

Charakterisierung der Laufkäfergemeinschaften schleswig-holsteinischer Wälder und Möglichkeiten ihrer ökologischen Bewertung

Ulrich IRMLER

Abstract: The characterisation of ground beetle communities in the forests of Schleswig-Holstein and their possible ecological classification. - In northern Germany (Schleswig-Holstein) the ground beetle fauna of 37 forests have been investigated by means of pitfall traps. Additionally, mean yearly soil moisture, sand content, content of organic substance, mean yearly pH of soil and area (ha) were measured to characterise the environmental conditions of the site. Eight assemblages of ground beetles were differentiated. Among these, there are three alder forest types, which differ by soil moisture and content of organic substance. The three beech-oak-mixed forests are mainly characterised by different sand content. Birch forests adjacent to mires and clear birch forests or very small beech woods form two other habitat types. No ground beetle species was restricted to any one of the eight habitat types, but many species prefer one or a few types with similar environmental conditions. Environmental preferences of species were analysed using the correlation between occurrences of ground beetle species and environmental conditions of sites. Many species found in alder carrs, e.g., *Pterostichus minor* and *Agonum fuliginosum*, prefer sites with both a high water table and high organic substance content, whereas other species, e.g., *Carabus granulatus*, were positively correlated only with soil moisture. Other ecological guilds prefer dry sites, dry sites and larger forest, soils with high pH, or small forest. For the ecological evaluation, typical species of the habitat types and endangered species were selected using the red area book of Schleswig-Holstein. In alder forests the species-richness of the selected species was mainly controlled by the organic substance content of soils. In dry forests the forest area is of great importance.

1 Einleitung

Die Charakterisierung von Landschaften oder Ökosystemen und ihre Bewertung erfolgt meist auf Grund vegetationskundlicher Methoden und Maßstäbe (RIECKEN 1997). Tiere spielen dabei keine oder nur eine untergeordnete Rolle als zusätzliche Argumentationshilfen. Als Grund dieser seltenen Anwendung, insbesondere von Wirbellosen, wird häufig die schwierige taxonomische Bestimmung verschiedener Wirbellosengruppen und die geringe ökologische Kenntnis herangezogen. Besonders für die Gruppe der Laufkäfer (Carabidae) hat sich aber in den letzten Jahren die Zahl ökologischer Untersuchungen so stark vermehrt, daß ihre Berücksichtigung bei Landschafts-, Naturschutz und Umweltschutzplanung dringend erforderlich erscheint (z.B. MÜLLER-MOIZFELD 1989, RUSHTON et al. 1991, PLATEN 1992, BAGUETTE 1993, DÜLGE et al. 1994, KLIEBER et al. 1995). Probleme bei der

Anwendung dieser Ergebnisse liegen noch in allgemein anerkannten und akzeptierten Methoden für flächenhafte Aussagen und der Bewertung für die Relevanz von Planungsvorhaben. Daher bedarf es der Entwicklung ausgereifter Methoden zur Analyse und Bewertung der Laufkäfergemeinschaften.

Im Rahmen des Forschungsprojektes „Ökosystemforschung im Bereich der Bornhöveder Seenkette“ beschäftigt sich eine Arbeitsgruppe unter anderem mit der Analyse von Laufkäfergemeinschaften eines größeren Landschaftsraumes im Grenzgebiet zwischen Ostholsteinischem Hügelland und der Geest sowie der ökologischen Bewertung der Lebensgemeinschaften. Für die Untersuchungen an Wäldern wurden insgesamt 37 Waldstandorte auf unterschiedlichen Böden aus ganz Schleswig-Holstein herangezogen (IRMLER 1999). Hierbei sollten folgende Fragen beantwortet werden:

Nr	Vegetation, Bodentyp, Ort	Wasser (%)	Sand (%)	C org. (%)	pH (H ₂ O)	Fläche (ha)
1	Buchenwald, Pseudogley-Parabraunerde, Lindhof	38,0	56,3	2,2	4,1	10
2	Buchenwald, Pseudogley-Braunerde, Lindhof	43,2	57,5	2,0	4,6	10
3	Buchenwald, Braunerde, Bornhöved	26,0	72,7	3,4	3,5	7
4	Buchenwald, Braunerde, Bornhöved	26,0	72,7	3,4	3,3	7
5	Buchenwald, Hügelgrab, Perdöl	22,5	24,7	11,7	7,8	1
6	Buchenwald, Parabraunerde, Siggen	32,2	46,9	2,1	3,7	15
7	Buchenwald, Parabraunerde, Sachsenwald	41,3	48,6	8,8	3,7	>50
8	Buchenwald, Braunerde, Dosenmoor	44,0	15,0	7,6	3,5	15
9	Birken-Eichengehölz, Podsol, Stapelfeld	24,4	39,2	16,9	4,0	6
10	Birken-Eichengehölz, Podsol, Stapelfeld	27,5	38,7	19,8	3,4	2
11	Eichenwald, Podsol, Segeberger Forst	20,8	99,6	5,5	2,7	50
12	Nadelwald, Podsol, Bornhöved	25,0	89,7	5,8	3,1	5
13	Nadelwald, Podsol-Cambisol, Sachsenwald	40,5	75,5	7,3	3,4	>50
14	Nadelwald, Podsol, Sachsenwald	39,2	35,4	6,4	3,4	>50
15	Nadelwald, Podsol, Segeberger Forst	26,7	79,0	12,2	3,3	>20
16	Buchen-Eschen-Ahornwald, Pseudogley, Siggen	37,0	45,7	4,3	3,8	15
17	Buchen-Eschenwald, Pseudogley-Gley, Lindhof	49,9	53,6	2,2	4,8	10
18	Moorbirkenwald, Torf, Dosenmoor	67,7	2,0	94,9	3,3	8
19	Moorbirkenwald, Torf, Dosenmoor	72,0	2,0	94,9	4,1	8
20	Erlenwald, Niedermoorortf, Perdöl	34,8	52,2	11,7	7,4	1
21	Buchen-Erlenwald, Niedermoorortf, Belauer See	45,0	39,0	42,2	5,2	3
22	Erlenwald, Niedermoorortf, Belauer See	41,0	15,0	72,6	6,1	3
23	Erlenwald, Niedermoorortf, Belauer See	74,0	32,0	58,2	6,4	3
24	Eschen-Erlenwald, Niedermoorortf, Schierensee	63,0	59,6	37,8	3,2	12
25	Erlenwald, Niedermoorortf, Schierensee	82,0	2,1	67,8	5,8	12
26	Erlenwald, Niedermoorortf, Belauer See	48,0	4,0	74,2	6,2	12
27	Erlenwald, Niedermoorortf, Fuhensee	61,0	54,6	37,0	4,4	2
28	Erlenbruch, Niedermoorortf, Fuhensee	88,0	3,5	85,2	6,4	2
29	Erlenbruch, Niedermoorortf, Fuhensee	88,0	3,0	85,2	6,4	2
30	Erlenbruch, Niedermoorortf, Belauer See	85,0	4,0	92,9	4,1	3
31	Erlenbruch, Niedermoorortf, Belauer See	85,0	4,0	92,9	4,2	3
32	Erlen-Birkenbruch, Torf, Stapelfeld	50,8	1,6	94,9	3,3	2
33	Erlen-Birkenbruch, Torf, Stapelfeld	66,0	15,8	79,4	5,6	5
34	Erlen-Birkenbruch, Torf, Stapelfeld	20,0	46,2	52,9	3,4	5
35	Eschen-Buchenwald, Pseudogley, Flensburg	58,4	58,6	11,6	6,2	6
36	Erlenwald, Sand Mudde, Plön	55,2	49,3	50,0	6,5	10
37	Buchen-Eschenwald, sandiges Anmoor, Plön	47,6	77,0	21,0	4,6	10

Tab. 1: Charakterisierung der 37 untersuchten Standorte sowie die Ergebnisse der gemessenen Standortfaktoren (Wasser und pH = Jahresmittelwerte Sand, org. S.: organische Substanz und Fläche = einmal ermittelte Werte).

in ganz Schleswig-Holstein vom Süden bis zum Norden verteilt (Tab. 1). Die meisten Standorte lagen jedoch im östlichen Teil des Landes, da sich dort die Wälder in dem insgesamt waldarmen Land (gesamt Waldanteil 9% der Landesfläche) konzentrieren. Die Erhebung der Daten erfolgte durch verschiedene Forschungsprojekte mit unterschiedlichen Zielen, so daß kein einheitlicher Datensatz hinsichtlich Dauer und Anzahl der Fallen vorliegt. Für die vorliegende Untersuchung wurden nur solche Standorte berücksichtigt, die über mindestens eine Vegetationsperiode von April bis Oktober mit mindestens 2 parallelen Fallen beprobt wurden. Die Daten der Laufkäferbestände stellen daher Jahresfänge

- Welche Laufkäfergemeinschaften lassen sich differenzieren?
- Lassen sich die Laufkäfergemeinschaften bestimmten Standortseigenschaften, insbesondere Bodeneigenschaften, zuordnen?
- Wie ordnen sich einzelne Arten in das System der Gemeinschaften ein und welche Standorteigenschaften sind entscheidend?
- Welche Faktoren lassen eine Bewertung der biozönotischen Qualität durch die Laufkäfer zu?

2 Material und Methoden

Zwischen 1985 und 1995 wurden die Laufkäfer in 37 Wäldern Schleswig-Holsteins durch Bodenfallen erfaßt. Die Untersuchungsstandorte waren

dar, die zur Vergleichbarkeit zwischen den Wäldern auf Ind. x Falle⁻¹ x 10 Tage⁻¹ umgerechnet wurden. Die Bodenfallen hatten alle einen Umfang von 15,6 cm und waren mit Formalin und einem Detergenzmittel (Agepon) versehen. An allen 37 Standorten wurden folgende Umweltparameter erhoben: Wassergehalt des Bodens der obersten 4 cm in Volumenprozent durch Differenz zwischen Feucht- und Trockengewicht mittels Bodenstechringen, organische Substanz des Bodens (%) als Indikator für die Verrottung durch Veraschung, gesamt Sandgehalt des Bodens (%) durch Sieben nach Entfernen der organischen Substanz durch H₂O₂, pH in wässriger Lösung und die Waldfläche aus entsprechenden Karten.

Wegen der relativ starken jährlichen Schwankung wurden der Bodenwassergehalt und der

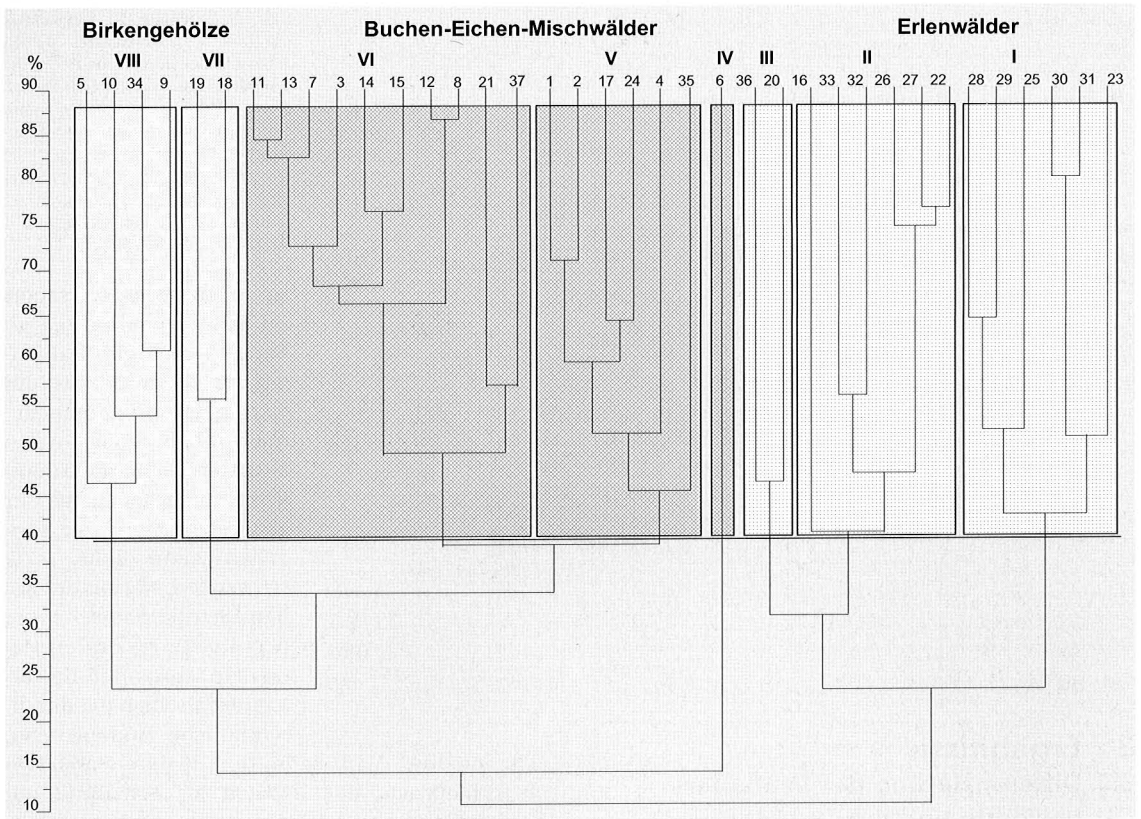


Abb. 1: Gliederung der 37 Laufkäferbestände aus schleswig-holsteinischen Wäldern aufgrund der Renkonen-Indizes und der Average-Cluster-Analyse.

pH-Wert an den einzelnen Fallenstellen jeweils mit 3 Parallelproben monatlich gemessen und daraus ein Jahresmittelwert errechnet. Die übrigen Standortparameter, Sandgehalt und Gehalt an organischer Substanz wurden nur einmal je Standort mit 3 Parallelproben ermittelt.

Die Ordination der Laufkäferdaten wurde mit Hilfe einer ungewichteten Average-Linkage-Cluster-Analyse der Renkonenindizes (RENKONEN 1938) durchgeführt. Die Abundanz einzelner Laufkäferarten wurde zwischen den Standortgruppen verglichen, und homogene Gruppen wurden mit dem „least significant difference test“

bestimmt. Für die Korrelation mit den Standortparametern wurden die Spearman Korrelationskoeffizienten errechnet. Weiterhin wurden lineare multiple Regressionen angewandt, um Beziehungen zwischen Standortparametern und verschiedenen Bewertungskriterien zu analysieren. Diese Statistik wurde mit Hilfe des Programms Statistica (STATSOFF 1996) berechnet.

Tab. 2: Standorteigenschaften der acht unterschiedenen Waldtypen in Schleswig-Holstein (Standardabweichung in Klammern).

Habitattyp	Erlenwälder			Buchen-Eichen-Mischwälder			Birkengehölze	
	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII
n	6	6	2	1	5	10	2	4
Wassergehalt (%)	85,0 (05,2)	52,0 (11,4)	45,0 (14,4)	32,2	46,6 (11,0)	39,9 (9,9)	69,9 (3,0)	23,4 (3,2)
Sandgehalt (%)	3,8 (11,7)	16 (20,0)	50,8 (2,1)	46,9	58,1 (6,7)	74,1 (27,1)	2,0 (0,0)	39,0 (9,0)
Org. Subst. (mg/g)	85,2 (13,9)	73,4 (33,4)	30,9 (27,1)	2,1	2,8 (14,2)	7,5 (11,7)	94,9 (0,0)	18,4 (13,3)
Fläche (ha)	3,0 (3,9)	5,3 (5,2)	5,5 (6,4)	15,0	10,0 (2,2)	17,5 (21,2)	8,0 (0,0)	3,7 (2,6)
pH (H ₂ O)	6,1 (1,1)	5,0 (1,2)	7,0 (0,6)	37,0	4,4 (1,1)	3,5 (0,7)	3,7 (0,6)	3,7 (2,1)

Habitat type	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII
number of sites	6	6	2	1	6	10	2	4
<i>Agonum fuliginosum</i>	1,3 (83)	+ (17)	0,1 (50)	.	.	+ (20)	+ (100)	.
<i>Pterostichus minor</i>	0,4 (100)	0,3 (83)	+ (50)	.	.	+ (20)	+ (100)	0,1 (25)
<i>Carabus granulatus</i>	1,2 (100)	<u>0,9 (100)</u>	<u>0,1 (50)</u>	.	<u>0,1 (33)</u>	+ (30)	+ (50)	<u>0,1 (75)</u>
<i>Pterostichus rhaeticus</i>	1,1 (100)	0,6 (83)	+ (50)	.	+ (17)	+ (10)	0,2 (100)	0,2 (25)
<i>Elaphrus cupreus</i>	0,1 (83)	0,1 (50)
<i>Platynus assimilis</i>	0,4 (83)	4,6 (100)	+ (100)	0,1	0,2 (50)	+ (30)	.	0,4 (75)
<i>Bembidion mannerheimii</i>	+ (50)	0,4 (83)	0,3 (100)	.	+ (50)	+ (20)	.	+ (50)
<i>Patrobis atrorufus</i>	0,2 (50)	2,9 (100)	2,6 (100)	.	+ (33)	0,1 (20)	.	0,1 (50)
<i>Platynus obscurus</i>	0,1 (33)	+ (33)	0,2 (50)	.	.	+ (10)	.	+ (25)
<i>Loricera pilicornis</i>	<u>0,5 (100)</u>	0,9 (100)	<u>0,1 (50)</u>	<u>0,1</u>	+ (50)	+ (70)	<u>+ (100)</u>	<u>0,1 (75)</u>
<i>Pterostichus strenuus</i>	0,2 (100)	0,7 (100)	0,5 (100)	0,5	0,1 (50)	+ (40)	+ (50)	0,1 (100)
<i>Carabus nemoralis</i>	.	0,1 (83)	.	1,4	0,1 (83)	0,1 (40)	.	<u>0,3 (75)</u>
<i>Calathus rotundicollis</i>	.	.	.	0,3	0,1 (33)	0,1 (70)	.	.
<i>Pterostichus oblongo.</i>	.	<u>0,1 (83)</u>	<u>+ (50)</u>	3,0	0,6 (83)	0,7 (90)	<u>+ (100)</u>	+ (25)
<i>Notiophilus biguttatus</i>	.	+ (33)	.	<u>0,3</u>	<u>+ (33)</u>	0,4 (90)	+ (50)	+ (50)
<i>Abax parallelepipedus</i>	+ (17)	+ (50)	+ (50)	1,0 (100)	0,4 (90)	.	.	0,2 (25)
<i>Carabus coriaceus</i>	0,1 (100)	0,1 (50)	0,1 (50)	0,5 (100)	0,1 (50)	.	.	0,1 (25)
<i>Carabus violaceus</i>	.	.	+ (50)	+ 0,6 (67)	0,3 (60)	.	.	.
<i>Carabus hortensis</i>	0,1 (67)	0,2 (83)	0,4 (100)	1,2 (100)	4,9 (100)	.	0,5 (100)	0,9 (100)
<i>Pterostichus diligens</i>	+ (17)	+ (50)	.	.	.	+ (20)	0,2 (100)	.
<i>Leistus terminatus</i>	+ (33)	+ (83)	0,2 (50)	.	.	+ (30)	+ (100)	0,1 (75)
<i>Pterostichus niger</i>	+ (50)	<u>0,4 (83)</u>	<u>1,8 (50)</u>	<u>3,0</u>	<u>0,6 (100)</u>	<u>0,4 (90)</u>	<u>0,1 (100)</u>	2,2 (100)
<i>Pterostichus melanarius</i>	+ (67)	0,6 (100)	0,6 (50)	11,0	0,3 (83)	+ (70)	.	2,3 (100)
Artenzahl " S.a.	13,8 " 3,5	23,5 " 3,7	21,0 " 8,5	29,0	.	19,1 " 7,6	23,5 " 9,2	17,3 " 7,9

Tab. 3: Verteilung der Laufkäferarten (Ind. x 10 Fallentage⁻¹) in den unterschiedenen 8 Habitattypen. Die fettgedruckten bzw. unterstrichenen Werte bilden eine signifikant homogene Gruppe nach dem Least Signifikant Difference Test mit p < 0,05 (Stetigkeit der Arten in dem entsprechenden Habitattyp in Klammern, +: Abundanz < 0,1 Ind. x Fallentage⁻¹, S.a.: Standardabweichung).

ist relativ wenig versauert mit pH-Werten von 6,1 im Mittel. Der zweite Habitattyp der Erlenwälder ist mit 52% ± 11% Bodenfeuchte noch relativ feucht, wenn auch durchschnittlich deutlich weniger feucht als der erste Habitattyp. Der Torfgehalt kann sehr stark schwanken, wie aus der hohen Standardabweichung hervorgeht. Im dritten Habitattyp ist sowohl die Vertorfung als auch die durchschnittliche Bodenfeuchte

3 Ergebnisse

3.1 Differenzierung der Laufkäferbestände und ihre standörtliche Charakterisierung

Insgesamt wurden in den 37 Wäldern 96 Laufkäferarten gefunden. Eine Ordinierung durch die Average Linkage-Cluster-Analyse mit den Renkonenindizes ergab eine Differenzierung in 8 Synusien auf einem Level von 40% Dominanzidentität (Abb. 1). Hiervon sind im weiteren Sinne 3 Synusien den Erlenwäldern, 3 Synusien den Buchen-Eichen-Mischwäldern und 2 Synusien den Birkenwäldern oder lichten Gehölzen zuzuordnen. Eine Synusie der Buchen-Eichen-Mischwälder ist nur mit einem Standort vertreten. Sie besitzt nur eine geringe Ähnlichkeit von ca. 15% mit den Synusien dieser Wälder und zeigt deutliche faunistische Beziehungen zu denjenigen der Erlenwälder.

Die Zuordnung der untersuchten Standortfaktoren zu den unterschiedenen Laufkäfersynusien läßt folgende Habitattypen erkennen (Tab. 2). Gruppe 1 der Erlenwälder zeichnet sich durch hohe Feuchtigkeit von durchschnittlich 85% ± 5% Wassergehalt im Boden und hohe Torfgehalte mit 85% ± 16% organischer Substanz aus. Der Boden

sehr niedrig. Man kann den ersten Habitattyp als Erlenbruch, den zweiten als Erlenwald auf Niedermoortorfen und den dritten als degenerierten Erlenwald mit stark mineralisierten Niedermoortorfen bzw. Erlenwald auf sandigen Mudden bezeichnen.

In der Gruppe der Buchen-Eichen-Mischwälder ist der Habitattyp IV nur durch einen Standort vertreten, der sich auf einer lehmigen Parabraunerde in Ostholstein befindet. Dadurch wird er vor allem durch den relativ geringen Sandgehalt bei gleichzeitig geringer organischer Substanz im Boden charakterisiert. Die beiden weiteren Habitattypen V und VI lassen sich durch den Sandgehalt und den pH-Wert des Bodens unterscheiden, wobei in Habitattyp V der Sandgehalt niedriger und der pH-Wert höher liegt als in Habitattyp VI. Diese drei Habitattypen können als frische Buchenwälder auf Lehmböden (IV), frische Buchenwälder auch sandigen Parabraunerden oder Braunerden (V) und als trockene Buchen oder -Eichenwälder auf sandigen Braunerden oder Podsol bezeichnet werden. Bei den beiden letzten Habitattypen handelt es sich um Moorbirkenwälder (VII), die sich zwar durch etwas geringere Bodenfeuchte als die Erlenbrüche auszeichnen, aber bei ebenfalls hoher

Art	Wasser	org. Subst.	pH	Sand	Fläche	AT
<i>Pterostichus rheaticus</i>	0,75	0,59		-0,66	-0,48	A
<i>Pterostichus minor</i>	0,69	0,62		-0,72	-0,53	
<i>Agonum fuliginosum</i>	0,57	0,54		-0,44		
<i>Elaphrus cupreus</i>	0,52	0,39		-0,55		
<i>Pterostichus diligens</i>	0,39	0,51		-0,47		
<i>Carabus granulatus</i>	0,49		0,48	-0,44	-0,44	B
<i>Loricera pilicornis</i>	0,43			-0,49	-0,52	
<i>Pterostichus nigrata</i>	0,35	-0,38				
<i>Pterostichus niger</i>	-0,53		-0,35			C
<i>Carabus convexus</i>	-0,37					
<i>Trechus obtusus</i>	-0,49	-0,40				
<i>Carabus nemoralis</i>	-0,45	-0,39				
<i>Nebria brevicollis</i>	-0,37					
<i>Carabus hortensis</i>	-0,48		-0,46	0,52	0,37	D
<i>Notiophilus biguttatus</i>	-0,48		-0,65	0,38	0,39	
<i>Abax parallelepipedus</i>	-0,36	-0,51		0,61		
<i>Calathus rotundicollis</i>	-0,45	-0,38	-0,33	0,44	0,41	E
<i>Pterostichus oblongopunctatus</i>	-0,50	-0,33	-0,44	0,54	0,66	
<i>Carabus violaceus</i>		-0,39		0,53	0,62	
<i>Pterostichus strenus</i>			0,44	-0,42	-0,39	F
<i>Agonum viduum</i>			0,57		-0,47	
<i>Patrobus atrorufus</i>			0,51		-0,37	
<i>Agonum mülleri</i>			0,36			G
<i>Bembidion mannerheimi</i>			0,48			
<i>Bembidion tetracolum</i>			0,53			
<i>Carabus coriaceus</i>			0,40			
<i>Cychnus caraboides</i>			0,37			
<i>Platynus assimilis</i>			0,40			
<i>Platynus dorsalis</i>		-0,41				H
<i>Dyschirius globosus</i>		0,39		-0,50		

Tab. 4: Spearman-Korrelationskoeffizienten zwischen Abundanz der Laufkäferarten und Standortfaktoren. Es werden nur Korrelationskoeffizienten aufgeführt, die mit $p < 0,05$ signifikant sind (AT: Anspruchstypen A bis H siehe Text).

sein, wo die Art in 83% der Standorte mit durchschnittlich 1,3 Ind. x Falle⁻¹ x 10 Tage⁻¹ vorkam. Charakteristisch für die beiden Erlenwaldtypen auf intakten Niedermoorböden können zusätzlich *Pterostichus minor*, *Pterostichus rhaeticus*, *Elaphrus cupreus*, *Carabus granulatus* und *Platynus assimilis* genannt werden. Die Abundanz dieser Arten ist hier statistisch gesichert höher als in den übrigen Waldtypen. Von diesen Arten kommt *Carabus granulatus* auch in einigen der übrigen Habitattypen mit mittlerer Abundanz vor und ist nur auf den trockenen bzw. sauren Böden der Habitattypen IV, VI und VII mit statistisch gesicherter niedriger Abundanz kaum vertreten. Typische

Arten der Buchen-Eichen-Mischwälder sind z.B. *Carabus nemoralis*, *Calathus rotundicollis*, *Pterostichus oblongopunctatus* und *Abax parallelepipedus*. Von dieser Artengruppe bilden *Notiophilus biguttatus* und *Carabus hortensis* auf sandigen, sauren Böden signifikant höhere Abundanz aus als auf den frischen, weniger sauren Böden. Als Charakterart der Birkenmoorwälder kann *Pterostichus diligens* angesehen werden, der zwar auch in den Erlenwäldern vorkommt, dort aber deutlich niedrigere Abundanz aufweist. Die letzte Gruppe zeichnet sich durch ein starkes Auftreten euryöker Arten aus, die zum Teil aus angrenzenden Agrarbereichen stammen können. Hierfür sind die hohe Abundanz und Stetigkeiten von *Pterostichus niger* und *P. melanarius* kennzeichnend. Besonders *P. niger* erweist sich als eine extrem euryöke Art, die fast in allen untersuchten Habitattypen mit hoher Abundanz auftritt. Sowohl der Habitattyp VIII als

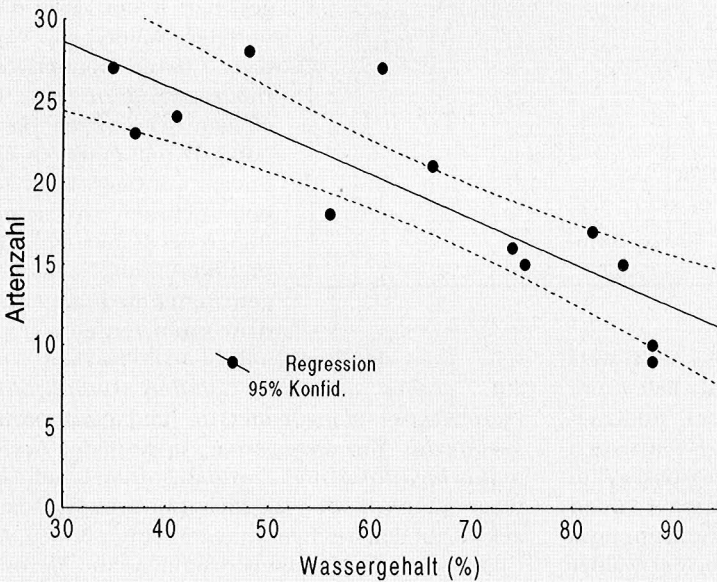
Vertorfung des Bodens einen niedrigen pH-Wert aufweisen. Der letzte Habitattyp (VIII) läßt kaum eine Differenzierung hinsichtlich der Bodeneigenschaften zu den vorangehenden Habitattypen erkennen. Die Standorte waren relativ trocken, auf mäßig sandigen zum Teil stark versauerten Böden und stark schwankender Vertorfung. Gemeinsames Kennzeichen scheint die geringe Fläche der Wälder zu sein. Da es sich bei drei der Standorte um Birkenwälder handelt und der vierte Standort ein lichtetes Gehölz auf einem Hügelgrab ist, könnte die geringe Baumbedeckung eine gemeinsame Eigenschaft dieses Habitattyps sein.

Für die einzelnen Habitattypen lassen sich keine exklusiven Arten nachweisen (Tab. 3). Es gibt aber signifikante Präferenzen einzelner Arten für eine oder wenige der differenzierten Habitattypen. Hohe Abundanz von *Agonum fuliginosum* scheinen charakteristisch für die Erlenbrüche zu

Art	RL	Erlenwälder			Buche-Eichen-Mischwälder			Birkenwälder	
		I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII
<i>Agonum sexpunctatum</i>	3						x	x	
<i>Agonum ericeti</i>	1							x	
<i>Amara brunnea</i>	3					x	x	x	x
<i>Amara eyrinota</i>	3		x						x
<i>Badister peltatus</i>	2		⊗	⊗					
<i>Bembidion humerale</i>	1							x	
<i>Blethisa multipunctata</i>	2							x	
<i>Calathus micropterus</i>	3					⊗	⊗		
<i>Carabus clathratus</i>	2							x	
<i>Carabus arvensis</i>	3						⊗	⊗	
<i>Carabus convexus</i>	3						x		
<i>Carabus glabratus</i>	3						⊗		
<i>Cymindis vaporariorum</i>	1		x						
<i>Harpalus quadripunctatus</i>	2				⊗		⊗		
<i>Notiophilus germinyi</i>	3							x	
<i>Platynus livens</i>	3		x						x
<i>Pterostichus rhaeticus</i>	3	x	x	x				x	x
<i>Trechus rivularis</i>	1		x						x
<i>Trechus secalis</i>	3		x	x					
<i>Trichocellus cognatus</i>	2							x	

Tab. 5: Die in den untersuchten Wäldern gefundenen Arten der Roten Liste Schleswig-Holsteins (⊗: zusätzlich silvicole Arten).

Abb. 2: (unten): Beziehung zwischen Bodenwassergehalt und der Anzahl der Laufkäferarten in Erlenwäldern.



allerdings zu berücksichtigen, daß sich die geprüften Standortfaktoren nur auf die Wälder beziehen und einige der gefundenen Arten auch außerhalb der Wälder vorkommen, so daß sich die gesamte ökologische Nische der Art erst unter Berücksichtigung der Standortfaktoren auch außerhalb der Wälder erfassen läßt. Trotzdem ergibt die Beschränkung auf Wälder bereits einen deutlichen Hinweis auf die Lebensraumansprüche der Arten. In Tab. 4 sind die signifikanten Spearman-Korrelationskoeffizienten zwischen Vorkommen und Standortfaktoren aufgeführt. Danach lassen sich mindestens 7 ökologische Gilden unterscheiden. Der Anspruchstyp A ist dadurch charakterisiert, daß er hohe positive Korrelationen zwischen der Bodenfeuchte und dem Torfgehalt (hoher organischer Anteil) des Bodens zeigt. Zum pH-Wert und zur Waldfläche ergab sich keine Signifikanz. Dagegen war wegen

auch die Erlenbrüche (I) weisen die geringsten Artenzahlen der unterschiedenen Habitattypen auf, während sich die durchschnittlichen Artenzahlen der übrigen Wälder kaum unterscheiden.

Anhand der Korrelationen zwischen den Vorkommen der Arten und den untersuchten Standortfaktoren lassen sich ökologische Zuordnungen zumindest häufiger Arten präzisieren und zu ökologischen Gilden zusammenfassen. Hierbei ist

gen der hohen Vertorfung des Bodens eine negative Korrelation mit dem Sandgehalt zu bemerken. Diese Arten waren besonders in den nassen Erlenbrüchen, -wäldern oder im Moorbirkenwald vertreten. Die Arten des Anspruchstyps B präferieren zwar auch hohe Bodenfeuchten, zeigen aber keine positive Korrelation mit einer starken Vertorfung. Bemerkenswert ist die signifikant positive Korrelation zwischen *Carabus granulatus* und dem

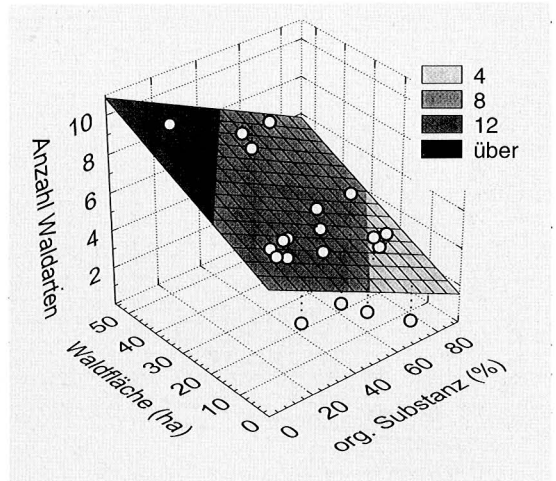
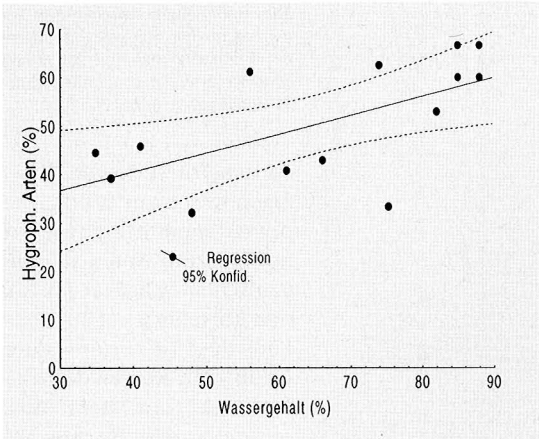
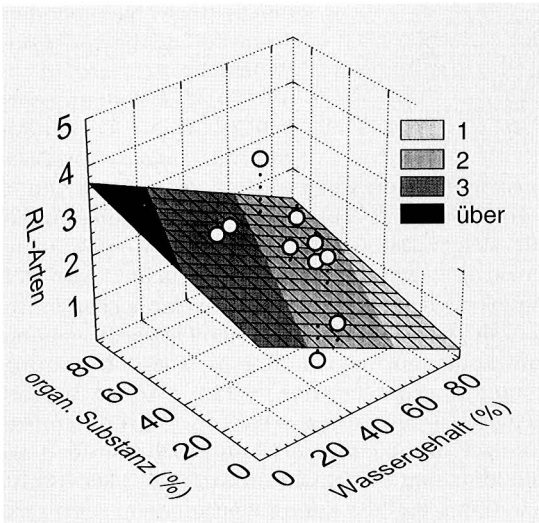


Abb. 3 (oben links): Beziehung zwischen Bodenwassergehalt und dem Anteil hygrophiler Laufkäferarten in Erlenwäldern.

Abb. 4 (unten links): Beziehung zwischen dem Wassergehalt (%), der Vertorfung (Anteil organischer Substanz im Boden) und der Anzahl von Arten der Roten Liste Schleswig-Holstein in den untersuchten 14 Erlenwäldern.

Abb. 5 (oben rechts): Beziehung zwischen dem Anteil organischer Substanz im Boden, der Waldfläche (ha) und der Anzahl silvicoler Arten in den untersuchten 21 Buchen-Eichen-Mischwäldern.



Boden pH, wodurch sich das häufige Auftreten der Art auch auf nicht zu trockenen Agrarflächen erklären läßt (HINGST et al. 1995). Im Gegensatz zu diesen beiden ersten Gruppen, besitzen die drei folgenden Anspruchstypen eine negative Korrelation mit der Bodenfeuchte. Der Anspruchstyp C mit *Pterostichus niger* und *Carabus nemoralis* weist nur eine negative Korrelation mit der Bodenfeuchte auf, während Anspruchstyp D mit *Carabus hortensis* und *Abax parallelepipedus* zusätzlich noch positiv mit dem Bodensandgehalt korreliert. Ähnliche Lebensraumansprüche hat auch die Gruppe E, doch sind hier auch sehr starke positive Korrelationen mit der Waldfläche vorhanden, so daß sie große Wälder zu präferieren scheint. Im Gegensatz zu dieser ökologischen Gilde haben die Arten des Anspruchstyps F eine negative Korrelation

letzten Arten der Gruppe H ließen sich keine spezifischen Standortfaktoren finden.

3.2 Zooökologische Bewertung der Wälder

Für die zooökologische Bewertung der Wälder wurden einerseits die spezifischen Standortansprüche, die Bindung an den entsprechenden Habitat- oder Ökosystemtyp sowie die Gefährdungssituation der Arten herangezogen. Für die Arten der Erlenwälder wurde hohe Bodenfeuchte als wesentlicher Anspruch an den Lebensraum vorausgesetzt. Daher wurden hygrophile Arten, auch wenn keine enge Bindung an das Waldökosystem bekannt ist, zur Bewertung verwendet. Aus den untersuchten Wäldern wurden folgenden Arten als hygrophil

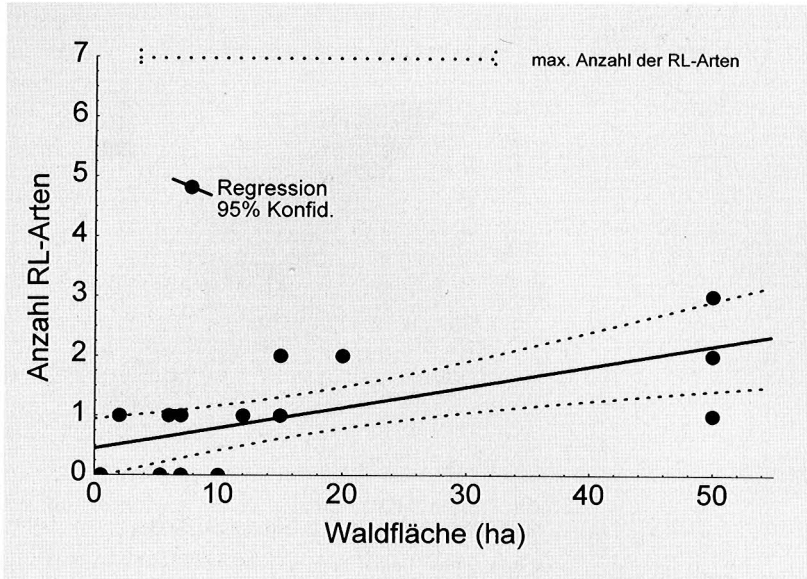


Abb. 6: Beziehung zwischen dem Anteil organischer Substanz im Boden, der Waldfläche (ha) und der Anzahl silvicoler Arten in den untersuchten 21 Buchen-Eichen-Mischwäldern.

eingestuft: *Agonum afrum*, *A. fuliginosum*, *A. gracile*, *A. piceum*, *A. viduum*, *Bembidion femoratum*, *B. mannerheimii*, *Blethisa multipunctata*, *Carabus granulatus*, *Elaphrus cupreus*, *Leistus terminatus*, *Patrobus atrorufus*, *Platynus assimilis*, *P. livens*, *P. obscurus*, *Poecilus cupreus*, *Pterostichus diligens*, *P. minor*, *P. nigrita*, *P. rhaeticus*, *P. strenuus*, *P. vernalis* und *Trechus rivularis*. Ferner wurden folgende Arten als typisch für Wälder gekennzeichnet: *Abax parallelepipedus*, *Badister bullatus*, *Calathus micropterus*, *C. rotundicollis*, *Carabus arvensis*, *C. coriaceus*, *C. glabratus*, *C. hortensis*, *C. violaceus*, *Cychrus caraboides*, *Harpalus quadripunctatus*, *Leistus rufomarginatus*, *Pterostichus oblongopunctatus* und *Trechus obtusus*. Für die Bewertung nach der Gefährdungssituation wurde die Rote Liste der Käfer Schleswig-Holsteins herangezogen (ZIEGLER & SUKAT 1994). Danach sind 20 der gefundenen Arten in den Gefährdungsstufen 1 bis 3 zu finden (Tab. 5). Fünf der gefährdeten Arten sind entsprechend der oben ausgeführten Einordnung als silvicol, vier als hygrophil zu bezeichnen. Eine Korrelation der gefährdeten Arten mit Standortfaktoren ist aufgrund ihrer geringen Anzahl meist nicht möglich. Fünf Arten der Roten Liste wurden immerhin mit mehr als 5 Individuen in den untersuchten Waldstandorten gefunden und daraufhin der Spearman-Korrelationskoeffizient berechnet. Es ergaben sich aber kaum Hinweise auf die Lebensrauman-

sprüche dieser Arten. Zwei Arten waren zur Waldfläche positiv signifikant, eine Art negativ zum Anteil der organischen Substanz im Boden korreliert.

Für die 14 Erlenwälder ergab eine Korrelation der Artenzahl mit dem Wassergehalt des Bodens einen deutlich abnehmenden Trend bei zunehmender Bodenfeuchte (Artenzahl = $36,7 - 0,27 \times$ Bodenwassergehalt). Diese Beziehung war mit einem Korrelations-

koeffizienten von $r = -0,86$ ($p < 0,001$) hoch signifikant (Abb. 2). Selbst die Beschränkung auf die ausgewählten hygrophilen Arten ergab keine positive Beziehung zur Bodenfeuchte. Nur der Anteil der hygrophilen Arten an der gesamten Artenzahl zeigte eine positive signifikante Beziehung zur Bodenfeuchte auf (Abb.3). Diese Beziehung (Anteil hygrophiler Arten = $25,0 + 0,39 \times$ Wassergehalt) war aber mit $r = 0,62$ ($p = 0,02$) deutlich weniger streng mit dem Wassergehalt korreliert als die Abnahme der gesamten Artenzahl. Dies weist daraufhin, daß die Erlenwaldarten nicht sehr stark an hohe Bodenfeuchten gebunden sind und selbst noch in Erlenwäldern mit geringer Bodenfeuchte gute Lebensmöglichkeiten finden.

Eine Analyse der Erlenwälder mit Hilfe der gefährdeten Arten der Roten Liste führt dagegen zu besseren Möglichkeiten der Bewertung. Es zeigt sich hierbei, daß die Verortung des Bodens ein wesentlicher Gesichtspunkt bei der Bewertung sein muß. Eine multiple lineare Regression mit dem Wassergehalt und dem Anteil der organischen Substanz belegt, daß bei hohen Bodenfeuchten die Zahl der gefährdeten Arten zurückgeht, während sie mit zunehmendem Gehalt organischer Substanz im Boden steigt (Abb. 4). Die multiple lineare Regression war für diese beiden Faktoren signifikant: Wasser: $r = -0,93$ ($p = 0,006$), org. Substanz: $r = 0,69$ ($p = 0,03$). Die Gleichung lautet: RL-Arten = $3,1 + 0,02$ org. Subst. - $0,04 \times$ Wassergehalt. Die

höchste Anzahl gefährdeter Arten im Erlenbruch war bei ca. 50% Bodenwassergehalt und 80% organischer Substanz zu verzeichnen.

Für die Bewertung der trockenen Wälder wurden die silvicolen Arten zur Bewertung herangezogen. Eine Analyse der Beziehungen zwischen den untersuchten Standortfaktoren und der Anzahl silvicolen Arten war nur für die Waldfläche und dem Anteil der organischen Substanz signifikant (Abb. 5). Es ergab sich eine signifikante Zunahme silvicolen Arten mit abnehmendem Gehalt organischer Substanz bzw. zunehmender Waldfläche. Die Korrelation mit der Waldfläche betrug $r = 0,43$ ($p = 0,03$) und mit der organischen Substanz $r = -0,38$ ($p = 0,05$), die Gleichung lautet: $\text{Waldarten} = 5,3 + 0,44 \times \text{Waldfläche} - 0,38 \times \text{organische Substanz}$. Das deutet daraufhin, daß die als silvicol bezeichneten Arten nicht nur große Wälder bevorzugen, sondern auch verstärkt auf den ärmeren Böden mit starker Humusaufgabe und geringer Humifizierung des Oberbodens vorkommen. Ein negativer Einfluß von Nadelforsten war nicht zu erkennen. Unter den 10 Wäldern des Habitattyps VI (trockene Buchen-Eichen-Mischwälder) befanden sich 4 Nadelforsten. In diesen waren insgesamt $15,5 \pm 1,7$ Arten, in den Laubwaldforsten $17,8 \pm 2,0$ Arten.

Der t-Test ergab bei 8 Freiheitsgraden $t = 1,79$ ($p = 0,81$) keinen signifikanten Unterschied. Auch bei einer Beschränkung auf die silvicolen oder Rote-Liste-Arten wurde kein negativer Einfluß der Nadelforste nachgewiesen. Dagegen war für die Rote-Liste-Arten ebenso wie für die silvicolen Arten die Waldfläche von großer Bedeutung.

Mit steigender Waldfläche wurde auch eine Zunahme der Rote-Liste-Arten gefunden (Abb. 6). Die Korrelation war mit $r = 0,69$ ($p < 0,001$) signifikant. Allerdings wurde die maximale Anzahl von 7 insgesamt in diesen Wäldern gefundenen Rote-Liste-Arten an keinem Standort gefunden. Auch die 5 silvicolen Rote-Liste-Arten waren an keinem Standort vorhanden. In den großen Waldbereichen Schleswig-Holsteins, im Segeberger Forst und im Sachsenwald wurden maximal 3 Rote Liste-Arten festgestellt.

4 Diskussion und Schlußfolgerung

Die Eignung der Laufkäfer (Carabidae) als Indikatoren für Habitattypen ist vielfach hervorgehoben

worden (z.B. HEYDEMANN 1955, THIELE 1977, TOPP 1982, LUFF et al. 1989). In den meisten dieser Untersuchungen wurde die Bodenfallenmethode eingesetzt, die für einzelne Arten bei Verwendung von Jahresfängen ausreichend vergleichbare Daten liefert (THIELE 1977, DEN BOER 1979, FRIEBE 1983). Nur wenige Arbeiten haben dabei Standortbindungen im Freiland genauer untersucht. TURIN et al. (1991) vergleichen Laufkäferbestände von 862 Standorten in den Niederlanden und beziehen dabei einige Standortfaktoren, wie Feuchte und Bodenart, ein. Sie können danach in den Niederlanden aufgrund der Laufkäferbestände vier Waldtypen unterscheiden. Dies sind Nadelwälder, Eichen-Birken- oder Eichen-Buchen-Wälder, Eichen-Hainbuchen-Wälder und nasse Pappel- oder Erlenwälder.

In den Wäldern der deutschen Mittelgebirge scheinen mikro- und mesoklimatische Bedingungen entscheidend für das Vorkommen einzelner Arten zu sein. GIERS (1973) findet deutliche Verteilungsabhängigkeiten zwischen nord- und süd exponierten Hängen. Die Höhenlage mit den Klimafaktoren Temperatur und Feuchte spielt in den Mittelgebirgen eine wesentliche Rolle bei der Verteilung der Arten (z.B. SCHEURIG et al. 1996, BÜCKING et al. 1998). Insbesondere für die auch in schleswig-holsteinischen Wäldern verbreiteten Arten *Abax parallelepipedus* und *Pterostichus oblongopunctatus* zeigte sich keine Beziehung zu den lokalklimatischen Verhältnissen.

In der Norddeutschen Tiefebene ist die Grundwassernähe ein entscheidender Faktor, der die Laufkäfersynusie beeinflusst. RIEGEL (1996) unterscheidet anhand von 12 Wäldern im östlichen Niedersachsen die Artengemeinschaften von Bruch- und Auwäldern, feuchten und mesophilen Wäldern und sauren Eichenwäldern. In einer ähnlichen Untersuchung, in die nur grundwassernahe Habitate gingen, findet HELLING (1994) zusätzlich die Bodenart als wichtigen Standortfaktor. Nach MLETZKO (1972) sind für die Arten des grundwassernahen Fraxino-Ulmetum Licht und Feuchte die entscheidenden Faktoren, die die Mengenverteilung einiger Laufkäferarten bestimmen.

Auch für die schleswig-holsteinischen Wälder kann die Bodenfeuchte, die wesentlich durch die Grundwassernähe bestimmt wird, als der wichtigste Standortfaktor angesehen werden (IRMLER 1995). Darüber hinaus wirken aber andere Faktoren, wie der pH-Wert, ebenfalls auf die Lauf-

käfergemeinschaft, wie aus den relativ starken Unterschieden zwischen Erlenwäldern und Moorbirkenwäldern hervorgeht. Innerhalb der weiter gefaßten Waldtypen, Erlenwälder und Buchen-Eichen-Mischwälder, läßt sich die weitere Untergliederung innerhalb dieser Typen hauptsächlich durch die Bodenart erklären. Die verschiedene Ausprägung der Niedermoortorfe steuert in den grundwassernahen Wäldern die Laufkäfergemeinschaft, während in den grundwasserfernen der Sandgehalt entscheidet. Für die einzelnen Arten sind aber ganz unterschiedliche Kombinationen der Standortfaktoren bestimmend. Unter den Laufkäfern der Erlenwälder sind sowohl Arten zu finden, deren Verteilung aufgrund der vorliegenden Daten nur mit der Bodenfeuchte korreliert als auch solche, die mit Bodenfeuchte und Gehalt an organischer Substanz oder mit Bodenfeuchte und pH-Wert Beziehungen erkennen lassen. Für Arten der trockeneren Wälder scheint neben der Meidung grundwassernaher Bereiche und der positiven Korrelation zu hohen Sandgehalten im Boden vor allem eine Bindung an die Flächengröße der Wälder zu bestehen. Vielfach werden Arten dieser Wälder, wie *Abax parallelepipedus*, *Pterostichus oblongopunctatus* und *Calathus ruficollis* als euryöke Waldarten bezeichnet. Diese ökologische Einordnung ist im Lichte der vorgestellten Untersuchungen differenzierter zu betrachten. Viele dieser Arten sind zwar in vielen Wäldern vertreten, zeigen aber doch deutliche Präferenzen für bestimmte Standortfaktoren. Die weite Verbreitung läßt daher nur auf eine weite Verbreitung bestimmter Standortfaktoren in Wäldern schließen, die unter anderem auch mit der Landnutzung in Zusammenhang stehen kann. So fehlt der als euryöke Waldart bezeichnete *Carabus hortensis* auf den lehmigen Parabraunerden Ostholsteins (Waldtyp IV), die vorwiegend unter landwirtschaftlicher Nutzung stehen (VOGEL & KROST 1990).

Eine differenzierte Betrachtung zwischen naturräumlich bedingten Standortfaktoren und anthropogen veränderbaren Bedingungen ist für die Bewertung von Laufkäfergemeinschaften daher von großer Bedeutung. KAULE (1991) schlägt ein Bewertungssystem vor, in dem Lebensräume sowohl nach ihren typischen als auch nach gefährdeten Arten eingestuft werden. Die Analyse der Beziehungen zwischen naturräumlich bestimmten Standortfaktoren, wie Sandgehalt der Böden, und

Verteilung der Laufkäfer, sind daher notwendige Voraussetzung, um typische Arten bestimmter Lebensräume zu differenzieren. Dagegen kann Bodenfeuchte sowohl naturräumlich vorgegeben als auch anthropogen geprägt sein. Ein wesentlicher bewertbarer Faktor ist die Ausprägung der Niedermoortorfe und die Flächengröße der Wälder. Beide werden stark durch menschliche Eingriffe gesteuert. Die Flächengröße und Isolation von Wäldern wurde auch von DÜLGE (1989, 1994) und die Auflichtung von Wäldern der montanen Stufe von EYHOLZER (1995) als wichtige Faktoren zur Bewertung von Wäldern mit Hilfe der Laufkäfer herangezogen. Wie die vorliegende Untersuchung zeigt, sind hiervon nicht nur charakteristische Arten bestimmter Waldtypen, sondern auch gefährdete Arten betroffen. Auch das Alter der Wälder, das wegen der insgesamt jungen Waldbestände in Schleswig-Holstein nicht untersucht wurde, scheint ein wichtiger Faktor für die Bewertung anhand einzelner Laufkäferarten zu sein (z.B. ABMANN 1995, SPENCE et al. 1996). Dagegen spielt die vielfach diskutierte Nadelbaumnutzung in Wäldern (HEUERMAN & TURIN 1989) nur eine untergeordnete Rolle für die Laufkäfer. Auf die geringe Bedeutung der Baumarten für die Ausprägung der Laufkäfergemeinschaft weisen auch bereits REDDERSEN & JENSEN (1991) und COIL et al. (1995) hin. Auch in Polen war die Bodenart entscheidender für die Verteilung der Laufkäfer als der Baumbewuchs durch Nadel oder Laubbäume (SZYSKO 1974).

5 Zusammenfassung

Die Laufkäferfauna von 37 Wäldern wurde in Nord-Deutschland (Schleswig-Holstein) mit Hilfe von Bodenfallen untersucht. Zusätzlich wurde der mittlere jährliche Bodenwassergehalt, der Gehalt an organischer Substanz im Boden, der durchschnittliche Boden pH und die Waldfläche (ha) zur Charakterisierung der Standortverhältnisse in den einzelnen Wäldern bestimmt. Insgesamt wurden acht Synusien der Laufkäfer festgestellt. Darunter waren drei Typen von Erlenwäldern, die durch Bodenwassergehalt und Gehalt an organischer Substanz im Boden zu unterscheiden waren. Die drei Buchen-Eichen-Mischwälder waren hauptsächlich durch unterschiedliche Sandgehalte des Bodens zu trennen. Birkenwälder am Rand von Hochmooren und lichte Birkenwälder oder sehr

kleine Buchengehölze bildeten zwei weitere Habitattypen. Keine Laufkäferart kam nur in einem der Habitattypen vor, aber viele Arten präferierten einen oder wenige Habitattypen mit ähnlichen Standortverhältnissen. Bei Verwendung von Korrelationen zwischen den Standortparametern und dem Vorkommen der Arten wurden verschiedene ökologische Gilden differenziert. Viele Arten der Erlenwälder, z.B. *Pterostichus minor* und *Agonum fuliginosum*, bevorzugten Standorte mit hoher Bodenfeuchte und starker Vertorfung, während andere Arten, z.B. *Carabus granulatus*, nur mit der Bodenfeuchte positiv korrelierten. Andere ökologische Gilden präferieren trockene Standorte, trockene Standorte großer Wälder, Böden mit hohen pH-Werten oder kleine Gehölze. Für die ökologische Bewertung wurden typische Arten und gefährdete Arten der Roten-Liste Schleswig-Holstein gewählt. In den Erlenwäldern steuert die Vertorfung die Artenanzahl der gewählten Arten. In den trockenen Wäldern ist die Waldfläche entscheidend.

Dank

Große Teile der Arbeit wurden durch das Bundesministerium für Bildung und Forschung (BMBF) und das Land Schleswig-Holstein finanziell unterstützt. Außerdem sei allen Diplomanden und Mitarbeitern gedankt, die in vielen Jahren die Daten zusammengetragen haben.

Literatur

- ASSMANN, T. (1995): Laufkäfer als Reliktarthen alter Wälder in Nordwestdeutschland (Col.: Carabidae). - Mitt. dtsh. Ges. allg. angew. Ent. 10: 305-308.
- BAGUEITTE, M. (1993): Habitat selection of carabid beetle in deciduous woodland of southern Belgium. - Pedobiologia 37: 365-378.
- BOER, P. J. den (1979): The individual behaviour and population dynamics of Sülle carabid beetles. - Miscellaneous papers 18: 151-166.
- BÜCKING, W., BENSE, U., TRAUTNER, J., HOHLFELD, F. (1998): Faunenstrukturen einiger Bannwälder und vergleichbarer Wirtschaftswälder. Sechs Fallstudien in Baden-Württemberg zu Totholzkäfer, Laufkäfer, Vögeln. - Mitt. Ver. Forstl. Standortkunde u. Forstpflanzenzüchtung 39: 109-123.
- COLL, M. T., HENEGHAM, L., BOLGER, T. (1995): Carabidae fauna in two irish conifer stands: a comparison with those of some other european forests. - Biology and Environment: Proceedings of the royal irish academy 95B: 171-177.
- DÜLGE, R. (1989): Einflüsse verschiedener Standortparameter auf die Besiedlung von Habitatsinseln durch Carabidae. - Mitt. dtsh. Ges. allg. angew. Ent. 7: 190-198.
- DÜLGE, R. (1994): Zum Einfluß von Flächengröße und Isolation auf die Besiedlung nordwestdeutscher Nadelforsten durch Carabiden (Coleoptera: Carabidae). - Mitt. dtsh. Ges. allg. angew. Ent. 9: 305-312.
- DÜLGE, R., ADRETZKE, H., HANDKE, K., HELLBERND-TIEMANN, L., RODE, M. (1994): Beurteilung nordwestdeutscher Feuchtgrünlandstandorte mit Hilfe von Laufkäfergesellschaften (Coleoptera: Carabidae). - Natur & Landschaft 69: 148-156.
- EYHOLZER, R. (1995): Auswirkungen der Erschließung von Wäldern der montanen Stufe auf die Laufkäfer (Col., Carabidae). - Mitt. Schweiz. Entomol. Gesell. 68: 83-102.
- FRIEBE, B. (1983): Zur Biologie eines Buchenwaldbodens 3. Die Käferfauna. - Carolina 41: 45-80.
- GIERS, E. (1973): Die Habitatgrenzen der Carabiden (Coleoptera, Insecta) im Melico-Fagetum des Teutoburger Waldes. - Abhand. Mus. Naturk. Münster 35: 3-36.
- HEIJERMAN, T., TURIN, H. (1989): Carabid fauna of some types of forest in the Netherlands (Coleoptera: Carabidae). - Tijdschr. Entomol. 132: 241-250.
- HELLING, B. (1994): Carabidengemeinschaften in der Okerau bei Braunschweig - multivariate Analyse der Bedeutung verschiedener abiotischer Parameter und der Anpassung an verschiedene Biotypen. - Braunschweig naturkundl. Schr. 4: 503-520.
- HEYDEMANN, B. (1955): Carabiden der Kulturfelder als ökologische Indikatoren. - Ber. 7. Wandervers. dtsh. Entomol. 1954: 172-185.
- HINGST, R., IRMLER, U., STEINBORN, H.-A. (1995): Die Laufkäfergemeinschaften in Wald und Agrarökosystemen Schleswig-Holsteins. - Mitt. dtsh. Ges. allg. angew. Ent. 9: 733-737.
- IRMLER, U. (1999): Environmental characteristics of ground beetle assemblages in northern German forests as basis for an expert system. - Z. Ökol. u. Naturschutz 8: 227-237.
- IRMLER, U. (1995): Die Stellung der Bodenfauna im Stoffhaushalt schleswig-holsteinischer Wälder. - Faun. ökol. Mitt. Suppl. 18: 1-199.
- KAULE, G. (1991): Arten und Biotopschutz. 2. Auflage. Ulmer: Stuttgart.
- KLIEBER, A., SCHRÖDER, U., IRMLER, U. (1995): Der Einfluß der Mahd auf die Arthropoden des Feuchtgrünlandes. - Z. Ökologie u. Naturschutz 4: 227-237.
- LUFF, M. L., EYRE, M. D., RUSHTON, S. P. (1989): Classification and ordination of habitats of ground beetles (Coleoptera, Carabidae) in north-east England. - Journal of Biogeography 16: 121-130.
- MIETZKO, G. (1972): Ökologische Valenzen von Carabidenpopulationen im Fraxino-Ulmetum (Tx52, Oberst 53). - Beitr. Ent. 22: 471-485.
- MÜLLER-MOTZFELD, G. (1989): Laufkäfer (Coleoptera: Carabidae) als pedobiologische Indikatoren. - Pedobiologia 33: 145-153.
- PLATEN, R. (1992): Die Entwicklung eines Zeigerwertsystems für Laufkäfer (Col.: Carabidae) mit Hilfe einer "Canonical Correspondence Analysis" (CCA). - Verh. Ges. Ökol. 21,321-326.
- REDDERSEN, J., SECHER JENSEN, T. (1991): The carabid fauna of a large Danish spruce forest (Coleoptera, Carabidae). - Ent. Meddr. 59: 73-80.
- RENKONEN, O. (1938): Statistisch-ökologische Untersuchungen über die terrestrische Käferwelt der finnischen Bruchnoore. - Ann. Zool. Soc. Zool.-Bot. Fenn. 6: 1-231.
- RIECKEN, U. (1997): Arthropoden als Bioindikatoren in der Naturschutz Planung. - Anwendung und Perspektiven. - Mitt. Dtsch. Ges. allg. angew. Entomol. 11: 45-56.
- RIEGEL, T. (1996): Zur Carabidenfauna von Waldgesellschaften unterschiedlicher Feuchtestufen in einem ostniedersächsischen Waldge-

- biet. -Braunsch. naturkd. Schr. 5: 35-53.
- RUSHTON, S. P., LUFF, M. L., EYRE, M. D. (1991): Habitat characteristics of grassland *Pterostichus* species (Coleoptera, Carabidae). - Ecological Entomology 16: 91-104.
- SCHEURIG, M., HOHNER, W., WEIK, D., BRECHTEL, F., BECK, L. (1996): Laufkäferzönosen südwestdeutscher Wälder. Charakterisierung, Beurteilung und Bewertung von Standorten. - Carolea 54: 91-138.
- SPENCE, J. R., LANGOR, D. W., NIEMELÄ, J., CARCAMO, H. A., CURRIE, C. R. (1996): Northern forestry and carabids: the case for concern about old-growth species. - Ann. Zoo. Fennici 33: 173-184.
- STATSOFF (1996): Statistica für Windows. Computer Handbuch. - StatSoft Inc., Tulsa.
- SZYSKO, J. (1974): Relationship between the occurrence of epigeic carabids (Coleopt. Carab.) certain soil properties and species composition of a forest stand. - Ekologia Polska 22: 237-274.
- THIELE, H. U. (1977): Carabid beetles in their environments. A study on habitat selection by adaptations in physiology and behaviour. - Berlin: Springer.
- TOPP, W. (1982): Vorkommen und Diversität von Laufkäfer-Gemeinschaften in verschiedenen Ökosystemen (Col. Carabidae). - Drosera 1: 109-116.
- TURIN, H., ALDERS, K., BOERS, P. J. DEN, ESSEN, S. VAN, HEURMAN, TH., LAANE, W.; PENTERMAN, E. (1991): Ecological characterization of carabid species (Coleoptera, Carabidae) in the Netherlands from thirty years of pitfall sampling. - Tijdschrift voor Entomologie 134: 279-293.
- VOGEL, J. ., KROST, P. (1990): Zur Carabidenfauna pedologisch und floristisch unterschiedener Waldbiotope in Schleswig-Holstein. - Faun. ökol. Mitt.6: 87-94.
- ZIEGLER, W., SUIKAT, R. (1994): Rote Liste der in Schleswig-Holstein gefährdeten Käferarten. - Kiel, Landesamt für Naturschutz u. Landschaftspflege.

Anschrift des Verfassers

Dr. Ulrich IRMLER
Ökologie-Zentrum Kiel, Universität
Schauenburgerstr. 112
D-24118 Kiel

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: [Angewandte Carabidologie](#)

Jahr/Year: 2001

Band/Volume: [Supp_2](#)

Autor(en)/Author(s): Irmeler Ulrich

Artikel/Article: [Charakterisierung der Laufkäfergemeinschaften schleswig-holsteinischer Wälder und Möglichkeiten ihrer ökologischen Bewertung 21-32](#)