

VOLKMAR KUSCHKA<sup>1</sup>; GERD LEHMANN & ULRICH MEYER

## Zur Arbeit mit Bodenfallen

Die Bodenfallenfangmethode ist, seit sie 1931 zum ersten Mal von BARBER zum Fang von Höhlentieren eingesetzt wurde, zu einer der bedeutendsten Methoden der feldzoologischen Forschung geworden. Sie liefert Ergebnisse für die Systematik durch die Erfassung neuer Arten, für die Faunistik durch Verbreitungsangaben, für die Bionomie mit Angaben über Reifezeit, Ernährung und Aktivitätszeit von Tieren und vor allem für die Ökologie (Bindung an biotische und abiotische Umweltfaktoren, Vergleich und Feststellung von Lebensgemeinschaften, Sukzessionsbildung, Biotopvergleiche, Angaben über Parasitismus, Epökie und Phoresie, Bestimmung der Biomasse, intragenerische Isolation) [8]. Besonders in letzter Zeit gewinnt die Methode aber auch an Bedeutung für die Untersuchung der Wirkung von Herbiziden und Insektiziden auf die Tierwelt [4], [18], für andere landwirtschaftswissenschaftliche Forschungen [5], [6], [14], sowie für landeskulturelle Forschungen [22 u. a.]. Mit Hilfe der Bodenfallen lassen sich vor allem alle agilen Tiere des Epigaions erfassen [1], [25]. Einige Autoren [8 z. B.] wenden diese Methode darüber hinaus zur Erfassung der agilen Fauna auch anderer Straten der Zoozönose an. Ein quantitativer Fang aus diesen Straten erscheint uns jedoch recht fehlerhaft. Wir haben diese Methode besonders auf ihre Anwendung für synökologische Untersuchungen hin getestet. So liefert der Bodenfallenfang Aussagen über die Tagesaktivität bestimmter Tierarten [18], [19], [24], die Jahresdynamik der Arten, also das Aspektverhalten [18], [19] und die Aktivitätsdichte [1], [2], [8], [9], [18], [20], [24], [25].

### 1. Technik des Bodenfallenfanges und mathematische Auswertung der Fangbedingungen

Als Fallen werden Gefäße in den Boden eingegraben, die so eine glatte Innenfläche haben, daß die Tiere daran keinen Halt finden, z. B. Marmeladen- oder Einweckgläser, die wir auch verwendeten, (evtl. auch mit reusenartig eingeschnittenem Deckel) Plastbecher oder lackierte Konservenbüchsen. Die Fallen werden so in den Boden eingegraben, daß sie mit dem Rand etwa 1 cm über die Bodenoberfläche hinausragen. Dann wird der Boden um die Falle herum angehäuft, so daß er mit dem Rand abschließt. Dadurch kann kein Niederschlagswasser in die Falle laufen. Ebenfalls zum Schutz vor Niederschlag werden die Fallen in etwa 5 cm Höhe mit Glas, Blech oder Plast überdacht. Bei uns bewährten sich Pappdächer, die wir mit grünem Nitrolack lackierten, so daß sie wasserfest und getarnt waren. Ein Vorteil dieser Dächer ist ihre leichte Herstellbarkeit und ihr geringer Preis. Außerdem beeinflussen sie das Mikroklima der Falle weit weniger als Glas, Blech oder Plast. Bedeutsam für die Fängigkeit ist der Öffnungsdurchmesser der Fallen, für den in der Literatur Werte von 45–100 mm bzw. in [2] auch 230 mm angegeben sind. Wir wollen in diesem Abschnitt auf die Angabe der einzelnen Quellen verzichten, da die Methodik, außer aus

<sup>1</sup> Adresse: VOLKMAR KUSCHKA, R.-Wagner-Str. 9, Flöha, 9380.

[16], allen angegebenen Quellen entnommen wurde. Von uns wurden vier verschiedene Fallengrößen (Fallentyp I—IV) eingesetzt. In Tabelle I haben wir die Öffnungsdurchmesser der Fallen ( $d_F$ ), die Dauer des Einsatzes der einzelnen Fallentypen bezogen auf eine Falle ( $t_F$ ) und den Fang, der mit den einzelnen Fallentypen erzielt wurde, zusammengestellt.

Tabelle I

Die Fängigkeit der von uns eingesetzten Fallentypen in den neun untersuchten Ökosystemen,  $M_F$  . . . Fangquote der Fallen

Fallentyp	$d_F$ in cm	$t_F$ in h	$M_{Fges}$	$M_F/h$
I	5,6	1948,50	215	0,1100
II	5,8	2441,00	165	0,0676
III	7,4	25756,25	2988	0,1160
IV	8,5	1421,50	68	0,0478

Wir beziehen uns dabei auf den Einsatz der Fallen in neun naturnahen Ökosystemen im Zeitraum von Ende April bis Mitte Oktober 1982. Bei diesen naturnahen Ökosystemen handelt es sich um drei Sumpfwiesen (*Magnocaricion elatae*), zwei Erlenbrüche (*Alnion glutinosae*), zwei Birkenwälder (*Betulo-Franguletea*) und zwei Stieleichen-Birken-Wälder (*Pteridio-Quercetalia*). Zumindest die Fallentypen I, II und III kamen dabei auch in verschiedenen Ökosystemen zum Einsatz, so daß die Differenzen im Fang tatsächlich weitgehend auf die Fängigkeit der Fallen selbst zurückzuführen sind. Die Fängigkeit steigt also durchaus nicht proportional zur Fallengröße an. Das dürfte mit den durch unsere Methodik bedingten Verlusten zusammenhängen. Wir haben im Unterschied zu den meisten Autoren, die Formalin oder Ethylenglykol bzw. auch Wasser als Fangflüssigkeit einsetzten, ohne Fangflüssigkeit gearbeitet, weil es bei unserer Methode auf Lebendfang ankommt, was später noch eingehender erläutert wird.

Allgemein sollten in jedem Gebiet immer mehrere Fallen aufgestellt werden. Wir setzten aufgrund der Kleinflächigkeit der Untersuchungsgebiete jeweils drei, in wenigen Gebieten auch zwei Fallen ein. Die meisten Autoren verwendeten Fallengruppen von 2—4 Einzelfallen bis 12 Fallen. Teilweise wurden Fangquartiere mit drei Fallen, die ein gleichseitiges Dreieck von 20 m Seitenlänge bildeten, oder auch Zonenfänge mit streifenweise aufgestellten Fallen, die Abstände von 5—500 m hatten, eingesetzt. BOMBOSCH (1962) [2] konnte nachweisen, daß selbst bei 70 Fallen noch keine vollständige quantitative und qualitative Erfassung des Epigaions in seinem Untersuchungsgebiet erreicht wurde. Es sollte also, bei möglichst ökonomischem Einsatz, eine möglichst große Zahl von Fallen angestrebt werden.

Wir haben die Fallen jeweils eine Woche und während der Messung der Aktionsradien einen weiteren Tag aufgestellt und in dieser Zeit zweimal kontrolliert. Auf die Messung des Aktionsradius kommen wir später noch zu sprechen. Allgemein sind Fangzeiten von 3—28 Tagen, bei Spezialuntersuchungen auch 1—2 Tagen, üblich. Unsere Fangzeit liegt also im unteren Drittel dieses Intervalls.

Von einigen Autoren werden Fallen mit Köder verwendet. Diese Fallen sind grundsätzlich nicht für quantitative Aussagen geeignet, da Fallen mit Anlockwirkung immer selektiv wirken. Darauf weisen auch BALOGH [1] und TRETZEL [25] hin. In diesem Zusammenhang sind auch Fallen mit Fangflüssigkeit nicht ganz unbedenklich. So weist SKUHRAVÝ [20], [21] darauf hin, daß Formalin auf bestimmte Carabiden eine Lockwirkung hat und von Ethylenglykol ist diese Lockwirkung schon länger bekannt [8 u. a.]. Auch der Einsatz von Köderfallen zum Wiederfang markierter Tiere, wie ihn

SKUHRAVÝ [17] verwendete, ist sicher nur bei autökologischer Problemstellung vertretbar.

Eingangs wiesen wir bereits darauf hin, daß der Bodenfallenfang als quantitatives Ergebnis primär die Aktivitätsdichte (= Aktivitätsabundanz) der einzelnen Tierarten liefert. Wir möchten uns der Definition des Begriffs „Aktivitätsdichte“ von HEYDEMANN (1961a) [9] anschließen: „Sie kennzeichnet die Zahl der Individuen, die pro Zeitabschnitt eine Grenzlinie bestimmter Länge überschreiten. Diese Grenzlinie wird beim Fallenfang durch den Öffnungsrand dargestellt.“ HEYDEMANN [in 1], [8] [9], zog daraus auch eine praktische Schlußfolgerung, die heute von den meisten Autoren geteilt wird [2], [20]: „Das Fangergebnis steht lediglich in einer direkten Beziehung zum Umfang des Fangglases (nicht zur Fläche der Fangöffnung). Wir können also die Aktivitätsdichte für eine bestimmte Fläche nur bei Festlegung ihres Umfanges und durch Umrechnung auf Grund des Fallenumfanges berechnen (vgl. HEYDEMANN 1956c). Praktisch ist die Berechnung der Aktivitätsdichte ein Linienproblem: Wie viele Tiere überschreiten in einer bestimmten Zeiteinheit eine bestimmte Grenzlinie, möge sie nun kreisförmig (Bodenfalle) oder geradlinig (Fanggraben) sein? Bei Überschreitung der Grenzlinie um die Fallenöffnung fallen die betreffenden Tiere in die Falle.“ Auf diese Grundaussage werden wir im dritten Abschnitt zurückkommen. Die Gesamtfangquote ( $F_{\text{ges}}$ ), auf die sich HEYDEMANN hier bezieht, ist also eine Funktion des Umfanges der Fallenöffnung:  $F_{\text{ges}} = f(U_F)$ . Die Größe der Verluste ( $F_V$ ) ist der Fläche der Fallenöffnung proportional:  $F_V = f(A_F)$ , weil die Tiere zumeist fliegend entkommen und diese Möglichkeit natürlich mit der Fläche der Fallenöffnung wächst. Als Ausdruck des Verhältnisses von Gesamtfang und Verlusten wollen wir die Größe  $c$  einführen:

$c = \frac{F_{\text{ges}}}{F_V}$ . Ein dieser Größe  $c$  proportionaler Faktor  $b$  ist für die einzelnen Fallengrößen berechenbar:  $c \sim b = \frac{U_F}{A_F}$ . Wir haben dieses  $b$  auf einen Grundfallentyp bezogen.

Der Quotient  $b$  würde für  $d \rightarrow 0$ , also Fallen mit unendlich kleinem Öffnungsdurchmesser, theoretisch maximal werden, also maximale Fängigkeit garantieren. Das läßt sich praktisch nicht umsetzen und so haben wir wegen der günstigen Berechenbarkeit eine Grundfalle mit  $b_0 = 1$ , also  $U_F = A_F$ , gewählt. Diese Verhältnisse sind für eine Falle des Öffnungsdurchmessers  $d_F = 4$  cm gegeben. Eine solche Falle stellt unseres Erachtens die praktisch kleinste Variante und damit die Falle mit der maximalen Fängigkeit dar. Als Ausdruck der technisch möglichen Verlustquote wollen wir den spezifischen Fallenindex ( $a_F$ ) einführen:  $a_F = b_F - b_0$ . Diese Größe gibt die theoretische Verlustgröße im Vergleich zur Grundfalle an. In Tabelle II sind die spezifischen Fallenindizes für die von uns verwendeten Fallentypen zusammengestellt.

Nun ist es auch möglich, die Theoretische Fängigkeit ( $F_G$ ), die wir hier auch einführen wollen, aller Fallen eines Gebietes zu berechnen. Dieser Wert dient zur Erhöhung der Vergleichbarkeit der Ergebnisse und zur besseren Determinierbarkeit der Untersuchungsbedingungen. Es ist ja oftmals nicht zu vermeiden, daß auch verschie-

Tabelle II

Der spezifische Fallenindex  $a_F$ , berechnet für die von uns eingesetzten Fallentypen

Fallentyp	$d_F$ in cm	$a_F$
I	5,6	-0,286
II	5,8	-0,310
III	7,4	-0,460
IV	8,5	-0,529

dene Fallentypen in einem Gebiet zum Einsatz kommen. Da  $F_{\text{ges}} = f(U_F) \sim d_F$ , können wir hier weiter der Einfachheit halber mit dem Fallendurchmesser ( $d_F$ ) operieren. Es muß zunächst der durchschnittliche spezifische Fallenindex ( $\bar{a}_F$ ) aller Fallen des Untersuchungsgebietes als gewogenes arithmetisches Mittel [26] berechnet werden. Dann berechnet sich die Theoretische Fängigkeit ( $F_G$ ):

$$F_G = \sum_{i=1}^m d_{Fi} + \bar{a}_F \sum_{i=1}^m d_{Fi} \quad \text{oder} \quad F_G = (1 + \bar{a}_F) \cdot (n_1 d_1 + n_2 d_2 + \dots + n_m d_m)$$

Hierbei ist  $n$  die Zahl der eingesetzten Fallen von dem jeweiligen Fallentyp und  $m$  die Zahl der eingesetzten Fallentypen. Die Theoretische Fängigkeit ( $F_G$ ) drückt die Fallenausstattung eines Gebietes zu einem bestimmten Zeitpunkt aus. Sie erreichte bei uns Werte von 4 bis 12,16 bei einem durchschnittlichen Wert von 9,31.

Es ist uns so auch möglich, die theoretischen Fangquoten der einzelnen Fallentypen, bezogen auf die Fangquote des Fallentyps I, auf Grund des spezifischen Fallenindex ( $a_F$ ) und des Öffnungsdurchmessers ( $d_F$ ) zu berechnen. Der prozentuale theoretische Gesamtfang ist ja proportional dem Fallenumfang und damit dem Fallendurchmesser ( $d_F$ ). Damit ist er berechenbar als prozentualer Anteil des Fallendurchmessers des Fallentyps  $m$  ( $d_{Fm}$ ) am Durchmesser der Öffnung des Fallentyps I ( $d_{FI}$ ). Unter Einbeziehung der Verluste erhält man den prozentualen theoretischen Fang des Fallentyps  $m$  als:

$$F_{m\%} = d_{m\%} + a_m \cdot 100$$

Nun muß nur noch unter Bezugnahme auf die tatsächliche Fangquote des Fallentyps I die theoretische Fangquote ( $F_m$ ) des Fallentyps  $m$  berechnet werden:

$$F_m = \frac{F_I \cdot F_{m\%}}{100\%}$$

Für die von uns verwendeten Fallentypen haben wir diese theoretische Fangquote berechnet.

Tabelle III

Die theoretisch zu erwartende Fangquote (in Fang/h) der von uns eingesetzten Fallentypen bezogen auf den experimentellen Wert des Fallentyps I

Fallentyp	theoretische Fangquote
I	0,1100
II	0,0798
III	0,0948
IV	0,1088

Ein Vergleich mit Tabelle I zeigt, daß die tatsächlichen Werte recht stark von den theoretischen Werten abweichen können. Das liegt sicher sowohl an Abweichungen des Gesamtfanges als auch der Verluste. Die praktischen Werte blieben bei Fallentyp II und IV unter den theoretischen Erwartungswerten, bei Fallentyp III darüber. Die negative Differenz von 15,3% bei Falle II ist noch nicht signifikant. Erheblicher ist die Differenz bei Fallentyp IV. Sie kann durch den Einsatz dieses Typs ausschließlich in einem Erlenbruchwald und von nur einer Falle dieses Typs erklärt werden. Im Erlenbruchwald liegen biotopbedingt alle Fangquoten unter dem Durchschnitt. Hin-

gegen wird bei Fallentyp III ( $d_F = 7,4$  cm) durch die positive Abweichung von 18,3% angezeigt, daß dieser Fallentyp (Einweckglas) recht effektiv ist. Der Fallentyp III ist auch der am häufigsten von uns eingesetzte Typ und wurde in allen untersuchten Ökosystemen benutzt.

Wie groß sind nun die Verluste bei Einsatz von Fallen ohne Fangflüssigkeit? Wir haben dazu zunächst einmal einen Vergleich unserer Fangquoten an verschiedenen Tiergruppen mit den Fangquoten entsprechender Untersuchungen mit Formalinfallen anderer Autoren in naturnahen Ökosystemen angestellt.

Es zeigte sich, daß fast alle von uns erhaltenen Fangquoten im Bereich der Literaturwerte liegen. Bei den Carabidae liegen sie sogar beträchtlich über den maximalen Literaturwerten. Das ist auch bei einigen Kankern, z. B. *Nemastoma lugubre*, der Fall. Unter den Literaturwerten, und hier auch nur geringfügig, liegen unsere Fangquoten nur bei *Coelotes terrestris* (Agelenidae) und *Linyphia hortensis* (Linyphiidae). Unsere Gesamtfangquote aller Gruppen liegt auch innerhalb der aus den Literaturwerten errechneten. Die Nachteile eines Fanges ohne Fangflüssigkeit können also nicht so erheblich sein. Allerdings müssen die Zeitabschnitte bis zur Nachkontrolle des Fanges relativ kurz gehalten werden.

Tabelle IV

Vergleich der von uns bei einigen Arten und Artengruppen erhaltenen Fangquoten aller untersuchten Gebiete mit entsprechenden Werten der Literatur (alle in Fang/h umgerechnet)

Art/Artengruppe	Fangquote lt. Lit.	Quelle	eigene Fangquote
Coleopteren	$9,04 \cdot 10^{-3} - 3,23 \cdot 10^{-2}$	[13]	$2,80 \cdot 10^{-2}$
Spinnen u. Kanker	$6,78 \cdot 10^{-3} - 1,19 \cdot 10^{-1}$	[3], [7], [12]	$7,87 \cdot 10^{-3}$
Carabidae	$2,12 \cdot 10^{-3} - 5,31 \cdot 10^{-3}$	[23]	$1,36 \cdot 10^{-2}$
<i>Carabus coriaceus</i>	$5,23 \cdot 10^{-4}$	[13]	$3,17 \cdot 10^{-5}$
<i>C. nemoralis</i>	$2,30 \cdot 10^{-4}$	[13]	$4,75 \cdot 10^{-5}$
<i>C. cancellatus</i>	$2,09 \cdot 10^{-5}$	[13]	$1,74 \cdot 10^{-4}$
<i>Abax parallelus</i>	$6,07 \cdot 10^{-4}$	[13]	$3,79 \cdot 10^{-3}$
<i>A. ater</i>	$2,43 \cdot 10^{-3}$	[13]	$1,74 \cdot 10^{-3}$
<i>Molops piceus</i>	$1,05 \cdot 10^{-4}$	[13]	$1,90 \cdot 10^{-4}$
<i>Philonthus decorus</i>	$1,05 \cdot 10^{-4}$	[13]	$7,92 \cdot 10^{-5}$
<i>Staphylinus fossor</i>	$2,09 \cdot 10^{-5}$	[13]	$6,34 \cdot 10^{-5}$
<i>Lathrobium brunripes</i>	$2,09 \cdot 10^{-5}$	[13]	$1,58 \cdot 10^{-5}$
<i>Coelotes terrestris</i>	$1,24 \cdot 10^{-3} - 6,83 \cdot 10^{-2}$	[3], [7]	$8,71 \cdot 10^{-4}$
<i>Trochosa terricola</i>	$1,18 \cdot 10^{-4} - 6,70 \cdot 10^{-4}$	[3], [7], [11], [12]	$5,70 \cdot 10^{-4}$
<i>Lepthyphantes tenebricola</i>	$2,09 \cdot 10^{-5} - 6,54 \cdot 10^{-4}$	[3], [7]	$3,80 \cdot 10^{-4}$
<i>Linyphia hortensis</i>	$4,19 \cdot 10^{-5} - 3,58 \cdot 10^{-4}$	[3], [7]	$1,58 \cdot 10^{-5}$
<i>Tapinocyba insecta</i>	$2,63 \cdot 10^{-5} - 5,69 \cdot 10^{-4}$	[3], [7], [11]	$1,43 \cdot 10^{-4}$
<i>Robertus lividus</i>	$2,43 \cdot 10^{-6} - 7,70 \cdot 10^{-4}$	[3], [7], [11], [12]	$9,50 \cdot 10^{-5}$
<i>Nemastoma lugubre</i>	$1,68 \cdot 10^{-4}$	[3]	$8,08 \cdot 10^{-4}$
<i>Paranemastoma quadripunctatum</i>	$4,19 \cdot 10^{-4}$	[3]	$7,13 \cdot 10^{-4}$
<i>Mitostoma chrysomelas</i>	$2,09 \cdot 10^{-5}$	[3]	$1,58 \cdot 10^{-5}$
<i>Lacinius ephippiatus</i>	$2,30 \cdot 10^{-4}$	[3]	$2,38 \cdot 10^{-4}$
<i>Oligolophus tridens</i>	$4,19 \cdot 10^{-4}$	[3]	$4,12 \cdot 10^{-4}$
<i>Pardosa amentata</i>	$4,87 \cdot 10^{-6} - 7,80 \cdot 10^{-4}$	[7], [11], [12]	$3,17 \cdot 10^{-4}$
<i>Pirata hygrophilus</i>	$8,61 \cdot 10^{-4} - 1,36 \cdot 10^{-3}$	[11], [12]	$1,04 \cdot 10^{-5}$
<i>Bathypantes gracilis</i>	$7,79 \cdot 10^{-5} - 1,48 \cdot 10^{-4}$	[7], [11], [12]	$1,11 \cdot 10^{-4}$
<i>Pachygnatha clercki</i>	$9,00 \cdot 10^{-5}$	[12]	$4,75 \cdot 10^{-5}$
gesamt	$2,57 \cdot 10^{-2} - 2,36 \cdot 10^{-1}$	—	$6,14 \cdot 10^{-2}$

Die tatsächlichen Verluste haben wir in einem Experiment untersucht. Bei diesem Experiment setzten wir 10 Fallen des Typs III und eine Falle des Typs IV in einem Erlenbruchwald, einer Sumpfwiese, einem Birkenwald und einem Stieleichen-Birkenwald ein. Die Fallen wurden dreimal kontrolliert, nach 50,5 h, 124 h und 168,5 h. Der gesamte Fang wurde jeweils in den Fallen belassen. In Tabelle V haben wir die Gesamtergebnisse zusammengestellt.

Tabelle V

Fangquoten der Fallen aus vier Gebieten in Abhängigkeit von der Fangdauer der Fallen bei kontinuierlichem Versuchsablauf

Zeit	gefangene Individuen	gefangene Arten
50,5 h	14	8
124 h	51	11
168,5 h	96	22

Erwartungsgemäß steigt mit zunehmender Fangdauer sowohl die Zahl der gefangenen Individuen als auch die der gefangenen Arten. Die Fangquoten liegen nicht besonders hoch, da während des Experiments kühles, wechselhaftes und zeitweilig regnerisches Wetter herrschte. Insgesamt registrierten wir Verluste von 15 Individuen und 5 Arten.

Die Verluste lagen in den einzelnen Gebieten unterschiedlich hoch. Wir haben die theoretischen Verluste (aus  $a_F$  errechnet) und die praktischen Verluste in Tabelle VI gegenübergestellt. Es zeigt sich, daß die Verluste in den meisten Fällen so erheblich unter den Erwartungswerten liegen, daß dies nicht mit der Dunkelziffer zu erklären ist. Sie sind aber zum Teil noch recht hoch (besonders bei der Sumpfwiese). Betrachtet man die qualitative Aufschlüsselung der Verluste (Tabelle VII), dann zeigt sich, daß besonders Carabidae und Gastropoda einen hohen Anteil daran haben. Bei den

Tabelle VI

Vergleich der experimentell in vier Ökosystemen beim Einsatz von Fallen ohne Tötungsmittel eingetretenen Verluste mit theoretisch zu erwartenden Verlusten

Ökosystem	Individuenzahl		Artenzahl	
	experiment.	theoretisch	experiment.	theoretisch
Erlenbruchwald	9,1%	48,3%	11,1%	30,7%
Feuchtwiese	33,3%	46,0%	11,1%	30,1%
Birkenwald	8,9%	46,0%	18,2%	14,8%
Birken-Stieleichen-Wald	7,7%	46,0%	11,1%	30,3%

Tabelle VII

Die qualitative Zusammensetzung der Verluste beim Einsatz von Fallen ohne Tötungsmittel

system. Gruppe	Anteil an Individuenverl.	Anteil an Artenverl.
Carabidae	6 = 40%	2 = 40%
Gastropoda	6 = 40%	1 = 20%
Linyphiidae	2 = 13,3%	1 = 20%
Sphaeriidae	1 = 6,7%	1 = 20%

Carabiden könnte das durch Kannibalismus zustande kommen, bei den Schnecken sicherlich dadurch, daß diese in der Lage sind, die Glaswände der Fallen hinauf zu kriechen und so zu entfliehen. Für Schnecken wird also der Bodenfallenfang keine richtigen quantitativen und qualitativen Ergebnisse liefern.

Die Abhängigkeit der Fangquote an Individuen und Arten von der Fangdauer haben wir auch in den Diagrammen 1 und 2 graphisch dargestellt. Offensichtlich nimmt die Individuen- und Artenzahl weder linear mit der Fangdauer zu, noch ist eine Stagnation am Ende des Experiments zu beobachten. Mit der Fangdauer von 168,5 h ist also hier auch noch keine vollständige qualitative Erfassung des fangbaren Artenbestandes gegeben. Andererseits kann aber auf Grund der Bedingungen des Lebend-

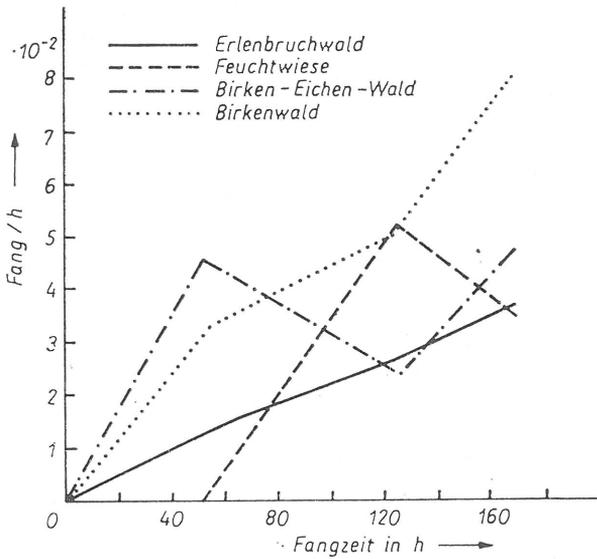


Diagramm 1. Die Abhängigkeit der Fangquote an Individuen von der Fangdauer in vier verschiedenen Ökosystemen eines Waldgebietes

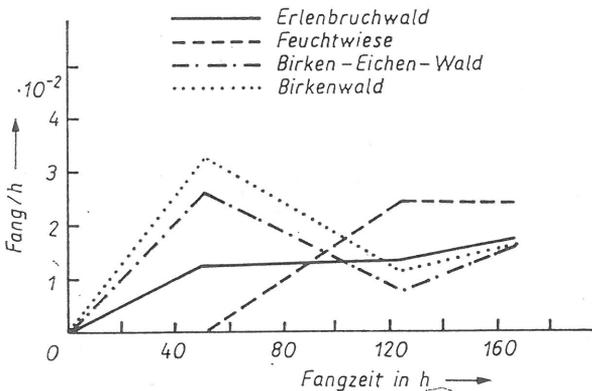


Diagramm 2. Die Abhängigkeit der Fangquote an Arten von der Fangdauer in vier verschiedenen Ökosystemen eines Waldgebietes

fanges (Kannibalismus, Hungertod und Entfliehen) die Fangzeit nicht beliebig verlängert werden. Außerdem konnte BOMBOSCH [2] zeigen, daß die Fangdauer keinen Einfluß auf die stündliche Fangquote hat. Hier kann ein Ausgleich also nur durch den Einsatz möglichst vieler Fallen erfolgen [2]. An den Unterschieden zwischen dem Kurvenverlauf in den einzelnen Ökosystemen ist auch zu erkennen, daß die Fangquote offensichtlich stark vom jeweiligen Raumwiderstand, den jeweils gefangenen Arten und dem Bestandsklima abhängt, also Faktoren, die auch bei gleichem Wetter die Aktivität der Tiere beeinflussen. Hingegen deutet die Ähnlichkeit des Kurvenverlaufs der gefangenen Artenzahl in Abhängigkeit von der Fangdauer auf die ähnlichen Verhältnisse im Birken- und Stieleichen-Birken-Wald hin.

In der Literatur wurde vielfach über die Vor- und Nachteile des Fallenfanges diskutiert. Die zahlreichen Vorteile der Methode lassen sie den bedeutenden Platz in der Methodik besonders der Zoozoologie einnehmen, den sie heute innehat. Dadurch, daß die Fallen mechanisch arbeiten, ist ein Fang ohne tages- und jahreszeitliche Unterbrechung möglich. Es kann auch gleichzeitig an beliebigen Orten, also in beliebigen Biotopen gefangen werden [8], [25]. Man kann die natürliche Aktivität der Tiere registrieren, was besonders im Zusammenhang mit der Untersuchung des Stoff- und Energiewechsels in Ökosystemen von Interesse ist [25]. Außerdem ist ein Fang bei jedem Wetter möglich [8]. Da es sich um eine automatische Fangmethode handelt, ist die Methode weitgehend frei von subjektiven Fehlern und vom Sammelgeschick des Untersuchers weitgehend unabhängig [25]. Das wird von GEILER [6] angezweifelt, der angibt, daß das Fangergebnis je nach Sorgfalt des Einsetzens, der Wartung und Leerung der Bodenfallen stark schwankt. Wir können aber wohl davon ausgehen, daß die Mehrzahl der Autoren, die mit Bodenfallen arbeiten, mit äußerster Sorgfalt vorgegangen ist. Im Zusammenhang mit der Frage der Subjektivität steht die Frage der Vergleichbarkeit der Ergebnisse. Bei sorgfältiger Arbeit und unter Angabe der theoretischen Fängigkeit der eingesetzten Fallen des Untersuchungsgebietes und der Witterung müßte eine recht gute Vergleichbarkeit erreichbar sein, die auf jeden Fall die von Zählmethoden, wie der Quadratmethode, weit übersteigt [25]. GEILER [6] und BOMBOSCH [2] sehen hingegen die Auswertbarkeit des Bodenfallenfanges stark eingeschränkt. BOMBOSCH [2] weist dabei besonders auf die Abhängigkeit der Aktivitätsdichte von den Umwelteinflüssen und vom Eigenklima der Fallen hin. Außerdem hält er die Aktivität für vom Verhalten der Tiere gegenüber der Falle zu stark abhängig. Diese Schlußfolgerung leitet er von Ergebnissen mit Gelbschalen ab und bezieht sie unzulässigerweise auch auf Bodenfallen. Er weist auf die Subjektivität der Arten bezüglich des Bodenfallenfanges hin. Aber gerade in dieser Subjektivität liegt ja der eigentliche Wert und die eigentliche Aussagekraft der Aktivitätsdichte. Da aber Gelbschalen eindeutig auf dem Prinzip der Anlockung beruhen und damit nicht mit den normalen Bodenfallen vergleichbar sind, kann die Subjektivität und mangelnde Vergleichbarkeit nicht verwundern.

Als wesentliche Nachteile der Bodenfallenfangmethode werden die verhältnismäßig geringe Fangziffer angegeben und daß der Erfassungsgrad bei den einzelnen Tiergruppen verschieden ist [25]. Das läßt sich damit ausgleichen, daß man den Bodenfallenfang mit anderen Methoden kombiniert, da es sowieso zu empfehlen ist, die gesamte Zoozönose gleichzeitig und als Gesamtheit durch eine Methodenkombination zu erfassen. HEYDEMANN [9] und SKUHRAVÝ [13] weisen darauf hin, daß kleinere Arten seltener infolge der Größenverhältnisse gefangen werden. Unsere Ergebnisse stützen diese Annahme nur insofern, als auch bei uns eine plötzliche Abnahme der gefangenen Artenzahl bei etwa 2,5 mm zu beobachten war.

Diese Tatsache steht in keinem Widerspruch zu dem von HEYDEMANN (1956) [8] angegebenen Vorteil des Fallenfanges, daß auch kleinere Tiere, die beim Handfang oft

Tabelle VIII  
Die Größen der mit Hilfe von Bodenfallen gefangenen Arten

Größe	Artenzahl	%
41–100 mm	1	0,23
26,1–40 mm	10	2,31
19,1–26,0 mm	41	9,49
13,1–19,0 mm	67	15,51
8,6–13,0 mm	65	15,05
5,6–8,5 mm	67	15,51
2,6–5,5 mm	123	28,47
0,6–2,5 mm	58	13,43
gesamt	432	100,00

übersehen werden, hier quantitativ gefangen werden. So wurden von uns besonders viele Tiere des Größenbereichs 2,6–5,5 mm gefangen.

## 2. Auswertung von Fallenfangergebnissen

Auf die Auswertbarkeit von Fallenfangergebnissen wurde zum Teil schon im ersten Abschnitt eingegangen. Es lassen sich aus dem Fallenfang qualitative, quantitative und strukturelle Ergebnisse gewinnen. Das qualitative Ergebnis wird vorwiegend in Form der Artenliste realisiert und als quantitatives Ergebnis steht uns primär die Aktivitätsdichte zur Verfügung, die wir in Fang pro Stunde und Falle angeben. Sie ist wichtig für die Feststellung der Fortpflanzungszeit, die Ermittlung der biozönotischen Bedeutung der Arten, die Beurteilung der Populationsbewegungen innerhalb eines Areals, die Feststellung der Konkurrenzerscheinungen und Migrationen und die Kenntnis der Jahresperiodizität [9]. Für die Zoozönologie ist neben der Aktivitätsdichte die Abundanz (= Besiedlungsdichte) von großer Bedeutung. „Die Besiedlungsdichte gibt die Zahl an Individuen pro Flächeneinheit zu einem bestimmten Zeitpunkt an.“ (HEYDEMANN [9]). Die Gewinnung der Abundanz (in Individuen/m<sup>2</sup>) ist ein Problem, mit dem sich schon viele Autoren auseinandersetzten. Es wird allgemein als ein Mangel angesehen, daß die Abundanz nicht direkt mit Hilfe des Fallenfanges bestimmt werden kann. Das brachte auch SKUHRAVÝ [20] zum Ausdruck: „Zu untersuchen wäre noch die Frage, in welchem Maße die mit Hilfe der Fallenfangmethode gewonnenen Angaben zur Berechnung oder Korrektur der stationären Abundanzwerte benutzt werden können. HEYDEMANN (1953) und TRETZEL (1955 a) machen darauf aufmerksam, daß mit dem Fallenfang nicht die absolute Individuendichte, sondern nur die Aktivitätsdichte oder Aktivitätsabundanz festgestellt wird, wir müssen also beide quantitativen Aussagen getrennt betrachten.“ Zur Lösung dieses Problems suchte man zunächst nach Beziehungen zwischen Aktivitätsdichte und Abundanz, so HEYDEMANN [in 1]: „Die durch Köderfang ermittelte Aktivitätsdichte kann unter Umständen mit der Besiedlungsdichte (absolute Abundanz) in Beziehung gebracht werden, wenn es gelingt, mit Ködern ein bestimmtes Gebiet auf bestimmte köderempfindliche Arten hin mit Bodenfallen leer zu fangen (SKUHRAVÝ 1956, briefl. Mitteilung). Wichtig ist dabei die Kenntnis der Anlockentfernung.“ (siehe auch [19]). Aufgrund der selektiven Wirkung von beköderten Fallen kommt diese Methode für synökologische Forschungen nicht in Frage und ist auch durch die von vielen Faktoren abhängige und schwer bestimmbare Anlockungsentfernung für autökologische Untersuchungen bedenklich. So nimmt die Anlockwirkung und damit das Verhältnis von

angelockten zu nicht angelockten Individuen der Population mit der Entfernung ab. Die Anlockwirkung ist stark wetterabhängig, z. B. vom Wind. Aufgrund der unterschiedlichen Sinnesleistungen und des unterschiedlichen Verhaltens der Arten wäre das Ergebnis auch nur auf eine Art in einem Gebiet anwendbar und nicht vergleichbar. TRETZEL [25] ist der Meinung, daß die theoretischen Nachteile der Fallenfangmethode bezüglich der Ermittlung der Abundanz keine praktische Bedeutung erlangen. Er schlägt eine separate Behandlung der einzelnen Faunengruppen vor und ist der Meinung, daß nur bei nahe verwandten Arten richtige Abundanzverhältnisse wesentlich sind. Bei synökologischer Aufgabenstellung ist dieser Standpunkt natürlich undiskutabel. HEYDEMANN [9] verglich die Ergebnisse von Fallenfang und flächengebundenem Handfang bei Spinnen miteinander. Er kam zu dem Schluß, daß beide Untersuchungsergebnisse bei vollständiger quantitativer und qualitativer Erfassung der untersuchten Spinnen vergleichbar sind (siehe auch [19]). Das dürfte jedoch nur in Einzelfällen möglich sein. BOMBOSCH [2] hingegen lehnt jegliche Beziehung zwischen Fangquote und Besiedlungsdichte ab. Wir können jedoch davon ausgehen, daß die Fangquote (= Aktivitätsdichte) bei gleichen technischen Bedingungen von der Abundanz und der Aktivität, ausgedrückt durch den Aktionsradius, als variablen Größen abhängt. Bei Kenntnis des Aktionsradius müßte also die Abundanz aus der Aktivitätsdichte berechenbar sein. Der Aktivitätsradius ist die Strecke, die ein Individuum der Population durchschnittlich bei normalem Lebensrhythmus wenigstens eines Tages pro Zeiteinheit zurücklegt.

Einige Autoren [1], [9], [18], [19], [24] versuchen diese Umrechnung über den LINCOLN-Index zu ermöglichen:

$$x = \frac{a \cdot c}{b}$$

- x* ... absolute Zahl der Tiere auf der Fläche
- a* ... Zahl der markierten freigelassenen Tiere
- b* ... Zahl der wiedergefangenen markierten Tiere
- c* ... Zahl der gefangenen nichtmarkierten Tiere

Dazu ist es notwendig, die Tiere lebend zu fangen, sie zu markieren, freizulassen und nach einer bestimmten Zeit wiederzufangen. SKUHRAVÝ [18], [19] fing die Käfer mit Köderfallen zurück. Auf die Problematik des Fallenfanges mit Ködern sind wir ja bereits eingegangen. Bei Arbeit mit dem LINCOLN-Index wird also in Analogie zu unserer Methode mit Lebendfang gearbeitet. Auch die Markierung und der Wiederrfang sind, wie später noch zu erläutern, unserer Methode analog. BALOGH [1] weist aber bereits auf die Bedingungen, an die eine richtige Errechnung der Abundanz mit dem LINCOLN-Index gebunden ist, hin:

1. in der Zeit zwischen Freilassung und Rückfang wird die Population nicht durch Vermehrung größer
2. die Sterblichkeit der gezeichneten und nichtgezeichneten Tiere ist gleich hoch
3. das Versuchsareal wird weder von gezeichneten noch nichtgezeichneten Tieren verlassen und die Population durch keine Immigration vergrößert.

Wir fügen diesen Bedingungen noch eine vierte hinzu: gleichmäßige Vermischung von markierten und nichtmarkierten Individuen der Population. Zumindest in naturnahen Ökosystemen, wie wir sie untersuchten, werden auf Grund der komplizierten Raumstrukturen diese Bedingungen nie alle ausreichend erfüllbar sein, so daß eine Arbeit mit dem LINCOLN-Index hier nicht sinnvoll ist.

Unsere Konzeption der Berechnung der Abundanz aus der Aktivitätsdichte (in Fang/Falle · Fangstunde) und dem Aktionsradius (in cm Weg/h) geht von einer wahr-scheinlichkeitstheoretischen Grundlage aus. Als Ausgangspunkt nehmen wir die Näherung, daß ein sich auf dem Boden fortbewegendes Tier sich in Bezug auf die Falle

ungerichtet bewegt. Damit ist es dem Zufall überlassen, ob ein Tier, in dessen Aktionsfläche (kreisförmige Fläche um das Tier mit dem Radius  $r_A =$  Aktionsradius) eine Falle steht, in dieseläuft oder nicht und das Problem ist wahrscheinlichkeitstheoretisch berechenbar. Die Annahme der Ungerichtetheit der Bewegung ist sicher nicht ganz unproblematisch, aber bei unbeködeten Fallen im allgemeinen eine gute Näherung der tatsächlichen Verhältnisse. Wenn die Tiere zufällig auf die Untersuchungsfläche verteilt sind, was wir in guter Näherung als zweite Prämisse annehmen wollen, dann gilt:

$$M_{Px} = a \cdot r_x \tag{1}$$

Dabei sind  $M_{Px}$  die Anzahl der Tiere, die sich auf einer Kreislinie mit dem Radius  $r_x$  befinden,  $a$  der Proportionalitätsfaktor der Funktion  $M_{Px} = f(r_x)$  und  $r_x$  ein variabler Radius mit  $r_F \leq r_x \leq r_A$  ( $r_F =$  Radius der Falle und  $r_A =$  Aktionsradius). Wir betrachten hier aus mathematischen Gründen die Tiere als punktförmig. Unser Ausgangspunkt beinhaltet auch indirekt HEYDEMANN's [9] Betrachtung des Fallenfanges als Linienproblem. Der Radius  $r_x$  (gerechnet vom Mittelpunkt der Fallenöffnung aus) ist  $M_{Px}$  direkt linear proportional (Abb. 1). Wenn ein Tier vom Punkt  $P_x$  aus in die Falle laufen soll, dann muß die Resultierende seiner Bewegungen innerhalb des Winkels  $\alpha$  verlaufen (Abb. 2). Der Winkel  $\alpha$  errechnet sich dabei jeweils als:

$$\sin \frac{\alpha}{2} = \frac{r_F}{r_x} \tag{2}$$

$$\alpha = 2 \arcsin \frac{r_F}{r_x} \tag{3}$$

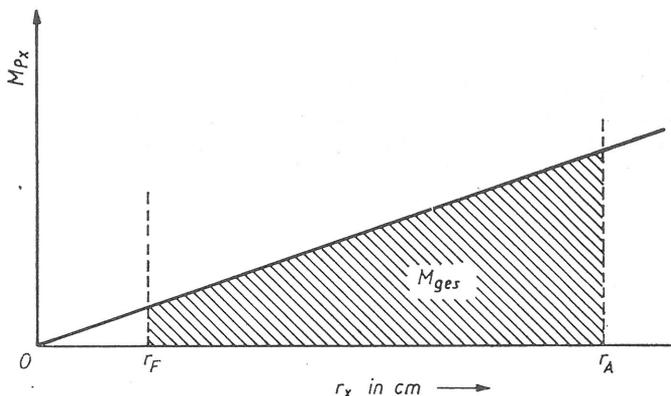


Fig. 1. Die Anzahl der Tiere, die sich auf einer Kreislinie mit dem Radius  $r_x$  befinden, in Abhängigkeit vom Radius  $r_x$

Die Wahrscheinlichkeit  $h_x$ , daß ein Tier vom Punkt  $P_x$  aus in die Falle läuft, errechnet sich dann aus dem Quotienten des Winkels  $\alpha$  zum Vollkreis:

$$h_x = \frac{\alpha}{360^\circ} \tag{4}$$

Diese Errechnung der Wahrscheinlichkeit entspricht der klassischen Definition der Wahrscheinlichkeit (Wahrscheinlichkeit =  $\frac{\text{günstige Ereignisse}}{\text{mögliche Ereignisse}}$ ). Da die Wahrscheinlichkeit  $h_x$  an jedem Punkt  $P_x$  auf der Kreislinie des Radius  $r_x$  gleich groß ist, sind auch

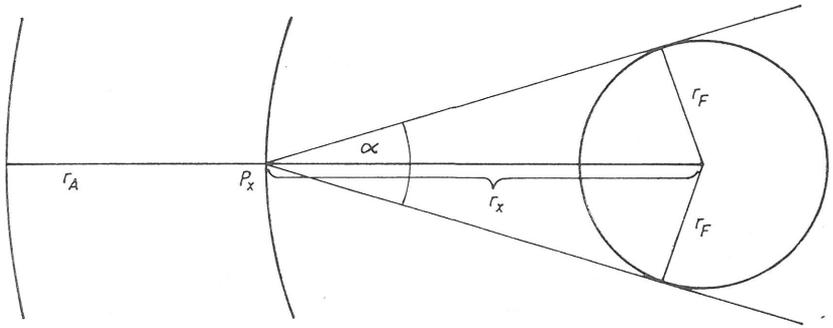


Fig. 2. Geometrische Ableitung der Fangwahrscheinlichkeit für ein Tier am Punkt  $P_x$ : Um in die Falle zu geraten, muß die Resultierende der Bewegungen der Tiere innerhalb des Winkels  $\alpha$  verlaufen

beide Bedingungen des LAPLACESchen Ereignisfeldes erfüllt. Wir können diese Wahrscheinlichkeit auch für beliebige  $r_x$  mit  $r_F \leq r_x \leq r_A$  berechnen:

$$h_x = \frac{2 \arcsin \frac{r_F}{r_x}}{2\pi} \quad (5)$$

$$h_x = \frac{\arcsin \frac{r_F}{r_x}}{\pi} \quad (6)$$

Für einen Fall, der real bei unseren Untersuchungen auftrat, haben wir  $h_x$  in Abhängigkeit von  $r_x$  berechnet und in Diagramm 3 abgetragen. Die Zahl der Tiere, die von der Kreislinie des Radius  $r_x$  aus in die Falle laufen ( $M_x$ ) ist das Produkt aus der Fangwah-

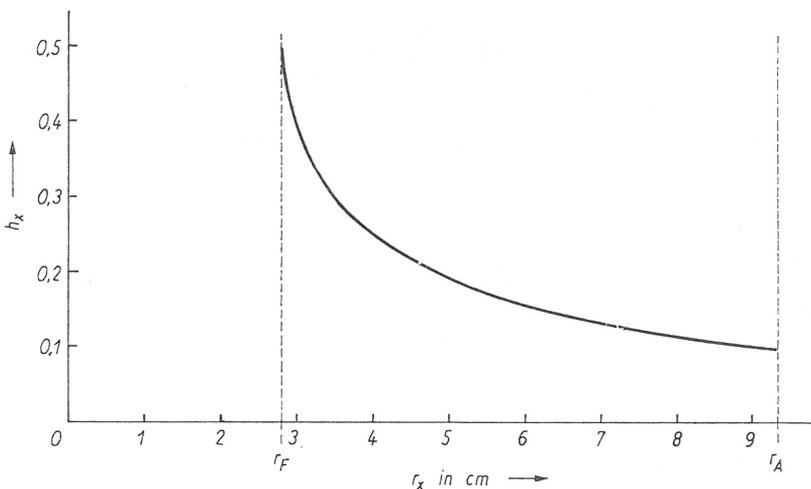


Diagramm 3. Die Wahrscheinlichkeit, daß von der Kreislinie des Radius  $r_x$  aus ein Tier in die Falle läuft ( $h_x$ ) in Abhängigkeit vom Radius  $r_x$  für  $r_F = 2,8$  und  $r_A = 9,31$

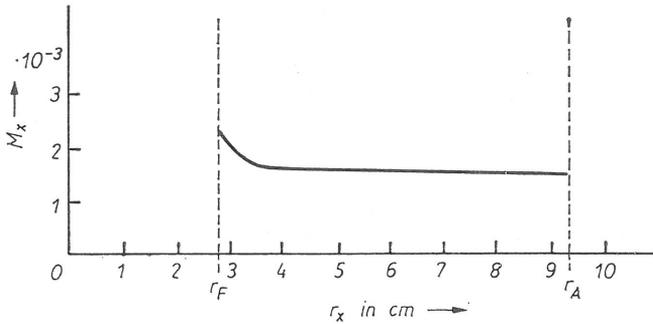


Diagramm 4: Die Abhängigkeit der Anzahl der Tiere, die vom Radius  $r_x$  aus in die Falle laufen ( $M_x$ ) von der Entfernung vom Fallenmittelpunkt ( $r_x$ )

$$r_F = 2,8 \quad r_A = 9,31 \quad a = 1,653 \cdot 10^{-3}$$

scheinlichkeit ( $h_x$ ) und der absoluten Zahl der Tiere auf der Kreislinie ( $M_{Px}$ ):

$$M_x = M_{Px} \cdot h_x \quad \text{oder} \tag{7}$$

$$: (1) \text{ in } (7) \quad M_x = a \cdot r_x \cdot h_x \quad \text{und} \tag{8}$$

$$: (6) \text{ in } (8) \quad M_x = a \cdot r_x \frac{\arcsin \frac{r_F}{r_x}}{\pi} \tag{9}$$

In Diagramm 4 haben wir für den Fall, den bereits Diagramm 3 darstellte,  $M_x = f(r_x)$  berechnet und abgetragen. Es werden also jetzt, nachdem nur ein bestimmter Radius  $r_x$  betrachtet wurde, alle Radien mit  $r_F \leq r_x \leq r_A$  betrachtet. Die Anzahl der gefangenen Tiere ( $M_F$ ) ist also die Summe aller  $M_x$ . Diese Summe ist gleich der Maßzahl der Fläche unter der Funktion (9) (Diagramm 4), also gleich dem bestimmten Integral:

$$M_F = \int_{r_F+0,01}^{r_F+r_A} \left( a \cdot r_x \frac{\arcsin \frac{r_F}{r_x}}{\pi} \right) dr_x \tag{10}$$

Da Tiere einer Größe von 0,1 mm für den Fallenfang in jedem Fall bedeutungslos sind, haben wir die untere Grenze mit  $r_F + 0,01$  (cm) angegeben. Von Gleichung (10) sind uns  $M_F$  (Fangquote in Fang/h · Falle) und  $r_x$  (aus Aktionsradius  $r_A$  und Fallenradius  $r_F$ ) gegeben. Nun ist es uns möglich, den Proportionalitätsfaktor  $a$  zu berechnen:

$$M_F = \frac{a}{\pi} \int_{r_F+0,01}^{r_F+r_A} \left( r_x \arcsin \frac{r_F}{r_x} \right) dr_x \tag{11}$$

Da das Integral aus Gleichung (11) in einschlägigen Tafelwerken nicht aufgeführt ist, berechneten wir es durch eine Kombination der Methode der partiellen Integration mit der Substitutionsmethode:

$$M_F = \left( \frac{a \cdot r_x^2}{2\pi} \arcsin \frac{r_F}{r_x} \right) \Big|_{r_F+0,01}^{r_F+r_A} + \frac{a \cdot r_F}{2\pi} \int_{r_F+0,01}^{r_F+r_A} \frac{r_x}{\sqrt{r_x^2 - r_F^2}} dr_x \tag{12}$$

$$M_F = \left( \frac{a \cdot r_x^2}{2\pi} \arcsin \frac{r_F}{r_x} \right) \Big|_{r_F+0,01}^{r_F+r_A} + \frac{a \cdot r_F}{2\pi} \sqrt{r_x^2 - r_F^2} \Big|_{r_F+0,01}^{r_F+r_A} \tag{13}$$

$$M_F = \frac{a}{2\pi} \left[ \left( r_x^2 \arcsin \frac{r_F}{r_x} + r_F \sqrt{r_x^2 - r_F^2} \right) \right]_{r_F+0,01}^{r_F+r_A} \quad (14)$$

$$a = \frac{2\pi M_F}{\left( r_x^2 \arcsin \frac{r_F}{r_x} + r_F \sqrt{r_x^2 - r_F^2} \right) \Big|_{r_F+0,01}^{r_F+r_A}} \quad (15)$$

Es ist uns jetzt möglich, die Gesamtmenge der Tiere auf der Aktionsfläche ( $M_{\text{ges}}$ ) als Summe der Tiere auf allen Kreislinien ( $M_{P_x}$ ) innerhalb des Aktionsradius zu berechnen (siehe auch Abb. 1):

$$M_{\text{ges}} = \int_{r_F+0,01}^{r_F+r_A} M_{P_x} dr_x \quad \text{und} \quad (16)$$

$$:(1) \text{ in } (16) \quad M_{\text{ges}} = \int_{r_F+0,01}^{r_F+r_A} (a \cdot r_x) dr_x \quad (17)$$

$$M_{\text{ges}} = \frac{a}{2} r_x^2 \Big|_{r_F+0,01}^{r_F+r_A} \quad (18)$$

$$M_{\text{ges}} = \frac{a}{2} [(r_F + r_A)^2 - (r_F + 0,01)^2] \quad (19)$$

Da die Aktionsfläche durch den Aktionsradius gegeben ist, können wir daraus die Endformel zur Berechnung der Abundanz ( $M/m^2$ ) aus der Aktivitätsdichte ( $M_F$ ) und dem Aktionsradius ( $r_A$ ) direkt ableiten:

$$M/m^2 = \frac{M_{\text{ges}} \cdot 10^4}{\pi [(r_F + r_A)^2 - (r_F + 0,01)^2]} \quad (20)$$

$$:(19) \text{ in } (20) \quad M/m^2 = \frac{a [(r_F + r_A)^2 - (r_F + 0,01)^2] \cdot 10^4}{2\pi [(r_F + r_A)^2 - (r_F + 0,01)^2]} \quad (21)$$

$$:(15) \text{ in } (21) \quad M/m^2 = \frac{M_F \cdot 10^4}{\left( r_x^2 \arcsin \frac{r_F}{r_x} + r_F \sqrt{r_x^2 - r_F^2} \right) \Big|_{r_F+0,01}^{r_F+r_A}} \quad (22)$$

Die Zeitabhängigkeit der Aktivitätsdichte und des Aktionsradius wird dadurch mit eingerechnet, daß beide Angaben jeweils auf 1 h bezogen werden und so die Zeit auf die Abundanz keinen direkten Einfluß mehr hat. Mit der angegebenen Formel kann eine Näherung der durchschnittlichen Abundanz durch Einsetzen der Grenzen des Integrals direkt berechnet werden. Da die untere Grenze nur vom Fallenöffnungsradius ( $r_F$ ) abhängt, kann dieser Teil des Divisors für die einzelnen Fallentypen tabelliert werden.

Tabelle IX

Die unteren Grenzen des Divisors unserer Formel für die Berechnung der Abundanz für die von uns eingesetzten Fallentypen

Fallentyp	$r_F$	untere Grenze des Divisors
I	2,80	12,4000
II	2,90	13,2984
III	3,70	21,6170
IV	4,25	28,3744

Die von uns erhaltene Endformel erscheint nun recht voluminös und unübersichtlich. Wir haben deshalb mit Berechnungstabellen gearbeitet, in die wir die gegebenen Größen ( $M_F$  und  $r_A$ ) als Durchschnittswerte, den Divisor und das Endergebnis eingetragen haben bei laufender Numerierung der zu berechnenden Abundanzen. Der Rechenaufwand ist auch recht gut zu bewältigen. Schon mit einem handelsüblichen Taschenrechner (z. B. MR 609) kann das Endergebnis bereits in zwei Rechenschritten erhalten werden:

1. Berechnung des Divisors,
2. Berechnung der Abundanz.

Wir haben mit dieser Formel über 100 Abundanzen berechnet. Einige Ergebnisse sind im letzten Abschnitt vorgestellt.

Damit sind aus dem Fallenfang zwei, unabhängig voneinander zu betrachtende, quantitative Angaben ableitbar: die Aktivitätsdichte und die Abundanz. Die Aktivitätsdichte ist von den Untersuchungsbedingungen abhängig und gestattet Einblicke in die Intensität der Konsumtion im Ökosystem. Die Abundanz ist von den Untersuchungsbedingungen unabhängig und steht in Beziehung zur Biomasse, also dem Umfang der Konsumtion im Ökosystem. Beides sind absolute Größen. Als relative Größen werden davon vielfach die Flächendominanz und die Aktivitätsdominanz abgeleitet. Diese Größen geben die Abundanz bzw. Aktivitätsdichte einer Art im Vergleich zur Abundanz bzw. Aktivitätsdichte aller erfaßten Arten an. Wir haben diese Größen nicht verwendet, da bereits aus den absoluten Größen eine gute quantitative Einstufung der Arten möglich ist und Dominanzen bei unserer differenzierten qualitativen Betrachtung nicht sinnvoll wären.

Betrachten wir nun die qualitative Seite des Fallenfanges. Wenn man die Quantität und Qualität als Einheit sieht, dann sind die qualitativen Ergebnisse nicht einfach mit einer Artenliste auszudrücken. Zu beachten sind dabei vielmehr die Größenverhältnisse und die Position der Arten in der Nahrungskette des Ökosystems. Auf die Notwendigkeit einer differenzierten Betrachtung der Arten entsprechend ihrer Körpergröße weist bereits TISCHLER [24] hin: „Will man die Dominanz oder relative Häufigkeit einer Art im Vergleich zu anderen Organismen desselben Lebensraumes nach ihren Individuenzahlen herausstellen, so dürfen nur Gruppen gleicher Größenkategorie miteinander verglichen werden.“ Auch HEYDEMANN [9] weist auf dieses Problem hin, indem er mit größengleichen Spinnengruppen arbeitet. Heute wird eine Größenklassifikation der Bodenfauna verbreitet angewendet [1], [24], die von FENTON (1947), VAN DER DRIFT (1950), DUDICH, BALOGH und LOKSA (1952), MURPHY (1953 a, b), VARGA (1953) u. a. entwickelt wurde:

1. Mikrofauna (bis 0,2 mm): Protozoen, Rotatorien, Tardigraden, Nematoden z. B.
2. Mesofauna (0,2—2 mm): Acarinen, Collembolen, Nematoden z. B.
3. Makrofauna (2—20 mm): Isopoden, Diplopoden, Chilopoden, Coleopteren, Araneen, Gastropoden, sonstige Arthropoden z. B.
4. Megafauna (>20 mm): Wirbeltiere, Regenwürmer, Arthropoden, z. B. Diplopoden, Coleopteren usw.

Diese Größenskala ist für den Fallenfang nicht zweckmäßig, da sie mit der Mikrofauna und einem Teil der Mesofauna Größenklassen umfaßt, die durch den Fallenfang nicht mehr erfaßbar sind und im Bereich der Makro- und Megafauna zu große Größengebiete zusammengefaßt werden, die unter produktionsökologischer Sicht kaum vergleichbar sind. So würde die Makrofauna z. B. sowohl Sphaeridiinae als auch große Carabidae umfassen. Wir haben deshalb eine Größenskala, die den Erfordernissen der Auswertung des Fallenfanges auch aus produktionsökologischer Sicht gerecht wird und

Tabelle X  
Die von uns verwendete Größenklasseneinteilung der makroskopischen Tiere

Größen- klasse	Größe in mm	typische Vertreter
I	801—2500	<i>Sus scrofa</i> , <i>Capreolus</i> spec.
II	501—800	<i>Vulpes vulpes</i> , <i>Cygnus</i> spec., <i>Lepus</i> spec.
III	401—500	Ardeidae, Ciconiidae, <i>Anser</i> spec.
IV	301—400	<i>Buteo buteo</i> , <i>Corvus frugilegus</i>
V	201—300	<i>Anas platyrhynchos</i> , <i>Columba</i> spec.
VI	151—200	<i>Pica pica</i> , <i>Rattus</i> spec.
VII	101—150	<i>Hirundo</i> spec., <i>Sturmus vulgaris</i> , <i>Arion</i> spec.
VIII	41—100	<i>Mus</i> spec., <i>Arion subfuscus</i> ,
IX	26,1—40	große Carabidae, große Chilopoda
X	19,1—26,0	<i>Carabus</i> spec., <i>Abax ater</i> , Polydesmidae
XI	13,1—19,0	große Staphylinidae, <i>Pterostichus niger</i> , <i>Necrophorus</i> spec., Chilopoda
XII	8,6—13,0	Staphylinidae, Lycosidae, Carabidae
XIII	5,6—8,5	Phalangiidae, Araneidae, <i>Trochosa</i> spec.
XIV	2,6—5,5	Linyphiidae, <i>Bembidion</i> spec., große Acari, Nemastomatidae
XV	0,6—2,5	<i>Cercyon</i> spec., <i>Sphaerius</i> spec., kleine Li, nyphiidae, Micryphantidae, Acari

darüber hinaus für alle makroskopischen Erfassungsmethoden der Zoozönose anwendbar ist, aufgestellt.

Dabei gingen auch Gedanken RENSCH's (aus [24]) zur Größenklassifizierung der Avifauna mit ein, wobei wir auch hier nicht nur zwischen drei Größenklassen, sondern zwischen sechs Größenklassen (II—VII) der Avifauna unterscheiden. Eine solche Größenklassifizierung für alle makroskopischen Erfassungsmethoden der Zoozönose trägt auch zu einer besseren qualitativen und quantitativen Vergleichbarkeit dieser Methoden bei, deren komplexe Anwendung wir für sinnvoll halten. Unsere Größenskala umfaßt 15 Größenklassen im Größenbereich von 0,6 mm bis 2500 mm, was für mitteleuropäische Verhältnisse ausreichen dürfte. Sie ist empirisch zustande gekommen. Die Vertreter einer Größenklasse sind, bezogen auf ein Individuum der jeweiligen Art, hinsichtlich ihrer Biomasse und ihrer Stoffwechselaktivität annähernd miteinander vergleichbar, so daß sie in ähnlich großem Maße in den Stoff- und Energiewechsel der Ökosysteme einzugreifen vermögen. Außerdem haben wir die Häufigkeit der Tiere verschiedener Größe mit in Betracht gezogen. Dieses System ist zum Teil mit dem Größenklassensystem der Bodenfauna [1], [24] vergleichbar. So umfaßt unsere Größenklasse XV die Mesofauna zum größten Teil, die Makrofauna umfaßt die Größenklassen XIV, XIII, XII und XI ganz sowie X und XV zum Teil und die Megafauna würde dann den Größenklassen I—IX und einem Teil der Größenklasse X entsprechen. Eine gute Übereinstimmung ergibt sich mit den Größentypen der Spinnenfauna nach HEYDEMANN [9]. HEYDEMANN unterscheidet zwischen:

1. Micryphantiden-Linyphiiden-Typ (3—4 mm)  
( $\cong$  Größenklasse XIV)
2. Pachygnatha-Typ (7 mm)  
( $\cong$  Größenklasse XIII)
3. Lycosiden-Typ (10 mm)  
( $\cong$  Größenklasse XII)

Die Herausstellung dominanter Arten erscheint uns nur innerhalb der Größenklassen sinnvoll, so daß sich die dominante Artenkombination eines Gebietes zu einem

Zeitpunkt aus den dominanten Arten verschiedener Größenklassen unter Beachtung von Abundanz und Aktivitätsdichte zusammensetzt. Bei der Betrachtung der Arten im Größenklassensystem ist aber zu beachten, daß besonders Larvenstadien häufig einer anderen Größenklasse angehören als ihre Imagines und daß es bei einigen Arten einen ausgeprägten Größen-Geschlechtsdimorphismus gibt. In diesen Fällen müssen die Larvenstadien verschiedener Größe bzw. die Geschlechter, soweit sie unterschiedlichen Größenklassen angehören, in diesen auch extra aufgeführt werden und getrennt wie verschiedene Arten berechnet und gehandhabt werden. Das ist auch insofern sinnvoll, als besonders Insekten in bestimmten Larvenstadien einen ganz anderen qualitativen und quantitativen Stellenwert im Ökosystem besitzen können, als die Imagines der gleichen Art.

Als zweites qualitatives Problem haben wir vorn bereits auf die Position der Art in der Nahrungskette des Ökosystems hingewiesen. Aus einer qualitativen und quantitativen Auswertung dieser Seite der Ergebnisse lassen sich wichtige Einblicke ins Stoffwechselgefüge des Ökosystems gewinnen. Wir differenzieren hier zwischen:

Primärkonsument	(P)
Sekundärkonsument	(S)
Saprophage	(Sa)
(beinhaltet Koprophage und Detritophage)	
Finalkonsument	(F)
Mykophage	(M)
Parasit	(Pa)

Bei polyphagen Arten erfolgt eine Einordnung in diese Gruppen entsprechend der im untersuchten Ökosystem bevorzugten Nahrung (Beobachtungen!) bzw. in mehrere Gruppen gleichzeitig. Zu beachten ist hier auch, daß es geschlechtsspezifische Unterschiede der Einordnung in diese Gruppen (z. B. bei Culicidae) und auch altersspezifische Unterschiede (besonders Larve-Imago) gibt. Diese Einordnung ins Stoffwechselgefüge des Ökosystems ist ebenso wie die Einordnung in die Größenklassifikation nicht nur für die Fallenfangergebnisse bedeutsam, sondern auch unter dem Gesichtspunkt einer komplexen synökologischen Methodik anwendbar.

Als dritter Seite der Auswertung der Fallenfangergebnisse wollen wir auf die strukturelle Auswertung eingehen. Wie bereits im ersten Abschnitt erörtert, ist es notwendig, jeweils mehrere Fallen in jedem Gebiet einzusetzen. Dadurch können auch analoge Messungen von Aktivitätsdichte und Abundanz an verschiedenen Punkten des Ökosystems und damit des Areals der Population der jeweils erfaßten Arten gemacht werden. Damit ist es möglich, die Verteilung der Population auf der Fläche festzustellen. Die Verteilung einer Art auf der Fläche zu einem bestimmten Zeitpunkt wird als Dispersion bezeichnet [1]. Wir wollen hier die Dispersion als prozentualen Anteil an einer homogenen Verteilung (= 100%) berechnen und schlagen dazu eine allgemeine Berechnungsformel vor, die wieder auch für andere Methoden zur Erfassung der makroskopischen Zooönose anwendbar ist:

$$\delta = \frac{n_A \cdot M_{\min} \cdot 100}{n_{\text{ges}} \cdot M_{\max}}$$

$\delta$  ... Dispersion in %  
 $n_A$  ... Zahl der Proben, (hier Fallen) in denen die Art A vorkommt  
 $n_{\text{ges}}$  ... Gesamtzahl der Proben (hier Fallen)  
 $M_{\min}$  ... minimale Abundanz bzw. Aktivitätsdichte der Art A (> 0)  
 $M_{\max}$  ... maximale Abundanz bzw. Aktivitätsdichte der Art A

Als Endergebnis der Auswertung des Fallenfanges kann man also eine Liste aufstellen, in der die einzelnen Arten nach Größenklassen getrennt und unter Angabe ihrer Stellung im Stoffwechsel des Ökosystems mit der jeweiligen Aktivitätsdichte, Abundanz und Dispersion eingetragen sind.

### 3. Die Messung des Aktionsradius

Unsere im voranstehenden Abschnitt dargelegte Berechnung der Abundanz geht davon aus, daß der Aktionsradius ( $r_A$ ) jeweils gegeben ist. Wie zum Teil schon aus den vorhergehenden Darlegungen zur Aktivitätsdichte erkennbar ist, ist der Aktionsradius für jedes Individuum zu jeder Zeit in jedem Ökosystem verschieden und muß deshalb gesondert direkt gemessen werden. Die individuellen Unterschiede lassen sich weitgehend aus der Rechnung eliminieren, indem man mit einem durchschnittlichen Aktionsradius arbeitet, also von möglichst vielen Tieren einer Art in einem Gebiet zu einem Zeitpunkt den Aktionsradius mißt. Der Aktionsradius hängt von sehr vielen Faktoren ab:

- aktueller Wettersituation und Mikroklima [1], [9]
- Raumwiderstand [1]
- der Ernährungsweise und dem Nahrungsangebot [9]
- dem Geschlecht [6], [9], [10], [17], [19] und anderen populationsstrukturabhängigen Faktoren, wie der Altersstruktur [1], [9], [10]
- dem aktuellen physiologischen Zustand der Tiere (z. B. Größe und Gewicht u. a.) [19].

Diese Faktoren stehen selbstverständlich im Zusammenhang. So hat die Größe im Zusammenhang mit dem Raumwiderstand (Bodenunebenheiten!) Einfluß auf die Aktivität [19]. Die Ernährungsweise steht in engem Zusammenhang mit dem physiologischen Zustand der Tiere. Das konnte z. B. HEYDEMANN [9] an Webespinnen zeigen. SKUHRAVÝ [19] wies nach, daß Carabiden zur Zeit der Kopulation und Eierentwicklung aufgrund des größeren physiologischen Nahrungsbedarfes aktiver sind. Er stellte bei ihnen eine Zunahme der Aktivität mit der Ovarialentwicklung fest. Die geschlechtsspezifischen Unterschiede der Aktivität sind bereits mehrfach von verschiedenen Autoren untersucht worden. Oftmals ist auch die Ernährungsweise geschlechtsspezifisch und nimmt so extra noch Einfluß auf die Aktivität. So stellte z. B. HEYDEMANN [9] bei Micryphantiden und Linyphiiden eine stärkere Neigung der ♀ zum Netzbau und damit zur sessilen Lebensweise fest, wobei es hier, wie bereits angedeutet, auch Beziehungen zum Nahrungsangebot gibt. Besonders bei Lycosiden (*Trochosa*, *Pirata*) und Erigoniden (*Erigone*) stellte er eine deutliche Laufüberlegenheit der ♂, die er vorwiegend auf deren geringere Körpergröße und -gewicht zurückführt, fest. Andererseits gibt es Arten mit etwa gleicher Laufaktivität von ♂ und ♀ (z. B. *Pardosa amentata* und *Pachygnatha clercki*). HEYDEMANN beobachtete auch, daß inadulte Spinnen häufig inaktiver sind [9], [10]. Er ist der Meinung, daß im Vorzugsbiotop die Abundanz von ♂ und ♀ meist etwa gleich ist und die Unterschiede in der Aktivitätsdichte deshalb ausschließlich auf die unterschiedliche Aktivität zurückzuführen sind [9], [10]. Bei einer Besiedlungssukzession der schleswig-holsteinischen Nordseeküste konnte er zeigen, daß das Abundanzverhältnis von ♀ und ♂ mit dem Entwicklungsstand der Sukzession und deren Entwicklungsrichtung korreliert ist. Das Zahlenverhältnis von ♀ und ♂ einer Population wird jeweils im Sexualindex ausgedrückt [9], [10]. HEYDEMANN spricht von einer ökologischen Stenökie der ♀ und Plastizität der ♂ bei den meisten Spinnenarten [10]. Auch GEILER [6] verweist auf die markanten Geschlechtsunterschiede der Aktivität bei Spinnen und operiert mit dem Aktivitäts-

Sexual-Index. Dagegen konnte SKUHRAVÝ [17] bei Carabiden keine geschlechtsspezifischen Unterschiede der Aktivität nachweisen. Hier ist aber, ebenso wie bei vielen Spinnen, die Dischronie in den Aktivitätsspitzen von ♂ und ♀ zu beachten [10], [19]. Wir beobachteten besonders bei *Coelotes terrestris* (Agelenidae), daß fast ausschließlich ♂ gefangen wurden, was sicher auch auf deren größere Aktivität zurückzuführen ist.

Aus dem Voranstehenden ergibt sich die Notwendigkeit einer differenzierten Messung des Aktionsradius und der möglichst starken zeitlichen Korrelation zwischen Fallenfang und Messung des Aktionsradius. Wir haben deshalb, wie schon beschrieben, die Fallen über den Zeitraum einer Woche zum Lebendfang aufgestellt, die Beute bestimmt und markiert und auf einer besonderen Anlage zur Messung des Aktionsradius ausgesetzt. Nach 24 h haben wir nachkontrolliert und die Entfernung aller aufgefundenen Tiere vom Aussetzort gemessen. Während dieser 24 h haben wir gleichzeitig die Fallen noch einmal aufgestellt, um eine noch bessere Vergleichbarkeit zu erreichen. Unsere Anlage zur Messung des Aktionsradius war folgendermaßen beschaffen. Wir haben einen Monat vor Beginn der ersten Messung aus einem Abschnitt des zu untersuchenden Ökosystems die Krautschicht in Form von Grasnarbenplatten ausgestochen, eine Plastfolie von 3 m Durchmesser darunter ausgebreitet und dann die Grasnarbenplatten vorsichtig wieder aufgelegt. So können in diesem Bereich die Tiere nicht in den Boden abwandern und die relativ dünne Grasnarbe ist recht gut nach ihnen absuchbar. Andererseits bleibt die natürliche Bodenform mit ihrem Raumwiderstand und ihrem Mikroklima sehr gut erhalten, so daß die Meßwerte dadurch nicht verfälscht werden.

Die Markierung erfolgte bei uns durch kleine Tupfen roter Ölfarbe, die wir mit einem feinen Pinsel auftrugen. Zur Markierung finden sich in der Literatur, insbesondere im Zusammenhang mit Arbeiten mit dem LINCOLN-Index, zahlreiche Angaben. HEYDEMANN [in 1] unterscheidet fünf Hauptmethoden der Markierung:

1. mit Farbe oder Farbpuder
2. durch Aufkleben von Etiketten
3. durch gestaltliche Veränderung (teilweise Amputation)
4. durch auffallende Mutanten
5. durch Radioaktivität.

Die Methode der Markierung durch auffallende Mutanten kommt dabei für synökologische Untersuchungen nicht in Betracht. Wie schon geschildert, wendeten wir die Markierung mit Farbe an. Es werden hierzu in der Literatur unterschiedliche Empfehlungen, wie die Anwendung von Spirituslacken, unsichtbaren und Fluoreszenzfarben und die Totalfärbung mit Ölfarben gegeben [in 1]. SKUHRAVÝ [18], [17] markierte Carabiden, indem er einen Teil des Hinterrandes der Flügeldecken der Käfer amputierte bzw. die Flügeldecken lochte. Diese Methode dürfte aber auf Carabiden beschränkt bleiben und außerdem weist HEYDEMANN [in 1] darauf hin, daß derart markierte Tiere meist eine höhere Letalität zeigen. Besonders elegant ist die Methode der Markierung mit radioaktiven Isotopen [in 1], [17], [20]. Sie konnten wir allerdings aus technischen Gründen nicht anwenden.

Zu bedenken wäre noch der Einfluß der Gefangenschaft der Tiere in der Falle auf deren Aktivität. VAN DER DRIFT [aus 1] konnte bei *Abax*, *Pterostichus* und *Staphylinus* auch nach einwöchiger Gefangenschaft gute Ergebnisse bei der Messung der Aktivität erzielen. So scheint dieses Problem also kaum negativen Einfluß auf die Ergebnisse zu haben.

Mit unserer Methode sind Messungen des Aktionsradius bei allen Arthropoden und Gehäuseschnecken etwa  $\geq 5$  mm möglich. Auch HEYDEMANN [9] weist darauf hin, daß eine Markierung bei kleinen Spinnen nicht mit Erfolg möglich ist. Das ist eine Einschränkung der Anwendungsbreite unserer gesamten Methodik, die wir als noch un-

gelöstes Problem konstatieren müssen. Vielleicht ist auf diesem Gebiet durch den Einsatz radioaktiver Isotope ein Fortschritt zu erzielen.

Wir haben mit dieser Methodik Messungen des Aktionsradius zunächst in drei Gebieten (2 Stieleichen-Birken-Wäldern und einem Birkenwald) ausgeführt. Wichtig ist dabei die Wiederfangquote. In Tabelle XI ist die Erfolgsquote unserer Methode dargestellt. Eine Wiederfangquote von 13,65% der Individuen und 40,48% der Arten ist zwar nicht sehr viel, liegt aber im Bereich der in der Literatur angegebenen Werte (Tabelle XII). Die relativ geringe Anzahl verendeter und geschwächter Tiere zeigt auch, daß unsere Methodik in Bezug auf eine Beeinträchtigung der Tiere unbedenklich ist. Die Wiederfänge in Fallen erfolgten ungewollt, dadurch, daß die Tiere die Meßanlage verließen und sich nach Tagen in den nahegelegenen Fallen erneut fingen.

Tabelle XI

Die Erfolgsquote der von uns angewandten Methode der Messung des Aktionsradius durch Wiederfang markierter Tiere

	Anzahl	%
ausgesetzte Tiere	447	100,00
wiedergefangene Tiere	61	13,65
verendete Tiere	8	1,79
geschwächte Tiere	3	0,67
in Fallen wiedergefangene Tiere	4	0,89
untersuchte Arten	42	100,00
Arten mit Ergebnis	17	40,48

Tabelle XII

Die in der Literatur angegebenen Wiederfangquoten bei Untersuchungen mit markierten Tieren im Vergleich zu den von uns erzielten Werten

Quelle	Art	Wiederfangquote lt. Literatur in %	Wiederfangquote eigene Werte in %
[17], [18], [19]	<i>Pterostichus cupreus</i>	20,51—33,78	—
[17]	<i>Pterostichus coerulescens</i>	12,00	—
[17]	<i>Pterostichus vulgaris</i>	28,00	25,00
[17]	<i>Carabus cancellatus</i>	21,43	50,00

Da wir nur Tiere  $\geq 5$  mm markierten und unsere Anlage ein fast 100%iges Auffinden aller darauf befindlichen Tiere erlaubt, können wir davon ausgehen, daß in den meisten Fällen die nicht wiedergefangenen Tiere die Anlage verlassen haben. Es ist uns damit möglich, auch für diese Tiere einen Mindestaktionsradius anzugeben und sie in die Berechnung des durchschnittlichen Aktionsradius mit einzubeziehen. Das ist für einen richtigen Durchschnitt, als gewogenes arithmetisches Mittel [26] sogar notwendig. Wir haben deshalb eine Formel zur Berechnung des durchschnittlichen Aktionsradius ( $\bar{r}_A$ ) auch unter Berücksichtigung dieser Tiere entwickelt:

$$\bar{r}_A = \bar{r}_{Ai} \cdot \frac{l}{i}$$

$\bar{r}_{Ai}$  ... durchschnittlicher Aktionsradius der wiedergefangenen Individuen  
 $l$  ... Zahl der ausgesetzten Tiere  
 $i$  ... Zahl der wiedergefangenen Individuen

Diese Formel liefert richtige Ergebnisse, wenn die Verteilung der Aktionsradien der Individuen einer negativen Binomialverteilung [26] entspricht. Wir haben für einige

konkrete Fälle das überprüft und konnten nachweisen, daß die Verteilung der Aktionsradien hier mit einer negativen Binomialverteilung gut übereinstimmt [26].

4. Ergebnisse

In den voranstehenden Abschnitten ist unsere Methodik der Arbeit mit Bodenfallen eingehend erläutert worden und soll nun mit einigen ausgewählten Ergebnissen unserer Arbeit aus dem Jahre 1982 belegt werden. Dazu wollen wir zunächst die von uns ermittelten Aktionsradien mit den von anderen Autoren gemessenen vergleichen (Tabelle XIII). Wir haben dazu auch die Literaturwerte in cm/h umgerechnet. Zu beachten ist, daß diese Autoren andere Methoden der Messung des Aktionsradius anwandten und in anderen Ökosystemen arbeiteten. Der Vergleich zeigt, daß die von uns gemessenen Werte größenordnungsmäßig im Bereich der Literaturwerte liegen. In Tabelle XIV haben wir die von uns berechneten Abundanzen einiger Arten mit entsprechenden Werten aus der Literatur verglichen. Bei teilweise recht starken Differenzen ist auch hier eine etwaige größenordnungsmäßige Übereinstimmung zu bemerken.

Tabelle XIII  
Vergleich der von uns gemessenen Aktionsradien einiger Arten mit entsprechenden Literaturwerten (nur Ergebnisse, die ohne Beteiligung von Köder erzielt wurden)

Quellen	Art	Aktionsradius in cm/h	
		laut Literatur	eigene Werte
[16], [17] (n. SCHERNEY)	Groß-Carabiden <i>Carabus spec.</i>	19,17 max. 17,01	0,75—11,20 Ø8,33
[16]	<i>Carabus cancellatus</i>	max. 62,50	11,99
[16]	<i>Pterostichus vulgaris</i>	max. 8,33	4,02—35,69 Ø20,32

Tabelle XIV  
Vergleich von Abundanzen, die von anderen Autoren ermittelt wurden, mit den von uns berechneten entsprechenden Werten

Art	Quelle	Abundanz in Ex./m <sup>2</sup>	
		laut Literatur	eigener Wert
<i>Polydesmus spec.</i>	[1]	83,2	9,8
<i>Lithobius forficatus</i>	[1]	8,0	3,3
<i>Pterostichus vulgaris</i>	[19]	0,1	0,2—10,5
<i>Amara apricaria</i>	[19]	0,1—0,3	91,0

Wir wollen nun für einige ausgewählte Arten die von uns gemessenen Aktionsradien und die berechneten Abundanzen vorstellen (Tabelle XV).

Fünf Carabiden, zwei Staphyliniden und je einen Kanker und eine Trichterspinnne haben wir dazu ausgewählt. Es sind Arten, die in den beiden untersuchten Stieleichen-Birken-Wäldern und dem Birkenwald besonders häufig waren. Im Folgenden wollen wir den Weg von der Fangquote zum Endergebnis bei einzelnen Messungen demonstrieren. Ein Beispiel dafür ist der Kanker *Oligolophus tridens* (C. H. KOCH), den wir vom 6.—10. 5. und am 10./11. 5. im Birkenwald mit zweimal einem Exemplar und

Tabelle XV

Die von uns gemessenen und berechneten Aktionsradien ( $r_A$ ) und Abundanzen ( $M/m^2$ ) einiger ausgewählter Arten

Art	Anzahl d. Werte	$r_A$		$M/m^2$	
		Ø	Bereich	Ø	Bereich
<i>Coelotes terrestris</i> (WID.)	17	8,59	1,35—14,95	5,76	1,06—21,97
<i>Oligolophus tridens</i> (C. H. KOCH)	3	4,33	4,33	6,65	2,81—11,23
<i>Ontholestes tessellatus</i> (GEOFFR.)	1	12,74	12,84	2,49	2,49
<i>Philonthus rotundicollis</i> (MEN.)	3	1,71	1,09—2,02	8,26	2,99—14,95
<i>Pterostichus oblongo-</i> <i>punctatus</i> (F.)	9	1,90	0,93—2,50	19,18	0,72—107,86
<i>Pterostichus vulgaris</i> (L.)	5	24,28	4,02—35,69	3,09	0,21—10,53
<i>Abax ater</i> (VILLERS.)	20	5,72	0,75—7,26	5,18	0,97—11,92
<i>Abax parallelus</i> (DFTSCH.)	22	9,31	1,00—21,20	5,94	1,14—25,16
<i>Carabus hortensis</i> (L.)	23	9,08	6,06—15,63	5,15	0,60—10,69

einmal zwei Exemplaren pro Falle fingen. Wir ermittelten für ihn einen durchschnittlichen Aktionsradius von 4,33 cm/h. Die durchschnittliche Aktivitätsdichte errechnet sich mit 0,024 l/h, die Abundanz mit 6,65 l/m<sup>2</sup> und die Dispersion mit 40,48%. Ein anderes Beispiel ist die Auswertung des Fanges von zweimal einem Exemplar und zweimal zwei Exemplaren von *Pterostichus oblongopunctatus* (F.) im Birkenwald in der Zeit vom 22.—27.5. und 27./28. 5. 1982. Der durchschnittliche Aktionsradius beträgt hier 2,5 cm/h. Wir haben als durchschnittliche Aktivitätsdichte 0,011 l/h, als Abundanz 5,21 l/m<sup>2</sup> und als Dispersion 21,67% ermittelt. Entsprechende Rechenexempel zu *Coelotes terrestris* (WID.), *Abax ater* (VILLERS.), *Abax parallelus* (DFTSCH.) und *Carabus hortensis* (L.) sind in den Tabellen XVI bis XIX zusammengestellt. Diese Ergeb-

Tabelle XVI

Berechnung eines Beispiels zu *Coelotes terrestris* (WID.)

Ökosystem	Datum	$r_A$ Ø	Fang ges.	Fang/h	$M/m^2$	$\delta$
Stieleichen- Birken-Wald	21.—28. 8.	14,95	2	Ø	Ø	29,27 %
			2	0,028		
	28./29. 8.	4				
		1				
		1				

Tabelle XVII

Berechnung einiger Beispiele zu *Abax ater* (VILLERS.)

Ökosystem	Datum	$r_A$ Ø	Fang ges.	Fang/h	$M/m^2$	$\delta$	
Stieleichen- Birken-Wald	28. 5.—5. 6.	4,22	8	Ø	Ø	18,29 %	
			3	0,014			4,07
	7. 8.—15. 8.	7,26	2	Ø	Ø	54,17 %	
			4	0,016			3,34
			3				
15./16. 8.		1					

Tabelle XVIII  
Ausgewählte Ergebnisse zu *Abax parallelus* (DFTSCH.)

Ökosystem	Datum	$r_A \varnothing$	Fang ges.	Fang/h	M/m <sup>2</sup>	$\delta$
Stieleichen- Birken-Wald	7.—15. 8.	14,12	4	$\varnothing$ 0,037	$\varnothing$ 3,46	45,53 %
			16			
			6			
			1			
	5./16. 8.		1			
Birkenwald	7.—15. 8.	7,55	10	$\varnothing$ 0,068	$\varnothing$ 11,40	33,81 %
			14			
	30					
	1					
	2					
	15./16. 8.		1			
			2			

Tabelle XIX  
Berechnung von einigen Beispielen zu Fallenfangergebnissen von  
*Carabus hortensis* (L.)

Ökosystem	Datum	$r_A \varnothing$	Fang ges.	Fang/h	M/m <sup>2</sup>	$\delta$
Stieleichen- Birkenwald	7.—15. 8.	15,63	2	$\varnothing$ 0,053	$\varnothing$ 4,41	10,75 %
			11			
			18			
Birkenwald	7.—15. 8.	9,43	9	$\varnothing$ 0,052	$\varnothing$ 7,12	39,97 %
			6			
			15			

nisse belegen, daß unsere Methode eine echte Alternative zu anderen Methoden der quantitativen Auswertung des Fallenfanges bietet.

Ich möchte mich an dieser Stelle für die helfenden Hinweise bei Doz. Dr. R. BÄHRMANN (Jena), Dr. H. HIEBSCH (Dresden) und Dr. E. KLEINSTEUBER (Karl-Marx-Stadt) sowie für die Unterstützung auf mathematischem Gebiet bei Dipl.-Päd. J. ZIMMERMANN (Flöha) bedanken. Für die Bestimmung des Insekten- und Spinnenmaterials bin ich Herrn Dr. H. HIEBSCH (Dresden), Herrn Dipl.-Biol. J. VOGEL (Görlitz) und Herrn G. LASCH (Karl-Marx-Stadt) zu Dank verpflichtet.

#### Zusammenfassung

Die Technik des Bodenfallenfanges wird ausführlich vorgestellt. Die Autoren arbeiteten mit lebend-fangenden Fallen. Der „spezifische Fallenindex“ und die „Theoretische Fängigkeit“ werden als technische Parameter zur Kennzeichnung der Fallenausstattung eines Gebietes unter den Bedingungen des Lebendfanges vorgeschlagen. — Als quantitatives Ergebnis des Fallenfanges stehen die Aktivitätsdichte und die Abundanz zur Verfügung. Es wird eine Formel zur Berechnung der Abundanz aus der Aktivitätsdichte und dem Aktionsradius hergeleitet. Der Aktionsradius zur Berechnung der Abundanz aus der Aktivitätsdichte ist für jeden Fallenfang für die jeweiligen Arten speziell mit Hilfe der Wiederfang-Methode zu ermitteln. Die qualitative Auswertung muß unter Beachtung der Größenverhältnisse und der produktionsökologischen Stellung der Tiere im Ökosystem erfolgen. Es wird eine Größenklassifikation der makroskopischen Fauna von 0,6 mm bis 2500 mm Größe vorgestellt. Zur strukturellen Auswertung des Fallenfanges wird die Dispersion über eine allgemeine Formel berechnet.

## Summary

The technique of pitfall trapping is detailed presented. The authors worked with catching-alive traps. The so-called „specific trap-index“ and the „theoretical catching“ as technical parameters are suggested to distinguish the equipment on traps of a territory under the conditions of catching alive.

The activity density and the abundance are available as quantitative results of trapping. A formula for the calculation of the abundance from activity density and radius of action is derived. The radius of action to calculate the abundance from the activity density has to be found for every trapping and every species in a special way using the capture-recapture method. The qualitative analysis has to be effected under notice of the bigness-relations and the production-ecological position of the animals in the ecosystem. There is presented a bigness-classification of macroscopic fauna from the bigness of 0,6 mm to 2500 mm. The dispersion has to be calculated by a common formula in order to do the structural analysis of trapping.

## Резюме

Подробно описывается техника отлова наземными ловушками. Авторы использовали ловушки, с помощью которых животные улавливаются живыми. В качестве технических параметров для характеристики обеспеченности района ловушками, улавливающих животных живыми, предлагаются „Специфический индекс ловушек“ и „Теоретическая пригодность ловушек“. Количественными результатами отлова считаются плотность активности и численность особей. Выведена формула для расчета численности на основе плотности активности и радиуса действия. Для каждого отлова данных видов необходимо определить радиус действия для расчета численности на основе плотности активности и радиуса действия с помощью метода повторного отлова. Качественную обработку данных необходимо проводить с учетом размеров и производственно-экологического значения животных в экосистеме. Представлена классификация размеров макроскопической фауны от 0,6 до 2500 мм. Для обработки результатов отлова с учетом структуры уловленных животных дисперсия рассчитывается с помощью общей формулы.

## Literatur

- [1] BALOGH, J.: Lebensgemeinschaften der Landtiere. — Berlin, 1958.
- [2] BOMBOSCH, S.: Untersuchungen über die Auswertbarkeit von Fallenfängen. — In: Z. angew. Zool. — 49 (1962). — S. 149—160.
- [3] DELLING, D. und HIEBSCH, H.: Zur Spinnen- und Weberknechtfauna des FND „Steinbruch am rechten Wyhrahang“ im Kreis Geithain. — In: Naturschutzarbeit. — 24 (1982). — S. 34—41.
- [4] EBLE, H.: Faunistisch-ökologische Untersuchungen der epigäischen Entomofauna einer Agrobiozönose und der Einfluß einer abgestuften Herbizideinwirkung auf ihre Populationsdynamik. — In: Hercynia. — 14 (1977). — S. 107—123.
- [5] GEILER, H.: Die Zusammensetzung der während der Jahre 1952 und 1953 in Bodenfallen gefangenen niederen Tierwelt einer mitteldeutschen Feldflur. — In: Wiss. Z. d. KARL-MARX- Univ. Leipzig, math.-naturw. Reihe. — 4 (1954/55). — S. 41—46.
- [6] GEILER, H.: Über die Bedeutung der Bodenfallen-Fangmethode nach BARBER für die Erfassung der im Epigaeion von Feldern lebenden Wirbellosen. — In: Tagungsber. d. Dt. Akademie d. Landwirtschaftswiss. d. DDR. — 60 (1964). — S. 80—87.
- [7] HEIMER, S. und HIEBSCH, H.: Beitrag zur Spinnenfauna der Naturschutzgebiete Großer und Kleiner Hakel unter Einbeziehung angrenzender Waldgebiete. — In: Hercynia. — 19 (1982). — S. 74—84.
- [8] HEYDEMANN, B.: Die Bedeutung der „Formalinfallen“ für die zoologische Landesforschung. — In: Faun. Mitt. Norddeutschl. — 6 (1956). — S. 19—24.
- [9] HEYDEMANN, B.: Untersuchungen über die Aktivitäts- und Besiedlungsdichte bei epigäischen Spinnen. — In: Zool. Anzeiger. — 24 (1961). — S. 538—556.
- [10] HEYDEMANN, B.: Verlauf und Abhängigkeit von Spinnensukzessionen im Neuland der Nordseeküste. — In: Zool. Anzeiger. — 24 (1961). — S. 431—457.

- [11] HIEBSCH, H.: Beitrag zur Spinnenfauna des Naturschutzgebietes Bergen-Weißacker Moor im Kreis Luckau. — In: Naturschutzarbeit in Berlin und Brandenburg. — 16 (1980). — S. 20—28.
- [12] HIEBSCH, H.: Beitrag zur Spinnenfauna des NSG Alperstedter Ried. — Veröff. Naturkundemuseum Erfurt, 1982. — S. 97—108.
- [13] KNOPF, H. E.: Vergleichende ökologische Untersuchungen an Coleopteren aus Bodenoberflächenfängen in Waldstandorten auf verschiedenem Grundgestein. — In: Z. f. angew. Ent. — 49 (1962). — S. 352—362.
- [14] KOCH, F.: Aktivitätsdichte zweier Lathriiden-Arten (Coleoptera, Insecta) eines Agro-Ökosystems im hercynischen Raum. — In: Hercynia. — 16 (1979). — S. 110—117.
- [15] MLETZKO, G.: Ökologische Valenzen von Carabidenpopulationen im Fraxino-Ulmetum (Tx 52, Oberst 53). — In: Beitr. Ent. — 22 (1972). — S. 471—485.
- [16] SCHERNEY, F.: Unsere Laufkäfer, ihre Biologie und wirtschaftliche Bedeutung. Neue BREHM-Bücherei 245. — Wittenberg-Lutherstadt, 1959. — 79 S., 43 Abb.
- [17] SKUHRAVÝ, V.: Bewegungsareal einiger Carabidenarten. — In: Acta Soc. Ent. Čechosl., 53 (1956). — S. 171—179.
- [18] SKUHRAVÝ, V.: Fallenfang und Markierung zum Studium der Laufkäfer. — In: Beitr. Ent. 6 (1956) 3/4. — S. 285—287.
- [19] SKUHRAVÝ, V.: Die Fallenfangmethode. — In: Acta Soc. ent. Cechosl. 54 (1957). — S. 27—40.
- [20] SKUHRAVÝ, V.: Probleme der Feldentomozöosenforschung. — Tagungsber. d. Dt. Akademie d. Landwirtschaftswiss. d. DDR. — 60 (1964). — S. 62—79.
- [21] SKUHRAVÝ, V.: Zur Anlockungsfähigkeit von Formalin für Carabiden in Bodenfallen. — In: Beitr. Ent. — 20 (1970). — S. 371—374.
- [22] STEINMETZGER, K. und TIETZE, F.: Verteilungsmuster und Phänologie von Staphylinidae (Coleoptera, Insecta) in einem Transekt unterschiedlich immissionsbelasteter Kiefernforste der Dübener Heide. — In: Hercynia. — 17 (1980). — S. 436—451.
- [23] TIETZE, F.: Zur Ökologie und Faunistik der Carabidae (Coleoptera-Insecta) des Naturschutzgebietes „Selketal“ Bez. Halle. — In: Hercynia. — 14 (1977). — S. 145—159.
- [24] TISCHLER, W.: Synökologie der Landtiere. — Stuttgart, 1955. — XIV, 415 S., 116 Abb.
- [25] TRETZEL, E.: Technik und Bedeutung des Fallenfanges für ökologische Untersuchungen. — In: Zool. Anzeiger. — 155 (1955). — S. 276—287.
- [26] WEBER, E.: Grundriss der biologischen Statistik. — Jena, 1967. — 674 S., 110 Abb.