

Berechnung von Mindestflächengrößen und der maximal tolerierbaren Isolation im Rahmen des ABSP *)

Jens SACHTELEBEN

1. Standortbestimmung

Das bayerische Arten- und Biotopschutzprogramm (ABSP) ist ein Fachprogramm des Naturschutzes, welches bezogen auf Landkreise und kreisfreie Städte flächenbezogene Aussagen zur zukünftigen Entwicklung des Naturschutzes macht (RIESS 1988). Als solches steht es im Spannungsfeld zwischen Theorie und Praxis: auf der einen Seite sollen die Aussagen auf einer fachlich fundierten Basis beruhen, auf der anderen Seite müssen die vorgeschlagenen Maßnahmen praktikabel und konkret umsetzbar sein. Die Projektgruppe ABSP, die unter Leitung des Bayerischen Staatsministeriums für Landesentwicklung und Umweltfragen im wesentlichen aus dem Bayerischen Landesamt für Umweltschutz und zwei Planungsbüros zusammengesetzt ist, erarbeitet daher nicht nur die ABSP-Bände, sondern unterstützt Behörden, Verbände und mögliche Träger bei der Umsetzung des Programmes.

Die Frage nach Mindestflächengrößen und maximal tolerierbarer Isolation stellt dabei eine der Kernfragen des Naturschutzes dar. Sowohl von Seiten des Naturschutzes als auch von Seiten der Entschädigungsträger wird immer wieder die Frage nach dem „wieviel“ gestellt. Während im Rahmen von Eingriffsvorhaben verschiedene Modelle zur Bestimmung von Flächengrößen bestehen, wird dieser Punkt bei Naturschutzvorhaben, bei denen die positive Entwicklung einer Landschaft im Vordergrund steht, häufig vernachlässigt. Dabei ist festzustellen, daß die theoretische Ökologie als Grundlage für solche Aussagen vergleichsweise weit gediehen ist, während bei der Umsetzung in die Praxis erhebliche Defizite bestehen.

Im Rahmen des ABSP werden Aussagen zu Flächengröße und Isolation in zweierlei Zusammenhang gemacht: im ABSP selbst – insbesondere im bayernweit gültigen Band I (StMLU 1995) – werden Forderungen ohne konkreten Flächenbezug erhoben, während im Rahmen der Umsetzung des ABSP versucht wird, solche Zielgrößen konkret zu ermitteln.

Die verschiedenen Konzepte zur Ermittlung von Mindestflächengrößen und maximal tolerierbarer Isolation können – stark vereinfacht – folgenden Themen zugeordnet werden:

- Konzepte, die ganze Artengemeinschaften berücksichtigen (z.B. die Inseltheorie, Überblick bei LOESCHKE 1988a),
- Konzepte, die auf der Entwicklung einzelner Populationen beruhen, mit dem Ziel, eine minimal überlebensfähige Population zu definieren (minimum viable population = mvp) und
- Metapopulationskonzepte, bei denen nicht die einzelne Population, sondern ein Verbund aus mehreren Lokalpopulationen Gegenstand der Überlegungen ist.

Die Aussagen im ABSP basieren im wesentlichen auf den beiden zuletzt genannten Konzepten, da sich auf der Inseltheorie aufbauende Modelle als zu ungenau erwiesen haben (SACHTELEBEN 2000).

2. Berechnung von Flächengrößen auf der Basis einer mvp

In Modellen auf der Basis des mvp-Konzeptes wird die Überlebenswahrscheinlichkeit einzelner Populationen mit Hilfe ökologischer Daten berechnet (vgl. HOVESTADT et al. 1991). Da die Populationsgrößen in aller Regel von Jahr zu Jahr schwanken, kann das Überleben einer Population niemals mit Sicherheit vorhergesagt werden. Vielmehr müssen folgende Faktorenkomplexe berücksichtigt werden:

- demographische Stochastizität, d.h. Zufälligkeiten in den Überlebens- und Fortpflanzungsraten einer Population,
- Umweltschwankungen, z.B. Änderungen in der Witterung von Jahr zu Jahr, inklusive der Wahrscheinlichkeit natürlicher Katastrophen und
- genetische Stochastizität, d.h. Veränderungen im Genotyp, die Auswirkungen auf die Überlebenswahrscheinlichkeit haben.

Hinter diesen übergeordneten Punkten verbirgt sich eine große Zahl von Einzelfaktoren, die zur präzisen Abschätzung der Entwicklung einer Population notwendig sind (HOVESTADT et al. 1991 nennen 27 Parameter) und nur im Rahmen aufwendiger Computersimulationen berücksichtigt werden können. Dies führt dazu, daß sie in der Praxis kaum Anwendung finden.

Man kann jedoch versuchen, über eine separate Betrachtung der genannten Faktoren die mvp näherungsweise zu bestimmen. Dabei ist die demographische Stochastizität im Vergleich zu den anderen Faktoren in der Regel vernachlässigbar (z.B. GOODMAN 1987). Die für das Überleben von Populationen besonders bedeutsamen Umweltschwankungen

*) Vortrag auf der ANL-Fachtagung „Monitoring – Modellierung“ am 19./20. November 1997 in Erding (Leitung: Dr. Christof Manhart).

können nur im Rahmen von Computersimulationen berücksichtigt werden. Die Bedeutung der genetischen Stochastizität läßt sich dagegen analytisch berechnen.

Die genetische Stochastizität kann aus zwei Gründen zum Aussterben von Populationen führen (z.B. LOESCHKE 1998b): einerseits kann Inzuchtdepression zu einer Anhäufung letaler Gene führen, andererseits kann bei kleinen Populationen der Verlust an genetischer Information nicht mehr durch Mutationen ausgeglichen werden, so daß diese ihre Fähigkeit verlieren, sich an ändernde Umweltbedingungen anzupassen.

3. Berücksichtigung von Inzuchteffekten bei der Berechnung von Flächenansprüchen

Im Rahmen des ABSP wurden Flächenansprüche auf der Basis eines analytischen Modelles berechnet, welches die Inzuchtdepression berücksichtigt (Details s. SACHTELEBEN & RIESS 1997). Es geht zurück auf FRANKLIN (1980), der auf der Basis von Erfahrungen in der Tierzucht einen maximalen Inzuchteffekt von 1% pro Generation für tolerierbar hält. Aufgrund einfacher populationsgenetischer Überlegungen beträgt der Inzuchteffekt $1/(2 \cdot N_e)$ (N_e = effektive Populationsgröße) pro Generation. Daraus ergibt sich eine Mindestpopulationsgröße von 50 Individuen (Übersicht 1). Da bei relativ kleinen Populationen die Inzucht von Generation zu Generation zunimmt, treten mittelfristig negative Inzuchterscheinungen auf: Negative Auswirkungen auf die

Fertilität wurden bei Inzuchtkoeffizienten von 0,5 bis 0,6 beobachtet. Nach SOULÉ (1980) wird dieser Wert nach einer Generationenzahl von 1,5 N_e erreicht (Übersicht 1). Bezogen auf einen Zeitraum von 100 Jahren entspricht dies bei univoltinen Arten einer Populationsgröße von ca. 67 Individuen, bei bivoltinen Arten von ca. 133 Individuen.

Die zugrundeliegenden Modelle gehen dabei von einer idealen, panmiktischen Population aus, die in der Realität in aller Regel nicht gegeben ist. Zwischen effektiver (d.h. idealer) und tatsächlicher Populationsgröße besteht dabei folgende Beziehung:

$$N = N_e \cdot K_s \cdot K_n \cdot K_g \cdot K_{\text{üg}} \cdot K_f$$

K steht dabei für verschiedene Korrekturfaktoren aufgrund

s = der Ausbildung von Subpopulationen

n = der Fluktuation in der Zahl der Nachkommen

g = ungleichen Geschlechtsverhältnisses

üg = überlappenden Generationen

f = Fluktuation in der Populationsgröße.

Diese Korrekturfaktoren wurden für verschiedene Tiergruppen anhand von Literaturwerten bestimmt, wobei jeweils die obere Grenze des 95%-Vertrauensbereiches als Wert festgelegt wurde (s. SACHTELEBEN & RIESS 1997).

Die so gewonnenen Mindestpopulationsgrößen (Tab. 1) lassen sich mit Populationsdichten aus der Literatur multiplizieren und so zu Mindestflächengrößen verrechnen. Eine Fülle von Beispielen finden sich in SACHTELEBEN & RIESS 1997 und im ABSP-Band I. Hier soll nur ein Beispiel der Erläuterung

Übersicht 1

Berechnung von Mindestpopulationsgrößen unter Berücksichtigung der Inzuchtdepression

FRANKLIN 1980:

maximal tolerierbarer Inzuchteffekt pro Generation:

$$\Delta F_{\text{max}} = 0,01$$

bei

$$\Delta F = 1/2N_e$$

(N_e = effektive Populationsgröße)

$$N_{e \text{ min}} = 50$$

SOULÉ 1980:

maximal tolerierbarer Inzuchtkoeffizient:

$$f_{\text{max}} = 0,5 \text{ bis } 0,6$$

bei

$$f = 1 - (1 - 1/2N_e)^t$$

(t = Zahl der Generationen)

$$t = 1,5N_e$$

d.h.

$$N_{e \text{ min}} = t/1,5$$

für 100 Jahre und eine Generation pro Jahr:

$$t = 100 \text{ und } N_{e \text{ min}} = 67$$

für 200 Jahre und zwei Generationen pro Jahr:

$$t = 200 \text{ und } N_{e \text{ min}} = 133$$

Tabelle 1

Beispielhafte Berechnung von N aus N_e für verschiedene Tiergruppen. K sind Korrekturfaktoren (s = aufgrund der Ausbidung von Subpopulationen; n = der Fluktuation in der Zahl der Nachkommen; g = ungleichen Geschlechtsverhältnisses; üg = überlappenden Generationen; f = Fluktuation in der Populationsgröße) vgl. Text.

Artengruppe	Zähleinheit	K_s	K_n	K_g	$K_{üg}$	K_f	N_e	N
Säuger	Individuen	1	1,59	2,05	2	2,15	50	700
Säuger: Biber	Territorien	1	1,59	0,5	2	2,15	50	170
Vögel	Brutpaare	1	1,59	0,5	2	2,15	50	170
Reptilien	Individuen	1	1,59	1	2	2,15	50	340
Amphibien: Braunfrösche	Laichballen	1	1,59	0,5	2	2,15	50	170
Amphibien: Kröten	Individuen	1	1,59	2,95	2	2,15	50	1000
Amphibien: Laubfrosch	rufende Männchen	1	1,59	1,47	2	2,15	50	504
Fische	Individuen	1	1,59	1,55	2	2,15	50	530
Tagfalter: univoltine	Individuen	1	1,59	1,3	1	3,90	67	530
Tagfalter: Segelfalter	territoriale $\sigma' \sigma'$	1	1,59	0,65	1	3,90	67	270
Tagfalter: bivoltine	Individuen	1	1,59	1,3	1	3,90	133	1000
Heuschrecken: einjährige	Individuen	1	1,59	1,25	1	3,90	67	520
Heuschrecken: mit überlappenden Generationen	Individuen	1	1,59	1,25	2	3,90	67	1000

dienen: als eine univoltine Heuschreckenart mit überlappenden Generationen wird für den Warzenbeißer (*Decticus verrucivorus*) eine Mindestpopulationsgröße von 1000 Individuen gefordert. Eine Untersuchung von WEIDEMANN et al. (1990) im Voralpenland ergab eine Dichte von 3,2 Individuen/ha, daraus folgt eine Mindestflächengröße von 3,2 ha. An diesem Beispiel wird auch deutlich, daß die so gewonnenen Zahlen vorsichtig interpretiert werden müssen. Im vorliegenden Fall basiert z.B. die Berechnung nur auf einer einzigen Untersuchung.

Das Modell weist einige Schwächen auf (s. SACHTELEBEN & RIESS 1997). Ein Vergleich mit durch Computersimulationen gewonnenen Werten zeigt aber, daß die im vorliegenden Modell berechneten Werte wesentlich höher liegen, der Fehler also nicht zu Ungunsten des Naturschutzes ausfällt. Der Vorteil des Modelles liegt darin, daß er für eine große Zahl von Arten Berechnungen erlaubt und daß es immerhin präziser ist als in der Literatur genannte „Dauenwerte“.

4. Metapopulations-Modelle im ABSP

Metapopulationsmodelle berücksichtigen weniger Schwankungen in der Größe einzelner Populationen als vielmehr das Aussterben und die Neubesiedelung ganzer Lokalpopulationen. Sie sind von daher auch viel eher in der Lage auch Isolationseffekte zu berücksichtigen, da diese bei der Neubesiedelung eine große Rolle spielen. Im Rahmen des ABSP wurden zwei einfache Metapopulationsmodelle verwendet: zum einen ein einfaches mathematisches Modell mit

Hilfe einer logistischen Regression, zum anderen ein Modell von HANSKI (1994), welches als ökologisches Modell eine biologische Erklärung für die Modellvorhersagen bietet.

Die logistische Regression wurden erstmals von THOMAS et al. (1992) zur Interpretation von Metapopulationen verwendet. Dabei wird die Wahrscheinlichkeit des Vorkommens einzelner Arten auf einer Fläche in Abhängigkeit von der Flächengröße und der Entfernung zum nächsten besiedelten Standort berechnet und auf ihre statistische Signifikanz hin überprüft (vgl. Abb. 1).

Dieses Verfahren wurde bei einer Rahmenkonzeption für das ABSP-Umsetzungsprojekt „Auerbergland“ (Landkreise Weilheim-Schongau und Ostallgäu) verwendet. Das Projekt wird maßgeblich von der Direktion für Ländliche Entwicklung München gesteuert und u.a. durch LEADER-Mittel gefördert. Die Naturschutzverwaltung ist über die Förderung von Landschaftspflegeplänen und im Rahmen der Umsetzung von Naturschutzmaßnahmen beteiligt. Aus naturschutzfachlicher Sicht besonders bedeutsam sind dabei verschiedene Feuchtlebensräume – von Hochmooren über Streuwiesen bis zu Streuwiesenbrachen und Feuchtwiesen.

Ziel des Rahmenkonzeptes war es, Prioritäten für die naturschutzfachliche Arbeit zu setzen. In diesem Zusammenhang wurden nicht nur vordringlich durchzuführende Maßnahmen auf den schon bestehenden wertvollen Flächen festgelegt, sondern auch Mindestflächengrößen für z.B. über eine Extensivierung neu zu schaffende „Trittsteine“ zwischen den Bio-

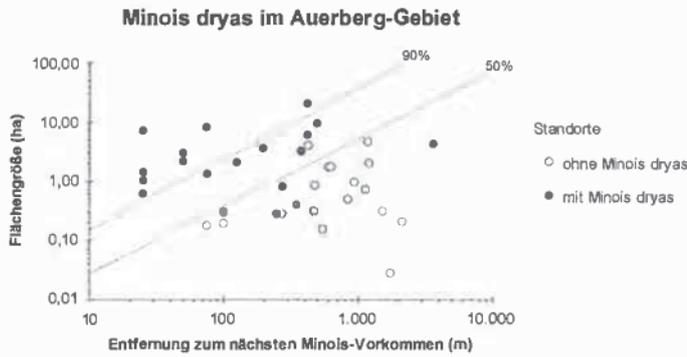


Abbildung 1
Vorkommensfunktion von *Minois dryas* im Auerberg-Gebiet

topkomplexen definiert.

Dazu wurden in einem Ausschnitt des Projektgebietes vergleichsweise leicht erfassbare Insektenarten kartiert, die als Leitarten für die repräsentativen Lebensräume gelten können: Hochmoor-Gelbling (*Colias palaeno*) für Hochmoore, Riedteufel (*Minois dryas*) und Enzian-Ameisenbläuling (*Maculinea alcon alcon*) für Streuwiesen, Warzenbeißer (*Decticus verrucivorus*) für Streuwiesen-Magerrasen-Komplexe und Randring-Perlmutterfalter (*Boloria eunomia*) für Streuwiesenbrachen. Bei der Berechnung der Besiedlungswahrscheinlichkeiten waren nur drei Größen erforderlich: die Tatsache, ob die betreffende Art auf der Fläche vorkommt oder nicht, die Flächengröße oder die Zahl der Fraßpflanzen (bei oligophagen Arten wie *Maculinea alcon* oder *Procllossiana eunomia*) als indirektes Maß für die Populationsgröße und die Entfernung zum nächsten von der Art besiedelten Standort als Isolationsmaß (Abb. 1). Als Mindest-

flächengröße von „Trittsteinen“ zwischen zwei Komplexen wurde anschließend die Fläche definiert, die theoretisch von der Art mit den größten Flächenansprüchen (*Decticus verrucivorus*) mit mindestens 50%iger Wahrscheinlichkeit besiedelt wird: z.B. wurde für Komplexe, die einen Kilometer auseinanderliegen, als „Trittstein“ (der theoretisch in der Mitte, also 500 m zum nächsten Vorkommen entfernt liegt) eine Fläche von 4,9 ha gefordert (vgl. Abb. 2, Tab. 2).

Das Modell von HANSKI (1994) geht ebenfalls von einfachen Modellvoraussetzungen aus (Übersicht 2): notwendige Daten sind das Vorhandensein (bzw. Nicht-Vorhandensein) einer Art auf einer Fläche (= incidence), die Flächengröße oder andere Parameter als Maß für die Populationsgröße und die Entfernungen der Flächen zueinander, die sich relativ einfach aus den Flächenkoordinaten errechnen lassen. HANSKI's Modell hat den Vorteil, daß es auf ei-

Tabelle 2

Mindestflächengrößen für den Riedteufel (*Minois dryas*) und den Warzenbeißer (*Decticus verrucivorus*) im Auerbergland in Abhängigkeit von der geforderten Besiedlungswahrscheinlichkeit und der Entfernung zum nächsten Standort.

Entfernung nächster Standort (m)	Flächengröße (ha)			
	Riedteufel		Warzenbeißer	
	50%- Wahr- scheinlichkeit	90%- Wahr- scheinlichkeit	50%- Wahr- scheinlichkeit	90%- Wahr- scheinlichkeit
100	0,3	1,8	1,9	11,4
200	0,7	3,8	2,9	17,3
300	1,0	5,9	3,6	22,0
400	1,4	8,2	4,3	26,1
500	1,8	10,5	4,9	29,8
600	2,2	12,9	5,5	33,2
700	2,7	15,3	6,0	36,3
800	3,1	17,7	6,5	39,3
900	3,5	20,2	7,0	42,2
1000	3,9	22,7	7,4	44,9
1250	5,1	29,1	8,5	51,3
1500	6,2	35,7	9,4	57,1
1750	7,4	42,4	10,3	62,6
2000	8,5	49,1	11,2	67,8

Übersicht 2

Das Metapopulationsmodell von HANSKI (1994).

Extinktionswahrscheinlichkeit einer Population:
 $E_i = e/A_i^x$

Immigrationswahrscheinlichkeit einer Population:
 $C_i = 1/(1+(y'/S_i)^2)$
 mit $S_i = \sum p_j \cdot \exp(-\alpha d_{ij}) a_j$

↓

Vorkommensfunktion („incidence function“)
 $J_i = 1/(1+(1+(y'/S_i)^2 \cdot e/A_i^x))$ ohne rescue-Effekt
 $J_i = 1/(1+e'/S_i^2 \cdot A_i^x)$ mit rescue-Effekt

Anpassung mit *maximum-likelihood-function*:
 $ML = -\sum p_i \cdot \ln(J_{i \text{ exp}}) + (1-p_i) \cdot \ln(1-J_{i \text{ exp}})$
 mit i = betrachtete Fläche j = übrige Flächen

notwendig sind nur drei Größen:
 p = Vorhandensein der Art auf der Fläche,
 Art vorhanden: $p = 1$, Art nicht vorh.: $p = 0$
 A = Flächengröße
 d_{ij} = Entfernung der Flächen zueinander

unbekannte durch das Modell ermittelte
 Parameter sind e, x, y', e', α



LEGENDE (AUSSCHNITT)

 Erhalt, Sicherung und Optimierung hochwertiger, funktional zusammenhängender Feuchtgebiete

 Erhalt, Sicherung und Optimierung wichtiger Vernetzungsachsen

 Schaffung und Optimierung von Trittsteinen oder Vernetzungsachsen in der angegebenen Größe (ha), keine Neuaufforstung

 Erhalt, Sicherung und Optimierung von Streuwiesenbrachen; Vergrößerung der Gesamtfläche auf 1,2 ha durch Extensivierung angrenzender Flächen oder Schaffung angrenzender Feuchtwiesenbrachen

Abbildung 2

Ausschnitt aus der Karte „Ziele und Maßnahmen“ für das Naturschutzfachliche Rahmenkonzept „Auenbergland“.

ner ökologischen Erklärung aufbaut: so geht er davon aus, daß die Extinktionswahrscheinlichkeit umgekehrt proportional zur Populations- bzw. Flächengröße ist; die Immigrationswahrscheinlichkeit ist abhängig von einem Isolationsmaß S_i , welches quasi die Entfernungen zu den nächsten besiedelten Standorten gewichtet durch die Flächengröße aufsummiert. Extinktions- und Immigrationswahrscheinlichkeit werden zu einer Vorkommensfunktion (*incidence function*) zusammengefaßt. Neben dem Grundmodell bietet er eine Funktion an, die den sogenannten „rescue-Effekt“ berücksichtigt. Dabei wird der Tatsache Rechnung getragen, daß die Extinktion nicht unabhängig von der Immigration ist:

das Aussterben kleiner Populationen kann durch Immigration verhindert werden. Die in den Vorkommensfunktionen enthaltenen Unbekannten werden durch Optimierung einer *maximum-likelihood-function* ermittelt.

Das HANSKI-Modell wird derzeit im Rahmen eines ABSP- bzw. 5b-Projektes im Nördlinger Ries erprobt. Im Rahmen eines Konzeptes zur Optimierung stark verinselter, aber naturschutzfachlich hochwertiger Kalkmagerrasen wurden auf einem Großteil der Flächen xerotherme Heuschreckenarten erfaßt: Blauflügelige Ödlandschrecke (*Oedipoda coerulea*), Kleiner Heidegrashüpfer (*Stenobothrus stigmaticus*), Westliche Beißschrecke (*Platycleis albopunctata*),

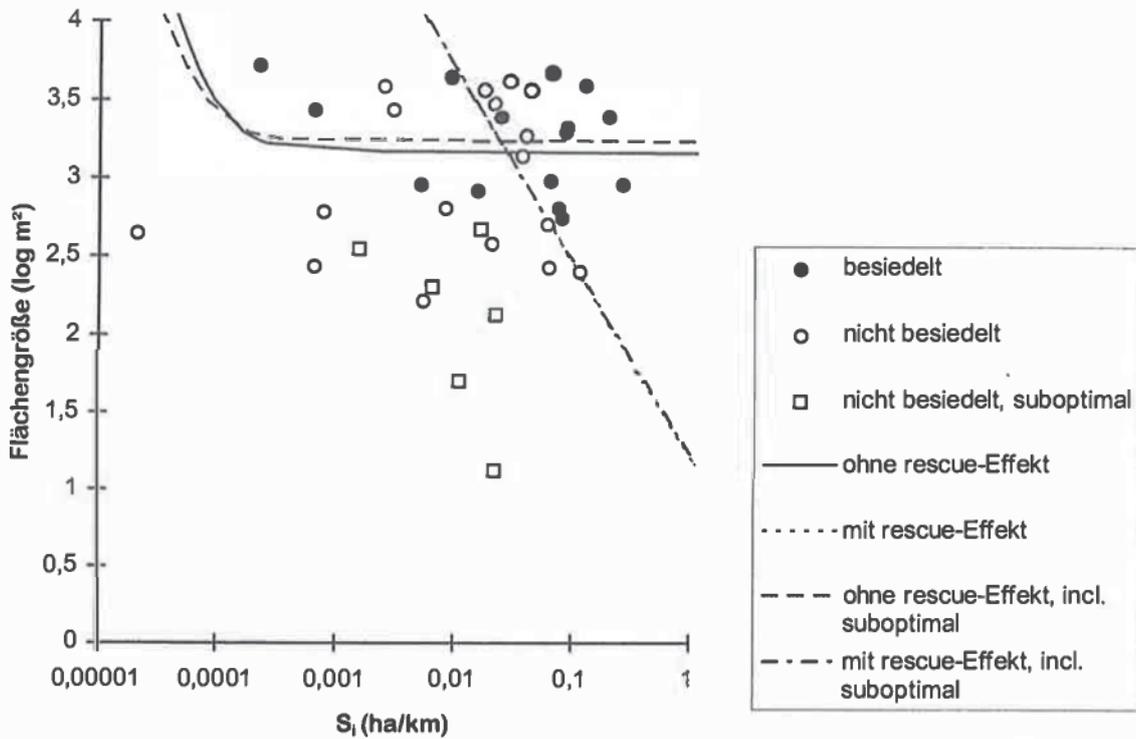


Abbildung 3

Vorkommensfunktion für die Blaüflügelige Ödlandschrecke im Nördlinger Ries, berechnet nach den Modellen von HANSKI (1994); die Linien sind die Linien der 50%igen Vorkommenswahrscheinlichkeiten; S_i ist ein Maß für die Isolation (s. Text), die bei kleinen Werten zunimmt; bei den nicht besiedelten Flächen sind sowohl optimale als auch suboptimale Flächen mit den entsprechenden Wahrscheinlichkeitslinien dargestellt.

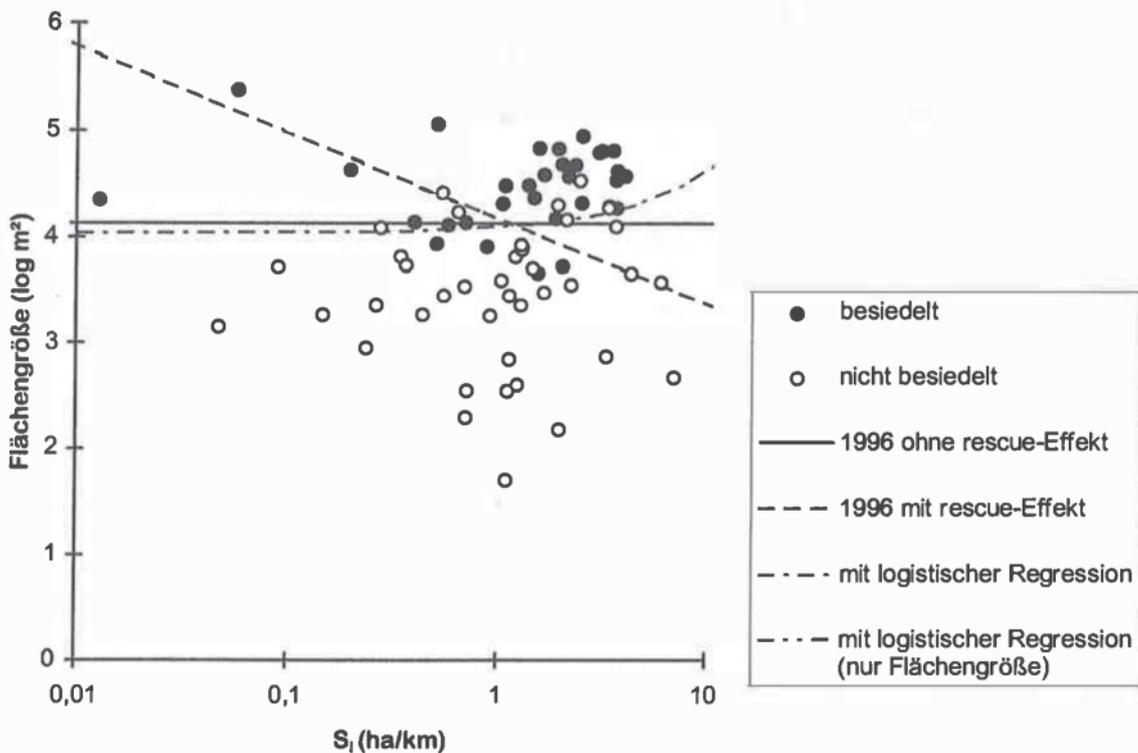


Abbildung 4

Vorkommensfunktion für den Kleinen Heidegrashüpfer im Nördlinger Ries, berechnet nach den Modellen von HANSKI (1994) mit und ohne rescue-Effekt; die Linien sind die Linien der 50%igen Vorkommenswahrscheinlichkeiten; S_i ist ein Maß für die Isolation (s. Text), die bei kleinen Werten zunimmt; zum Vergleich ist die entsprechende durch die logistische Regression berechnete Kurve dargestellt, zum einen mit Flächengröße und Isolationsmaß S_i , zum anderen nur mit der Flächengröße als unabhängige Variable, da der Einfluß der Isolation statistisch nicht signifikant ist.

Rotleibiger Grashüpfer (*Omocestus haemorrhoidalis*), Verkannter Grashüpfer (*Chorthippus mollis*) und Heidegrashüpfer (*Stenobothrus lineatus*). Ähnlich den Berechnungen mit Hilfe der logistischen Regression lassen sich auch hier Linien gleicher Wahrscheinlichkeit bestimmen, bzw. für jede Flächengröße und jeder räumlichen Konfiguration Vorkommenswahrscheinlichkeiten berechnen (Abb. 3, 4). Aus Abb. 3 wird deutlich, daß das Modell relativ robust gegenüber der fehlerhaften Einschätzung von nicht besiedelten, aber besiedelbaren Flächen ist: unabhängig davon, ob die vom Kartierer aufgrund seiner tierökologischen Erfahrungen als suboptimal klassifizierten Flächen in die Berechnung miteinbezogen werden oder nicht, sind die entsprechenden Vorkommensfunktionen (nahezu) identisch. Abb. 4 verdeutlicht, daß die durch die logistische Regression berechnete Funktion und die Vorkommensfunktion ohne *rescue*-Effekt praktisch gleich sein können, die logistische Regression also eine gute Näherung für zumindest einen Teil des HANSKI-Modelles darstellen kann. Die Vorkommensfunktionen sollen dazu verwendet werden, innerhalb des Projektgebietes Bereiche festzulegen, in denen bei geringstmöglichem Aufwand die größten Erfolge (d.h. Besiedlungswahrscheinlichkeiten) erwartet werden können.

Beide Metapopulationsmodelle haben den Vorteil, daß die zugrundeliegenden Daten zeitsparend erhoben werden können (die Geländearbeit in beiden Untersuchungen betrug nur wenige Tage); der Nachteil besteht u.a. darin, daß die Grundannahme der Modelle, daß es sich um Metapopulationen handelt, die sich in einem Gleichgewicht befinden, nicht zwangsläufig gegeben ist und in solchen Fällen Fehlinterpretationen vorprogrammiert sind.

5. Ausblick

Die Erfahrungen mit einfachen Modellen bei der Erstellung und Umsetzung des ABSP sind zunächst vielversprechend. Ihr Vorteil liegt vor allem darin, daß sie trotz relativ geringen Aufwandes Aussagen zu Mindestflächengrößen und maximal tolerierbarer Isolation erlauben und sich daher als praxistauglich erwiesen haben. Trotz der Mängel und Ungenauigkeiten dieser einfachen Modelle wird die praktische Arbeit vermutlich auch in Zukunft auf solchen einfachen Modellen aufbauen müssen, da die Datenrecherche für genauere Modelle in aller Regel nicht möglich ist. Allerdings müssen die Modelle nach Möglichkeit noch verbessert und anhand verschiedener Untersuchungen validiert werden (z.B. HANSKI et al. 1996). Aufgrund dieser Unsicherheiten kann die Anwendung der Modelle zum derzeitigen Zeitpunkt nur im Rahmen eines entwickelnden Naturschutz empfohlen werden, nicht aber zur Einschätzung der disponierbaren Fläche im Rahmen von Eingriffsvorhaben.

Literatur

- FRANKLIN, I.A. (1980): Evolutionary change in small populations. In: SOULÉ, M.E. & B.A. WILCOX (Hrsg.), conservation biology: an evolutionary-ecological perspective. – Sunderland.
- GOODMAN, D. (1987): The demography of chance extinction. In: SOULÉ, M. E. (Hrsg.), viable populations for conservation. – Cambridge.
- HANSKI, I. (1994): A practical model of metapopulation dynamics. – J.Anim. Ecol. 63: 151-162.
- HANSKI, I.; A. MOILANEN; T. PAKKALA & M. KU-
USSAARI (1996): The quantitative incidence function model and persistence of an endangered butterfly metapopulation. – Conserv. Biol. 10: 578-590.
- HOVESTADT, T.; J. ROESER & M. MÜHLENBERG (1991): Flächenbedarf von Tierpopulationen. – Jülich.
- LOESCHKE, V. (1988a): Biogeographie und Artenschutz. – Naturwiss. Rundschau 41: 261-265.
- (1988b): Populationsgenetik und Artenschutz. – Naturwiss. Rundschau 41: 310-314.
- RIESS, W. (1988): Das bayerische Arten- und Biotopschutzprogramm (ABSP). – Natur und Landschaft 63: 295-297.
- SACHTELEBEN, J. (2000): Naturschutzfachliche Bedeutung von Modellen der Inselökologie für Invertebraten und Gefäßpflanzen auf Kalkmagerrasen in Süddeutschland. – Agrarökologie 36: 1-174.
- SACHTELEBEN, J. & W. RIESS (1997): Flächenanforderungen im Naturschutz, Ableitung unter Berücksichtigung von Inzuchteffekten, I. Das Modell. – Naturschutz und Landschaftsplanung 29: 336-344.
- SOULÉ, M.E. (1980): Thresholds for survival: maintaining fitness and evolutionary potential. In: SOULÉ, M.E. & B.A. WILCOX (Hrsg.), conservation biology: an evolutionary-ecological perspective. – Sunderland
- StMLU (Bayerisches Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen)(Hrsg.)(1995): Arten- und Biotopschutzprogramm Bayern, Allgemeiner Band. – München.
- THOMAS, C.D; J.A. THOMAS & M.S. WARREN (1992): Distribution of occupied and vacant butterfly habitats in fragmented landscapes. – Oecologia 92: 563-567.
- WEIDEMANN, S.; O. STIEDL & K. KALMRING (1990): Distribution and population density of the bushcreeper *Decticus verrucivorus* in a damp-meadow biotope. – Oecologia 82: 369-373.

Anschrift des Verfassers:

Dr. Jens Sachteleben
Projektgruppe ABSP
PAN Partnerschaft
Rosenkavalierplatz 10
D-81925 München

Berichte der ANL 23 (1999)

Herausgeber:

Bayerische Akademie für Naturschutz
und Landschaftspflege (ANL)

Seethaler Str. 6

D - 83406 Laufen

Telefon: 086 82/89 63-0,

Telefax: 086 82/89 63-17 (Verwaltung)

086 82/89 63-16 (Fachbereiche)

E-Mail: Naturschutzakademie@t-online.de

Internet: <http://www.anl.de>

Die Bayerische Akademie für Naturschutz
und Landschaftspflege ist eine dem
Geschäftsbereich des Bayerischen Staatsministeriums
für Landesentwicklung und Umweltfragen
angehörige Einrichtung.

Schriftleitung und Redaktion:

Dr. Notker Mallach, ANL

Für die Einzelbeiträge zeichnen die
jeweiligen Autoren verantwortlich.

Die Herstellung von Vervielfältigungen
– auch auszugsweise –
aus den Veröffentlichungen der
Bayerischen Akademie für Naturschutz
und Landschaftspflege sowie deren
Benutzung zur Herstellung anderer
Veröffentlichungen bedürfen der
schriftlichen Genehmigung unseres Hauses.

Erscheinungsweise:

Einmal jährlich

Dieser Bericht erscheint verspätet

Ende des Jahres 2000

Bezugsbedingungen:

Siehe Publikationsliste am Ende des Heftes

Titelbild:

Ideale Ausprägung eines Biotopverbundes im Bachtal bei
Chossewitz/Brandenburg mit Silbergrasfluren, Feuchtwiesen,
Kleingewässern und Streuobst. (Foto: A. Ringler)

Satz: Fa. Hans Bleicher, 83410 Laufen

Druck und Bindung: Lipll Druckservice
84529 Tittmoning

Druck auf Recyclingpapier (100% Altpapier)

ISSN 0344-6042

ISBN 3-931175-60-X

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: [Berichte der Bayerischen Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege \(ANL\)](#)

Jahr/Year: 1999

Band/Volume: [23](#)

Autor(en)/Author(s): Sachteleben Jens

Artikel/Article: [Berechnung von Mindestflächengrößen und der maximal tolerierbaren Isolation im Rahmen des ABSP 105-111](#)