

Aus dem Ökologie-Zentrum Kiel, Fachabteilung Landschaftsökologie

**GIS-gestützte Modellierung der Raumnutzung von
flugunfähigen Invertebraten**

**Dissertation
zur Erlangung des Doktorgrades
der Agrar- und Ernährungswissenschaftlichen Fakultät
der Christian-Albrechts-Universität zu Kiel**

**vorgelegt von
Dipl.-Geogr. Dirk Lorenzen
aus Schleswig**

Kiel, den 05. Dezember 2002

Dekan: Prof. Dr. F. Taube
Erster Berichterstatter: Prof. Dr. H. Roweck
Zweiter Berichterstatter: P.-D. Dr. habil. W. Schütz
Tag der mündlichen Prüfung: 13. Februar 2003

Gedruckt mit der Genehmigung der Agrar- und Ernährungswissenschaftlichen
Fakultät der Christian- Albrecht Universität zu Kiel

Danksagung

Mein Dank gilt zu allererst Herrn Prof. Dr. H. Roweck für die Betreuung der Arbeit, das entgegengebrachte Vertrauen sowie die Freiheit bei Themenwahl und Gestaltung der Arbeit. Zudem stand er stets zur Verfügung, wenn es nötig war und gab bereichernde Tips und Anregungen. In Fachfragen war er immer ein überaus kompetenter Ansprechpartner.

Dafür bin ich ihm zu großem Dank verpflichtet.

Ganz besonders danken möchte ich Herrn Dr. Heinrich Reck für die kritische Durchsicht der früheren Versionen dieser Arbeit und die vielen anregenden Diskussionen. Sein breites Fachwissen war in vielen Teilbereichen dieser Arbeit eine nicht genug zu würdigende Hilfe. Er hat sich zudem immer Zeit genommen, wenn ich mit allen möglichen Fragen unangemeldet in seinem Büro erschien und mich in Zeiten des Zweifels motiviert, diese Arbeit zu Ende zu bringen.

Besonders möchte ich mich bei meiner Familie bedanken. Insbesondere danke ich meiner Frau Hannah, die mir durch ihre Liebe und Geduld stets zur Seite stand und mir durch die Übernahme meiner „häuslichen Pflichten“ gerade in der Endphase der Arbeit „den Rücken freigehalten“ hat. Durch ihren Einsatz und ihr Engagement ist diese Arbeit überhaupt erst möglich geworden. Danke!

Meinen beiden Kindern Nora und Lars danke ich für ihr Verständnis und ihre Geduld, wenn „Papa“ am Wochenende mal wieder im Büro verschwand, keine Zeit zum Spielen hatte und an den Abenden erst spät wieder nach Hause kam. Wir holen das alles nach, versprochen.

INHALTSVERZEICHNIS

1	EINLEITUNG	1
2	ZIELSETZUNG	4
3	MATERIAL UND METHODEN	6
3.1	HARD- UND SOFTWARE.....	7
3.2	DIGITALE DATEN	8
3.3	DER EINSATZ GEOGRAPHISCHER INFORMATIONSSYSTEME IN DER ANALYSE UND BEWERTUNG VON LEBENSRAUMEIGNUNGEN IN DER LANDSCHAFT	9
3.4	ERSTELLUNG VON HABITATEIGNUNGSMODELLEN	9
4	GRUNDLAGEN DER AUSBREITUNG UND DES AUSTRETUNGSVERHALTENS VON TIEREN	20
4.1	AUSBREITUNGSVERHALTEN VON TIERARTEN UND IHRE SIMULATION ÜBER KORRELIERTE ZUFALLSBEWEGUNGEN (CORRELATED RANDOM WALKS)	21
4.2	DER EINSATZ GEOGRAPHISCHER INFORMATIONSSYSTEME IN DER SIMULATION VON WANDERBEWEGUNGEN VON LEITTIERARTEN.....	33
5	COMPUTERGESTÜTZTE SIMULATION DES AUSBREITUNGSVERHALTENS VON TIERARTEN.....	34
5.1	OBJEKT ORIENTIERTE PROGRAMMIERUNG	35
5.2	OBJEKT ORIENTIERTE PROGRAMMIERUNG MIT AVENUE [©]	35
6	ZUFALLSBEWEGUNGEN ("RANDOM WALKS") UND ZIELGERICHTETE BEWEGUNGEN ("DIRECTED MOVEMENTS").....	37
6.1	WAS SIND ESSENTIELLE PARAMETER?	40
6.2	SCHRITTLÄNGEN	40
6.3	MORTALITÄT	44
6.4	ÜBERTRITTSWAHRSCHEINLICHKEITEN	49
6.5	MAXIMALE AUSBREITUNGSDISTANZEN UND KALIBRIERUNG DES MODELLS	51
7	PROGRAMMBESCHREIBUNG UND -FUNKTIONEN	54
7.1	PROGRAMMANWENDUNG.....	57
7.2	VALIDIERUNG DER SIMULATION	64
7.3	MONTE-CARLO-SIMULATION.....	73
8	FALLBEISPIELE UND SZENARIEN.....	76
8.1	WIRKUNGEN VON VERKEHRSWEGEN	76
8.2	GRÜNBRÜCKEN	77
8.3	WIRKUNGEN VON VERKEHRSWEGEN AUF DIE MORTALITÄTSRATE.....	77
8.4	KORRIDORE.....	78
9	PRAXISTEST	81
9.1	UNTERSUCHUNGSGEBIET UND SIMULATIONEN	82
10	ERGEBNISSE.....	93
11	DISKUSSION	95

12	ZUSAMMENFASSUNG.....	97
13	SUMMARY	99
14	LITERATUR.....	101
15	ANHANG.....	I
15.1	PROGRAMMODULE	II

Abbildungsverzeichnis:

ABB. 1:	QUELLEN DER VEGETATIONS- UND BIOTOPKARTE FÜR DEN DURCHFÜHRTE PRAXISTEST	8
ABB. 2:	HAUPTVERTEILUNGSTYPEN VON ORGANISMEN IM RAUM (AUS BEGON 1991, S. 174).....	22
ABB. 3:	SCHEMATISCHE DARSTELLUNG VON METHODEN ZUR MODELLIERUNG VON AUSBREITUNGEN (AUS KENWARD, S. 65).....	24
ABB. 4:	BEOBACHTETE MAXIMALE WANDERDISTANZEN VON HEUSCHRECKEN (AUS RECK 1993).....	30
ABB. 5:	HONIGBIENE MIT HARMONIC RADAR TRANSPONDER (AUS OSBORNE, S. 32).....	32
ABB. 6:	EMPIRISCH ERMITTELTE LAUFMUSTER VON: (A) <i>A.POECILUS VERSICOLOR</i> (BAARS 1979), (B) <i>CALATHUS MELANOCEPHALUS</i> (BAARS 1979), (C) <i>CARABUS CORIACEUS</i> (RIEKEN & RIES 1992), (D) <i>CARABUS CLATHRATUS</i> (JOPP 1999)	39
ABB. 8:	MÖGLICHE VERTEILUNGEN VON SCHRITTLÄNGEN (NACH REUTER 2000)	40
ABB. 9:	MÖGLICHE VERTEILUNGEN VON SCHRITTLÄNGEN BEI UNTERSCHIEDLICHEN HABITATWERTSTUFEN	41
ABB. 10-14:	IN DEN SIMULATIONEN VERWENDETE VERTEILUNGSFUNKTIONEN VON SCHRITTLÄNGEN IN UNTERSCHIEDLICHEN HABITATWERTSTUFEN (1-5)	42-44
ABB. 15:	LEBENSDAUER VON CHORTHIPPUS APRICARIUS (AUS RECK 1993)	47
ABB. 16:	ERREICHTE ÜBERLEBENSDAUER WÄHREND EINES SIMULATIONSLAUFES MIT 1800 TIEREN	48
ABB. 17:	MAXIMAL ERREICHBARE WANDERDISTANZEN BEI FESTGELEGTEN MORTALITÄTSRATEN IN HABITATWERTSTUFE 5 FÜR <i>STENOBOTHRUS STIGMATICUS</i> (ERLÄUTERUNGEN: S. TEXT)	52
ABB. 18:	AKTIONSDISTANZEN IN HABITATGÜTEKLASSE 5 FÜR <i>STENOBOTHRUS STIGMATICUS</i> BEI MODIFIZIERTEN MORTALITÄTSRATEN (ERLÄUTERUNGEN: S. TEXT).....	53
ABB. 19:	PROGRAMMABLAUF (FLUSSDIAGRAMM) DER AUSBREITUNGSSIMULATION.....	56
ABB. 20:	BEISPIEL EINER HABITATEIGNUNGSKARTE MIT HABITATEIGNUNGSKLASSEN.....	57
ABB. 21:	ARCVIEW FUNKTION „AUSSATZ“ DER HIER ENTWICKELTEN APPLIKATION	58
ABB. 22:	SIMULIERTE HABITATABHÄNGIGE SCHRITTLÄNGEN (S. TEXT)	59
ABB. 23:	PROGRAMMIERTE ARCVIEW FUNKTION „UMGEBUNG ERKENNEN“ (S. TEXT)	60
ABB. 24:	MÖGLICHES VERHALTEN DER INDIVIDUEN AN HABITATGRENZEN (SCHEMA)	61
ABB. 25:	SCHEMA DER UMSETZUNG EINES „DIRECTED WALK“ IN ARCVIEW®	62
ABB. 26:	SCHEMA DER ARCVIEW® FUNKTION: „ZWSTEP“ (ZWISCHENSCHRITT).....	63
ABB. 27 A:	HABITATEIGNUNGSKARTE MIT CA. 2500 AUSGESETZTEN TIEREN IN 5 PATCHES (ERLÄUTERUNGEN: S. TEXT).....	65
ABB. 27 B:	SITUATION NACH DEM SIMULATIONS LAUF (ERLÄUTERUNGEN: S. TEXT)	66
ABB. 28:	VERTEILUNG DER ERREICHTEN TAGESSCHRITTLÄNGEN WÄHREND DES SIMULATIONS LAUFES	66
ABB. 29:	AKTIONSDISTANZEN DER 2500 INDIVIDUEN WÄHREND DER GESAMTEN SIMULATION (S. TEXT)	67
ABB. 30:	VERTEILUNG DES WÄHREND DER SIMULATION ERREICHTEN NETTO-DISPLACEMENTS.....	68
ABB. 31:	KOEFFIZIENT NETTO-DISPLACEMENT ZU AKTIONSDISTANZ (GRADLINIGKEIT) IM SIMULATIONS LAUF	69

ABB. 32:	VERTEILUNG DER ERREICHTEN LEBENSDAUER (IN TAGEN) IM SIMULATIONSZEITRAUM	70
ABB. 33:	ERREICHTE TAGESSCHRITTLÄNGEN IN HABITATWERTSTUFE 1	71
ABB. 34:	ERREICHTE TAGESSCHRITTLÄNGEN IN HABITATWERTSTUFE 2	71
ABB. 35:	ERREICHTE TAGESSCHRITTLÄNGEN IN HABITATWERTSTUFE 4	72
ABB. 36:	ERREICHTE TAGESSCHRITTLÄNGEN IN HABITATWERTSTUFE 5	72
ABB. 37:	MONTE-CARLO SIMULATION MIT 5000 WIEDERHOLUNGEN DER WANDERBEWEGUNG EINES ZUFÄLLIG AUSGEWÄHLTEN TIERES	75
ABB. 38:	ABSCHÄTZUNG DER MORTALITÄT IN ABHÄNGIGKEIT VON VERKEHRSDICHTE UND DER BEWEGUNGSGESCHWINDIGKEIT DER TIERE BEI RECHTWINKLIGER QUERUNG (NACH HELS & BUCHWALD 2000 ZIT. IN RASSMUS, J. ET AL 2002).	78
ABB. 39:	VERSUCHSAUFBAU DES SIMULATIONSLAUFES (WIRKUNGEN VON KORRIDOREN) (S. TEXT).....	79
ABB. 40:	AUSBREITUNGSPFADE UND POSITIONEN NACH DEM SIMULATIONSLAUF 1 (HOHE ÜBERTRITTSWAHRSCHEINLICHKEIT) (S. TEXT).....	80
ABB. 41:	AUSBREITUNGSPFADE UND POSITIONEN NACH DEM SIMULATIONSLAUF 2 (GERINGE ÜBERTRITTSWAHRSCHEINLICHKEIT) (S. TEXT)	81
ABB. 42:	HABITATINSELN IM GEBIET LUNZBERGE (FOTO: H. SCHÖPKE IN WALLASCHEK 1996).....	83
ABB. 43:	TROCKENSTANDORTE NORDWESTLICH VON HALLE UND DIE TRASSE DER GEPLANTEN A 143	84
ABB. 44:	VERBREITUNG DES KLEINEN HEIDEGRASHÜPFER (<i>S. STIGMATICUS</i>) IM UNTERSUCHUNGSGEBIET.....	85
ABB. 45:	HABITATQUALITÄTEN FÜR <i>STENOBOTHRUS STIGMATICUS</i> IM UNTERSUCHUNGSGEBIET	85
ABB. 46:	AUSBREITUNGSPFAD, TAGESSCHRITTLÄNGEN UND AKTIONSDISTANZ DES SIMULIERTEN TIERES NR. 163	86
ABB. 47:	VERTEILUNG DER ERREICHTEN AKTIONSDISTANZEN DER 1800 SIMULIERTEN INDIVIDUEN	87
ABB. 50:	NETTO-DISPLACEMENT (PRAXISTEST)	90
ABB. 51:	GRADLINIGKEIT (PRAXISTEST)	90
ABB. 52-55:	ERREICHTE SCHRITTLÄNGEN IN UNTERSCHIEDLICHEN HABITATWERTSTUFEN WÄHREND DER SIMULATION (PRAXISTEST)	91-92
ABB. 56:	KARTE DER WÄHREND DER SIMULATION ERREICHTEN POTENTIELLEN HABITATE (PRAXISTEST).....	93

Tabellenverzeichnis:

TABELLE 2:	ANSPRUCHSPROFIL DES KLEINEN HEIDEGRASHÜPFERS <i>STENOBOTHRUS STIGMATICUS</i> (ZIT. IN RÜHS 2000 (UNVERÖFF.))	15-16
TABELLE 3:	HABITATEIGNUNGSKLASSEN VERSCHIEDENER BIOTOPE FÜR <i>STENOBOTHRUS STIGMATICUS</i>	17-18
TABELLE 4:	POPULATIONSDYNAMIK DES GROßEN HEIDEGRASHÜPFERS (<i>STENOBOTHRUS LINEATUS</i>) (AUS SCHÖPS & RECK 2001)	19
TABELLE 5:	MORTALITÄTSRATEN BEI UNTERSCHIEDLICHEN HABITATWERTSTUFEN FÜR <i>STENOBOTHRUS STIGMATICUS</i> (S. TEXT)	45
TABELLE 6:	MODIFIZIERTE MORTALITÄTSRATEN FÜR <i>STENOBOTHRUS STIGMATICUS</i> (S. TEXT)	46
TABELLE 7:	MATRIX DER ÜBERTRITTSWAHRSCHEINLICHKEITEN BEI UNTERSCHIEDLICHEN HABITATWERTSTUFEN FÜR DEN KLEINEN HEIDEGRASHÜPFER (<i>STENOBOTHRUS STIGMATICUS</i>)	49
TABELLE 8:	MODIFIZIERTE ÜBERTRITTSWAHRSCHEINLICHKEITEN BEI UNTERSCHIEDLICHEN HABITATWERTSTUFEN FÜR DEN KLEINEN HEIDEGRASHÜPFER (<i>STENOBOTHRUS STIGMATICUS</i>)	50

Kartenanhang (Praxistest):

Bestandskarte Vegetation

Bestandskarte Fauna

1 Einleitung

GIS-Systeme erlauben es, räumliche Phänomene der Ökologie zu analysieren. Im praktischen Naturschutz werden GIS-Systeme hauptsächlich zur Datenverwaltung und -präsentation verwendet, in „herkömmlichen“ Analysen dominieren vorwiegend Verschneidungstechniken. Neuerdings kommen aber auch patch- und landschaftsbeschreibende Indizes zum Einsatz (z.B. „Edge metrics“, „shape metrics“, „core area metrics“, „nearest neighbour metrics“, „diversity metrics“, „contagion/interspersion metrics“). In erster Linie finden hier beispielsweise, unter Verwendung der Metapopulationstheorie (s.u.), die Parameter Fläche und Entfernung zwischen Patches Eingang in quantitative Auswertungen. Innerhalb des Faktorenkomplexes, der die Überlebenswahrscheinlichkeit von Populationen bestimmt, sind die berechneten Maße (s.o.) zwar wichtige Indikatoren, sie beinhalten jedoch nur einen Teil des bestimmenden Faktorenkomplexes. Es besteht also die Notwendigkeit diese mit weiteren, auch nicht-räumlichen, Schlüsselfaktoren zu kombinieren und zu interpretieren (CONRADI 1998). Die Beschränkung des Programmpotentials von GIS-Systemen auf die oben genannten Analysemethoden bewegen beispielsweise Blaschke (1997), von einer „chronischen Unterforderung“ von GIS –Systemen in der Planungs- und Naturschutzpraxis zu sprechen. Die Integration ökologischer Konzepte in den Analyseablauf wird zur Zeit lediglich in einigen wenigen wissenschaftlichen Studien vollzogen (z.B. KUHN 1997), innerhalb der Naturschutzpraxis fehlt sie meistens vollständig. Der Naturschutz setzt sich jedoch sowohl mit querschnittsorientierten raumplanerischen Aspekten, als auch mit speziellen artenschutzfachlichen Anforderungen auseinander. Während im ersten Fall die Bearbeiter bereits erheblich vom GIS-Einsatz profitieren (z.B. durch Nachbarschaftsanalysen, Konfliktzonenermittlung, usw.), bereitet beispielsweise die Implementierung von ökologischen „Grundregeln“ in die GIS-Systeme offensichtlich noch erhebliche Schwierigkeiten. Im Naturschutz dominiert heute normalerweise folgendes „Denkschema“: Infolge menschlicher Aktivitäten wie Straßenbau, Land- und Forstwirtschaft, sind bestimmte Biotop, z.B. Magerrasen, Feucht- und Naßwiesen, alte Wälder, auf kleine Restflächen eines ehemals räumlich zusammenhängenden Areals zurückgedrängt. Es kommt also zu einer räumlichen Fragmentierung dieser Restflächen. Daraus wird auf eine räumliche Isolation der darin lebenden Populationen geschlossen. Die Populationsstruktur wird modellartig mit dem Metapopulationskonzept (s.u.) beschrieben. Mit Hilfe von Biotopverbundkonzepten als anerkanntes Planungsinstrument wird dann versucht, den Individuenaustausch zwischen den Subpopulationen zu erhöhen, die Populationen zu stabilisieren (u.a. durch Arealvergrößerungen), im Falle eines Extinktionsereignisses, das notwendige Wiederbesiedlungspotential

zu ermöglichen oder aber kleine Populationen durch Zuwanderung zu stärken und vor dem Aussterben zu bewahren (rescue-effect). Dabei reduziert dieses Schema das Problemfeld im wesentlichen auf zwei Parameter, nämlich auf die Flächengröße der geeigneten Habitate und die zwischen ihnen liegenden, zu überwindenden Distanzen. Es existieren hierzu zahlreiche Strukturindizes (s.o.), die es erlauben, analog zu den oben genannten Überlegungen, ökologische Sachverhalte in eine quantitative Landschaftsanalyse zu integrieren. So bietet beispielsweise das Programmpaket FRAGSTATS (Spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure (MCGARICAL & MARKS 1994)) die Möglichkeit, Indizes zur Bestimmung der Fläche, der Distanz und deren Kombination zu berechnen. Es darf jedoch nicht außer Acht gelassen werden, daß sich durch diese Fokussierung auf einen Teilaspekt keine allgemeingültigen Aussagen für das Fortbestehen einer bestimmten Population in einem bestimmten Raum machen lassen (CONRADI 1998). Darüber hinaus führt eine Abstraktion der landschaftlichen Vielfalt und Eigenart auf eine Reihe von Maßzahlen zum Zwecke einer vergleichenden Beschreibung oder Bewertung zwangsläufig zu einer Distanzierung und Entfremdung vom zu bewertenden Objekt (LANG 1999). Es besteht also die Notwendigkeit, neben den oben genannten, weitere ökologische Konzepte (auch nicht-räumliche) in den Analyseablauf einzubinden, um eine bessere Annäherung an die Realität und deren reale Probleme zu erreichen. Von zentraler Bedeutung für eine erfolgreiche Landschaftsanalyse ist zudem die Berücksichtigung, daß Individuen ihre Umgebung art- oder sogar individualspezifisch wahrnehmen, so setzt sich beispielsweise die vom Rotmilan (*Milvus milvus*) perzipierte Heterogenität aus anderen Landschaftselementen zusammen, als sie der Wiesenpiper (*Anthus pratensis*) erfährt (CONRADI 1999). Abzuleitende naturschutzfachliche Aussagen bleiben ohne eine explizite Berücksichtigung von Arten- bzw. Artengruppen vage. Oft sind die Habitatansprüche von funktionalen Gruppen zudem korreliert mit bestimmten Entwicklungsstadien, so daß das räumliche Nebeneinander von Laval- und Imaginalhabitaten für das Vorkommen dieser Artengruppen ausschlaggebend ist. Es kann erforderlich sein, daß Habitatanalysen deshalb häufig sogar zwischen Individuengruppen einer Art differenzieren müssen, z.B. Jungtieren, Alttieren, aber auch Männchen, Weibchen, bestimmten sozialen Rängen usw. Dies kann beispielsweise für Planungsfragen und Naturschutzaufgaben räumlich expliziter Populationsanalysen erforderlich werden (RASSMUS ET AL 2002).

Im Hinblick auf den Schutz bestimmter Arten ist die Landschaft also nicht anthropozentrisch, sondern vielmehr organismusabhängig zu begreifen. Für die Analysewerkzeuge bedeutet dies, daß es notwendig ist, ein vielfältiges „Set“ zu entwickeln, das eine große analytische Flexibi-

lität besitzt, die es erlaubt sich der spezifischen Sichtweise der jeweiligen untersuchten Art am Besten anzunähern (CONRADI 1999).

Einige Strukturindizes berücksichtigen anhand von Distanzberechnungen zwischen den Habitatpatches Teilaspekte der Metapopulationstheorie (s.u.). Hierbei wird die räumliche Nähe zwischen Patches positiv bewertet. Der Grundgedanke dabei ist, daß bei einer Extinktion einer Subpopulation in einem Habitatpatch, dieses von nahegelegenen, besiedelten Patches verhältnismäßig einfach wiederbesiedelt werden kann. Im Gegensatz dazu, können isoliert liegende Patches von Kolonisatoren nur mit einer geringen Wahrscheinlichkeit erreicht werden. Die berechnete euklidische Distanz spiegelt den Isolationsgrad zwischen Habitatpatches jedoch nur in Ausnahmefällen ausreichend wider. In der Realität werden sich die Individuen je nach Beschaffenheit der Matrix in unterschiedlichen Richtungen und mit unterschiedlicher Geschwindigkeit fortbewegen. Sie werden sich beispielsweise an Korridoren orientieren und von Barrieren aufgehalten (BUREL 1994). Ein Lösungsansatz dieses Problemes liegt in der Generierung von sogenannten Kostenoberflächen (BLASCHKE 1998, BRAUNS 1999), in denen der Raumwiderstand für das aufgerasterte Untersuchungsgebiet pixelweise berechnet und differenziert wird.

Ein weiterer nicht zu vernachlässigender Aspekt sind Fernausbreitungsereignisse, bei der auch standorttreue und wenig mobil erscheinende Arten große Entfernungen und sogar Barrieren überwinden. Diese „zufälligen Ereignisse“ sind äußerst schwer zu erfassen, was in der ökologischen Forschung früher lange Zeit zu einer Ignorierung dieser Ereignisse führte. Obwohl ferndispersierende Individuen in der Regel zahlenmäßig absolut untergeordnet sind, können sie aus populationsökologischer Sicht die Überlebensfähigkeit einer Metapopulation bestimmen (CONRADI 1999). Die zurückgelegte Distanz alleine ist jedoch für die Wieder- bzw. Neubesiedlung eines Patches von untergeordneter Relevanz. Entscheidend ist hier vielmehr der Etablierungsprozess (Dissemination).

Ein modulhaft aufgebautes Simulationsprogramm, das beispielsweise die Orientierung der Individuen an kleinstrukturierten Leitlinien der Ausbreitung im mikroskaligen Bereich berücksichtigt, würde hier eine erheblich realitätsnähere Abbildung in der Modellrechnung erzeugen. Grundlage einer solchen Simulation sind dann Ergebnisse aus empirischen Untersuchungen zum Ausbreitungsverhalten in Teilbereichen, die im Simulationsprogramm zu einem Gesamtkonzept zusammengesetzt werden.

2 Zielsetzung

Heute verfügbare Ausbreitungsmodelle für Tierarten reduzieren sich vielfach auf eine reine Betrachtung und Analyse der Entfernung zwischen Habitatpatches (s.o.). Auf eine Implementierung von speziellen Strukturen der Landschaft (z.B. Ausbreitungskorridore) wird meistens verzichtet. Wie oben erwähnt können solche Strukturen jedoch von erheblicher Bedeutung für den Erfolg von Dispersionen in neue Habitatpatches sein. Von besonderem Interesse ist dabei das jeweilige (Ausbreitungs-) Verhalten des einzelnen Individuums, das sich entsprechend gewisser "Regeln" und/oder Strategien in der Landschaft bewegt (s.u.). Individuenbasierte Ausbreitungsmodelle haben deshalb, beispielsweise gegenüber statistischen Modellen, den Vorteil, daß sie das konkrete Verhalten jedes einzelnen Individuums einer Population in seiner aktuellen Habitatumgebung unter Verwendung der artspezifischen kognitiven Eigenschaften (z.B. den Grad der Fähigkeit, die Umgebung zu erkennen und sich entsprechend zu verhalten) realitätsnäher simulieren können. Grundlage solcher individuenbasierter Modelle ist die Kenntnis, wie sich die betrachteten Tiere in konkreten Situationen verhalten (z.B. wenn sie bei ihren Bewegungen an Habitatgrenzen stoßen), aber auch welche Bewegungsmuster sich innerhalb von Habitatpatches unterschiedlicher Lebensraumqualitäten ergeben (s.u.). Hier besteht noch erheblicher Forschungsbedarf an empirischen Untersuchungen. Heute verfügbare individuenbasierte Modelle verwenden beispielsweise meistens rasterorientierte digitale Kartengrundlagen (z.B. FAUST von REUTER 2000). Hierbei werden Biotoptypen- bzw. Habitateignungskarten in quadratische Pixel unterschiedlicher Größe (abhängig von der gewählten Auflösung) transformiert. Dies führt in der Regel zu einem Informationsverlust. Die Ursache hierfür liegt meistens darin begründet, daß die mit einem GIS generierten Kartengrundlagen zur Durchführung der Ausbreitungssimulation in andere Programme eingelesen werden (müssen), die jedoch die speziellen Vektorformate der heute gebräuchlichen Geographischen Informationssysteme nicht lesen und verwenden können.

Ziel der vorliegenden Arbeit ist deshalb die Entwicklung einer ArcVIEW[®]-GIS gestützten individuenbasierten Ausbreitungssimulation und ihre Implementierung in die Benutzeroberfläche von ArcView[®]. Die Applikation kombiniert vektororientierte Habitateignungskarten (Polygon-Coverage), die vom GIS (ArcINFO[®]-Coverage oder ArcVIEW[®]-Shapes) vorgehalten werden, mit einem ebenfalls vektororientierten individuenbasierten Populationsmodell. (Punkt-Coverage). Das Simulationsprogramm kann also direkt aus dem GIS heraus gestartet werden.

Über GIS-Routinen werden Informationen des Landschaftsausschnittes (z.B. Habitateignung) an die als Punkte vorliegenden Individuen übergeben. Dadurch lassen sich Schrittlängen und –winkel in Abhängigkeit von der aktuellen Habitatqualität über empirisch ermittelte Verteilungskurven wirklichkeitsnah errechnen (s.u.). Darüber hinaus lassen sich beispielsweise Bewegungen entlang von Leitlinien (z.B. Hecken, Knicks) realitätsnäher simulieren, als dies beispielsweise bei der Verwendung von reinen „Entfernungsmodellen“ der Fall ist. Um das Simulationsprogramm als Applikation unter der Benutzeroberfläche von ArcVIEW[®] GIS anwenden zu können, wurde als Programmiersprache die in ArcVIEW[®] implementierte, objektorientierte Macrosprache AVENUE[®] gewählt.

Durch die Implementierung als Applikation in die Programm-Shell des GIS und die sich daraus ergebende Möglichkeit, die Ausbreitungssimulation direkt auf, beispielsweise im Rahmen von Begleituntersuchungen bei Bauvorhaben (s.u.), ebenfalls im GIS erstellten vektororientierten Habitateignungskarten (s.u.) durchzuführen (d.h. im GIS erstellte digitale Kartengrundlagen können direkt verwendet werden), ergibt sich für den Anwender zum einen eine erhebliche Vereinfachung der Durchführung solcher individuenbasierter Ausbreitungssimulationen, zum anderen behalten die Grundlagendaten die Qualität (Auflösung) mit der sie im GIS erstellt werden.

Die Modellierung eines Systemes, in dem alle Aspekte berücksichtigt werden ist weder sinnvoll noch möglich. Es ist daher notwendig eine Eingrenzung des Aufgabenbereiches (bzw. des Gültigkeitsbereiches) des Modelles vorzunehmen. Das im Rahmen dieser Arbeit entwickelte Simulationsprogramm ist deshalb nur für einen spezifischen Verhaltens- und Mobilitätstyp des Tierreichs gültig. Konkret geht es um die Simulation des Ausbreitungsverhaltens von stenotopen Tierarten mit geringem oder mittlerem Ausbreitungspotential, die zudem folgende speziellen Eigenschaften aufweisen:

- Sie sind nicht flugfähig, d.h. „ungünstige“ Habitatqualitäten müssen durchwandert werden
- Sie weisen keine saisonal wiederkehrenden Wanderungen auf
- Sie besitzen keinen „home-range“ (im klassischen Sinne)
- Sie haben keine zeitlich differenzierten Habitatansprüche, z.B. erfolgt die Eiablage im „normalen“ Lebensraum.
- Sie können ihre Umgebung nur eingeschränkt erkennen und ihr Sehvermögen beschränkt sich auf wenige Meter

- Die Fortbewegung im Raum erfolgt durch eine Kombination von Zufallsbewegungen („random Walks“) und gerichteten Bewegungen („directed walks“)

3 Material und Methoden

Die Entwicklung und Programmierung der hier vorgestellten individuenbasierten Ausbreitungssimulation machte eine umfangreiche Sichtung der Ergebnisse vorhandener empirischer Grundlagenuntersuchungen zum Ausbreitungsverhalten der hier betrachteten Arten (s.u.) erforderlich. Zudem wurden vorhandene Habitateignungsmodelle, die als Grundlage der hier entwickelten Simulation dienen, von verschiedenen Autoren (z.B. KINDVALL 1999, WALLASCHEK 1997) auf ihre Anwendbarkeit unter der Verwendung eines Geographischen Informationssystems geprüft (s. Kap. 3.4).

Das Datenmaterial zum Ausbreitungsverhalten von flugunfähigen Invertebraten stellte sich als äußerst lückenhaft heraus. Konkrete Angaben zu (Tages-) Schrittlängen in unterschiedlichen Habitatwertstufen (s. Kap. 4) fanden sich beispielsweise lediglich bei einigen Autoren (z.B. KINDVALL 1999). Aufgrund der Beobachtungsproblematik bei heute üblichen empirischen Methoden (s.u.), mußte auch das Verhalten an Habitatgrenzen (Übertrittswahrscheinlichkeiten) bei einigen Habitatwertstufen (s.u.) wegen fehlender Daten abgeschätzt werden (s. Kap. 6.4). Dies geschah im Bedarfsfall jeweils in Diskussion mit Experten. Die verwendeten Verteilungskurven und Wahrscheinlichkeiten gelten somit zwar weitgehend für die Art Kleiner Heidegrashüpfer (*Stenobothrus stigmaticus*), wurden aber gegebenenfalls durch Daten anderer stenotoper Heuschreckenarten ergänzt (z.B. *Stenobothrus lineatus*, *Chorthippus apricarius*). Durch den modularen Aufbau des Programmablaufes (s. Kap. 7) und die Verwendung von Matrizes bzw. Verteilungskurven zur Steuerung der Bewegungsgleichungen (s. Kap. 6.2, 6.3 und 6.5) ist eine Anpassung des Simulationsprogrammes an sich ändernde Erkenntnisstandards zum Ausbreitungsverhalten jedoch relativ leicht möglich. Gleiches gilt für die Verwendung der Applikation für Ausbreitungssimulationen anderer flugunfähiger Invertebraten (z.B. Laufkäfer). Allgemeine Erkenntnisse zum Bewegungsverhalten von Invertebraten innerhalb von Habitatpatches unterschiedlicher Lebensraumeignung (z.B. "random walk" vs. "directed movement" (s. Kap. 7)) wurden ebenfalls berücksichtigt.

Bekannte Muster der Ausbreitung werden im Modell zu einem Gesamtkonzept zusammengesetzt.

Die verwendeten Variablen und Parameter des Simulationsprogrammes wurden jeweils mit Hilfe von verfügbaren Bestandskartierungen kalibriert und validiert. Die Abstimmung der einzelnen Steuerungsgrößen des Modelles erfolgte für jeden Parameter über Sensivitätstests. Dabei werden einzelne Variablenwerte verändert und die Auswirkungen auf das Gesamtergebnis der Simulation überprüft. So kann das Modell optimal "eingestellt" werden. Durch dieses (zeitaufwendige) Verfahren, konnten über die Simulation relativ "realitätsnahe" Ergebnisse erzielt werden (s. Kap. 12).

3.1 Hard- und Software

Das Modell ist auf Personal-Computern lauffähig. In der Entwicklung, Anwendung und Ausgabe der Ergebnisse des im Rahmen dieser Arbeit entwickelten Simulationsprogrammes wurde folgende Hard- und Software verwendet:

PCs:

Pentium III PC mit 650 MHz, 256 MB Arbeitsspeicher

Pentium IV PC mit 2400 MHz, 1024 MB Arbeitsspeicher

Software:

WindowsNT 4.0 mit Servicepack 6, ArcVIEW[®] 3.1, ArcVIEW[®] Spatial Analyst[®], ArcINFO[®] 8.1

Andere Hardware:

Drucker HP Designjet 750c (A0 - Karten) (s. Kartenanhang)

Drucker Xerox Phaser 1235

Drucker Canon Bubblejet BJC-800

3.2 Digitale Daten

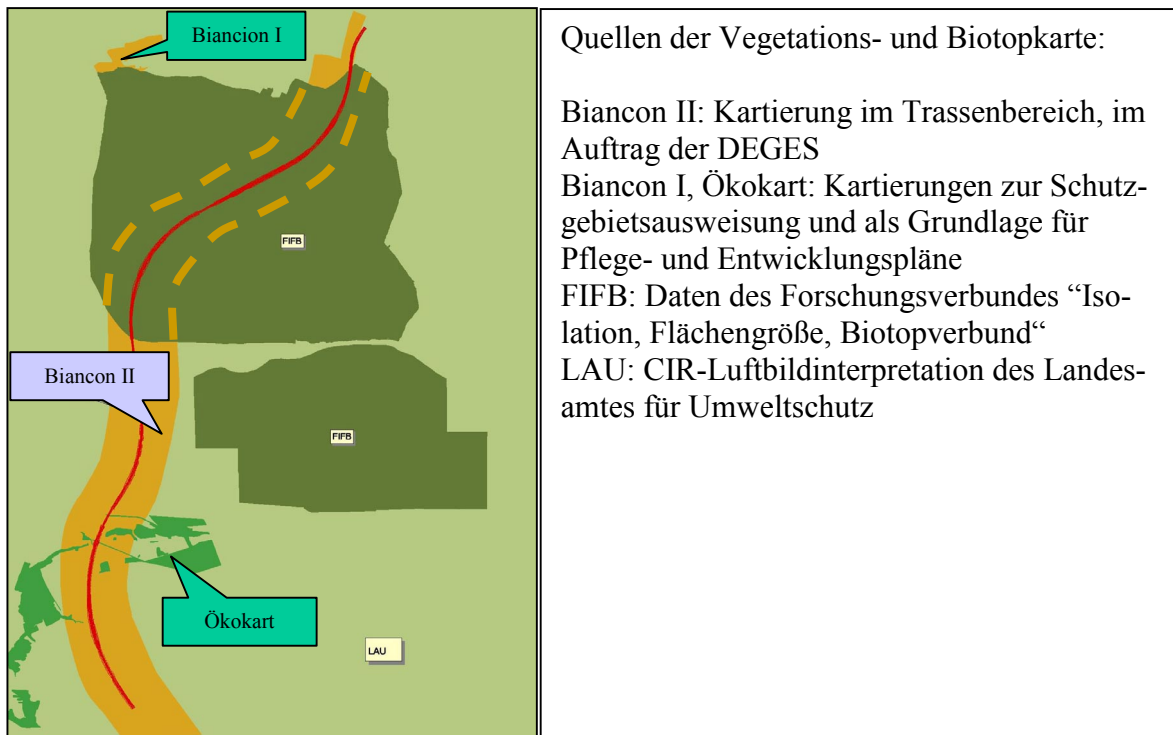


Abb. 1: Quellen der Vegetations- und Biotopkarte für den durchgeführten Praxistest

Die Daten der Kartengrundlagen zum Praxistest (s. Kap. 9) entstammen der Verträglichkeitsuntersuchung zur A 143 (Westumfahrung Halle) (RECK 1999). Dieses Gebiet bot sich, zum einen wegen der verfügbaren detaillierten Kartierungen (s. Abb. 1), zum anderen wegen der "trittsteinhaften" Anordnung von kleinen, gut ausgebildeten Trockenbiotopen, mit bundesweit einzigartiger Naturlausstattung auf Porphyry, als spezieller Lebensraum, für die Ausbreitungssimulation der hier untersuchten Heuschreckenart *Stenobothrus stigmaticus* besonders an. Eine allgemeine Beschreibung des Landschaftsraumes findet sich in Kap. 9. Darüber hinaus existieren für dieses Gebiet Bestandskartierungen des Kleinen Heidegrashüpfers (*Stenobothrus stigmaticus*) für mehrere Jahre (WALLASCHEK). Diese ausgesprochen gute Datengrundlage gewährleistete eine ausreichende Überprüfung der Simulationsergebnisse an einem praktischen Beispiel.

3.3 Der Einsatz geographischer Informationssysteme in der Analyse und Bewertung von Lebensraumeignungen in der Landschaft

Geographische Informationssysteme bieten, beispielsweise durch integrierte relationale Datenbanksysteme, Schnittstellen zwischen digitalen raumbezogenen Daten und externen ökologischen Modellen. So können semantische oder quantitative Eigenschaften von Flächen an das Modell übergeben werden und das Ergebnis der Modellrechnung an den digitalen Kartensatz zurückgeliefert werden, um neue thematische Karten zu erzeugen (STOFFEL 1992). Darüber hinaus können, unter der Annahme unterschiedlicher Rahmenbedingungen, alternative Szenarien zur Entwicklung einer Landschaft räumlich differenziert beurteilt werden. Methoden der topologischen Analyse, z.B. Verschneidungen, Nachbarschaftsanalysen, Reliefanalysen, erlauben es in digitalen Karten den Kontext diskreter Flächen oder Punkte zu analysieren.

Für die Beurteilung der Nutzbarkeit von Modellierungsprogrammen ist somit die Verfügbarkeit von Schnittstellen zu Geographischen Informationssystemen ein wichtiges Kriterium.

Jedes Ergebnis einer digitalen Landschaftsanalyse ist qualitativ abhängig von der ihr zugrundeliegenden digitalen Datenbasis (OTTO 1990). Hier liegt denn auch das Hauptproblem. Um Geographische Informationssysteme der breiten Öffentlichkeit als Mittel der ökologischen Analyse „gebrauchsfähig“ zu machen, bedarf es Analysemethoden, die flächendeckend digitale Kartierungen in zumutbarem Erhebungsaufwand verwenden (z.B. Biotopkartierungen auf Basis von CIR-Luftbild Interpretationen).

3.4 Erstellung von Habitataignungsmodellen

Habitataignungsmodelle formalisieren die Beziehung zwischen flächenbezogenen Umweltparametern und dem Vorkommen bzw. der Dichte von Tierarten (z.B. BLAB (1988, 1990, 1993)). Hierbei werden die Habitatanforderungen einzelner Spezies in der Regel mit den Informationen in einem Geographischen Informationssystem (GIS) verschnitten, um die spezielle Eignung (Habitat Suitability Index, HSI) (PROSE (1985) eines Raumausschnittes zu bestimmen (REUTER 2000, ALLEN 1982).

Habitatmodelle lassen sich grundsätzlich in theoretische und empirische Modelle gliedern, wobei jeweils Differenzierungen in deskriptive, mathematische und statistische möglich sind (KUHN 1997).

Die Tabelle 1 zeigt eine Einordnung von Habitatmodellen für einzelne Arten, für die publizierte Verfahren vorliegen:

Tabelle 1: Habitateignungsmodelle (aus KLEYER, M. ET AL 2000)

Auflösung der abhängigen Variable Auflösung der Habitatfaktoren als unabhängige Variable	Wissensbasierte Einschätzung	Präsenz-Absenz Erhebung	Erhebung der Populationsgrößen bzw. -dichten	Erhebung der Natalitäts- / Mortalitäts- und Dispersionsraten in Populationen
Habitatmodelle zu Ressourcennutzung und Umweltbedingungen, ohne Berücksichtigung ihrer räumlichen Anordnung	HSI, HEP, (Morrisson et al. 1998) Expertensysteme, Ki-Verfahren (Asshoff 1996)	Statistische Modelle, Statistische Verfahren	Statische populationsökologische Modelle	Dynamische populationsökologische Modelle
Habitatmodelle mit Berücksichtigung der räumlichen Anordnung von Ressourcen und Umweltbedingungen	Raumwiderstandsansatz (Kappler 1997)	Isolations-Habitatmodelle (Kuhn & Kleyer 2000)	Statische Modelle der minimalen Populationsgröße	*
Habitatmodelle, welche die raumzeitliche Verteilung / Änderung von Ressourcen und Umweltbedingungen berücksichtigen	HSI mit Sukzessionsmodellen (Kirkmann et al. 1986)	*	Statistisches Metapopulationsmodell	Populationsgefährdungsanalyse
Habitatmodelle, die Teilhabitate für unterschiedliche Lebensfunktionen und ihre raumzeitliche Verteilung berücksichtigen	Expertensysteme der 2. Generation, KI-Verfahren (Lutze et al. 1999)	*	*	Populationsgefährdungsanalyse

Besondere Bedeutung in der Erstellung von Habitateignungsmodellen haben Geographische Informationssysteme erlangt. Mit diesen können landschaftsbezogene Daten erfasst, verwaltet und analysiert werden. Die meist offene Struktur dieser Systeme ermöglicht die Implementierung von Modellrechnungen bzw. die Integration von Rechenergebnissen externer Programme.

Das Lebensraumpotential von Landschaften kann im wesentlichen durch die Parameter Habitatqualität, Flächengröße und Isolation bestimmt werden (KIEMSTEDT 1991). Zunächst stellt sich also die Frage, welche Eigenschaften die betrachteten Landschaftsausschnitte aufweisen müssen, um die biologisch deterministischen Ansprüche einer Art an Wasser, Nahrung, Wärme und Schutz zu erfüllen (Autökologie) (MOSSAKOWSKI ET AL 1985). Zweitens stellt sich dann die Frage nach der räumlichen Verteilung und der Qualität der Ressourcen in der Landschaft, um eine so große Anzahl von Individuen zu tragen, daß die Populationen nicht erlöschen (s. auch Metapopulations-Theorie).

Eine Metapopulation bezeichnet den Verbund lokaler Populationen, bei dem ein Individuen-austausch zwischen den einzelnen Populationen möglich ist (HANSKI & SIMBERLOFF 1997). Dabei ist es möglich, daß lokale Populationen einer Metapopulation erlöschen und an gleicher oder anderer Stelle wieder neu gegründet werden. Von Bedeutung ist dabei die Stabilität der Metapopulation, d.h. es müssen gleich viele oder mehr lokale Populationen entstehen als erlöschen. Durch die Migration der Individuen können neue Habitatflächen besiedelt werden oder erloschene lokale Populationen durch zuwandernde Tiere, durch eine Wiederbesiedlung der Habitatfläche, neu entstehen. Die Mobilität der Tiere spielt also eine entscheidende Rolle. Nach *Brown & Kodric-Brown* (1977) kann die rechtzeitige Zuwanderung von Individuen sogar das Erlöschen von lokalen Populationen verhindern („rescue effect“). Durch die Abhängigkeit der Stabilität einer Metapopulation vom Austausch durch Individuen zwischen Teilpopulationen (HANSKI 1991), ist, neben der Zerstörung von Habitaten, die Barrierewirkung, beispielsweise durch den Straßenbau, von zentraler Bedeutung für den Fortbestand von Metapopulationen (SCHÖPS & RECK 2001).

Kuhns (KUHNS 1997) GIS-gestützte flächendeckende Analyse ausgewählter ökologischer Parameter zur Feststellung der Lebensraumeignung von Landschaften zeigt, wie Einflüsse von Habitateignung und Landschaftskonfiguration beschrieben werden können, Hinweise für Pflegemaßnahmen geben können und wie dadurch Eingriffe in die Landschaft bewertet werden können. Zunächst stellt er in einer allgemeinen Landschaftsbeschreibung die vegetationskundliche Vielfalt durch Diversitätsindizes räumlich explizit dar und zeigt die Möglichkeiten zur Generalisierung und Informationsreduktion in digitalen Datensätzen auf.

Da der praktische Artenschutz spezifischere Beschreibungen der Landschaften erfordert, werden mit Hilfe der logistischen Regressionsanalyse nachgewiesener Vorkommen der Arten, statistische Habitatmodelle erstellt. Diese drücken die Wahrscheinlichkeit des Vorkommens der Arten (Inzidenz) in Abhängigkeit von Schlüsselvariablen der Habitatqualität aus (KUHNS 1997). Auf dieser Basis werden dann artspezifische Habitateignungskarten erzeugt.

Die Auswertung des Habitatmodells durch KUHNS zeigt beispielsweise einen positive Zusammenhang zwischen Sonneneinstrahlung und Inzidenz für das Vorkommen der Zinnoberroten Röhrenspinne (*Eresus cinnaberinus*). Die Punktdaten des Vorkommens der Tierart lassen sich somit flächendeckend extrapolieren und kartographisch darstellen, unter Verwendung einer Karte der Insolation. Da sich in einer zweiten Stufe der Analyse ein hochsignifikanter Zusammenhang zwischen den Standorten hoher Inzidenz und der untersuchten Standorte zeigt, kann die Güte des Habitatmodells beträchtlich verbessert werden (KUHNS 1997). Das Ergebnis dieses Verfahrens zeigt, daß isoliert liegende Flächen von *E. cinnaberinus* nur mit geringer

Wahrscheinlichkeit kolonisiert werden. Stabile Populationen hingegen scheinen an die Nähe einer möglichst großen Fläche an Habitaten gebunden zu sein. KUHN folgert daraus, daß Schutzmaßnahmen für die Art auf großflächige Vorkommen konzentriert sein müssen.

Bei der zweiten Art, die Kuhn untersucht, die Blauflügelige Ödlandschrecke (*Oedipoda caerulea*), verschneidet er eine bestehende Verbreitungskarte der Art mit den Karten der Vegetationsstruktur und der Sonneneinstrahlung. Auf dieser Grundlage erstellt Kuhn ein logistisches Regressionsmodell, das die Inzidenz aus der Gesamtdeckung der Vegetation und der Vegetationsstruktur erklärt. Anschließend wird die Inzidenz von *Oedipoda caerulea* im Untersuchungsgebiet flächendeckend berechnet, wobei Flächen mit einer besonders hohen Inzidenz als potentielle Habitate klassifiziert werden. Mit Hilfe des GIS wird die Habitatkonfiguration in der Landschaft analysiert und in Indexwerten für die Konnektivität ausgedrückt. Über eine logistische Regression wird anschließend ein statistisches Fragmentierungsmodell erstellt. Dabei wird die Inzidenz auf potentiellen Habitaten in Abhängigkeit von Flächengröße und Konnektivität beschrieben. Diese Vorgehensweise kann die Präsenz/Absenz der Art auf potentiellen Habitatflächen zu 82 % erklären (KUHN 1997). Kuhn stellt eine positive Korrelation zwischen Habitatgröße sowie der Anzahl und Nähe besetzter Nachbargebiete fest. Er schließt daraus, daß sich Schutzmaßnahmen auch auf Komplexe kleinerer Habitate konzentrieren sollten.

Andere Ansätze von Habitateignungsmodellen gehen davon aus, daß für das Auftreten bzw. Fernbleiben einer Art weniger die generelle Ausstattung eines Naturraumes von Bedeutung ist, als vielmehr das Vorhandensein, bzw. nicht Vorhandensein sogenannter Habitatbausteine, d.h. die standörtlich-strukturelle, oft zeitlich limitierte Ausstattung (W. RATH (Konzept der Habitatbausteinanalyse)).

Die Habitatbausteinanalyse (HBA) hat folgende Ziele:

- Hierarchische Gliederung der Biotope; ausgehend von landschaftsökologisch dominanten Faktoren, wie Feuchte, Trophie, Hemerobie, Nutzungsintensität und einer feineren Untergliederung nach dem Einflußgrad weiterer Faktoren
- Erstellung von Steckbriefen für die einzelnen Biotope, die eine genaue Charakterisierung der Objekte ermöglichen
- Analyse der qualitativen und quantitativen Verteilung von bestimmten Biotopeigenschaften im Landschaftsraum
- Ähnlichkeitsanalyse der Biotope hinsichtlich der Merkmalsausprägung

- Gradientenanalyse in der Kontaktzone benachbarter Biotope
- Aussagen zur standörtlichen strukturellen „Verwandtschaft“ von Biotopen und ihrer potentiellen Verbund- bzw. Barrierewirkung

(nach RATH, in Vorber.)

Als Datenquellen für die Erstellung der HBA gibt RATH folgende Möglichkeiten an:

- Vegetationsaufnahmen und Artenlisten
- Aufnahme von einigen Strukturparametern (z.B. Halmdichtezählungen, Messungen des Lichtdargebotes)
- Autökologische Informationen zu einzelnen Pflanzenarten (Kleyer 1995)
- Karte der realen Vegetation
- Saumkartierungen
- Abgeleitet: Trophiestufenkarte
- Abgeleitet: Feuchtestufenkarte
- Bodenkarten von Rickmann (z.B.)
 - Bodenform
 - KAKap
 - Kakwe
 - NFKap
 - NFKwe
 - Evtl. Abgeleitet: Lagerungsdichte
- Wasserstufenkarte
- Biotopkartierungen (PEP)
 - Requisiten
- Nutzungsintensitäten
 - Schnitthäufigkeit
 - Herbizideinsatz
 - Beweidungsintensität
 - Usw.
- Digitales Höhenmodell
 - Inklination
 - Exposition

Aus der Zuordnung und Zusammenfassung der Vegetationsaufnahmen wird dann eine „Karte der realen Vegetation“ erstellt, die Vegetationstypen mit bestimmter, spezifischer Artenkombination darstellt, um dann die Strukturparameter flächenhaft darzustellen. Problematisch stellen sich bei dieser Vorgehensweise Mischtypen dar, für die keine eindeutige Flächenzuweisung erfolgen kann.

Die Artenkombinationen der einzelnen Biotoptypen verbindet RATH dann mit den autökologischen Daten der in ihnen vorkommenden Einzelarten, wie z.B. Feuchtezahl, Stickstoffzahl, mittlere Höhe der Vegetationsschicht, Arealtypenverteilung usw.

Daneben fließen in die HBA zoologische Daten ein, nämlich:

- Auswahl von Arten oder Artenkollektiven
- Definierung der Habitatansprüche der zu untersuchenden Arten bzw. Artengruppen
- Aufzeigen der verschiedenen, prägenden Strukturfaktoren und eine Gewichtung hinsichtlich ihrer Bedeutung (Aufzeigen von Schlüsselparametern)
- Flächenhafte Darstellung von Verbreitung und Abundanz
- Aussagen zu Elastizitäten bzw. Minimum-Optimum-Maximum der untersuchten Taxa bezüglich der betrachteten Faktoren
- Validierung

Schließlich werden die Biotope hinsichtlich ihrer Merkmalsausprägung auf Ähnlichkeiten statistisch analysiert. Dazu wird eine Clusteranalyse mit hierarchischer Agglomeration durchgeführt. Die Gradienten an Biotopübergängen werden hinsichtlich ihres Verlaufes analysiert, gegebenenfalls unter Verwendung von „Unschärfparametern“ (fuzzy logic). Die „Biotopverwandtschaft“ wird dann flächenhaft dargestellt. Theoretisch verbindend oder hemmend wirkende Landschaftsbestandteile werden aufgezeigt (RATH, in Vorb.).

Legt man diese Überlegungen zugrunde, liegt der Schluß nahe, daß in Simulationen zum Wanderverhalten von Tieren dynamische Habitateignungskarten verwendet werden müssen (JESCHKE 1993). Diese Möglichkeit besteht prinzipiell bei der hier entwickelten CORAWA (Arbeitstitel) Applikation. Grundlage eines solchen Modelles sind jedoch umfangreiche Voruntersuchungen, die in die Erstellung der Karten zur Habitatqualität einfließen müssen. Inwieweit dies im Rahmen „normaler“ Begleituntersuchungen von beispielsweise Bauvorhaben zu erbringen ist, ist jedoch zweifelhaft.

Schon die statistische Methode von KUHN (1997) zur Erstellung statistischer Habitateignungskarten bedarf eines nicht zu unterschätzenden Erhebungsaufwandes, der das Budget und den zeitlichen Rahmen der meisten Begleituntersuchungen übersteigen dürfte.

Die hier entwickelte ArcVIEW[®] Applikation CORAWA simuliert korrelierte „random-walks“ und „directed movements“ auf virtuellen Habitateignungskarten. Die Habitateignung muß dabei in Habitateignungsklassen dargestellt werden.

Die Ausbreitungssimulation wurde zunächst für die Art *Stenobothrus stigmaticus* (Kleiner Heidegrashüpfer) durchgeführt, die an die Trockenstandorte im Untersuchungsgebiet (s.u.) gebunden ist. Diese Standorte bilden im Untersuchungsgebiet ein Trittsteinmuster (s.u.). Dies sind beispielsweise Porphyrkuppen, die sich bandförmig von NW nach SO über das Untersuchungsgebiet erstrecken (s. Kartenanlage). Die Zeigerart *Stenobothrus stigmaticus* eignet sich somit besonders, um das Ausbreitungsverhalten gemäß der Metapopulations-Theorie (s.o.) zu untersuchen. Das Anspruchsprofil dieser Tierart ist in der folgenden Tabelle zusammengefasst:

Tabelle 2: Anspruchsprofil des Kleinen Heidegrashüpfers *Stenobothrus stigmaticus* (zit. in RÜHS 2000 (unveröff.))

Kleiner Heidegrashüpfer *Stenobothrus stigmaticus*

Areal	eurosibirisch (BUCHWEITZ 1998c, KLEUKERS et al. 1997), westpaläarktisch (INGRISCH & KÖHLER 1998a)
Verbreitung in Nordwest-Deutschland Sachsen-Anhalt und Dänemark	Schleswig-Holstein: bis ca. 1950 mindestens 11 Fundorte im Raum Mölln und Langenlehsten (Kreis Hrzgt. Lauenburg) (LUNAU 1950, WEIDNER 1939a); aktuell keine Vorkommen mehr bekannt (DIERKING 1994); Arealrandlage (KLEUKERS et al. 1997) Hamburg: keine Vorkommen (MARTENS & GILLANDT 1985) Niedersachsen: ca. 250 Meldungen (Stand: 1990), Vorkommen in allen Landesteilen mit Ausnahme des küstennahen Bereichs; gewisser Verbreitungsschwerpunkt in der Ems-Hunte-Geest, sonst nur zerstreut; nächstgelegene Fundorte befinden sich im Raum Gorleben, ca. 60 km südöstlich der Landesgrenze zu Schleswig-Holstein (GREIN 1990, GREIN 1995a) Mecklenburg-Vorpommern: aktuell nur Vorkommen im Raum Ludwigslust sowie im Elbetal (WRANIK et al. 1996), ehemals u.a. noch im Raum Waren (GÜNTHER 1971) Sachsen-Anhalt: Porphyrlandschaft bei Halle (Saale) (WALLASCHEK 1996, ders. 1997) Dänemark: keine Vorkommen (HOLST 1969, HOLST 1986)
Gefährdungsgrad	SH: 0 (DIERKING-WESTPHAL 1990), 0 (WINKLER 1999); HH: \ (MARTENS & GILLANDT 1985); Nds: 2 (GREIN 1995a); MV: 1 (WRANIK et al. 1996); BRD: 3 (BELLMANN 1993); 3 (INGRISCH & KÖHLER 1998b)
Phänologie	
<i>Ei/Embryo</i>	VI-V (KLEUKERS et al. 1997 NL)
<i>Larve</i>	V/VI-IX (spätes Auftreten der Stadien 3 und 4!) (BUCHWEITZ 1998c TH) V-VII (KLEUKERS et al. 1997 NL) bis IX (BUCHWEITZ 1998c BW)
<i>Imago</i>	ab VII (INGRISCH & KÖHLER 1998a TH, LUNAU 1963 SH) VII-X, v.a. VIII-IX (BUCHWEITZ 1998c BW) VII-X (KLEUKERS et al. 1997 NL) max. Lebensdauer > 57 Tage (BUCHWEITZ 1998c BW)
	einjährige Entwicklung mit Eiüberwinterung (BUCHWEITZ 1998c), Larvenstadien 4 (BUCHWEITZ 1998c, KLEUKERS et al. 1997) bzw. Männchen 4 und Weibchen ggf. 4-5 Stadien (INGRISCH & KÖHLER 1998a)
Habitatansprüche	
Temperatur	Median des Schlupfes bei 16°C nach ca. 96 Tagen (!) (<i>S. lineatus</i> nach ca. 53 Tagen);

Ei/Embryo	bei 30°C nach ca. 11 Tagen (INGRISCH & KÖHLER 1998a); ausgesprochen thermophil; Bedarf hoher Temperatursummen für die Embryonalentwicklung (BUCHWEITZ 1998c)
Larve	vermutlich ausgesprochen thermophil (BUCHWEITZ 1998c)
Imago	meidet ggf. extrem heiße Standorte (BUCHWEITZ 1998c BW BW), an heißeren Standorten als <i>S. lineatus</i> (HOLST 1986 SH); Kühle- bis Wärmezeiger (T2-T7) (INGRISCH & KÖHLER 1998a, OSCHMANN 1991 TH); makroklimatisch: polyeurytherm, mikroklimatisch: polyeurytherm (WALLASCHEK 1995 SAn)
Feuchte Imago	(leicht) xerophil (GREIN 1995a Nds, INGRISCH & KÖHLER 1998a); auf trockenen bis mäßig trockenen Standorten (BUCHWEITZ 1998c BW), an trockeneren Standorten als <i>S. lineatus</i> (HOLST 1986 SH); meidet ggf. extrem trockene Standorte (BUCHWEITZ 1998c BW); makroklimatisch: oligoeuryhydr, mikroklimatisch: oligostenohydr (WALLASCHEK 1995 SAn); Trockenzeiger (F2-F2) (OSCHMANN 1973, 1991 TH)
Einstrahlung	nur an sonnenexponierten Standorten (BUCHWEITZ 1998c BW); bei unzureichender Besonnung sehr später Schlupf der Larven (BUCHWEITZ 1998c TH)
Struktur der Vegetation	Eiablage erfolgt zumindest teilweise an lückig bewachsenen Störstellen (BUCHWEITZ 1998c BW)
Ei/Embryo Imago	pratinicol (INGRISCH & KÖHLER 1998a); Bindung an kurzrasige, lückig bewachsene Habitate meist mit Offenbodenstellen (Tierbauten etc.) (BUCHWEITZ 1998c BW, TH, GREIN 1995a Nds); Präferenz für (mit Schafen) beweidete Standorte (ohne Pferchung) (BUCHWEITZ 1998c BW, KLEUKERS et al. 1997 NL) bzw. nur an Schaftriften (LUNAU 1950 SH); in Mooren an Standorten, deren Vegetation ggf. stark von Rehen verbissen wird (BUCHWEITZ 1998c BW); häufig Vorkommen <i>Hieracium pilosella</i> und <i>Festuca ovina</i> sowie <i>Nardus</i> , <i>Aira</i> , <i>Thymus</i> und <i>Jasione</i> (vielfach Weidezeiger) (BUCHWEITZ 1998c BW, LUNAU 1950 SH); Vegetationshöhe: oligostenopotent; Vegetationsdichte und -deckung: mesostenopotent (WALLASCHEK 1995 SAn); Grasbiotope (V8) (OSCHMANN 1973, 1991 TH)
Stratennutzung Imago	terricol bis graminicol (GREIN 1995a Nds, OSCHMANN 1973 TH, INGRISCH & KÖHLER 1998a)
Boden/Gestein Imago	nur auf mageren kalkarmen oder kalkreichen Böden (BUCHWEITZ 1998c BW), auf sandigen Böden und Flußschottern (GREIN 1995a Nds) bzw. trockenwarmen Böden (LUNAU 1950 SH), auf Buntsandstein, Muschelkalk, Keuper, Rhätsandstein, Lias, diluvialem Schotter und Lehm sowie auf Alluvionen (OSCHMANN 1973 TH)
Eiablagesubstrat, -position	Ablage des Eikons erfolgt in den Pflanzenfilz an der Erdoberfläche (HARZ 1960, INGRISCH & KÖHLER 1998a, KLEUKERS et al. 1997) oder in die obersten Bodenschichten (BUCHWEITZ 1998c, INGRISCH & KÖHLER 1998a, KLEUKERS et al. 1997); mittlere Eizahl: 5,7 Eier/Kokon (abs. Streuung: 2-7 Eier/Kokon) (INGRISCH & KÖHLER 1998a)
Nahrung Imago	phytophag (BUCHWEITZ 1998c, KLEUKERS et al. 1997), u.a. Gräser (z.B. <i>Agrostis</i>) (INGRISCH & KÖHLER 1998a), oligophag (graminivor) (INGRISCH & KÖHLER 1998a)
Habitate	Zwergstrauchheiden (in Hochmooren) (BUCHWEITZ 1998c BW, LUNAU 1950 SH), sandige Kiefernheiden (GÜNTHER 1971 MV), Binnendünen (BUCHWEITZ 1998c NRW), Borstgrasrasen (BUCHWEITZ 1998c BW, KLEUKERS et al. 1997 NL, LUNAU 1950 SH), Halbtrockenrasen (BUCHWEITZ 1998c BW), Wacholderheiden (BUCHWEITZ 1998c BW), Abbaugruben (BUCHWEITZ 1998c TH), Waldlichtungen und Kahlschläge (OSCHMANN 1973 TH); v.a. mesohemerobe Lebensräume (WALLASCHEK 1996 SAn)
Abundanz und Raumbedarf	0,1-7,2 Ind./qm ((YU), 0,2-0,88 Ind./qm (NL), 0,25-2,7 Ind./qm (INGRISCH & KÖHLER 1998a); Raumbedarf: ca. 1,5 bis 2 ha für >> 100 Imagines, max. 0,3 ha für 250 bis 300 Individuen (BUCHWEITZ 1998c BW); geringer Raumbedarf (BRUCKHAUS & DETZEL 1997), Mindestflächenbedarf: 200-300 qm (WALLASCHEK 1996 SAn)
Mobilität und Makropterie	vermutlich geringe Mobilität, offensichtlich keine „Überbrückung“ von geschlossenen Gebüschriegeln (BUCHWEITZ 1998c BW); z.T. einer der Erstbesiedler von Kahlschlägen (OSCHMANN 1973 TH); vermutlich Nutzung von Schaftriften als Ausbreitungskorridore (BUCHWEITZ 1998c BW); passiver Transport mit Schafen (vgl. BUCHWEITZ 1998c BW, WARKUS et al. 1997 BW)
Gefährdungsfaktoren	Sukzession bzw. Verfilzung (BUCHWEITZ 1998c BW), Aufforstung (GREIN 1995a Nds), Habitatverinselung (BUCHWEITZ 1998c BW), Nutzungsintensivierung (GREIN 1995a Nds)

Für die Art *Stenobothrus stigmaticus* ist die Habitateignung folgendermaßen klassifiziert:

- **Habitatqualität 1:** sehr gutes Reproduktionshabitat (Dichte= 0,1 –0,3 Individuen/m²)
- **Habitatqualität 2:** gutes Reproduktionshabitat (Dichte = 0,13 Individuen/m²)
- **Habitatqualität 3:** mittel-wenig geeignetes Habitat, in dem sich die Art nur ausnahmsweise reproduzieren kann (Dichte = 0,05 Individuen/ m²)
- **Habitatqualität 4:** zur Reproduktion wenig geeignetes Habitat
- **Habitatqualität 5:** Zur Reproduktion ungeeignetes Habitat, das aber bei Migration durchwandert werden kann
- **Habitatqualität 6:** Barrieren: Saale, Gewässer, Autobahn, Siedlungen, Wälder/Gehölze, die breiter als 4 m sind; dieses Habitat ist zur Reproduktion ungeeignet und kann bei Migration auch nicht durchwandert werden. Ein Betreten dieser Flächen führt zum Tode der Individuen.

Die folgende Tabelle zeigt die Eignungsklassen verschiedener Nutzungs- und Vegetationstypen als Habitat für *Stenobothrus stigmaticus* (Quellen (s. Kartenanhang): FIFB, LAU, BIACON (Korridor), OEKO-KART).

Tabelle 3: Habitateignungsklassen verschiedener Biotope für *Stenobothrus stigmaticus*

Habitat	Eignungsklasse für <i>S. stigmaticus</i>
Saale; Stillgewässer; Autobahn; geschlossene Siedlungen; Wälder und Gehölze, die breiter als 4 m sind	6
Sonstige Siedlungs- und Verkehrsflächen	5
Gärten, Weinbau, Erwerbsgartenbau, Grünfläche	4
Acker	5
Sehr flachgründige, trockenrasenähnliche Ackerbrache (wahrscheinlich als Ausbreitungsräume wichtig)	3
Sonstige Ackerbrachen	4
Grünland (intensiv)	4
Mesophiles Grünland bzw. Wildgrasflur	4
Streuobstwiese	4
Gehölz	4

Hochstaudenflur	4
Binnensalzstelle/Salzsumpf	5
Flachmoor/Sumpf	5
Röhrichte	5
Gewässer	6
Trockener Graben	4
Sehr flachgründige, trockenrasenähnliche „vegetationsfreie“ Fläche, unbefestigter Feldweg (wahrscheinlich als Ausbreitungsräume wichtig)	3
Sonstige „vegetationsfreie“ Fläche, unbefestigter Feldweg	4
Heide	1
Naturnahes trockenes Grasland (in Verbindung mit Porphyrkuppe):	3
- Furchenschwingel-Rasen	3
- Halbtrockenrasen	3
- Federgras-Rasen	3
- Grasnelkenflur	3
- Walliser-Schwingel-Rasen	3
Pionierrasen auf Felskuppen (in Verbindung mit Porphyrkuppe):	2
- Bleiches Habichtskraut-Blauschwingel-Gesellschaft	2
- Schwingel-Thymianfluren	2
- Schwalbenwurz-Schafschwingelflur	2
- Mädesüß-Wiesenhafer-Gesellschaft	2
- Silbergrasfluren	2
Sonstige Felsbiotope	4

Für die Populationsgefährdungsanalysen sollten Arten betrachtet werden, die an typische Habitate des Gebietes (hier v.a. Trockenlebensräume der Porphyrkuppen) gebunden und über deren Populationsdynamik ausreichende Informationen verfügbar sind. Zu diesem Zweck eignen sich stenotope Heuschreckenarten wie z.B. der Kleine und der Große Heidegrashüpfer (*Stenobothrus stigmaticus* und *S. lineatus*). Die gewählten Zeigerorganismen sollen einen besonders empfindlichen Anspruchstyp repräsentieren, nämlich

- Arten, die vielbefahrene Autobahnen nicht oder kaum überqueren können.
- Arten, für die nur ein begrenztes Angebot an Lebensräumen, evtl. unterhalb des Minimalareals verbleibt.

In der Literatur finden sich zur Populationsdynamik des Großen Heidegrashüpfers folgende Angaben:

Tabelle 4: Populationsdynamik des Großen Heidegrashüpfers (*Stenobothrus lineatus*) (aus SCHÖPS & RECK 2001).

Populationsdynamik	
Geschlechterverhältnis	1 : 1
Mittlere Nachkommenzahl/Individuum	0 bis 5,6 (Imagines im Folgejahr)
Präsenz von Imagines	Mai – November (SAMJETZ 1998, DETZEL 1998)
Überlappende Generationen	nein
Jährliche Mortalität	100 %
Mittlere Lebenserwartung der Imagines	23 - 24 Tage
Wachstum	logistisches Wachstum nach MAYNARD-SMITH & SLATKIN (1973)
Dichteregulation	ja
Dichte (m) (im Mesobrometum)	0,108 - 0,55
Dichte (w) (im Mesobrometum)	0,082 - 0,4
Minimalfläche (Optimalhabitat)	17000 m ²
Mobilität innerhalb eines geeigneten Habitats (hier: Mesobrometum)	
♂ Geschwindigkeit	201 ± 130 cm/10 Minuten (mittags bei Sonne)
♀ Geschwindigkeit	37 ± 18 cm/10 Minuten (mittags bei Sonne)
♂ Mittlere (Mittelwert) Wanderstanz	26,1 m
♀ Mittlere Wanderstanz	16,3 m
♂ Maximale beobachtete Wanderstanz	84,5 m
♀ Maximale beobachtete Wanderstanz	72,5 m
Emigration (Abwanderung aus einem geeigneten Habitat; hier: Mesobrometum)	
♂ Abwanderungsrate	0 – 5 % (je nach Flächengröße)
♀ Abwanderungsrate	0 - 4,3 % (je nach Flächengröße)
Mobilität außerhalb eines geeigneten Habitats	
Maximale bisher beobachtete Wanderstanz	1500 m (RIETZE & RECK 1997) (Entfernung zur nächsten bekannten Spenderpopulation)

Zu *S. stigmaticus* gibt es zahlreiche Informationen zur Habitatbindung. Imagines treten von Juli bis Ende Oktober auf, bisher wurde bei Fang-Wiederfang-Markierungen ein Überleben im Freiland über mindestens 57 Tage beobachtet. Zur minimalen Populationsgröße ist nichts bekannt, sie wird mit mindestens „einigen hundert Tieren“ angenommen. Die Dichte in Mitteleuropa erreicht wohl nur selten Werte von bis zu 3 Individuen/m², in Jugoslawien wurden schon mehr als 7 Tiere/m² beobachtet. (aus SCHÖPS & RECK 2001).

S. lineatus ist flugfähig, fliegt aber sehr selten und dann meist nur sehr kurze Strecken. Ob weibliche Tiere von *S. stigmaticus* flugfähig sind, ist unklar. „Over het vliegvermogen van *S. stigmaticus* is niets bekend“ (KLEUKERS et al.1997). Von ATZINGER (1957), zit. in INGRISCH & KÖHLER 1998), wurde bei den weiblichen Tieren von *S. lineatus* und dem (nach DETZEL 1998) flugunfähigen *S. nigromaculatus* eine Flügelbenutzung von 70 % bzw. nur 5 % angegeben, wobei *S. nigromaculatus* zudem kaum ausgebildete Flugmuskulatur aufweist. BUCHWEITZ (1998) verweist darauf, daß "passive, zoochore Ausbreitung z.B. entlang von Schaftriften ehemals eine bedeutende Rolle eingenommen haben könnte“ (aus SCHÖPS & RECK 2001).

4 Grundlagen der Ausbreitung und des Austretungsverhaltens von Tieren

Strukturgebende Elemente wie Wälder, Wiesen, offene Flächen oder Gewässer sind in der heutigen Landschaft häufig mosaikartig (fragmentiert) verteilt. Sehr viele Tierarten nutzen im Verlauf eines Jahres- oder Lebenszyklus unterschiedliche Landschaftselemente. Da auch Ressourcen (z.B. Geschlechtspartner, Nahrung, Ruheplätze usw.) ungleichmäßig in der Landschaft verteilt sind, setzen sich die Lebensräume vieler Arten auch aus verschiedenen Landschaftselementen zusammen. Die Erreichbarkeit der verschiedenen Landschaftselemente und Ressourcen stellt darum eine entscheidende Überlebensgrundlage für die meisten Arten dar. Tiere müssen sich also immer über kleinere oder größere Distanzen fortbewegen können. Unterscheiden kann man dabei Bewegungen innerhalb und zwischen Populationen. Die räumliche Lage der verschiedenen benötigten Landschaftselemente und ihre Entfernungen sind dabei artspezifisch variabel. Während bei bestimmten Arten beispielsweise Brut-, Nahrungs- oder Rast-, oder auch Sommer-Winterhabitat in großer räumlicher Entfernung liegen (z.B. Zugvögel), brauchen andere Arten weitaus weniger differenzierte Teilhabitate (z.B. viele Heuschreckenarten).

Betrachtet man das Ausbreitungsverhalten von Tierarten auf Individuen- und Populationsebene spielen beispielsweise folgende Punkte eine Rolle:

- Zusammenhang von Ausbreitungsmodi und Persistenzstrategien
- Zusammenhang des Raumwiderstands und der Aktivitätsdichte
- Verhalten der Organismen an Grenzstrukturen und Korridoren
- Zusammenhang des Kurzzeitverhaltens von Individuen und des Langzeitverhaltens der Population
- Verbindung der Integrationsebenen der Individuen und der Population

Die im Rahmen dieser Arbeit entwickelte GIS-gestützte Applikation zur Simulierung individuenbasierter Ausbreitung von Tierarten, deren Beobachtungen sich mit klassischen Methoden (z.B. Fang-Wiederfang, harmonic radar) nur unzureichend, bzw. nur in Teilbereichen (in begrenzten Arealen) durchführen lassen, gibt den mit der Planung Beauftragten ein weiteres Instrument in die Hand, das unabhängig von den oben beschriebenen „klassischen“ Methoden, die Auswirkungen von Fragmentierungen in der Landschaft ganz konkret für bestimmte Tierarten (bzw. Artengruppen) analysieren hilft. Grundlage der Simulation ist das konkrete artspezifische Ausbreitungsverhalten (AIKMAN, D. ET AL 1972), das in Teilbereichen empirisch zu erfassen ist; gewissermaßen als Bausteine, die dann im Modell zu einem „Gesamtbewegungsmodell“ zusammengesetzt werden. Die Vorteile dieser Applikation liegen zum einen in ihrem modularen Aufbau, der es ermöglicht, beispielsweise durch empirische Forschung gewonnene „Erkenntnisgewinne“ leicht zu implementieren, zum anderen in der Integration des Simulationsprogrammes in die Programmoberfläche von ArcView[®], dem zur Zeit führenden und wohl auch am weitesten verbreiteten Desktop-GIS.

4.1 Ausbreitungsverhalten von Tierarten und ihre Simulation über korrelierte Zufallsbewegungen (correlated random walks)

Die Bewegungen von Individuen in einem Landschaftsraum beeinflussen ihre Verteilung. Grundsätzlich lassen sich drei Arten der Verteilung differenzieren, die jeweils auch Teil eines fortschreitenden Prozesses sein können (aus BEGON 1991).

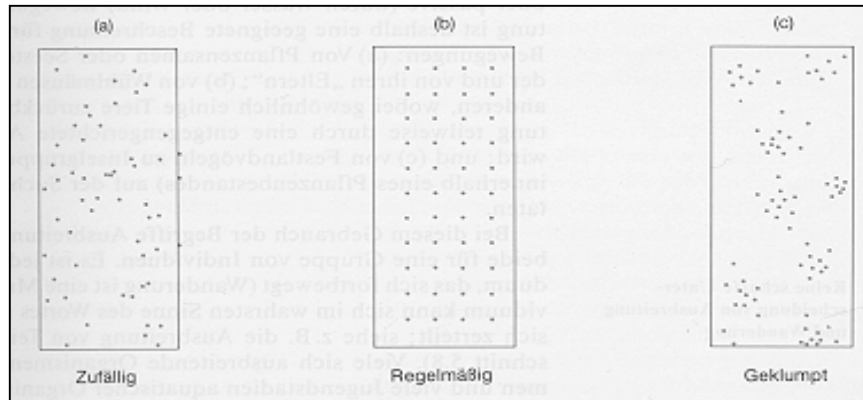


Abb 2: Hauptverteilungstypen von Organismen im Raum (aus BEGON 1991, S. 174)

Eine zufällige Verteilung (a) ergibt sich, wenn jeder Organismus mit gleicher Wahrscheinlichkeit jeden beliebigen Punkt im Raum besetzt und wenn die Anwesenheit eines Individuums jene eines anderen nicht ausschließt (BEGON 1991).

Eine regelmäßige Verteilung (b) ergibt sich, wenn jedes Individuum versucht, allen anderen auszuweichen (Maximierung der Abstände bis zur Kapazitätsgrenze (k)), oder wenn Individuen, die zu nahe bei anderen Individuen sind, entweder sterben oder die Population verlassen.

Eine geklumpfte Verteilung ergibt sich entweder, wenn alle Individuen von speziellen Teilen der Umwelt angezogen werden (oder in ihnen besser überleben), oder wenn die Anwesenheit eines Individuums andere Individuen anzieht oder selbst zusätzliche Individuen an diesem Platz erzeugt.

Welche Art der Verteilung vorliegt ist häufig auch abhängig vom Betrachtungsmaßstab, so können Verteilungen von Individuen im Raum bei kleinmaßstäbiger Betrachtung geklumpt erscheinen, je größer der Maßstab der Betrachtung wird, können sich dann aber zufällige oder auch regelmäßige Verteilungen ergeben. Betrachtet man beispielsweise die Verteilung von Individuen, die auf Magerrasen leben, auf kleinmaßstäbiger Betrachtungsebene, so scheinen die Vorkommen im Zusammenhang mit anderen Biotoptypen zunächst geklumpt, vergrößert man den Betrachtungsmaßstab und beobachtet nur die Magerrasen-Patches, so kann die Verteilung regelmäßig oder zufällig sein. Ebenfalls von Bedeutung kann bei Individuen, die möglichst große Abstände zu anderen Individuen bevorzugen, die Anzahl der vorkommenden Individuen in Bezug zur Kapazitätsgrenze sein. Existieren beispielsweise in einem Areal nur wenige dieser Individuen kann die Verteilung zufällig erscheinen. Je näher die Anzahl der Organismen an der Kapazitätsgrenze liegt, desto regelmäßiger kann das Verteilungsmuster erscheinen, da die Tiere versuchen, den Abstand zu allen anderen Individuen zu maximieren.

Die Populationen vieler Arten wandern während ihres Lebens wiederholt zwischen Habitaten. Dies findet in unterschiedlichen Zeitperioden statt (Stunden, Tage, Monate oder Jahre). Dabei kann es sich sowohl um saisonale Wanderungen (z.B. Vogelzug: Winter- und Sommerquartier) handeln oder aber die Individuen wandern zum Zwecke, sich in Ihrer gewohnten Umgebung aufzuhalten (beispielsweise die Wanderung der Krabben an der Küste mit den Gezeiten). Andere Wanderungen haben den Zweck, daß ein Organismus während seines Lebens zwischen zwei Umwelten hin- und herwandert (Wanderung der Algen im Wasser zwischen tieferen Schichten (Nacht) und der Oberfläche (Tag)). Andere Tierarten wieder wandern beispielsweise täglich zwischen Ruhehabitat und Nahrungshabitat und zurück.

Wieder andere Tierarten wandern in ihrem Lebenszyklus zwischen Brut-, Larval- und Adulthabitat. (vergl. BEGON 1991)

Zu unterscheiden von diesen Wanderungen sind Ausbreitungsbewegungen, bei denen neue Habitate besiedelt werden.

Die Frage warum Tiere ihr Habitat verlassen und dabei ein erhöhtes Mortalitätsrisiko eingehen, ist nicht immer eindeutig zu beantworten. Dispersionen erfolgen auch dann, wenn beispielsweise kein äußerer Druck auf die Individuen erfolgt, z.B. durch Überpopulation des Habitates. Die Ausbreitungsstrategien sind stark artabhängig. So weiß man beispielsweise, daß die Weibchen des Segelfalters (*Iphiclides podalirius*) nach dem Schlupf zunächst ausschwärmen, um sich zu verpaaren, aber danach zur 1. Eiablage an ihren Schlupfort zurückkehren (STEINER 1996, S. 109). Andere Arten, wie beispielsweise Libellen zeigen ein anderes Verhalten, sie verlassen ihr Schlupfhabitat und suchen sich andere Eiablage-Örtlichkeiten (STERNBERG 1995).

Vor 1950 wurde das Ausbreitungsverhalten von Tieren vorwiegend mit der Überpopulation von Arealen und dem daraus resultierenden Abwandern und zufälligem Transport begründet (WELLINGTON 1979). Die Risiken der Ausbreitung wurden oft höher bewertet als deren Nutzen. Populationsökologen ignorierten in der Regel das Phänomen der Ausbreitung, da diese schwer zu beobachten ist. Heute weiß man, daß Insekten und andere Tiere ihr Bruthabitat häufig aufgrund fehlender Nahrungsressourcen, geeigneter Sexualpartner oder weil sie lokalen Parasiten, Konkurrenten und/oder Prädatoren entkommen müssen, verlassen (JOHNSON 1969, SOUTHWOOD 1977, WELLINGTON 1979). Eine übliche theoretische Beschreibung des Ausbreitungsverhaltens basiert auf einfacher Diffusion. Hierbei wird die Bewegung des Individuums als zufällig, unabhängig von anderen Individuen, in homogener Umgebung angenommen. Obwohl diese Annahmen gewöhnlich nicht realistisch sind, können Diffusions-

Modelle auf dieser Grundlage in einigen Fällen das Ausbreitungsverhalten über ein begrenztes Zeitintervall adäquat beschreiben (KAREIVA 1983).

Die Abb. 3 zeigt schematisch mögliche Methoden zur Modellierung der Kolonisation bei Ausbreitung. Die Abbildung (a) zeigt das Diffusionsmodell, das eine gleichmäßige Ausbreitung in homogener Umgebung darstellt. Zeichnung (b) beschreibt die Metapopulationsdynamik mit besetzten (ausgefüllt) und unbesetzten (leer) Patches. Die Abbildung (c) schließlich skizziert das individuenbasierte Ausbreitungsmodell über simulierte Ausbreitungspfade.

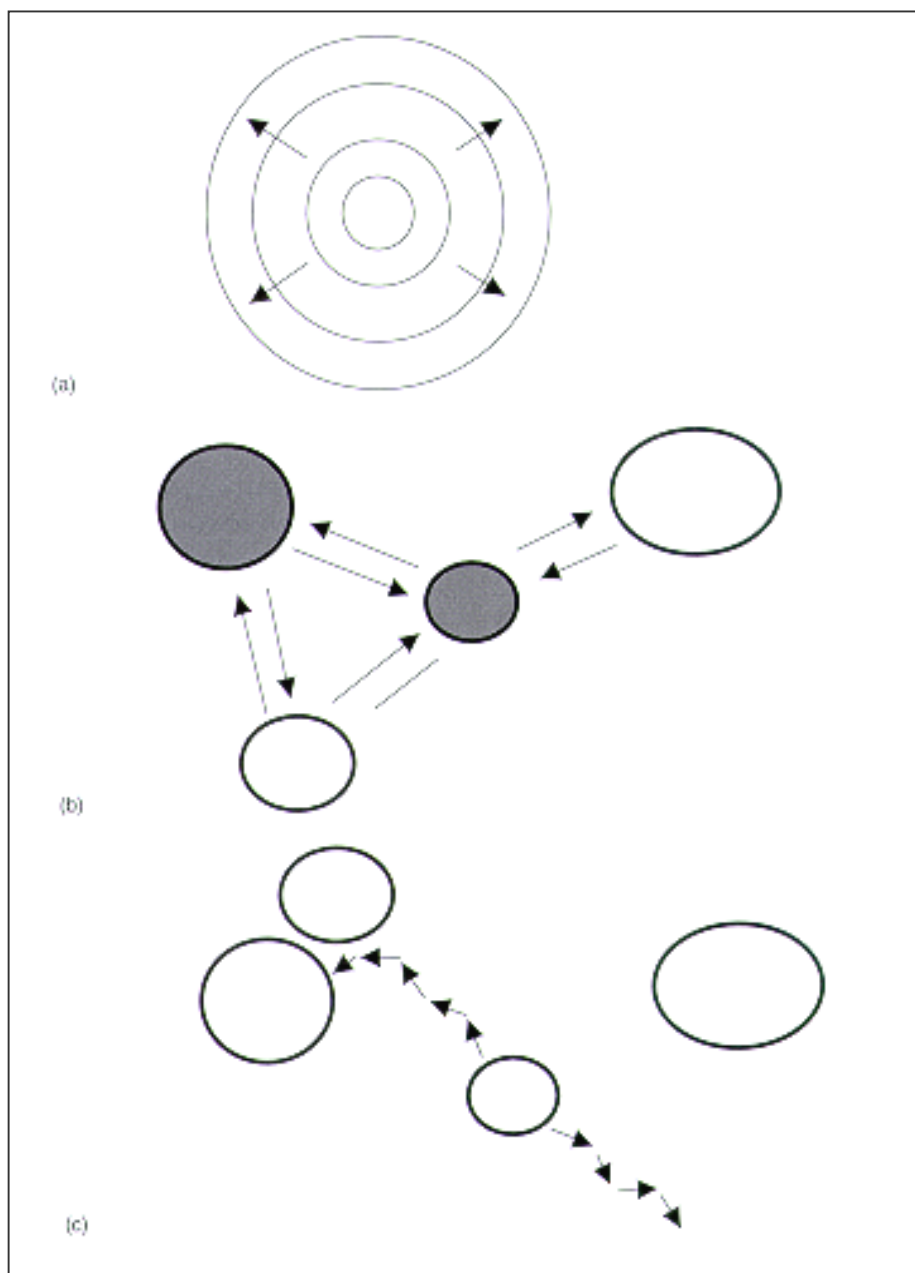


Abb 3: Schematische Darstellung von Methoden zur Modellierung von Ausbreitungen (aus KENWARD, S. 65)

Generell lassen sich Vor- und Nachteile von Ausbreitungen in „umwelt“- und „genetisch“-bedingte Faktoren gliedern. Potentielle Vorteile der Ausbreitung bezüglich von „Umwelt“-Faktoren sind beispielsweise:

- Die Flucht vor ungünstigen Habitatbedingungen
- Die Verringerung der Bedrohung durch Prädatoren oder Konkurrenten
- Die Flucht vor Populationseinbrüchen
- Erschließung „neuer“ Lebensräume

Potentielle Nachteile können sein:

- Die Ungewissheit, Futter, Schutz oder ein geeignetes soziales Milieu etc. zu finden
- Eine größere Gefährdung Prädatoren oder Konkurrenz etc. ausgesetzt zu sein

Potentielle „genetische“ Vorteile können sein:

- Eine erhöhte Wahrscheinlichkeit einen Partner zu finden
- Die Vermeidung von Inzucht
- Eine größere Chance für neue und vorteilhafte genetische Kombinationen

Potentielle „genetische“ Nachteile sind beispielsweise:

- Die Ungewissheit ein leeres Habitat oder einen Partner zu finden
- „Outbreeding“, d. h. nachteilige Kombinationen, Zusammenbruch von koadaptierten Systemen, weniger lebensfähige Nachkommenschaft

Die Konkurrenz um Ressourcen mit ihrem limitierenden Einfluß auf die Reproduktionsrate scheint der primäre Faktor zu sein, der die Ausbreitung steuert (WASER 1985). LIDICKER AND STENSETH (1992) meinen hingegen, daß die Ausbreitung generell von vielen Faktoren abhängig ist und daß es deshalb schwierig ist, die Motivation für Ausbreitung auf einfachem Wege zu charakterisieren.

LIDICKER & STENSETH (1992) unterscheiden zwischen extrinsischen und intrinsischen Faktoren.

Extrinsische Faktoren sind beispielsweise:

- Physikalische (Temperatur, Überflutungen, Feuer, usw.)
- Ökonomische (Nahrung, Wasser, Schutz)
- Soziale (intraspezifische Konkurrenz)
- Interferenzen (interspezifische Konkurrenz, Prädatoren, Parasiten)

Intrinsische Faktoren können sein:

- Geschlecht
- Alter
- Lebensstufe
- Kondition (Gesundheit, Fitness, Energiereserve)

Es lassen sich folgende Ausbreitungsstrategien unterscheiden:

- Reiner „random walk“, in dem jeder weitere Schritt zufallsmäßig relativ zum vorhergehenden Schritt ist
- „directed walk“ einer bestimmten Länge in eine zufällig gewählte Richtung
- Systematische Strategien, wie z.B. spiralförmige Ausbreitung, parallele Frequenz, schleifenförmige Ausbreitung von einem zentralen Punkt
- Die Verwendung von gespeicherten Informationen über die Umgebung
- Kombinationen und Variationen der oben genannten Strategien

Wahrnehmungselemente der Umwelt können von Tieren benutzt werden, eine Ressource zu finden. Dabei kann dieser Reiz einerseits von der Ressource selber ausgehen, z.B. ein Pflanzenduft oder weibliche Sexuallockstoffe, andererseits können abiotische Faktoren eine Rolle spielen, z.B. das Licht der Sonne. Die Informationen können eine direktionale Komponente haben. Ein nicht-direktionales Wahrnehmungselement kann das Tier beispielsweise auf die Existenz einer nahen Ressource hinweisen. Die Stimulation kann dann beispielsweise eine Orientierung des Tieres bewirken, die eine direkte oder visuelle Registrierung der Ressource bzw. die Flucht vor einem Prädatoren zur Folge hat (BELL 1991). Ein direktionales Wahrnehmungselement kann eine „Stimulierungs-Fahne“ oder ein „Stimulierungs-Gradient“ sein. Es

kann ein visuelles Objekt sein oder z.B. ein Wasserlauf, der Träger des Stimulus ist oder auch nicht.

Ist ein Patch gefunden, gibt es mehrere Möglichkeiten, wie die Suche abgeschlossen werden kann. Das Tier kann sich direkt, schleifen- oder spiralförmig auf das Objekt zubewegen oder etwa eine Zick-Zack Bewegung ausführen. Die Schrittlängen, also die gelaufene Distanz bis zum nächsten Orientierungsstop, kann sich verringern, bzw. vergrößern, wenn keine geeignete Ressource registriert wurde (YLIKARJULA 2000). Wenn das Tier die Fähigkeit besitzt, sich die Laufrichtung zu merken, in der die Ressource gefunden wurde und sie in einer anderen Richtung verläßt, kann es das Risiko verringern zu bereits abgesuchten Flächen zurückzukehren. Schließlich besteht die Möglichkeit, sofern die Patch-Grenze registriert werden kann, daß das Tier umkehrt, sobald es die Grenze registriert hat, dadurch kann der Patch optimal genutzt werden, bevor er wieder verlassen wird (SORENSEN & BELL 1986).

Ein Tier wird dann seine "Gesamt-Netz Rate" an Energiegewinn maximieren, wenn es solange in jedem Nahrungs-Patch verweilt, bis seine Energie-Netzrate in dem Patch unter die Gesamt-Rate in dem Habitat sinkt (CHARNOV 1976). Anders ausgedrückt bedeutet dies, daß das Tier dann sein Habitat verlassen sollte, wenn es anderswo besser existieren könnte, ansonsten sollte es im Habitat bleiben. Wenn die „Wanderungszeit“ zwischen „Habitat-Patches“ ansteigt, wächst auch der optimale Zeitraum im Patch zu bleiben. Je länger das Tier für seine Wanderungen benötigt, desto geringer ist der Nutzen der Wanderung. Diese Theorie wird als „marginale Wert Theorem“ bezeichnet. Wenn ein Tier in der Lage ist, die Qualität des Nachbarhabitats, z.b. durch Geruch oder Sicht zu erkennen, ist das „marginal value theorem“ nicht anwendbar (BENGTSSON ET AL 1994a).

Es gibt also eine Reihe von internen Faktoren, die das „Such“-Verhalten von Tieren beeinflussen.

Wanderungen sind auch assoziiert mit der Abwehr von Prädatoren. Flucht-Laufmuster sind gewöhnlich artspezifisch, einige sozial organisierte Herbivoren beispielsweise bilden Gruppen, wenn sie bedroht werden, andere verstreuen sich. Individuelle Strategien gegen Prädatoren sind z.b. Flucht, Verstecken, Täuschung, Giftigkeit und Mimikry..

Laufmusteranalysen können untersuchen, wie das Verhalten beispielsweise mit der Heterogenität der Umgebung variiert. Geschwindigkeit, Zahl der Richtungswechsel und Richtungswinkel können dabei verwendet werden, um unterschiedliche Laufmuster zu charakterisieren (siehe „random walk“-„directed walk“ (Kap. 4))

So ist beispielsweise der „directed walk“ mit großer Tagesschrittlänge besonders dann von Nutzen, wenn große Distanzen überbrückt werden müssen, wenn Nahrung in verschiedenen Patches aggregiert ist oder wenn die Nahrungsressourcen zufällig verteilt sind. „random walks“ mit kleinen Tagesschritten sind z.B. dann von Vorteil, wenn die Nahrungspatches gefunden wurden. Bei einigen Carabiden sind „random walks“ innerhalb von Nahrungspatches beobachtet worden, während die Tiere ausserhalb dieser Patches einen „directed walk“ durchführten (MOLS 1993). Die Untersuchungen zeigen, daß das „Niveau des Hungers“ großen Einfluß auf das Laufverhalten der Käfer hat. Hungrige Käfer zeigten ein gerichtetes Laufverhalten, während „satte“ Käfer eher das Laufmuster eines „random walks“ zeigten.

Die fraktale Dimension eines Laufmusters ist ein Maß für die Rauheit und Irregularität und sie variiert zwischen 1 (absolut gerichtetes Laufmuster) und 2 (so „gewundenes Laufmuster“, daß der komplette 2-dimensionale Raum genutzt wird). Das Laufmuster eines Tieres kann in Schritte unterschiedlicher Länge unterteilt werden. Die Gesamtlänge des Ausbreitungspfades wächst bei „gewundenen Laufverhalten“, je öfter der Pfad unterteilt ist und wird für gerade Ausbreitungspfade konstant bleiben. Die fraktale Dimension kann dann, über die Determinierung der „Pfad-Längen“ bei variablen Schrittlängen bestimmt werden

$$L(s) = ks^{1-D}$$

mit:

L = Pfadlänge

s = Schrittlänge

k = Konstante

D= Fraktale Dimension

Eine weitere Kennzahl für die fraktale Dimension der Ausbreitung ist die sogenannte Gradlinigkeit, diese errechnet sich aus dem Quotienten aus Netto-Displacement zur Aktionsdistanz. Diese dimensionslose Zahl liegt zwischen 0 und 1, wobei Werte gegen 0 stark gewundene Läufe und Werte gegen 1 gradlinige Ausbreitung charakterisieren.

$$\text{Gradlinigkeit} = \frac{\text{Netto - Displacement}}{\text{Aktionsdistanz}}$$

Grundsätzliches Problem bei der Erstellung von Simulationsprogrammen zum Ausbreitungsverhalten von Tierarten ist die fehlende oder lückenhafte Datengrundlage. Bei BYERS J.A. (2000), KINDVALL, O. (1999) (*Metrioptera bicolor*) und CHARRIER ET AL (1997) finden sich für einige Arten Hinweise für Schrittlängen, die bei Kindvall auch habitatspezifisch differenziert dargestellt sind. Insgesamt jedoch ist festzustellen, daß sich die Datengrundlage äußerst spärlich darstellt. Hier ist sicherlich noch ein hoher Bedarf an empirischer Forschung hinsichtlich der Fragestellung der Wanderschrittlängen und -winkel gegeben. Bezüglich der Habitatansprüche einzelner Arten stellt sich die Datengrundlage besser dar, so daß es in der Regel möglich ist, vorhandene Biotoptypenkarten für einzelne Arten in „Habitateignungskarten“ über GIS-Routinen zu transformieren. Das hier entwickelte Modell arbeitet mit klassifizierten Habitateignungen (s.u.). Als Beispiel sei hier die Rote-Liste Art „Kleiner Heidegrashüpfer“ (*Stenobothrus stigmaticus*) genannt, die im weiter unten folgenden „Praxistest“ (Westumfahrung: Halle), als eine mögliche Zeigerart dient.

Der Kleine Heidegrashüpfer (*Stenobothrus stigmaticus*) bevorzugt schütter bewachsene Silikat- oder Sandmagerrasen und ist landesweit besonders gefährdet. Die Verbreitungskarten im Untersuchungsgebiet (s. Kartenanhang) beruhen auf den Kartierungen von WALLASCHEK (1996; 2000). Er untersuchte insgesamt 104 Flächen mit z.T. jeweils mehreren Biotoptypen. Bei diesen Untersuchungen wurden im Jahr 2000 38 Vorkommen der Art auf den 104 Untersuchungsflächen gefunden. 31 Vorkommen fanden sich auf Porphyrkuppen, die Restlichen 7 auf Geländestufen, Bergrücken und Plateaus. Dieselben Untersuchungsflächen (mit Ausnahme des Zechsteinhangs bei Friedrichschwerz (s. Kartenanhang)) wurden auch 1996 untersucht, dabei fanden sich 53 Vorkommen der Art.

Von entscheidender Bedeutung ist weiterhin die von den betrachteten Tierarten maximal erreichbare Ausbreitungsdistanz (Aktionsdistanz), denn es können, abgesehen von einzelnen Fernausbreitungsereignissen (z.B. durch Fremd-Transport) nur solche Patches erreicht werden, die innerhalb der maximalen Aktionsdistanzen liegen. In der Literatur finden sich beispielsweise für einige Heuschreckenarten solche „maximalen Aktionsdistanzen“:

Maximaldistanzen Literatur

Heuschrecken

Bryodema tuberculata: 900 m REICH 1991

Calliptamus italicus 6 km BROSE 1997

Chrysochraon dispar 160 m RIETZE & RECK 1991

Chorthippus apricarius 460 m RECK mdl.

Gryllus campestris 500 (-1000) m HOCHKIRCH 1996

Metrioptera bicolor 250 m KINDVALL & AHLEN 1992

Oedipoda caerulescens: 800 m : 350 m APPELT 1994, 1996

Oedipoda germanica: 514 m- 342 m ZÖLLER 1995

Platycleis albopunctata 350 m WALTER 1994

Podisma pedestris 50 m MASON et al. 1995

Psophus stridulus: 700 m - 85 m BUCHWEITZ 1993, WEIDEMANN & REICH 1995 (JANSSEN & REICH 1998)

Sphingonotus caerulans: max. 452 m, med 116 m, max. 519 m, med 96 m KORBUN & REICH 1998

Stethophyma grossum (= *Mecostethus grossus*): 624 m - 201 m Larven: 34 m - 15 m MARCELLI 1994; MALKUS et al. 1996; KRAUSE 1996

Abb. 4: Beobachtete maximale Wanderdistanzen von Heuschrecken (aus RECK 1993)

Die klassische Fang-Wiederfang (capture-recapture) Methode ist nicht immer erfolgreich.

Es können dabei lediglich Beziehungen zwischen der Strecke vom Aussatz- zum Wiederfangort und der dafür benötigten Zeit hergestellt werden. Über die tatsächlich zurückgelegte Strecke und das Verhalten der Tiere im Zeitraum zwischen Aussatz und Wiederfang lassen sich keine Aussagen machen. Außerdem muß davon ausgegangen werden, daß es sich bei den wiedergefangenen Tieren nur um einen Populationsausschnitt handelt und ihr Verhalten nicht wesentlich von der gesamten Population abweicht. Genauere Erkenntnisse über das Individualverhalten der Laufkäfer lassen sich mit dem „harmonic radar“ System (MASCANZONI & WALLIN 1986) gewinnen. Dieses ursprünglich zum Auffinden von Lavinenopfern entwickelte Gerät besteht aus einer Sender-Empfänger-Einheit, die gespeist von einer tragbaren Batterie, Wellen von 915 Mhz aussendet. Diese werden von einem am Tier befestigten Reflektor mit doppelter Wellenlänge zurückgeworfen. Über die Lautstärke des empfangenen Signales ist der Reflektor bis auf wenige Zentimeter genau zu orten (s. Abb. 5).

Durch die Beobachtung der Tiere mit dem „harmonic radar“ können auch Verhaltensweisen, die im Umfeld der Fortbewegungsaktivität stattfinden, aufgeklärt werden. Dazu gehören u.a. das zeitweilige Aufsuchen bestimmter Lebensräume, die Länge inaktiver Phasen und das Er-

klettern von Pflanzen. Damit wird das Verständnis für bestimmte Laufverhaltensweisen erleichtert (TIMMERMANN 1991).

Das im Rahmen dieser Arbeit entwickelte Simulationsprogramm ist gültig für Tierarten, die keine periodisch wiederkehrenden Wanderungen durchführen, die also beispielsweise keinen „home-range“ (im klassischen Sinne) haben. Zudem weisen sie keine speziellen zeitlich differenzierten Habitatansprüche auf. So erfolgt beispielsweise die Eiablage in Habitaten, die auch als „normaler“ Lebensraum dienen. Die Fähigkeiten ihre Umgebung zu erkennen sind stark eingeschränkt und beschränken sich auf wenige Meter. Die Ausbreitung dieser Tierarten erfolgt durch eine Kombination aus Zufallsbewegungen („random walks“) und gerichteten Bewegungen („directed walks“), die Art der Ausbreitung ist hierbei abhängig von der jeweiligen Habitatqualität (s.u.). Es lassen sich mit dem hier vorgestellten Programm also Bewegungen von Tierarten simulieren, die sich normalerweise in ihrer Gesamtheit mit empirischen Untersuchungen nur sehr begrenzt erfassen lassen. Lediglich Teile dieser Wanderungen lassen sich empirisch verfolgen. Das modulare System der Applikation verwendet die Erkenntnisse aus Untersuchungen von Teilbereichen der Ausbreitung und setzt sie zu einem Gesamtkonzept zusammen.



Abb. 5: Honigbiene mit harmonic radar transponder (aus OSBORNE, S. 32)

Interessant ist es in diesem Zusammenhang auch herauszufinden, wie weit die Tiere physisch überhaupt in der Lage sind zu laufen, zeitquantitative Beobachtungen zu tatsächlich zurückgelegten Wegstrecken einzelner Individuen fehlen weitestgehend. Treiberversuche mit Heuschrecken (RECK et al, mündl.) haben gezeigt, das bestimmte (nicht flugfähige) Heuschreckenarten um die 70 Meter/h „ am Stück schaffen“. Diese Versuche klären jedoch nicht die Frage, welche Entfernungen die Tiere unter normalen Bedingungen, d.h. ohne (Treib)streß, in bestimmten Habitatqualitäten täglich zurücklegen.

Die in dieser Studie angenommen Tagesschrittlängen stützen sich unter anderem auf die Untersuchungen von O. KINDVALL (1999), der in seiner Untersuchung über das Ausbreitungsverhalten von *Metrioptera bicolor* Tageschritte für unterschiedliche Habitatgüten angegeben hat.

4.2 Der Einsatz geographischer Informationssysteme in der Simulation von Wanderbewegungen von Leittierarten

Insbesondere bei der Simulation und Analyse der Wanderbewegungen von Leittierarten besteht noch erheblicher Forschungs- und Entwicklungsbedarf adäquater Applikationen. Zwar gibt es beispielsweise inzwischen zahlreiche (oft Java-programmierte) Applikationen, die Random-Walks für bestimmte Tierarten simulieren (z.B. *Ips typographus* (Coleoptera: Scolytidae)) (BYERS 2001), diese arbeiten jedoch fast ausschließlich auf uniformem Untergrund, d.h. eine Differenzierung der Wanderbewegungen bezüglich der Habitatqualität ist nicht implementiert. Die Entwicklung von Fachschalen, die, in Geographische Informationssysteme integriert, Wanderbewegungen von Tierarten auf virtuellem Untergrund (Biotopkartierung) simulieren können, steht erst am Anfang (FOLSE ET AL 1981). Auch besteht noch erheblicher Forschungsbedarf an grundlegenden Fragestellungen zum Wanderverhalten von Tiergruppen und -arten (z.B. Polywalk, CORAWA (In Entw.)).

Ansätze zu korrelierten „random walks“ finden sich beispielsweise bei Tischendorf (TISCHENDORF, L.; IRMLER, U.; HINGST, R. 1997). Seine rasterkartenbasierte Simulation simuliert die Ausbreitung von Laufkäfern entlang linienhafter Ausbreitungskorridore (Hecken). Da heutige Biotopkartierungen und die daraus abgeleiteten Habitateignungskarten (z.B. KUHN 1999) überwiegend vektororientiert aufbereitet sind, erscheint es sinnvoll, Simulationen von Tierbewegungen ebenfalls auf Vektorkarten durchzuführen. Das Programm POLYWALK (KNAAPEN 1995) verwendet beispielsweise ArcINFO[®] Coverages und simuliert die Tierwanderungen mit einem in FORTRAN[®] programmierten Modul. Die Vorteile liegen in der Skalierbarkeit der Kartenausschnitte ohne Informationsverlust, zu dem es bei einer Überführung in Rasterformate in Abhängigkeit von der Rasterweite zwangsläufig kommt.

Simulationen von Tierbewegungen ermöglichen durch die zeitdiskrete Abarbeitung der Prozesse zu jedem gegebenen Zeitpunkt, die Zustände jedes einzelnen Objektes (hier: jedes Individuums) zu analysieren. Im Gegensatz dazu sind in der empirischen Forschung nur sehr begrenzte Ausschnitte der Realität erfassbar (z.B. Fang- Wiederfang) (vgl: REUTER 2000).

Die Unsicherheiten in Simulationsmodellen liegen hingegen nicht in den Ausgabedaten, da diese zumindest theoretisch zu jedem Zeitpunkt vollständig bekannt sind, sondern eher bei den Datengrundlagen, die auf empirischen Untersuchungen beruhen (REUTER 2000).

5 Computergestützte Simulation des Ausbreitungsverhaltens von Tierarten

Für die Durchführung von Populationsgefährdungsanalysen in fragmentierten Landschaften existieren einige Computerprogramme, von denen das Programm RAMAS GIS[®] (AKÇAKAYA 1998) wohl das am häufigsten verwendete ist. Es ist so konzipiert, daß sich GIS-generierte Landschaftsdaten mit einem detaillierten Metapopulationsmodell für Überlebenswahrscheinlichkeiten verbinden lassen. Dabei ist es zudem relativ anwenderfreundlich gestaltet. Das Programm arbeitet in vier Schritten. Zunächst werden die Landschaftsdaten analysiert und die Patch-Struktur in ein Metapopulationsmodell exportiert. Dann werden temporale Veränderungen in der Habitat-Charakteristik modelliert. Drittens wird ein Metapopulationsmodell erzeugt, indem räumliche und demographische Informationen kombiniert werden. Schließlich werden Simulationen gestartet, die Überlebenswahrscheinlichkeiten, Abundanz und Verteilung von Individuen der Metapopulation vorhersagen. Die Eingabe der GIS-Daten erfolgt dabei im ASCII-Format. Es können ArcINFO[®], GRASS[®] sowie IDRISI[®] erzeugte Daten eingelesen werden. Die Original-Daten müssen (allerdings) im Raster-Format vorliegen. Die Limitierung des Programms liegt zum einen in der Größe der einzulesenden Karteninformationen, die auf 5000 Reihen und 5000 Zeilen beschränkt ist. Dies kann bei einem kleinräumig strukturierten Gebiet und einer in Relation dazu großen Verbreitungs- bzw. Untersuchungsfläche schnell dazu führen, daß man an die Programm-Limits stößt. Zum anderen können mit dem Programm nur maximal 160 Populationen/Habitatflächen gleichzeitig betrachtet werden. Eine weitere unbefriedigende Voraussetzung ist die Reduktion der Ausbreitung bzw. der Wanderbewegungen auf ein Entfernungsmodell. Es ist jedoch bekannt, daß beispielsweise attraktive Leitlinien, Grenzeffekte und habitatspezifische Bewegungsmuster die Ausbreitung von Tieren beeinflussen. Die Modellierung dieser Effekte ist das Ziel des im Rahmen dieser Arbeit entwickelten Migrationsmodelles. Dadurch können beispielsweise Prognosen zur Wiederbesiedelung verbessert und Überlebenswahrscheinlichkeiten realitätsnäher abgeleitet werden. Darüberhinaus können Effekte der Zerschneidung und des Biotopverbundes (z.B. Korridore, Grünbrücken) genauer quantifiziert werden. Die Entwicklung dieser Applikation unter der Programm-Shell von ArcVIEW[®] als inzwischen wohl am weitesten verbreiteten Desktop-GIS, ermöglicht die Ausführung dieser Analysen unter direkter Verwendung der vorliegenden Biotopkartierungen im ArcVIEW[®] bzw. ArcINFO[®] Shape- und/oder Coverage- Vektorformat und ermöglicht so eine flächenscharfe Untersuchung, ohne die Gefahr eines Informationsverlustes durch die Überführung der (vorliegenden) Vektordaten in ein Rasterformat (s.o.). Für den Fall, daß die Datengrundlage rasterbasiert vorliegt, wurde die Applikation derart gestaltet,

daß auch diese Daten direkt in der Applikation verwendet werden können; dazu muß lediglich das Programmmodul „shapevalue“ durch das Modul „gridvalue“ (s. Anhang.) ersetzt werden.

5.1 Objekt orientierte Programmierung

Während früher die meisten Programmiersprachen prozessorientiert waren, d.h. traditionelle Programmieretechniken waren basierend auf Datenstrukturen (z.B. „arrays“ und „linked lists“) und Kontrollstrukturen (z.B. „loops“ und „procedures“), die Daten-Strukturen manipulierten, sind heute gebräuchliche „object orientated programs“ (OOP), wie der Name schon impliziert „Objekt orientiert“. Ein Objekt ist eine Gruppe von Daten und ein Satz von Prozeduren, die diese Daten manipuliert. Ein Objekt ist eine Erweiterung eines Datenstrukturtyps (ähnlich eines „records“ in PASCAL[®] oder eines „struct“ in C[®]), welches eine Sammlung von potentiell verschiedenen Variablentypen (z.B. integers, strings, characters, floating points, numbers usw.) beinhaltet.

Ein Objekt fügt diesen Sammlungen von Variablen Prozeduren hinzu. Diese Prozeduren innerhalb von Objekten werden Methoden („methods“) genannt. Die Daten eines Objektes sollten nur von den „methods“ desselben Objektes manipuliert werden.

„Object orientated programming“ ist eine relativ neue, aber wachsende Richtung in der Computer-Wissenschaft (HILL 1996). Einige bekannte Objekt-orientierte Programmiersprachen sind z.B. SMALLTALK[®], (PASCAL[®]), (C[®]), JAVA[®], VisualBASIC[®], VisualLISP[®], AVENUE[®]. (MARLEY, C.C.& CASWELL, H 1992).

5.2 Objekt orientierte Programmierung mit AVENUE[®]

Das Objektmodell von Avenue[®] ist komplex. ArcView[®] GIS in der Version 3.1 umfasst ohne Erweiterungen ca. 270 Klassen, auf die insgesamt knapp 9800 Methoden angewendet werden können (HERTER ET AL 1999). In ArcView[®] wird innerhalb von Projekten gearbeitet. Jedes Projekt ist eine Instanz in der Klasse „Project“. Diese beinhaltet alle Objekte, die zu diesem Zeitpunkt in dem Projekt erzeugt oder gespeichert wurden. Gespeichert wird das Projekt in einer „apr-Datei“. Eine „apr-Datei“ ist eine sogenannte ODB-Datei (ObjectDataBase), die alle Objekte und deren Beschreibungen eines Projektes beinhaltet. Dazu gehören Dokumente, deren graphische Oberflächen (die sog. DocGUI) und Inhalte (z.B. Graphiken und Themen in einem View). Zusätzlich werden Erweiterungen als „dependencies“ und „scripts“, in der Projektdatei gespeichert (HERTER ET AL 1999).

Auf die Eigenschaften eines Objektes kann nur über die zur Verfügung gestellten Methoden zugegriffen werden. Eine direkte Manipulation der Eigenschaften ist somit ausgeschlossen. Besondere Bedeutung kommt der sogenannten Vererbung zu. Sie basiert auf dem Prinzip der Bildung von generalisierten Oberklassen und spezialisierten Unterklassen. Gleiche Attribute und Methoden werden nur einmal in der Oberklasse definiert und dann an die Unterklassen weitergegeben (vererbt). Bei abstrakten Klassen werden Methoden und Eigenschaften nur deklariert. Die konkrete Definition muß dann in den abgeleiteten Klassen erfolgen. Ein weiteres Merkmal der objektorientierten Programmierung ist die sogenannte Polymorphie (Vielgestaltigkeit). Dies bedeutet, daß ein und dieselbe Methode abhängig von der Klasse des Empfängerobjektes unterschiedliche Aktionen auslöst. Um dies zu realisieren, wird das Prinzip des sogenannten Überladens von Methoden angewendet. Dieser Ansatz kommt immer dann zum Tragen, wenn in den Unterklassen gleichnamige Methoden verschieden implementiert sind.

Ein einfaches Beispiel:

Klasse: PKW

Methode: Erstelle

Implementierung:

1. Kraftfahrzeug.Erstelle
2. Fahrzeugtyp = PKW

Klasse: LKW

Methode: Erstelle

Implementierung:

1. Kraftfahrzeug.Erstelle
2. Fahrzeugtyp = LKW

Bei beiden Implementierungen wird zunächst die Methode *Erstelle* der Oberklasse *Kraftfahrzeug* aufgerufen. Danach erfolgen weitere, unterschiedlich spezifizierte Einstellungen. Je nach Art der Klasse wird die zugeordnete Methode ausgeführt. In beiden Fällen wird die Methode *Erstelle* der Oberklasse *Kraftfahrzeug* durch eine eigene Implementierung überladen.

6 Zufallsbewegungen ("random walks") und zielgerichtete Bewegungen ("directed movements")

Einfache „random walk“ Modelle bilden die Basis für diverse individuenbasierte Tierausbreitungs-Modelle. Mit Ausnahme von unüblichen Rahmenbedingungen können einfache „random walks“ die Bewegungen von Individuen jedoch nicht adäquat beschreiben, da eine einfache Zufallsbewegung eine zu starke Simplifizierung darstellt. Andererseits, wenn die Schrittlängen klein sind und die Anzahl der Individuen groß ist, zeigt die spatiale Dynamik einer Gruppe von Tieren viele Gemeinsamkeiten mit beobachteten Populations-Mustern (ZABEL 1996).

BAARS (1979) prägte die Begriffe „random walk“ und „directed walk“. Als „random walk“ wird ein Laufmuster mit zufallsbestimmten Schrittlängen und Bewegungsrichtungen charakterisiert, während „directed walk“ durch lange aufeinanderfolgende Strecken mit geringen Richtungsänderungen gekennzeichnet ist.

Empirische Untersuchungen zeigen, daß die Bewegungsmuster von Tierarten (z.B. Carabiden, Heuschrecken) habitatabhängig sind. Während sich beispielsweise in günstigen Habitaten die Tiere oft zufallsmäßig mit kleinen (Tages-)Schrittlängen bewegen, und somit die Bewegungen der Tiere durch einen „random walk“ beschrieben werden können, bewegen sich die Individuen in ungeeigneten Habitatenqualitäten häufig gerichtet („direct movement“) und mit größeren Tagesschritten (z.B. KINDVALL 1999).

Die Versuche von TIMMERMANN (1991) zum Laufverhalten von Carabiden bestätigen im Prinzip diese These, wobei die Verteilung von „random walk“ zu „directed walk“ in unterschiedlichen Habitaten stark von der betrachteten Tierart abhängig war (TIMMERMANN 1991). Generell ist festzustellen, daß das Bewegungsmuster des „random walk“ bei der Nahrungssuche und während des Fortpflanzungsverhaltens stattfindet, während der „directed walk“ dann benötigt wird, wenn das Tier seinen Lebensraum wechselt, bzw. wenn das Individuum sich bei einer Änderung der Ressourcenausstattung von seinem Lebensraum entfernt.

Die Untersuchungen von KINDVALL (1999) zeigen, daß die untersuchte Tierart *Metrioptera bicolor* in günstigem Habitat zu 90% Tagesschrittlängen von 3-7 m aufweist, mit nahezu gleichverteilten Richtungswinkeln. Dagegen betragen die Schrittlängen in für die Art ungünstigen Habitaten 10 – 120 m mit einem Median von 40 m, in schlechten Habitatqualitäten kommt es zudem vermehrt zu „direct movements“. Ableitend läßt sich also auch hier feststellen, daß die Tierbewegungen in günstigen Habitaten sich durch einen „random walk“ simulieren lassen, während in ungünstigen Habitaten die Bewegung durch ein „directed movement“

simuliert werden kann. Ferner ist von Bedeutung, ob die betrachtete Tierart ein Revier hat, das es wiedererkennen kann, ob es beispielsweise einen Schlafort besitzt usw.

Bei der Betrachtung des Laufverhaltens von Tierarten spielt auch noch ein anderer Aspekt eine tragende Rolle. Es ist bekannt, daß es beim Wanderverhalten von Tieren genetisch bedingte Unterschiede gibt. So gibt es innerhalb derselben Art Tiere, die generell „lauffreudiger“ sind, sogenannte „Wanderer“, während andere Tiere eher ortsgebunden sind („Sitzbleiber“). Die „Wanderer“ besitzen aufgrund ihres Verhaltens ein größeres Potential, neue Habitate zu besiedeln; mit dem dadurch bedingten Risiko einer höheren Mortalitätsrate einerseits, bzw. im Erfolg, einer höheren Reproduktionsrate andererseits.

Bei der Entwicklung von Simulationen stellt sich somit die Frage, welche dieser Parameter für die betrachtete Tierart essentiell sind und welche vernachlässigt werden können.

Einfache Random Walks können durch folgende Bewegungsgleichung beschrieben werden:

Für einen beliebigen Startpunkt x_0, y_0 gilt:

$$\begin{cases} x_t = x_0 + \sum_{i=1}^t d_i * \cos(v_i) \\ y_t = y_0 + \sum_{i=1}^t d_i * \sin(v_i) \end{cases}$$

mit:

$x_0 \Rightarrow$ beliebiger Startpunkt

$y_0 \Rightarrow$ beliebiger Startpunkt

$v_i \Rightarrow$ Drehwinkel (Zufallswert)

$d_i \Rightarrow$ Schrittlänge (Zufallswert)

für korrelierte Random walks gilt:

$v_i \Rightarrow$ Drehwinkel ($f(\text{Habitatqualität})$)

$d_i \Rightarrow$ Schrittlänge ($f(\text{Habitatqualität})$)

Die Abb. 6 zeigt Beispiele von Bewegungsmustern verschiedener Laufkäfer-Arten auf homogenem Untergrund, die mit verschiedenen Methoden (radioaktive Markierung (BAARS) und Telemetrie) empirisch ermittelt wurden. Es wird deutlich, daß sich die Laufmuster der untersuchten Arten offensichtlich aus zufälligen Bewegungen („random walks“) und gerichteten

Bewegungen („directed walks“) zusammensetzen. Die Abb. 7 zeigt dagegen mit dem im Rahmen dieser Arbeit entwickelten Simulationsprogrammes (s.u.) erzeugte Bewegungsmuster für eine Heuschreckenart (*Stenobothrus stigmaticus*).

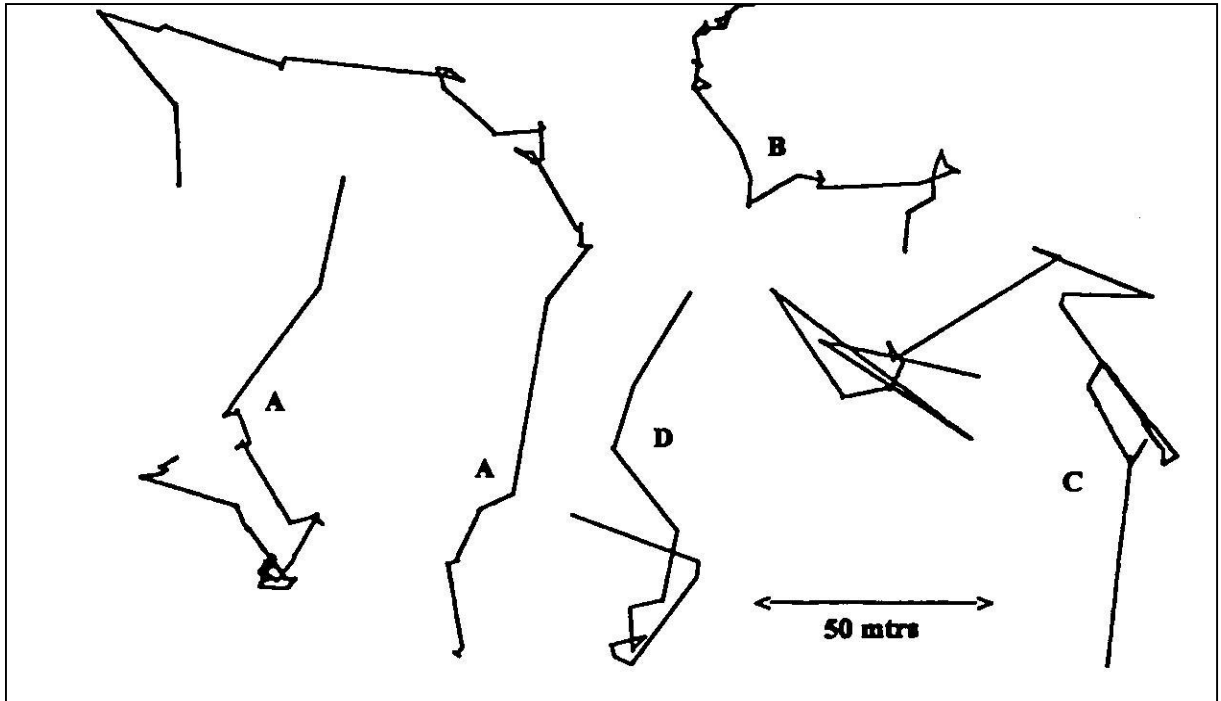


Abb. 6: Empirisch ermittelte Laufmuster von: (A) *A.Poecilus versicolor* (BAARS 1979), (B) *Calathus melanocephalus* (BAARS 1979), (C) *Carabus coriaceus* (RIEKEN & RIES 1992), (D) *Carabus clathratus* (JOPP 1999)



Abb. 7: Mit dem Simulationsprogramm CORAWA (s.Text) erzeugte Bewegungsmuster für *Stenobothrus stigmaticus*

6.1 Was sind essentielle Parameter?

Zahlreiche Parameter können das Ausbreitungsverhalten von Tieren beeinflussen.

Von besonderer Bedeutung sind da zunächst die Größe und die Qualität der besetzten Habitate.

Die Ansprüche an die Habitatqualität und die Nachbarschaften von Habitaten unterschiedlicher Ausstattung variieren dabei stark mit der betrachteten Tierart. So benötigen einige Tierarten unterschiedliche Habitatausstattungen als Nahrungs- und Brut- bzw. Fortpflanzungshabitat. Ein weiteres Kriterium ist die Konkurrenzsituation in dem besetzten Habitat, die bei starkem Konkurrenzdruck zu einem Abwandern von Individuen führen kann, z.B. bei Limitierung der vorhandenen Nahrung. Desweiteren können das Vorhandensein von Prädatoren bzw. die Mortalität eine Rolle spielen

Ferner ist vorstellbar, daß die individuenpezifische Fitness Auswirkungen auf das Laufverhalten der Tiere haben kann. Artsspezifisch kann es zudem im Tagesverlauf unterschiedliche Aktivitätsphasen geben (TIMMERMANN 1991). Das Ausbreitungsverhalten der Tiere kann insgesamt vom vorherrschenden (Mikro-) Klima, bzw. dem aktuellen Wetter beeinflusst werden.

6.2 Schrittlängen

Bei seiner Simulation zur Ausbreitung von Laufkäfern unterscheidet REUTER (2000) drei Arten der Schrittlängenverteilungen:

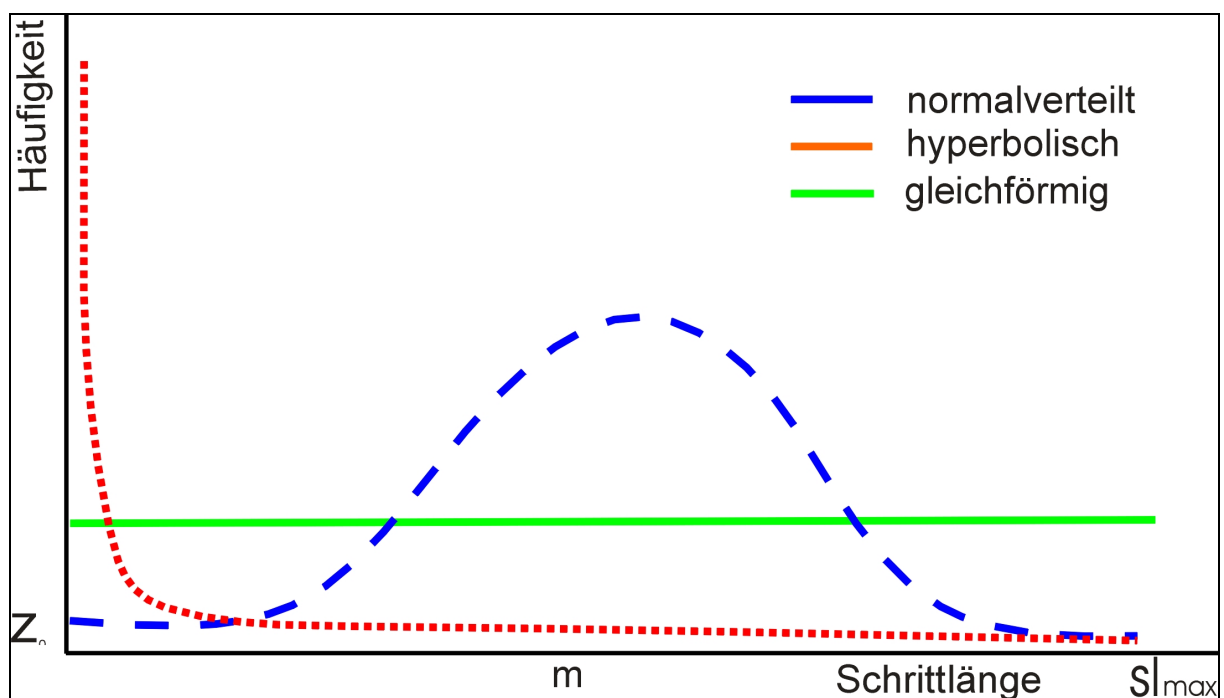


Abb. 8: Mögliche Verteilungen von Schrittlängen (nach REUTER 2000)

1. Die Schrittlängen weisen eine Gleichverteilung auf (HOCKMANN ET AL. 1989). In der Simulation werden die Schrittlängen aus einem Intervall von Null bis zur maximalen Schrittlänge über eine Zufallsfunktion gezogen.
2. Die Häufigkeitsverteilung der Schrittlängen folgt einer hyperbolischen Verteilung (z.B. BAARS 1979, RIECKEN & RIEß 1992)
3. Die Schrittlängen sind um einen angegebenen Mittelwert m normalverteilt (HOCKMANN ET AL. 1989).

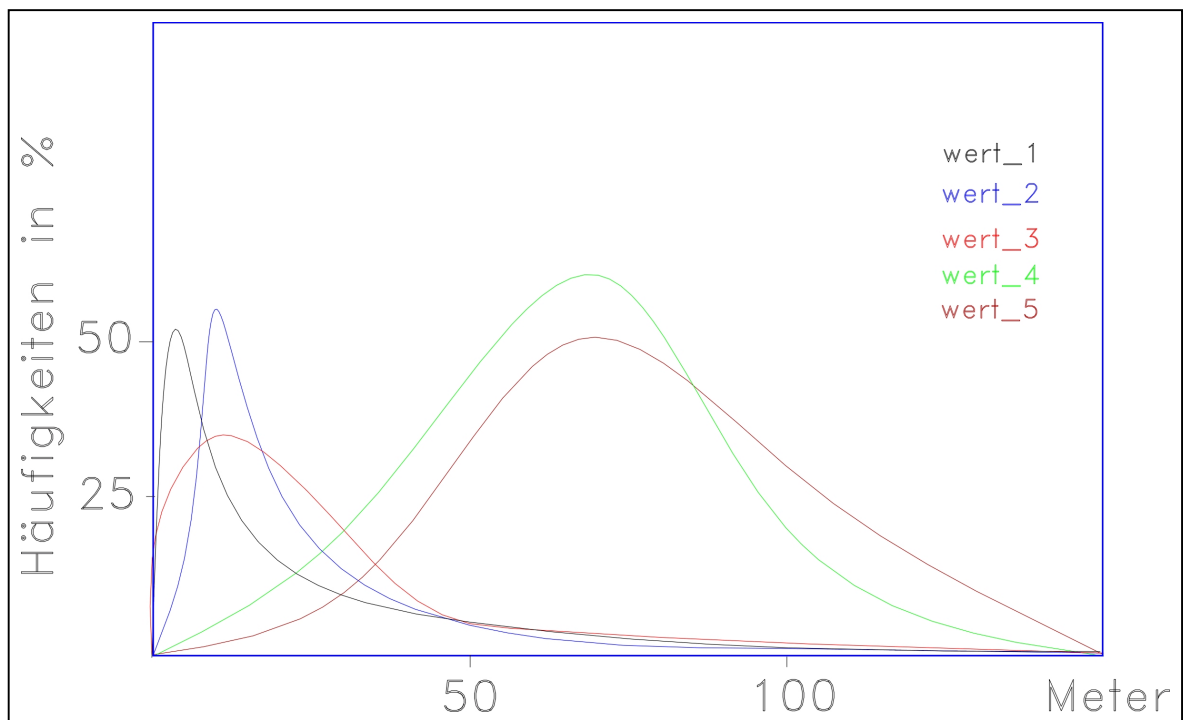
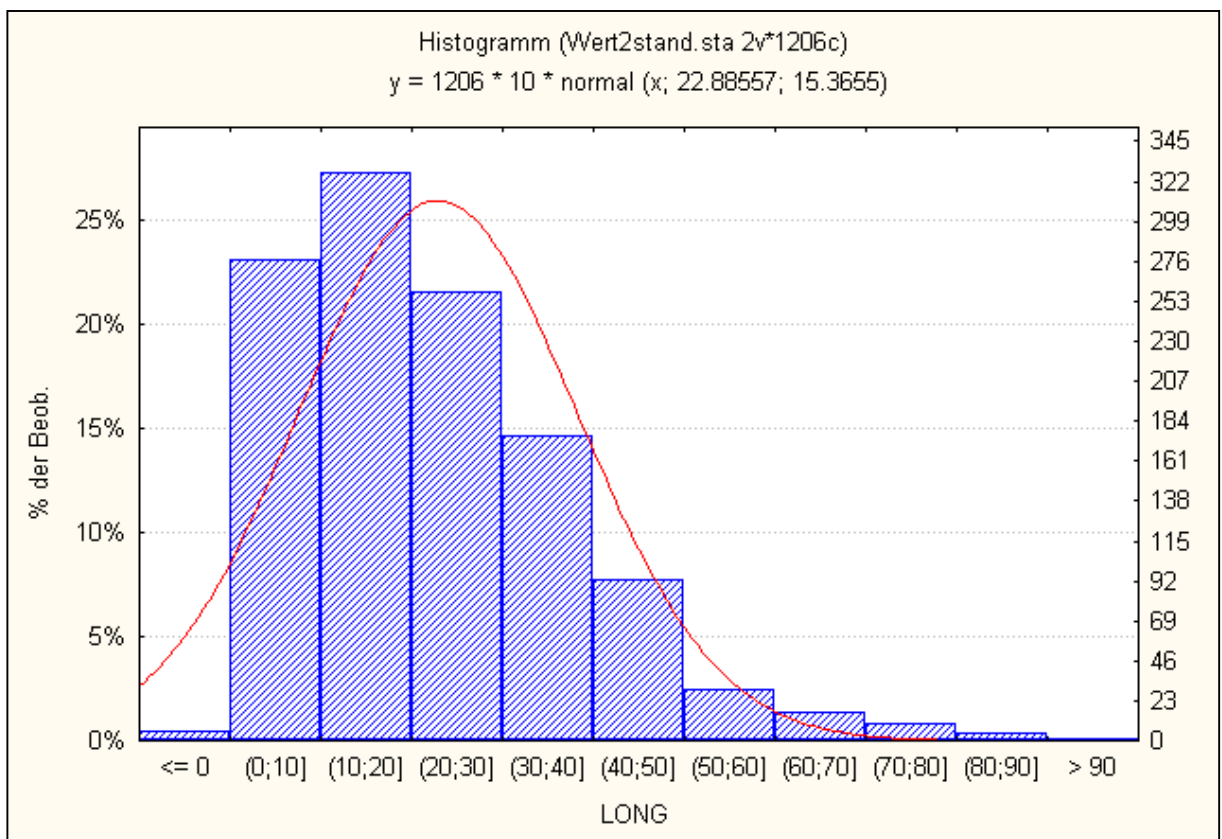
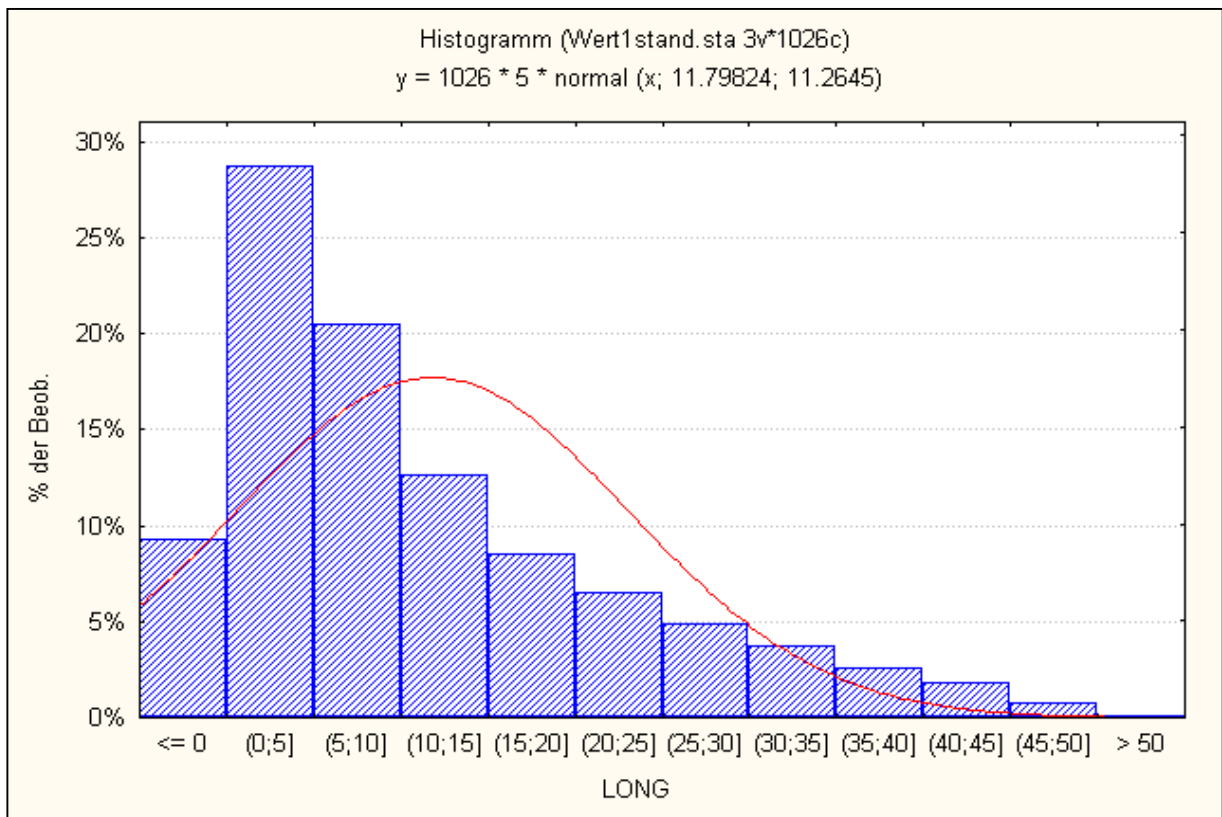
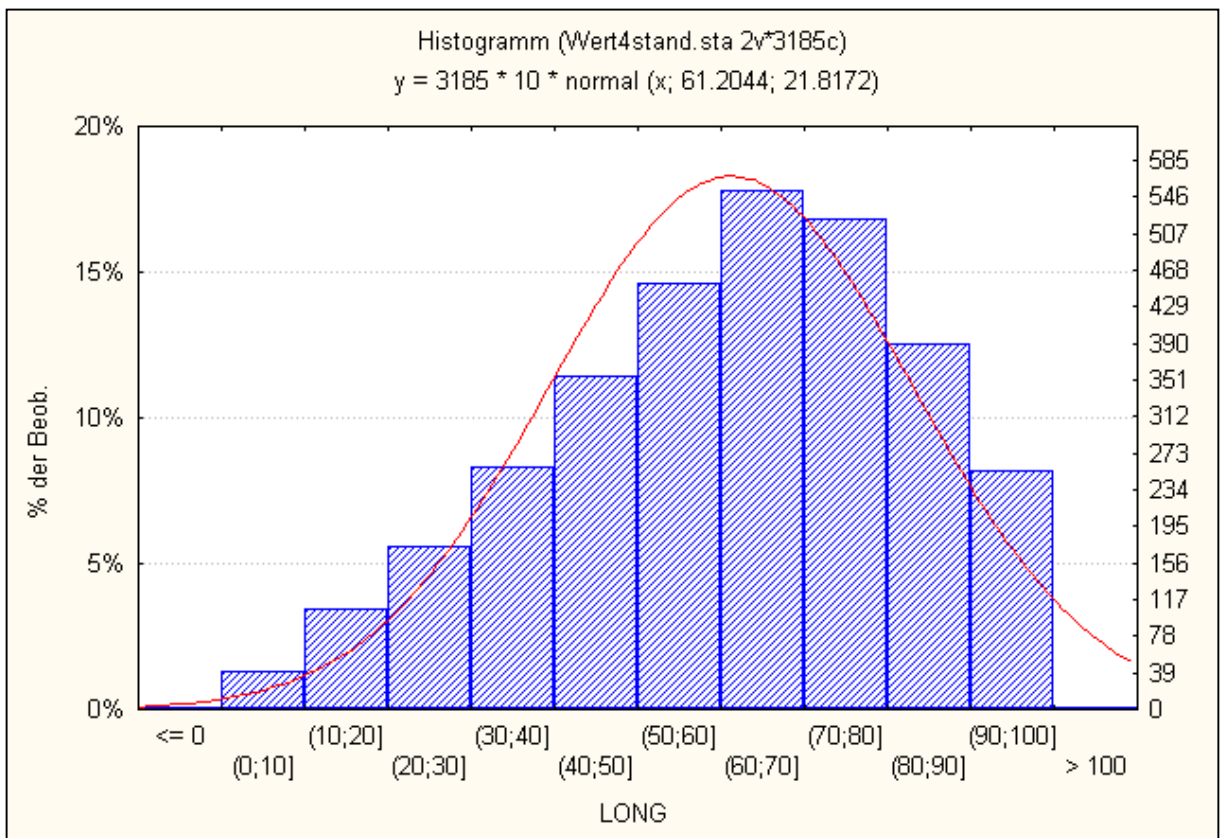
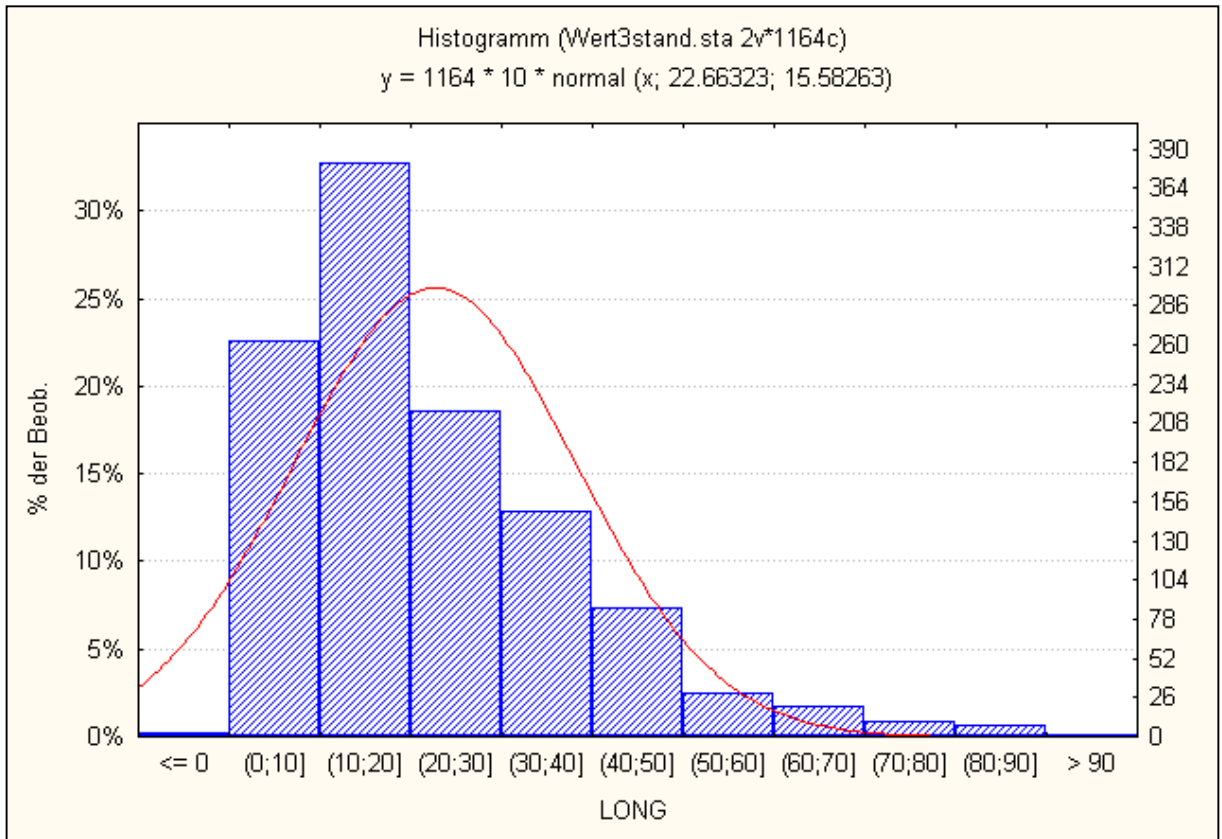


Abb. 9: Mögliche Verteilungen von Schrittlängen bei unterschiedlichen Habitatwertstufen

Empirische Untersuchungen zeigen, daß die Verteilungskurven der Schrittlängen häufig eine Kombination von hyperbolischen und normalverteilten Kurvenverläufen darstellen (RECK, mündl.). Der Kurvenverlauf ist dabei stark abhängig von der Qualität des Habitates, in dem sich das Tier bewegt. In günstigen Habitaten mit überwiegenden „random-walk“-Bewegungen ist eher eine hyperbolische Verteilung der Schrittlängen anzunehmen, während in weniger geeigneten Habitaten die Schrittlängen mehr oder weniger normalverteilt sind. In diesem Zusammenhang muß darauf hingewiesen werden, daß die zur Verfügung stehenden empirischen Datengrundlagen als äußerst dürftig einzustufen sind und hier noch erheblicher Forschungsbedarf besteht. Die angenommenen Kurvenverläufe sind somit weitgehend geschätzter Natur (in Diskussion ermittelt). Die Schrittlängen in der hier entwickelten Applika-

tion werden habitatabhängig entsprechend der in Abb. 9 gezeigten Verteilungsfunktionen gezogen.





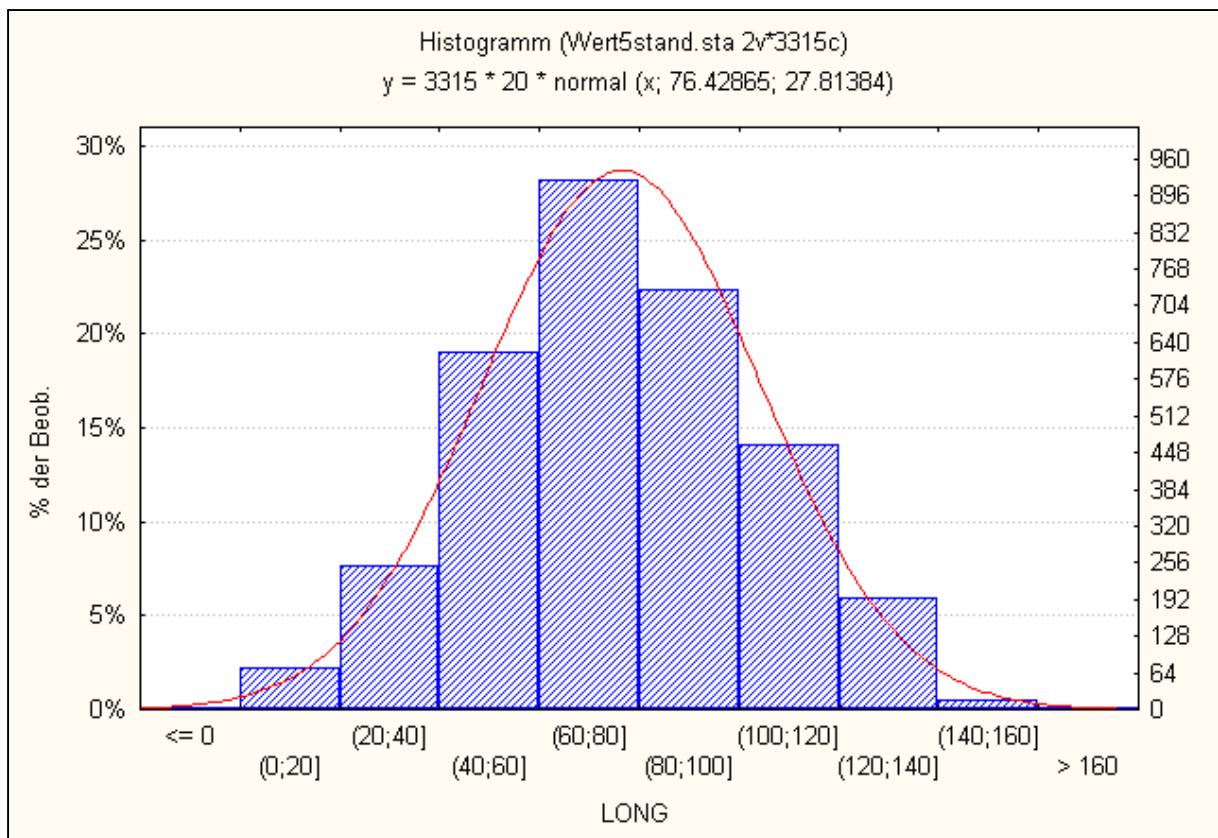


Abb. 10 - 14: In den Simulationen verwendete Verteilungsfunktionen von Schrittlängen in unterschiedlichen Habitatwertstufen (1-5)

6.3 Mortalität

TISCHENDORF (1997) beispielsweise rechnet in seiner Simulation mit einer Mortalitätsrate in geeigneten Habitaten von 10 % über den gesamten Simulationszeitraum, wobei er die sterbenden Individuen zufallsmäßig auswählt. Die Überlebenswahrscheinlichkeiten in ungeeigneten Habitaten variieren habitatabhängig zwischen 2 und 10 Tagen.

Generell stellt sich die Frage, welche dieser Parameter in der Simulation berücksichtigt werden müssen und welche, auch im Hinblick auf die Vergleichbarkeit verschiedener Simulationsläufe vernachlässigt werden dürfen. Unbestritten hat beispielsweise das aktuelle Wetter bei bestimmten Tierarten große Auswirkungen auf ihr Laufverhalten. Zunächst erscheint es deshalb also sinnvoll, einen „Wettergenerator“ in das Programm zu implementieren. Betrachtet man jedoch den Aspekt der Vergleichbarkeit von Simulationsläufen, dann stellt sich das Problem, daß die Simulationen schwer vergleichbar werden, bzw. die Anzahl der durchzuführenden Simulationsläufe muß drastisch erhöht werden. Für die Betrachtung von Konnektivitätsgraden in fragmentierten Landschaften scheint es, eben im Hinblick auf die Vergleichbarkeit

der Ergebnisse, günstiger zu sein, den „Wetterfaktor“ in der Simulation zu vernachlässigen bzw. anders zu implementieren. Allerdings darf bei der Interpretation der Ergebnisse nicht vergessen werden, daß ungünstige Wetterereignisse negativen Einfluß auf das Ausbreitungsverhalten der betrachteten Tierart haben kann und somit Habitate oder Habitatinseln, die nur wenig oder extrem selten besiedelt werden können, aufgrund ihrer Lage im Raum beispielsweise, in Zeiten mit ungünstiger Wettersituation wenig Chancen haben neu besetzt zu werden. Anders sieht es hier mit der Berücksichtigung der „Fitness“ der Individuen aus. Ein Tier, das sich über sehr ungünstigen Habitatgrund bewegt, wird in der Regel eine geringere Überlebenswahrscheinlichkeit besitzen, als ein Tier, das sich im Optimalhabitat bewegt. Der Ansatz von TISCHENDORF (1997), den Individuen maximale Überlebenszeiten in Abhängigkeit von Lebensraumqualitäten zuzuweisen, erscheint in diesem Zusammenhang sinnvoll und wurde in die ArcView[®] Applikation (s.u.) übernommen. Offen bleibt dabei die Frage, inwieweit ein längeres Verweilen eines Tieres in ungünstiger Habitatqualität Einfluß auf seine Gesamtlebenserwartung hat, wenn es danach wieder in ein Habitat mit günstigerer Qualität wechselt. TISCHENDORF (1997) beispielsweise geht von einem Überleben der Individuen auf schlechten Habitatqualitäten von maximal 10 Tagen aus. Erreicht das Tier innerhalb dieses Zeitraumes ein günstiges Habitat, setzt TISCHENDORF den „Energie-Wert“ wieder zurück. Es stellt sich jedoch, wie gesagt, die Frage, ob das zeitliche Verweilen des Tieres in ungünstiger Umgebung (negativen) Einfluß auf die Gesamtlebensdauer des Tieres hat oder ob der Einfluß auf die Reproduktionsrate beschränkt bleibt.

Bei der selbstentwickelten ArcView[®]-Applikation wurde eine etwas andere Methode gewählt. Sobald das Individuum ein Habitat minderer Qualität betritt, wird für jeden Schritt eine habitatabhängige Überlebenswahrscheinlichkeit angenommen, diese wurde zunächst folgendermaßen festgelegt:

Tabelle 5: Mortalitätsraten bei unterschiedlichen Habitatwertstufen für *Stenobothrus stigmaticus* (s. Text)

Habitatqualität	Mortalitätsrate
1	1%
2	1%
3	10%
4	85%
5	95%
6	99% (Barriere)

Die Werte wurden mangels verfügbarer empirischer Untersuchungen zunächst abgeschätzt. Die folgenden Simulationsläufe zeigten, daß die angenommen Mortalitätsraten für die zu simulierende Heuschreckenart *S. stigmaticus* offensichtlich zu hoch eingeschätzt worden waren, da die in der Simulation erreichten Aktionsdistanzen deutlich unter den empirisch ermittelten lagen. Vergleicht man die Ergebnisse der Simulation mit den tatsächlichen Vorkommen von *S. stigmaticus* in der Natur (WALLASCHEK 1997), so müssen die Mortalitätsraten, vor allen Dingen in den Habitatgüteklasse 4 und höher, deutlich geringer ausfallen. Die Simulationsläufe wurden daraufhin mit geänderten Mortalitätsraten wiederholt, um die Sensivität des Modelles auf die Variable Mortalität zu überprüfen (s.u.).

Tabelle 6: Modifizierte Mortalitätsraten für *Stenobothrus stigmaticus* (s. Text)

Habitatqualität	Mortalitätsrate
1	1%
2	1%
3	5%
4	10%
5	20%
6	99%

Eine Implementierung der vielfältigen Ursachen von habitatabhängigen Mortalitätsraten (z.B. Konkurrenz) (s. Kap. 4) in das Modell (s. Kap. 7), kann über eine Erweiterung der Zahl der Habitateignungsklassen erfolgen. So ist eine Anpassung an die konkret vorgefundenen, spezifischen Verhältnisse möglich. Gleiches gilt für habitatabhängige Schrittlängen und Übertrittswahrscheinlichkeiten (s. Kap: 6.3 und Kap. 6.5). Die Zahl der im Modell verwendeten Klassen und Verteilungen von Wahrscheinlichkeiten ist variabel und orientiert sich jeweils an den vorgefundenen realen Gegebenheiten.

Die Abbildung 15 (RECK 1993) zeigt die Lebensdauer von *Chorthippus apricarius* im Freiland (geschätzt aus der Abnahme der Individuendichte und im Labor (absolute Sterblichkeit)), in verschiedenen Lebensräumen.

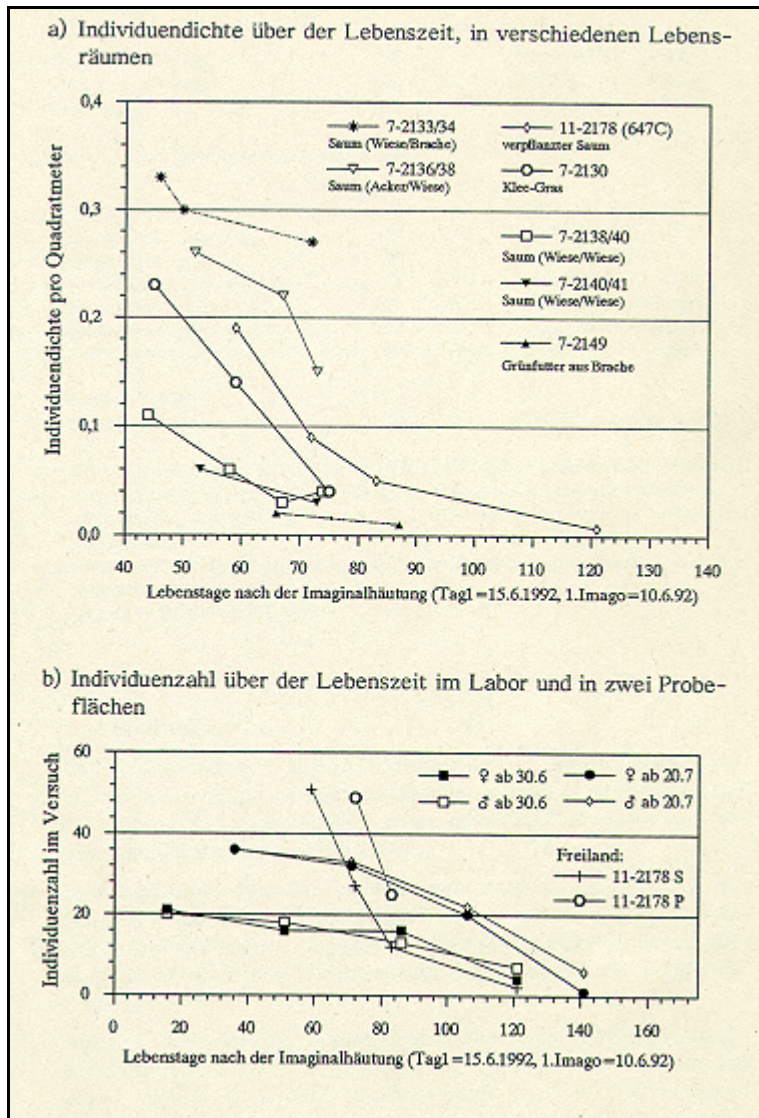


Abb. 15: Lebensdauer von *Chorthippus apricarius* (aus RECK 1993)

Auffallend ist, daß die Kurven der Freilanduntersuchungen zunächst relativ steil abfallen, um dann flach auszulaufen (Grafik a), während sich bei den Versuchen im Labor ein annähernd linearer Verlauf der Kurven andeutet. Eine Erklärungsmöglichkeit hierfür liegt in der Zahl der Abwanderer, die das Habitat zügig verlassen, während im rechten Bereich der Kurve lediglich die „Sitzenbleiber“, also die Tiere, die, genetisch bedingt, eher ortstreues Verhalten zeigen, übrig bleiben. Da bei den Freilanduntersuchungen die abgewanderten Tiere nicht wiedergefunden wurden, ergibt sich durch die Auszählung der lebenden, wiedergefunden Tiere ein Fehler, der den steilen Abfall der Kurven bewirkt. Andersherum wird bei den Laboruntersuchungen die reale Mortalitätsrate, beispielsweise durch Prädatoren nicht repräsentiert. Auch die Erhöhung der Mortalitätsrate, wenn sich das Tier beispielsweise in lichter Vegetation oder

über Brachen bewegt, wird im Laborversuch nicht berücksichtigt. In der Realität wird man wohl deshalb einen etwas anderen Kurvenverlauf erwarten können.

Die Kurve fällt zunächst steil ab, für die Art *Stenobothrus stigmaticus* bis etwa 57 Tage. Danach läuft die Kurve flach, sich dem Nullpunkt nähernd aus. Als maximale Lebenserwartung können etwa 110 Tage angenommen werden, definitiv ist der Tag mit dem ersten Frost limitierend für die Lebensdauer der Individuen.

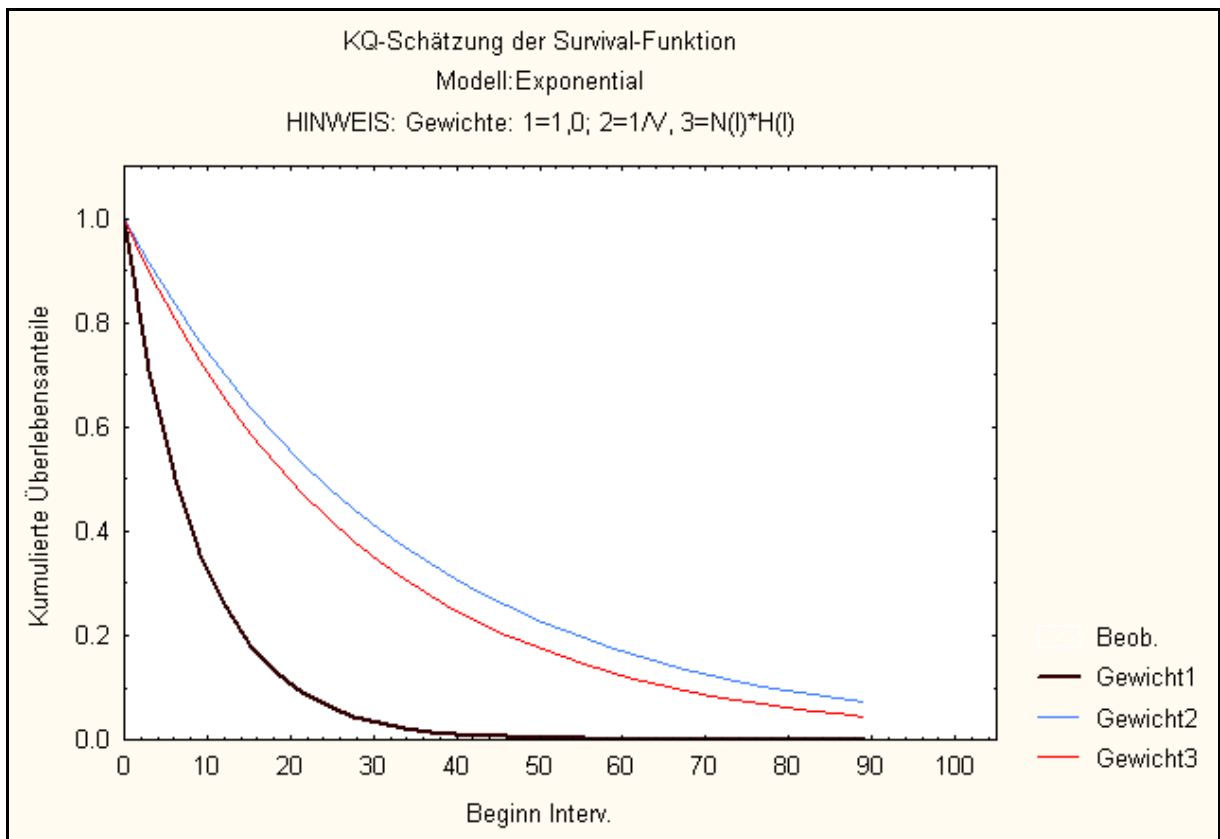


Abb. 16: Erreichte Überlebensdauer während eines Simulationslaufes mit 1800 Tieren

Die Abbildung 16 zeigt den Kurvenverlauf für einen Simulationslauf mit 1800 Tieren.

Die maximal erreichte Überlebensdauer lag in diesem Simulationslauf bei ca. 90 Tagen.

6.4 Übertrittswahrscheinlichkeiten

Der Übertritt der Tiere in ein Habitat anderer Habitatgütekategorie wird durch Übertrittswahrscheinlichkeiten festgelegt. Diese sind in einer Matrix festgehalten und werden in das Programm eingelesen. Die Tabelle 7 zeigt eine solche Matrix für den Kleinen Heidegrashüpfer (*Stenobothrus stigmaticus*).

Tabelle 7: Matrix der Übertrittswahrscheinlichkeiten bei unterschiedlichen Habitatwertstufen für den Kleinen Heidegrashüpfer (*Stenobothrus stigmaticus*)

Übertrittswahrscheinlichkeiten						
Nach von	1	2	3	4	5	6
1	100%	90%	20%	10%	3%	< 1 %
2	100%	100%	30%	10%	3%	< 1 %
3	100% (leicht attrahierend) Ø 1m	100%	100%	30%	3%	< 1 %
4	100% (stark attrahierend) Ø 3m	100% (stark attrahierend) Ø 3m	100%	100%	30%	< 1 %
5	100% (stark attrahierend) Ø 3m	100% (stark attrahierend) Ø 3m	100% (stark attrahierend) Ø 3m	100% (leicht attrahierend) Ø 1m	100%	< 1 %
6						

Die mit dieser Matrix durchgeführten Simulationsläufe zeigten, daß die festgelegten Übertrittswahrscheinlichkeiten für die Art *Stenobothrus stigmaticus* offensichtlich zu niedrig gewählt wurden, da die in der Natur beobachteten Verteilungsmuster der Populationen mit den hier gewählten Werten nicht ausreichend nachgebildet werden konnten. Die Kalibrierung der Simulationsparameter ist, ähnlich wie bei Sensitivitätsanalysen relativ zeitaufwendig, da jede Änderung in ihrem Ergebnis durch Simulationsläufe überprüft werden muß. Es scheint jedoch, daß die folgende Übertrittsmatrix die in der Realität vorgefundenen Dispersionen der betrachteten Heuschreckenart angemessener widerspiegelt:

Tabelle 8: Modifizierte Übertrittswahrscheinlichkeiten bei unterschiedlichen Habitatwertstufen für den Kleinen Heidegrashüpfer (*Stenobothrus stigmaticus*)

Übertrittswahrscheinlichkeiten						
Nach	1	2	3	4	5	6
von						
1	100%	95%	70%	30%	15%	2%
2	100%	100%	80%	40%	15%	2%
3	100% (leicht attrahierend) Ø 1m	100%	100%	40%	20%	2%
4	100% (stark attrahierend) Ø 3m	100% (stark attrahierend) Ø 3m	100%	100%	60%	5%
5	100% (stark attrahierend) Ø 3m	100% (stark attrahierend) Ø 3m	100% (stark attrahierend) Ø 3m	100% (leicht attrahierend) Ø 1m	100%	10%
6	100% (stark attrahierend) Ø 3m	100% (stark attrahierend) Ø 3m	100% (stark attrahierend) Ø 3m	100% (stark attrahierend) Ø 3m	100% (stark attrahierend) Ø 1m	100%

Welche Parameter sind essentiell für die Konnektivität zwischen Patches in fragmentierten Landschaften? TISCHENDORF ET AL kommen bei ihren Untersuchungen u.a. zu folgenden Ergebnissen:

- Der Erfolg der Dispersion und die Suchzeit indizieren eine höhere Konnektivität in höher fragmentierten Landschaften.
- Patch-Immigration berücksichtigt Inner- und Intra Habitat-Patch Wanderungen und indiziert eine höhere Konnektivität in weniger fragmentierten Landschaften
- Die Immigration in ein zentrales Patch kann beispielsweise ein Maß für die Konnektivität auf Landschafts-Ebene sein.

Es stellt sich die Frage, welche der folgenden Parameter für die Konnektivität von relativer Bedeutung sind, nämlich:

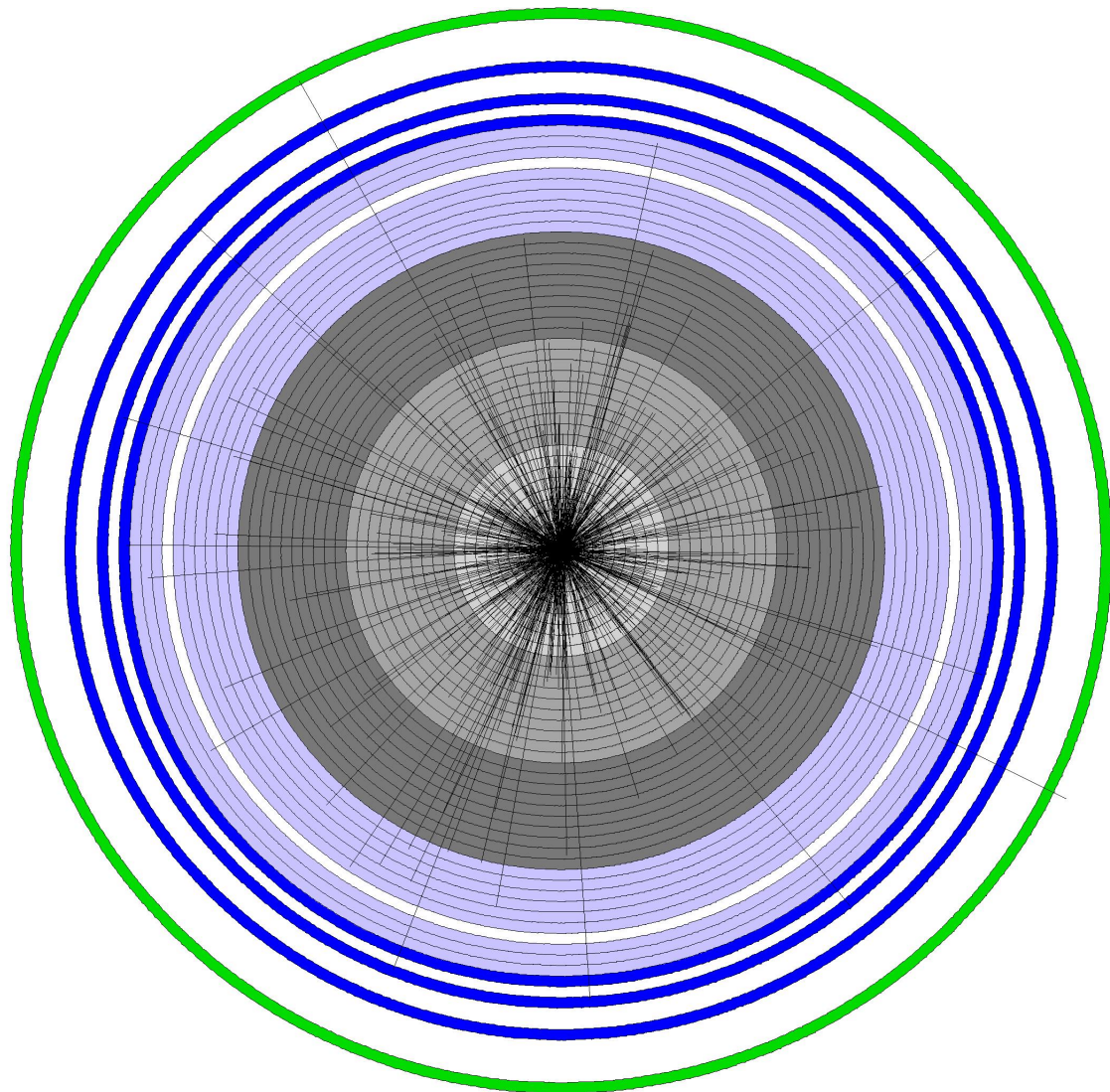
- Die Zahl der Habitate
- Der Abstand zwischen Habitaten
- Die Habitat-Fragmentierung (durchschnittliche Größe der Habitate)
- Die Matrix-Komposition
- Die Matrix-Fragmentierung
- Der Ausbreitungstyp (Generalist vs. Spezialist)

6.5 Maximale Ausbreitungsdistanzen und Kalibrierung des Modells

Wie groß dürfen also die „Gaps“ (Lücken) zwischen geeigneten Habitaten sein, damit sie für die wandernden Tiere bei den oben angegebenen habitatabhängigen Mortalitätsraten (Tab. 5 und 6) erreichbar sind, und welchen Einfluß haben die verwendeten Variablen auf die Simulationsergebnisse? Hier in erster Linie Mortalität und Übertrittswahrscheinlichkeit. Dazu wurde folgender (Simulations)-Versuch durchgeführt. Die Abbildung 17 zeigt den Versuchsaufbau. Ein zentrales Patch der Habitatgüteklasse 1 ist von jeweils 10 m breiten Ringen der Habitatklasse 5 umgeben. In dem zentralen Patch wurden 1000 Tiere ausgesetzt. Um den Individuen den Übertritt in das umgebende Habitat zu erleichtern, wurde für den Versuch die Übertrittswahrscheinlichkeit von Habitatwertstufe 1 zu Habitatwertstufe 5 auf 100% gesetzt. Die Wahrscheinlichkeit der Mortalität wurde entsprechend der Tabelle 5 beibehalten.

Die Auswertung der Simulation ergibt folgende Längenverteilungen:

72,8 % der Tiere erreichten eine Ausbreitungsdistanz von 0 bis 100 m, wobei 29,4 % der Individuen eine Laufleistung von lediglich maximal 20 m erreichten. 19,3 % der Tiere erreichten zwischen 100 und 200 m. 4,9 % erreichten eine Ausbreitung bis 300 m. Lediglich 2 % der Tiere konnten Distanzen bis 400 m überwinden und 1 % mehr als 400 m. Die maximal erreichte Wanderdistanz lag bei 521 m und wurde von 0,2 % der ausgesetzten Tiere erreicht. Legt man also die angenommenen Überlebenswahrscheinlichkeiten zugrunde, so ergibt sich aus dem Simulationslauf, daß die (günstigen) Habitat-Patches, die von Habitaten der Qualität 5 umgeben sind (z.B. Acker), maximal 200 m (besser 100 m) voneinander entfernt sein dürfen, um ein Überleben der Populationen sicherzustellen. Insgesamt erscheinen diese erreichten Distanzen für die Art *Stenobothrus stigmaticus* als zu gering, wenn man die Werte mit Ergebnissen empirischer Untersuchungen vergleicht. Deshalb wurden sowohl die Übertrittswahrscheinlichkeiten, als auch die Mortalitätsraten in den einzelnen Habitatwertstufen geändert (s. Tabelle 5, 6, 7 und Tabelle 8) und der Simulationslauf erneut gestartet.



**Maximale
Wanderdistanzen (in m)
in Habitatwertstufe 5**

Entfernungen

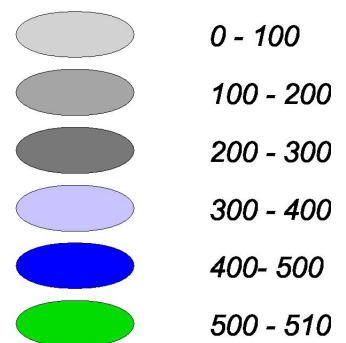


Abb. 17: Maximal erreichbare Wanderdistanzen bei festgelegten Mortalitätsraten in Habitatwertstufe 5 für *Stenobothrus stigmaticus* (Erläuterungen: s. Text)

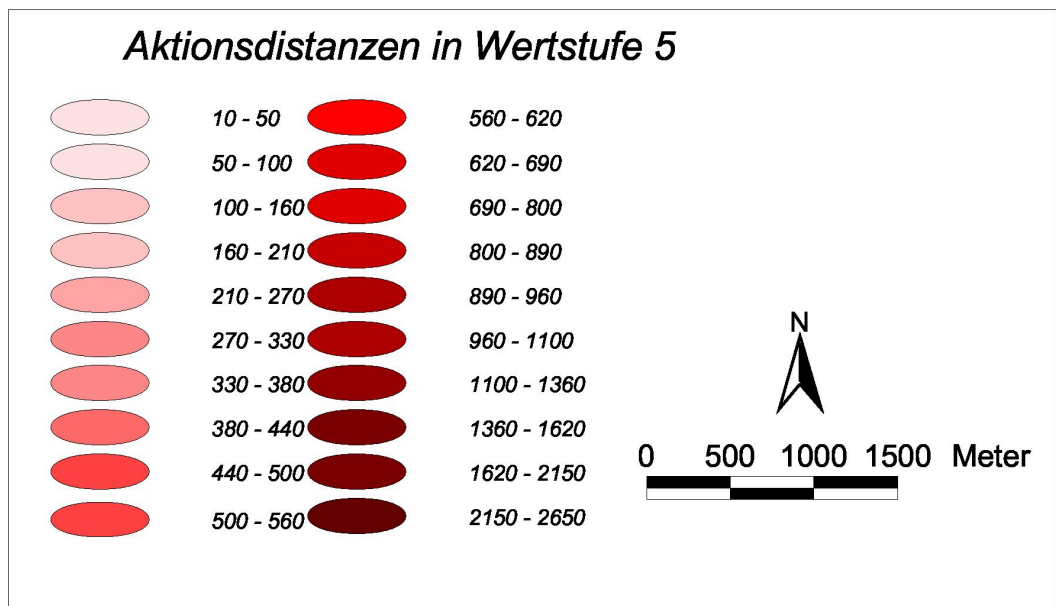
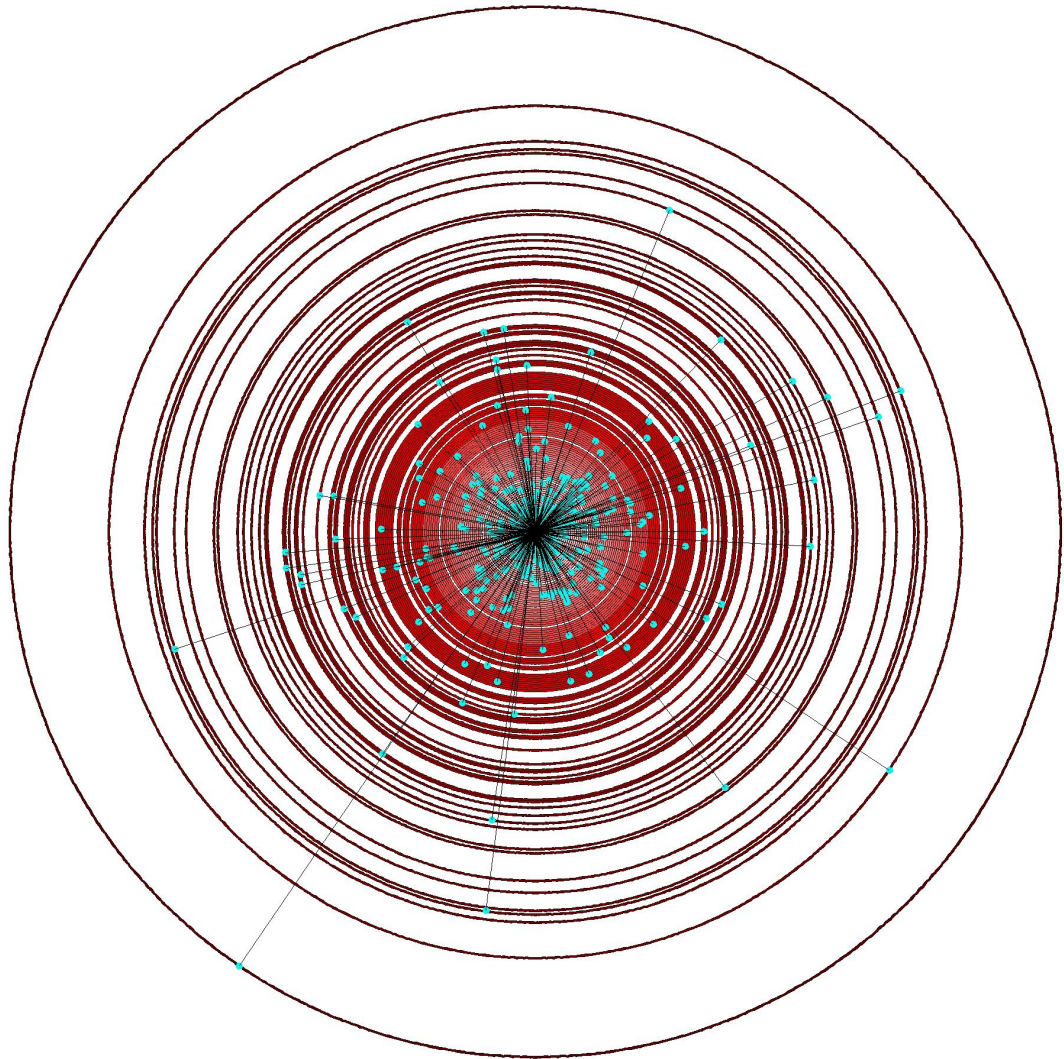


Abb. 18: Aktionsdistanzen in Habitatgütekategorie 5 für *Stenobothrus stigmaticus* bei modifizierten Mortalitätsraten (Erläuterungen: s. Text)

Die Auswertung der Simulation mit den modifizierten Mortalitätsraten ergibt folgende Aktionsdistanzen: Von 1000 ausgesetzten Tieren erreichten 69,7 % eine Aktionsdistanz bis 100m. 26,8 % erreichten 100 – 500 m. 6,1 % der Tiere hatten eine Aktionsdistanz bis 1000 m. Über 1000 m erreichten 2,9 % der Tiere, wobei die maximale Aktionsdistanz 2650 m betrug. Diese erreichten Distanzen decken sich in etwa mit den Ergebnissen empirischer Untersuchungen für *S. stigmaticus*, wobei hier nochmals darauf hingewiesen werden muß, daß sich die Datengrundlage in diesem Bereich als äußerst lückenhaft darstellt. Die erreichten Aktionsdistanzen werden in dem Modell in erster Linie durch die Variablen habitatabhängige Schrittlängenverteilung, habitatabhängige Übertrittswahrscheinlichkeit und habitatabhängige Mortalitätsrate gesteuert. Der oben beschriebene Simulationsversuch zeigt, daß die Verringerung der Mortalitätsraten bei Bewegungen in der Habitatqualitätstufe 5 von 95 % auf 20% die erreichten Aktionsdistanzen erheblich vergrößert. Während bei einer Mortalitätsrate von 95% ca. 90% der Tiere eine Aktionsdistanz von unter 200 m aufwiesen und das erreichte Maximum bei 500 m lag, erreichten bei einer Verringerung der Mortalitätsrate auf 20 % immerhin noch fast 30% der Tiere eine Aktionsdistanz von bis zu 500 m. Die maximal erreichte Aktionsdistanz verfünffachte sich auf bis zu ca. 2600 m. (s. Abbildung 18).

Die fehlende Datengrundlage aus empirischen Untersuchungen in diesen Bereichen läßt in einigen Fällen nur eine grobe Abschätzung der Werte zu. Die Eingabe der Variablen über Matrizes bzw. über Verteilungskurven von Wahrscheinlichkeiten ermöglicht es jedoch, das Modell einfach an sich ändernde Erkenntnisstandards anzupassen. Insgesamt erscheint die Konzeption der Modellentwicklung über die Zusammenführung vorhandenen Wissens von Teilen des Ausbreitungsverhaltens zu einem Gesamtmodell vielversprechend. Die Anwendung des Modelles an einem praktischen Beispiel (s.Kap 9) scheint trotz der bisherigen groben Kalibrierung, relativ realistische Ergebnisse zu erzeugen (beispielsweise im Hinblick auf erreichte Aktionsdistanzen).

7 Programmbeschreibung und -funktionen

Wie oben ausgeführt, beinhaltet die Ausbreitung vieler Arten eine große Zufallskomponente. Die (Fern-) Ausbreitung dieser Arten ist nicht meßbar, gleichwohl können Teile der Ausbreitung durchaus meßbar sein (z.B. das Verhalten an Habitatgrenzen). Das im Rahmen dieser Arbeit entwickelte Programm nutzt deshalb bekannte Muster der Ausbreitung um diese modellhaft zusammensetzen. Neue Erkenntnisse im Ausbreitungsverhalten können durch den modulhaften Aufbau des Programmes in die Gesamtsimulation einfach implementiert werden. Durch das modellhafte Zusammensetzen bekannter Muster ergibt sich insgesamt ein Erkennt-

nisgewinn, der gegenüber heute üblichen Entfernungsmodellen deutliche Vorteile aufweist, beispielsweise indem das Verhalten in Ausbreitungskorridoren oder auch die Bewegungen der Individuen innerhalb von Habitaten bestimmter Lebensraumqualitäten realitätsnäher dargestellt bzw. simuliert werden kann.

Das im Rahmen dieser Arbeit entwickelte Avenue[®]-Programm **CORAWA** simuliert habitatabhängige (d.h. korrelierte) "random walks" und kombiniert diese mit "directed movements". Es läuft als Applikation im Programm ArcVIEW[®] (ESRI). Die Ergebnisse der Simulationen können z.B. Maßstab für die Konnektivität von Habitatinseln sein. Zudem lassen sich mit Hilfe des Programmes unterschiedliche Szenarien für Vernetzungen, z.B. durch Korridore (Hecken, Knicks) durchspielen. Die Applikation simuliert das Wanderverhalten von Tieren auf virtuellen digitalen Karten, die von Geographischen Informationssystemen vorgehalten werden. Es kombiniert reine „random walks“ mit gerichteten „directed walks“. Zusätzliche Simulationsparameter sind Mortalität und Verhalten an Habitatgrenzen. Digitale Grundlage dieser Simulation sind Habitateignungskarten, die auf Grundlage von Habitatmodellen mittels Geographischer Informationssysteme automatisiert erstellt werden können (z.B. KUHN 1997). Das Simulationsprogramm benutzt diese Habitateignungskarten, um für jeden (Tages-)Schritt Habitateignungsklassen den erzeugten Punkten zuzuordnen. Daraus werden dann die nächsten Schrittlängen und -richtungen errechnet. Das Programm arbeitet mit Eignungsklassen von 1 (sehr gut) bis 5 (ungeeignet). Die Habitateignungsklasse 6 wird für Barrieren der Ausbreitung vergeben (z.B. Straßen, Gewässer) (s. Tab. 3). Die Habitateignungskarten können im Vektorformat vorliegen und verwendet werden (ArcINFO[®]- Coverages oder ArcVIEW[®] -Shapes). Damit werden Skalierungsprobleme, wie sie bei der Verwendung von Rasterkarten (z.B. FAUST von REUTER) auftreten können, vermieden. Die Anwendung unter der Benutzeroberfläche von ArcVIEW[®] als Standard-GIS-Programm ermöglicht eine einfache und umfassende Implementierung in naturschutzfachliche Projekte. Der offene Quellcode der Avenue[®] Programmierung läßt eine einfache Anpassung an spezielle Anforderungen der Simulation durch den Anwender zu. Die jeweiligen Schrittlängen und -winkel sind habitatabhängig und orientieren sich an Ergebnissen empirischer Untersuchungen verschiedener Autoren.

Die hier entwickelte Simulation ist modular aufgebaut. Die Abbildung 19 (nächste Seite) zeigt den Programmablauf. Eine Gliederung der Programm-Module kann in Haupt-, Neben- und „tool“- Module erfolgen (s. Anhang). Das zentrale Hauptmodul steuert den Programmablauf und ruft gegebenenfalls Neben- und „tool“- Module auf.

7.1 Programmanwendung

Wie schon oben erwähnt, arbeitet das Programm CORAWA (CORrelated RANdom WALK) als Applikation unter der Programmschale von ArcView[®] GIS.

Die Abbildung 19 zeigt den Programmablauf.

Ausgangspunkte für die Anwendung sind zunächst Habitateignungskarten, die im Vektor-Format (Coverages, Shapes) vorliegen und verwendet werden können. Diese müssen vor der Verwendung in der Applikation in Habitateignungsklassen (1-6) (s.o.) überführt werden.

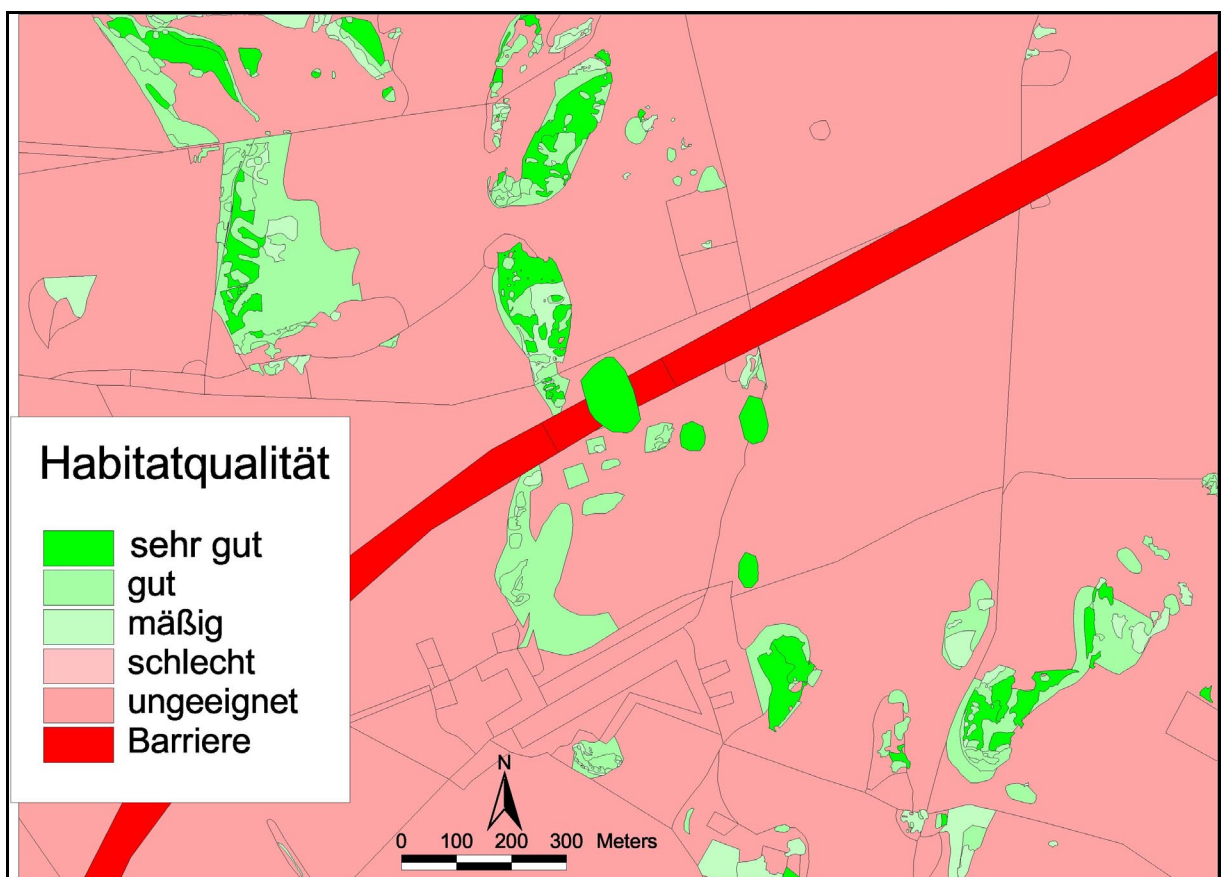


Abb. 20: Beispiel einer Habitateignungskarte mit Habitateignungsklassen

Die Tiere deren Ausbreitung simuliert werden soll, müssen als Punktcoverage (point-coverage) in ArcView[®] geladen werden. Das können z.B. durch Kartierungen ermittelte Fundorte sein, es können aber beispielsweise auch Tiere in ausgewählten Flächen neu ausgesetzt werden (s. Abb. 21), dazu gibt es in der Applikation ein Tool, das über einen „Button“ aufgerufen werden kann.

Es stehen also folgende Verteilungsmuster zur Auswahl:

1. Zufällsmäßige Verteilung über ein Startgebiet
2. Zufällsmäßige Verteilung über alle Biotoptypen eines vorgegebenen Habitattyps
3. Einlesen der Startpositionen aus einer Datei (z.B. aus Kartierungen)

Als Ergebnis erhält man in jedem Fall eine Punkte-Karte der Startpunkte jedes Individuums, die „Aussatz“ benannt wird.

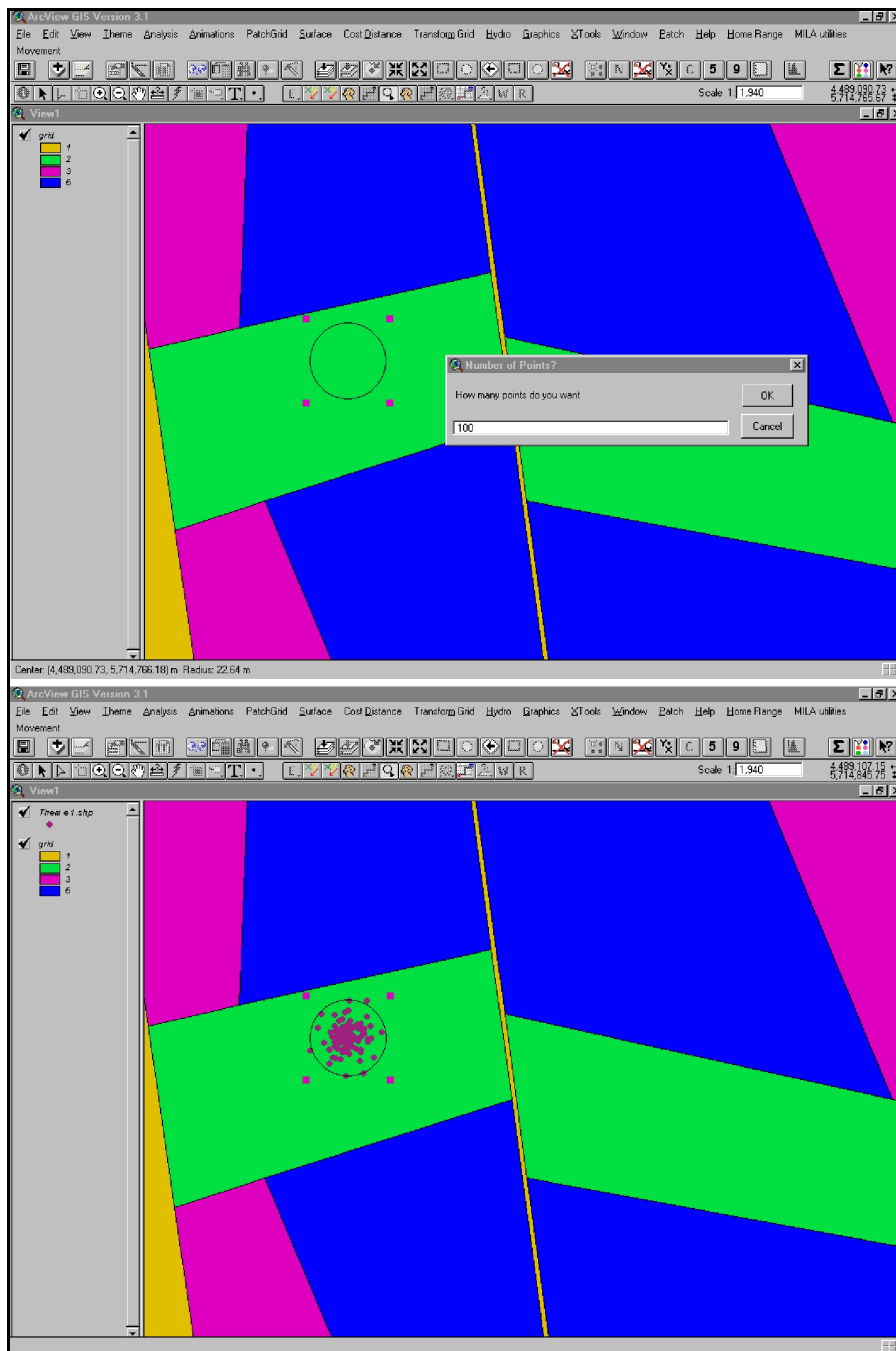


Abb. 21: ArcView Funktion „Aussatz“ der hier entwickelten Applikation

Die Applikation CORAWA geht schrittweise durch alle Datensätze des „Aussatz“-Coverages und führt für jeden Datensatz einen „Programm-Loop“ durch, der die Individuen-basierte Ausbreitung der Tiere simuliert. Wird das Programm unterbrochen, kann beim nächsten Programmstart der aktuelle „Loop“ wieder aufgenommen und fortgesetzt werden (Programmmodul: „LOOP“). Außerdem ist im „Loop“-Modul eine „Zoom“-Funktion implementiert, die bewirkt, daß der View den aktuellen Kartenausschnitt zeigt, so daß das Laufverhalten des „aktiven“ Tieres am Bildschirm beobachtet werden kann. Die Iterationsschrittweite liegt bei einem Tag, kann aber bei Bedarf auch anders festgelegt werden, z.B. Halbtageschritte. Für jeden Schritt (z.B. Tageschritte) wird der aktuelle Habitatwert aus der unterlegten Habitateignungskarte ausgelesen und dem Haltepunkt des Individuums bei jedem Tagesschritt zugewiesen, d.h. an das Punkt-Coverage im Item „Wert“ gespeichert. Der Wert dieses „Items“ wird dann verwendet, um die Länge und die Richtung des nächsten Schrittes zu berechnen, da diese Parameter als habitatabhängig (s. Abb. 22) angenommen werden (s. Kap. 4, Ausbreitungsverhalten von Tierarten). Die Schrittlänge wird aus habitatabhängigen Verteilungsfunktionen (s. Abb. 10-14) gezogen. Der Richtungswinkel wird aus einem Intervall von 0° bis 360° über einen Zufallszahlengenerator bestimmt, sofern es sich bei der Bewegung um einen „Random Walk“ handelt. Die Bestimmung der Laufrichtung erfolgt also bei jedem Schritt neu.

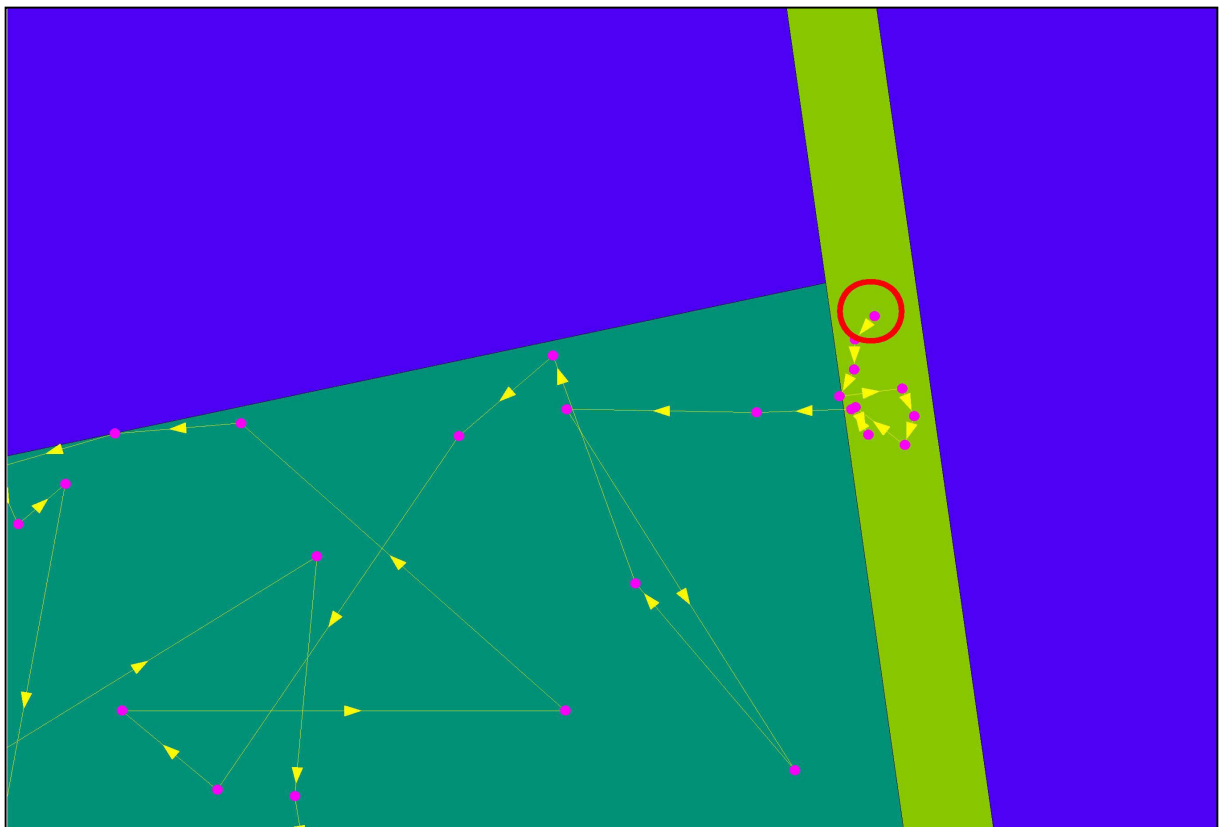


Abb. 22: Simulierte habitatabhängige Schrittlängen (s. Text)

Beim „directed walk“ wird der Richtungswinkel zunächst vom vorhergehenden Datensatz übernommen (kopiert) und dann über einen Zufallsgenerator von $\pm 10^\circ$ modifiziert. Damit ergibt sich für das Individuum die Möglichkeit ein suboptimales Habitat wieder zu verlassen. Durch die Implementierung einer „Wahrnehmungs“-Funktion (s. Abb. 23), kann das Individuum in Abhängigkeit von artspezifischen Fähigkeiten, die Struktur der Umgebung wahrzunehmen, günstigere Habitate innerhalb eines festgelegten (artabhängigen) Radius erkennen, um sich dann gerichtet dorthin zubewegen.

Um Rechenzeit zu sparen, wird vor der Durchführung jeder Laufsimulation der ausgewählte Datensatz aus dem Aussatz-Coverage in ein temporäres Coverage kopiert („Run“-Coverage). Ist der Lauf des Individuums abgeschlossen, werden alle Datensätze des gesamten Laufes in

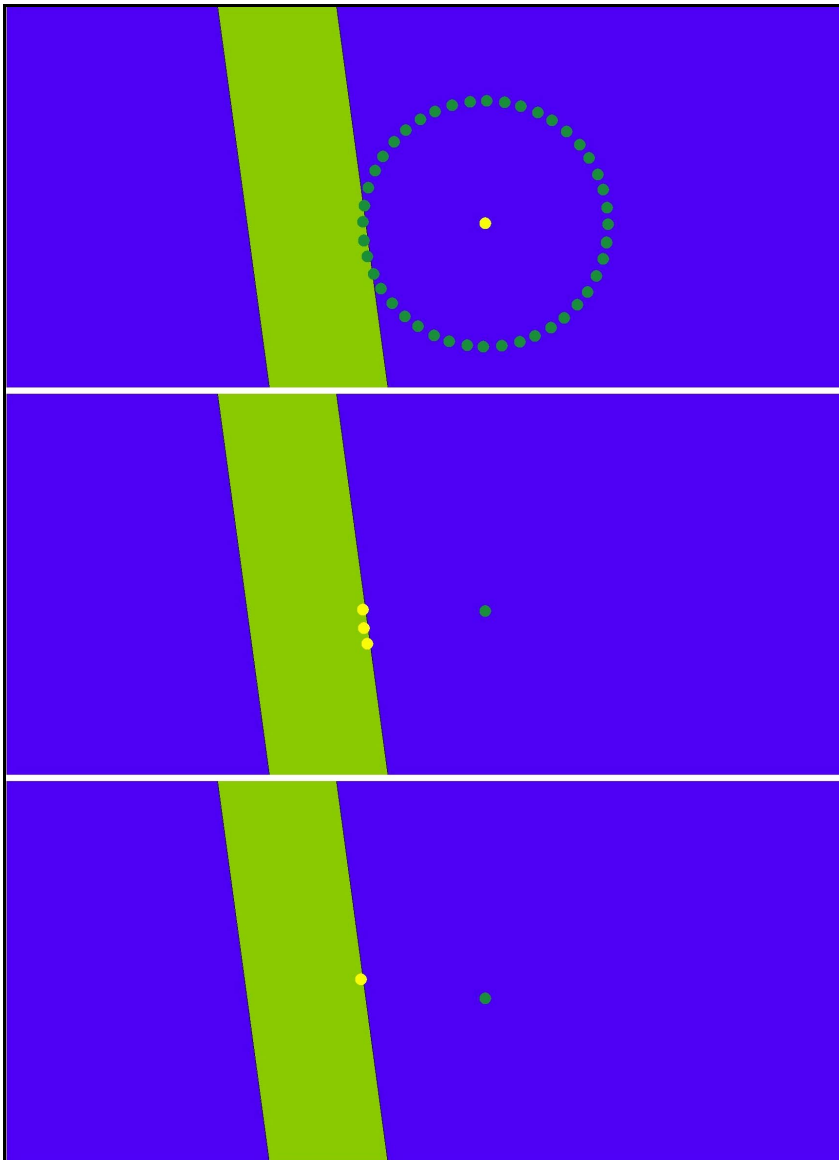


Abb. 23: Programmierte ArcView Funktion „Umgebung erkennen“ (s. Text)

ein „Sim“-Coverage kopiert und dort gesammelt (Auswertungscoverage). Dies hat programmtechnische Gründe (Laufzeitoptimierung).

Zu Beginn des Programmablaufes wird dem Startpunkt des Tieres ein durch Zufallsgenerator zugewiesener Laufwinkel und eine mit der Habitatqualität korrelierte Schrittlänge zugewiesen. Diese Angaben werden dann von dem Programm verwendet, um den Tagesschritt des Individuums zu berechnen. Stößt das Tier dabei an eine Habitatgrenze, wird die Übertrittswahrscheinlichkeit überprüft (s. Tabellen 7 u. 8). Liegt diese über dem Schwellenwert, wird das Tier auf seinen Ausgangspunkt zurückgesetzt und die Prozedur neu gestartet (s. Abb. 24). Außerdem werden alle Tagesschrittlängen in kleine Teilstrecken (1 m) unterteilt, um zu verhindern, daß schmale Biotope günstigerer Eignung oder mit Barrierewirkung „übersprungen“ werden (s. Abb. 26). An jedem dieser Punkte wird zudem ein Unterprogramm aufgerufen, daß die Umgebung in festgelegten, artabhängigen Radius nach „günstigeren“ Habitatqualitäten untersucht (Funktion: „Umgebung erkennen“) (s. Abb. 23).

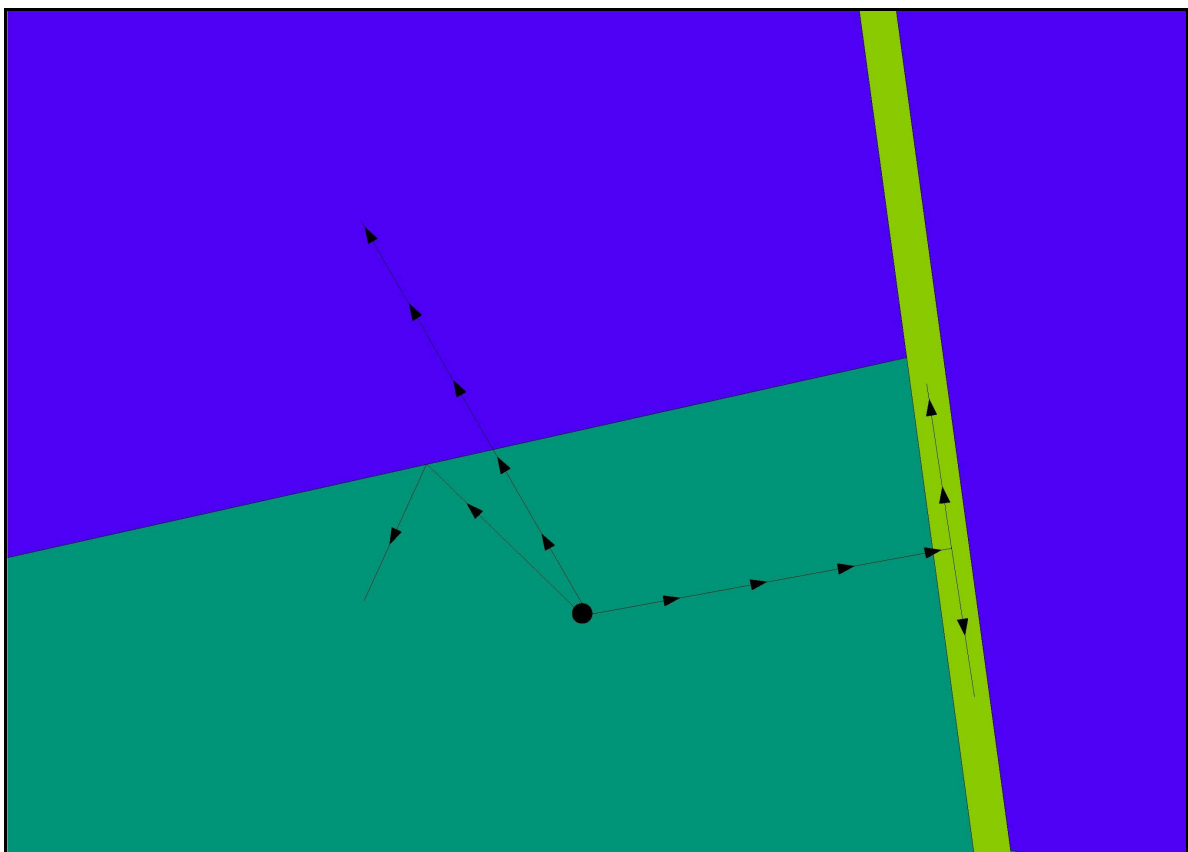


Abb. 24: Mögliches Verhalten der Individuen an Habitatgrenzen (Schema)

Wird dabei ein Habitat besserer Qualität „entdeckt“, wird der nächste Haltepunkt in diese Habitatfläche gesetzt (s. Abb. 23). Wird ein neuer Haltepunkt akzeptiert, z.B. weil das Habitat gleiche oder bessere Habitatqualität aufweist, werden die Felder „Peilung“ und „Schrittlänge“

für den nächsten Schritt berechnet. Außerdem werden dem Individuum von einem zu Anfang vergebenen „Lebensenergiekonto“ Punkte bei jedem Schritt abgezogen. Zudem wird die Sterbewahrscheinlichkeit in Abhängigkeit vom Habitattyp berücksichtigt und angewendet. Die Gesamtlebensdauer kann maximal 3 Monate bzw. 90 Tage betragen. Wie schon oben erwähnt wurde bisher bei Fang-Wiederfang-Markierungen ein Überleben im Freiland über mindestens 57 Tage beobachtet. (DETZEL 1998, INGRISCH & KÖHLER 1998, KLEUKERS et al. 1997).

Bewegt sich ein Tier in Habitaten mit ungünstiger Qualität, „schaltet“ das Programm auf einen „directed walk“, d.h. das Individuum bewegt sich nicht mehr zufallsmäßig, sondern läuft gerichtet, dazu wird der Richtungswinkel aus einem engeren Bereich gezogen (s. Abb. 25). Wird dabei ein günstigeres Habitat erreicht, wird wieder auf „random walk“ umgeschaltet.

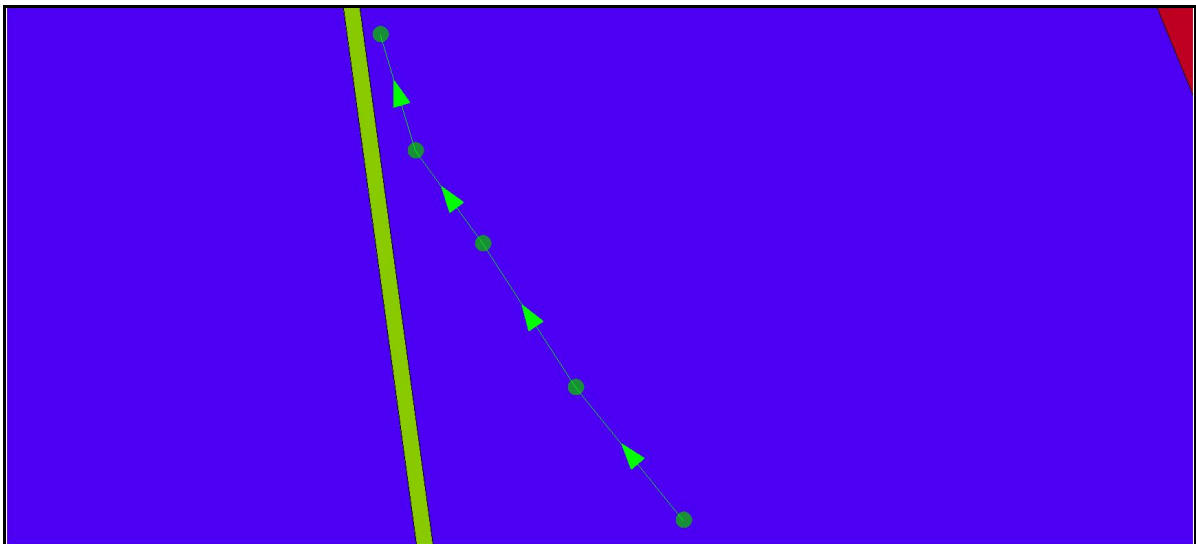


Abb. 25: Schema der Umsetzung eines „directed walk“ in ArcVIEW[©]

Wie oben schon erwähnt, besteht bei dem Verfahren, die Schrittlänge habitatabhängig zu bestimmen, die Gefahr, daß schmale Habitate „übersprungen“ werden. Um dies zu verhindern wurde in der ArcVIEW[©] Applikation das Programmmodul „zwschritt“ (Zwischenschritt) entwickelt (s. Abbildung 26). Diese Funktion zerlegt jeden Tagesschritt in viele kleine Einzelschritte und prüft dabei jeweils die aktuelle Habitatqualität. Wird dabei beispielsweise ein günstigeres Habitat als das Ausgangshabitat erkannt, wird der aktuelle Zwischenschritt zum nächsten Haltepunkt.

Es stellt sich die Frage, wieso nicht generell mit kleine Schrittlängen gerechnet werden kann, wenn die erzeugten Schrittlängen sowieso unterteilt werden. Die Antwort liegt in der Verfügbarkeit empirischer Datengrundlagen. Die heutige Datengrundlage zum Wanderverhalten von hier betrachteten Tierarten gestattet allenfalls die Simulation halbtägiger Intervalle. Somit

stellt das oben beschriebene Verfahren der Unterteilung von Tages- bzw. Halbtagesritten in Zwischenschritte die einzig zulässige Verfahrensweise dar.

Wird bei dieser Vorgehensweise eine kürzere Tagesschrittlänge als die Anfangs über die Habitatqualität berechnete erreicht, muß dem Tier genau genommen ein „Bonusschritt“ gewährt werden, da ihm ja gewissermaßen noch eine „Laufängenreserve“, nämlich die Differenz aus berechneter und tatsächlicher Schrittlänge, bleibt.

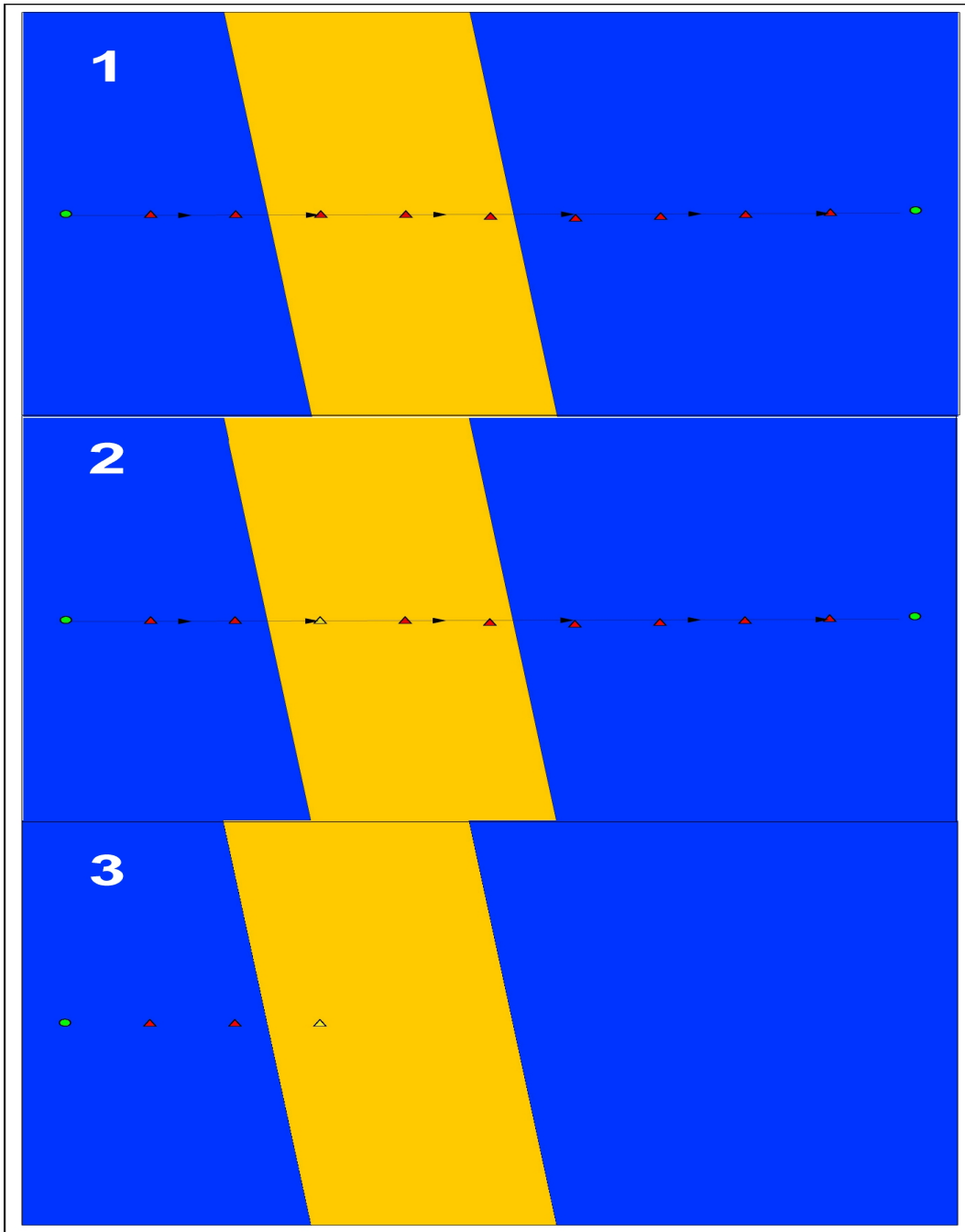


Abb. 26: Schema der ArcVIEW[®] Funktion: „zwstep“ (Zwischenschritt)

7.2 Validierung der Simulation

Um das Programm zu prüfen und die Variablenberechnung zu validieren, wurde zunächst ein Testlauf auf einer Test-Habitateignungskarte gestartet (s. Abb. 27 a). Diese besteht aus fünf besetzten Patches der Habitateignungsklasse 1, wobei drei dieser Patches von großflächigen Schlägen der Habitateignungsklasse 4 umgeben sind und zwei der Patches in ungeeignetem Habitat der Stufe 5 liegen. In Form von Trittsteinen enthält die Karte zusätzlich kleine Patches der Habitateignungsstufe 2 sowie einen Korridor der Habitateignungsklasse 2. In jedem der 5 Patches der Klasse 1 wurden 500 Tiere ausgesetzt, insgesamt also 2500 Tiere. Die maximale Lebenserwartung wurde für jedes Tier per Zufallsgenerator vergeben und liegt bei allen Tieren zwischen 60 und 70 Tagen. Jedes Tier bekam zudem eine fortlaufende Nummer zur Identifikation zugewiesen. Nach dem Lauf der Simulation, während der immerhin ca. 130000 Datensätze in der Datenbank erzeugt wurden, wurde die Simulationsdatenbank (sim.dbf) in das Programm STATISTICA[®] importiert, ausgewertet und mit den Ergebnissen der empirischen Untersuchungen (z.B. KINDVALL) verglichen.

Die Ausbreitungspfade aller 2500 Tiere wurden zunächst mit dem „Utility-tool“ point2line (s. Anhang) erzeugt. Es zeigte sich jedoch, daß das Laufzeitverhalten dieses „Fremd- tools“ sehr ungünstig, d.h. extrem langsam ist. Deshalb wurde diese Funktion für weitere Simulationsläufe, in der ArcINFO[®] Macrosprache AML programmiert, die diese Aufgabe erheblich schneller durchführen läßt. Außerdem wurden vom jeweiligen Aussatzpatch „Spider-Diagramme“ zu den jeweils zuletzt erreichten Positionen gezeichnet, um die zurückgelegte Luftlinien-Gesamtdistanz (Netto-Displacement) vom Patch des Aussatzes zu berechnen.

Die erreichbaren habitatabhängigen Tagesschrittlängen wurden hier zunächst nach einer einfachen Funktion als Produkt aus Habitatwertstufe und Zufallszahl generiert. Es zeigte sich jedoch, daß so die empirisch ermittelten Schrittlängenverteilungen (s. Abb. 10 - 14, Kap. 6.3) nicht für alle Habitateignungsklassen ausreichend nachgebildet werden konnten (s. Abb. 33 - 36). Während dies für die Habitatwertstufen 1 und 2 noch relativ gut gelang, ergaben sich für die Wertstufen 3 -5 erheblich abweichende Verteilungskurven. Für alle folgenden Simulationsläufe wurden deshalb die Tagesschrittlängen in den einzelnen Habitatwertstufen direkt aus den in Kapitel 6.2 beschriebenen Verteilungskurven bestimmt.

Die Mortalitätsraten für die einzelnen Habitatqualitäten orientierten sich an den in Tabelle 5 angegebenen Prozentwerten. Die Übertrittswahrscheinlichkeiten wurden entsprechend Tabelle 7 festgelegt.

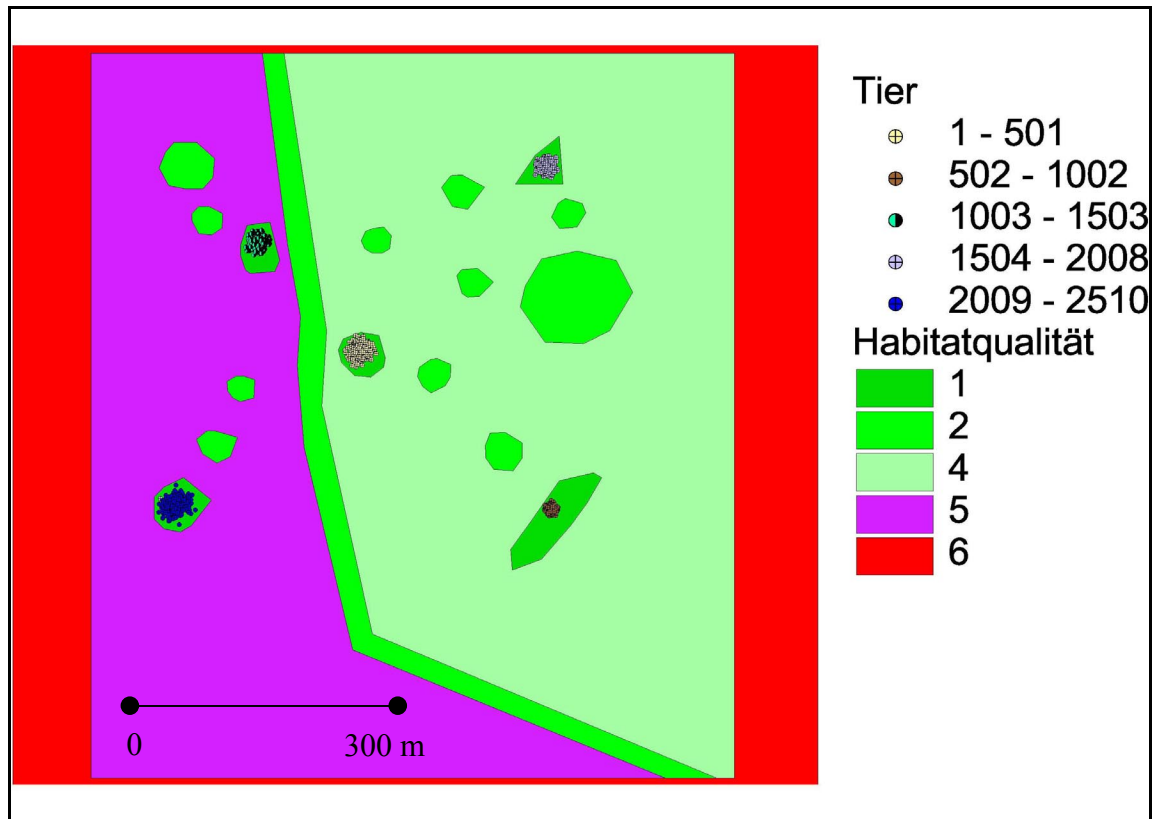


Abb. 27 a: Habitateignungskarte mit ca. 2500 ausgesetzten Tieren in 5 Patches (Erläuterungen: s. Text)

Die Abb. 27 a zeigt die Situation vor dem Start der Simulation. 5 Patches der Habitateignungsklasse 1 sind mit jeweils 500 Tieren besetzt. Im Raum verteilt liegen zusätzlich einige Trittstein-Patches der Habitateignungsklasse 2, zudem verläuft ein Korridor von Nord nach Südost.

Die Abb. 27 b zeigt die Situation nach dem Lauf der Ausbreitungssimulation. Aufgrund des artspezifischen Wanderverhaltens von *Stenobothrus stigmaticus*, beispielsweise verläßt die Art ihr Habitat nur ungern (s. o.), sind viele Tiere im Aussatzhabitat verblieben („Sitzenbleiber“). Tiere, die den Übertritt in das umgebende Habitat „gewagt“ haben, haben ihr Laufverhalten entsprechend den Simulationsregeln von „random walk“ auf einen „directed walk“ geändert. Wurde dabei ein Habitat günstigerer Qualität gefunden, wurde wieder auf „random walk“ umgeschaltet.

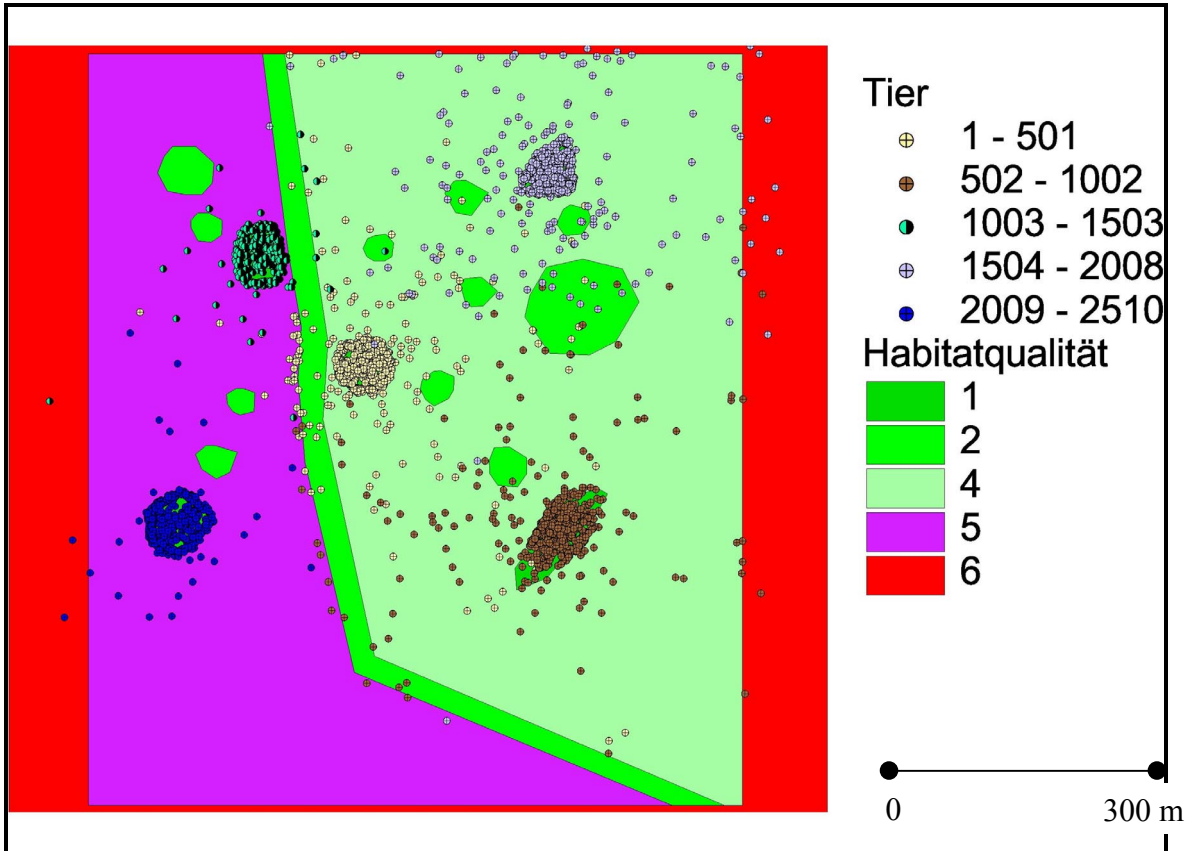


Abb. 27 b: Situation nach dem Simulationslauf (Erläuterungen: s. Text)

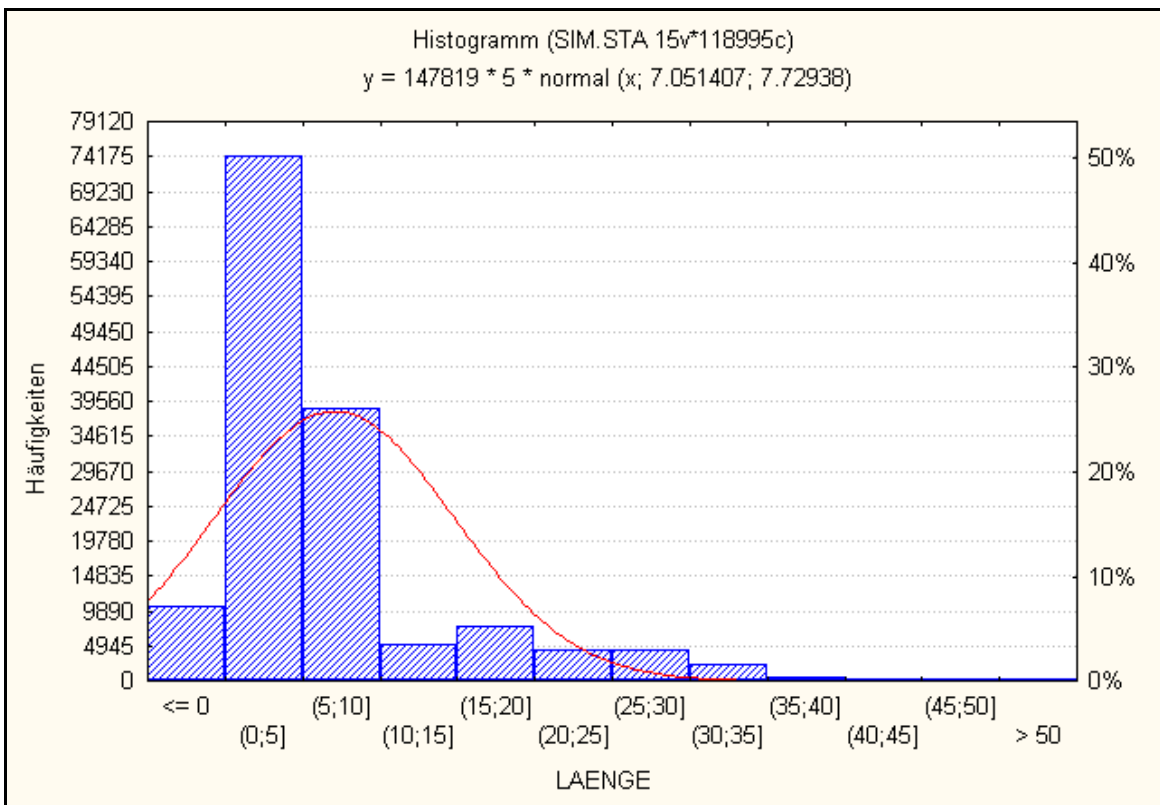


Abb. 28: Verteilung der erreichten Tagesschrittlängen während des Simulationslaufes

Die Abb. 28 zeigt die Verteilung der Tagesschrittlängen. Während der Simulation wurden ca. 118000 Schritte bei 2500 Individuen simuliert. Das Maximum der Häufigkeiten der Schrittlängen liegt zwischen 0 und 5 Metern. Die Verteilung der Schrittlängen in den Habitatqualitäten 1 und 2 korreliert mit den empirischen Untersuchungen von KINDVALL (1997).

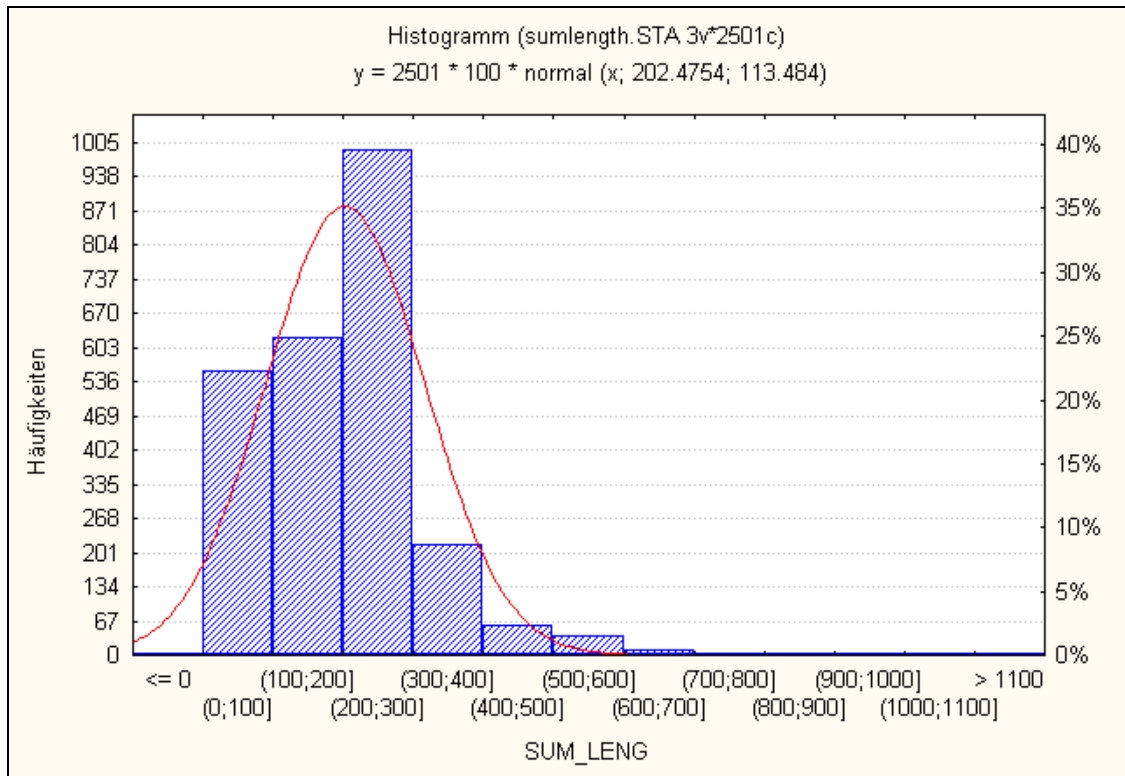


Abb. 29: Aktionsdistanzen der 2500 Individuen während der gesamten Simulation (s. Text)

Die Abb. 29 zeigt das Histogramm der Laufleistung der Individuen über den gesamten Simulationszeitraum (Aktionsdistanzen). Hier liegt der Median bei 200 bis 300 Metern. Nahezu die Hälfte aller Tiere lag in diesem Intervall. Rund 1000 Tiere lagen in ihrem Laufergebnis zwischen 0 und 200 Metern. Lediglich ca. 500 Tiere erreichten eine Laufleistung von mehr als 300 Metern. Einzelne Tiere kamen auf mehr als 1000 Meter in dem Simulationszeitraum von rund 70 Tagen.

Die Laufleistung, die sich ja aus „random walks“ und „directed walks“ kombiniert ergibt, sagt aber noch nichts über die tatsächlich erreichte Ausbreitungsdistanz (Netto-Displacement) aus, die ja letztendlich ein Maß für den Grad der Konnektivität in fragmentierten Landschaften ist. Um diese im GIS zu messen, wurde der jeweilige Aussetzungsort (Coverage: Aussatz) mit dem zuletzt erreichten Punkt des jeweiligen Tieres (Coverage: Fang) verbunden (Befehl: mer-

ge) und die Distanz über das GIS ausgelesen. Die Abb. 30 zeigt das Ergebnis der Analyse dieser Prozedur.

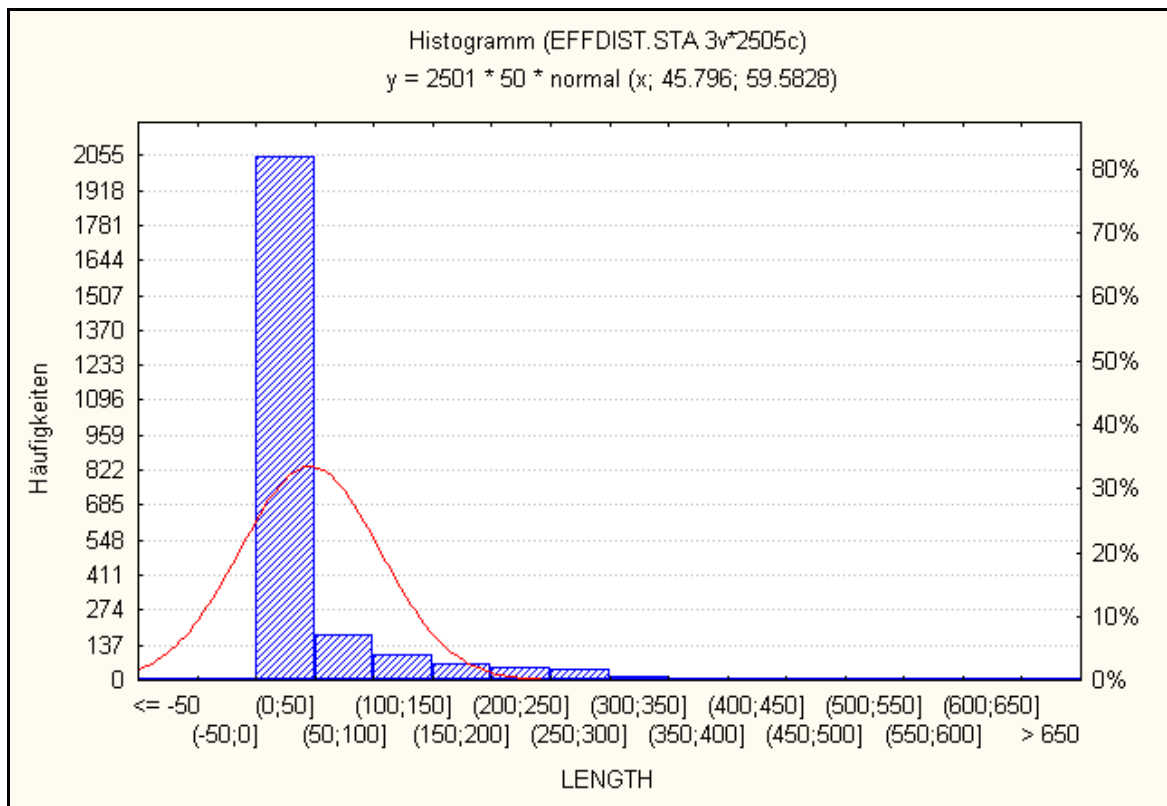


Abb. 30: Verteilung des während der Simulation erreichten Netto-Displacements

Aufgrund des artspezifischen Wanderverhaltens erreichte die überwiegende Zahl der Tiere effektive Ausbreitungsdistanzen von 0 bis 50 Metern (ca. 80% der Tiere). Vergleicht man diese Werte mit den Ergebnissen empirischer Untersuchungen und den Vorkommen in der Natur, erscheinen diese Werte, zumindest für die Art *Stenobothrus stigmaticus* zu gering. Allenfalls für die von KINDVALL (1999) untersuchte Art *Metrioptera bicolor* (s. Abb 4), entsprechen die Laufleistungen in etwa den empirisch ermittelten. In den weiteren Simulationsläufen wurden deshalb sowohl Mortalitätsraten, als auch Übertrittswahrscheinlichkeiten geändert und entsprechend der Tabellen 6 und 8 verwendet. Wie aus den Ergebnissen des Praxistests (s. Kap. 9) ersichtlich ist, ergeben diese Variablen ein realistischeres Simulationsergebnis.

Der Koeffizient aus Netto-Displacement zur Aktionsdistanz ist ein Maß für die „Gradlinigkeit“ der Wanderbewegung. Liegt dieser bei oder nahe bei 1 so ist der Ausbreitungspfad einer Gerade angenähert, nämlich der der „effektiven“ Ausbreitung (Netto-Displacement). Je kleiner der Kennwert ist, umso „verschlungener“ sind die Wanderbewegungen des Tieres vom

Aussatz zu Endpunkt der Ausbreitung erfolgt. Die Abb. 31 zeigt die Koeffizienten für den Simulationslauf. Wie aus der Abbildung ersichtlich ist, bewegen sich die Werte hauptsächlich zwischen 0 und ca. 0,3. Der überwiegende Anteil der wandernden Tiere bewegt sich also nicht gradlinig (vgl. Kap 4.1).

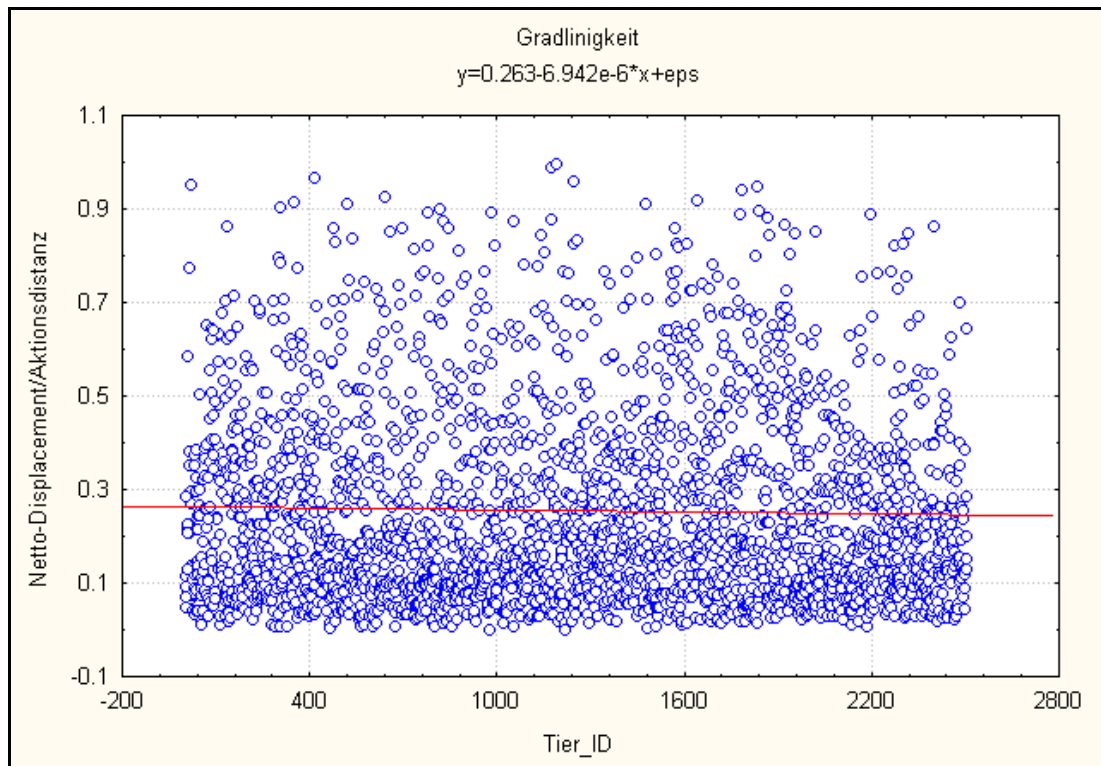


Abb. 31: Koeffizient Netto-Displacement zu Aktionsdistanz (Gradlinigkeit) im Simulationslauf

Die Abb. 32 zeigt die Verteilung der Lebensdauer der Individuen. Der Median liegt bei 60 bis 70 Tagen, wobei ca. 40 % der ausgesetzten Tiere älter als 60 Tage wurden. Dies entspricht den Ergebnissen empirischer Untersuchungen (vgl. SCHÖPS & RECK 2001).

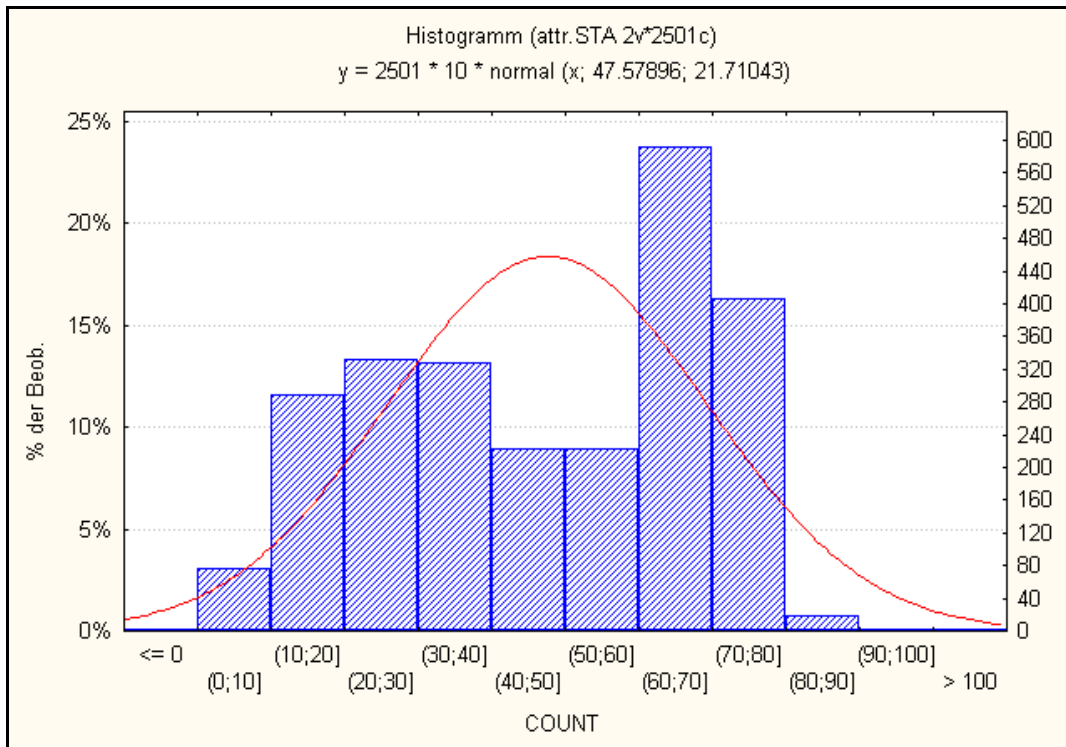


Abb. 32: Verteilung der erreichten Lebensdauer (in Tagen) im Simulationszeitraum

Die Abbildungen 33 - 36 zeigen die erreichten Tagesschrittlängen in Abhängigkeit von der Habitatwertstufe. Da die Bewegungen in Habitaten der Wertstufe 1 als kleinräumige „random walks“ definiert sind, ergeben sich erwartungsgemäß hier zu mehr als 60% Schrittlängen zwischen 0 und 5 Metern. Mit abnehmender Habitatqualität vergrößern sich die erreichten Tagesdistanzen. Wie schon oben erwähnt, entsprechen die Verteilungen der erreichten Tagesschrittlängen in den Habitatwertstufen 4 und schlechter (s. Abb. 35 u. 36), nicht den Erwartungen (s. Kap. 6.3).

Eine Kalkulation der habitatabhängigen Schrittlängen über einfache funktionale Zusammenhänge, ist nicht für alle Wertstufen erfolgversprechend. Besser ist es, die Tagesschrittlängen für einzelne Habitatqualitäten direkt aus (empirisch zu ermittelnden) Verteilungskurven (s. Abb. 10 - 14) zu ermitteln. Dieses Verfahren wurde hier für alle folgenden Simulationsläufe übernommen.

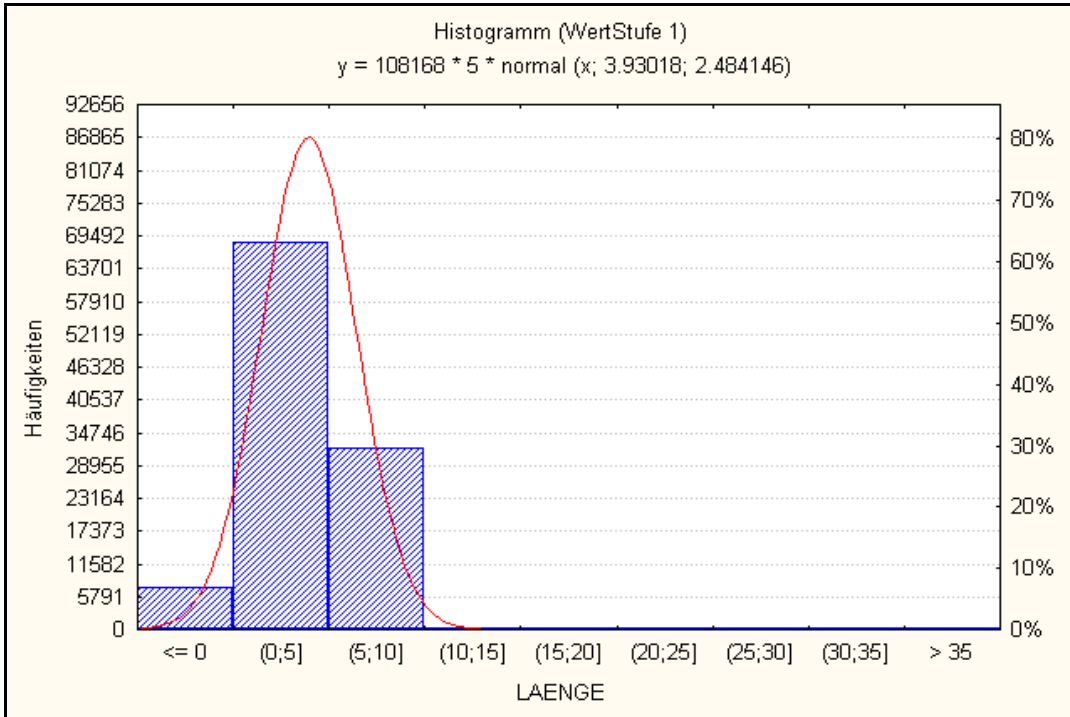


Abb. 33: Erreichte Tagesschrittlängen in Habitatwertstufe 1

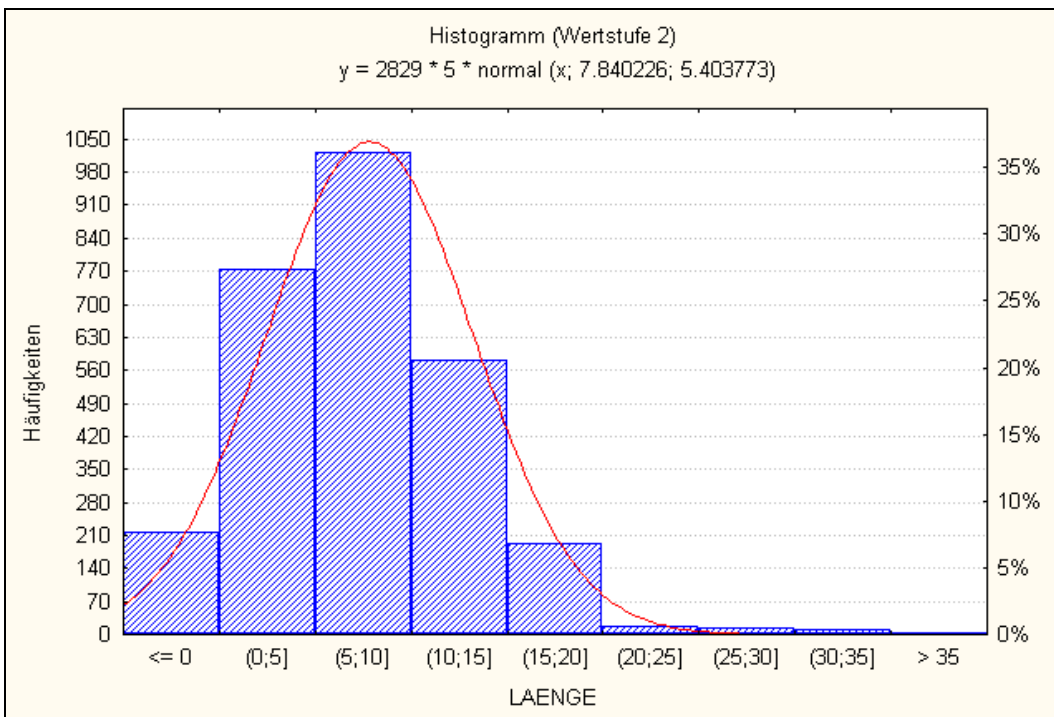


Abb. 34: Erreichte Tagesschrittlängen in Habitatwertstufe 2

Betrachtet man die Schrittlängenverteilung in Habitaten der Wertstufe 4, fällt auf, daß fast 25% der Tagesschritte eine Schrittlänge zwischen 15 und 20 m aufweisen, während in Habitaten der Wertstufe 5 die erreichten Tagesschrittlängen nahezu gleichverteilt erscheinen.

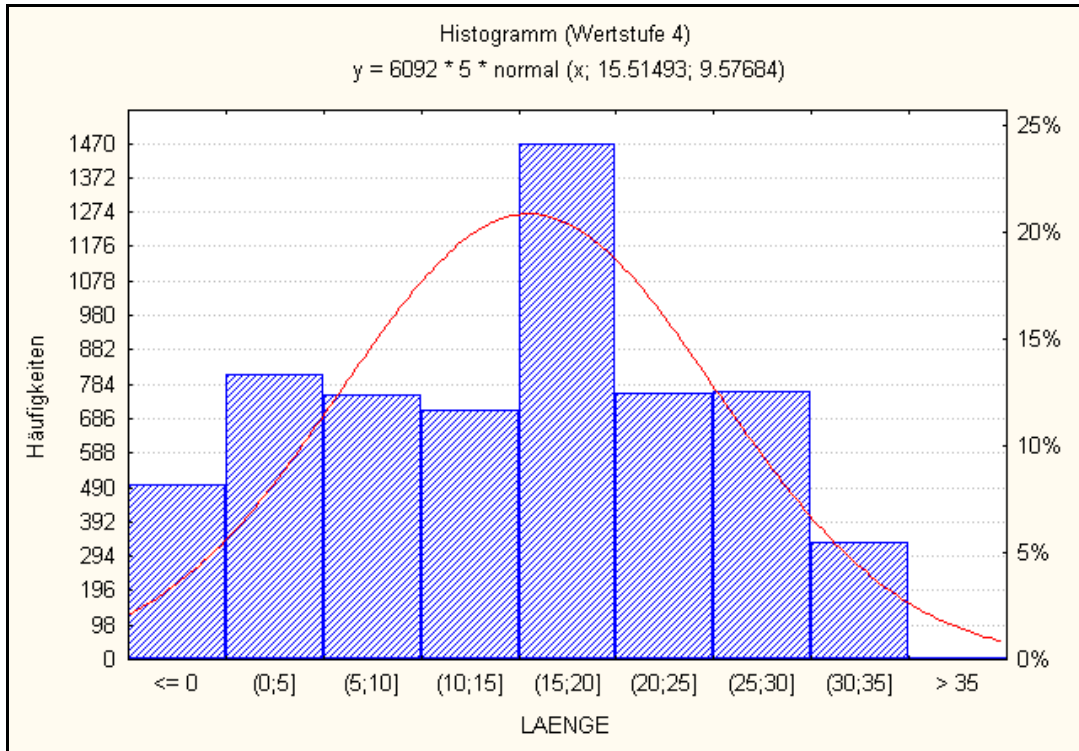


Abb. 35: Erreichte Tagesschrittlängen in Habitatwertstufe 4

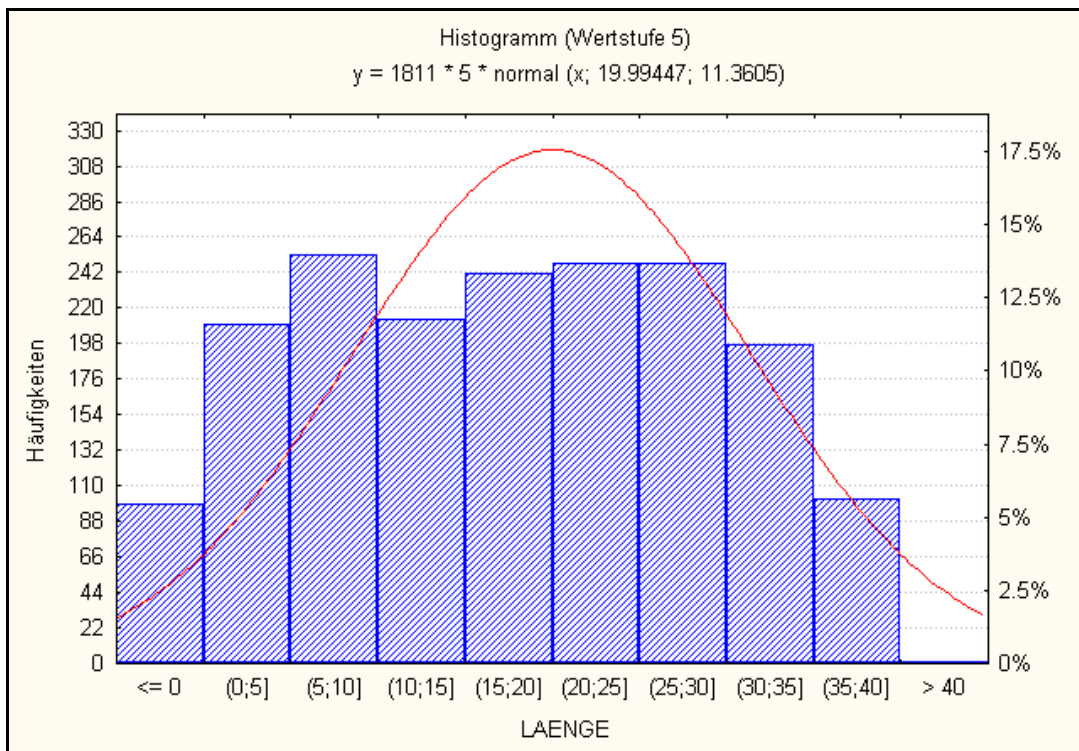


Abb. 36: Erreichte Tagesschrittlängen in Habitatwertstufe 5

7.3 Monte-Carlo-Simulation

Um 1944 wurde die Monte-Carlo-Simulation von den Mathematikern VON NEUMANN UND ULAM eingeführt, um das Verhalten von Neutronen im Inneren eines Atom-Reaktors oder einer Atom-Bombe zu studieren. Unter dieser stochastischen Simulation versteht man die experimentelle Analyse eines stochastischen Modells durch Nachbildung am Computer. Anders ausgedrückt versteht man unter Monte-Carlo-Simulation also das „Nachspielen“ eines Zufallsvorganges mit Zufallsziffern. Das größte Problem dabei ist, die Simulation so aufzubauen, daß die Zufallsziffern, denen Ereignisse des Zufallsexperimentes zugeordnet werden, entsprechende Eintrittswahrscheinlichkeiten haben. Ist dies gelungen, eignet sich die Methode sehr gut, analytisch nur sehr schwer oder gar nicht berechenbare Ereignisse zu approximieren. Ein Beispiel: Angenommen wir möchten eine unbekannte Größe m berechnen. Um diese Größe mittels der Monte-Carlo-Simulation zu ermitteln, müssen wir uns eine Zufallsgröße X erdenken, für die gilt: $E(X) = m$. Betrachtet man beispielsweise die Fläche unter der Dichte der Standardnormalverteilung (sie bestimmt alle Wahrscheinlichkeiten zur Normalverteilung), so ergibt sich das Problem, daß es zur Dichtefunktion im Reellen keine Stammfunktion gibt. Möchte man beispielsweise folgende Wahrscheinlichkeit wissen:

$$P(-1 < Z < 1) \text{ und } Z \sim N(0,1),$$

dann sieht die Lösung mittels Monte-Carlo-Methode folgendermaßen aus:

Da 99,9% aller Realisationen von Z im 3,5-fachen Schwankungsintervall stattfinden, soll in diesem Beispiel die Dichte der Standardnormalverteilung von $-3,5$ bis $+3,5$ genügen. Wir zeichnen also die Dichte der Standardnormalverteilung in diesem Intervall. Als nächstes wird ein Rechteck um die Dichtefunktion mit der Breite 7 (von $-3,5$ bis $+3,5$) und der Höhe $\max_z \Phi(z)$, also der höchsten Stelle der Dichte konstruiert. Die Dichte liegt komplett innerhalb des Rechtecks, gewissermaßen beginnt das Rechteck auf der Höhe Null, da $\Phi(-3,5) = 0,0009$. Die Fläche des Rechteckes ist bekannt, sie ist:

$$7 \times \left(\max_z \Phi(z) - \min_z \Phi(z) \right) = 7 \times (0,3989423 - 0,0009) = 2,786487$$

Es werden nun willkürlich Punkte innerhalb des Rechtecks plaziert, wobei jeder Bereich die gleiche Wahrscheinlichkeit hat getroffen zu werden, d.h. es müssen xy-Koordinaten gezogen

werden, mit x-koord gleichverteilt aus $[-3,5; +3,5]$ und y-koord gleichverteilt aus $[0,0009; 0,398942]$.

Zählt man die Punkte aus, die innerhalb des interessierenden Bereiches gelandet sind und bildet das Verhältnis zur Gesamtzahl der zufällig plazierten Punkte, erhält man eine simulierte Abschätzung des betrachteten Flächenstückes, da sich die Gesamtläche verhalten muß wie N'/N (Zahl der Punkte innerhalb des betrachteten Bereiches, zur Zahl aller erzeugten Punkte). Werden beispielsweise 5000 Ziehungen gemacht und es ist $N'/N = 1221/5000$, dann ergibt sich für die gesuchte Fläche: $0,2442 \times 2,786487 = 0,6804601$ (nach TIEMANN 2001).

In dieser Arbeit wurde die Monte-Carlo Simulation verwendet, unter Verwendung der Schrittlängen und Richtungswinkel eines Probelaufes des Simulationsprogrammes CORAWA, die Variablenberechnung zu validieren. Der sogenannte „site fidelity test“ verwendet die simulierten Bewegungsmuster, um dann mit Hilfe der Monte-Carlo Simulation die Zufällsmäßigkeit der Laufmuster zu überprüfen. Darüberhinaus lassen sich mit Hilfe der Monte-Carlo-Simulation die Ergebnisse der ArcVIEW[®] Applikation „CORAWA“ für weitere Simulationsläufe „hochrechnen“, da zusätzliche Bewegungsmuster auf Grundlage der Vorhandenen erzeugt werden. Im Ergebnis erhält man dann ein (einfaches) „Entfernungsmodell“.

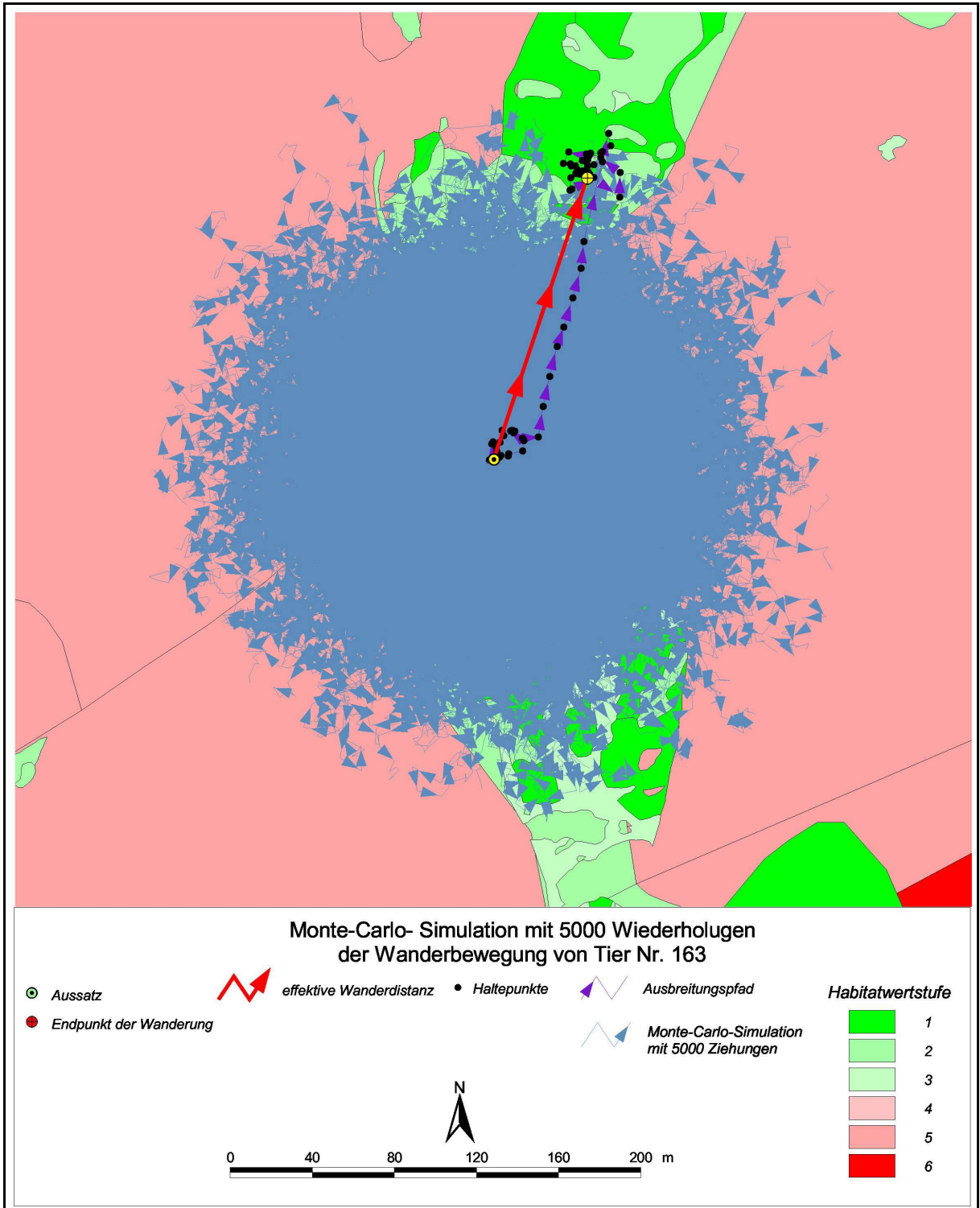


Abb. 37: Monte-Carlo Simulation mit 5000 Wiederholungen der Wanderbewegung eines zufällig ausgewählten Tieres

Die Auswertung der Monte-Carlo-Simulation der Wanderbewegung von Tier Nr. 163 zeigt im Ergebnis, daß die Tagesschrittlängen und -richtungen nicht zufallsmäßig verteilt sind, dies liegt an dem großen Anteil von „direct movement“ am gesamten Ausbreitungspfad.

8 Fallbeispiele und Szenarien

Die im Rahmen dieser Arbeit entwickelte Applikation ermöglicht Wirkungen von baulichen Änderungen in der Raumordnung auf digitalen Kartengrundlagen individuenbasiert zu analysieren. Kleinstrukturierte Landschaftselemente werden dabei besser berücksichtigt, als dies beispielsweise bei der Verwendung heute weit verbreiteten reinen Entfernungsmodellen möglich ist. Anhand von Fallbeispielen und Szenarien wird im folgenden das Modell hinsichtlich seines praktischen Nutzwertes überprüft und die Sensitivität der Eingangsparameter analysiert.

8.1 Wirkungen von Verkehrswegen

Die Zerschneidung von Lebensräumen durch Straßenbau hat für verschiedene Tiergruppen unterschiedliche Bedeutung. Je nach Lebensraumansprüchen und Verhalten sind es im wesentlichen folgende Wirkungen:

Zunächst führen Straßen durch die überbaute Fläche zu einem direkten Lebensraumverlust, die Wirkungen gehen aber durch den Baukörper selbst und den auf ihm rollenden Verkehr weit über die verbaute Fläche hinaus (RIETZE & RECK 1997).

MADER & PAURITSCH (1981) haben in ihren Untersuchungen nachgewiesen, daß Barriereeffekte auch von verkehrssarmen Straßen und Forstwegen ausgehen.

Zusammenfassend können folgende Wirkungen von Baustelle, Baufeld, Erdentnahme und Deponie postuliert werden:

- Direkter totaler Flächenverlust
- Direkte totale Flächenveränderung
- Emission/Immision:
 - Schadstoffe
 - Düngende Stoffe
 - Staub
 - Licht

Lärm

Optische Reize

- Verkehrsunfälle
- Lokale Klimaänderungen
- Änderungen des Wasserhaushaltes
- Veränderung von Oberflächengewässern
- Direkte/Indirekte Flächenzerschneidung
- Trennung von Teillebensräumen
- Ausbreitungsbarrieren
- Tierverluste durch Lockwirkungen
- Interspezifische Konkurrenz
- Strukturierung, Neuschaffung von Lebensräumen
- Ausbreitungsbänder für Arten
- Erschließungsfunktion und weitere Folgewirkungen wie Flurbereinigung, Gewässerausbau, usw.

(RIETZE & RECK 1997)

8.2 Grünbrücken

Prinzipiell können Grünbrücken für alle terrestrischen Tiergruppen ein geeignetes Mittel sein, um Zerschneidungseffekte von Straßen zumindest lokal zu kompensieren (RIETZE & RECK 1997). Schlecht geeignet sind Grünbrücken für an Gewässer oder an speziell feuchte Standorte gebundene Arten, da entsprechende Lebensräume auf solchen Bauwerken nur schwer oder nur in speziellen Situationen (z.B. Hanglage) verwirklicht werden können (RIETZE & RECK 1997).

8.3 Wirkungen von Verkehrswegen auf die Mortalitätsrate

Beim Überqueren von Verkehrswegen können Tiere durch KFZ erfaßt und dabei verletzt oder getötet werden. Die Wirkung ist dabei abhängig von der Verkehrsdichte und deren zeitlicher Verteilung, von der Verkehrsgeschwindigkeit, der Sichtbarkeit der Fahrzeuge sowie von der Querungsgeschwindigkeit der Tiere (nach RASSMUS, J. et al 2002).

Wie aus der Abbildung 38 ersichtlich ist, nimmt die Wahrscheinlichkeit, auf der Straße überfahren zu werden, nicht linear mit der Verkehrsdichte zu (kein gleichmäßiger Verkehrsstrom,

keine gleichmäßigen Geschwindigkeiten). Die errechneten Mortalitäten bleiben daher etwas unterhalb ähnlicher Schätzmethode auf Basis linearer Modelle. Eine Mortalität von um 100 % wird bei langsamen Arten ab Verkehrsdichten von etwa 500 DTV erreicht. (nach RECK ET AL 1992).

Für viele Arten stellen Verkehrswege eine nicht zu überwindende Barriere dar. Der Barriere-Effekt ist auch bei verkehrsarmen Straßen und Forstwegen nachweisbar (vgl. MADER & PAURITSCH 1981).

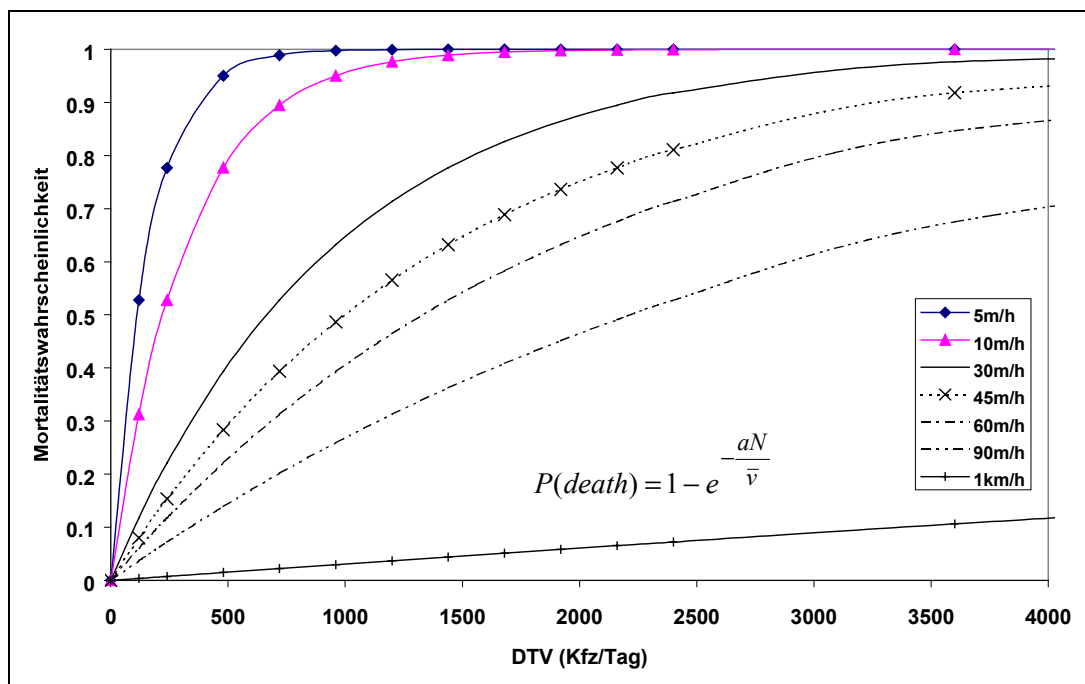


Abb. 38: Abschätzung der Mortalität in Abhängigkeit von Verkehrsdichte und der Bewegungsgeschwindigkeit der Tiere bei rechtwinkliger Querung (nach HELS & BUCHWALD 2000 zit. in RASSMUS, J. et al 2002).

8.4 Korridore

Die lenkende Wirkung von Korridoren auf die Ausbreitung zahlreicher Arten ist in vielen Untersuchungen belegt (z.B. OGGIER, P ET AL 2001, RECK, H. & KAULE, G 1992, RIETZE & RECK 1997, BENNETT 1992). Insbesondere für viele Säugetierarten stellen Korridore ein adäquates Mittel dar, um Habitatpatches in fragmentierten Landschaften miteinander zu verbinden. Schwieriger ist die Beurteilung der Wirksamkeit von Korridoren für Tierarten, die, wie die hier betrachteten Artengruppen, ihre Umwelt nur sehr begrenzt wahrnehmen. Arten also, deren Ausbreitungsverhalten weitgehend von „Ausbreitungsstrategien“ bestimmt wird (z.B. „direct movement“ in ungünstigen Habitatqualitäten und „random walk“ in günstigen Lebens-

raumpatches) (s. Kap. 4). Das im Rahmen dieser Arbeit entwickelte Programm zur Ausbreitungssimulation (CORAWA) (s. Kap. 7) bietet die Möglichkeit, die Wirkungen von Korridoren, Grünbrücken usw. als Szenarien für unterschiedliche Variablenwerte hinsichtlich Mortalität, Übertrittswahrscheinlichkeiten und Schrittlängen zu simulieren.

Für die hier betrachtete (virtuelle) Heuschreckenart wurde die Effektivität von Korridoren in Abhängigkeit von verschiedenen Übertrittswahrscheinlichkeiten getestet.

Die Abb. 39 zeigt den Versuchsaufbau.

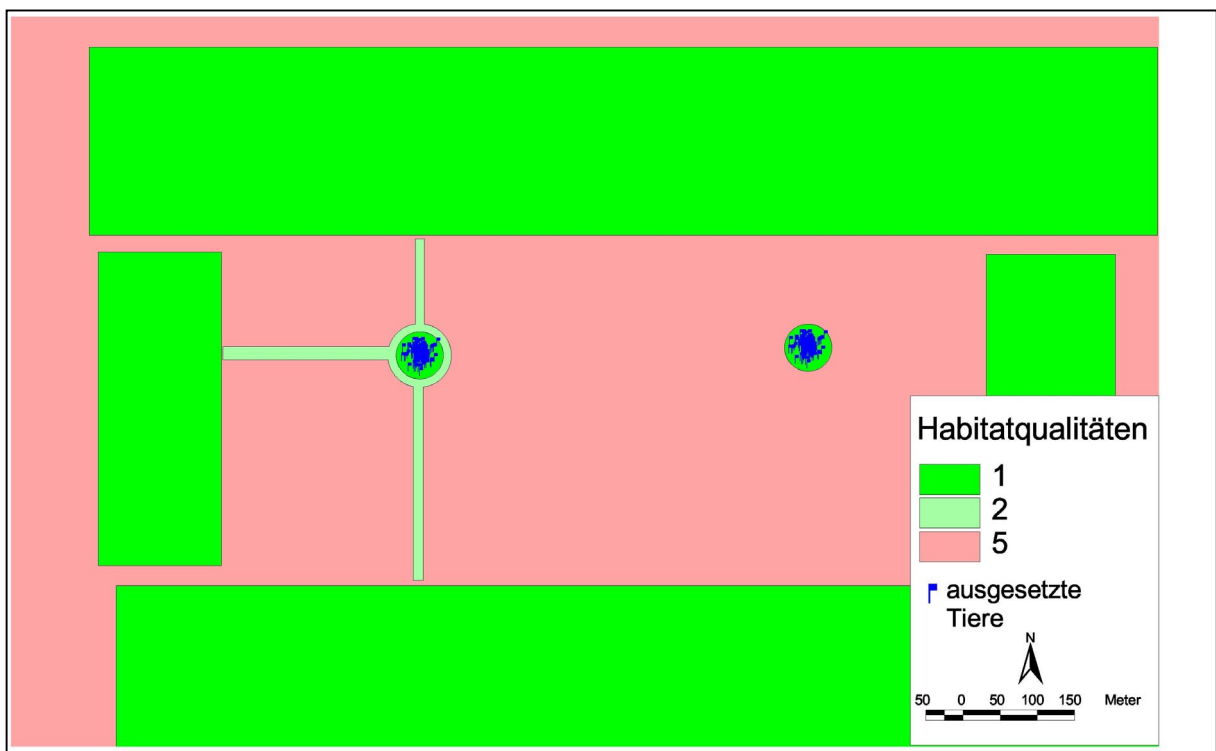


Abb. 39: Versuchsaufbau des Simulationlaufes (Wirkungen von Korridoren) (s. Text)

In zwei zentralen Patches der Habitatwertstufe 1 (Definition: s.o.) wurden jeweils 100 Tiere ausgesetzt. Die Patches sind von ungünstigem Habitat der Wertstufe 5 umgeben. Vom linken Patch führen Korridore, mit der Habitatwertstufe 2, zu drei großen Lebensräumen der Wertstufe 1. Diese sind ca. 160- 250 m von den zentralen „Aussetzungspatches“ entfernt. Im ersten Simulationslauf wurden nun die Übertrittswahrscheinlichkeiten von Habitatwertstufe 1 bzw. 2 nach Habitatwertstufe 5 auf 15 % (für jeden Grenzkontakt) festgelegt. Die Mortalitätsraten wurden entsprechend der Tabelle 6 übernommen. Anschließend wurde die Simulation gestartet.

Die Abbildung 40 zeigt die Position und die Ausbreitungspfade der Tiere nach bzw. über den Simulationszeitraum. Es zeigt sich, daß die Tiere bei den festgelegten Übertrittswahrscheinlichkeiten die Korridore (linke Seite der Graphik) nicht bzw. kaum genutzt haben. Die Übertrittswahrscheinlichkeiten sind offensichtlich zu hoch, als daß die Individuen die Korridore als Leitlinie benutzen. Im zweiten Simulationslauf wurden bei gleichen Ausgangsbedingungen und –positionen, lediglich die Übertrittswahrscheinlichkeiten (von 15 %) auf 3 % gesenkt. Die Abbildung 41 zeigt das Ergebnis des Simulationslaufes. Bei diesen Übertrittswahrscheinlichkeiten werden die Ausbreitungskorridore von den Tieren angenommen. Ohne Korridore (rechte Seite der Graphik) führen diese geringen Übertrittswahrscheinlichkeiten aber zu einer weitgehenden Isolation des zentralen (Aussetzungs)patches.

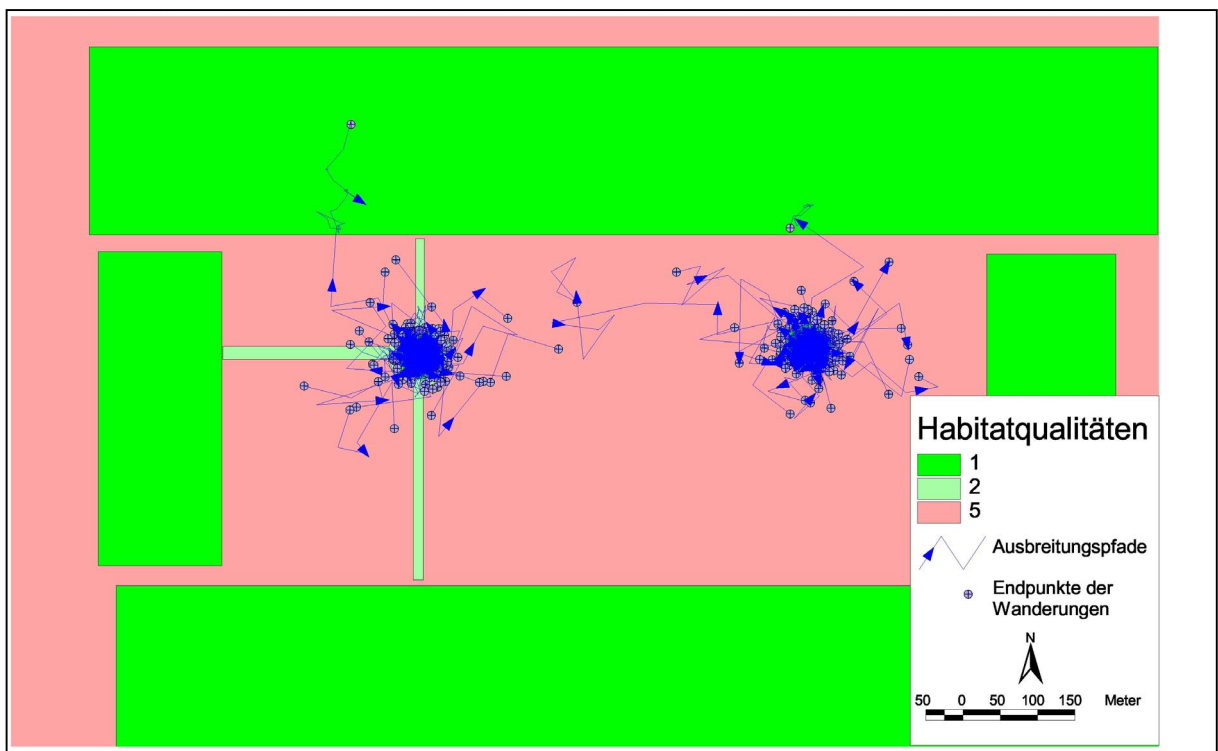


Abb. 40: Ausbreitungspfade und Positionen nach dem Simulationslauf 1 (hohe Übertrittswahrscheinlichkeit) (s. Text)

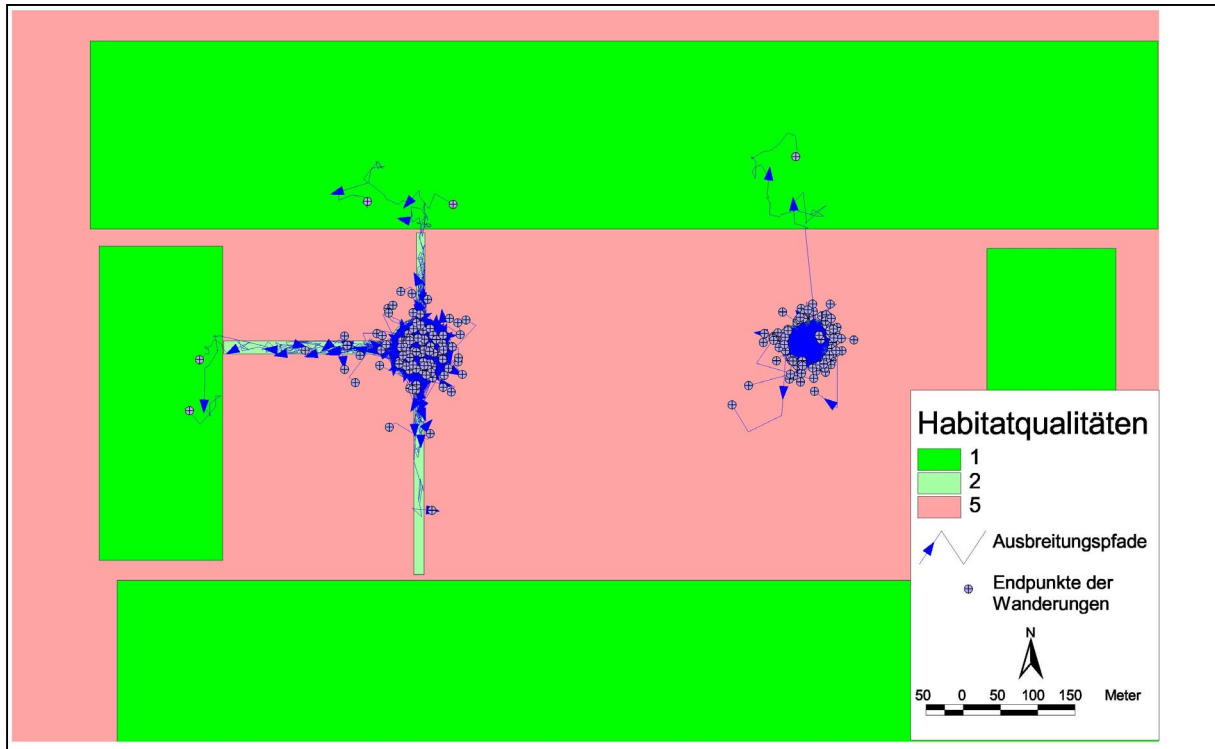


Abb. 41: Ausbreitungspfade und Positionen nach dem Simulationslauf 2 (geringe Übertrittswahrscheinlichkeit) (s. Text)

Für die Praxis läßt sich aus den Ergebnissen der Simulationen ableiten, daß die Anlage von Ausbreitungskorridoren bzw. Grünbrücken als Sonderform, für Tierarten mit den oben beschriebenen kognitiven Fähigkeiten nur dann sinnvoll ist, wenn die Übertrittswahrscheinlichkeiten (empirisch zu ermitteln) in das Habitat schlechterer Qualität so gering sind, daß die Korridore auch benutzt werden. Die hier entwickelte Applikation ermöglicht es, bei bekannten Übertrittswahrscheinlichkeiten die Effektivität von Korridoren zu testen und mit Hilfe der Ergebnisse der Simulation bei der Umsetzung in die Praxis, den Verlauf und die Ausstattung der Korridore zu optimieren.

9 Praxistest

Im folgenden Praxistest wurde die Applikation zur Modellierung der Raumnutzung von Invertebraten, an einem konkreten Beispiel aus der Planung getestet. Im Detail wurde die Wirksamkeit von Grünbrücken auf die räumliche Verbindung von Teilpopulationen überprüft. Diese wurden zuvor durch einen Autobahnbau (Barriere) voneinander getrennt.

9.1 Untersuchungsgebiet und Simulationen

Das Untersuchungsgebiet der Simulationsläufe und Szenarienanalysen erstreckt sich entlang der geplanten BAB A 143 (Westumfahrung Halle; VKE 4223) und erstreckt sich somit vom Land Sachsen-Anhalt als FFH-Gebiet vorgeschlagenen Naturschutzgebiet (NSG) „Porphyrlandschaft bei Grimitz“ über das ebenfalls als FFH-Gebiet vorgeschlagenen Naturschutzgebiet (NSG) „Porphyrlandschaft bei Brachwitz“. Die Naturausstattung auf Porphyr besteht aus zahlreichen gut ausgebildeten Trockenbiotopen (s. Vegetationskarte im Kartenanhang).

Das Gebiet „Hallesche Porphyrlandschaft“ liegt im Mitteldeutschen Schwarzerdegebiet, genauer im Östlichen Harzvorland und wird von der Saale durchflossen. Es gehört zur mitteldeutschen Bördelandschaft. Charakteristisch für das Landschaftsbild sind mehr als 200 Porphyrkuppen, die meist nur wenige Meter aus den umgebenden Acker- oder Brachflächen herausragen (s. Abb. 42). Die Mehrzahl der Kuppen ist in einem Band angeordnet, das vom Naturschutzgebiet ausgehend nach Südosten verläuft (KUHNS 1997). Die Landschaft liegt am Übergang des östlichen Harzvorlandes zur Bernburger Ebene und zur Merseburger Platte. Die Geländehöhen liegen bei 80 - 160 m. ü. NN.

Der geologische Grundaufbau wird vom Halleschen Vulkanitgebiet bestimmt. Südlich von Grimitz setzt die bisweilen mächtige Bedeckung des Porphykomplexes mit tertiären und pleistozänen Lockersedimenten (Ton, Feinsand, Geschiebemergel, Löß) ein, die noch stellenweise vom Porphyr durchragt wird (RECK 1999). Die Entstehung der Porphyrkuppen ist auch auf verstärkte, landwirtschaftlich bedingte Erosionsprozesse zurückzuführen. So tritt speziell in den Hanglagen das porphyrische Untergrundgestein hervor, während die Plateaulagen teilweise von tiefgründigen Schwarzerdeböden bedeckt sind (KUHNS 1997). Der gesamte Raum ist walddarm, nur an den Hängen erhielten sich Reste naturnaher Wälder. Aufforstungen mit gebietsfremden Arten (Schwarzkiefer, Robinie) bedecken oft Kuppen oder Hanglagen (RECK 1999).

Ökologische Bedeutung kommt diesen Porphyrkuppen als Trittsteinbiotopen in einer ansonsten eher von Agrarflächen dominierten Landschaft zu. Dominante Vegetationstypen sind hier Trockenrasen und Heiden (siehe Vegetationskarte). Nicht zuletzt deshalb erscheint dieses Gebiet besonders geeignet, um Simulationen zur Ausbreitung von Tierarten über Trittsteinbiotope durchzuführen.



Abbildung 42: Habitatinseln im Gebiet Lüneberge (Foto: H. SCHÖPKE in WALLASCHEK 1996)

Die Geländehöhen des zum Zentralteil der mitteldeutschen Bördelandschaft gehörenden Untersuchungsgebietes liegen bei 80 – 160 m. ü. NN.

Aufgrund der Lage in Lee des Harzes und den vorherrschenden Westwinden ist das Mitteldeutsche Schwarzerdegebiet für deutsche Verhältnisse ausgesprochen arid. Bei Halle fallen beispielsweise im langjährigen Mittel nur ca. 450-500 mm Regen. Dabei häufen sich die Niederschläge im Winterhalbjahr (20-30 mm/Monat). Im Juli kommt es zu Gewitterregen zwischen langen Trockenperioden (Sommermittel: 55-70 mm/Monat). Die mittleren jährlichen Temperaturen liegen bei 8,4° - 9,9° C. Es dominieren trockene, warme Sommer (Julimittel: 18° C) und milde Winter (Januarmittel: 0°C) (nach KUHN 1997).

Wie schon oben erwähnt, wurde die Applikation zur Simulation des Wanderverhaltens von flugunfähigen Heuschrecken am Beispiel der geplanten BAB A 143 (Westumfahrung Halle) getestet (Abb. 43). Die Abb. 44 zeigt die Verbreitung des Kleinen Heidegrashüpfer (*S. stigmaticus*) im Untersuchungsgebiet (nach WALLASCHEK 1997)

Bei den durchgeführten Simulationsläufen wurden jeweils 1800 Tiere in verschiedenen „Patches“ nördlich und südlich der geplanten Trasse ausgesetzt (s. Abb. 48). Die Simulationsläufe testeten die Ausbreitung unter Berücksichtigung des geplanten Verlaufes der A 143, mit kleiner Grünbrücke (s. Abb 45).

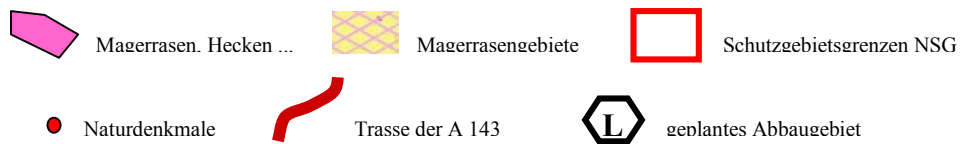
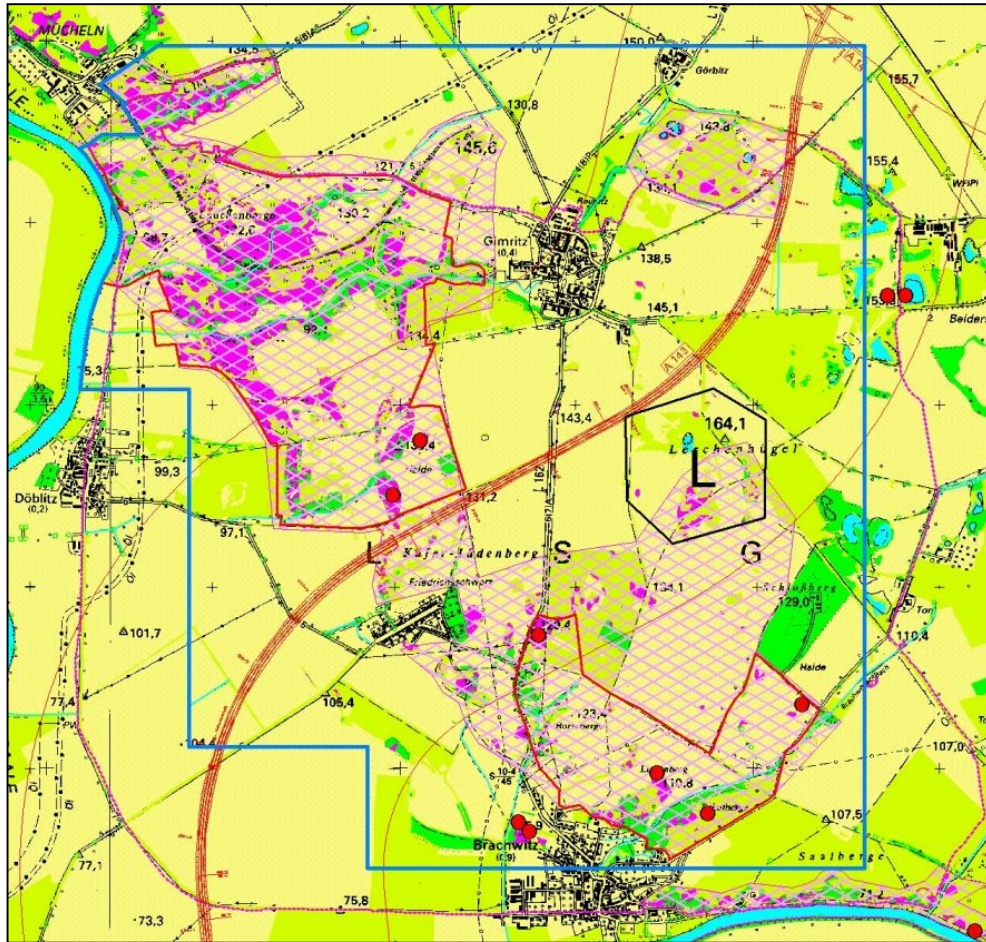


Abb. 43: Trockenstandorte nordwestlich von Halle und die Trasse der geplanten A 143

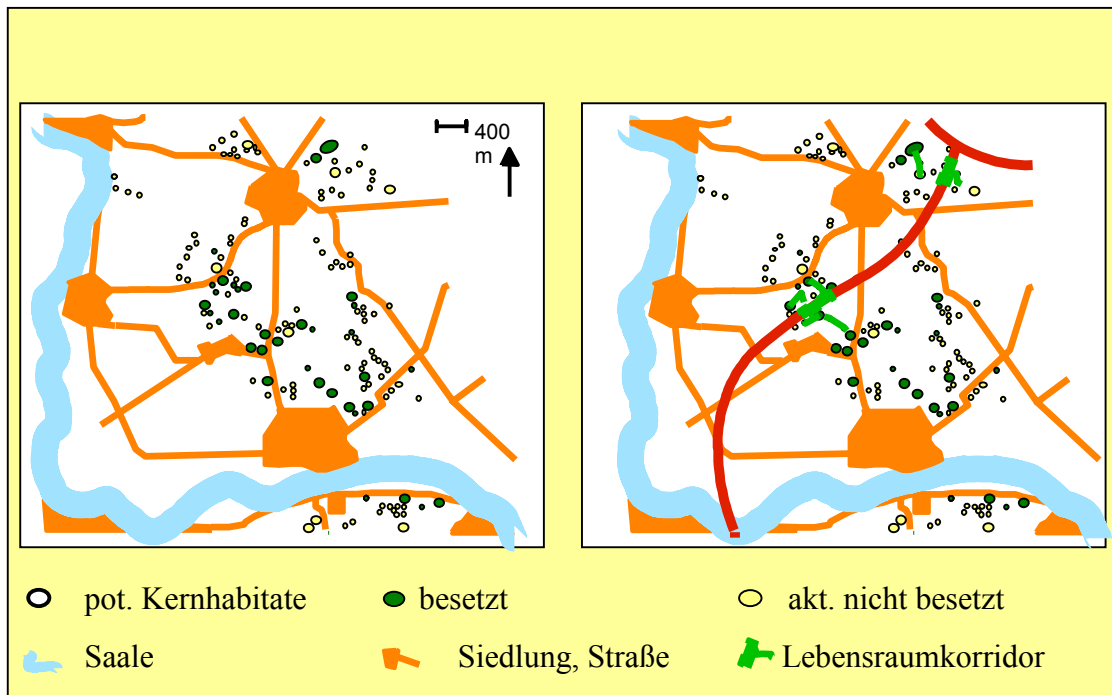


Abb. 44: Verbreitung des Kleinen Heidegrashüpfer (*S. stigmaticus*) im Untersuchungsgebiet

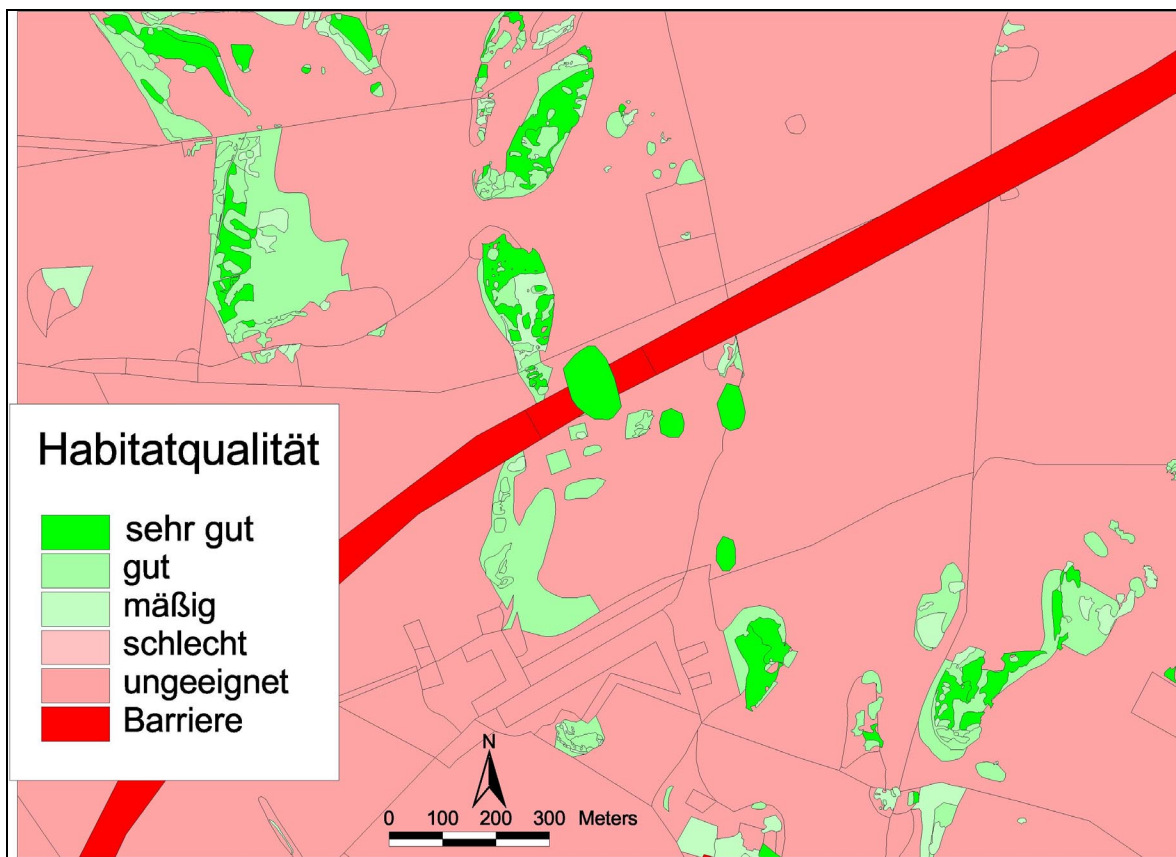


Abb. 45: Habitatqualitäten für *Stenobothrus stigmaticus* im Untersuchungsgebiet

Die Abbildung 46 zeigt beispielhaft den simulierten Ausbreitungspfad für ein zufällig ausgewähltes Tier aus einer Grundgesamtheit von 1800 ausgesetzten Individuen. Die Verteilung der ausgesetzten Tiere wurde „gleichverteilt“ gewählt, mit einem Mindestabstand von 1 m zur Habitatgrenze (s. Kap. 7.1).

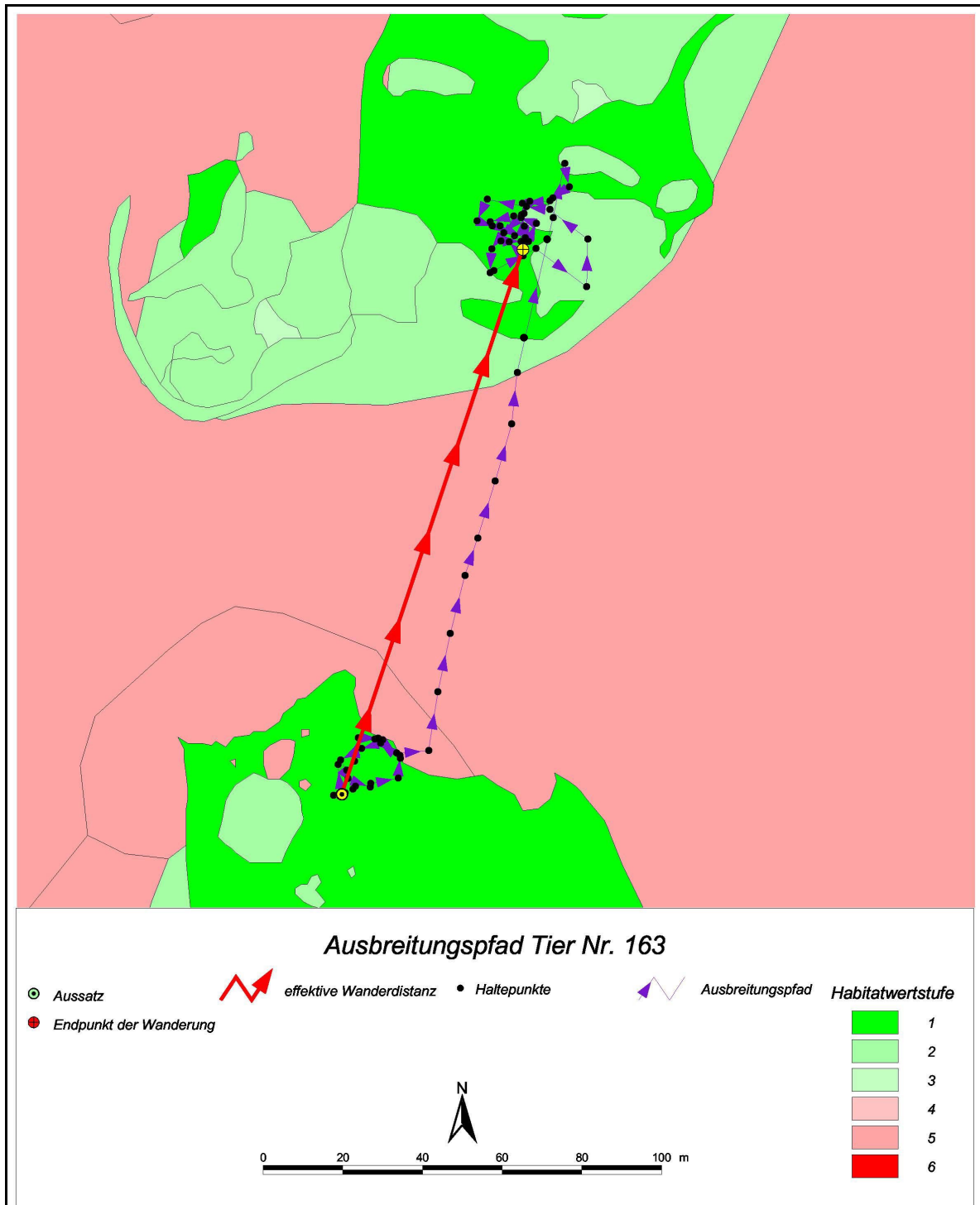


Abb. 46: Ausbreitungspfad, Tagesschrittlängen und Aktionsdistanz des simulierten Tieres Nr. 163

Wie schon erwähnt wurden im Praxistest nördlich bzw. südlich der geplanten Autobahntrasse insgesamt 1800 Tiere in 5 verschiedenen Patches ausgesetzt. Der Besatz der einzelnen Patches orientierte sich dabei an der Kapazitätsgrenze (k) für die jeweiligen Flächengrößen. Die Abbildungen 48 und 49 (DIN A3, nächste Seiten) zeigen Aussetzungspatches, Wanderstrecken sowie die Endpunkte der Ausbreitung. In der Simulation wurden zum einen die oben genannten Verteilungsfunktionen für die unterschiedlichen Habitategrenzklassen verwendet (s. Abb. 9 - 14), zum anderen wurde mit den ebenfalls oben beschriebenen modifizierten Mortalitätsraten und Übertrittswahrscheinlichkeiten gerechnet (s. Tabelle 6 u. 8). Die nachfolgenden Abbildungen zeigen das Ergebnis der Analyse der Ausbreitungssimulation. Im Ergebnis zeigt sich zudem die Bedeutung der zu installierenden Grünbrücke für die Konnektivität der nördlich und südlich der Autobahn liegenden Teilpopulationen.

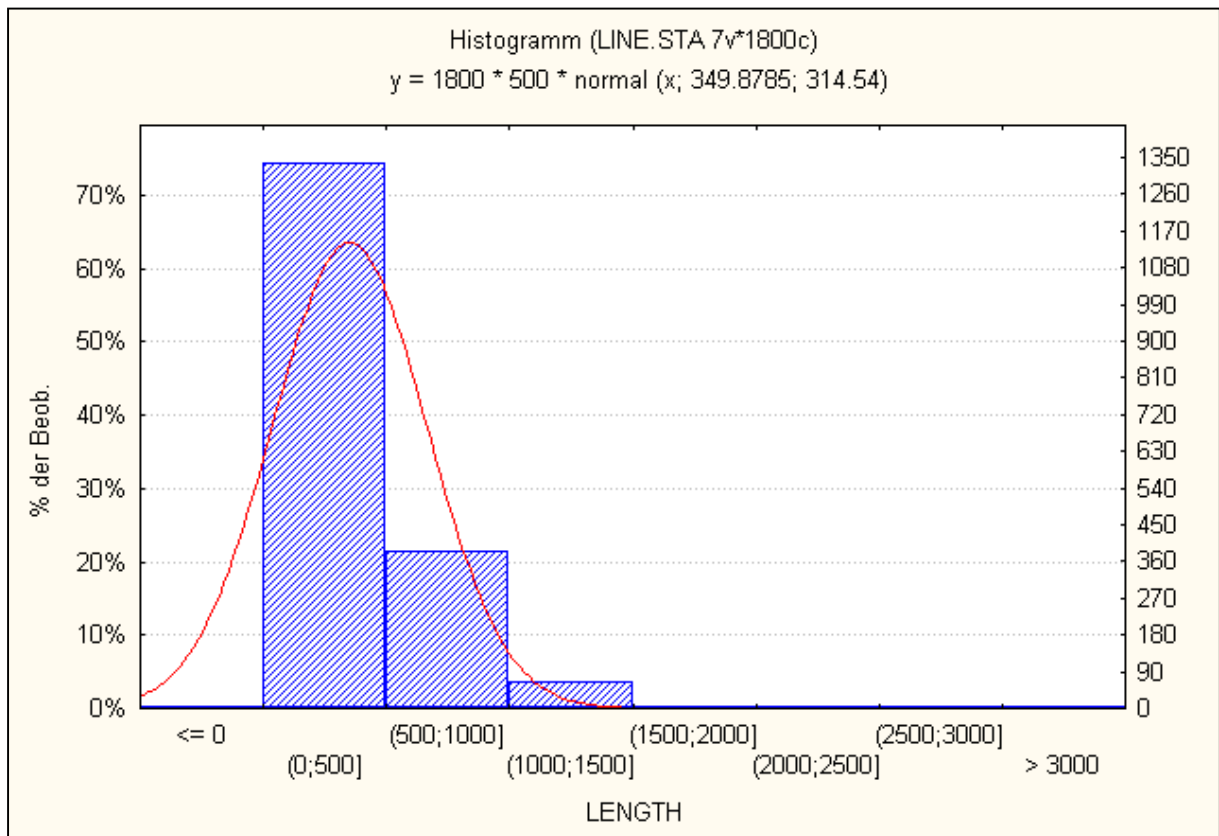


Abb. 47: Verteilung der erreichten Aktionsdistanzen der 1800 simulierten Individuen

Ausbreitungssimulation (Ausgangssituation)

Aussatz Tier Nr.

- △ 1 - 1000
- 1001 - 1100
- 1101 - 1180
- ⊙ 1181 - 1500
- 1501 - 1700
- ☆ 1700 - 1800

Habitatwertstufen

- 1
- 2
- 3
- 4
- 5
- 6

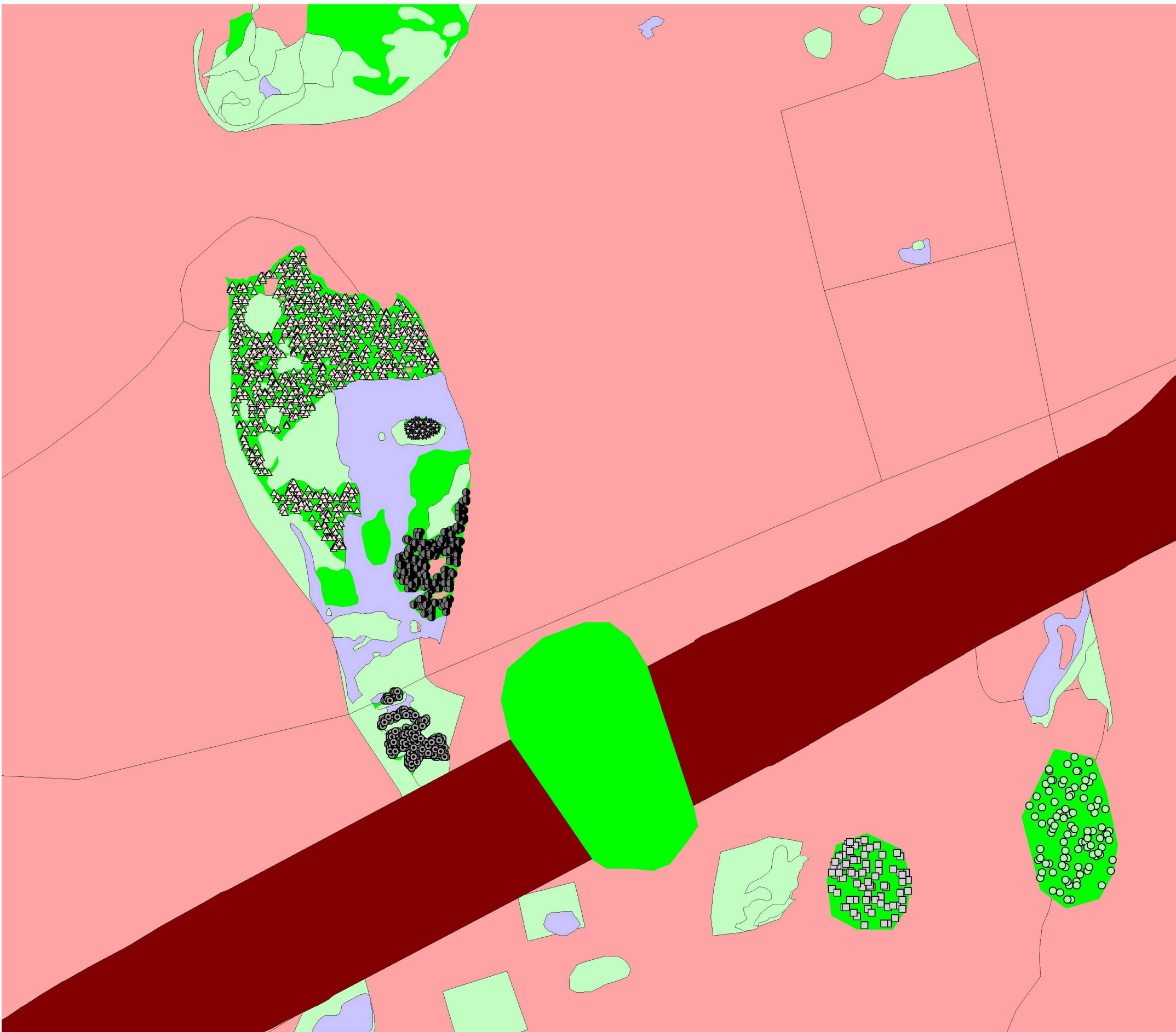
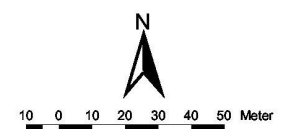
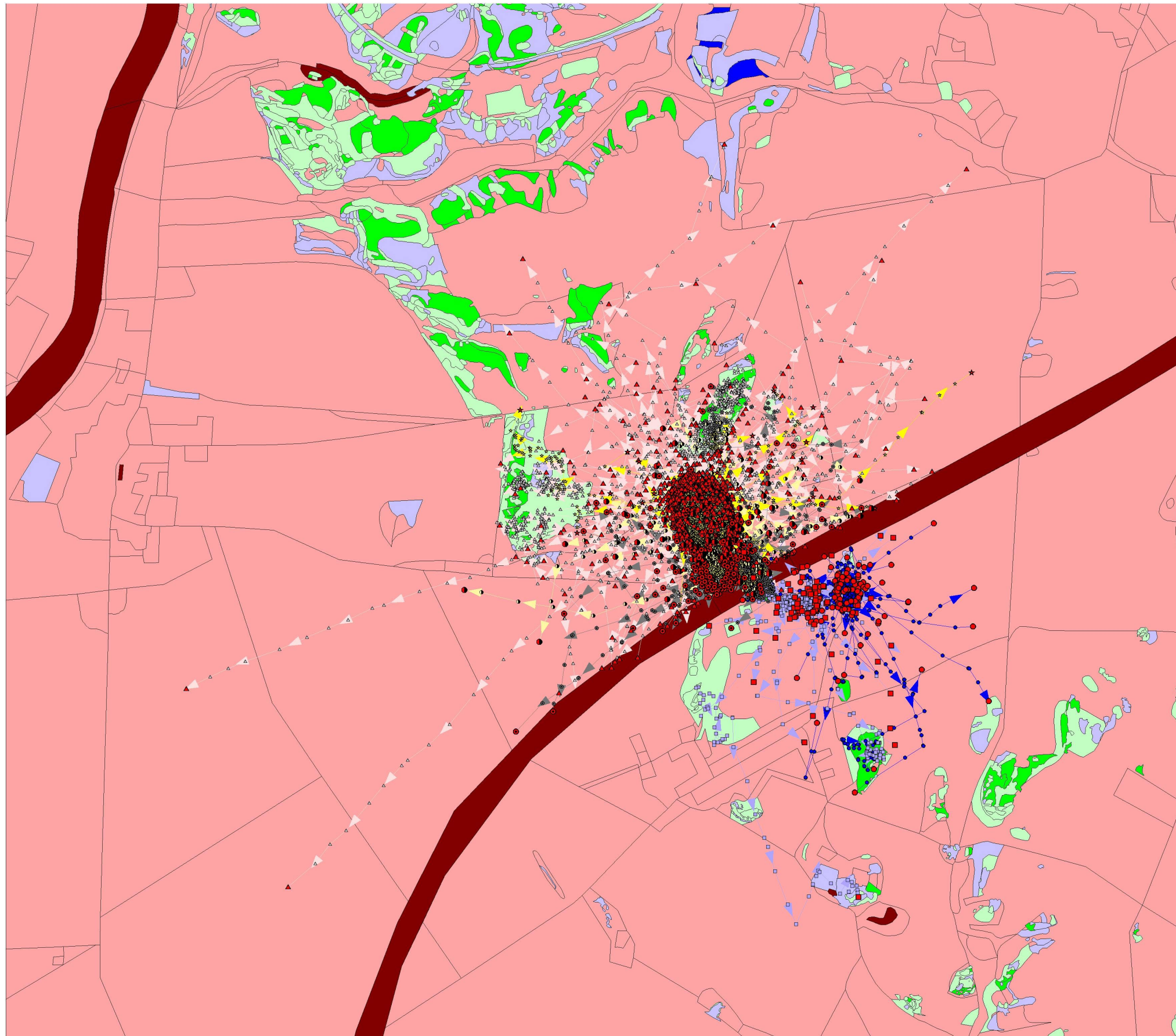


Abbildung 48: Aussetzungsorte (Praxistest)

Ausbreitungssimulation



Aussatz Tier Nr.

- △ 1 - 1000
- 1001 - 1100
- 1101 - 1180
- ⊙ 1181 - 1500
- 1501 - 1700
- ★ 1700 - 1800

Fang Tier Nr.

- ▲ 1 - 1000
- 1001 - 1100
- 1101 - 1180
- 1181 - 1500
- 1501 - 1700
- ★ 1700 - 1800

Tagesschritte

- △ 1 - 1000
- 1001 - 1100
- 1101 - 1180
- 1181 - 1500
- 1501 - 1700
- ★ 1700 - 1800

Ausbreitungspfade

- △ 1 - 1000
- ▲ 1001 - 1100
- ▲ 1101 - 1180
- ▲ 1181 - 1500
- ▲ 1501 - 1700
- ▲ 1701 - 1800

Habitatwertstufen

- 1 (Green)
- 2 (Light Green)
- 3 (Light Blue)
- 4 (Blue)
- 5 (Pink)
- 6 (Dark Red)

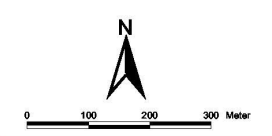


Abbildung 49: Ausbreitungspfade und Wiederfangorte

70 % der Tiere hatten eine Aktionsdistanz bis 500 m, 20 % kamen immerhin noch bis 1000 m, einzelne Tiere erreichten noch größere Wanderdistanzen, die größte erreichte Aktionsdistanz lag bei 2900 m (s. Abb. 47).

Die Abbildung 50 zeigt das Netto-Displacement für die Individuen, also die „Luftlinien“-Entfernung vom Aussatzort zum Endpunkt der Wanderung. 80 % der Tiere kamen hier auf Entfernungen vom Aussatzort bis 200 m. Ein Maß für die fraktale Dimension der Ausbreitung ist die Gradlinigkeit, die sich als Koeffizient aus Netto-Displacement zur Aktionsdistanz ergibt. Die Gradlinigkeit ist eine dimensionslose Zahl zwischen 0 (stark gewundene Ausbreitungspfad) und 1 (gradlinige Ausbreitung). Die Abbildung 51 zeigt die Gradlinigkeit als Scatterplot.

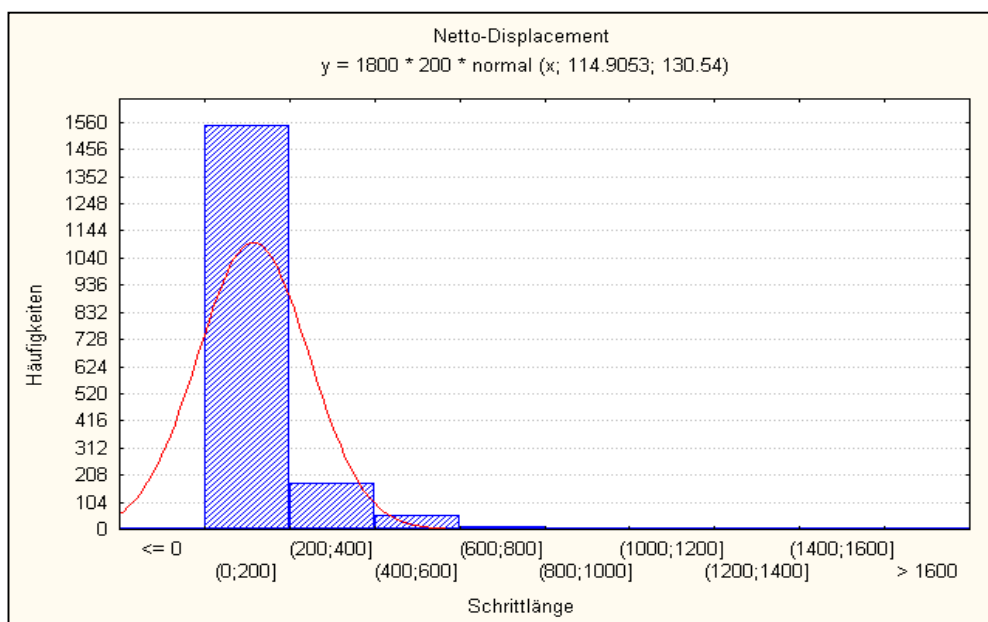


Abb. 50: Netto-Displacement (Praxistest)

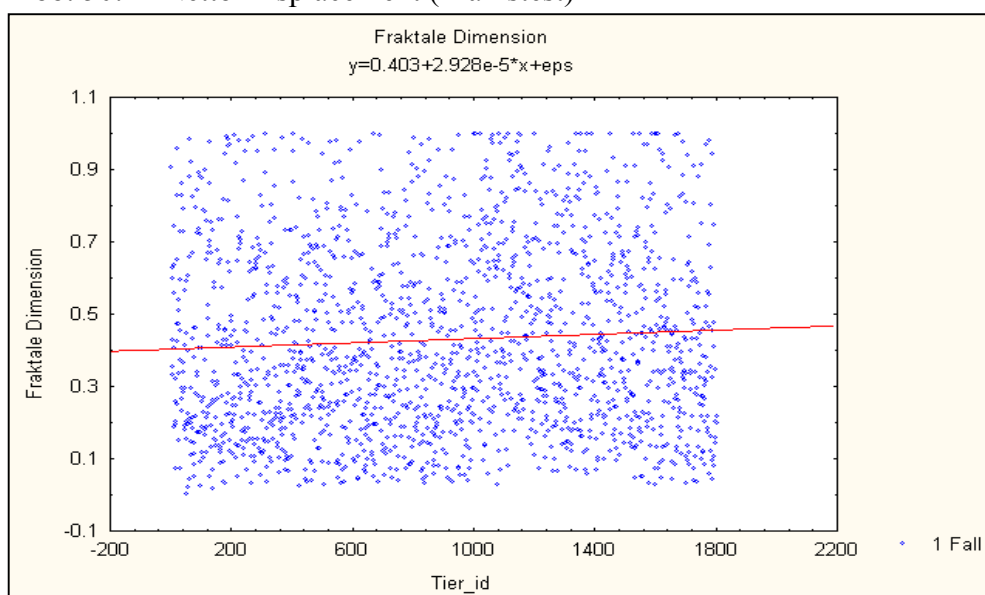
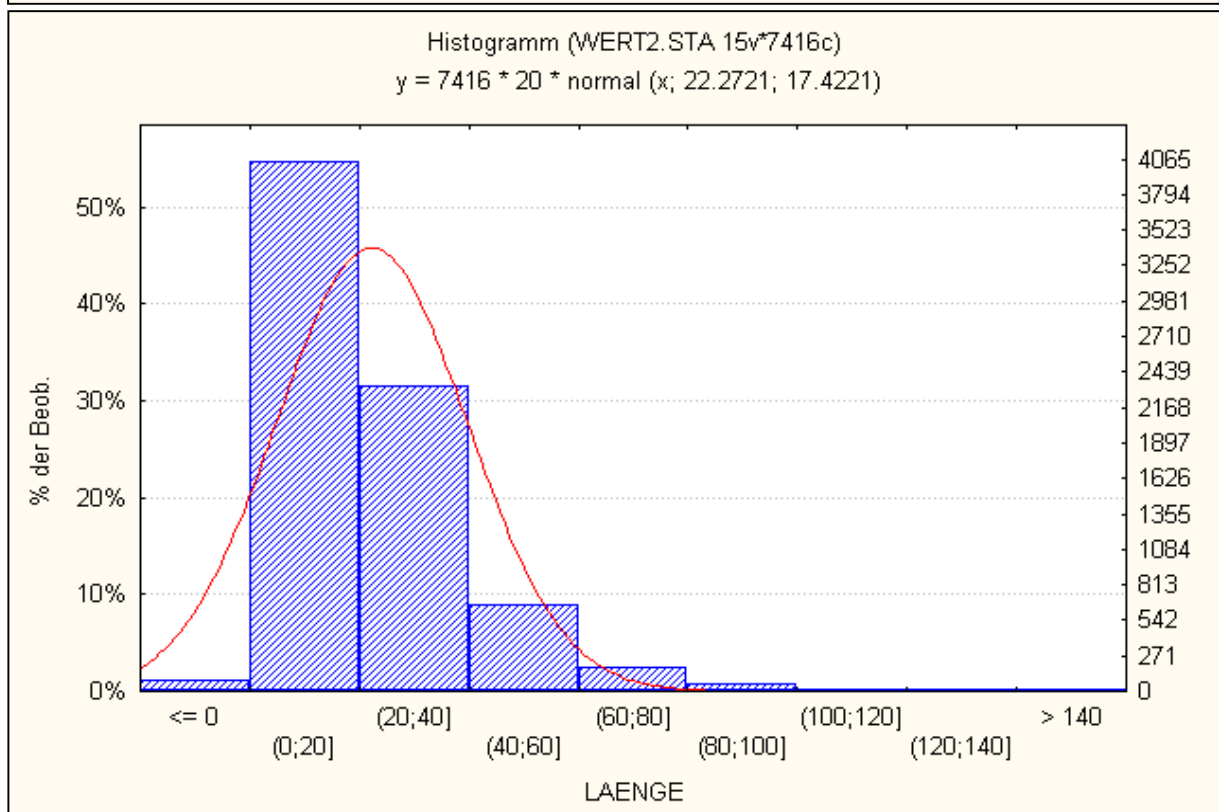
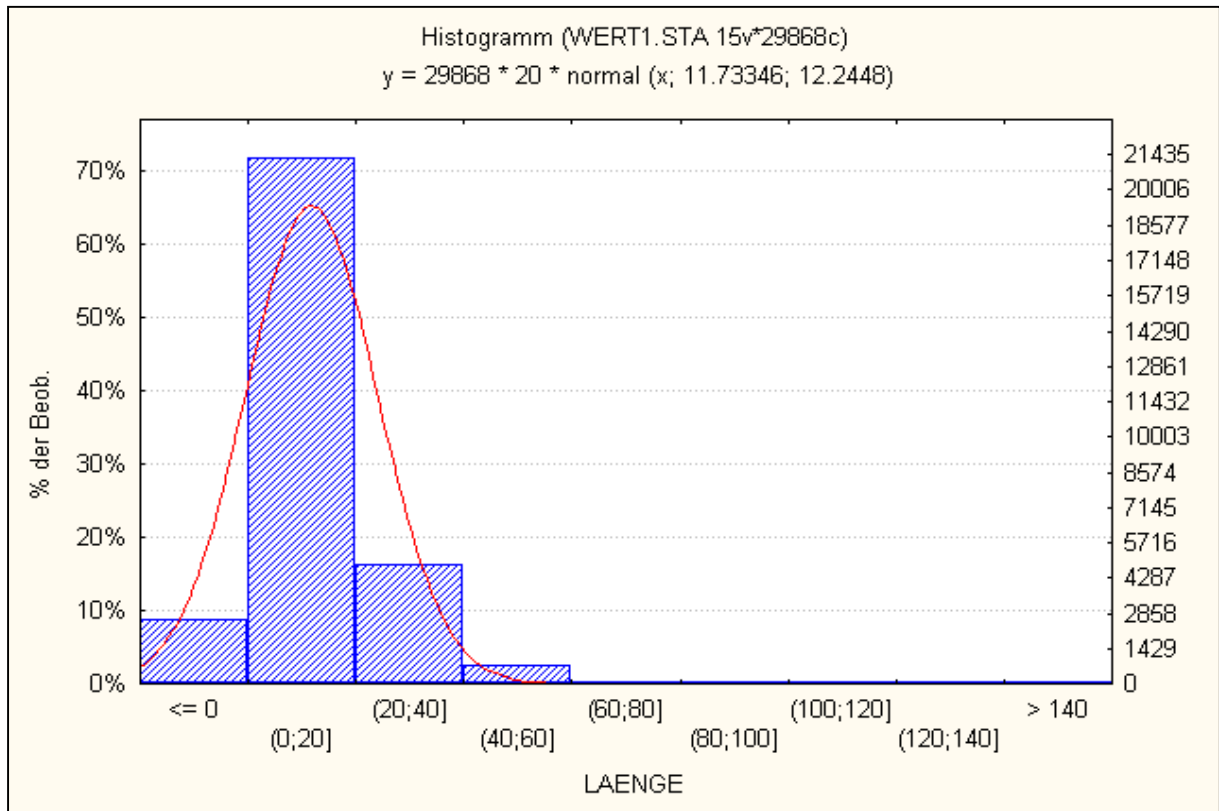


Abb. 51: Gradlinigkeit (Praxistest)

In der weiteren Auswertung wurden die erreichten Schrittlängen in den unterschiedlichen Habitatwertstufen analysiert, diese sind in den folgenden Abbildungen differenziert nach den vorkommenden Habitatwertstufen (1 - 5) dargestellt.



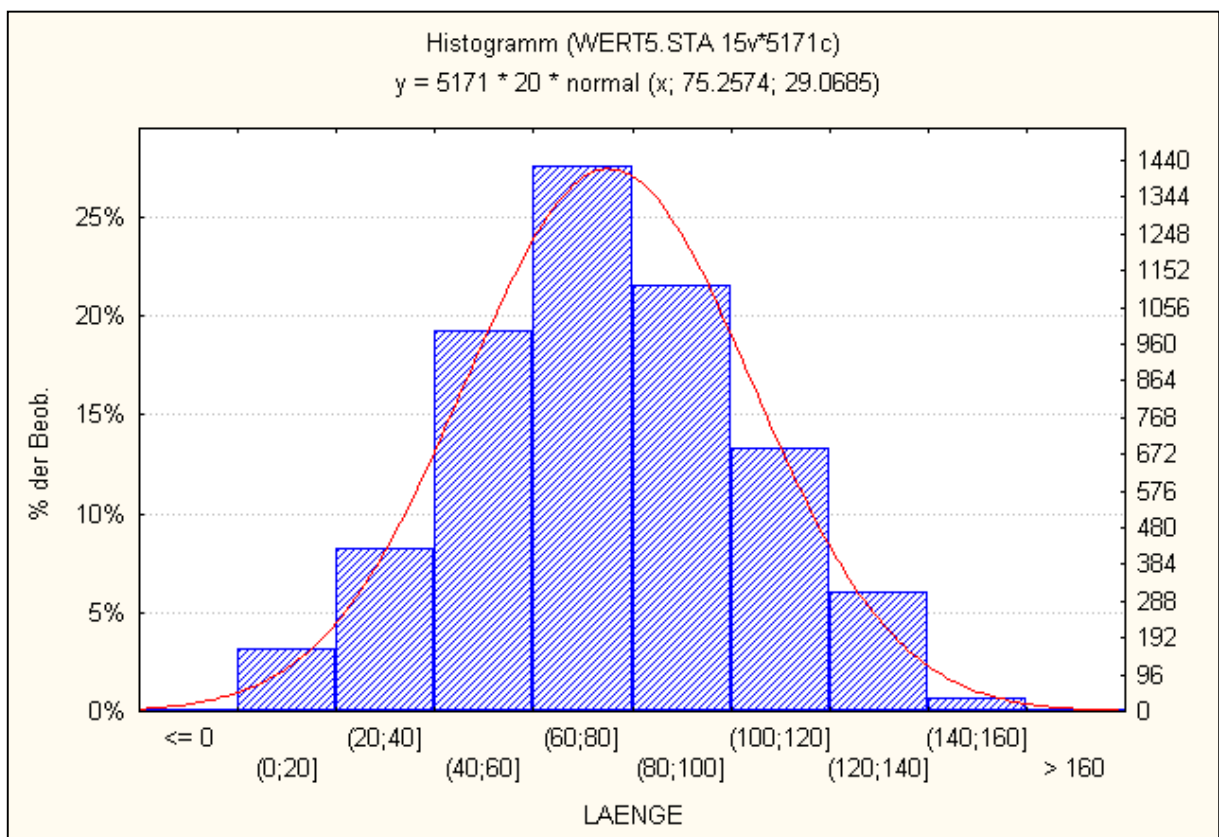
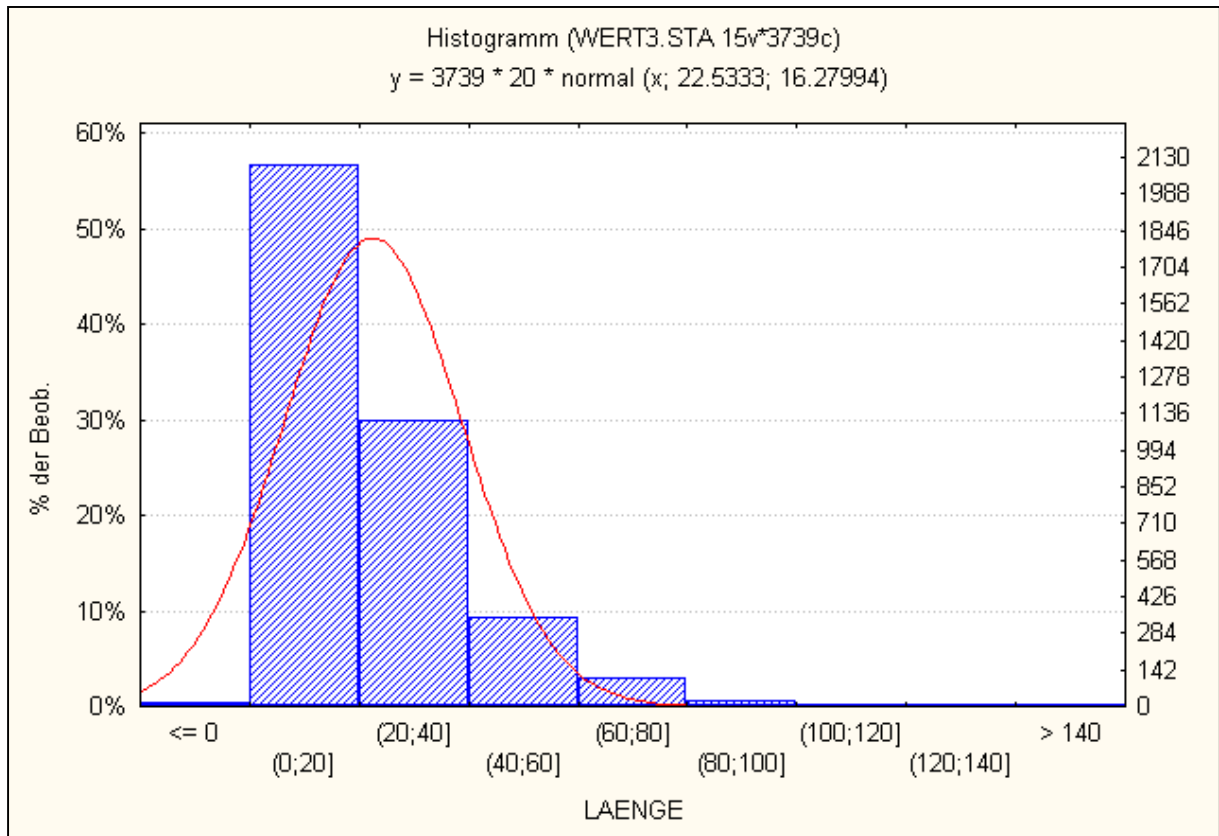


Abb. 52-55: Erreichte Schrittlängen in unterschiedlichen Habitatwertstufen während der Simulation (Praxistest)

Die simulierten Tagesschrittlängen entsprechen erwartungsgemäß den Verteilungskurven aus Kap. 6, Abb. 10 - 14.

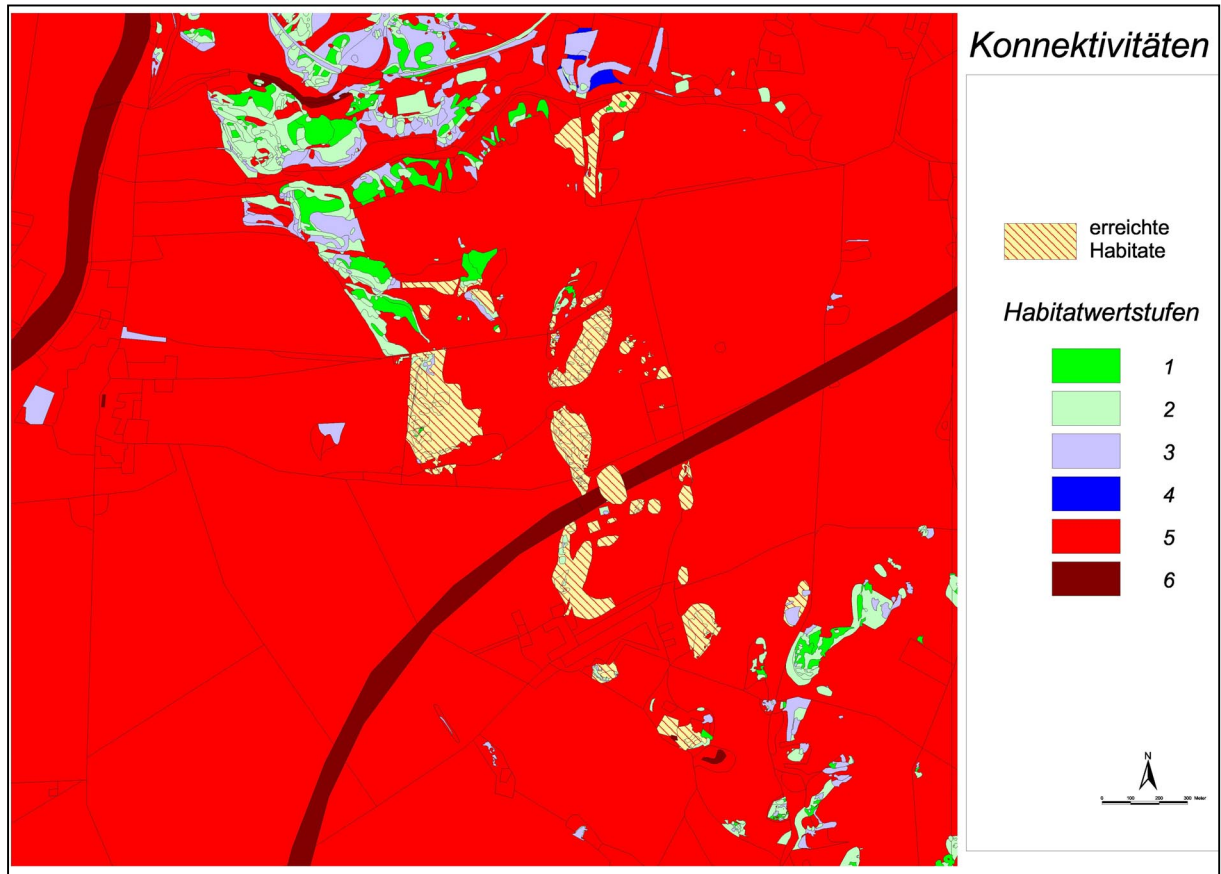


Abb. 56: Karte der während der Simulation erreichten potentiellen Habitate (Praxistest)

Die Abb. 56 zeigt die während der Simulation erreichten potentiellen Habitat-Patches. Die Grünbrücke gewährleistet eine Verbindung der nördlich und südlich der BAB gelegenen Habitat-Patches und der darin lebenden Einzelpopulationen.

10 Ergebnisse

Die oben durchgeführten Simulationen (Szenarien und Praxistest) zeigen in ihrem Ergebnis, daß sich das Ausbreitungsverhalten der hier betrachteten Artengruppen über die Parameter habitatwertbedingte Mortalität, habitatwertabhängige Schrittlänge und habitatwertabhängige Übertrittswahrscheinlichkeit realitätsnah steuern läßt. Die Ergebnisse decken sich in etwa mit den Ergebnissen empirischer Erhebungen. Es sei in diesem Zusammenhang jedoch nochmal darauf hingewiesen, daß es in vielen Bereichen und für zahlreiche Tierarten noch einen erheblichen Bedarf an empirischer Grundlagenforschung gibt. Sowohl im Hinblick auf die

Verteilung von Tagesschrittlängen in verschiedenen Habitatwertstufen, aber auch im Hinblick auf habitatqualitätsabhängige Mortalitätsraten und insbesondere bei den Übertrittswahrscheinlichkeiten zu Habitaten schlechterer Qualität (s. Kap 7) bestehen noch erhebliche Datenlücken. Die empirische Forschung steht hier unter anderem vor dem Problem, daß sich die einzelnen Individuen mit bisherigen Methoden (z.B. Fang-Wiederfang) einfach nicht lange und stetig genug beobachten lassen, um verlässliche Antworten zu den oben genannten Fragestellungen zu finden. Wie oben schon erwähnt, bieten hier modellhafte Simulationen insofern schon einmal den Vorteil, daß jedes Tier zu jedem Zeitpunkt seiner Ausbreitungsbewegungen genau lokalisiert werden kann. Die Ergebnisse bezüglich der Konnektivität der einzelnen Habitatpatches im Praxistest decken sich zudem in der hier entwickelten Simulation weitgehend mit den Ergebnissen anderer Programme (z.B. RAMAS[©] (zit. in RASSMUS, J. et al 2002)). Zusätzlich werden aber die Wirkungen von kleinstrukturierten Leitlinien der Ausbreitung (z.B. Ausbreitungskorridore) besser berücksichtigt, als in reinen Entfernungsmodellen. Auf die Implementation von sogenannten „Fernausbreitungs-Ereignissen“ (z.B. durch Transport) wurde hier aufgrund schlechter Datengrundlagen verzichtet. Es soll jedoch nicht unerwähnt bleiben, daß auch solche (seltenen) Ereignisse, durch den modularen Aufbau des Simulationsprogrammes bei entsprechender Datengrundlage, leicht in die Applikation implementiert werden könnten.

Die hier verwendete Methode, bekannte Muster aus Teilbereichen der Ausbreitung (s. Kap. 7) zu einem Gesamtkonzept zusammensetzen, erscheint vielversprechend. In den Simulationsläufen konnte der in der Realität vorgefundene Besatz der Habitatpatches (WALLASCHEK 1997) nachgebildet werden. Die vielfältigen Ursachen der Ausbreitung von Tieren (s. Kap. 4) werden in diesem Modell "ergebnisorientiert" betrachtet. Sie werden über die oben genannten Wahrscheinlichkeiten für Schrittlänge, Übertritt und Mortalität erfasst und können so in der Modellrechnung berücksichtigt werden. Die Zahl der verwendeten Klassen und Verteilungskurven ist dabei variabel und kann individuell angepasst werden.

Der große Vorteil des hier entwickelten und vorgestellten Simulationsprogrammes liegt zweifellos in der Möglichkeit Szenarien (s. Kap. 8) durchzuspielen. Diese können zum einen in unterschiedlichem Ausbreitungsverhalten der betrachteten Individuen variieren und zum anderen den mit Planung beauftragten Personen die Möglichkeit bieten, Auswirkungen von Planungsvarianten „individuenah“ zu testen. Schließlich bietet die Tatsache, daß das Simulationsprogramm als Applikation im Geographischen Informationssystem (ArcVIEW[©]) verwendet und (meistens schon vorhandene) vektorbasierte Biotoptypen-Karten als Grundlage nutzen kann, einen erheblichen praktischen, wie auch zeitlich relevanten Vorteil.

11 Diskussion

Das im Rahmen dieser Arbeit entwickelte Simulationsprogramm CORAWA kombiniert individuenbasierte „random walks“ mit „directed walks“ auf digitalen Habitatauswertungskarten, die im Datei-Format ArcVIEW[®]-Shape bzw. ArcINFO[®]-Coverage vorliegen können. Das Ausbreitungsverhalten der Tiere wird im wesentlichen durch die Parameter „Mortalitätswahrscheinlichkeiten“, "(Tages-) Schrittlängen" und „Übertrittswahrscheinlichkeiten“ in Abhängigkeit von Habitatqualitäten gesteuert. Die Eingabe dieser Variablen über Matrizes (s.o.) ermöglicht eine Anpassung an unterschiedliche Artcharakteristiken. Simulationen mit unterschiedlichen Übertrittswahrscheinlichkeiten und Mortalitätsraten zeigen, daß sich mit den Veränderungen der Parameter sowohl die erreichten Aktionsdistanzen, als auch die Erfolge der Dispersionen bzw. Disseminationen ausreichend steuern lassen. Die Kalibrierung der Variablen erfolgt dabei auf Grundlage empirischer Untersuchungen, d.h. die Änderungen müssen anhand von Testläufen mit den in der Realität beobachteten Bewegungs- und Ausbreitungsmustern überprüft und sorgfältig eingestellt werden. Das hier auf der empirischen Seite für viele Tierarten noch erheblicher Forschungsbedarf besteht, sei an dieser Stelle nochmals ausdrücklich erwähnt. Es bietet sich jedoch mit diesem Programm die Möglichkeit, das Ausbreitungsverhalten, beispielsweise entlang von Ausbreitungskorridoren realitätsnäher zu simulieren, als dies beispielsweise bei der Verwendung von reinen Entfernungsmodellen der Fall ist. Die Tatsache, daß Habitatauswertungskarten im Vektorformat verwendet werden können und daß das Programm unter der Benutzeroberfläche von ArcVIEW[®], als Standard-GIS angewendet werden kann, ermöglicht es den mit der Planung beauftragten Anwendern, die im Rahmen des Planungsprozesses sowieso zu erstellenden Biotoptypen-Karten direkt zu verwenden und lediglich (auch automatisiert) in Habitatauswertungskarten umzuformen (Habitatauswertungsklassen). Informationsverluste, die durch die Umformung von Vektor- in Rasterkarten normalerweise auftreten (in Abhängigkeit von der gewählten Rasterweite), entfallen hier.

Prinzipiell stellt sich die Frage, ob die hier verwendete Anzahl der Steuerungsparameter ausreichend für eine realitätsnahe Simulation des Ausbreitungsverhaltens von Tieren, der oben genannten Artengruppen ist. Die Ergebnisse der im Rahmen dieser Arbeit durchgeführten Simulationsläufe zeigen, daß sich mit den oben genannten Parametern, zumindest ein Grundgerüst bilden läßt, das über die Ausbreitungssimulation „naturnahe“, d.h. empirisch belegbare, Ergebnisse erzeugen kann. Eine Implementierung weiterer Erkenntnisse empirischer Forschung kann dann, bei Vorlage ausreichender quantitativer Daten aus empirischen Untersuchungen, über die Programmierung und Implementierung weiterer Programmmodule erfolgen. So sind in dem hier vorgestellten Programm sogenannte „Fernausbreitungsereignisse“

sowie Effekte zoochorer Ausbreitung bisher noch nicht implementiert. Es ist aber wie oben schon erwähnt bekannt, daß es bei vielen Habitatspezialisten zu einem Transport durch große Generalisten (z.B. im Fell von Schafen) und zu einer Verfrachtung der Tiere über weite Strecken und auch über eigentliche Barrieren der Ausbreitung und ungeeignete Habitate hinweg kommen kann. Dieser Parameter ist momentan jedoch noch nicht quantifizierbar. Eine Implementierung dieser Ereignisse war deshalb im Rahmen dieser Arbeit nicht möglich. Gleiches gilt für andere Fragestellungen, beispielsweise für die unterschiedlichen Ausbreitungsverhalten von „Wanderern“ und „Sitzenbleibern“ (s.o.) innerhalb von Arten. Eine Berücksichtigung dieses Phänomens kann beispielsweise im Programm durch die Verwendung mehrdimensionaler Eingabematrizes erfolgen. Auch hier besteht noch erheblicher empirischer Forschungsbedarf. Eine Implementierung war hier ebenfalls aufgrund fehlender empirischer Datengrundlagen nicht möglich. Die im Simulationsprogramm angenommene strenge Trennung von „direct movements“ vs. „random walks“ in Abhängigkeit von der Habitatqualität bedarf ebenfalls einer Überprüfung im empirischen Feldversuch. So ist es beispielsweise denkbar, daß „Wanderer“ innerhalb der Arten auch in Habitaten mit günstiger Lebensraumqualität vermehrt „direct walks“ durchführen. Untersuchungen zu diesem Phänomen könnten die realitätsnähe der hier vorgestellten Ausbreitungssimulation noch erhöhen. Feldversuche zu diesem Themenbereich sind in Planung. Insgesamt zeigt sich, daß durch die Anwendung der Simulation Fragen aufgeworfen werden, die sich bislang dem Blickfeld der empirischen Forschung zum individuellen Ausbreitungsverhalten von Tierarten entzogen haben, die aber dem allgemeinen Verständnis von „dispersal“ überaus dienlich sein würden. Beispielsweise zeigt der in Kap. 8.4 durchgeführte Versuch zur Akzeptanz von Korridoren, daß offensichtlich die habitatabhängige Übertrittswahrscheinlichkeit von essentieller Bedeutung ist. Somit liegt hier auch eine weitere Stärke der hier entwickelten Applikation, nämlich neue Fragestellungen aufzuwerfen, die wichtiger Bestandteil zukünftiger empirischer Forschung sein können. Die Ergebnisse solcher grundlegenden Feldforschungen können dann in das Programm zurückfließen und hier zu einen die Realitätsnähe der Anwendung erhöhen, zum anderen können weitere Fragestellungen in einer Art „Dominoeffekt“ aufgeworfen werden, die dann wieder Bestandteil empirischer Untersuchungen zur Entwicklung neuer Programm-Module im Modell führen. Im Vergleich mit den Ergebnissen von Modellen zur Populationsdynamik (z.B. RAMAS GIS), das die Ausbreitung bzw. die Wanderbewegungen auf ein Entfernungsmodell reduziert, ist es mit dem hier vorgestellten Simulationsprogramm möglich attraktive Leitlinien, Grenzeffekte und habitatspezifische Bewegungsmuster zu modellieren. Bekanntermaßen beeinflussen diese Faktoren das Ausbreitungsverhalten von Tieren stark. Damit ist eine Ver-

besserung der Wiederbesiedlungsprognosen in zweierlei Hinsicht erreicht. Zum einen kann eine realitätsnähere Ableitung von Überlebenswahrscheinlichkeiten erfolgen, zum anderen könne Effekte der Zerschneidung sowie die Effekte eines Biotopverbundes genauer quantifiziert werden.

12 Zusammenfassung

Mit der Erkenntnis, daß die räumliche Heterogenität in zunehmend fragmentierten Landschaften auch bedingt ist durch abiotische Inhomogenität oder aber die Interaktionen der Arten, ist der Prozeß der Ausbreitung in das Zentrum theoretischer und empirischer Forschung gerückt. Die heutige relativ kostengünstige Verfügbarkeit von Geographischen Informationssystemen erlaubt es der breiten Anwenderschaft, räumliche Phänomene der Ökologie zu analysieren. Besondere Bedeutung haben Geographische Informationssysteme in der Erstellung von Habitateignungsmodellen erlangt. Diese formalisieren die Beziehung zwischen flächenbezogenen Umweltparametern und dem Vorkommen bzw. der Dichte von Tierarten. Die Geographischen Informationssysteme dienen dabei als Schnittstelle zwischen digitalen raumbezogenen Daten und externen Modellen. Dabei kommen zunehmend auch patch- und landschaftsbeschreibende Indizes zum Einsatz. Die Anwendung durch die Nutzer beschränkt sich in den quantitativen Aussagen heute jedoch (noch) weitgehend auf die Parameter Fläche und Entfernung zwischen einzelnen Patches. Das Lebensraumpotential von Landschaften wird im wesentlichen durch die Parameter Habitatqualität, Flächengröße und Isolation bestimmt. Die Implementierung von ökologischen „Grundregeln“ steht erst am Anfang der Entwicklung. Im Hinblick auf den Schutz bestimmter Arten ist die Landschaft jedoch nicht anthropozentrisch, sondern vielmehr organismusabhängig zu begreifen, d.h. die Organismen werden sich je nach Beschaffenheit der Matrix in unterschiedlichen Richtungen und mit unterschiedlichen Geschwindigkeiten fortbewegen. Durch die Migration können neue Habitatflächen besiedelt, bzw. erloschene lokale Populationen durch zuwandernde Tiere neu entstehen, bzw. erlöschende Populationen „gerettet“ werden (rescue-effect, Metapopulationstheorie). Die Mobilität der Tiere spielt also eine entscheidende Rolle.

Eine Grobgliederung von Habitatmodellen kann beispielsweise in den Klassen Expertensysteme, statistische (populationsökologische) Modelle, dynamische (populationsökologische) Modelle, Raumwiderstandsansätze und Isolations- Habitatmodelle erfolgen.

Das im Rahmen dieser Arbeit entwickelte Modell simuliert individuenbasierte Raumnutzungen und Ausbreitungen von flugunfähigen Invertebraten (Heuschrecken) auf digitalen Habi-

tateignungskarten und ist als Applikation in ein Geographisches Informationssystem implementiert (ArcVIEW[®]). Die Ausbreitungsbewegungen dieser Artengruppen lassen sich mit heutigen empirischen Methoden (z.B. Fang- Wiederfang, harmonic radar) nur bedingt (d.h. in Teilbereichen) verfolgen. Insbesondere über tatsächlich zurückgelegte Strecken und das Verhalten der Tiere im Zeitraum zwischen Aussatz und Wiederfang lassen sich meist keine Aussagen machen. Das hier entwickelte Simulationsprogramm verwendet Erkenntnisse aus Untersuchungen von Teilbereichen der Ausbreitung als Programm-Module und setzt diese zu einem Gesamtkonzept zusammen. Es kombiniert Zufallsbewegungen („random walks“) mit zielgerichteten Laufmustern („direct movement“) unter Verwendung der Variablen habitatabhängige Schrittlängen, habitatabhängige Richtungswinkel, habitatabhängige Mortalitätsraten sowie habitatabhängige Übertrittswahrscheinlichkeiten in Habitatpatches besser/schlechterer Lebensraumqualität. Dabei werden die habitatabhängigen (Tages-) Schrittlängen aus empirisch zu ermittelnden Verteilungskurven über einen Zufallsgenerator gezogen. Die Mortalitätsraten in Habitaten unterschiedlicher Qualität sind ebenfalls aus empirischen Untersuchungen abgeleitet. Gleiches gilt für die Übertrittswahrscheinlichkeiten. Da die Datengrundlagen in einigen Bereichen sehr dürftig sind, d.h. nicht für alle Habitateignungsklassen lagen ausreichende Daten vor, mußten einige Werte abgeschätzt werden. Das Programm nutzt also bekannte Muster der Ausbreitung und setzt diese modellhaft zusammen. Durch den modularen Aufbau des Gesamtprogrammes können Erkenntnisgewinne über Teile der Ausbreitung leicht in die Applikation integriert werden. Insgesamt ergibt sich durch das modellhafte Zusammensetzen bekannter Muster ein Erkenntnisgewinn. Darüber hinaus weist das Programm im Gegensatz zu heute vielfach verwendeten reinen Entfernungsmodellen den Vorteil auf, daß beispielsweise das Verhalten in Ausbreitungskorridoren oder auch die Bewegungen innerhalb von Habitaten bestimmter Lebensraumqualitäten realitätsnäher dargestellt bzw. simuliert werden können. Es lassen sich beispielsweise die Wirkungen von Korridoren oder Grünbrücken als Szenarien für unterschiedliche Mortalitätsraten, Übertrittswahrscheinlichkeiten und Schrittlängen, bei unterschiedlicher Gestaltung oder für verschiedene Formen durchspielen und bieten so den mit der Planung betrauten Personen die Möglichkeit, solche Landschaftselemente in Gestaltung und Form zu optimieren.

13 Summary

Knowing that the spatial heterogeneity in increasing fragmented landscapes also is contingent on abiotic inhomogeneity and the interactions between species, the process of dispersal has reached the center of theoretical and empirical research. The current availability of geographic information systems on relatively low costs permits the possibility of automatic analysis of spatial phenomena of ecology to the common user. Geographic information systems have attained special meaning in the creation of habitat suitability maps. Habitat suitability maps formalize the relation between areal parameter of environment and the presence, respectively the density of animal species. Thereby geographic information systems subserve as interfaces between digital spatial data and external models. Increasingly also patch- and landscape describing indices are implemented. The type of use by the user today is however (yet) mostly restricted to the parameter area and distance between patches. The quantitative statements are determined by the parameters, areas size and distance between single patches. The potential of habitats in landscapes is essentially determined through the parameters quality of habitats, area size and isolation. The implementation of ecological „basic rules“ is scarcely at the beginning of being developed. With regard to the protection of certain types of species, the landscape however is not to be conceived anthropocentric, but organism dependent i.e. the organisms will, according to the state of the matrix, walk in different directions and with different speeds. Through the migration, new habitat patches can be populated, resp. extinguished populations can arise through immigrating animals, resp. extinguishing populations can be „rescued“ (rescue-effect, theory of metapopulation). The mobility of the animals is essential. A coarse arrangement of habitat models can for example be made in the classes: expert systems statistical (population ecological) models, dynamic (population ecological) models, space obstruction approaches and isolation habitat models.

The model developed in this work simulates individual-based space application and dispersal of flightless invertebrates (grasshoppers) on the basis of digital habitat suitability maps and is implemented as an Application of a geographic information system (ArcVIEW[®]). The dispersal movements of this groups of species can only be pursued contingently (i.e. in subareas) with current empirical methods (e.g. capture- recapture, harmonic radar). Especially about actually traversed routes and the behavior of the animals in the period between exposition and recapture usually no statements can be made. The here developed simulation-program uses knowledge out of investigations by subareas of the expansion as program-modules and com-

bines them to a holistic concept. It combines random walks with purposeful directed movement, by using the variables habitatdepending step length, habitatdepending direction angles, habitatdepending mortality rates as well as habitatdepending transgressing probabilities to patches with better/ worse habitat quality. In this connection the habitat dependent (daily) step lengths are pulled out of empirical investigated and determined curves of distribution by a hazard generator. The rates of mortality in habitats of different quality are also derived out of empirical investigations. Same applies to the transgressing probabilities. Since the data base in some partitions was very poor, i.e. data was not available for all habitat classes, some values had to be estimated. So the program uses well known patterns of the expansion and aligns them model-like. The modular construction of the application makes it easier for users to integrate new knowledge of parts of the dispersal in the program. Altogether the model-like composition of well-known patterns implies an advantage of knowledge. In contrast to today multiplicatively used purely „distance-models“ the program additionally has the advantage that for instance the behavior in corridors of dispersal as well as movements inside of habitat-patches of certain habitatqualities can be pictured resp. simulated closer to reality. The effects of corridors or greenbridges as sceneries for different rates of mortality, transgressing probabilities and step lengths for different shapings or different forms can be tested for instance and offer the persons who are charged with the engineering of landscape-planing the possibility to optimize the elements of the landscape in shaping and form.

14 Literatur

- AIKMAN, D. & HEWITT, G. (1972): An experimental investigation of the rate and form of dispersal in grasshoppers. In: *Journal of Applied Ecology* 9, S. 809- 817.
- AKÇAKAYA, H. R. (1998): RAMAS GIS: Linking landscape data with population viability analysis (version 3.0). Applied Biomathematics, Setauket, New York.
- ALLEN, A. W. (1982): Habitat suitability index models: marten.- U.S. Fish and Wildlife Service. Biol. Serv. Progr., FWS/OBS- 82/10.11: 9 S, Washington D.C.
- BAARS, M.A. (1979): Patterns of movement of carabid beetles, In: *Oecologia*44, 125-140.
- BAUER, H.J. (1973): Zur Methode der ökologischen Wertanalyse. In: *Landschaft und Stadt*, 9, S. 31-43.
- BECHET, G. H. (1976): Der Biotopwert - Ein Beitrag zur Quantifizierung der ökologischen Vielfalt im Rahmen der Landschafts- und Flächennutzungsplanung, Diss. Univ. München.
- BECHMANN, A. (1977): Ökologische Bewertungsverfahren und Landschaftsplanung. In: *Landschaft und Stadt*, 9, S. 170-182.
- BEGON, M; HARPER, J.L., TOWNSEND, C.R. (1991): *Ökologie: Individuen Populationen und Lebensgemeinschaften*; Birkhäuser Verlag; Basel.
- BELL, W.J. (1991): *Searching behavior: the behavior ecology of finding resources.*; University Press, Cambridge.
- BENGTSSON, G.; HEDLUND, K.; RUNDGREN, S. (1994a): Food- and density dependent dispersal: evidence from soil collembolan.; In: *J. Anim. Ecol.* 63; S. 513-520.
- BENNETT, A.F. (1992): Habitat corridors and the conservation of small mammals in a fragment forest environment. In: *Landscape Ecol.* 4 (2/3), S. 109-122.

- BLAB, J. (1988): Bioindikatoren und Naturschutzplanung. Theoretische Anmerkungen zu einem komplexen Thema. In: *Natur und Landschaft* 63: 147-148.
- BLAB, J. (1990): Zum Indikationspotential von Roten Listen und zur Ermittlung "Regionaler Leitartengruppen" mit landschaftsökologischer Zeigerfunktion. In: *Schr.- R. Landschaftspflege Naturschutz* 32: 121-134.
- BLAB, J. (1993): *Grundlagen des Biotopschutzes für Tiere.- 4. Aufl., 479 S., Kilda-Verlag, Bonn-Bad Godesberg.*
- BLASCHKE, T. (1997): *Landschaftsanalyse und -bewertung mit GIS. Methodische Untersuchungen zu Ökosystemforschung und Naturschutz am Beispiel der bayerischen Salzachauen., In: Forschungen zur deutschen Landeskunde, Bd. 243, Trier.*
- BLASCHKE, T. (1998): *Modellierung des Wanderverhaltens von Tierarten mit ArcView/Avenue.; 6. Deutsche ESRI Anwenderkonferenz 4. –5. Juni 1998, München.*
- BRAUNS, C. (1999): *Integration von tierökologisch-faunistischen Daten in die Landschaftsplanung mit Hilfe von GIS-gestützten Habitatmodellen – am Beispiel der Laubfroschkartierung für den Landschaftsplan der Gemeinde Westensee.; Diplomarbeit im Studiengang Landschafts- und Freiraumplanung der Universität Hannover.*
- BROWN, J. H., KODRIC-BROWN, A. (1977): Turnover rates in insular biogeography: Effect of immigration on extinction. *Ecology* 59: 445 – 449.
- BUCHWEITZ, M., WALTER, R., HERMANN, G., RECK, H. & KAULE, G. (1997): *Heuschrecken. — In: R. Böcker (Hrsg.): Erfolgskontrolle im Naturschutz am Beispiel des Moorkomplexes Wurzacher Ried. — Agrarforschung in Baden-Württemberg. Band 28, Ulmer/Stuttgart.*
- BUCHWEITZ, M.; DETZEL,P.; HERMANN,G. (1990): *Zur Bedeutung von Feldrainen als Lebensraum für Chorthippus apricarius (l. 1758); (Orthopera, Saltatoria, Acrididae).; In: Artacula (7); S. 50-58.*

- BULLOCK, J.M. et al (Eds.) (2001): Dispersal Ecology: the 42nd symposium of the British Ecological Society held at the University of Reading, 2-5 April 2001m Blackwell Science Ltd, Oxford).
- BUNDESMINISTERIUM FÜR VERKEHR (HRSG.) (1997): Bio-ökologische Wirksamkeit von Grünbrücken über Verkehrswege; In: Forschung Straßenbau und Straßenverkehrstechnik; Heft 756; Bonn Bad Godesberg.
- BUREL, F.; BAUDRY, J. (1994): Corridor use and the elements of corridor quality: Chipmunks and fencerows in a farmland mosaic. In: Biol. Conserv. 68, S. 155-165.
- BYERS, J.A. (2001): Correlated random walk equitations of animal dispersal resolved by simulation. In: Ecology 82, S. 1600-1690.
- CHARNOV, E.L. (1976): Optimal foraging: The marginal value theorem.; In: Theor. Popul. Biol. 9; S. 129-136.
- CHARRIER; S.; PETIT, S; & BURREL, F. (1997): Movements of *Abax parallelepipedus* (Coleoptera, Carabidae) in woody habitats of a hedgeerow network landscape: A radio-tracking study. In: Agriculture Ecosystems & Environment 61 (2-3); S. 133-144.
- CLOBERT, J.; DANCHIN, E.; DHONDT; A.A. & NICHOLS, J. D. (2001): Dispersal; Oxford University Press Inc., New York.
- CONRADI, M. (1998): Untersuchungen zur Ausbreitung und Etablierung am Beispiel der Käfergattung *Aphodius.*, unveröff. Diplomarbeit, Universität Marburg.
- DETZEL, P. (1998): Die Heuschrecken Baden-Württembergs. Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart.
- ESRI (Environmental Systems Research Institute) (1990): Understandig Gis: The ARC/INFO method.- Redlands/California, U.S.A.
- ESRI ((1996): Using Avenue, Environmental Systems Research Institute (Inc.) Redlands/California, U.S.A.

- ESRI (1997): "ArcINFO" Understanding GIS - Redlands/California, U.S.A.
- ESRI (1997): "ArcVIEW" Benutzerhandbuch - Redlands/California, U.S.A.
- ESRI (1999): "Using ArcMAP, ArcINFO 8 - Redlands/California, U.S.A.
- FOLSE, L.J.; PACKARD, J.M.; GRANT, W:E: (1989): AI modelling of animal movements in a heterogenous habitat. In: *Ecol. Model* 46, 57-72.
- HANSKI, I. (1994): A practical model of metapopulation dynamics. In: *J. Animal. Ecology* 63, S. 151-162.
- HANSKI, I., SIMBERLOFF, D. (1997): The metapopulation approach, its history, conceptual domain, and application to conservation. In: Hanski I & Gilpin ME (eds.) *Metapopulation Biology, Ecology, Genetics, and Evolution*. Academic Press, San Diego. 5 – 26.
- HENLE, K. & KAULE, G. (Hrsg.) (1991): *Arten- und Biotopschutzforschung für Deutschland*. Ber. ökolog. Forschung. 4: 338-342, Jülich.
- HERTER, M.; HÖCK, M.; Jacobi, M. (1999): *Avenue, Programmierung in ArcVIEW GIS*; Legoprint S.p.A., Riemerling.
- HILL, D. R. C. (1996): *Object Orientated Analysis and Simulation*. Addison Wesley, Harlow.
- HOCKMANN, P.; MENKE, K.; SCHLOMBERG & WEBER, F. (1992) Untersuchungen zum individuellen Verhalten (Orientierung und Aktivität) des Laufkäfers *Carabus auronitens* im natürlichen Habitat. In: *Abhandlungen aus dem Westfälischen Museum für Naturkunde* 54 (4); S. 65-98.
- HOCKMANN, P.; SCHLOMBER, P.; WALLIN, H. & WEBER, F. (1998): Bewegungsmuster und Orientierung des Laufkäfers *Carabus auronitens* in einem westfälischen Eichen-Hainbuchen-Wald (Radarbeobachtungen und Rückfangexperimente). In: *Abhandlungen aus dem Westfälischen Museum für Naturkunde* 51 (1); S. 4 –71.

- INGRISCH, S. & G. KÖHLER (1998): Rote Liste der Geradflügler (Orthoptera s.l.) (Bearbeitungsstand 1993, geändert 1997). - Schr.-R. Landschaftspflege Naturschutz, H. 55: 252-254.
- JESCHKE, L. (1993): Das Problem der zeitlichen Dimension bei der Bewertung von Biotopen., In: BLAB, . & U. RIECKEN (HRSG.): Grundlagen und Probleme einer Roten Liste der gefährdeten Biotoptypen Deutschlands, Referate und Ergebnisse des gleichnamigen Symposiums vom 28. - 30. Oktober 1991; Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz, Heft 38, S. 77-86, Kilda Verlag, Bad Godesberg.
- JOHNSON, N.K. (1969): Migration and Dispersal of Insects by Flight.; Methuen, London.
- KAREIVA, P. M., AND SHIGESADA., N. (1983): Analyzing insect movement as a correlated random walk. *Oecologia* 56:234-238.
- KAREIVA, P.M. (1983): Local movement in herbivorous insects. Applying a passive diffusion model to mark-recapture field experiments.; In: *Oecologia* (Berlin) 57; S. 322-327.
- KAREIVA, P.M.; SHIGESADA; N. (1983): Analysing insect movement as a correlated random walk. In: *Oecologia* 56, S. 234-238.
- KAULE, G. (1991): Arten- und Biotopschutz.- 2. Aufl., 519 S., Ulmer-Verlag, Stuttgart.
- KENWARD, R. E. et al (2001): Dispersal Study Techniques for Land Vertebrates.; In: BULLOCK, J.M. et al (Eds.) (2001): Dispersal Ecology: the 42nd symposium of the British Ecological Society held at the University of Reading, 2-5 April 2001m Blackwell Science Ltd, Oxford), S. 50 – 71.
- KIEMSTEDT, H. (1991): Leitlinien und Qualitätsziele für Naturschutz und Landschaftspflege. In: HENLE, K. & KAULE, G. (Hrsg.) (1991): Arten- und Biotopschutzforschung für Deutschland. *Ber. ökolog. Forschung*. 4: 338-342, Jülich.
- KINDVALL, O. (1999): Dispersal in a metapopulation of the bush cricket, *Metrioptera bicolor* (Orthoptera: Tettigoniidae), In: *Journal of Animal Ecology* 68, S. 172-185.

- KLEINERT, H. (1990): Entwicklung eines Biotopbewertungskonzeptes am Beispiel der *Salatoria* (Orthoptera). 212 S., Diss. Univ. Bonn.
- KLEUKERS, R. M. J. C., NIEUKERKEN, E. VAN, ODÉ, B., WILLEMSE, L., WINGERDEN, W. VAN (1997): De Sprinkhanen en Krekels van Nederland (Orthoptera). *Nederlandse Fauna* 1: 1 – 415. National Natuurhistorisch Museum KNNV Uitgeverij: European Invertebrate Survey, Nederland.
- KLEYER, M., KRATZ, R., LUTZE, G. & SCHRÖDER, B. (2000): Habitatmodelle für Tierarten: Entwicklung, Methoden und Perspektiven für die Anwendung.; *Zeitschrift für Ökologie und Naturschutz* 8 (1999/2000), S. 177-194.
- KNAAPEN, J., P. BAKKER, J. & SCHIPPERS, P. (1995): Fauna dispersal modelling: spatial approach. Proc. International conference on habitat fragmentation, infrastructure and the role of ecological engineering. 17-21 Sept. 1995, Maastricht/The Hague.
- KUHN, W. (1997): Flächendeckende Analyse ausgewählter ökologischer Parameter: Bewertung von Habitateignung und -isolation für zwei wirbellose Tierarten mit Hilfe eines Geographischen Informationssystems; Reihe XLII Ökologie, Umwelt und Landschaftspflege; Bd.7vol.23; Peter Lang Verlag, Frankfurt a. M..
- LANG, S. (1999): Aspekte und Spezifika der nordamerikanischen landscape metrics innerhalb der Landschaftsökologie und experimentelle Untersuchungen zum Proximity Index.; unveröff. Diplomarbeit, Universität Salzburg, 110 S.
- LESER, H. (1976): Landschaftsökologie, Stuttgart.
- LIDICKER, W. Z.; STENSETH, N.C. (1992): To disperse or not disperse: Who does it and why?; In: *Animal dispersal: small mammals as a model*; Chapman & Hall, London.
- MADER, H. J. & PAURITSCH, G. (1981): Nachweis des Barriere-Effektes von verkehrsrarmen Straßen und Forstwegen auf Kleinsäuger der Waldbiozönose durch Markierungs- und Umsetzungsversuche.; In: *Natur und Landschaft*, Heft 12, Dezember 1981.

- MARLEY, C.C.& CASWELL, H. (1992): Implementing i-state configuration models for population dynamics: an object-orientated programming approach.; In: *Ecological Modelling* 68(1993); S. 75-89, Elsevier Science Publishers B.V., Amsterdam.
- MASCANONI, D.; WALLIN, H. (1986): The harmonic radar: a new method of tracing insects in the field. In: *Ecol. Entom.* 11, S. 387-390.
- McCULLOCH, C.E.; CAIN, M.L. (1989): Analyzing discrete movement data as a correlated random walk. In: *Ecology* 70 (2), S. 383-388.
- MCGARIGAL, K., AND B. J. MARKS. (1995). FRAGSTATS: spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure. USDA For. Serv. Gen. Tech. Rep. PNW-351.
- MOLS, P. J. M. (1993): Walking survive: searching, finding and egg production of the carabid beetle *Pterostichus coerulescens* L. (= *Poecilus versicolor*). In: Agricultural University Wageningen; The Netherlands; Veenman Drukkers Wageningen.
- MOSSAKOWSKI, D. & F. PAJE (1985): Ein Bewertungsverfahren von Raumeinheiten anhand der Carabidenbestände. In: *Verh. Ges. Ökol.* 13: 747-750.
- OGGIER, P., RIGHETTI, A., BONNARD, L. (EDS.) (2001): Zerschneidung von Lebensräumen durch Verkehrsinfrastrukturen COST 341.; Schriftenreihe Umwelt Nr. 332, Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft; Bundesamt für Raumentwicklung; Bundesamt für Verkehr, Bundesamt für Straßen; Bern.
- OSBORNE, J.L. et al (2001): Monitoring Insect Dispersal.; In: BULLOCK, J.M. et al (Eds.) (2001): *Dispersal Ecology: the 42nd symposium of the British Ecological Society held at the University of Reading, 2-5 April 2001*m Blackwell Science Ltd, Oxford), S. 24- 49.
- OTTO, . et al (1990): Digitale ökologische Karten. In: *Landschaft und Stadt* (1), S. 17-21.
- PEARSALL, S. H., D. DURHAM & D.C. EAGAR (1986): Evaluation methods in the United States. In: USHER, M.B. (Hrsg.): *Wildlife conservation evaluation.*- S. 11-133, London.

- PLATEN, R. (1992): Die Entwicklung eines Zeigerwertsystems für Laufkäfer (Col.: *Carabidae*) mit Hilfe einer "Canonical Correspondence Analysis" (CCA); In: Verh. Ges. Ökol. 21, S. 321-326.
- POWER, M. (1993): The predictive validation of ecological and environmental Models; In: Ecological Modelling, 68(1993), S. 33-50, Elsevier Science Publishers B.V., Amsterdam.
- PROSE, B.L. (1985): Habitat suitability index models: Greater Prairie- Chicken (Multiple levels of resolution). U.S. Fish and Wildlife Service. Biol. Report 82 (10.102): 33 S., Washington D.C..
- RASSMUS, J., HERDEN, C., JENSEN, I., LORENZEN, D., RECK, H. & SCHÖPS, K. (2002): Methodische Anforderungen für Wirkungsprognosen in der Eingriffsregelung. F+E-Vorhaben im Auftrag des Bundesamtes für Naturschutz. Laufzeit 1998 – 2001.
- RATH, W. (1999): Konzeptentwurf zur Habitatbausteinanalyse.; (in Vorber.).
- RECK, H. & KAULE, G. (1992): Strassen und Lebensräume: Ermittlung und Beurteilung strassenbedingter Auswirkungen auf Pflanzen, Tiere und ihre Lebensräume (Abschlussbericht im Auftrag des Bundesministeriums für Verkehr, Bonn-Bad Godesberg. FE 02.125 G 88 L; FE 02.135 R 89 L.); Institut für Landschaftsplanung und Ökologie, Universität Stuttgart, Stuttgart.
- RECK, H. (1993): Erste Ergebnisse der Untersuchungen zur Erhaltung des in Baden-Württemberg vom Aussterben bedrohten Feldgrashüpfers, *Chorthippus apricarius* (L.1785): Artenhilfsprogramm Feldgrashüpfer; Institut für Landschaftsplanung und Ökologie; Universität Stuttgart.
- RECK, H. (1993): Spezieller Arten und Biotopschutz: Zielarten als Naturschutzstrategie und ihre Bedeutung als Indikatoren bei der Beurteilung der Gefährdung von Biotopen. In: BLAB, . & U. RIECKEN (HRSG.): Grundlagen und Probleme einer Roten Liste der gefährdeten Biotoptypen Deutschlands, Referate und Ergebnisse des gleichnamigen Sym-

posiums vom 28. - 30. Oktober 1991; Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz, Heft 38, S. 77-86, Kilda Verlag, Bad Godesberg.

RECK, H. (1999): A 143, Westumfahrung Halle, Abschnitt AD Wallwitz (A 14) bis AS Salzmünde; Verträglichkeitsuntersuchung gemäß §§ 19 c und 19 d Bundesnaturschutzgesetz in Verbindung mit Artikel 6 (3) und (4) der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie. - Aufgestellt im Mai 1999: DEGES – Deutsche Einheit Fernstraßenplanungs- und -bau GmbH, Berlin (im Auftrag des Landes Sachsen-Anhalt).

REMMERT, H. (1988): Ökologie ; Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg.

REMMERT, H. (Hrsg.) (1991): The mosaic-cycle concept of ecosystems.- Ecol. Studies 85; Springer-Verlag, Berlin.

REUTER, H. (2000): Individuum und Umwelt; Wechselwirkungen und Rückkoppelungsprozesse in individuenbasierten tierökologischen Modellen.; Diss. Fachbereich 2 (Biologie/Chemie), Universität Bremen.

RIECKEN, U: (1990): Ziele und mögliche Anwendungen der Bioindikatoren durch Tierarten und Tierartengruppen im Rahmen raum- und umweltrelevanter Planungen.- Schr. - R. Landschaftspflege Naturschutz 32: 9 26.

RIEKEN, U., RIES, U. (1992): Untersuchungen zur Raumnutzung von Laufkäfern (Col.: Carabidae) mittels Radiotelemetrie. Methodenentwicklung und erste Freilandversuche. Zeitschrift für Ökologie und Naturschutz 1, S. 147-149.

RIETZE, J., RECK, H. (1997): Wirksamkeit von Grünbrücken für wirbellose Tierarten – Untersuchungen an der B 31 neu und Synthese. - Forschung Straßenbau und Straßenverkehrstechnik, 756: 327-468; sowie: Das Einzugsgebiet von Grünbrücken und der Einfluss von Lebensraumkorridoren, untersucht am Beispiel von Heuschrecken. - Forschung Straßenbau und Straßenverkehrstechnik, 756: 493-514.

ROWECK, H. (1993): Zur Möglichkeit der Berücksichtigung landschaftlicher Zusammenhänge in einer Roten Liste Biotope., In: BLAB, . & U. RIECKEN (HRSG.): Grundlagen und Probleme einer Roten Liste der gefährdeten Biotoptypen Deutschlands, Referate

und Ergebnisse des gleichnamigen Symposiums vom 28. - 30. Oktober 1991; Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz, Heft 38, S. 77-86, Kilda Verlag, Bad Godesberg.

RÜHS, M. (2000): GIS-gestützte Habitateignungsmodelle und ihre Einsatzmöglichkeit in der Landschaftsplanung: Anspruchsprofile, verwendete Daten; Ökologie-Zentrum-Kiel, unveröff..

SACHS, L. (1984): Angewandte Statistik. Anwendung statistischer Methoden.; 6. Aufl.; Springer - Verlag, Berlin.

SAMIETZ, J. (1998): Populationsgefährdungsanalyse an einer Heuschreckenart - Methoden, empirische Grundlagen und Modellbildung bei *Stenobothrus lineatus* (PANZER). Cuvillier Verlag, Göttingen.

SCHEFFER F., SCHACHTSCHNABEL P et al. (1992): Lehrbuch der Bodenkunde, 13. Auflage, Enke Verlag, Stuttgart.

SCHLÜPMANN, M. (1988): Bioökologische Bewertungskriterien für die Landschaftsplanung. *Natur u. Landschaft* 63: 155-159.

SCHMIDT, E. (1989): Odonaten als Bioindikatoren für den praktischen Naturschutz.- *Schr.-R. Landschaftspflege Naturschutz* 29: 281- 289.

SCHÖPS, K. & RECK, H. (2001): FFH-Verträglichkeitsprüfung und Landschaftspflegerischer Begleitplan A 143, Westumfahrung Halle: Modellhafte Populationsanalysen zur Quantifizierung der Auswirkung straßenbedingter Lebensraumzerschneidung, Ökologie-Zentrum der Universität Kiel.

SILVERT, W. (1993): Object-orientated ecosystem modelling. In: *Ecol. Model.* 68, S. 91-118.

SORENSEN, K.A. & BELL, W.J. (1986): Orientation responses of an Isopod to temporal changes in relative humidity: simulation of a „humid patch“ in a „dry habitat“.; In: *Insect Physiology* 32; S. 51-57.

- SOULÈ, M.E.; GILPIN, M.E. (1991): The theory of wildlife corridor capability. In: SAUNDERS, D.A.; HOBBS, R. (Eds.), Nature Conservation 2: The role of corridors, Surrey Beatty & Sons, Chipping Norton, NSW, S. 3-8.
- SOUTHWOOD, T. R. E. (1977): Habitat, the templet for ecological strategies?; In: Journal of Animal Ecology, 46, S. 337-365.
- SPELLERBERG, I. F. & S.R. HARDES (1992): Biological Conservation. 123 S. Cambridge Univ. Press, Cambridge.
- STATSOFT. (1997): STATISTICA. Tulsa, Oklahoma, USA.
- STEINER, ROLAND (1996): Habitatnutzung, Arealodynamik und Schutzaspekte einer Population des Segelfalters (*Iphiclides podalirius*, Linnaeus 1758) im Heckengäu (Baden-Württemberg), Diplomarbeit der Fakultät für Biologie, Universität Hohenheim, Fachbereich Landespflege.
- STERNBERG, K. (1995): Regulierung und Stabilisierung von Metapopulationen bei Libellen, am Beispiel von *Aeshna subarctica elisabethae* Djakonov im Schwarzwald (Anisoptera: Aeshnidae). Libellula 14 (1/2), S. 1-39.
- STOFFEL, A. (1992): GIS als Instrument zur ökologischen Wertanalyse; In: Geo-Processing Reihe, Vol. 19, Geographisches Inst. Univ. Zürich.
- TIEMANN, VEITH (20.04.2001): Die Monte-Carlo-Methode und die Kreiszahl.; [Http://www.wiwi.uni-bielefeld.de/StatCo/Praktikum99.00/monte.carlo/montecarlo.htm](http://www.wiwi.uni-bielefeld.de/StatCo/Praktikum99.00/monte.carlo/montecarlo.htm).
- TIMMERMANN, D. (1991): Überwinterung und Ausbreitung von Laufkäfern (Carabidae) im Agrarökosystem, Dissertation Agrarwissenschaftliche Fakultät, CAU Kiel.
- TISCHENDORF, L.; IRMLER, U.; HINGST, R. (1997): A simulation experiment on the potential of hedgerows as movement corridors for forest carabids., In: Ecological Modelling 106 (1998), S. 107-118.

- USHER, M.B. & W. ERZ (Hrsg.) (1994): Erfassen und Bewerten im Naturschutz. 340 S., Quelle & Meier, Heidelberg.
- USHER, M.B. (Hrsg.) (1986): Wildlife Conservation evaluation.- 385 S. Chapman & Hall, London, NewYork.
- WALLASCHEK, M. (1996a): Tiergeographische und zoozönologische Untersuchungen an Heuschrecken (Saltatoria) in der Halleschen Kuppenlandschaft. - *Articulata-Beih.* 6: 1-191.
- WALLASCHEK, M. (1997a): Faunistische Untersuchungen an Heuschrecken (Saltatoria) im Rahmen landschaftsplanerischer Leistungen zum Neubau der A 143 im Bereich der Verkehrseinheiten 4222 und 4223 westlich und nördlich von Halle (Saale). - Gutachten im Auftrag der Fa. DEGES GmbH, Berlin. 55 S. +Anlagen.
- WALTER, T.; BOCHSLER, M.; KIENAST, F. (2000): Habitat connectivity of *Sphingonotus caeruleus* (Diptera); In: Proceedings of Workshop on ecological corridors for invertebrates: Strategies of dispersal and recolonisation in today's agricultural and forestry landscapes.; Neuchâtel (Switzerland), 10-12 May 2000.
- WASER, P.M. (1985): Does competition drive dispersal?; In: *Ecology* 66(4); S. 1170-1175.
- WEIGMANN, G. (1987): Fragen der Auswertung und Bewertung faunistischer Artenlisten.- *Mitt. Biol. Bundesanstalt. Land- u. Forstwirtschaft* 234: 23-33.
- WELLINGTON, W. G. (1979): Dispersal and population change. Pages 11-24 In: BERRYMAN, A. A. & SAFRANYIK, V (editors): Dispersal of forest insects:evaluation, theory and management implications. Proceedings of the second International Union of Forestry Research Organizations conference, Washington State University, Pullman, Washington, USA.
- YLIKARJULA, J.; ALAJA, S.; LAAKSO, J. & TESAR,D. (2000): Effects of Patch Number and Dispersal Patterns on Population Dynamics and Synchrony; In: *J. theor. Biol.*(2000) 207; S. 377-387.

ZABEL (1996): Spatial and Temporal Models of Migrating Juvenile Salmon with Applications.; University of Washington.

([Http:// www.cqs.Washington.edu/papers/zabel/chp2.doc2.htm](http://www.cqs.Washington.edu/papers/zabel/chp2.doc2.htm)) (19.01.2002).

ZAHLHEIMER, W. A. (1985) Artenschutzgemäße Dokumentation und Bewertung floristischer Sachverhalte.- Ber. Akad. Naturschutz Landschaftspflege. Beih. 4: 143 S.; Laufen/Salzach.

ZANGEMEISTER, C. (1970): Nutzwertanalyse in der Systemtechnik.- 370 S., Wittemann-Verlag, München.

ZÖCKLER, C. (1988): Feuchtwiesenflora und blütenbesuchende Insekten. - Ihre Bedeutung für die Grünlandintensivierung, In: Faun.- Ökol. Mitt. 6, s. 5-20.

15 Anhang

15.1 Programmmodule

Beschreibung der Avenue[®]-Skripte des Simulationsprogrammes

Hauptmodule:

Name: LOOP

Beschreibung: Wandert durch die selektierten Datensätze des aktiven Themas und führt für jeden Datensatz einen korrelierten „Random-Walk“ durch. "Zoomed" dabei auf den selektierten Datensatz. Der „C“ Button löst die Selektion auf (Reset). Steuerprogramm. Wird der Loop unterbrochen kann er beim nächsten Start fortgesetzt werden.

Name: Direct

Beschreibung: Simuliert „direct movement“

Name: newstep

Beschreibung: Fügt einen neuen Punkt (Schritt) zum aktuellen Thema hinzu und benutzt dabei Peilung und Schrittlänge des letzten Datensatzeintrags.

Name: nonolars

Beschreibung: Führt korrelierte „Random-Walks“ durch. (Sub main program)

Name: S12

Beschreibung: entscheidet ob eine Habitatgrenze überschritten wird oder nicht (nach Wahrscheinlichkeit)

Name: s13

Beschreibung: entscheidet ob eine Habitatgrenze überschritten wird oder nicht (nach Wahrscheinlichkeit)

Name: s14

Beschreibung: entscheidet ob eine Habitatgrenze überschritten wird oder nicht (nach Wahrscheinlichkeit)

Name: s15

Beschreibung: entscheidet ob eine Habitatgrenze überschritten wird oder nicht (nach Wahrscheinlichkeit)

Name: s23

Beschreibung: entscheidet ob eine Habitatgrenze überschritten wird oder nicht (nach Wahrscheinlichkeit)

Name: s6

Beschreibung: entscheidet ob eine Habitatgrenze überschritten wird oder nicht (nach Wahrscheinlichkeit)

Name: getgridvalue.ave

Beschreibung: Kopiert die Gridwerte in ein „Overlay“-Punktthema

Name: shapevalue

Beschreibung: Kopiert den Wert eines „overlay“ (Vektor) Themas in eine Spalte des aktiven Themas

Nebenmodule:

Name: Circle

Beschreibung: Erzeugt einen Kreis aus Punkten in gegebenen Abstand um einen existierenden Punkt aus der Simulation, prüft die Habitatqualität und wählt bei erfüllter Bedingung einen zufällig aus. Funktion: „Attraktivität“.

Name: circlewert

Beschreibung: Erzeugt drei Kreise aus Punkten in gegebenen Abständen um einen existierenden Punkt aus der Simulation, prüft die Habitatqualität und wählt bei erfüllter Bedingung einen zufällig aus. Funktion: „Attraktivität“.

Name: copy

Beschreibung: Kopiert selektierte Datensätze in den Zwischenspeicher

Name: Copy2Fang

Beschreibung: Kopiert selektierte Datensätze zum „Fang“-Coverage

Name: Copy2Run

Beschreibung: Kopiert selektierte Datensätze zum „RUN“-Coverage

Name: Copy2Sim

Beschreibung: Kopiert selektierte Datensätze zum „SIM“-Coverage

Name: Copy2Trash

Beschreibung: Kopiert selektierte Datensätze zum „TRASH“-Coverage

Name: Copymody

Beschreibung: Kopiert den vorletzten Datensatz an die letzte Stelle und modifiziert einige Items

Name: paste

Beschreibung: Fügt Datensätze aus dem Zwischenspeicher ein.

Name: del2dlast

Beschreibung: Löscht den vorletzten Datensatz

Name: del3dlast

Beschreibung: Löscht den drittletzten Datensatz

Name: delall

Beschreibung: Löscht alle Datensätze im „table“

Name: dellast

Beschreibung: löscht den letzten Datensatz

Name: delwert

Beschreibung: Löscht das ITEM „Wert“

Name: energie

Beschreibung: Berechnet das „Energie“-Item neu auf Grundlage der aktuellen Habitatqualität

Name: GO2Run

Beschreibung: Wechselt zum „Run“-Thema

Name: sel2dlast

Beschreibung: selektiert den vorletzten Datensatz

Name: sel3dlast

Beschreibung: selektiert den drittletzten Datensatz

Name: Selall

Beschreibung: Selektiert alle Datensätze eines Themas

Name: sellast

Beschreibung: Selektiert den letzten Datensatz eines Themas

Name: setactive

Beschreibung: Setzt alle Themen im View aktiv

Name: standard

Beschreibung: Berechnet Felder für den korrelierten „Randomwalk“

Name: StartID

Beschreibung: Berechnet die Start-ID für einen Punkt

Name: Step

Beschreibung: Berechnet das „Step“-item

Name: zwstep

Beschreibung: Teilt die Gesamtschrittlänge in kleine Teilstücke

„Tools“

Name: addthemenname

Beschreibung: Schreibt den Namen des Themas in eine Spalte der Datenbank

Name: View.AnimateFeatures

Beschreibung: Animiert Features im View, geht durch die Datensätze und läßt das aktive Feature "blinken"

Name: export

Beschreibung: exportiert selektierte Datensätze aller Themen in ein neues Thema

Name: fieldmake

Beschreibung: erzeugt Initial-Felder

Name: View.MergeThemesClick

Beschreibung: Vereinigt die selektierten Themen zu einem. Ein neuer Shapefile wird kreiert, der die Shapes und Attribute aller selektierten Themen kombiniert.

Name: Po2Line

Beschreibung: erzeugt ein Linienthema aus den Punkt-Themen, differenziert nach „Namen“.

Name: RESET

Beschreibung: Leert die Datenbanken der selektierten Themen

Name: Script Documenter (externes Modul) (aus: www.esri.com/skripte)

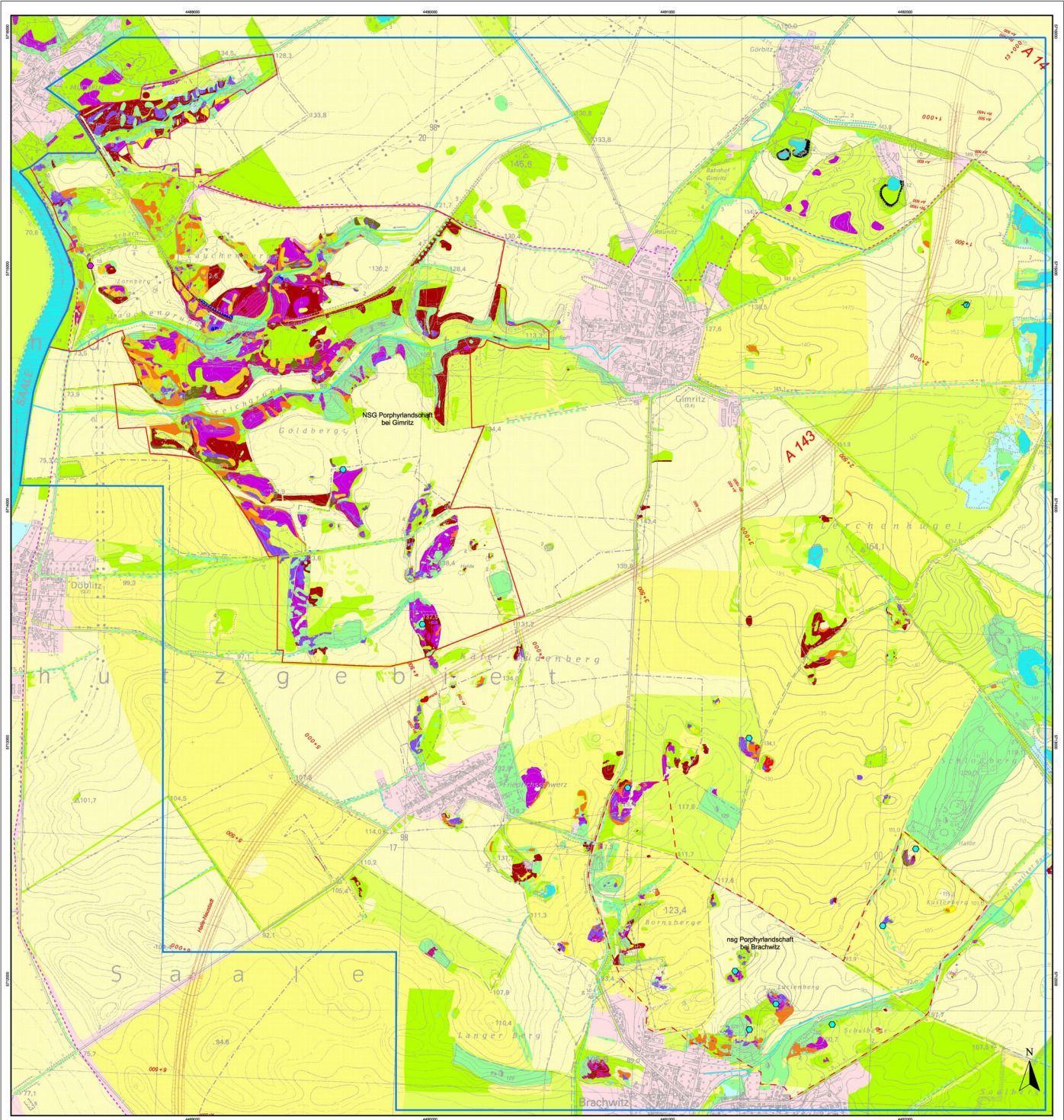
Beschreibung: Creates a text file or dbf table that contains the names and a description of all scripts in the project. If there is no script header than only the name is recorded. To work properly the script header should have ' Name:', ' Beschreibung:', and ' Returns: at the very least. The script header for this script is a good example. The user can also view the file or table in ArcView[®]. This script can save a lot of time when you have to create (or a client wants) documentation of the scripts in a project. Notes: The text window in ArcView[®] doesn't have word wrap, so multi line description or one long line. However, if the text file is viewed in notepad, word, etc... with word wrap on everything looks good.

Name: Startpoint

Beschreibung: Kopiert Punkte

Name: Thememake

Beschreibung: erzeugt alle für die Simulation benötigten Themen



Bestand Vegetation
NATÜRLICHE LEBENSRAÜME UND PFLANZEN VON
GEMEINSCHAFTLICHEM INTERESSE GEMÄSS FFH-RL ANHANG I & II

1. Prioritäre Lebenszonen gemäß FFH-RL (Anhang I) / FFH-Gebietsteil Land Sachsen - Anhalt
 Lebenszonen gemäß FFH-RL Anhang I mit individueller Bestände- oder Arten- oder Strukturmerkmale (Ordnung nach):
 Teppen - Schwingel - Kalk - Trockenrasen mit Beständen bemerkenswerter Orchideen
2. Lebenszonen gemäß FFH-RL (Anhang II) / FFH-Gebietsteil Land Sachsen - Anhalt
 Naturnahes trockenere Grünland (vgl. Kapitel 4.3 und 5.3)
 Teppen - Schwingel - Kalk - Trockenrasen
- Fuchenschwingel-Rasen
 - Halbtrockenrasen
 - Feilgras-Rasen
 - Walker-Schwingel-Rasen
 - Grünlandkurf
 - Gemäßigte Halbtrockenrasen sowie feuchte Lebensräume
 - Trocken Heidegebiete
 - Heiden bzw. Zypressenrohrsümpfe-Halbtrocken-Gesellschaft, z.T. im Komplex mit Rotbuche-Grünland

- Pflanzensorten auf Felsschuppen**
- Reiches Halbtrocken- / Rauhangell - Gesellschaft
 - Thymian-Blauschwingel-Rasen bzw. Schwingel-Thymianflur
 - Schwabenwies-Schlingelhangell (FFH)
 - Mittelsüß-Wiesenflur-Gesellschaft
 - Silbergrasfluren (FFH)
3. Pflanzen (Standorte)
- Silberbuche (*Liriodendron*)
 - Bemerkenswerte Orchideenbestände - Kleines Krabbenkraut (*Orchis montana*)
 - Nachweiser Standort
 - Pflanzliches Vorkommen

- ÜBRIGE ZUSAMMENGEFASSTE VEGETATIONSEINHEITEN (BIOTOPFUNKTIONEN)**
- Wald und Gebüsch
 - Baumheide, Heide
 - Moospflanz Grünland bzw. Wildgrasflur
 - Innensgrünland
 - sonstige Feilböden
 - Röhrichte, Feuchtwiesen
 - Stillegrasflur
 - Fließgewässer
 - Trockenere Grünland
 - Acker
 - Besiedelter Bereich, Verkehrswege

- Schutzgebiete**
- Grenze Naturschutzgebiet (FFH-Gebiet, gemeldet)
 - Grenze einzelw. geschütztes Naturschutzgebiet (FFH-Gebiet, gemeldet)
- Sonstige Grenzen**
- Grenze des Bezugsgebietes der FFH-VU
 - Grenze des FFH-Untersuchungsgebietes
- Übersicht**
 Quellen der Vegetationsaufnahmen
-

Nr.		Datum		Zeitraum	
Auf der Folie		Blatt		Blatt	
Bestand Vegetation A 143 Westumfahrung Halle Abschnitt A2 Westufer (A 14) bis A3 Stammende Bauwerk von 0-600 bis Bauwerk 0-000					
Verpflichtige Nachuntersuchung nach §§ 18c und 19a Bundesnaturschutzgesetz (BNatSchG) und § 17 Abs. 1 Bundesnaturschutzgesetz (BNatSchG)				Maßstab: 1:3.000	

Lebenslauf

Name: Dirk Lorenzen
Geburtsdatum: 23.11.1963
Geburtsort: Schleswig
Staatsangehörigkeit: deutsch

Schulbildung:

Juli 1985: Abitur an den berufsbildenden Schulen des Kreises Schleswig-Flensburg in Schleswig

Studium:

April 1987
bis Juli 1996 : Studium der Geographie mit dem Ausbildungsziel Diplom an der Christian-Albrechts-Universität zu Kiel (Nebenfächer: Ozeanographie, Zoologie)

10. Juli 1996: Abschluß des Studiengangs Diplom-Geographie an der Christian-Albrechts-Universität zu Kiel / Note: sehr gut

Beruflicher Werdegang

Januar 1992
bis Juli 1996: hilfswissenschaftliche Tätigkeiten am Lehrstuhl für Küstengeographie von Prof. Dr. H. Klug (Geographisches Institut) sowie in der Abteilung Geobotanik bei Prof. Dr. K. Dierßen (Botanisches Institut).

November 1993: Berufspraktikum am Forschungs- und Technologiezentrum Westküste

Dezember 1993
bis April 1994: Berufspraktikum an der Landesstelle für Vegetationskunde Schleswig-Holstein

Juli 1996
bis Januar 1997: Freiberufliche Tätigkeiten u.a. Netzwerkadministration, Mitarbeit am Institut für Wasserwirtschaft und Landschaftsökologie der CAU- Kiel (GIS).

Februar 1997
bis Mai 1997: Wissenschaftlicher Angestellter am Botanischen Institut und Botanischen Garten der CAU Kiel bei Prof. Dr. K. Dierßen.

Juni 1997
bis Dezember 1997: Freiberufliche Tätigkeiten: u.a. Netzwerkadministration, Mitarbeit am Institut für Wasserwirtschaft und Landschaftsökologie der CAU- Kiel (GIS).

Seit Dezember 1997: Wissenschaftlicher Angestellter am Institut für Wasserwirtschaft und Landschaftsökologie der CAU- Kiel (Ökologie-Zentrum Kiel).