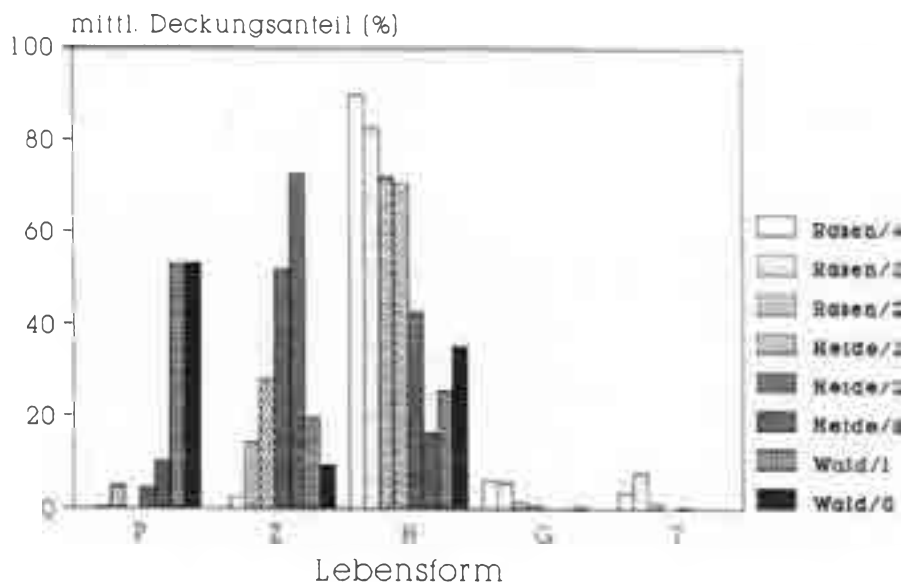


Abb. 8. Lebensform-Anteile der Störungsgrad-Klassen. – P = Phanerophyten, Z = Zwergsträucher, H = Hemikryptophyten, G = Geophyten, T = Therophyten.

nehmendem Störungsgrad der Deckungsanteil der Hemikryptophyten, vor allem *Agrostis tenuis*, abnimmt, steigt der Anteil der Zwergsträucher (fast ausschließlich *Calluna vulgaris*). *Peppler* (1992) nennt für Borstgrasrasen folgende Faktoren, die die Zwergsträucher begünstigen: Brand, basenarme Böden und nur extensive Beweidung bzw. Brache. Beweidung und Brand finden im UG nicht statt, und die Böden der untersuchten Bestände sind grobenteils relativ einheitlich basenarm. Die Hauptrolle scheint also die Brache, entsprechend der Zeitdauer, in der die Flächen ungestört sind, zu spielen.

In den Wäldern ist der größere Anteil der Hemikryptophyten in den ungestörten Beständen (Wald/0) durch die höheren Deckungsanteile von *Avenelaflexuosa* und die verringerte Deckung von *Calluna vulgaris* bedingt.

Geophyten kommen ebenso wie die Therophyten fast ausschließlich in den Rasen vor. Es handelt sich vor allem um *Rumex acetosella* agg. und *Holcus mollis*. Beide können aufgrund ihrer Wuchsform weder den Hemikryptophyten noch den Geophyten eindeutig zugeordnet werden. Sie wurden daher den beiden Gruppen je zur Hälfte zugezählt. Der Anteil der Geophyten ist am höchsten in den gestörten Rasen (Rasen/4, Rasen/3). Der kleine Ampfer kann Wurzelsprosse ausbilden, das Weiche Honiggras ist ein Wurzelskriech-Pionier, der vor allem auf Äckern

und Grünlandumbrüchen vorkommt. Diese Fähigkeiten ermöglichen es ihnen wahrscheinlich, auf stärker gestörten Flächen höhere Deckungsgrade als die Therophyten einzunehmen (s. u.).

Bei den Therophyten handelt es sich vor allem um *Spergula morisonii*. Diese Pflanze ist in den am stärksten gestörten Bereichen (Rasen/4) weniger vertreten als in Rasen, die sich etwas länger ungestört entwickeln können. In den ungestörtesten Beständen sinkt ihr Anteil wieder ab. Dieses Verhalten mag ähnlich wie bei *Aira praecox* begründet sein. Genau wie *Aira praecox* findet sich auch *Spergula morisonii* häufig in einem Gürtel um Gehölzinseln (s. o.), während sie im noch stärker gestörten Außenbereich fehlt, dort kommt fast nur noch *Agrostis tenuis* vor. Ein Therophyt vermag sich an Verhinderung der Fruktifikation durch Störung während der Vegetationsperiode nicht anzupassen. Eine Pflanze hingegen, die über austriebsfähige Sprosse im Boden verfügt, wie etwa *Agrostis tenuis* oder *Holcus mollis* und *Rumex acetosella*, kann auch nach oberflächlicher Zerstörung wieder Individuen ausbilden.

5. Mögliche Sukzession nach Übungsende

5.1 Beobachtungen im Gelände

Aus dem räumlichen Nebeneinander verschieden gestörter Bereiche kann

nur mit Einschränkungen auf die Entwicklung bei einer plötzlichen Beendigung der Befahrung geschlossen werden. Daher sollen hier u. a. einige Bestände des untersuchten Gebietes und auch anderer Roter Flächen, die sich nachweislich aus ehemals panzerbefahrenen Flächen entwickelt haben, vorgestellt werden.

■ Anflug von *Pinus sylvestris*, *Betula pendula*, *Calluna vulgaris*

Einige der Erosionsschutzpflanzungen, die jetzt von Gehölzen beherrscht sind, wurden ursprünglich nur als Grasflächen angelegt. Im Laufe von 6 bis 10 Jahren entstand ein vorwaldähnlicher Bestand aus *Pinus sylvestris* und vereinzelt *Betula pendula* mit reichlich *Calluna vulgaris* und *Festuca tenuifolia* in der Krautschicht. Hier ist die Ausbreitung der Gehölze wohl mit der Einwanderung von *Calluna vulgaris* einhergegangen. Gleichzeitig wurden die eingesäten Arten wie *Festuca rubra* agg. und *Lolium perenne* fast gänzlich zurückgedrängt. Auf diesen Flächen sind, wie auf allen Erosionsschutzpflanzungen, Tiefenlockerung, Abschleppung, Kalkung und mäßige Düngung erfolgt.

■ *Calluna vulgaris* in den *Agrostis tenuis*-Rasen

Die Bestände einer *Calluna vulgaris*-reichen Variante der *Agrostis tenuis*-Rasen finden sich an Rändern von Wäldern und Bauminseln, seltener auch in relativ freiliegenden Rasen, wobei nicht immer ein gut ausgebildeter Heidebestand in der Nähe ist. Sie enthalten sowohl adulte als auch juvenile Besenheide-Pflanzen, und es darf zumindest von den jungen Exemplaren vermutet werden, daß sie nicht als Überreste eines zerfallenen *Genisto pilosae*-Callunetum stehengeblieben, sondern nach oder während der Konsolidierung des Rasens gekeimt und aufgewachsen sind.

■ 4jährige Sukzessionsfläche

Lütkepohl (mdl.) berichtet von einer Fläche im Naturschutzgebiet Lüneburger Heide, die in den achtziger Jahren wegen einer Grenzverletzung von den britischen Streitkräften freigegeben werden mußte. Die Vegetation war gänzlich zerstört, die Situation vergleichbar mit derjenigen auf den weiten Sandflächen. Anfangs trat massiv

Agrostis tenuis auf. Nach vier Jahren hatte sich ein 1 bis 1,2 m hoher vorwald-ähnlicher Bestand von *Pinus sylvestris* gebildet. *Calluna vulgaris* und *Betula pendula* traten nicht in Erscheinung, obwohl sie in der direkten Nachbarschaft vorkamen. Vermutlich ist der Boden für diese beiden Arten zu humusarm gewesen.

■ 3jährige Sukzessionsfläche

Im UG bot sich die Möglichkeit, eine abweichend vom üblichen Schema angelegte Erosionsschutzpflanzung zu untersuchen. Es handelt sich um eine langgestreckte Raseninsel zwischen zwei Panzerrollbahnen mit einigen einzelnen alten Birken. Die Fläche liegt an einer Kuppe und war vor den Eingriffen schon relativ dicht mit *Agrostis tenuis* bestanden. Sie wurde 1989 abgepflockt und so vor weiterer Befahrung geschützt. Die Bodenunebenheiten wurden abgeschleppt, aber es erfolgten keine Kalkung, keine Düngung und keine Einsaat. Die Situation stellt sich heute so dar, daß ein verhältnismäßig dichter *Agrostis tenuis*-Rasen, der fast frei von *Calluna vulgaris* und Gehölzkeimlingen ist, die Fläche bedeckt. Selbst direkt um die Birken herum ist so gut wie kein Baum-Jungwuchs festzustellen.

Am Westrand dieser Fläche ist ein Teil der ehemals stark befahrenen Panzerrollbahn in die Abpflockung mit hinein genommen worden. Auf diesem Stück wurde Saatgut eingedrillt, trotzdem ist innerhalb der ersten drei Jahre nur eine sehr spärliche Vegetation aufgekommen.

5.2 Vermutungen über den zu erwartenden Sukzessionsverlauf

Aufgrund der geschilderten Beispiele und der übrigen Ergebnisse lassen sich einige Vermutungen über die ungerichtete Vegetationsentwicklung der ersten Jahre bei einer plötzlichen Beendigung der militärischen Nutzung, wie sie 1994 stattfand, aufstellen:

1. Große Freiflächen werden als erstes mit *Agrostis tenuis* bestanden sein. Eventuell findet die Besiedlung größerer Flächen sukzessive vom Rand her in mehreren Jahren statt.
2. Ehemals stark befahrene Rollbahnen werden sich nicht sofort wieder begrünen (s. auch die Untersuchun-

gen zur Samenbank des Bodens bei Täuber 1993).

3. Gehölze (*Pinus sylvestris*, *Betula pendula*) haben auf absolut vegetationsfreien Flächen eine größere Chance, sich am Anfang gegen *Agrostis tenuis* durchzusetzen, als auf von diesem bereits besiedelten Arealen. Zur Zeit sehr stark befahrene Gebiete in der Nähe von Mutterbäumen werden also eher verbuschen als zur Zeit nur extensiv befahrene.
4. *Calluna vulgaris* spielt als Erstbesiedler nur in der Nähe von bestehenden Heiden eine Rolle. Die Wiederbesiedlung von Fahrspuren innerhalb des Genisto pilosae-Callunetum wird von *Calluna vulgaris* dominiert.
5. Wenn Gehölze, Gräser und Besenheide sich in unmittelbarer Nähe einer vegetationsfreien Fläche befinden, wird sich ein Mosaik aus gleichzeitig entstehendem Vorwald, Rasen und Heide bilden.
6. Die vorhandenen Heideflächen verbuschen, wobei die Kiefer einen hohen Anteil hat.

Es kann keine Aussage darüber gemacht werden, was in zehn oder zwanzig Jahren aus den *Agrostis tenuis*-Rasen werden wird oder ob sich eventuell verschwundene Arten wieder einstellen werden.

6. Zusammenfassung und Ausblick

Die Vegetation des Gebietes wurde durch die militärische Nutzung stark beeinflusst und verändert. Die vor dem Übungsbetrieb flächendeckend vorhanden gewesene Heide existiert nicht mehr, und es entstanden an ihrer Stelle in weniger befahrenen Bereichen Kiefern-Anflugwälder und Kiefernforsten, bei stärkerer Störung dagegen Rotstraußgras-Rasen und vegetationslose Sande. Es wurden, absichtlich und als Begleiter von eingebrachten Fremdmaterialien, eine ganze Reihe gebietsfremder Arten eingeführt, die allerdings im allgemeinen keine aggressive Ausbreitung zeigen. Es wurde eine neue Landschaft geformt, die geprägt ist von weiten, teilweise vegetationslosen Flächen mit weithin sichtbaren einzelnen Baumgruppen. Die klassisch beschriebenen Pflanzengesellschaften

haben durch die Befahrung und Ruderalisierung z.T. eine Verschiebung in der Artenzusammensetzung erfahren.

Es gibt im Gebiet keine „Restflächen“, also Bereiche, die überhaupt keiner menschlichen Nutzung unterliegen. Es ist in seinem Wert für den Naturschutz also nicht gleichzusetzen mit vielen der größeren Übungsplätze wie Munster oder Bergen, deren Reichtum ja vor allem in solchen gänzlich unbeeinflussten oder nur sehr sporadisch gestörten Flächen liegt. Bei der zukünftigen Gestaltung dieser und auch der anderen Roten Flächen sind also Planung und die Findung geeigneter Zielleitbilder in besonderer Weise vonnöten.

Literatur

- Arndt, A., 1956: Die Rotstraußgrasflur in der Niederlausitz. – Wissenschaftliche Zeitschrift der Pädagogischen Hochschule Potsdam 2 (2), 201–204. Potsdam.
- Bernhardt, K. G., 1990: Die Pioniervegetation der Ufer nordwestdeutscher Sandabgrabungsflächen. – Tuexenia 10, 83–97. Göttingen.
- Busch, C., 1993: Die Vegetation und ihre Struktur auf einem militärischen Übungsplatz in der Lüneberger Heide (Rote Fläche 3a des Soltau-Lüneburg-Abkommens). – Dipl.-Arb. Universität Göttingen.
- Hülbusch, K. H., Knittel, J., Pietsch, H., Platz, D., Schramm, W., Tiemann, J., Vetter, C., Baro, A., Främba, H., Mossakowski, D., 1983: Veränderungen der Pflanzendecke und Tierwelt und ihrer Lebensbedingungen auf den Heideflächen im SW-Teil des Naturschutzgebietes Lüneburger Heide durch die Benutzung als Panzerübungsgelände sowie die Möglichkeiten der Wiederherstellung des Gebietes. – Unveröff. Mskr., Kassel.
- Meisel-Jahn, S., 1955: Die Kiefernforstgesellschaften des Nordwestdeutschen Flachlandes. – Angewandte Pflanzensoziologie 11, 1–126. Stolzenau.
- Müller-Dombois, D., Ellenberg, H., 1974: Aims and Methods of Vegetation. – Ecology. Wiley, New York. 547 S.
- Peppler, C., 1992: Die Borstgrasrasen (*Nardetalia*) Westdeutschlands. – Diss. Univ. Göttingen. 385 S.

Schmidtlein, S., 1989: Die Flora und Vegetation der Wahner Heide. – In: Interkommunaler Arbeitskreis Wahner Heide (Hrsg.), 1989: Die Wahner Heide. Rheinland-Verlag. 123–164.

Straesser, M., 1993: Klimadiagramme und Klimadaten, Temperatur und

Niederschlag im Zeitraum 1951–1980. – Dortmund Verlag für Bau- und Planungsliteratur. Dortmund. 125 S.

Täuber, T., 1993: Aktuelle Vegetation und Sukzessionsmöglichkeiten auf einem Panzerübungsgelände (Red Area 2) im Naturschutzgebiet Lüne-

burger Heide. – Dipl.-Arb. Univ. Göttingen.

Anschrift der Verfasserin

Dipl.-Biol. Christiane Busch
Leibnizstraße 5
37083 Göttingen

Erste Ansätze zur Erfassung von Wirbeltiervorkommen in den „Roten Flächen“ 1 bis 3

von Barbara Kreie und Gottfried Vauk

Aus Gründen des Artenschutzes – rund die Hälfte aller bei uns vorkommenden Wirbeltierarten ist in ihrem Bestand gefährdet oder vom Aussterben bedroht (Blab et al. 1989) –, aber auch aufgrund der Bedeutung, die Wirbeltieren bei der Entwicklung der Vegetation zukommt, sollten Untersuchungen eines Gebietes hinsichtlich seiner Bedeutung für die Fauna Wirbeltiere einschließen.

Im Bereich der „Roten Flächen“ verwandelte der militärische Übungsbetrieb ehemals großräumige, zusammenhängende Heiden und Magerrasen, Wälder und landwirtschaftlich genutzte Flächen in ein devastiertes Gebiet mit einem Muster mehr oder weniger kleinflächiger, isolierter, teilweise künstlich angelegter Vegetationsinseln. Uns interessierte, inwieweit Wirbeltiere

1. die isoliert gelegenen Vegetationsinseln besiedeln und sich innerhalb dieser Inseln fortpflanzen,
2. die Inseln in irgendeiner anderen Form, z.B. zur Nahrungsaufnahme und/oder als Rastplatz nutzen.

Untersuchungsflächen, Methoden, Ergebnisse

Die Wirbeltier-Kartierungen beschränkten sich innerhalb der „Roten Flächen“ auf drei Vegetationsinseln, die von uns nach folgenden Kriterien ausgewählt wurden:

- Repräsentativität der Flächen
Hierdurch wird eine Übertragbarkeit

der Ergebnisse auf andere Bereiche der „Roten Flächen“ am ehesten ermöglicht.

- Möglichst isolierte Lage innerhalb des devastierten Gebietes.

- ± ausgeprägte Grenzen

- Parallel laufende Untersuchungen mit anderen biologischen Fragestellungen.

Zudem wurde eine Erfassung der Amphibien-Vorkommen in sämtlichen Stillgewässern der „Roten Flächen“ durchgeführt.

Bei den Probeflächen handelte es sich um:

1. Eine 0,3 ha große Magerrasen-Heidefläche mit geringem Gehölzaufwuchs.
2. Eine 15 ha große Straußgrasfläche (*Agrostis tenuis*) mit stellenweise offenen Sandflächen.
3. Eine 0,4 ha große 15–20jährige Erosionsschutzpflanzung mit Kiefer (*Pinus sylvestris*), Birke (*Betula pendula*), Pappel (*Populus sp.*), Grünerle (*Alnus viridis*).

Die drei Flächen standen einerseits repräsentativ für unterschiedliche Biotoptypen auf den „Roten Flächen“, andererseits stellten sie verschiedene Sukzessionsstadien dar:

- Straußgras-Rasen mit Offensandstellen – frühes Sukzessionsstadium
- Magerrasen mit Heide – frühes bis mittleres Sukzessionsstadium
- Gehölz mit offenen Stellen – späteres Sukzessionsstadium.

Die Flächen 1 und 2 wurden während des Untersuchungszeitraumes

zeitweise in die militärischen Übungen miteinbezogen.

Von Juli 1992 bis Juni 1993 wurden auf den Probeflächen sowie in deren näherem Umfeld das Vorkommen von Wirbeltieren nach folgenden Kriterien registriert: Direktbeobachtungen, Totfunde, Lautäußerungen, Fährten/Spuren, Losung/Gewölle, Federn, Fraßspuren, Baue. Eine Erfassung der Brutvögel erfolgte mittels Streifenlinienmethode, für die Ermittlung der Kleinsäugervorkommen (Spitzmäuse, Mäuse) setzten wir Lebendfallen ein.

Um beurteilen zu können, inwiefern die Eiche als Hauptbaumart der potentiellen natürlichen Vegetation (Busch 1993, Täuber 1993) eine Chance hat, die „Roten Flächen“ wieder zu besiedeln (Bodenqualität, Fraß durch Mäuse, Wildschweine etc.), wurden auf den Probeflächen an markierten Stellen im Herbst Eicheln gepflanzt und im darauffolgenden Frühjahr ausgezählt.

Die Bedeutung der Vegetationsinseln für Wirbeltiere

Amphibien

Auf den Untersuchungsflächen 1 und 2 konnte gelegentlich die Kreuzkröte (*Bufo calamita*) als typische offenlandbewohnende Amphibienart nachgewiesen werden. Sie überwindet vegetationslose Sandflächen ohne große Schwierigkeiten und nutzt die Grasflächen als Tagesrastplatz (unter Steinen etc.) sowie zur nächtlichen Nahrungssuche.

Der Totfund einer unversehrten Erdkröte inmitten einer Sandfläche läßt vermuten, daß die vegetationslosen Bereiche für Amphibien außer der Kreuzkröte, zumindest bei niederschlagsarmer Witterung, unüberwindbare Barrieren darstellen.

Reptilien

Reptilien wurden im Bereich der Probestellen nicht nachgewiesen.

Vögel

Auf der großen Grasfläche (U2) konnten ein Steinschmätzer-Paar (*Oenanthe oenanthe*) (als strukturabhängiger Offenlandbewohner stets in unmittelbarer Nähe zu einem Leeseinbau) sowie vier Feldlerchen-Paare als Brutvögel ermittelt werden. Darüber hinaus wurden folgende Arten bei der Rast/Nahrungssuche beobachtet: Misteldrossel (*Turdus viscivorus*), Kolkrabe (*Corvus corax*), Star (*Sturnus vulgaris*).

Die an vielen Stellen innerhalb der „Roten Flächen“ existierenden Grasflächen/Magerrasen (künstlich angelegt oder sukzessiv entstanden) fördern Vogelarten, die wie die Feldlerche ehemals vorwiegend landwirtschaftliche Flächen besiedelten und mit zunehmender Lebensfeindlichkeit dieser Areale auf Brachen auswichen.

Für die kleine Gras-Heidefläche (U1) und das Erosionsschutzgehölz (U3) wurde keine Nutzung durch Vögel nachgewiesen. Die in den „Roten Flächen“ sehr verbreiteten Anpflanzungen jüngerer Alters (u.a. reine Latschenflächen) besitzen für die Avifauna des Gebietes höchstwahrscheinlich einen geringen Stellenwert.

Säugetiere

Die drei Probestellen waren von der Feldmaus (*Microtus arvalis*) (U1, U2) bzw. der Waldmaus (*Apodemus sylvaticus*) (U3), U1 auch vom Wildkaninchen (*Oryctolagus cuniculus*) besiedelt. Die drei Arten schritten hier nachweislich zur Reproduktion. Größeren Säugerarten (Hase [*Lepus europaeus*], Reh [*Capreolus capreolus*], Rothirsch [*Cervus elaphus*] und Wildschwein [*Sus scrofa*]) dienten die Vegetationsinseln zur Rast und Nahrungsaufnahme. Die offenen Sandflächen stellen für die zuletzt genannten Arten i.d.R. keine Barrieren dar; mit Sicherheit findet bei ihnen ein intensiver Individuenaustausch zwischen den „Roten Flächen“ und angrenzenden Bereichen statt. Die kleineren Arten stehen vermutlich, zumindest gelegentlich, zwischen benachbarten Inseln in einem Austausch.

Amphibien-Kartierung in den „Roten Flächen“

Soweit aus den unkolorierten Karten der Preußischen Landesaufnahme um 1900 ersichtlich wird, existierten zu jener Zeit im Bereich der heutigen „Roten Flächen“ keine stehenden Gewässer. Hiervon ausgenommen waren Gebiete mit hohem Grundwasserstand wie der Bereich um den Brunauoberlauf sowie Mooregebiete wie das Bockheberer Moor und die nördlichen Ausläufer des Pietzmoores, in denen sich, zumindest periodisch, Stillgewässer ausbildeten. An diesem heidetypischen Zustand änderte sich bis Ende der 40er Jahre sicher nichts. Im Laufe des Militärübungsbetriebes entstanden auf den „Roten Flächen“ zahlreiche stehende Gewässer, die grob den Kategorien a) Erosionsfangbecken und b) „natürlich“ entstandene Kleingewässer zugeordnet werden können. Zum Zeitpunkt der Erfassungen befanden sich 89 Gewässer in den „Roten Flächen“ 1 bis 3.

In den meisten der Gewässer besitzt das Wasser eine braune, schlammige Trübung, die Sichttiefe beträgt meist nur wenige Zentimeter oder ist gleich Null. Diese Trübung ist i.d.R. das ganze Jahr über gleichbleibend, eine Sedimentation findet höchstens in geringem Umfang statt. Ursache der Trübung ist der erosionsbedingte Eintrag von Feinsand- und Schluffpartikeln, an denen sich vermutlich organische Stoffe, Schwermetalle oder Salze angelagert haben (Reichl mündl.). Durch den Staubeintrag sinkt der pH-Wert des Wassers, Nährstoffgehalt, CSB-Wert und Leitfähigkeit steigen (Bruns 1991).

Neben der Erfassung der Amphibien-Arten und der ungefähren Bestandsdichten interessierte die Frage, inwieweit in den Gewässern eine Entwicklung vom Ei bis zum juvenilen Tier möglich ist.

Für folgende Arten konnte ein Vorkommen bestätigt werden:

Art	Anzahl der Gewässer
Erdkröte (<i>Bufo bufo</i>)	8
Kreuzkröte (<i>B. calamita</i>)	6
Grasfrosch (<i>Rana temporaria</i>)	16
Moorfrosch (<i>R. arvalis</i>)	7
„Wasserfrosch“ (<i>R. eceulenta</i>) oder Kleiner Teichfrosch (<i>R. lessonae</i>)	2

Zusätzliche Artnachweise anderer Autoren:

Bruns (1991)

Art	Anzahl der Gewässer
Kammolch (<i>Triturus cristatus</i>)	3
Teichmolch (<i>T. vulgaris</i>)	3
Fadenmolch (<i>T. helveticus</i>)	3

In den meisten Gewässern kamen die einzelnen Arten in geringen Dichten vor, wobei der Grasfrosch und, in Gewässern mit niedrigerem pH-Wert, der Moorfrosch die höchsten Abundanzen aufwiesen.

Ein dichtebegrenzender Faktor in den Gewässern der „Roten Flächen“ ist das geringe Strukturangebot im Wasser (Pflanzen, Äste). Dieses wird von Erdkröten zum Aufhängen der Laichschnüre benötigt, Molche sind auf Wasserpflanzen zum „Verpacken“ ihrer Eier angewiesen. Der Laich wird, wenn möglich, in unmittelbarer Nähe von Wasserpflanzen abgelegt, da somit eine Sauerstoffversorgung der Eier gewährleistet ist. Ursachen für die vergleichsweise geringen Dichten (Erfahrungswerte) sämtlicher Arten bzw. für das Nichtauftreten habitattypischer Amphibienarten sind jedoch auch:

■ 1. Die „Insellage“ vieler Gewässer. Wie bereits erwähnt, haben die meisten Amphibienarten erhebliche Schwierigkeiten, offene Sandflächen zu überwinden. Die Kreuzkröte als offenlandbewohnender „Laichplatzvagabund“ ist schon aus morphologischen Gründen in der Lage, derartige Flächen relativ mühelos zu überqueren und kann die verstreut in der Landschaft liegenden Klein- und Kleinstgewässer leichter erreichen. Durch die verhältnismäßig kurze Larvalzeit kompensiert diese Art den temporären Charakter der Gewässer.

■ 2. Das Fehlen geeigneter Sommerlebensräume in der Nähe der Gewässer. Bei allen Amphibienarten außer den Grünfröschen sind Laichplatz und Sommerlebensraum nicht identisch. Arten mit einer Präferenz für Baumbestände (z.B. Erdkröte, Grasfrosch) dürften sich im Bereich der „Roten Flächen“ auf die Gebiete mit relativ großflächigen, von Sandflächen wenig zerschnittenen Waldareale konzentrieren. Die Vielzahl der kleinen, verstreut liegenden Erosionsschutzpflanzungen stellt höchst-

wahrscheinlich keinen geeigneten Sommerlebensraum für Amphibien dar.

Über die Entwicklungschancen der Amphibienlarven in den Gewässern konnten aufgrund der Kürze des Untersuchungszeitraumes kaum Aussagen getroffen werden. Einige Kleingewässer, die Laich enthielten, trockneten bereits während der Erfassungszeit aus. Inwiefern die schlechte Qualität/die Belastungen des Wassers entwicklungs-hemmende bzw. letale Wirkungen besitzen, konnte bis zum Ende der Untersuchungen nicht geklärt werden. Nach Angaben von Bruns (1991) waren Molchlarven in einem von ihm untersuchten stark mit Trübstoffen belasteten Teich deutlich kleiner als die Larven an Vergleichsteichen.

Diskussion

Die „zivile“ Nachfolgenutzung der „Roten Flächen“ ist noch nicht vollends geklärt. Nach Vorstellungen des Vereins Naturschutzpark (VNP) soll, zumindest auf seinem Grundeigentum, im Bereich der „Roten Flächen“ 1 und 2, kleinflächig Sukzession zugelassen werden (Hanstein et al. 1993), was aus Sicht des Natur- und Artenschutzes mit Sicherheit begrüßenswert ist. Für die Wirbeltierfauna auf den „Roten Flächen“ hieße dies:

In den Anfangsjahren würden Arten des Offenlandes gefördert. Bei den Amphibien wäre dies die Kreuzkröte; dies natürlich nur unter der Voraussetzung des Erhalts der Stillgewässer.

Bei den Vögeln wäre zunächst eine Dichtezunahme bei der Feldlerche zu erwarten. Eventuell würde sich der Brachpieper (*Anthus campestris*) als Brutvogel einstellen. Das Rebhuhn (an einigen Stellen im Bereich der „Roten Flächen“ beobachtet) und die Wachtel (*Coturnix coturnix*) sind zwei Arten, deren starker Rückgang durch die Zunahme der Brachflächen in den letzten Jahren offensichtlich aufgehalten wurde. Bei Weiterentwicklung einiger Sukzessionsbereiche zu möglicherweise krautreichen Flächen mit stellenweise höheren Strukturen (Stauden, Sträucher) könnten diese Feldhühner einen Lebensraum auf dem ehemals militärisch genutzten Gelände finden.

Mit zunehmender Ausdehnung der Grasflächen wird es möglicherweise zu einer starken Dichtezunahme von

Feldmaus und Wildkaninchen kommen. Diese beiden Arten werden gemeinsam mit den größeren Säugerarten Hase, Reh und Rothirsch einen starken Verbißdruck auf die sich entwickelnde Kraut-, Strauch- und Baumvegetation ausüben. Von der Feldmaus sind zyklisch auftretende Massenvermehrungen gut bekannt, die bei genutztem Grünland oft zu erheblichen Schäden führen. Doch auch ihr Einfluß auf die natürliche Verjüngung der Gehölzflora ist nicht zu unterschätzen. Bei der Auszählung der gepflanzten Eicheln zeigte sich, daß auf den Grasflächen ein Großteil der Früchte dem Mäusefraß zum Opfer gefallen war und nur ein geringer Prozentsatz zur Keimung gelangte; in dem Erosionsschutzgehölz wurden sämtliche Eicheln von Waldmäusen gefressen.

Während Mäuse durch Samenverzehr und durch Verbiß an den Wurzeln der Keimlinge Einfluß auf die Strauch- und Baumvegetation nehmen, werden Jungbäume vor allem von Rehwild (evtl. Rotwild) und Hasen geschädigt. Dies reicht vom stark verlangsamten Längenwachstum bis zum völligen Ausfall der Pflanzen. Überall in den „Roten Flächen“ kann die starke Nutzung, insbesondere beliebter Verbißgehölze (Eiche [*Quercus sp.*], Rotbuche [*Fagus sylvatica*], Eberesche [*Sorbus aucuparia*]) durch die genannten Arten beobachtet werden. An einigen Stellen vermutlich zum Zwecke des Erosionsschutzes in schmalen Streifen gepflanzte Eichen und Ebereschen sind meist bis zur Unkenntlichkeit verbissen.

Ob auf sukzessiv entstandenen Strukturen oder Anpflanzungen/Aussaaten – Säugetiere werden stets einen nicht zu vernachlässigenden Einfluß auf die Entwicklung der Vegetation in den „Roten Flächen“ ausüben. Bei einer gezielten Anlage von Gehölzen, Hecken etc. (insbesondere mit stark verbißgefährdeten Arten), z. B. aus Gründen des Erosionsschutzes, sollten daher Vorsorgemaßnahmen getroffen werden, um zumindest den Rehverbiß zu minimieren. Eine solche Maßnahme wäre z. B. die Pflanzung eines natürlichen Abwehrgürtels aus stacheligen, dornigen Sträuchern, der wenigstens so lange stehen bleiben sollte, bis die zu schützenden Gehölze für Rehe nicht mehr erreichbar sind. Eine verschärfte Bejagung des Rehwildes würde mit Sicher-

heit den Verbißdruck mindern, jedoch nicht völlig abstellen. Will man den Verbißfaktor, aus welchen Gründen auch immer, bei der Entwicklung der Flächen überhaupt nicht ausschalten, muß man eine Entmischung der Vegetation (auch der Krautschicht) zugunsten von Arten, die weniger verbißgefährdet sind, in Kauf nehmen (Ellenberg 1987).

Mit dem Wald als Klimax wären den offenlandbewohnenden Arten die Lebensgrundlagen weitestgehend entzogen, statt dessen würden sich mehr oder weniger typische Waldarten einstellen. Will man „Rote-Liste-Arten“ wie der Kreuzkröte auch zukünftig einen Lebensraum in den „Roten Flächen“ bewahren, muß der Zustand „Offenland“ zumindest stellenweise erhalten bleiben.

Die zukünftige Entwicklung der Stillgewässer in den „Roten Flächen“

Gewässer sind, obwohl für die „Heide“ nicht typisch, wertvolle Landschaftselemente, deren Erhalt aus Gründen des Natur- und Artenschutzes, aber auch zur Bereicherung des Landschaftsbildes grundsätzlich anzustreben ist. Die im Bereich der „Roten Flächen“ befindlichen Erosionsteiche und Kleingewässer können sich nach Beendigung des Übungsbetriebes im Laufe der Jahre durchaus zu artenreichen Biotopen entwickeln. Aus verschiedenen Untersuchungen (z. B. Beck und Kroll 1990) und eigenen Eindrücken geht aber hervor, daß zumindest stellenweise mit (starken) Belastungen zu rechnen ist. Um eine Grundwassergefährdung auszuschließen bzw. auf ein Minimum zu reduzieren, sollten deshalb unbedingt Wasser- und Schlammuntersuchungen bei allen in und im Einflußbereich der „Roten Flächen“ liegenden Stillgewässer vorgenommen und gegebenenfalls Dekontaminationsmaßnahmen durchgeführt werden.

Es ist damit zu rechnen, daß einige der Kleingewässer im Laufe der Jahre bei fehlendem Eintrag von Erosionswasser und durch eine sich schließende Vegetationsdecke austrocknen bzw. verlanden werden. Eine solche Entwicklung sollte trotz möglicher negativer Auswirkungen auf den Amphibienbestand hingenommen werden.

Was ist in Zukunft hinsichtlich der Amphibienbestände zu erwarten? Mit Änderung des Wasserchemismus (Änderung der Wasserqualität) und einer zunehmenden Besiedlung durch Wasserpflanzen werden sich in den Gewässern u. a. die Bedingungen für Amphibien verbessern. Die künftige Vegetation auf den jetzt noch offenen Sandflächen wird, je nach Sukzessionsstadium bzw. Art der Maßnahme bei Anpflanzungen/Einsaaten, entweder Arten mit Präferenz für vegetationsarme Flächen (Kreuzkröte) oder solche mit Präferenz für Baumbestände (Erdkröte, Grasfrosch, Fadenmolch) fördern. Arten ohne eine besondere Habitatpräferenz (Teichmolch) werden voraussichtlich mit sich schließender Vegetationsdecke und der damit eintretenden Verbesserung des Mikroklimas (aus Sicht dieser Arten) im Laufe der Jahre aus benachbarten Beständen einwandern.

Reptilien

Eine zunehmende Belegung der Gewässer wird voraussichtlich zum Einwandern der Ringelnatter (*Natrix natrix*) führen. Die Zunahme der Wald- und Heideflächen dürfte die Ausbrei-

tung der Kreuzotter (*Vipera berus*) fördern.

Literatur

Beck, M., Kroll, W., 1990: Untersuchung zur Schwermetallbelastung von Oberflächengewässern und Sedimenten auf militärisch genutzten Flächen am Beispiel des Übungsraumes Soltau-Lüneburg. – Vertiefungsarbeit, FH Nordostniedersachsen.

Blab, J., Bless, R., Nowak, E., Rheinwald, G., 1989: Veränderungen und neuere Entwicklungen im Gefährdungs- und Schutzstatus der Wirbeltiere in der Bundesrepublik Deutschland. – Schr.-R. f. Landschaftspflege u. Naturschutz, H. 29, 9–37. Bonn-Bad Godesberg.

Bruns, H. A., 1991: Untersuchungen zur Ökologie von Kleingewässern im Einflußbereich militärischer Übungsflächen des NSG „Lüneburger Heide“. – NNA-Mitteilungen 3/91, 38–48.

Busch, Ch., 1993: Vegetations-, Struktur- und Artenverteilung unter dem Einfluß militärischer Nutzung auf der „Roten Fläche“ 3a. – Diplomarbeit, Univ. Göttingen.

Ellenberg, H., 1987: Eutrophierungsveränderungen der Waldvegetation: Folgen für und Rückwirkungen durch Rehwildverbiß. – Verh. Ges. Ökologie, Göttingen, Bd. XVII, 425–435.

Hanstein, U., Lütkepohl, M., Pflug, W., Preising, E., Prüter, J., Tönnies, J., 1993: Entwicklungsziele für die im Eigentum des Vereins Naturschutzpark e.V. befindlichen Roten Flächen im Naturschutzgebiet Lüneburger Heide. – Verein Naturschutzpark e.V., Bispingen-Niederhaverbeck.

Täuber, T., 1993: Aktuelle Vegetation und Sukzessionsmöglichkeiten auf einem Panzerübungsgelände (Red Area 2) im Naturschutzgebiet Lüneburger Heide. – Diplomarbeit, Univ. Göttingen.

Anschrift der Verfasser

Dipl.-Biol. Barbara Kreie
An der Wassermühle 4
29640 Schneverdingen

Prof. Dr. Gottfried Vauk
Triftstraße 2 · Wintermoor
29640 Schneverdingen

Erste Ergebnisse der Erfassung ausgewählter Wirbellosen-Gruppen in einer kleinen Vegetationsinsel auf den Panzerübungsflächen des NSG Lüneburger Heide (Heteroptera; Homoptera, Auchenorrhyncha; Coleoptera, Carabidae, Staphylinidae, Curculionoidea)

von Albert Melber, Johannes Prüter, Volker Assing, Peter Sprick

1. Einleitung

Auf der Grundlage des Soltau-Lüneburg-Abkommens wurden weite Teile der im Naturschutzgebiet Lüneburger Heide östlich Schneverdingens gelegenen Heiden über Jahrzehnte vorwie-

gend von britischen Streitkräften militärisch genutzt. Im Sommer 1994 wurden die Panzerübungen in der Lüneburger Heide eingestellt.

Die Flächen können sich fortan den Zielen des Naturschutzes entsprechend entwickeln. Der hoch intensive Übungs-

betrieb mit Kettenfahrzeugen hat zu erheblichen Bodenveränderungen und zu weitflächigen Vegetationszerstörungen geführt. Die Auswirkungen dieser Eingriffe auf ausgewählte Vertreter der Wirbellosenfauna wurden auf unterschiedlich stark degradierten Flächen im Sommerhalbjahr 1981 stichprobenartig untersucht (Mossakowski et al. 1983).

Nach Bekanntwerden der vorgesehenen Einstellung jeglicher Panzerübungen im Gebiet wurde im September 1992 in Zusammenarbeit zwischen dem Lehrgebiet Zoologie/Entomologie der Universität Hannover und der Norddeutschen Naturschutzakademie eine weitere, nunmehr langfristig angelegte Untersuchung der Wirbellosenfauna begonnen. Sie zielt zunächst darauf ab, exemplarisch das noch verbliebene Regenerationspotential in der Wirbellosenfauna auf einer ausgewählten Vegetationsinsel innerhalb einer besonders stark beanspruchten Fläche des Panzerübungsgeländes im Hinblick

auf spätere Renaturierungsmaßnahmen zu erfassen.

Im einzelnen soll folgenden Fragestellungen nachgegangen werden:

- Artenspektrum der mit Bodenfallen zu erfassenden Wirbelosengruppen
- Dynamik der Aktivitätsdichte unter den derzeit gegebenen inselartigen Bedingungen
- Art und Ausmaß spezifischer Habitatbindungen
- Frage der Indigenität vorhandener Arten

Es ist beabsichtigt, mit der zu erwartenden Vegetationsentwicklung auf den umgebenden Flächen (Hanstein et. al. 1993) das Untersuchungsgebiet zu erweitern, um Phänomene der Wiederbesiedlung kontinuierlich verfolgen zu können.

Mit dieser Arbeit soll ein erster Überblick über den vorhandenen Bestand ausgewählter Artengruppen und eine erste Einschätzung der Habitatfunktion inselartiger Lebensräume dieser Art gegeben werden. Es handelt sich damit um eine Zusammenstellung des Status quo vor Aufgabe der militärischen Nutzung.

2. Die Untersuchungsfläche

Die Untersuchungsfläche liegt im Südteil des Naturschutzgebiets Lüneburger Heide in der „Roten Fläche 2“ etwa 1 km nördlich des Hofes Tütsberg (TK 25, Nr. 2825 Blatt Behringen, 9°54'53" E, 53°7'18" N). Der Untergrund wird gebildet von saaleglazialen Schmelzwassersanden mit zum Talrand ausstreichender drenthestadialer sandiger Grundmoräne (Lüttig 1988 u. mdl.). Das umgebende flachwellige Gelände fällt in Richtung Osten zum Brunautal hin ab.

Die für die Untersuchung ausgewählte Vegetationsinsel ist künstlichen Ursprungs. Zur Einschränkung der erheblichen Wassererosion auf den völlig entblößten Flächen wurde sie von den Hilfsgruppen des britischen Militärs (GSO) im Jahre 1973 als quer zur Hauptfließrichtung des Hangwassers verlaufende Verwallung angelegt. Die zunächst völlig vegetationslose Fläche wurde mit folgender Grassamenmischung eingesät:

Lolium perenne (45%), *Festuca ovina* (15%), *Festuca rubra* (15%), *Agrostis capillaris* (10%), *Festuca filiformis* (8%), *Deschampsia flexuosa* (7%).



Abb. 1. Die Untersuchungsfläche inmitten völlig vegetationsfreien Geländes (Foto: J. Prüter).

Seither hat sich auf der Fläche ein artenarmer bodensaurer Magerrasen mit ruderalem Einfluß in den äußersten Randbereichen entwickelt. Die Besenheide, *Calluna vulgaris*, findet sich verstreut und mit offensichtlich zunehmender Deckung auf der gesamten Vegetationsinsel, flächendeckend bereits im

Westteil. An den Rändern ist die Fläche mit Sandbirke (*Betula pendula*) und Waldkiefer (*Pinus sylvestris*) licht verkusselt, wenige Ebereschen (*Sorbus aucuparia*) und Eichen (*Quercus spec.*) beginnen sich zu entwickeln.

Die Ergebnisse der floristischen Erfassung der Gesamtfläche sowie der Ve-

Tab. 1. Gefäßpflanzen der Untersuchungsfläche und Ergebnisse von Vegetationsaufnahmen im 1-m-Radius um die Fallenstandorte T1–T6. – Aufnahmedatum: 15. 08. 1994

Aufnahme Nr.	T 1	T 2	T 3	T 4	T 5	T 6
max. Bestandshöhe (cm)	60	60	60	70	70	50
Gesamtdeckung (%)	91	85	97	83	95	80
Deckung der Moosschicht (%)	25	40	4	5	3	7
Exposition	–	–	–	südl.	nörtl.	–
Neigung	–	–	–	–	40°	–
Artenzahl	9	7	6	5	8	4
<i>Festuca rubra</i>	2	2	3	4	2	1
<i>Agrostis capillaris</i>	3	3	4	3	5	–
<i>Deschampsia flexuosa</i>	+	1	1	–	+	+
<i>Hypochoeris radicata</i>	1	2	1	–	1	+
<i>Calluna vulgaris</i>	2	2	–	–	1	5
<i>Rumex acetosella</i>	+	–	1	+	+	–
<i>Hieracium pilosella</i>	+	2	+	–	–	–
<i>Jasione montana</i>	–	1	–	+	–	–
<i>Nardus stricta</i>	1	–	–	–	–	–
<i>Spergula morisonii</i>	+	–	–	–	–	–
<i>Achillea millefolium</i>	–	–	–	+	–	–
<i>Luzula campestris</i>	–	–	–	–	+	–
<i>Galium saxatile</i>	–	–	–	–	+	–

Bemerkungen: T4 mit Holzstück, T6 mit zahlreichen Becherflechten. Weitere Gefäßpflanzenarten der Vegetationsinsel: *Betula pendula*, *Cirsium arvense*, *Corynephorus canescens*, *Elymus repens*, *Festuca ovina*, *Leontodon autumnalis*, *Ornithopus perpusillus*, *Pinus sylvestris*, *Quercus spec.*, *Sorbus aucuparia*, *Teesdalia nudicaulis*

getationsaufnahmen auf einem 1-m-Radius um die jeweiligen Fallenstandorte zeigt Tabelle 1.

Die vegetationsbedeckte Fläche ist heute etwa 95 m lang und 25 m breit (ca. 2500 m²). Sie wird in einem Umkreis von mindestens 75 m von völlig vegetationslosen Flächen umgeben.

3. Material und Methoden

Auf der Untersuchungsfläche wurden am 20. 8. 1992 6 Bodenfallen in der Bauart, wie bei Melber (1987) beschrieben, aufgestellt. Als Tötungsmittel diente mit Detergenz versetztes Ethylenglykol. Die Leerungen erfolgten normalerweise in halbmonatlichem Rhythmus, nur in den Wintermonaten Dezember bis März in monatlichen Abständen.

4. Ergebnisse und Bewertung

4.1 Gesamtfang

Eine nach großtaxonomischen Einheiten gegliederte Übersicht des Gesamtfangs an Arthropoden gibt die Tabelle 2. Es liegen hier zum Teil Verhältnisse vor, wie sie für *Calluna*-Heiden typisch sind, andererseits finden sich auffällige Unterschiede. So ist ähnlich wie in *Calluna*-Heiden (dort vor allem durch den extrem niedrigen Boden-pH-Wert bedingt) auf der untersuchten Fläche ein völliges Fehlen von Asseln (Crustacea, Isopoda) zu beobachten und auch nur ein sehr geringer Fang von Doppelfüßlern (Diplopoda). Ganz anders als im Callunetum wurden aber auf der Untersuchungsfläche viele Kurzfühlerschrecken (Saltatoria, Acrididae), Zikaden (Hom., Auchenorrhyncha) und zahlreiche Individuen aus diversen Käfergruppen außer Laufkäfern und Kurzflüglern (z.B. Rüsselkäfer, Curculionoidea) gefangen. Diese Unterschiede beruhen vor allem auf der starken Dominanz von Gräsern (Poaceae) und Kräutern, die in den typischen *Calluna*-Heiden gewöhnlich nicht gegeben ist.

4.2 Heteroptera

Obwohl nur noch wenige *Calluna*-Pflanzen auf der untersuchten Vegetationsinsel anzutreffen sind, finden sich aus der Ordnung der Wanzen doch einige Charakterarten für *Calluna*-Hei-

Tab. 2. Insgesamt in 6 Bodenfallen im Zeitraum VIII. 1992 – XII. 1993 gefangene Arthropoden. L = Larven, I = Imagines, n. e. = nicht erfaßt

		Individuen
Arachnida:	Araneae	2561
	Opiliones	13
	Acari	n. e.
Myriapoda:	Diplopoda	1
	Chilopoda:	Lithobiidae
Insecta:	Collembola	n. e.
	Saltatoria:	Acrididae L
		I
		158
		339
	Dermaptera:	Forficulidae L
		I
		9
		16
	Psocoptera I	1
	Heteroptera L	99
		I
		456
	Homoptera:	Auchenorrhyncha L
		I
		191
		307
		49
	Planipennia:	Sternorrhyncha L+I
		Coniopterygidae I
		div. L
		1
	Coleoptera:	Carabidae L
		I
		650
		2274
		30
		I
		914
		158
		236
		445
		div. L
		51
		I
		223
	Hymenoptera:	Symphyta L
		2
	Apocrita:	Entomophaga I
		Sphecidae I
		1
		Pompilidae I
		18
		Mutillidae I
		2
		Formicidae I
		2950
		Apoidea I
		38
	Lepidoptera L	46
		I
		7
	Mecoptera:	Boreidae I
		106
	Diptera:	Nematocera I
		1386
		Brachycera I
		750

den (Tab. 3). Da von den Arten Nr. 1 bis Nr. 7 in Tabelle 3 außer bei *Stygnocoris sabulosus* nur flugunfähige Individuen gefangen wurden, ist sicher, daß diese Arten indigen sind.

Im Vergleich zum Artenbestand des Callunetums fehlen auf der Untersuchungsfläche bisher nur *Acalypta nigra* (Fallen), *Coranus woodroffei* Putshkov, *Scolopostethus decoratus* (Hahn) und *Myrmedobia coleoptrata* (Fallen), Arten, die in Bodenfallen fangen aus nordwestdeutschen *Calluna*-Heiden mit Stetigkeiten über 50 % und Aktivitätsdominanzwerten über 0,5 %

vorzufinden sind und ebenfalls ein relativ geringes Ausbreitungspotential besitzen (Melber unpubl.).

Die meisten anderen Wanzenarten der Untersuchungsfläche sind hier vor allem aufgrund des hohen Gräseranteils in der Vegetation anzutreffen, teilweise sind es typische Sandmagerrasenbewohner. Hier finden sich dann auch zahlreiche flugfähige Arten mit größerem Ausbreitungspotential.

Bis auf vier räuberische Arten (*Nabis ericetorum*, *Ceratocombus coleoptratus*, *Geocoris grylloides*, *Nabis pseudoferus*), die nur 1,5 % aller gefangenen

Tab. 3. Insgesamt in 6 Bodenfallen gefangene Individuenanzahlen von Heteropteren-Imagines. Die Arten sind soweit möglich unterschiedlichen Biototypen zugeordnet.

	1992 VIII–XII	1993 I–XII
Stenotope Arten der Calluna-Heiden		
1. <i>Macrodera micropterum</i> (Curtis)		73
2. <i>Trapezonotus desertus</i> (Seidenstücker)		11
3. <i>Nabis ericetorum</i> Scholtz		1
Eurytope Arten der Calluna-Heiden		
4. <i>Acalypta parvula</i> (Fallen)	67	128
5. <i>Ceratocombus coleoptratus</i> (Zetterstedt)		3
6. <i>Pterotmetus staphyliniformis</i> (Schilling)	1	2
7. <i>Stygnocoris sabulosus</i> (Schilling)	3	
Stenotope Arten der Sandmagerrasen		
8. <i>Systellonotus triguttatus</i> (Linnaeus)	1	20
9. <i>Trapezonotus arenarius</i> (Linnaeus)		14
10. <i>Aelia klugi</i> Hahn		10
11. <i>Geocoris grylloides</i> (Linnaeus)		2
12. <i>Chlamydatus saltitans</i> (Fallen)	1	1
13. <i>Acetropis carinata</i> (Herrich-Schäfer)		1
Eurytope Arten von Sandstandorten		
14. <i>Plinthinus pusillus</i> (Scholtz)	6	53
15. <i>Cymus claviculus</i> (Fallen)		1
16. <i>Stygnocoris fuliginus</i> (Geoffroy)		1
17. <i>Thyreocoris scarabaeoides</i> (Linnaeus)		1
Eurytope Arten von Grasbeständen		
18. <i>Megalonotus chiragra</i> (Fabricius)		24
19. <i>Peritrechus geniculatus</i> (Hahn)		6
20. <i>Aelia acuminata</i> (Linnaeus)		2
21. <i>Amblytylus nasutus</i> (Kirschbaum)		2
22. <i>Trigonotylus caelestialium</i> (Kirkaldy)		2
23. <i>Chlamydatus pullus</i> Reuter	3	
24. <i>Leptopterna dolabrata</i> (Linnaeus)		1
25. <i>Pithanus maerkeli</i> (Herrich-Schäfer)		1
26. <i>Myrmus miriformis</i> (Fallen)		1
27. <i>Leptopterna ferrugata</i> (Fallen)		1
28. <i>Nabis pseudoferus</i> Remane	1	
sonstige Arten		
29. <i>Kalama tricornis</i> (Schränk)	2	8
30. <i>Lygus rugulipennis</i> Poppius		1

Individuen ausmachen, handelt es sich bei den nachgewiesenen Wanzen um Phytophage, größtenteils Samensauger.

4.3 Homoptera, Auchenorrhyncha

Da die Bodenfallenmethode für den größten Teil der Zikaden keine adäquate Erfassungsmethode darstellt, kann das gefundene Artenspektrum nur grob qualitativ interpretiert werden, wobei sicherlich eine ganze Reihe von vorhandenen Arten bisher noch nicht in den Bodenfallen festgestellt werden konnte.

Neben einigen typischen *Calluna*-Tieren machen den weitaus größten Teil der Arten Grasbewohner aus (Tab. 4). Die meisten Arten treten auch in *Calluna*-Heiden auf, wenn entsprechende Grasarten vorhanden sind. Neben wenigen Bewohnern mesophiler Standorte dominieren Arten, welche gehölzfreie, trockene Grasbiotope besiedeln.

4.4 Coleoptera, Carabidae

Die Laufkäferfauna wird vor allem durch Arten gekennzeichnet, die leichte Böden in besonnten Situationen

bevorzugen. Neben ausgesprochenen „Sandarten“ finden sich vielfach auch eurytope Arten (Tab. 5). Dennoch sind einige heidetypische Vertreter vorhanden, die allerdings nur in geringen Individuenanzahlen festgestellt werden konnten. Wegen der nur geringen Streuauflage fehlen sonst in *Calluna*-Heiden häufige Arten wie *Trichocellus cognatus* (Gyll.) und *Dyschirius globosus* (Hbst.), auch die für Heidebiotope typische *Amara infima* (Duft.) konnte bisher noch nicht nachgewiesen werden.

Da die meisten dominanten Arten in brachypterer Form vorliegen, sind sie wohl für die untersuchte Fläche als indigen einzustufen. Ständige Zuwanderer unter den dominanten Arten könnten vor allem *Harpalus rufipalpis* (aus Nachbarbiotopen mit *Pinus*-Bewuchs), *Nebria salina* (aus den offenen Sandbereichen der Umgebung) und diverse eurytope *Amara*-Arten sein.

Im Vergleich zu Bodenfallen-Untersuchungen auf verschiedenen Flächen im Panzerübungsgelände, die im Jahre 1981 von Mossakowski et al. (1983) durchgeführt wurden, besteht die größte Ähnlichkeit im Carabiden-Spektrum mit alten Störungsflächen (K und L) unweit des Brunautales, die nur rd. 1 km Luftlinie von der hier untersuchten Vegetationsinsel entfernt liegen.

4.5 Coleoptera, Staphylinidae

Im Untersuchungszeitraum August 1992 bis April 1994 wurden insgesamt 1035 Staphylinidenimagines aus 63 Arten erfaßt (Tab. 6). Die Kurzflügelkäferfauna des Untersuchungsgebiets ist charakterisiert durch die Präsenz und z.T. hohe Aktivitätsdominanzen von Arten, die eine mehr oder weniger ausgeprägte Bindung an Biotope auf Sandböden ohne geschlossene Vegetationsdecke (Silbergrasfluren, Sandmagerrasen etc.) aufweisen: Es sind dies insbesondere *Ousipalia caesula* und *Oxypoda brachyptera*, die zusammen mehr als die Hälfte des Gesamtfangs ausmachen, sowie *Acrotona exigua*.

Arten typischer *Calluna*-Heiden, etwa *Lathrimaeum unicolor*, *Stenus clavicornis*, *Xantholinus rhenanus*, *Othius myrmecophilus*, *Quedius boops* und *Mycetoporus clavicornis*, sind zwar vertreten, wurden aber überwiegend nur in wenigen Tieren nachgewiesen.

Tab. 4. Insgesamt in 6 Bodenfallen gefangene Individuenanzahlen von Zikaden (Hom., Auchenorrhyncha)-Imagines. Die Arten sind unterschiedlichen ökologischen Anspruchstypen zugeordnet.

	1992 VIII–XII	1993 I–XII
An Calluna-Bestände gebundene Arten		
1. <i>Ulopa reticulata</i> (F.)		6
2. <i>Planaphrodes trifasciatus</i> (Fourcr.)		1
3. <i>Ophiola russeola</i> (Fall.)		1
An Gräser gebundene Arten, welche offene, trockene Standorte besiedeln		
4. <i>Doratura homophyla</i> (Fl.)	39	31
5. <i>Eupelix cuspidata</i> (F.)	1	13
6. <i>Kosswigianella exigua</i> (Boh.)		11
7. <i>Doratura impudica</i> Horv.	1	5
8. <i>Rhytistylus proceps</i> (Kbm.)		5
9. <i>Ribautodelphax collinus</i> (Boh.)		1
10. <i>Rhopalopyx vitripennis</i> (Fl.)		1
An krautige Pflanzen gebundene Arten, welche offene, trockene Standorte besiedeln		
11. <i>Eupteryx notata</i> Curt.	1	
An Gräser gebundene Arten, welche offene, mäßig trockene Standorte besiedeln		
12. <i>Anoscopus albifrons</i> (L.)		16
13. <i>Aphrodes makarovi</i> Zachv.		11
14. <i>Arocephalus punctum</i> (Fl.)		9
15. <i>Psammodictyon nodosus</i> (Rib.)	18	6
16. <i>Delphacinus mesomelas</i> (Boh.)		1
17. <i>Mocydiopsis attenuata</i> (Germ.)		1
An Gräser gebundene Arten, welche auch mesophile Standorte mit stärkerer Beschattung besiedeln		
18. <i>Jassargus pseudocellaris</i> (Fl.) (= <i>distinguendus</i> Fl.)	15	49
19. <i>Psammodictyon confinis</i> (Dahlb.)	28	28
20. <i>Javesella pellucida</i> (F.)		7
21. <i>Arthaldeus pascuellus</i> (Fall.)	1	

Olophrum piceum, in allen bislang untersuchten Calluneten Nordwestdeutschlands eine der dominanten Arten, konnte noch nicht festgestellt werden. Für den nur gering ausgeprägten Heidecharakter der Staphylinidenzönose dieser Fläche spricht schließlich auch die Tatsache, daß hier – anders als im Callunetum – *Xantholinus linearis* eine erheblich höhere Aktivitätsdichte als der nahverwandte *X. rhenanus* aufwies (vgl. Assing 1993).

Wie bei einer solchen Biotopinsel zu erwarten, ist der (Stör-)Einfluß der umgebenden Biotope deutlich. Hier waren vor allem Bewohner von Kulturland, die sonst auf Heide- und Sandmagerrasenflächen fehlen, in großer Artenzahl vertreten, so z.B. *Lesteva longelytrata*, *Anotylus rugosus*, *A. tetracaratus*, *Latrobium fulvipenne*, *Aloconota grega-*

ria und *Dinaraea angustula*. Daneben wurden mit *Othius punctulatus* und *Quedius fumatus* auch Waldarten – allerdings jeweils in nur einem Exemplar – nachgewiesen.

Ähnlich wie in Heidegebieten (Assing 1992) sind im Untersuchungsgebiet in der kalten Jahreszeit auch eine Reihe von Überwinterern vertreten, die während der Vegetationsperiode andere Biotope (meist Kulturland) zur Fortpflanzung aufsuchen (z.B. *Philonthus cognatus*, *P. carbonarius*, *Tachyporus hypnorum*). Daneben wurden einige Bewohner unterirdischer Säugernester (z.B. *Philonthus spermophili*, *Pycnota paradoxa*), die während ihrer Ausbreitungsphasen in die Fallen gelangen, sowie zwei nach Literaturangaben myrmecophage Arten (*Drusilla canaliculata*, *Zyras limbatus*) festgestellt.

Die bisherigen Untersuchungen zur Ausbildung der Alae und der Flugmuskulatur bei in dieser Hinsicht di- oder polymorphen Arten deuten auf – im Vergleich etwa zu großflächigen Heidegebieten – meist hohe Anteile flugfähiger Individuen hin. Allerdings sind für eine aussagekräftige Bearbeitung dieser aus inselökologischer Sicht interessanten Fragestellung mehr Daten und damit eine längere Untersuchungsperiode notwendig.

4.6 Coleoptera, Curculionoidea

Die Untersuchung der Rüsselkäferfauna eines Gebietes erfordert den Einsatz sehr unterschiedlicher Methoden, insbesondere Handfänge mit gezieltem Absuchen potentieller Rüsselkäferwirtspflanzen sind dabei wesentlich. Bodenfallenuntersuchungen können daher nur ein sehr eingeschränktes Artenspektrum widerspiegeln. So betrug der Anteil der durch Bodenfallen nachgewiesenen Arten bei Berger (1989) 37,3 % und bei Sprick (1990) 34,1 %, ausschließlich durch Bodenfallen nachgewiesen wurden 20,9 % bzw. 12,1 % (19 bzw. 11 Arten). Rechnerisch ergäbe sich für die hier untersuchte Fläche eine Artenzahl zwischen 62 und 68; aufgrund der stark isolierten Lage und geringen Größe dürfte die Anzahl jedoch niedriger liegen.

In der Tabelle 7 sind die bisher im Untersuchungsgebiet nachgewiesenen Arten aufgeführt. Für die Biotopbindung sind mikroklimatische Gegebenheiten und die zur Larvalentwicklung benötigte Ressource von besonderer Bedeutung. Die Biotopangaben sind nur auf NW-Deutschland zu beziehen.

Der Aktivitätsbeginn der Rüsselkäfer liegt in Magerrasen oder anderen lückig bewachsenen trockenen Lebensräumen aufgrund der hohen Wärmeentwicklung auf der Bodenoberfläche deutlich, d.h. meist mehrere Wochen vor dem von feuchteren Biotopen. Bereits in der 2. Märzhälfte erschienen die ersten Imaginalüberwinterer (Tab. 8), während Arten, die im Larven- oder Puppenstadium überwintern, erst frühestens in der 2. Aprilhälfte auftraten, so z.B. *Philopodon plagiatus* (Tab. 9). Weitere Unterschiede zwischen Imaginal- und Puppen- oder Larvalüberwinterern zeigten sich auch im Anteil immaturer Imagines am Gesamtfang:

Tab. 5. Insgesamt in 6 Bodenfallen gefangene Individuenzahlen von Laufkäfern (Col., Carabidae) mit Angabe der Individuenaktivitätsdominanz über 1 %. Die Arten wurden unterschiedlichen ökologischen Anspruchstypen zugeordnet. Flügelausbildung: b = brachypter, m = macropter, d = dimorph, (d) = dimorphe Art, die im Untersuchungsgebiet aber ausschließlich oder weit überwiegend brachypter bzw. macropter nachgewiesen wurde.

	Individuen VIII–XII 1992	Individuen I–XII 1993	Aktivitäts- dominanz über 1 % 1993	Flügel- ausbildung
Arten mit hohen Ansprüchen an Trockenheit bzw. Wärme und ausgeprägter Bindung an sandiges Substrat				
1. <i>Amara tibialis</i> (Payk.)	1	18	1,3 %	m
2. <i>Calathus ambiguus</i> (Payk.)	6	1		m
3. <i>Masoreus wetterhalli</i> (Gyll.)		1		(d) m
4. <i>Harpalus smaragdinus</i> (Duft.)	1			(d) m
Arten mit hohen Ansprüchen an Trockenheit bzw. Wärme und mäßig starker Bindung an sandiges Substrat				
5. <i>Calathus erratus</i> (Sahlb.)	368	366	26,3 %	b (d)
6. <i>Syntomus foveatus</i> (Fourcr.)	1	93	6,7 %	b (d)
7. <i>Microlestes minutulus</i> (Goeze)	2	50	3,6 %	m
8. <i>Poecilus lepidus</i> (Leske)		29	2,1 %	b
9. <i>Olisthopus rotundatus</i> (Payk.)	8	14	1,0 %	(d) m
10. <i>Harpalus distinguendus</i> (Duft.)		5		m
11. <i>Cicindela campestris</i> L.	1	4		m
12. <i>Amara spreta</i> Dej.		3		m
Arten mit geringeren Ansprüchen an Trockenheit bzw. Wärme und mäßig starker Bindung an sandiges Substrat				
13. <i>Notiophilus aquaticus</i> (L.)	68	128	9,2 %	b (d)
14. <i>Harpalus rufipalpis</i> Sturm		53	3,8 %	m
15. <i>Nebria salina</i> Fairm. Lab.	107	50	3,6 %	m
16. <i>Harpalus anxius</i> (Duft.)		2		m
17. <i>Amara fulva</i> (Müll.)		2		m
18. <i>Synuchus vivalis</i> (Ill.)	3	1		(d) m
19. <i>Harpalus tardus</i> (Panz.)		1		m
20. <i>Leistus ferrugineus</i> (L.)		1		b
Arten mit geringeren Ansprüchen an Trockenheit bzw. Wärme				
21. <i>Amara lunicollis</i> Schdt.	1	89	6,4 %	m
22. <i>Calathus fuscipes</i> (Goeze)	155	80	5,7 %	b (d)
23. <i>Amara aenea</i> (Geer)		53	3,8 %	m
24. <i>Syntomus truncatellus</i> (L.)	1	46	3,3 %	b (d)
25. <i>Harpalus affinis</i> (Schrk.)	2	31	2,2 %	m
26. <i>Poecilus versicolor</i> (Sturm)	2	24	1,7 %	m
27. <i>Calathus cinctus</i> Motsch.	22	16	1,1 %	b (d)
28. <i>Harpalus rubripes</i> (Duft.)		7		m
29. <i>Amara plebeja</i> (Gyll.)		5		m
30. <i>Bembidion quadrimaculatum</i> (L.)	1	3		m
31. <i>Bembidion lampros</i> (Hbst.)		3		(d) m
32. <i>Amara familiaris</i> (Duft.)	2	2		m
Arten der Calluna-Heiden				
33. <i>Bembidion nigricorne</i> Gyll.	3	11		b
34. <i>Bradycellus ruficollis</i> (Steph.)	4	9		m
35. <i>Bradycellus caucasicus</i> Chaud.	2	6		b (d)
Arten ohne besondere Ansprüche an Trockenheit bzw. Wärme				
36. <i>Calathus melanocephalus</i> (L.)	108	100	7,2 %	b (d)
37. <i>Bradycellus harpalinus</i> (Serv.)	4	54	3,9 %	(d) m
38. <i>Amara equestris</i> (Duft.)	7	20	1,4 %	m
39. <i>Calathus micropterus</i> (Duft.)		2		b
40. <i>Amara consularis</i> (Duft.)	1	1		m
41. <i>Carabus nemoralis</i> Müll.		1		b
42. <i>Carabus auronitens</i> F.		1		b
43. <i>Harpalus latus</i> (L.)		1		m
44. <i>Amara communis</i> (Panz.)		1		m
45. <i>Trechus obtusus</i> Er.		1		b
46. <i>Amara eurynota</i> (Panz.)	1			m
Arten mit Ansprüchen an Feuchtigkeit				
47. <i>Clivina fossor</i> (L.)		2		d
48. <i>Loricera pilicornis</i> (F.)		1		m

Während bei ersteren eine stetige Zunahme festzustellen war, besaß die letzte Gruppe in der ersten Woche des Auftretens ein Maximum.

Bei den Artenzahlen wurde ein Maximum ebenfalls in der 2. Aprilhälfte erreicht, hier dürfte sich das Auftreten von Larval- und Imaginalüberwinterern am stärksten überschneiden. Die hohe Aktivitätsdichte in dieser Fangperiode dürfte auch mit der Suchaktivität, die zum Auffinden zur Reproduktion geeigneter Biotopstrukturen notwendig ist, zusammenhängen, zumal hier der Anteil der nur in einem Individuum nachgewiesenen Arten besonders hoch war. Dabei erscheint eine Bezeichnung wie „Zufallsfund“ für die Arten, die in diesem Zeitraum nachgewiesen wurden, nicht angebracht, da so die eigentliche biologische Bedeutung dieses Befundes nicht adäquat zum Ausdruck gebracht wird.

Die Gesamtphänologie wird maßgeblich durch die kleine flugunfähige Art *Trachyploeus bifoveolatus* geprägt. Deshalb wird in Tabelle 8 die Phänologie zusätzlich ohne diese Art dargestellt; das Maximum bei den übrigen Arten liegt um eine Fangperiode später. Die *Trachyploeus*-Individuen dürften das Winterlager bereits gegen Ende der 2. Aprilhälfte weitgehend verlassen haben.

Bereits im Juni trat eine deutliche Verringerung der Aktivitätsdichte bei der Summe der Arten ein. Allerdings war der Temperaturverlauf 1993 ausgesprochen extrem: Auf ein trocken-heißes Frühjahr folgte etwa ab Anfang Juni eine starke Abkühlung, und der ganze Sommer war durch Niederschläge geprägt. Dies führte zu einer erheblichen Abnahme der Fangzahlen bei den meisten Rüsselkäferarten. Allerdings verhielt sich gerade *Trachyploeus bifoveolatus* abweichend: Während bei den übrigen Arten im Juni nur 47 % der Individuen des Vormonats gefangen wurden, waren es bei *T. bifoveolatus* 107 %. Dies steht auch im Einklang mit den Befunden von Sprick (1990), der bei dieser Art eine negative Korrelation zwischen Aktivitätsdichte und Temperatur von Mai bis Juli fand. Offenbar wirken niederschlagsreiche Perioden (die in der Regel mit einer Abkühlung verbunden sind) in diesem Zeitraum bei *T. bifoveolatus* aktivitätsfördernd. Nach einem leichten Regen

Tab. 6. Insgesamt in 6 Bodenfallen gefangene Individuenzahlen von Kurzflügelkäfern (Col., Staphylinidae). Imagines. VIII. 1992 – XII. 1993.

<i>Lathrimaeum unicolor</i> (Marsh.)	17	<i>Mycetoporus baudueri</i> Muls. Rey	2
<i>Acidota cruentata</i> Mannh.	1	<i>Mycetoporus lepidus</i> (Grav.)	39
<i>Lesteva longelytrata</i> (Goeze)	2	<i>Mycetoporus clavicornis</i> Steph.	1
<i>Anotylus rugosus</i> (Grav.)	2	<i>Ischnosoma splendidum</i> (Grav.)	7
<i>Anotylus tetracarlinatus</i> (Block)	4	<i>Sepedophilus marshami</i> (Steph.)	1
<i>Stenus clavicornis</i> (Scop.)	3	<i>Sepedophilus obtusus</i> (Luze)	1
<i>Stenus impressus</i> Germ.	1	<i>Tachyporus hypnorum</i> (L.)	12
<i>Medon piceus</i> Kr.	1	<i>Tachyporus chrysomelinus</i> (L.)	1
<i>Lathrobium fulvipenne</i> (Grav.)	2	<i>Tachyporus dispar</i> (Payk.)	1
<i>Lathrobium longulum</i> Grav.	10	<i>Tachyporus pusillus</i> Grav.	10
<i>Gyrophypnus scoticus</i> Joy	1	<i>Oligota pusillima</i> Grav.	1
<i>Xantholinus linearis</i> (Ol.)	73	<i>Aloconota gregaria</i> (Er.)	3
<i>Xantholinus rhenanus</i> Coiff.	6	<i>Pycnota paradoxa</i> Muls. Rey	1
<i>Xantholinus longiventris</i> Heer	9	<i>Amischa analis</i> (Grav.)	60
<i>Othius punctulatus</i> (Goeze)	1	<i>Amischa cavifrons</i> Sharp	6
<i>Othius melanocephalus</i> (Grav.)	3	<i>Amischa decipiens</i> Sharp	1
<i>Othius myrmecophilus</i> Kiesw.	5	<i>Ousipalia caesula</i> (Er.)	242
<i>Philonthus laminatus</i> (Creutz.)	1	<i>Geostiba circellaris</i> (Grav.)	1
<i>Philonthus cognatus</i> Steph.	6	<i>Dinaraea angustula</i> (Gyll.)	3
<i>Philonthus spermophili</i> Ggbl.	1	<i>Atheta elongatula</i> (Grav.)	1
<i>Philonthus carbonarius</i> (Grav.)	1	<i>Atheta fungi</i> (Grav.)	4
<i>Philonthus sanguinolentus</i> (Grav.)	1	<i>Atheta amplicollis</i> (Muls.)	7
<i>Gabrius subnigritulus</i> (Grav.)	1	<i>Acrotona exigua</i> (Er.)	31
<i>Ocypus olens</i> (Müll.)	1	<i>Acrotona pygmaea</i> (Grav.)	2
<i>Ocypus aeneocephalus</i> (Deg.)	26	<i>Drusilla canaliculata</i> (F.)	23
<i>Quedius tristis</i> (Grav.)	2	<i>Zyras limbatus</i> (Payk.)	15
<i>Quedius molochinus</i> (Grav.)	1	<i>Ocyusa nitidiventris</i> Fagel	2
<i>Quedius lucidulus</i> Er.	1	<i>Oxypoda vittata</i> Märk	1
<i>Quedius fumatus</i> Steph.	1	<i>Oxypoda brachyptera</i> Steph.	357
<i>Quedius aridulus</i> Janss.	3	<i>Aleochara inconspicua</i> Aube	1
<i>Quedius boops</i> (Grav.)	8	<i>Aleochara sparsa</i> Heer	2
<i>Mycetoporus erichsonanus</i> Fagel	1		

Verwachsen der Elytren, Reduktion der Flugmuskulatur). Sie müssen alle für sie wichtigen Lebensbereiche durch Laufaktivität, die sich in der Regel zum größten Teil auf der Bodenoberfläche abspielt, erreichen. Für diese Arten sind Bodenfallen deshalb die Methode der Wahl. Handelt es sich um flugfähige Arten, sollten sie in Tabelle 7 mit „W“ gekennzeichnet sein, um in Bodenfallen nachgewiesen werden zu können (Larvalentwicklung im Wurzelbereich oder unteren Stengelabschnitt). Nur bei zwei Arten ist weder diese noch die Bedingung „Flugunfähigkeit“ erfüllt. Dies sind *Trichosirocalus troglodytes* und *Ceutorhynchus pumilio*. Es ergibt sich daher die Frage, warum diese Arten in Bodenfallen erscheinen.

Bei *T. troglodytes* erfolgt die Larvalentwicklung im Stengel, die Larve bohrt sich weiter in Richtung Wurzelhals und verpuppt sich schließlich im Boden (Dieckmann 1972). Das in der 2. Septemberwoche nachgewiesene Individuum ist der neuen Generation zuzurechnen, die nach dem Schlupf und vor der Überwinterung noch eine geringe Bodenoberflächenaktivität aufweist.

Im Falle von *C. pumilio*, der in immerhin 43 Exemplaren (darunter 8 immaturen) nachgewiesen wurde, fanden sich bei Dieckmann (1972) keine Hinweise darauf, ob ebenfalls eine Verpuppung im Boden erfolgt. Die Larven

wurden anderenorts mehrere Exemplare mit dem Streifnetz gefangen, was bei den stark bodengebundenen *Trachyploeus*-Arten eher selten vorkommt.

Die Hauptnachweisperiode der Rüsselkäfer im Untersuchungsgebiet liegt zwischen Mitte April und Mitte Juli, die starke Abnahme der Aktivitätsdichte in den folgenden Sommer-Fangperioden zeigt, daß die Reproduktionsaktivität bei der großen Mehrheit, wenn nicht bei allen hier nachgewiesenen Arten, im Frühjahr liegt.

Mit Hilfe von Tabelle 7 kann der Bezug zum Auftreten in Bodenfallen hergestellt werden, wenn vorausgesetzt wird, daß Arten, die in Bodenfallen auftreten, eine besondere Beziehung zum Teillebensraum Bodenoberfläche haben. Bei apteren bzw. flugunfähigen Arten ist dies evident. Diese Arten verfügen über fortgeschrittene Anpassungen (z.B. Reduktion der Hinterflügel,



Abb. 2. *Coniocleonus hollbergi* (= *C. glaucus*). Körpergröße 10–13 mm (ohne Rüssel) (Foto: P. Sprick, 1. 7. 95).

Tab. 7. Im Untersuchungsgebiet nachgewiesene Rüsselkäferarten mit wichtigen bionomischen Daten. Biotopbindung: S = Arten aus Sandgebieten bzw. trocken-warmen Biotopen; H = Arten der Calluna-Heiden und Kiefernwälder; O = verbreitete Arten ohne ausgeprägte Präferenzen für warme oder trockene Biotope. **Flügelausbildung:** – = ungeflügelt; + = voll geflügelt und flugfähig; (+) = voll geflügelt, Flugbeobachtungen jedoch selten oder fehlend; d = Flügel dimorph; d (k) = dimorph, kurzflügelige Formen häufiger; d (l) = dimorph, langflügelige Formen häufiger (nach Stein 1968, 1970, 1972) und Dieckmann (1972, 1977, 1980, 1983); **Ort der Larvalentwicklung:** W = Wurzel(hals), unterer Stengelbereich (basaler Teil der Pflanze); Bl = Blatt, Blütenstand, obere Stengelabschnitte (nach Dieckmann 1972, 1977, 1980, 1983, 1989).

Arten	Individuenanzahl	Wirtspflanzenbindung	Biotopbindung	Flügel- ausbildung	Ort der Larvalentwicklung
Apionidae:					
<i>Apion haematodes</i> Kb.	6	<i>Rumex acetosella</i>	S	d (k)	W
<i>Perapion marchicum</i> (Hbst.)	1	<i>Rumex acetosella</i>	S	?	W
Curculionidae:					
<i>Otiorhynchus ovatus</i> (L.)	14	polyphag (Stauden)	O	–	W
<i>Phyllobius maculicornis</i> Germ.	2	polyphag (Laubgehölze)	O	+	W
<i>Phyllobius pyri</i> (L.)	5	polyphag (Laubgehölze)	O	+	W
<i>Phyllobius virideaeris</i> Laich.	1	polyphag (Stauden)	O	+	W
<i>Trachyploeus bifoveolatus</i> (Beck)	217	polyphag (Gräser, gern an <i>Festuca</i>)	S	–	W
<i>Brachyderes incanus</i> (L.)	3	<i>Pinus sylvestris</i>	H	–	W
<i>Philopodon plagiatus</i> (Schall.)	39	polyphag (Stauden)	S	–	W
<i>Sitona griseus</i> (F.)	4	<i>Trifolium arvense</i> u. a. Fabaceae	S	(+)	W
<i>Sitona lineatus</i> (L.)	1	Fabaceae	O	+	W
<i>Sitona macularius</i> (Mrsh.)	4	<i>Trifolium</i> spp.	S	d (l)	W
<i>Strophosoma faber</i> (Hbst.)	2	polyphag (Stauden)	S	–	W
<i>Strophosoma sus</i> Steph.	1	<i>Calluna, Erica</i>	H	–	W
<i>Cleonis pigra</i> (Scop.)	1	<i>Cirsium, Carduus</i> spp.	S	(+)?	W
<i>Coniocleonus hollbergi</i> (Fahrs.)	20	<i>Rumex acetosella, Pinus, Calluna</i> (?)	H	(+)	W
<i>Hypera arator</i> (L.)	1	Caryophyllaceae	S	+?	Bl
<i>Hypera dauci</i> (Oliv.)	1	<i>Erodium cicutarium</i>	S	?	Bl
<i>Hypera nigrirostris</i> (F.)	1	<i>Lotus, Trifolium</i> spp.	O	d (l)	Bl
<i>Ceutorhynchus erysimi</i> (F.)	1	<i>Capsella</i> (starke Präferenz)	O	+	W
<i>Ceutorhynchus pumilio</i> (Gyll.)	43	<i>Teesdalia nudicaulis</i>	S	+	Bl
<i>Rhinoncus castor</i> (F.)	24	<i>Rumex acetosella</i>	S	+	W
<i>Trichosirocalus troglodytes</i> (F.)	1	<i>Plantago lanceolata</i>	O	+	Bl

entwickeln sich wahrscheinlich monophag in den Früchten von *Teesdalia nudicaulis*. Zum Ort der Verpuppung führt Hoffmann (1954) unter *Calosirus posthumus*, mit dem *C. pumilio* noch synonymisiert war, aus, daß diese Art an Bauernsenf lebt und daß sich ihre Larven im Boden verpuppen. Die hohen Fangzahlen von *C. pumilio* lassen eine derartige enge Bindung wahrscheinlich erscheinen.

Faunistische Besonderheiten

Coniocleonus hollbergi
(= *C. glaucus*) (Abb. 2)

Dieser große Rüsselkäfer ist ein charakteristischer Vertreter ursprünglicher Sandheide- und Sanddünenlandschaften.

Tab. 8. Gesamtphänologie der Curculionoidea im Jahr 1993. F–N = Monate Februar bis November; 1, 2 = jeweils 1. bzw. 2. Monatshälfte. Zeile 1: Individuenanzahl. Zeile 2: Anzahl der Individuen ohne *Trachyploeus bifoveolatus*. Zeile 3: Artenzahlen. Zeile 4: Artenzahlen ohne die jeweils in 1 Indiv. nachgewiesenen Arten.

	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	
	1.2	1.2	1.2	1.2	1.2	1.2	1.2	1.2	1.2	1.2	
1)	--	--	20	7	102	65	55	60	25	36	8
2)	--	--	5	4	32	45	35	24	14	14	1
3)	--	--	4	3	13	11	9	8	6	7	2
4)	--	--	2	2	6	6	6	4	5	4	1

ten. In intensiver genutzten Gebieten verschwindet die Art relativ bald, zumal Neubesiedlungen geeigneter Biotope offenbar nur durch Laufaktivität möglich sind. Als extrem xerothermophile Art ist *C. hollbergi* – zumindest in küh-

leren Jahren – eng an Stellen mit offenem bewegtem Sand gebunden.

Die Wirtspflanzenbindung ist bis heute nicht eindeutig geklärt, wahrscheinlich muß aber *Rumex acetosella* vorhanden sein.

Tab. 9. Auftreten immaturer Imagines bei zwei Rüsselkäferarten (beurteilt nach dem Grad der Aushärtung bzw. Färbung des Exoskeletts). Fangperioden wie in Tabelle 8. Prozentangaben: Anteil immaturer Imagines.

	A		M		J		J	
	1	2	1	2	1	2	1	2
<i>Philopodon plagiatus</i>								
Anzahl immaturer Imagines		4 (8)		5 (14)				
(Gesamtfang)		50 %		36 %				
<i>Ceutorhynchus pumilio</i>								
Anzahl immaturer Imagines					2 (13)	3 (5)	3 (3)	
(Gesamtfang)					15 %	60 %	100 %	

Hypera dauci (= *H. fasciculata*)

Als faunistisch bemerkenswert ist der Fund von *Hypera dauci* hervorzuheben. Nach Horion (1951) ist diese Art in Deutschland selten, besonders im Norden. Von Singer (1955) wird nur ein Fundort für das untere Maingebiet genannt, bezeichnenderweise handelt es sich dabei um eine Sandgrube. Gebien et al. (1947) nennen für Schleswig-Holstein und das Niederelbegebiet 4 Fundorte, und Winkelmann (1991) gibt den letzten Fund aus Berlin mit 1920 an.

Ceutorhynchus pumilio (= *Neosirocalus pumilio*)

Diese Art gilt zwar auch als selten, kann aber bei gezieltem Aufsuchen der frühblühenden Wirtspflanze *Teesdalia nudicaulis* in Sandgebieten mit einiger Regelmäßigkeit nachgewiesen werden. Sie kann als Beispiel dafür stehen, daß erst die Kenntnis der Wirtspflanze eine bessere Einschätzung der Häufigkeit ermöglicht. Köhler und Wunderle (1991) weisen einen Fund (5 Ex.) bei Viersen als Erstfund für das Nieder-rheinische Tiefland aus, führen dies aber darauf zurück, daß diese Art früher nicht von *C. posthumus* getrennt wurde. Auch die Tatsache, daß z. B. „alle Funde aus der Wahner Heide (Köln) zu *Neosirocalus pumilio* gehören“ (Köhler und Wunderle 1991), kann als ein Indiz für die bisherige Unterschätzung der realen Häufigkeit aufgefaßt werden.

5. Literatur

Assing, V., 1992: Zur Eignung der Bodenfallenmethode für Untersuchungen an Staphylinidenzönosen

(Coleoptera: Staphylinidae). – I. Erfassung des Arteninventars und phänologische Untersuchungen. – Verh. Westd. Entom. Tag 1991, 55–66, Düsseldorf.

Assing, V., 1993: Zur Bionomie von *Xantholinus rhenanus* Coiff. und anderen bodenbewohnenden Xantholininen (Col., Staphylinidae) in Nordwestdeutschland. – Zool. Jb. Syst. 120, 13–38, Jena.

Berger, M., 1989: Rüsselkäferfauna der Lahnberge bei Marburg mit einem ökologischen Vergleich verschiedener Fangmethoden (Coleoptera: Curculionidae). – Zool. Jb. Syst. 116, 133–143.

Dieckmann, L., 1972: Beiträge zur Insektenfauna der DDR: Coleoptera – Curculionidae: Ceutorhynchinae. – Beitr. Entomol. 22 (1/2), 3–128.

Dieckmann, L., 1977: Beiträge zur Insektenfauna der DDR: Coleoptera – Curculionidae (Apioninae). – Beitr. Entomol. 27, 7–143.

Dieckmann, L., 1980: Beiträge zur Insektenfauna der DDR: Coleoptera – Curculionidae (Brachycerinae, Otiorhynchinae, Brachyderinae). – Beitr. Entomol. 30 (1), 145–310.

Dieckmann, L., 1983: Beiträge zur Insektenfauna der DDR: Coleoptera – Curculionidae (Tanymecinae, Lep-topiinae, Cleoninae, Tanyrhynchinae, Cossoninae, Raymondionyminae, Bagoiinae, Tanysphyrinae). – Beitr. Entomol. 33 (2), 257–381.

Dieckmann, L., 1989: Die Zucht mitteleuropäischer Hyperini-Arten (Coleoptera, Curculionidae). – Entom. Nachr. & Ber. 33 (3), 97–102.

Gebien, H., Borchmann, F., Riecke, H., Pertz, R., Lohse, G. A., 1947: Die Käfer des Niederelbegebietes und Schleswig-Holsteins. Teil VIII. – Verh.

Ver. naturwiss. Heimatforsch. Hamburg 29, 3–47.

Hanstein, U., Lütkepohl, M., Pflug, W., Preising, E., Prüter, J., Tönnies, J., 1993: Entwicklungsziele für die im Eigentum des Vereins Naturschutzpark e.V. befindlichen Roten Flächen im Naturschutzgebiet Lüneburger Heide. – Unveröff. Mskr., 57 S.

Hoffmann, A., 1954: Coleoptères Curculionides (Deuxième Partie). – Faune de France 59. Paris.

Horion, A., 1951: Verzeichnis der Käfer Mitteleuropas (Deutschland, Österreich, Tschechoslowakei). 2. Abteilung. Stuttgart.

Köhler, F., Wunderle, P., 1991: Ergebnisse der Frühjahrsexkursion 1990 der Arbeitsgemeinschaft Rheinischer Koleopterologen in Naturschutzgebiete des Kreises Viersen. – Mitt. Arb.gem. Rhein. Koleopterol. 1 (1), 9–22.

Lüttig, G., 1988: Neues zur Geologie um Wilseder Berg und Totengrund (Niedersachsen, Lüneburger Heide). – Verh. naturwiss. Ver. Hamburg (N. F.) 30, 489–504.

Melber, A., 1987: Eine verbesserte Bodenfalle. – Abh. Naturw. Ver. Bremen, 40 (4), 331–332.

Mossakowski, D., Baro, A., Främb, H., 1983: Über die Veränderung des Artenspektrums und der Häufigkeit ausgewählter Vertreter der Tierwelt auf den Heideflächen im W-Teil des Naturparks Lüneburger Heide durch die Benutzung als Panzerübungsplatz. – Gutachten im Auftrag des VNP Lüneburger Heide.

Singer, K., 1955: Die Käfer (Coleoptera). Beiträge zur Fauna des unteren Maingebietes von Hanau bis Würzburg mit Einschluß des Spessarts. – Mitt. Naturwiss. Mus. Stadt Aschaffenburg 7.

Sprick, P., 1990: Faunistisch-ökologische Untersuchungen der Rüsselkäferfauna (Col., Curculionidae) des Düt bei Hameln (nördliches Weserbergland). – Abh. Westfäl. Mus. Naturkde. Münster 52 (2), 23–38.

Stein, W., 1968: Der Einfluß des Flügel-dimorphismus auf die Ausbreitung von Curculioniden-Arten. – Z. ang. Ent. 61, 442–445.

Stein, W., 1970: Über die Ausbildung der Hinterflügel bei Curculioniden (Coleopt.). – Z. ang. Ent. 66, 372–380.

Stein, W., 1972: Untersuchungen zum Flug und Flugverhalten von Curculioniden. – Z. ang. Ent. 71 (4), 368–375.

Winkelmann, H., 1991: Liste der Rüsselkäfer (Col.: Curculionidae) von Berlin mit Angaben zur Gefährdungssituation („Rote Liste“). – In: Auhagen, A., Platen, R., Sukopp, H. (Hrsg.): Rote Listen der gefährdeten Pflanzen und Tiere in Berlin. – Land-

schaftsentwicklung und Umweltforschung S6, 319–357.

Anschriften der Verfasser

Dr. Albert Melber
Lehrgebiet Zoologie-Entomologie
FB Biologie
Universität Hannover
Herrenhäuser Straße 2
30419 Hannover

Dr. Johannes Prüter
Alfred Toepfer Akademie
für Naturschutz
Hof Möhr
29640 Schneverdingen

Volker Assing
Gabelsbergerstraße 2 · 30163 Hannover

Dr. Peter Sprick
Weckenstraße 15 · 30451 Hannover

Untersuchungen zur Schadstoffbelastung der „Roten Flächen“

von Jürgen Hermann Voss und Brigitte Urban

1. Einleitung

Der militärische Übungsbetrieb in den „Roten Flächen“ führte zu Belastungen der Umweltmedien Wasser, Boden und Luft. Neben den offenkundigen Schäden am Bestand der Vegetation, der Böden und des gesamten Landschaftsbildes führten die jahrzehntelangen Emissionen des militärischen Übungsbetriebes zu Einträgen von bestimmten Stoffen in die Böden und, infolge der Erosion, auch in die Oberflächengewässer und deren Sedimente. Diese „unsichtbare“ Belastung des Übungsraumes Soltau-Lüneburg war lange Zeit nicht Thema der öffentlichen Auseinandersetzung und geriet erstmals durch die Untersuchung von Voss (1990) in die Diskussion über die Bestrebungen zur Auflösung des Abkommens.

Seit 1989 bereits haben sich die Autoren im Rahmen ihrer wissenschaftlichen Arbeit an der Fachhochschule Nordostniedersachsen mit dem Problem der Schadstoffbelastung militärisch genutzter Flächen beschäftigt. Die Ergebnisse dieser Arbeiten liefern heute zum Teil wichtige Ergänzungen zu den laufenden Untersuchungen im Rahmen der Rückabwicklung. In diesem Beitrag werden die potentiellen Kontaminanten und ihre Quellen erläutert, die bisher erkannten Kontaminationspfade und Belastungsschwerpunkte beschrieben sowie einige an der Fachhochschule Nordostniedersachsen durchgeführte Untersuchungen vorgestellt. Abschließend erfolgt ein Aus-

blick auf laufende und weitere geplante Untersuchungen in den „Roten Flächen“ im Rahmen der Forschung und Lehre an der Fachhochschule Nordostniedersachsen.

2. Kontaminanten und Emissionsquellen

Als potentielle Kontaminanten gelten Mineralöl-Kohlenwasserstoffe (MKW), polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK), chlorierte Kohlenwasserstoffe (CKW) und Schwermetalle sowie andere anorganische Stoffe (vgl. Tab. 1). Allein durch den „normalen“ militärischen Übungsbetrieb, d.h. das Fahren von Gefechtsfahrzeugen im Gelände, kommt es zu Emissionen aus der Verbrennung von Otto- und Dieselmotoren. Dabei emittieren nicht nur die gasförmigen Komponenten (z.B. die Stickoxide), sondern auch feste Stoffe. Diese Aerosole und Rußpartikel enthalten weitere, zum Teil toxische Stoffe: Cadmium, Blei, Nickel und andere Metalle und Schwermetalle. Durch nicht umweltgerechte Handhabung bei Feldinstandsetzungen und Betankungen sind immer wieder Mineralöle in den Boden gesickert, nicht vollständig entleerte Betriebsstoffgebinde im Gelände „entsorgt“ und durch den Übungsbetrieb diffus verteilt.

Eine weitere Emissionsquelle bildet die militärische Ausbildung unter Verwendung von Übungs-, Manöver- und Darstellungsmunition. Fast alle pyrotechnischen Mittel setzen bei ihrer Ver-

brennung toxische Stoffe in Aerosolform frei, die sich sowohl im Boden anreichern als auch über den Luftpfad weiter transportiert werden. Hier sind es überwiegend die anorganischen Komponenten der Explosivstoffe, die am Ort des Abbrandes zu punktuellen Kontaminationen führen. Die wichtigsten Stoffe sind dabei Metalle und Halbmetalle, die in Form von Nitraten oder Chloraten zum Teil hochgiftig sind. Auch diese punktuellen Belastungen sind durch den Übungsbetrieb über weite Flächen diffus verteilt worden. Aufgrund der wenig ausgereiften Logistik der britischen Streitkräfte sind an vielen Orten innerhalb der Übungsflächen unsachgemäße Ablagerungen von militärspezifischen Abfällen anzutreffen. Es handelt sich dabei meist um Öl- und Betriebsstoffkanister, Batterien und Munitionsreste, die in Ermange-

Tabelle 1: Kontaminanten und Emissionsquellen

Kontaminanten	Emissionsquellen
Mineralöle	Betriebs- und Betriebs-hilfsstoffe
Schwermetalle	Betriebs- und Betriebs-hilfsstoffe, Übungs- und Darstellungsmunition
chlorierte Kohlenwasserstoffe	Batterien, Farben, Lacke, Reinigungsmittel
polycyclische Aromaten	Sprengmittel, pyrotechnische Sätze, Leuchtkörper, Signal-munition
Halogene	Treib- und Schmierstoffe
Metallnitratre, -chloride, -oxide	Übungs- und Darstellungsmunition, Sprengmittel, Leuchtkörper
org. Chloride	Rauchgranaten, Nebelbecher

lung eines geordneten Rücknahmesystems „feldmäßig entsorgt“ (vergraben) wurden.

Insgesamt betrachtet handelt es sich bei den potentiellen Kontaminanten um eine ganze Palette von Stoffen, deren Aufspüren in den Böden oder Gewässern eine sehr umfangreiche Erkundung, Untersuchung und Analytik notwendig macht. Deshalb wurden sowohl für die zur Zeit laufenden Untersuchungen im Rahmen der Rückabwicklung als auch für Studien- und Forschungsarbeiten sog. Leitparameter festgelegt, deren Ergebnisse eine erste Gefährdungsabschätzung ermöglichen.

3. Kontaminationspfade

Schwerpunkt aller von den Autoren durchgeführten bzw. begleiteten Untersuchungen war immer der Boden als Umweltmedium und Schutzgut. Dieser ist – neben dem Luftpfad – der wichtigste Ausgangspunkt aller möglichen Kontaminationspfade. Unter Berücksichtigung der standortspezifischen Gegebenheiten lassen sich allgemein folgende 4 Kontaminationspfade beschreiben:

■ *Verteilung* gelöster und ungelöster Feststoffe in den oberen Bodenschichten durch Turbation (Befahren mit schweren Fahrzeugen).

■ *Versickerung* gelöster Feststoffe und Flüssigkeiten in tiefere Bodenschichten; möglicher Eintrag in das oberflächennahe Grundwasser.

■ *Erosiver Transport* von Schadstoffen durch Wind- und Wassererosion; Akkumulation in Senken und Oberflächengewässern.

■ *Verflüchtigung/Verdunstung* von flüssigen oder gasförmigen Emissionen in die Luft; weiträumige Verteilung.

Während die Verlagerung von Schadstoffen in tiefere Bodenschichten und der erosive Transport zu Akkumulationseffekten führen und mit einigem Aufwand noch aufspürbar und nachweisbar sind, führen Versickerung und Verflüchtigung zu einer extremen Herabsetzung der Konzentrationen an Schadstoffen (Verdünnungsprinzip), die sich in der Regel nicht mehr analytisch nachweisen lassen.

4. Belastungsschwerpunkte

Die Belastung der „Roten Flächen“ durch den militärischen Übungsbetrieb

ist insgesamt nur ansatzweise flächenhaft zu ermitteln. Zu groß und weiträumig sind die Emissionen verteilt, und eine flächendeckende Untersuchung ist nur unter großem Aufwand möglich. Aus diesem Grund haben sich die meisten Untersuchungen auch auf bestimmte Belastungsschwerpunkte konzentriert, die zum Teil als „Spiegel“ der zugehörigen Teilflächen angesehen werden können und somit den Belastungsgrad annähernd repräsentativ wiedergeben. Innerhalb der Übungsflächen sind als Belastungsschwerpunkte bisher die Biwakplätze und bestimmte Teilbereiche mit hoher Übungsintensität erkannt. Weiterhin gelten Engpässe in Panzertrassen und alle Standorte bisher kartierter Ölunfälle als kontaminationsverdächtig. Erosionsauffangbecken und andere, natürliche Senken und Feuchtsenken sowie die Stillgewässer innerhalb der Panzerübungsflächen sind weitere Belastungsschwerpunkte, deren Untersuchung in jüngster Zeit auch von den Autoren im Rahmen der Rückabwicklung durchgeführt wurden.

Als stark kontaminationsverdächtig gilt auch die gesamte von den britischen Streitkräften gebaute bzw. genutzte Infrastruktur. Dies ist vor allem das Camp Reinsehlen mit den Panzerabstellplätzen, der ehemaligen und neuen Panzerwaschanlage sowie dem Tankstellenbereich mit Außenlagern für Betriebsstoffe. Auch die Verlade-rampe wird zu den Belastungsschwerpunkten gerechnet.

5. Ergebnisse bisheriger Untersuchungen

Im Rahmen der Forschung und Lehre an der Fachhochschule Nordostniedersachsen sind bisher mehrere Untersuchungen in den „Roten Flächen“ durchgeführt worden. Einige davon werden nachfolgend vorgestellt. Im Sommer 1989 wurde erstmals eine größere Untersuchung zur Feststellung der Belastung der „Roten Flächen“ durchgeführt (Voss 1990). In einem großen Raster von 1000 Metern wurden dabei die „Roten Flächen“ 1, 2 und 4 auf ihre Belastung mit Schwermetallen untersucht. Danach ergab sich für diese Flächen eine deutlich ausgeprägte Anreicherung mit den Elementen Blei, Cadmium, Kupfer und Quecksilber. Weitere

Untersuchungen zeigten, daß die Filter- und Pufferfunktion der Böden gegenüber bestimmten Schwermetallen aufgrund der mechanischen Eingriffe in die Bodenmatrix durch den Übungsbetrieb mit Panzern stark gestört ist. Dies hat in der Regel ein Ansteigen der löslichen und somit auch pflanzenverfügbaren und auswaschbaren Schwermetallanteile zur Folge. Die festgestellten Mobilisierungseffekte zeigten, daß auch bei Unterschreitung von derzeit gültigen Grenz- oder Richtwerten mit ökologisch relevanten Schwermetallfraktionen gerechnet werden muß. Da im Rahmen dieser Arbeit absichtlich keine Belastungsschwerpunkte untersucht wurden, ergab sich so ein erstes annähernd flächendeckendes Gesamtbild der Schwermetallbelastung im Übungsraum Soltau-Lüneburg.

Aufbauend auf diesen Untersuchungen wurden im August 1990 ausgewählte Oberflächengewässer und ihre Sedimente sowie Erosionsfänge ebenfalls auf ihre Belastung mit Schwermetallen untersucht (Beck und Kroll 1990). Dabei zeigten die Böhme (bei Heber) und die Brunau (westl. Behringen) insgesamt niedrige und unbedenkliche Werte. Einzig die Brunau wies höhere Nickelkonzentrationen auf, was auf den hohen Schwebstoffanteil zurückgeführt wird. Bei den untersuchten Stillgewässern handelte es sich um fünf im Verlaufe der militärischen Nutzung entstandene oder angelegte Erosionsfänge und um den Silvestersee sowie ein Kleinbiotop südöstlich des Tütsberges. In den Erosionsfängen hat der sich in den zum Teil natürlichen Senken sammelnde Oberflächenabfluß durch die Mitführung erodierten Bodenmaterials zu einer Verschlammung und Verdichtung des Untergrundes geführt, so daß überwiegend periodische Stillgewässer entstanden sind. Hier zeichnete sich eine deutlich ausgeprägte Anreicherung mit den Elementen Blei, Cadmium, Kupfer und Chrom ab. In einem Falle konnte auch ein höherer Arsenwert nachgewiesen werden. Als Ursache für die Schwermetallbelastungen der wässrigen Phase in den Erosionsfängen werden auch hier die hohen Schwebstoffgehalte angeführt, die mit dem erodierten Bodenmaterial eingetragen werden.

Mit der Untersuchung von Schwermetall-Vertikalgradienten an ausge-

wählten Bodenprofilen (Biwakplatz 3), östlich Heber) beschäftigte sich eine weitere Arbeit von Jerokowski und Möller (1993). In Zusammenarbeit mit der NNA wurden insgesamt 5 Bodenproben sowie je eine Wasser- und Sedimentprobe des im Biwakplatz gelegenen Feuchtbiotops entnommen und im Labor der FH Nordostniedersachsen analysiert. Durch den Einsatz der Plasma-Emissions-Spektrometrie und der Atom-Absorptions-Spektrometrie konnte dabei der Untersuchungsumfang erweitert werden. Neben den potentiellen Kontaminanten Blei, Cadmium, Kupfer, Nickel und Chrom wurden auch die Gehalte der Elemente Arsen, Molybdän, Barium, Kalium, Antimon, Cobalt und Mangan sowie die Nährstoffe und Spurenelemente analysiert.

Im Ergebnis bestätigten sich die bereits an anderer Stelle festgestellten Anreicherungen verschiedener Elemente in den oberen Bodenhorizonten und insbesondere im Sediment des Feuchtbiotops. Deutlich höhere Werte als ein gleichzeitig untersuchter Vergleichsstandort waren bei Chrom, Nickel, Kupfer, Zink, Cadmium und Blei feststellbar. An fast allen Bodenproben fielen außerdem erhöhte Barium-, Molybdän-, Arsen- und Cobaltgehalte im oberen Horizont von 0–15 cm auf. Im Wasser des Feuchtbiotops fanden sich, vermutlich gebunden an die Schweb- und Trübstoffe, ebenfalls hohe Konzentrationen von Cadmium und Blei. Die Vertikalgradienten der Elementkonzentrationen zeigten bis zu einer Tiefe von 40 cm kaum abnehmende Tendenz. Erst in der Bodenschicht 40 bis 100 cm konnte eine deutliche Abnahme der Konzentrationen und eine Annäherung an die Werte der Referenzprobe festgestellt werden. Gegenüber den Bodenproben haben sich die Gehalte im Sediment des Feuchtbiotops verdoppelt und zum Teil verdreifacht. Insgesamt wird von den Autoren zwar kein sofortiger Handlungsbedarf empfoh-

len, jedoch können bei fortschreiten- dem Stoffeintrag die Pufferfunktion der zum Teil stark gestörten Oberböden erlahmen und so besonders mobile Elemente (Cd, Ni u.a.) auch in tiefere Bodenschichten gelangen. Deutlich wird auch der Akkumulationseffekt der Feuchtsenke hervorgehoben. Das von den stark zerfahrenen Panzerwegen innerhalb des Biwakplatzes erodierte Bodenmaterial sammelt sich hier und belastet so Wasser und Sediment in erheblichem Maße. In einer abschließenden Betrachtung werden von den Autoren fachliche Empfehlungen zur Rekultivierung der Biwakplätze gegeben. Vorrangig sei die gezielte Aufforstung der Panzertrassen, um die Erosion einzudämmen. Dabei sollte die Bodenbearbeitung (z.B. Tiefpflügen, Tiefflockern) auf ein Minimum beschränkt werden, da hierdurch die Mobilität der eingetragenen Stoffe begünstigt wird.

6. Ausblick

Seit nunmehr fünf Jahren ist die Problematik der militärischen Nutzung der Landschaft und ihrer Folgen auf das „Ökosystem Boden“ an der Fachhochschule Nordostniedersachsen integrierter Bestandteil von Forschung und Lehre. Insbesondere im Ergänzungsstudiengang „Abfallwirtschaft“ stößt das Thema bei Geologen, Biologen und Forstwirten auf großes Interesse. Doch auch im Grund- und Hauptstudium werden im Praktikum und durch Vertiefungsarbeiten immer wieder Einzeluntersuchungen an ausgewählten Objekten innerhalb der „Roten Flächen“ durchgeführt. Die Ergebnisse dieser Arbeiten werden den zuständigen Stellen zugänglich gemacht und liefern so wichtige Einzelbeiträge zur Gesamtproblematik. Die zur Zeit laufenden Arbeiten beschäftigen sich, zum Teil in enger Zusammenarbeit mit der NNA, überwiegend mit Planungen zur Rekultivierung ausgewählter Teilflächen. Die hierzu notwendigen Kartierungs- und

Vermessungsarbeiten gehören dabei ebenso zu den durchzuführenden Arbeiten wie Untersuchungen zur Schadstoffbelastung von Böden, Sedimenten und Oberflächengewässern. Auch die Autoren dieses Berichtes werden weiterhin Beiträge zur Gefährdungsabschätzung liefern. Durch die Auflösung des Abkommens und die Rückführung der Flächen in zivile Nutzung ist sowohl der Bedarf an weiteren Untersuchungen gestiegen als auch die Möglichkeit des Zugangs zu den „Roten Flächen“ verbessert worden. Die standortnahe Lage des Untersuchungsraumes ermöglicht auch weiterhin, daß sich der Fachbereich in Suderburg mit den, hoffentlich bald wieder grünen, „Roten Flächen“ beschäftigt.

Literatur

- Beck, M., Kroll, W., 1990: Untersuchung zur Schwermetallbelastung von Oberflächengewässern und Sedimenten auf militärisch genutzten Flächen am Beispiel des Übungsraumes Soltau-Fallingbostel. – FH Nordostniedersachsen, Suderburg.
- Jerokowski, M., Möller, H., 1993: Untersuchung von Schwermetall-Vertikalgradienten an ausgewählten Bodenprofilen eines Biwakplatzes des Truppenübungsplatzes Soltau-Fallingbostel. – FH Nordostniedersachsen, Suderburg.
- Voss, J. H., 1990: Untersuchung zur Schwermetallbelastung militärisch genutzter Flächen im Raum Soltau-Lüneburg. – FH Nordostniedersachsen, Suderburg.

Anschrift der Verfasser

Prof. Dr. rer. nat. Brigitte Urban
Dipl.- Ing. J. H. Voss
Fachhochschule Nordostniedersachsen
Fachbereich Bauingenieurwesen
(Wasserwirtschaft und Umwelttechnik)
Herbert-Meyer-Straße 7
29556 Suderburg

Entwicklungskonzept für die im Eigentum des Vereins Naturschutzpark befindlichen militärischen Übungsflächen im Naturschutzgebiet „Lüneburger Heide“

von Manfred Lütkepohl, Johannes Prüter, Wolfram Pflug, Jens Tönnießen und Udo Hanstein

1. Einleitung

Die Idee, ein Großschutzgebiet zu schaffen, die dazu notwendigen Vorarbeiten zu leisten und es als Naturschutzgebiet Lüneburger Heide zu sichern, gehört zu den großen kulturellen Leistungen zu Beginn unseres Jahrhunderts.

Vor mehr als 80 Jahren wurde die Grenze des heutigen Naturschutzgebietes festgelegt. Zehn Jahre später, 1921, wurde die erste Naturschutzverordnung erlassen. Der strengste Schutzstatus, mit dem damals eine Landschaft vor nachteiligen Eingriffen bewahrt werden konnte, wurde dem Totengrund, dem Wilseder Berg und ihrer weiteren Umgebung zuteil (Hanstein 1993, Lür 1993, Lütkepohl und Tönnießen 1992).

Doch die Folgen des Zweiten Weltkrieges machten auch vor dieser streng geschützten Landschaft nicht halt.

Ab 1945 wurde ein nördlich Schneverdingens gelegener Flugplatz als Basis für britische und kanadische Streitkräfte genutzt. Von ihm aus wurden Panzer-Übungsfahrten unternommen. Anfangs war die im Naturschutzgebiet in Anspruch genommene Fläche mehr als 5000 ha groß. Sie umfaßte ein Viertel des ganzen Schutzgebietes und reichte bis über den Wilseder Berg hinaus. Nach starken Protesten gelang es, die Manöverfläche auf knapp 3000 ha zu begrenzen.

1959 wurde diese dauernde militärische Übungstätigkeit auf Privatgrund durch das Soltau-Lüneburg-Abkommen (in Kraft getreten am 1. 7. 1961, kurz SLA genannt), legalisiert (Kreie et. al. 1993). Vom Bund wurde den Briten ein 345 km² großer, langgestreckter Bereich zwischen Soltau und Lüneburg zur Verfügung gestellt. Offiziell war es ein

Manövergebiet, in Wahrheit ein von mehreren tausend Menschen bewohnter Truppenübungsplatz (im Gebiet und direkt angrenzend wohnen etwa 26000 Menschen). Das Soltau-Lüneburg-Abkommen grenzte das Übungsgebiet für „Querfeldein-Panzerfahrten“ auf etwa 46 km² sogenannte Rote Flächen ein. Fast 20 km² dieser „Roten Flächen“ lagen im Naturschutzgebiet Lüneburger Heide. Annähernd 17 km² davon sind Grundeigentum des Vereins Naturschutzpark (VNP). Im Laufe der 60er Jahre wurden die „Roten Flächen“ vom Bund angepachtet – „zur Vermeidung der Enteignung“, wie es in der Präambel der Pachtverträge heißt (Tönniessen 1993, Tönniessen und Vauk 1992).

1975 bis 1979 klagte der Verein unter Berufung auf ein 1974 erstelltes Gutachten gegen die Bundesrepublik Deutschland auf Herausgabe der Flächen, vergeblich (Ipsen 1975). Seit 1987 kämpften Bürgerinitiativen mit Sitz in Schneverdingen und Amelinghausen

um den Abzug des britischen Militärs. Durch Entspannung und Wiedervereinigung entstand eine gänzlich neue Situation. Am 7. Juni 1994 wurde der fast 50 Jahre andauernde Übungsbetrieb der britischen Streitkräfte auf den Roten Flächen im Naturschutzgebiet Lüneburger Heide endgültig eingestellt. Das Soltau-Lüneburg-Abkommen wird aufgelöst.

Damit steht der Verein Naturschutzpark und mit ihm alle beteiligten Behörden, Gemeinden und Verbände, vor der großen Aufgabe, das devastierte Gelände im Naturschutzgebiet nach einem überlegten Plan dem Naturschutz wieder zuzuführen (Verein Naturschutzpark e. V. 1994a).

Um sich ein Bild über die zu lösenden Probleme zu machen, beschloß der Vorstand des VNP im Mai 1992, eine Kommission einzusetzen. Aufgabe dieser Arbeitsgruppe war es, auf der Grundlage vorhandener Kenntnisse von den bisherigen Landschaftsveränderungen Ziele für eine zukünftige naturschutzgerechte Entwicklung der im Eigentum des Vereins befindlichen Flächen zu erarbeiten und konkrete Hinweise zu notwendigen Maßnahmen der Renaturierung und Rekultivierung des Geländes zu formulieren.

Wesentliche Inhalte aus diesen als unveröffentlichte Manuskripte vorliegenden Arbeiten werden im folgenden wiedergegeben (Verein Naturschutzpark 1993, 1994b).

Unmittelbar nach Übungsende begannen die zivilen Dienstgruppen der



Foto 1. Weite vegetationslose Flächen prägen das Bild des Panzerübungsgeländes im NSG Lüneburger Heide. Im Hintergrund Erosionsschutzpflanzungen. Foto: Prüter.



Britten mit flächenhaften Instandsetzungsarbeiten im Gelände. Das hier vorgelegte Ziel- und Maßnahmenkonzept ist nach Abstimmung mit den zuständigen Behörden zur Zeit bereits wesentliche Richtschnur für die Durchführung der Maßnahmen auf den vereinseigenen Flächen.

2. Zustand der Flächen vor der militärischen Nutzung

Der Landschaftszustand der östlich Schneverdingens gelegenen überwiegend in Vereinseigentum befindlichen Roten Flächen zu Beginn der militärischen Nutzung ist einer frühen Vegetationskarte zu entnehmen (Abb. 1). Grundlage dieser Karte bilden eine pflanzensoziologische Landesaufnahme von K. Buchwald und R. Tüxen (Buchwald 1935), eine Auswertung von Luftbildern aus 1944 sowie eine pflanzensoziologisch-standortkundliche Kartierung 1:10000 in 1955/56 durch

die Fachbehörde für Naturschutz Hannover (Preisling 1955/56), ausdrücklich mit dem Ziel der Rekonstruktion des Landschaftszustandes zu Beginn der militärischen Übungen.

Das Übungsgebiet ist erdgeschichtlich geprägt von sandig-kiesigen Ablagerungen, die saale-eiszeitliche Schmelzwässer aufbereitet und abgelagert haben (Lüttig 1988). So ist die Landschaft verhältnismäßig eben und durch Mulden und meistens trockene Täler in flache Hochflächen und Hügel gegliedert. Auffälliger ausgeprägte Oberflächenformen finden sich nur am Rande der zwei im Gebiet vorhandenen Rinnenlagen.

Den meist grundwasserfernen sandig-kiesigen Ablagerungen entsprechend sind die Böden wasserdurchlässig und basen- und nährstoffarm. Sie sind heute potentielle Standorte bodensaurer Eichen-Mischwälder und Drahtschmielen-Buchenwälder. Nach Entwaldung bis auf wenige Restwälder und nachfolgender großflächiger Verheidung im Verlauf jahrtausendelanger Landnutzung durch den Menschen haben sich die Böden zu Bleicherden mit Ortstein- und Orterde-Bildungen, den Heide-Podsolen entwickelt. Nur in wenigen tieferen Mulden gibt es kleinflächig grundwasserbeeinflusste feuchte Podsol-Gleye. In größerer Ausdehnung finden sich grundwassernahe, feuchte Gebiete beiderseits des Brunau-Baches und seiner kleinen Nebenbäche sowie im Umfeld des Bockheberer Moores mit Anmoor-Böden bis hin zu Nieder- und Hochmooren. Kleinflächig verstreut stehen anlehmige und mineralreichere Sande an, meist in kuppigen Lagen.

Das Gebiet ist frei von natürlichen Stillgewässern wie Heideweihern oder Schlatts. Einziges dauerhaft wasserführendes Fließgewässer ist der Quellbach der Brunau.

Der Landschaftszustand unmittelbar vor Beginn der militärischen Nutzung war das Ergebnis des Zusammenspiels der natürlichen Standortfaktoren, der Floren-, Vegetations- und Faunengeschichte und der Tätigkeit des Menschen mit vielfältigen Landnutzungsformen sowie der besonderen Bemühungen des Naturschutzes seit Anfang dieses Jahrhunderts um die Erhaltung und den Schutz dieses Gebietes als international bedeutendes Kulturdenkmal.

Landschaftsbestimmend waren die ausgedehnten zusammenhängenden Heideflächen der Schneverdinger Osterheide und östlich angrenzender Flächen, die zusammen etwa 1500 ha umfaßten und damit etwa ein Drittel der gesamten Heiden des Naturschutzgebietes ausmachten.

Die Heideflächen waren fast ausschließlich von der Flechten-Sandheide in mannigfachen Altersstadien und Strukturen bewachsen, mit Besenheide (*Calluna vulgaris*) in der Krautschicht, Moosen und Flechten als Bodendecke. In absonnigen Hanglagen und kühlen Mulden beteiligte sich die Krähenbeere (*Empetrum nigrum*) am Aufbau der sonst sehr artenarmen Krautdecke. Auf Hochflächen der nördlichen Osterheide gediehen auch bemerkenswert große Bestände der Bärentrauben (*Arctostaphylos uva-ursi*) – Sandheide. Beerkraut (*Vaccinium myrtillus*) – Sandheiden, wie sie am Nordhang des Wilseder Berges wachsen, fehlten in diesen Gebieten.

In den Flechten-Sandheiden wuchsen zerstreut und meist kleinflächig schütterere, sehr artenarme Silbergras (*Corynephorus canescens*)-Rasen auf offenen, humusfreien, vom Wind bewegten Sanden an Bodenarissen, Tierbauten, Sandwegen und Triften. Ähnliche Standorte, aber ruhende offene Sandböden besiedelte der Sandstraußgras (*Agrostis coarctata*)-Rasen.

Auf der Sohle von Trockentälern und Mulden, wo von den Hängen abfließendes Niederschlagswasser luftarme Sand- und Humusablagerungen zurückließ, sowie auf Wegen und Triften, die die Heidefläche durchzogen, befanden sich bevorzugte Standorte für artenarme Borstgras (*Nardus stricta*)-Rasen. Ebenfalls an Wegrändern, Lagerplätzen und ähnlichen Stellen mit oberflächlich verdichteten humosen Sanden lebten niedrige, teppichartige Haferschmielen (*Aira praecox*)-Rasen mit auffällig hohem Anteil an einjährigen frühblühenden und fruchtenden Trockenpflanzen.

Soweit sich örtlich in den Flechten-Sandheiden höher anstehendes Grundwasser oder über wasserstauenden Schichten Staufeuchtigkeit bemerkbar machte, beteiligten sich Pfeifengras (*Molinia coerulea*) und Glockenheide (*Erica tetralix*) als Kennzeichen für feuchte Sandheiden am Aufbau der



Abb. 1. Vegetationskartierung der Schneverdinger Osterheide vor Beginn der militärischen Nutzung (Ausschnitt Preisling 1955/56); Maßstab ca. 1:16 700.

Gesellschaft. Die Pfeifengras-Sandheiden fanden sich zum einen vereinzelt und kleinflächig in tieferen Mulden, sehr selten auf Hochflächen, sodann aber im Übergang zu den feuchten bis nassen Standorten im Brunautal und um das Bockheberer Moor.

In der Osterheide beiderseits der Bundesstraße 3, verstärkt im Nordwesten, zeigten sich erste Stufen einer Wiederbewaldung durch aufkommende Kiefern und Birken aus Samenanflug aus den benachbarten Kiefern- und Birken-Eichen-Beständen. Die im Verbreitungsgebiet der Sandheiden verstreuten, meist kleinen Waldbestände und die umliegenden ausgedehnten Wälder gehörten vorwiegend zu Moos- und Beerkraut-Nadelholzforsten, wie sie seit dem vergangenen Jahrhundert in der Lüneburger Heide großflächig durch Aufforstung nicht mehr genutzter Heiden entstanden waren.

Die Flechten-Heiden, trockenen Borstgrasrasen und Sand-Trockenrasen standen hinsichtlich ihrer Standortansprüche, ihrer Entwicklungsabläufe und räumlichen Anordnung im Gelände in enger gesetzmäßiger Beziehung und bildeten einen eigenen Gesellschaftskomplex, dem auch bestimmte Tiergesellschaften zugeordnet waren.

Einen eigenen Komplex von Lebensgemeinschaften stellten auch die Standorte mit anlehmigen bis lehmigen Sandböden dar. Sie waren im Gebiet jedoch nur kleinflächig und fragmentarisch an wenigen Stellen auf den Hochflächen vorhanden. Von den in ihrem Bereich angesiedelten Höfen wurden sie landwirtschaftlich genutzt. Zusammen mit den Kulturpflanzen wuchsen auf den Äckern Ackerspörgel-Wildkrautgesellschaften. Das wenige Wirtschaftsgrünland bestimmten Rotschwingel-Rotstraußgras-Wiesen und -Weiden; auf nichtbewirtschafteten Flächen artenreiche, aber ertragsarme Grasnellen (*Armeria elongata*)-Trockenrasen mit der hier seltenen Sandstrohblume (*Helichrysum arenarium*). Die für diese Standorte charakteristischen artenreichen Lehmheiden fehlten hier.

Dagegen sind im Übergang zu den reinen Sandgebieten einige niederdickbaartige Eichenbestände (Stühhüschke) in Nähe der Höfe Wulfsberg

und Tütsberg erhalten geblieben. Weitere Strübbuschreste finden sich in der nordwestlichen Osterheide.

Die Tallandschaft der Brunau und ihrer kleinen Nebenbäche und die Moorlandschaft des Bockheberer Moores bis nördlich des Hofes Möhr waren aufgrund ihrer reichen, im einzelnen jedoch unterschiedlichen Wasserversorgung in ihren Standortverhältnissen und Pflanzengesellschaften reicher ausgestattet und meist kleinräumiger gegliedert. Sie stellten einen eigenen Komplex von Lebensgemeinschaften dar.

Die zeitweise sehr nassen, gelegentlich auch überstauten anmoorigen Sandböden in beiden Gebieten wurden von der Glockenheide (*Erica tetralix*)-Moorheide in verschiedenen Ausbildungen auf Humus-Gley-Podsolen eingenommen. Die feuchteste Ausbildung war besonders reich an Torfmoosen und leitete über zu echten Hochmoorbildungen. Zu den besonders wertvollen und auffälligen Heidemooren gehörten die Moorkiefern (*Narthecium ossifragum*)-Moore auf bewegtem Grundwasser. Im Gesellschaftskomplex der Heidemoore fanden sich außerdem in kleinen flachen Schlenken Schnabelried (*Rhynchospora alba* u. *R. fusca*)-Rasen, Grauseggen- und Wollgras-Torfmoos-Sümpfe, Schnabelseggen-Rieder und Wasserschlauch-Torfmoos-Schwimmpflanzen in nährstoffarmen Tümpeln sowie Waldbinsen (*Juncus acutiflorus*)-Sümpfe auf zutage tretenden Quellen. Eingestreut darin wuchsen Grauweiden (*Salix cinerea*)-Gebüsche und Moorbirken-Kiefern-Bruchwälder.

In stark vermoorten Bereichen sowohl im Brunautal als auch vor allem im Bockheberer Moor hatte sich ein echtes Hochmoor entwickelt mit Bulten- und Schlenkenstrukturen und ihren an Torfmoosen reichen Pflanzengesellschaften.

In beiden Moorlandschaften, hauptsächlich im Wuchsgebiet der Glockenheide-Moore, hatte man versucht, Grünland zu gewinnen. Dabei sind unter extensiver Bewirtschaftung Pfeifengras-Feuchtwiesen, bei intensiver Düngung und Nutzung Rasenschmielen-Wiesen und feuchte Weidelgras-Weißklee-Weiden entstanden. Äcker haben in den Mooren nicht platzgreifen können.

3. Auswirkung militärischer Nutzung auf den Flächenzustand

Landschaftsbild und Geländegestalt

Die Roten Flächen befinden sich, bedingt durch den überaus intensiven Panzerübungsbetrieb, im Zustand starker Verwüstung. Große Teile sind vegetationsfrei oder schütter bewachsen. Ehemalige Waldflächen sind nur noch in stark aufgelichteten Resten vorhanden. Zur Minderung der Erosion angelegte Schutzpflanzungen knüpfen nicht an frühere Landschaftssituationen an und wirken als zusätzliche Störungen. Diese zahlreichen im Gelände verteilten rechteckigen Gehölzbestände enthalten häufig fremdländische Baum- und Straucharten, von denen die spätblühende Traubenkirsche (*Prunus serotina*) zu unkontrollierter Ausbreitung neigt. Das Aussehen des Übungsgeländes ist fremdartig und ohne Vorbild in der norddeutschen Kulturlandschaft. Die weithin vegetationslosen, aufgewühlten, von Erosionsrinnen durchzogenen Böden entsprechen weder dem historischen noch dem heute im Naturschutzgebiet erhaltenen Bild der Heidelandschaft.

Als Relikte des Landschaftsbildes der Heidebauernwirtschaft sind noch einige Stühhüschke, lichte Haine mehrschäftig aufgewachsener Eichen, Kiefern-Pionierwälder, ein Heidemoor und ein Glockenheideanmoor sowie naturnahe Reste der Talaue der Brunau vorhanden.

Viele kulturhistorische Denkmäler, insbesondere urgeschichtliche Grabhügel, wurden durch den Übungsbetrieb zerstört. So blieben z. B. von den vormals 21 bronzezeitlichen Grabhügeln nördlich des Hofes Bockheber nurmehr drei erhalten (Kersten 1964).

Die Geländeoberfläche wird überall durch waschbrettartige Panzerspuren zerfurcht. Im Bereich der Panzertrassen haben sich großrippelartige Bodenwellen herausgebildet. Vor allem in kuppigen Geländeteilen treten vielfach tiefe Erosionsrinnen auf. Die vegetationsfreien Sande sind neben der Wassererosion starker Winderosion ausgesetzt (Georgi et al. 1990). Dämme zur Rückhaltung von Erosionswässern haben die natürliche Oberflächengestalt zusätzlich verändert. Solche Verbauungen fin-



Foto 2. Wassererosion hat zu erheblichen Veränderungen der Oberflächengestalt geführt. Foto: Archiv NNA.

den sich in großem Ausmaß im Brunautal, einer der für den Naturschutz wertvollsten Naturschöpfungen des Gebietes.

Boden- und Wasserverhältnisse

Die aus der Heidebauernwirtschaft hervorgegangenen Bodenprofile sind durch die oben geschilderten Erosionserscheinungen, durch die wühlende Wirkung der Panzerketten, durch Verdichtung und Bodenbearbeitungen (u. a. Fräsen und Tiefenlockerung) vielfach gestört (Kossmann 1994, Walter 1994).

Besonders schwerwiegende Schäden haben breite, metertiefe Gräben hervorgerufen, die im Rahmen von Pionierübungen immer wieder kreuz und quer im Gelände ausgehoben worden sind. Durch Erosion sind die natürlichen Bodenschichten im Bereich der Hanglagen gekappt, während es in Tälern und Verebnungslagen zur Akkumulation von Bodenteilchen gekommen ist, durch die Bodentypen verschüttet wurden.

Die ursprünglichen Podsolprofile sind vielfach geschädigt, die Ortstein-Orterdeschichten häufig zerstört, so daß sie ihre wasserrückhaltende Wirkung nicht mehr ausüben können. Störungen des Wasserhaushaltes haben sich auch infolge oberflächlichen Ab-

flusses wegen der nicht oder nur ungenügend ausgebildeten Vegetationsdecke ergeben.

Das Oberflächenwasser sammelt sich in mehreren Stauteichen, die mit aus den umliegenden Freiflächen erodierten Trübstoffen extrem stark belastet sind (Bruns 1991). Hinweise auf Schadstoffanreicherungen im Sediment dieser Erosionsfangbecken liegen vor (Beck und Kroll 1990; Schmidt und Neumann 1994). Stillgewässer ohne künstlichen Anstau haben sich in wenigen Senken über stauenden Bodenhorizonten entwickelt.

Schadstoffe

Für die Schadstoffbelastung der Roten Flächen kommen folgende Stoffe in Betracht:

1. Öle und Lösungsmittel, die aus schadhafte Militärfahrzeugen entwichen sind; Öl, das bei Ölwechseln im Gelände abgelassen wurde;
2. Rückstände militärischer Übungs- und Darstellungsmunition;
3. Rückstände aus Panzerabgasen;
4. Schadstoffe aus Bauschutt, der zur Befestigung von Panzertrassen benutzt wurde;
5. Schadstoffe aus militärischem Müll, der vor allem im Bereich der Biwakplätze zu vermuten ist;
6. Schadstoffe aus wilder Mülldeponie durch Zivilbevölkerung im Übungsgelände.

Eine flächendeckende Schadstoffbelastung des Übungsgeländes in so problematischem Ausmaß, daß im Hinblick auf den Ressourcenschutz oder als Voraussetzung für die zukünftige Landschaftsentwicklung eine vollflächige Sanierung vorgenommen werden müßte, ist nach den bisher vorliegenden Ergebnissen nicht zu befürchten (Voss 1990). Auch die Ergebnisse der von den zuständigen Dienststellen des Bundes in Auftrag gegebenen Schadstoffanalysen deuten, soweit bekannt, in diese Richtung. Schadstoffanreicherungen sind demnach punktuell oder kleinflächig über das Gebiet verteilt vorhanden. Als Konzentrationspunkte kommen vor allem die Biwakplätze, die viel befahrenen Trassen sowie Akkumulationsflächen in Senken in Frage (Jerkowski und Möller 1993). In den Sedimenten dieser künstlichen Stillgewässer lassen sich z. B. erhöhte Konzentrationen von Blei, Chrom, Kupfer, Cadmium und Arsen nachweisen. Über mögliche Auswirkungen auf das Grundwasser sowie die Organismen des Raumes ist bis heute nichts bekannt. Ebenso unbekannt ist das Gesamtausmaß der Belastung mit Erdölkohlenwasserstoffen, deren Einträge in kleinräumig höchst unterschiedlichem Ausmaß erfolgt sein dürften. Das gilt in ähnlicher Weise für den Müll, über dessen Zusammensetzung und Verbleib im Gelände bis heute kaum konkrete Informationen vorliegen.



Foto 3. Alle Stillgewässer im Gebiet sind künstlich geschaffen, um Wassererosion zu vermindern. Foto: Archiv NNA.

Pflanzenwelt

Der lange andauernde, intensive Panzerübungsbetrieb hat die Vegetationsdecke einschließlich der natürlichen Samenbank des Bodens weitgehend zerstört. Über den aktuellen Zustand der Vegetation auf den hier betrachteten Übungsflächen gibt die Arbeit von Täuber (1993) Auskunft.

Hier soll zusätzlich auf die Tatsache hingewiesen werden, daß einige ansonsten seltene und gefährdete Arten von der Pioniersituation auf dem Übungsgelände profitieren. Zu nennen sind in diesem Zusammenhang vor allem die Quirlige Knorpelmiere (*Illecebrum verticillatum*) und der Hirschsprung (*Corrigiola litoralis*), zwei Arten, die an feuchten Stellen in Fahrspuren der Panzer wachsen. Weitere im Bereich des Übungsgeländes gefundene Arten der Roten Liste Niedersachsen kommen auf naturnäheren, vor den Panzern weitgehend geschützten Restflächen vor (Tabelle 1).

Tierwelt

Erste Untersuchungen zu den Auswirkungen des Übungsbetriebes auf die an der Bodenoberfläche lebende Wirbellosenfauna wurden im Jahre 1981 durchgeführt (Mossakowski et al. 1983). Unter Einsatz von Bodenfallen wurde an Standorten mit abgestufter Vegetationszerstörung innerhalb der Roten Fläche 1 und 2 die Zusammensetzung der Laufkäferfauna untersucht. Durch Fahrbetrieb verursachte extreme Störungen in der Vegetationsstruktur und damit Veränderungen der mikroklimatischen Verhältnisse spiegeln sich danach erwartungsgemäß sehr deutlich in reduzierten Arten- und Individuenzahlen innerhalb der Laufkäferfauna wider. Auf den völlig vegetationslosen Flächen kann aus der Gruppe der Laufkäfer keine einzige Art ihren vollständigen Lebenszyklus durchlaufen. Geringe Störungen in geschlossener Heidevegetation, die z. B. kleinräumig zu Offensandbereichen führen, können dagegen über Erhöhung der Strukturvielfalt zu höheren Artenzahlen führen. Auf solchen Flächen sind auch stärker spezialisierte, seltenere Arten nachweisbar. Mit langfristigen Untersuchungen zur Bestandsdynamik wirbelloser Tierarten auf isoliert gele-

Tab. 1. Arten der Roten Liste (Garve 1993) im Bereich der Roten Flächen des Naturschutzgebietes Lüneburger Heide (F: Gefährdungskategorie im Tiefland/Flachland)

Art		Gefährungsgrad nach der Roten Liste für Niedersachsen und Bremen
<i>Andromeda polifolia</i>	Rosmarinheide	3
<i>Corrigiola litoralis</i>	Hirschsprung	3F
<i>Cuscuta epithymum</i>	Quendelseide	2
<i>Dactylorhiza maculata</i>	Geflecktes Knabenkraut	3
<i>Drosera intermedia</i>	Mittlerer Sonnentau	3F
<i>Drosera rotundifolia</i>	Rundblättriger Sonnentau	3F
<i>Filago minima</i>	Kleines Filzkraut	3F
<i>Genista anglica</i>	Englischer Ginster	3F
<i>Genista pilosa</i>	Behaarter Ginster	3F
<i>Gentiana pneumonanthe</i>	Lungenenzian	2F
<i>Illecebrum verticillatum</i>	Quirlige Knorpelmiere	3F
<i>Juncus filiformis</i>	Faden-Binse	3
<i>Lycopodiella innundata</i>	Moorbärlapp	3F
<i>Lycopodium clavatum</i>	Keulen-Bärlapp	3
<i>Narthecium ossifragum</i>	Moorlilie	3F
<i>Potamogeton polygonifolius</i>	Knöterich-Laichkraut	3
<i>Rhynchospora alba</i>	Weißes Schnabelried	3F
<i>Rhynchospora fusca</i>	Braunes Schnabelried	2F
<i>Scirpus cesp. germanicus</i>	Rasige Haarsimse	3
<i>Utricularia minor</i>	Zwerg-Wasserschlauch	2
<i>Vaccinium oxycoccus</i>	Moosbeere	3

genen Vegetationsinseln innerhalb der Roten Flächen wurde im Jahre 1992 begonnen (Melber et al. in diesem Heft).

Erste Untersuchungen zur Wirbelloosenfauna in und an künstlichen Stillgewässern im Einflußbereich der Roten Flächen weisen auf ein sehr eingeschränktes Artenspektrum hin. Nachgewiesen wurden ausschließlich euryöke Arten ohne spezielle Ansprüche an ihren Lebensraum (Bruns 1991).

An Amphibien konnten Kamm-, Teich- und Fadenmolch (*Triturus cristatus*, *-vulgaris*, *-helveticus*) Grasfrosch (*Rana temporaria*) und Erdkröte (*Bufo bufo*) an Stillgewässern am Nordrand der Roten Fläche 2 festgestellt werden. Innerhalb der Roten Flächen, in und am Rande von Vegetationsinseln, wurde vereinzelt die Kreuzkröte (*Bufo calamita*) gefunden, zu deren Habitat auch Offensandgebiete gehören.

Aus der Gruppe der für die Heidelandschaft typischen Reptilien ist, soweit Beobachtungen vorliegen, einzig noch die Waldeidechse (*Lacerta vivipara*) in der Lage, auch auf isoliert gelegenen Vegetationsinseln innerhalb der Roten Flächen zu leben.

Unter den Brutvögeln kann die Heidelerche (*Lullula arborea*) als Charakterart der Flächen angesehen werden. Sie erreicht hier ihre höchste Siedlungsdichte innerhalb des Naturschutzgebietes Lüneburger Heide. 1994 lagen z. B. 49 Reviere dieser Art im Bereich der Roten Flächen 1 und 2. Die Heidelerche ist Bewohner von stark übernutzten oder durch Katastrophen wie Feuer gestörten Kulturlandschaften. Sie besiedelt die frühen Pionierstadien der Heidelandschaft und benötigt neben offenen Sandstellen ältere Solitäräume, lokkere Waldbestände oder mit Büschen durchsetztes Gelände. Als Bewohner weiter, offener Brachlandschaften treten sehr vereinzelt Brachpiper (*Anthus campestris*), Flußregenpfeifer (*Charadrius dubius*), Kiebitz (*Vanellus vanellus*) und Brachvogel (*Numenius aquata*) auf.

Der Brachvogel nutzt die Roten Flächen nur dort als Teillebensraum, wo Calluna-Heiden und anmoorige Gebiete in der Nachbarschaft liegen. Die wenigen bisher festgestellten Brutpaare des Kiebitzes im Bereich der Roten Flächen sind vermutlich nicht erfolgreich verlaufen.

4. Ziele der Landschaftsentwicklung

Das Leitbild für die Landschaftsentwicklung auf den Roten Flächen 1 und 2 ist eine weiträumige, strukturreiche Heidelandschaft mit einem reichhaltigen Inventar typischer Lebensräume. Landschaftsbestimmend sollen weite Calluna-Sandheiden und Sandtrockenrasen in differenzierter Ausprägung sein mit vielfältigen Übergängen zu verbleibenden bzw. neu zu entwickelnden inselartigen Waldbeständen. Den als Stühhbüschen noch erhaltenen Resten historischer Waldnutzung kommt dabei eine besondere Bedeutung zu.

Offene Wehsandbereiche sollen dort, wo ausreichend humusarmes Substrat ansteht, erhalten bleiben. Im Ursprungsbereich der Brunau sollen Voraussetzungen für die Regeneration von Quell- und Verlandungsmooren und eine ungestörte Fließgewässer- und Auedynamik geschaffen werden. Stillgewässer sollen nur dort erhalten bleiben, wo sie sich auch nach Rückbau künstlicher Staudämme aufgrund veränderter Bedingungen im Untergrund oder im Relief ohne weiteres Zutun halten. So bilden sich unter Umständen günstige Bedingungen für die Entstehung ephemerer Stillgewässer oder für Moorbildungen. Lenkende Eingriffe in die Vegetationsentwicklung werden auf ausgewählten Flächen notwendig sein. Auch für die ungelenkte Sukzession werden Flächen ausgewiesen (Abb. 2).

Die aktuelle landschaftsbezogene Planung soll damit an die Entwicklung anknüpfen, die hier in historischer Zeit zur Entstehung und Erhaltung der für weite Teile der Geest einstmals charakteristischen Heidelandschaft in ihrer vielfältigen Ausprägung geführt hat. Eine Wiederherstellung des Landschaftszustandes, wie er unmittelbar vor Beginn der militärischen Nutzung noch herrschte, ist nicht möglich. Die inzwischen erfolgten Veränderungen und Störungen der Geländegestalt, der Böden, der Gewässer und des Wasserhaushalts haben eine andere Ausgangslage geschaffen. Die Forderung nach umfassender Beseitigung der gravierenden Belastungen und Schäden kann nur darauf abzielen, nachhaltig wirksame Beeinträchtigungen des Naturhaushalts für die Zukunft weitestmöglich auszuschließen und bestmögliche



Foto 4. Auch während des Übungsbetriebs gab es vegetationsbedeckte Flächen dort, wo weniger intensiv gefahren wurde. Foto: Archiv NNA.

Ausgangsbedingungen für eine neue Landschaftsentwicklung zu schaffen, die sich an ursprünglichen Zuständen nurmehr orientieren kann. Nach vorliegendem Kenntnisstand kann grundsätzlich davon ausgegangen werden, daß das in diesem Raum vorhandene standörtliche Potential noch ausreichende Voraussetzungen bietet für die Neuentwicklung einer vielfältigen Heidelandschaft mit ihren typischen Strukturen und Lebensgemeinschaften.

Die heutigen Roten Flächen 1 und 2 wurden größtenteils zwischen 1910 und 1914 durch privates Engagement mit Hilfe von Spenden, Lottereeinnahmen und Fördermitteln der öffentlichen Hand durch den VNP erworben. Ziel der an der Gründung des VNP Beteiligten war es, ein möglichst vollständiges Spektrum der in diesem Naturraum vorhandenen Lebensräume zu erhalten und damit allen hier vorkommenden Tier- und Pflanzenarten freie und ungestörte Entwicklungsmöglichkeiten zu schaffen.

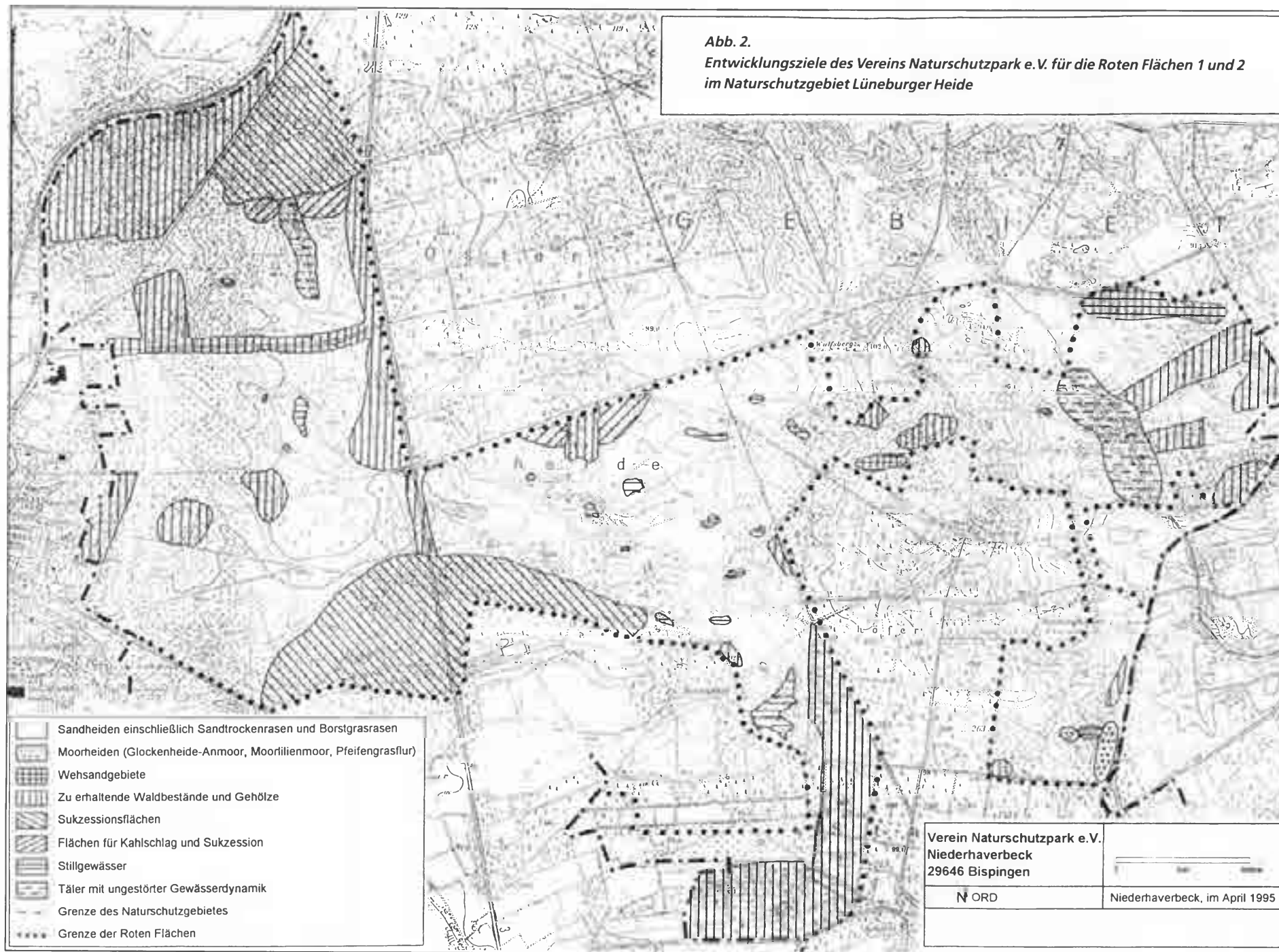
Trotz oder gerade wegen aller zwischenzeitlichen Widrigkeiten und der aktuellen Verwüstung dieser Flächen sollten sich die Planungen zur zukünftigen Flächenentwicklung in Wertschätzung der herausragenden Leistung des privaten Naturschutzes in damaliger Zeit eng an den Intentionen der Gründer orientieren, um in besonderer Weise ein Beispiel für konzeptionelle

Kontinuität im Naturschutz zu liefern. Seit 1921 gehört der weit überwiegender Teil der Flächen kontinuierlich zum Naturschutzgebiet Lüneburger Heide. Es sind demnach auch aus Sicht des Landes Naturschutzbelange bei allen Planungen vorrangig zu berücksichtigen. Das in dieser Arbeit vorgelegte Konzept zur Landschaftsentwicklung entspricht den in der aktuellen Verordnung für das Naturschutzgebiet formulierten grundlegenden Zielen.

Im Naturschutzgebiet Lüneburger Heide sind die größten zusammenhängenden Heiden des subatlantischen Typs in Mitteleuropa erhalten geblieben. Sie sind als Dokument einer einstmals weit verbreiteten Kulturlandschaft von besonderem kulturhistorischen Wert, als selten gewordene Vegetationsform und als (Rest-)Lebensraum einer Vielzahl hochspezialisierter Tierarten auch in naturschutzfachlicher Hinsicht von internationaler Bedeutung. Die mehrfache Auszeichnung dieses Gebietes mit dem Europadiplom des Europarats bestätigt dies.

Mit der Rückführung der Roten Flächen zu ihrer vorherigen Zweckbestimmung besteht die große Chance, den selten gewordenen Lebensgemeinschaften der nordwestdeutschen Binnenheiden Ausbreitungs- und Entwicklungsmöglichkeiten zu bieten.

Der bestehende zentrale Heidekomplex im Naturschutzgebiet von Un-



deloh/Sahrendorf bis Wulfsberg könnte in unmittelbarem Anschluß in südlicher und westlicher Richtung wieder erheblich erweitert werden.

Es ist zu erwarten, daß Ausbreitung und Wiederbesiedlung aus den bestehenden Heidegebieten durch den unmittelbaren Flächenkontakt gefördert werden. In faunistischer Hinsicht bietet sich damit die Möglichkeit, für hier noch vorhandene Populationen im Bestand gefährdeter heidetypischer Tierarten (z.B. Birkhuhn, Großer Brachvogel, Ziegenmelker, Raubwürger, Schwarzkehlchen, Brachpieper, Schlingnatter, Zauneidechse, um nur einige Wirbeltierarten zu nennen) das Angebot geeigneter Habitate auszuweiten.

Für standortabhängige Unterschiede in der Ausprägung der Heidevegetation sowie für strukturell unterschiedliche Entwicklungsstadien mit ihrem jeweils speziellen faunistischen Inventar steht somit wieder mehr Raum zur Verfügung. Bei notwendigen Pflegemaßnahmen in bestehenden Heideflächen ist das Angebot an Ausweich- und Refugiallebensräumen größer, so daß kleinräumige Artenschutzaspekte bei der Beurteilung notwendigen Heidemanagements zugunsten großräumiger dynamischer Ansätze an Bedeutung verlieren können.

Arme Böden sind auf den Flächen im Südwesten des Naturschutzgebietes verbreitet. Da hier über Jahrzehnte (von atmosphärischen Depositionen abgesehen) kaum gezielte Nährstoffeinträge stattgefunden haben, in den Böden vorhandenes organisches Material durch Wind- und Wassererosion in erheblichem Maße lokal konzentriert bzw. ausgetragen wurde, sind weiträumig Entwicklungsmöglichkeiten für Ökosysteme zu erwarten, die von besonderer Nährstoffarmut geprägt sind.

Für eine behutsame Entwicklung des Fremdenverkehrs in der Region ist eine Ausweitung der für Erholung geeigneten Heidelandschaft von besonderem Wert. Das enge Netzwerk der Landschaftszerschneidung in Mitteleuropa hat weite unzerschnittene und störungsarme Landschaften im Binnenland ausgesprochen selten werden lassen.

Bei behutsamer Erschließung dieser Landschaft für den erholungssuchenden Menschen bietet sich die Chance, empfindliche Bereiche in den beste-

henden Heidegebieten zu entlasten, gleichzeitig durch eine planvolle Wegeführung ausgewählte Flächen in dem neu zu entwickelnden Gebiet störungsfrei zu halten.

Folgenutzungen, die nicht vollauf den Zielen des Naturschutzes entsprechen, sind ausgeschlossen, da die hier in Betracht kommenden Flächen trotz der jahrzehntelangen Verwüstung den Status „Naturschutzgebiet“ nicht verloren haben. Alternativen zu dem oben beschriebenen Leitbild einer zu entwickelnden vielfältigen Heidelandschaft, die den Zielen des Naturschutzes zumindest im Sinne eines umfassenden Ressourcenschutzes nicht grundsätzlich widersprechen, wären

- a) die völlig unbeeinflusste Sukzession auf der gesamten Fläche,
- b) die Aufforstung der gesamten Flächen mit standortgerechten heimischen Baumarten,
- c) die Ausweitung landwirtschaftlicher Nutzflächen bei extensiver Bewirtschaftung.

Wenn diesen Leitbildern der Landschaftsentwicklung auf den im VNP-Eigentum befindlichen Roten Flächen nicht vorrangig, sondern höchstens partiell auf begrenzten Teilflächen gefolgt wird, so sind dafür folgende Gründe maßgebend:

Unbeeinflusste Sukzession und Aufforstung führen in mehr oder minder kurzer Zeit zur Waldentwicklung auf großer Fläche. Der relative Anteil der heidetypischen Offenlandschaft würde zugunsten geschlossener Waldbestände erheblich verringert. Eine solche Planung widerspräche dem Ziel, mit der zukünftigen Entwicklung der Flächen am historisch gewachsenen Landschaftszustand anzuknüpfen. Sie stünde nicht im Einklang mit dem grundsätzlichen Ziel des amtlichen und privaten Naturschutzes, in diesem Großschutzgebiet einen weiträumigen Ausschnitt der historischen Kulturlandschaft „Heide“ dauerhaft zu sichern. Sie entspräche auch nicht den speziellen Anliegen des Artenschutzes, die sich – bei landesweiter Betrachtung – in diesem Gebiet vorrangig auf Erhaltung und Förderung heidetypischer Flora und Fauna beziehen.

Im übrigen ist im gesamten Bereich der niedersächsischen Geest durch die aktuelle Entwicklung der Landschaft speziell auf den ertragsschwachen Bö-

den weithin mit Aufforstungen landwirtschaftlicher Nutzflächen zu rechnen, so daß sich ohnehin das Verhältnis Wald zu Offenlandschaft in Zukunft großräumig zugunsten des Waldes verschieben wird.

Auch für eine behutsame Erholungsnutzung der Roten Flächen in Zukunft dürfte eine weite Offenlandschaft von größerem Wert sein als geschlossene Waldbestände.

Schließlich sollte in diesem Naturschutzgebiet eine Ausweitung der Landwirtschaft auf Flächen, die in historischer Zeit nie ackerbaulich genutzt wurden, unterbleiben, da eine den Zielen des Naturschutzes vollauf entsprechende extensive landwirtschaftliche Nutzung unter den gegebenen Rahmenbedingungen keinen Bestand hätte und nur mit erheblichen finanziellen Zuschüssen der öffentlichen Hand denkbar ist. Mit dem Hof Tütsberg besteht bereits ein im Eigentum des VNP befindlicher öffentlich geförderter Landschaftspflegehof in unmittelbarer Nachbarschaft der Roten Flächen, der heute etwa 240 ha Ackerland im Naturschutzgebiet bewirtschaftet. Für eine Ausweitung dieser Flächen sprechen weder betriebswirtschaftliche noch naturschutzfachliche Gründe.

5. Maßnahmen zur Rekultivierung und Renaturierung

Damit sich die Landschaft im beschriebenen Sinne entwickeln kann, sind in der Fläche bestimmte Maßnahmen durchzuführen. Hierzu gehören neben der grundlegenden Schadensanalyse und dort, wo notwendig, der Beseitigung gravierender stofflicher Belastungen vor allem

1. die Wiederherstellung einer den ursprünglichen Verhältnissen angenäherten Geländegestalt,
2. der Rückbau künstlicher Dämme und Wälle sowie unerwünschter Erosionsschutzpflanzungen,
3. gezielte Maßnahmen zur Vegetationsbegründung und -lenkung auf ausgewählten Flächen.

Zu 1. Wiederherstellung einer den ursprünglichen Verhältnissen angenäherten Geländegestalt

Auf den vegetationsfreien ebenen Lagen soll das von Panzerketten hervor-



gerufene Kleinrelief so weit beseitigt werden, daß es nicht mehr landschaftsprägend wirkt.

Einzig für die vorgesehenen Sukzessionsflächen von insgesamt mehr als 200 ha ist geplant, die vom Militär hinterlassene Geländegestalt nicht zu verändern, um sie als kulturhistorisches Zeugnis „menschlichen“ Umgangs mit dieser Landschaft zu erhalten.

Großflächig läßt sich das Ziel der Wiederherstellung einer den ursprünglichen Verhältnissen angenäherten Geländegestalt durch Abschleppen der vegetationsfreien Flächen erreichen. Ein Kleinrelief als Grundlage für die zukünftige Entwicklung struktureller Vielfalt bleibt erhalten. Tief eingeschnittene Fahrspuren und Geländewellen, die zu erhaltende Baumbestände in der Wurzelschicht zerschneiden, sind mit geeignetem Bodenmaterial aufzufüllen. Dabei sind insbesondere südexponierte Steilböschungen, die als Lebensraum einer wärmeliebenden Wirbellosenfauna Bedeutung erlangen können, zu erhalten. Der auf den vegetationsfreien Flächen durch Erosionskräfte entstandene Formenschatz (z.B. sandige Aufschwemmungsflächen, Erosionsrinnen) soll erhalten bleiben, sofern nicht Fließgewässer durch Stoffeintrag gefährdet

werden oder aus anderen Gründen gezielter Erosionsschutz noch notwendig ist. Es ist damit zu rechnen, daß bei zunehmender Vegetationsentwicklung die Erosion auf den Flächen erheblich nachlassen wird. Als besonders aufwendig werden sich die notwendigen Maßnahmen zur Renaturierung der Brunau, des einzigen ständig Wasser führenden Fließgewässers im Gebiet, und der zugehörigen Talaue erweisen (Lehmann und Timm 1994).

Wie in der Aue eine den ursprünglichen Verhältnissen angenäherte flachterrassierte Geländeoberfläche wiederhergestellt werden kann, wie querende Panzertrassen, Erosionsschutzwälle, Sandfänge und Verrohrungen beseitigt werden können, ohne weitere Einträge von Bodenmaterial in den Bach hervorzurufen, ist zur Zeit Gegenstand von Detailplanungen. Bodenveränderungen unterbleiben in bestehenden Moorheiden (Glockenheide – Anmoor, Moortilienmoor, Pfeifengrasflur), in Feuchtmulden und Stillgewässern, die sich in Richtung heidetypischer Feuchtlebensräume entwickeln können, sowie auf den inselartig vorhandenen Flächen mit extrem humusarmen Sanden, die zumindest für eine gewisse Zeit ihren Offensand-Charakter behalten werden.

Zu 2. Rückbau künstlicher Dämme und Wälle sowie unerwünschter Erosionsschutzpflanzungen

Insgesamt sind auf den VNP-eigenen Roten Flächen im Laufe des jahrzehntelangen Übungsbetriebs aus Erosions- und Sichtschutzgründen Wälle und Dämme mit einem Gesamtvolumen von etwa 103 000 m³ angelegt worden. Wie der Rückbau dieser künstlichen Bauwerke erfolgen kann, ist in der Kommissionsarbeit (Verein Naturschutzpark 1994 b) in zahlreichen großmaßstäbigen Detailplänen beschrieben (als Beispiel siehe Abb. 4 und 5). Sie geben an, welche Dämme und Wälle abgebaut werden sollen, wo und wie das anfallende Material ausgebracht werden soll, und welche Flächen beim notwendigen Fahrbetrieb geschont werden müssen. Die in den Auftragsflächen anzustrebende Schichtdicke wird in Dezimeter angegeben. Zusätzlich vorhandene römische Ziffern geben die Reihenfolge an, in der die Maßnahmen ausgeführt werden sollen. Sofern nach Fertigstellung der Auffüllung des Bereichs I noch Material übriggeblieben ist, wird der Bereich II aufgefüllt. Grundsätzlich wird angestrebt, das Material wieder dort einzusetzen, wo es zum Bau entnommen wurde. Feuchtgebiete sollen nicht verschüttet und inzwischen durch Erosion aufgefüllte Rinnen nicht noch weiter eingeebnet werden.

Trotz der großmaßstäblichen Darstellung bleiben Fragen offen, die nur vor und während der Ausführungen am Ort durch eine fachkundige Bauleitung geklärt werden können. So kann z.B. in Plänen nicht dargestellt werden, welche in Panzerspuren vorhandenen Steilkanten erhalten bleiben sollen.

Die Dämme sind aus verschiedenen Gründen stark überdimensioniert. Nach Ende des Übungsbetriebs sind sie ohne Gefährdung der unterhalb liegenden Gebiete zu großen Teilen rückbaubar. Einige der zur Zeit im Gelände bestehenden Staugewässer werden auf diesem Wege wieder aufgelöst.

Für die praktische Durchführung der Detailplanung sind folgende Arbeitsschritte zu beachten:

1. Entfernen von Bauschutt und störenden Bauteilen auf bzw. an den Wällen. Entfernen von nichtheimischen Pflanzen.

Ziel: Heide, Magerrasen, Sandtrockenrasen

- ☒ 1 ebene Lage, vegetationsfrei, nicht oder nur schwach erosionsgefährdet
- ☒ 2 ebene Lage, vegetationsfrei, Panzerfahrbahnen mit tiefen Fahrspuren
- ☒ 4 ebene Lage, heidetypische Vegetation, kaum Fahrspuren
- ☒ 5 ebene Lage, heidetypische Vegetation, mit Fahrspuren
- ☒ 7 erosionsgefährdete Hanglage, vegetationsfrei oder ohne heidetypische Vegetation
- ☒ 12 Erosions- und Sichtschutzpflanzungen

Ziel: Talaue mit Fließgewässer

- ☒ 13 Rinnenlage (Möhregrund)

Ziel: Moorheide

- ☒ 15 Feuchtmulde, Stillgewässer und deren Randbereiche

Ziel: Wald und Gebüsch

- ☒ 16 Wald
- ☒ 18 Erosions- und Sichtschutzpflanzungen

Ziel: natürliche Sukzession

- ☒ 20 Sukzessionsfläche

Kunstabauten

- ☒ 22 Damm und Wall (Abtrag)

☐ Detailplanung

--- Grenze der Roten Flächen

--- Grenze zu nicht im Eigentum des Vereins Naturschutzpark befindlichen Flächen

Abb. 3. Ausschnitt der Karte „Ausgangslage, Entwicklungsziele, Rekultivierung und Renaturierung“, Maßstab 1:10 000 (Verein Naturschutzpark e. V. 1994).

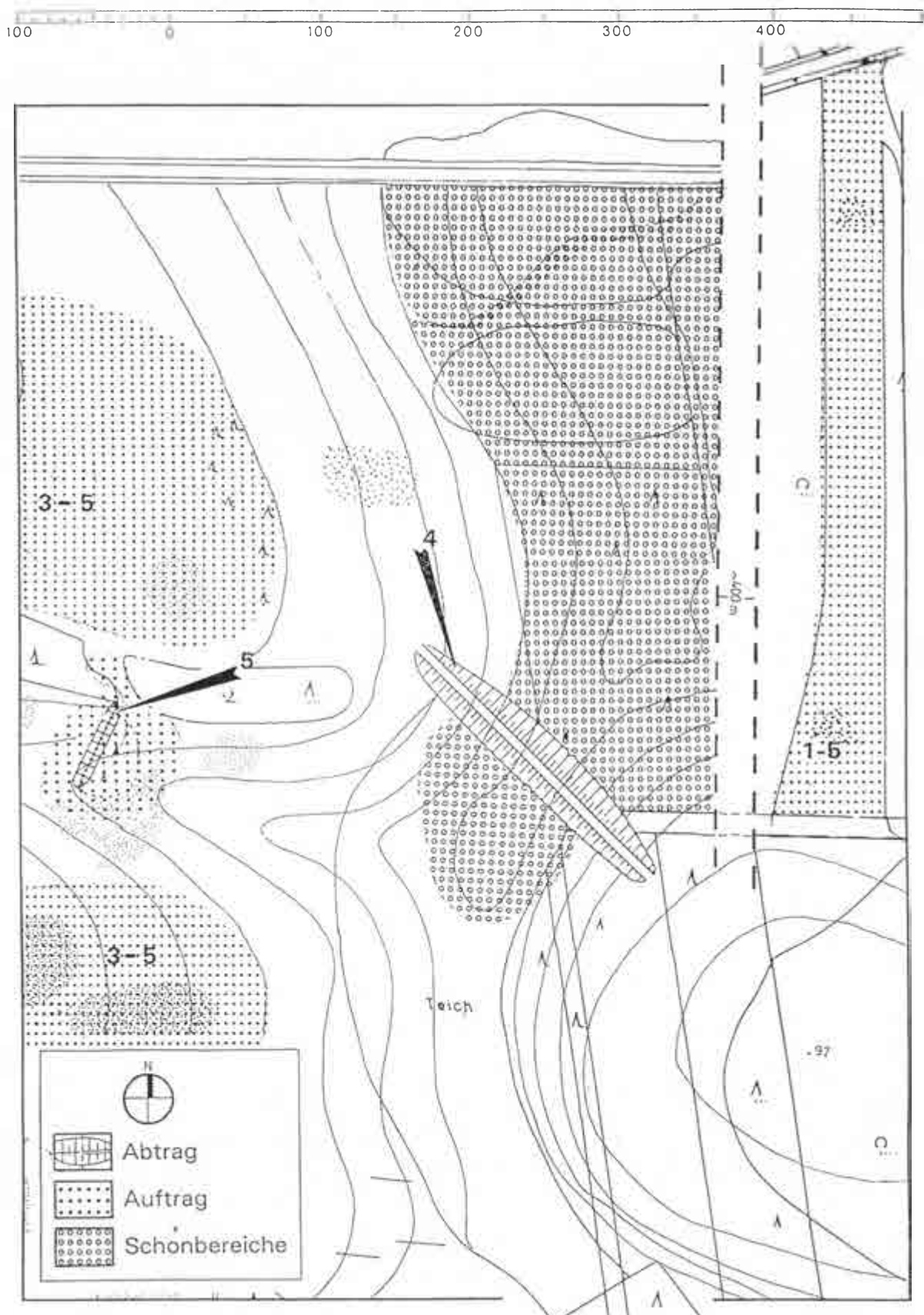


Abb. 4. Detailplan 13.1 Möhregrund II. – Wallanlage mit kleinem überspannten Becken nahe Schneverdingen; Wallanlage mit überspanntem Becken 700 m westlich der B3.

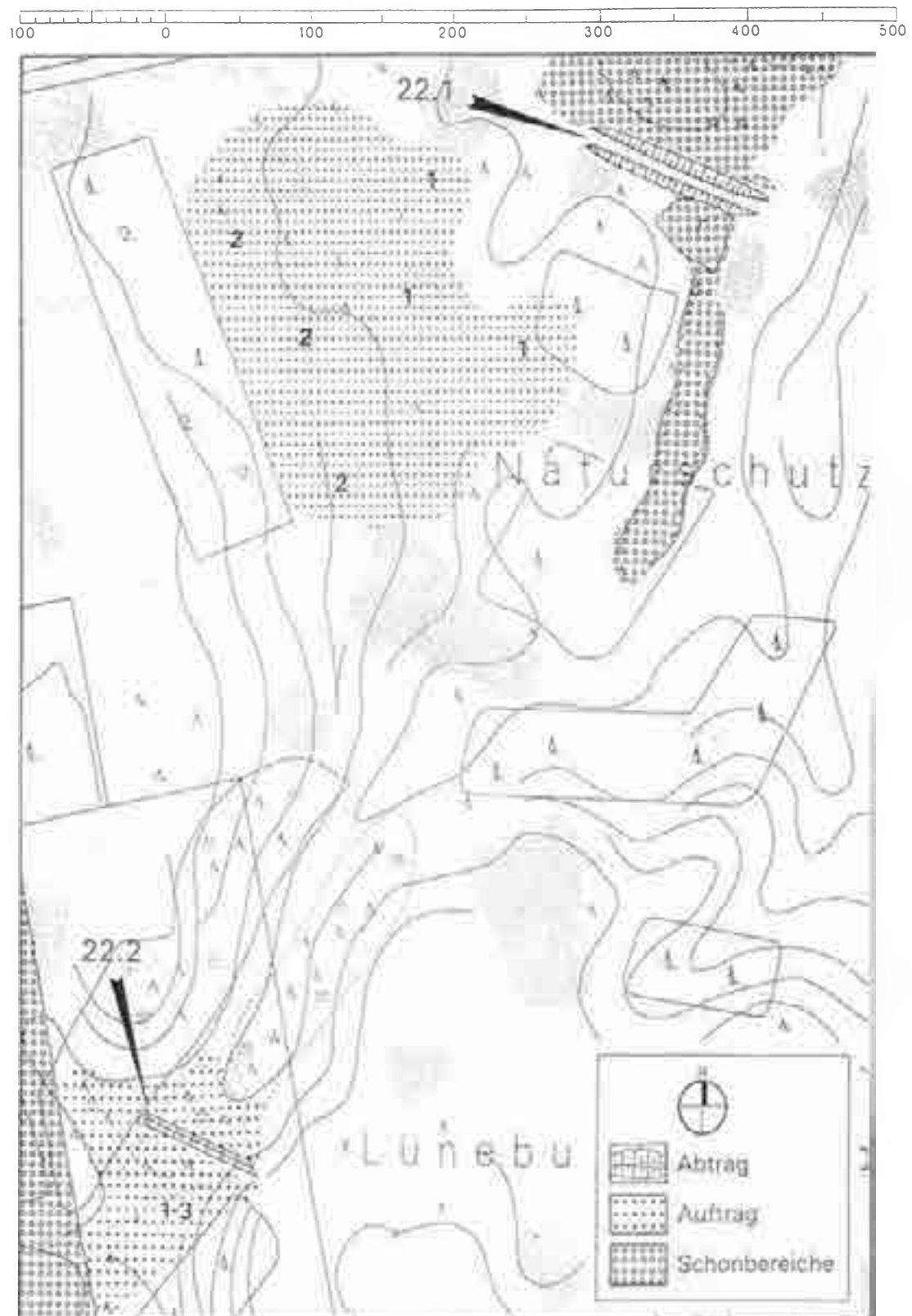


Abb. 5. Detailplan 22.1,2. – Wallanlage mit kleinem überspannten Becken 200 m westlich vom Möhregrund; Wallanlage mit kleinem überspannten Becken im östlichen Bereich Osterheide.



Foto 5. Eine vorsichtige Oberflächenbehandlung soll die Herausbildung eines naturnäheren Kleinreliefs fördern. Foto: Archiv NNA.

2. Abschieben des Bewuchses mit der oberen Bodenschicht bis auf eine Tiefe von ca. 10 cm und Zwischenlagerung zur späteren Wiederandekung.
3. Abtragen der Erdmassen bis auf die jeweils festgelegte Höhe. Soweit vorhanden, Entfernen und Abtransportieren von Bauschutt aus dem Wallkörper.
4. Auftrag des Materials auf die in den Detailplänen angegebenen Flächen. Vor dem Verfüllen von Panzerfahrspuren ist am Ort festzustellen, welche erhaltenswerten Kleinstrukturen nicht mit Bodenmaterial zugedeckt werden.
5. Aufbringen des zwischengelagerten Oberbodens und Bewuchses auf nahegelegene Flächen.
6. Entwicklung einer Vegetationsdecke am Ort des früheren Walles oder Dammes.

Die 133 Erosions- und Sichtschutzpflanzungen im Planungsgebiet erstrecken sich über eine Fläche von insgesamt 133,2 ha. Von diesen Gehölzen werden die meisten entfernt, weil sie im Bild der künftigen Heidelandschaft fremd und störend wirken würden. Dabei können einzelne Kiefern, Eichen, Birken, Ebereschen oder Weiden, die vor Beginn der Arbeiten im Gelände markiert werden, zurückbleiben. Alle übrigen Bäume und Sträucher werden beseitigt, durch Absägen oder, im Falle der Spätblühenden

Traubenkirsche (*Prunus serotina*), durch Rodung mit der Wurzel. Das angefallene Holz der Bäume, die noch keine nutzbare Stärke erreicht haben, sowie Reisig werden gehäckselt oder als Schutz des Bodens, der Aussaaten und des ausgebrachten Mahdgutes gegen Erosion durch Wind und Wasser in Streifen oder flächig ausgebracht, zum Teil auch verbrannt.

116 Teilflächen sollen so zugunsten der Entwicklung einer heidetypischen Offenlandschaft beseitigt werden, für 17 Teilflächen ist vorgesehen, sie mit in die zukünftige Entwicklung von Wald- und Gehölzbeständen aufzunehmen. In diesen Fällen sind nur die fremdländischen Baum- und Straucharten vollständig zu entfernen.

Zu 3. Maßnahmen zur Vegetationsbegründung und -lenkung auf ausgewählten Flächen

Um eine Entwicklung in Richtung auf das vorgesehene Ziel „heidetypische Offenlandschaft“ zu initiieren, wird es notwendig sein, auf ausgewählten Flächen innerhalb der zur Zeit völlig vegetationsfreien Gebiete gezielte Maßnahmen für eine Vegetationsbegründung durchzuführen. Es ist wahrscheinlich, daß sich von diesen Initialen aus allmählich großflächig die gewünschte Vegetationsentwicklung einstellt. Ein Mosaik aus Begrünungs-

und (vorläufigen) Sukzessionsflächen ist vorgesehen. Auf solchen in der Vergangenheit weniger intensiv beübten Flächen, die schon heute standorttypische Sandtrockenrasen, Borstgrasrasen oder schütterere Heidevegetation tragen, sollen keine gezielten Maßnahmen zur Vegetationsbegründung erfolgen. Diese Bestände sind mit in die zukünftige Landschaftsentwicklung zu integrieren. Für eine Vegetationsbegründung kommt Heideansaat ebenso in Betracht wie das Ausbringen von Heideboden.

Zur Ansaat eignet sich sowohl Mahdgut als auch Druschgut von den Heidebeständen des NSG. Reiner Heidesamen, wie er im Handel erhältlich ist, soll nicht zum Einsatz kommen, weil es für solches Saatgut keine gesicherten Herkünfte gibt. Mahdgut wird nach der Samenreife im Oktober und November in schwach feuchtem Zustand (betaut oder bereift) gewonnen und locker auf die Ansaatfläche verteilt. Zur Mahd eignen sich Schlegelmähgeräte, die möglichst tief mähen. Die tiefe Mahd ist für die Flächen, auf denen das Mahdgut geworben wird, gleichzeitig eine Pflegemaßnahme, die einen Entzug von Biomasse und die Verjüngung des Callunabestandes bewirkt. Das Mahdgut kann mit einer in der Landwirtschaft üblichen „Spinne“ oder manuell mit einer Harke auf den Schwatt gebracht werden. Daneben gibt es Mähgeräte mit Auffangvorrichtung. Heidemahdgut läßt sich nicht lange lagern. Im Haufen oder als Ballen kann es bereits während weniger Stunden verhitzen. Am besten wird das Mahdgut gleich vom Schwatt aus auf einen Miststreuer verladen und ausgebracht. Ein mehrfaches Umlagern sollte vermieden werden, weil es dadurch zu erheblichen Samenverlusten kommen kann. Mit dem Mahdgut von 1 ha Heide können etwa 2–4 ha Rohböden eingesät werden.

Druschgut wird ebenfalls nach der Samenreife im Oktober und November im schwach feuchten Zustand gewonnen. Dazu wird ein mit speziellen Sieben ausgerüsteter Mähdrescher eingesetzt. Eine solche Maschine kann nur in relativ ebenem und steinfreiem Gelände arbeiten. Druschgut wird in Anlagen zur Trocknung von Grassamen oder empfindlichem Forstsaatgut getrocknet und ist danach mehrere Jahre lagerfähig. Es muß sorgfältig darauf ge-

achtet werden, daß der staubfeine Samen während der Trocknung nicht verlorengeht.

Bei Ausbringung von Mahdgut oder Druschgut empfiehlt sich die zusätzliche Einsaat mit 30–50 kg/ha Haarschwengel (*Festuca filiformis*). Haarschwengel gehört in die frühe Pionierphase von Heidegesellschaften, trägt zur raschen Festlegung des Bodens sowie zur Schaffung eines günstigen Boden- und Kleinklimas bei und bildet erste Humusstoffe, von deren Vorhandensein die *Calluna*-Pflanze profitiert. Bei der Ansaat mit Druschgut empfiehlt sich ein lockeres Abstreuen des Bodens mit geschreddertem Holz, das die Bodenoberfläche stabilisiert, den Boden ansäuert und erste Humusstoffe freisetzt. Dadurch entsteht ein für die Keimung von *Calluna* günstiges Bodenmilieu.

Auf Hängen muß nach Einsaat mit Feinschwengel Plaggmaterial oder Heidemahdgut ausgebracht werden. Zusätzlich ist organisches Material, u.a. Hackschnitzel oder Reisig, in dünnen Lagen aufzutragen. Zu dicke Lagen führen bei Starkregen leicht zu haufenartigen Ansammlungen mit Neigung zum Abrutschen und nachfolgender Rinnenerosion.

Im Zuge der Heidepflege wird im NSG Lüneburger Heide das früher im Rahmen der Heidebauernwirtschaft durchgeführte Abplaggen durch Maschinenarbeit imitiert. Dabei wird die rohhumusreiche obere Bodenschicht abgetragen. In diesem Heideboden befindet sich ein breites Spektrum von Samen der für die Heidelandschaft typischen Pflanzenarten. Das Material kann deshalb benutzt werden, um auf vollständig devastiertem Militärgelände, wo durch jahrzehntelangen intensiven Panzerübungsbetrieb die natürliche Samenbank des Bodens erloschen ist, wieder Samen von heidetypischer Vegetation einzubringen. Das Material kann locker mit einem Miststreuer verteilt werden. Mit dem Bodenmaterial von 1 ha können bis zu 10 ha devastierte Flächen abgestreut werden. An erosionsgefährdeten Stellen kann dieses Material in größerer Menge aufgebracht werden, um die Bodenoberfläche zu stabilisieren.

Für die verbleibenden Waldbestände auf den VNP-eigenen Roten Flächen wurden in einer gesonderten Ar-



Foto 6. Frühe Einsaat von Feinschwengel verringert die Gefahr der Winderosion. Foto: Archiv NNA.

beit (Fritz 1994) Pflegemaßnahmen festgelegt. Sie entsprechen den allgemeinen Grundsätzen einer naturschutzgerechten Waldpflege.

Die noch vorhandenen Eichenstühbüsche, Relikte historischer Waldbewirtschaftung, bleiben grundsätzlich erhalten. In Einzelfällen ist zum Erhalt dieser charakteristischen Gehölzbestände das Nachpflanzen von Eichenheistern vorgesehen.

Ausgesuchte Bereiche von vorhandenem Wald und künftigen Anflugwald auf derzeit vegetationsfreien Flächen sollen in größeren zeitlichen Abständen durch Kahlschlag in eine Frühphase der Sukzession zurückversetzt werden, um anschließend für längere Zeit der natürlichen Entwicklung überlassen zu bleiben. Dadurch soll eine neue Möglichkeit der Gestaltung von Wald-Heide-Übergangsbereichen erprobt werden, die künftig auch in anderen Teilen des Schutzgebietes zur Anwendung kommen kann (Pietzarka und Roloff 1993).

6. Wegeführung

Das alte, vor der militärischen Nutzung bestehende öffentliche Wegesystem war historisch gewachsen. Es diente im allgemeinen anderen Aufgaben, als sie heute gegeben sind. So mußten z. B. die zu bewirtschaftenden (zu plaggenden) Heideflächen bzw. von den Einzelhöfen die Orte Behringen und Schneverdingen auf möglichst kurzen und geraden Wegen erreicht werden können. Die damaligen, von Schneverdingen sternförmig nach Osten austrahlenden bzw.

auf Schneverdingen zuführenden öffentlichen Wege zeigen dieses Prinzip deutlich auf.

Das alte Wegesystem ist durch den Übungsbetrieb bis auf Reste zerstört worden. Jahrzehntlang war das Gelände für die erholungssuchende Bevölkerung nicht nutzbar. Das neu einzurichtende Wegesystem ist daher an frühere Trassen nicht mehr gebunden. Aus diesem Grund kann es als bestmöglicher Kompromiß zwischen den Aufgaben des Naturschutzes und den Interessen der Erholungssuchenden neu entwickelt und gestaltet werden.

Ein mit den zuständigen Stellen der Kommunen und des Landes bereits abgestimmtes Konzept sieht vor, in den nahe Schneverdingen gelegenen zukünftigen Heideflächen ein vergleichsweise dichtes Netz von Wanderwegen neu anzulegen. Die von Schneverdingen weiter nach Osten führenden Wege sollen so verlaufen, daß sie an verschiedenen Stellen vom Rande her attraktiven Einblick in die weite Offenlandschaft bieten. Ein etwa 2,5 km² großer zentraler Teil dieses zu entwickelnden Raumes soll von Wegen unzerschnitten weitestmöglich störungsfrei gehalten werden. Für die heidetypische Wirbeltierfauna sollen so angemessene Ruhezeiten entstehen.

7. Wissenschaftliche Begleitung

Die zukünftige Entwicklung der Roten Flächen entsprechend der hier beschriebenen Zielsetzung sollte mit einer umfangreichen Dokumentation und wissenschaftlichen Begleituntersuchun-

gen verfolgt werden. Möglichkeiten der Rückentwicklung völlig devastierter Flächen hin zu einem für den Naturschutz wertvolleren Zustand könnten hier unter umfassendem ökologischen Aspekt in besonderer Prägnanz untersucht werden.

Ein solches Vorhaben hätte exemplarischen Charakter für zahlreiche schon heute oder in Zukunft in Konversion befindliche militärische Übungsflächen in Mitteleuropa und entspräche auch weithin einer Forderung, die der Deutsche Rat für Landespflege in einem Positionspapier zum Thema „Truppenübungsplätze und Naturschutz“ aus dem August 1992 formuliert hat.

Für derartige Begleituntersuchungen sind im Naturschutzgebiet „Lüneburger Heide“ gute Voraussetzungen gegeben. Mit dem VNP ist ein Naturschutzverband als Grundeigentümer vorhanden, der satzungsgemäß u. a. die „Förderung von Forschung und Lehre auf den Gebieten des Natur- und Umweltschutzes“ bezweckt. Mit der Alfred Toepfer Akademie für Naturschutz ist überdies eine staatlich getragene Einrichtung im Gebiet ansässig, zu deren Aufgaben die Durchführung wissenschaftlicher Arbeiten auch und besonders im Naturschutzgebiet „Lüneburger Heide“ zählt. Weitere wissenschaftliche Einrichtungen des Landes sind schon heute im Gebiet tätig und könnten in ein solches Vorhaben eingebunden werden.

8. Zusammenfassung

Im Naturschutzgebiet „Lüneburger Heide“ liegen ca. 3000 ha militärische Übungsflächen, die im Rahmen des Soltau-Lüneburg-Abkommens vorrangig vom britischen Militär zu Panzerübungszwecken genutzt wurden.

Im Sommer 1994 endete der Übungsbetrieb auf diesen Flächen. Für die ca. 1700 ha Eigentumsflächen des Vereins Naturschutzpark wird ein Konzept für eine zukünftige Entwicklung, die den Zielen des Naturschutzes dient, vorgestellt.

Ziel ist die Entwicklung einer großräumigen von subatlantischen Heiden geprägten Offenlandschaft, die anknüpft an den Landschaftszustand vor Beginn der militärischen Nutzung. Etwa 200 ha werden als Sukzessionsflächen ausgewiesen. Maßnahmen zur Gelän-

degestaltung und zur Vegetationsbe-gründung sowie Planungen eines neuen Wegekonzepts auf den zur Zeit weithin völlig devastierten Flächen werden beschrieben.

9. Literatur

Beck, M., Kroll, W., 1990: Untersuchungen zur Schwermetallbelastung von Oberflächengewässern und Sedimenten auf militärisch genutzten Flächen am Beispiel des Übungsraumes Soltau-Fallingbostel. – Vertiefungsarbeit, Fachbereich Abfallwirtschaft, Fachhochschule Nordostniedersachsen, Suderburg (unveröffentlicht).

Bruns, H. A., 1991: Untersuchungen zu Ökologie von Kleingewässern im Einflußbereich militärischer Übungsflächen des Naturschutzgebietes „Lüneburger Heide“. – Mitteilungen aus der NNA 2, 38–48.

Buchwald, K., 1935: Vegetationskarte 1:25000 der Meßtischblätter Behringen und Schneverdingen (unveröffentlicht).

Fritz, H.-W., 1994: Waldinventur auf den im Eigentum des VNP befindlichen Roten Flächen. Niederhaverbeck (unveröffentlicht).

Garve, E., 1993: Rote Liste der gefährdeten Farn- und Blütenpflanzen in Niedersachsen und Bremen. – Informationsdienst Naturschutz Niedersachsen 13, Nr. 1, 1–37.

Georgi, B., Krasenbrink, A., Below, M., 1990: Die Belastung der Lüneburger Heide durch manöverbedingten Staubeintrag. – Mitteilungen aus der NNA 1, 35–44.

Hanstein, U., 1993: Die Zukunft des Naturschutzgebietes Lüneburger Heide aus der Sicht des Vereins Naturschutzpark. – Mitteilungen aus der NNA 4, 24–28.

Ipsen, H. P., 1975: Panzer im Naturschutzgebiet. – Nomos, Baden-Baden.

Jerowski, M., Möller, H., 1993: Untersuchungen von Schwermetall-Vertikalgradienten an ausgewählten Bodenprofilen eines Biwakplatzes des Truppenübungsplatzes Soltau-Fallingbostel. – Vertiefungsarbeit Fachhochschule Nordostniedersachsen Suderburg.

Kersten, K., 1964: Urgeschichte des Naturschutzparkes Wilsede. – Archäo-

logische Landesaufnahme Bd.1, Hildesheim.

Kossmann, M., 1994: Bodendifferenzierung und Veränderung der bodenphysikalischen Bedingungen auf einer militärischen Übungsfläche im NSG Lüneburger Heide. – Diplomarbeit, Geographisches Institut, Universität Göttingen.

Kreie, B., Prüter, J., Vauk, G., 1993: Einer trage des Anderen Last – 12.782 Tage Soltau-Lüneburg-Abkommen. Eine Ausstellung des Landkreises Soltau-Fallingbostel in Zusammenarbeit mit der Norddeutschen Naturschutzakademie. – Mitteilungen aus der NNA 4, Sonderheft.

Lehmann, V., Timm, O., 1994: Beitrag zur ökologisch begründeten Umgestaltung der Brunau innerhalb des Naturschutzgebietes Lüneburger Heide. – Diplomarbeit, Fachhochschule Nordostniedersachsen, Suderburg.

Lüer, R., 1993: Private Initiative und staatliche Intervention. Zur Geschichte des Naturschutzes in der Lüneburger Heide. – Magisterarbeit, Universität Hamburg.

Lütkepohl, M., Tönneßen, J., 1992: Naturschutzpark Lüneburger Heide. – Ellert u. Richter, Hamburg.

Lüttig, G., 1988: Neues zur Geologie um Wilseder Berg und Totengrund (Lüneburger Heide). – Verh. des Vereins für naturwiss. Heimatforschung zu Hamburg 30, 489–504.

Mossakowski, D., Främbis, H., Baro, A., 1990: Carabid Beetles as Indicators of Habitat Destruction caused by Military Tanks. In: Stark, N. (ed.): The Role of Ground Beetles in Ecological and Environmental Studies. – Andover, Hampshire: Intercept Ltd: S. 237–243.

Pietzarka, U., Roloff, A., 1993: Dynamische Waldrandgestaltung. Ein Modell zur Strukturverbesserung von Waldaußenrändern. – Natur und Landschaft 68, S. 555–560.

Preisung, E., 1955/56: Karte 1:10000 der Pflanzengesellschaften und ihrer Standortbedingungen um 1945 im südwestlichen Bereich des Naturschutzgebietes Lüneburger Heide (unveröffentlicht).

Schmidt, H.-J., Neumann, J.-M., 1994: Vermessungstechnische Geländeaufnahmen sowie feld-, boden- und gewässerkundliche Untersuchun-

- gen von Erosionsfangbecken im Möhregrund. – Diplomarbeit, Fachhochschule Nordostniedersachsen, Suderburg.
- Täuber, T., 1993: Vegetationsreste und Sukzessionsmöglichkeiten auf einem Panzerübungsgelände im Naturschutzgebiet Lüneburger Heide. – Diplomarbeit. Syst.-Geobot. Institut Universität Göttingen.
- Tönniesen, J., 1993: Erfahrungen und Vorschläge zur Renaturierung des Manövergeländes im Naturschutzgebiet Lüneburger Heide. – In: Deutscher Rat für Landespflege, Heft 62, Truppenübungsplätze und Naturschutz, S. 83–85.
- Tönniesen, J., Vauk, G., 1992: Kann eine vom Militär mißbrauchte Landschaft renaturiert werden? – In: Nationalpark, Heft 74, S. 19–23.
- Verein Naturschutzpark e.V. (Hrsg.), 1993: Entwicklungsziele für die im Eigentum des Vereins Naturschutzpark e.V. befindlichen Roten Flächen im Naturschutzgebiet Lüneburger Heide. Niederhaverbeck.
- Verein Naturschutzpark e.V., 1994a: Zurück zur Natur. Zur zukünftigen Entwicklung der „Panzerwüste“ im Naturschutzgebiet „Lüneburger Heide“. – Nationalpark, Nr. 83, S. 47–51.
- Verein Naturschutzpark e.V., 1994b: Rekultivierung und Renaturierung auf den im Eigentum des Vereins Naturschutzpark e.V. befindlichen Roten Flächen im Naturschutzgebiet Lüneburger Heide. Niederhaverbeck.
- Voss, H. J., 1990: Untersuchungen zur Schwermetallbelastung militärisch genutzter Flächen im Raum Soltau-Fallingb. – Diplomarbeit. Fachhochschule Nordostniedersachsen Suderburg
- Walter, J., 1994: Bodendifferenzierung und Veränderung der Bodennährstoffbedingungen auf einer militärischen Übungsfläche im NSG Lüneburger Heide. Diplomarbeit, Geographisches Institut, Universität Göttingen.
- Unveröffentlichte Quellen können beim Verein Naturschutzpark e.V., Niederhaverbeck, oder bei der Alfred Toepfer Akademie für Naturschutz, Hof Möhr, Schneverdingen, eingesehen werden.

Anschrift der Verfasser

c/o Verein Naturschutzpark e.V.
Niederhaverbeck
29646 Bispingen

Geologische Gegebenheiten im Gebiet der „Roten Flächen“ im NSG Lüneburger Heide

**als Grundlage für die Beurteilung von bodenmechanischen,
hydrogeologischen und bodenkundlichen Folgeerscheinungen
der Bodenkompaktion durch Kettenfahrzeuge**

von Gerd Lüttig *

Inhalt

Art und Weise und regionale Gestaltung der für die nach der Beeinträchtigung durch gepanzerte Kettenfahrzeuge zu revitalisierenden sog. Roten Flächen in der Lüneburger Heide sind stark vom Bau des oberflächennahen geologischen Untergrundes und den auf ihm entstandenen Böden abhängig. Der Artikel schildert diese Gegebenheiten.

Abstract

Way, methods and regional design of the measures of revitalization of the so-called Red Areas in the Lüneburg Heath, which have been so intensively frequented by armoured vehicles are strongly dependent on the knowledge of the make-up of the surface-near geological strata and the soils developed

upon them. These facts have been described in this article.

1. Sachlage

Im sogenannten Soltau-Lüneburg-Abkommen ist den in Nordwestdeutschland stationierten Verbänden der Rheinarmee das Recht eingeräumt worden, in einem rd. 345 km² großen Gebiet Geländeübungen durchzuführen. Davon sind 46 km² an „Roten Flächen“ (davon 17 km² im Eigentum des Vereins Naturschutzpark) für Gefechtsübungen mit Panzerfahrzeugen vorgesehen worden. Dadurch wurde die anthropogene Beeinträchtigung eines signifikanten Teils des niedersächsischen Naturraumes durch militärische Übungen, wie sie seit langem auf den Schießplätzen in Munster und Bergen-Hohne erfolgen, in besonderem Maße gesteigert.

Die zwischen Schneverdingen und Lüneburg gelegenen „Roten Flächen“, v.a. der Raum zwischen Reinsehlen und Bispingen, ein Kernstück der landschaftlich reizvollen und traditionell der Naturschutz-Nutzung zugeordneten Lüneburger Heide, wurden über Jahrzehnte intensiv von Kettenfahrzeugen befahren. Die Folge ist eine Zerstörung der Vegetation und eine durch einen Wechsel von Aufwühlung und Kompaktion gekennzeichnete Veränderung des Bodens, der in größeren Gebieten einer infolge der Interferenzerscheinungen waschbrettartig geformten Mondlandschaft gleicht. Durch die Kompaktion wurde zudem lineare Erosion (gully erosion) hervorgerufen; sie wurde durch die Herabsetzung der Versickerung und Erhöhung des durch die Dellen in der welligen Oberfläche richtungsgebundenen oberirdischen Abflusses provoziert. Der unterirdische Abfluß, sprich: die Versickerung, wird dadurch erheblich herabgesetzt.

Nach der Auffassung der militärischen Nutzung im Jahre 1994 sind im Gefüge sowie im Boden- und Wasserhaushalt gestörte Standorte zurückgeblieben. Revitalisierungsmaßnahmen sind notwendig.

* Nach einem Vortrag bei der Norddeutschen Naturschutzakademie am 24. 04. 1993.

2. Beurteilungsgrundlage

Der Berichtersteller ist in der angegebenen Sachlage besonders deshalb urteilsfähig, weil er im Zuge der Neuaufnahme der Geologischen Karte i.M. 1:25000 (GK 25) Blatt Behringen, Nr. 2825, seit 1963 mit Studentengruppen der Technischen Universität Braunschweig sowie der Universitäten Göttingen, Hannover und Erlangen ca. 12000 Handbohrungen (2-m-Bohrungen) und eine größere Anzahl maschineller Bohrungen bis in einen Bereich von rd. 50 m abgeteuft und bearbeitet hat und dadurch über ein sehr dichtes Beobachtungsnetz verfügt. Hinzu kommt eine Erweiterung des Kartiergebietes zwecks Herstellung einer mit dem Verein Naturschutzpark (VNP) vereinbarten Geologischen Wanderkarte für das Naturschutzgebiet und eines Geologischen Führers für die Lüneburger Heide, der im Verlag Borntraeger, Stuttgart, herausgegeben werden soll. Sie betrifft die Blätter der GK 25 Bisingen, Nr. 2925 im Süden, Neuenkirchen, Nr. 2924 im Südwesten, Schneverdingen, Nr. 2824 im Westen, Tostedt, Nr. 2724 im Nordwesten, Handeloh, Nr. 2725 im Norden, Hanstedt, Nr. 2726 im Nordosten, Egestorf, 2826 im Osten und Munster-Nord, 2926 im Südosten. Bis auf kleine Teile der Blätter Handeloh, Hanstedt und Egestorf sind diese Kartierungen abgeschlossen. Dafür liegen aber für die Blätter Handeloh und Hanstedt Aufnahmen durch die Kollegen des Niedersächsischen Landesamtes für

Bodenforschung (NLfB) in Hannover vor (Höfle et al. 1985, 1992).

Hinzu kommen die Beobachtungen, die der Verfasser im Rahmen einer Tätigkeit als unabhängiger Gutachter und Vermittler zwischen den Waldbesitzern und der BEB Erdgas und Erdöl GmbH, Hannover, an ca. 10000 seismischen Schußbohrungen sammeln konnte.

Man kann also davon sprechen, daß ein Kenntnisstand vorhanden ist, der an Informationsdichte einmalig ist.

Für die Beurteilung und Planung der notwendigen Revitalisierungsmaßnahmen in den Roten Flächen liegen die Manuskriptkarten fast vollständig vor.

Unter Revitalisierung wird hier die Wiederherstellung eines möglichst naturnahen Zustandes im Sinne von Lüttig (1993) verstanden.

3. Geologischer Bau

Die in den Roten Flächen beobachtbaren Ausstriche der i.w. quartären Lockerablagerungen sind in horizontaler Richtung außerordentlich wechselhaft, der Bau des quartären Untergrundes wesentlich komplizierter, als man früher annahm.

Da Lokation und Ausbildung der im Übungsgebiet vorhandenen Lockergesteine und -böden große Auswirkungen auf die bodenmechanischen, bodenkundlichen und hydrogeologischen Gegebenheiten besitzen, ist eine – wenigstens kurze – Schilderung des geologischen Baues notwendig. Der Verfasser hat einige dieser geologischen We-

senszüge bereits in zwei kleineren Veröffentlichungen dargestellt (Lüttig 1988, 1992).

Für die vorliegende Fragestellung sind die unter dem Quartär befindlichen älteren Gesteine nur bedingt von Interesse. Über dem durch intensive und erfolgreiche Erdgasexploration bekannten Karbon und Rotliegenden bildet die Zechstein-Salzgesteinsfolge eine markante geologische Einheit. Sie hat infolge halokinetischen Diapirismus' die bis zu 5000 m mächtigen mesozoischen Gesteine lokal ekzemartig durchörtert (Lüneburg, Soltau), ihre Salzstöcke sind aber zumeist in tieferer Position im Mesozoikum steckengeblieben. Vorwiegend tonige und sandige Lockerablagerungen des Tertiärs verhüllen weitflächig den tieferen Untergrund und treten nur in sehr kleinen Gebieten dicht an die Oberfläche. Vielgestaltig ausgebildete Lockerablagerungen des Quartärs überlagern mit Mächtigkeiten von bis zu 500 m das Präquartär.

Für die Ausbildung der Grundwasserlandschaft ist davon ein Element besonders wichtig: In die tertiären Sande und Tone sind bis in ein Niveau von - 200 bis 300 m NN, weiter nördlich stellenweise bis 500 m u. G. (Groba, Ortlam und Vierhuff 1970) herabreichende Rinnen eingetieft, die rund 2 km breit und Zehner von Kilometern lang sein können. Die Tatsache, daß sie kein gleichsinniges und gleichbleibendes Gefälle besitzen, verbietet die Annahme alter Flußtäler, sondern erweist sie als sub-

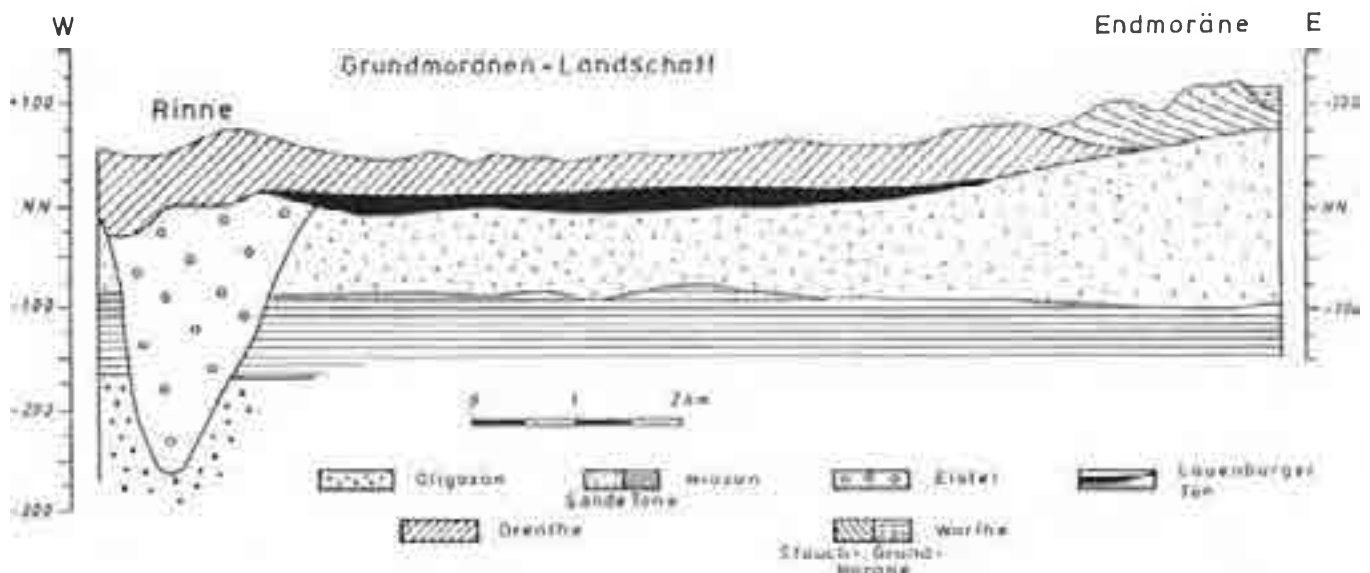


Abb. 1. Vereinfachter geologischer W-W-Schnitt durch das Zentralgebiet der Lüneburger Heide, Höhe Wilseder Berg.

glaziäre Erosionsformen, d. h. als unter dem sehr mächtigen Eis ausgestrudelte Rinnentäler. Sie sind eindeutig der ersten nordischen Vereisung, der Elsterzeit, zuzuordnen. Abbildung 1 zeigt eine solche Rinne in der Höhe des Wilseder Berges. Die Füllung besteht aus i. w. grobklastischen Schmelzwasserablagerungen, lokal aber auch aus Beckentonen und Geschiebemergeln.

Der große nutzbare Porenraum macht die Rinnensande und -kiese zu gut wasserzügigen Horizonten und vermittelt der Wasserwirtschaft den Zugriff zu einem hervorragenden und wegen der großen Tiefe und der Abdeckung durch z. T. mehrere jüngere aquicludebildende Horizonte qualitativ einwandfreies Wasser liefernden Aquifer, dessen eigentliche Speichergesteine die geringer wasserzügigen Sande des Tertiärs, v. a. die Braunkohlensande sind. Es gibt aber auch Rinnen, die in der Nähe der Salzstöcke eingefurcht sind und in denen die Ablauungsfahne der Perm-Salze und -Gipse abfließt.

Die Elster-Eiszeit hat noch drei weitere, wasserwirtschaftlich wegen ihrer abdeckenden und kontaminationsverhindernden Funktion bedeutsame Aquiclude hinterlassen, nämlich mindestens zwei Grundmoränen – einen oberen graugrünen und einen unteren (infolge Aufnahme von Braunkohlmaterial aus dem Tertiär durch das Eis) dunkelgrau-braunen Geschiebemergel – und den spätelstereiszeitlichen Lauenburger Ton. Dieser die großen ehemaligen Exarationsbecken des Elstereises füllende dunkelgraue, für die Grobkeramik wichtige Ton ist die wichtigste Aquiclude; sie trennt eine höhere, in weiten Gebieten durch die landwirtschaftliche Nutzung kontaminierte Grundwasserlandschaft von den darunter liegenden, Grundwasser guter Qualität führenden Elster-Sanden und -Kiesen.

Bei der Grundwasserexploration hat sich die Grundregel, die Aquifere unter dem Lauenburger Ton aufzusuchen und Brunnenfassungen in höheren Aquiferen, die weitläufig nitrat-, nitrit-, chlorid- und durch andere Kontaminanten belastetes Wasser führen, zu vermeiden. Abbildung 2 zeigt das Prinzip des Baues der Grundwasserlandschaft; das Vorhandensein mehrerer Geschiebelehmhorizonte wurde durch

die Ergebnisse von Schlauchkernbohrungen bestätigt.

Diese Profile sind auch in einer anderen Hinsicht wichtig: Hier konnte die bereits durch die Kartierungen erwiesene Untergliederung der auf den Lauenburger Ton folgenden Moränen des 1. Stadiums der Saaleeiszeit, des *Drenthestadiums*, die von einigen norddeutschen Geologen noch immer bezweifelt wird, einwandfrei bewiesen werden. Die Untergliederung ist selbstverständlich dort gut durchführbar, wo unter dem Schutze noch höher liegender, dem zweiten Saalestadium, dem *War-*

thestadium, angehörender Moränen der Moränenstapel des Drenthestadiums topographisch relativ hoch reicht. Das ist im Gebiet des Blattes Behringen, v. a. um den Wilseder Berg herum, deutlich, aber auch auf den Blättern Bispingen und Munster-Nord gibt es noch solche hochliegenden jüngeren Drenthe-Moränenzyklen. Dort, wo die Oberfläche der Landschaft tiefer liegt, das Gelände ebener ist, wie z. B. im Raume Schneverdingen-Neuenkirchen, streichen nur die ältesten beiden der Drenthe-Grundmoränen aus, und diese Gegebenheit vermittelt den Ein-

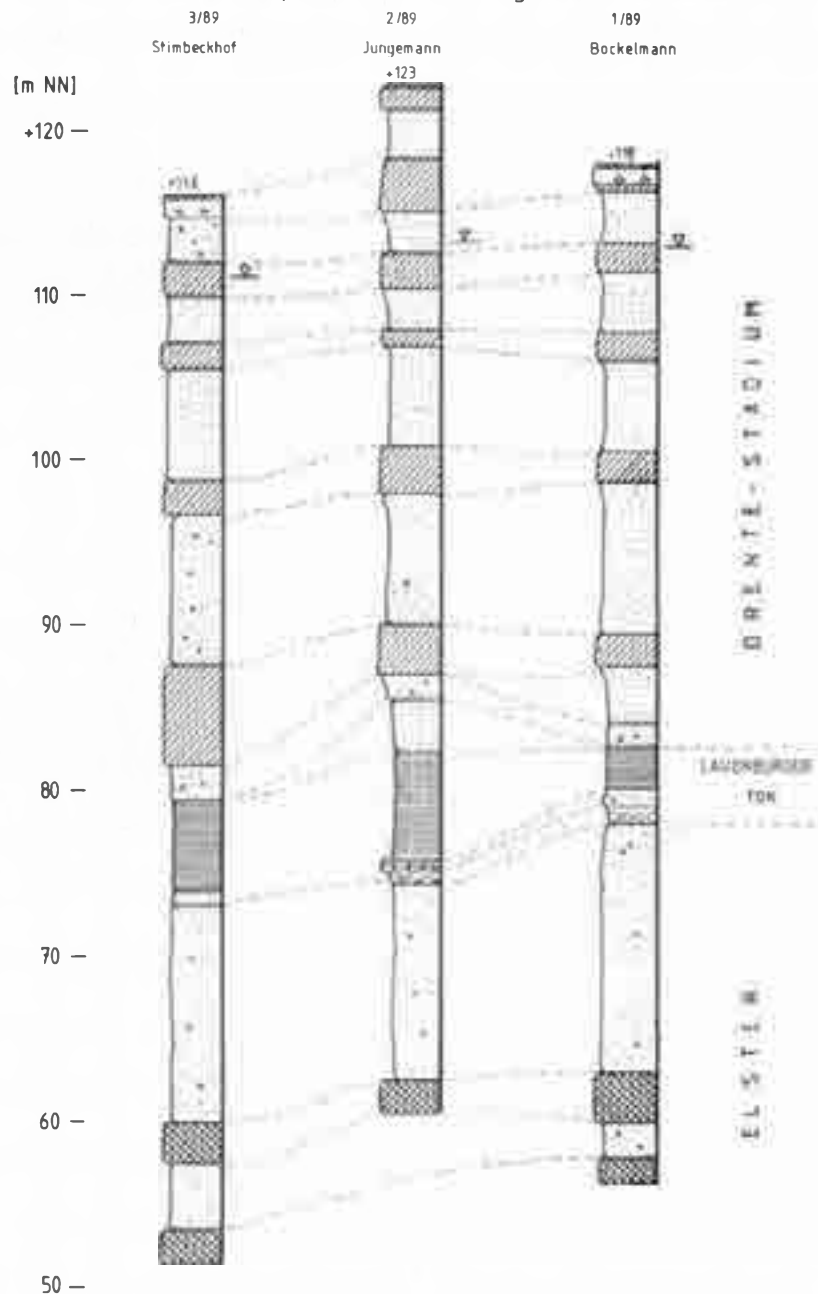


Abb. 2. Bohrprofile durch die glaziäre Elster-Drenthe-Folge im Raume von Oberhaverbeck. Sie können als lithostratigraphische Standardprofile gelten.

druck einer Zweigliederung des Drenthestadiums, der über die Vollgliederung hinwegtäuscht.

Generell kann man von einem schichtkonformen Aufbau der Drenthelandschaft sprechen, der durch glaziäre Zyklen gekennzeichnet ist. Sie beginnen gewöhnlich mit Beckensand oder Vorschüttungssand, darüber folgt eine Grundmoräne und dann ein Nachschüttungssand. Diese Sedimentkörper liegen relativ ruhig, und nur lokal sind Schichtausfälle, Erosionsformen und Emissionsflächen feststellbar. Die hohes Niveau erreichenden Drentherücken, wie z. B. der Bispinger Sand, die Raubkammer, die Höhen N von Nieder- und S von Oberhaverbeck, auch der Druhwald N von Steinbeck sind nichts anderes als ruhig liegende Drenthe-Moränenplateaus, keinesfalls Endmoränen (Abb. 3).

Daß man sich bei vielen älteren Endmoränen-Konstruktionen nur von der Phantasie, nicht vom nüchternen Kartierbefund hat leiten lassen, wurde bereits an anderer Stelle vermerkt (Lüttig 1968). Besonders vorsichtig sollte man mit Formen sein, denen das Inventar der glaziären Serie (von distal zu proximal Sander – Endmoräne – Grundmoränenplatte) fehlt, wie z. B. dem eher an einen Ås erinnernden Höhenzug Timmerloh-Graseberg-Kreuzberg (Blatt Bisingen), die gleiche, rheinische Streichrichtung besitzende, ebenfalls åsähnliche Moräne zwischen Sprengel und Gilmerdingen (Blatt Neuenkirchen, „Neuenkirchener Moräne“, Woldstedt 1939) und vor allem mit dem nur geringe Höhe erreichenden Rücken des Stucksberges (+70 NN) südlich von Handeloh (Höfle et al. 1985); alle haben mit Endmoränen nicht das geringste zu tun.

Bei der Konstruktion des äußersten Eisrandes des Warthestadiums sind ähnliche Fehler gemacht worden. Vom Verfasser wurde bereits klargestellt (Lüttig 1988), daß der Wilseder Berg, dessen Geschiebeinventar bereits von Hesemann (1939) als drenthezeitlich erkannt worden war, keine Wartheendmoräne ist, sondern ein Halbnutak, das vom Wartheeis ummantelt und gestaucht worden ist. Der Totengrund von Wilsede hingegen ist im Gegensatz zu Stollers (1914, 1918) Auffassung eine reine Erosionsform in eine von Undeloh nach S schief ansteigende Warthe-Geschiebemergelplatte.

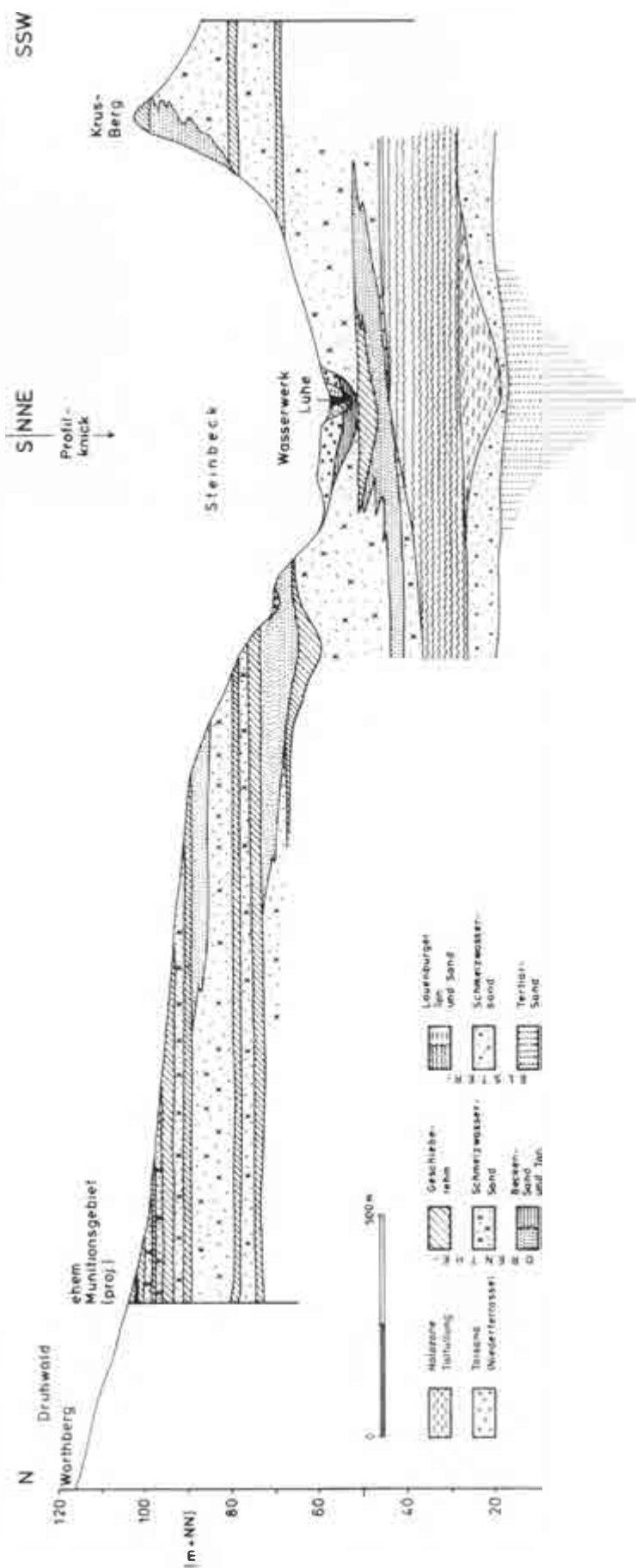


Abb. 3. Charakteristisches N-S-Profil durch eine hochliegende drenthezeitliche Geschiebelehmplatte in der Gegend Druhwald-Steinbeck.

Bezüglich der genauen Konstruktion der Haupt-Wartheeisrandlage ist noch einiges unklar. Der Moränenbogen vom Stukenwald NW von Buchholz bis zu den Sprötzer Bergen besitzt nach SSE auf Blatt Handeloh keine Fortsetzung. Höfle et al. (1992) bestreiten für das Blatt Handeloh überhaupt das Vorhandensein von Warthemoränen. Aber auf Blatt Behringen ist vom Verfasser auf der Höhe südlich von Heimbuch wieder Warthematerial gefunden worden, so daß eine Fortsetzung des Wartheaußenrandes entlang der Linie Heimbuch-Stadtberg SW von Wilsede, dann zum Holzberg N von Sellhorn über Egestorf-Regenberg und Hasenberg NE von Evendorf denkbar erscheint. Doch sollten hier die neueren Kartielergebnisse noch abgewartet werden.

Fest steht, daß nach den beiden Stationen der Saaleeiszeit eine erhebliche Ausräumung stattgefunden hat. Das zeigen die Gegebenheiten in den in die Saale-Moränen eingeschnittenen Flußtälern, die tiefe Lage der Vorkommen des *Eem-Interglazials* (Kieselgur von Bispingen, Hützel, Steinbeck und Schwindebeck, Stoller 1918, Hallik 1953, 1960, Woldstedt 1942, 1949, H. Müller 1974), das Eem-Vorkommen N des Wilseder Berges (Garleff & Leonardis 1971), das Eem E von Todtshorn (Höfle et al. 1985) und die tiefe Lage der weichseleiszeitlichen Trockentäler und Soliflukstionsströme, die v.a. am Steingrund – dabei handelt es sich um einen Blockstrom – und am N-Rande des Wilseder Berges besonders eindrucksvoll zu beobachten sind.

Als Folge des Vorhandenseins des in der Großen Baltischen Endmoräne NE des heutigen Elbtales liegendegebliebenen Eismasse der letzten, der *Weichsel-Eiszeit* und bereits in der Zeit vor dem Erreichen der äußersten Weichsel-Eisrandlage herrschte während dieses ca. 100 000 Jahre langen Kryomers (= Zeit relativer Kälte in den quartären Klimazyklen, Lüttig 1965) in unserem Gebiet ein Periglazialklima, welches gekennzeichnet war durch dezimiertes Pflanzenkleid, tiefreichenden Dauerfrostboden, erhebliche physikalische Verwitterung mit Kongelifraktion, Kryoturbation, Bodenfließen, Winderosion und Sedimentverfrachtung. Die Abtragung geschah flächenhaft, nur ausnahmsweise linear. Übrig blieben i.w. Soliflukstionsbildungen, in der Heide

i. w. gekennzeichnet als „Geschiebedecksand“, ein Umlagerungsprodukt der Böden und oberflächennahen Lockergesteine, petrographisch im Durchschnitt ein strukturloser lehmiger, steiniger Sand, lokal mit Würgeböden und Eiskeilpseudomorphosen vergesellschaftet. Dieser Sand bedeckt einen großen Teil des Geländes als Schleier von durchschnittlich 0,5–1 m Mächtigkeit, lokal auch mit größerer Dicke. Wegen seiner Korngrößenverteilung und da er weitgehend der wasserungesättigten Bodenzone entspricht, hat er für den Pflanzenwasserhaushalt allergrößte Bedeutung. Er trocknet nicht sehr schnell aus, macht deshalb Sickerwasser relativ lange pflanzenverfügbar, ist als lockeres Decksediment auch für die Ausbildung eines guten Wurzelraumes forstwirtschaftlich willkommen.

Neben dem Geschiebedecksand ist als weitere lithostratigraphische Einheit der Talsand, der feinklastische Körper der Niederterrasse der Flüsse zu nennen. Er besteht – in Abhängigkeit von der Petrographie der benachbarten Sedimentkörper, aus denen er entstanden ist – meist aus lichtockerfarbenen Feinsanden, lokal aber auch Grobsanden, und bildet bereits im Oberlauf eine durch die spätere, holozäne fluviale Erosion herausgearbeitete, talabwärts ca. 2 m Talauenabstand bekommende Terrasse. Die holozänen Bachtäler beginnen fast stets in einer wannenförmigen Talsandsenke. Nie wurde auf Talsand Geschiebedecksand, wohl holozäner Flugsand, gefunden, ein Zeichen dafür, daß die weichselzeitliche Talsandbildung bis ins Spätglazial fort-dauerte.

Wie der Talsand trägt auch der nicht gänzlich nährstoffarme Geschiebedecksand, auch weil er lokal stark verhärteten, durch die periglaziäre Deflation entstandenen Steinsohlen auf, liegt, gut ausgeprägte *Podsol*-Böden mit den entsprechenden Humus- oder Eisenortsteinlagen bei, die sich weitflächig – mit Ausnahme der auf den Warthe-Geschiebemergeln entwickelten Parabraunerden (Mückenhausen 1939) und der in den Tälern vorhandenen Moor- und Gleyböden – in der Heide finden. Die Podsolierung ist ein Ausdruck der im *Holozän* stattfindenden Bodenentwicklung auf den im Durchschnitt relativ „armen“ Böden. Daß sie z.T. bereits im frühen *Holozän* statt-

fand, zeigt das Vorhandensein von Ortsteinlagen an der Basis der erst vom Spätatlantik (von rd. 3000 v. Chr. ab) aufwachsenden, auf Mudden, z. B. in Ausblasungswannen (Schlatts), folgenden *Hochmoortorfe*. Aber auch in Flugsandprofilen, die lokal schon im Spätweichselglazial (z. B. mit dem Usse-lo-Horizont, der vor kurzem vom Verfasser bei Todtshorn aufgefunden wurde) und im Frühholozän beginnen – die Masse ist jünger als das Subboreal (Pyritz 1972) –, liegt vielenorts Podsol schon unter den äolischen Bildungen.

Die bereits angesprochene Vermooring hat in entsprechender topogener Situation mit Niedermoores lokal bereits im Frühholozän begonnen, die Hochmoorbildung ist i. w. jünger als das Atlantikum.

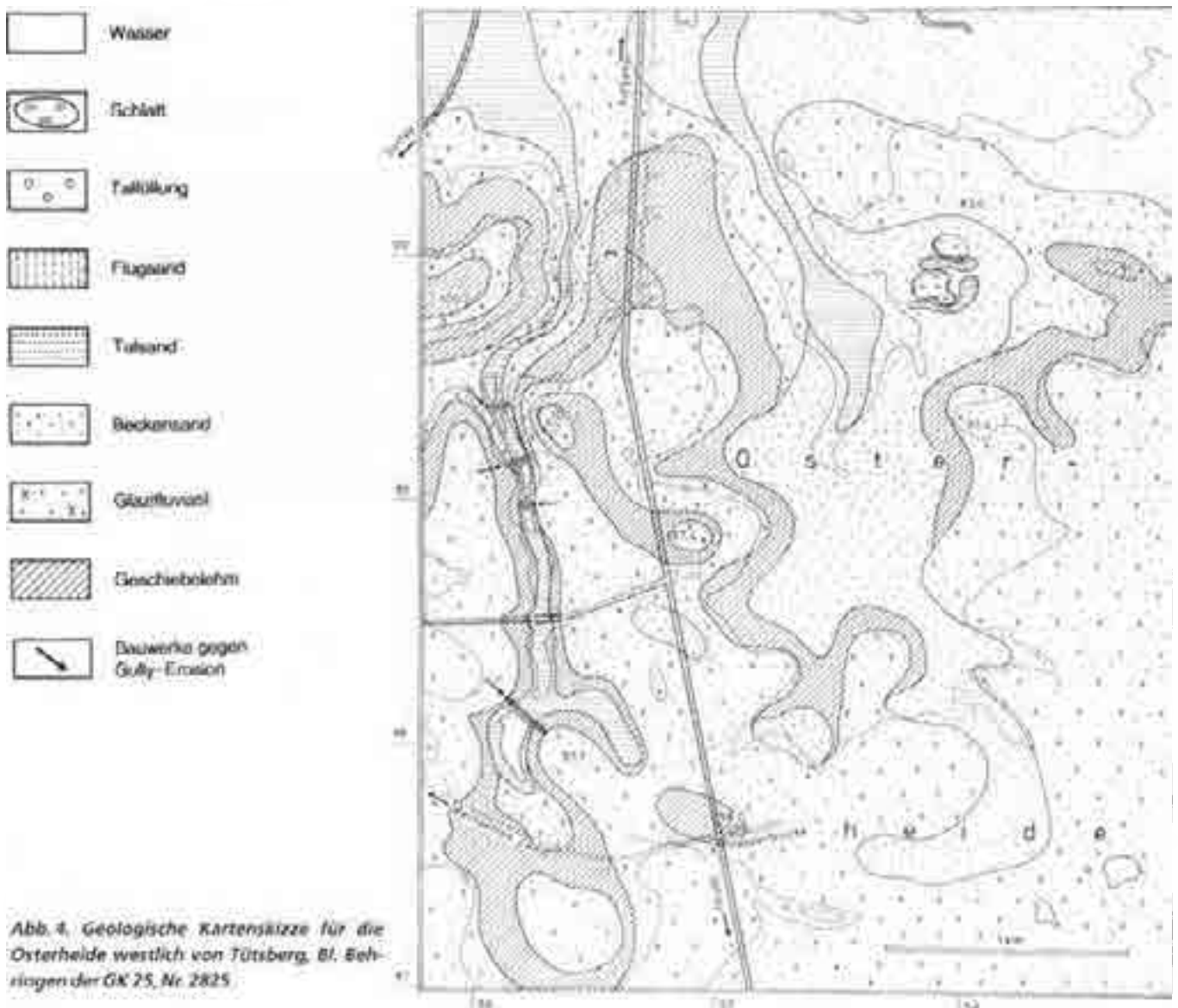
Dieses sind die wesentlichen und für die Fragestellung wichtigsten Schritte der Entwicklung des in Frage stehenden Teiles des Naturraumes im Quartär. Das Ergebnis ist ein Mosaik von Gesteinsausstrichen und Bodenarten, deren Charakter für die Reaktion des Bodens auf die hier spezifische stattfindende anthropogene Einwirkung bekannt sein muß, wenn es darum geht, Schritte zur Revitalisierung des Naturraumes auf die richtige Basis zu stellen.

Der Hinweis auf die Vielgestaltigkeit der Form der Gesteinsausstriche erscheint dem Autor besonders wichtig; Abbildungen 4 und 5 stellen diese Gegebenheit für Teile der Roten Flächen im Raume von Tütsberg dar. Auf Gemeinsamkeiten und Unterschiede wird noch eingegangen werden müssen. Revitalisierungsmaßnahmen müssen auf der Basis der geologischen Erkenntnisse stehen und dürfen nicht pauschal und nach großflächigem Muster erfolgen.

4. Der Boden im Wasserkreislauf

Eine der wichtigsten Erkenntnisse der modernen Umweltforschung ist, daß die Frage der Lebensfähigkeit der Pedosphäre besonders sorgfältig betrachtet werden muß. Das ist eine Frage, bei der es stets auf das Element Wasser ankommt. Ein kurzer Blick auf die Vorgänge beim Kreislauf des Wassers erscheint daher angebracht.

Im Untersuchungsgebiet beträgt die jährliche Niederschlagsmenge durchschnittlich 850 mm. Der Anteil der Verdunstung ist mit rund 450 mm/a zu



veranschlagen. Der Rest geht in den Abfluß. Dessen größerer Teil verläuft oberirdisch; dabei gelangt ein kleiner Teil über die Evaporation wieder in die Atmosphäre. Der verbleibende unterirdische Abfluß ist für die Revitalisierungsfragen von entscheidender Bedeutung. Bekanntlich gibt es für die Art, räumliche Gestaltung und Geschwindigkeit desselben mehrere Möglichkeiten. Der Fall, daß das Gestein, in das das Niederschlagswasser infiltriert, wassererfüllt ist, ist i. a. nur in den Talauen erfüllt, so daß die Infiltration überwiegend nach Überwindung eines gewissen Flurabstandes, der von der Infiltration überbrückt werden muß, über die wasserungesättigte Bodenzone erfolgt. Sie besteht aus dem seit E. A. Mitscherlich (1906) so genann-

ten Dreistoffgemisch aus den Mineralen und Mineralaggregaten des Bodens (= fest), dem Sicker- und Haft- und Kapillarwasser (= flüssig) und der in den Porenräumen und Klüften des Gesteins vorhandenen Luft (= gasförmig). Für den als Basis allen Lebens stattfindenden Angriff des Bios (Bodenorganismen) auf das Lithos (die Gesteinswelt), d.h. die lithobiontischen Vorgänge (Lüttig 1971), für die Entwicklung der Bodenfruchtbarkeit, für die Filterwirkung, die der Boden für das Grundwasser besitzt, ist dieses Dreistoffgemisch von außerordentlicher Wichtigkeit. Die Pedosphäre ist daher nicht lediglich eine Verankerungszone für Vegetation oder eine Verwitterungszone der Lithosphäre, wie das einige mechanistisch denkende Zeitgenossen gern

ausdrücken, sondern sie bildet, ebenso wie die Haut des Menschen (das größte und wichtigste Organ desselben), die Erdhaut, welche für die Bewahrung der Lebensfähigkeit der Geosphäre (= Litho- + Bio- + Atmo- + Hydrosphäre) von essentieller Bedeutung ist.

Uns interessiert, was unter diesem Gesichtswinkel eine Verdichtung des Bodens bedeutet. Die Antwort auf diese Frage ist sehr einfach zu geben: Verdichtung bedeutet eine ($\pm$ erhebliche) Herabsetzung des Verhältnisses zwischen den flüssigen und gasförmigen zugunsten der festen Phase des Bodens, eine Herabsetzung des effektiven Porenraumes, damit eine Verminderung der Durchflußgeschwindigkeit des Sickerwassers, unter Umständen eine Abnahme der Grundwasserneu-

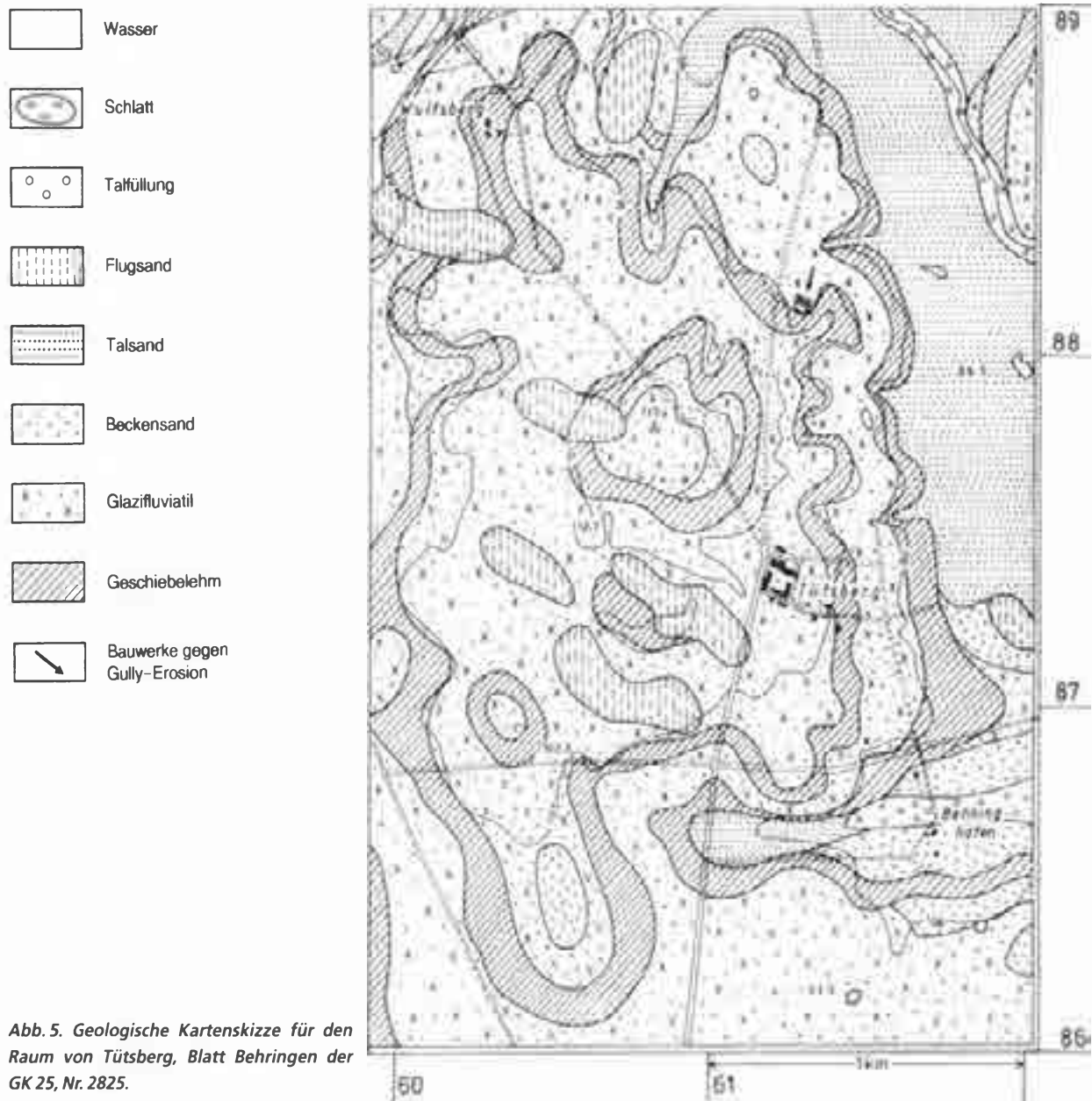


Abb. 5. Geologische Kartenskizze für den Raum von Tütsberg, Blatt Behringen der GK 25, Nr. 2825.

bildung, gleichzeitig eine Herabsetzung des unterirdischen Abflusses generell gegenüber dem oberirdischen Abfluß. Damit ist eine Erhöhung der Gefahr der durch den oberirdischen Abfluß hervorgerufenen Bodenerosion verbunden. Bodenkompaktion wirkt daher wasserwirtschaftlich defizitär (da die Rücklage vermindert wird), in bodenphysikalischer Hinsicht qualitätsverschlechternd und erosionsgefährdend, v.a. dort, wo die Vegetation geschädigt ist. Sie kann außerdem für die Forstwirtschaft aufwuchsverzögernd wirken.

Kompaktion setzt allerdings auch, und zwar durch die Herabsetzung der

Infiltrationsrate, die Gefährdungsmöglichkeit für das Grundwasser durch in den Boden gelangende Kontaminanten herab, gesetzt den Fall, für deren Einsickerung spielen Oberflächen-Spannungskräfte, Adhäsions-, Adsorptionsvermögen, Ionenaustauschvermögen des Bodens und biologische Umsetzungsvorgänge keine Rolle. Das soll heißen: Ein intakter, bodenphysikalisch „gesunder“, v.a. luftreicher Boden mit guten Gefügeeigenschaften besitzt gegenüber chemischer Kontamination wesentlich bessere „Abwehrkräfte“ als ein kompakter. Diese Bemerkung ist notwendig, weil offenkundig der Irrglaube verbreitet ist, ein kompakter

Boden sei einer Oberflächenversiegelung gleichzusetzen. Auch für einen kompaktierten Boden lassen sich Kf-Werte bestimmen, d.h. er ist niemals völlig dicht, die Wasserbewegung ist nur stark vermindert (im Gegensatz zu künstlich versiegelten Böden, z.B. mittels Deponieabdichtungen bewirkten Barrieren).

Diese Äußerung kann zu der Frage nach der Höhe der generell bekannten oder speziellen Kf-Werte führen. Der Verfasser neigt dazu, diese wie folgt zu beantworten:

■ Ein Kf-Wert-Bereich von $x \text{ mal } 10^{-8}$ bis $x \text{ mal } 10^{-9} \text{ m/sec}$ kann in diesem Fall als verläßlich gelten.

■ Man möge aber bedenken, daß derartige Zahlen nichts sagen, weil in einem mechanischen System immer die schwächste Stelle die Frage der Sicherheit bestimmt. Wer im fraglichen Gebiet Aufschlüsse und Bodenprofile gesehen hat, wird wissen, daß trotz weitflächiger Kompaktion an Bodenanisotropien (alte Wurzelbahnen, Kryoturbationerscheinungen, Eiskeil-Pseudomorphosen etc.) völlig andere Durchlässigkeiten bestehen können als in der „normalen“ Kompaktionszone. Man sollte daher die Kf-Wert-Bestimmungen nicht zu einer fetischistischen Betrachtungsweise hochstilisieren. Die realen Fälle sind ähnlich dem in einer „perfekten“ Deponieabdichtung. Wenn dort eine Baufirma in mustergültiger Weise einen Bentonit-Geotextil-Plastik etc.-Schleier vorsah, ein Baggerführer aber in dieser Dichtungsbahn einen großen Stein oder eine Flasche vergraben hat, kann das ganze System zerbrechen.

■ Wer eine größere Zahl von Kf-Wert-Bestimmungen gemacht hat, ist außerdem skeptisch bezüglich der Exaktheit von Kf-Werten im Bereich $< x \text{ mal } 10^{-9}$; bei der zu diesen Bestimmungen sehr langen Meßzeit treten in den Meßzylindern gewöhnlich große technische Probleme auf.

Es ist daher vernünftig, nur von Gebietswerten auszugehen; diese liegen im o.g. Bereich.

5. Eignung der Gesteins- und Bodenarten für die Kompaktion

Die durch Kettenfahrzeuge und andere hohen Bodendruck erzeugende Fahrzeuge hervorgerufene Bodenverdichtung macht sich naturgemäß im oberflächennahen Bereich der Lockergesteine, d.h. im obersten Meter bemerkbar. Da dieser Bereich nach dem Vorhergesagten, soweit er nicht von Torf, Aue-, Tal- und Flugsand eingenommen wird, weitgehend in Geschiebedecksanden liegt, spielen für das Ausmaß der Verdichtung vor allem die Mächtigkeit und das Bodenprofil des Decksandes eine Rolle. Nicht übersehen sollte man außerdem geogene Kompaktionszonen, wie Ortsteinhorizonte, alte ferretisierte Wasserstandsmarken, ferretisierte Steinsohlen, die v.a. im Geschiebedecksand häufig sind. Die Feld-

beobachtungen lehren, daß Gebiete mit gut ausgebildeten Podsolen besonders suszeptibel sind.

Zu berücksichtigen ist hierbei, daß die in Frage kommenden Heideflächen vor der Befahrung z.T. ackerbaulich, z.T. forstwirtschaftlich genutzt worden sind; andere haben – im landwirtschaftlichen Sinne – brachgelegen. Weite Teile der ursprünglichen Forstflächen, soweit sie nicht in den Geschiebelehmausstrichen liegen, zeigen eine durch die in Waldstandorten, v.a. mit Nadelhölzern bestandenen Flächen bekannte primäre Verdichtung, z.T. als Folge der hohen stomatären Transpiration, der nur geringen Infiltration und der damit verbundenen Überbeanspruchung des Wurzelraumes. Diese Erscheinung ist jedem Kartierer vertraut, der bei der geologischen und bodenkundlichen Landesaufnahme Handbohrungen niederzubringen hat: Vor allem in dichten Fichtenbeständen ist der Bohrfortschritt sehr gering, es bohrt sich dort wesentlich schwerer als in Ackerflächen, v.a. wenn dort Tiefenumbruch stattgefunden hat.

Damit ist gleichzeitig auf die Rolle der vorausgegangenen Bodenbearbeitung hingewiesen. Es darf nicht übersehen werden, daß große Teile der heutigen Heideflächen – das ist z.B. an Hochäckern sichtbar – früher über längere Zeit landwirtschaftlich genutzt worden sind. Die Spuren von Plaggenwirtschaft und Tiefumbruch sind dort gebietsweise zu erkennen.

Generell kann als richtig gelten, daß Bodenstandorte mit Geschiebedecksand als Bodenart am suszeptibelsten gegen Kompaktion sind. Boden auf Schmelzwassersanden sind weniger gut verdichtbar. Hinzu kommt, daß dort im allgemeinen tiefe Grundwasserstände herrschen. Geschiebelehm- und Geschiebemergelausstrichgebiete zeigen neben Flugsandgebieten die geringsten Kompaktionsspuren, die Grundmoränengebiete auch deshalb, weil dort neben Podsolen vielenorts Parabraunerden entwickelt sind. An der stark abgeflachten Kornverteilungskurve ist außerdem abzulesen, daß das Material nicht gut verdichtungsgeeignet ist.

In den Beckenfeinsanden hingegen herrscht bereits eine – mit der guten Sortierung zusammenhängende – primär hohe Verdichtung; die anthropo-

gene Kompaktion ist in der Regel nur ein zusätzlicher Effekt.

Man muß also beachten, daß die Verschiedenartigkeit des Ausbisses der einzelnen Gesteinsarten eine Unterschiedlichkeit der Kompaktibilität mit sich bringt. Das heißt, daß bei Folgemaßnahmen jede einzelne Ausstrichfläche gesondert zu betrachten ist, wobei zusätzlich die Flächenneigung eine Rolle spielt: In Ausstrichgebieten mit flacher Oberfläche sind die Kompaktionshorizonte in der Regel mächtiger als an geböschten Hängen.

6. Erscheinungsbilder

Die beiden in Abbildung 4 und 5 wiedergegebenen Ausschnitte aus den Roten Flächen sollen helfen, diesen Hinweis verstehen zu können.

Abbildung 4 zeigt das Gebiet im W des auf Abbildung 5 dargestellten. Beide Bereiche sind intensiv und lange Zeit von Kettenfahrzeugen durchquert worden. Im wesentlichen erfolgte die Befahrung vom Reinsehlen Camp aus (Abb. 4) über die Panzerbrücke über die B 3 nach E hin in das Gebiet der Abbildung 5 und zurück.

Das in Abbildung 4 dargestellte Areal umfaßt i.w. weitflächige Geschiebedecksand- und Schmelzwassersand-Ausstriche; in Nebentälern der Wümmen wird flächenhaft Geschiebelehm angeschnitten. Die Befahrung der relativ flachen Sandplateaus hat zu einer ein waschbrettartiges Muster hervorruhenden Oberflächenverformung und starker Kompaktion geführt. Das hat den Rillen folgende Gully-Erosion ausgelöst. Das lockere Bodenmaterial wurde in die Täler verschwemmt. Ein in der Rheinarmee tätiger Pionier-Offizier, der Geographie studiert hatte, hatte in Erinnerung, daß lineare Erosion durch eine signifikante Schleppkraft beschrieben werden kann. Daraus entwickelte er die Idee, die Schleppkraft könne durch talsperrenähnliche Dammbauwerke (Pfeile in Abb. 4) herabgesetzt und damit die Tiefen-Erosion gestoppt werden.

Ähnlich ging man im Gebiet von Abbildung 5 vor (Pfeil im NE Teil des Blatt-ausschnittes). Dort ist das Gelände morphologisch stärker kuppig; die Geschiebelehmausstriche erwiesen sich als weniger erosionsgefährdet als die Sandausstriche. Der hier angelegte Stau

damm fing wie die Staudämme auf Abbildung 4 rasch das in den Stauraum verschwemmte Kolluvium, i. w. Schluff und Feinsand mit hohem Wassergehalt auf. Die Stauräume waren sehr rasch mit Kolluvium gefüllt. Die Gully-Erosion hörte, weil die Kompaktion auf den befahrenen Flächen naturgemäß nicht unterblieb, keinesfalls auf. Die Stauräume entwickelten sich zu Panzerfallen, denn die Fahrer der Kettenfahrzeuge, deren Sicht ohnehin beschränkt ist, konnten die Gefährlichkeit der wassergesättigten Lockermassen in denselben keinesfalls erkennen und versuchen, die Stauräume zu durchqueren. Als der vierte oder fünfte Panzer in den Schlammassen versunken war und erhebliche Bergungsmaßnahmen erforderlich waren und die entstehenden Kosten die dafür zahlungspflichtigen deutschen Behörden zum Erschrecken gebracht hatten, wurde schließlich die Behörde, der der Berichtersteller damals angehörte, das NlFb in Hannover, bemüht und um Rat gebeten.

7. Gegenmaßnahmen

Im Zuge der bodenkundlichen Kartierung in Niedersachsen ist das NlFb bereits vor dieser Einschaltung mit der Frage der Bodenkompaktion befaßt worden, v. a. im Lößbodengebiet südlich von Hannover.

Durch die Veränderung der Bodenbearbeitungsmethoden – früher Pflügen mit Gespannen, heute mit immer schwerer werdenden Maschinen (vgl. *Bartels-Langweige* 1987) – ist in den an und für sich gut bearbeitbaren Lößböden in zunehmendem Maße Bodenverdichtung festgestellt worden, die zu einer erheblichen Verschlechterung der Infiltration mit der Folge der Entstehung von Stauwasser, verspäteter Befahrbarkeit im Frühjahr, Entstehung einer anthropogenen Bodenerosion, Verschlechterung von Belüftung, Garezustand, Gefügestabilität etc. und verminderten Ertragspotentials, v. a. im Raume Pattensen - Hildesheim geführt hat. Bekannt ist bereits seit *Ceratzki* (1966), *Renger* (1968), *Ceratzki & Schulze* (1970), daß gegen diese Verdichtung Tiefpflugmaßnahmen gut geeignet sind. Durch das Tiefpflügen können, wie v. a. aus der Moorkultivierung seit dem letzten Jahrhundert bekannt ist (vgl. z. B. *Brüne* 1948, *Eggels-*

mann 1970), nicht nur stauende Ortsteinlagen, sondern auch Pflugsohlen nachhaltig durchbrochen werden; die dadurch hervorgerufene oder wiederhergestellte Infiltration ist auch geeignet, den unterirdischen Abfluß, d. h. die Versickerung so zu erhöhen, daß die Neigung des Bodens zur Erosionssuszeptibilität entscheidend herabgesetzt werden kann (*W. Müller* 1985).

Entsprechend lautete der Vorschlag für Gegenmaßnahmen, der im Gutachten des NlFb (Bearbeiter *Dr. Bernhard Große*) gemacht wurde: Die kompaktierten Böden sollten von Zeit zu Zeit – unter Zuhilfenahme der sie verursachenden Kettenfahrzeuge, deren Kommandant diese Arbeit gleichzeitig noch zur Gefechtsübung zu stilisieren in der Lage war – mit Tiefpflügen ähnlichen Eggen aufgekratzt werden, wodurch die Verdichtungszone unterbrochen und die Versickerung wiederhergestellt wird.

Diese Übungen wurden in den letzten Jahren der Befahrung der Roten Fläche konsequent durchgeführt; sie haben die Kompaktion weitgehend aufgehoben und damit die Bodenerosion entscheidend herabgesetzt.

8. Folgerung

Bei der Revitalisierung der Roten Flächen kann die vorhandene Kompaktion nach der in Kapitel 7 beschriebenen Weise erfolgreich aufgehoben werden. Zu beachten sind dabei das geologisch-bodenkundliche Potential sowie die hydrogeologischen Vorbedingungen in den einzelnen Bodenstandorten; sie sind sehr unterschiedlich und wechseln von Ort zu Ort. Die mit der Revitalisierung Beauftragten sollten, dieser Tatsache eingedenk, die (verfügbare) geologische Spezialkarte einsehen und entsprechenden Rat der Geologen einholen.

9. Danksagung

Der Verfasser ist für die Begleitung seiner seit 1963 stattfindenden Geländearbeiten und manche Hilfe mehrerer Institutionen und zahlreicher Einzelpersonen, deren Aufzählung unmöglich ist, zu großem Dank verpflichtet, v. a.

■ dem Verein Naturschutzpark (VNP), vertreten durch dessen Geschäftsführer, Herrn *Dr. Jüttner*, Niederhaverbeck,

■ der Staatlichen Forstverwaltung, insbesondere Herrn Forstdir. *Dr. Hanstein*, Sellhorn,

■ den Standortkommandanten der Rheinarmee, insbesondere Herrn Lieut. Col. *Twickel*, Reinsehlen,

■ den Kartierern des Niedersächsischen Landesamtes für Bodenforschung, Hannover und

■ vor allem aber der großen Zahl von Assistenten und Studenten, die an den geologischen Aufnahmen mitgewirkt haben.

10. Literatur

Bartels-Langweige, 1987: Zur Befahrbarkeit bindiger Böden mit Raupenfahrzeugen. – Schriftenr. Inst. Bauwirtsch. u. Baubetr. 23, 1–201. Braunschweig 1987.

Brüne, F., 1948: Die Praxis der Moor- und Heidekultur. – Berlin u. Hamburg (Parey) 1948.

Ceratzki, W., 1966: Die Charakterisierung von bearbeitungsbeeinflussten Bodeneigenschaften zum Pflanzenwachstum. – Landbauforsch. Völkenrode 16, 1, 37–44, 16 Abb. Braunschweig-Völkenrode 1966.

Ceratzki, W., Schulze, F., 1970: Veränderungen von Porositätsverhältnissen und pflanzlicher Wasserentnahme im Profil von zwei Parabraunerden aus Löß nach dem Tiefpflügen. – Mitt. dt. bodenk. Ges. 11, 57–67, 9 Abb. Göttingen 1970.

Eggelsmann, R., 1970a: Durchlässigkeit als bodenkundlicher Grenzwert der Tiefpflugkulturen in Moor und Anmoor. – Z. Kulturtechn. Flurber. 11, 1, 18–27, 4 Tab., 4 Abb. Berlin und Hamburg 1970.

Eggelsmann, R., 1970b: Zur Durchlässigkeit der Tiefpflugkulturen in Moor und Anmoor. – Mitt. dt. bodenk. Ges. 10, 128–130. Göttingen 1970.

Garleff, K., Leontaris, S. N., 1971: Jungquartäre Taleintiefung und Flächenbildung am Wilseder Berg (Lüneburger Heide). – Eisz. & Gegenw. 22, 148–155, 3 Abb. Öhringen/Württ. 1971.

Groba, E., Ortlam, D., Vierhuff, H., 1970: Pleistozäne Rinnen in der Lüneburger Heide. – Eisz. & Gegenw. 21, 185–186. Öhringen/Württ. 1970.

Hallik, R., 1953: Zur Feinstratigraphie des Eem-Interglazials. – Geol. Jb. 68, 179–184, 1 Abb. Hannover 1953.

- Hallik, R.*, 1960: Die Vegetationsentwicklung der Holstein-Warmzeit in Nordwest-Deutschland und die Altersstellung der Kieselgurlager der südlichen Lüneburger Heide. – Z. dt. geol. Ges. 112, 2, 326–333. Hannover 1960.
- Hesemann, J.*, 1939b: Diluvialstratigraphische Geschiebeuntersuchungen zwischen Elbe und Rhein. – Abh. naturw. Ver. Bremen 31, 247–285. Bremen 1939.
- Höfle, H.-C.*, 1985: Geologische Karte von Niedersachsen 1:25000. Erläuterungen zu Blatt Nr. 2726 Hanstedt. 107 S., 12 Abb., 6 Tab., 8 Kt. Hannover 1985.
- Höfle, H.-C. et al.*, 1992: Geologische Karte von Niedersachsen 1:25000. Erläuterungen zu Blatt Nr. 2725 Handeloh. – 88 S., 10 Abb., 3 Tab., 7 Kt. Hannover 1992.
- Lüttig, G.*, 1965b: Interglacial and Interstadial Periods. – J. Geol. 73, 4, 579–591, 4 Abb. Chicago 1965.
- Lüttig, G.*, 1968: Möglichkeiten der Endmoränen-Verknüpfung im Gebiet zwischen Aller und Elbe. – Mitt. geol. Inst. techn. Univ. Hannover 8, 66–73, 2 Kt. Hannover 1968.
- Lüttig, G.*, 1971d: Lithobiontics – scope of application, activities, future goals. – VIII intern. sedim. Congr. Abstr. 62. Heidelberg 1971.
- Lüttig, G.*, 1988: Neues zur Geologie um Wilseder Berg und Totengrund (Niedersachsen, Lüneburger Heide). – Verh. naturwiss. Ver. Hamburg n. F. 30, 489–504, 5 Abb. Hamburg 1988.
- Lüttig, G.*, 1992: Ehrhorn im Naturschutzgebiet Lüneburger Heide – ein Blick ins Buch der Erdgeschichte. – Naturschutz- und Naturparke 147, 26–32, 3 Abb. Bispingen 1992.
- Lüttig, G.*, 1993: „Revitalisierung“ statt „Renaturierung“. – Telma 23, 323–326. Hannover 1993.
- Mitscherlich, E.*, 1906: Bodenkunde für Land- und Forstwirte. – 1. Aufl. Berlin (Parey) 1906.
- Mückenhausen, E.*, 1939: Die Böden des Warthestadiums in Nordhannover im Vergleich zum westlichen Alt- und zum östlichen Jungdiluvium. – Abh. nat. Ver. Bremen 31, 335–346. Bremen 1939.
- Müller, H.*, 1974: Pollenanalytische Untersuchungen und Jahresschichtenzählungen an der eem-zeitlichen Kieselgur von Bispingen/Luhe. – Geol. Jb. (A) 21, 149–169, 5 Abb., 3 Tab. Hannover 1974.
- Müller, W.*, 1985b: Die Gefügemelioration durch Tieflockerung – Bisherige Erfahrungen und Ergebnisse. I. Standortkundliche Voraussetzungen ... – Schr. DVWK 70, 1–36. Hamburg und Berlin 1985.
- Pyritz, E.*, 1972: Binnendünen und Flugsandebenen im Niedersächsischen Tiefland. – Gött. geogr. Abh. 61, 1–153, 27 Abb., 2 Kt. Göttingen 1978.
- Renger, M.*, 1968: Verbesserung der physikalischen Eigenschaften von Parabraunerden aus Löß durch Tiefumbruch. – Kalibriefe 1968, 1, 3, 1–8. Hannover 1968.
- Stoller, J.*, 1914: Der jungdiluviale Lüneburger Eisvorstoß. – Jber. nieders. geol. Ver. 7, 214–230, 1 Kt. Hannover 1914.
- Stoller, J.*, 1918: Geologischer Führer durch die Lüneburger Heide. – In: Schöndorf, F., Geologische Wanderungen durch Niedersachsen und angrenzende Gebiete 1, 1–168, 8 Kt., 38 Abb., 2 Taf. Braunschweig (Vieweg) 1918.
- Woldstedt, P.*, 1939: Über Endmoränen in der südlichen Lüneburger Heide. – Abh. nat. Ver. Bremen 31, 236–246. Bremen 1939.
- Woldstedt, P.*, 1942: Über die Ausdehnung der letzten Vereisung in Norddeutschland und über die Stellung des Werthe-Stadiums in der norddeutschen Eiszeitgliederung. – Ber. Reichsamt f. Bodenf. 1942, 7/8, 131–139. Wien 1942.

Anschrift des Verfassers

Prof. em Dr. G. Lüttig
Wittinger Straße 126
29223 Celle

Veröffentlichungen aus der NNA

Mitteilungen aus der NNA*

1. Jahrgang (1990)

Heft 1: (vergriffen)

- Seminarbeiträge zu den Themen
 - Naturnahe Gestaltung von Weg- und Feldrainen
 - Dorfökologie in der Dorferneuerung
 - Beauftragte für Naturschutz in Niedersachsen: Anspruch und Wirklichkeit
 - Bodenabbau: fachliche und rechtliche Grundlagen (Tätigkeitsbericht vom FÖJ 1988/89)

Heft 2: (vergriffen)

- Beiträge aus dem Seminar
 - Der Landschaftsrahmenplan: Leitbild und Zielkonzept, 14./15. März 1989 in Hannover

Heft 3: Seminarbeiträge zu den Themen

- Landschaftswacht: Aufgaben, Vollzugsprobleme und Lösungsansätze
- Naturschutzpädagogik

Aus der laufenden Forschung an der NNA

- Belastung der Lüneburger Heide durch manöverbefindigen Staubeintrag
- Auftreten und Verteilung von Laufkäfern im Pietzmoor und Freyesser Moor

Heft 4: Kunstaussstellungskatalog „Integration“

Heft 5: (vergriffen)

- Heft Nordsee und Ostsee
- Urlauber-Parlament Schleswig-Holstein – Bericht über die 2. Sitzung am 24./25. November in Bonn

2. Jahrgang (1991)

Heft 1: Beiträge aus dem Seminar

- Das Niedersächsische Moorschutzprogramm – eine Bilanz – 23./24. Oktober 1990 in Oldenburg

Heft 2: (vergriffen)

- Beiträge aus den Seminaren
 - Obstbäume in der Landschaft
 - Biotopkartierung im besiedelten Bereich
 - Sicherung dörflicher Wildkrautgesellschaften
- Einzelbeiträge zu besonderen Themen
 - Die Hartholzaue und ihr Obstgehölzanteil
 - Der Bauer in der Industriegesellschaft
- Aus der laufenden Projektarbeit an der NNA
 - Das Projekt Streuobstwiese 1988–1990

Heft 3: Beiträge aus dem Fachgespräch

- Feststellung, Verfolgung und Verurteilung von Vergehen nach MARPOL I, II und V
- Beitrag vom 3. Adventskolloquium der NNA
 - Synethie und Alloethie bei Anatiden
- Aus der laufenden Projektarbeit an der NNA
 - Ökologie von Kleingewässern auf militärischen Übungsflächen
 - Untersuchungen zur Krankheitsbelastung von Möwen aus Norddeutschland
 - Ergebnisse des „Beached Bird Survey“

Heft 4: (vergriffen) Beiträge aus den Seminaren

- Bodenentsiegelung
- Naturnahe Anlage und Pflege von Grünanlagen
- Naturschutzgebiete: Kontrolle ihrer Entwicklung und Überwachung

Heft 5: Beiträge aus den Seminaren

- Naturschutz in der Raumplanung
- Naturschutzpädagogische Angebote und ihre Nutzung durch Schulen
- Extensive Nutztierhaltung
- Wegraine wiederentdecken
- Aus der laufenden Projektarbeit an der NNA
 - Fledermäuse im NSG Lüneburger Heide
 - Untersuchungen von Rehwildpopulationen im Bereich der Lüneburger Heide

Heft 6: (vergriffen)

- Beiträge aus den Seminaren
 - Herbizidverzicht in Städten und Gemeinden
 - Erfahrungen und Probleme

- Renaturierung von Fließgewässern im norddeutschen Flachland
- Der Kreisbeauftragte für Naturschutz im Spannungsfeld von Behörden, Verbänden und Öffentlichkeit
- Beitrag vom 3. Adventskolloquium der NNA
 - Die Rolle der Zoologie im Naturschutz

Heft 7: Beiträge aus dem Fachverwaltungslehrgang Landespflege für Referendare der Fachrichtung Landespflege aus den Bundesländern vom 1. bis 5. 10. 1990 in Hannover

3. Jahrgang (1992)

Heft 1: Beiträge aus dem Fachverwaltungslehrgang Landespflege (Fortsetzung)

- Landwirtschaft und Naturschutz
- Ordnungswidrigkeiten und Straftaten im Naturschutz

Heft 2: Beiträge aus den Seminaren

- Allgemeiner Biotopschutz – Umsetzung des § 37 NNatG
- Landschaftsplanung der Gemeinden
- Bauleitplanung und Naturschutz
- Beiträge vom 3. Adventskolloquium der NNA
 - Natur produzieren – ein neues Produktionsprogramm für den Bauern
 - Ornithopoesie
 - Vergleichende Untersuchung der Libellenfauna im Oberlauf der Böhme

4. Jahrgang (1993)

Heft 1: Beiträge aus den Seminaren

- Naturnahe Anlage und Pflege von Rasen- und Wiesenflächen
- Zur Situation des Naturschutzes in der Feldmark
- Die Zukunft des Naturschutzgebiets Lüneburger Heide

Sonderheft

„Eine trage des Anderen Last“ 12782 Tage Soltau-Lüneburg-Abkommen

Heft 2: Beiträge aus dem Seminar

- Betreuung von Schutzgebieten u. schutzwürdigen Biotopen
- Aus der laufenden Projektarbeit an der NNA
 - Tritt- und Ruderalgesellschaften auf Hof Möhr
 - Eulen im Siedlungsgebiet der Lüneburger Heide
 - Bibliographie Säugetierkunde

Heft 3: Beiträge aus den Seminaren

- Vollzug der Eingriffsregelung
- Naturschutz in der Umweltverträglichkeitsprüfung
- Bauleitplanung und Naturschutz

Heft 4: Beiträge aus den Seminaren

- Naturschutz bei Planung, Bau u. Unterhaltung von Straßen
- Modelle der Kooperation zwischen Naturschutz und Landwirtschaft
- Naturschutz in der Landwirtschaft

Heft 5: Beiträge aus den Seminaren

- Naturschutz in der Forstwirtschaft
- Biologie und Schutz der Fledermäuse im Wald

Heft 6: Beiträge aus den Seminaren

- Positiv- und Erlaubnislisten – neue Wege im Artenschutz
- Normen und Naturschutz
- Standortbestimmung im Naturschutz
- Aus der laufenden Projektarbeit an der NNA
 - Die Pflanzenkläranlage der NNA – Betrieb und Untersuchungsergebnisse

5. Jahrgang (1994)

Heft 1: Beiträge aus den Seminaren

- Naturschutz als Aufgabe der Politik
- Gentechnik und Naturschutz

* Bezug über die NNA; erfolgt auf Einzelanforderung. Alle Hefte werden gegen eine Schutzgebühr abgegeben (je nach Umfang zwischen 5,- DM und 20,- DM).

Veröffentlichungen aus der NNA

- Heft 2: Beiträge aus den Seminaren
– Naturschutzstationen in Niedersachsen
– Maßnahmen zum Schutz von Hornissen, Hummeln und Wespen
– Aktuelle Themen im Naturschutz und in der Landschaftspflege
- Heft 3: Beiträge aus den Seminaren
– Naturschutz am ehemaligen innerdeutschen Grenzstreifen
– Militärische Übungsflächen und Naturschutz
– Naturschutz in einer Zeit des Umbruchs
– Naturschutz im Baugenehmigungsverfahren
- Heft 4: Beiträge aus den Seminaren
– Perspektiven und Strategien der Fließgewässer-Revitalisierung
– Die Anwendung von GIS im Naturschutz
Aus der laufenden Projektarbeit an der NNA
– Untersuchungen zur Fauna des Bauerngartens von Hof Möhr

6. Jahrgang (1995)

- Heft 1: Beiträge aus den Seminaren
– Zur Situation der Naturgüter Boden und Wasser in Niedersachsen
– Projekte zum Schutz und zur Sanierung von Gewässerlandschaften in Norddeutschland
– Nachwachsende Rohstoffe – letzter Ausweg oder letztes Gefecht
- Heft 2: Beiträge aus den Seminaren
– Bauleitplanung und Naturschutz
– Situation der unteren Naturschutzbehörden
– Aktuelle Fragen zum Schutz von Wallhecken
- Heft 3: Beiträge aus den Seminaren
– Fördermaßnahmen der EU und Naturschutz
– Strahlen und Türme – Mobilfunk und Naturschutz
– Alleen – Verkehrshindernisse oder kulturelles Erbe

Sonderheft

3. Landesausstellung – Natur im Städtebau, Duderstadt '94
Beiträge aus den Seminaren
– Umweltbildung in Schule und Lehrerausbildung
– Landschaftspflege mit der Landwirtschaft
– Ökologisch orientierte Grünpflege an Straßenrändern

NNA-Berichte*

Band 1 (1988)

- Heft 1: (vergriffen)
Der Landschaftsrahmenplan · 75 Seiten
- Heft 2: (vergriffen) Möglichkeiten, Probleme und Aussichten der Auswilderung von Birkwild (*Tetrao tetrix*); Schutz und Status der Rauhfußhühner in Niedersachsen · 60 Seiten

Band 2 (1989)

- Heft 1: Eutrophierung – das gravierendste Problem im Umweltschutz? · 70 Seiten
- Heft 2: 1. Adventskolloquium der NNA · 56 Seiten
- Heft 3: (vergriffen) Naturgemäße Waldwirtschaft und Naturschutz · 51 Seiten

Band 3 (1990)

- Heft 1: Obstbäume in der Landschaft/Alte Haustierrassen im norddeutschen Raum · 50 Seiten
- Heft 2: (vergriffen)
Extensivierung und Flächenstilllegung in der Landwirtschaft / Bodenorganismen und Bodenschutz · 56 Seiten
- Heft 3: Naturschutzforschung in Deutschland · 70 Seiten

Sonderheft (vergriffen)

Biologisch-ökologische Begleituntersuchung zum Bau und Betrieb von Windkraftanlagen – Endbericht · 124 Seiten

Band 4 (1991)

- Heft 1: (vergriffen)
Einsatz und unkontrollierte Ausbreitung fremdländischer Pflanzen – Florenverfälschung oder ökologisch bedenklos?/Naturschutz im Gewerbegebiet · 88 Seiten
- Heft 2: (vergriffen) Naturwälder in Niedersachsen – Bedeutung, Behandlung, Erforschung · 80 Seiten

Band 5 (1992)

- Heft 1: Ziele des Naturschutzes – Veränderte Rahmenbedingungen erfordern weiterführende Konzepte · 88 Seiten
- Heft 2: Naturschutzkonzepte für das Europareservat Dümmer – aktueller Forschungsstand und Perspektive · 72 Seiten
- Heft 3: Naturorientierte Abwasserbehandlung · 66 Seiten
- Heft 4: (vergriffen)
Extensivierung der Grünlandnutzung – Technische und fachliche Grundlagen · 80 Seiten

Sonderheft (vergriffen)

Betreuung und Überwachung von Schutzgebieten · 96 Seiten

Band 6 (1993)

- Heft 1: Landschaftsästhetik – eine Aufgabe für den Naturschutz? · 48 Seiten
- Heft 2: „Ranger“ in Schutzgebieten – Ehrenamt oder staatliche Aufgabe? · 114 Seiten
- Heft 3: Methoden und aktuelle Probleme der Heidepflege · 80 Seiten

Band 7 (1994)

- Heft 1: Qualität und Stellenwert biologischer Beiträge zu Umweltverträglichkeitsprüfung und Landschaftsplanung · 114 Seiten
- Heft 2: Entwicklung der Moore · 104 Seiten
- Heft 3: Bedeutung historisch alter Wälder für den Naturschutz · 159 Seiten
- Heft 4: Ökosponsoring – Werbestrategie oder Selbstverpflichtung · 80 Seiten

Band 8 (1995)

- Heft 1: Abwasserentsorgung im ländlichen Raum · 68 Seiten
- Heft 2: Regeneration und Schutz von Feuchtgrünland · 129 Seiten

Band 9 (1996)

- Heft 1: Leitart Birkhuhn – Naturschutz auf militärischen Übungsflächen · 130 Seiten

* Bezug über die NNA; erfolgt auf Einzelanforderung. Alle Hefte werden gegen eine Schutzgebühr abgegeben (je nach Umfang zwischen 5,- DM und 20,- DM).

