

Aus der Sektion Biowissenschaften
der Pädagogischen Hochschule „N. K. Krupskaja“ Halle
Wissenschaftsbereich Zoologie
(Leiter des Wissenschaftsbereiches: Prof. Dr. K. Germershausen)

Verteilungsmuster von Curculioniden (Coleoptera-Insecta) in einem Transekt unterschiedlich immissionsbelasteter Kiefernforste der Dübener Heide

Von Karla Schneider
Mit 6 Abbildungen und 3 Tabellen
(Eingegangen am 31. Oktober 1983)

1. Einleitung

Auf der Basis einer breit angelegten ökofaunistisch und populationsökologischen Analyse im Rahmen eines mehrjährigen Forschungsprogrammes, an dem u. a. der WB Zoologie der Martin-Luther-Universität Halle beteiligt war, wurden pflanzliche und tierische Organismen auf ihre Eignung als Bioindikatoren getestet.

Die vorliegende Arbeit ist ein Teilergebnis dieser Untersuchungen. Sie sollte überprüfen, inwieweit Rüsselkäfer für Aussagen zur Bioindikation geeignet sind und ob es bei dieser Käferfamilie z. B. zu Veränderungen des Artenspektrums und der Aktivitätsdichte kommt.

2. Untersuchungsgebiet

Die Dübener Heide bildet eines der wenigen größeren geschlossenen Waldgebiete im mittleren Teil unserer Republik. Geomorphologisch ist sie ein Glazialhügelland mit Talsandflächen (pleistozänen Ursprungs) und überwiegend sandig sowie sandig-lehmigen Böden. Als Bodentyp ist durchschlämmte Braunerde auf Sand weit verbreitet, die bei zunehmender Versauerung zu Braunpodsolen wird (Legler 1970). Das Gebiet befindet sich in der Übergangszone vom atlantischen zum kontinentalen Klima (Westteil relativ geringe Niederschläge, 550 mm; Ostteil im Mittel 650 mm).

Durch die vorherrschenden Westwinde liegt die Dübener Heide im Lee der an ihrem Westrand liegenden Emittenten und gehört heute zum größten Immissions-schadgebiet der DDR. Kompliziert wird das Problem der Luftverunreinigung vor allem durch die komplexe Wirkungsweise der Noxen, die das Untersuchungsgebiet belasten. Die Hauptschadstoffe SO₂ und kalkhaltige Stäube wirken gleichzeitig mit einer Vielzahl anderer Schadstoffe (Cl₂, HCl, NO_x, SO₃, H₂S) auf die Ökosysteme ein und erschweren die Erfassung ihrer Kausalität erheblich (vgl. Schneider 1982). Im Zentrum des Immissionsgebietes findet man auf etwa 10 000 ha kümmernde Kiefernbestände, die bereits im Dickungsalter verlichten und mit 30 Jahren abgeflachte Kronen aufweisen (Enderlein u. Stein 1964, Schubert 1977, Jäger 1979). Im Gegensatz zum Zustand der Kiefernbestände steht die artenreiche üppige Kraut- und Strauchschicht. Auffällig ist die starke Naturverjüngung (*Pinus sylvestris* und rauchharte Laubhölzer), die mit der Verlichtung zunimmt, und eine 90–100 % deckende Bodenflora (Löwenzahn, Huflattich, Distel, Baldrian und Walderdbeere) gelangt für Kiefernforste zu einer Ausbreitung, die in

ungeschädigten Beständen nicht oder nur selten möglich ist (Lux 1964). In Auswertung des Schadbildes der Kiefer erfolgte die Zonierung des Gebietes (Schadzoneneinteilung von Lux u. Stein 1977), wobei I die am stärksten belastete Zone ist. Auf der Basis dieser Schadzonen legten wir einen 24 km langen Transekt von West nach Ost durch unterschiedlich immissionsbelastete Kiefernforste (im Zentrum bei Roßdorf beginnend und bei Reinhartz in der Schadzone 0 endend). Je Quadratkilometer wurde, soweit ein geeigneter Kiefernforst der Altersklasse III-IV (40–60 Jahre) vorhanden war, eine Fangstelle ausgewählt (Abb. 1).

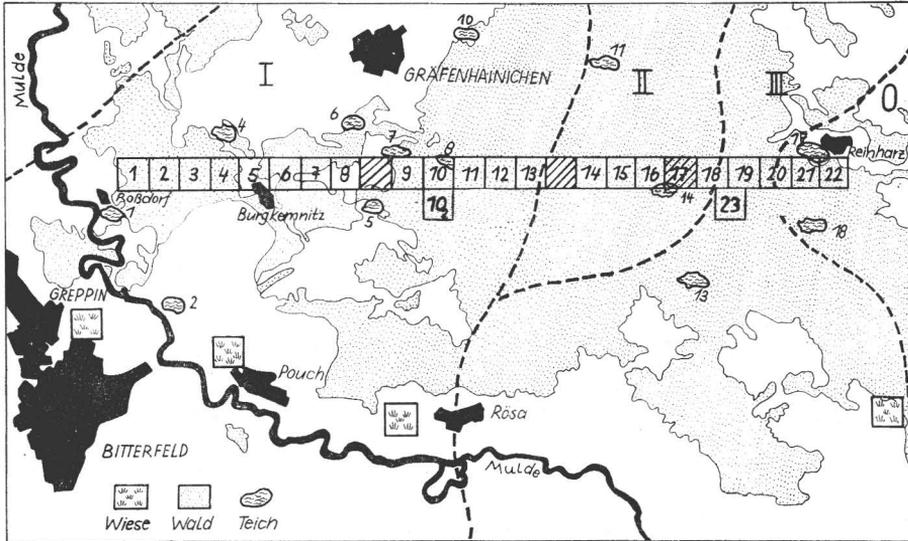


Abb. 1. Untersuchungsgebiet Dübener Heide.
I, II, III, 0 = Schadzonen; 1, 2, 3 bis 23 = Untersuchungsflächen des Transektes

3. Material und Methode

Als bewährtes Verfahren zum Sammeln von Rüsselkäfern hat sich der Kescherfang erwiesen, der sich am besten für eine repräsentative Erfassung eignet (Smreczynski 1965, Stein 1967, Cmoluch 1971, Witsack 1975, Müller et al. 1978, Peter 1979).

Die Proben sind leicht über die gesamte Vegetationsperiode und in so kurzen Zeiträumen zu entnehmen, daß ein Vergleich von benachbarten Untersuchungsflächen möglich und überhaupt vertretbar ist (Müller et al. 1978).

Für die Untersuchungen wurde ein Rundkescher (ϕ 31 cm, Beutel aus festem Nesselgewebe, ~ 62 cm lang) benutzt. Um repräsentative Angaben über die Populationsstruktur der Rüsselkäfer zu gewinnen, arbeiteten wir nach folgendem Grundprinzip: Jede Probe bestand aus 200 Doppelschlägen. Nach jedem Schlag wurde ein Schritt vorwärts gegangen, so daß wir keinen Teil der Fangfläche zweimal abkescherten. Die Datenerfassung erfolgte in der Krautschicht, wenn vorhanden auch in der unteren Strauchschicht im Zeitraum von April bis November, je nach Witterungsverhältnissen in einem 8- bis 14tägigen Rhythmus zwischen 8 und 16 Uhr. Die Fänge sind nur bei günstigem Wetter und trockener Vegetation ausgeführt worden (vgl. Witsack 1975). Im Rahmen dieser Publikation erfolgt die Auswertung des Kescherfangs von 1980. Es wurden jedoch von 1977–1979 weitere Untersuchungen mit einem breiten Spektrum ökologischer Arbeitsmethoden im beschriebenen Gebiet vorgenommen (vgl. Schneider

1982). Für alle Probeflächen liegt eine Analyse der Vegetation (Baum-, Strauch-, Krautschicht) und der Bodenverhältnisse vor. In den Probeflächen 10 und 21 wurde das Mikroklima kontinuierlich über die gesamte Fangperiode gemessen (Lufttemperatur, -feuchte und -druck). Diese Werte können beim Autor abgerufen werden. Zur detaillierten Beschreibung der Probeflächen s. auch Bliss (1980) und Schneider (1982).

Die Nomenklatur der Arten basiert auf Horion (1951) und Arbeiten von Dieckmann¹ (1972, 1973, 1974, 1980) zur Rüsselkäferfauna der DDR. Die Determination des gesammelten Materials erfolgte mit Hilfe der Bestimmungsliteratur von Reitter (1916) und den oben genannten Arbeiten von Dieckmann.

4. Ergebnisse

4.1. Dichte und Dominanz

4.1.1. Arten- und Individuenzahlen

Insgesamt wurden 1980 entlang des Transektes 2993 Curculioniden, die sich auf 83 Arten verteilen, mit dem Kescher erbeutet (s. Tab. 1). Die Arten- und Individuenzahlen zeigen im untersuchten Transekt die gleiche Tendenz, bei beiden läßt sich eine schwache Abnahme der Werte in Richtung Ostteil erkennen (Abb. 2). Dafür dürfte die Abnahme des Laubholzanteiles in der Strauchschicht verantwortlich sein. Dies deutet auch das Absinken der Artenzahl in den Probeflächen 10, 10₂, 16 und 22 an. So besitzen die Flächen 10 und 10₂ eine stark entwickelte Strauchschicht, die durch Jungwuchs von *Pinus sylvestris* geprägt wird, jedoch weitaus weniger von Laubhölzern als die der davorliegenden Probeflächen. Im Gegensatz dazu dokumentieren die hohen Artenzahlen in den Untersuchungsflächen 18 und 19 einen großen Laubholzanteil in der Baum- und Strauchschicht. Innerhalb der Individuenzahlen wird die Erhöhung der Abundanz in den stärker immissionsbelasteten Biotopen im wesentlichen durch das Massenaufreten einzelner Arten verursacht.

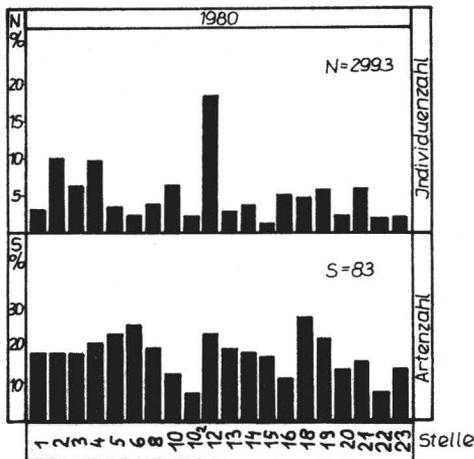


Abb. 2. Anzahl der Individuen und Anzahl der Arten der Curculionidenzönosen des Transektes im Jahr 1980; Ergebnisse nach Kescherfang je Stelle 2 × 100 Doppelschläge

¹ Ich danke Herrn Dr. L. Dieckmann (Inst. f. Pflanzenschutzforschung der AdL, Bereich Eberswalde) für die Unterstützung bei der Determination schwieriger Arten sowie für Hinweise zur Biologie einiger Vertreter herzlichst.

Tabelle 1. Ergebnisse des Kescherfanges von 1980 entlang des Transektes; dargestellt sind die absoluten Fangzahlen und die Dominanzwerte

Art	UF		Gesamt	
	n	D %	n	D %
1. <i>Anoplus plantaris</i> (Naezen 1794)	1	0,03	1	0,03
2. <i>Anoplus roboris</i> Suffrain 1840	4	0,13	4	0,13
3. <i>Anthonomus rubi</i> (Herbst 1795)	25	0,84	25	0,84
4. <i>Anthonomus varians</i> (Paykull 1792)	8	0,27	8	0,27
5. <i>Aoromius quinquepunctatus</i> (Linné 1758)	2	0,07	2	0,07
6. <i>Apion aeneum</i> (Fabricius 1775)	1	0,03	1	0,03
7. <i>Apion carduorum</i> (Kirby 1808)	19	0,63	19	0,63
8. <i>Apion curtirostre</i> (Germar 1824)	4	0,13	4	0,13
9. <i>Apion dissimile</i> (Germar 1817)	2	0,07	2	0,07
10. <i>Apion ervi</i> (Kirby 1808)	4	0,13	4	0,13
11. <i>Apion flavipes</i> (Paykull 1792)	1	0,03	1	0,03
12. <i>Apion hoockeri</i> (Kirby 1808)	1	0,03	1	0,03
13. <i>Apion onopordi</i> (Kirby 1808)	3	0,10	3	0,10
14. <i>Apion pisi</i> (Fabricius 1787)	12	0,40	12	0,40
15. <i>Apion simile</i> (Kirby 1811)	1	0,03	1	0,03
16. <i>Apion simum</i> (Germar 1817)	1	0,03	1	0,03
17. <i>Apion viciae</i> (Paykull 1789)	5	0,17	5	0,17
18. <i>Apion virens</i> (Herbst 1797)	2	0,07	2	0,07
19. <i>Apoderus coryli</i> (Linné 1758)	1	0,03	1	0,03
20. <i>Attelabus nitens</i> (Scopoli 1763)	14	0,50	14	0,50
21. <i>Auleutes epilobii</i> (Paykull 1800)	2	0,07	2	0,07
22. <i>Brachonyx pineti</i> (Paykull 1792)	128	4,30	128	4,30
23. <i>Brachyderes incanus</i> (Linné 1758)	2	0,07	2	0,07
24. <i>Brachytarsus nebulosus</i> Forster 1771	3	0,10	3	0,10
25. <i>Byctiscus betulae</i> (Linné 1763)	2	0,07	2	0,07
26. <i>Ceutorhynchidius troglodytes</i> (Fabricius 1781)	2	0,07	2	0,07
27. <i>Ceutorhynchus asperitoliarius</i> Gyllenhal 1813	1	0,03	1	0,03
28. <i>Ceutorhynchus assimilis</i> (Paykull 1792)	3	0,10	3	0,10
29. <i>Ceutorhynchus erysimi</i> (Fabricius 1787)	1	0,03	1	0,03
30. <i>Ceutorhynchus litura</i> Fabricius 1775	3	0,10	3	0,10
31. <i>Ceutorhynchus punctiger</i> Gyllenhal 1837	1	0,03	1	0,03
32. <i>Cionus tuberculatus</i> (Scopoli 1763)	2	0,07	2	0,07
33. <i>Cleonus piger</i> (Scopoli 1763)	3	0,10	3	0,10
34. <i>Cleopus pulchellus</i> (Herbst 1795)	1	0,03	1	0,03
35. <i>Coeliodes nigritarsis</i> Hartmann 1895	1	0,03	1	0,03
36. <i>Coenorhinus garmanicus</i> (Herbst 1797)	22	0,73	22	0,73
37. <i>Cryptorhynchus lapathi</i> (Linné 1758)	1	0,03	1	0,03
38. <i>Curculio pyrrhoceras</i> Marsham 1802	23	0,78	23	0,78
39. <i>Curculio rubidus</i> Gyllenhal 1836	5	0,17	5	0,17
40. <i>Deporaus betulae</i> (Linné 1758)	27	0,90	27	0,90
41. <i>Donus tessellatus</i> Herbst 1795	1	0,03	1	0,03
42. <i>Gymnetron antirrhini</i> Paykull 1800	16	0,53	16	0,53
43. <i>Gymnetron labile</i> (Herbst 1795)	1	0,03	1	0,03
44. <i>Gymnetron rostellum</i> (Herbst 1795)	2	0,07	2	0,07
45. <i>Hylobius abietis</i> (Linné 1758)	4	0,13	4	0,13
46. <i>Lasiorhynchites cavifrons</i> (Gyllenhal 1833)	1	0,03	1	0,03
47. <i>Lasiorhynchites coerulephalus</i> (Schaller 1783)	1	0,03	1	0,03

Fortsetzung Tabelle 1

Art	UF		Gesamt	
	n	D %	n	D %
48. <i>Magdalis armigera</i> (Geoffroy 1785)	1	0,03		
49. <i>Magdalis cerasi</i> (Linné 1758)	1	0,03		
50. <i>Magdalis duplicata</i> (Germar 1819)	6	0,20		
51. <i>Magdalis memnonia</i> (Gyllenhal 1837)	1	0,03		
52. <i>Magdalis ruficornis</i> (Linné 1758)	2	0,07		
53. <i>Mecinus heydeni</i> (Wencker 1866)	4	0,13		
54. <i>Nanophyes marmoratus</i> (Goeze 1777)	2	0,07		
55. <i>Neosirocalus floralis</i> (Paykull 1781)	16	0,53		
56. <i>Neoxystoma crassae</i> (Linné 1767)	4	0,13		
57. <i>Orobitis cyaneus</i> (Linné 1758)	1	0,03		
58. <i>Otiorhynchus ovatus</i> (Linné 1758)	4	0,13		
59. <i>Otiorhynchus singularis</i> (Linné 1767)	19	0,63		
60. <i>Phyllobius argentatus</i> (Linné 1758)	128	4,30		
61. <i>Phyllobius maculicornis</i> Germar 1824	8	0,27		
62. <i>Phyllobius pyri</i> (Linné 1758)	30	1,00		
63. <i>Phyllobius viridicollis</i> (Fabricius 1792)	1	0,03		
64. <i>Pissodes notatus</i> (Fabricius 1787)	3	0,10		
65. <i>Pissodes pini</i> (Linné 1758)	1	0,03		
66. <i>Pissodes piniphilus</i> (Herbst 1795)	1	0,03		
67. <i>Polydrusus cervinus</i> (Linné 1758)	442	14,80		
68. <i>Polydrusus sericeus</i> (Schaller 1783)	1	0,03		
69. <i>Pselaphorhynchites nanus</i> (Paykull 1792)	7	0,23		
70. <i>Rhinomacer attelaboides</i> Fabricius 1787	2	0,07		
71. <i>Rhinoncus castor</i> (Linné 1758)	3	0,10		
72. <i>Rhynchaenus quercus</i> Linné 1758	2	0,07		
73. <i>Rhynchaenus rusci</i> (Herbst 1795)	1	0,03		
74. <i>Rhynchaenus stigma</i> (Germar 1821)	21	0,70		
75. <i>Sitona crinitus</i> (Herbst 1795)	1	0,03		
76. <i>Sitona flavescens</i> (Marsham 1802)	1	0,03		
77. <i>Sitona gressorius</i> (Fabricius 1792)	4	0,13		
78. <i>Sitona hispidulus</i> (Fabricius 1776)	1	0,03		
79. <i>Sitona humeralis</i> Stephens 1831	12	0,40		
80. <i>Sitona lineatus</i> (Linné 1758)	7	0,23		
81. <i>Sitona sulcifrons</i> (Thunberg 1798)	1	0,03		
82. <i>Strophosoma capitatum</i> (Degeer 1775)	1877	62,71		
83. <i>Strophosoma melanogrammum</i> (Forster 1771)	7	0,23		
Individuenzahl	N	$\frac{n}{D}$ %	2993	100
Artenzahl	S	$\frac{n}{D}$ %	83	

4.1.2. Verteilung der Arten im Transekt

Entsprechend ihrer Verteilung entlang des Transektes lassen sich die Curculioniden in drei Gruppen untergliedern (vgl. Steinmetzger u. Tietze 1980, Bliss 1980, Stubbe 1981). Bei dieser Unterteilung (Tab. 2) wurden nur die Arten berücksichtigt, die mindestens als rezedent eingestuft werden konnten (vgl. Stöcker u. Bergmann 1977):

1. Arten, die ihren Verbreitungsschwerpunkt im nicht oder weniger geschädigten Bereich des Transektes haben,
2. Arten, die ihren Verbreitungsschwerpunkt im stark geschädigten Bereich des Transektes besitzen, und
3. Arten, die ohne erkennbare Schwerpunktbildung über den gesamten untersuchten Transekt vorkommen.

Die Vertreter der Gruppe 1 stellen keine besonderen ökologischen Ansprüche. *Anthonomus varians* gilt als indigene Art des Kiefernwaldes. *Sitona humeralis* lebt wahrscheinlich an allen einheimischen *Medicago*-Arten. *Strophosoma melanogrammum* ist polyphag an Laub- und Nadelhölzern (Dieckmann 1980). Die Arten der Gruppe 1 treten in den Probeflächen vorwiegend rezedent auf. Sie scheinen mit einigen Arten der Gruppe 3 zum typischen Artenbestand der relativ ungestörten bodensauren sowie strauch- und krautschichtarmen Kiefernaltbestände zu gehören.

Das Vorkommen der Vertreter der Gruppe 2 ist in engem Zusammenhang mit ihren Wirtspflanzen zu sehen, wobei zwei *Apion*-Arten, *Curculio pyrrhoceras*, *Curculio rubidus* und *Gymnetron antirrhini* am Bestandsrand, von Lichtungen u. ä. gekeschert wurden. Für *Apion pisi* gibt Schnell (1955) *Medicago*-Arten und für *Apion carduorum* Carduineen als Futterpflanzen an. Stein (1967) verweist für *Apion pisi* noch auf *Trifolium ssp.*, *Vicia ssp.*, *Lathyrus ssp.* und *Pisum sativum*. *Apion carduorum* tritt rezedent bis subrezedent auf. *Apion pisi* ist subdominant auf Fläche 8. Für *Curculio pyrrhoceras* gibt Scherf (1964) *Quercus robur* als Brutpflanze an. Diese Art tritt in den Probeflächen 1 und 5 subdominant auf, *Curculio rubidus* in 6. *Gymnetron antirrhini* lebt auf Scrophulariaceae und ist rezedent, in Probefläche 14 subdominant. *Polydrusus cervinus* ernährt sich polyphag von Laubhölzern. Nach Krause (1978) liebt er lichte, trockene und warme Standorte (z. B. Kiefernwälder und Schonungen). In der Dübener Heide wurden Individuen dieser Art entlang des gesamten Transektes gefangen, jedoch mit deutlichem Verbreitungsschwerpunkt im westlichen Teil. Auffällig hoch sind die Abundanzwerte in den Flächen 2 und 3. Hier konnte der Käfer vor allem von *Betula* und *Quercus* am Bestandsrand gekeschert werden. Bis zur Untersuchungsfläche 8 ist die Art eudominant bis dominant, fällt in den weiteren Untersuchungsflächen ab und erscheint in den weniger geschädigten Beständen mit gering entwickelter Strauchschicht nur noch rezedent.

Die Vertreter der Gruppe 3 sind zum größten Teil polyphag an Laubhölzern und Bewohner der Strauch- und Baumschicht. *Brachonyx pineti* ist an *Pinus sylvestris* gebunden und wird als indigene Kiefernwaldart bezeichnet (Krause 1978). *Neosirocalus floralis* lebt oligophag auf allen Gattungen der Brassicaceae und verhält sich nach Dieckmann (1972) anspruchslos gegenüber Temperatur sowie Feuchtigkeit. *Otiorhynchus singularis* ist polyphag auf Laub- und Nadelbäumen. Laut Dieckmann (1980) findet man das Tier kaum in der Krautschicht, im Untersuchungsgebiet konnten jedoch mehr Tiere von der Krautschicht gekeschert als in den Bodenfallen gefangen werden. Die Mehrzahl der in Gruppe 3 aufgeführten Arten ist rezedent. *Brachonyx pineti* und *Phyllobius argentatus* sind für die meisten der Untersuchungsflächen subdominant. Hohe Abundanzwerte erreicht *Phyllobius argentatus* in den Flächen 1 bis 5, aber vor allem in den Probeflächen 18 und 23. Diese Stellen zeichnen sich durch einen hohen Laubholzanteil aus. *Strophosoma capitatum* tritt in den Kescherfängen mit hoher Konstanz auf und erscheint mit Ausnahme der Flächen 1, 2, 3 und 6 auf allen anderen Untersuchungsflächen des Transektes eudominant. *Hylobius abietis* gilt als indigene Art der Kiefernwälder. Im Untersuchungsgebiet ist die Kiefer die normale und ständige Wirtspflanze. Mit dem Kescher konnten nur vereinzelt Exemplare erbeutet werden, die Mehrzahl der Tiere wurde durch den Einsatz der Bodenfallen (592 Exemplare) gefangen. Die Arten

Tabelle 2. Verteilung ausgewählter Curculionidenarten entlang des Transektes, dargestellt anhand der absoluten Individuenzahlen (UF = Untersuchungsfläche)

Arten	UF																				
	1	2	3	4	5	6	8	10 ₂	10	12	13	14	15	16	18	19	23	20	21	22	
Gruppe 1																					
<i>Anthonomus varians</i>	1	.	1	.	.	1	.	1	2	1	
<i>Sitona humeralis</i>	2	1	.	.	1	1	1	.	3	1	2	.	.	.	
<i>Strophosoma melanogrammum</i>	2	1	2	.	1	1	.	
<i>Ceutorhynchus assimilis</i>	1	2	
Gruppe 2																					
<i>Apion carduorum</i>	.	1	4	9	.	2	1	.	.	.	
<i>Apion pisi</i>	.	.	1	1	3	7	
<i>Ceutorhynchus litura</i>	.	.	2	.	.	1	
<i>Coenorhinus germanicus</i>	1	1	1	1	2	1	1	.	2	.	9	2	1	
<i>Curculio pyrrhoceras</i>	8	3	5	1	5	1	
<i>Curculio rubidus</i>	.	.	.	2	.	3	
<i>Gymnetron antirrhini</i>	.	.	2	4	9	1	
<i>Neoxystoma crassae</i>	1	.	.	.	1	.	1	.	.	1	
<i>Polydrusus cervinus</i>	21	190	121	15	11	21	42	4	.	3	1	.	2	2	4	1	1	2	.	1	
Gruppe 3																					
<i>Anthonomus rubi</i>	.	2	.	.	.	5	1	3	.	1	9	.	1	3	.	.	
<i>Attelabus nitens</i>	.	.	.	4	.	1	.	2	.	.	1	.	.	2	3	1	
<i>Brachonyx pineti</i>	1	.	2	1	7	3	.	6	5	9	9	2	1	8	5	7	6	.	48	8	
<i>Deporaus betulae</i>	.	6	.	1	.	1	.	.	.	2	.	2	5	1	.	3	6	.	.	.	
<i>Hylobius abietis</i>	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	
<i>Neosirocalus floralis</i>	8	.	.	.	2	1	.	1	.	.	1	1	.	1	1	.	
<i>Otiorhynchus singularis</i>	2	2	.	.	.	5	.	3	.	.	4	3	
<i>Phyllobius argentatus</i>	14	18	3	14	14	3	4	1	.	.	.	1	2	.	30	2	19	3	.	.	
<i>Phyllobius pyri</i>	.	7	.	7	.	1	1	.	.	6	.	1	.	1	1	.	.	4	1	.	
<i>Rhynchaenus stigma</i>	4	3	.	1	1	1	2	4	1	.	3	1	.	
<i>Strophosoma capitatum</i>	25	63	37	230	47	17	33	167	56	504	51	82	16	130	62	141	21	45	108	42	
<i>Magdalis duplicata</i>	1	.	1	.	1	1	1	.	.	.	1	.	
<i>Pselaphorhynchites nanus</i>	.	1	1	2	.	.	2	.	

(× – mit Bodenfallen erbeutet)

der Gruppe 3 zeigen bei z. T. inhomogener Verteilung über den Transekt keine Schwerpunktbildung in ihrer Verbreitung. Sie stellen fast ausschließlich Arten mit großer ökologischer Amplitude dar. Im Bereich der Untersuchungsflächen 8–13 ist ein Faunenstrukturwandel erkennbar. Hier überlappen sich sowohl Vertreter der Gruppe 1 als auch Vertreter der Gruppe 2 (ähnliche Beobachtungen bei Staphylinidae in Steinmetzger und Tietze 1980). Darüber hinaus konnten, wenn auch nur in geringer Stückzahl, im Gebiet des Forsthauses Jösigg einige Arten festgestellt werden, die bisher ausschließlich hier vorkommen (*Aoromius quinquepunctatus*, *Apion aeneum*, *A. flavipes*, *A. hoockeri*, *A. virens*, *Cleopus pulchellus*, *Cryptorhynchus lapathi*, *Phyllobius maculicornis*, *Sitona gressorius*, *S. sulcifrons*).

Zusammenfassend ergibt sich:

- Vier Arten bringen 86,1 % der Individuen des Gesamtfanges. 79 Arten verteilen sich auf nur 13,9 % der Individuen des Gesamtfanges.
- Drei der vier häufigsten Arten haben eine indifferente Verbreitung und verteilen sich entlang des gesamten Transektes. *Polydrusus cervinus* besitzt einen deutlichen Verbreitungsschwerpunkt im Westteil des Transektes.
- Die Verbreitung der Curculioniden scheint vor allem von der Zusammensetzung und Struktur der Vegetation sowie dem Mikroklima beeinflusst zu sein.

4.2. Synökologischer Vergleich der Untersuchungsflächen

In einer Reihe von Vergleichs- und Analyseverfahren werden die Arten- und Individuenverteilungen innerhalb des Transektes verarbeitet, um eine mögliche Eignung der Curculioniden für eine Bioindikation zu prüfen. Dazu war es jedoch auch erforderlich, eventuelle Ursachen dieser Verteilung in der ökologischen Ähnlichkeit bzw. Verschiedenheit der Standorte zu suchen.

4.2.1. Präsenz

Die Präsenz stellt ganz allgemein fest, „an wieviel getrennten Beständen eines Biotops eine Art in ihrem charakteristischen Habitat vorkommt“ (Tischler 1948, vgl. auch Balogh 1958). Diese Methode wurde von Stein (1967) bei Rüsselkäfern des Grünlandes bereits erfolgreich angewandt.

In Tab. 3 sind 4 Gruppen angegeben. Die Gruppeneinteilung richtete sich nach der Anzahl der Untersuchungsflächen, in denen die Art gefangen wurde. Zur genaueren Veranschaulichung der Präsenz ist zugleich das Vorkommen für jede einzelne Stelle dargestellt. Das Fehlen von Arten an bestimmten Untersuchungsflächen kann unterschiedliche Gründe haben: a) die Populationsdichte ist zu gering; b) die abiotischen Standortfaktoren sind ungünstig und c) es fehlen die Wirtspflanzen. „Eine einwandfreie Beurteilung, welche Faktoren das Fehlen einer Art bedingen, ist nur selten möglich, da von den meisten Curculioniden keine oder nur unzureichende Untersuchungen über Nahrungs- und Brutpflanzen einerseits und ihre Ansprüche an abiotische Bedingungen andererseits vorliegen“ (Stein 1967, S. 26). Die größte Präsenz besitzen *Strophosoma capitatum*, *Brachonyx pineti* und *Polydrusus cervinus*. *Strophosoma capitatum* ist, als polyphage und euryöke Art, auf allen untersuchten Flächen anzutreffen. Da *Brachonyx pineti* an *Pinus sylvestris* gebunden ist und sie aufgrund ihrer Verteilung innerhalb der Probeflächen für die Kiefernwälder der Dübener Heide als indigen betrachtet werden kann, ist ihr Fehlen wahrscheinlich genau wie das des an Laubgehölzen polyphagen *Polydrusus cervinus* 1980 auf ein Nichterfassen der Arten zurückzuführen. So konnte z. B. *Brachonyx pineti* 1977, 1978 und 1979 in geringer Anzahl in Untersuchungsfläche 20 erbeutet werden. Dies trifft für *Polydrusus cervinus* in Probefläche 21 im Jahre 1977 ebenfalls zu.

Tabelle 3. Präsenz der Rüsselkäfer in der Krautschicht entlang des Transektes nach Ergebnissen des Kescherfanges von 1980 (UF = Untersuchungsfläche)

Arten	UF																							gesamt
	1	2	3	4	5	6	8	10 ₂	10	12	13	14	15	16	18	19	20	21	22	23				
Vorkommen an 20 – 15 UF																								
<i>Strophosoma capitatum</i>	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	20		
<i>Brachonyx pineti</i>	+	.	+	+	+	+	.	+	+	+	+	+	+	+	+	+	.	+	+	+	+	17		
<i>Polydrusus cervinus</i>	+	+	+	+	+	+	+	+	.	+	+	.	+	+	+	+	+	.	+	+	+	17		
Vorkommen an 14 – 10 UF																								
<i>Phyllobius argentatus</i>	+	+	+	+	+	+	+	+	.	.	.	+	+	.	+	+	+	.	.	.	+	14		
<i>Coenorhinus germanicus</i>	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	11		
<i>Phyllobius pyri</i>	.	+	.	+	+	+	+	.	.	+	.	+	.	+	+	.	+	+	+	+	+	12		
<i>Rhynchaenus quercus</i>	+	+	.	+	+	+	+	+	+	+	+	.	.	.	10		
Vorkommen an 9 – 5 UF																								
<i>Deporaus betulae</i>	.	+	.	+	.	.	+	.	.	+	.	.	+	+	+	.	+	.	.	.	+	9		
<i>Anthonomus rubi</i>	.	+	.	.	.	+	+	+	.	+	+	.	+	.	.	.	+	8		
<i>Neosirocalus floralis</i>	+	.	.	.	+	+	.	+	.	.	+	+	+	8		
<i>Sitona humeralis</i>	+	+	.	.	+	+	+	.	+	+	+	8		
<i>Anthonomus varians</i>	+	.	+	+	.	+	+	+	+	.	.	7		
<i>Attelabus nitens</i>	.	.	.	+	.	+	.	+	.	.	.	+	.	+	+	+	7		
<i>Apion carduorum</i>	.	+	+	+	.	.	+	.	.	+	+	6		
<i>Curculio pyrrhoceras</i>	+	+	+	+	+	+	6		
<i>Magdalis duplicata</i>	+	.	+	.	+	+	.	.	+	.	.	.	6		
<i>Otiorhynchus singularis</i>	+	+	.	.	.	+	.	.	+	.	+	6		
<i>Sitona lineatus</i>	+	+	+	+	.	.	.	+	3		
<i>Strophosoma melanogrammum</i>	+	+	+	+	5		
Vorkommen an 4 – 1 UF																								
64 Arten																								

Eine relativ große Präsenz zeigen noch die Arten der 2. Gruppe. Der Ausfall von *Phyllobius argentatus* dürfte vor allem in den Biotopen 12, 13, 21 und 22 mit dem Fehlen geeigneter Fraßpflanzen in Zusammenhang stehen (polypag auf *Fagus*, *Salix*, *Quercus*, *Betula*). Das scheint gleichfalls für *Coenorhinus germanicus* zuzutreffen. Ihre Wirtspflanzen, Salicaceae und Rosaceae, fallen im östlichen Teil des Untersuchungsgebietes aus. Da *Phyllobius pyri* über den gesamten Transekt verteilt ist und nur unregelmäßig in einzelnen Untersuchungsflächen fehlt, dürften dafür weder abiotische noch ernährungsmäßige Ursachen vorliegen. Der Grund scheint vielmehr in der geringen Populationsdichte zu liegen. Auch bei *Rhynchaenus quercus*, der im mittleren Bereich des Untersuchungsgebietes fehlt, spielt wahrscheinlich die geringe Populationsdichte, aber auch das Fehlen der Wirtspflanzen (Stellen 12, 13, 14) eine Rolle.

Für die Gruppe, die in 9 bis 5 Untersuchungsflächen vorkommen, ist eine differenzierte Beurteilung notwendig.

Anthonomus rubi, *Neosirocalus floralis*, *Sitona humeralis*, *S. lineatus* und *Apion carduorum* bewohnen die Biotopränder bzw. lichte Stellen oder sind nur zur Überwinterung in den Waldbiotopen anzutreffen. Bei *Attelabus nitens*, *Curculio pyrrhoceras*, *Magdalis duplicata* und *Otiorhynchus singularis* lassen sich keine deutlichen Beziehungen zum Vorkommen der Wirtspflanzen oder zu den abiotischen Verhältnissen herstellen. Hier kann angenommen werden, daß die Arten durch ihr rezedentes Auftreten nicht immer erfaßt werden konnten. *Anthonomus varians* lebt, wie bereits erörtert, an *Pinus* und wird von Krause (1978) als indigene Art des Kiefernwaldes bezeichnet. Sie scheint das kontinentalere Klima des Ostteiles der Dübener Heide zu bevorzugen. Für die Verteilung von *Deporaus betulae* gibt es zwei Ursachen. In den Probeflächen 13, 14, 19, 21 und 22 fehlt sie, weil hier die Fraßpflanzen im Biotop nicht vorhanden sind. Ihr scheinbarer Ausfall in einigen vorderen Stellen des Transektes ist sicher wieder auf die zu geringe Populationsdichte zurückzuführen. Zusammenfassend kann zur Präsenz gesagt werden, daß es nur wenige Arten gibt, die in allen oder fast allen untersuchten Standorten vorkommen. Bei diesen Arten handelt es sich hauptsächlich um polyphage Arten an Laubgehölzen oder um indigene Arten der Kiefernwälder. Differenzen, die eindeutig auf ökologische Unterschiede der Probeflächen zurückzuführen sind, können nur schwer erkannt werden, da dazu oft zu wenig Individuen vorliegen und die genauen Ansprüche an abiotische Faktoren noch nicht bekannt sind. Es lassen sich lediglich Arten abtrennen, die offenes Gelände bevorzugen bzw. ihre Entwicklung nicht auf den Untersuchungsflächen durchlaufen.

4.2.2. Clusteranalyse

Dieses Klassifizierungsverfahren wurde angewandt, um zunächst über die Häufigkeitsverteilung der Rüsselkäferarten eine Gliederung der Transektabschnitte zu erhalten. Dabei wird der Euklidische Merkmalsabstand, der unbekannte Strukturen in einer Menge von Individuen sichtbar macht, genutzt. In der vorliegenden Arbeit würde ein agglomeratives, hierarchisches Clusterverfahren nach Degen et al. (1976) angewandt. Grundsätzlich lassen sich mit diesem Verfahren Aussagen über das ökologische Gefüge von Artengemeinschaften und damit über die artenspezifische habitatsabhängige Einmischung treffen (Degen et al. 1976).

Abb. 3 zeigt das Dendrogramm der Clusteranalyse innerhalb der Untersuchungsflächen. Als Basiswerte dienten die Abundanzen der sie besiedelnden Curculionidenarten. Im Dendrogramm sind zwei große Gruppen zu erkennen, die in bestimmten Grenzen übereinstimmen. Die eine Gruppe besteht aus den Untersuchungsflächen 16, 20, 22, 10, 15, 23, 10₂, 19, 14, 21, die andere aus den Flächen 6, 18, 2, 4, 5, 8, 1, 3. Es wird bei der Betrachtung dieser Aufzählung deutlich, daß sich die ersten 7 Standorte des stark immissionsbelasteten Westteils und die Untersuchungsfläche 18 von den

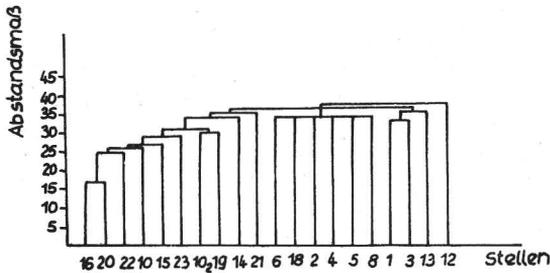


Abb. 3. Cluster der Untersuchungsflächen entlang des Transektes nach den Abundanzwerten der 1980 gefangenen Curculionidenarten

anderen weiter östlich gelegenen Biotopen abtrennen. Neben dem Schadstoffeinfluß muß wieder die Beziehung der Rüsselkäfer zu ihren Wirtspflanzen (Laubholzanteil in der Strauchschicht) gesehen werden, die diese Trennung auf der Ebene der Bestandsähnlichkeit bewirken.

4.2.3. Arten- und Dominanzidentität

Über die Arten- und Dominanzzusammensetzung der Probeflächen können voneinander getrennte Fangorte recht gut verglichen werden. Die Analyse der Artenidentität (Abb. 4) zeigt, daß die Probeflächen untereinander nur eine geringe Ähnlichkeit aufweisen. Die Flächen 1 bis 6 und 13 bis 19 stimmen in ihrem Arteninventar etwas mehr überein. Doch läßt sich von der Teilung des Transektes in einen westlichen und einen östlichen Abschnitt nicht sprechen.

Bei der Dominanzidentität (Abb. 4) ist diese Teilung klar sichtbar. Die Grenze verläuft zwischen den Untersuchungsflächen 8 und 10₂. Die östlich davon liegenden Flächen haben untereinander eine deutlich höhere Übereinstimmung im Dominanzgefüge als die westlichen Stellen. Ebenfalls eine hohe Dominanzidentität zeigt Untersuchungsfläche 4 mit den Stellen östlich des Biotops 10₂. Eine auffallend niedrige Konkordanz besitzt dagegen Fläche 23 mit den Stellen im östlichen Teil des Transektes.

Insgesamt gilt für den westlichen Abschnitt, daß sich benachbarte Stellen weit weniger ähneln als im östlichen Abschnitt und daß die Dominanzidentität benachbarter Flächen nur wenig größer ist als die weit voneinander entfernter Stellen.

4.2.4. Diversität, Evenness

Für die Charakterisierung von Biozöosen und den Vergleich der Faunenzusammensetzung verschiedener Standorte wird immer häufiger die Diversitäts- und Evennessberechnung benutzt und erweist sich als geeignet (Nagel 1975, 1976, 1977, Weidemann 1976, Nagel und Schäfer 1978, Witkowski 1978, Klomann 1978, Schaefer und Haas 1979, Peter 1979, Bliss 1980, Stubbe 1981).

Die Auswertung der Kescherfänge lassen keine Tendenz einer Zu- oder Abnahme der Diversitätswerte (H') entlang des Transektes erkennen. Die Diversitäts- und Evenness (J)-Werte verhalten sich etwa gleich (Abb. 5). Die geringen Werte für beide Größen an den Untersuchungsflächen 2, 3, 4, 10₂, 10, 12, 16, 19 und 22 sind auf die hohe Dominanz von zwei Arten zurückzuführen. Die hohen Werte an den Untersuchungsflächen 1, 5, 6, 8, 15 und 18 spiegeln bei großer Artenzahl eine gleichmäßigere Verteilung der Individuen wider.

Abb. 6 veranschaulicht die Diversitätsunterschiede (ΔH_{10}). Hier wird erneut eine klare Teilung des Transektes erkennbar (Grenze im Bereich der Flächen 8 und 10₂). Die östlich dieser Grenze befindlichen Untersuchungsflächen weisen eine deutlich höhere

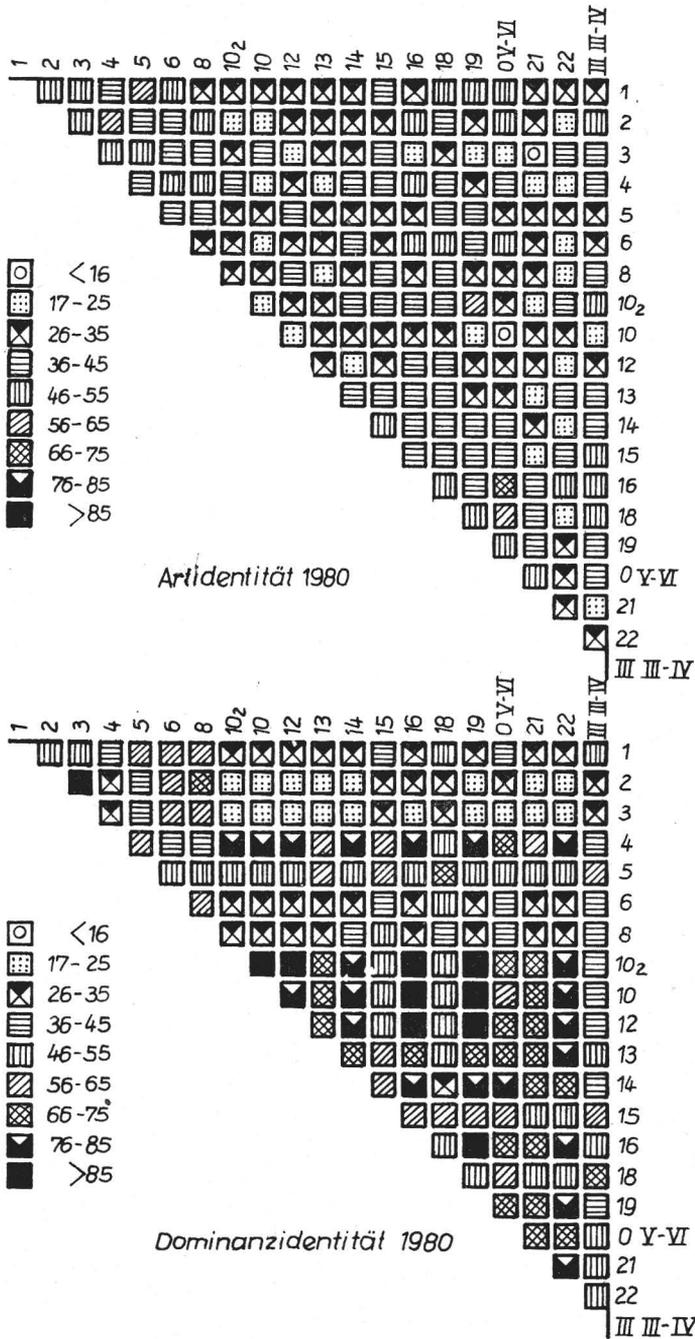


Abb. 4. Art- und Dominanzidentität entlang des Transektes nach Ergebnissen des Kescherfanges von 1980 (0_{Y-IV} = 20; III_{III-IV} = 23)

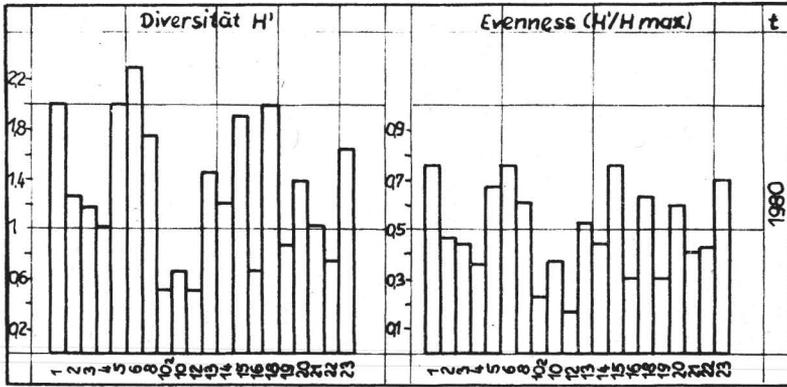


Abb. 5. Diversität und Evenness der Untersuchungsflächen entlang des Transektes nach den Ergebnissen des Kescherfanges von 1980

Ähnlichkeit auf als jene im westlichen Abschnitt des Gebietes. Besonders der östliche Block (Fläche 10₂ bis 22) zeichnet sich durch eine sehr hohe Identität aus. Die Diversitätsunterschiede sind in der Mehrzahl kleiner als 0,16. Es wird außerdem teilweise angedeutet, daß benachbarte Biotope geringere Diversitätsdifferenzen besitzen als weiter voneinander entfernte. Dies würde für ein stärkeres Divergieren belasteter Flächen gegenüber unbelasteter sprechen.

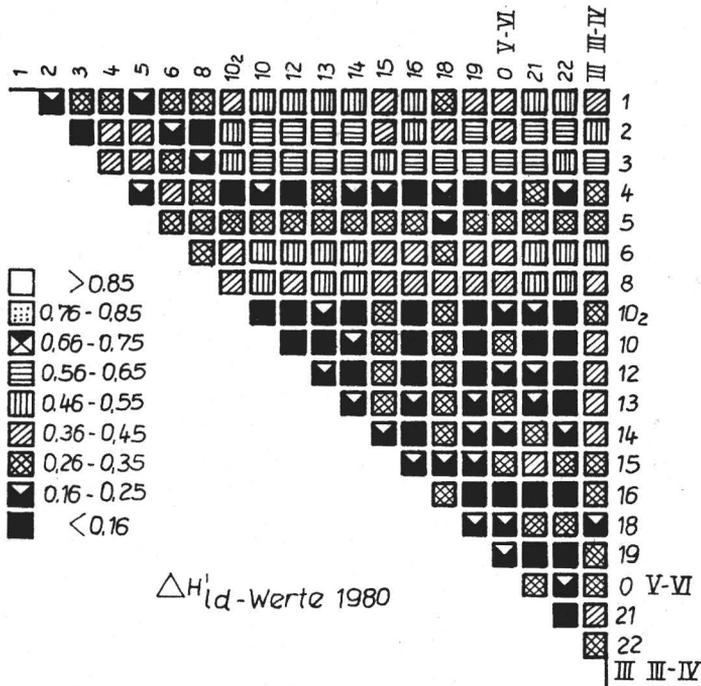


Abb. 6. Diversitätsunterschiede (ΔH^1_{id} -Werte) nach Ergebnissen des Kescherfanges von 1980 entlang des Transektes (0_{V-IV} = 20; III_{III-IV} = 23)

5. Diskussion

In den letzten Jahren konzentriert sich eine Vielzahl von Arbeiten nicht mehr nur auf die Analyse der Auswirkungen von Immissionen auf Organismen, sondern auch auf die kausale Begründung der Schadwirkung sowie auf das Aufzeigen von Möglichkeiten für gezielte Verbesserungen der Situation (vgl. Schneider 1982).

Über Untersuchungen zur Bioindikation bei Rüsselkäfern liegen nur wenige Publikationen vor. Erste Ergebnisse über die Bodenfauna (u. a. auch über Curculioniden) von rauchgeschädigten Kiefernforsten der Dübener Heide erarbeitete Feiler (1970); Reaktionen von Arthropoden auf Schadstoffe beschreiben weitere Autoren. So werden epigäisch lebende Nematoden (Kämpfe et al. 1979) als Bioindikatoren verwendet oder z. B. Isopoden (Wiesner et al. 1976); Spinnentiere (Maurer 1974); Carabiden (Freitag u. Hastings 1973, Thiede u. Weiss 1976, Stubbe u. Tietze 1979, Stubbe 1981); Dipteren (Negrobov 1979); Lepidopteren (Grosser 1979); Zikaden (Peter 1979); Aphiden (Richter 1981). Dabei wird deutlich, daß die Reaktion von Arthropoden auf anthropogene Belastungsfaktoren sehr differenziert ist. Sie kann sich von einer Eliminierung über Zwischenstufen bis zur Förderung von Arten erstrecken. Bei der Wahl der Rüsselkäfer als Untersuchungsobjekte spielten mehrere Faktoren eine Rolle. Der wichtigste Aspekt, der zur Auswahl dieser Coleopterenfamilie führte, liegt in der Ökologie der Tiere begründet. Als phytophage Insekten sind die Curculioniden an bestimmte Nahrungspflanzen gebunden. Sie sind also nicht nur einer steigenden Anzahl anthropogener Noxen ausgesetzt, sondern auch sekundär den Auswirkungen, die die Schadstoffe z. B. auf den physischen Zustand der Wirtspflanzen und die Zusammensetzung der Inhaltsstoffe haben. Die Reaktion der Tiere auf solche Veränderungen kann, wenn sie ihre Existenz bedrohen, ein Rückzug oder aber bei poly- bzw. oligophagen Vertretern ein Wechsel der Wirtspflanzen sein. Da die meisten der registrierten Rüsselkäfer eine polyphage Lebensweise besitzen, wird bei Zuspitzung der Immissionsbelastung sicher letzteres der Fall sein. Ein Ausfall von Arten läßt sich hier nur bei genauer Kenntnis der historischen Artenzusammensetzung bzw. bei einem langen Untersuchungszeitraum nachweisen. Das wesentliche Problem bei der Verwendung von Faunenvergleichen besteht also vor allem in der großen Komplexität.

Anhand der erzielten Ergebnisse konnte keine eindeutige Zuordnung zwischen Entfernung zur Schadstoffquelle und der zu- oder abnehmenden Tendenz in den Arten- und Individuendichten getroffen werden. Die Artendichten wiesen eine leichte Abnahme mit wachsender Entfernung zu den Emittenten auf. Dieses ist jedoch mehr als indirekte Wirkung der Schadstoffe in Form der Veränderung des Pflanzenbestandes durch Abnahme des Laubholzanteiles in den Untersuchungsflächen des Ostteiles des Transektes zu sehen. Es wird deutlich, daß in der Dübener Heide die veränderten mikroklimatischen und floristischen Verhältnisse in der Untersuchungszeit einen größeren Einfluß auf die Curculionidenfauna haben als die direkte Schadstoffeinwirkung. Zu gleichen Schlußfolgerungen kam auch Stubbe (1981) bei Untersuchungen der Carabidengesellschaften in diesem Gebiet.

Während die Betrachtung der gesamten Curculionidengesellschaften nur geringe Hinweise für einen Strukturwandel entlang des Immissionsgradienten erkennen ließ, bot die Analyse der Dominanzverteilungen einzelner Arten deutlichere Ansatzpunkte. Sowohl bei den Arten mit indifferenter Dominanzverteilung als auch bei denen mit ab- bzw. zunehmenden Dominanzanteilen bei wachsender Entfernung zu den Emittenten wird ihre Verteilung entlang des Transektes weniger mit der direkten industriellen Schadstoffimmission, sondern mehr mit den mikroklimatischen, pedobiologischen und geobotanischen Änderungen innerhalb des Transektes in Zusammenhang gebracht. Da die Schadstoffbelastung der Vegetationseinheiten einen Wechsel der Bio-

topstrukturen sowie Mikroklimata und somit die Ausbildung bestimmter ökologischer Nischen hervorruft, scheint eine indirekte Bioindikation durch die Curculioniden über die veränderte Biotopqualität vorzuliegen. Diese Vermutung wird durch die Dominanzverteilung der Arten in zusätzlich untersuchten Sukzessionsstadien untermauert (s. Schneider 1982), die hier gleichfalls wesentlich stärker von mikroklimatischen und habitat-strukturellen Bedingungen beeinflusst wird als von der industriellen Schadstoffbelastung. Bei der Analyse der Biotopbindung einzelner Arten festigt sich dieser Eindruck. Die stärkere Strukturierung der Vegetationseinheiten und damit auch der größere Nischenreichtum im belasteten Westteil des Transektes bietet für eine Reihe von Arten sogar noch bessere Existenzbedingungen (z. B. *Otiorhynchus*-Arten, *Polydrusus cervinus*).

Bei elektrophoretischen Untersuchungen der Hämolymphe auf der Basis von Allelfrequenzen ergaben sich erste Hinweise für eine mögliche Adaptation an belastete Standorte durch Überlegenheit der Heterozygoten sowie durch das Auftreten höherer Polymorphismus-Werte (Einzelheiten s. Schneider 1982).

6. Zusammenfassung

Entlang eines Schadstoffgradienten wurde von West nach Ost ein Transekt von Untersuchungsflächen durch 40- bis 80jährige Kiefernforste gelegt, die im Jahre 1980 mit dem Kescher abgefangen worden sind.

Die Auswertung der Individuen- und Artenzahlen, die Untersuchung des Verteilungsmusters einzelner Arten entlang des Transektes sowie der synökologische Vergleich der Untersuchungsflächen zeigten, daß die entscheidenden Faktoren für die Faunenstruktur und das Dominanzgefüge der Curculionidenzönosen die klimatischen und mikroklimatischen Bedingungen sowie die Habitatsstruktur sind. Die Käfer reagieren indirekt auf die Schadstoffbelastung, die sich über die Komponenten Boden, Vegetation und Mikroklima auswirkt.

Schrifttum

- Balogh, J.: Lebensgemeinschaften der Landtiere. 2. Aufl. Berlin 1958.
- Bliss, P.: Ökologische Untersuchungen an Weberknechten (Arachnida, Opiliones) im Rauchschadengebiet Dübener Heide. Diplomarbeit, Halle 1980 MLU, Biowiss.
- Cmoluch, Z.: Studien über Rüsselkäfer (Coleoptera, Curculionidae) xerothermer Pflanzenassoziationen der Lubliner Hochebene. Acta Zoologica Cracoviensia nr. 2 (1971).
- Degen, et al.: Die Untersuchung von Brutvogelbestands-Probeflächen-Beziehungen unter Anwendung der Clusteranalyse. Der Falke 23 (1976) 312-315.
- Dieckmann, L.: Beiträge zur Insektenfauna der DDR: Coleoptera - Curculionidae: Ceutorhynchinae. Beitr. Ent. 22 (1972) 1-128.
- Dieckmann, L.: Apion-Studien (Coleoptera - Curculionidae). Beitr. Ent. 23/1-4 (1973) 71-92.
- Dieckmann, L.: Beiträge zur Insektenfauna der DDR: Coleoptera - Curculionidae (Rhinomacerinae, Rhynchitinae, Attelabinae, Apoderinae). Beitr. Ent. 24/1-4 (1974) 5-54.
- Dieckmann, L.: Beiträge zur Insektenfauna der DDR: Coleoptera - Curculionidae (Brachycerinae, Otiorhynchinae, Brachyderinae). Beitr. Ent. 30/1 (1980) 145-310.
- Enderlein, H., und G. Stein: Der Säurezustand der Humusaufgabe in den rauchgeschädigten Kiefernbeständen des Staatlichen Forstwirtschaftsbetriebes Dübener Heide. Arch. Forstwes. 13 (1964) 1181-1191.
- Feiler, A.: Untersuchungen über die Bodenfauna rauchgeschädigter Fichten- und Kiefernbestände am Beispiel des Elbsandsteingebietes und der Dübener Heide. Diss. Dresden, Sektion Forstwirtschaft 1970.

- Freitag, R., und L. Hastings: Kraft mill fallout and ground beetle populations (Coleoptera). *Atmospheric Environment* 7 (1973) 587–588.
- Grosser, N.: Lepidopteren als Bioindikatoren im Immissionsgebiet Dübener Heide. *Hercynia N. F., Leipzig* 16 (1979) 453–456.
- Jäger, E. J.: Indikation von Luftverunreinigungen durch morphometrische Untersuchungen an höheren Pflanzen. *Internat. Workshop Probl. Bioindication, Halle (1979)* 58–59, Abstracts.
- Kämpfe, L., et al.: Reaktionen freilebender Nematoden auf xenobiotische Substanzen. *Internat. Workshop Probl. Bioindication, Halle 1979*.
- Klomann, U.: Bodenarthropoden als Belastungsindikatoren in urbanen Räumen. *Verh. 6 Int. Symp. Entomofaunistik Mitteleuropas (1975)* 221–232.
- Krause, R.: Untersuchungen zur Biotopbindung bei Rüsselkäfern (Coleoptera, Curculionidae) in der Sächsischen Schweiz. *Diss., Jena 1978*.
- Legler, B.: Regionalgeographische Untersuchungen der Raumstruktur des Elbe-Mulde-Winkels (Dübener Heide). *Wiss. Veröff. Geogr. Inst. DAW, N. F.* 27/28 (1970).
- Lux, H.: Beitrag zur Kenntnis des Einflusses der Industrieexhalation auf die Bodenvegetation in Kiefernforsten (Dübener Heide). *Arch. Forstwes.* 13 (1964) 1215–1223.
- Lux, H., und G. Stein: Die forstlichen Immissionsschadgebiete im Lee des Ballungsraumes Halle und Leipzig. *Hercynia N. F., Leipzig* 14 (1977) 413–421.
- Maurer, H. R.: Basic principles of polyacrylamide gel electrophoresis and some recent advances of the technique. *Ann. Biol. Clin.* 29 (1971) 205–210.
- Müller, H.-J., et al.: Zur Strukturanalyse der epigäischen Arthropodenfauna einer Rasen-Katena durch Kescherfänge. *Zool. Jb. Syst.* 105 (1978) 131–184.
- Nagel, P.: Studien zur Ökologie und Chorologie der Coleopteren (Insecta) xerothermer Standorte des Saar-Mosel-Raumes mit besonderer Berücksichtigung der die Bodenoberfläche besiedelnden Arten. *Diss., Saarbrücken 1975*.
- Nagel, P.: Die Darstellung der Diversität von Biozönosen. *Schriftenr. Vegetationsk.* 10 (1976) 381–391.
- Nagel, P.: Käfergesellschaften als objektivierbare Informationsträger. *Verh. 6. Int. Symp. Entomofaunistik Mitteleuropa 1975*, 233–241, *The Hagus 1977*.
- Nagel, P.: und A. Schaefer: Die biotische Diversität als Faktor der Systemanalyse. *Amazoniana* 4 (1978) 329–345.
- Negrobov, O. P.: Die Arten der Familie Dolichopodidae (Diptera) als Bioindikatoren. *Internat. Workshop Probl. Bioindication, Halle (1979)* 86 Abstracts.
- Peter, H.-U.: Quantitative Untersuchungen an Zikadenpopulationen in Halbtrockenrasen bei Jena (Thüringen) unter besonderer Berücksichtigung methodischer Aspekte. *Diss., FSU, Jena 1979*.
- Richter, K.: Ökologische Untersuchungen an Insekten im Großstadtraum von Leipzig im Hinblick auf Möglichkeiten einer Bioindikation anthropogener Einflüsse unter besonderer Berücksichtigung einiger physiologisch-biochemischer Parameter der Aphidina. *Diss., Leipzig, KMU 1981*.
- Schaefer, M., und L. Haas: Untersuchungen zum Einfluß der Mahd auf die Arthropodenfauna einer Bergwiese. *Drosera* 79 (1) (1979) 17–40.
- Scherf, H.: Die Entwicklungsstadien der mitteleuropäischen Curculioniden (Morphologie, Bionomie, Ökologie). *Abh. Senckenb. naturf. Ges.* 506 (1964) 1–335.
- Schneider, K.: Ökologische Untersuchungen an Rüsselkäfern (Col., Curculionidae) in anthropogen belasteten Kiefernforsten der Dübener Heide. *Diss., Halle, MLU 1982*.
- Schnell, W.: Synökologische Untersuchungen über Rüsselkäfer der Leguminosenkulturen. *Z. ang. Ent.* 37 (1955) 192–238.
- Schubert, R.: Ausgewählte pflanzliche Bioindikatoren zur Erfassung ökologischer Veränderungen in terrestrischen Ökosystemen durch anthropogene Beeinflussung unter besonderer Berücksichtigung industrieller Ballungsgebiete. *Hercynia N. F., Leipzig* 14 (1977) 399–412.

- Smeczynski, S.: Klucze do oznaczania owadów Polski. Cz. XIX, Chrząszcze-Coleoptera, zes. 98 a, Ryjkowce-Curculionidae, Wstęp c podrodzina Apioninae, Warszawa 1965, 80 S.
- Stein, W.: Die Rüsselkäferfauna des Grünlandes und ihre phytopathologische Bedeutung – Teil I. Z. ang. Ent. **60** (1967) 3–59.
- Steinmetzger, K., und F. Tietze: Verteilungsmuster und Phänologie von Staphylinidae (Coleoptera – Insecta) in einem Transekt unterschiedlich immissionsbelasteter Kiefernforste der Dübener Heide. Hercynia N. F., Leipzig **17** (1980) 441–456.
- Stöcker, G., und A. Bergmann: Ein Modell der Dominanzstruktur und seine Anwendung: 1. Modellbildung, Modellrealisierung, Dominanzklassen. Arch. Naturschutz u. Landschaftsforsch. **17** (1977) 1–26.
- Stubbe, A., und F. Tietze: Änderungen der Faunenstruktur in einer Katena immissionsbeeinflusster Kiefernbestände der Dübener Heide am Beispiel von Carabiden. Internat. Workshop Probl. Bioindication Halle (1979) 78–81 Abstracts.
- Stubbe, A.: Ökologische Untersuchungen an Carabiden in Kiefernforsten der Dübener Heide unter dem Aspekt anthropogen bedingter Umweltbelastung. Diss., Halle MLU 1980.
- Thiele, H.-U., und H. E. Weiss: Die Carabiden eines Auenwaldgebietes als Bioindikatoren für anthropogen bedingte Veränderungen des Mikroklimas. Schriftenr. Vegetationsk. **10** (1976) 359–374.
- Tischler, W.: Biocönotische Untersuchungen an Waldhecken. Zool. Jb. Syst. **77** (1948) 284–400.
- Weidemann, G.: Struktur der Zoozönosen im Buchenwald – Ökosystem des Solling. Verh. Ges. Ökol. Göttingen **5** (1977) 60–74.
- Wiesner, W., et al.: Isopoden als Indikatoren des Kupfergehaltes von Boden und Fallaub. Oecologia (Berl.) **23** (1976) 107–114.
- Witkowski, Z.: Correlation of stability and diversity in weevil communities. Oecologia (Berl.) **37** (1978) 85–92.
- Witsack, W.: Eine quantitative Keschermethode zur Erfassung der epigäischen Arthropoden-Fauna. Ent. Nachr. **19** (1975) 123–128.

Dr. Karla Schneider
Pädagogische Hochschule „N. K. Krupskaja“
Sektion Biologie/Chemie
WB Zoologie
4020 Halle (Saale)
Kröllwitzer Straße 44