

*Aus Natur und Landschaft
im Saarland*

*Auswirkungen von
Luftverunreinigungen auf
Fichtenwaldökosysteme
im Saarland*

*mit Beiträgen von
Christoph Horras
und
Martin Paulus*

Abh. 17/1987

Schriftenreihe

„Aus Natur und Landschaft im Saarland“

zugleich

Abhandlungen der DELATTINIA

17/1987

Herausgegeben
vom Minister für Umwelt, Raumordnung und
Bauwesen des Saarlandes
und der DELATTINIA – Arbeitsgemeinschaft für
tier- und pflanzengeographische
Heimatsforschung im Saarland e.V.

| | | | | |
|-----------------|----|-------|------------------|----------------|
| Abh. DELATTINIA | 17 | 1-181 | Saarbrücken 1987 | ISSN 0344-645x |
|-----------------|----|-------|------------------|----------------|

SCHRIFTLEITUNG
DR. HARALD SCHREIBER

DRUCK:
OFFSETDRUCKEREI UND VERLAG
CHR. ESCHL
BEETHOVENSTRASSE 5
6683 SPIESEN-ELVERSBERG

VERLAG:
EIGENVERLAG DER DELATTINIA
FACHRICHTUNG BIOGEOGRAPHIE
UNIVERSITÄT DES SAARLANDES
6600 SAARBRÜCKEN 11

ERSCHEINUNGSORT:
SAARBRÜCKEN

Inhalt

Seite

**Beziehungen zwischen den Makronährstoffen Magnesium,
Kalzium, Kalium und Schwefel in Fichtennadeln und
Waldschadsymptomen im Saarland**

von Christoph Horras 5

**Immissionsbedingte Veränderungen von Arthropodenzönosen
in saarländischen Fichtenbeständen**

von Martin Paulus 93

**IMMISSIONSBEDINGTE VERÄNDERUNGEN
VON ARTHROPODENZÖNOSEN IN
SAARLÄNDISCHEN FICHTENBESTÄNDEN**

von

Martin PAULUS

| Inhalt | Seite |
|--|-------|
| 1. EINLEITUNG UND FRAGESTELLUNG | 97 |
| 2. UNTERSUCHUNGSGEBIET | 98 |
| 2.1 Geographische Lage | 98 |
| 2.2 Geologie | 98 |
| 2.3 Klima | 99 |
| 2.4 Vegetation | 101 |
| 3. GRUNDLAGEN UND METHODEN | 102 |
| 3.1 Untersuchungsstandorte | 102 |
| 3.1.1 Ansprüche und Auswahl | 102 |
| 3.1.2 Untersuchungen zur Immissionsbelastung | 102 |
| 3.1.3 Untersuchungen zum Ernährungszustand der Fichtenbestände ... | 103 |
| 3.1.4 Vegetationserfassung | 104 |
| 3.1.5 Mikroklimauntersuchungen | 104 |
| 3.1.6 Bestimmung der Bodenacidität | 105 |
| 3.2 Bodenarthropoden | 105 |
| 3.2.1 Erfassungsmethode | 105 |
| 3.2.2 Abundanzuntersuchungen | 106 |
| 3.2.3 Diversitätsuntersuchungen | 107 |
| 3.2.4 Untersuchungen zur Zusammensetzung der Carabiden- zönosen nach der Biotopbindung der einzelnen Arten | 108 |
| 3.2.5 Untersuchungen zur Zusammensetzung der Carabiden- zönosen nach der Jahresrhythmik der einzelnen Arten | 108 |
| 3.2.6 Untersuchungen zur trophischen Stellung der Arthropodenzönosen | 109 |
| 3.3 Buchdrucker | 110 |
| 3.3.1 Systematik, Biologie und Ökologie | 110 |
| 3.3.2 Erfassungsmethode | 111 |
| 3.4 Korrelationsanalysen | 112 |
| 4. ERGEBNISSE | 113 |
| 4.1 Untersuchungsstandorte | 113 |
| 4.1.1 Lage und Kurzbeschreibung | 113 |
| 4.1.2 Immissionsbelastung | 117 |
| 4.1.3 Ernährungszustand der Fichtenbestände | 117 |
| 4.1.4 Vegetation | 121 |

| | Seite |
|---------|---|
| 4.1.5 | Mikroklima 121 |
| 4.1.6 | Bodenacidität 125 |
| 4.2 | Bodenarthropoden 125 |
| 4.2.1 | Coleoptera 125 |
| 4.2.1.1 | Coleopterenarten 125 |
| 4.2.1.2 | Abundanz 125 |
| 4.2.1.3 | Diversität, Evenness, Diversitätsdifferenz 130 |
| 4.2.2 | Carabidae 133 |
| 4.2.2.1 | Zusammensetzung der Carabidenzönosen nach der Biotopbindung der einzelnen Arten 133 |
| 4.2.2.2 | Zusammensetzung der Carabidenzönosen nach der Jahresrhythmik der einzelnen Arten 134 |
| 4.2.3 | Gesamtarthropodenzönosen 137 |
| 4.2.3.1 | Abundanz 137 |
| 4.2.3.2 | Zusammensetzung nach der trophischen Stellung der einzelnen Taxa 138 |
| 4.3 | Buchdrucker 143 |
| 4.3.1 | Jahresrhythmik der Aktivität an den Untersuchungsstandorten 143 |
| 4.3.2 | Apparente Abundanz 145 |
| 5. | DISKUSSION 151 |
| 6. | ZUSAMMENFASSUNG 155 |
| 7. | LITERATUR 157 |
| 8. | ANHANG 168 |

1. EINLEITUNG UND FRAGESTELLUNG

In industriellen Wäldern stellen Luftverunreinigungen seit mehr als einem halben Jahrhundert einen anthropogen bedingten Standortsfaktor dar, der die Vitalität der Baumbestände beeinträchtigt und darüberhinaus Veränderungen der gesamten Biozöosenstruktur erwarten läßt. Hinzu kommen in den letzten Jahren Waldschäden neuer Art weitab von Industriegebieten, deren Diagnostik sich vor allem deshalb problematisch erweist, weil eine Schadstoffquelle als direkter Verursacher nicht verantwortlich zu machen ist und bei der Entstehung der Schadbilder nicht nur luftchemisch-phototoxische Mechanismen, sondern auch deren Wechselwirkungen mit standortkundlichen, ökophysiologischen, phytopathologischen und schädlingkundlichen Phänomenen zu beachten sind, wobei es sogar möglich ist, daß Waldschäden abiotischer oder biotischer Ursache unerschwerliche Immissionseinwirkungen maskieren (FÜHRER 1983a).

Eine besondere Bedeutung kommt hier Massenvermehrungen von Insekten zu, deren Zusammenhang mit Immissionseinflüssen schon mehrfach deutlich gemacht werden konnte (vgl. WENTZEL & OHNESORGE 1961, TEMPLIN 1962, PFEFFER 1963, BÖSENER 1969, SIERPINSKI 1966, 1972, 1984, BERGE 1972, DUNGER et al. 1972, FÜHRER 1983 a, b, c). Neben anderen weisen WENTZEL & OHNESORGE (1961), BÖSENER (1969) und FÜHRER (1983 a, b, c) darauf hin, daß durch Immissionseinflüsse die physiologische Leistungsfähigkeit von Bäumen stark beeinträchtigt werden kann und dadurch ihr Dispositionsgrad für parasitäre Erkrankungen steigt, so daß sie durch die sekundäre Folgeerscheinung des Schädlingbefalls innerhalb kürzester Zeit zum Absterben gebracht werden können. Hierbei nehmen die Borkenkäfer (Scolytidae) einen zentralen Platz ein, da sie aufgrund der von ihnen verursachten Schäden einen wichtigen forstwirtschaftlichen Faktor darstellen.

ZWÖLFER (1953, zitiert in RONDE 1957) weist darauf hin, daß viele Kalamitäten forstlicher Großschädlinge eine auffallende Gebundenheit an bestimmte Standorte zeigen, und somit Beziehungen zwischen Boden und Schädlingsdisposition der Wälder anzunehmen sind. Da unterschiedliche Böden auch Differenzen in der Zusammensetzung der epigäischen Kleinfafa aufweisen, sind Zusammenhänge zwischen dieser und dem Dispositionsgrad eines Waldes zu erwarten (vgl. RONDE 1957). Dabei spielt vermutlich der von FÜHRER (1983 a) als „ökophysiologischer Konnex der Vitalitätsschwächung“ bezeichnete Wirkungsmechanismus eine wesentliche Rolle, wonach eine direkte Wirkung von Luftschadstoffen auf die Bäume und über den Boden ebenfalls auf die Bäume deren Vitalität herabsetzt. Bei dem Weg über den Boden sind aber gleichzeitig auch Beeinträchtigungen der Bodenfauna möglich.

Da Lebensgemeinschaften in ihrer Komplexität die „derzeitig gültige Reaktionsnorm auf die gegebenen Umweltverhältnisse“ darstellen (NAGEL 1975 b), sollte es möglich sein, durch vergleichende Analyse der Biozöosenstruktur der epigäischen Kleinfafa unterschiedlich belasteter Waldstandorte Informationen über den Einfluß von Luftschadstoffen auf Waldbestände zu erhalten und gleichzeitig Vergleiche mit deren Dispositionsgrad für forstliche Schadinsekten anzustellen. Als Voraussetzung dazu ist es unerlässlich, möglichst viele Daten über die ökologische Situation der Untersuchungsstandorte zusammenzutragen, um eine Grundlage zur Bewertung der Biozöosenausprägung zu erhalten.

Die vorliegenden Untersuchungen orientieren sich an folgenden Fragestellungen:

1. Inwieweit wird durch Immissionseinflüsse der Dispositionsgrad von saarländischen Fichtenbeständen für Schadinsekten, vor allem *Ips typographus* (L.) (Scolytidae) als einem der wichtigsten Forstschädlinge im Untersuchungsgebiet, erhöht?
2. Zeigt die Zusammensetzung von epigäischen Arthropodenzöosen in saarländischen Fichtenbeständen unter Immissionseinfluß qualitative oder quantitative Beeinträchtigungen?
3. Bestehen Zusammenhänge zwischen dem Dispositionsgrad der Fichtenbestände und der Struktur der Arthropodenzöosen, für die Immissionseinflüsse als Wirkungsfaktor verantwortlich sind?

Die Untersuchungen wurden im Rahmen einer Diplomarbeit an der Fachrichtung Biogeographie der Universität des Saarlandes im Jahr 1984 im Staatswald des Forstamtes Warndt durchgeführt.

Danksagung

An dieser Stelle möchte ich allen meinen Dank aussprechen, die am Zustandekommen der Arbeit beteiligt waren.

Mein besonderer Dank gilt dem Leiter des Forstamtes Warndt, Herrn FOR G. Kalbhenn, für die Genehmigung der Untersuchungen und freundliche Unterstützung, die das Zustandekommen der Arbeit wesentlich erleichterte.

Herrn Dr. U. Irmiler, Kiel, danke ich für die schnelle Bestimmung der Aleocharinae, ohne die eine nur unvollständige Bearbeitung der erhobenen zoologischen Daten möglich gewesen wäre.

Dank schulde ich auch Herrn Dr. S. Maas, Saarlouis, der mir bei der Aufnahme der Vegetation sowie mit Ratschlägen zu ihrer Auswertung behilflich war.

Meinen ausdrücklichen Dank möchte ich Herrn Priv.-Dozent Dr. P. Nagel, Saarbrücken, für die Überprüfung der Bestimmung einiger Coleopterenarten, die Durchsicht des Manuskriptes sowie Diskussionen und Anregungen aussprechen, die für den Fortgang der Arbeit sehr hilfreich waren.

Meinem Lehrer, Herrn Prof. Dr. P. Müller, Saarbrücken, danke ich für die Überlassung des Themas, wertvolle Vorschläge zum Ablauf der Untersuchungen und die bereitwillige finanzielle Unterstützung, ohne die diese Arbeit nicht zustande gekommen wäre.

2. UNTERSUCHUNGSGEBIET

2.1 Geographische Lage

Das Untersuchungsgebiet befindet sich im Südwesten des Saarlandes (Abb. 1) und gehört zu den Ausläufern des Pfälzer Berglandes, die hier eine bis zu 17 km breite Buntsandsteinformation, den Warndt, mit Höhenlagen zwischen 185 und 323 m ü. NN bilden. Es ist im Norden vom Saartal, im Süden und Westen von 2 Senkzonen parallel zur Bist-Rossel-Stufe begrenzt.

Auf französischer Seite wird der Warndt von den Industriegebieten Creutzwald, Carling, Merlebach und Forbach, auf der saarländischen Seite von Völklingen umrahmt.

Flächenstatistik Warndt (vgl. KAULE et al. 1982):

| | km ² | % |
|-------------------------|-----------------|--------|
| Gesamtfläche | 132,19 | 100,00 |
| Besiedelte Fläche | 14,30 | 9,07 |
| Landwirtschaftl. Fläche | | |
| einsch. Brache | 32,57 | 25,99 |
| Forstfläche | 75,70 | 61,45 |
| Wasserfläche | 0,33 | 0,27 |

2.2 Geologie

Zum überwiegenden Teil besteht der geologische Untergrund aus dem Mittleren Buntsandstein, der zu Beginn des Trias als mächtige Ablagerungen von groben Quarzsanden das Saarland überdeckte und heute im Saar-Pfalz-Buntsandsteinstreifen zutage tritt. Die Quarzsande bilden tiefgründige, lockere, podsolige Braunerden aus, die in abflußträgen Lagen zur Vernäsung neigen, was im allgemeinen zur Verschlechterung des Lufthaushaltes im Boden und damit zur physiologischen Flachgründigkeit des Wurzelhorizontes der Waldbestände führt (vgl. Erläuterungsband zur Standortskartierung im Staatswald des Forstamtes Warndt 1964-1971).

Im zentralen Warndt findet sich auf den Höhen zwischen Differten, Lauterbach, Karlsbrunn, Großrosseln und Ludweiler weit verbreitet eine bis zu 1,5 m mächtige Lehmschicht, wobei nach WOLF (1962) nicht geklärt ist, ob es sich hierbei um verlehmtten Löß oder extrem hohe Terrassen handelt.

Aus Nordosten schieben sich die Oberen Saarbrücker Schichten bis Geislautern vor, die Täler der Rossel und des Lauterbachs sind von Alluvialen Ablagerungen bedeckt.

2.3 Klima

In Tabelle 1 sind die wesentlichen Klimadaten der Stationen Lauterbach und Ludweiler zusammengestellt, um die klimatische Situation des Untersuchungsgebietes zu kennzeichnen.

Nach SCHNEIDER (1972) besteht ein Gefälle der Temperatur einmal innerhalb des Warndthügellandes von oben nach unten und zum anderen vom Kernraum nach außen. Die niedrigen Jahresmittel der Lufttemperatur werden dadurch erklärt, daß in den engen, feuchten Tälern ein Temperaturgefälle von oben nach unten mit Nebelbildung und starker Spätfrostgefahr besteht. Abbildung 2 unterstreicht die besondere Stellung des Warndts bezüglich der Spätfrostgefahr. Mit 125,5 Tagen im Jahresdurchschnitt von 1953 – 1959 liegt das Gebiet weit über dem Landesdurchschnitt von 93,1 Tagen/Jahr. Der mittlere Vegetationsbeginn ist gegenüber dem Saartal um 4 – 7 Tage verzögert.

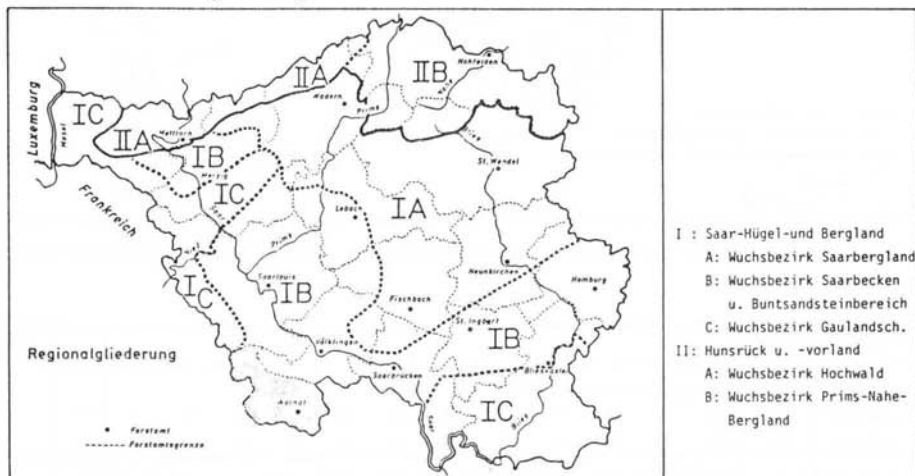


Abb. 1: Saarland, Lage des Untersuchungsgebietes (abgeändert nach WAGNER 1965)

Die Niederschlagssummen zeigen, daß die Stationen Ludweiler (762 mm) und Lauterbach (719 mm) zu den trockensten des Landes gehören, wenn man sie mit den Landesdurchschnittswerten von 830 mm/Jahr für den gleichen Zeitraum vergleicht.

Die Winde wehen meist aus W, SW und NW und führen in den Waldbeständen häufig zu schweren Sturmschäden (vgl. WAGNER 1965).

Um den Verlauf der Lufttemperatur für den Zeitraum der Untersuchungen zu charakterisieren, wurden die Tagesmitteltemperaturwerte der Klimastation Völklingen-Fenne für das gesamte Jahr dargestellt (Abb. 3).

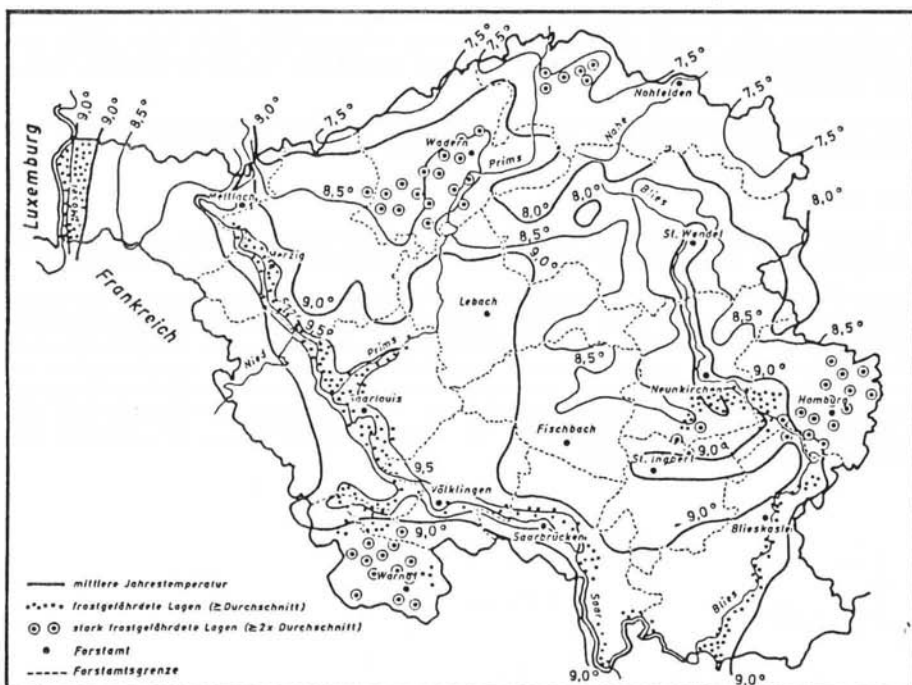


Abb. 2: Saarland, Karte der mittleren Jahrestemperaturen 1950 – 1959 (aus WAGNER 1965)

| Station | Höhe in m ü. NN | | Summe | ☉ |
|------------|-----------------|---|----------------|---|
| | | Mittlerer Niederschlag (mm) 1891 – 1930 | | |
| Lauterbach | 220 | 54 47 56 47 56 59 69 63 61 69 68 70 | 719 | |
| Ludweiler | 203 | 60 49 59 52 62 63 72 71 62 70 69 73 | 762 | |
| | | Monatsmittel der Lufttemperatur (°C) 1961 – 1970 | | |
| Ludweiler | 203 | 0,0 1,4 3,6 3,2 11,5 15,0 16,1 15,9 13,6 9,6 4,5 0,0 | 8,3 | |
| | | Mittl.tägl.Maximum der Lufttemp. (°C) 1961 – 1970 | | |
| Ludweiler | 203 | -3,1 -2,9 -1,8 2,1 4,9 8,2 9,1 9,3 7,0 4,3 1,0 -3,1 | 2,9 | |
| | | Mittl.tägl.Schwankungen der Lufttemp. (°C) 1961 – 1970 | | |
| Ludweiler | 203 | 6,2 8,6 10,7 13,4 13,2 13,6 14,1 13,1 13,2 10,7 7,1 6,2 | 10,8 | |
| | | Eistage (Tageshöchsttemperatur unter 0°C) 1961 – 1970 | | |
| Ludweiler | 203 | 7,4 2,5 0,3 - - - - - - - 0,3 8,5 | 19 | |
| | | Frosttage (Tagesniedrigsttemperatur unter 0°C) 1961 – 1970 1953 – 1959 | | |
| Ludweiler | 203 | 21,5 18,8 19,0 8,7 4,6 0,6 0,1 - 1,5 5,7 12,0 21,0 23,6 20,9 21,6 16,0 5,0 0,4 - - 1,6 8,0 13,1 15,3 | 113,5 125,5 | |

Tab. 1: Klimadaten Warndt (aus UMWELTBERICHT 1976/1977, WAGNER 1965)

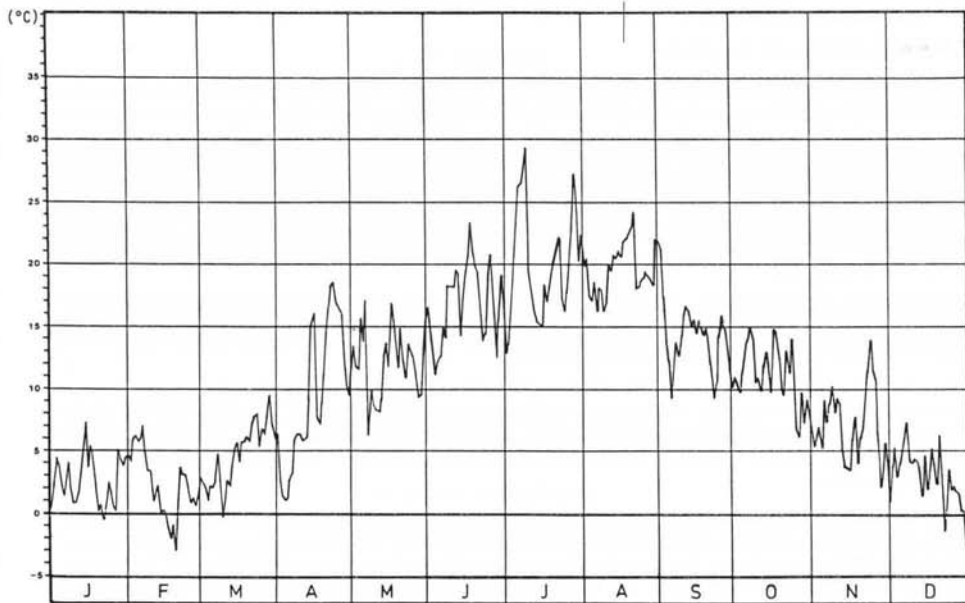


Abb. 3: Tagesmitteltemperaturen 1984 der Klimastation Völklingen-Fenne (187 m ü. NN)

2.4 Vegetation

Das Warndthügelland stellt ein großes, zusammenhängendes Waldgebiet dar, das nur von wenigen Rodungsflächen unterbrochen wird. Mit über 60% der Fläche bildet die Forstwirtschaft den Hauptnutzungs Zweig. Ursachen hierfür sind neben den standörtlichen Bedingungen vor allem historische Gründe, wie ehemals gräfliches Besitztum und ehemals gräflicher Jagdwald (KAULE et al. 1982).

Die anthropogenen Einflüsse auf die Bewaldung schildert SCHNEIDER (1972). Nach einer starken Auflichtung durch bäuerliche Nutzung sowie Holzraubbau und Quarzsandgewinnung zur Glasherstellung im 17. Jahrhundert gewannen Birke, Aspe und Kiefer an Stelle des natürlichen buchenreichen Eichenmischwaldes mehr und mehr an Fläche. Die Buchen- und Nadelholzaufforstungen des vergangenen Jahrhunderts wurden durch den letzten Weltkrieg und einen verheerenden Wirbelsturm stark in Mitleidenschaft gezogen. In den Lücken wurden Buchenjüngwuchs und vor allem Nadelhölzer – Lärche, Kiefer, Fichte, Douglasie und andere Exoten – aufgefördert.

SCHNEIDER (1972) gibt als typische Bewaldungsform einen kleinflächig verjüngten Mischwald mit zahlreichen standörtlichen Differenzierungen an.

KAULE et al. (1982) betonen neben großen Nadelwaldgebieten den relativ hohen Anteil an alten Eichen- und Buchenbeständen.

3. GRUNDLAGEN UND METHODEN

3.1 Untersuchungsstandorte

3.1.1 Ansprüche und Auswahl

Um die Frage nach dem Einfluß von Schadstoffen im Untersuchungsgebiet auf die Biozöosenstrukturen klären zu können, sollten mehrere Fichtenbestände so ausgewählt werden, daß sie nach der Intensität der herrschenden Immissionen deutlich gegeneinander abgegrenzt werden können und darüberhinaus nach den weiteren Standortfaktoren, die für die Verbreitung von Arthropoden eine Rolle spielen, eine möglichst hohe Verwandtschaft aufweisen. Um die Forderung nach Vergleichbarkeit erfüllen zu können, wurden bei der Bewertung der Vielzahl potentieller Untersuchungsstandorte des Warndts die Parameter Boden, bestandsbildende Baumart, Bestandesalter, Bestockungsgrad, Totholzanteil, Größe, Neigung und Exposition herangezogen.

Die Abgrenzbarkeit der Standorte nach der Immissionsbelastung sollte mit Hilfe des UMWELTBERICHTES vom Stadtverband Saarbrücken (1978/79) und der Arbeit von JOHN (1980) als ersten Orientierungshilfen gewährleistet werden.

Bei der Auswahl wurden solche Standorte gemieden, in denen durch verstärkten Borkenkäferbefall Veränderungen im Bestandesaufbau und Bestandesklima zu erwarten waren, da die erfaßten Arthropodenzöosen mit den auf sie einwirkenden Faktoren in Zusammenhang gebracht werden sollten, was durch kurzfristige Änderungen der Standortbedingungen unmöglich wäre.

Nach Festlegung der Untersuchungsflächen sollten in einem zweiten Schritt die Standortbedingungen exakt ermittelt werden, um beurteilen zu können, ob sich die Ausprägungen der Arthropodenzöosen an ein natürliches Faktorengefälle zwischen den Standorten anlehnen, oder, davon abweichend, durch die unterschiedlichen Belastungssituationen geprägt sind.

3.1.2 Untersuchungen zur Immissionsbelastung

Grundlage für die Bearbeitung der vorliegenden Fragestellungen ist die Kenntnis über den Grad der Immissionsbelastung der einzelnen Untersuchungsflächen, wozu der UMWELTBERICHT (1978/79) und die Arbeit von JOHN (1980) nur erste Hinweise zur Auswahl der Standorte liefern können. Zur exakten Ermittlung der Schadstoffsituation bietet sich die von KNABE (1981, 1984) vorgeschlagene Methode zur "Immissionsökologischen Waldzustandserfassung" an, an der sich bei der Probenahme orientiert wurde.

Von drei Fichten im Bestandesinneren, deren Kronen nicht beschattet waren, wurden am 18. 06. 84 vom 7. Astquirl von oben die dreijährigen Nadeln entnommen, in kontaminationsfreie Papiertüten verpackt und im Labor bei 80°C getrocknet. Anschließend wurden sie pulverfein gemahlen und bis zur weiteren Bearbeitung im Trockenschrank gelagert. Von jeder Untersuchungsfläche standen also 3 Proben für die Analyse zur Verfügung. Zur Bewertung der Resultate nach der Tabelle von KNABE (1984) über die Ergebnisse von Nadelanalysen auf der Grundlage vierjähriger Untersuchungen in Nordrhein-Westfalen und Charakterisierung der Standorte sind zusätzlich die Mittelwerte der 3 Einzelmessungen für die entsprechenden Elemente in den nachfolgenden Ausführungen angegeben.

Um die Immissionsbelastung der Untersuchungsflächen vergleichen zu können, wurden die Schwefel- und Fluor-Gehalte der Nadeln ermittelt, da die beiden Elemente vermutlich zu den Hauptbestandteilen der vorhandenen Immissionen zu rechnen sind, Schwefeldioxid meist als eine Leitsubstanz für die Immissionsbelastung von Standorten angesehen wird (MÜLLER 1980, 1981) und zudem die Schwefelwerte für die Interpretation der Buchdrucker-Dichten von Bedeutung sein können (vgl. 1.). Dabei kann es sich nur um eine grobe Einstufung handeln, da "jeder einzelne Stoff immer im Zusammenhang mit einer Fülle von anderen Stoffen gesehen werden muß (Synergieproblem)" (MÜLLER 1980, 1981). Für eine Einschätzung der realen biologischen Belastung reicht die Analyse dieser beiden Elemente keinesfalls aus.

Der Probenaufschluß erfolgte in der SCHÖNINGER-Verbrennungsapparatur (vgl. BOCK 1972)

der FIRMA HERAEUS, wobei ca. 100 mg der gemahlene Probe in veraschungsfreiem Filterpapier verbrannt wurden. Die Absorptionslösung setzte sich zusammen aus:

- 7,5 ml H₂O bidest.
- 1,5 ml 30%-ige H₂O₂-Lösung.

Nach einer Wartezeit von 15 min zum restlosen Absorbieren der Probedämpfe wurde die Lösung in einen 20 ml-Meßkolben überführt und mit H₂O bidest. aufgefüllt. Zur Fluor-Analyse wurden 10 ml Tisab-II-Puffer und 10 ml Probelösung in einem Polypropylen-Röhrchen vermischt. Die Meßzeit betrug 20 min bei einer Temperatur von 20°C. Die eingesetzte Meßelektrode stammte von der Firma ORION-RESEARCH, zur Anzeige diente der ORION-RESEARCH MICROPROCESSOR pH/millivoltmeter 811.

Für die Schwefelbestimmung wurden jeweils 1 ml der 1 : 5 und 1 : 10 verdünnten Probelösung mit 6 ml Farbreagenz versetzt und nach einer Schüttelzeit von 2,5 Stunden photometrisch bei einer Wellenlänge von 655 nm gegen H₂O gemessen. Die Farbreagenz setzte sich zusammen aus:

- 200 ml H₂O bidest.
- 5 ml 1 M KNO₃
- 6 ml 0,01 M Ba(ClO₄)₂
- 5 ml 0,01 M Dimethylsulfonazo III
- 10 ml CH₃COOH konz.
- 1,25 ml 0,01 M K₂SO₄
- mit Ethanol auf 1 Liter aufzufüllen.

Zur Messung diente der Photometer 550 S UV/VIS Spectrophotometer der Firma PERKIN-ELMER, Überlingen. Einschließlich der durch den Aufschluß verursachten Ungenauigkeiten liegt der relative Meßfehler bei $\pm 10\%$.

3.1.3 Untersuchungen zum Ernährungszustand der Fichtenbestände

Nach MERKER (1958) schafft das Zusammenwirken aller Standortsbedingungen die Voraussetzungen, damit ein Borkenkäferbefall der Fraßpflanzen möglich ist. Hierbei spielt der Einfluß der Nährstoffverhältnisse auf eine Befallsdisposition eine wichtige Rolle (vgl. HOFFMANN 1916, MERKER 1958, OLDIGES 1958, BÜTTNER 1959, BAULE 1984).

BAULE (1984) stellt fest, daß fressende Insekten auf nur schwach mit Nährstoffen versorgten Standorten günstige Voraussetzungen für das Befallen ihrer Wirtspflanzen finden, extrem arme Standorte in der Regel aber nicht geeignet sind.

Diese Hinweise gaben den Ausschlag, den Ernährungszustand der Fichten der einzelnen Standorte miteinander zu vergleichen, um weitere Angaben für eine Interpretation der Buchdrucker-Dichten zu erhalten. Hierzu wurden die Elemente Calcium, Kalium und Magnesium in den Nadelproben (vgl. 3.1.2) analysiert.

Der Aufschluß erfolgte in Druckbomben nach TÖLG (vgl. KOTZ et al. 1972). Dabei wurden ca. 300 mg der gemahlene Fichtennadeln in Teflongefäße eingewogen, 3 ml HNO₃ suprapur als Oxidationsmittel zugegeben und die Proben bei 180°C 5 Stunden lang aufgeschlossen. Danach wurden 2,5 ml Lanthanlösung (10%-ig) zur Beseitigung chemischer Störungen zugeetzt und das Ganze auf ca. 15 g mit H₂O bidest. aufgefüllt.

Zur Analyse diente der Atom-Absorptions-Spektrophotometer 5000 der Firma PERKIN-EL-

MER & CO GMBH, Überlingen. Folgende Wellenlängen wurden für die einzelnen Elemente eingestellt:

Mg: 285,2 nm K: 404,4 nm Ca: 422,7 nm.

Zur Einschätzung der Ergebnisse wurde die Tabelle von KNABE (1984) über die "Vorläufige Bewertung der Ergebnisse von Nadelanalysen aufgrund vierjähriger Untersuchungen in Nordrhein-Westfalen" herangezogen. Der relative Meßfehler liegt bei \pm 5%.

3.1.4 Vegetationserfassung

"Die Erreichung einer empirischen Biozöosenkenntnis setzt voraus, daß alle Komponenten der Biozönose – Tier- und Pflanzenvereine und deren Teile – selbständig untersucht werden müssen" (RENKONEN 1938). Die Pflanzenwelt stellt einen der wichtigsten Umgebungsfaktoren für das Vorkommen von Insektenvereinen dar und muß deshalb unbedingt mitberücksichtigt werden, wenn man deren Existenz verstehen will (BRUNDIN 1934). So zeigt THIELE (1956) für zahlreiche Gruppen von Arthropoden enge Beziehungen zu den Pflanzengesellschaften unterschiedlicher Standorte auf.

Die Aufnahme der Vegetation dient bei der vorliegenden Untersuchung zu einem dazu, die Interpretation der erfaßten Arthropodenzöosen der einzelnen Untersuchungsflächen zu unterstützen. Daneben sollen mit Hilfe der Angaben von ELLENBERG (1974) über das ökologische Verhalten der festgestellten Pflanzenarten die Standorte weiter charakterisiert und gegebenenfalls gegeneinander abgegrenzt werden.

Die floristische Aufnahme der Vegetation erfolgte bei zahlreichen Begehungen der einzelnen Untersuchungsflächen im Jahr 1984, wobei nur Blütenpflanzen und Farne der Strauch- und Krautschicht berücksichtigt wurden. Die Nomenklatur richtet sich nach ROTHMALER (1976).

Das ökologische Verhalten wurde nach den "Zeigerwerten der Gefäßpflanzen Mitteleuropas" (ELLENBERG 1974) eingeordnet. Licht-, Temperatur-, Feuchte-, Reaktions- und Stickstoffzahlen wurden den einzelnen Arten zugeteilt und zum Vergleich der Untersuchungsflächen daraus jeweils der Mittelwert errechnet.

3.1.5 Mikroklimauntersuchungen

Zahlreiche Autoren weisen auf den besonderen Einfluß des Mikroklimas unter allen anderen abiotischen Standortfaktoren für die Verbreitung von Arthropoden hin (LARRSON 1939, RÖBER & SCHMIDT 1949, THIELE 1961, 1964a, 1968, LAUTERBACH 1964). In experimentellen Versuchen konnte vor allem für Carabiden die Bedeutung von Licht, Temperatur und Feuchtigkeit aufgezeigt werden (THIELE 1961, 1964a, 1968, 1973). Auch für Scolytiden sind wichtige Zusammenhänge zwischen Populationsdynamik, Temperatur und/oder Bodenfeuchte bekannt (vgl. 3.3.1.).

Dies zeigt, daß klimatische Untersuchungen zur Beurteilung der Standortqualität und damit zum Verständnis der Faunenzusammensetzung unerlässlich sind.

LARSSON (1939) gibt einen Überblick über die klimatischen Bedingungen unterschiedlicher Lebensräume. Danach sind im Wald Lichtintensität und Lichtintensitätsschwankungen bedeutend geringer als in offener Landschaft. Die wärmeein- und ausstrahlende Fläche wird vom Kronenraum gebildet, wodurch die täglichen und jährlichen Temperaturschwankungen im Bestand vergleichsweise gering sind, die Luftfeuchtigkeit aufgrund der windgeschützten Lage aber auch an warmen Tagen hoch bleibt.

Diese allgemeine Beschreibung bezieht sich auf das Standortklima, worunter UVAROV, zitiert in STUGREN (1974), das Klima des gesamten Biotopes und seiner Biozönose versteht. Der Begriff Mikroklima ist demgegenüber auf die bodennahe Luftschicht bis in eine Höhe von 2 Metern beschränkt (STUGREN 1974).

Für die Messung der Lufttemperatur waren Minimum-Maximum-Thermometer im Einsatz, mit deren Hilfe eine mittlere Höchst- und Tiefsttemperatur in 1,50 m über dem Erdboden aus zahl-

reichen Einzelmessungen für jeden Standort ermittelt wurde.

Die Bestimmung des Wassergehaltes im Boden richtete sich nach der DIN-Vorschrift Nr. 19683 Blatt 4 vom April 1973. Die Proben setzten sich aus jeweils 20 Einzeleinstichen zusammen, die mit einem Bohrstock an verschiedenen Stellen der Untersuchungsflächen am 11. Juni nach einer 14-tägigen Trockenperiode ausgeführt wurden. In den einzelnen Horizonten erfolgte die Probenahme jeweils in der gleichen Bodentiefe, um später zu vergleichbaren Ergebnissen zu kommen (Oberboden 5-8 cm, Unterboden 30-35 cm).

Die Einstrahlung ist als geschätzter Anteil der Bodenoberfläche angegeben, der bei senkrechtem Sonnenstand vom Kronenraum unbeschattet bleibt.

3.1.6 Bestimmung der Bodenacidität

In immissionsbelasteten Gebieten können neben natürlichen Versauerungsprozessen, zu denen die Freisetzung von Wasserstoffionen über die Wurzeln, Stickstoffumsetzungen im Boden sowie die Zersetzung organischer Reste im Boden zu zählen sind, vor allem Luftschadstoffe die Wasserstoffionenkonzentration im Boden entscheidend beeinflussen (RAT VON SACHVERSTÄNDIGEN FÜR UMWELTFRAGEN 1983). So kann es beispielsweise durch die Einwirkung basischer Stäube zu pH-Wert-Erhöhungen (TRAUTMANN et al. 1970), andererseits aber durch Einflüsse von Säurebildnern auch zum Absinken der pH-Werte kommen (NYBORG et al. 1980).

Dadurch müssen wesentliche Veränderungen im Auftreten terrestrischer Tierarten erwartet werden, da für sie die Wasserstoffionenkonzentration des Bodens einen wichtigen abiotischen Faktor darstellt (THIELE 1956, SCHWERDTFEGER 1978).

Bei Werten unter pH 3 und über pH 9 kommt es neben der Schädigung zahlreicher Bodenorganismen auch zu Beeinträchtigungen der Pflanzenwurzeln (RAT VON SACHVERSTÄNDIGEN FÜR UMWELTFRAGEN 1983), was zu einer zunehmenden Befallsdisposition der Pflanzen gegenüber sekundären Schädlingen führen könnte.

Dies waren ausreichende Gründe, die pH-Werte der Bodenproben (vgl. 3.1.5) zu ermitteln, um sie gegebenenfalls in die Interpretation des erfaßten Tiermaterials einfließen zu lassen.

Die Bestimmung erfolgte nach der DIN-Vorschrift Nr. 19684 Teil 1 vom Februar 1977, wobei die einzelnen Bodenhorizonte getrennt bearbeitet wurden. Als Meßgerät diente der pH-Meter der Firma WTW, Ingelheim, Modell pH 610 E. Der Meßfehler bei der Analyse ist bei \pm pH 0,02 anzusetzen.

3.2 Bodenarthropoden

3.2.1 Erfassungsmethode

Zur Erfassung der epigäischen Bodenarthropoden wurde die Fallenfangmethode nach BARBER (1931) angewendet. Der Vorteil dieser Methode besteht darin, daß gleichzeitig in beliebig vielen Biotopen die natürliche Aktivität der Tiere registriert und dabei eine fast mathematische Genauigkeit der Fallenregistrierung zugrunde gelegt werden kann (TRETZEL 1955), die für eine statistische Auswertung unbedingt gefordert werden muß.

In den Fallen können nur solche Tiere gefangen werden, die aktiv in sie hineinlaufen. Demnach wird mit diesem Verfahren nicht die absolute Individuendichte, sondern die Aktivitätsabundanz (TRETZEL 1955) oder Aktivitätsdichte (HEYDEMANN 1956) ermittelt. Diese wird von SCHWERDTFEGER (1978) definiert als "die Zahl mobiler Tiere, die sich in einer bestimmten Zeitspanne in einer bestimmten Anzahl von Fallen fängt. Sie wird bestimmt durch die reale Abundanz und die lokomotorische Aktivität der Tiere".

Die von BOMBOSCH (1962) gemachten Einwände gegen diese Methode werden hier unerheblich, da es sich um eine Bewertung von Standorten untereinander handelt, wobei für jeden

Standort vergleichbare Bedingungen gelten (vgl. BECKER 1972, NAGEL 1975a).

Als Fallen für die vorliegende Untersuchung dienten weiße Kunststoffbecher mit einer Höhe von 10,5 cm und einem lichten Durchmesser von 9 cm. Pro Standort wurden 16 Fallen im Abstand von je 2 m in einem Quadrat mit einer Kantenlänge von 6 m so in den Boden eingegraben, daß die Oberkante mit dem Erdboden lückenlos abschloß, damit auch kleinste Tiere gefangen werden konnten. Als Abdachung wurden Plexiglasscheiben mit einer Größe von 15 x 15 cm eingesetzt, die in einer Höhe von 12 cm über dem Boden angebracht waren, um die Entstehung eines besonderen Kleinstklimas zu vermeiden (vgl. HEYDEMANN 1953). Als Tötungs- und Konservierungsmittel diente eine 4%-ige Formaldehydlösung, die zur Oberflächenentspannung mit Detergentien versetzt war.

Die Fallen wurden am 9. April fängisch gestellt und in 4-wöchigem Rhythmus bis zum 23. September kontrolliert. Die Bestimmungsliteratur beschränkte sich im wesentlichen auf die 11 Bände von "Die Käfer Mitteleuropas" (FREUDE, HARDE & LOHSE 1964, 1965, 1966, 1967, 1969, 1971, 1974, 1976, 1979, 1981, 1983) und die "Fauna Germanica" (REITER 1908, 1909, 1911, 1912, 1916). Die Aleocharinae bestimmte freundlicherweise Herr Dr. Irmiler vom Zoologischen Institut der Universität Kiel. Die Nomenklatur aller Coleopteren erfolgte nach FREUDE, HARDE & LOHSE. Zur Differenzierung der übrigen Taxa wurden die "Insekten Mitteleuropas" (CHINERY 1979) und die "Fauna von Deutschland" (BROHMER 1979) herangezogen.

3.2.2 Abundanzuntersuchungen

TISCHLER (1949) weist ausdrücklich darauf hin, daß bei Untersuchungen über das mengenmäßige Auftreten im Lebensraum sowohl Individuendichte als auch Artichte und Dominanz der einzelnen Arten berücksichtigt werden müssen. Unter Individuendichte, Populationsdichte oder absoluter Individuenabundanz versteht er die durchschnittliche Anzahl der Individuen einer Art, unter Artichte oder absoluter Artenabundanz die durchschnittliche Anzahl der Arten, wobei beide Begriffe auf eine bestimmte Flächeneinheit zu beziehen sind.

Da die Ergebnisse bei der angewendeten Barberfallen-Methode stets von der lokomotorischen Aktivität der Tiere abhängig sind, wird statt Individuendichte hier besser der Begriff Aktivitätsdichte nach SCHWERDTFEGER (1978) gebraucht (vgl. 3.2.1)

Die Dominanz oder relative Abundanz gibt den durchschnittlichen prozentualen Anteil der Individuen einer Art pro Flächeneinheit zu den übrigen Arten an (TISCHLER 1949). Sie wird berechnet nach der Formel:

$$D = 100 \times b / a,$$

wobei b das Vorkommen der entsprechenden Art und a das Vorkommen aller Arten am Standort bedeuten (vgl. STUGREN 1974, SCHWERDTFEGER 1978).

Allgemein üblich ist die Einteilung der Dominanzgrade in die folgenden Klassen (TISCHLER 1949, STUGREN 1974, SCHWERDTFEGER 1978):

- Subrezedenten: Arten mit weniger als 1% aller erfaßten Individuen
- Rezedenten: Arten mit 1-2% aller erfaßten Individuen
- Subdominanten: Arten mit 2-5% aller erfaßten Individuen
- Dominanten: Arten mit mehr als 5% aller erfaßten Individuen.

Weitaus genauer als eine solche künstliche Einteilung ist die direkte Zuordnung der die Dominanzwerte angegebenden Prozentzahlen zu den einzelnen Arten und deren graphische Darstellung nach RENKONEN (1938), nach dessen Beispiel in der vorliegenden Arbeit zur Beschreibung der Dominanzstrukturen der Carabidenzönosen vorgegangen wurde (vgl. auch BECKER 1972, NAGEL 1975a, 1976).

3.2.3 Diversitätsuntersuchungen

Die Diversität kann allgemein als Ausdruck für die biotische Mannigfaltigkeit (STUGREN 1974) einer Biozönose bezeichnet werden. Sie beinhaltet sowohl die Artenzahl als auch die Dominanzverhältnisse der Individuen (vgl. Nagel 1975a, 1976, SCHWERDTFEGGER 1978), und stellt den Grad der Ungewißheit dar, beim Herausgreifen eines Individuums aus einem System eine ganz bestimmte Art zu erhalten. Sie wächst also mit zunehmender Artenzahl und/oder zunehmender Gleichmäßigkeit der Verteilung der Individuen auf die einzelnen Arten (NAGEL 1975a). Handelt es sich bei dem vorhandenen Ausgangsmaterial lediglich um den Ausschnitt einer größeren Population, wird zur Berechnung der Spezies-Diversität die auf SHANNON (1948) zurückgehende SHANNON-WIENER-Formel verwendet:

$$H_s = - \sum_{i=1}^s p_i \ln p_i$$

H_s : Ausmaß der Mannigfaltigkeit

s : Gesamtzahl der Arten

p_i : relative Abundanz der i -ten Art

$\ln p_i$: Logarithmus von p_i zur Basis e .

Mehrere Untersuchungen weisen darauf hin, daß durch anthropogene Belastung die Diversität verringert werden kann (MAURER 1974, MÜLLER et al. 1974, KLOMANN 1975), auch wenn die Individuenzahl unter Umständen steigt. Somit kann sie als Bewertungskriterium zur Charakterisierung anthropogener Einflüsse auf die Lebensgemeinschaften verwendet werden (MÜLLER et al. 1974, MÜLLER 1976, 1980).

Um die Ursache für die Größe des Diversitätswertes zu erkennen, ist es vielfach von Vorteil, die einzelnen Parameter getrennt zu betrachten. Während die Artenzahl direkt ermittelt werden kann, muß der Grad der Gleichmäßigkeit der Verteilung, auch Äquität oder "evenness" genannt, nach folgender Formel berechnet werden:

$$J_s = \frac{H_s}{H_{\max}}$$

J_s : "evenness", Äquität

H_s : Spezies-Diversität

H_{\max} : Maximal mögliche Diversität (vgl. NAGEL 1976).

Zur Darstellung des Verwandtschaftsgrades von Biozönosen und den von ihnen belebten Standorten stellt die Diversitätsdifferenz (H_{diff}) einen geeigneten Faktor dar:

$$H_{\text{diff}} = H_t - (H_1 + H_2) / 2$$

H_1 : Spezies-Diversität des 1. Standortes

H_2 : Spezies-Diversität des 2. Standortes

H_t : Spezies-Diversität beider Standorte zusammen.

H_t ergibt sich aus:

$$H_t = \sum_{i=1}^s \frac{p_i + p_i'}{2} \ln \frac{p_i + p_i'}{2}$$

s : Gesamtzahl der Arten beider Standorte

p_i : relative Abundanz der i-ten Art am Standort 1

p_j : relative Abundanz der i-ten Art am Standort 2.

Die maximal mögliche Differenz zwischen 2 Standorten ist $\log 2$, bei Verwendung der Logarithmusbasis e also $\ln 2 = 0,69$ (vgl. NAGEL 1975a, 1976).

3.2.4 Untersuchungen zur Zusammensetzung der Carabidenzösen nach der Biotopbindung der einzelnen Arten

Zahlreiche Carabidenarten besitzen eine enge ökologische Valenz und damit auch eine ausgeprägte Bindung an bestimmte Lebensräume. Hinzu kommt ihr schnelles Reaktionsvermögen, das sie in die Lage versetzt, auch auf geringste Unterschiede in den Umweltfaktoren zu antworten und sie für Laborversuche besonders prädestiniert (THIELE 1964a, 1973). So konnte experimentell eine Vielzahl physiologischer Anpassungen an die Umwelt geklärt werden (THIELE 1961, 1964a, 1968, 1973). HEYDEMANN (1955) spricht den Carabiden eine "ausgezeichnete Eignung" als ökologische Indikatoren zu, deren Bedeutung als "zahlenmäßig stark hervortretende Gruppe von Räufern mit großem Aktionsradius" (THIELE 1964b) für die Arthropodenzone als besonders hoch anzusehen ist.

Der wichtigste, die Verbreitung der Laufkäfer bestimmende Faktor ist das Standortsklima (RÖBER & SCHMIDT 1949, LAUTERBACH 1964), wobei die Parameter Feuchtigkeit, Temperatur und Licht nicht für alle Arten von gleicher Bedeutung sind.

Nach THIELE (1968) bevorzugen waldbewohnende Spezies überwiegend Kühle, Feuchtigkeit und Dunkelheit, das Licht beeinflusst ihr Verhalten aber am deutlichsten. Arten offenen Geländes zeigen Präferenz für Wärme, Trockenheit oder Helligkeit, richten sich aber am stärksten nach der Temperatur. Daneben gibt es eurytope Arten, die eine breite ökologische Valenz besitzen und somit beide Lebensräume sowie deren Übergänge bewohnen können. Für eine biotopmäßige Zuordnung der erfaßten Carabiden wird in den nachfolgenden Ausführungen eine Einteilung in

- Arten offenen Geländes,
- eurytope Arten und
- Waldarten

zugrunde gelegt (vgl. STUBBE 1981).

Die ökologischen Ansprüche der einzelnen Arten beziehen sich im wesentlichen auf THIELE (1964a, 1977). Daneben sind die Angaben von RAPP (1933), BURMEISTER (1939), LINDROTH (1945), HEYDEMANN (1955), GEILER (1956/57), LAUTERBACH (1964) und GRIES et al. (1973) ergänzend mitberücksichtigt.

3.2.5 Untersuchungen zur Zusammensetzung der Carabidenzösen nach der Jahresrhythmik der einzelnen Arten

Will man zu einer kausalen Deutung des Vorkommens von Insekten kommen, so reicht es nicht aus, lediglich die Ansprüche der Imagines zu berücksichtigen. "Die Entfaltung einer Art im Biotop wird durch denjenigen Faktor bestimmt, der dem Entwicklungsstadium mit kleinster ökologischer Valenz im Minimum zur Verfügung steht" (THIENEMANNscher Satz zur Entfaltung eines Organismus im Biotop, zitiert in TISCHLER 1949). Nach THIELE (1964a) sind es bei Carabiden vor allem die Larvalstadien, die besondere Beachtung fordern. Schwierigkeiten tauchen dabei aber durch die unzureichende Bearbeitung ihrer Systematik und die geringe Kenntnis ihres Lebensraumes auf (THIELE 1964a).

LARSSON (1939) teilt die Carabiden erstmals in verschiedene Fortpflanzungstypen ein. Die erste Gruppe bezeichnet er als Herbstfortpflanzler oder Herbsttiere. Sie ist dadurch gekennzeichnet, daß die Vermehrung im Herbst und das Schlüpfen der Imagines nach einer Larvalüberwinterung erst im nachfolgenden Frühjahr erfolgt. Daneben beschreibt er eine zweite

Gruppe als Frühlingsfortpflanzler oder Frühlingstiere. Sie pflanzen sich im Frühjahr fort, ihre Larven entwickeln sich im Sommer und die neue Generation erscheint bereits im Spätsommer oder Herbst des selben Jahres. Die Überwinterung wird von den Imagines vollzogen. Werden die frischgeschlüpften Tiere noch vor dem Überwintern aktiv, bezeichnet LARSSON (1939) sie als Frühlingstiere mit Herbstbestand, andernfalls als Frühlingstiere ohne Herbstbestand.

LINDROTH (1949) erkennt neben diesen beiden Hauptformen, die er Larven- bzw. Imagoüberwinterer nennt, einen dritten Typus mit indifferentem Verhalten, der als Larve oder Imago überwintern kann.

Zwischen dem Fortpflanzungstyp und der ökologischen Verbreitung besteht eine wichtige Beziehung (THIELE 1973). Nach LARSSON (1939) spielen vor allem die Beschaffenheit des Pflanzenwuchses sowie die mikroklimatischen Verhältnisse, Temperatur, Feuchtigkeit und Licht, zusammen mit der Beschaffenheit des Bodens für die Verteilung in unterschiedlichen Lokaltäten eine entscheidende Rolle. So soll Baumvegetation hemmend auf die Entwicklung von Frühlingstieren ohne Herbstbestand wirken, Herbstfortpflanzler hingegen begünstigen, Grasbewuchs Frühlingstiere allgemein fördern und hohe Bodenfeuchtigkeit nachteilig für Herbsttiere sein (LARSSON 1939). THIELE (1964a) betont, daß ein ausgeglichenes kühlfeuchtes Mikroklima im Sommer, wie es vor allem in Waldgesellschaften der *Fagetalia* besteht, das Vorkommen von Sommerlarven positiv beeinflusst. Während die Larven der Frühlingstiere keine Wintertemperaturen ertragen, werden sie für die Larvalüberwinterer als obligatorisch angesehen (THIELE 1973).

In der nachfolgenden Beschreibung der Zusammensetzung der Carabidenzönosen nach der Jahresrhythmik der einzelnen Arten werden die Tiere nach der Vorlage von LINDROTH (1949) unterteilt in:

- Frühlingsfortpflanzler,
- Herbstfortpflanzler und
- Arten mit instabilem Fortpflanzungsverhalten.

Bei der Zuordnung wurden die Angaben von LARSSON (1939) mitberücksichtigt.

Zum einen soll durch die Aufgliederung der prozentuale Anteil der einzelnen Fortpflanzungstypen der Untersuchungsflächen verdeutlicht werden, um die jeweiligen Standortbedingungen mit den ökologischen Ansprüchen der verschiedenen Typen vergleichen zu können. Darüberhinaus gibt sie Aufschluß über die Verteilung der jahreszeitlichen Hauptaktivitätsphasen der Carabidenzönosen der Standorte, die nach LAUTERBACH (1964) mit den Fortpflanzungsperioden zusammenfallen. Die Kenntnis über die Aktivitätszeiten kann für eine Untersuchung über Immissionseinwirkungen, wie sie dieser Arbeit zugrunde liegt, in Abhängigkeit von jahreszeitlichen Klimaschwankungen von besonderer Wichtigkeit sein (vgl. SCHUBERT 1985).

3.2.6 Untersuchungen zur trophischen Stellung der Arthropodenzönosen

Um die Auswirkungen von Schadstoffen auf eine Lebensgemeinschaft zu beurteilen, ist nach GILBERT (1971) und ODUM (1971, beide zitiert in MAURER 1974) die Aufteilung der Biozönosen in ökologische Gruppen (Produzenten, Herbivore, Carnivore u.s.w.) aussagekräftiger als die pauschale Zusammenfassung. Innerhalb einer Nahrungskette kommt es zu einer Anreicherung von toxischen Stoffen, wenn diese nicht ausgeschieden sondern im Körper der einzelnen Glieder gespeichert werden. Dadurch wird beim Konsumenten der auf einheitliche Körpermasse bezogene Giftgehalt größer als der Gehalt, den der Nahrungsorganismus aufweist (SCHWERDTFEGER 1978). Nach FÜHRER (1983c) spricht vieles dafür, daß räuberische und parasitische Insekten auf Luftverunreinigungen besonders empfindlich reagieren, da sie als Endglieder der Nahrungskette innerhalb der Arthropodengemeinschaft etwaigen Akkumulationsprozessen stärker unterliegen als ihre phytophagen Beutearten. Hinzu kommt, daß für ein Tier mit zunehmender Höhe der trophischen Stellung die Konzentration der Nahrung im Raum abnimmt (STUGREN 1974). Damit ist es zu verstärkter Mobilität gezwungen und so einer Kontamination in höherem Maße ausgesetzt, als die meist geschützten lebenden Beute- oder Wirtstiere (FÜHRER 1983c, MÜLLER 1984).

Demgegenüber können phytophage Organismen durch eine immissionsbedingte physiologische Schwächung der Futterpflanze möglicherweise bevorteilt werden (vgl. 1. und 3.3.1). Dies würde bedeuten, daß sich eine Verschiebung im Verhältnis der trophischen Ebenen zugunsten der Phytophagen ergeben könnte.

Darüberhinaus muß der Anteil der Detritusfresser unbedingt mitberücksichtigt werden, da diese häufig eine enge Bindung an verschiedene Streutypen zeigen und über die Ernährung den Einwirkungen des Standortes direkt unterliegen (THIELE 1956).

Zur Bearbeitung der erfaßten Arthropoden wurde eine Gliederung nach SCHWERDTFEGER (1978) in Zoophaga (Tierfresser) und Phytophaga (Pflanzenfresser) zugrunde gelegt. Fresser abgestorbener organischer Substanzen wurden nach TISCHLER (1949) als Saprophaga zusammengefaßt. Daneben sind Taxa, deren Nahrung aus gemischter Kost besteht, als Polyphaga bezeichnet worden.

Für die Zuordnung zu den einzelnen Trophiestufen wurde eine umfassende Literatur benutzt (vgl. RATZEBURG 1895, REITTER 1909, 1911, 1912, 1916, PILLAI 1922, RAPP 1933, 1934, 1935, LINDROTH 1945, SORAUER 1954, THIELE 1956, 1977, GEILER 1956/57, SCHWERDTFEGER 1957, COIFFAIT 1958, JANSSEN 1963, DUNGER 1974, JACOBS & RENNER 1974, SCHWENKE 1974, BAUER 1975, GARMS 1977, HARTMANN 1979, KLAUSNITZER 1979, HARDE & SEVERA 1981). Um überhaupt zu einer ausreichenden Differenzierung zu kommen, wurden nur die Angaben über die Hauptnahrungsgrundlage berücksichtigt. Der Versuch, auch eine Gliederung nach den Larvalstadien vorzunehmen, mußte aufgrund unzureichender Hinweise in der Literatur aufgegeben werden.

3.3 Buchdrucker

3.3.1 Systematik, Biologie und Ökologie

Der Buchdrucker (*Ips typographus* L.) zählt innerhalb der Familie der Scolytidae (Coleoptera) zur Gruppe der Rindenbrüter, die ihre Gänge zwischen Rinde und Holz anlegen. Er erreicht eine Länge von 4-5,5 mm, hat eine dunkelbraun glänzende Farbe und ist durch 4 Zähne jederseits des Absturzes der Elytren gekennzeichnet. Von dem sehr ähnlichen *Ips amitinus* Eich. ist er durch stark geschwungene Fühlerkeulennähte zu unterscheiden, die bei der zweiten Art fast gerade sind (vgl. SAUERWEIN 1981).

Als ausgesprochener Spätschwärmer verläßt der Käfer sein Winterquartier im Frühjahr erst, wenn eine relativ hohe Temperatur erreicht wird. BENDER (1948) und SCHWERDTFEGER (1957) geben als Schwärmtemperatur 20°C an, ADLUNG (1979) spricht "entgegen älterer Lehrmeinung" von 15°C.

Das ausfliegende polygame Männchen bohrt sich in dickborkige Stammteile liegender oder physiologisch geschwächter stehender Wirtsbäume ein und legt unter der Rinde eine Rammelkammer zur Begattung der Weibchen an. Die Eiablage erfolgt in Nischen beiderseits des Mutterganges. Die Larven fressen 5-6 cm lange, sich zunehmend verbreiternde Gänge, an deren Ende sie sich verpuppen und als Imago durch selbstgebohrte Ausflüglöcher das Brutsystem verlassen. Das Brutbild besteht aus 1-3armigen, 6-15 cm langen und 3-3,5 cm breiten Längsgängen, von denen die Larvengänge mit Puppenwiege rechtwinklig abzweigen (vgl. SCHWERDTFEGER 1957, BAYERISCHE FORSTLICHE VERSUCHSANSTALT 1982, AUSWERTUNGS- UND INFORMATIONSDIENST 1984). Die Eizahl wird von SCHWERDTFEGER (1957) mit 20-100 je Muttergang angegeben, die Entwicklung für den Embryo mit 1,5-2 Wochen, für die Larve mit 2-4 Wochen und die Dauer der Puppenruhe mit 1-2 Wochen, wobei die Zeiträume stark von den herrschenden Temperaturen abhängen. Pro Jahr werden i.d.R. 2, in Ausnahmefällen 3 Generationen ausgebildet (POSTNER 1974).

Nach SAUERWEIN (1981) ist die Verbreitung von *Ips typographus* eng an das Vorkommen von *Picea abies* KARST. gebunden. Entgegen der Meinung von SCHIMITSCHEK (1931), der Käfer trete nur im natürlichen Verbreitungsgebiet der Fichte auf, nennt ihn MERKER (1957) den "treuesten Begleiter der Fichte", der ihr in die künstlichen Anbaugelände gefolgt ist. Neben der Fichte werden gelegentlich auch Kiefer und Lärche befallen. (SAUERWEIN 1981, ALLGEMEINER INFORMATIONSDIENST 1984).

Der Buchdrucker wird als "zunächst ausgesprochen sekundärer" Schädling bezeichnet, der vorzugsweise physiologisch geschwächte, absterbende oder abgestorbene Bäume befällt (POSTNER 1974). Erst durch rasche Vermehrung und den Mangel an geeignetem Holz geht der Käfer auf gesunde Fichten über, die nach wiederholtem Angreifen zahlreicher Tiere erliegen und bebrütet werden können. Der Brutbaum muß also eine bestimmte Befallsdisposition (vgl. KRÄMER 1949) durch Beeinträchtigung der physiologischen Leistungsfähigkeit aufweisen oder aber es muß ein Massenangriff zur erfolgreichen Besiedlung stattfinden. Wird ein gesunder Baum angegriffen, verhindert Harzfluß das Einbohren durch Verkleben oder Ersticken der Käfer. Erst das Attackieren zahlreicher Tiere bringt den Harzfluß zum Versiegen und erlaubt so ein erfolgreiches Bebrüten. Nach POSTNER (1974) sind begünstigende Faktoren für einen raschen Populationsanstieg bei Borkenkäfern:

- Sturmbruch, Windbruch, Schneebruch
- Waldbrände
- Wassermangel
- Nährstoffmangel
- Beschädigung der Wurzel
- Befall durch pathogene Pilze
- Schäden durch nadelfressende Insekten
- Rauchschäden und Immissionschäden verschiedener Art.

Die Zusammenhänge beim Massenbefall des Buchdruckers beschreibt VITE (1984a). Danach beruht er auf einem Synergismus von 2 käferbürtigen Duftsignalen, und zwar einem Fernsignal zum Anlocken, (S)-cis-Verbenol, und einem Nahsignal zum Landen und Einbohren, 2-Methyl-3-buten-2-ol. Beide Bestandteile des Aggregationspheromons werden von den Männchen nur so lange ausgeschieden, wie der Baum harzt. Da das cis-Verbenol erst nach dem Eindringen in den Wirtsbaum und dem Einatmen der Terpendämpfe durch Oxidationsvorgänge in den Käfern entsteht, wird die Lockwirkung erst bei erfolgreichem Eindringen entwickelt. Versiegt der Harzfluß durch konzentrierten Angriff einer großen Zahl von Buchdruckern, läßt auch die Verbenol-Produktion und damit die Lockwirkung nach. Dadurch wird eine Überbesiedlung der Wirtsbäume vermieden. Der Massenbefall wird demnach durch insekteneigene "sekundäre" Lockstoffe eingeleitet, wohingegen sich die Orientierung der Pionierkäfer beim Ausschuchen des Brutmaterials nach pflanzenbürtigen Duftstoffen ("primäre Lockstoffe") richtet, die vom Baum selbst ausgehen und seine Spezifität und Eignung als Wirt anzeigen (BORDEN 1974).

Im Zusammenhang mit Projekten der biologischen Schädlingsbekämpfung sind zahlreiche Untersuchungen über die Feinde von *Ips typographus* durchgeführt worden. Nach THALENHORST (1958) hängt der Vernichtungswert eines Gegenspielers allgemein ab von seiner Aggressivität, seiner Spezialisierung, seinem quantitativen Nahrungsverbrauch, der relativen Abundanz und der räumlichen und zeitlichen Koizidenz zwischen ihm und dem Beuteobjekt. Neben einigen Parasiten sind in erster Linie räuberische Arten von Bedeutung, die gewöhnlich eine Mehrzahl von Beutetieren vernichten und deshalb vom Nutzeffekt her normalerweise den Parasiten überlegen sind (THALENHORST 1958). Vor allem dem Ameisenbuntkäfer *Thanasisus formicarius* F. (Cleridae) wird ein hoher Nutzen zugesprochen. Die Untersuchungen von GAUSS (1954) ergeben allerdings, daß die Art durch "minimale Vermehrung infolge geringer Eiablage und einjähriger Generation gegenüber hoher Eizahl und doppelter, manchmal dreifacher Generation der Borkenkäfer ..., niemals zu einer entscheidenden Hilfe für den Forstmann" werden kann.

3.3.2 Erfassungsmethode

Eine Grundvoraussetzung für die vorliegende Fragestellung ist ein Vergleich der Populationsdichten von *Ips typographus* an den Untersuchungsstandorten. Die Populationsdichte, oder Abundanz, wird von SCHWERDTFEGGER (1978) als „Anzahl der Individuen einer Art, bezogen

auf eine Maßeinheit des besiedelten Raumes“ definiert. Da die tatsächliche Dichte der Population häufig nicht ermittelt werden kann, wird vielfach mit der apparenten Abundanz gearbeitet, welche die mit der angewendeten Methode sichtbar gemachte Dichte meint (SCHWERDTFER 1978).

Da eine objektive Erfassung der Buchdrucker-Population im Bestand durch Aufsuchen der Tiere am Wirtsbaum auf erhebliche zeitliche und arbeitstechnische Schwierigkeiten stößt, sollte mit Hilfe einer geeigneten Fangmethode die apparente Abundanz sichtbar gemacht werden. Das klassische Verfahren zur Überwachung und Bekämpfung rindenbrütender Borkenkäfer ist das Fangbaumverfahren (GMELIN 1787, TASCHENBERG 1874). Hierbei werden im zeitigen Frühjahr an Waldrändern geeignete Bäume gefällt, um die Käfer dort zu konzentrieren und zu vernichten. Hauptproblem bei dieser Methode war bis vor wenigen Jahren die kurze Wirksamkeit der Bäume durch rasches Austrocknen. Erst die Kenntnis über die Existenz käfereigener Lockstoffe führte zu einer Verbesserung des Verfahrens.

Zunächst wurden Fangbäume zur Attraktionssteigerung und Verlängerung der Fängigkeit mit diesen synthetisch herstellbaren Lockstoffen zum Fang von *Ips typographus* versehen. Später entwickelte Kunststofffallen ersparten das Fällen von Bäumen und führten zu einer Steigerung der Fangleistung (NIEMEYER & WATZEK 1977).

Grundsätzlich werden dabei 2 Typen unterschieden, die Flugbarriere und die Landefalle. Bei der Flugbarriere stoßen die angelockten Insekten im Flug gegen eine Prallfläche und fallen in einen Sammelbehälter. Ein großer Nachteil besteht darin, daß neben den Borkenkäfern zahlreiche andere Insekten mitgefangen und häufig vernichtet werden (VITE 1984a). Heute übliche Landefallen bestehen aus perforierten Kunststoffrohren, welche die Silhouette eines Baumes vortäuschen sollen. Die Käfer kriechen durch die angebotenen „Einbohrlöcher“ ins Innere der Falle, wo sie in einen Sammelbehälter fallen und am Entweichen gehindert werden. Beifänge werden wegen der kleinen Einbohrlöcher mit Ausnahme von Ameisen-Buntkäfern (*Thanasimus spec.*) und Staphyliniden vermieden (VAUPEL & VITE 1984, DIMITRI 1985). Beide Fallentypen werden zum Anlocken der Borkenkäfer mit einem Pheromonpräparat versehen.

Für die vorliegende Untersuchung wurde die Norwegische Kammrohrfalle Modell 1979 eingesetzt. Bei dieser Landefalle handelt es sich um ein Polyäthylen-Rohr mit einer Länge von 134 cm und einem Durchmesser von 12,5 cm. Die ca. 900 „Einbohrlöcher“ haben einen Durchmesser von 3–4 mm und sind über einem Landesteg angebracht, der sich in zahlreichen Windungen über die Außenfläche des Rohres zieht. Am unteren Ausgang des Rohres ist ein Trichter mit einem Sammelbehälter befestigt, nach oben wird die Falle mit einem Deckel abgedichtet.

Im Innern der Falle wurde im unteren Drittel ein Pheromon-Dispenser mit dem Handelsnamen PHEROPRAX der Firma CELAMERCK, Ingelheim, angebracht. Dieses Präparat bietet die Möglichkeit, die Präsenz und Häufigkeit von *Ips typographus* zu überprüfen (ADLUNG 1979). Der Beutel ist so gefertigt, daß er eine langfristige und gleichmäßige Abgabe des Lockstoffes gewährleistet (VITE 1984b).

An jedem Untersuchungsstandort wurden 2 Kammrohrfallen im Abstand von 30 m aufgestellt, wobei eine Entfernung von 20 m zu den Fichtenbeständen eingehalten wurde, um einen Stehendbefall zu vermeiden (vgl. GÜNTHER & BÖHLER 1983, VAUPEL & VITE 1984).

Bei der Auswahl der Fallenstandpunkte sind Windrichtung und Einstrahlung mitberücksichtigt worden, um zu vergleichbaren Ergebnissen zu kommen.

Die Fallen wurden am 16. April mit je einem PHEROPRAX-Beutel versehen, dem am 25. Juni ein zweiter hinzugefügt wurde, um die Lockwirkung für die zweite Buchdrucker-Generation zu gewährleisten. Die Untersuchung endete am 1. Oktober.

3.4 Korrelationsanalysen

Korrelations- und Regressionsanalysen sind dazu geeignet, die Art und den Grad des Zusammenhangs zwischen 2 Variablen zu untersuchen. Der Produkt-Moment-Korrelationskoeffizient R gibt den linearen Zusammenhang zwischen 2 Zufallsvariablen an, wobei er Werte zwischen -1 bis $+1$ annehmen kann. Bei $R=0$ sind die Merkmale nicht korreliert. Voraussetzung für

die Anwendung ist eine Normalverteilung der Grundgesamtheiten (vgl. BAHRENBURG & GIESE 1975, MÜHLENBERG 1976). Der Produkt-Moment-Korrelationskoeffizient berechnet sich nach der Formel:

$$R_{x,y} = \frac{S_{xy}}{S_x S_y}$$

x, y : Zufallsvariablen

S_{xy} : Kovarianz

S_x : Standartabweichung der Stichprobe x

S_y : Standartabweichung der Stichprobe y

Entstammen die Meßreihen aus nicht normalverteilten Grundgesamtheiten, empfiehlt MÜHLENBERG (1976) die Verwendung des SPEARMAN'schen Rangkorrelationskoeffizienten r_s als verteilungsfreies Abhängigkeitsmaß, wobei er ihm fast die gleiche Aussagestärke zuspricht wie dem Produkt-Moment-Korrelationskoeffizienten. Er berechnet sich nach:

$$r_s = 1 - \frac{6 d_i^2}{n(n^2 - 1)}$$

n : Stichprobenumfang

d_i : Differenz der Rangpaare

(vgl. BAHRENBURG & GIESE 1975, MÜHLENBERG 1976).

In der vorliegenden Arbeit wurde zur Beurteilung der Zusammenhänge verschiedener Parameter der Rang-Korrelations-Koeffizient benutzt. Der Produkt-Moment-Korrelations-Koeffizient ist jeweils in Klammern zusätzlich angegeben.

4. ERGEBNISSE

4.1 Untersuchungsstandorte

4.1.1 Lage und Kurzbeschreibung

Nach den unter 3.1.1. aufgeführten Auswahlkriterien konnten 6 Fichtenbestände mit einem Alter von 44 bis 57 Jahren ausgewählt werden (Abb. 4), bei denen nach dem äußeren Erscheinungsbild von einer Vergleichbarkeit der konstant zu haltenden Standortbedingungen und ihrer Lage eine Differenzierbarkeit der herrschenden Immissionsbelastung ausgegangen werden konnte.

Die nachfolgend beschriebenen Standortstypen sind der Standortkarte von 1971/72, Alter, Bestockungsgrad und Ertragsklasse den Wirtschaftskarten von 1974 des Forstamtes Warndt entnommen.

Braunerden werden hierbei als Diluvialsande bezeichnet, die durch diluviale Beeinflussung aus Quarzsand zu sandigem Lehm bis lehmigem Sand aufgewertet wurden. Als diluviale Feinlehme werden Parabraunerden benannt, die sich durch noch stärkere Verlehmung entwickelt haben.

Die Reihenfolge der Standortsnummerierung richtet sich nach den Ergebnissen der Messungen zur Schadstoffbelastung (vgl. 4.1.2), wobei nach abnehmender Schwefelkonzentration geordnet wurde, um eine bessere Übersicht beim Vergleich mit anderen Parametern in den nachfolgenden Abbildungen und Tabellen zu erhalten.

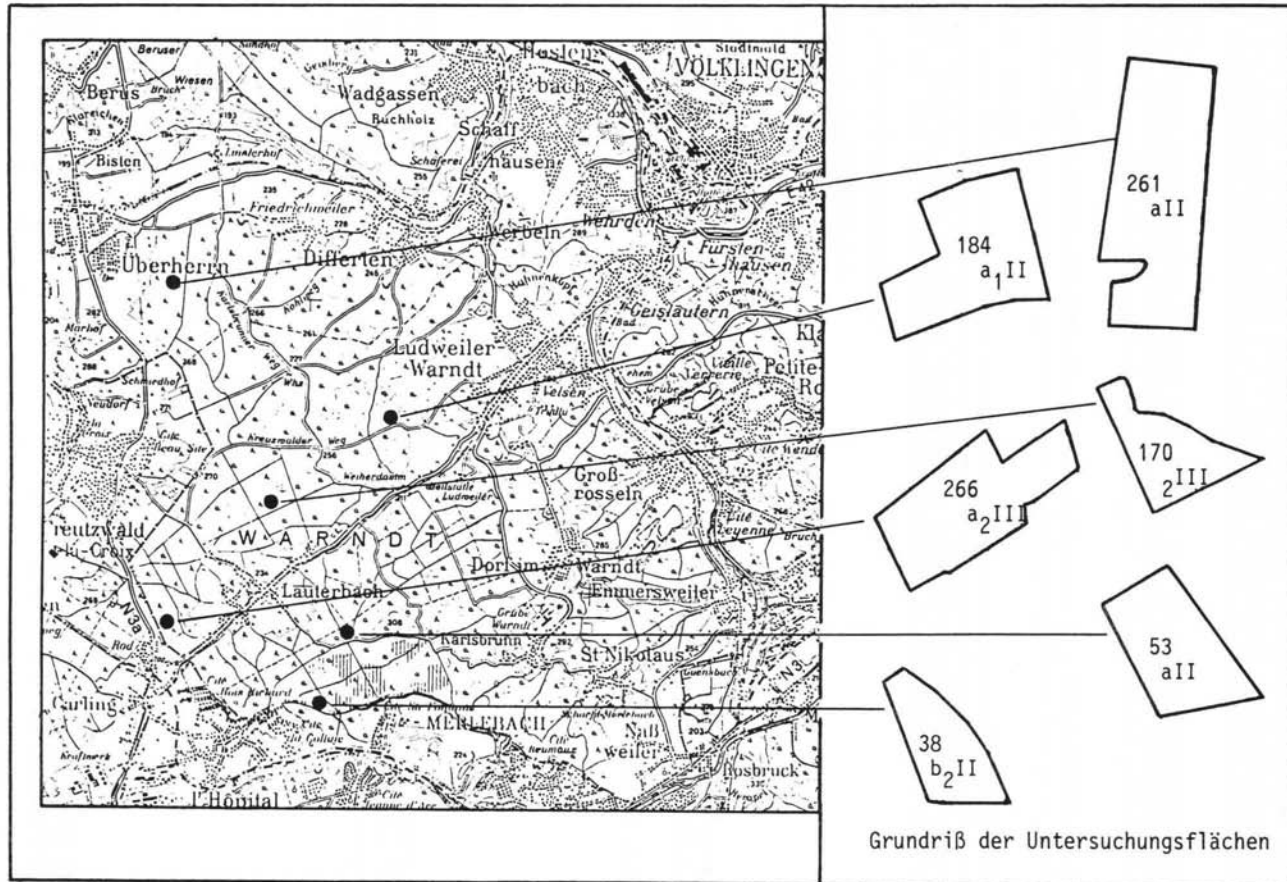


Abb. 4: Lage der Untersuchungsstandorte (Kartenausschnitt aus: Karte des Saarlandes, M 1 : 100 000)

Nr. 1:

Revier: Lauterbach
Abteilung: 53 a II
Höhe NN: 290 m
Neigung: –
Exposition: –
Alter: 46 Jahre
Bestockungsgrad: 0,9
Ertragsklasse: 1,5
Standortstyp: – wechsellrockener bis vernässender frischer diluvialer Feinlehm
– mäßig trockener diluvialer Feinlehm

Nr. 2:

Revier: Weinbrunn
Abteilung: 170₂III
Höhe NN: 260 m
Neigung: –
Exposition: –
Alter: 57 Jahre
Bestockungsgrad: 1,0
Ertragsklasse: 1,0
Standortstyp: – wechsellrockener bis vernässender Diluvialsand
– verdichteter, wechsellrockender Quarzsand

Nr. 3:

Revier: Weinbrunn
Abteilung: 266 a₂III
Höhe NN: 240 – 255 m
Neigung: 5%
Exposition: NE
Alter: 52 Jahre
Bestockungsgrad: 0,8
Ertragsklasse: 1,0
Standortstyp: – verdichteter, mäßig trockener Quarzsand
– mäßig frischere Quarzsand
– wechsellrockener bis vernässender Quarzsand
– mäßig trockener diluvialer Feinlehm

Nr. 4:

Revier: Lauterbach
Abteilung: 38 b₂II
Höhe NN: 280 m
Neigung: –
Exposition: –
Alter: 45 Jahre
Bestockungsgrad: 1,0
Ertragsklasse: 1,5
Standortstyp: – mäßig frischer Quarzsand
– wechselfrockener bis vernässender Diluvialsand
– mäßig frischer Diluvialsand

Nr. 5:

Revier: Warndweiher
Abteilung: 261 a II
Höhe NN: 235 m
Neigung: –
Exposition: –
Alter: 49 Jahre
Bestockungsgrad: 1,0
Ertragsklasse: 1,0
Standortstyp: – verdichteter, wechselfrockener Quarzsand
– verdichteter, mäßigrockener Quarzsand
– mäßig rockener Quarzsand

Nr. 6:

Revier: Weiherdamm
Abteilung: 184 a₁ II
Höhe NN: 260 m
Neigung: –
Exposition: –
Alter: 44 Jahre
Bestockungsgrad: 1,1
Ertragsklasse: 1,5
Standortstyp: – wechselfrockener bis vernässender Diluvialsand

4.1.2 Immissionsbelastung

Die Ergebnisse der Fluor- und Schwefelanalysen (Abb. 5) zeigen für die 6 Standorte unterschiedliche Belastungen auf, wobei die beiden Elemente deutliche Parallelen erkennen lassen. Lediglich Standort 4, der nach den Schwefel-Messungen den vierthöchsten Wert besitzt, liegt nach den Fluorkonzentrationen an unterster Stelle, und weist damit nach der Stellung der Untersuchungsflächen zueinander unterschiedliche Positionen auf. Zwar sind innerhalb der einzelnen Standorte zwischen den 3 Probestämmen teilweise beträchtliche Schwankungen vorhanden, vor allem was die Fluor-Werte betrifft, insgesamt gesehen sind aber dennoch klare Tendenzen zur Abgrenzung der Standorte sichtbar.

Ein Vergleich der Ergebnisse mit den Angaben von KNABE (1984) ergibt für alle Schwefel-Analysen Hinweise auf eine Immissionsbelastung; die Einstufung reicht von "möglich" bis "sehr stark". Die meisten Werte fallen in den Bereich einer "beginnenden Belastung". Standort 1 liegt an der Grenze zwischen "stark" bis "sehr stark". Natürliche Konzentrationen von unter 1600 mg, die keine Hinweise auf eine Immissionsbeeinflussung geben, wurden bei keiner Analyse festgestellt.

Die Fluor-Werte ergeben für alle Bestände "stärkere Belastung". Nur einige wenige Einzelanalysen liegen im Bereich einer "beginnenden Beeinträchtigung". Je 1 Probestaum von Standort 1 und 2 muß als "sehr stark" belastet eingestuft werden.

Bei dem Vergleich mit den Angaben von KNABE (1984) ist zu berücksichtigen, daß er sich auf zweijährige Nadeln bezieht. Für Nadeln des dritten Jahrgangs, wie sie hier untersucht wurden, sind die Grenzen der einzelnen Bereiche vermutlich etwas höher anzusetzen, da sich bei Fichten wie auch anderen Nadelhölzern mit zunehmendem Alter i.d.R. auch eine Zunahme der Schwefel- und Fluorgehalte beobachten läßt (KNABE 1984).

Zusammenfassend läßt sich sagen, daß an allen Standorten Hinweise auf Immissionseinflüsse bestehen. Zwischen den einzelnen Untersuchungsflächen sind teilweise deutliche Unterschiede vorhanden, so daß sie für die vorliegenden Fragestellungen geeignet sind. Hinzu kommt, daß die Schwefel- und Fluoranalysen klare Parallelen erkennen lassen, die eine relative Einordnung der Standorte zueinander mit abnehmendem Schadstoffgradienten von 1 zu 6 erlauben.

4.1.3 Ernährungszustand der Fichtenbestände

Die Analysen der Kalium-, Magnesium- und Calciumgehalte ergeben für fast alle Standorte ausgesprochen hohe Schwankungen, die eine Abgrenzung der Bestände nur bedingt ermöglichen (Abb. 6 u. 7). Die Kaliumwerte zeigen vor allem an den Standorten 1 und 5 ein uneinheitliches Bild, die Calciumwerte sind überall breit gestreut. Danach fällt es ausgesprochen schwer, die Untersuchungsflächen bezüglich der Nährstoffversorgung der Fichten zu unterscheiden, um Vergleiche mit anderen Parametern anzustellen.

Bestand 5 befindet sich offensichtlich in einem guten Ernährungszustand, da hier alle drei Elemente hohe Werte aufweisen. An den Standorten 3 und 6 scheint Magnesiummangel vorzuliegen. Die Werte befinden sich bei nur geringen Differenzen im "niedrigen" bis "sehr niedrigen" Bereich.

Beim Vergleich mit den Angaben von KNABE (1984) ist, wie auch schon bei den Schwefel- und Fluorwerten (vgl. 4.1.2), zu berücksichtigen, daß diese sich auf zweijährige Nadeln beziehen. Vor allem für die Elemente Calcium und Magnesium dürfen für den dritten Jahrgang die Grenzen nur als grobe Anhaltspunkte angesehen werden, da bei beiden normalerweise altersabhängige Gehaltsschwankungen festgestellt werden (vgl. KNABE 1984).

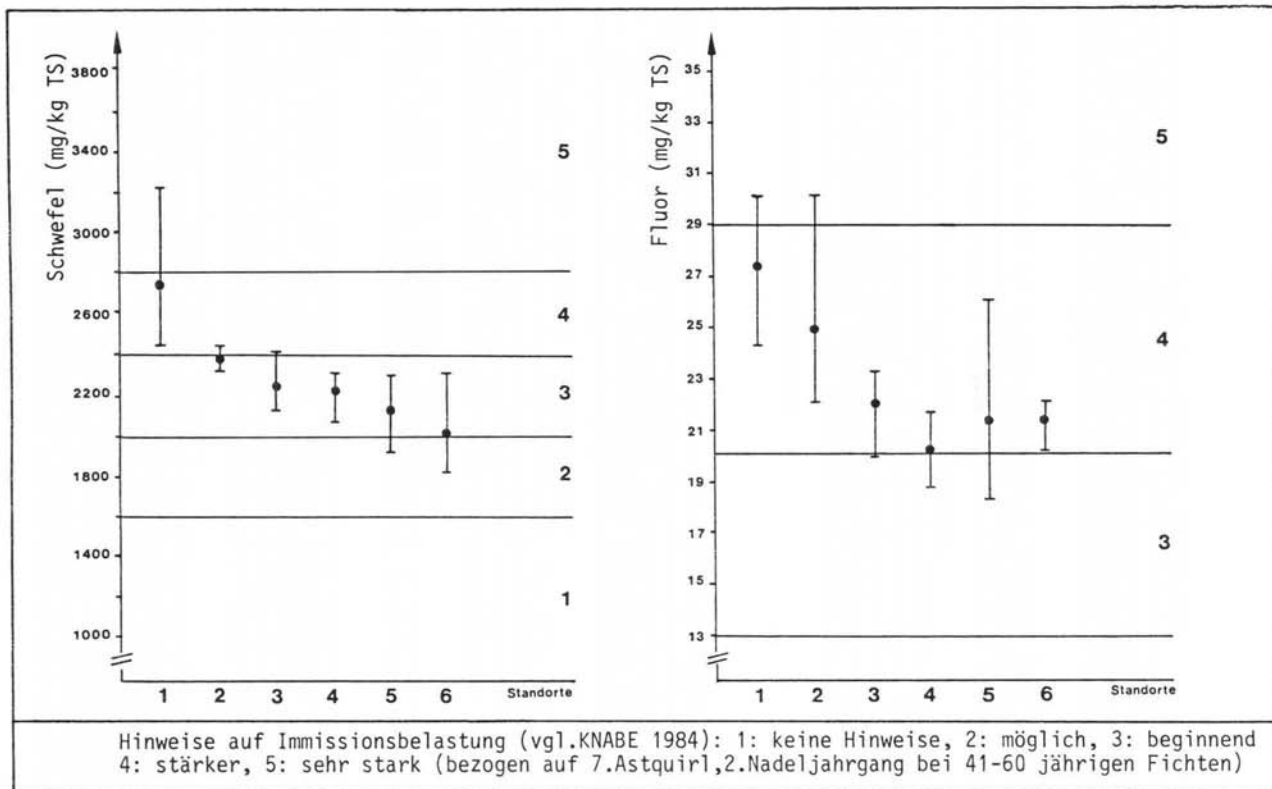
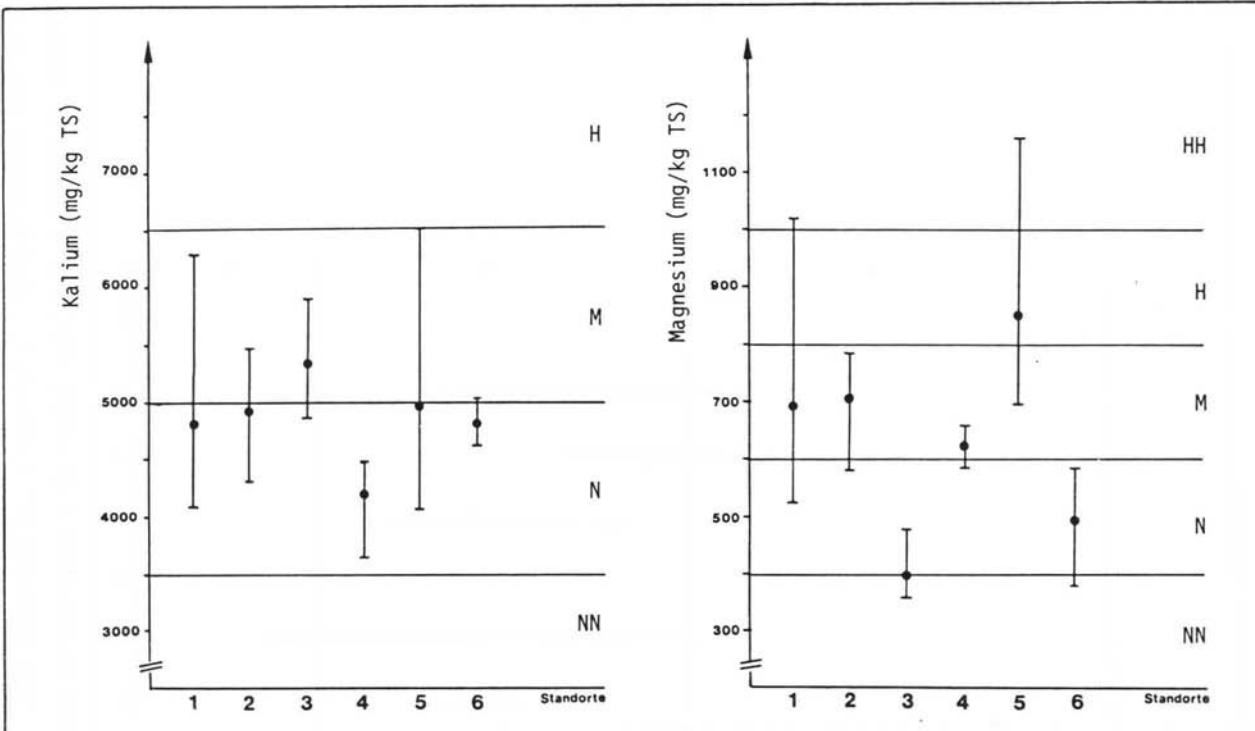


Abb. 5: Schwefel- und Fluor-Gehalte dreijähriger Fichtennadeln (7. Astquirl)

Abb. 6: Kalium- und Magnesium-Gehalte dreijähriger Fichtennadeln (7. Astquirl)



Höhe des Gehaltes (vgl. KNABE 1984): NN: sehr niedrig, N: niedrig, M: mittel, H: hoch, HH: sehr hoch (bezogen auf 7. Astquirl, 2. Nadeljahrgang bei 41-60 jährigen Fichten)

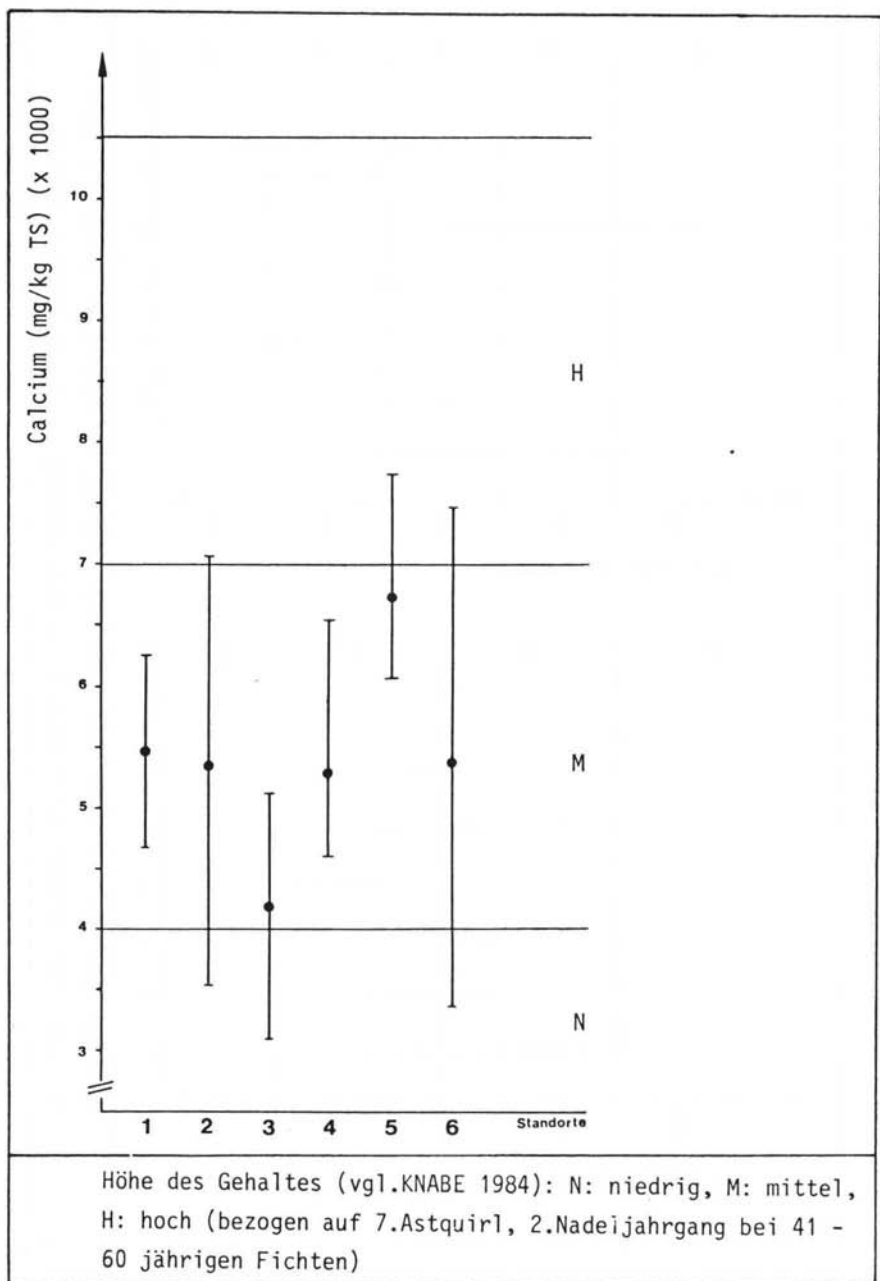


Abb. 7: Calcium-Gehalte dreijähriger Fichtennadeln (7. Astquirl)

4.1.4 Vegetation

Insgesamt wurden an allen Standorten zusammen 41 Arten festgestellt (Anhang Tab. A), wobei nur folgende 4 überall nachgewiesen werden konnten: *Dryopteris austriaca* JACQ., *Deschampsia flexuosa* L., *Luzula luzuloides* LAMK. und *Rubus fruticosus* agg.. Die Reaktionszahlen (Anhang Tab. A) nach ELLENBERG (1974) zeigen, daß es sich hierbei um Säurezeiger mit einem Verbreitungsschwerpunkt auf sauren Böden oder Arten mit indifferentem Verhalten gegenüber der Bodenreaktion handelt. *Deschampsia flexuosa* L. wird von KLAPP (1974) als forstlich wichtiger Rohhumusverzehrer bezeichnet, der in trockener bis mäßig frischer Lage auf kalkarmen, sauren Böden fast ausschließlich in einer Rohhumusaufgabe zu finden ist und als Zeiger für Säure, Rohhumus und Waldstandorte angesehen werden kann.

Unterschiede zwischen den Untersuchungsflächen ergeben sich allein schon durch den Vergleich der Artenzahlen, die von 11 bis 22 pro Fläche reichen (Abb. 8). Erklärungen hierfür kann möglicherweise die Auswertung mit Hilfe der Zeigerwerte nach ELLENBERG (1974) geben (vgl. Abb. 9 bis 11). Geringe Aussagekraft besitzen die Temperaturzahlen, da zwischen den einzelnen Standorten keine großen Differenzen bestehen und zudem die Angaben nicht auf Temperaturmessungen sondern auf arealgeographischen Grundlagen beruhen (ELLENBERG 1974). Eine Abgrenzung der hier bearbeiteten Flächen nach der Temperaturzahl wird deshalb nicht vorgenommen.

Demgegenüber scheinen die übrigen Ergebnisse für eine Charakterisierung der Standorte besser geeignet. Hierbei zeigen vor allem die Licht- und Feuchtezahlen gewisse Parallelen zueinander und zu den Artenzahlen der Abbildung 8. Danach müssen die Faktoren Licht und Feuchtigkeit die Zahl der Arten am stärksten beeinflussen.

Nur als Versuch bezeichnet ELLENBERG (1974) seine Stickstoffzahlen, da für eine endgültige Aussage bei weitem nicht genügend Informationen vorliegen. Somit sind nur Extreme, d.h. Magerkeitszeiger (N1 und N2) und Stickstoffzeiger (N8 und N9), eindeutig differenzierbar. Das ökologische Verhalten der übrigen Arten kann nur ungenau innerhalb dieser Grenzen angegeben werden. Mit Werten von N 4,4 bis N 5,5 können die Untersuchungsflächen als mäßig stickstoffreich angesehen werden.

Eine Differenzierung der Standorte erlauben die relativ gut gesicherten Angaben über das Verhalten der Pflanzen gegenüber der Bodenreaktion. Die niedrigsten Werte besitzen die Standorte 1 und 3 mit R 3,2 bzw. R 3,3, Reaktionszahlen, die nach ELLENBERG (1974) für Säurezeiger mit einem Schwerpunkt auf sauren Böden (R3) stehen. Die Bestände 4, 5 und 6 können in einem Übergangsbereich von sauer bis mäßig sauer eingestuft werden.

4.1.5 Mikroklima

Die Temperaturmessungen (Abb. 12) ergeben, daß unter allen untersuchten Standorten Nr. 2 eindeutig der wärmste ist. Vor allem die mittlere Tageshöchsttemperatur von 23°C unterstreicht mit einer Differenz von 1,5 bis 3°C zu den übrigen Flächen den Charakter des Bestandes. Mittlere Werte von 21,5 bis 21°C besitzen die Standorte 1, 4 und 6, was auch durch die Minimumtemperaturen bestätigt wird. Die niedrigsten Temperaturen zeigen die Bestände Nr. 3 und 5. Sowohl die Maximal- als auch die Minimaltemperaturen weisen hier die geringsten Werte auf.

Die Einstrahlung, angegeben als prozentualer Anteil der bei senkrechtem Sonnenstand unbeschatteten Bodenfläche, läßt deutliche Einflüsse auf die eben geschilderten Temperaturverhältnisse erkennen. Vor allem für Standort 2 können mit 60% die hohen Temperaturwerte erklärt werden (Abb. 12). Ein Vergleich der Ergebnisse mit den Lichtzahlen in Kapitel 4.1.4 ergibt zumindest für einige Standorte Parallelen. Nach beiden Methoden gehören die Bestände Nr. 2 und 6 zu den hellsten, wogegen Nr. 4 die niedrigsten Werte besitzt, wenn auch die Unterschiede bei den Lichtzahlen weniger ausgeprägt sind. Die auffallend hohe Einstrahlung von Standort 2 wird durch die Lichtzahl nicht deutlich hervorgehoben, was auf die erst kurzfristige Veränderung des Bestandes durch Windbrüche im Frühjahr 1984 zurückzuführen ist. Mit einer Anpassung der Vegetation ist erst in den nächsten Jahren zu rechnen.

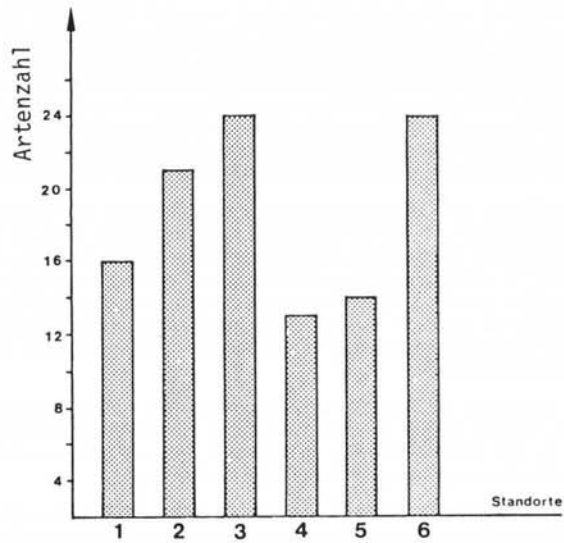


Abb. 8: Ergebnisse der Vegetationsaufnahmen; Zahl der Pflanzenarten in Strauch- und Krautschicht

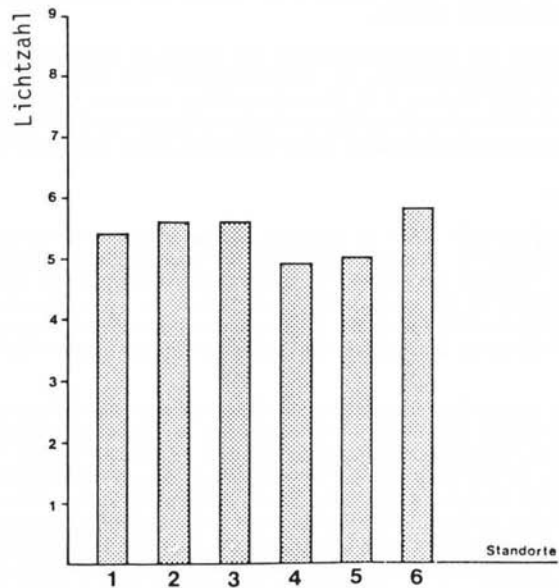


Abb. 9: Ergebnisse der Vegetationsaufnahmen; Lichtzahl nach ELLENBERG (1974)

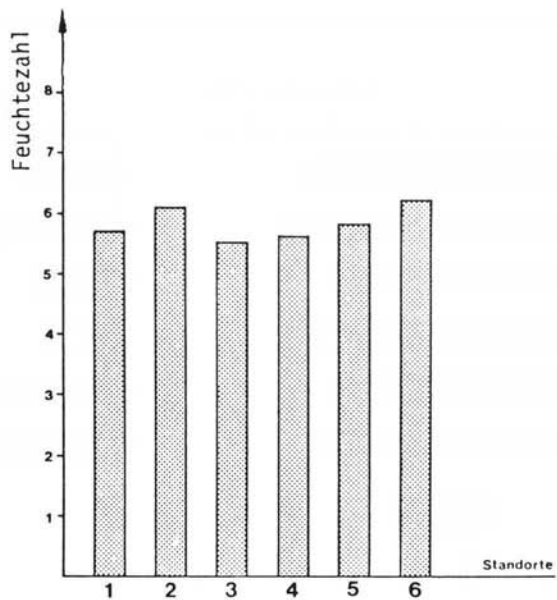


Abb. 10: Ergebnisse der Vegetationsaufnahmen; Feuchtezahl nach ELLENBERG (1974)

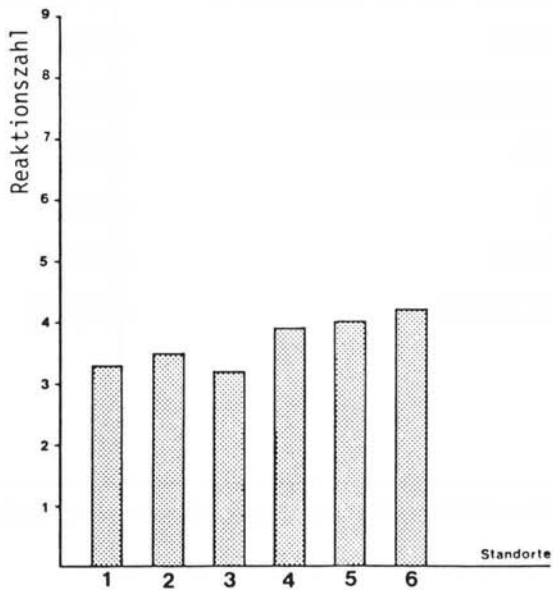


Abb. 11: Ergebnisse der Vegetationsaufnahmen; Reaktionszahl nach ELLENBERG (1974)

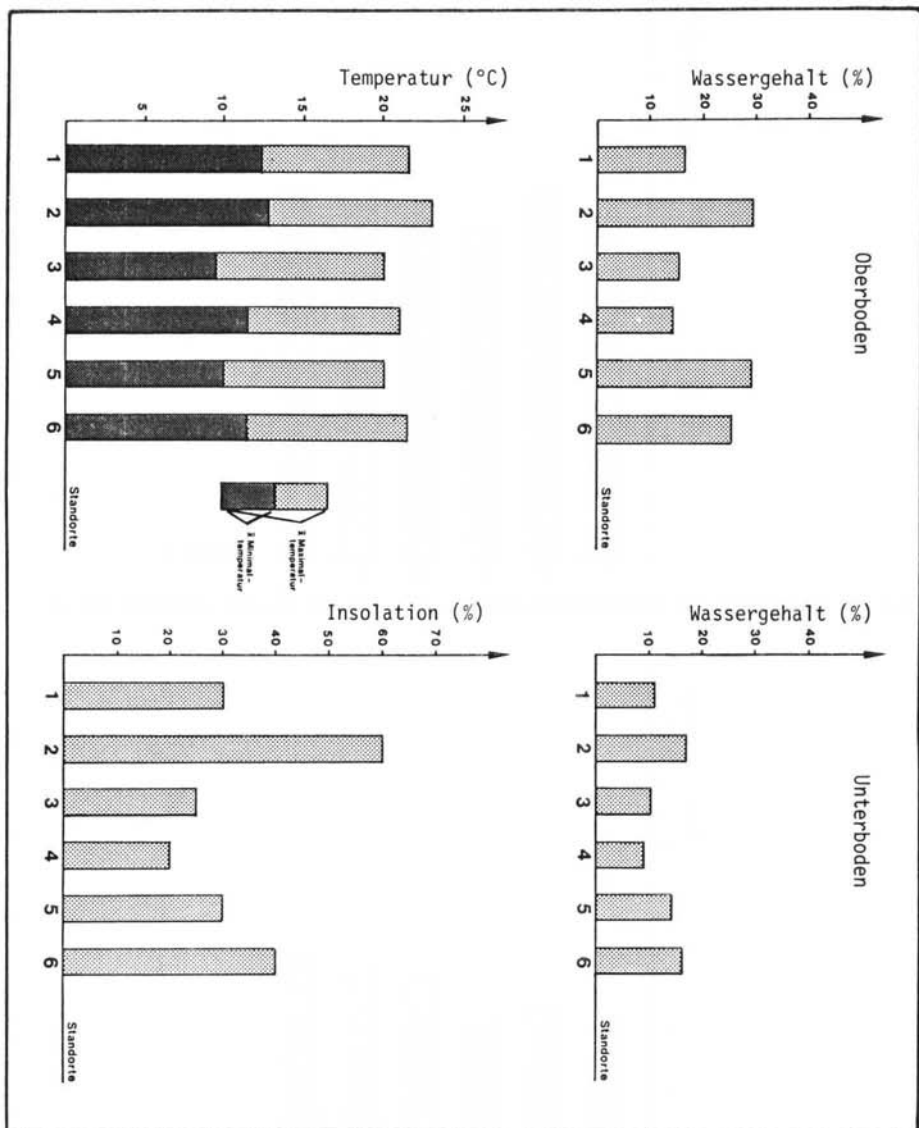


Abb. 12: Ergebnisse der Mikroklimamessungen (Erläuterungen s. 4.1.5.)

Die Bodenfeuchtigkeit (Abb. 12) läßt starke Differenzen zwischen den einzelnen Standorten erkennen, insbesondere was die Werte für den Oberboden betrifft. Demnach können die Standorte 2, 5 und 6 als die feuchtesten eingestuft werden, wogegen 1, 3 und 4 relativ trocken sind. Die Einteilung gilt auch für den Unterboden, wenn auch die Unterschiede weniger deutlich sind. Da die Bodenfeuchtigkeit stark von der momentanen Wetterlage abhängt und somit bei der Messung nur ein Augenblickszustand wiedergegeben wird, soll durch den Vergleich mit den Feuchtezahlen nach den Vegetationsaufnahmen die Repräsentativität für die Charakterisierung der Standorte untersucht werden.

Es zeigen sich eindeutige Übereinstimmungen der Ergebnisse beider Verfahren, wobei vor allem die Werte des Unterbodens mit den Feuchtezahlen korrelieren. Die Differenzen zum Oberboden sind dadurch erklärbar, daß hier durch die geringe Bodentiefe der Wassergehalt stärkeren Schwankungen unterliegt und so für eine Einschätzung der Standorte weniger geeignet ist. Insgesamt weisen aber sowohl die Feuchtezahlen als auch die gemessenen Wassergehalte nach der DIN-Vorschrift Nr. 19683 Blatt 4 (1973) die gleichen Tendenzen auf, so daß die Meßergebnisse als repräsentativ angesehen werden können.

4.1.6 Bodenacidität

Die Werte aller Standorte liegen zwischen pH 3,0 und pH 4,0 und unterstreichen damit den stark sauren Charakter der Sandböden im Warndt (Abb. 13). Der niedrigste Wert überhaupt wird in der Rohhumusaufgabe der Untersuchungsfläche Nr. 1 mit pH 3,05 erreicht, der niedrigste im Oberboden mit pH 3,08 an Standort 4.

Im Vergleich ergeben sich zwischen den Standorten nach den Werten in Ober- und Unterboden keine großen Unterschiede. Lediglich Nr. 3 weist etwas höhere Werte auf.

Ein Vergleich mit den Reaktionszahlen in Kapitel 4.1.4 ergibt nur wenige Übereinstimmungen. Für die Beurteilung der Bestände sollen die gemessenen pH-Werte nach der DIN-Vorschrift Nr. 19684 Teil 1 vom Februar 1977 dienen.

4.2 Bodenarthropoden

4.2.1 Coleoptera

4.2.1.1 Coleopterenarten

Insgesamt konnten für die 6 Fichtenbestände mit Hilfe der Barberfallen-Methode 178 Käferarten aus 35 Familien mit zusammen 8503 Individuen nachgewiesen werden (Anhang Tab. B u. C.) Den Hauptanteil stellen hierbei die Familien der Curculionidae (23 Arten, 3163 Individuen), Carabidae (31 Arten, 2602 Individuen) und Staphylinidae (36 Arten, 1184 Individuen).

Unter mehreren, für die Rheinprovinz seltenen Arten, die an den Untersuchungsstandorten festgestellt wurden, sei an dieser Stelle lediglich eine besonders hervorgehoben. Es handelt sich hierbei um *Xanthochroa carniolica* GISTL., einen Vertreter der Oedemeridae. Von FREUDE, HARDE & LOHSE (1969) wird er als sehr selten in Mitteleuropa bezeichnet. Das Vorkommen in Deutschland war bisher nur aus Baden bekannt.

4.2.1.2 Abundanz

In Abbildung 14 sind Art- und Aktivitätsdichte der gefangenen Coleopteren und in Tabelle C (Anhang) Aktivitätsdichte und Dominanz der einzelnen Arten wiedergegeben. Die Artdichte ist an Standort 1, 3, 4 und 6 durchaus vergleichbar, lediglich die Standorte 2 und 5 fallen durch deutlich niedrigere Werte auf. Diese Sonderstellung wird für Bestand Nr. 2 durch die Aktivitätsdichte bestätigt, die hier die geringste Fangzahl anzeigt. Eine Erklärung dafür ist in den besonderen Bedingungen im Untersuchungszeitraum an Standort 2 zu finden. Nach Windwürfen im Frühjahr 1984 wurde der Bestand an einigen Stellen aufgelichtet, so daß sich Änderungen im Standortklima ergaben. Gleichzeitig waren Aufräumungsarbeiten nötig, wodurch sich hier möglicherweise Störungen bemerkbar machen. Bei einer Interpretation der Fangergebnisse müssen diese Umstände unbedingt mitberücksichtigt werden.

| Standort | Rohhumus | Humus | Oberboden | Unterboden |
|----------|----------|---------|-----------|------------|
| 1 | pH 3,05 | pH 3,17 | pH 3,12 | pH 3,35 |
| 2 | 3,12 | 3,17 | 3,13 | 3,40 |
| 3 | 3,19 | 3,33 | 3,36 | 3,75 |
| 4 | 3,06 | 3,07 | 3,08 | 3,56 |
| 5 | 3,34 | 3,29 | 3,10 | 3,46 |
| 6 | 3,20 | 3,26 | 3,20 | 3,39 |

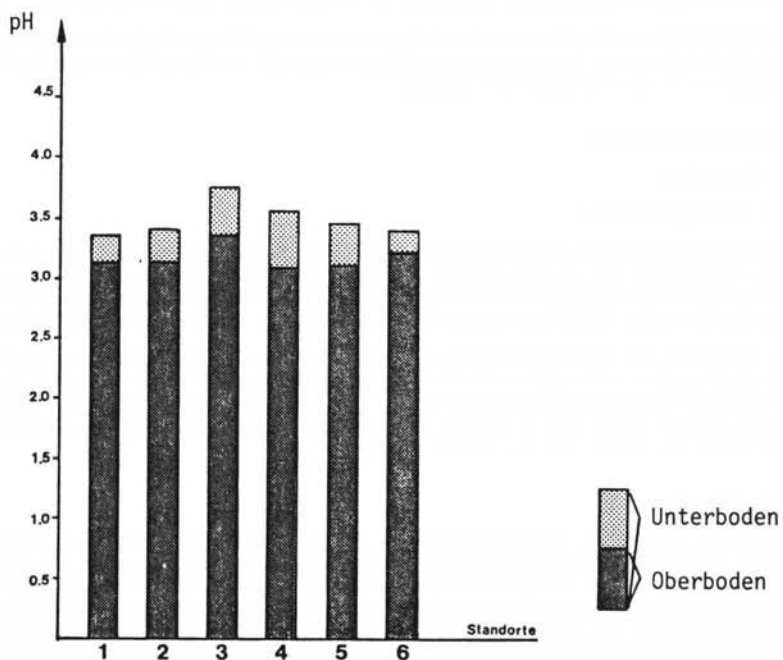


Abb. 13: Bodenacidität

Die mit Abstand höchsten Aktivitätsdichten ergaben sich für die Standorte 1 und 6. Wie die Dominanzkurven der Abbildung 15 zeigen, ist in beiden Fällen jeweils nur eine Art für diese extremen Werte verantwortlich. In Bestand Nr. 1 stellt der Rüsselkäfer *Otiorrhynchus singularis* L. mit einer Dominanz von 52,64% mehr als die Hälfte aller hier gefangenen Käfer. Die Larven der Gattung *Otiorrhynchus* nagen an den Wurzeln junger Nadelholzpflanzen, die Imagines werden durch platzweises Benagen der Rinde und durch Nadelfraß schädlich (vgl. RATZBURG 1895, SORAUER 1954, SCHWERDTFEGER 1957, KOLBE 1974a, b, SCHWENKE 1974). SCHENKE (1974) nennt als Wirtspflanzen für *Otiorrhynchus singularis* vor allem die Fichte, daneben aber auch Weimutskiefer, Douglastanne, Eiche, Obstbäume, Reben, Rosen u.a.. Durch Fütterungsversuche zeigte KOLBE (1974a, b) die Schadensquote an Nadeln verschiedener Coniferenarten auf. Hierbei stellte er die größten Schäden an *Abies concolor* fest, daneben aber auch Befall an *Picea abies*, *Chamaecyparis lawsoniana*, *Thuja plicata*, *Metasequoia glyptostroboides* und *Sequoiadendron giganteum*. Bei *Picea abies* ergab sich eine mittlere Schadensquote.

Daß die Art in Barberfallen gut nachgewiesen werden kann, ergibt sich aus der Tatsache, daß ihr der Boden als Brutsubstrat dient und die flugunfähigen Imagines sich tagsüber in der Bodenstreu versteckt halten (vgl. SORAUER 1954). Von *Otiorrhynchus singularis* abgesehen, zeigt die Dominanzkurve des Standortes 1 eher einen normalen Verlauf. *Pterostichus oblongopunctatus* ist mit 287 Individuen (12,11%) die zweithäufigste Art. Er wird von LARSSON (1939) als typische Waldart bezeichnet, die in geschlossenen bis lichten Wäldern bereits im zeitigen Frühjahr auftritt. THIELE (1964a,b) nennt ihn ein euryökes Waldtier, das trocken-warme Standorte bevorzugt, sich von allen anderen Waldarten aber dadurch unterscheidet, daß es mit einer Präferenz für eurytherme, oligo-euryhygre und euryphote Bedingungen eher eine Feldart sein müßte, aber Wälder und Hecken bewohnt, wobei warme, trockene und bodensaurer Standorte im Vordergrund stehen. Auf den letzten Punkt weist auch DAHL (1928) hin, der den Käfer als eine Art beschreibt, die Huminsäure verlangt. Wie Tabelle C (Anhang) zeigt, ist *Pterostichus oblongopunctatus* auf allen Untersuchungsflächen mit einer Ausnahme der häufigste Laufkäfer.

An dritter Stelle der Dominanzkurve steht an Standort 1 ein weiterer Vertreter der Curculionidae, *Polydrusus impar*. Die Art lebt ähnlich wie *Otiorrhynchus singularis* an Fichten und anderen Coniferen, besonders Tanne und Lärche, und kann ebenfalls an Eiche und Rebe schädlich werden (SCHWERDTFEGER 1957, SCHWENKE 1974).

Insgesamt gesehen muß die Dominanzkurve des Bestandes Nr. 1 als sehr steil angesehen werden, wobei sie im wesentlichen von *Otiorrhynchus singularis* bestimmt wird. Offenbar sind die Standortbedingungen für diesen Coniferenschädling hier so günstig, daß er zum prägenden Element für die Dominanzverteilung der meist epigäischen Coleopteren der Barberfallen wird, obwohl er sich nur teilweise am Boden aufhält. Dies wird durch *Polydrusus impar* unterstrichen, der die drittgrößte Dominanz besitzt.

Auch im Bestand Nr. 6 ergibt sich die Überlegenheit eines Rüsselkäfers, *Barypeithes araneiformis*, mit 653 Individuen und einem Anteil von 32,95%. Nach FREUDE, HARDE & LOHSE (1981) führt die Gattung eine nächtliche Lebensweise. Tagsüber verstecken sich die Käfer unter abgefallenem Laub und im Moos und kriechen abends auf niedrige Kräuter. Angaben über Fraß an Coniferen konnten in der Literatur nicht gefunden werden. Das Auftreten dieser Art ist von der Vegetation der Krautschicht abhängig, die hier die höchste Deckung aller Standorte erreicht, und nicht vom Fichtenbestand selbst. Darum können hieraus keine Schlüsse auf eine Befallsdisposition der Fichten für Arthropodenschädlinge gezogen werden. Weiterhin fällt an Standort 6 die Stellung von *Asaphidion flavipes* im Vergleich zu allen anderen Untersuchungsflächen auf. Erreicht er sonst Dominanzwerte von maximal 1,54% (11 Individuen an Standort 2), steht er hier mit 7,06% und 140 Individuen an 4. Position der Dominanzkurve. HEYDEMANN (1955) bezeichnet ihn als qualitativen Indikator für Kulturfelder mit mäßig feuchtem Boden. Es handelt sich um eine Art des offenen Geländes (vgl. LARSSON 1939, THIELE 1964a, 1977), die nach LINDROTH (1945) auch mäßige Beschattung durch Bäume und Sträucher gut verträgt. Das völlig untypische Vorkommen im Fichtenbestand ist durch die gute Beweglichkeit der Art durch voll entwickelte Flügel (LINDROTH 1945) und die Lage des Standortes 6 erklärbar. An den Bestand grenzen im Osten landwirtschaftliche Nutzflächen, von denen die Käfer vermutlich eingewandert sind.

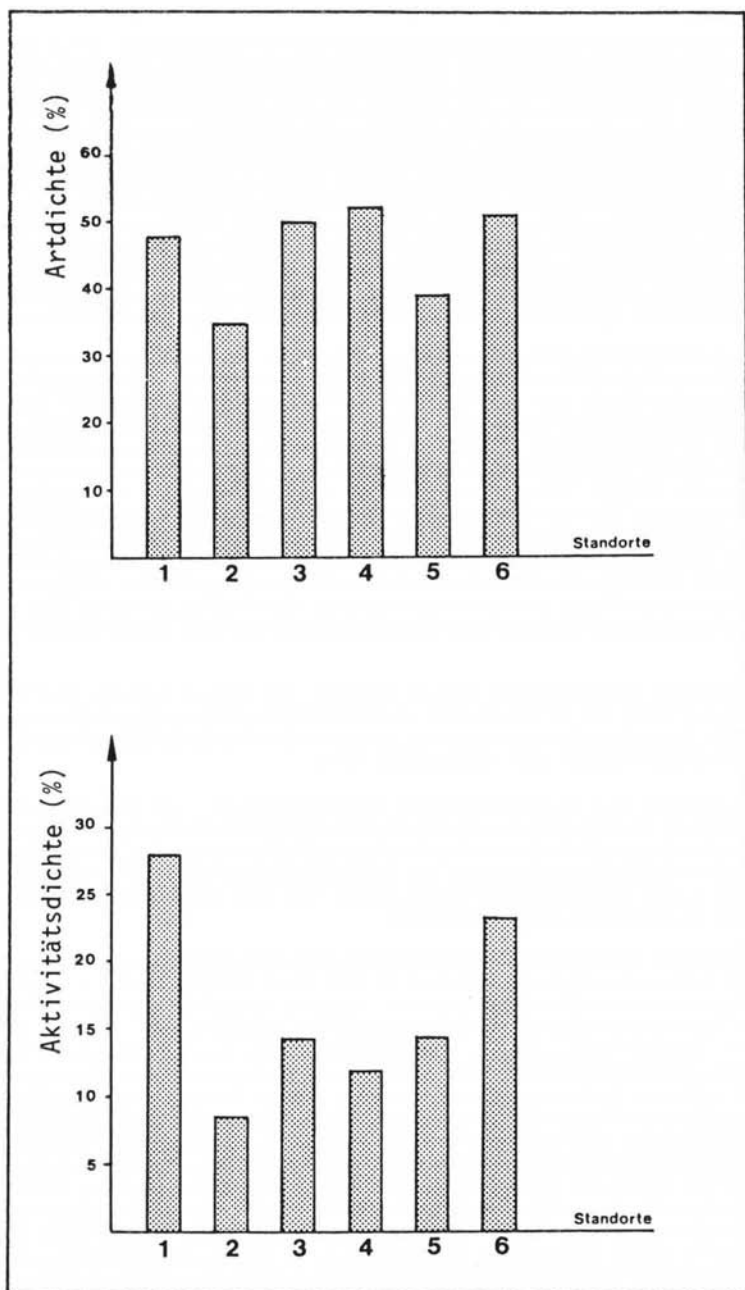


Abb. 14: Art- und Aktivitätsdichte Coleoptera (Formalinfallenfang)

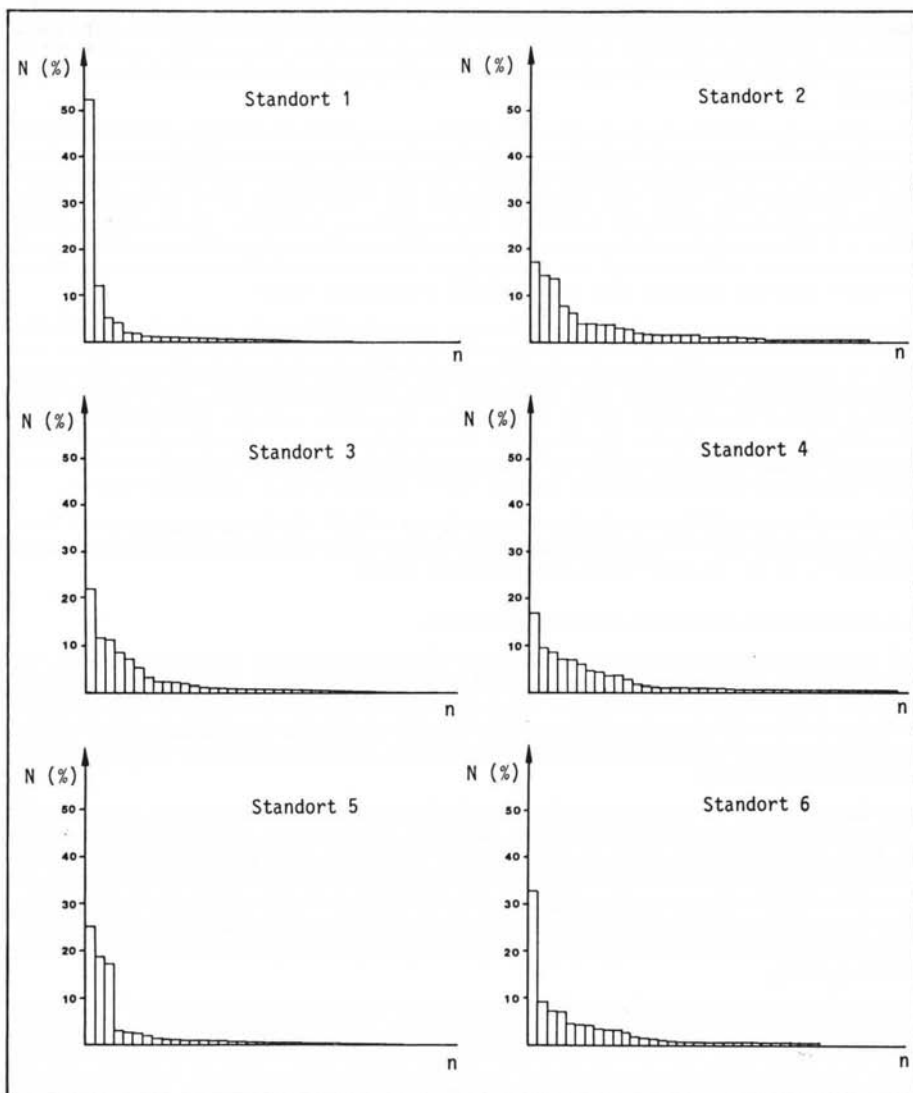


Abb. 15: Dominanzstruktur der Coleopterenzönosen (bis 0,02% Dominanz)

Die Dominanzkurven der Standorte 2, 3 und 4 zeigen einen normalen Verlauf. In allen drei Fällen ist *Pterostichus oblongopunctatus* die häufigste Art. Besonders die Bestände 2 und 3, beide im Revier Weinbrunn gelegen, scheinen vom Käferbestand her vergleichbar, auch wenn die Art- und Aktivitätsdichte an Standort 2 aus den bereits angesprochenen Gründen deutlich zurücktritt.

Eine besondere Verteilung der Dominanzverhältnisse ergeben die Fallenergebnisse des Bestandes Nr. 5. Der sehr steile Verlauf der Kurve wird durch die hohen Prozentanteile von 3 Arten verursacht, *Athea elongatula* (Staphylinidae), *Abax ater* (Carabidae) und *Otiorrhynchus singularis* (Curculionidae). Nach den Untersuchungen von HARTMANN (1979) im Solling gehört *Athea elongatula* innerhalb der Familie der Staphylinidae zu den Arten, "die mit unterschiedlichen, z. T. sehr deutlichen Schwerpunkten in allen Ökosystemen angetroffen werden". Die Interpretation ihres Auftretens muß hier offen bleiben, da in der zur Verfügung stehenden Literatur keine weiteren Angaben über ihre Ökologie aufzufinden waren.

Überraschend ist der hohe Anteil von *Abax ater* und das gleichzeitig deutliche Zurücktreten von *Pterostichus oblongopunctatus*, der sonst an allen übrigen Standorten der häufigste Carabide ist. *Abax ater* wird als euryöke Waldart mit einer Präferenz für Dunkelheit und Feuchtigkeit charakterisiert (vgl. LARSSON 1939, LINDROTH 1945, HEYDEMANN 1955, LAUTERBACH 1964, THIELE 1964a). Nach LÖSER (1972) besteht eine Korrelation zwischen der Habitatwahl und dem Fortpflanzungsverhalten. Die Weibchen formen Eikokons, für deren Herstellung plastisch formbarer Boden benötigt wird. Ob ein Zusammenhang zwischen dem Auftreten von *Abax ater* und *Pterostichus oblongopunctatus* besteht, soll in Kapitel 4.2.2.2 untersucht werden.

Otiorrhynchus singularis erreicht eine Dominanz von 17,85%. Da die Individuenzahl an Standort 5 jedoch nur bei 218 Tieren liegt, kommt der Art hier nicht die gleiche Bedeutung zu wie an Standort 1, wo sie mit 1247 Tieren nachgewiesen wurde.

4.2.1.3 Diversität, Evenness, Diversitätsdifferenz

Die Diversitätswerte ergeben für die einzelnen Standorte deutliche Unterschiede (Abb. 16). Auffällig ist der niedrige H_5 -Wert von 2,16 der Untersuchungsfläche 1. Wie die Dominanzstruktur (Abb. 15) und die "evenness" (Abb. 17) von 0,49 beweisen, ist die Ursache hierfür im Dominieren von *Otiorrhynchus singularis* zu suchen, dessen Anteil von über 50% die Gleichmäßigkeit der Verteilung der Individuen stark beeinträchtigt, wodurch trotz hoher Artenzahl die Diversität erniedrigt wird.

Von Standort 1 bis zu 4 ist eine ständige Zunahme der H_5 -Werte festzustellen, wobei hierfür verschiedene Gründe verantwortlich sind. Trotz der sehr geringen Artdichte besitzt Bestand Nr. 2 den dritthöchsten H_5 -Wert, da die "evenness" mit 0,72 an der 2. Position liegt. Das weitere Ansteigen der Diversität über Standort 3 zu 4 ist durch die Zunahme der Artdichte erklärbar, die zusammen mit der "evenness" an Standort 4 den höchsten Wert erreicht, was zu einer Spezies-Diversität von 3,30 führt. Das relativ niedrige Ergebnis von Standort 5 ist auf geringe Artdichte und ungleiche Verteilung der Individuen zurückzuführen und bei Standort 6 auf den geringen J_5 -Wert.

Insgesamt zeigt der Vergleich der Diversitäten mit den Parametern Artdichte und "evenness", daß unterschiedliche Gründe für die Ausprägung der H_5 -Werte maßgebend sind. Die niedrigen Zahlen von Standort 1 und 6 sind bei hohen Artdichten vom überlegenen Dominieren jeweils einer Art abhängig. Die hohen Werte bei 3 und 4 ergeben sich aus hoher Artdichte und der Gleichmäßigkeit der Verteilung der Individuen. Standort 2 steht trotz geringer Artdichte an dritter Position aufgrund der hohen "evenness", wohingegen Bestand Nr. 5 niedrige Artdichte und niedrige "evenness" besitzt.

Sieht man die Diversität oder Mannigfaltigkeit als Maß für die Stabilität der untersuchten Standorte an, die durch anthropogene Belastung verringert werden kann (vgl. 3.2.3), ergibt sich folgendes Bild.

Nach den Schadstoffanalysen besitzt der Standort 1 die höchste Belastung, was durch den niedrigen H_5 -Wert von 2,16 unterstrichen wird. Bei hoher Arten- und Individuenzahl ist *Otiorrhynchus singularis* dennoch das entscheidende Element, was bereits durch die Dominanz-

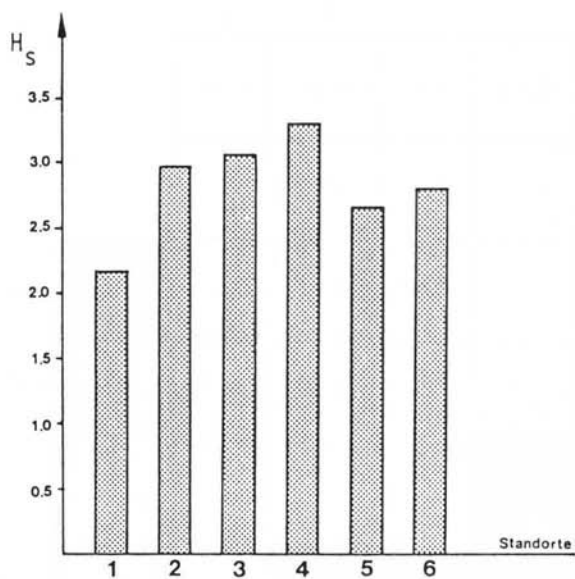


Abb. 16: Spezies-Diversität der Coleopterenzöosen

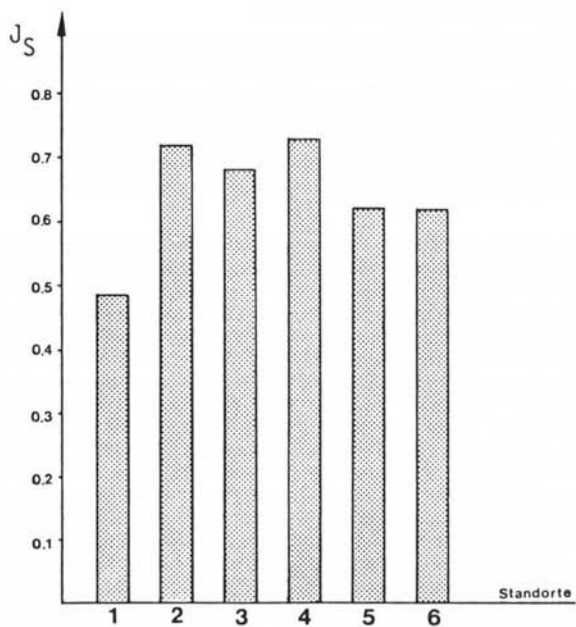


Abb. 17: "spezies-evenness" der Coleopterenzöosen

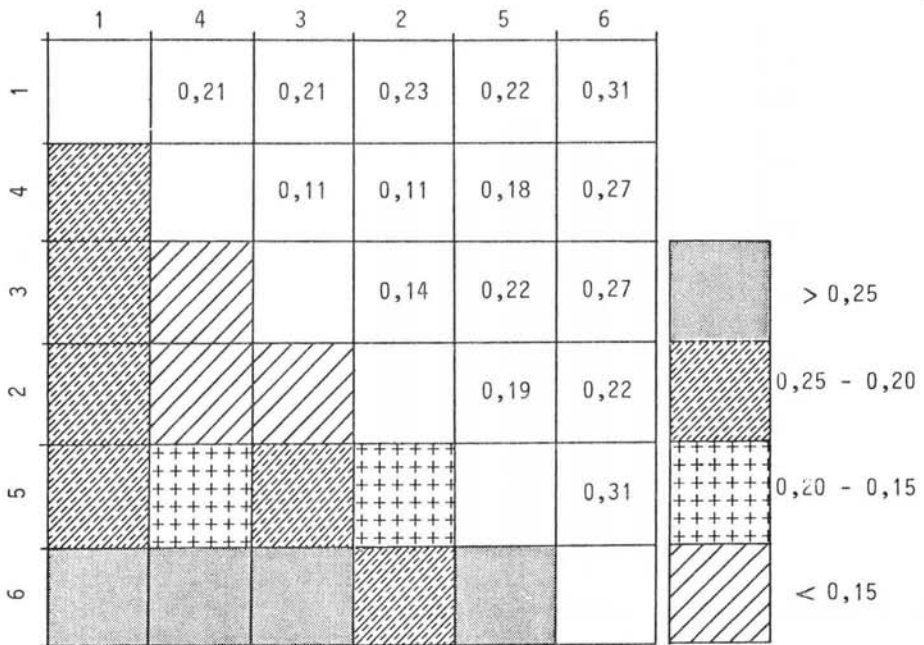


Abb 18: Diversitätsdifferenz der Coleopterenzönosen

struktur (Abb. 15) erkennbar war. Der Standort scheint einer einseitigen Beeinflussung ausgesetzt zu sein, die diesen Rüsselkäfer besonders begünstigt. Da sowohl die Schwefel- als auch Fluor-Werte hier bei weitem die höchsten Konzentrationen ergaben und ansonsten keine besonderen Einwirkungen feststellbar sind, muß die Schadstoffbelastung als maßgebender Faktor angesehen werden. Dies bestätigt die Untersuchungsergebnisse von FEILER & HIEBSCH (1968), nach denen in rauchgeschädigten Kiefern- und Fichtenbeständen im Elbsandsteingebiet die *Otiorrhynchus*-Arten in stark geschädigten Gebieten eine erhöhte Aktivitätsdichte zeigen.

Bis zu Bestand Nr. 4 ist sowohl nach den chemischen Analysen als auch nach den H_s -Werten eine Verringerung der anthropogenen Einflüsse feststellbar. Lediglich die Standorte 5 und 6 zeigen Abweichungen. Der verhältnismäßig geringen Immissionsbelastung stehen die hohen Dominanzwerte von wenigen Arten entgegen, die hier zu einem uneinheitlichen Bild führen. Bei Bestand Nr. 6 ist hierfür *Barypeithes araneiformes* verantwortlich. Die Gattung *Barypeithes* trat zusammen mit *Strophosomus*-Arten auch im Elbsandsteingebiet in den wenig geschädigten Gebieten am häufigsten auf (vgl. FEILER & HIEBSCH 1968), was die hohe Aktivitätsdichte des Rüsslers in Bestand Nr. 6 bei relativ geringer Immissionsbelastung erklären könnte. Dies würde bedeuten, daß nicht nur durch starken anthropogenen Einfluß die Diversität erniedrigt werden kann, sondern auch bei geringer Belastung durch das Dominieren einer Art, die wenig geschädigte Gebiete bevorzugt und hier dann gehäuft auftreten kann. Als Folge daraus ergibt sich keine klare Korrelation zwischen Schadstoffbelastung und H_s -Wert, wodurch eine Beurteilung des Immissionseinflusses auf die Coleopterenzönosen mit Hilfe der Spezies-Diversität hier erschwert wird. Nach den Ergebnissen der vorliegenden Untersuchung sind die höchsten H_s -Werte bei mittlerer Belastung vorhanden und fallen sowohl in Richtung zunehmenden als auch abnehmenden Immissionseinflusses ab. Dies könnte bedeuten, daß bis zu einem bestimmten, vermutlich stoffspezifischen und artspezifischen, Schwellenwert ein Ansteigen der Schadstoffbelastung die Zahl ökologischer Nischen und damit die Diversität erhöht. Erst bei Überschreiten der Grenze fallen einzelne Elemente der Käfergemeinschaft aus, was zu einer

Verarmung der Coleopterenzönose und einem Absinken der Spezies-Diversität führt.

Um den Verwandtschaftsgrad der untersuchten Biozönosen erkennen zu können, wurden die Diversitätsdifferenzen zwischen den einzelnen Standorten errechnet (Abb. 18). Hiernach scheinen die Bestände Nr. 1 und 6 Extreme darzustellen, da sie zu allen übrigen die höchsten Differenzen aufweisen. Da der größte Wert von 0,31 aber zwischen den beiden Standorten selbst auftritt, wird ihre Verschiedenheit besonders unterstrichen. Offensichtlich sind unterschiedliche Faktoren für die Ausprägung der Coleopterenzönosen hier verantwortlich. Während für Bestand Nr. 6 die Nähe der landwirtschaftlichen Nutzflächen als maßgebliche Ursache anzusehen ist, scheint für Standort 1 als Hauptgrund nur die hohe Immissionsbelastung angeführt werden zu können, da sich alle anderen Standortbedingungen nicht entscheidend von den übrigen Flächen unterscheiden.

Dies deutet neben dem H_s -Wert darauf hin, daß die Käfergemeinschaft des Bestandes Nr. 1 durch Schadstoffeinwirkungen deutlich verändert ist.

Die geringen H_{diff} -Werte zwischen den Standorten 2/3, 2/4 und 3/4 deuten auf eine recht hohe Verwandtschaft hin. Dies wurde bereits durch den Verlauf der Dominanzkurven in Kapitel 4.2.1.2 angenommen und kann hier bestätigt werden.

4.2.2 Carabidae

4.2.2.1 Zusammensetzung der Carabidenzönosen nach der Biotopbindung der einzelnen Arten

Entscheidend für die Biotopwahl bei Carabiden sind im wesentlichen Luftfeuchte, Temperatur, Insolation und Raumstruktur (STUBBE 1981). Demnach können durch die Zusammensetzung der Carabidenzönosen nach der Biotopbindung der einzelnen Arten Rückschlüsse auf die mikroklimatischen Bedingungen des Standortes selbst gezogen werden. Durch einen Vergleich mit den gemessenen abiotischen und biotischen Parametern soll geklärt werden, ob sich die Lauffkäfer-Gemeinschaften in ein natürliches Faktorengefälle einordnen lassen, oder ob sich davon abweichende Verteilungen ergeben, die möglicherweise auf eine anthropogene Belastung hindeuten. Die Zuordnung der einzelnen Arten ist aus Tabelle D (Anhang) ersichtlich.

In Abbildung 19 fällt zunächst der hohe Anteil der Arten offenen Geländes an Standort 6 auf. Ursache hierfür ist vor allem die Art *Asaphidion flavipes*, die, wie bereits erwähnt, aufgrund ihrer hohen Mobilität aus den benachbarten Freiflächen eingewandert ist.

Daneben besitzt Bestand Nr. 2 im Vergleich zu den übrigen ebenfalls einen hohen Prozentsatz von Arten aus Strahlungshabitaten. Der Grund ist in der Auflichtung durch Windbruch zu suchen, wodurch scheinbar besonders für zwei Arten, *Asaphidion flavipes* und *Trechus quadristriatus*, hier geeignete Bedingungen geschaffen wurden. Da beide Arten voll flugfähig sind (LINDROTH 1945), waren sie wohl in der Lage, die erst kurzfristig stärker belichtete Fläche schnell zu besiedeln. Für beide Standorte ergeben sich nach den Mikroklimamessungen die höchste Einstrahlung und die höchste Temperatur, so daß der Anteil der Arten offenen Geländes, die nach THIELE (1968) Präferenz für Wärme, Trockenheit oder Helligkeit zeigen, verständlich ist. Alle anderen Bestände zeigen vergleichbare Dominanzwerte, was die Arten offener Landschaften betrifft.

Waldbewohnende Spezies bevorzugen Kühle, Feuchtigkeit und Dunkelheit, wobei das Licht ihr Verhalten am deutlichsten beeinflussen soll (vgl. 3.2.4). Für die Standorte 1 und 3 sind demnach die hohen Anteile der Waldcarabiden verständlich, wenn man die Faktoren Temperatur, Einstrahlung und Bodenfeuchte gemeinsam berücksichtigt. Vor allem *Pterostichus oblongopunctatus*, *Abax ater* und *Carabus problematicus*, die hier die höchsten Aktivitätsdichten erreichen, scheinen optimale Verhältnisse vorzufinden.

Die Interpretation der unterschiedlichen Verteilung der eurytopen Arten sei dahingestellt, da Organismen mit breiter ökologischer Valenz als Indikatoren für eine bestimmte Raumqualität i.d.R. ungeeignet sind.

Die Zusammensetzung der Carabidenzönosen nach der Biotopbindung an den einzelnen Standorten zeigt, daß deutliche Parallelen zum Mikroklima vorhanden sind, wobei sich die Ein-

strahlung als entscheidendster Faktor ergibt. Eine Beeinflussung der Verteilung durch Immisionseinwirkungen kann nicht festgestellt werden.

4.2.2.2 Zusammensetzung der Carabidenzönosen nach der Jahresrhythmik der einzelnen Arten

Betrachtet man sich die Verteilung der Aktivitätsdichten nach den einzelnen Fortpflanzungstypen, so weisen die Standorte 1, 2, 3, 4 und 6 keine großen Differenzen auf (Abb. 20). Lediglich Bestand Nr. 5 fällt deutlich aus dem Schema heraus. Die Frühjahrsfortpflanzler treten zugunsten der Arten mit instabilem Fortpflanzungsverhalten stark zurück. Dies hängt im wesentlichen von *Pterostichus oblongopunctatus* (Frühlingstier) und *Abax ater* (instabiles Fortpflanzungsverhalten) ab, auf deren besonderes Verhalten an Standort 5 bereits in Kapitel 4.2.1.2 hingewiesen wurde. Die Fangzahlen der einzelnen Leerungen für die beiden Arten in Abbildung 21 verdeutlichen die Situation.

Die Jahresrhythmik von *Abax ater* kann ein 1- oder 2-gipfliges Aktivitätsmuster besitzen. Nach LÖSER (1972) ist eine 2-gipflige Verteilung typisch für Populationen der Ebene, wohingegen die Mittelgebirgspopulationen mit nur einem Aktivitätsmaximum auftreten. Dazwischen gibt es zahlreiche Übergangsformen. LAUTERBACH (1964) weist darauf hin, daß Abwandlungen der Aktivitätsverteilung von der 2- zur 1-Gipfligkeit von warmen zu kalten Standorten feststellbar sind. Wie die Jahresaktivitäten der 6 Bestände zeigen, sind sowohl 2- als auch 1-gipflige Muster vorhanden. Eine Korrelation mit den Lufttemperaturen oder Insolationenwerten kann jedoch nicht gefunden werden. Hinzu kommt, daß die Fallen Ende September eingesammelt wurden, so daß nicht die gesamte Jahresaktivität dargestellt werden konnte. Die unterschiedlichen Ausprägungen sind wohl darauf zurückzuführen, daß der Warndt mit Höhenlagen von 185 bis 323 m ü. NN von der klimatischen Situation her zwischen Ebene und Mittelgebirge einzustufen ist und dadurch die von LÖSER (1972) angesprochenen Übergänge hier zu einem uneinheitlichen Bild führen. Auffällig ist auf jeden Fall die Kurve an Standort 5, wo bei einer hohen Aktivitätsdichte ein deutliches Maximum von Juli bis August vorhanden ist, das an keinem anderen Standort auch nur annähernd erreicht wird.

Umgekehrt stellt sich die Situation bei *Pterostichus oblongopunctatus* dar. Nach KRAUSE (1973) besitzt dieses Frühlingstier einen Aktivitätsgipfel von Mai bis Anfang Juni. STUBBE (1981) konnte 2 Peaks feststellen, einen im April, den zweiten im Mai. Da die Jahresaktivität von *Pterostichus oblongopunctatus* wegen der nur 6 Monate andauernden Untersuchungen bei der vorliegenden Arbeit nur unvollständig wiedergegeben werden kann, soll eine Beschreibung auf die wesentlichsten Punkte beschränkt werden. Auffallend sind die extremen Maxima von Standort 1 und 3, die alle anderen weit überragen. Ab Ende April bis Anfang Mai ist eine ständige Abnahme der Aktivitätsdichte bis September vorhanden, die bei Bestand 1 nur kurz im Juli unterbrochen wird. Eine 2-Gipfligkeit deutet sich bei Standort 2 an, wobei jedoch der erste Peak nicht voll erfaßt ist. Interessant erweist sich die Situation an Standort 5, wo nur geringe Fangzahlen auftreten. Von April an ist eine Abnahme feststellbar, die im Juli bereits den Nullpunkt erreicht, im August nur noch kurz ansteigt, um dann wieder auf Null zurückzugehen. Die Besonderheit des Bestandes 5 ergibt sich daraus, daß parallel zu einem enormen Anstieg der Aktivitätsdichte von *Abax ater* im Vergleich zu den übrigen Standorten die Zahl von *Pterostichus oblongopunctatus* deutlich sinkt, und sich damit ein umgekehrtes Verhältnis der beiden Arten zueinander ergibt, wie auf allen übrigen Untersuchungsflächen. Vor allem die Bestände 1 und 3 stellen fast die entgegengesetzte Lage dar.

Am Standort 1 beträgt das Verhältnis *Abax ater* zu *Pterostichus oblongopunctatus* 1:2,87, bei Nr. 3 1:2,81 und an Standort 5 demgegenüber 16:1. Da sich Bestand Nr. 5 nach den erfaßten Standortbedingungen nicht so klar von den übrigen unterscheidet, um mit Hilfe der ökologischen Ansprüche der beiden Arten dieses extreme Verhältnis erklären zu können, liegt der Verdacht nahe, daß geringfügige Veränderungen eines oder mehrerer Faktoren *Abax ater* hier bevorteilen und durch Konkurrenz *Pterostichus oblongopunctatus* zurückgedrängt wird.

Nach THIELE (1964a, 1977) ist es möglich, daß 2 Carabidenarten in einem Habitat coexistieren, wohingegen in einem anderen anschließenden die eine Art in großer Zahl vorhanden ist, die andere aber selten wird oder gar fehlt. Als Ursache hierfür gibt der Autor an, daß eine Art den gegebenen Bedingungen besser angepaßt ist, so daß die andere unterdrückt wird. Konkurrenz, von SCHWERDTFEGER (1978) definiert als "die von einer Anzahl von Individuen getätigte,

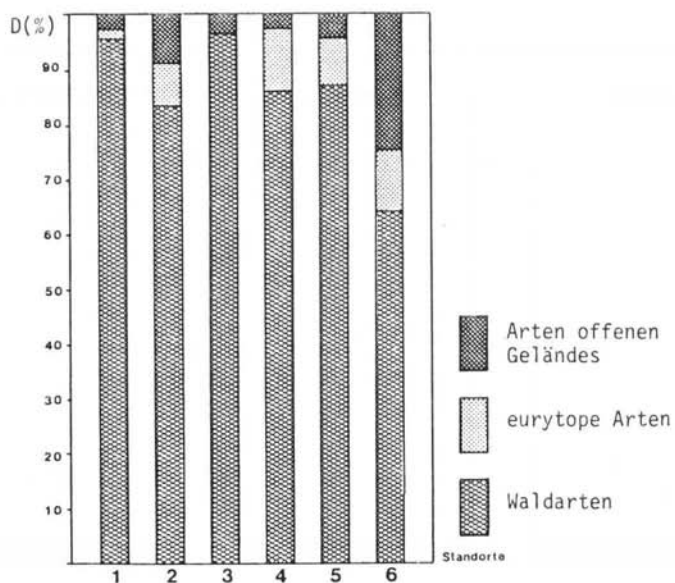


Abb. 19: Zusammensetzung der Carabidenzönosen nach der Biotopbindung der einzelnen Arten

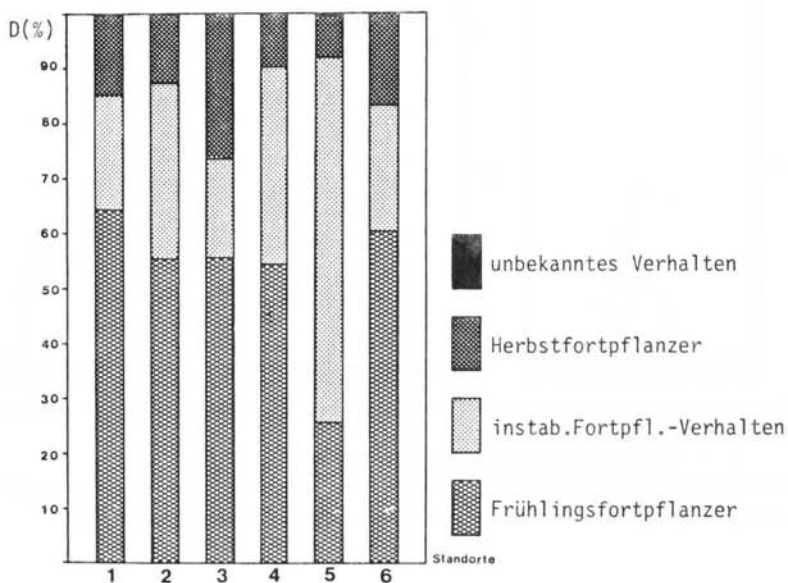


Abb. 20: Zusammensetzung der Carabidenzönosen nach der Jahresrhythmik der einzelnen Arten

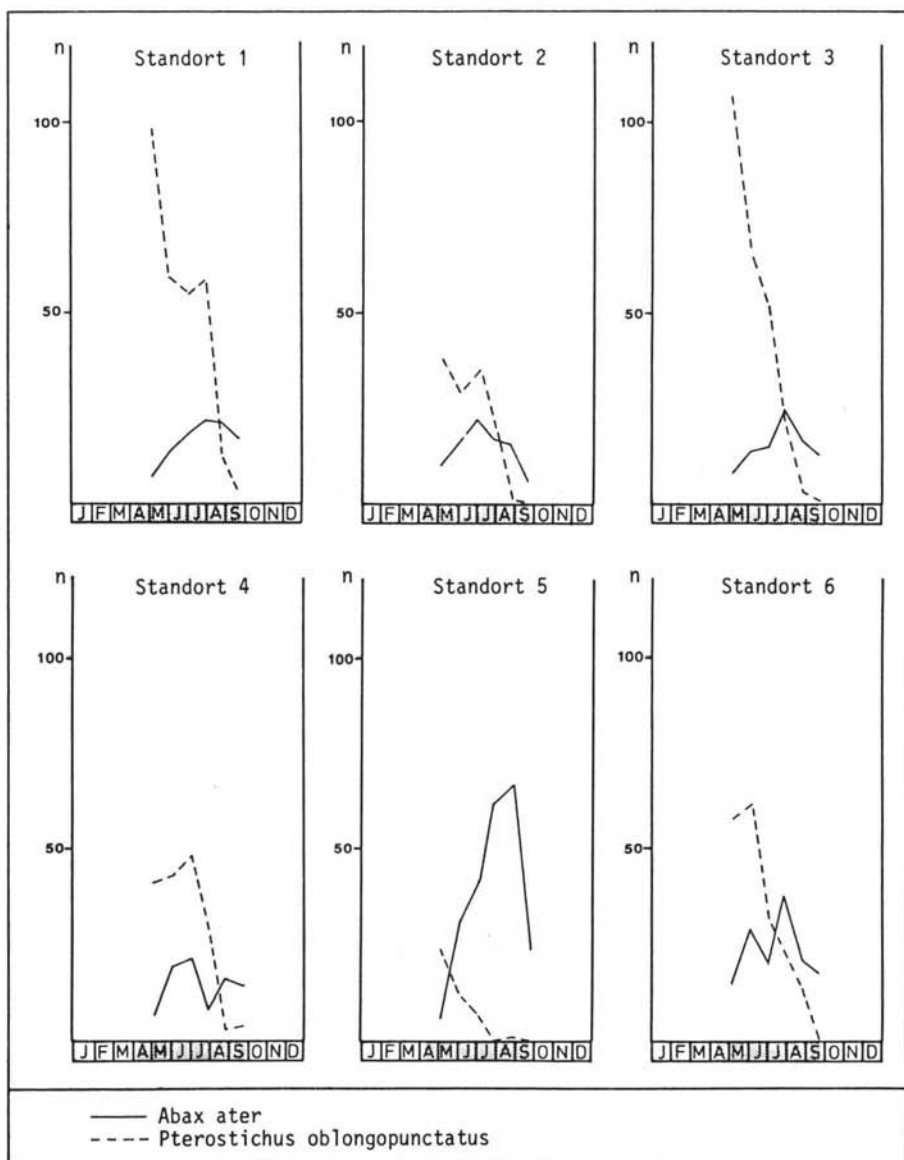


Abb. 21: Jahresaktivität von *Abax ater* und *Pterostichus oblongopunctatus*

gemeinsame Inanspruchnahme eines begrenzt angebotenen Requisites“, kommt bei Carabiden hauptsächlich als Wettbewerb um Nahrung oder direkte Angriffe vor (THIELE 1964a). Welche Faktoren für die Bevorteilung von *Abax ater* an Standort 5 entscheidend sein könnten, ist mit Hilfe der erhobenen Daten nicht feststellbar. Ob überhaupt interspezifische Konkurrenz die Ursache ist, und, wenn ja, welche Parameter für die Überlegenheit von *Abax ater* in Frage kommen, kann nur durch experimentelle Untersuchungen geklärt werden (vgl. THIELE 1964a), die den Rahmen der vorliegenden Arbeit sprengen würden. Aufgrund der Tatsache, daß die besondere Situation des Bestandes 5 aber vor allem durch die Aufteilung der Carabidenzönosen auf die unterschiedlichen Fortpflanzungstypen zum Ausdruck kommt, ist möglicherweise hier die Begründung zu finden. Da von *Pterostichus oblongopunctatus* abgesehen die übrigen Frühjahrsfortpflanzler keine deutliche Abnahme im Vergleich zu den anderen Untersuchungsflächen zeigen, liegt der Verdacht nahe, daß eine Bevorteilung des Types mit instabilem Fortpflanzungsverhalten den Ausschlag gibt. Hierbei kann jedoch der Einfluß von Schwefel- und Fluorimmissionen ausgeschlossen werden, da Bestand Nr. 5 zusammen mit Standort 6 als relativ unbelastet anzusehen ist, bei letzterem aber das Verhältnis *Abax ater* zu *Pterostichus oblongopunctatus* mit den Beständen 1, 2, 3 und 4 vergleichbar ist.

Da Standort 5 von allen Untersuchungsflächen am nördlichsten gelegen ist und die größte Entfernung zu den übrigen besitzt, sind hier veränderte Standortbedingungen, evtl. auch anthropogener Herkunft, möglich, die bei der Untersuchung nicht erfaßt werden konnten.

Insgesamt gesehen sind jedoch keine Anhaltspunkte dafür vorhanden, daß die unterschiedlichen Schadstoffbelastungen der einzelnen Standorte zu abweichenden Zusammensetzungen der Carabidenzönosen nach der Jahresrhythmik der Arten führen.

4.2.3 Gesamtarthropodenzönosen

4.2.3.1 Abundanz

Insgesamt wurden in den Barberfallen aller Standorte zusammen 38171 Individuen erfaßt (Anhang Tab. E). Bei der Trennung der Gruppen wurde sich meist auf das Ordnungs- oder Unterordnungsniveau beschränkt, lediglich die Coleopteren sind bis zur Art bestimmt (vgl. 4.2.1). Für die Charakterisierung der Arthropodenzönosen sind die Collembola und Formicidae nicht berücksichtigt worden, da sie auch in homogenen Räumen eine unregelmäßige Dichte zeigen und dadurch mit der angewendeten Methode keine quantitativ repräsentativen Ergebnisse erhoben werden können.

Die Aktivitätsdichten (Abb. 22) ergeben deutliche Differenzen zwischen den Beständen, die teilweise mit den Werten der Coleopterenzönosen vergleichbar sind. Standort 2 liegt mit 2827 Individuen und 11,68% an letzter Stelle, was die Vermutung bestätigt, daß sich die veränderten Bedingungen hier einschneidend auf die Bodenarthropoden ausgewirkt haben. Lediglich die Araneida sind hiervon nicht betroffen. Nach den absoluten Fangzahlen stehen sie an 2. Position unter allen Standorten. Da die Gruppe von Feuchtigkeit und Beschattung relativ unabhängig ist (THIELE 1956), macht sich die Auflichtung bei ihnen offensichtlich nicht bemerkbar. Möglicherweise werden sie sogar durch die erhöhte Flugaktivität von Beutetieren durch die verstärkte Einstrahlung bevorteilt.

Die höchsten Werte besitzen die Standorte 1, 3 und 6. Wie die Dominanzkurven beweisen, sind aber unterschiedliche Verteilungen der Taxa dafür verantwortlich (Abb. 23). Bestand Nr. 1 und 6 zeichnen sich dadurch aus, daß die Coleoptera bei weitem die stärkste Dominanz besitzen. Hier macht sich wiederum die hohe Aktivitätsdichte jeweils 1 Art bemerkbar, was vor allem bei Bestand 1 die Bedeutung von *Otiorrhynchus singularis* für die gesamte Untersuchungsfläche unterstreicht, der mit 25,5% am Gesamtumfang aller Arthropoden des Standortes beteiligt ist. Demgegenüber zeigt die Dominanzkurve des Standortes 3 einen normalen Verlauf, wo zahlreiche Taxa an der hohen Aktivitätsdichte beteiligt sind.

Die Muster der Dominanzverteilungen erlauben eine grobe Einteilung der Untersuchungsflächen in 2 Gruppen. Zur ersten sind die Bestände 1, 2 und 6 zu rechnen, wo durch sehr hohe Dichten weniger Taxa ein steiler Verlauf verursacht wird. Die Gründe hierfür sind bereits erwähnt worden. Die zweite Gruppe ist durch eine normale Ausprägung der Dominanzstruktur

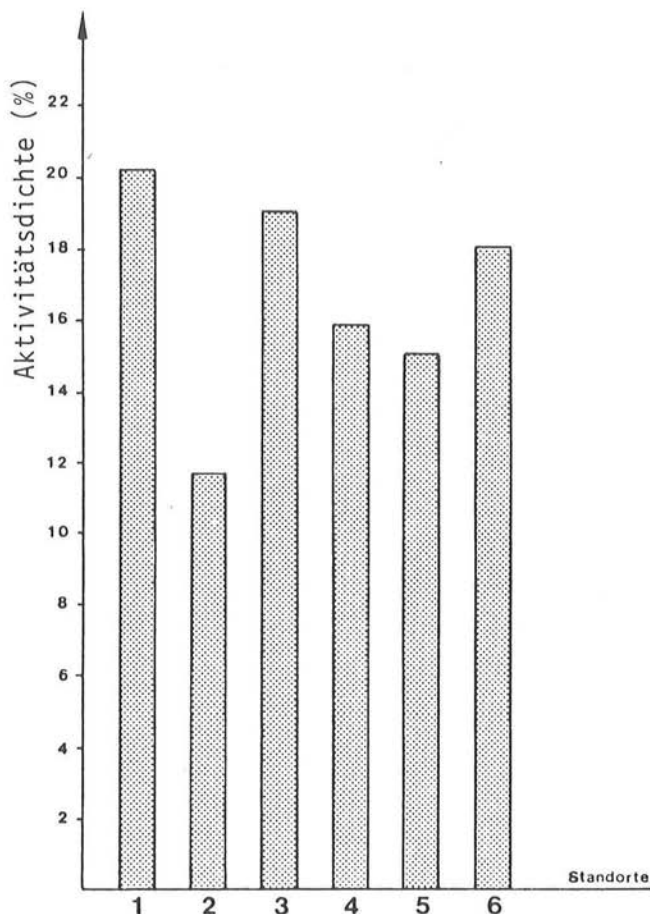


Abb. 22: Aktivitätsdichte der Arthropodenzönosen (ohne Collembola und Formicidae)

gekennzeichnet, so daß sich für die Standorte 3, 4 und 5 keine Besonderheiten ergeben.

Auffällig ist, daß bei allen Beständen entweder die Coleoptera oder die Araneida an erster Stelle stehen, wobei sich die Überlegenheit des einen Taxons über das andere meist durch verschiedene Gründe erklären läßt.

Insgesamt gesehen zeigen die Dominanzkurven keine Einflüsse von Immissionsbelastungen auf die Zusammensetzung der Arthropodenzönosen. Lediglich die steile Ausprägung an Standort 1 läßt Zusammenhänge zu der Schadstoffbelastung nach den chemischen Analysen vermuten.

4.2.3.2 Zusammensetzung nach der trophischen Stellung der einzelnen Taxa

Durch einen quantitativen Vergleich der trophischen Ebenen der Arthropodenzönosen soll geklärt werden, ob sich in Abhängigkeit von der Immissionsbelastung eine Verschiebung zu-

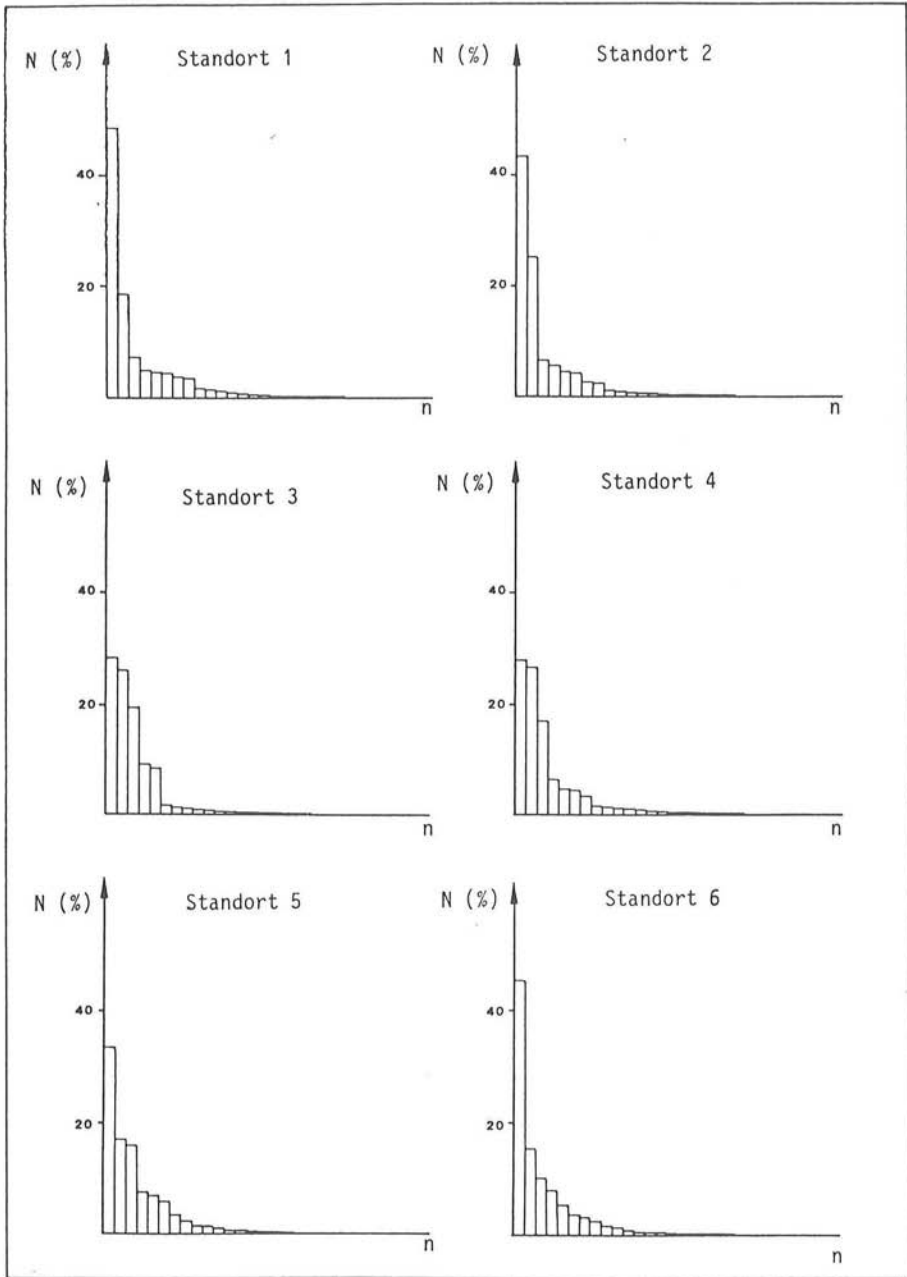


Abb. 23: Dominanzstruktur der Arthropodenzönosen (ohne Collembola u. Formicidae)

gunsten der Phytophaga ergibt, die auf eine schadstoffbedingte Schwächung der physiologischen Leistungsfähigkeit der Bestandesvegetation oder aber auf eine Beeinträchtigung der Konsumenten und/oder Destruenten und somit auf eine relative Zunahme der Pflanzenverzehrer hindeuten könnte. Die Zuordnung der einzelnen Taxa ist aus den Tabellen C und E (Anhang) ersichtlich.

Abbildung 24 zeigt, daß Standort 1 mit 45,52% den höchsten Anteil der Phytophaga besitzt. Nur hier liegt ihre Dominanz über der Zoophaga. Wie bereits in den vorangegangenen Kapiteln geschildert, sind dafür nur wenige Gruppen verantwortlich, die hohe Aktivitätsdichten erreichen. Dies sind vor allem *Otiorrhynchus singularis* und die Sternorrhyncha, die im Vergleich zu den übrigen Beständen an Standort 1 die besten Bedingungen vorzufinden scheinen. Dies spiegelt sich auch in Abbildung 25 wieder, wo die absoluten Fangzahlen dargestellt sind. Da hier auch die höchste Immissionsbelastung besteht, ist ein Zusammenhang nur schwer von der Hand zu weisen.

Der hohe Anteil der Zoophaga in Bestand Nr. 2 ist durch das deutliche Zurücktreten der Phytophaga bedingt, was in Abbildung 25 klar herauskommt. Ob die Ursache hierfür in den besonderen Bedingungen während der Untersuchungen begründet ist, oder ob andere Faktoren eingreifen, kann an dieser Stelle nicht geklärt werden.

Eine vergleichbare Dominanzverteilung ergibt sich an Standort 4, wobei hier die höhere Dichte der Zoophaga durch die insgesamt höchste Fangzahl der Zoophaga überdeckt wird. Entscheidende Taxa sind dabei die Araneida und die Opiliones.

Annähernd gleiche Verhältnisse ergeben sich für die Bestände 3, 5 und 6. Ursache sind mehr oder weniger übereinstimmende Fangzahlen der Phytophaga und Zoophaga. Lediglich Standort 3 fällt mit dem hohen Anteil der Zoophaga auf, der sich aus den Aktivitätsdichten der Araneida und Coleoptera ergibt. Bei letztern fallen vor allem die Werte von *Carabus problematicus*, *Pterostichus oblongopunctatus* und *Rhizophagus dispar* ins Gewicht.

Die 6 Standorte können in drei Gruppen eingeordnet werden:

- hohe Dominanz und Aktivitätsdichte der Phytophaga: Standort 1
- deutliche Dominanz der Zoophaga bei niedrigen Aktivitätswerten der Phytophaga: Standort 2, 4
- nur leichtes Übergewicht der Zoophaga gegenüber der Phytophaga bei in etwa vergleichbaren Fangzahlen: Standort 3, 5, 6.

Daß mit Ausnahme von Standort 1 der Anteil der Zoophaga mehr oder weniger deutlich dominiert, ist leicht verständlich, wenn man die i.d.R. hohe Aktivität räuberischer Tierarten bedenkt (vgl. 3.2.6.). DUNGER et al. (1972) zeigen, daß in Barberfallen hauptsächlich Carabiden und Spinnen überbewertet werden. Um so bedeutender ist die Dominanz der Phytophaga an Standort 1. Trotz der Überrepräsentanz der räuberischen Gruppen ist ein Vergleich der Untersuchungsflächen möglich, auch wenn durch die Aktivitätsdichten die tatsächliche Situation in falscher Relation erfaßt wird. Bei *Otiorrhynchus singularis* handelt es sich zudem nicht um ausgesprochene Zufallsfänge, wie es bei hypergäischen Arthropoden oft der Fall ist, da die Art tagsüber am Boden Versteckmöglichkeiten sucht und so auch quantitativ bewertet werden kann.

Stellt man die absoluten Fangzahlen der Zoophaga graphisch dar (Abb. 26), zeigt sich eine Zunahme der räuberischen Tierarten von 1 nach 4 mit abnehmender Immissionsbelastung. Ob hier Zusammenhänge bestehen, kann nur durch zusätzliche Untersuchungen sicher geklärt werden.

Ein weiteres Interesse gilt den Saprohaga, hier vor allem den Isopoda und Diplopoda, welche nach THIELE (1956) klare Beziehungen zum Substrat zeigen. Nach den Dominanzwerten der Abbildung 24 fällt Standort 1 mit 0,74% deutlich gegenüber den anderen Beständen zurück. Um die Frage möglicher Einwirkungen von Immissionen auf das Substrat und die davon abhängigen Tiere klären zu können, wurden in Abbildung 27 die absoluten Aktivitätsdichten der

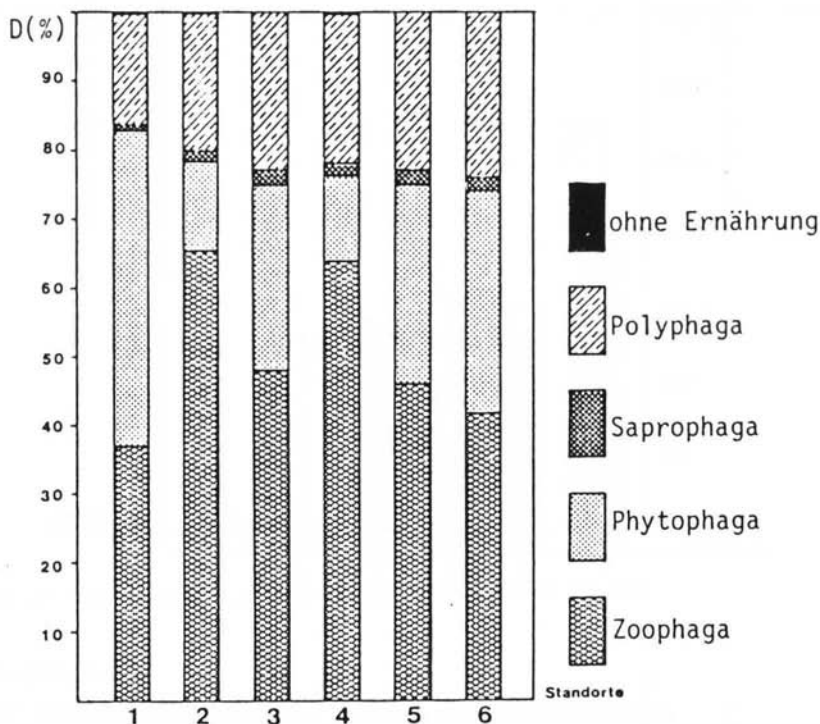


Abb. 24: Zusammensetzung der Arthropodenzöosen nach der trophischen Stellung der einzelnen Taxa

Isopoda und Diplopoda als Summen dargestellt. Die saprophagen Coleoptera, wie beispielsweise *Geotrupes stercorarius*, wurden nicht berücksichtigt, da sie als Kotfresser keine direkten Schlüsse auf das Bodensubstrat zulassen. Die Abbildung zeigt, welche extremen Unterschiede die Summe beider Taxa für die Standorte ergibt. Die am höchsten belasteten Bestände 1 und 2 besitzen deutlich die niedrigsten Aktivitätsdichten, lediglich Standort 4 nimmt eine Mittelstellung ein, was teilweise wohl auf die geringe Bodenfeuchte hier zurückzuführen ist. Die Gesamtverteilung der Streuverzehrer an allen Standorten läßt sich aber weder durch Bodenfeuchtigkeit, noch Beschattung oder weitere mikroklimatischen Parameter, noch durch die übrigen bekannten Standortsbedingungen erklären. Lediglich der Vergleich mit den Schadstoffwerten ergibt, daß die beiden am höchsten belasteten Standorte 1 und 2 durch ein Defizit der Streuverzehrer gekennzeichnet sind, was auf Immissionseinflüsse als Kausalfaktor für ihr Zurücktreten hindeutet.

Insgesamt gesehen ergibt die Arthropodenzusammensetzung nach der trophischen Stellung folgendes Bild. Der am höchsten belastete Standort 1 ist durch das Dominieren der Phytophaga mit hohen Aktivitätsdichten weniger Taxa gekennzeichnet. Die absoluten Fangzahlen der Zoophaga zeigen parallel zur abnehmenden Immissionsbelastung einen deutlichen Anstieg von Bestand Nr. 1 zu 4, Nr. 5 und 6 lassen sich hier nicht einordnen. An Standort 1 und 2 treten die Streuverzehrer deutlich zurück, wobei hier gleichzeitig nach den chemischen Analysen die höchsten Schwefel- und Fluorwerte vorliegen.

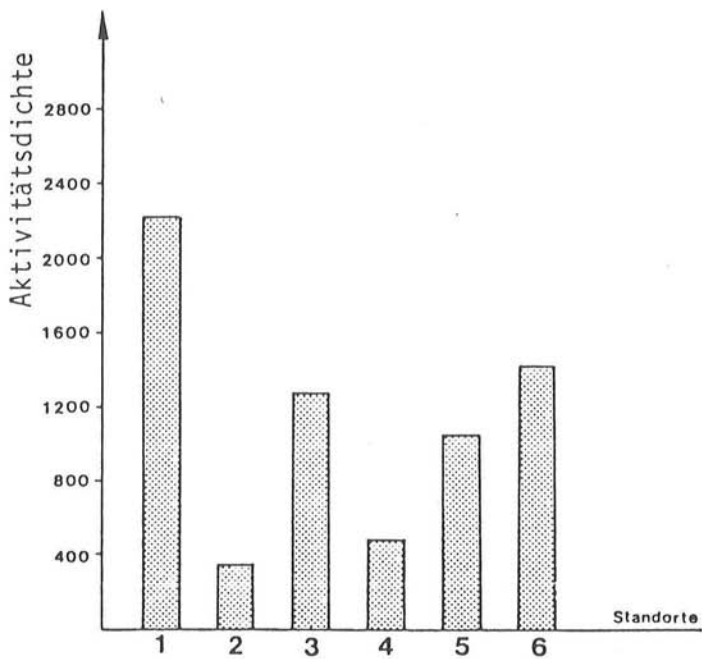


Abb. 25: Aktivitätsdichte Phytophaga

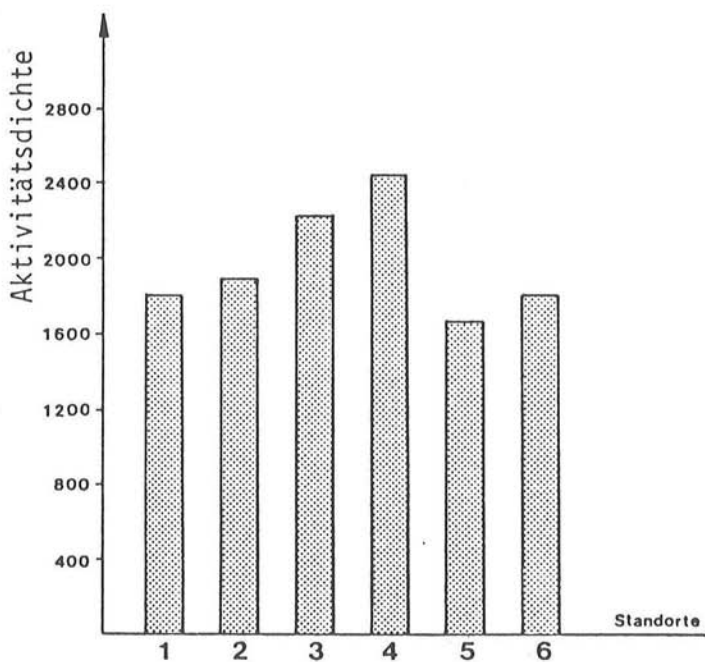


Abb. 26: Aktivitätsdichte Zoophaga

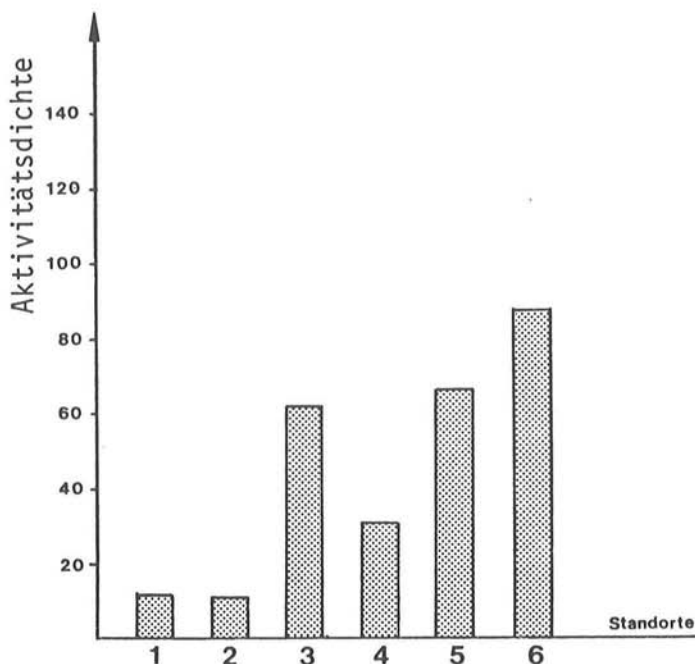


Abb. 27: Aktivitätsdichte Isopoda + Diplopoda

4.3 Buchdrucker

4.3.1 Jahresrhythmik der Aktivität an den Untersuchungsstandorten

In Abbildung 28 sind die absoluten Fangzahlen von *Ips typographus* als Summen der beiden Pheromonfallen in 14-tägigem Abstand für jeden Standort aufgetragen. Nach POSTNER (1974) sind die Schwärmzeiten bei 2 Generationen von Mitte April bis Ende Mai und Ende Juni bis Ende Juli zu erwarten. Dies wird durch die Diagramme der Bestände 1, 2, 3 und 4 bestätigt. Das Schwärmen der überwinterten Käfer beginnt Mitte April, geht aber bis Mitte Mai noch einmal deutlich zurück, was auf klimatische Gründe zurückzuführen ist. Die Temperaturkurve der Klimastation Völklingen-Fenne von 1984 (Abb. 3) zeigt, daß kurz vor dem ersten Leerungstermin erstmals Tagestemperaturmittelwerte von 15 – 18°C erreicht wurden. Das Absinken der Fangzahlen Ende April bis Mitte Mai verläuft parallel zu einer Temperaturabnahme, die eigentliche Schwärmzeit setzt erst Mitte Mai ein und erreicht ihren Höhepunkt Anfang bis Ende Juni. Das Ausfliegen der Jungkäfer ist in einem zweiten Maximum erkennbar, dessen Peak Ende Juli bis Ende August erreicht wird. Lediglich an den Standorten 5 und 6 ist die deutliche Trennung der beiden Generationen nicht ausgeprägt. Der Grund dafür ist mit Sicherheit in dem 14-tägigen Leerungsrhythmus der Fallen zu suchen. Das Auftreten der Jungkäfer ist hier Ende Juni bis Anfang Juli anzusetzen.

Mitte bis Ende August ist ein starkes Abfallen der Fangzahlen zusammen mit einer Temperaturabnahme feststellbar. Ab Ende September werden keine Durchschnittstemperaturen von über 15°C erreicht. Gleichzeitig treten ab diesem Zeitpunkt keine Buchdrucker mehr in den Fallen auf.

Zusammenfassend läßt sich sagen, daß nach den Fangzahlen im Warndt 1984 2 Generationen von *Ips typographus* ausgebildet waren. Der Vergleich mit der Temperaturkurve in Abbildung 3 unterstreicht die Temperaturabhängigkeit der Aktivitätsstärke.

Bei den angegebenen Temperaturwerten muß berücksichtigt werden, daß sie nicht als absolute Grenzen für die Käferaktivität angesehen werden dürfen, da es sich hierbei nicht um Bestandestemperaturen handelt. Die Kurve stellt Tagesmittelwerte der Klimastation Völklingen-Fenne dar, die lediglich als Anhaltspunkt für die Erklärung des Verlaufs der Aktivitätskurven gelten können.

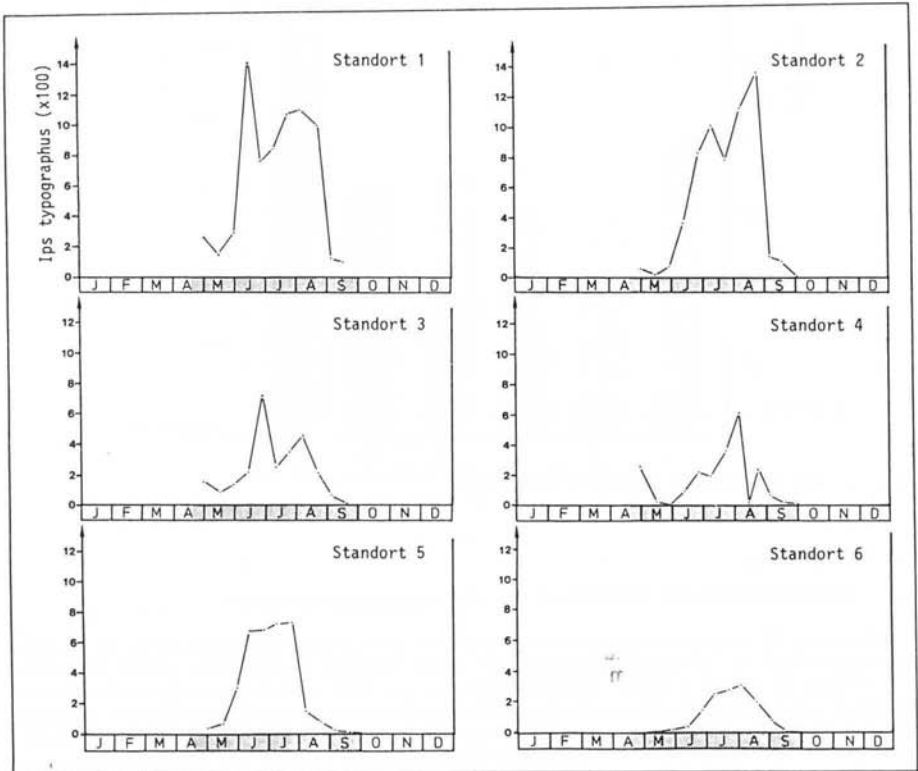


Abb. 28: Jahresrhythmik von *Ips typographus* (Angaben als Summe von 2 Fallen)

4.3.2 Apparente Abundanz

In Abbildung 29 und Tabelle 2 sind die Summen der gefangenen Buchdrucker beider Fallen jedes Standortes für den gesamten Untersuchungszeitraum wiedergegeben.

Deutlich sind die starken Unterschiede zwischen den einzelnen Untersuchungsflächen erkennbar. Das Maximum liegt an Standort 1 mit 7124 Käfern. Dies unterstreicht die Ergebnisse, die bereits mit der Barberfallen-Methode für andere Taxa erzielt wurden (vgl. 4.2.3.2). Phytophage Insekten scheinen hier die besten Ernährungs- und Fortpflanzungsbedingungen aller untersuchten Standorte vorzufinden. Ob in diesem Fall Zusammenhänge zwischen den hohen Populationsdichten von *Otiorrhynchus singularis* und *Ips typographus* bestehen, kann nicht ausgeschlossen werden, da eine Brutbaumdisposition für sekundäre Borkenkäfer durch na-delfressende Insekten herbeigeführt werden kann (vgl. 3.3.1).

Die zweithöchste Fangzahl ergibt sich im Bestand Nr. 2. Die besonderen Bedingungen während des Untersuchungszeitraumes durch Windwürfe und dadurch verursachte Änderungen des Bestandesklimas an Standort 2 können als alleinige Begründung hierfür mit Sicherheit nicht angeführt werden. Dies mag unter Umständen zur Erklärung der relativ hohen Käferdichte der 2. Generation dienen, jedoch ergibt bereits die 1. Generation die zweithöchsten Fangzahlen nach Standort 1 (vgl. Abb. 28 und Tab. 2), was die Stellung der Untersuchungsfläche in Abbildung 29 durchaus rechtfertigt. Mittlere Fangzahlen zeigt der Standort 5, die niedrigsten Nr. 3, 4 und 6.

| Fangintervall | Untersuchungsstandorte | | | | | |
|-----------------|------------------------|------|------|------|------|------|
| | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 |
| 16.04. - 30.04. | 265 | 57 | 152 | 152 | 41 | - |
| 30.04. - 14.05. | 161 | 12 | 78 | 17 | 77 | 12 |
| 14.05. - 28.05. | 290 | 62 | 125 | 9 | 310 | 21 |
| 28.05. - 11.06. | 1412 | 366 | 215 | 90 | 683 | 43 |
| 11.06. - 25.06. | 747 | 825 | 713 | 217 | 685 | 150 |
| 25.06. - 09.07. | 837 | 1004 | 248 | 195 | 713 | 243 |
| 09.07. - 23.07. | 1081 | 780 | 349 | 366 | 731 | 287 |
| 23.07. - 06.08. | 1108 | 1121 | 458 | 600 | 160 | 310 |
| 06.08. - 20.08. | 1002 | 1350 | 210 | 222 | 97 | 202 |
| 20.08. - 03.09. | 120 | 131 | 58 | 62 | 30 | 81 |
| 03.09. - 17.09. | 100 | 102 | 5 | 11 | 10 | 4 |
| 17.09. - 01.10. | 1 | - | - | - | 2 | - |
| 16.04. - 01.10. | 7124 | 5810 | 2611 | 1941 | 3539 | 1353 |

Tab. 2: *Ips typographus*, Ergebnisse der Pheromonfallenfänge (angegeben als Summe von 2 Fallen/Standort)

Ein Ziel der Arbeit sollte darin bestehen, die Populationsdichten von *Ips typographus* bezüglich ihrer Abhängigkeit von der Immissionsbelastung der einzelnen Bestände zu analysieren. Hierzu wurden zwischen den ermittelten Schadstoffwerten und den Fangergebnissen der Pheromonfallen Rang-Korrelationskoeffizient und Produkt-Momentkorrelationskoeffizient berechnet und die Punktverteilung im Diagramm dargestellt. Um den Einfluß von Bodenfeuchte, Lufttemperatur und Ernährungszustand der Fichten erkennen zu können, die für das Populationswachstum des Buchdruckers entscheidende Faktoren darstellen können (vgl. 3.3.1), wurden diese in die Berechnungen mit einbezogen.

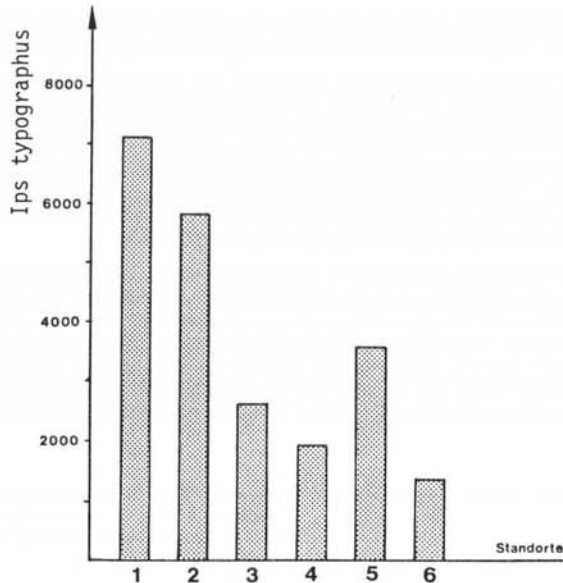


Abb. 29: *Ips typographus*, Apparente Abundanz

Die Ergebnisse sind in den Abbildungen 30 bis 36 dargestellt. Weder Bodenfeuchte noch Temperatur noch Nährstoffsituation lassen einen deutlichen Zusammenhang erkennen. Lediglich der Rang-Korrelationskoeffizient von 0,6 zwischen den Fangzahlen und den Magnesiumwerten könnte auf eine Abhängigkeit hindeuten, die aber in der Praxis unwahrscheinlich ist. Nicht zunehmende Nährstoffversorgung führt zu einer Befallsdisposition sondern höchstens Nährstoffmangel, was durch eine negative Korrelation ausgedrückt werden müßte.

Sowohl die höchsten Rang-Korrelationskoeffizienten wie auch Produkt-Momentkorrelationskoeffizienten ergeben die Vergleiche der Buchdruckerzahlen mit den gemessenen Schwefel- und Fluorwerten. Durch die Punktverteilungen werden die Zusammenhänge hier eindeutig unterstrichen (Abb. 32 und 33). Die Signifikanzniveaus in den beiden Abbildungen zeigen, daß eine zufällige Verteilung fast ausgeschlossen werden kann.

Nach diesen Ergebnissen scheint ein eindeutiger Zusammenhang zwischen der Schadstoffbelastung der einzelnen Untersuchungsflächen und den apparenten Populationsdichten des Buchdruckers zu bestehen. Unter der Voraussetzung, daß die erzielten Ergebnisse für die realen Standortsbedingungen repräsentativ sind, würde dies bedeuten, daß durch Immissions-einflüsse die Befallsdisposition der Fichten für *Ips typographus* in den untersuchten Beständen erhöht und das Populationswachstum des Buchdruckers positiv beeinflusst wird.

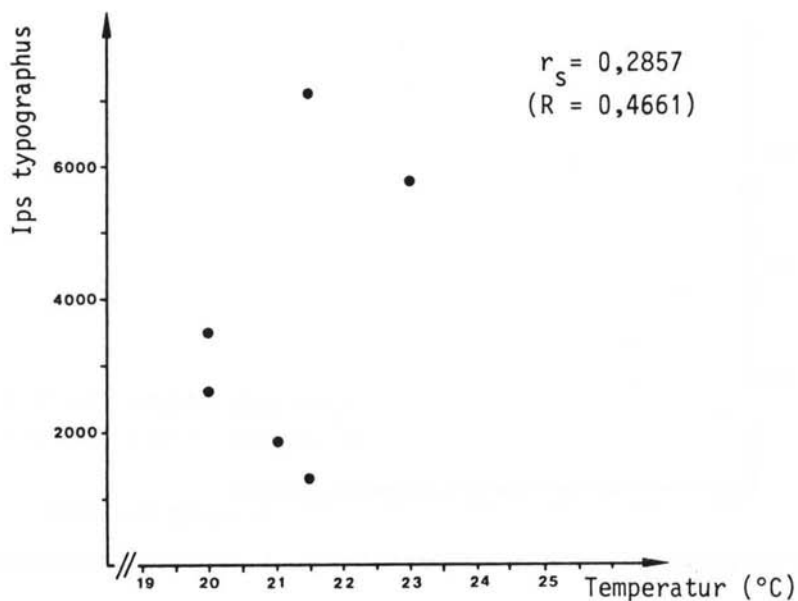


Abb. 30: Punktverteilung und Korrelationsanalyse *Ips typographus*/Tageshöchsttemperaturen

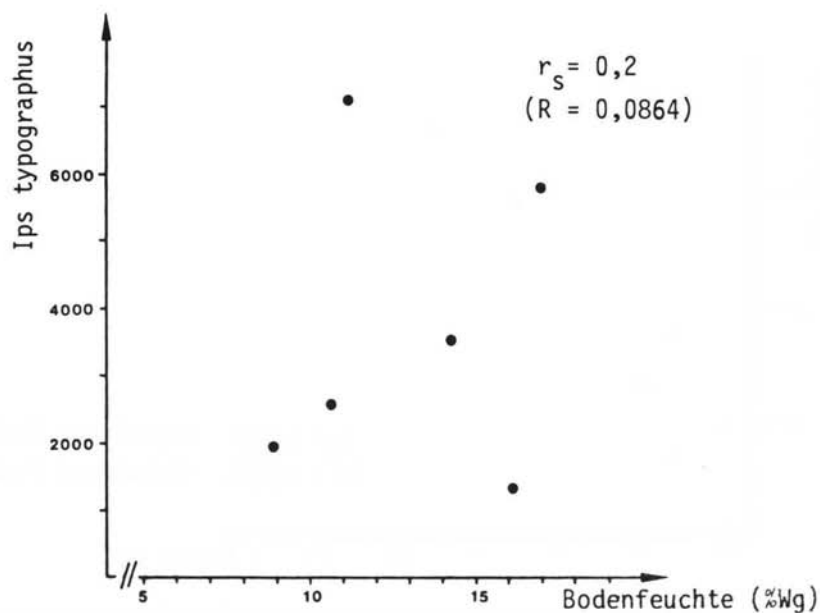


Abb. 31: Punktverteilung und Korrelationsanalyse *Ips typographus*/Bodenfeuchte Unterboden

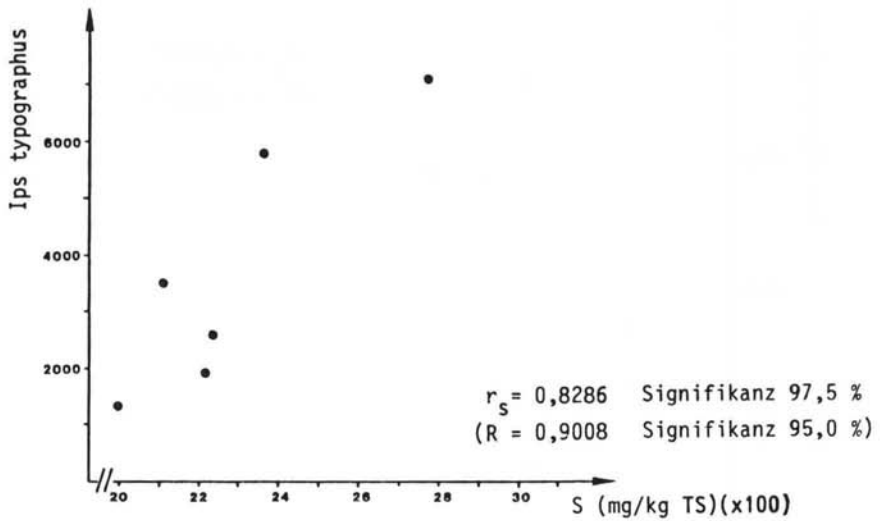


Abb. 32: Punktverteilung und Korrelationsanalyse *Ips typographus*/Schwefel-Gehalte Fichtennadeln

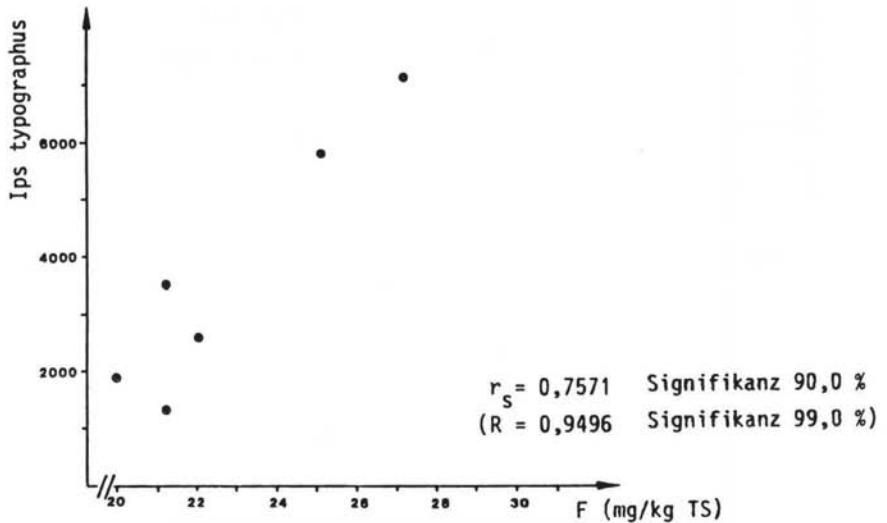


Abb. 33: Punktverteilung und Korrelationsanalyse *Ips typographus*/Fluor-Gehalte Fichtennadeln

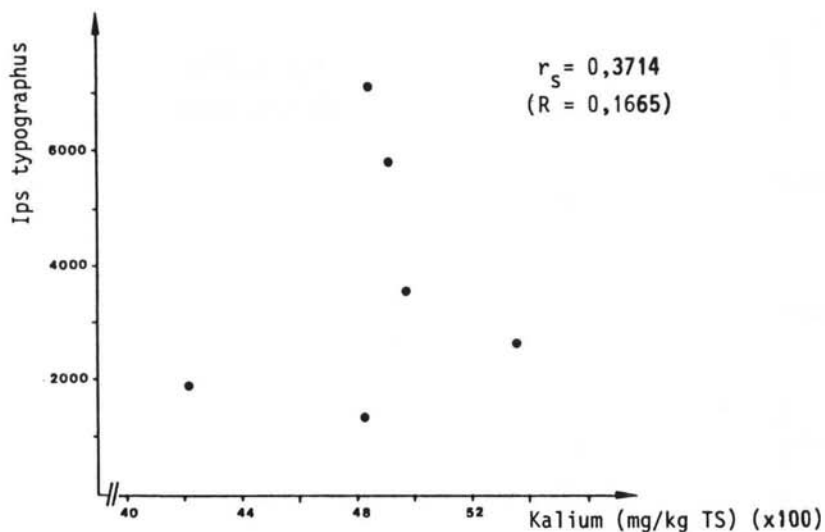


Abb. 34: Punktverteilung und Korrelationsanalyse *Ips typographus*/Kalium-Gehalte Fichtennadeln

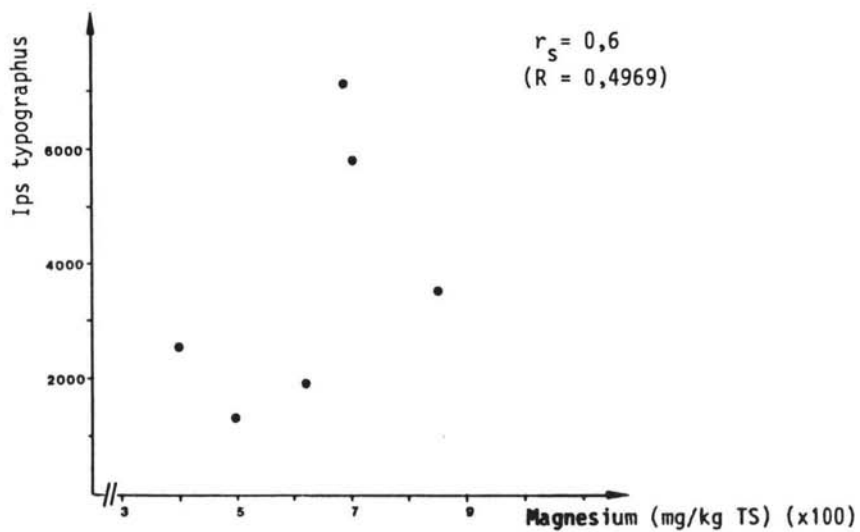


Abb. 35: Punktverteilung und Korrelationsanalyse *Ips typographus*/Magnesium-Gehalte Fichtennadeln

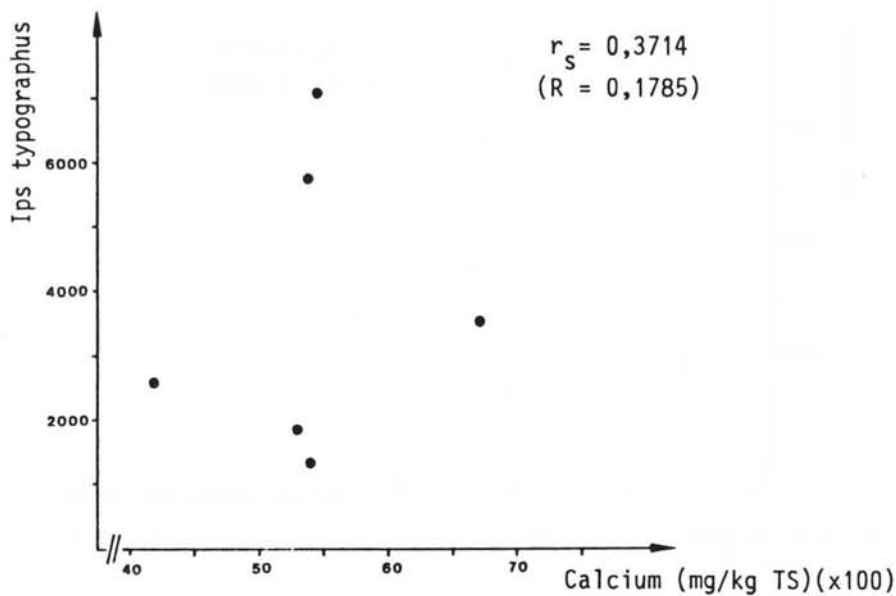


Abb. 36: Punktverteilung und Korrelationsanalyse *Ips typographus*/Calcium-Gehalte Fichtennadeln

5. DISKUSSION

Als Ergebnis der allgemeinen ökologischen Untersuchungen kann festgestellt werden, daß die 6 Untersuchungsstandorte sich für die vorgelegte Fragestellung eignen, da sie von den in Kapitel 3.1.1 geforderten Voraussetzungen her eine Vergleichbarkeit erlauben. Darüberhinaus bestehen Differenzen im Grad der Immissionsbelastung, wodurch die erhobenen Daten mit einem Belastungsgradienten verglichen werden konnten. Für die Verbreitung der Arthropoda wichtige Faktoren, wie Bodenacidität oder mikroklimatische Verhältnisse, wurden quantifiziert, so daß Unterschiede in der Zusammensetzung der Arthropodenzöosen diesbezüglich geprüft werden konnten.

Bestand Nr. 2 wurde im Untersuchungszeitraum an einigen Stellen durch Windwürfe und dadurch bedingte Aufräumarbeiten beeinträchtigt. Diese besonderen Bedingungen müssen bei der Interpretation der Ergebnisse mitberücksichtigt werden. Es zeigte sich auch, daß die den Untersuchungsstandorten benachbarten Biotope sich auf die Fallenfänge auswirken, wodurch das erhobene Datenmaterial teilweise deutlich beeinflusst ist (vgl. Standort 6).

Um Immissionseinflüsse auf die Bodenfauna erkennen zu können, wurde das erfaßte Material verschiedenen Auswertverfahren unterworfen. Durch Vergleich mit den quantifizierten Standortfaktoren sollte geprüft werden, ob die Zusammensetzung der Arthropodenzöosen sich in ein natürliches Faktorengelände einordnen läßt, oder ob sich davon abweichende Verteilungen ergeben, die durch eine Schadstoffbelastung zu erklären sind.

Wie aus der Literatur ersichtlich, zeigen Arthropoden sehr unterschiedliche Reaktionen auf Schadstoffimmissionen, wodurch eine allgemeine Einordnung der vorliegenden Ergebnisse außerordentlich erschwert wird. Bei Untersuchungen an Bodenarthropoden stellten FEILER & HIEBSCH (1968) bei Carabiden und Staphylinen in rauchgeschädigten Fichtenbeständen die höchste Aktivitätsdichte an den stark geschädigten Standorten fest.

Demgegenüber zeigen die Ergebnisse von STUBBE (1981) sowie STUBBE & TIETZE (1982), daß die Carabidenzöosen weniger rauchgeschädigter Kiefernforste in der Dübener Heide höhere Aktivitätsdichten besitzen als die stärker belasteter Bestände. Nach den Artdichten ergaben sich keine Unterschiede. PUSZKAR (1979 a, b, c) untersuchte die Einwirkungen von Schwefel- und Fluorverbindungen auf die Bodenfauna. Er fand bei Carabiden und Spinnen eine Zunahme der Dominanz und Individuendichte mit wachsender Entfernung vom Emittenten, Ameisen verhielten sich umgekehrt. Für andere Gruppen konnten keine eindeutigen Ergebnisse erzielt werden. DUNGER et al. (1972) erkannten bei Forschungen zur Langzeitwirkung von kalkhaltiger, teilweise toxischer Flugasche auf Boden, Vegetation und Bodenfauna keine Einflüsse auf die Arthropodenzöosen. Die Diversität war vergleichbar mit der unbelasteter Gebiete. Eine Reduzierung der Artenzahl bei Carabiden in der Nähe stark befahrener Straßen ergab sich bei den Untersuchungen von MAURER (1974) zum Einfluß von Verkehrsimmissionen auf die Bodenfauna. Neben den Carabiden waren auch bei den Araneae Tendenzen zur Verminderung der Artenzahl vorhanden, wohingegen die Staphylinini keine Hinweise gaben. Die Diversität nach SHANNON-WIENER war für die Bodenfauna in der immissionsreichen Zone des Straßenrandes erniedrigt. Nach MÜLLER et al. (1974) verringert anthropogene Belastung die Artdiversität in stärkerem Maße als z.B. extremes Mikroklima, was durch die Untersuchungsergebnisse von KLOMANN (1975) unterstrichen wird, der für Bodenarthropoden ansteigende H_s -Werte mit zunehmender Entfernung zum Emittenten feststellte.

Ein uneinheitliches Bild ergibt sich nach der Literatur auch für das Problem des immissionsabhängigen Grades der Befallsdisposition von Waldbeständen für forstliche Schadinsekten. WENTZEL & OHNESORGE (1961) stellten im Luftverunreinigungsgebiet eines Holzwerkes bei Bodenfelde an der Weser überraschend eine Übervermehrung der Kleinen Blattwespe fest, wobei sie das Insekt jedoch lediglich bei schwachen Immissionen als fakultativen Folgeparasiten eines Raucheinflusses bezeichnen. Für minierende Schädlinge fand TEMPLIN (1962) bei Luftverunreinigungen fast permanent ein Ansteigen der Populationsdichten. Als Ursache sieht er Störungen des Wasserhaushaltes der Wirtspflanzen nach Einwirkung von SO_2 an. Für die Rindenbrüter *Blastophagus piniperda* und *Phaenops cyanea* erkennt er keinen Zusammenhang zwischen Massenvermehrung und Rauchschäden in Kiefernbeständen. Demgegenüber führt SIERPINSKI (1966, 1972, 1984) *Blastophagus piniperda* und *Phaenops cyanea* neben zahlreichen anderen Insektenarten, u. a. *Pissodes piniphilus*, *Blastophagus minor*, *Ips acumi-*

natus und *Xyloterus lineatus*, mehrere Wicklerarten und Blatt- und Schildläuse, mit stellenweise massenhaftem Auftreten im Bereich ständiger Einwirkungen industrieller Luftverunreinigungen auf. BÖSENER (1969) nennt die Harzrüßler *Pissodes harcyniae* und *Pissodes scabricollis* als Hauptschädling in Rauchschaadensgebieten. *Ips typographus* fand er gehäuft an besonnten, ausgehungerten und stark rauchgeschädigten Süd- und Südwesträndern der geschädigten Fichtenbestände, wohingegen VITE (1984b) eine Massenvermehrung des Buchdruckers bei Immissionsbelastung ausschließt, da für die Art schlecht wüchsige Fichten kein optimales Brutmaterial darstellen sollen. In Kiefernbeständen der Dübener Heide fand BÖSENER (1968) in stark rauchgeschädigten Beständen absolut höhere Populationsdichten bei Rindenbrütern als in solchen mit geringen Rauchschaaden. PFEFFER (1963) untersuchte durch Fluorexhalate beeinträchtigte Tannenbestände und erkannte, daß primäre, monophage Borkenkäfer der Gattung *Pityokteines* unter Fluoreinfluß verschwinden. Hier zeichnen sich *Dreyfusia piceae*, *Dreyfusia nusslini* und *Paurus juvenicus* durch Übervermehrung aus. Eine zusammenfassende Liste von häufigen Schadinsekten in immissionsbelasteten Wäldern findet sich bei FÜHRER (1983a, b). Für Kiefernbestände sind die Borkenkäfer *Blastophagus piniperda*, *Blastophagus minor*, *Ips acuminatus*, *Ips sexdentatus*, *Pityogenes bidentatus* und *Xyloterus lineatus* angegeben, für Fichte *Hylurgops palliatus*, *Pityogenes chalcographus*, *Xyloterus lineatus* und *Ips typographus*, wobei für letzteren verschiedene Tendenzen feststellbar sind. Auch der Buprestide *Phaenops cyanea* und *Pissodes*- sowie *Dreyfusia*-Arten werden in Übereinstimmung mit weiteren Autoren als häufig in immissionsbelasteten Wäldern angegeben.

Wie unterschiedlich das Verhalten von Insekten gegenüber Immissionseinflüssen sein kann, beschreibt BERGE (1972), der selbst im gleichen Immissionsbereich für den selben Schädling Differenzen im Verhalten je nach Witterung und Jahreszeit fand, wobei sich sowohl Übervermehrung als auch Zurückgehen von Coniferenschädlingen unter Immissionseinflüssen beobachten ließ.

All diese Angaben zeigen, wie schwierig eine allgemeine Aussage bezüglich der Auswirkungen von Immissionen auf die Bodenfauna und/oder den Dispositionsgrad von Waldbeständen für forstliche Schadinsekten ist. Demnach besitzen die im Folgenden diskutierten Ergebnisse der vorliegenden Untersuchung lediglich für den Untersuchungsraum Warndt Gültigkeit und dürfen nicht vorbehaltlos auf andere Räume mit abweichenden Standortbedingungen übertragen werden. Eine Interpretation der Untersuchungsergebnisse wurde bereits in den entsprechenden Kapiteln von Abschnitt 4 versucht. In den anschließenden Ausführungen soll eine zusammenfassende Betrachtung und Bewertung der Resultate bezüglich der vorliegenden Fragestellungen erfolgen.

Es zeigte sich, daß die Verteilung der Bodenarthropoden deutlich durch die mikroklimatischen Verhältnisse beeinflußt wird. Vor allem für die Carabiden können die Ergebnisse von STUBBE (1981) bestätigt werden, wonach Klimafaktoren sowie Nahrungsangebot und Raumstruktur für die am Ende der Nahrungskette stehenden Carabiden wirksamer sind als die direkte Schadstoffbelastung. Dies wird sowohl bei der Aufteilung der Laufkäferzönosen nach der Biotopbindung als auch der Jahresrhythmik der einzelnen Arten bestätigt. Die Unterschiede nach den Habitatsansprüchen von Standort 2 und 6 gegenüber den übrigen Beständen mit erhöhten Anteilen von Arten offener Landschaften sind eindeutig auf die Faktoren Temperatur und Licht zurückzuführen, da hier für Tiere aus Strahlungshabitaten bessere Lebensbedingungen vorliegen. Die auffällige Verteilung von Standort 5 nach der Jahresrhythmik ist durch das besondere Verhalten von *Pterostichus oblongopunctatus* und *Abax ater* begründet. Ob Konkurrenz, besondere standörtliche Faktoren des am nördlichsten gelegenen Standortes oder weitere Parameter mit eingreifen, konnte nicht geklärt werden.

Insgesamt zeigt sich, daß Carabiden durch ihr schnelles Reaktionsvermögen zwar gute "ökologische Indikatoren" im Sinne von HEYDEMANN (1955) sind, für die Frage nach Immissionseinflüssen auf die Bodenfauna aber weniger geeignet scheinen, da die klimatische Situation die anderen Faktoren in ihrem Verhalten überlagert.

Ein ganz anderes Bild ergibt sich nach den Abundanzuntersuchungen der gesamten Coleopterenzönosen. Während die Artdichten keine Hinweise auf eine Schadstoffbelastung erkennen ließen, zeigten Aktivitätsdichten und Dominanzstrukturen deutliche Differenzen zwischen den Standorten, die unterschiedlich zu interpretieren sind. Die Bestände Nr. 1 und 6 fallen

durch das extreme Dominieren jeweils 1 Rüsselkäfers auf, bei 1 *Otiorrhynchus singularis*, bei 6 *Barypeithes araneiformes*. Während letzterer nur auf niederen Kräutern lebt und demnach auf eine Dispositionssteigerung der Fichtenbestände keine Hinweise geben kann, wird *Otiorrhynchus singularis* in der Literatur als bedeutender Coniferenschädling beschrieben (vgl. RATZBURG 1895, SORAUER 1954, SCHWERDTFEGER 1957, KOLBE 1974a, b, SCHWENKE 1974). Die vorliegenden Ergebnisse zeigen überraschende Übereinstimmungen mit den Resultaten von FEILER & HIEBSCH (1968). Bei quantitativen und qualitativen Untersuchungen der Spinnen- und Käferfauna in rauchgeschädigten Fichten- und Kiefernbeständen der Dübener Heide fanden die Autoren bei *Otiorrhynchus*-Arten in den stark geschädigten Gebieten eine erhöhte Aktivitätsdichte. Demgegenüber waren *Barypeithes*-Arten in den wenig belasteten Kiefern- und Fichtenbeständen häufiger. Ein Vergleich mit dem abnehmenden Immissionsgradienten von Standort 1 zu 6 zeigt, daß diese Feststellungen hier bestätigt werden können. An Standort 1 sind mit Ausnahme der mit Abstand höchsten Schwefel- und Fluorwerte keine entscheidenden Differenzen der Standortsverhältnisse gegenüber den anderen Beständen festgestellt worden, so daß die Immissionsbeeinflussung hier als ausschlaggebender Wirkungsfaktor angesehen werden muß.

Die Spezies-Diversität ergab keine eindeutigen Resultate bezüglich der vorliegenden Fragestellungen. Zwar ist der niedrigste H_s -Wert bei höchster Belastung an Standort 1 vorhanden, von dem aus sich eine Zunahme bis zu Standort 4 bei mittlerer Belastung ergab, so sind die am wenigsten immissionsbeeinflussten Bestände 5 und 6 jedoch durch zurückgehende Diversitäten gekennzeichnet. In Kapitel 4.2.1.3 wurde bereits darauf hingewiesen, daß bis zu einem bestimmten, möglicherweise stoffspezifischen, Schwellenwert die Zahl ökologischer Nischen und damit die Mannigfaltigkeit durch Hinzukommen weiterer Arten erhöht werden kann und erst ab einer bestimmten Grenze durch Ausfallen der empfindlichen Elemente Schadstoffbeeinflussung zur Verringerung der Spezies-Diversität führt. Dies scheint vor allem dann Gültigkeit zu besitzen, wenn es sich bei den untersuchten Gebieten um vom Menschen geschaffene, standortsfremde Systeme, in diesem Fall Fichtenforste, handelt, bei denen sich keine biotopspezifischen Arthropodenzöosen ausgebildet haben, und so durch weitere anthropogene Eingriffe die geringe Vielfältigkeit bis zu einer bestimmten Grenze erhöht wird. Es zeigt sich, daß der Diversitätsindex im Warndt zwar Einflüsse von Schadstoffbelastungen erkennen läßt, daß die Ausprägung der Diversität nicht unbedingt mit dem Grad der anthropogenen Beeinflussung korrelierbar und so isoliert gesehen als Belastungsanzeiger nicht geeignet ist. Dies bestätigt die Untersuchungen von DÜNGER et al. (1972) und STUBBE (1981) in vergleichbaren Biotopen, wo ebenfalls unter Immissionseinfluß keine klaren Tendenzen erkennbar waren.

Durch die Betrachtung des gesamten Arthropodenmaterials konnte zunächst die Situation der Standorte bestätigt werden, die sich nach der Auswertung der Käferfänge ergab. Bei höchster Belastung zeigt der Bestand Nr. 1 bei weitem den größten Anteil phytophager Organismen. Zusätzlich zu dem Rüsselkäfer *Otiorrhynchus singularis* treten vor allem die Sternorrhyncha in den Vordergrund, was darauf hinweist, daß phytophage Insekten in dem immissionsreichen Gebiet klar bevorteilt sind. Sternorrhyncha konnten auch von PFEFFER (1963), SIERPINSKI (1966, 1972, 1984) und FÜHRER (1983a, b) in den am stärksten geschädigten Gebieten vermehrt nachgewiesen werden.

Darüberhinaus zeigt die Aufteilung der Arthropodenzöosen auf die verschiedenen Trophiestufen, daß die Streuverzehr in den am höchsten belasteten Beständen 1 und 2 deutlich zurückfallen. Dies ist um so mehr von Bedeutung, da klimatische Faktoren auf die Verbreitung von Isopoda und Diplopoda nur geringe Einflüsse zeigen. Bestimmte Reaktionen, wie beispielsweise das Einrollen bei Glomeriden, machen sie vom Mikroklima relativ unabhängig (vgl. BECKER 1972), so daß ihr deutliches Zurücktreten an Standort 1 und 2 auf die hohe Immissionsbelastung zurückgeführt werden muß. Darüberhinaus zeigte THIELE (1956), daß beide Taxa direkt vom Bodensubstrat abhängig sind. Die Verteilung der Streuverzehr an den 6 Standorten gibt demnach deutliche Hinweise, daß über die Bodenstreu die Isopoda und Diplopoda durch die Immissionsbelastung beeinträchtigt werden, wobei ihre Stellung als Endglieder in der Nahrungskette und damit die Auswirkung von Schadstoffakkumulationen hier im Vordergrund stehen müßte, da direkte Einwirkungen auf die Organismen wegen ihrer versteckten Lebensweise nur in geringem Maße zu erwarten sind. Die Situation der Trophiestufen wird durch die Verteilung der Zoophaga bestätigt, die eine Zunahme der Aktivitätsdichte parallel zum Absinken der Schadstoffbelastung von Standort 1 zu 4 zeigen, die Bestände 5 und 6 fal-

len aus dieser Korrelation heraus. Zu der hohen Stellung kommt hier die verstärkte Aktivität räuberischer Arten, auf die bereits in Kapitel 3.2.6 hingewiesen wurde, die sie für Schadstoffeinflüsse besonders exponiert.

Durch den Einsatz von Pheromonfallen sollte im zweiten Teil der Arbeit der Zusammenhang der Populationsdichte von *Ips typographus* mit Immissionsseinwirkungen untersucht werden. Die Ergebnisse zeigten deutlich, daß die Einflüsse aller anderen, für die Verbreitung des Buchdruckers wichtigen Parameter, wie Nährstoffmangel der Wirtspflanzen, Trockenheit etc., an den 6 Untersuchungsstandorten überlagert werden von dem Faktor Schadstoffbelastung. Diese Verteilung konnte statistisch abgesichert werden. Als mögliche Ursache für eine Zunahme der Populationsdichte von Schadinsekten bei Immissionsbelastung wird von TEMPLIN (1962) und VITE (1984b) die Wirkung von SO₂ auf den Photosyntheseapparat der Wirtspflanzen diskutiert. Hierbei können Schäden der Zellmembran, Hemmung der Photosynthese, Störung der Stomata-Regulation mit der Folge übermäßiger Transpiration und Trocknis sowie Störungen der Enzymaktivität die Vitalität beeinträchtigen und damit die Resistenz gegenüber abiotischen und biotischen Schadfaktoren abschwächen (vgl. REHFUESS 1983, LICHTENTHALER & BUSCHMANN 1984). REHFUESS (1983) vermutet, daß hierbei vor allem die Spitzenkonzentrationen von SO₂ kritisch sind. Wie die Ergebnisse der Barberfallen-Untersuchungen beweisen, sind Schadstoffeinflüsse auch auf den Boden vorhanden, die über die Wurzeln den physiologischen Zustand der Wirtspflanzen zusätzlich beeinträchtigen können. Dies weist auf die Ergebnisse von ZWÖLFER (1953, zitiert in RONDE 1957) und RONDE (1957) hin, die deutliche Zusammenhänge zwischen Dispositionsgrad von Wäldern für Forstschädlinge und der Ausprägung der Bodenfauna erkannten. Danach zeigt die Bodenfauna bei hohem Dispositionsgrad folgende Ausprägung (aus Ronde 1957):

1. Einseitige Individuenhäufigkeit einzelner Arten bei der Gesamtpopulation
2. Abnahme der Artenzahl innerhalb der Gesamtpopulation
3. In allen Fällen überwiegen des Collembolenanteils innerhalb der Population
4. Fehlen von Nematoden, Lumbriciden und Isopoden (= Erstersetzer der Streu).

Die vorliegenden Untersuchungen zeigen, daß die THIENEMANN'schen Grundregeln (zitiert in RONDE 1957) im Warndt zumindest teilweise Gültigkeit besitzen, wobei die Immissionsbelastung als Hauptwirkungsfaktor anzusehen ist.

Zusammenfassend können folgende Zusammenhänge zwischen Immissionsbelastung und Arthropodenausstattung zur Charakterisierung der 6 Untersuchungsstandorte im Warndt festgehalten werden:

1. Deutliches Ansteigen der Populationsdichte von *Ips typographus* bei zunehmender Immissionsbelastung.
2. Neben dem Buchdrucker zeigen weitere Coniferenschädlinge, wie *Otiorrhynchus singularis* und die meisten Sternorrhyncha, bei stärkster Belastung bei weitem die höchste Aktivitätsdichte.
3. Zurücktreten der Isopoda und Diplopoda als Streuverzehrer bei höchster Belastung an Standort 1 und 2.
4. Ansteigende Aktivitätsdichte der Zoophaga von Standort 1 zu 4 bei abnehmender Schadstoffbelastung.

Die Ergebnisse zeigen nicht nur, daß im Warndt der Dispositionsgrad von Fichtenbeständen für Arthropodenschädlinge durch die Immissionsbelastung erhöht wird, sondern auch, daß Auswirkungen auf den Boden und die Bodenfauna vorhanden sind. Hierbei ist zu bedenken, daß für die vorliegende Untersuchung vergleichbare Standorte nach den in Kapitel 3.1 angegebenen Gesichtspunkten ausgewählt wurden. Bei großen Unterschieden zwischen verschiedenen Untersuchungsbeständen kann der Faktor Immissionsbelastung durchaus von anderen Einflüssen, wie beispielsweise extremer Trockenheit, überlagert werden, wobei er dann aber immer noch wirksam bleibt, ohne möglicherweise jedoch erkannt zu werden.

Es sei noch einmal ausdrücklich darauf hingewiesen, daß die Schwefel- und Fluorkonzentrationen der Fichtennadeln nur als Anhaltspunkte zur Abschätzung der Stärke der Immissionsbelastung an den einzelnen Untersuchungsstandorten ermittelt wurden. Die beschriebenen Immissionseinwirkungen auf die Arthropodenzösen müssen keinesfalls durch diese beiden Elemente hervorgerufen werden, durchaus können andere Stoffe oder synergetische Wirkungen mehrerer Komponenten Ursache für die Ausprägung der Bodenfauna und/oder Steigerung der Befallsdisposition sein.

Aus den vorgestellten Ergebnissen Schlüsse auf geeignete Bioindikatoren zur Überprüfung von Immissionsbelastungen auf Waldökosysteme zu ziehen, würde zu weit führen. Zum einen zeigt der Literaturüberblick zu Beginn dieses Kapitels, daß sich dieselben Taxa in vergleichbaren Situationen sehr unterschiedlich verhalten und demnach allgemeine Aussage erschwert werden. Darüberhinaus beziehen sich die Resultate auf Untersuchungen während einer Vegetationsperiode, so daß hieraus keine allgemeingültigen Regeln abzuleiten sind.

6. ZUSAMMENFASSUNG

Ziel der vorliegenden Untersuchungen war, den Einfluß von Immissionen auf die Struktur epigäischer Arthropodenzösen und den Dispositionsgrad von Fichten als Wirtsbäume für forstliche Schadinsekten festzustellen. Hierzu wurden in 6 ausgewählten Fichtenbeständen im Warndt mit Hilfe der Barberfallen-Methode, welche quantitative Auswertungen des erfaßten Tiermaterials erlaubt, die Zusammensetzungen der Bodenfauna analysiert. Zur Kennzeichnung der Populationsdichten von *Ips typographus* L., dem wichtigsten Fichtenschädling im Untersuchungsgebiet, waren mit einem Aggregationspherom versehene Borkenkäferfallen des Typs "Norwegische Kammrohrfalle Modell 1979" im Einsatz.

Von dreijährigen Fichtennadeln wurden zur Charakterisierung der Immissionsbelastung die Schwefel- und Fluorgehalte sowie zur Kennzeichnung des Ernährungszustandes der Baumbestände die Calcium-, Kalium- und Magnesiumgehalte ermittelt. Darüberhinaus wurden die für die Verbreitung von Arthropoden wichtigen exogenen Faktoren Mikroklima, Bodenacidität und Vegetation erfaßt. Durch den Vergleich der Fangergebnisse mit den quantifizierten Standortfaktoren sollte geklärt werden, ob sich die Zusammensetzungen der Arthropodenzösen und Populationsdichten von Schadinsekten in ein natürliches Faktorengelände einordnen lassen oder ob davon abweichende Verteilungen bestehen, die durch Immissionseinflüsse erklärbar sind.

Im einzelnen wurden folgende Ergebnisse erzielt:

1. Die Zusammensetzung der Carabidenzösen nach Jahresrhythmik und nach Biotopbindung der einzelnen Arten zeigt, daß für die Verbreitung der Laufkäfer die mikroklimatischen Bedingungen den dominanten Faktor darstellen. Weitere Standortbedingungen spielen eine nur untergeordnete Rolle.
2. Die Diversität der Coleopterenzösen nach SHANNON-WIENER ergibt bei mittlerer Belastung den höchsten Wert und sinkt sowohl mit zunehmender als auch abnehmender Schadstoffbelastung ab. Für die Darstellung des Grades der Immissionsbelastung an den Untersuchungsstandorten stellt der H_s -Wert keinen geeigneten Index dar.
3. Die Fangergebnisse der Pheromonfallen ergeben ein deutliches Ansteigen der Populationsdichten von *Ips typographus* bei Zunahme der Immissionsbelastung von Standort 6 zu 1. Die Einflüsse von Bodenfeuchte, Temperatur, Bodenacidität und Nährstoffversorgung der Fichten werden durch die Schadstoffeinwirkung überlagert. Der Zusammenhang konnte durch Korrelationsanalysen statistisch abgesichert werden.
4. Die höchsten Aktivitätsdichten weiterer Coniferenschädlinge, vor allem der Sternorrhyncha und *Otiorrhynchus singularis*, fanden sich an Standort 1 bei höchster Belastung.
5. Untersuchungen zur Zusammensetzung der Arthropodenzösen nach der trophischen Stellung der einzelnen Taxa ergaben:

- nur bei Standort 1 bei stärkster Immissionsbelastung ein Überwiegen der Phytophaga,
- Zunahme der Zoophaga von Bestand Nr. 1 zu 4 bei abnehmender Schwefel- und Fluor-Belastung,
- Zurücktreten der Isopoda und Diplopoda (Streuverzehrer) an den am höchsten belasteten Standorten 1 und 2.

Bei höchster Belastung ergibt sich an Standort 1 eine Extremsituation durch Zurücktreten der Zoophaga und Streuverzehrer, höchste Aktivitätsdichte der Phytophaga sowie höchste Populationsdichte von *Ips typographus*.

Zusammenfassend läßt sich aus den Ergebnissen der Schluß ziehen, daß die Schadstoffbelastung im Untersuchungsgebiet zu einer Steigerung des Dispositionsgrades der Fichtenbestände für Schadinsekten, vor allem *Ips typographus*, *Otiorrhynchus singularis* und die meisten Sternorrhyncha, führt und gleichzeitig die Struktur der epigäischen Arthropodenzöosen deutlich beeinflusst.

7. LITERATUR

- ADLUNG, K.G. (1979): Pheromene zur Buchdruckerprognosen. AFZ 14:356.
- AUSWERTUNGS- UND INFORMATIONSDIENST FÜR ERNÄHRUNG, LANDWIRTSCHAFT UND FORSTEN (Hrsg.) (1984): Überwachung und Bekämpfung von Borkenkäfern der Nadelbaumarten. AID 15. Kassel.
- BAHRENBERG, G. & GIESE, E. (1975): Statistische Methoden und ihre Anwendung in der Geographie. Stuttgart.
- BAISCH, D. (1954): Untersuchungen zur Systematik, Biologie und Ökologie des doppeläugigen Fichtenborkenkäfers (*Polygraphus polygraphus* L.). in: WELLENSTEIN, G. (Hrsg.): Die großen Borkenkäferkalamität in Südwestdeutschland 1944-1951: 301-328. Ringingen.
- BAKKE, A. (1984): Erfahrungen und Erfolge bei der Borkenkäferbekämpfung mit Kunststofffallen in Norwegen 1979 bis 1982. AFZ 8:186-187.
- BALACHOWSKY, A. (1949): Coléopteres Scolytides. Faune de France 50. Paris.
- BARBER, H.S. (1931): Traps for cave inhabiting insects. J. Elisha Mitchell Sci.Soc.46:259-266.
- BAUER, F. (1983): Zum Waldprogramm der Saarländischen Landesforstverwaltung. AFZ 3:40.
- BAUER, T. (1975): Zur Biologie und Autökologie von *Notiophilus biguttatus* F. und *Bembidion farrinosum* Strm. (Coleopt., Carabidae) als Bewohner ökologisch extremer Standorte. Zool. Anz. 194(5/6):305-318.
- BAULE, H. (1984): Zusammenhänge zwischen Nährstoffversorgung und Walderkrankungen. AFZ 30/31:775-778.
- BAYERISCHE FORSTLICHE VERSUCHS- UND FORSCHUNGSANSTALT (1982): Erkennen und Bekämpfen wichtiger Forstschädlinge. AFZ 15:429-439.
- BECKER, J. (1972): Art und Ursachen der Habitatbindung von Bodenarthropoden (Carabidae (Coleoptera), Diploda, Isopoda) xerothermer Standorte in der Eifel. Diss. Köln.
– (1977): Die Carabiden des Flughafens Köln-Bonn als Bioindikatoren für die Belastung eines anthropogenen Ökosystems. Decheniana-Beiheft 20:1-9.
- BENDER, K. (1948): Studien über die Massenvermehrung des großen Fichtenborkenkäfers (*Ips typographus* L.) aus dem Raum Meßkirch (Südbaden) während der Jahre 1946 und 1947. Diss. Freiburg/B.
- BERGE, H. (1972): Beziehungen zwischen Baumschädlingen und Immissionen. Anz. Schädlingk. Pflanzensch. XLV:155-156.
- BLUNCK, H. (1953): Handbuch der Pflanzenkrankheiten Bd.4: Tierische Schädlinge an Nutzpflanzen. Berlin.
- BOCK, R. (1972): Aufschlußmethoden der anorganischen und organischen Chemie. Weinheim.
- BÖHLER, H. & GÜNTHER, G. (1980): Erfahrungen über den Einsatz von Pheroprax zur Buchdruckerbekämpfung im Jahr 1979. AFZ 28:749.
- BÖSENER, R. (1969): Zum Vorkommen rindenbrütender Schadinsekten in rauchgeschädigten Kiefern- und Fichtenbeständen. Arch. Forstw. 18 (9/10):1021-1026.
- BOMBOSCH, S. (1954): Zur Epidemiologie des Buchdruckers (*Ips typographus* L.). in: WELLENSTEIN, G. (Hrsg.): Die große Borkenkäferkalamität in Südwestdeutschland 1944-1951:239-283. Ringingen.
– (1962): Untersuchungen über die Auswertbarkeit von Fallenfängen. Z. ang. Zool. 49:149-160.

- BORDEN, J. H. (1974): Aggregation pheromones in the Scolytidae. in: BIRCH, M. (ed.): Pheromones: 135-160. Amsterdam, New York.
- BORGGREVE, B. (1895): Waldschäden im Oberschlesischen Industriebezirk nach ihrer Entstehung durch Hüttenrauch, Insektenfraß etc. Frankfurt/M.
- BORGMANN, W. (1930): Schutz gegen Rauchschiäden. in: HESS, R. & BECK, R. (Hrsg.): Der Forstschutz Bd. 2:106-141. Neudamm.
- BRAUNS, A. (1976): Taschenbuch der Waldinsekten. Grundriß einer terrestrischen Bestandes- und Standort-Entomologie. 2 Bände. Stuttgart.
- BROHMER, P. (1979): Fauna von Deutschland. Heidelberg.
- BRUNDIN, L. (1934): Die Coleopteren des Torneträskegebietes. Lund.
- BUCHLEITNER, H.V. (1924): Geschichte des Warndts. Saarbrücken.
- BUCHNER, A. & ISERMANN, K. (1984): Wie sind Waldschadensursachen aus der Sicht der Pflanzenernährung zu beurteilen. AFZ 30/31:781-784.
- BÜTTNER, H. (1959): Über die Auswirkungen von Düngemaßnahmen auf forstliche Schadinsekten. Die Naturwissenschaften 46(20):587
- BURMEISTER, F. (1939): Biologie, Ökologie und Verbreitung der europäischen Käfer Bd. 1: Caraboidea. Krefeld.
- CARROLL, J.B. (1961): The nature of the data, or how to choose a correlation coefficient. Psychometrika 26:347-372.
- CHINERY, M. (1979): Insekten Mitteleuropas. Hamburg, Berlin.
- CLAUSEN, C.P. (1962): Entomophagous insects. New York.
- COIFFAIT, H. (1958): Les coléoptères du sol. Supplément numéro 7 a „Vie et Milieu“. Bull. Laborat. Arago.
- CRAMER, H.H. (1958): Über den Begriff „Waldhygiene“. AFZ 13:320-321.
- DAHL, F. (1928): Die Tierwelt Deutschlands und der angrenzenden Meeresteile Bd. 7, Coleoptera oder Käfer I: Carabidae (Laufkäfer). Jena.
- DELKESKAMP, K. (1930): Biologische Studien über *Carabus nemoralis* Müll. Z.Morph.Ökol.Tiere 19(1): 1-58.
- DEUTSCHER NORMENAUSSCHUSS (Hrsg.) (1973): Bodenuntersuchungsverfahren im landwirtschaftlichen Wasserbau. Physikalische Laboruntersuchungen: Bestimmung des Wassergehaltes des Bodens, DIN 19683 Blatt 4. Berlin.
- (1977): Bodenuntersuchungsverfahren im landwirtschaftlichen Wasserbau. Chemische Laboruntersuchungen: Bestimmung des pH-Wertes des Bodens und Ermittlung des Kalkbedarfs, DIN 19684 Teil 1. Berlin.
- DIMITRI, L. (1985): Einsatz biotechnischer Verfahren zur Populationsenkung der Borkenkäfer. AFZ 12:254-256.
- DUNGER, W. (1974): Tiere im Boden. Die neue Brehm-Bücherei 327. Wittenberg Lutherstadt.
- DUNGER, W.; DUNGER, I.; ENGELMANN, H.-D. & SCHNEIDER, R. (1972): Untersuchungen zur Langzeitwirkung von Industrie-Emissionen auf Böden, Vegetation und Bodenfauna des Neißetales bei Ostritz/Oberlausitz. Abh.Ber.Natk.Mus.Görlitz 47(3):2-40.
- EICKMEYER, A. (1972): Faunistische und biometrische Untersuchungen an Laufkäfern (Carabidae) in Laub- und Nadelwaldflächen am Hamschberg, Kr.Herford.Abh.Landesm.Natk.-Münster 34(4):43-49.

- ELLENBERG, H. (1967): Vegetations- und bodenkundliche Methoden der forstlichen Standortskartierung. Zürich.
- (1974): Zeigerwerte der Gefäßpflanzen Mitteleuropas. Scripta Geobotanica 9.
- ENDERLEIN, H. & LUX, H. (1962): Welchen Einfluß haben industrielle Emissionen auf das Kiefernsterben im Raum des Bezirkes Leipzig? Wiss.Z.TU Dresden 11:617-636.
- EVERS, F.H. (1984): Welche Erfahrungen liegen bei Kalium- und Magnesium-Düngungsversuchen auf verschiedenen Standorten in Baden-Württemberg vor? AFZ 30/31:767-769.
- FALLER, N.N. (1968): Der Schwefeldioxidgehalt der Luft als Komponente der Schwefelversorgung der Pflanze. Diss.Gießen.
- FEILER, A. & HIEBSCH, H. (1968): Quantitative und qualitative Untersuchungen der Spinnen- und Käferfauna in rauchgeschädigten Fichten- und Kiefernbeständen. Imise a lesni cosoy: 107-121.
- FORSTEINRICHTUNG DER LANDESFORSTVERWALTUNG DES SAARLANDES (Hrsg.) (1972): Erläuterungsband zur Standortskartierung im Staatswald des Forstamtes Warndt, Kartierungszeitraum 1969 bis 1971. Saarbrücken.
- FRANZ, H. (1931): Über die Bedeutung des Mikroklimas für die Faunenzusammensetzung auf kleinem Raum. Z.Morph.Ökol.Tiere 22(2/3): 587-628.
- FREITAG, R. (1979): Carabid Beetles and Pollution. in: ERWIN, T.L.; BULL, G.E. & WHITEHEAD, D.R.(Hrsg.): Carabid Beetles, Their Evolution, Natural History and Classification: 507-519. The Hague, Boston, London.
- FREUDE, H.; HARDE, K.W. & LOHSE, G.A.(Hrsg.) (1964): Die Käfer Mitteleuropas Bd. 4: Staphylinidae 1. Krefeld.
- (1965): Bd. 1: Einführung in die Käferkunde.
- (1966): Bd. 9: Cerambycidae, Chrysomelidae.
- (1967): Bd. 7: Clavicornia.
- (1969): Bd. 8: Terebrantia, Heteromera, Lamellicornia.
- (1971): Bd. 3: Adepthaga 2, Palpicornia, Histeroidea, Staphylinidea 1.
- (1974): Bd. 5: Staphylinidae 2, Pselaphidae.
- (1976): Bd. 2: Adepthaga 1.
- (1979): Bd. 6: Diversicornia.
- (1981): Bd. 10: Rhynchophora.
- (1983): Bd. 11: Rhynchophora.
- FRÖMMING-SCHWANEBECK, E. (1939): Der gegenwärtige Stand der Lehre von den Schutzmitteln unserer Pflanzen gegen Tierfraß. Forschungsdienst 8:71-83
- FÜHRER, E. (1983a): Immissionsschäden als Herausforderung für den Forstschutz. Grünes Forum 7:68-76.
- (1983b): Das Immissionsproblem und der Forstschutz. Allgemeine Forstzeitung 7:164-166.
- (1983c): Immissionen und Forstschädlinge. AFZ 26/27:668-669.
- GARMS, H. (1977): Fauna Europas, Braunschweig.
- GAUSS, R. (1954): Der Ameisenbunkkäfer *Thanasimus (Clerus) formicarius* L. als Borkenkäferfeind. in: WELLENSTEIN, G. (Hrsg.): Die große Borkenkäferkalamität in Südwestdeutschland 1944-1951:417-429. Rellingen.

- GEILER, H. (1956/57): Zur Ökologie und Phänologie der auf mitteldeutschen Feldern lebenden Carabiden. W.Z. Karl-Marx-U.-Math.Nat.Reihe 6(1):35-53.
- GERLACH, C. (1907): Einige charakteristische Merkmale und Beweismittel für das Vorhandensein von Rauchsäden in Fichtenbeständen auf Grund eigener Beobachtungen und Erfahrungen. A.F.-u.Jgd.Zeitung 83:375-382.
- GIERS, E. (1973): Die Habitatgrenzen der Carabiden (Coleoptera, Insecta) im Melico-Fagetum des Teutoburger Waldes. Abh.Landesm.Natk.Münster 35(3):1-36.
- GMELIN, J.F. (1787): Abhandlung über die Wurmtrocknis. Leipzig.
- GRIES, B.; MOSSAKOWSKI, D. & WEBER, F. (1973): Coleoptera Westfalica: Familie Carbidae, Genera *Cychrus*, *Carabus* und *Calosoma*. Abh. Landesm. Natk. Münster 35(4):1-80.
- GRIMM, R.; FUNKE, W. & SCHAUERMAN, J. (1974): Minimalprogramm zur Ökosystemanalyse, Untersuchungen an Tierpopulationen in Wald-Ökosystemen. Sonderdruck Verh. Ges. Ökologie: 77-87.
- GÜNTHER, G. & BÖHLER, H. (1983): Lockstoffeinsatz bei der Borkenkäfersituation 1983. AFZ 9/10:241-242.
- HARDE, K.W. & SEVERA, F. (1981): Der Kosmos-Kaferführer. Stuttgart.
- HARTMANN, P. (1979): Biologisch-Ökologische Untersuchungen an Staphylinidenpopulationen verschiedener Ökosysteme des Solling. Diss. Göttingen.
- HEIDENREICH, E. (1962/63): Zum Massenwechsel der Insekten. Z. ang. Ent. 51:148-150.
- HEILING, A. (1933): Untersuchungen über den Einfluß gasförmiger Luftverunreinigungen auf die pflanzliche Transpiration nebst einigen Voruntersuchungen zur üblichen Methodik der Transpirationsbestimmung. Phytopath. Zeitschrift 5:435-492.
- HEYDEMANN, B. (1953): Agrarökologische Problematik. Diss. Kiel.
- (1955): Carabiden der Kulturfelder als ökologische Indikatoren. Ber. 7. Wanderver. Deutsch. Entomologen: 172-185.
- (1956): Die Bedeutung der Formalinfallen für die zoologische Landesforschung. Faun. Mitt. Norddeutschland 6:19-24.
- HOFFMANN, (1916): Düngung und Insektenbefall. Z. ang. Ent. 3:257-262.
- INOUE, M. (1962/63): Details of Bark Beetle Control in the Stormswept Areas in the Natural Forest of Hokkaido, Japan, Z. ang. Ent. 51 160-164.
- JACOBS, W. & RENNER, M. (1974): Taschenlexikon zur Biologie der Insekten. Stuttgart.
- JANETSCHKE, H. (Hrsg.) (1982): Ökologische Feldmethoden, Hinweise zur Analyse von Land-ökosystemen. Stuttgart.
- JANSSEN, W. (1963): Untersuchungen zur Morphologie, Biologie und Ökologie von *Cantharis* L. und *Rhagonycha* Eschsch. (Cantharidae, Col.). Z. wiss. Zool. 168:168-177.
- JOHN, V. (1980, unveröff.): Beitrag zur Flechtenvegetation im Stadtverband Saarbrücken, 2. Zwischenbericht: Der Warndt.
- KAMP, H.J. (1977): Ein Beitrag zur Scolytoidea-Fauna der Rheinprovinz (Coleoptera). Decheniana-Beihefte 20:22-28.
- KANGAS, E. (1968): Über die Orientierungsmechanismen der Borkenkäfer auf ihr Fortpflanzungsmaterial. Anz. Schädlingk. Pflanzensch. XLI:177-180.
- KAULE, G.; SAUER, E.; KAULE, B. & GERSTNER, J. (1982): Kartierung schutzwürdiger Biotope im Saarland, Auswertung 198 Warndt. Stuttgart, Saarbrücken.

- KLAPP, E. (1974): Taschenbuch der Gräser. Berlin, Hamburg.
- KLAUSNITZER, B. & KLAUSNITZER, H. (1979): Marienkäfer (Coccinellidae). Die neue Brehm-Bücherei 451. Wittenberg Lutherstadt.
- KLEINE, R. (1939): Die Gesamtliteratur der Borkenkäfer (Ipidae und Platypodidae) bis einschließlich 1938. Sonderausgabe 100. Jhg. Stett. entom. Zeitung I/II:1-184.
- KLOMANN, U. (1975): Bodenarthropoden als Belastungsindikatoren in urbanen Räumen. Verh. 6. Intern. Symp. Entomofaun. Mitteleuropa:221-232.
- (1977): Die Carabidenfauna unterschiedlich belasteter Standorte im Raum Saarbrücken. Faun.-flor. Notizen aus dem Saarland 9(1/2):12-18.
- KNABE, W. (1981): Immissionsökologische Waldzustandserfassung in Nordrhein-Westfalen. Mitt. Landesanst. Ökologie, Landschaftsentwicklung u. Forstplanung Nordrh-Westfl. 6(3):90-95.
- (1984): Wir stellen zur Diskussion: Merkblatt zur Entnahme von Blatt- und Nadelproben für chemische Analysen. AFZ 33/34:847-848.
- KNÜLLE, W. (1952): Die Bedeutung natürlicher Faktorengefälle für tierökologische Untersuchungen demonstriert an der Verbreitung der Spinnen. Verh. D. Zool. Ges. Wilhelmshaven:418-433.
- KOCH, K. (1968a): Beitrag zur Biologie und Ökologie rheinischer Rüsselkäfer. Decheniana 120(1/2):135-223.
- (1968b) Käferfauna der Rheinprovinz. Decheniana-Beiheft 13. Bonn.
- KÖNIG, E. (1984): Gegenwärtige Forstschuttsituation in Südwestdeutschland. AFZ 11:256-260.
- KOLBE, W. (1974a): Über die Nahrung von *Otiorrhynchus singularis* L. (Col., Curculionidae)-Experimente zur Schädlichkeit an Coniferen. Jb. naturwiss. Ver. Wuppertal 27:30-37.
- (1974b): Experimentelle Ergebnisse über die Schädigung von Coniferen durch *Otiorrhynchus singularis* (L., Col., Curculionidae). Z. ang. Zool. 61(1):91-99.
- (1977): Vergleichende Untersuchungen über den Besatz diverser Coniferenspezies mit Coleopteren im Staatswald Burgholz. Dechiana-Beihefte 20:75-79.
- KOTZ, L.; KAISER, G.; TSCHOPEL, P. & TÖLG, G. (1972): Aufschluß biologischer Matrices für die Bestimmung sehr niedriger Spurenelementgehalte bei begrenzter Einwaage mit Salpetersäure unter Druck in einem Teflongefäß. Z. Anal. Chem. 260:207-209.
- KRAEMER, G.D. (1949): Die Definierung der Brutbaumdisposition bei Schädlingsbefall. Verh. Deutsch. Ges. angew. Entomologie 10:171-175.
- (1953): Die kritische Grenze der Brutbaumdisposition für Borkenkäferbefall an Fichten (*Picea excelsa* L.). Z. ang. Ent. 34:463-512.
- KRAUSE, G.H.M.; PRINZ, B. & STRATMANN, H. (1982): Waldschäden in der Bundesrepublik Deutschland. LIS-Berichte 28. Essen.
- KRAUSE, R. (1973): Die Laufkäfer der Sächsischen Schweiz, ihre Phänologie, Ökologie und Vergesellschaftung (I.). Faun. Abh. Staatl. Mus. Tierk. Dresden 5(2):73-179.
- KREUTZ, K. (1984): Neue Erkenntnisse zur Frage: Mindern Düngungsmaßnahmen die Waldschäden? AFZ 30/31:771-773.
- KURT, F. (1984): Vom sauren Regen in die Käfer-Traufe, natur 6:37-40.
- LANDESHAUPTSTADT SAARBRÜCKEN (Hrsg.) (1978): Umweltbericht 1976/1977, Stadtverband Saarbrücken, Amt für Umweltschutz. Saarbrücken.

- (1980): Umweltbericht 1978/1979, Stadtverband Saarbrücken, Amt für Umweltschutz. Saarbrücken.
- LARSSON, S.G. (1939): Entwicklungstypen und Entwicklungszeiten der dänischen Carabiden. *Entomologiske Meddelelser* 10(5/6):277-554.
- LAUTERBACH, A.W. (1964): Verbreitungs- und Aktivitätsbestimmende Faktoren bei Carabiden in sauerländischen Wäldern. *Abh. Landesm. Natk. Münster* 26:1-100.
- LICHTENTHALER, H.K. & BUSCHMANN, C. (1984): Beziehungen zwischen Photosynthese und Baumsterben. *AFZ* 1/2:12-16.
- LINDROTH, C.H. (1945): Die Fennoskandischen CARABIDAE, I. Göteborgs kungl. Vetenskap- och Vitterhets-Samhälles Handlingar 1. Göteborg.
- LÖSER, S. (1972): Art und Ursachen der Verbreitung einiger Carabidenarten (Coleoptera) im Grenzraum Ebene-Mittelgebirge. *Zool. Jb. Syst.* 99:213-262.
- MACARTHUR, R.H. & CONNELL, J.H. (1970): *Biologie der Populationen*. München.
- MAHN, E.G. & TIETZE, F.: Beiträge zur Erfassung anthropogener Einwirkungen auf die Struktur von terrestrischen Ökosystemen. *Wiss. Z. Uni. Halle* 28(4):103-124.
- MARTINI, E. (1931): Zur Terminologie in der Lehre vom Massenwechsel der Organismen. *Z. ang. Ent.* 18:440-459.
- MAURER, R. (1974): Die Vielfalt der Käfer- und Spinnenfauna des Wiesenbodens im Einflußbereich von Verkehrsimmissionen. *Oecologia* 14:327-351.
- MERKER, E. (1956): Der Widerstand von Fichten gegen Borkenkäferfraß. *A.F.- u. Jgd. Zeitung* 127:129-145 und 168-187.
- (1957): Die ökologischen Ursachen der Massenvermehrung des großen Fichtenborkenkäfers in Südwestdeutschland. *Freiburg/B.*
- (1958): Forstschutz gegen Insekten durch Düngung der Baumbestände? *AFZ* 13:314-315.
- MERKER, E.; BRAUER, I. & ZINECKER, E. (1950): Die Massenvermehrung des Fichtenborkenkäfers und die vom Bodenzustand beeinträchtigte Waldgesundheit. *Desinfektion u. Schädlingsbekämpfung. Ausg. B (Sch):41(11):220-225.*
- MÜCKENHAUSEN, E. (1957): *Die wichtigsten Böden der Bundesrepublik Deutschland*. AID 4. Bad Godesberg.
- (1962): *Entstehung, Eigenschaften und Systematik der Böden der Bundesrepublik Deutschland*, Frankfurt/M.
- MÜHLENBERG, M. (1976): *Freilandökologie*. Heidelberg.
- MÜLLER, P. (1972): Die Bedeutung biogeographischer Methoden für die Bearbeitung saarländischer Umweltprobleme. *Umwelt-Saar:28-40.*
- (1976): Tiere als Belastungsindikatoren und ökologische Kriterien. *Daten Dokumente Umweltschutz* 19:153-171.
- (1980): *Biogeographie*. Stuttgart.
- (1981): *Arealsysteme und Biogeographie*. Stuttgart.
- (1984): *Spurenverunreinigungen in der Umwelt – Konsequenzen für den Menschen*. Sonderdruck *Vorsorge für die Umwelt, Erlanger Forschungen, R. 13, Naturw. u. Mediz.* 14.
- MÜLLER, P.; KLOMANN, U.; NAGEL, P.; REIS, H. & SCHÄFER, A. (1974): Indikatorwert unterschiedlicher biotischer Diversität im Verdichtungsraum Saarbrücken. *Sonderdruck Verh. Ges. Ökologie:113-128.*

- NAGEL, P. (1975a): Studien zur Ökologie und Chorologie der Coleopteren (Insecta) xerothermer Standorte des Saar-Mosel-Raumes mit besonderer Berücksichtigung der die Bodenoberfläche besiedelnden Arten. Diss. Saarbrücken.
- (1975b): Käfergesellschaften als objektivierbare Informationsträger. Verh. 6. Internat. Symp. Entomofaun. Mitteleuropa:233-238.
- (1976): Die Darstellung der Diversität von Biozönosen. Schriftenr. Vegetationsk. 10:381-391.
- NEUGEBAUER, W.O. (1951): Das Problem der Indifferenz von Forstinsekten, unter besonderer Berücksichtigung der Ökologie des Kiefertriebwicklers. Verh. Deutsch. Ges. angew. Entomologie:103-110.
- NIEMANN, G. (1960): Die Abhängigkeit der Massenvermehrung forstlicher Großschädlinge von standörtlichen Verhältnissen. Diss. Hann. Münden.
- NIEMEYER, H. (1979): "Zur Situation der Bekämpfung der rindenbrütenden Fichtenborkenkäfer" von Prof. Dr. W. SCHWENKE in AFZ 24/1979. Stellungnahme von Hans NIEMEYER, Göttingen. AFZ 28:762-764.
- NIEMEYER, H. & WATZEK, G. (1977): Lockstoff-Fallen: Versuche zur Bekämpfung des Buchdruckers (*Ips typographus*) ohne Fangbäume und Insektizide. AFZ 32:1009-1010.
- NÜSSLIN-RHUMBLER (1927): Forstinsektenkunde. Berlin.
- NYBORG, M.; PARKER, R.W.; HODGINS, L.W.; LAVERTY, D.H. & TAKYI, S. (1980): Soil acidification by SO₂ emissions in Alberta Canada. in: D. DIABLOS & A. TOLLAN (eds.): Ecological impact of acid precipitation, SNSF-project:180-181.
- OLDIGES, H. (1958): Waldbodendüngung und Schädlingsfauna des Kronenraumes. AFZ 13:138-140.
- PAARMANN, W. (1966): Vergleichende Untersuchungen über die Bindung zweier Carabidenarten (*P. angustatus* DFT. und *P. oblongopunctatus* F.) an ihre verschiedenen Lebensräume. Z. wiss. Zool. 174:83-176.
- PFEFFER, A. (1957): Der Verlauf des Borkenkäferbefalls und der Holzfeuchtigkeit von künstlich zum Eintrocknen gebrachten Fichtenstämmen. Z. ang. Ent. 41:197-207.
- (1963): Insektenschädlinge an Tannen im Bereich von Gasexhalationen. Z. ang. Ent. 51:203-207.
- PILLAI, S.K. (1922): Beiträge zur Kenntnis der Fauna der Waldstreu. Kiefernstreu-Untersuchungen. Z. ang. Ent. 8:1-30.
- POSTNER, M. (1974): Scolytidae, Borkenkäfer. in: SCHWENKE, W. (Hrsg.): Die Forstschädlinge Europas Bd. 2, Käfer:334-482. Hamburg und Berlin.
- PRELL, H. (1925): Forstschädliche Laufkäfer (I). Forstw. Centralbl. 47(2):67-73.
- (1931): Die Brutbildtypen der einheimischen rindenbrütenden Borkenkäfer. Z. ang. Ent. 18:361-370.
- PRINZ, B.; KRAUSE, G.H.M. & STRATMANN, H. (1982): Waldschäden in der Bundesrepublik Deutschland, Vorläufiger Bericht der Landesanstalt für Immissionsschutz über Untersuchungen zur Aufklärung der Waldschäden in der Bundesrepublik Deutschland. LIS-Berichte 28. Essen.
- PUSZKAR, I. (1979a): Changes in epigeal fauna as a bioindicator within the reach of emission from the "siarkopol" sulphur-producing combine at Machow near Tarnebrzeg, Poland. Bull. Acad. Pol. Sci. Ser. Sci. biol. Cl.II.27:467-471.
- (1979b): Epigeal fauna as a bioindicator of environmental changes in an area of agrarian re-cultivation at a sulphur mine at Grzybow near Staszow, Poland. Bull. Acad. Pol. Sci. Ser. Sci. biol. Cl. II.27:473-479.

- (1979c): Changes in epigeal predatory fauna in an area exposed to emission from the sulphur mine at Jeziorke near Tarnobrzeg, Poland. Bull. Acad. Pol. Sci. Ser. biol. Cl.II.27:481-485.
- RABELER, W. (1967): Zur Charakterisierung der Fichtenwald-Biozönose im Harz auf Grund der Spinnen- und Käferfauna. Schriftenr. Vegetationsk. 2:205-236.
- RAPP, O. (1933): Die Käfer Thüringens unter besonderer Berücksichtigung der faunistisch-ökologischen Geographie Bd. 1. Erfurt.
- (1934): Bd. 2.
- (1935): Bd. 3.
- RAT VON SACHVERSTÄNDIGEN FÜR UMWELTFRAGEN (1983): Waldschäden und Luftverunreinigungen. Sondergutachten März 1983. Stuttgart, Mainz.
- RATZEBURG, J.T.C. (1895): Die Waldverderber und ihre Feinde. in: JUDEICH, J.F. & NITSCHKE, H. (Hrsg.): Lehrbuch der Mitteleuropäischen Forstinsektenkunde Bd. 1. Berlin.
- REHFUESS, K.E. (1981): Waldböden: Entwicklung, Eigenschaften und Nutzung. Schriftenr. "Pareys Studentexte" 29. Berlin.
- (1983): Walderkrankungen und Immissionen – eine Zwischenbilanz – AFZ 24:601-610.
- REIS, H. (1975): Populationsmessungen an bodennahen Arthropoden in Saarländischen Naturwaldzellen unter besonderer Berücksichtigung der Carabidae (Coleoptera). Faunist.-flor. Notizen aus dem Saarland 5:22-47.
- REITTER, E. (1908): Fauna Germanica. Die Käfer des Deutschen Reiches Bd. 1. Stuttgart.
- (1909): Bd. 2.
- (1911): Bd. 3.
- (1912): Bd. 4.
- (1916): Bd. 5.
- RENKONEN, O. (1938): Statistisch-ökologische Untersuchungen über die terrestrische Käferwelt der finnischen Hochmoore. Ann. Zool. Soc. Zool.-Bot. Fenn Vanamo 6(1):1-231.
- RICHERT, K. & KOHNLE, U. (1984): Zum wirtschaftlichen Einsatz von Lockstoff-Fallen zur Borkenkäferbekämpfung. AFZ:866-867.
- RODE, G.; DUBBEL, V.; VAUPEL, O. & ISKE, W. (1984): Vorschläge zur sauberen Wirtschaft. Erfahrungen einer landesweiten Schulung zur Überwachung und Bekämpfung von Borkenkäfern in Hessen. AFZ 11:255.
- RÖBER, H. & SCHMIDT, G. (1949): Untersuchungen über die räumliche und biotopmäßige Verbreitung einheimischer Käfer. Natur und Heimat 9(3):1-19.
- RONDE, G. (1957): Studien zur Waldbodenkleinfauna. Forstw. Centralbl. 76:95-126.
- ROTHMALER, W. (1976): Exkursionsflora für die Gebiete der DDR und der BRD, Kritischer Band. Berlin.
- SAUERWEIN, P. (1981): Untersuchungen zur Wirksamkeit von Pheromonfallen in der Überwachung und Bekämpfung der "Buchdrucker" *Ips typographus* und *Ips amitinus*. Hochschulsammlung Naturwissenschaft: Biologie 13. Freiburg.
- SCHEDL, K.E. (1937): Populationsregulatoren und ihre Wechselwirkungen bei Borkenkäfern. Eine kritische Besprechung der Arbeiten von M. SEITNER, Z.S. GOLOVJANKO, A. KJINSKY und I. TRÄGARDH und von BUTOVITSCH. Z. ang. Ent. 23:149-173.

- SCHIMITSCHEK, E. (1931): Forstentomologische Untersuchungen aus dem Gebiet Lunz. Z. ang. Ent. 18:460-491.
- (1955a): Schlüssel zur Bestimmung der wichtigsten forstlich schädlichen Käfer. Wien.
 - (1955b): Die Bestimmung von Insektenschäden im Walde. Hamburg, Berlin.
- SCHIMITSCHEK, E. & WIENKE, E. (1963): Untersuchungen über die Befallsbereitschaft von Baumarten für Sekundärschädlinge, 1. Teil. Z. Ang. Ent. 51:219-257.
- SCHMIDT, G. (1957): Die Bedeutung des Wasserhaushaltes für das ökologische Verhalten der Caraben (Ins. Coleopt.). Z. ang. Ent. 40:390-399.
- SCHNEIDER, H. (1972): Die naturräumlichen Einheiten auf Blatt 159 Saarbrücken. Geographische Landesaufnahme 1:200 000. Bonn-Bad Godesberg.
- SCHUBERT, R. (Hrsg.) (1985): Bioindikation in terrestrischen Ökosystemen. Jena.
- SCHWENKE, W. (1962/63): Über die Beziehungen zwischen dem Wasserhaushalt von Bäumen und der Vermehrung blattfressender Insekten. Z. ang. Ent. 51:371-376.
- (Hrsg.) (1974): Die Forstschädlinge Europas Bd. 2, Käfer. Hamburg, Berlin.
 - (1982a): Erkennen und Bekämpfen wichtiger Forstschädlinge. Abteilung "Kontrolle u. Prognose tier. Forstschädlinge" d. Bayer. Forstl. Vers- u. Forschungsanstalt. AFZ 15:429-442.
 - (1982b): Mögliche Beziehungen tierischer Schädlinge zu derzeitigen Krankheitserscheinungen an Fichte und Tanne. AFZ 15:446.
 - (1984): Situation und Prognose des Forstschädlingbefalls in Bayern 1983/84. AFZ 16:477-478.
- SCHWERDTFEGER, F. (1948): Die Ursachen von Borkenkäfer-Epidemien in Fichtenwäldern, Zeitschr. f. Weltforstwirtschaft 12:57-61.
- (1957): Die Waldkrankheiten. Ein Lehrbuch der Forstpathologie und des Forstschutzes. Hamburg, Berlin.
 - (1978): Lehrbuch der Tierökologie. Hamburg, Berlin.
- SHANNON, C.E. (1948): A mathematical theory of communication. Bell. Syst. Techn. J. 27:379-423 und 623-656.
- SIERPINSKI, Z. (1966): Schädliche Insekten an jungen Kiefernbeständen in Rauchschadensgebieten in Oberschlesien. Arch. Forstwesen 5:1105-1114.
- (1972): Die Bedeutung der sekundären Kiefern-schädlinge in Gebieten chronischer Einwirkung industrieller Luftverunreinigungen. Mitt. Forst. Bundesversuchsanstalt Wien 97:609-615.
 - (1984): Über den Einfluß von Luftverunreinigungen auf Schadinsekten in polnischen Nadelbaumbeständen. Forstw. Centralbl. 103:83-92.
- SMITH, B.C. (1966): Food of Aphidophagous Insects. in: HODEK, I. (ed.): Ecology of Aphidophagous Insects, Proceed. Symp. Liblice Prague:19-22.
- SORAUER, P. (1954): Handbuch der Pflanzenkrankheiten Bd. 5. Tierische Schädlinge an Nutzpflanzen 2. Teil, Coleoptera. Hamburg, Berlin.
- SORG, W. (1965): Grundlagen einer Klimakunde des Saarlandes nach den Messungen von 1949-1960. Ann. Univ. Sarav.-R. Phil. Fak. 4:7-36.
- STROHMEYER, G. (1958): Biologischer Forstschutz gegen Schadinsekten. AFZ 13:442-443.
- STUBBE, A. (1981): Biologische Untersuchungen an Carabiden in Kiefernforsten der Dübener Heide unter dem Aspekt anthropogen bedingter Umweltbelastung. Diss. Halle-Wittenberg.

- (1983): Die Jahresrhythmik ausgewählter Carabidenarten (Coleoptera) in Kiefernforsten der Dübener Heide. *Hercynia* N.F. 20:178-203.
- STUBBE, A. & TIETZE, F. (1982): Ökologische Untersuchungen an Carabidengesellschaften entlang einer Trasse immissionsgeschädigter Kiefernforste in der Dübener Heide. *Arch. Naturschutz u. Landschaftsforschung* 1:27-44.
- STUGREN, B. (1974): Grundlagen der allgemeinen Ökologie. Jena.
- TASCHENBERG, E.F. (1874): Forstwirtschaftliche Insektenkunde oder Naturgeschichte der den deutschen Forsten schädlichen Insekten, Angaben der Gegenmittel nebst Hinweis auf die wichtigsten Waldbeschützer unter den Tieren. Leipzig.
- TEMPLIN, E. (1962): Zur Populationsdynamik einiger Kiefern-schadinsekten in rauchgeschädigten Beständen. *Wiss. Z. TU Dresden* 11(3):631-637.
- THALENHORST, W. (1958): Grundzüge der Populationsdynamik des großen Fichtenborkenkäfers *Ips typographus* L.. *Schriftenr. Forstl. Fak. Uni. Göttingen u. Mitt. Nieders. Forstl. Versuchsanstalt* 21.
- THIELE, H.U. (1956): Die Tiergesellschaften der Bodenstreu in den verschiedenen Waldtypen des Niederbayerischen Landes. *Z. ang. Ent.* 39:316-367.
- (1961): Zuchtversuche an Carabiden, ein Beitrag zu ihrer Ökologie. *Zool. Anzeiger* 167:431-442.
- (1964a): Experimentelle Untersuchungen über die Ursachen der Biotopbindung der Carabiden. *Z. Morph. Ökol. Tiere* 53:387-452.
- (1964b): Ökologische Untersuchungen an bodenbewohnenden Coleopteren einer Heckenlandschaft. *Z. Morph. Ökol. Tiere* 53:537-586.
- (1968): Was bindet Laufkäfer an ihren Lebensraum? *Naturw. Rundschau* 2:57-65.
- (1969): Zusammenhänge zwischen Tagesrhythmik, Jahresrhythmik und Habitatbindung bei Carabiden. *Oecologia* 3:227-229.
- (1973): Physiologisch-ökologische Studien an Laufkäfern zur Kausalanalyse ihrer Habitatbindung. *Sonderdruck Verh. Ges. Ökologie*:39-54.
- (1977): *Carabid Beetles in Their Environments*. *Zoophys. a. Ecol.* 10. Berlin, Heidelberg, New York.
- TIETZE, F. (1968): Untersuchungen über die Beziehungen zwischen Bodenfeuchte und Carabidenbesiedlung in Wiesengesellschaften. *Pedobiologia* 8:50-58.
- TISCHLER, W. (1949): Grundzüge der terrestrischen Tierökologie. Braunschweig.
- TRAUTMANN, W.; KRAUSE, A. & WOLFF-STRAUB, R. (1970): Veränderungen der Bodenvegetation in Kiefernforsten als Folge industrieller Luftverunreinigungen im Raum Mannheim-Ludwigshafen. *Schriftenr. Vegetationsk.* 5:193-207.
- TRETZEL, E. (1955): Technik und Bedeutung des Fallenfangs für ökologische Untersuchungen. *Zool. Anz.* 155:276-287.
- ULRICH, B.; MAYER, R. & KHANNA, P.K. (1979): Deposition von Luftverunreinigungen und ihre Auswirkungen in Waldökosystemen im Solling. *Schriftenr. Forstl. Fak. Uni. Göttingen u. Mitt. Nieders. Forstl. Versuchsanstalt* 58.
- VAUPEL, O. & VITE, J.P. (1984): Empfehlungen zum Einsatz von Borkenkäferfallen. *AFZ*:864-865.
- VITE, J. P. (1952): Die holzerstörenden Insekten Mitteleuropas. Göttingen.
- (1984a): Biotechnischer Waldschutz gegen Borkenkäfer. *Spektr. Wissenschaften* 8:73-75.
- (1984b): Erfahrungen und Erkenntnisse zur akuten Gefährdung des mitteleuropäischen Fichtenwaldes durch Käferbefall. *AFZ* 11:249-252.

- VITE, J.P. & GARA, R.J. (1961): A field method for observation on olfactory response of bark beetles (Scolytidae) to volatile materials. *Contrib. Boyce Thompson Inst.* 21:175-182.
- VOUTE, A.D. (1952): Zur Frage der Regulierung der Insekten-Populationen durch räuberische Tierarten. *Z. ang. Ent.* 33:47-52.
- (1957): Regulierung der Bevölkerungsdichte von schädlichen Insekten auf geringer Höhe durch die Nutzpflanze. *Z. ang. Ent.* 41:172-178.
- WAGNER, A. (1965): Zur Regionalgliederung im Saarland. *Mitt. Ver. Forstl. Standortsk. Forstpflanzenz.* 15:3-23.
- (1983): Zur Situation des Waldsterbens durch Luftverunreinigungen im Saarland. *AFZ* 28:722-723.
 - (1984): Ergebnisse der Waldschadenserhebung 1983 im Saarland. *AFZ* 14/15:358-359.
- WEIDEMANN, G. (1972): Die Stellung der epigäischen Raubarthropoden im Ökosystem Buchenwald. *V.D.Zo.G.* 65:106-116.
- WENTZEL, K.F. & OHNESORGE, B. (1961): Zum Auftreten von Schadinsekten bei Luftverunreinigungen. *Forstarchiv* 32(9):177-186.
- WICHMANN, H. E. (1956): Untersuchungen über *Ips typographus* L. und seine Umwelt. *Z. ang. Ent.* 39:58-62.
- (1957): Untersuchungen an *Ips typographus* L. und seiner Umwelt. *Z. ang. Ent.* 41(1):65-72.
- WOLFF, M. (1910): Die Borkenkäfer, ihre Schäden und ihre Bekämpfung. *Forstschutz* 2(1):43-68.
- WORF, H. (1962): Hydrogeologische Untersuchungen im Warndt. *Diss. Saarbrücken.*

Karten:

- Standortskarten des Forstamtes Warndt 1:10 000. Kartierungszeitraum 1969–1971:
 - Forstrevier Lauterbach
 - Forstrevier Ludweiler
 - Forstrevier Warndtweiher
 - Forstrevier Weiherdamm
 - Forstrevier Weinbrunn.
- Topographische Karte des Saarlandes 1:100 000. Saarbrücken 1972.
- Wirtschaftskarten des Forstamtes Warndt 1:10 000. Waldzustand 1.10.74:
 - Forstrevier Lauterbach
 - Forstrevier Ludweiler
 - Forstrevier Warndtweiher
 - Forstrevier Weiherdamm
 - Forstrevier Weinbrunn.

8. ANHANG

Tab. A: Ergebnisse der Vegetationsaufnahmen

| Arten der Strauch- und Krautschicht | Standorte | | | | | | Zeigerwerte nach ELLEN- BERG 1974 | | | | | |
|--|-----------|----|----|----|----|----|--------------------------------------|---|---|---|---|---|
| | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | L | T | F | R | N | Z |
| <i>Agrostis stolonifera</i> L. | + | + | + | - | + | + | 8 | x | 6 | x | 5 | - |
| <i>Athyrium filix-femina</i> L. | + | + | + | - | + | + | 4 | x | 7 | x | 6 | - |
| <i>Betula pendula</i> ROTH | + | - | + | - | - | + | (7) | x | x | x | x | - |
| <i>Calluna vulgaris</i> L. | - | + | - | - | - | - | 8 | x | x | 1 | 1 | - |
| <i>Carex leporina</i> L. | - | + | + | - | - | - | 7 | 4 | 7 | 3 | 4 | - |
| <i>Carex remota</i> L. | - | + | - | - | - | + | 3 | 5 | 8 | x | x | - |
| <i>Castanea sativa</i> MILL. | - | - | - | - | - | + | (5) | 8 | x | 4 | x | - |
| <i>Deschampsia cespitosa</i> L. | - | + | - | - | - | - | 6 | x | 7 | x | 3 | - |
| <i>Deschampsia flexuosa</i> L. | + | + | + | + | + | + | 6 | x | x | 2 | 3 | - |
| <i>Dryopteris austriaca</i> JACQ. | + | + | + | + | + | + | 4 | x | 6 | x | 7 | - |
| <i>Dryopteris filix-mas</i> L. | + | + | - | + | + | - | 3 | x | 5 | 5 | 6 | - |
| <i>Epilobium angustifolium</i> L. | - | + | + | - | - | + | 8 | x | 5 | 3 | 8 | - |
| <i>Fagus silvatica</i> L. | + | - | - | - | - | - | 3 | 5 | 5 | x | x | - |
| <i>Frangula alnus</i> MILL. | - | + | + | - | - | + | 6 | x | x | 2 | 3 | - |
| <i>Galeopsis tetrahit</i> L. | - | - | + | - | - | - | 7 | x | 5 | x | 7 | - |
| <i>Galium hiarcynicum</i> WEIGEL | + | + | + | - | - | - | 7 | 5 | 5 | 2 | 3 | - |
| <i>Gymnocarpium dryopteris</i> L. | - | - | - | - | - | + | 3 | 3 | 6 | 4 | 5 | - |
| <i>Hieracium murorum</i> L. | - | - | + | - | - | - | 4 | x | 5 | 5 | x | - |
| <i>Holcus lanatus</i> L. | + | - | - | - | - | + | 7 | 5 | 6 | x | 4 | - |
| <i>Juncus effusus</i> L. | - | + | - | - | - | + | 8 | 5 | 7 | 3 | 3 | - |
| <i>Lonicera periclymenum</i> L. | - | - | - | - | + | + | 6 | 5 | x | x | x | - |
| <i>Luzula luzuloides</i> LAMK. | + | + | + | + | + | + | 4 | x | x | 3 | 4 | - |
| <i>Luzula pilosa</i> L. | - | + | - | - | - | - | 2 | x | x | 5 | 4 | - |
| <i>Maianthemum bifolium</i> L. | - | - | + | - | - | - | 3 | x | x | 3 | 3 | - |
| <i>Moehringia trinerva</i> L. | - | + | - | + | - | + | 4 | 5 | 5 | 6 | 7 | - |
| <i>Mycelis muralis</i> L. | - | - | - | - | + | - | 4 | 5 | 5 | x | 6 | - |
| <i>Oxalis acetosella</i> L. | - | - | + | - | - | - | 1 | x | 6 | x | 7 | - |
| <i>Pinus silvestris</i> L. | - | - | - | + | - | - | (7) | x | x | x | x | - |
| <i>Poa nemoralis</i> L. | + | - | - | - | - | - | 5 | x | 5 | 5 | 3 | - |
| <i>Potentilla erecta</i> L. | - | - | - | - | - | + | 6 | x | x | x | 2 | - |
| <i>Pteridium aquilinum</i> L. | + | - | - | + | + | - | 6 | 5 | 6 | 3 | 3 | - |
| <i>Rubus caesius</i> L. | - | - | - | - | - | + | 7 | 5 | 7 | 7 | 9 | - |
| <i>Rubus fruticosus</i> agg. | + | + | + | + | + | + | ? | ? | ? | ? | ? | - |
| <i>Rubus idaeus</i> L. | - | + | + | - | - | + | 7 | x | 5 | x | 8 | - |
| <i>Sambucus racemosa</i> L. | - | - | + | - | + | + | 6 | 4 | 5 | 5 | 8 | - |
| <i>Scrophularia nodosa</i> L. | - | - | + | + | + | - | 4 | 5 | 6 | 6 | 7 | - |
| <i>Senecio silvaticus</i> L. | - | - | + | - | - | - | 8 | 5 | 5 | 3 | 8 | - |
| <i>Sorbus aucuparia</i> L.em.HEDL. | + | + | + | + | - | + | (6) | x | x | x | x | - |
| <i>Teucrium scorodonia</i> L. | - | - | + | - | - | - | 6 | 5 | 4 | 2 | 3 | - |
| <i>Vaccinium myrtillus</i> L. | - | - | + | + | - | - | 5 | x | x | 2 | 3 | - |
| <i>Viburnum opulus</i> L. | - | - | - | - | - | + | 6 | 5 | 7 | 7 | 6 | - |
| Artenzahl | 14 | 19 | 22 | 11 | 12 | 22 | | | | | | |

L: Lichtzahl T: Temperaturzahl F: Feuchtezahl R: Reaktionszahl N: Stickstoffzahl Z: Schwermetallresistenz x: indifferentes Verhalten +: am Standort nachgewiesen -: am Standort nicht nachgewiesen

Tab. B: Coleopteren-Arten der Untersuchungsstandorte (Formalinfallenfang)

| | Untersuchungsstandorte | | | | | |
|---|------------------------|---|---|---|---|---|
| | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 |
| <u>Carabidae</u> | | | | | | |
| <i>Carabus purpurascens</i> Fbr. | x | x | x | x | x | x |
| <i>Carabus auronitens</i> Fbr. | | x | | x | x | x |
| <i>Carabus problematicus</i> Hbst. | x | x | x | x | x | x |
| <i>Carabus cancellatus</i> Ill. | x | x | x | x | x | x |
| <i>Carabus convexus</i> Fbr. | x | | | x | | |
| <i>Carabus arcensis</i> Hbst. | x | | | | | |
| <i>Carabus nemoralis</i> Müll. | x | | x | x | x | x |
| <i>Cychrus attenuatus</i> Fbr. | | | x | x | x | x |
| <i>Nebria brevicollis</i> Fbr. | | | x | | | |
| <i>Notiophilus biguttatus</i> Fbr. | x | x | x | x | x | x |
| <i>Trechus quadristriatus</i> Schrank | x | x | | x | x | x |
| <i>Tachys bistriatus</i> Duft. | x | | | | | |
| <i>Bembidion lampros</i> Hbst. | | x | | | x | x |
| <i>Bembidion nitidulum</i> Marsh. | x | | | | | |
| <i>Asaphidion flavipes</i> L. | x | x | | x | x | x |
| <i>Trichotichnus laevicollis</i> Duft. | x | | x | x | x | x |
| <i>Harpalus puncticeps</i> Steph. | | | | | x | |
| <i>Harpalus rufipes</i> DeGeer | x | | | | | |
| <i>Harpalus quadripunctatus</i> Dejean | | | x | | | x |
| <i>Poecilus cupreus</i> L. | | | | | x | x |
| <i>Pterostichus madidus</i> Fbr. | x | | | | | |
| <i>Pterostichus niger</i> Schall. | x | | | | x | x |
| <i>Pterostichus oblongopunctatus</i> Fbr. | x | x | x | x | x | x |
| <i>Molops piceus</i> Panz. | x | | | x | | |
| <i>Abax ater</i> Vill. | x | x | x | x | x | x |
| <i>Abax parallelus</i> Duft. | x | x | x | | x | x |
| <i>Abax ovalis</i> Duft. | x | | | x | x | |
| <i>Platynus assimilis</i> Payk. | | x | x | x | | x |
| <i>Amara plebeja</i> Gyll. | | | x | | x | x |
| <i>Badister bipustulatus</i> Fbr. | x | | | | x | x |
| <i>Dromius agilis</i> Fbr. | | x | | | x | x |
| <u>Hydraenidae</u> | | | | | | |
| <i>Helophorus flavipes</i> F. | | x | x | x | x | x |
| <u>Sphaeritidae</u> | | | | | | |
| <i>Sphaerites glabratus</i> F. | | | | | x | |
| <u>Silphidae</u> | | | | | | |
| <i>Necrophorus investigator</i> Zetterst. | | x | x | x | | |
| <i>Necrodes littoralis</i> L. | | | | x | | |

1 2 3 4 5 6

Catopidae

| | | | | | | |
|-------------------------------------|--|---|---|---|--|---|
| <i>Sciodrepoides watsoni</i> Spence | | x | x | x | | |
| <i>Catops grandicollis</i> Er. | | | x | | | |
| <i>Catops tristis</i> Panz. | | | x | x | | x |

Liodidae

| | | | | | | |
|--------------------------------|---|---|---|---|---|---|
| <i>Anisotoma humeralis</i> F. | | | x | | | |
| <i>Amphicyllus globus</i> F. | x | x | x | x | x | x |
| <i>Agathidium seminulum</i> L. | | x | x | x | | x |

Scydmaenidae

| | | | | | | |
|----------------------------------|--|--|---|---|--|--|
| <i>Neuraphes carinatus</i> Muls. | | | x | x | | |
|----------------------------------|--|--|---|---|--|--|

Staphylinidae

| | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|
| <i>Phloeocharis subtilissima</i> Mannh. | | | | x | x | |
| <i>Proteinus brachypterus</i> F. | | | x | x | | x |
| <i>Omalium rivulare</i> Payk. | x | | x | x | x | |
| <i>Lathrimaeum atrocephalum</i> Gyll. | x | x | x | x | | x |
| <i>Lathrimaeum unicolor</i> Marsh. | | | x | x | | |
| <i>Syntomium aeneum</i> Müll. | | | x | x | | x |
| <i>Paederus litoralis</i> Grav. | | x | | | | x |
| <i>Stillicus rufipes</i> Germ. | | | | x | | |
| <i>Lathrobium fulvipenne</i> Grav. | x | | | | | x |
| <i>Xantholinus tricolor</i> F. | x | x | x | x | x | |
| <i>Othius punctulatus</i> Gze. | x | x | x | x | x | x |
| <i>Othius myrmecophilus</i> Kiesw. | x | x | x | x | x | x |
| <i>Parabemus fossor</i> Scop. | x | | | | | |
| <i>Quedius fuliginosus</i> Grav. | x | x | | x | x | |
| <i>Quedius molochinus</i> Grav. | x | | | | | |
| <i>Quedius scintillans</i> Grav. | | | | x | | |
| <i>Quedius spec.</i> | x | x | x | x | x | x |
| <i>Mycetoporus clavicornis</i> Steph. | x | | | | | x |
| <i>Bryocharis inclinans</i> Grav. | x | x | x | x | x | x |
| <i>Conosoma immaculatum</i> Steph. | x | | x | x | | |
| <i>Tachyporus obtusus</i> L. | | | | | | x |
| <i>Tachyporus solutus</i> Er. | x | | | | | x |
| <i>Tachyporus hypnorum</i> L. | | | | | | x |
| <i>Tachinus rufipes</i> Deg. | | | x | | | x |
| <i>Tachinus laticollis</i> Grav. | | x | | x | | x |
| <i>Geostiba circellaris</i> Grav. | x | | x | x | x | x |
| <i>Gyrophaena spec.</i> | x | x | | x | | |
| <i>Amischa analis</i> Grav. | x | x | | | | |
| <i>Liogluta longiuscula</i> Grav. | | | | x | | |
| <i>Atheta elongatula</i> Grav. | x | x | x | x | x | x |
| <i>Atheta fungi</i> Grav. | | | x | | | |
| <i>Atheta myrmecobia</i> Kr. | | | | | x | x |
| <i>Atheta crassicornis</i> F. | | | | x | | |
| <i>Mniusa incrassata</i> Muls. Rey. | x | x | x | | | x |
| <i>Oxyptoda lividipennis</i> Mannh. | | | x | x | x | |
| <i>Oxyptoda umbrata</i> Gyllh. | | x | | x | | |

1 2 3 4 5 6

Pselaphidae

| | | | | | | |
|------------------------------|--|--|---|---|---|---|
| Bryaxis curtisi Leach | | | | | x | |
| Brachyluta fossulata Reichb. | | | x | x | | x |
| Pselaphus heisei Hbst. | | | x | | | |

Lycidae

| | | | | | | |
|--------------------------|--|--|---|--|--|--|
| Dictyoptera aurora Hbst. | | | x | | | |
|--------------------------|--|--|---|--|--|--|

Cantharidae

| | | | | | | |
|---------------------------|---|--|--|---|--|---|
| Podabrus alpinus Payk. | x | | | | | |
| Cantharis rufa Sharp. | x | | | x | | |
| Rhagonycha fulva Scop. | x | | | | | |
| Rhagonycha lignosa Müll. | | | | x | | |
| Malthinus flaveolus Hbst. | | | | x | | x |

Melyridae

| | | | | | | |
|-------------------------|--|--|--|---|---|--|
| Haplocnemis nigricornis | | | | x | x | |
|-------------------------|--|--|--|---|---|--|

Elateridae

| | | | | | | |
|---------------------------|---|---|---|---|---|---|
| Dalopius marginatus L. | x | x | x | | x | x |
| Agriotes pallidulus Ill. | x | x | x | x | x | x |
| Athous haemorrhoidalis F. | | | | | | x |
| Athous subfuscus Müll. | x | x | x | x | x | x |

Eucnemidae

| | | | | | | |
|-------------------------------|---|--|--|---|--|---|
| Hypocoelus olexai Palm | | | | | | x |
| Hypocoelus foveicollis Thoms. | x | | | x | | |

Throscidae

| | | | | | | |
|----------------------------|---|--|---|--|--|---|
| Throscus dermestoides L. | x | | | | | |
| Throscus carinifrons Bonv. | | | x | | | x |

Byrrhidae

| | | | | | | |
|-----------------------------|--|---|--|--|--|---|
| Simplocaria semistriatus F. | | | | | | x |
| Byrrhus pilula L. | | | | | | x |
| Byrrhus arietinus Steff. | | x | | | | |

Nitidulidae

| | | | | | | |
|----------------------------|---|---|---|---|---|---|
| Meligethes aeneus Fbr. | x | x | x | x | | x |
| Cychramus luteus Fbr. | | | x | | | |
| Pityophagus ferrugineus L. | | | | | x | x |

Rhizophagidae

| | | | | | | |
|----------------------------|---|---|---|---|---|---|
| Rhizophagus depressus F. | | | x | | | |
| Rhizophagus perforatus Er. | x | | | | | |
| Rhizophagus dispar Payk. | x | x | x | x | x | x |

Fortsetzung Tabelle B

Untersuchungsstandorte

| | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 |
|--|---|---|---|---|---|---|
| <u>Cryptophagidae</u> | | | | | | |
| <i>Cryptophagus scanicus</i> L. | | x | x | | x | |
| <i>Cryptophagus setulosus</i> Sturm | | | | x | | |
| <i>Cryptophagus spec.</i> | | x | | x | | |
| <u>Phalacridae</u> | | | | | | |
| <i>Stilbus testaceus</i> Panz. | x | | | x | | |
| <u>Lathridiidae</u> | | | | | | |
| <i>Dasycerus sulcatus</i> Brogn. | | | | x | | |
| <i>Lathridius angusticollis</i> Gyll. | | | | x | | |
| <i>Lathridius alternans</i> Mannh. | | | | | x | |
| <i>Lathridius rugicollis</i> Ol. | | x | x | x | x | x |
| <i>Lathridius nodifer</i> Westw. | x | | x | x | x | x |
| <i>Enicmus testaceus</i> Steph. | | | x | | x | |
| <i>Enicmus transversus</i> Ol. | x | x | x | | | x |
| <i>Cartodere elongata</i> Curt. | x | x | x | x | x | x |
| <i>Cartodere separanda</i> Rtt. | | x | | | x | x |
| <i>Cartodere umbilicata</i> Beck. | x | | | | | |
| <u>Colydiidae</u> | | | | | | |
| <i>Cerylon histeroideus</i> F. | | | | x | | |
| <u>Endomychidae</u> | | | | | | |
| <i>Lycoperdina bovista</i> F. | | | | x | | |
| <i>Mycetina cruciata</i> Schall. | | | | x | | |
| <u>Coccinellidae</u> | | | | | | |
| <i>Scymnus redtenbacheri</i> Muls. | x | | | x | | |
| <i>Aphidecta oblitterata</i> L. | x | x | x | x | x | |
| <i>Coccinella septempunctata</i> L. | | | x | | x | x |
| <i>Coccinella quinquepunctata</i> L. | | | | | | x |
| <i>Propylaea quatuordecimpunctata</i> L. | x | | x | x | | x |
| <i>Anatis ocellata</i> L. | x | x | x | x | x | x |
| <i>Neomysia oblongoguttata</i> L. | | x | | | | |
| <u>Ptinidae</u> | | | | | | |
| <i>Niptus hololeucus</i> Falderm. | | | | x | | |
| <u>Oedemeridae</u> | | | | | | |
| <i>Calopus serraticornis</i> L. | | x | | x | | |
| <i>Xanthochroa carniolica</i> Gistl. | | | | | x | |
| <u>Anthicidae</u> | | | | | | |
| <i>Anthicus antherinus</i> L. | | | | x | | |

Fortsetzung Tabelle B

Untersuchungsstandorte

| | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 |
|---|---|---|---|---|---|---|
| <u>Mordellidae</u> | | | | | | |
| <i>Anaspis rufilabris</i> Gyll. | | | | x | | x |
| <u>Tenebrionidae</u> | | | | | | |
| <i>Cylindronotus laevioctostriatus</i> Goeze | x | | | x | x | |
| <u>Scarabaeidae</u> | | | | | | |
| <i>Geotrupes stercorarius</i> Scriba | x | x | x | x | x | x |
| <i>Aphodius prodromus</i> Brahm | | | x | | | |
| <i>Aphodius obscurus</i> Fbr. | | | | x | | |
| <i>Serica brunnea</i> L. | | | x | | | |
| <u>Lucanidae</u> | | | | | | |
| <i>Platycerus caraboides</i> L. | | | | | | x |
| <u>Cerambycidae</u> | | | | | | |
| <i>Prionus coriarius</i> L. | | | | x | | |
| <i>Rhagium bifasciatum</i> F. | x | | | x | x | x |
| <i>Leptura rubra</i> L. | | | | | | x |
| <u>Chrysomelidae</u> | | | | | | |
| <i>Lema cyanella</i> L. | | | x | | | |
| <i>Timarcha metallica</i> Laich. | | | x | | | |
| <i>Phyllotreta nemorum</i> L. | x | | x | x | x | x |
| <i>Longitarsus spec.</i> | x | x | x | x | | |
| <i>Chaetocnema concinna</i> Marsh./heikert.Ljubi. | x | | x | x | x | x |
| <i>Cassida viridis</i> L. | x | | | | | |
| <u>Scolytidae</u> | | | | | | |
| <i>Hylastes cunicularius</i> Erichs. | x | x | x | x | x | x |
| <i>Hylurgops palliatus</i> Gyll. | x | x | x | x | x | x |
| <i>Cryphalus abietis</i> Ratz. | x | | | | | |
| <i>Taphrorychus bicolor</i> Hbst. | | | x | | | |
| <i>Xyloterus lineatus</i> Oliv. | | | | x | | |
| <u>Curculionidae</u> | | | | | | |
| <i>Rhinomacer attelaboides</i> | | | | x | | |
| <i>Apion ebenium</i> Kirby | x | x | | | | x |
| <i>Apion craccae</i> L. | | | x | | | |
| <i>Apion apricans</i> Hbst. | x | x | | x | | x |
| <i>Otiorrhynchus porcatus</i> Hbst. | x | | | | | |
| <i>Otiorrhynchus singularis</i> L. | x | x | x | x | x | x |
| <i>Otiorrhynchus ovatus</i> L. | x | | | | x | x |
| <i>Homorrhynchus hirticornis</i> Hbst. | | | | | x | x |
| <i>Phyllobius argentatus</i> L. | x | | x | | | |
| <i>Trachyploeus aristatus</i> Gyll. | | | x | | | |

Fortsetzung Tabelle B

Untersuchungsstandorte

| | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 |
|---|---|---|---|---|---|---|
| <i>Polydrusus impar</i> Goz. | x | x | | x | x | x |
| <i>Polydrusus atomarius</i> Ol. | x | | x | x | x | x |
| <i>Brachysomus echinatus</i> Bonsd. | | | x | | | |
| <i>Barypeithes araneiformis</i> Schrk. | x | x | | | | x |
| <i>Strophosoma melanogrammum</i> Forst. | x | x | x | x | x | x |
| <i>Barynotus obscurus</i> F. | x | | | x | | x |
| <i>Sitona regensteinensis</i> Hbst. | | x | x | | | |
| <i>Trachodes hispidus</i> L. | x | | x | x | | |
| <i>Hylobius abietis</i> L. | x | x | x | x | x | x |
| <i>Leiosoma oblongulum</i> Boh. | | | x | | x | x |
| <i>Acalles roboris</i> Curt. | | x | x | x | x | |
| <i>Acalles spec.</i> | x | x | x | x | x | x |
| <i>Ceutorhynchus assimilis</i> Payk. | x | | x | | | |

Tab. C: Aktivitätsdichte, Dominanz und Trophiestufe der Coleopterenarten (Formalinfallenfänge)

| | | n: Aktivitätsdichte | | Z: Zoophaga | | S: Saprophaga | | | | | | | |
|-----------------------------|---------|------------------------|-------|---------------|-------|---------------|-------|-----|-------|-----|-------|-----|------|
| | | ‰: Dominanz | | P: Phytophaga | | Po: Polyphaga | | | | | | | |
| Coleopteren-Arten | Trophie | Untersuchungsstandorte | | | | | | | | | | | |
| | | 1 | | 2 | | 3 | | 4 | | 5 | | 6 | |
| | | n | ‰ | n | ‰ | n | ‰ | n | ‰ | n | ‰ | n | ‰ |
| <i>Cara.purpurascens</i> | Z | 3 | 0,13 | 2 | 0,28 | 3 | 0,25 | 6 | 0,59 | 5 | 0,41 | 8 | 0,40 |
| <i>Cara.auronitens</i> | Z | - | - | 2 | 0,28 | - | - | 1 | 0,10 | - | - | 1 | 0,05 |
| <i>Cara.problematicus</i> | Z | 39 | 1,65 | 23 | 3,23 | 105 | 8,74 | 61 | 6,00 | 12 | 0,98 | 62 | 3,13 |
| <i>Cara.cancellatus</i> | Z | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | 1 | 0,05 |
| <i>Cara.convexus</i> | Z | 2 | 0,08 | - | - | - | - | 1 | 0,10 | - | - | - | - |
| <i>Cara.arcensis</i> | Z | 2 | 0,08 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| <i>Cara.nemorialis</i> | Z | 1 | 0,04 | - | - | 6 | 0,50 | 2 | 0,20 | 1 | 0,08 | 5 | 0,25 |
| <i>Cychr.attenuatus</i> | Z | - | - | - | - | 8 | 0,67 | 3 | 0,30 | 3 | 0,25 | 2 | 0,10 |
| <i>Nebr.brevicollis</i> | Z | - | - | - | - | 1 | 0,08 | - | - | - | - | - | - |
| <i>Notiop.biguttatus</i> | Z | 2 | 0,08 | 21 | 2,95 | 5 | 0,42 | 34 | 3,35 | 18 | 1,47 | 34 | 1,71 |
| <i>Trech.quadristriat.</i> | Z | 4 | 0,17 | 13 | 1,82 | - | - | 3 | 0,30 | 4 | 0,33 | 9 | 0,45 |
| <i>Tachys bistratus</i> | Z | 1 | 0,04 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| <i>Bembidion lampros</i> | Z | - | - | 2 | 0,28 | - | - | - | - | 1 | 0,08 | 2 | 0,10 |
| <i>Bembidion nitidulum</i> | Z | 1 | 0,04 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| <i>Asaph.flavipes</i> | Z | 1 | 0,04 | 11 | 1,54 | - | - | 6 | 0,59 | 4 | 0,33 | 140 | 7,06 |
| <i>Trichot.laevicoll.</i> | Po | 18 | 0,76 | - | - | 10 | 0,83 | 2 | 0,20 | 1 | 0,08 | - | - |
| <i>Harpalus puncticeps</i> | Po | - | - | - | - | - | - | - | - | 1 | 0,08 | - | - |
| <i>Harpalus rufipes</i> | Po | 1 | 0,04 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| <i>Harpalus quadrip.</i> | Po | - | - | - | - | 1 | 0,08 | - | - | - | - | 1 | 0,05 |
| <i>Poecilus cupreus</i> | Z | - | - | - | - | - | - | - | - | 6 | 0,49 | 1 | 0,05 |
| <i>Pterost.madidus</i> | Z | 1 | 0,04 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| <i>Pterost.niger</i> | Z | 1 | 0,04 | - | - | - | - | - | - | 2 | 0,16 | 12 | 0,61 |
| <i>Pterost.oblongop.</i> | Z | 287 | 12,11 | 124 | 17,39 | 242 | 20,13 | 169 | 16,63 | 45 | 3,68 | 177 | 8,93 |
| <i>Molops piceus</i> | Z | 2 | 0,08 | - | - | - | - | 1 | 0,10 | - | - | - | - |
| <i>Abax ater</i> | Z | 100 | 4,22 | 96 | 13,46 | 86 | 7,15 | 85 | 8,37 | 232 | 19,00 | 141 | 7,11 |
| <i>Abax parallelus</i> | Z | 7 | 0,30 | 1 | 0,14 | 3 | 0,25 | - | - | 8 | 0,66 | 2 | 0,10 |
| <i>Abax ovalis</i> | Z | 1 | 0,04 | - | - | - | - | 1 | 0,10 | 1 | 0,08 | - | - |
| <i>Platynus assimilis</i> | Z | - | - | 6 | 0,84 | 10 | 0,83 | 2 | 0,20 | - | - | 4 | 0,20 |
| <i>Amara plebeja</i> | Po | - | - | - | - | 1 | 0,08 | - | - | 2 | 0,16 | 5 | 0,25 |
| <i>Badist.bipustulatus</i> | Z | 1 | 0,04 | - | - | - | - | - | - | 1 | 0,08 | 1 | 0,05 |
| <i>Dromius agilis</i> | Z | - | - | 1 | 0,14 | - | - | - | - | 2 | 0,16 | - | - |
| <i>Helophorus flavipes</i> | P | - | - | 2 | 0,28 | 2 | 0,17 | 2 | 0,20 | 1 | 0,08 | 1 | 0,05 |
| <i>Sphaerites glabratus</i> | - | - | - | - | - | - | - | - | - | 1 | 0,08 | - | - |
| <i>Necroph.investigator</i> | S | - | - | 1 | 0,14 | 1 | 0,08 | 1 | 0,10 | - | - | - | - |
| <i>Necrodes littoralis</i> | S | - | - | - | - | - | - | 1 | 0,10 | - | - | - | - |
| <i>Sciodrep.watsoni</i> | S | - | - | 1 | 0,14 | 3 | 0,25 | 1 | 0,10 | - | - | - | - |
| <i>Catops grandicollis</i> | S | - | - | - | - | 1 | 0,08 | - | - | - | - | - | - |
| <i>Catops tristis</i> | S | - | - | - | - | 1 | 0,08 | 2 | 0,20 | - | - | 1 | 0,05 |
| <i>Anisotoma humeralis</i> | P | - | - | - | - | 1 | 0,08 | - | - | - | - | - | - |
| <i>Amphicyll.globus</i> | P | 2 | 0,08 | 2 | 0,28 | 3 | 0,25 | 2 | 0,20 | 7 | 0,57 | 9 | 0,45 |
| <i>Agathidium seminul.</i> | P | - | - | 2 | 0,28 | 9 | 0,75 | 1 | 0,10 | - | - | 1 | 0,05 |
| <i>Neuraphes carinatus</i> | Z | - | - | - | - | 1 | 0,08 | 1 | 0,10 | - | - | - | - |
| <i>Phloeochar.subtilis.</i> | Z | - | - | - | - | - | - | 2 | 0,20 | 1 | 0,08 | - | - |
| <i>Proteinus brachypt.</i> | Z | - | - | - | - | 1 | 0,08 | 2 | 0,20 | - | - | 1 | 0,05 |
| <i>Omalium rivulare</i> | Z | 2 | 0,08 | - | - | 1 | 0,08 | 2 | 0,20 | 1 | 0,08 | - | - |
| <i>Lathrim.atrocephalum</i> | Z | 2 | 0,08 | 1 | 0,14 | 1 | 0,08 | 9 | 0,89 | - | - | 1 | 0,05 |
| <i>Lathrim.unicolor</i> | Z | - | - | - | - | 1 | 0,08 | 1 | 0,10 | - | - | - | - |
| <i>Syntomium aeneum</i> | Z | - | - | - | - | 1 | 0,08 | 2 | 0,20 | - | - | 3 | 0,15 |
| <i>Paederus littoralis</i> | Z | - | - | 1 | 0,14 | - | - | - | - | - | - | 2 | 0,10 |
| <i>Stilicrus rufipes</i> | Z | - | - | - | - | - | - | 2 | 0,20 | - | - | 2 | 0,10 |
| <i>Lathrob.fulvipenne</i> | Z | 2 | 0,08 | - | - | - | - | - | - | - | - | 2 | 0,10 |
| <i>Xantholin.tricolor</i> | Z | 19 | 0,80 | 1 | 0,14 | 12 | 1,00 | 10 | 0,98 | 18 | 0,47 | - | - |
| <i>Othius punctulatus</i> | Z | 2 | 0,08 | 5 | 0,70 | 1 | 0,08 | 10 | 0,98 | 6 | 0,49 | 4 | 0,20 |
| <i>Othius myrmecophilus</i> | Z | 31 | 1,31 | 10 | 1,40 | 14 | 1,16 | 34 | 3,35 | 17 | 1,39 | 14 | 0,71 |
| <i>Parabemus fossor</i> | Z | 2 | 0,08 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |

Tab. C: Fortsetzung

| Coleopteren-Arten | Trophie | Untersuchungsstandorte | | | | | | | | | | | |
|------------------------------|---------|------------------------|------|-----|-------|-----|-------|----|------|-----|-------|----|------|
| | | 1 | | 2 | | 3 | | 4 | | 5 | | 6 | |
| | | n | % | n | % | n | % | n | % | n | % | n | % |
| <i>Quedius fuliginosus</i> | Z | 1 | 0,04 | 1 | 0,14 | - | - | 1 | 0,10 | 1 | 0,08 | - | - |
| <i>Quedius molochinus</i> | Z | 1 | 0,04 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| <i>Quedius scintillans</i> | Z | - | - | - | - | - | - | 1 | 0,10 | - | - | - | - |
| <i>Quedius spec.</i> | Z | 6 | 0,25 | 3 | 0,42 | 3 | 0,25 | 7 | 0,69 | 2 | 0,16 | 2 | 0,10 |
| <i>Mycetopor. clavicorn.</i> | Z | 1 | 0,04 | - | - | - | - | - | - | - | - | 5 | 0,25 |
| <i>Bryoch. inclinans</i> | Z | 33 | 1,39 | 16 | 2,24 | 29 | 2,41 | 42 | 4,13 | 20 | 1,64 | 18 | 0,91 |
| <i>Conosoma immaculatum</i> | Z | 1 | 0,04 | - | - | 1 | 0,08 | 5 | 0,49 | - | - | 2 | 0,10 |
| <i>Tachyporus obtusus</i> | Z | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | 2 | 0,10 |
| <i>Tachyporus solutus</i> | Z | 1 | 0,04 | - | - | - | - | - | - | - | - | 2 | 0,10 |
| <i>Tachyporus hypnorum</i> | Z | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | 1 | 0,05 |
| <i>Tachinus rufipes</i> | Z | - | - | - | - | 2 | 0,17 | - | - | - | - | 1 | 0,05 |
| <i>Tachinus laticollis</i> | Z | - | - | 1 | 0,14 | - | - | 4 | 0,39 | - | - | 1 | 0,05 |
| <i>Geostiba circellaris</i> | Z | 9 | 0,38 | - | - | 29 | 2,41 | 6 | 0,59 | 16 | 1,31 | 33 | 1,66 |
| <i>Gyrophaena spec.</i> | Z | - | - | - | - | - | - | 1 | 0,10 | - | - | - | - |
| <i>Amischa analis</i> | Z | 1 | 0,04 | 1 | 0,14 | - | - | - | - | - | - | - | - |
| <i>Liogluta longiuscu.</i> | Z | - | - | - | - | - | - | 1 | 0,10 | - | - | - | - |
| <i>Atheta elongatula</i> | Z | 28 | 1,18 | 52 | 7,29 | 64 | 5,32 | 72 | 7,09 | 311 | 25,47 | 63 | 3,18 |
| <i>Atheta fungi</i> | Z | - | - | - | - | 4 | 0,33 | - | - | - | - | - | - |
| <i>Atheta myrmecobia</i> | Z | - | - | - | - | - | - | - | - | 4 | 0,33 | 1 | 0,05 |
| <i>Atheta crassicornis</i> | Z | - | - | - | - | - | - | 1 | 0,10 | - | - | - | - |
| <i>Mniusa crassata</i> | Z | 2 | 0,08 | 6 | 0,84 | 1 | 0,08 | - | - | - | - | 3 | 0,15 |
| <i>Oxygoda lividipennis</i> | Z | - | - | - | - | 1 | 0,08 | 1 | 0,10 | 1 | 0,08 | - | - |
| <i>Oxygoda umbrata</i> | Z | - | - | 1 | 0,14 | - | - | 2 | 0,20 | - | - | - | - |
| <i>Bryaxis curtisi</i> | Z | - | - | - | - | - | - | - | - | 1 | 0,08 | - | - |
| <i>Brachygluta fossul.</i> | Z | - | - | - | - | 3 | 0,25 | 1 | 0,10 | - | - | 67 | 3,38 |
| <i>Pselaphus heisei</i> | Z | - | - | - | - | 1 | 0,08 | - | - | - | - | - | - |
| <i>Dictyoptera aurora</i> | Z | - | - | 1 | 0,14 | - | - | - | - | - | - | - | - |
| <i>Podabrus alpinus</i> | Z | 2 | 0,08 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| <i>Cantharis rufa</i> | Z | 1 | 0,04 | - | - | - | - | 3 | 0,30 | - | - | - | - |
| <i>Rhagonycha fulva</i> | Z | 1 | 0,04 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| <i>Rhagonycha lignosa</i> | Z | - | - | - | - | - | - | 1 | 0,10 | - | - | - | - |
| <i>Malthinus flaveolus</i> | Z | - | - | - | - | - | - | 1 | 0,10 | - | - | 1 | 0,05 |
| <i>Haplocnem.nigricorn.</i> | Z | - | - | - | - | - | - | 2 | 0,20 | 1 | 0,08 | - | - |
| <i>Dalopius marginatus</i> | P | 13 | 0,55 | 3 | 0,42 | 10 | 0,83 | - | - | 30 | 2,46 | 11 | 0,55 |
| <i>Agriotes pallidulus</i> | P | 48 | 2,03 | 8 | 1,12 | 9 | 0,75 | 15 | 1,48 | 1 | 0,08 | 3 | 0,15 |
| <i>Athous haemorrhoid.</i> | P | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | 1 | 0,05 |
| <i>Athous subfuscus</i> | P | 29 | 1,22 | 8 | 1,12 | 20 | 1,67 | 10 | 0,98 | 12 | 0,98 | 24 | 1,21 |
| <i>Hypocoelus olexai</i> | P | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | 1 | 0,05 |
| <i>Hypocoelus flaveicol.</i> | P | 1 | 0,04 | - | - | - | - | 1 | 0,10 | - | - | - | - |
| <i>Throscus dermestoides</i> | P | 4 | 0,17 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| <i>Throscus carinifrons</i> | P | - | - | - | - | 1 | 0,08 | - | - | - | - | 2 | 0,10 |
| <i>Simploc.semistriatus</i> | P | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | 2 | 0,10 |
| <i>Byrrhus pilula</i> | P | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | 1 | 0,05 |
| <i>Byrrhus arietinus</i> | P | - | - | 1 | 0,14 | - | - | - | - | - | - | - | - |
| <i>Meligethes aeneus</i> | P | 4 | 0,17 | 6 | 0,84 | 1 | 0,08 | 7 | 0,69 | - | - | 1 | 0,05 |
| <i>Cycharus luteus</i> | P | - | - | - | - | 1 | 0,08 | - | - | - | - | - | - |
| <i>Pityophag.ferrugineus</i> | Z | - | - | - | - | - | - | - | - | 4 | 0,33 | 11 | 0,55 |
| <i>Rhizophagus depressus</i> | Z | - | - | - | - | 1 | 0,08 | - | - | - | - | - | - |
| <i>Rhizophagus perforat.</i> | Z | 2 | 0,08 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| <i>Rhizophagus dispar</i> | Z | 37 | 1,56 | 101 | 14,17 | 142 | 11,81 | 71 | 6,99 | 24 | 1,97 | 89 | 4,49 |
| <i>Cryptophagus scanicus</i> | S | - | - | 1 | 0,14 | 1 | 0,08 | - | - | 1 | 0,08 | - | - |
| <i>Cryptophagus setulos.</i> | S | - | - | - | - | - | - | 1 | 0,10 | - | - | - | - |
| <i>Cryptophagus spec.</i> | S | - | - | 1 | 0,14 | - | - | 1 | 0,10 | - | - | - | - |
| <i>Stilbus testaceus</i> | P | 1 | 0,04 | - | - | - | - | 1 | 0,10 | - | - | - | - |
| <i>Dasycerus sulcatus</i> | P | - | - | - | - | 2 | 0,17 | - | - | - | - | 1 | 0,05 |
| <i>Lathri.angusticollis</i> | P | - | - | - | - | 1 | 0,08 | - | - | 1 | 0,08 | - | - |
| <i>Lathri.alternans</i> | P | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | 2 | 0,10 |
| <i>Lathri.rugicollis</i> | P | - | - | 2 | 0,28 | 2 | 0,17 | 3 | 0,30 | 6 | 0,49 | 2 | 0,10 |
| <i>Lathri.nodifer</i> | P | 5 | 0,21 | - | - | 1 | 0,08 | 11 | 1,08 | 5 | 0,41 | 2 | 0,10 |
| <i>Enicmus testaceus</i> | P | - | - | - | - | 1 | 0,08 | - | - | 5 | 0,41 | - | - |
| <i>Enicmus transversus</i> | P | 2 | 0,08 | 1 | 0,14 | 1 | 0,08 | - | - | - | - | 1 | 0,05 |
| <i>Cartodere elongata</i> | P | 5 | 0,21 | 2 | 0,28 | 17 | 1,41 | 10 | 0,98 | 2 | 0,16 | 3 | 0,15 |
| <i>Cartodere separanda</i> | P | - | - | 1 | 0,14 | - | - | - | - | 1 | 0,08 | 1 | 0,05 |
| <i>Corticar.umbilicata</i> | P | 1 | 0,04 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| <i>Cerylon histeroides</i> | Z | - | - | - | - | - | - | 1 | 0,10 | - | - | - | - |

Tab. C: Fortsetzung

| Coleopteren-Arten | Trophie | Untersuchungsstandorte | | | | | | | | | | | |
|-------------------------------|---------|------------------------|-------|-----|------|------|-------|------|------|------|-------|------|-------|
| | | 1 | | 2 | | 3 | | 4 | | 5 | | 6 | |
| | | n | % | n | % | n | % | n | % | n | % | n | % |
| <i>Lycoperdina bovist.</i> | P | - | - | - | - | 1 | 0,08 | - | - | - | - | - | - |
| <i>Mycetina cruciata</i> | P | - | - | - | - | 1 | 0,08 | - | - | - | - | - | - |
| <i>Scymnus redtenbach.</i> | Z | 1 | 0,04 | - | - | - | - | 2 | 0,20 | - | - | - | - |
| <i>Aphidecta obliterata</i> | Z | 1 | 0,04 | 1 | 0,14 | 1 | 0,08 | 1 | 0,10 | 3 | 0,25 | - | - |
| <i>Cocc.septempunctata</i> | Z | - | - | - | - | 2 | 0,17 | - | - | 1 | 0,08 | 3 | 0,15 |
| <i>Cocc.quinquepunct.</i> | Z | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | 1 | 0,05 |
| <i>Propyl.quatuordec.</i> | Z | 5 | 0,21 | - | - | 7 | 0,58 | 2 | 0,20 | - | - | 7 | 0,35 |
| <i>Anatis ocellata</i> | Z | 4 | 0,17 | 2 | 0,28 | 6 | 0,50 | 3 | 0,30 | 1 | 0,08 | 1 | 0,05 |
| <i>Neomys.oblongogut.</i> | Z | - | - | 1 | 0,14 | - | - | - | - | - | - | - | - |
| <i>Niptus hololeucus</i> | Po | - | - | - | - | 1 | 0,08 | - | - | - | - | - | - |
| <i>Calopus serraticornis</i> | P | - | - | 2 | 0,28 | - | - | 1 | 0,10 | - | - | 1 | 0,05 |
| <i>Xanthochroa carniol.</i> | P | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | 1 | 0,05 |
| <i>Anthicus antherinus</i> | P | - | - | - | - | - | - | 1 | 0,10 | - | - | - | - |
| <i>Anaspis rufilabris</i> | P | - | - | - | - | - | - | 1 | 0,10 | - | - | 1 | 0,05 |
| <i>Cylindr.laevoctostr.</i> | Po | 18 | 0,76 | - | - | - | - | 16 | 1,57 | 5 | 0,41 | - | - |
| <i>Geotrupes stercorar.</i> | P | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| <i>Aphodius prodromus</i> | S | 24 | 1,01 | 23 | 3,23 | 27 | 2,25 | 26 | 2,56 | 2 | 0,16 | 3 | 0,15 |
| <i>Aphodius obscurus</i> | S | - | - | - | - | 1 | 0,08 | - | - | - | - | - | - |
| <i>Serica brunnea</i> | P | - | - | - | - | 24 | 2,00 | - | - | - | - | - | - |
| <i>Platycerus caraboides</i> | P | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | 1 | 0,05 |
| <i>Prionus coriarius</i> | P | - | - | - | - | - | - | 1 | 0,10 | - | - | - | - |
| <i>Rhagium bifasciatum</i> | P | 3 | 0,13 | - | - | - | - | 3 | 0,30 | 1 | 0,08 | 1 | 0,05 |
| <i>Leptura rubra</i> | P | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | 2 | 0,10 |
| <i>Lema cyanella</i> | P | - | - | - | - | 1 | 0,08 | - | - | - | - | - | - |
| <i>Timarcha metallica</i> | P | - | - | - | - | 2 | 0,17 | - | - | - | - | - | - |
| <i>Phyllotret.nemorum</i> | P | 5 | 0,21 | - | - | 2 | 0,17 | 3 | 0,30 | 1 | 0,08 | 6 | 0,30 |
| <i>Longitarsus spec.</i> | P | 2 | 0,03 | 2 | 0,28 | 2 | 0,17 | 3 | 0,30 | - | - | - | - |
| <i>Chaetocn.conc/heikert.</i> | P | 2 | 0,08 | - | - | 1 | 0,08 | 1 | 0,10 | 2 | 0,16 | 4 | 0,20 |
| <i>Chaetocn.hortensis</i> | P | 4 | 0,17 | - | - | 1 | 0,08 | 3 | 0,30 | 1 | 0,08 | 1 | 0,05 |
| <i>Cassida viridis</i> | P | 1 | 0,04 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| <i>Hylastes cunicular.</i> | P | 27 | 1,14 | 1 | 0,10 | 10 | 0,83 | 2 | 0,20 | 4 | 0,33 | 83 | 4,19 |
| <i>Hylurgops palliatus</i> | P | 16 | 0,68 | 12 | 1,68 | 4 | 0,33 | 49 | 4,82 | 6 | 0,49 | 7 | 0,35 |
| <i>Cryphalus abietis</i> | P | 1 | 0,04 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| <i>Taphror.bicolor</i> | P | - | - | - | - | 1 | 0,08 | - | - | - | - | - | - |
| <i>Xyloterus lineatus</i> | P | - | - | - | - | - | - | 1 | 0,10 | - | - | - | - |
| <i>Rhinom.attelaboides</i> | P | - | - | - | - | - | - | 1 | 0,10 | - | - | - | - |
| <i>Apion ebenium</i> | P | 4 | 0,17 | 1 | 0,14 | - | - | - | - | - | - | - | - |
| <i>Apion craccae</i> | P | - | - | - | - | 1 | 0,08 | - | - | - | - | - | - |
| <i>Apion apricans</i> | P | 3 | 0,13 | 1 | 0,14 | - | - | 1 | 0,10 | - | - | 2 | 0,10 |
| <i>Otiorrh.porcatus</i> | P | 1 | 0,04 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| <i>Otiorrh.singularis</i> | P | 1247 | 52,64 | 44 | 6,17 | 139 | 11,56 | 96 | 9,45 | 218 | 17,85 | 96 | 4,84 |
| <i>Otiorrh.ovatus</i> | P | 4 | 0,17 | - | - | - | - | - | - | 1 | 0,08 | 1 | 0,05 |
| <i>Homor.hirticornis</i> | P | - | - | - | - | 40 | 3,33 | - | - | 1 | 0,08 | - | - |
| <i>Phyllob.argentatus</i> | P | 1 | 0,04 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| <i>Tachyph.aristatus</i> | P | - | - | - | - | 1 | 0,08 | - | - | - | - | - | - |
| <i>Polydrusus impar</i> | P | 123 | 5,19 | 27 | 3,79 | - | - | 3 | 0,30 | 18 | 1,47 | 56 | 2,83 |
| <i>Polydrusus atomarius</i> | P | 1 | 0,04 | - | - | 1 | 0,08 | 1 | 0,10 | 1 | 0,08 | 1 | 0,05 |
| <i>Brachysom.echinat.</i> | P | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| <i>Baryp.araneiformis</i> | P | 19 | 0,80 | 14 | 1,96 | - | - | - | - | - | - | 653 | 32,95 |
| <i>Stroph.melanogrammum</i> | P | 49 | 2,07 | 27 | 3,79 | 16 | 1,33 | 11 | 1,08 | 39 | 3,19 | 9 | 0,45 |
| <i>Barynotus obscurus</i> | P | 4 | 0,17 | - | - | - | - | 12 | 1,18 | - | - | 4 | 0,20 |
| <i>Sitona regensteinen.</i> | P | - | - | 1 | 0,14 | 3 | 0,25 | - | - | - | - | - | - |
| <i>Trachodes hispidus</i> | P | 2 | 0,08 | - | - | 8 | 0,67 | 4 | 0,39 | - | - | - | - |
| <i>Hyllob.abietis</i> | P | 12 | 0,51 | 1 | 0,14 | 7 | 0,58 | 17 | 1,67 | 39 | 3,19 | 8 | 0,40 |
| <i>Leiosoma oblongulum</i> | P | - | - | 1 | 0,14 | - | - | - | - | 4 | 0,33 | 4 | 0,20 |
| <i>Acalles roboris</i> | P | - | - | 1 | 0,14 | 3 | 0,25 | 3 | 0,30 | 22 | 1,80 | - | - |
| <i>Acalles spec.</i> | P | 7 | 0,30 | 6 | 0,84 | 2 | 0,17 | 1 | 0,10 | 1 | 0,08 | 9 | 0,45 |
| <i>Ceutor.assimilis</i> | P | 1 | 0,04 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| Artdichte | | 85 | | 62 | | 89 | | 93 | | 69 | | 91 | |
| Aktivitätsdichte | | 2369 | | 713 | | 1202 | | 1016 | | 1221 | | 1982 | |

Tab. D: Dominanz der Carabidenzöosen, Biotopbindung und Jahresrhythmik der einzelnen Arten

| | |
|----------------------------|---------------------------------------|
| W: Waldart | F: Frühlingsfortpflanze |
| E: Eurytope Art | H: Herbstfortpflanze |
| O: Art offenen Geländes | I: instabiles Fortpflanzungsverhalten |
| ?: Biotopbindung unbekannt | ?: Fortpflanzungsverhalten unbekannt |

| Carabiden-Arten | Biotop | Rhythm | Untersuchungsstandorte | | | | | |
|-------------------------------|--------|--------|------------------------|-------|-------|-------|-------|-------|
| | | | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 |
| <i>Pterostichus oblongop.</i> | W | F | 60,42 | 41,06 | 50,31 | 44,83 | 12,89 | 28,64 |
| <i>Abax ater</i> | W | I | 21,05 | 31,79 | 17,88 | 22,55 | 66,48 | 22,81 |
| <i>Cara.problematicus</i> | W | H | 8,21 | 7,61 | 21,83 | 16,18 | 3,44 | 10,03 |
| <i>Asaph.flavipes</i> | O | F | 0,21 | 3,64 | - | 1,59 | 1,15 | 22,65 |
| <i>Notio.biguttatus</i> | E | F | 0,42 | 6,95 | 1,04 | 9,02 | 5,16 | 5,50 |
| <i>Trichotich.laevicollis</i> | W | H | 3,79 | - | 2,08 | 0,53 | 0,29 | 1,62 |
| <i>Trechus quadristriatus</i> | O | H | 0,84 | 4,30 | - | 0,80 | 1,15 | 1,46 |
| <i>Cara.purpurascens</i> | E | H | 0,63 | 0,66 | 0,62 | 1,59 | 1,43 | 1,29 |
| <i>Platy.assimilis</i> | W | F | - | 1,99 | 2,08 | 0,53 | - | 0,65 |
| <i>Abax parallelus</i> | W | F | 1,47 | 0,33 | 0,62 | - | 2,29 | 0,32 |
| <i>Cychn.attenuatus</i> | W | H | - | - | 1,66 | 0,80 | 0,86 | 0,32 |
| <i>Cara.nemorialis</i> | E | F | 0,21 | - | 1,24 | 0,53 | 0,29 | 0,81 |
| <i>Pterostichus niger</i> | E | H | 0,21 | - | - | - | 0,57 | 1,94 |
| <i>Amara plebeja</i> | E | F | - | - | 0,21 | - | 0,57 | 0,81 |
| <i>Poecilus cupreus</i> | O | F | - | - | - | - | 1,72 | 0,32 |
| <i>Bembidion lampros</i> | O | F | - | 0,66 | - | - | 0,29 | 0,32 |
| <i>Cara.auronitens</i> | W | F | - | 0,66 | - | 0,26 | - | 0,16 |
| <i>Cara.convexus</i> | O | F | 0,42 | - | - | 0,26 | - | - |
| <i>Molops piceus</i> | W | F | 0,42 | - | - | 0,26 | - | - |
| <i>Abax ovalis</i> | W | F | 0,21 | - | - | 0,26 | 0,29 | - |
| <i>Badister bipustulatus</i> | E | F | 0,21 | - | - | - | 0,29 | 0,16 |
| <i>Dromius agilis</i> | W | F | - | 0,33 | - | - | 0,57 | - |
| <i>Cara.arcensis</i> | W | F | 0,42 | - | - | - | - | - |
| <i>Harpalus quadrip.</i> | W | F | - | - | 0,21 | - | - | 0,16 |
| <i>Cara.cancellatus</i> | O | F | - | - | - | - | - | 0,16 |
| <i>Nebria brevicollis</i> | E | H | - | - | 0,21 | - | - | - |
| <i>Tachys bistriatus</i> | O | ? | 0,21 | - | - | - | - | - |
| <i>Bembidion nitidulum</i> | O | F | 0,21 | - | - | - | - | - |
| <i>Harpalus puncticeps</i> | ? | ? | - | - | - | - | 0,29 | - |
| <i>Harpalus rufipes</i> | O | H | 0,21 | - | - | - | - | - |
| <i>Pterost.madidus</i> | E | H | 0,21 | - | - | - | - | - |

Tab. E: Aktivitätsdichte, Dominanz und Trophiestufe der Arthropodenzöosen (Formalinfallenfang)

n: Aktivitätsdichte Z: Zoophaga S: Saprophaga -: Imago ohne Ernährung
 %: Dominanz P: Phytophaga Po: Polyphaga

| Taxa | Trophie | Untersuchungsstandorte | | | | | | | | | | | |
|------------------------|---------|------------------------|-------|------|-------|------|-------|------|-------|------|-------|------|-------|
| | | 1 | | 2 | | 3 | | 4 | | 5 | | 6 | |
| | | n | % | n | % | n | % | n | % | n | % | n | % |
| Pseudoscorpiones | Z | 1 | 0,02 | 1 | 0,04 | 1 | 0,02 | 6 | 0,16 | - | - | 2 | 0,05 |
| Araneida | Z | 920 | 18,81 | 1236 | 43,37 | 1311 | 28,35 | 1063 | 27,62 | 628 | 17,21 | 678 | 15,55 |
| Opiliones | Z | 176 | 3,60 | 120 | 4,24 | 74 | 1,60 | 654 | 17,00 | 222 | 6,09 | 165 | 3,76 |
| Acarina | P | 196 | 4,01 | 165 | 5,84 | 893 | 19,31 | 121 | 3,14 | 581 | 15,93 | 347 | 7,96 |
| Isopoda | S | - | - | - | - | 4 | 0,09 | 9 | 0,23 | - | - | 26 | 0,60 |
| Diplopoda | S | 12 | 0,25 | 11 | 0,39 | 58 | 1,25 | 22 | 0,57 | 66 | 1,81 | 61 | 1,40 |
| Chilopoda | Z | 49 | 1,00 | 18 | 0,64 | 39 | 0,84 | 45 | 1,17 | 42 | 1,15 | 27 | 0,62 |
| Plecoptera | P | - | - | 1 | 0,04 | - | - | - | - | - | - | - | - |
| Dermaptera | Po | 66 | 1,35 | 80 | 2,83 | 43 | 0,93 | 65 | 1,69 | 68 | 1,86 | 42 | 0,96 |
| Blattodea | Po | 11 | 0,22 | 4 | 0,14 | - | - | 1 | 0,03 | 2 | 0,05 | 3 | 0,07 |
| Caelifera | P | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | 1 | 0,02 |
| Ensifera | Po | 43 | 0,88 | 26 | 0,92 | 32 | 0,69 | 54 | 1,40 | 4 | 0,11 | 57 | 1,31 |
| Psocoptera | P | 7 | 0,14 | - | - | 3 | 0,06 | 10 | 0,26 | 8 | 0,22 | 2 | 0,05 |
| Heteroptera | P | 20 | 0,41 | 5 | 0,18 | 7 | 0,15 | 21 | 0,55 | 6 | 0,16 | 3 | 0,07 |
| Auchenorrhyncha | P | 2 | 0,04 | - | - | 2 | 0,04 | - | - | 12 | 0,33 | 1 | 0,02 |
| Sternorrhyncha | P | 343 | 7,01 | 9 | 0,34 | 6 | 0,13 | 37 | 0,96 | 7 | 0,19 | 32 | 0,73 |
| Coleoptera | Z | 654 | 13,39 | 507 | 17,93 | 799 | 17,28 | 683 | 17,75 | 778 | 21,33 | 941 | 21,58 |
| | P | 1654 | 33,81 | 179 | 6,33 | 355 | 7,76 | 281 | 7,30 | 431 | 11,81 | 1021 | 23,42 |
| | S | 24 | 0,49 | 27 | 0,95 | 35 | 0,76 | 34 | 0,88 | 3 | 0,08 | 4 | 0,09 |
| | Po | 37 | 0,76 | - | - | 13 | 0,28 | 18 | 0,05 | 9 | 0,25 | 16 | 0,37 |
| Planipennia | Z | 3 | 0,06 | 3 | 0,11 | - | - | - | - | - | - | - | - |
| Hymenoptera(ohne Form) | Po | 52 | 1,06 | 29 | 1,03 | 30 | 0,65 | 68 | 1,77 | 92 | 2,52 | 95 | 2,18 |
| Mecoptera | S | - | - | - | - | 2 | 0,04 | - | - | - | - | - | - |
| Siphonaptera | Z | 1 | 0,02 | - | - | - | - | 1 | 0,03 | - | - | - | - |
| Brachycera | Po | 151 | 3,09 | 128 | 4,53 | 388 | 8,39 | 191 | 4,96 | 280 | 7,68 | 246 | 5,64 |
| Nematocera | Po | 224 | 4,58 | 191 | 6,76 | 434 | 9,38 | 265 | 6,89 | 263 | 7,21 | 444 | 10,18 |
| Trichoptera | - | 5 | 0,10 | 1 | 0,04 | - | - | 4 | 0,10 | - | - | - | - |
| Lepidoptera | P | 5 | 0,10 | 8 | 0,28 | 5 | 0,11 | 14 | 0,36 | 13 | 0,36 | 15 | 0,34 |
| Larven indet. | Po | 236 | 4,82 | 78 | 2,76 | 91 | 1,97 | 181 | 4,70 | 133 | 3,65 | 132 | 3,03 |
| (Collembola) | S | 231 | | 2091 | | 1776 | | 2018 | | 3000 | | 1762 | |
| (Formicidae) | S | 2116 | | 945 | | 3 | | 5 | | 14 | | 9 | |
| Aktivitätsdichte | | 7239 | | 5863 | | 6404 | | 5871 | | 6662 | | 6136 | |
| ohne Formicidae | | 4892 | | 2827 | | 4625 | | 3848 | | 3648 | | 4361 | |
| Zahl erfaßter Taxa | | 24 | | 22 | | 22 | | 23 | | 20 | | 23 | |

Anschrift des Verfassers:

Martin Paulus
Fachrichtung Biogeographie
Universität des Saarlandes
6600 Saarbrücken 11

