

Nadine Bräsicke

Effekte von Waldumbaumaßnahmen in Kiefernforsten auf
potenzielle Schädlingsantagonisten am Beispiel der
Webspinnenzönose (Arachnida: Araneae)



Effekte von Waldumbaumaßnahmen in Kiefernforsten auf potenzielle Schädlingsantagonisten am Beispiel der Webspinnenzönose

(Arachnida: Araneae)

DISSERTATION zur Erlangung des akademischen Grades
Doctor rerum silvaticarum (Dr. rer. silv.)

vorgelegt von

Diplom-Forstwirt Nadine Bräsicke

Gutachter:

Frau Prof. Dr. Mechthild Roth
Technische Universität Dresden / Professur für Forstzoologie

Herr Prof. Dr. Curt Majunke
Fachhochschule Eberswalde / Professur für Waldschutz und Forstentomologie

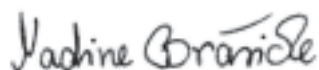
Herr Prof. Dr. Reinhard Schopf
Technische Universität München / Lehrstuhl für Tierökologie

Dresden, 06. November 2008

Die Übereinstimmung dieses Exemplars mit dem Original der Dissertation zum Thema:

„Effekte von Waldumbaumaßnahmen in Kiefernforsten auf potenzielle Schädlingsantagonisten am Beispiel der Webspinnenzönose (Arachnida: Araneae)“

wird hiermit bestätigt.



Nadine Bräsicke

Dresden, 25. Januar 2009

Bibliografische Information der Deutschen Nationalbibliothek

Die Deutsche Nationalbibliothek verzeichnet diese Publikation in der Deutschen Nationalbibliografie; detaillierte bibliografische Daten sind im Internet über <http://dnb.ddb.de> abrufbar.

1. Aufl. – Göttingen : Cuvillier, 2009

Zugl.: (TU) Dresden, Univ. Diss., 2008

978-3-86727-874-4

© CUVILLIER VERLAG, Göttingen 2009

Nonnenstieg 8, 37075 Göttingen

Telefon: 0551-54724-0

Telefax: 0551-54724-21

www.cuvillier.de

Alle Rechte vorbehalten. Ohne ausdrückliche Genehmigung des Verlages ist es nicht gestattet, das Buch oder Teile daraus auf fotomechanischem Weg (Fotokopie, Mikrokopie) zu vervielfältigen.

1. Auflage, 2009

Gedruckt auf säurefreiem Papier

978-3-86727-874-4

Titelfotografie: Kiefernforst mit Traubeneiche im Unterstand, Foto mit freundlicher Genehmigung von Dr. Ulrich M. Ratschker, © ulmara-Naturfotografie/UMR





DANKSAGUNG

Die vorliegende Arbeit wäre ohne die tatkräftige Mitwirkung und Unterstützung zahlreicher Menschen nicht möglich gewesen. Bei all diesen Personen möchte ich mich an dieser Stelle ganz herzlich bedanken.

Mein aufrichtiger Dank gilt besonders allen Mitarbeitern der Professur für Forstzoologie der TU Dresden, die mich bei dieser Arbeit mit Rat und Tat unterstützt haben. Auch für die immer sehr freundschaftliche Atmosphäre am Lehrstuhl sei allen Kollegen sehr herzlich gedankt. Vor allem danke ich Frau Professor Dr. Mechthild Roth, die mir die Bearbeitung des spannenden Themas ermöglicht hat. Neben ihrer fachlichen Kompetenz und ihrer Fähigkeit ihren Mitarbeitern auch in schwierigen Situationen eine Finanzierung zu verschaffen, stand sie mir von der Planung bis zur kritischen Durchsicht des Manuskripts immer wohlwollend zur Seite. Ebenso undenkbar wäre diese Arbeit ohne den tatkräftigen Einsatz zahlreicher Menschen bei der beschwerlichen Freilandarbeit und den Sortierarbeiten gewesen. Dafür schulde ich Dipl.-Forstwirt Alexander Jäkel, Dr. Ulrich M. Ratschker, den Zapfenpflückern Peter Becker, Steffen Knof und Heiko Schwarz sowie Frau Dipl.-Ing. (FS) Gisela Förster, den FÖJ'lern Marlen Bentsch, Vendula Hylanova, Veit Herklotz und Christian Hoppe einen ganz besonderen Dank.

Ferner bedanke ich mich ganz herzlich bei Dipl.-Forstwirt Alexander Jäkel für die Überlassung der Laufkäferdaten und bei Herrn Dr. Maik Denner für die Daten der Vegetationsaufnahme einzelner Flächen, beides Teilaspekte im Rahmen meiner Promotionsarbeit. Für die Nachbestimmung komplizierter Arten der Araneae danke ich ganz herzlich den Herren Dr. Ulrich M. Ratschker und Dipl.-Biol. T. Blick. Herrn Dipl.-Landschaftsökol. Michael Elmer und Herrn Dr. K. Römisch danke ich für ihre Hilfestellungen und Diskussionsbeiträge zur Lösung statistischer Fragestellungen.

Für die Bereitstellung von Hard- und Software für die hemisphärische Fotografie danke ich den Mitarbeitern der Professur für Waldbau der TU Dresden in Tharandt. Herrn Dipl.-Forsting. J. Wollmerstädt gilt besonderer Dank für seine Hilfestellung zur Durchführung der Messungen und Auswertung der Daten.

Den Mitarbeitern des Regierungspräsidiums Leipzig (Referat: Naturschutz und Landschaftspflege), der Sächsischen Landesanstalt für Forsten (Forstsaatgut - Beratungsdienst und Staatsdarre Flöha), des Sächsischen Forstamtes Falkenberg und des Projektbüros sei für ihre gute Kooperation gedankt.

Die Untersuchungen wurden im Rahmen des BMBF Verbundprojektes „*Zukunftsorientierte Waldwirtschaft*“ vom Bundesministerium für Bildung und Forschung (BMBF, Fördernummer: 039485) finanziell gefördert.

Nicht zuletzt danke ich allen, die nicht müde wurden, mich nach dem Fortschritt der Arbeit zu fragen, für ihre Beharrlichkeit und den Glauben daran, dass ich diese Arbeit noch zu Ende bringe. Vor allem meinen Eltern schulde ich tiefen Dank für ihre liebevolle Unterstützung und große Geduld, mit der sie es mir ermöglicht haben, dieses Ziel überhaupt anzusteuern. Uli danke ich herzlich für seine Hilfestellung bei allen auftretenden Computerproblemen, für die vielen wertvollen Anregungen, für seine moralische und liebevolle Unterstützung sowie für seine Geduld. Bei Andreas, Christian, Ralf und Steffen bedanke ich mich für den immer erheiternden Beistand und die erlebnisreiche Zeit.



INHALTSVERZEICHNIS

1	EINLEITUNG	1
1.1	AUSGANGSSITUATION UND ZIELSETZUNG	1
1.2	ARANEAE ALS UNTERSUCHUNGSOBJEKTE	3
2	UNTERSUCHUNGSGEBIET UND -FLÄCHEN	10
2.1	DER SÄCHSISCHE WALD	10
2.2	UNTERSUCHUNGSGEBIET UND VERSUCHSFLÄCHEN	10
2.3	PFLANZENGESELLSCHAFT	13
2.4	KLIMABEDINGUNGEN	14
3	MATERIAL UND METHODEN	15
3.1	FANGMETHODEN	15
3.1.1	Bodenfallen	15
3.1.2	Bodenphotoelektoren	15
3.1.3	Astektoren	16
3.1.4	Luftektoren	17
3.2	VERSUCHSDESIGN	17
3.2.1	Chronosequenzieller Versuchsansatz	17
3.2.2	Versuchsanlage	18
3.3	ERFASSUNG ABIOTISCHER FAKTOREN	19
3.3.1	Strahlungsschätzung durch hemisphärische Fotos	19
3.3.2	Temperatur und relative Luftfeuchte	20
3.3.3	Niederschlagsmessung	20
3.3.4	Vegetationsaufnahme	21
3.4	UNTERSUCHUNGSZEITRAUM	21
3.5	DETERMINATION UND NOMENKLATUR	22
3.6	ROTE LISTE	23
3.7	KENNGRÖßEN ZUR BESCHREIBUNG VON ORGANISMENGEMEINSCHAFTEN	23
3.7.1	Aktivitätsdichte	23
3.7.2	Individuendichte – Individuenminimale Abundanz	23
3.7.3	Aktivitätsbiomasse	24
3.7.4	Metabolische Äquivalenz	24
3.8	ÖKOLOGISCH-MATHEMATISCHE VERFAHREN	25
3.8.1	Abschätzung von Artenzahlen	25
3.8.2	Artenidentität	26
3.8.3	Individuen- und Biomassedominanz	26
3.8.4	Ermittlung von Charakterarten	27
3.8.5	Dominanzidentität	28
3.8.6	Diversität	28
3.8.7	Korrelation	30
3.8.8	Häufigkeitsverteilung und Datentransformation	30
3.8.9	Statistische Analyse	31
3.9	MULTIVARIATE EXPLORATIVE TECHNIKEN	33
3.9.1	Clusteranalyse	33
3.9.2	Kanonische Korrespondenzanalyse	34

4	ERGEBNISSE	35
4.1	ABIOTISCHE UMWELTFAKTOREN	35
4.1.1	Klimadaten	35
4.2	DIE ARANEAZÖNOSE IN KIEFERNFORSTEN	41
4.2.1	Datenbasis	41
4.2.2	Artenliste	46
4.2.3	Rote Liste Arten	54
4.2.4	Exklusive Arten	58
4.3	AUSWIRKUNGEN VERSCHIEDENER WALDUMBAUMAßNAHMEN AUF DIE STRUKTUR DER EPIGÄISCHEN WEBSPINNENZÖNOSE	60
4.3.1	Fänge mit Bodenfallen	60
4.3.1.1	Aktivitätsdichte	60
4.3.1.2	Aktivitätsbiomasse	64
4.3.1.3	Ökologische Charakterisierung der Arten	68
4.3.1.4	Artendominanz und Ermittlung von Charakterarten	73
4.3.1.5	Abiotische Einflussfaktoren	80
4.3.1.6	Rote Liste Arten	81
4.3.1.7	Faunenähnlichkeit der Versuchsflächen	83
4.3.1.8	Diversitätsindices und Rarefaction	85
	Resümee	88
4.3.2	Fänge mit Bodenphotoelektoren	90
4.3.2.1	Individuenminimale Abundanz	90
4.3.2.2	Aktivitätsbiomasse	93
4.3.2.3	Ökologische Charakterisierung der Arten	96
4.3.2.4	Artendominanz und Ermittlung von Charakterarten	101
4.3.2.5	Rote Liste Arten	106
4.3.2.6	Faunenähnlichkeit der Versuchsflächen	107
4.3.2.7	Diversitätsindices und Rarefaction	108
	Resümee	110
4.3.3	Regulationspotenzial ausgewählter Webspinnen als Antagonisten forstlich relevanter Schadschmetterlinge – am Beispiel von <i>Panolis flammea</i> Schiff.	112
4.3.3.1	Aktivitätsdichte	112
4.3.3.2	Raum-Zeit-Koinzidenz mit <i>Panolis flammea</i> Schiff.	113
4.3.3.3	Metabolische Äquivalenz	113
	Resümee	115
4.4	AUSWIRKUNGEN VERSCHIEDENER WALDUMBAUMAßNAHMEN AUF DIE STRUKTUR DER AKRODENDRISCHEN WEBSPINNENZÖNOSE	116
4.4.1	Fänge mit Asteklektoren	116
4.4.1.1	Aktivitätsdichte	116
4.4.1.2	Aktivitätsbiomasse	118
4.4.1.3	Ökologische Charakterisierung der Arten	120
4.4.1.4	Artendominanz und Ermittlung von Charakterarten	125
4.4.1.5	Rote Liste Arten	128
4.4.1.6	Faunenähnlichkeit der Versuchsflächen	129
4.4.1.7	Diversitätsindices und Rarefaction	131
	Resümee	133
4.4.2	Regulationspotenzial ausgewählter Webspinnen als Antagonisten forstlich relevanter Schadschmetterlinge – am Beispiel von <i>Dendrolimus pini</i> L.	134
4.4.2.1	Aktivitätsdichte	134

4.4.2.2 Raum-Zeit-Koinzidenz mit <i>Dendrolimus pini</i> L.	134
Resümee	137
4.4.3 Fänge mit Luftelektoren	138
4.4.3.1 Aktivitätsdichte	138
4.4.3.2 Rote Liste Arten	139
Resümee	140
5 DISKUSSION	142
5.1 KRITISCHE BETRACHTUNG DER ERFASSUNGSMETHODEN	142
5.1.1 Bodenfallen	142
5.1.2 Bodenphotoelektoren	147
5.1.3 Astelektoren	148
5.1.4 Luftelektoren	149
5.1.5 Fangflüssigkeit	150
5.2 STRATENSPEZIFISCHE DIFFERENZIERUNG DER WEBSPINNENFAUNA VON WÄLDERN	151
5.3 DIE EPIGÄISCHE WEBSPINNENFAUNA VON KIEFERNREINBESTÄNDEN UND IHRE VERÄNDERUNG DURCH WALDUMBAU	154
5.3.1 Artenstruktur	154
5.3.2 Aktivitätsdichte und -biomasse	158
5.3.3 Ökologische Typen	161
5.3.4 Dominanzstruktur und Faunenidentität	162
5.3.5 Funktionspotenzial der Webspinnen als Antagonisten forstlich relevanter Schadschmetterlinge	164
5.4 DIE AKRODENDRISCHE WEBSPINNENFAUNA VON KIEFERNREINBESTÄNDEN UND IHRE VERÄNDERUNG DURCH WALDUMBAU	168
5.4.1 Aktivitätsdichte	168
5.4.2 Ökologische Typen	168
5.4.3 Dominanzstruktur und Faunenidentität	170
5.4.4 Funktionspotenzial der Webspinnen als Antagonisten forstlich relevanter Schadschmetterlinge	171
5.5 DAS MIKROKLIMA ALS STEUERGRÖÖE DER STRUKTUR VON SPINNENGEMEINSCHAFTEN	173
5.6 FOLGERUNGEN FÜR DIE FORSTLICHE PRAXIS	176
5.7 FORSCHUNGSBEDARF	181
6 ZUSAMMENFASSUNG	182
SUMMARY	185
7 LITERATURVERZEICHNIS	188
ANHANG	

WICHTIGE ABKÜRZUNGEN

AEK	Asteklektor
BF	Bodenfalle
BPE	Bodenphotoeklektor
BRD	Bundesrepublik Deutschland
FP	Fangperiode
G	Gradationsgebiet
IUCN	International Union for Conservation of Nature and natural resources
L	Latenzgebiet
LEK	Luftlektor
NSG	Naturschutzgebiet
p	Signifikanzniveau
pnV	potenziell-natürliche Vegetation
RL	Rote Liste
SAX	Freistaat Sachsen
UG	Untersuchungsgebiet
UNESCO	United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization

1 EINLEITUNG

1.1 AUSGANGSSITUATION UND ZIELSETZUNG

Von den natürlichen Wäldern, die einst fast 90% der Fläche Mitteleuropas überzogen, sind heute nur noch Restbestände erhalten geblieben (LEIBUNDGUT 1981, 1993, HOFMANN et al. 2000). Die flächenmäßig dominierenden Buchenwälder wurden besonders im östlichen Mitteleuropa, bedingt durch Niederschlagsarmut, u. a. von Eichen- und Kiefernwälder abgelöst (HOFMANN 1997). Diese natürlichen Waldökosysteme besaßen die Fähigkeit zur Selbstregeneration über eigene Regelmechanismen und zeichneten sich durch Stabilität, Arten- und Strukturvielfalt aus (HOFMANN 1997). Infolge von anthropogenen Eingriffen und später durch den Beginn der forstwirtschaftlichen Nutzung wurden zunehmend Forsten, bestehend aus Kiefer oder Fichte geschaffen, denen die Fähigkeit zur Eigenregulation weitgehend fehlt und nur durch forstliche Eingriffe des Menschen bestehen können (DIERSCHKE 1989, HOFMANN 1996, FRITZ 2006). So kennzeichnen Labilität, Strukturhomogenität und Artenverlust diese Nadelbaumforste (MÜLLER et al. 2005).

Im Freistaat Sachsen weisen etwa 28 % der Waldfläche relativ arten- und strukturarme Kiefernforste auf, die vor allem das nordsächsische Tiefland prägen. Ungeregelte Eingriffe in das natürliche Baumartenspektrum führten im 19. Jahrhundert zur Holzar-
mut und zur Wiederaufforstung devastierter Böden bzw. exploitierter Waldbestände mit der robusteren Baumart *Pinus sylvestris* L. (SMUL 2003, GREGER 2006). Ein Großteil dieser gleichaltrigen und unstrukturierten Kiefernmonokulturen stockt auch auf Stand-
orten der natürlichen Buchen-Eichen-Mischwälder bzw. Eichen-Kiefernwälder (HERING et al. 1999), was ein hohes Gefährdungspotenzial gegenüber biotischen Schaderregern zu begünstigen scheint (MOSANDL 1998). So führten in den letzten Jahren vor allem Massenvermehrungen von phyllophagen Insekten zu Störungen des ökologischen Gleichgewichtes, die mit großen wirtschaftlichen Einbußen verbunden waren (OTTO 1997). Dabei zeigten sich regionale Unterschiede in der Suszeptibilität der Kiefernforsten gegenüber Phytophagenfraß.

Als Ursachen für lokale Dispositionsunterschiede gelten abiotische Standortsfaktoren, wie zum Beispiel Niederschlag, Lufttemperatur und die Trophiestufe des Bodens (SCHWENKE 1994, MAJUNKE 1995). Gemeinsam mit der homogenen Bestandesstruktur

stellen sie die Rahmenbedingungen für die Ausprägung der biotischen Steuergrößen von Insektenkalamitäten (MAJUNKE 1994, GRAY et al. 2000, ALTENKIRCH et al. 2002, APEL et al. 2005). Dabei sind Zusammenhänge zwischen abiotischen Standortsfaktoren und dem Entwicklungspotenzial phyllophager Lepidoptera über die Veränderung der Nahrungsressourcenqualität belegbar (SCHWERDTFEGER 1981, SCHOPF & HARTL 1997, WILLIG 2001).

Durch die Erziehung strukturierter, artenreicher Mischbestände mit einem hohen Grad an Naturnähe wird langfristig u. a. eine Dämpfung hinsichtlich Häufigkeit und Intensität der Gradationen erwartet (BAUMGARTEN & TEUFFEL 2005, FRITZ 2006). Eine Erhöhung der Stabilität gegenüber ökonomisch und ökologisch relevantem Phytophagenbefall kann sich abgelesen von einer Beeinflussung der Nahrungsqualität und -quantität (SCHOPF & HARTL 1997) auch durch eine Förderung der natürlichen Schädlingsantagonisten manifestieren (SCHULZ et al. 2004).

Nach MASON (1987) verhindert u. a. die Prädation bei etwa 90% der herbivoren Arthropoden den Massenausbruch. Vor allem Phytophage, die eine intermediäre Stellung zwischen reinen r- und k - Strategen (vgl. PARRY 1981) einnehmen – zu denen nach SOUTHWOOD (1977) forstliche Schadinsekten gehören – lassen sich durch natürliche Antagonisten über bestimmte Bereiche der Populationsentwicklung regulieren (KIDD & JERVIS 1997). Abhängig von der ökologischen Einnischung der Taxa ist vor allem für Raubarthropoden eine Dämpfung des Schadgeschehens hinsichtlich der Häufigkeit und Intensität von Massenvermehrungen belegt (EKSCHMITT et al. 1997). Zwar sind Raubarthropoden nicht geeignet, großflächige Schädlingskalamitäten schnell zu kontrollieren, doch können sie den Massenausbruch verhindern, wenn die Herbivoren in geringen bis mäßigen Dichten vorliegen. So manifestieren sich die Effekte der Antagonisten – zu denen neben Lauf- und Kurzflügelkäfer (DIX et al. 1995, EKSCHMITT et al. 1997, MEMMOTT et al. 2000) auch die Echten Webspinnen (VITE 1953, KIRCHNER 1964, CLARKE & GRANT 1968, NYFFELER & BENZ 1981, 1987, EKSCHMITT et al. 1997, PEARCE et al. 2004) gehören – in einer Verlängerung der Latenzphasen und einer Beschleunigung der Retrogradationen phytophager Forstschädlinge.

Ziel der Untersuchungen im nordsächsischen Tiefland war es, die Auswirkungen der Umwandlung von Kiefernreinbeständen in Mischwälder (mit den Baumarten *Quercus petraea* (Matt.) Liebl., *Fagus sylvatica* L.) auf die Webspinnen als wesentliches Element der Prädatorenzönose mitteleuropäischer Wälder zu erfassen. Im Mittelpunkt stand

die Arbeitshypothese, dass die Einbringung von Laubbaumarten zur Stabilisierung von Kiefernbeständen gegen phyllophage Schadinsekten beiträgt. Die Promotionsarbeit fokussierte auf folgende Ziele in Abhängigkeit von der bestandestypischen Bestockung:

- Erfassung der stratusspezifischen (Bodenoberfläche, Kronenbereich) Struktur der Webspinnengemeinschaft
- Ermittlung der Raum-Zeit-Koinzidenz von phyllophagen Lepidoptera (Modellarten: *Dendrolimus pini* L., *Panolis flammea* Schiff.) und Webspinnen als Antagonistengruppe
- Ableitung ökologischer Steuergrößen des Funktionspotenzials der Araneaezönose

Die Ergebnisse sollen in Leitbilder zur Gestaltung des Waldumbaus einfließen und Entscheidungshilfen für die forstliche Praxis liefern.

1.2 ARANEAE ALS UNTERSUCHUNGSOBJEKTE

Die Arachnida mit ihren Vertretern der Webspinnen, Milben, Weberknechte, Skorpione und Pseudoskorpione stellen die artenreichste Tiergruppe neben der Klasse der Insekten (GÜNTER et al. 1994).

Weltweit sind heute ca. 39.000 Spinnenarten bekannt (PLATNICK 2005, Version 6.0). Allein in Mitteleuropa existieren ca. 1.300 Arten (BLICK et al. 2004, Version 1.0). Als Prädatoren, als Konkurrenten anderer landlebender wirbelloser Räuber und als Haupt- oder Nebennahrung diverser Tiergruppen (z. B. Vögel, Kleinsäuger) besitzen die Araneae eine herausragende ökologische Bedeutung (NYFFELER 1982, GUNNARSSON 1983, SACHER & DORNBUSCH 1990, RENNER & DICK 1992, KASPARI & JOERN 1993).

Ihr breites Spektrum an unterschiedlichen ökologischen Anspruchstypen, befähigt sie verschiedenste Habitate unterschiedlicher Höhenstufen zu besiedeln (KIECHLE 1992). Besonders die abiotischen Faktoren Licht, Temperatur und Feuchtigkeit sowie Vegetations- und Raumstruktur, bestimmen die ökologische Toleranzgrenze der Arten (TRETZEL 1952). Bei der Verteilung im Habitat spielen in erster Linie Feuchtigkeit und Licht die mikroklimatisch limitierende Rolle (TRETZEL 1952, 1954, 1955 a, BAEHR 1985, KLAPKAREK & HARTER 1998, ZIESCHE & ROTH 2007). Auf Grund dieser sehr guten Indikatoreigenschaften, können die Webspinnen schnell auf Veränderungen der genannten Umweltparameter reagieren (MAELFAIT & BAERT 1997). Gerade deshalb sind sie für die Dokumentation von Entwicklungsprozessen in Wäldern eine besonders geeignete Gruppe. Die Stratifikation dieses Lebensraumes hat ebenfalls großen Einfluss

auf die Zusammensetzung der Spinnenzönose, wie im Rahmen verschiedener arachnologischer Studien bestätigt wurde (DUFFEY 1966, TURNBULL 1973, GREENSTONE 1984, STIPPICH 1986, GUNNARSSON 1992, PAJUNEN et al. 1995, ROMERO & VASCONCELLOS-NETO 2005). So führen Änderungen in der Strukturierung von Waldbeständen zu einem Wandel der mikroklimatischen Parameter (HORVATH et al. 2000), die das Artenspektrum der Araneaezönose und deren Verbreitung beeinflussen (BREINL 1990, McIVER et al. 1992, SCHUBERT 1998). Folglich können die Habitatansprüche der Spinnenarten flächenspezifische Unterschiede verdeutlichen, da jedes Ökosystem eine in Artenzusammensetzung und Dominanzgefüge spezifische Spinnenfauna besitzt (BAEHR 1988). Daher eignen sich die Araneae sehr gut zur Biotopbewertung bezüglich Störungsgrad und Naturnähe (RUZICKA 1987, PAJUNEN et al. 1995, AMMER & SCHUBERT 1999, WILLETT 2001).

Weiterhin erbrachten unterschiedliche Studien (UETZ 1979, BULTMAN & UETZ 1982, BERG et al. 1998, ZIESCHE & ROTH 2004) den Nachweis, dass die Streuauflage verschiedener Baumarten und das Bestandesalter die Struktur der epigäischen Spinnenzönose beeinflusst. Dabei bewirkt die Streutiefe eine Änderung von Streukomplexität, Beuteangebot sowie Temperatur- und Feuchtigkeitsbedingungen, mit der Folge veränderter Artenzahlen und Faunenzusammensetzung (BULTMAN & UETZ 1982). Über den Stamm- und Kronenbereich von Waldbäumen liegen ebenfalls Arbeiten (WUNDERLICH 1982, NICOLAI 1985, BÜCHS 1990, SIMON 1995, BUDDLE 2001, GOBNER 2004) vor, die einen Einfluss der Baumart, in Abhängigkeit vom Alter und deren Blatt- bzw. Nadelstruktur sowie Rindenbeschaffenheit, auf die Spinnenzönose bekräftigen.

Die nahezu lückenlose Verbreitung in allen terrestrischen Habitaten lässt sich anhand der Fähigkeit vieler Jungspinnen aber auch adulter Individuen (z. B. Linyphiidae), sich über weite Strecken durch die Luft transportieren zu lassen (THOMAS et al. 2003), erklären. Dieses „ballooning“ (Fadenflug) befähigt die Arten schnell neue Lebensräume zu erschließen oder wiederzubesiedeln (GREENSTONE et al. 1985, 1987, RENNER & SCHAWALLER 1988, FOELIX 1992, WEYMAN 1995, JONES 1996, THOMAS 1996, BONTE et al. 2003).

Ihre biologischen Besonderheiten lassen die Araneae eine wichtige Stellung als Prädatoren in natürlichen und anthropogen geprägten Waldökosystemen einnehmen (RIECHERT 1974, NYFFELER & BENZ 1981, NYFFELER 1982, SCHULZ 1996, HODGE 1999, SUNDERLAND 1999). In Abhängigkeit von der Baumartenzusammensetzung und Bestandesstruktur (u. a. UETZ 1979, GREENSTONE 1984, BAEHR 1985, BRAUN 1992,

PLATEN 1996, DRANEY 1997, FLÜCKIGER & DUELLI 1997) erreichen sie dort hohe Artenzahlen (50 - 600) (NYFFELER 1982) und Siedlungsdichten (50 - 800 Individuen pro Quadratmeter) (VAN DER DRIFT 1951, TURNBULL 1960, DUFFEY 1962, HUHTA 1971, KOPONEN 1976, WEIDEMANN 1978, SCHAEFER 1980 b, ALBERT 1982). Ihr täglicher Nahrungsverbrauch (Konsumption pro mg Spinnenbiomasse) wurde mit 0,5 % des eigenen Körpergewichtes bestimmt (DUMPERT & PLATEN 1985, DUMPERT 1989). Somit verzehrt zum Beispiel die Lycosidae *Pardosa amentata* (Clerck, 1757) täglich 3,5 mg Insekten, was etwa 12 % ihres Körpergewichtes entspricht (EDGAR 1970). Die jährliche Vertilgungsleistung der Webspinnen eines Waldökosystems wurde auf 100 kg Frischgewicht Insekten/ ha geschätzt (KIRCHNER 1964).

Neben einer geringen Anzahl an Spezialisten (z. B. Vertreter der Mimetidae oder Zodariidae) besitzt die Mehrheit der mitteleuropäischen Webspinnenarten ein breites Beutespektrum, das sie als Generalisten auszeichnet (HURD & EISENBERG 1990, EKSCHMITT et al. 1997, SNYDER & WISE 1999). Ihre Strategie der optimalen Futterverwertung durch niedrigere Stoffwechselraten (ANDERSON 1974) befähigt sie, sich dem vorhandenen Nahrungsangebot anzupassen und lange Fastenzeiten zu überstehen ohne abzuwandern (COLLATZ & MOMMSEN 1975, NENTWIG 1987, AGNEW & SMITH 1989, SUNDERLAND 1990, FOELIX 1992, TOFT 1995, BILDE & TOFT 1998).

Als Zoophage ernähren sich die Webspinnen hauptsächlich von Primärkonsumenten, denen beim Beutefang ein Gift injiziert wird. Dabei variiert die Zusammensetzung des Spinnengiftes, dessen Letalkomponenten aus neurotoxisch wirkenden Polypeptiden, biogenen Aminen oder proteolytischen Enzymen besteht (MCCRONE 1969, NENTWIG 1987, SCHMIDT 1987, FOELIX 1992, GRUNER et al. 1993). Die Immobilisierung bzw. Tötung der Beutetiere erfolgt dann durch Störung von Nerven- und Muskelzellen, durch Absterben von Blut- und Hautzellen oder durch die direkte Auflösung des Zelleiweißes (HEIMER 1997). Anschließend wird die Beute außerhalb des Körpers verdaut und als Flüssigkeit aufgenommen. Man spricht daher von einer extraintestinalen Verdauung, die eine stammesgeschichtlich alte Anpassung darstellt und auch eine Nahrungsaufnahme unter Wasser ermöglicht (FOELIX 1992, GRUNER et al. 1993).

Als Räuber verfügen die Taxa der Webspinnen über vielfältige Strategien ihre Beute zu überwältigen (WHITEHOUSE & LAWRENCE 2001). Grundsätzlich werden Netzbauer von Jäger und Lauerer unterschieden. Die Netzbauer nutzen verschiedene Netzformen um ihre Beute zu fangen. Dazu zählen spezielle Konstruktionen in der Kraut- oder Strauch-

schicht, die den Luftraum befangen (z. B. Linyphiidae, Theridiidae) sowie am Boden, um epigäische Arthropoden zu erbeuten (z. B. Atypidae oder Agelenidae) (BELLMANN 1992, 1997, SCHÜTT 1995, HEIMER 1997, SCHNEIDER & VOLLRATH 1998, KRINK & VOLLRATH 2000, DE CRESPIGNY et al. 2001, BAEHR & BAEHR 2002, BENJAMIN et al. 2002). Netzbauende Arten ernähren sich ausschließlich entomophag (NYFFELER 1999). Die Gruppe der Jäger und Lauerer nutzt andere Jagdstrategien. So gibt es unter den Jägern epigäische und akrodendrische Arten, die ihre Beute jagen (z. B. Lycosidae, Clubionidae). Die Taxa der Lauerer pirschen sich durch schnelle und präzise Bewegungen an die Beute heran (z. B. Salticidae) oder lauern dieser regungslos auf (z. B. Thomisidae, Philodromidae) (BELLMANN 1992, 1997, HEIMER 1997, BAEHR & BAEHR 2002). Das Beutespektrum besteht zum größten Teil (75 - 90 %) aus Insekten. Daneben kommen auch die Spinnen selbst als Nahrung in Betracht (10 - 25 %) (NYFFELER 1999, BUDDLE et al. 2003). Neben Kannibalismus ist dabei auch Araneophagie, das Erbeuten von Arten anderer Spinnenfamilien, verbreitet (CLARKE & JACKSON 2000, JACKSON 2000, WHITEHOUSE et al. 2002). Beide Formen dieses Nahrungserwerbes erfolgen hauptsächlich in Perioden von Nahrungsknappheit (WISE 1993, RICKERS & SCHEU 2005, MAYNTZ & TOFT 2006). Auch können jagende Araneae ihr Nahrungsspektrum auf das Überangebot an bestimmten Beutetypen (z. B. Insekten) einstellen und somit andere Beute (z. B. Araneae) meiden (DEAN et al. 1987, NYFFELER et al. 1992, 1994). Eine Ausnahme bilden jedoch die Gnaphosidae, deren Taxa sich hauptsächlich araneophag ernähren (JONES-WALTERS 1989).

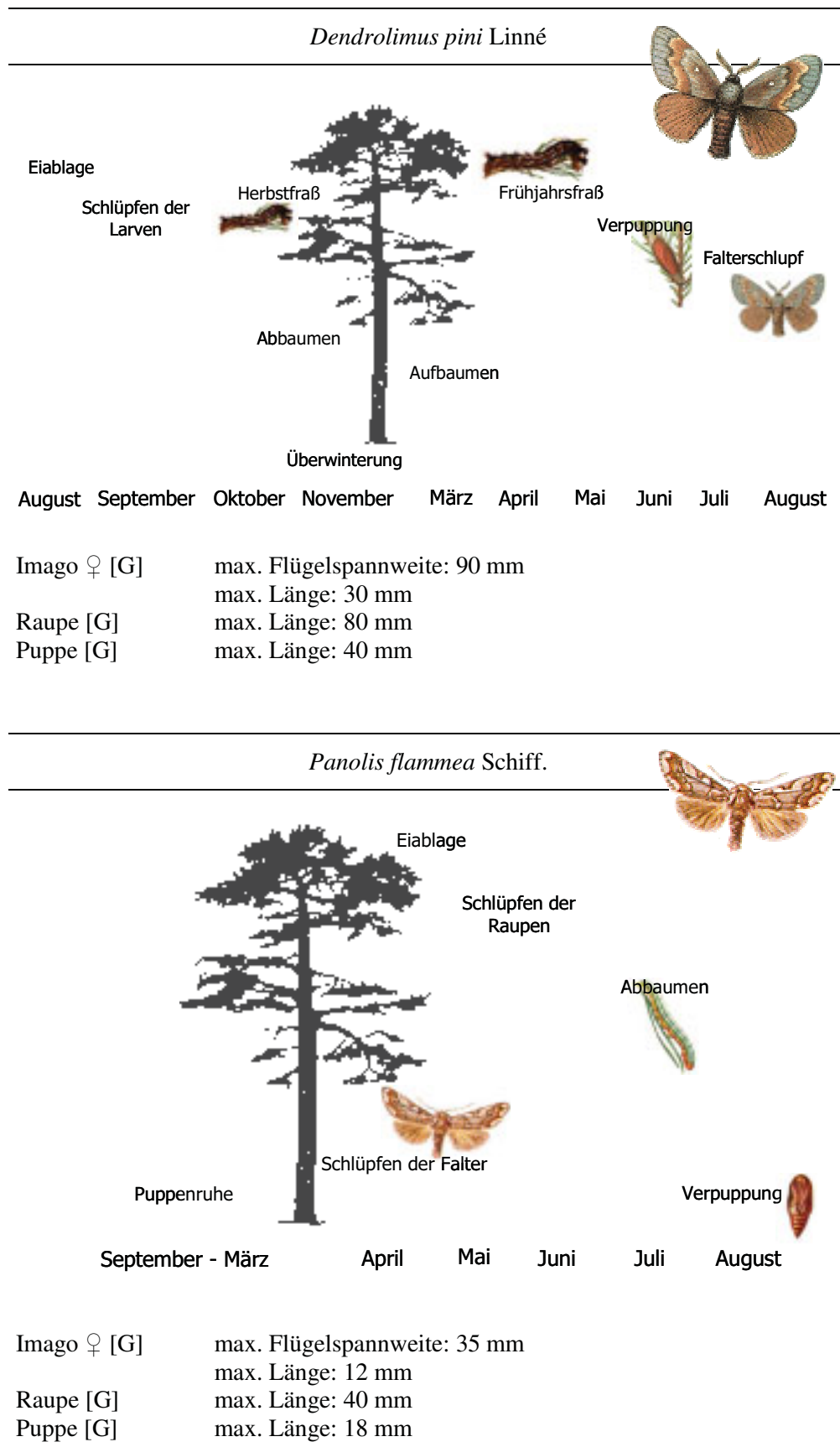
Aufgrund effizienter Jagdstrategien erbeuten Jäger/Lauerer und Netzbauer auch größere Schadinsekten (z. B. Lepidoptera: *Bupalus piniarius* L., *Lymantria monacha* L., Coleoptera: *Hylurgops palliatus* Gyll., *Pityogenes chalcographus* L.) und können so die Populationsdynamik von phytophagen Wirbellosen beeinflussen (ENGEL 1942, VITE 1953, SCHMIDT 1959, KIRCHNER 1964, CLARKE & GRANT 1968, NYFFELER & BENZ 1981, 1987, MOOR & NYFFELER 1983, EKSCHMITT et al. 1997, SYMONDSON et al. 2002). Besonders in der Latenzphase von Schädlingsgradationen können die Araneae durch Standortstreue, Individuen- und Artenvielfalt sowie Vorkommen in unterschiedlichen Straten (Tab. 1) die Populationsdichte phytophager Insekten minimieren (RIECHERT & HARP 1987). CLARKE & GRANT (1968), RIECHERT (1974), EKSCHMITT et al. (1997) sprechen den Webspinnen auch eine Schlüsselrolle bei der Verringerung des exponentiellen Wachstums phytophager Insektenpopulationen zu.

Eine wichtige Voraussetzung zur erfolgreichen Prädation phytophager Lepidoptera durch Webspinnen, ist deren raum- und zeitliche Koinzidenz mit den Entwicklungsstadien (Imago, Ei, Raupe, Puppe) des Forstschädlings (KIRCHNER 1964, CARTER & RYPSTRA 1995). Hierzu wurden in der vorliegenden Untersuchung zwei Modellarten (*Panolis flammea* Schiff., *Dendrolimus pini* L.) ausgewählt (Tab. 2). Eine weitere Voraussetzung ist die individuelle und spezifische Fähigkeit der Araneae das vorhandene Beuteangebot zu nutzen. Besonders das begrenzte Größenverhältnis der Räuber zur Beute limitiert deren Leistungspotenzial (VITÉ 1953). So zeigen die Araneae ein unterdrücktes Angriffspotenzial mit zunehmender Größe ihrer Beutetiere (VITÉ 1953), die im Allgemeinen kleiner oder gleichgroß die des Räubers sein sollte (NENTWIG & WISSEL 1986, NYFFELER 1999). Jedoch können viele Spinnenarten auch das 1,5 bis 3-fache ihres Körpergewichtes an Beute überwältigen (NENTWIG 1987, CRAWLEY 1992). Somit bleibt die Anzahl an Araneae, die eine Wirksamkeit gegenüber großen Schadlepidopteren besitzen, umstritten (NYFFELER & BENZ 1987, JMHASLY & NENTWIG 1995, TOFT 1995). Das Beutespektrum relevanter Spinnenarten als Prädatoren phyllophager Insekten, wurde in der Vergangenheit durch verschiedene Untersuchungen kritisch geprüft (Tab. 3) (TRETZEL 1961, BUCHE 1966, KIRCHNER 1967, NYFFELER & BENZ 1978, 1979, 1981, OLIVE 1980, MOOR & NYFFELER 1983, NENTWIG 1983, 1986, DUMPERT & PLATEN 1985, DUMPERT 1989, YOUNG & EDWARDS 1990, PETTO 1990, NYFFELER & BREENE 1990, RIECHERT & BISHOP 1990, NYFFELER et al. 1994, BOGYA 1999, NYFFELER 1999, MALONEY et al. 2003, MADSON et al. 2004).

Tab. 1: Familien der Araneae aufgeschlüsselt nach Jagdstrategie und Stratenverteilung (B: Bodenschicht, K¹: Krautschicht, St: Strauchschicht, K²: Kronenschicht (nach PLATEN 1984, MAURER & HÄNGGI 1990, WHITEHOUSE & LAWRENCE 2001))

Jäger / Lauerer					Netzbauer				
Vegetationsstraten	B	K ¹	St	K ²	Vegetationsstraten	B	K ¹	St	K ²
Anyphaenidae	x	x	x	x	Agelenidae		x	x	
Clubionidae	x	x	x	x	Amaurobiidae	x			
Lycosidae	x	x			Atypidae	x			
Liocranidae	x				Araneidae		x	x	x
Philodromidae	x	x	x	x	Dictynidae	x	x	x	
Pisauridae	x	x			Linyphiidae	x	x	x	x
Salticidae	x	x	x	x	Lycosidae (<i>Aulonia albimana</i>)	x	x		
Tetragnathidae (<i>Pachygnatha spec.</i>)	x				Segestriidae			x	x
Thomisidae	x	x	x	x	Theridiidae	x	x	x	x
Zoridae	x	x			Tetragnathidae (<i>Tetragnatha spec.</i>)		x	x	x

Tab. 2: Raum-zeitliche Einnischung der Entwicklungsstadien von Modellarten phytophager Lepidoptera - *Dendrolimus pini* Linné, *Panolis flammea* Schiff. (Entwicklungszyklus & Fotos der Entwicklungsstadien nach AMANN & SUMMERER 2003, Angaben der Größen nach SCHWERTDFEGER 1981, NIEMEYER 1990)



Tab. 3: Zusammenstellung potenzieller Beute der Araneae (mit Angabe der max. Größe adulter Weibchen in mm **G** (♀)) nach Literaturangaben

Quellennachweis: [1] BOGYA (1999), [2] BUCHE (1966), [3] DUMPERT & PLATEN (1985), [4] DUMPERT (1989), [5] KIRCHNER (1967), [6] MADSON et al. (2004), [7] MALONEY et al. (2003), [8] NENTWIG (1983), [9] NENTWIG (1986), [10] NYFFELER & BENZ (1978), [11] NYFFELER & BENZ (1979), [12] NYFFELER & BENZ (1981), [13] NYFFELER & BREENE (1990), [14] NYFFELER et al. (1994), [15] NYFFELER (1999), [16] OLIVE (1980), [17] PETTO (1990), [18] RIECHERT & BISHOP (1990), [19] TRETZEL (1961), [20] YOUNG & EDWARDS (1990)

Familie	Gattung	G (♀)	potenzielle Beute	Quellennachweis
Agelenidae	<i>Agelena</i> <i>Tegenaria</i>	10-14 9-16	Coleoptera, Diptera, Lepidoptera, Orthoptera	[8, 10, 14, 18]
Amaurobiidae	<i>Coelotes</i>	13	Coleoptera, Diptera, Heteroptera, Hymenoptera, Lepidoptera	[3, 4, 8, 17, 19]
Araneidae	<i>Araneus</i> <i>Araniella</i> <i>Cyclosa</i> <i>Mangora</i>	5-20,5 8-11 8 6	Diptera, Homoptera, Lepidoptera, Orthoptera	[5, 7, 8, 12, 16]
Atypidae	<i>Atypus</i>	15	Coleoptera, Lepidoptera, Orthoptera	[12, 14, 18]
Clubionidae	<i>Clubiona</i>	4,5-13	u.a. Lepidoptera	[1, 5, 6, 7]
Dictynidae	<i>Dictyna</i>	2,5-3,5	Collembola, Coleoptera, Diptera, Hymenoptera, Lepidoptera	[5, 7, 12, 15]
Linyphiidae	<i>Macrargus</i> <i>Linyphia</i>	4,5 5-7	Collembola, Coleoptera, Diptera, Heteroptera, Homoptera, Lepidoptera	[2, 5, 7, 12]
Lycosidae	<i>Pardosa</i> <i>Pirata</i>	6-9 6-9	Collembola, Coleoptera, Diptera, Hemiptera, Homoptera, Lepidoptera	[5, 9, 12, 13, 14, 18, 20]
Philodromidae	<i>Philodromus</i> <i>Tibellus</i>	5-7	Diptera, Hemiptera, Hymenoptera, Lepidoptera	[9]
Pisauridae	<i>Pisaura</i>	15	Coleoptera, Diptera, Hymenoptera, Lepidoptera	[9]
Salticidae	<i>Dendryphantes</i> <i>Evarcha</i> <i>Salticus</i>	6,5-7,5 8 5-7	Diptera, Hemiptera, Lepidoptera	[9, 13, 14, 18, 20]
Tetragnathidae	<i>Tetragnatha</i> <i>Pachygnatha</i> <i>Erigone</i>	6-12 4-7 2,5-3,5	Collembola, Coleoptera, Diptera, Homoptera, Lepidoptera, Zygoptera	[7, 12, 13]
Theridiidae	<i>Theridion</i>	3-4,5	Collembola, Coleoptera, Diptera, Lepidoptera	[5, 7, 12, 13]
Thomisidae	<i>Xysticus</i>	7,5-10	Coleoptera, Diptera, Hemiptera, Hymenoptera, Lepidoptera	[9, 11, 12, 13, 14, 18, 20]

2 UNTERSUCHUNGSGEBIET UND –FLÄCHEN

2.1 DER SÄCHSISCHE WALD

Der Freistaat Sachsen besitzt insgesamt eine Waldfläche von ca. 511.000 ha (Stand: 2000), was einem Anteil von 27,7% an der Landesfläche entspricht (UEBERFUHR & MIETHKE 2003). Die naturräumliche Ausstattung des Bundeslandes ist durch den Tiefland- und Lößgürtel bzw. die Mittelgebirgsschwelle gekennzeichnet (SMUL 1993). Der Waldanteil im nördlich gelegenen Tiefland beträgt 27%, im südlichen Hügelland 12% und im Mittelgebirge 42%. Die Nährkraftausstattung der vorherrschenden Waldböden liegt im mittleren (M) bis ziemlich armen (Z, A) Bereich, weil vorwiegend für die Landwirtschaft unattraktive Flächen zur forstlichen Bewirtschaftung genutzt wurden (KATZSCHNER et al. 2000).

Im Vergleich zur potenziellen natürlichen Verjüngung (70% Laubholz, 30% Nadelholz) zeigt die heutige Baumartenverteilung ein komplementäres Bild. Die Artenzusammensetzung der Wälder ist vornehmlich durch den Traditionsanbau des vergangenen Jahrhunderts bestimmt. So dominieren gleichaltrige Reinbestände der Gemeinen Fichte (*Picea abies*: 43%) und Gemeinen Kiefer (*Pinus sylvestris*: 32%) das Landschaftsbild. Der Laubholzanteil beträgt hingegen nur ca. 21% (BUTTER 2000).

Die gleichaltrigen und unstrukturierten Nadelholz-Monokulturen sind durch biotische und abiotische Schadereignisse gefährdet, verbunden mit Stabilitätsrisiken für Umwelt und Forstwirtschaft (IRRGANG 1999, v. LÜPKE 2004 b).

2.2 UNTERSUCHUNGSGEBIET UND VERSUCHSFLÄCHEN

Die Untersuchung erfolgte im sächsischen Tiefland bei Torgau (Abb. 1). Bei der Auswahl der beiden Untersuchungsgebiete (L: Latenzgebiet, G: Gradationsgebiet) wurde die unterschiedlich hohe Prädisposition gegenüber Massengradationen von phytophagen Insekten berücksichtigt. Die Bestände des Gradationsgebietes östlich der Elbe befanden sich im Revier Falkenstruht und waren in der vergangenen Bestandesgeschichte durch Massenvermehrungen phyllophager Lepidoptera (z. B. *Dendrolimus pini* L., *Panolis flammea* Schiff.) gekennzeichnet. Zum Vergleich dienten Flächen westlich der Elbe im Revier Roitzsch, die von Kalamitäten in den letzten 20 – 30 Jahren verschont blieben (Latenzgebiet).

Latenz- und Gradationsgebiet zeichnen sich durch eine unterschiedliche Ausprägung von Standortfaktoren aus. Im Latenzgebiet bildeten sich die Böden aus pleistozänen End- (Elster-Kaltzeit) und Grundmoränenmaterial (Saale-Kaltzeit), das stellenweise von Schmelzwassersanden überlagert wurde. Der erhöhte Anteil an lehmigen Substrat bewirkte dabei eine höhere Wasserspeicherkapazität und eine bessere Nährstoffversorgung des Bodens (HUNGER et al. 2000). Im Gradationsgebiet sind nährstoffarme Böden mit einer geringen Wasserspeicherkapazität charakteristisch. Diese pleistozänen Böden entstanden während der Weichsel-Kaltzeit aus Talsanden (Urstromtal) und wurden später durch ausschließlich silikatreiche und lehmfreie Flugsande überlagert.

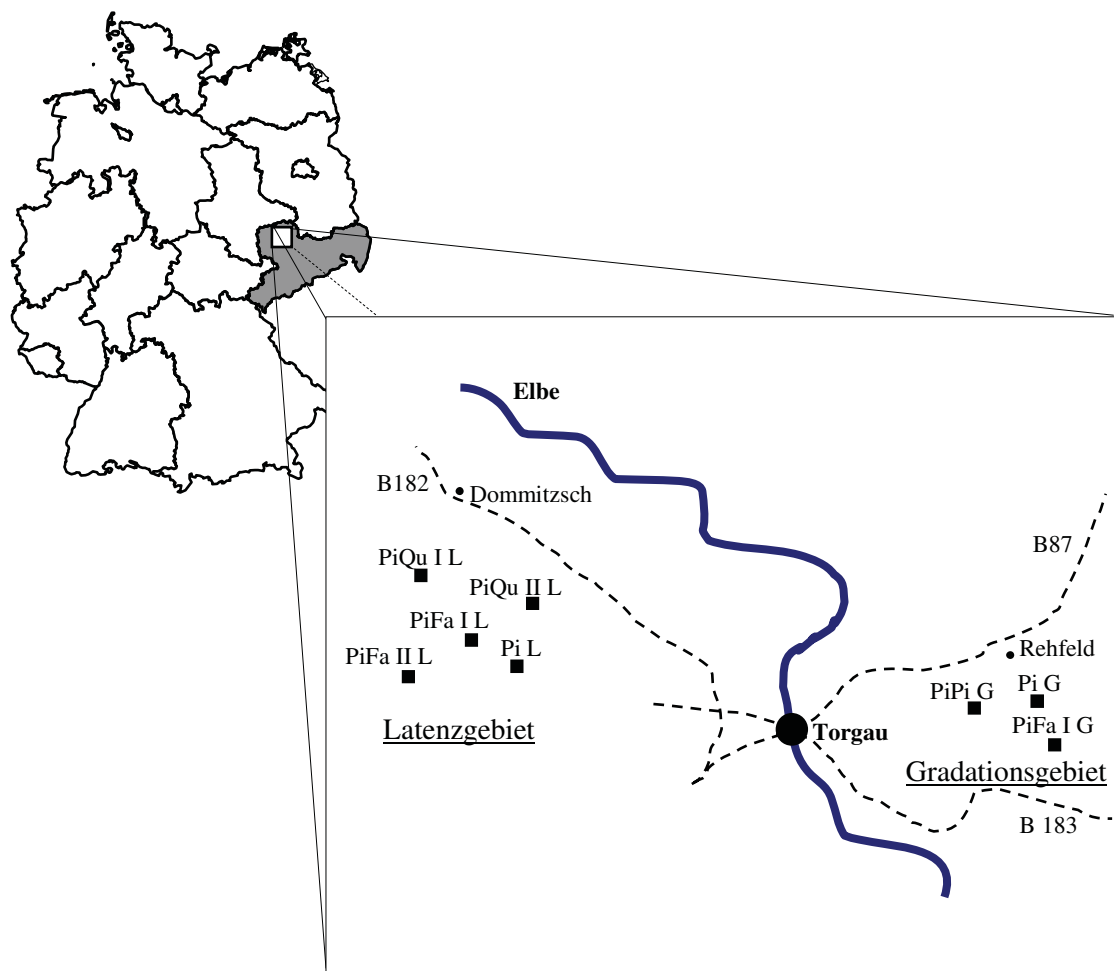


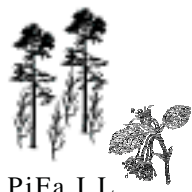





Abb. 1: Lage der Untersuchungsgebiete (Latenz- und Gradationsgebiet) und Untersuchungsflächen im nordsächsischen Tiefland

Zur Bearbeitung der Fragestellungen wurden in beiden Untersuchungsgebieten insgesamt acht Versuchsflächen ausgewählt und beprobt, die für die Region repräsentativ sind (Tab. 4). Neben ähnlichen Standortverhältnissen, der Baumartenzusammensetzung und vertikalen Bestandesstrukturierung, wurden bei der Flächenauswahl auch Bewirtschaftungsform und Bestandesgeschichte berücksichtigt.

Basierend auf einem chronosequenziellen Versuchsansatz (vgl. Kap. 3.2.1) wurden im Latenz- und Gradationsgebiet unterschiedlich alte Umbaustadien von Kiefernforsten mit Rotbuche (PiFa I L, PiFa II L, PiFa I G) oder Traubeneiche (PiQu I L, PiQu II L) sowie ein Kiefernforst mit natürlicher Verjüngung (PiPi G) mit Kiefernreinbeständen (Pi L, Pi G) verglichen (Tab. 4).

Tab. 4: Übersicht über die wichtigsten Charakteristika der Untersuchungsflächen (**Standort** (Bodenfeuchte- & Nährkraftstufen nach HEINZEL in litt.): TZ2 - terrestrischer Standort (vgl. BLUM 1992), mittelfrisch & ziemlich arm, TM1 – terrestrischer Standort, mittelfrisch & mittel nährstoffversorgt, TM2 - terrestrischer Standort, mittelfrisch & mäßig nährstoffversorgt • **Bodenform** (nach HEINZEL in litt.): NeS - Nedlitzer Sandbraunerde, SmSU5 - Schmerkendorfer Sand-Graugley, KIS - Klödener Sand-Ranker, BtS6 - Brottewitzer Sand-Braunerde, KxS6 - Kauxdorfer Sandbraunerde • **PNV** (potenzielle natürliche Vegetation nach SCHMIDT et al. 2002) • **Waldfunktionen**: LSG - Landschaftsschutzgebiet, NSG - Naturschutzgebiet, E II - Erholungsfunktion Intensitätsstufe II, Wasserschutzgebiet Zone III + IV)

	Latenzgebiet		Gradationsgebiet
Reinbestand			
	Pi L		Pi G
Flächengröße [ha]	11,8		9,5
Altbestand	<i>Pinus sylvestris</i> L.		<i>Pinus sylvestris</i> L.
Alter [Jahre]	70		68
Bestandesgeschichte	Ackeraufforstung		Pflanzung
Standort	TM 2		TZ 2/ TM 2
Bodenform	NeS		KIS/ BtS6
PNV	planarer Eichen-Buchenwald		typ. Kiefern-Eichenwald
Höhe ü. NN [m]	117		89
Waldfunktionen	LSG, E II		W III, IV
Voranbau im Unterstand			
	PiFa I L	PiQu I L	PiFa I G
Flächengröße [ha]	5,5	6,6	6,8
Altbestand	<i>Pinus sylvestris</i> L.	<i>Pinus sylvestris</i> L.	<i>Pinus sylvestris</i> L.
Alter [Jahre]	60	80	79
Voranbau	<i>Fagus sylvatica</i> L.	<i>Quercus petraea</i> (Matt.) Liebl.	<i>Fagus sylvatica</i> L.
Alter [Jahre]	14	5	13
Bestandesgeschichte	Pflanzung	Pflanzung	Pflanzung
Standort	TM 2	TM 2	TM 2
Bodenform	NeS	NeS	BtS6/ KxS6
PNV	planarer Eichen-Buchenwald	planarer Eichen-Buchenwald	typ. Kiefern-Eichenwald
Höhe ü. NN [m]	135	117	85
Waldfunktionen	LSG, E II	LSG, NSG	E II

	Latenzgebiet		Gradationsgebiet
Voranbau im Oberstand			
	PiFa II L	PiQu II L	
Flächengröße [ha]	13,8	4,7	
Altbestand	<i>Pinus sylvestris</i> L.	<i>Pinus sylvestris</i> L.	
Alter [Jahre]	101	99	
Voranbau	<i>Fagus sylvatica</i> L.	<i>Quercus petraea</i> (Matt.) Liebl.	
Alter [Jahre]	44	47	
Bestandesgeschichte	Pflanzung	Pflanzung	
Standort	TM 2	TM 1	
Bodenform	NeS	SmSU5	
PNV	planarer Eichen-Buchenwald	planarer Eichen-Buchenwald	
Höhe ü. NN [m]	132	122	
Waldfunktionen	LSG, NSG, E II	LSG, WIII/ IV	
Naturverjüngung			
			PiPi G
Flächengröße [ha]			10,6
Altbestand			<i>Pinus sylvestris</i> L.
Alter [Jahre]			106
Verjüngung			<i>Pinus sylvestris</i> L.
Alter [Jahre]			47
Bestandesgeschichte			Naturverjüngung
Standort			TM 2/ TZ 2
Bodenform			BtS6/ KIS
PNV			typ. Kiefern-Eichenwald
Höhe ü. NN [m]			85
Waldfunktionen			E II

2.3 PFLANZENGESELLSCHAFT

HEINKEN & ZIPPEL (1999) ordnen die beprobten Kiefernforsten den bodensauren Sand-Kiefernwäldern (Dicrano-Pinion) zu. Die Bodenvegetation besteht überwiegend aus anspruchslosen Säurezeigern, wie Drahtschmiele (*Deschampsia flexuosa* (L.) Trin.) und Pillen Segge (*Carex pilulifera* L.), stellenweise auch Glattes Habichtskraut (*Hieracium laevigatum* Willd.) und Kleiner Sauerampfer (*Rumex acetosella* L.) (vgl. ELLENBERG et al. 1992, ELLENBERG 1996, FISCHER 2002).

Im Latenzgebiet finden sich in der Strauchschicht vor allem Eberesche (*Sorbus aucuparia* L.), Himbeere (*Rubus idaeus* L.) und Brombeere (*Rubus fruticosus* L.). Die Krautschicht wird hauptsächlich durch Landreitgras (*Calamagrostis epigejos* (L.) Roth.) und Blaubeere (*Vaccinium myrtillus* L.) charakterisiert, die im Gradationsgebiet stark zurücktritt. Beigemischt treten Behaarte Hainsimse (*Luzula pilosa* (L.) Willd.), Nabelmiere (*Moehringia trinervia* (L.) Clairv.) und Dornfarn (*Dryopteris carthusiana* (Vill.)

Fuchs) auf. Nach AMARELL (2000) gehören die Untersuchungsflächen des Latenzgebietes zum Himbeer – Blaubeer – Kiefernforst (*Rubo – Myrtillo – Cultopinetum sylvestris*), basierend auf der hohen Stetigkeit von *Vaccinium myrtillus* L. und Arten der Schlagfluren (*Calamagrostis epigejos* (L.), *Rubus idaeus* L.). Dagegen ist der Himbeer – Drahtschmielen – Kiefernforst (*Rubo – Avenello – Cultopinetum sylvestris*) im Gradationsgebiet, durch den weitgehenden Ausfall von *Vaccinium myrtillus* L. verbreitet (AMARELL 2000).

2.4 KLIMABEDINGUNGEN

Die ausgewählten Untersuchungsflächen befanden sich im Wuchsgebiet des Düben-Niederlausitzer Altmoränenlandes, das durch ein kontinentales Binnenplanarklima (mittlerer Jahresniederschlag: 550 – 680 mm, mittlere Jahrestemperatur: 8,5 – 9,2°C) geprägt wird (KATZSCHNER et al. 2000).

Nach Daten der Waldklimastation Oschatz (vergleichbar mit Doberschütz) beträgt die langjährige Jahresmitteltemperatur 8,7°C, die langjährige Niederschlagssumme 575 mm (SMUL 2000, 2001).

Klimamessungen, der durch die Landesanstalt für Forsten betriebenen Wetterstation (Oschatz, 150 m ü. NN), dokumentierten für die Untersuchungsjahre 2000 und 2001 Unterschiede in der Temperatur- und Niederschlagsdynamik. Das Jahr 2000 war durch wärmere und trockenere Witterungsverhältnisse geprägt (SMUL 2000, 2001).

Zu Beginn der Vegetationsperiode 2000 (März bis Mitte April) herrschten ausgeglichene Temperaturverhältnisse und eine niederschlagsreiche Witterung vor. Ab Mitte April setzte eine sehr warmes (max. Lufttemperatur > 25°C) und trockenes Klima ein, das bis Ende Juni anhielt. Nach einer kühlen Periode im Juli entwickelte sich auch im August eine warme Wetterlage mit Niederschlagsdefiziten (SMUL 2000). In 2001 waren die Lufttemperaturen von März und April ebenfalls ausgeglichen. Jedoch setzte die Vegetationsperiode durch immer wiederkehrende Kälteeinbrüche relativ spät ein. Im Zeitraum von Mai bis Anfang Juli herrschte eine kühle Witterungsperiode, in der das langjährige Monatsmittel unterschritten wurde. Erst ab Mitte Juli setzten warme Temperaturen ein, die bis Ende August anhielten (SMUL 2001).

Entsprechend der Ausprägung der forstlichen Klimastufe differenzieren sich die Untersuchungsgebiete (L: Dm – mäßig trocken, G: Dt – trocken) voneinander (KOPP & SCHWANECKE 1994).

3 MATERIAL UND METHODEN

3.1 FANGMETHODEN

Die Araneae wurden in verschiedenen Straten des Waldes mit Bodenfallen (BF), Bodenphotoektoren (BPE), Astektoren (AEK) und Luftektoren (LEK) erfasst. In allen Fallensystemen diente eine gesättigte Benzoessäurelösung (C_6H_5COOH) als Fang- und Konservierungsmittel. Nach der Fallenleerung wurde das Tiermaterial in Alkohol (80%) überführt.

3.1.1 Bodenfallen

Die Erfassung der Aktivitätsdichte epigäischer Webspinnen erfolgte mit Bodenfallen ($n = 8/$ Fläche) (Abb. 2). Als Fallenbehälter dienten Honiggläser (Volumen: 370 ml), an deren Schraubdeckel ca. 3 cm breite Kunststoffränder befestigt wurden. Um eine Stabilisierung der Fallen im Boden zu erreichen, wurden diese in Kunststoffröhren (\varnothing : 10 cm, h: 19 cm) eingelassen. Als Regenschutz dienten quadratische Plexiglascheiben (15 cm), die mit Hilfe eines Metallbügels im Boden, über der ebenerdig abschließenden Bodenfalle, befestigt wurden.

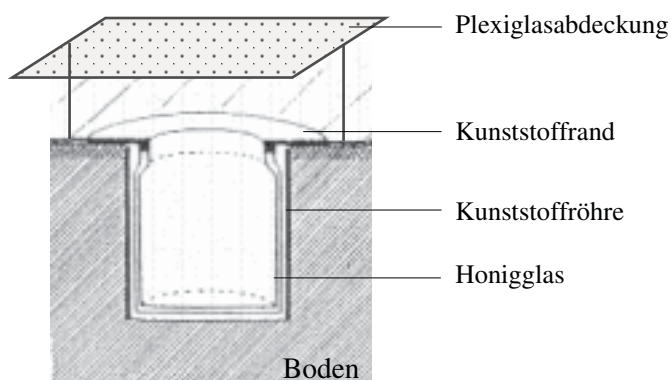


Abb. 2: Schematische Darstellung einer Bodenfalle (verändert nach MÜHLENBERG 1993)

3.1.2 Bodenphotoektoren

Zum flächenbezogenen Nachweis epigäischer Webspinnen wurden Bodenphotoektoren ($n = 6/$ Fläche) nach FUNKE (1971) eingesetzt (Abb. 3). Dieses kastenförmige Fallensystem (Grundfläche: 1 m^2) bestand aus Kunststoffseitenwänden und einem schwarzen Stoffzelt. Die Seitenwände wurden 15 cm tief im Boden versenkt um laterale

Zu- und Abwanderungen der Arthropoden zu verhindern. Im Inneren des Eklektors wurde jeweils eine Bodenfalle aufgestellt und am oberen Ende der Stoffpyramide je eine Kopfdose angebracht.

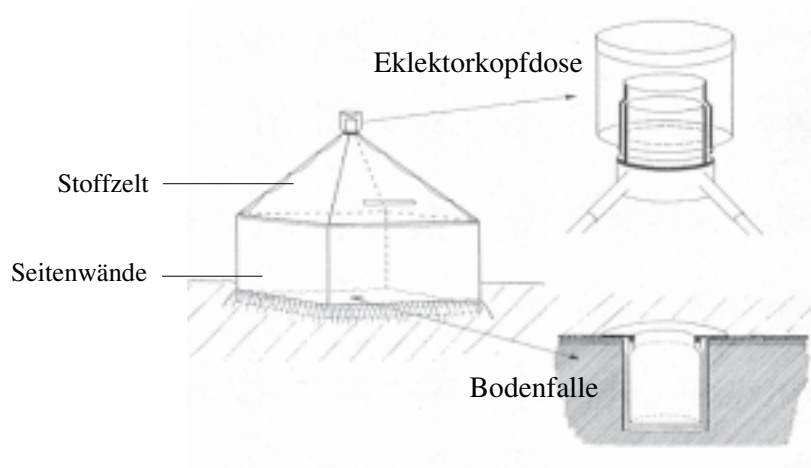


Abb. 3: Schematische Darstellung eines Bodenphotoeklektors (verändert nach MÜHLENBERG 1993)

3.1.3 Asteklektoren

Die Erfassung der im Kronenraum aktiven Webspinnen erfolgte mit Asteklektoren ($n = 16$ / Fläche) nach BARSIG & SIMON (1995) (Abb. 4). Bei diesem Fallentyp gelangen laufaktive Arthropoden in eine Fangröhre (l: 25,5 cm, Ø: 13 cm), die den Ast vollständig umschließt, zum Stamm hin geöffnet und zur Astspitze mit Schaumstoff verschlossen ist. Am oberen Teil wurde je eine Eklektorkopfdose und am unteren Ende je ein Trichter angeschraubt, der in einer PE Flasche mündete. Die Befestigung der Fallen in der Baumkrone und die monatliche Leerung erfolgten durch Zapfenpflücker (vgl. SIMON 1995).

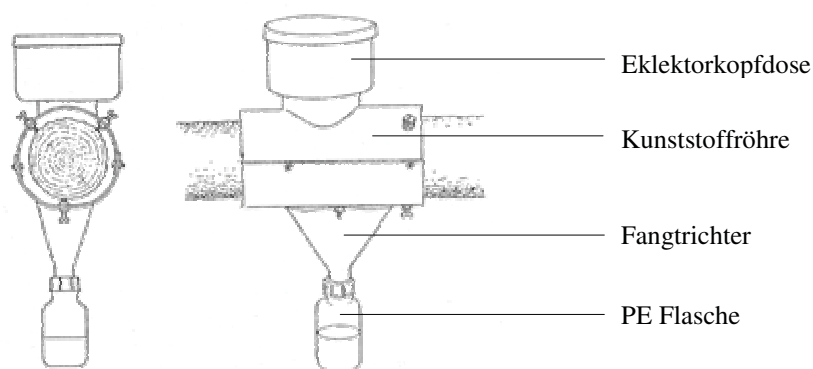


Abb. 4: Schematische Darstellung eines Asteklektors (verändert nach BARSIG & SIMON 1995)

3.1.4 Lufteklektoren

Die Erfassung von sich aeronautisch („ballooning“) fortbewegenden Taxa der Araneae wurde mit Lufteklektoren ($n = 8$ / Fläche) durchgeführt.

Dieser Fallentyp (Abb. 5) bestand aus zwei im Kreuz angeordneten Plexiglaswänden (60 x 40 cm), an denen nach oben und unten ein pyramidenförmiges Zelt aus Gitterfolie angebracht wurde. Am Ende dieser Fangtrichter befand sich oberseits je eine Eklektorkopfdose und unterseits je eine PE Flasche. Befestigt wurden die Fallen direkt in der Baumkrone, mit Hilfe eines Seils, das am Ast und am Boden befestigt wurde.

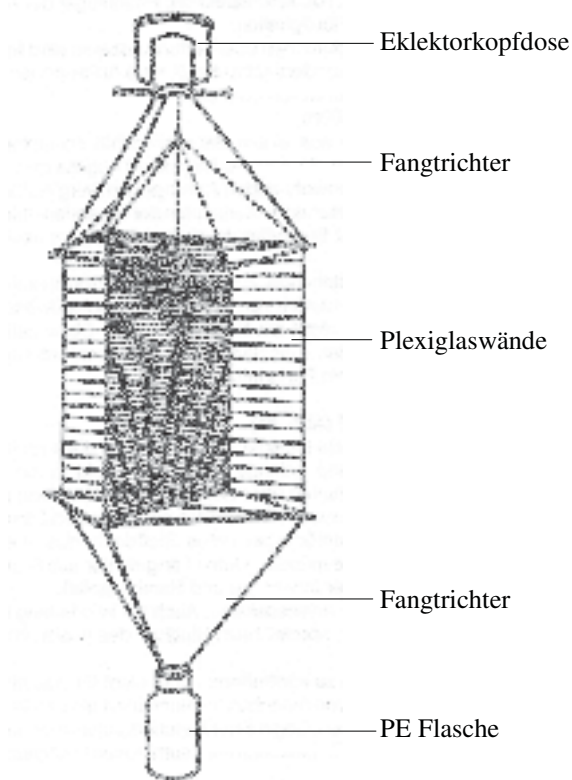


Abb. 5: Schematische Darstellung eines Lufteklektors (verändert nach MÜHLENBERG 1993)

3.2 VERSUCHSDESIGN

3.2.1 Chronosequenzieller Versuchsansatz

Das Versuchskonzept basierte auf dem Vergleich chronosequenzieller Stadien des Waldumbaus. Grundlage dieses Chronosequenzansatzes waren Bestandestypen der Gemeinen Kiefer (*Pinus sylvestris* L.) unterschiedlicher Altersklassen und Baumartenzusammensetzung. Mit Hilfe einer „unechten Zeitreihe“, wurde die zeitliche Entwicklung von Waldbeständen durch Analyse unterschiedlicher Altersstufen simuliert (PICKETT 1989). Dabei unterliegt die Flächenauswahl bestimmten Bedingungen (vgl. EMMER & SEVINK 1994), so dass bei diesem Chronosequenzansatz Flächen innerhalb eines Wuchsgebietes mit einer ähnlichen Reliefform, Geologie und Bewirtschaftungsmaßnahme ausgewählt wurden.

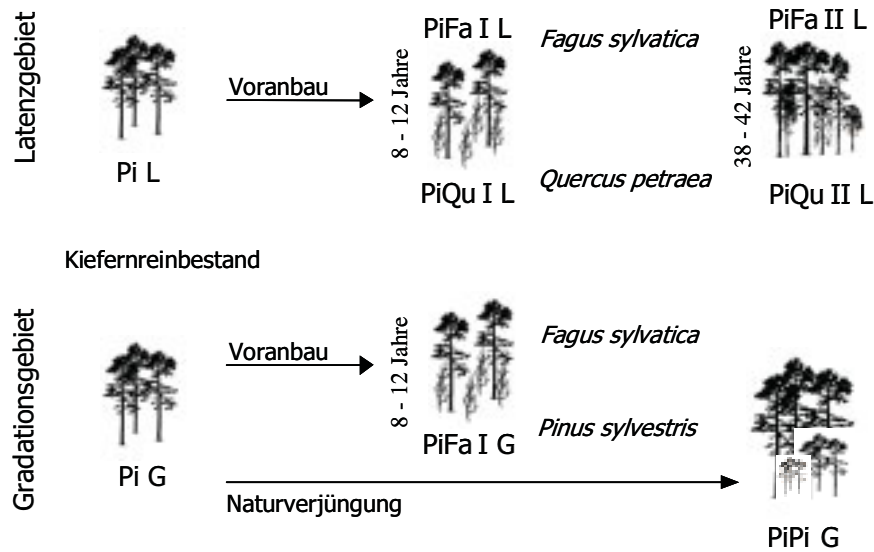


Abb. 6: Versuchskonzept – unechte Zeitreihe und Darstellung der einzelnen Untersuchungsflächen

Sowohl für das Latenzgebiet als auch für das Gradationsgebiet dienten einschichtige hiebsreife Kiefernreinbestände (Pi L, Pi G) als Referenzflächen (Abb. 6). Als Umbaustadien wurden im Latenzgebiet jeweils zwei jüngere und zwei ältere Voranbauflächen untersucht, die mit Rotbuche (*Fagus sylvatica* L.) bzw. Traubeneiche (*Quercus petraea* (Matt.) Liebl.) künstlich verjüngt waren. Während der Unterstand auf den jüngeren Voranbauflächen (PiFa I L, PiQu I L) die Strauchschicht bildete, erreichte er auf den älteren Voranbauten (PiFa II L, PiQu II L) bereits die Kronen der überschirmenden Kiefern. Im Gradationsgebiet wurden ein junger Voranbau mit Rotbuche (PiFa I G) sowie ein naturverjüngter Kiefernbestand (PiPi G) in den chronosequenziellen Ansatz integriert.

3.2.2 Versuchsanlage

Auf allen Untersuchungsflächen wurde eine rechteckige Probefläche von 60 x 80 m angelegt (Abb. 7). Um Nachbarschaftseffekte durch angrenzende Waldbestände weitgehend einzuschränken, lagen die Probeflächen im Zentrum der Bestände.

Auf jeder Untersuchungsfläche wurden je 6 Bodenphotoelektronen, 8 Bodenfallen, 16 Ast- und 8 Luftelektronen installiert. Eine Ausnahme bildete die Fläche PiFa I G im Gradationsgebiet. Dort kamen nur Bodenfallen zum Einsatz. Die Anordnung der Bodenphotoelektronen (n = 6) und Bodenfallen (n = 8) erfolgte entlang einer Linie, im

Abstand von 25 m. Zu Beginn der Vegetationsperiode in 2001 wurden die Bodenphotoektoren einmalig umgesetzt.

Mit Ast- und Luftektoren wurden Probebäume der Gemeinen Kiefer (*Pinus sylvestris* L.) bestückt, die dem Grundflächenmittelstamm¹⁾ des Bestandes entsprachen. Insgesamt wurden acht Bäume pro Untersuchungsfläche mit je zwei Astektoren in der Kronenmitte und einem Luftektor im unteren Kronenbereich beprobt.

¹⁾ Der Grundflächenmittelstamm (dg) errechnet sich aus der Division der Grundfläche eines Bestandes/Probefläche durch die zugehörige Baumzahl (BURSCHEL & HUSS 1997).

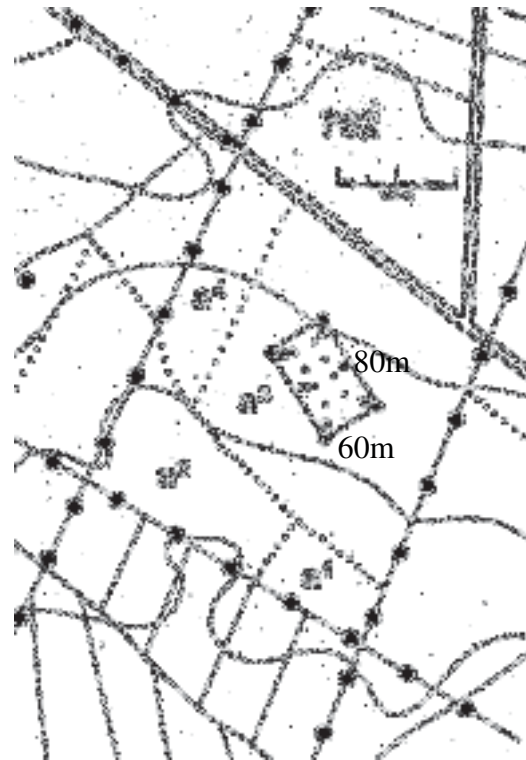


Abb. 7: Exemplarisches Fallenset der Versuchsflächen (z. B. Fläche: PiQu II L)
 • Markierung der Probefläche, • Bodenfallen,
 ▪ Bodenphotoektoren

3.3 ERFASSUNG ABIOTISCHER FAKTOREN

3.3.1 Abschätzung der Strahlungsintensität durch hemisphärische Fotos

Zur Erfassung des Lichtangebotes in Wäldern diente die hemisphärische Fotografie



Abb.8: Fish-eye-Aufnahme
 (Foto: COATES & BURTON 1997)

(EVANS & COOMBE 1959, ANDERSON 1964, BRUNNER 1994, WAGNER 1994). Die von OLSSON et al. (1982) eingeführte computergestützte Bildauswertung wurde u. a. durch WAGNER & NAGEL (1992) weiterentwickelt. Die Messung basiert dabei auf Fotografien einer „zum Himmel“ ausgerichteten Kamera (z. B. CANON® AE1 Program), die mit einem extremen Weitwinkelobjektiv (15 cm über der Bodenoberfläche, Bildwinkel von 180°), die gesamte

Hemisphäre abbildet (vgl. WAGNER 1996). Die Aufnahmen erfolgten bei homogener Bewölkung, um eine bessere Grauwertinterpretation zu erzielen. Das Fish – eye – Negativfoto (Abb. 8) wurde dann mit Hilfe eines Videokamerasystems digitalisiert und mit dem von WAGNER & NAGEL (1992) entwickelten Computerprogramm unter der Bildverarbeitungssoftware „OPTIMAS“ der Firma BioScan ausgewertet. Das Ergebnis ist der sogenannte Diffuse Site Factor, die Angabe des Anteils diffuser Strahlung [%], die bei homogener Bewölkung im Verhältnis zum Freiland zur gleichen Zeit unter Schirm wirkt (WAGNER 1994).

3.3.2 Temperatur und relative Luftfeuchte

Zur Messung der Lufttemperatur und relativen Luftfeuchte dienten batteriebetriebene Mini-Datalogger (Spectra Computersysteme GmbH, Leinfelden-Echterdingen, Abb. 9).



Die bodennahe Lufttemperatur wurde mit **Tinytalk II** (TK-0023) gemessen. Insgesamt wurden je acht Datalogger pro Fläche verwendet und die Messung erfolgte jährlich über acht Fangperioden. Um die Mini-Datalogger vor Feuchtigkeit zu schützen, wurden diese zusätzlich in Honiggläser, die mit Trockenperlen gefüllt waren, gelagert und im Boden vergraben.



Zur Messung der Lufttemperatur und relativen Luftfeuchtigkeit im Kronenraum wurden je sieben **Tinytag Ultra** (TGU-1500) pro Fläche eingesetzt. Die Messung erfolgte jährlich über sieben Fangperioden.

Abb. 9: Mini-Datalogger (Fotos: Spectra Computersysteme GmbH, Echterdingen)

3.3.3 Niederschlagsmessung

Zur Messung des Bestandesniederschlags dienten mehrere Regenmesser. Dieser bestand aus einem Trichter (Ø: 6 cm) und einem Auffanggefäß. Die Leerung der Behälter erfolgte gleichzeitig mit der Fallenleerung alle vier Wochen. Anhand eines Messzylinders wurde die Regenmenge ermittelt.

3.3.4 Vegetationsaufnahme

Die Erfassung der Vegetation erfolgte nach BRAUN- BLANQUET (1964). Dazu wurden auf den Untersuchungsflächen quadratische Probeflächen nach dem Zufallsprinzip gewählt, die jeweils eine Flächengröße von 400 m² besaßen (vgl. DENNER 2006). Anschließend erfolgte die Aufnahme getrennt nach vorhandenen Vegetationsschichten (z. B. Baum-, Strauch-, Kraut- und Moosschicht). Die Einschätzung der Artmächtigkeit erfolgte nach einer Skala von BRAUN-BLANQUET (1964), die sowohl die Individuenzahl als auch den Deckungsgrad der einzelnen Arten berücksichtigt (Tab. 5). Die Einteilung der Klassenmitte beruhte auf DENNER (2006).

Tab.5: Skala zur Bestimmung der Artmächtigkeit bei pflanzensoziologischen Aufnahmen (BRAUN-BLANQUET 1964, Klassenmitte nach DENNER 2006)

Bezeichnung	Individuenzahl	Deckungsgrad [%]	Klassenmitte [%]
.0	beliebig	< 0,5	0,25
.1	beliebig	0,5 bis < 1,0	0,75
.2	beliebig	1,0 bis < 3,0	2,0
.3	beliebig	3,0 bis < 5,0	4,0
r	1	< 5,0	0,01
+	2 bis 5	< 5,0	0,1
1	6 bis 50	< 5,0	0,5
2m	> 50	< 5,0	2,5
2a	beliebig	5,0 bis 15,0	10,0
2b	beliebig	16,0 bis 25,0	20,5
3	beliebig	26,0 bis 50,0	38,0
4	beliebig	51,0 bis 75,0	63,0
5a	beliebig	76,0 bis 95,0	85,5
5b	beliebig	96,0 bis 100	98,0

Im Anschluss an die Vegetationsaufnahme wurden nach Angaben von ELLENBERG et al. (1992) die Standortsansprüche (z. B. pH-Wert, Licht, Wärme, Stickstoffangebot) der Gefäßpflanzen zusammengestellt. Die ausgeschiedenen Zeigerpflanzen ermöglichten somit eine erste Standortskennzeichnung.

3.4 UNTERSUCHUNGSZEITRAUM

Die Untersuchungen erfolgten in den Jahren 2000 und 2001, während der Vegetationsperiode von Ende März bis Anfang November (Tab. 6). In dieser Zeit wurden die einzelnen Flächen mit den verschiedenen vorgestellten Fangmethoden beprobt (Tab. 7).

Tab. 6: Übersicht der Zeiträume einzelner Fangperioden (FP) in den Untersuchungsjahren 2000, 2001

FP	2000	2001
1. FP	31.03. – 24.04.	30.03. – 22.04.
2. FP	25.04. – 21.05.	23.04. – 20.05.
3. FP	22.05. – 16.06.	21.05. – 15.06.
4. FP	17.06. – 16.07.	16.06. – 15.07.
5. FP	17.07. – 13.08.	16.07. – 12.08.
6. FP	14.08. – 10.09.	13.08. – 09.09.
7. FP	11.09. – 08.10.	10.09. – 07.10.
8. FP	09.10. – 05.11.	08.10. – 05.11.

Tab. 7: Expositionsdauer der automatischen Fallensysteme auf den Versuchsflächen.

(○: Bodenfallen (n=8), △: Bodenphotoelektoren (n=6), †: Astelektoren (n=16), ◇: Luftelektoren (n=8))

Fläche	Fangperioden der Untersuchungsjahre 2000/2001															
	1.FP	2.FP	3.FP	4.FP	5.FP	6.FP	7.FP	8.FP	1.FP	2.FP	3.FP	4.FP	5.FP	6.FP	7.FP	8.FP
Latenzgebiet																
Pi L	○	△	†	◇	○	△	†	◇	○	△	†	◇	○	△	†	◇
PiFa I L	○	△	†	◇	○	△	†	◇	○	△	†	◇	○	△	†	◇
PiQu I L	○	△	†	◇	○	△	†	◇	○	△	†	◇	○	△	†	◇
PiFa II L	○	△	†	◇	○	△	†	◇	○	△	†	◇	○	△	†	◇
PiQu II L	○	△	†	◇	○	△	†	◇	○	△	†	◇	○	△	†	◇
Gradationsgebiet																
Pi G	○	△	†	◇	○	△	†	◇	○	△	†	◇	○	△	†	◇
PiPi G	○	△	†	◇	○	△	†	◇	○	△	†	◇	○	△	†	◇
PiFa I G	○	-	-	-	○	-	-	-	○	-	-	-	○	-	-	-

3.5 DETERMINATION UND NOMENKLATUR

Die Bestimmung der Araneae erfolgte mit einem Stereomikroskop SV 6 von Carl Zeiss (Objektiv: Achromat S1, 6x, S 2,5x, Okular: W-PL 10x23, Vergrößerung: 0,8x bis 5x).

Zur Bestimmung auf Artniveau diente folgende Literatur:

DAHL (1931,1937,1956), WIEHLE (1960), HARM (1966, 1969),
ROBERTS (1985, 1987, 1995, 1998), TÖPFER-HOFMANN & V. HELVERSEN (1990),
HEIMER & NENTWIG (1991), WUNDERLICH (1991)

Die determinierten Webspinnen wurden in einer Belegsammlung aufbewahrt und befinden sich an der Technischen Universität Dresden, Professur für Forstzoologie Tharandt.

Die Nomenklatur der Araneae bezieht sich auf PLATNICK (2002), PLATEN & V. BROEN (2002), und BLICK et al. (2004). Zur ökologischen Charakterisierung der erfassten Arten wurde die Literatur von TRETZEL (1948), MAURER & HÄNGGI (1990) und HÄNGGI et al. (1995) herangezogen.

3.6 ROTE LISTE

Als Grundlage für die Angaben zum Gefährdungsgrad einheimischer Vertreter der Araneae wurde die aktuelle „*Rote Liste der Weberknechte und Webspinnen des Freistaates Sachsen*“ (HIEBSCH & TOLKE 1996) sowie die aktuelle „*Rote Liste gefährdeter Tiere Deutschlands*“ (BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ 1998) verwendet. Die Einstufung für Sachsen wurde der Arbeit von HIEBSCH & TOLKE (1995, 1996) entnommen, die sich ebenfalls an den internationalen Gefährdungskategorien der IUCN (1994) orientiert (Tab. 8).

Tab. 8: Kategorien der aktuellen Roten Liste Deutschlands (BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ 1998)

Kategorie	Beschreibung
0	Ausgestorben oder verschollen
1	Vom Aussterben bedroht
2	Stark gefährdet
3	Gefährdet
4	Potenziell gefährdet
R	Seltene Arten und Arten mit geografischer Restriktion
G	Gefährdung anzunehmen, aber Status unbekannt
V	Arten der Vorwarnliste
D	Daten defizitär

3.7 KENNGRÖßEN ZUR BESCHREIBUNG VON ORGANISMENGEMEINSCHAFTEN

3.7.1 Aktivitätsdichte

Die mit Bodenfallen, Ast- und Luftklektoren ermittelte Aktivitätsdichte, ist die Anzahl an Individuen oder Arten, die in einer bestimmten Zeit über eine bestimmte Fläche laufen (SCHAEFER 1992). Abhängig ist dieser Parameter von der aktiven Fortbewegung der Individuen. Im Gegensatz zur Individuendichte (siehe Kap. 3.7.2) hat die Aktivitätsdichte keinen Flächenbezug.

3.7.2 Individuendichte – Individuenminimale Abundanz

Die Individuendichte beschreibt die absolute Anzahl einer bestimmten Art in einem Biotop bezogen auf eine Flächen- oder Raumeinheit (SCHAEFER 1992). Zur Dichtebestimmung eignen sich besonders Bodenphotoektoren oder Streuquadratproben (MÜHLENBERG 1993).

Die Verwendung des Begriffes Abundanz ist bezüglich der mit Bodenphotoelektoren gefangenen Araneae nur eingeschränkt möglich, da die Tiere aufgrund ihrer Laufaktivität erfasst werden. Im Gegensatz dazu erfolgt der Fang von Stratenwechslern (z. B. Diptera, Hymenoptera) aufgrund deren positiven Phototaxis nahezu vollständig. Daher ist hier ein Flächenbezug – als Schlüpfabundanz – tatsächlich gegeben. In Bezug auf die Webspinnenfauna handelt es sich jedoch um eine Aktivitätsdichte, die auf einer begrenzten Fläche ermittelt wird – eine individuenminimale Abundanz.

3.7.3 Aktivitätsbiomasse

Die Aktivitätsbiomasse wurde ausgehend von den ermittelten Aktivitätsdichten artspezifisch berechnet und als Trockengewicht (BF/mg) angegeben. Die Gewichte für Männchen und Weibchen der Araneae wurden getrennt ermittelt und die erforderlichen Längenangaben (in der Regel Maximalwerte) der Literatur (ROBERTS 1987, 1995, 1998, HEIMER & NENTWIG 1991) entnommen. Eine Einteilung der Spinnenarten nach Größenklassen (Tab. 9) erfolgte nach KUSCHKA et al. (1987). Zur Berechnung der Trockenmasse diente der Algorithmus von HENSCHKE et al. (1996), der für fast alle heimischen Taxa anwendbar ist:

$$m = \left(0,076 * L^{2,245} \right) * X$$

m: Trockenmasse [mg]
L: Länge [mm] der Art A
X: Individuenzahl der Art A

Tab. 9: Größenklasseneinteilung der Araneae nach KUSCHKA et al. (1987)

I: $0,6 < x \leq 2,5$ mm	III: $5,5 < x \leq 8,5$ mm	V: $13,0 < x \leq 19,0$ mm
II: $2,5 < x \leq 5,5$ mm	IV: $8,5 < x \leq 13,0$ mm	VI: $19,0 < x \leq 26,0$ mm

3.7.4 Metabolische Äquivalenz

Zur besseren Abschätzung des flächenbezogenen jährlichen Energieumsatzes von Spinnenpopulationen, erfolgte eine Transformation der Biomasse erfasster Arten in metabolische Äquivalenzwerte (*ME*) nach DUNGER (1978). Grundlage der Methodik, in Abhängigkeit von der gruppenspezifischen Respirationsleistung, ist die Umrechnung der unterschiedlich größenverteilten Lebendmassen in Energieäquivalenzen, welche die metabolische Wertigkeit der Spinnenpopulation beschreibt. Dabei bezieht sich der Transformationsschritt auf den Ruhestoffwechsel. Für die Bodentiergruppen gilt dabei

eine Abhängigkeit zwischen Biomasse (Lebendmasse eines Individuums X in μg) und Respirationsrate Y (in $\mu\text{l O}_2 \text{ Ind}^{-1} \text{ h}^{-1}$) nach folgenden Gleichungen (REICHLE 1971):

$$Y = a * X^b \quad \text{bzw.} \quad \frac{Y}{X} = a * X^{b-1} \quad a = 90, b = 0,92 \text{ (bei } 10^\circ\text{C)}$$

Zur Berechnung der individuellen Lebendmassen (B_L), wurde die Aktivitätsbiomasse (B_A in TG/mg) mit dem festgelegten Umrechnungsfaktor (c) nach AXELSON et al. (1984) in Frischgewichte umgerechnet ($B_L = B_A * 100/c$; $c_{\text{Araneae}}=27\%$). Die vorliegenden Werte der Konstanten a und b basierten auf der quantitativen Untersuchung von MOULDER & REICHLE (1972). Auf Grundlage der ermittelten Respirationsgrößen erfolgte die Berechnung des metabolischen Äquivalenzwertes (ME) für die Araneae mit dem Median der Biomasse (B_{med} in g Lebendmasse $^{-1}$) und dem oxikalen Äquivalenzfaktor k ($= 20,22 * 10^{-3} \text{ J} / \mu\text{l O}_2$) nach der von DUNGER (1978) formulierten Gleichung:

$$ME = B_{\text{med}} * k * 10^2 * \frac{Y}{X}$$

Der metabolische Äquivalenzwert hat die Dimension Energieverbrauch pro Zeit- bzw. Flächeneinheit. Aufgrund der verschiedenen angewandten Untersuchungsmethoden bestand jedoch nur für die Bodenphotoelektroden ein Flächenbezug, so dass auch nur für diese Erfassungsmethode der ME -Wert berechnet wurde.

Um qualitative Aussagen zum Energieumsatz der stratusspezifischen Spinnengemeinschaft zu gewährleisten, wurden Spinnenarten ausgewählt, die aufgrund von Literaturangaben, artspezifischer Größe oder Jagdstrategie als potenzielle Prädatoren phyllophager Lepidoptera fungieren können. (vgl. Kap. 4.2.2).

3.8 ÖKOLOGISCH-MATHEMATISCHE VERFAHREN

3.8.1 Abschätzung von Artenzahlen

In der freilandökologischen Forschung spielt das Kriterium Artenreichtum für den Vergleich und die Bewertung terrestrischer Lebensräume eine bedeutende Rolle. Da auf den einzelnen Untersuchungsflächen die nachgewiesene Artenzahl stark von der Anzahl erfasster Individuen beeinflusst wird, eignen sich besonders „Rarefaction“-Methoden, um Artenzahlen unterschiedlicher Fangergebnisse zu nivellieren und einander vergleichbar zu machen. Nach ACHTZIGER et al. (1992) eignet sich bei gleicher Stichpro-

benzahl (z. B. Anzahl der Bodenfallen) die Berechnung von Artenzahlerwartungswerten nach HURLBERT (1971) auf Grundlage standardisierter Individuenzahlen. Die Berechnung erfolgte nach der Formel von SANDERS (1968), modifiziert nach HURLBERT (1971):

$$S(n) = \sum_{i=1}^S \left[1 - \frac{\binom{N - N_i}{n}}{\binom{N}{n}} \right]$$

$S(n)$: zu erwartende Artenzahl für die bestimmte Individuenzahl n
 n : standardisierte Probengröße (z. B. 0, 25, 50)
 N : Gesamtindividuenzahl
 N_i : Individuenzahl der Art i

3.8.2 Artenidentität

Mit verschiedenen Indizes lassen sich Artenbestände verschiedener Untersuchungsflächen vergleichen und deren Übereinstimmung in der Artenzusammensetzung charakterisieren (MÜHLENBERG 1993). Zu den einfachsten und am häufigsten verwendeten Methoden zählen der Ähnlichkeitsquotient (C_S) nach SÖRENSEN (1948) und die JACCARD'sche Zahl (JZ) nach BALOGH (1958). Während die JACCARD'sche Zahl, die gemeinsamen als auch die fehlenden Arten im Flächenvergleich berücksichtigt, werden bei dem SÖRENSEN Quotienten nur die gemeinsamen Arten in die Berechnung mit einbezogen (SOUTHWOOD & HENDERSON 2000). Als Ergebnis werden Werte zwischen 0% und 100% angegeben, d. h. je höher der Wert, desto größer ist auch die Faunenähnlichkeit zwischen den Flächen. In der vorliegenden Arbeit wurde die JACCARD'sche Zahl nach folgender Formel berechnet (BALOGH 1958):

$$JZ [\%] = \frac{G}{S_A + S_B - G} * 100$$

G : Zahl der gemeinsam vorkommenden Arten in beiden Beständen
 S_A, S_B : Zahl der nur in einem der beiden Bestände vorkommenden Arten

3.8.3 Individuen- und Biomassedominanz

Um die relative Menge einzelner Arten am Gesamtindividuenspektrum nachzuweisen, wurde die Dominanz herangezogen. Aufgrund der stark variierenden Größenunterschie-

de der Arten innerhalb der Spinnenzönose wurde neben der Individuendominanz (Arten-Individuen-Relation) auch die Biomassedominanz (Arten-Biomasse-Relation) berechnet (SCHAEFER & TISCHLER 1983). Die Dominanzstrukturen wurden nach ENGELMANN (1978) ermittelt.

Dieses Verfahren beruht auf einer logarithmischen Klassenbildung, die so angelegt wird, dass 85% aller erfassten Individuen bzw. Biomassen einer untersuchten Fläche die Hauptarten stellen und somit die Dominanzklassen „eudominant“, „dominant“ und „subdominant“ bilden (Tab. 10). Die restlichen 15% werden nach der prozentualen Häufigkeit in „rezedent“, „subrezedent“ und „sporadisch“ unterteilt. Die zu ermittelnden Klassenbreiten ergeben sich, ausgehend vom Dominanzwert (D) der Aktivitätsdichte bzw. -biomasse einer Art x, bei der 85% am Gesamtfang berechnet werden, über Intervalle der Größenordnung $\log x = 0,5$. Dabei stellt der Wert $\log D_{(x)}$ die unterste Grenze der Hauptarten dar.

Tab. 10: Darstellung der Dominanzklassen nach ENGELMANN (1978) und deren logarithmische Klassenbildung nach LA FRANCE (2002)

„Hauptarten“ $\approx 85\%$	eudominant	$10^{\log x + 1,0} \% \text{ bis } 100 \%$
	dominant	$10^{\log x + 0,5} \% \text{ bis } < 10^{\log x + 1,0} \%$
	subdominant	$10^{\log x} \% \text{ bis } < 10^{\log x + 0,5} \%$
Grenzwert: x %		
„Begleitarten“ $\approx 15\%$	rezedent	$10^{\log x - 0,5} \% \text{ bis } < 10^{\log x} \%$
	subrezedent	$10^{\log x} / 10 \% \text{ bis } < 10^{\log x - 0,5} \%$
	sporadisch	$< 10^{\log x} / 10 \%$

3.8.4 Ermittlung von Charakterarten

Die Ermittlung von Charakterarten basierte auf der von MÜHLENBERG (1993) modifizierten SIMPSON-Formel (SIMPSON 1949), mit der die spezielle Nischenbreite einer Art berechnet wird. Dazu wurde folgende Gleichung verwendet:

$$sNB_i = \left[\frac{Y_i^2}{\sum_j N_{ij}^2} - 1 \right] \frac{1}{r-1}$$

sNB_i: standardisierte spezielle Nischenbreite der Art i

Y_i: Gesamtzahl der Individuen der Art i

N_{ij}: Anzahl der beobachteten Vorkommen der Art i innerhalb der Ressourcenklasse

r: Anzahl der Ressourcenklassen

In die Berechnung wurden Arten einbezogen, die maximal auf einer Fläche fehlten und zusätzlich nach ENGELMANN (1978) mindestens der Dominanzklasse subrezedent

angehörten. Die Berechnung der Nischenbreite erfolgte für das Untersuchungsgebiet, die Baumartenzusammensetzung und Bestandesstruktur (Tab. 11). Waren die Werte der speziellen Nischenbreite $\leq 0,3$, dann galt die Art als charakteristisch für die entsprechende Ressourcenklasse.

Tab. 11: Ressourcenkategorien zur Berechnung der Nischenbreite mit Angabe der jeweiligen Flächenkonstellation

Ressourcenkategorie	Ressourcenklassen	Untersuchungsflächen
Untersuchungsgebiet	Latenzgebiet Gradationsgebiet	Pi L, PiFa I L, PiFa II L, PiQu I L, PiQu II L Pi G, PiPi G, PiFa I G
Baumartenzusammensetzung	<i>Pinus sylvestris</i> <i>Pinus sylvestris</i> / <i>Fagus sylvatica</i> <i>Pinus sylvestris</i> / <i>Quercus petraea</i>	Pi L, Pi G, PiPi G PiFa I L, PiFa II L, PiFa I G PiQu I L, PiQu II L
Bestandesstruktur	altershomogener Reinbestand Verjüngung im Unterstand Verjüngung im Oberstand	Pi L, Pi G Pi Fa I L, PiQu I L, PiFa I G PiFa II L, PiQu II L

3.8.5 Dominanzidentität

Der quantitative Faunenähnlichkeitsvergleich zwischen den einzelnen Untersuchungsflächen erfolgte über den RENKONEN-Index (1938). Er gibt die Übereinstimmung der Dominanzverhältnisse zweier Untersuchungsflächen bezogen auf Häufigkeit oder Biomasse an (WOLDA 1981, KREBS 1999). Der RENKONEN-Index wurde nach folgender Gleichung berechnet (MÜHLENBERG 1993):

$$RE [\%] = \sum_{i=1}^G \min D_{A,B} \quad D = \frac{n_A}{N_A} \text{ bzw. } \frac{n_B}{N_B}$$

$\min D_{A,B}$: Summe der jeweils kleineren Dominanzwerte der gemeinsamen Arten von Standort A und B

i: Art i

G: Zahl der gemeinsamen Arten

$n_{A,B}$: Individuenzahl der Art i auf dem Standort A bzw. B

$N_{A,B}$: Gesamtindividuenzahl auf dem Standort A bzw. B

3.8.6 Diversität

Für die Berechnung der Diversität wurde der BRILLOUIN-Index (*HB*) verwendet. Neben vielen anderen Indizes, die ebenso Artenzahl und Individuenverteilung berücksichtigen, empfiehlt sich seine Anwendung insbesondere bei selektiven Erfassungsmethoden (z. B. Bodenfallen) (MÜHLENBERG 1993). Dabei bestimmt als Einflussgröße die Aktivitätsdichte mittelhäufiger Arten den Diversitätswert (MAGURRAN 1988). Der häufig verwendete Diversitätsindex α (log series Index) fand dagegen keine Anwendung, weil das

Ergebnis hauptsächlich von der Artenzahl beeinflusst wird. Da jedoch die Erfassung des gesamten Artenspektrums eines Bestandes mit selektiven Methoden unmöglich ist (ADIS 1979), kann dieser Nachteil nicht vernachlässigt werden.

Grundlage der Berechnung von HB sind Artenzahl und Dominanzstruktur, wobei der zu errechnende Wert mit steigender Arten- und Individuenzahl wächst (MÜHLENBERG 1993). Die Berechnung erfolgte ursprünglich nach folgender Formel (BRILLOUIN 1962, MAGURRAN 1988):

$$HB = \frac{\ln N! - \sum_{i=1}^S \ln n_i!}{N}$$

N: Gesamtzahl der Individuen
 N_i : Individuenzahl der Art i
 S: Gesamtartenzahl

Aufgrund zu hoher Individuenzahlen konnte $n!$ bzw. $N!$ (N-Fakultät) nicht berechnet werden. Somit wurden die Werte u. a. von $\log_{10} n!$ mit der STIRLING'schen Näherung errechnet (MÜHLENBERG 1993):

$$\log_{10} n! = (n + 0,5) \log_{10} n - 0,434294482 n + 0,39909$$

Auch der BRILLOUIN-Index wurde umgeformt und berechnet sich nach folgender Gleichung (MAGURRAN 1988, MÜHLENBERG 1993):

$$HB = \frac{2,302385}{N} * (\log_{10} N! - \sum \log_{10} n_i!)$$

Zur Abschätzung, ob der Diversitätsindex von einer hohen Artenzahl mit stark variierenden Individuenzahlen oder von einer homogenen Individuenverteilung mit wenigen Arten geprägt war, wurde die Evenness (E_B) berechnet. Der Wert von E_B liegt zwischen 0 und +1. Je größer der berechnete Wert, desto gleichmäßiger sind die Individuen auf die Arten verteilt. Folgende Formel wurde hierzu verwendet:

$$E_B = \frac{HB}{HB_{\max}} \rightarrow HB_{\max} = \frac{1}{N} \ln \frac{N!}{\left\{ \left[\frac{N}{S} \right]! \right\}^{S-r} * \left\{ \left(\left[\frac{N}{S} \right] + 1 \right)! \right\}^r}$$

$$\rightarrow r = N - S \left[\frac{N}{S} \right]$$

Da für große Werte von N die Berechnung der Fakultät $N!$ schwierig ist, wurde diese Formel ebenfalls umgeformt:

$$HB_{\max} = \frac{N! - \ln \left(\left(\left[\frac{N}{S} \right]! \right)^{S-r} \right) - \ln \left(\left(\left(\left[\frac{N}{S} \right] + 1 \right)! \right)^r \right)}{N}$$

$$\rightarrow N! = \ln 1 + \ln 2 + \ln 3 + \dots + \ln n$$

3.8.7 Korrelation

Der statistisch lineare Zusammenhang zwischen zwei abiotischen Habitatparametern wurde mit dem Korrelationskoeffizienten nach PEARSON (1896) ermittelt. Er gibt an, wie stark die Merkmale voneinander abhängig sind und basiert auf der Annahme intervallskalierter Variablen (z. B. Temperatur) (KÖHLER et al. 2002). Dabei nimmt der Korrelationskoeffizient r Werte von -1 bis $+1$ an. Nähert sich r diesen Werten, so besteht ein starker linearer Zusammenhang zwischen den getesteten Merkmalen (MÜHLENBERG 1993). Zur besseren Anwendbarkeit des Korrelationskoeffizienten stellten BÜHL & ZÖFEL (1994) Interpretationsstufen auf, nach denen bereits mittlere Korrelationen (0,5-0,7) als sehr aussagekräftig gelten.

3.8.8 Häufigkeitsverteilung und Datentransformation

Mittels der Häufigkeitsverteilung wird angegeben, wie oft verschiedene Werte innerhalb einer ökologischen Messwertreihe vorkommen. Dabei können die erfassten Werte symmetrisch um den Mittelwert verteilt sein oder eine sog. schiefe Verteilung zeigen. Normal verteilte Messwerte folgen einer „Glockenkurve“. Häufigkeitsverteilungen besitzen eine große Bedeutung für die Inferenzstatistik.

Besonders die bei ökologischen Freilanduntersuchungen häufig vorkommenden schiefen Verteilungen der Daten müssen einer Transformation unterzogen werden. Ziel ist es dabei, die Daten in ein gemeinsames Bezugssystem zu bringen, um einen besseren Vergleich zu ermöglichen (DIEHL & KOHR 1999).

Die während der Untersuchung erfassten flächenbezogenen Messwertdaten wurden mit dem SHAPIRO – WILK W – Test auf Normalverteilung überprüft (SHAPIRO et al. 1968). Da jedoch die vorhandenen Messwerte keiner Normalverteilung folgten, wurden diese

mit einer nicht-linearen Transformation annähernd normalisiert (DIEHL & KOHR 1999). Anwendung fand dabei folgende Formel (GREEN 1979, UNDERWOOD 1997, KREBS 1999):

$$y = \log_e (x+1), \log_e = \text{natürlicher Logarithmus}$$

3.8.9 Statistische Analyse

Eine präzise statistische Analyse von Messwerten setzt im Allgemeinen angenähert normal verteilte Daten voraus. Berechnungsverfahren, die keine Normalverteilung voraussetzen (verteilungsfreie Verfahren) sind in ihrer Aussagekraft weniger scharf, weil sich die tatsächlich existierenden Unterschiede zwischen mehreren Stichprobenvergleichen manifestieren können. Besonders für Varianzanalysen und multivariate Berechnungsmethoden gelten normal verteilte Daten als Voraussetzung (MÜHLENBERG 1993). Somit wurden die während der Untersuchung erfassten flächenspezifischen Informationen zu Aktivitätsdichte und Aktivitätsbiomasse sowie metabolischer Äquivalenz (*ME*) mit dem SHAPIRO – WILK W – Test auf Normalverteilung getestet (SHAPIRO et al. 1968) und anschließend mittels logarithmischer Transformation (vgl. GREEN 1979, UNDERWOOD 1997) normalisiert (Abb. 10), um die vorwiegend linkssteile Verteilung, symmetrisch anzugleichen (LOZAN & KAUSCH 1998). Aufgrund von wiederholt vorkommenden Ausreißerwerten der Stichprobenergebnisse wurden für Vergleiche der Aktivitätsdichten und -biomassen Median, Quartile (25%- und 75%- Perzentil) und Spannweite angegeben, und als Box-Plots dargestellt (SACHS 1997).

Der im Anschluss durchgeführte LEVENE – JV – Test (Vergleich von J Varianzen), zur Prüfung auf homogene Populationsvarianzen, förderte die weitere Auswahl geeigneter statistischer Verfahren (Abb. 10). Durch das Konzept von LEVENE (1960) war es möglich mit der Nullhypothese $[H_0 = \sigma_1^2 = \sigma_2^2 = \dots = \sigma_J^2]$ zu prüfen, ob zwischen den Varianzen von drei oder mehreren unabhängigen Stichproben statistisch signifikante Unterschiede bestehen. Dabei wurde die Hypothese zurückgewiesen, wenn zwischen den Gruppenvarianzen statistisch absicherbare Verschiedenheiten existierten, d. h. in diesem Fall waren die Varianzen heterogen (SACHS 1997, UNDERWOOD 1997, LOZAN & KAUSCH 1998, DIEHL & ARBINGER 2001). Die Signifikanzschwelle α_v (= „Fehler-I-Risiko pro Vergleich“) wurde hierbei auf 0,05 gesetzt. Das LEVENE - Verfahren wurde gewählt, weil es im Vergleich zu anderen Verfahren sehr robust gegenüber nicht normal verteilten Urdaten ist (DIEHL & ARBINGER 2001).

Mit nachgeschalteten Verfahren (Abb. 10) wurden signifikante Unterschiede zwischen den J Varianzen überprüft (SACHS 1997, DIEHL & ARBINGER 2001) (Tab. 12). Bei einer nachgewiesenen Varianzhomogenität erfolgte das Testverfahren nach TUKEY - KRAMER (HSD - honestly significant difference) bzw. bei vorliegender Heterogenität der Varianzen wurde der GAMES – HOWEL Test als „post hoc“ – Prüfverfahren eingesetzt. Der TUKEY – KRAMER Test bietet die beste α_F - Kontrolle (=„Fehler -I- Risiko pro Familie von Vergleichen“), ist besonders für kleinere Stichproben geeignet, unempfindlich gegenüber schiefen Populationsverteilungen und somit kongruierenden Tests deutlich überlegen (LOZAN & KAUSCH 1998, DIEHL & ARBINGER 2001). Die Umsetzung erfolgte mit der Programmsoftware STATISTICA für Windows[®], Version 6.1 (STATSOFT Inc. 2003).

Die Durchführung des GAMES – HOWEL Tests erfolgte nur bei vorgeschaltetem BROWN-FORSYTHE – JM – Test (Vergleich von J Mittelwerten), der eine statistische Signifikanz zwischen mehreren Stichprobenserien angibt. Mit dem anschließenden Verfahren nach GAMES - HOWEL erfolgte der Vergleich, zwischen welchen der mittels BROWN - FORSYTHE auf signifikante Unterschiede überprüften Stichproben eine statistische Verschiedenheit vorhanden war. Auch bei diesem Test wird das „Fehler-I-Risiko pro Familie von Vergleichen“ (α_F) gering gehalten. Der Fehler -I- Art (α) kann unkontrolliert auftreten, wenn die Nullhypothese fälschlicherweise zurückgewiesen wird, obwohl diese in Wirklichkeit gilt. Zudem ist der GAMES – HOWEL Test vergleichsweise robust gegenüber Varianzheterogenität, Verteilungsschiefe und ungleichen Stichprobenumfängen (SACHS 1997, DIEHL & ARBINGER 2001). Das Signifikanzniveau wurde auf $\alpha_F = 0,05$ festgesetzt. Die Umsetzung erfolgte über das Programm SPSS für Windows[®], Version 11.5 (SMARTVIEWER Inc. 2003).

Tab. 12: Darstellung des Signifikanzniveaus nach BÜHL & ZÖFEL (1994)

Irrtumswahrscheinlichkeit	Bedeutung	Symbol
$p \leq 0,001$	höchst signifikant	***
$p \leq 0,01$	sehr signifikant	**
$p \leq 0,05$	signifikant	*
$p > 0,05$	nicht signifikant	ns

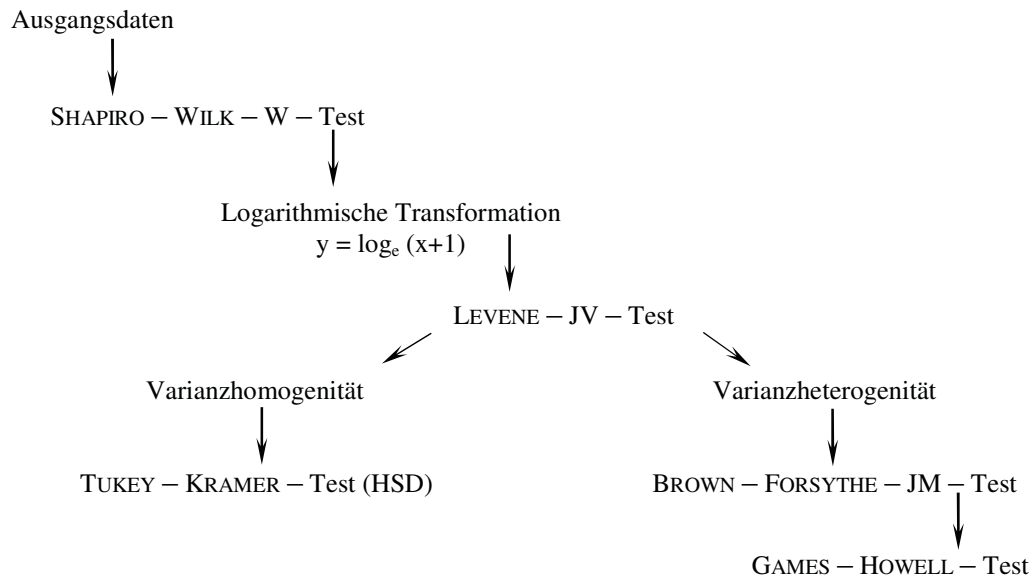


Abb. 10: Übersicht der ausgewählten statistischen Verfahren bei der Datenverarbeitung

3.9 MULTIVARIATE EXPLORATIVE TECHNIKEN

3.9.1 Clusteranalyse

Zur Einteilung der erfassten Daten in aussagefähige Strukturen, zum Beispiel in Klassen oder Gruppen, wurde das Verfahren der hierarchisch – agglomerativen Clusteranalyse verwendet. Die Clusterbildung erfolgt bei diesem Verfahren durch Unähnlichkeiten oder Distanzen der zu vergleichenden Objekte (hier: Untersuchungsflächen). Zu Beginn dieses Verfahrens repräsentiert jede Untersuchungsfläche einen Cluster, der durch eine bestimmte Variablenausprägung charakterisiert ist. Fusioniert werden nun diejenigen Cluster, die die geringste Distanz besitzen. Als Gruppierungsregel können verschiedene Möglichkeiten angewendet werden. In der vorliegenden Arbeit wurde die Methode des „UPGMA – Linkage“ („unweighted pair-group average“) eingesetzt. Hierbei wird der Abstand zwischen zwei Clustern als mittlere Distanz zwischen allen Beobachtungsobjekten berechnet, wobei die paarweisen Elemente aus je zwei verschiedenen Clustern stammen (SNEATH & SOKAL 1973, KREBS 1999). Vorteil dieses Verfahrens ist, dass die Informationen über alle Paardistanzen einbezogen werden. Weitere Verfahren berechnen dagegen die Cluster nach den Informationen der beiden nächstliegenden Objekte („Single-Linkage“), bzw. der am weitesten entfernt liegenden Beobachtungswerte („Complete-Linkage“).

Die Erstellung von clusteranalytischen Dendrogrammen erfolgte auf Grundlage von Unähnlichkeitsmatritzen, die aus dem Vergleich der Beobachtungswerte aller Objekte über Indexbildungen zur Artenidentität (JACCARD'sche Zahl) und zur Dominantenidentität (RENKONEN-Index) berechnet wurden. Als Ergebnis werden immer mehr Objekte zusammengeführt (sog. Linkage) und zu immer größeren Clustern von unähnlicher werdenden Objekten aggregiert. Dabei gilt: je größer die Distanz zwischen den Objekten, desto unähnlicher sind sich diese untereinander (BACKHAUS et al. 1996).

Die Clusteranalyse wurde mit der Programmsoftware STATISTICA für Windows[®], Version 6.1 (STATSOFT Inc. 2003) durchgeführt.

3.9.2 Kanonische Korrespondenzanalyse („canonical correspondence analysis“: CCA)

Der Einfluss von Vegetationsstruktur und Umweltparametern auf die Aktivitätsdichte und das Artenspektrum der Araneae wurde mit der von TER BRAAK (1986) konzipierten Kanonischen Korrespondenzanalyse untersucht. Diese Ordinationsmethode beruht im Gegensatz zu anderen statistischen Methoden (z. B. Hauptkomponentenanalyse, Faktorenanalyse) auf einem nichtlinearen Grundmodell, das ursprünglich von HILL (1974) entwickelt und einer interaktiv - reziproken Mittelwertbildung gleicht. Einen ausführlichen Überblick über weitere Ordinationsverfahren geben PALMER (1993) und TER BRAAK (1995). Die Berechnung der CCA erfolgte mit dem Computerprogramm PC-ORD für Windows[™] (MjM Software Design, 1997).

In die Analyse wurden nur Spinnenarten einbezogen, die nach der Berechnung von ENGELMANN (1978) zu den „Hauptarten“ zählten (vgl. Kap. 3.8.3). Da sich die deutlichsten Veränderungen innerhalb der epigäischen Zönose zeigten, beschränkt sich die CCA auf dieses Stratum.

Die abiotischen Umweltparameter (bodennahe Lufttemperatur, Niederschlag und Diffuse Site Factor) wurden ebenfalls in die Analyse implementiert. Um signifikante Unterschiede zwischen den extrahierten Ordinationsachsen und integrierten Umweltvariablen zu ermitteln, erfolgte der „Monte Carlo Permutationstest“ (runs: 1000).

4 ERGEBNISSE

4.1 ABIOTISCHE UMWELTFAKTOREN

4.1.1 Klimadaten

Entsprechend der Zuordnung forstlicher Klimastufen (Latenzgebiet: Dm, Gradationsgebiet: Dt), bestanden hinsichtlich Temperaturregimen, Niederschlägen und Bestandesstrahlung signifikante Unterschiede zwischen Latenz- und Gradationsgebiet (Tab. 13). So lagen während der Vegetationsperioden in 2000 und 2001 die Bodenoberflächentemperaturen und der Diffuse Site Factor im Gradationsgebiet höher als im Latenzgebiet. Deutlich geringer waren im Gradationsgebiet dagegen die Niederschläge. Diese Ergebnisse bestätigten sich bei der Erfassung flächenbezogener Klimaparameter mit Dataloggern.

Tab. 13: Klimadaten der Untersuchungsflächen (Latenzgebiet, Gradationsgebiet) in den Untersuchungsjahren 2000/ 2001. (T₍₁₎: Median der bodennahen Lufttemperatur, T₍₂₎: Median der Lufttemperatur im Kronenraum_(AEK), rel. L: Median der relativen Luftfeuchte_(AEK), N: Mittelwerte des Niederschlages, DSF: Diffuse Site Factor)

	T [°C] ₍₁₎	T [°C] ₍₂₎	rel. L [%]	N [mm/m ²]	DSF [%]
	2000/ 2001	2000/ 2001	2000/ 2001	2000/ 2001	2000
Latenzgebiet					
Pi L	16,2/ 13,5	17,1/ 15,0	67,2/ 70,7	20,0/ 11,6	32,3
PiFa I L	15,8/ 13,3	17,2/ 15,1	67,4/ 70,0	23,0/ 12,9	25,2
PiQu I L	15,6/ 13,1	16,7/ 14,5	70,5/ 74,7	20,2/ 12,8	12,7
PiFa II L	15,0/ 12,1	17,2/ 15,2	68,1/ 70,1	16,5/ 10,4	0,5
PiQu II L	15,3/ 12,6	17,5/ 15,3	66,9/ 70,2	16,9/ 11,2	2,8
Gradationsgebiet					
Pi G	16,9/ 14,0	17,3/ 15,1	66,4/ 70,4	14,6/ 10,1	39,4
PiPi G	16,7/ 13,9	17,3/ 15,0	66,3/ 71,3	14,6/ 10,0	39,0
PiFa I G	17,0/ 14,3	-	-	15,1/ 10,2	41,3

Lufttemperatur im bodennahen Bereich und im Kronenraum

Insgesamt herrschten im ersten Untersuchungsjahr, insbesondere zwischen Mai und September 2000, gleichbleibend warme Temperaturverhältnisse im bodennahen Bereich der Untersuchungsgebiete. In 2001 wurden vor allem in der ersten Jahreshälfte deutlich kühlere Temperaturen im bodennahen Bereich gemessen. Nur die Monate Juli bis September (4. FP – 6. FP'01) waren von einer warmen Witterungsperiode geprägt (Abb. 11).

Signifikante Unterschiede in den Verhältnissen der bodennahen Lufttemperatur von Latenz- und Gradationsgebiet, manifestierten sich besonders während des Sommers in der 3. FP (Juni) und 4. FP (Juli) (s. Anhang Tab. 1). Im zweiten Untersuchungsjahr (5. FP'01 - August) unterschied sich – in Bezug auf die bodennahe Lufttemperatur – vor allem der Kiefernreinbestand im Gradationsgebiet (Pi G) signifikant von den Umbauflächen im Latenzgebiet (PiFa I L, PiFa II L: $p \leq 0,05$, PiQu I L: $p \leq 0,01$, PiQu II L: $p \leq 0,001$).

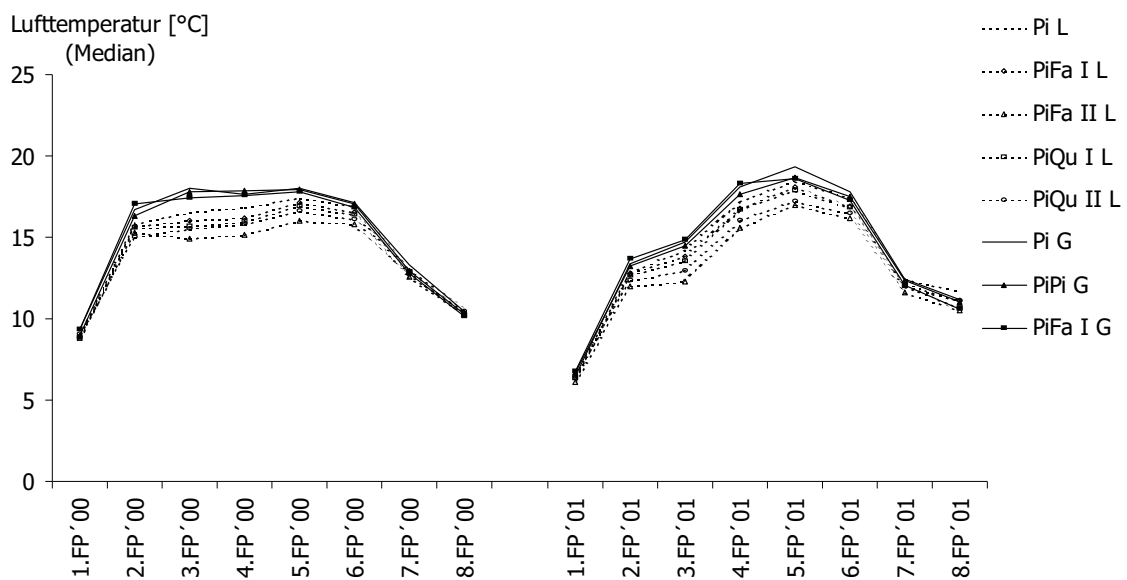


Abb. 11: Mediane der bodennahen Lufttemperatur [°C] während der Fangperioden 1. FP (April) bis 8. FP (November) in den Untersuchungsjahren (2000, 2001) nach Messungen in der Umgebung der Bodenfallen

Die Lufttemperatur im Kronenraum, nach Messungen an Ast- und Luftelektoren, unterlag 2000 einer starken Schwankung. Nach einem raschen Temperaturanstieg im Frühjahr wurden bereits im Juni (3. FP) hohe Werte erreicht. Danach folgte ein Kälteeinbruch (4. FP). Erst Mitte August (5. FP) setzte sich wieder eine warme Witterung durch. Im zweiten Untersuchungsjahr herrschten im Zeitraum von April bis Juni 2001 (1. FP bis 3. FP) kühle Temperaturen vor. Erst in der 4. FP (Juli) setzte eine warme Witterung ein, die bis September (6. FP) anhielt (Abb. 12, 13).

Signifikante Unterschiede hinsichtlich der Temperaturen im Kronenbereich bestanden zwischen Latenz- und Gradationsgebiet in den Untersuchungsjahren 2000 und 2001 nicht (Abb. 12, 13). Lediglich die Messungen an Luftelektoren belegten für das Gradationsgebiet tendenziell höhere Temperaturen (Abb. 13).

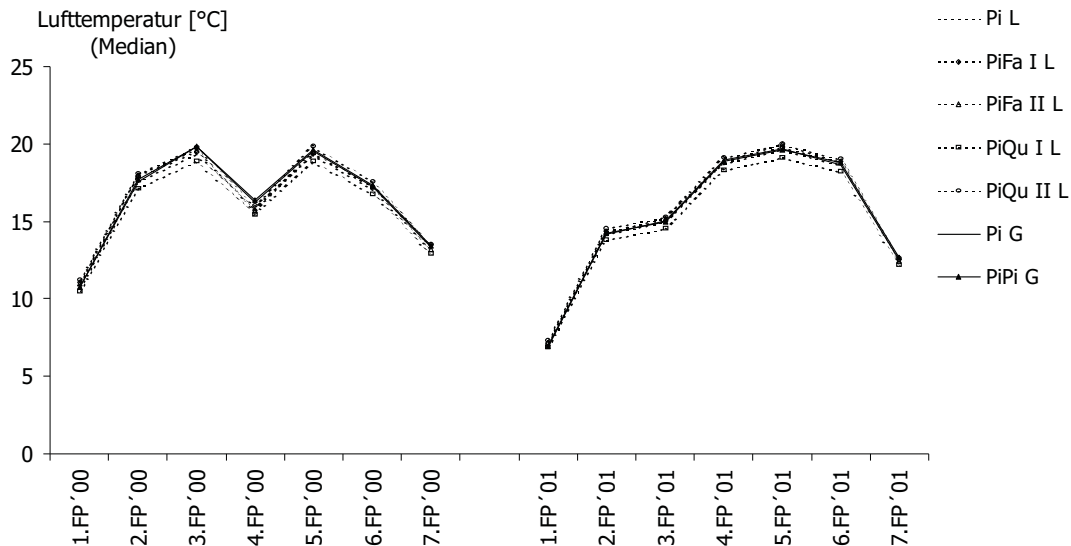


Abb. 12: Mediane der Lufttemperatur [°C] im Kronenraum während der Fangperioden 1. FP (April) bis 7. FP (Oktober) in den Untersuchungsjahren (2000, 2001) nach Messungen an Asteklektoren

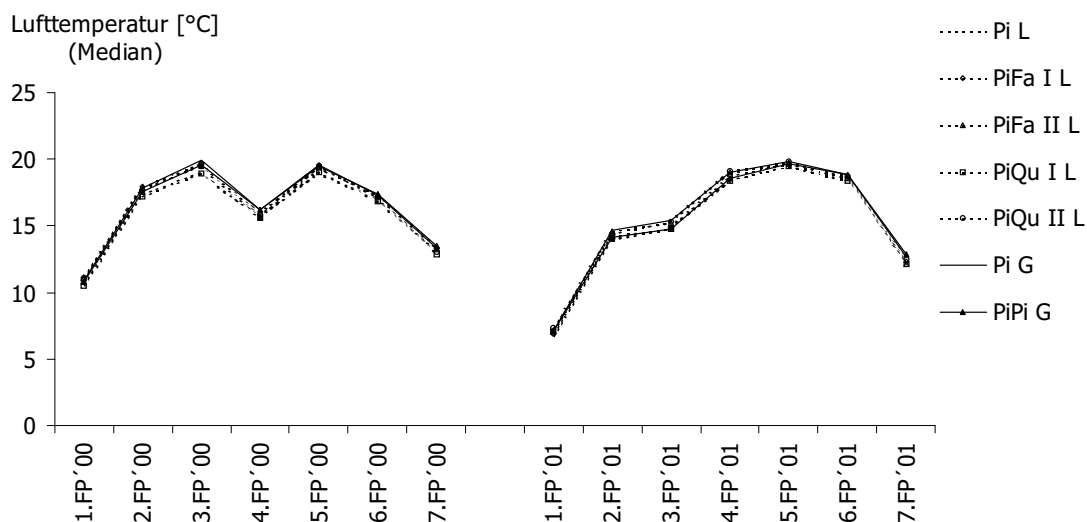


Abb. 13: Mediane der Lufttemperatur [°C] im Kronenraum während der Fangperioden 1. FP (April) bis 7. FP (Oktober) in den Untersuchungsjahren (2000, 2001) nach Messungen an Luftektoren

Niederschlag

Hinsichtlich der Niederschlagsmengen in Bodennähe unterschieden sich die Fangperioden in 2000 und 2001. Während das Jahr 2000 ohne flächendeckend nachhaltige Niederschläge blieb, war 2001 durch regenreichere Fangperioden gekennzeichnet. Besonders Mitte Juni (4. FP'01) nahm die Niederschlagsmenge ($94,8 \text{ mm/m}^2$) deutlich zu. Diese feuchte Witterungsperiode hielt bis zur 8. FP an (Abb. 14).

Signifikante Unterschiede zwischen den Untersuchungsgebieten, aber auch zwischen den Versuchsflächen des Latenzgebietes existierten betreffend der Niederschlagsmenge insbesondere im Juni 2000 und November 2001 (s. Anhang Tab. 2). So unterschieden sich in der 3. FP'00 (Juni) die Versuchsflächen des Gradationsgebietes höchst signifikant von den Umbauflächen des Latenzgebietes. Auch innerhalb des Latenzgebietes wich die Niederschlagsmenge des Kiefernreinbestandes (Pi L) höchst signifikant von den Voranbauten (PiFa I L, PiFa II L, PiQu I L, PiQu II L) ab. Die 8. FP'01 (November) bestätigte signifikante Unterschiede zwischen dem Gradationsgebiet (Pi G, PiPi G, PiFa I G) und einzelnen Flächen des Latenzgebietes (Pi L, PiFa I L, PiQu I L) (s. Anhang Tab. 2).

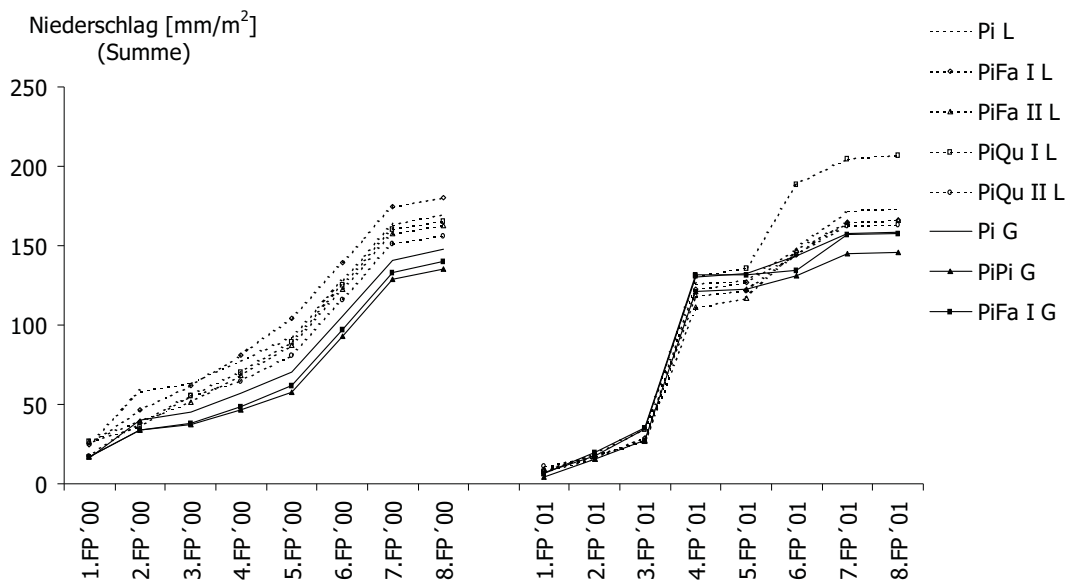


Abb. 14: Niederschlagssummen [mm/m²] während der Fangperioden 1. FP (April) bis 8. FP (November) in den Untersuchungsjahren (2000, 2001) nach Messungen in der Umgebung der Bodenfallen

Relative Luftfeuchte

Die relative Luftfeuchte im Kronenraum, gemessen an Ast- und Luftelektoren, lag zu Beginn und am Ende der Vegetationsperioden in 2000 und 2001 relativ hoch (Abb. 15, 16). Dagegen verringerten sich die Werte im Zeitraum von Mai bis Juni 2000 (2. FP-3. FP) bzw. von Mai bis August 2001 (2. FP-5. FP).

Signifikante Unterschiede, nach Messungen an Astelektoren, ergaben sich in der 4. FP 2000 zwischen den Flächen des Gradationsgebietes (Pi G, PiPi G) und den Voranbauten (PiFa I L, PiQu I L, PiFa II L) im Latenzgebiet (s. Anhang Tab.3). Im August (5. FP)

2001 unterschied sich ausschließlich PiQu I L von allen anderen Versuchsflächen im Latenz- und Gradationsgebiet (s. Anhang Tab. 3).

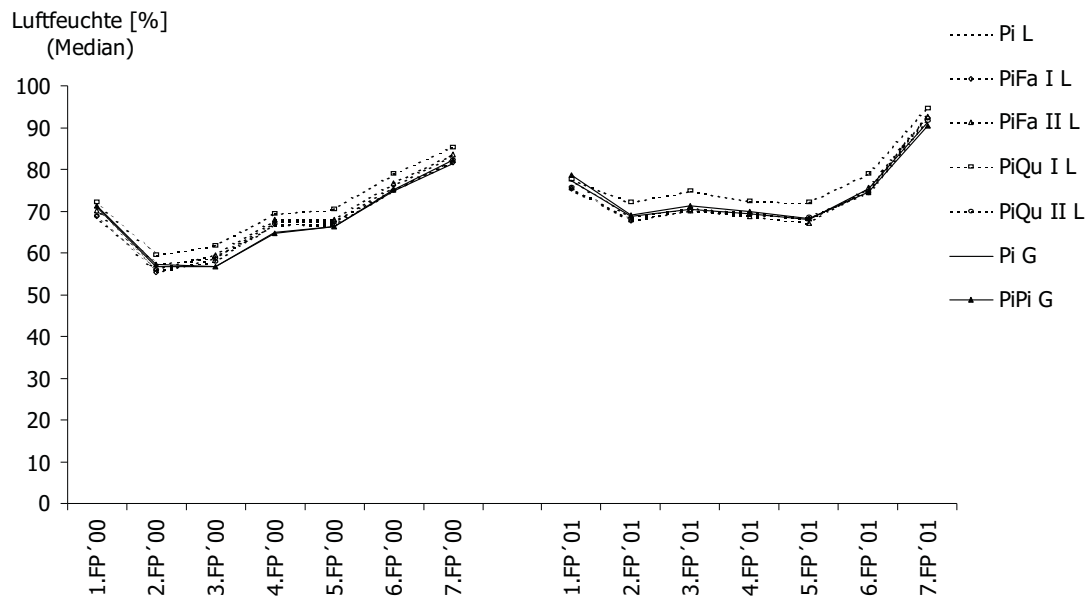


Abb. 15: Mediane der Luftfeuchte [%] im Kronenraum während der Fangperioden 1. FP (April) bis 7. FP (Oktober) in den Untersuchungsjahren (2000, 2001) nach Messungen an Asteklektoren

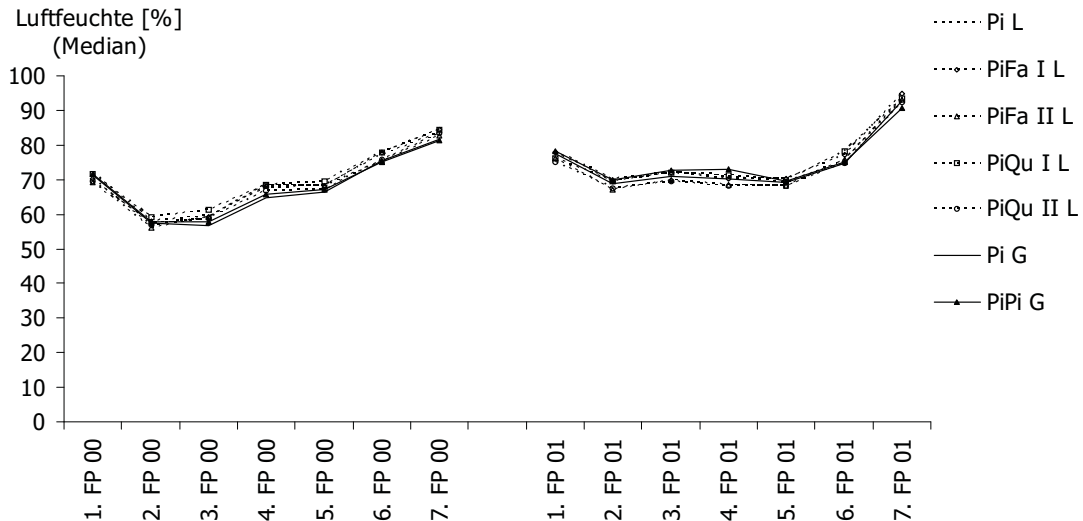


Abb. 16: Mediane der Luftfeuchte [%] im Kronenraum während der Fangperioden 1. FP (April) bis 7. FP (Oktober) in den Untersuchungsjahren (2000, 2001) nach Messungen an Lufteklektoren

Bestandesstrahlung

Der Diffuse Site Factor variierte deutlich zwischen den Versuchsflächen, korrelierte aber stets positiv ($r = 0,97$) mit der bodennahen Lufttemperatur (Abb. 17). Hauptsächlich im Latenzgebiet nahm ausgehend von dem Kiefernreinbestand (Pi L) die Bestan-

desstrahlung in der Reihenfolge - Kiefernreinbestände mit Laubholz (*Fagus sylvatica*, *Quercus petraea*) im Unterstand (junge Voranbauten: PiFa I L, PiQu I L), Kiefernreinbestände mit Laubholz (*Fagus sylvatica*, *Quercus petraea*) im Oberstand (ältere Voranbauten: PiFa II L, PiQu II L) - ab.

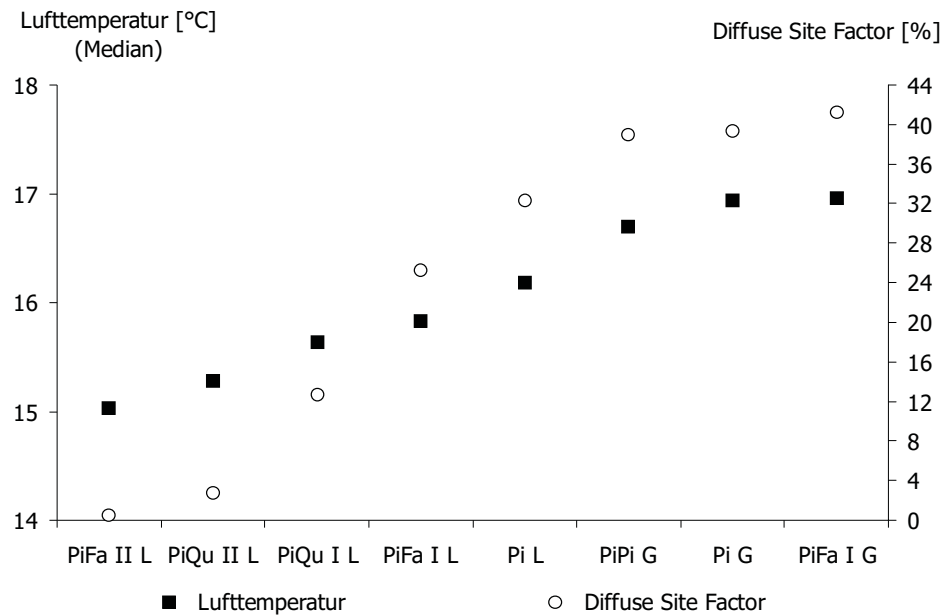


Abb. 17: Korrelation zwischen Diffuse Site Factor und der bodennahen Lufttemperatur auf den Versuchsflächen nach Messung in 2000

4.2 DIE ARANEA EZÖNOSE IN KIEFERNFORSTEN

4.2.1 Datenbasis

Die Ergebnisse basieren auf der Erfassung von 22.239 adulter Araneae (von insgesamt: $n = 51.400$ Individuen) aus 189 Arten und 22 Familien (Tab. 14). 30 Arten ($n = 1.700$ Individuen) sind in der bundesdeutschen (21 Arten; BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ 1998) bzw. der sächsischen (24 Arten; HIEBSCH & TOLKE 1996) Roten Liste aufgeführt (Tab. 15).

Mit Bodenfallen wurden die meisten Individuen ($n = 21.508$, davon 69% Adulte) und Arten ($n = 147$ aus 21 Familien) gefangen. 39 Arten fingen sich ausschließlich mit dieser Fangmethode (Tab 16). Deutlich geringer war die Individuen- ($n = 10.606$) und Artenzahl ($n = 123$ aus 19 Familien) nach Fängen mit Bodenphotoektoren. Der Anteil (77%, 8.177 Ind.) juveniler Tiere dominierte. Zehn Taxa ließen sich nur mit diesem Fallentyp fangen (Tab 16). Im Kronenraum wurden mit Astektoren 11.462 Individuen (4.096 Adulte) aus 44 Arten und 15 Familien, mit Luftektoren 7.824 Tiere (837 Adulte) aus 62 Arten und 14 Familien erfasst. Sechs Arten fingen sich nur in Ast- und sieben exklusiv in Luftektoren (Tab 16).

Der Vergleich der Untersuchungsjahre zeigte keine signifikanten Unterschiede in den Fangzahlen. So wurden in 2000 insgesamt 26.751 und 2001 24.123 Individuen gefangen (Abb. 18). Die höchste Anzahl adulter Individuen (2000: $n = 7.941$, 2001: $n = 6.520$) wurde mit Bodenfallen ermittelt. Dagegen überwogen besonders in den Bodenphoto-, Ast- und Luftektoren die Juvenilen (BPE: 2000 - 81%, 2001 - 74%, AEK: 68%, 60%, LEK: 90%, 89%) (Abb. 18).

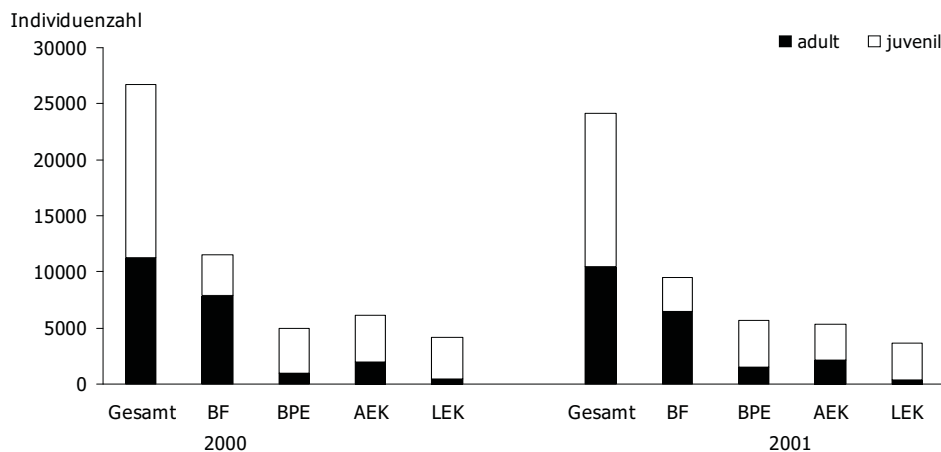


Abb. 18: Individuenzahlen der Araneae (adult/juvenil) nach Fangmethoden getrennt (BF: Bodenfalle, BPE: Bodenphotoeklektor, AEK: Asteklektor, LEK: Lufteklektor aus 2000, 2001)

Die Familienzusammensetzung änderte sich ebenfalls in Abhängigkeit von der Fangmethode (Abb. 19). Während mit Bodenfallen vorwiegend die Vertreter der Linyphiidae (45%) und Lycosidae (32%) gefangen wurden, waren im Bodenphotoelektor die Linyphiidae (57%) dominant. Im Kronenraum fingen sich mit Ast- und Lufteklektoren vorwiegend die Taxa der Clubionidae (34%), Philodromidae (17%) und Theridiidae (31%).

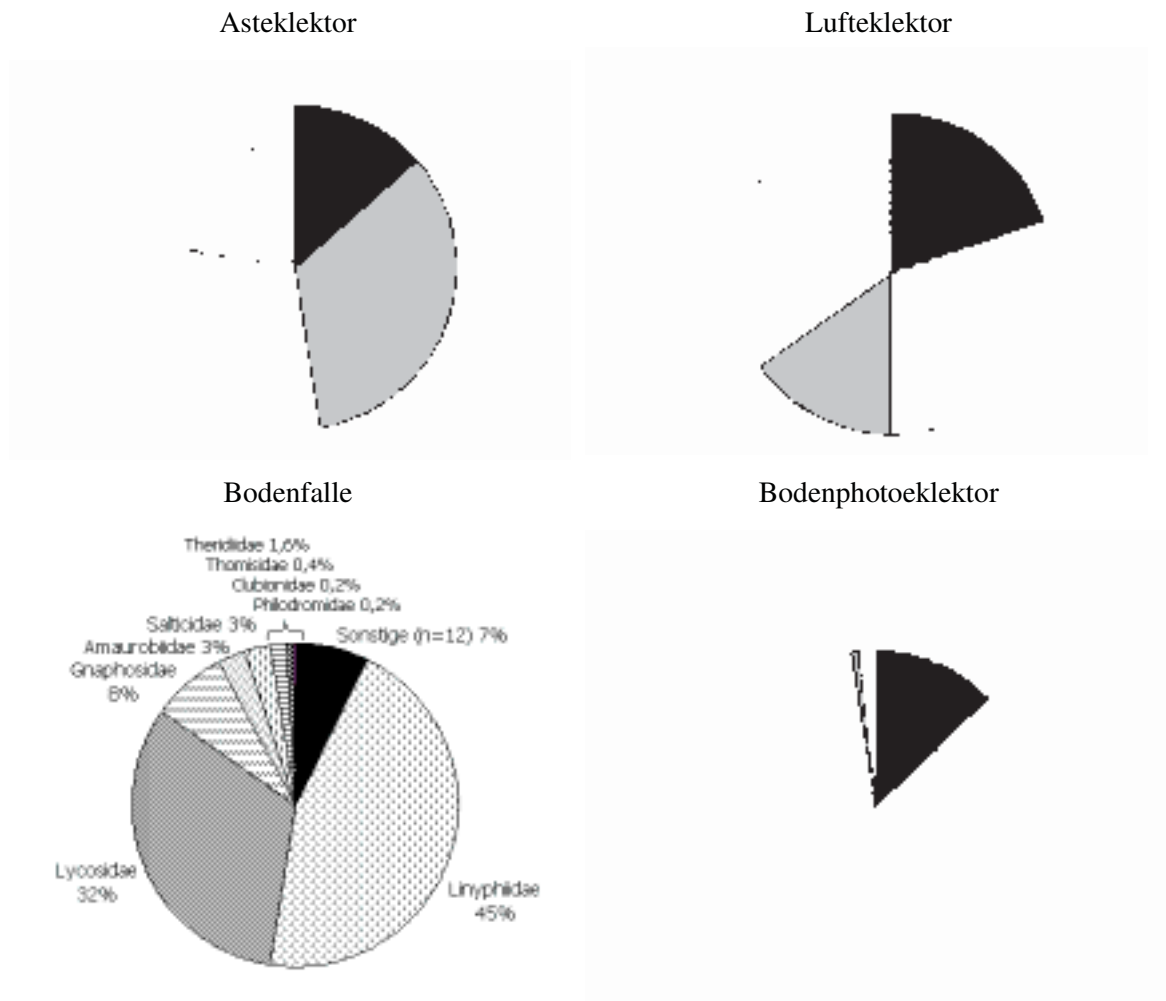


Abb. 19: Familiendominanz adulter Araneae nach Fangmethoden getrennt in 2000

Die Ordnung der Tiere nach Größenklassen dokumentierte, dass im Boden- und Kronenbereich die Individuen- und Artenzahlen mit der Körpergröße abnahmen (Abb. 20). Die meisten Individuen epigäischer Araneae zählten in 2000 zur Größenklasse I ($x \leq 2,5$) und die Mehrzahl der Arten zur Größenklasse II ($2,5 < x \leq 5,5$). Auch große Taxa ($x < 8,5$) wurden hauptsächlich am Boden nachgewiesen. Im Kronenraum war der Anteil kleinster Spinnen auffallend niedrig.



Abb. 20: Individuen- und Artenzahlen adulter Araneae der Boden-/Kronenregion nach Größenklassen aufgegliedert (I: $x = 2,5$ mm; II: $2,5 < x \leq 5,5$ mm; III: $5,5 < x \leq 8,5$ mm; IV: $8,5 < x \leq 13,0$ mm; V: $13,0 < x \leq 19,0$ mm; VI: $x < 19,0$ mm) (nach Fängen mit BF, BPE (Boden), AEK, LEK (Krone) in 2000)

Die Baumartenzusammensetzung der Bestände führte zu deutlichen Verschiebungen der individuenbasierten Dominanzstruktur auf Familienniveau der Webspinnen, nach Fängen mit Bodenfallen und Bodenphotoelektronen (Abb. 21).

Zwar dominierten in allen beprobten Kiefernforsten Linyphiidae (44 - 62%) und Lycosidae (13 - 32%), ihre Anteile variierten aber in Abhängigkeit vom Baumartenspektrum. So erreichten die Linyphiidae in Voranbauten mit Rotbuche oder Traubeneiche wesentlich höhere Dominanzpositionen als in den Kiefernreinbeständen (Abb. 21). Umgekehrte Verhältnisse waren für die Lycosidae offensichtlich. Zudem kamen in den Kiefernreinbeständen die Atypidae (1%) häufiger vor, die Hahniidae (4%) besiedelten vornehmlich die Mischbestände mit Traubeneiche. Amaurobiidae (7%) fingen sich überwiegend auf den Voranbauflächen, Gnaphosidae in den Kiefernreinbeständen (7%).

Die Einbringung von Laubholz (*Fagus sylvatica*, *Quercus petraea*) führte außerdem zu Veränderungen der Artenzusammensetzung der Spinnenzönose (Abb. 22). Ausgehend vom Kiefernreinbestand zeigte die Mischung der Kiefer mit Rotbuche eine hohe Zahl an gemeinsamen Arten ($n = 34$). Ebenso nahmen die Waldumbaumaßnahmen (Voranbau, Naturverjüngung) Einfluss auf die Spinnenfauna. Es zeigte sich, dass mit dem Laubholzvoranbau die Artenzahlen ($n = 46$) steigen und durch die Naturverjüngung ($n = 32$) gemeinsame Arten erhöht werden (Abb. 22). Die variierende Bestandesstruktur der Bestände (Reinbestand/ junger Voranbau: $n = 28$, Reinbestand/ alter Voranbau: $n = 34$) führte auch zu einer Erhöhung gemeinsamer Taxa (Abb. 22).

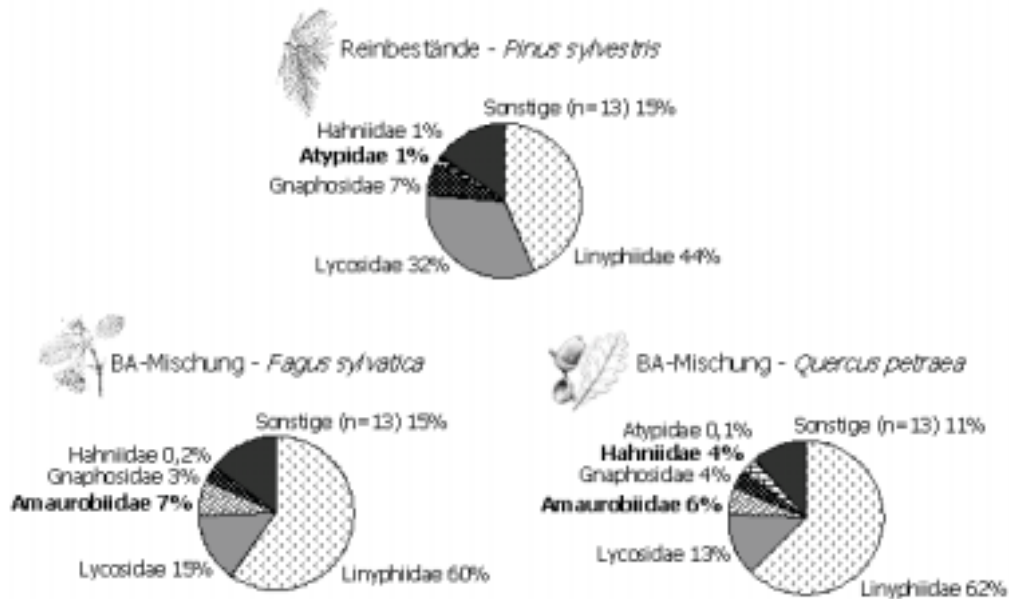


Abb. 21: Familiendominanz adulter Araneae in Abhängigkeit von der Baumartenzusammensetzung (*P. sylvestris*: Pi L, Pi G, PiPi G; *F. sylvatica*: PiFa I L, PiFa II L; *Q. petraea*: PiQu I L, PiQu II L) der Versuchsflächen (nach Fängen mit BF, BPE in 2000)

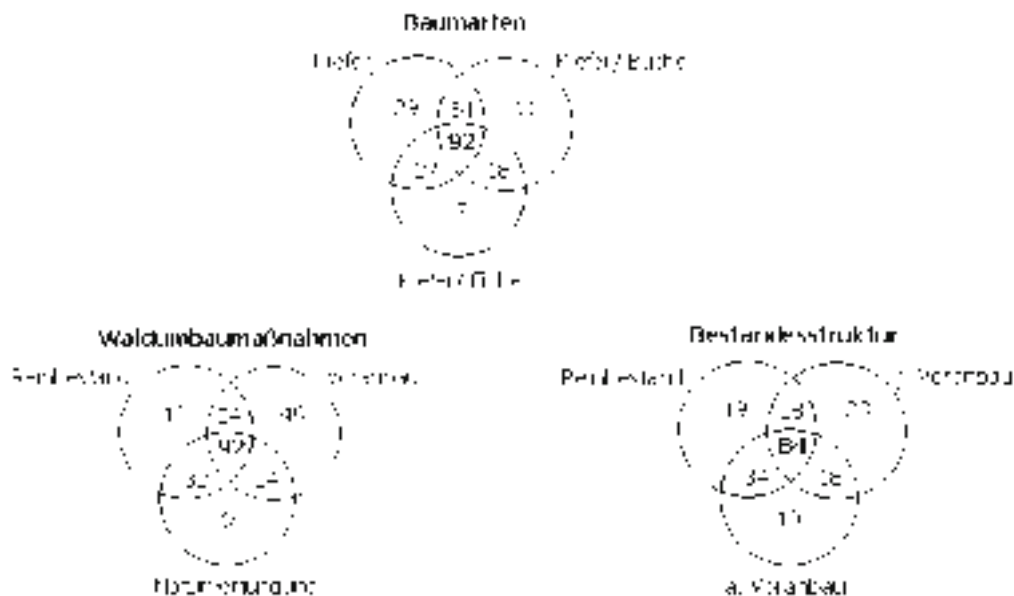


Abb. 22: Verteilung der Spinnenarten nach Baumarten, Waldumbaumaßnahmen und Bestandesstrukturierung mit Angabe der Artüberschneidungen und exklusiven Taxa (nach Fängen mit BF in 2000)

Baumarten: Kiefer - Pi L, Pi G, PiPi G; Kiefer/Buche - PiFa I L, PiFa II L, PiFa I G; Kiefer/Eiche - PiQu I L, PiQu II L, **Waldumbaumaßnahmen:** Reinbestand (Pi G), Naturverjüngung (PiPi G), Voranbau (PiFa I G), **Bestandesstruktur:** j. Voranbau: PiFa I L, PiQu I L, PiFa I G; a. Voranbau: PiFa II L, PiQu II L; Reinbestand (Pi L, Pi G)

4.2.2 Artenliste

Tab. 14: Artenliste adulter Araneae nach Untersuchungsflächen getrennt, mit Kennzeichnung (*) der nachweisbaren Prädatoren für phyllophage Lepidoptera (Nomenklatur und Reihenfolge nach PLATNICK (2002), deutsche Familiennamen nach PLATEN et. al (2002))
(Häufigkeitsangaben: x = 1, xx = bis 10, xxx = bis 100, xxxx = bis 1000, xxxxx = bis 10.000)

Nr. Araneae - Webspinnen	Untersuchungsgebiet	Latenzgebiet				
	Untersuchungsfläche	Pi L	PiFa I L	PiQu I L	PiFa II L	PiQu II L
Atypidae - Tapezierspinnen (1 Art)						
1	<i>Atypus affinis</i> Eichwald, 1830 *	x	-	x	-	-
Segestriidae - Fischernetzspinnen (1 Art)						
2	<i>Segestria senoculata</i> (Linnaeus, 1758) *	xx	-	-	xx	xx
Dysderidae - Sechsaugenspinnen (1 Art)						
3	<i>Harpactea rubicunda</i> (C. L. Koch, 1838)	-	-	-	x	-
Mimetidae - Spinnenfresser (2 Arten)						
4	<i>Ero aphana</i> (Walckenaer, 1802)	-	-	-	-	-
5	<i>Ero furcata</i> (Villers, 1789)	xx	xx	xx	xx	xx
Theridiidae - Kugelspinnen (16 Arten)						
6	<i>Crustulina guttata</i> (Wider, 1834)	x	xx	xx	-	-
7	<i>Enoplognatha ovata</i> (Clerck, 1757)	xx	-	x	x	-
8	<i>Enoplognatha thoracica</i> (Hahn, 1833)	xx	-	-	-	-
9	<i>Episinus angulatus</i> (Blackwall, 1836)	xx	xxx	xx	x	-
10	<i>Euryopis flavomaculata</i> (C. L. Koch, 1836)	x	xx	xx	-	x
11	<i>Keijia tincta</i> (Walckenaer, 1802) *	xxx	xxx	xxx	xxx	xxx
12	<i>Neottiura bimaculata</i> (Linnaeus, 1767)	xxx	xxx	xx	-	x
13	<i>Paidiscura pallens</i> (Blackwall, 1834)	x	xx	x	xx	xx
14	<i>Pholcomma gibbum</i> (Westring, 1851)	-	x	x	-	-
15	<i>Robertus arundineti</i> (O. P. -Cambridge, 1871)	-	-	-	-	-
16	<i>Robertus lividus</i> (Blackwall, 1836)	xx	xxx	xxx	xx	xx
17	<i>Robertus neglectus</i> (O. P. -Cambridge, 1871)	-	-	x	-	xx
18	<i>Steatoda bipunctata</i> (Linnaeus, 1758)	x	-	xx	-	-
19	<i>Theridion mystaceum</i> L. Koch, 1870 *	xxx	xxx	xxx	xxx	xxx
20	<i>Theridion pinastrum</i> L. Koch, 1872 *	xx	xx	xx	xx	xxx
21	<i>Theridion varians</i> Hahn, 1833 *	-	x	-	x	-
Linyphiidae - Baldachinspinnen (76 Arten)						
22	<i>Abacoproeces saltuum</i> (L. Koch, 1872)	-	-	xx	-	xx
23	<i>Agyneta cauta</i> (O. P.-Cambridge, 1902)	-	x	x	x	x
24	<i>Anguliphantes angulipalpis</i> (Westring, 1851)	xx	x	xxx	xxx	xxx
25	<i>Araeoncus humilis</i> (Blackwall, 1841)	-	xx	xx	-	-
26	<i>Bathypantes approximatus</i> (O. P.-Cambridge, 1871)	-	-	-	x	-
27	<i>Bathypantes gracilis</i> (Blackwall, 1841)	x	-	-	-	x
28	<i>Bathypantes parvulus</i> (Westring, 1851)	xx	xxx	xx	x	-
29	<i>Centromerita concinna</i> (Thorell, 1875)	-	-	-	-	-
30	<i>Centromerus incilium</i> (L. Koch, 1881)	-	-	-	-	-
31	<i>Centromerus pabulator</i> (O. P.-Cambridge, 1875)	xx	xx	xxx	-	x
32	<i>Centromerus serratus</i> (O. P.-Cambridge, 1875)	x	xxx	xxx	xxx	xxx
33	<i>Centromerus sylvaticus</i> (Blackwall, 1841)	xxx	xxx	xxx	xx	xx
34	<i>Ceratinella brevis</i> (Wider, 1834)	xxx	xx	xxx	x	xxx
35	<i>Dicymbium tibiale</i> (Blackwall, 1836)	xx	xxx	-	-	x
36	<i>Diplocephalus picinus</i> (Blackwall, 1841)	-	x	xx	xx	xxx
37	<i>Diplostyla concolor</i> (Wider, 1834)	-	xx	x	-	-
38	<i>Erigone atra</i> Blackwall, 1833	xx	xx	x	xx	xx
39	<i>Erigone dentipalpis</i> (Wider, 1834)	-	x	-	x	-
40	<i>Erigonella hiemalis</i> (Blackwall, 1841)	-	-	x	-	-
41	<i>Evansia merens</i> O. P.-Cambridge, 1900	x	-	-	-	-
42	<i>Floronia bucculenta</i> (Clerck, 1757)	xx	-	-	-	x
43	<i>Gonatium rubens</i> (Blackwall, 1833)	xxx	xx	-	-	-
44	<i>Gongylidiellum latebricola</i> (O. P.-Cambridge, 1871)	xxx	xxx	xx	-	-

Nr.	Gradationsgebiet			Gesamt	Fangmethode			
	Pi G	PiPi G	PiFa I G		BF	BPE	AEK	LEK
1	xxx	xxx	xx	xxx	xxx	xx		
2	xx	-	-	xx	xx	xx	xx	
3	-	-	xx	xx	xx			
4	-	x	-	x		x		
5	x	xx	x	xxx	xxx	xxx		
6	xx	xxx	xxx	xxx	xxx	xx		
7	xx	x	xx	xxx	xx	xx		
8	xxx	xx	x	xxx	xxx	xxx		
9	-	xx	-	xxx	xx	xxx		
10	xxx	xxx	xxx	xxx	xxx	xx		
11	xxx	xxx	-	xxxx		x	xxxx	xxxx
12	xxx	xxx	-	xxxx	xx	xxx		xx
13	x	-	-	xxx				xxx
14	-	x	x	xx	xx	x		x
15	-	x	-	x				x
16	xxx	xx	xxx	xxx	xxx	xxx		
17	-	-	-	xx	x	xx		
18	-	-	-	xx			xx	
19	xx	xx	-	xxxx		x	xxxx	xx
20	xxx	xxx	-	xxx			xx	xxx
21	-	-	-	xx				xx
22	-	xx	xxx	xxx	xxx	x		
23	-	xxx	xxx	xxx	xxx	xx		xx
24	-	xx	-	xxx	xxx	xx		
25	xx	xx	-	xxx		xx		xxx
26	-	-	x	xx	xx			
27	-	-	-	xx	x	x		
28	xx	xx	xx	xxx	xxx	xx		x
29	xx	-	-	xx	xx			
30	xxx	xxx	xx	xxx	xxx	xx		
31	xxx	xx	xx	xxx	xxx	xxx		
32	x	xx	xx	xxx	xxx	xx		
33	xx	xxx	xx	xxxx	xxxx	xxx		
34	xx	xxxx	xxxx	xxxx	xxxx	xxx	xx	xx
35	-	-	-	xxx	xxx	x		
36	x	-	-	xxx	xxx	xx		
37	x	x	-	xx	xx	x		xx
38	xx	x	-	xxx	xx	xx		xx
39	x	-	-	xx	xx			x
40	-	xx	-	xx	xx	xx		
41	-	xx	-	xx	xx			
42	-	-	-	xx	xx	xx		
43	-	-	-	xxx	xx	xxx		
44	xx	xxx	xx	xxx	xxx	xxx		xx

Nr. Araneae - Webspinnen	Untersuchungsgebiet Untersuchungsfläche	Latenzgebiet				
		Pi L	PiFa I L	PiQu I L	PiFa II L	PiQu II L
45	<i>Lepthyphantes pallidus</i> (O.P.-Cambridge, 1871)	-	xxx	xx	xx	xx
46	<i>Linyphia hortensis</i> Sundevall, 1830 *	xx	xx	x	-	xx
47	<i>Linyphia triangularis</i> (Clerck, 1757) *	-	xx	xx	-	-
48	<i>Macrargus rufus</i> (Wider, 1834) *	xx	x	xx	xxx	xxx
49	<i>Mansuphantes mansuetus</i> (Thorell, 1875)	x	xx	xx	x	xx
50	<i>Maro minutus</i> O. P.-Cambridge, 1906	-	xx	xx	xx	xxx
51	<i>Maso sundevalli</i> (Westring, 1851)	xxx	xx	xx	-	xx
52	<i>Mecopisthes silus</i> (O. P.-Cambridge, 1872)	xxx	xx	xxx	-	xx
53	<i>Meioneta rurestris</i> (C. L. Koch, 1836)	xx	xx	xx	xx	xx
54	<i>Meioneta saxatilis</i> (Blackwall, 1844)	xxx	xx	-	-	-
55	<i>Metopobactrus prominulus</i> (O.P.-Cambridge, 1872)	x	-	-	-	-
56	<i>Micrargus herbigradus</i> (Blackwall, 1854)	xxx	xxx	xxx	xx	xx
57	<i>Microlinyphia impigra</i> (O.P.-Cambridge, 1871)	-	x	x	-	-
58	<i>Microlinyphia pusilla</i> (Sundevall, 1830)	xx	x	-	-	-
59	<i>Microneta viaria</i> (Blackwall, 1841)	x	-	xxx	xxxx	xxx
60	<i>Minyriolus pusillus</i> (Wider, 1834)	xx	-	-	-	-
61	<i>Mioxena blanda</i> (Simon, 1884)	-	-	-	-	-
62	<i>Moebelia penicillata</i> (Westring, 1851)	xxx	xxx	xxx	xxx	xxx
63	<i>Nerienne clathrata</i> (Sundevall, 1830)	xxx	xx	xx	-	xx
64	<i>Nerienne peltata</i> (Wider, 1834)	-	-	-	-	x
65	<i>Nerienne radiata</i> (Walckenaer, 1842)	xxx	xxx	xx	-	-
66	<i>Oedothorax apicatus</i> (Blackwall, 1850)	x	x	-	-	-
67	<i>Ostearius melanopygius</i> (O. P.-Cambridge, 1879)	-	x	-	-	-
68	<i>Panamomops menzei</i> Simon, 1926	-	xx	xx	-	xxxx
69	<i>Pelecopsis parallela</i> (Wider, 1834)	-	-	-	-	-
70	<i>Pelecopsis radiculicola</i> (L. Koch, 1872)	xxxx	xxxx	xxxx	xx	xxxx
71	<i>Pocadicnemis pumila</i> (Blackwall, 1841)	xxxx	xxx	xxx	-	x
72	<i>Porrhomma microphthalmum</i> (O. P.-Cambridge, 1871)	xx	xx	x	xx	-
73	<i>Porrhomma pallidum</i> Jackson, 1913	-	-	-	x	-
74	<i>Pseudomaro aenigmaticus</i> Denis, 1966	-	-	-	-	-
75	<i>Saaristoa abnormis</i> (Blackwall, 1841)	-	xx	x	x	-
76	<i>Silometopus reussi</i> (Thorell, 1871)	-	-	-	-	-
77	<i>Stemonyphantes lineatus</i> (Linnaeus, 1758)	x	-	-	-	-
78	<i>Syedra gracilis</i> (Menge, 1869)	xx	-	-	-	-
79	<i>Syedra myrmicarum</i> (Kulczynski, 1898)	xx	-	-	-	-
80	<i>Tapinocyba insecta</i> (L. Koch, 1869)	xxx	xxx	xxx	xxx	xx
81	<i>Tapinocyba praecox</i> (O. P.-Cambridge, 1873)	x	-	-	-	-
82	<i>Tapinopa longidens</i> (Wider, 1834)	xx	xx	xx	-	x
83	<i>Tenuiphantes cristatus</i> (Menge, 1866)	xx	-	-	-	-
84	<i>Tenuiphantes flavipes</i> (Blackwall, 1854)	xxx	xxxx	xxxx	xxxx	xxxx
85	<i>Tenuiphantes menzei</i> (Kulczynski, 1887)	xx	xx	xx	x	-
86	<i>Tenuiphantes tenuis</i> (Blackwall, 1852)	xxx	xx	xxx	x	xx
87	<i>Trematocephalus cristatus</i> (Wider, 1834)	-	x	-	-	-
88	<i>Walckenaeria acuminata</i> Blackwall, 1833	x	xx	xx	xx	-
89	<i>Walckenaeria antica</i> (Wider, 1834)	xx	x	xxx	x	x
90	<i>Walckenaeria atrotibialis</i> (O. P.-Cambridge, 1878)	xxxx	xxxx	xxxx	x	xx
91	<i>Walckenaeria cucullata</i> (C. L. Koch, 1836)	xxxx	xxxx	xxxx	xxx	xxxx
92	<i>Walckenaeria dysderoides</i> (Wider, 1834)	xxx	xx	xxx	xx	-
93	<i>Walckenaeria furcillata</i> (Menge, 1869)	xxx	xxx	xxx	xx	xx
94	<i>Walckenaeria mitrata</i> (Menge, 1869)	-	x	-	x	-

Nr.	Gradationsgebiet			Gesamt	Fangmethode			
	Pi G	PiPi G	PiFa I G		BF	BPE	AEK	LEK
45	x	-	-	xxx	xxx	xxx	x	x
46	xx	x	-	xxx	xx	xxx		
47	x	-	-	xx	x	xx		
48	-	-	-	xxxx	xxx	xxx		
49	xx	xxx	xx	xxx	xxx	xxx		
50	-	xx	-	xxx	xx	xxx		
51	-	xx	-	xxx	xxx	xxx		
52	xx	-	-	xxx	xxx	xx		
53	xx	xx	xx	xxx	xx	xx		xx
54	-	-	-	xxx	xxx			
55	-	-	xx	xx	xx	x		
56	xx	xx	xx	xxxx	xxxx	xxx		
57	-	-	-	xx	xx			
58	x	-	-	xx		xx		x
59	-	-	-	xxxx	xxxx	xxx		
60	xx	xxx	x	xxx	xxx	xx		
61	-	xx	xx	xx	xx	x		x
62	xx	-	-	xxxx		xx	xxxx	xx
63	xx	xx	xx	xxx	xxx	xxx		
64	-	-	-	x	x			
65	xx	xx	xx	xxx	xx	xxx		
66	-	x	xx	xx	xx		x	x
67	-	-	-	x				x
68	-	-	-	xxxx	xxxx	xxx		
69	x	-	-	x				x
70	xxxx	xxxx	xxxx	xxxxx	xxxxx	xxxx		
71	xx	xxx	xxx	xxxx	xxxx	xxx		xx
72	xx	xx	-	xx		xx	x	xx
73	-	-	-	x	x			
74	-	xx	-	xx		xx		
75	-	x	-	xx	xx	xx		
76	-	xx	-	xx	xx			
77	-	-	-	x		x		
78	-	-	-	xx		xx		
79	-	-	-	xx		xx		
80	xxx	xxx	xxx	xxxx	xxxx	xxx		xx
81	x	-	xx	xx	xx	x		
82	-	xxx	-	xxx		xxx		
83	-	-	-	xx	xx			
84	xxx	xxx	xxx	xxxx	xxxx	xxxx		xx
85	x	xx	-	xx	xx	xxx	x	
86	xxx	xxx	xx	xxxx	xxx	xxx		xx
87	-	-	-	x				x
88	-	xx	xx	xxx	xxx	xx		
89	xxx	xxx	xx	xxxx	xxxx	xx		
90	xxx	xxxx	xxx	xxxx	xxxx	xxx		
91	xxxx	xxx	xxx	xxxx	xxxx	xxx		xx
92	xxx	xx	xx	xxxx	xxx	xxx		xx
93	xxx	xxx	xx	xxxx	xxxx	xxx		
94	-	x	-	xx	xx			

Nr. Araneae - Webspinnen	Untersuchungsgebiet Untersuchungsfläche	Latenzgebiet				
		Pi L	PiFa I L	PiQu I L	PiFa II L	PiQu II L
95 <i>Walckenaeria monoceros</i> (Wider, 1834)		-	-	-	-	-
96 <i>Walckenaeria obtusa</i> Blackwall, 1836		-	XX	XX	-	X
Tetragnathidae - Streckerspinnen (4 Arten)						
97 <i>Metellina menzei</i> (Blackwall, 1870) *		XX	XXX	XXX	XX	XX
98 <i>Pachygnatha degeeri</i> Sundevall, 1830 *		X	-	-	X	-
99 <i>Pachygnatha listeri</i> Sundevall, 1830 *		XX	XXX	XXX	X	-
100 <i>Tetragnatha obtusa</i> C. L. Koch, 1837 *		XXX	XXX	XXX	XXX	XXX
Araneidae - Radnetzspinnen (11 Arten)						
101 <i>Araneus angulatus</i> Clerck, 1757 *		-	X	X	X	X
102 <i>Araneus diadematus</i> Clerck, 1757 *		XX	-	-	XX	XX
103 <i>Araneus sturmi</i> (Hahn, 1831) *		XX	XX	XX	XX	XX
104 <i>Araniella cucurbitina</i> (Clerck, 1757) *		-	X	-	-	-
105 <i>Araniella displicata</i> (Hentz, 1847) *		-	-	-	X	-
106 <i>Cercidia prominens</i> (Westring, 1851) *		XX	XX	XX	-	-
107 <i>Cyclosa conica</i> (Pallas, 1772) *		XX	-	X	-	-
108 <i>Hypsosinga sanguinea</i> (C. L. Koch, 1844) *		-	-	-	-	-
109 <i>Mangora acalypha</i> (Walckenaer, 1802) *		-	-	X	-	X
110 <i>Nuctenea umbratica</i> (Clerck, 1757) *		XX	XX	-	X	X
111 <i>Zilla diodia</i> (Walckenaer, 1802) *		X	-	-	-	-
Lycosidae - Wolfsspinnen (9 Arten)						
112 <i>Alopecosa cuneata</i> (Clerck, 1757) *		X	-	-	-	-
113 <i>Alopecosa pulverulenta</i> (Clerck, 1757) *		-	-	X	-	X
114 <i>Alopecosa trabalis</i> (Clerck, 1757) *		-	-	-	-	-
115 <i>Aulonia albidimana</i> (Walckenaer, 1805) *		XXX	XXX	XXX	-	X
116 <i>Pardosa lugubris</i> (Walckenaer, 1802) *		XXX	XXX	XXX	-	XXX
117 <i>Pardosa saltans</i> Töpfer-Hofmann, 2000 *		XX	XXX	X	X	XXX
118 <i>Pirata uliginosus</i> (Thorell, 1856) *		-	-	XX	-	-
119 <i>Trochosa terricola</i> Thorell, 1856 *		XXXX	XXXX	XXXX	XXX	XXX
120 <i>Xerolycosa nemoralis</i> (Westring, 1861) *		-	-	X	-	-
Pisauridae - Raubspinnen (1 Art)						
121 <i>Pisaura mirabilis</i> (Clerck, 1757) *		X	-	-	-	-
Zoridae - Wanderspinnen (2 Arten)						
122 <i>Zora silvestris</i> Kulczynski 1897 *		-	-	-	-	-
123 <i>Zora spinimana</i> (Sundevall, 1833) *		XXX	XXX	XXX	XX	XXX
Agelenidae - Trichternetzspinnen (3 Arten)						
124 <i>Agelena gracilis</i> C. L. Koch, 1841 *		-	-	-	-	-
125 <i>Agelena labyrinthica</i> (Clerck, 1757) *		XX	X	X	-	-
126 <i>Tetrax denticulata</i> (Olivier, 1789) *		-	-	-	-	-
Hahniidae - Bodenspinnen (3 Arten)						
127 <i>Hahnio helveola</i> Simon, 1875		XXX	XX	XXXX	XX	X
128 <i>Hahnio nava</i> (Blackwall, 1841)		-	-	XXX	-	XX
129 <i>Hahnio onidum</i> Simon, 1875		-	X	XX	-	XXX
Dictynidae - Kräuselspinnen (2 Arten)						
130 <i>Cicurina cicur</i> (Fabricius, 1793) *		X	-	XX	-	-
131 <i>Dictyna pusilla</i> Thorell, 1856 *		-	-	-	-	-
Amaurobiidae - Finsterspinnen (2 Arten)						
132 <i>Coelotes terrestris</i> (Wider, 1834) *		XXX	XX	XX	XXX	XXX
133 <i>Eurocoelotes inermis</i> (L. Koch, 1855) *		-	XXX	XXX	XXX	XXX
Anyphaenidae - Zartspinnen (1 Art)						
134 <i>Anyphaena accentuata</i> (Walckenaer, 1802) *		XX	XXX	XXX	XXX	XXX

Nr.	Gradationsgebiet			Gesamt	Fangmethode			
	Pi G	PiPi G	PiFa I G		BF	BPE	AEK	LEK
95	XX	-	-	XX	X	X		
96	XX	-	-	XXX	XXX	XX		
97	X	-	-	XXX		XXX		
98	-	-	-	XX	X	X		
99	-	-	XX	XXX	XXX	XXX		XX
100	XXX	XXXX	-	XXXX	X		XXXX	XXX
101	-	XX	-	XX			XX	
102	X	XX	-	XXX	X		XX	X
103	XX	XX	-	XXX			XX	XXX
104	-	-	-	X		X		
105	-	-	-	X			X	
106	XX	XX	XX	XXX	XX	XXX		
107	-	-	-	XX		X		XX
108	X	-	-	X	X			
109	XX	XX	-	XX		XX		
110	XX	XX	-	XXX			XXX	XX
111	-	-	-	X		X		
112	XX	-	-	XX	XX			
113	XX	XXX	XXX	XXX	XXX			
114	-	XX	-	XX	XX			
115	XXX	XXXX	XXXX	XXXXX	XXXXX	XXX		
116	XXXX	XXXX	XXXX	XXXX	XXXX			
117	-	-	X	XXXX	XXXX			
118	-	-	-	XX	XX			
119	XXXX	XXXX	XXXX	XXXXX	XXXXX	XXX	X	X
120	-	-	-	X	X			
121	X	X	XX	XX	XX			
122	X	XXX	XXX	XXX	XXX	XX		
123	XXX	XXX	XXX	XXX	XXXX	XXX	XX	
124	-	X	-	X	X			
125	XX	XX	XX	XXX	XXX			
126	-	XX	-	XX	X	X		
127	XXX	XXX	XX	XXXX	XXX	XXXX	XXX	X
128	X	-	-	XXX	XXX	XX		
129	-	-	-	XXX	XXX			
130	-	-	-	XX	XX			
131	X	X	-	XX				XX
132	-	-	-	XXXX	XXXX	XX		
133	-	-	X	XXXX	XXXX	XXX		
134	X	X	-	XXXX		XX	XXXX	XXX

Untersuchungsgebiet Untersuchungsfläche	Latenzgebiet				
	Pi L	PiFa I L	PiQu I L	PiFa II L	PiQu II L
Nr. Araneae - Webspinnen					
Liocranidae - Feldspinnen (4Arten)					
135 <i>Agroeca brunnea</i> (Blackwall, 1833) *	xxx	xxx	xxx	xxx	xxx
136 <i>Agroeca cuprea</i> Menge, 1873 *	-	-	-	-	-
137 <i>Agroeca proxima</i> (O. P.-Cambridge, 1871) *	x	-	-	-	-
Clubionidae - Sackspinnen (7Arten)					
138 <i>Clubiona brevipes</i> Blackwall, 1841 *	-	xx	-	xx	xxx
139 <i>Clubiona comta</i> C. L. Koch, 1839 *	xx	xx	x	x	x
140 <i>Clubiona corticalis</i> (Walckenaer, 1802) *	-	-	-	-	-
141 <i>Clubiona leucaspis</i> Simon, 1932 *	xxxx	xxxx	xxxx	xxxx	xxxx
142 <i>Clubiona pallidula</i> (Clerck, 1757) *	-	-	x	xxx	-
143 <i>Clubiona subsultans</i> Thorell, 1875 *	xxx	xx	xxx	xx	xxx
144 <i>Clubiona terrestris</i> Westring, 1851 *	-	xx	xx	xx	xx
Corinnidae – Rindensackspinnen (1 Art)					
145 <i>Phrurolithus festivus</i> (C. L. Koch, 1835) *	xxx	xxx	xxx	-	x
Gnaphosidae - Plattbauchspinnen (16 Arten)					
146 <i>Drassodes pubescens</i> (Thorell, 1856)	-	-	-	-	-
147 <i>Drassyllus praeficus</i> (L. Koch, 1866)	-	-	-	-	-
148 <i>Drassyllus pusillus</i> (C. L. Koch, 1833)	-	-	-	-	-
149 <i>Haplodrassus cognatus</i> (Westring, 1861)	xxx	xxx	xx	-	x
150 <i>Haplodrassus signifer</i> (C. L. Koch, 1839)	-	-	-	-	-
151 <i>Haplodrassus silvestris</i> (Blackwall, 1833)	-	-	x	xx	xx
152 <i>Haplodrassus soerenseni</i> (Strand, 1900)	-	xxx	xxx	x	xxx
153 <i>Haplodrassus umbratilis</i> (L. Koch, 1866)	-	x	x	-	-
154 <i>Micaria subopaca</i> Westring, 1861	-	x	-	xx	xx
155 <i>Zelotes aeneus</i> (Simon, 1878)	-	-	-	-	-
156 <i>Zelotes clivicola</i> (L. Koch, 1870)	xxx	xx	xx	-	x
157 <i>Zelotes electus</i> (C. L. Koch, 1839)	-	-	-	-	-
158 <i>Zelotes erebeus</i> (Thorell, 1871)	-	-	-	-	-
159 <i>Zelotes latreillei</i> (Simon, 1878)	-	-	x	-	-
160 <i>Zelotes petrensis</i> (C. L. Koch, 1839)	x	x	-	-	x
161 <i>Zelotes subterraneus</i> (C. L. Koch, 1833)	xxx	xxx	xxx	-	xx
Philodromidae - Laufspinnen (8 Arten)					
162 <i>Philodromus aureolus</i> (Clerck, 1757) *	xxx	xxx	xxx	xxx	xxx
163 <i>Philodromus cespitum</i> (Walckenaer, 1802) *	xxx	xx	xx	xxx	xx
164 <i>Philodromus collinus</i> C. L. Koch, 1835 *	xx	xx	xx	xxx	xxx
165 <i>Philodromus dispar</i> Walckenaer, 1826 *	-	x	-	-	-
166 <i>Philodromus fuscomarginatus</i> (De Geer, 1778) *	xxx	xxx	xxx	xx	xx
167 <i>Philodromus margaritatus</i> (Clerck, 1757) *	xxx	xxx	xxx	xxx	xxx
168 <i>Thanatus sabulosus</i> (Menge, 1875) *	-	-	-	-	-
169 <i>Tibellus oblongus</i> (Walckenaer, 1802) *	-	-	-	-	-
Thomisidae - Krabbenspinnen (10 Arten)					
170 <i>Coriarachne depressa</i> (C. L. Koch, 1837) *	xxxx	xxxx	xxxx	xxx	xxx
171 <i>Diaea dorsata</i> (Fabricius, 1777) *	-	x	-	-	-
172 <i>Ozyptila atomaria</i> (Panzer, 1801) *	-	-	-	-	-
173 <i>Ozyptila trux</i> (Blackwall, 1846) *	-	-	xx	-	-
174 <i>Xysticus audax</i> (Schränk, 1803) *	xx	xx	xxx	xx	xxx
175 <i>Xysticus cristatus</i> (Clerck, 1757) *	x	-	x	-	x
176 <i>Xysticus erraticus</i> (Blackwall, 1834) *	-	-	-	-	-
177 <i>Xysticus lanio</i> C. L. Koch, 1835 *	x	-	x	xxx	xxx
178 <i>Xysticus luctator</i> C. L. Koch, 1870 *	x	xx	x	-	xx

Nr.	Gradationsgebiet			Gesamt	Fangmethode			
	Pi G	PiPi G	PiFa I G		BF	BPE	AEK	LEK
135	xxx	xxx	xxx	xxxx	xxxx	xxx	x	x
136	x	-	-	x	x			
137	-	xx	xx	xx	xx			
138	-	x	-	xxx		xx	xxx	xxx
139	-	x	xx	xxx	xxx	xx		
140	xxx	xx	xxx	xxx			x	
141	-	xxxx	-	xxxxx		xx	xxxxx	xxx
142	xxxx	xxxx	-	xxxxx		x	xxx	xxx
143	-	-	-	xxx		xx	xxxx	x
144	xx	xxx	-	xxxx	xxx	xx		
145	xxx	xxx	xxx	xxxx	xxxx	xxx		
146	-	x	x	xx	xxx			
147	-	xx	xxx	xxx	x			
148	x	-	-	x	xx			
149	xx	-	-	xxx			xxx	x
150	xx	x	-	xx	xxx	xx		
151	-	x	-	xx	xx	x		
152	xxx	xxx	xxx	xxxx	xxxx	xx		
153	xxx	xxx	xxx	xxxx	xxxx	x		
154	-	-	-	xx			xx	x
155	-	-	x	x	x			
156	xxx	xxx	xxx	xxxx	xxxx	xx		
157	xx	-	-	xx	xx			
158	x	xx	xx	xx	xx			
159	xx	xx	xx	xx	xx	x		
160	xx	xx	xx	xxx	xxx			
161	xxx	xxx	xxx	xxxx	xxxx	xx		
162	xxx	xxx	-	xxxx	xx	x	xxxx	xxx
163	xxx	xx	-	xxx			xxx	
164	xx	xx	-	xxx	xx		xxx	xxx
165	-	x	-	xx	x	x		
166	xxx	xxx	-	xxxx	x	x	xxx	xxx
167	xxx	xxx	-	xxxx	xx		xxxx	xx
168	-	x	xx	xx	xx			
169	x	-	xx	xx	xx			
170	xxx	xxx	x	xxxx	x	xxx	xxxx	xxx
171	-	-	-	x	x			
172	x	-	-	x	x			
173	-	-	-	xx	xx	xx		
174	xxx	xxx	x	xxxx	xx		xxx	xx
175	xx	xx	-	xxx	xx	xx	x	x
176	xx	xx	xxx	xxx	xxx			
177	-	xx	-	xxx			xxx	xx
178	-	x	-	xxx	xxx			

Nr. Araneae - Webspinnen	Untersuchungsgebiet Untersuchungsfläche	Latenzgebiet				
		Pi L	PiFa I L	PiQu I L	PiFa II L	PiQu II L
179 <i>Xysticus luctuosus</i> (Blackwall, 1836) *		x	xx	x	-	-
Salticidae - Springspinnen (10 Arten)						
180 <i>Ballus chalybeius</i> (Walckenaer, 1802)		-	x	-	-	x
181 <i>Dendryphantus hastatus</i> (Clerck, 1757) *		-	-	-	-	x
182 <i>Dendryphantus rudis</i> (Sundevall, 1833) *		x	x	-	xx	xx
183 <i>Euophrys frontalis</i> (Walckenaer, 1802)		xxx	xxx	xxx	-	xxx
184 <i>Evarcha falcata</i> (Clerck, 1757) *		xxx	xxx	xx	x	-
185 <i>Marpissa muscosa</i> (Clerck, 1757) *		xx	-	-	-	x
186 <i>Neon reticulatus</i> (Blackwall, 1853)		xx	xx	xxx	xx	xx
187 <i>Pseudeuophrys erratica</i> (Walckenaer, 1826)		x	xx	x	-	xx
188 <i>Salicicus zebraneus</i> (C. L. Koch, 1837) *		xxx	xxx	xxx	xxx	xxxx
189 <i>Sibianor aurocinctus</i> (Ohlert, 1865)		-	x	-	-	-
	Individuenzahl	3036	3322	3214	1455	2275
	Artenzahl	114	116	117	82	98

4.2.3 Rote Liste Arten

Tab. 15: Individuenzahlen von Spinnenarten der bundesdeutschen (BRD) und sächsischen (SAX) Roten Liste (Gefährdungskategorien: 2- stark gefährdet, 3- gefährdet, 4- potenziell gefährdet, G- Gefährdung anzunehmen), (Angaben zum Gefährdungsgrad einheimischer Araneae nach HIEBSCH & TOLKE 1996, BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ 1998)
(Häufigkeitsangaben: x = 1, xx = bis 10, xxx = bis 100, xxxx = bis 1000, xxxxx = bis 10.000)

Nr.	Araneae - Webspinnen	Rote Liste		Latenzgebiet				
		BRD	SAX	Pi L	PiFa I L	PiQu I L	PiFa II L	PiQu II L
Atypidae								
1	<i>Atypus affinis</i> Eichwald, 1830	3	3	x		x		
Linyphiidae								
2	<i>Maro minutus</i> O.P. Cambridge, 1906	3	3		xx	xx	xx	xxx
3	<i>Microlinyphia impigra</i> (O.P. Cambridge, 1871)	3	3		x	x		
4	<i>Neriene peltata</i> (Wider, 1834)		4					x
5	<i>Pseudomaro aenigmaticus</i> Denis, 1966	3						
6	<i>Syedra gracilis</i> (Menge, 1869)	G		xx				
7	<i>Syedra myrmicarum</i> (Kulczynski, 1898)	G		xx				
8	<i>Tapinocyba praecox</i> (O.P. Cambridge, 1873)		4	x				
9	<i>Walckenaeria mitrata</i> (Menge, 1869)	G			x		x	
10	<i>Walckenaeria monoceros</i> (Wider, 1834)	G	4					
Araneidae								
11	<i>Araneus angulatus</i> Clerck, 1757	3	3		x	x	x	x
12	<i>Araniella displicata</i> (Hentz, 1847)	3	3				x	
13	<i>Hyssosinga sanguinea</i> (C.L. Koch, 1844)	3	3					
Lycosidae								
14	<i>Alopecosa trabalis</i> (Clerck, 1757)		4					
15	<i>Pirata uliginosus</i> (Thorell, 1856)		3			xx		
Zoridae								
16	<i>Zora silvestris</i> Kulczynski, 1897	3	3					
Hahniidae								
17	<i>Hahnia nava</i> (Blackwall, 1841)		4			xxx		xx

Nr.	Gradationsgebiet			Gesamt	Fangmethode			
	Pi G	PiPi G	PiFa I G		BF	BPE	AEK	LEK
179	-	-	XX	XX	XX	X		
180	-	-	-	XX			X	X
181	-	-	-	X	X	XX		
182	XX	X	-	XXX			X	
183	XXX	XXX	XXX	XXXX		X	XX	XX
184	XXX	XXX	XXX	XXX	XX	XX		
185	XXX	-	-	XXX	XXXX	XXXX		
186	XX	XXX	XX	XXX	XXX	XXX		X
187	XX	-	-	XXX		XX	XXX	X
188	XXX	XXX	-	XXXX	XXX	XXX	XX	
189	-	XX	X	XX	X	XX	XXXX	XXX
	2519	3186	3232	22239	14877	2429	4096	837
	111	120	79	189	146	123	44	62

Nr.	Gradationsgebiet			Gesamt
	Pi G	PiPi G	PiFa I G	
1	xxx	xxx	xx	xxx
2		xx		xxx
3				xx
4				x
5		xx		xx
6				xx
7				xx
8	x		xx	xx
9		x		xx
10	xx			xx
11		xx		xx
12				x
13	x			x
14		xx		xx
15				xx
16	x	xxx	xxx	xxx
17	x			xxx

Nr. Araneae - Webspinnen	Rote Liste		Latenzgebiet					
	BRD	SAX	Pi L	PiFa I L	PiQu I L	PiFa II L	PiQu II L	
Liocranidae								
18 <i>Agroeca cuprea</i> Menge, 1873	3	3						
Clubionidae								
19 <i>Clubiona leucaspis</i> Simon, 1932	G		xxxx	xxxx	xxxx	xxxx	xxxx	
Gnaphosidae								
20 <i>Drassyllus praeficus</i> (C.L. Koch, 1866)		3						
21 <i>Haplodrassus cognatus</i> (Westring, 1861)	G		xxx	xxx	xx		x	
22 <i>Micaria subopaca</i> Westring, 1861		3		x		xx	xx	
23 <i>Zelotes aeneus</i> (Simon, 1878)	3	3						
24 <i>Zelotes electus</i> (C.L. Koch, 1839)		3						
25 <i>Zelotes erebeus</i> (Thorell, 1871)	3	3						
Philodromidae								
26 <i>Thanatus sabulosus</i> (Menge, 1875)	3	3						
Thomisidae								
27 <i>Xysticus luctator</i> C.L. Koch, 1870	3	3	x	xx	x		xx	
28 <i>Xysticus luctuosus</i> (Blackwall, 1836)	3	3	x	xx	x			
Salticidae								
29 <i>Dendryphantes hastatus</i> (Clerck, 1757)	G	4					x	
30 <i>Dendryphantes rudis</i> (Sundevall, 1833)		4	x	x		xx	xx	
Individuenzahl			204	273	246	184	237	
Artenzahl	21	24	9	10	10	7	10	

Nr.	Gradationsgebiet			Gesamt
	Pi G	PiPi G	PiFa I G	
18	x			x
19	xxxx	xxxx		xxxxx
20	x			x
21	xx	x		xxx
22				xx
23			x	x
24	xx			xx
25	x	xx	xx	xx
26		x	xx	xx
27		x		xxx
28			xx	xx
29				x
30	xx	x		xxx
	245	224	76	1689
	13	13	7	30

4.2.4 Exklusive Arten

Tab. 16: Artenspektrum der Webspinnen auf den Versuchsflächen aufgetrennt nach Fangmethoden (BF: Bodenfallen, BPE: Bodenphotoelektoren, AEK: Asteklektoren, LEK: Lufteklektoren), Nomenklatur und Reihenfolge nach PLATNICK (2002)

Familie	Art	BF	BPE	AEK	LEK
Dysderidae	<i>Harpactea rubicunda</i> (C.L. Koch, 1838)	•			
Mimetidae	<i>Ero apha</i> (Walckenaer, 1802)		•		
Theridiidae	<i>Paidiscura pallens</i> (Blackwall, 1834)				•
	<i>Robertus arundineti</i> (O.P. –Cambridge, 1871)				•
	<i>Steatoda bipunctata</i> (Linnaeus, 1758)			•	
	<i>Theridion varians</i> Hahn, 1833				•
Linyphiidae	<i>Bathypantes approximatus</i> (O.P. –Cambridge, 1871)	•			
	<i>Centromerita concinna</i> (Thorell, 1875)	•			
	<i>Evansia merens</i> O.P. –Cambridge, 1900	•			
	<i>Tenuiphantes cristatus</i> (Menge, 1866)	•			
	<i>Meioneta saxatilis</i> (Blackwall, 1844)	•			
	<i>Microlinyphia impigra</i> (O.P. –Cambridge, 1871)	•			
	<i>Nerienne peltata</i> (Wider, 1834)	•			
	<i>Ostearius melanopygius</i> (O.P. –Cambridge, 1879)				•
	<i>Pelecopsis parallela</i> (Wider, 1834)				•
	<i>Porrhomma pallidum</i> Jackson, 1913	•			
	<i>Pseudomaro aenigmaticus</i> Denis, 1966		•		
	<i>Silometopus reussi</i> (Thorell, 1871)	•			
	<i>Stemonyphantes lineatus</i> (Linnaeus, 1758)		•		
	<i>Syedra gracilis</i> (Menge, 1869)		•		
	<i>Syedra myrmicarum</i> (Kulczynski, 1898)		•		
	<i>Tapinopa longidens</i> (Wider, 1834)		•		
	<i>Trematocephalus cristatus</i> (Wider, 1834)				•
	<i>Walckenaeria mitrata</i> (Menge, 1869)	•			
Tetragnathidae	<i>Metellina mendei</i> (Blackwall, 1870)		•		
Araneidae	<i>Araniella cucurbitina</i> (Clerck, 1757)		•		
	<i>Araniella displicata</i> (Hentz, 1847)			•	
	<i>Hypsosinga sanguinea</i> (C.L. Koch, 1844)	•			
	<i>Mangora acalypha</i> (Walckenaer, 1802)		•		
	<i>Zilla diodia</i> (Walckenaer, 1802)		•		
	<i>Araneus angulatus</i> Clerck, 1757			•	
Lycosidae	<i>Alopecosa cuneata</i> (Clerck, 1757)	•			
	<i>Alopecosa pulverulenta</i> (Clerck, 1757)	•			
	<i>Alopecosa trabalis</i> (Clerck, 1757)	•			
	<i>Pardosa lugubris</i> (Walckenaer, 1802)	•			
	<i>Pardosa saltans</i> Töpfer-Hofmann, 2000	•			
	<i>Pirata uliginosus</i> (Thorell, 1856)	•			
	<i>Xerolycosa nemoralis</i> (Westring, 1861)	•			
Pisauridae	<i>Pisaura mirabilis</i> (Clerck, 1757)	•			
Agelenidae	<i>Agelena gracilens</i> C.L. Koch, 1841	•			
	<i>Agelena labyrinthica</i> (Clerck, 1757)	•			
Hahniidae	<i>Hahnina ononidum</i> Simon, 1875	•			
Dictynidae	<i>Cicurina cicur</i> (Fabricius, 1793)	•			
	<i>Dictyna pusilla</i> Thorell, 1856				•
Liocranidae	<i>Agroeca cuprea</i> Menge, 1873	•			
	<i>Agroeca proxima</i> (O.P. –Cambridge, 1871)	•			
Clubionidae	<i>Clubiona corticalis</i> (Walckenaer, 1802)			•	
Gnaphosidae	<i>Drassodes pubescens</i> (Thorell, 1856)	•			
	<i>Drassyllus praeficus</i> (C.L. Koch, 1866)	•			
	<i>Drassyllus pusillus</i> (C.L. Koch, 1833)	•			
	<i>Zelotes aeneus</i> (Simon, 1878)	•			
	<i>Zelotes electus</i> (C.L. Koch, 1839)	•			
	<i>Zelotes erebeus</i> (Thorell, 1871)	•			
	<i>Zelotes petrensis</i> (C.L. Koch, 1839)	•			

Familie	Art	BF	BPE	AEK	LEK
Philodromidae	<i>Philodromus cespitum</i> (Walckenaer, 1802)			•	
	<i>Thanatus sabulosus</i> (Menge, 1875)	•			
	<i>Tibellus oblongus</i> (Walckenaer, 1802)	•			
Thomisidae	<i>Diaea dorsata</i> (Fabricius, 1777)	•			
	<i>Ozyptila atomaria</i> (Panzer, 1801)	•			
	<i>Xysticus erraticus</i> (Blackwall, 1834)	•			
	<i>Xysticus luctator</i> C.L. Koch, 1870	•			
Salticidae	<i>Dendryphantes hastatus</i> (Clerck, 1757)			•	

4.3 AUSWIRKUNGEN VERSCHIEDENER WALDUMBAUMAßNAHMEN AUF DIE STRUKTUR DER EPIGÄISCHEN WEBSPINNENZÖNOSE

4.3.1 Fänge mit Bodenfallen

Zwischen April und November 2000 und 2001 wurden in Reinbeständen und Umbaustadien der Gemeinen Kiefer mit Laubbaumarten (*Fagus sylvatica*, *Quercus petraea*) auf der Bodenoberfläche insgesamt 21.508 Webspinnen (Juvenilenanteil: 30,8%) aus 147 Arten und 21 Familien erfasst. 7.227 Individuen aus 114 Arten und 21 Familien fingen sich im Gradationsgebiet, 7.650 Individuen aus 115 Arten und 21 Familien fingen sich im Latenzgebiet.

4.3.1.1 Aktivitätsdichte

Deutliche Effekte des Waldumbaus zeigten sich in der flächenspezifischen Ausprägung der Aktivitätsdichte epigäischer Webspinnen. Sowohl der Laubholzvoranbau als auch die Tolerierung der natürlichen Kiefernverjüngung beeinflussten die epigäische Webspinnenzönose.

Im Gradationsgebiet stiegen mit zunehmender Strukturierung der Kiefernbestände die Fangzahlen (2000 - Pi G: $n=1.407$, PiPi G: $n=1.700$, PiFa I G: $n=2.657$). Im Vergleich zur Referenzfläche, dem einschichtigen Kiefernreinbestand (Pi G), führte nur die Einbringung von Rotbuche (PiFa I G) in beiden Untersuchungsjahren zu einer signifikanten Erhöhung der Aktivitätsdichte (2000: $p \leq 0,001$, 2001: $p \leq 0,05$). Die Erhöhung der Fangzahlen im Kiefernbestand mit natürlicher Verjüngung (PiPi G) ließ sich statistisch nicht absichern (Abb. 23 A, B).

Im Latenzgebiet manifestierten sich Effekte der Einbringung von Laubbaumarten erst in den ältesten Umbaustadien (PiFa II L, PiQu II L) (Abb. 23 A, B, s. Anhang Tab. 4). In beiden Untersuchungsjahren war die Aktivitätsdichte der Araneae hier deutlich geringer als im Kiefernreinbestand (Pi L) und den jungen Umbaustadien (PiFa I L, PiQu I L). Statistisch signifikant waren die Auswirkungen für die Laubbaumart Rotbuche in beiden Jahren (PiFa II L: $p \leq 0,001$), für die Traubeneiche nur in 2000 (PiQu II L: $p \leq 0,001$).

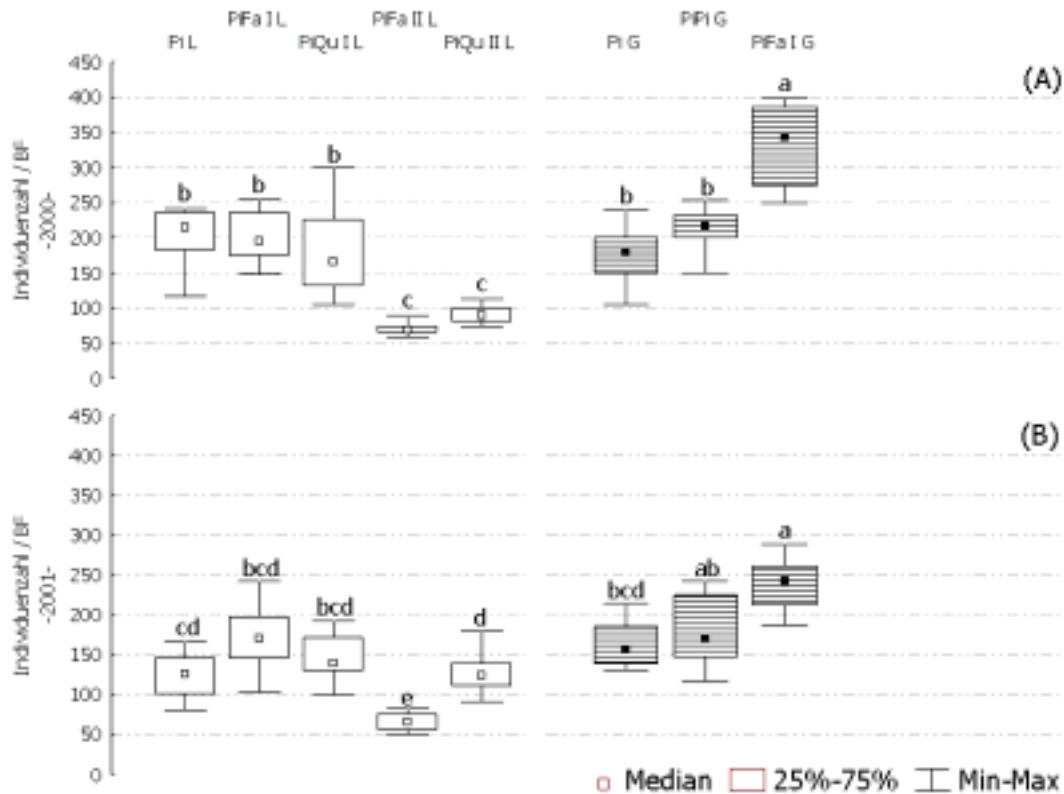


Abb. 23: Aktivitätsdichte der Araneae nach Fängen mit BF in 2000 (A) und 2001 (B) im Latenz- und Gradationsgebiet (Signifikanzen s. Anhang Tab. 4)

»Aktivitätsdynamik«

Die im Vergleich zur Referenzfläche (Pi L) geringeren (Latenzgebiet) bzw. (Pi G) höheren (Gradationsgebiet) Aktivitätsdichten der Araneae, beruhten im Wesentlichen auf Unterschieden in den Fangzahlen während der Frühlings- und Sommermonate (Abb. 24). So blieb im Latenzgebiet der für die Referenzfläche (Pi L) und die jungen Voranbauten (PiFa I L, PiQu I L) typische, sprunghafte Anstieg der Fangzahlen in den Frühjahrsmonaten (April/ Mai) auf den ältesten Voranbauflächen (PiFa II L, PiQu II L) aus. Auch während der Sommermonate war die Aktivitätsdichte epigäischer Webspinnen auf den älteren Voranbauten deutlich geringer als in Pi L, PiFa I L und PiQu I L. Erst ab September stimmten die Fangzahlen auf allen Versuchsflächen des Latenzgebietes weitgehend überein (Abb. 24).

Von Mai bis August 2000, 2001 wurden hauptsächlich für PiFa II L signifikante Unterschiede nachgewiesen. Im Vergleich zum Kiefernreinbestand (Pi L) und den jüngsten Voranbauten (PiFa I L, PiQu I L) manifestierten sich diese in einer Verringerung der Aktivitätsdichte (s. Anhang Tab. 5).

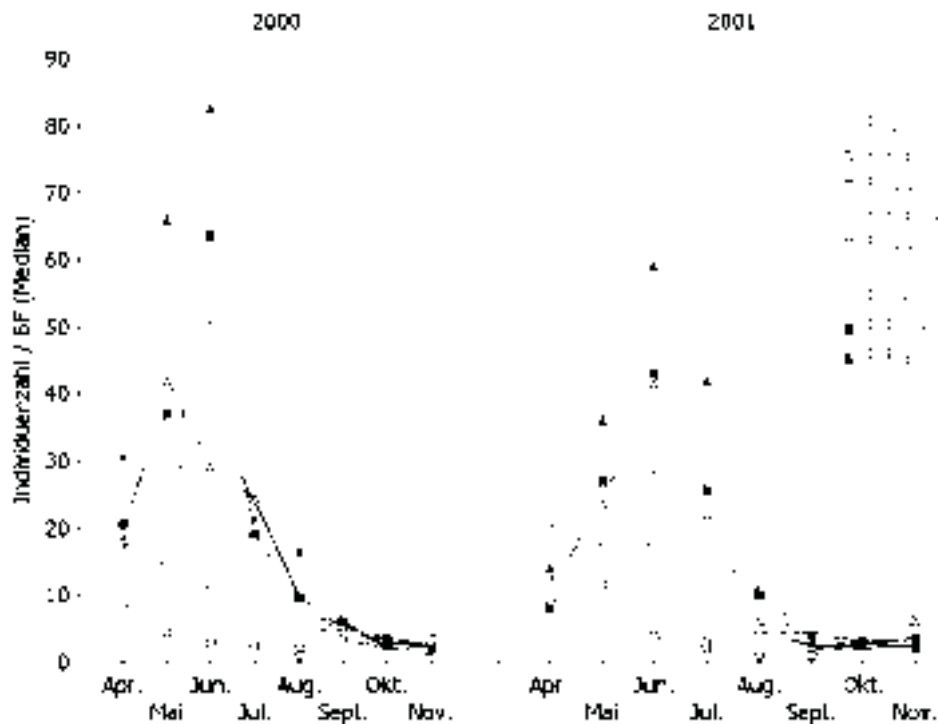


Abb. 24: Phänologie aller adulten Araneae auf den einzelnen Flächen von Latenz- und Gradationsgebiet (nach Fängen mit BF in 2000, 2001, Signifikanzen s. Anhang Tab. 5)

»Dominanzstruktur«

Die Dominanzstruktur der Spinnengemeinschaft auf Familienniveau, variierte in Abhängigkeit von der Zugehörigkeit der Versuchsflächen zum Gradations- oder Latenzgebiet und zeigte darüber hinaus deutliche Einflüsse der Bestandesstrukturierung und der Baumartenmischung (Tab. 17, Abb. 25). Neben der hohen Fangzahl (2000: $n = 1.848$) wurden auch die meisten Familien (2000: $n = 18$) auf dem jungen Voranbau (PiFa I G) im Gradationsgebiet ermittelt (Tab. 17). Im Latenzgebiet war die Fangzahl sowie die Anzahl ermittelter Familien besonders auf PiQu II L deutlich geringer (2000: $n = 13$).

Nach Bodenfallenfängen (2000, 2001) dominierten im Latenzgebiet die Linyphiidae (Dominanzanteil 2000: 39% - 68%) auf allen Untersuchungsflächen (Tab. 17). Während sich die jungen Laubholzvoranbauten kaum vom Kiefernreinbestand unterschieden, sank der Anteil der Linyphiidae am Individuenspektrum der Araneae mit dem Einwachsen der Laubbäume in die Kronenregion der überschirmenden Baumart Kiefer signifikant ab (PiFa II L, PiQu II L: $p \leq 0,001$) (Abb. 25, s. Anhang Tab. 6a). In den älteren Voranbauten erreichten die Amaurobiidae vergleichsweise hohe Dominanzpositionen (2000 - PiFa II L: 28%, PiQu II L: 16%, Pi L, PiQu I L: $p \leq 0,001$, PiFa I L: $p \leq 0,05$).

Signifikante Unterschiede zwischen den Laubholzarten (*Fagus sylvatica*, *Quercus petraea*) existierten nicht.

Im Gradationsgebiet dominierten die Linyphiidae – wenn auch mit wesentlich geringeren Anteilen im Vergleich zum Latenzgebiet – nur auf der Referenzfläche Pi G. Im Kiefernreinbestand mit natürlicher Verjüngung (PiPi G) und dem Voranbau mit Rotbuche (PiFa I G), stellten die Lycosidae über 50% aller epigäischen Araneae nach Fängen mit Bodenfallen. Beide Flächen unterschieden sich signifikant ($p \leq 0,001$) von der Referenzfläche (Pi G). Auch die Gnaphosidae traten im Gradationsgebiet, insbesondere auf Pi G (2000: 15%) und PiFa I G (2000: 13%) mit vergleichsweise hohen Anteilen an der Dominanzstruktur auf.

Mit deutlich geringeren Dominanzanteilen waren Liocranidae, Salticidae, Theridiidae und Zoridae auf allen Versuchsflächen vertreten.

Tab. 17: Ökologische Kenngrößen (Individuenzahlen, Dominanz) der Araneaezönose auf Familienniveau (nach Fängen mit BF im Untersuchungsjahr 2000)

	Pi L	PiFa I L	PiQu I L	PiFa II L	PiQu II L	Pi G	PiPi G	PiFa I G
	Ind. D[%]	Ind. D[%]	Ind. D[%]	Ind. D[%]	Ind. D[%]	Ind. D[%]	Ind. D[%]	Ind. D[%]
Individuenzahl	1132	1090	1069	296	520	880	1278	1848
Familienzahl	16	13	17	15	13	15	15	18
Araneae								
Amaurobiidae	8 [0,7]	35 [3,2]	14 [1,3]	83 [28,0]	83 [16,0]	-	-	1 [0,05]
Gnaphosidae	64 [5,7]	51 [4,7]	37 [3,5]	3 [1,0]	27 [5,2]	131 [14,9]	67 [5,2]	232 [12,6]
Linyphiidae	786 [69,4]	677 [62,1]	745 [69,7]	159 [53,7]	238 [45,8]	344 [39,1]	259 [20,3]	458 [24,8]
Liocranidae	18 [1,6]	18 [1,7]	14 [1,3]	23 [7,8]	12 [2,3]	30 [3,4]	42 [3,3]	40 [2,2]
Lycosidae	217 [19,2]	222 [20,4]	133 [12,4]	12 [4,1]	103 [19,8]	245 [27,8]	740 [57,9]	952 [51,5]
Salticidae	15 [1,3]	21 [1,9]	35 [3,3]	2 [0,7]	5 [1,0]	44 [5,0]	41 [3,2]	42 [2,3]
Theridiidae	5 [0,4]	7 [0,6]	10 [0,9]	1 [0,3]	-	44 [5,0]	32 [2,5]	34 [1,8]
Zoridae	5 [0,4]	21 [1,9]	17 [1,6]	2 [0,7]	4 [0,8]	14 [1,6]	46 [3,6]	59 [3,2]
Sonstige (n=13)	14 [1,2]	38 [3,5]	64 [6,0]	11 [3,7]	48 [9,2]	28 [3,2]	51 [4,0]	30 [1,6]

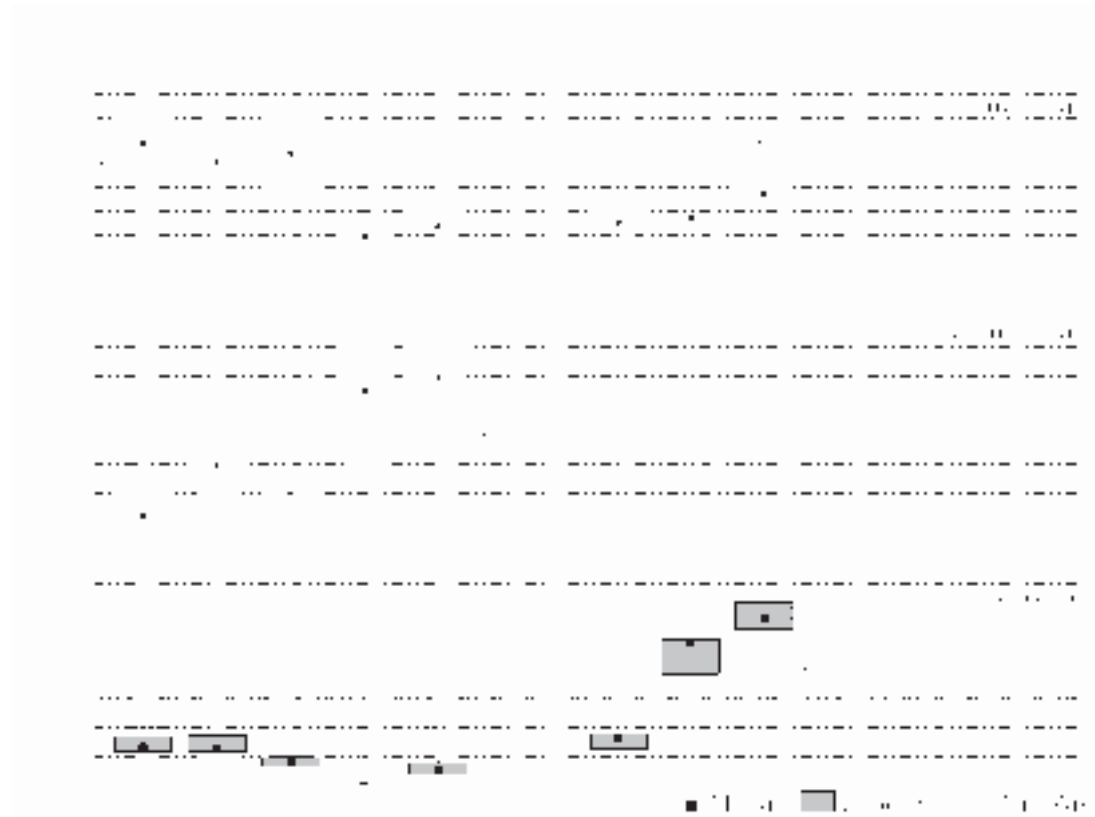


Abb. 25: Aktivitätsdichte ausgewählter Familien dominanter, adulter Araneae: Linyphiidae, Amaurobiidae, Lycosidae (nach Fängen mit BF im Untersuchungsjahr 2000, Signifikanzen s. Anhang Tab. 6 a, b)

4.3.1.2 Aktivitätsbiomasse

Der Waldumbau von einschichtigen Kiefernmonokulturen beeinflusste die Aktivitätsbiomasse insbesondere im Gradationsgebiet. Hier führte eine stärkere Strukturierung der Bestände durch die natürliche Kiefernverjüngung oder den Voranbau mit Rotbuche zu einer Erhöhung der Aktivitätsbiomasse (Abb. 26, s. Anhang Tab. 7). Auf der Kiefernfläche mit Buchenvoranbau (PiFa I G) wurden in beiden Untersuchungsjahren – im Vergleich aller Versuchsflächen – die höchsten Werte erfasst (Abb. 26 A, B). Die Unterschiede (2000: $p \leq 0,001$, 2001: $p \leq 0,05$) zwischen PiFa I G und dem Referenzbestand (Pi G) waren in beiden Untersuchungsjahren signifikant, die Unterschiede zwischen PiPi G und Pi G ($p \leq 0,05$) nur in 2000.

Für das Latenzgebiet waren die Auswirkungen des Waldumbaus auf die Aktivitätsbiomasse der Araneae weniger evident (Abb. 26 A, B). Die höchste Aktivitätsbiomasse wurde in 2000 im Referenzbestand (Pi L) ermittelt. Mit zunehmender Bestandesstrukturierung nahmen die Werte teilweise signifikant (2000 - PiFa II L: $p \leq 0,001$) ab

(Abb. 26 A) und erreichten auf dem ältesten Buchenvoranbau (PiFa II L) die geringsten Aktivitätsbiomassewerte.

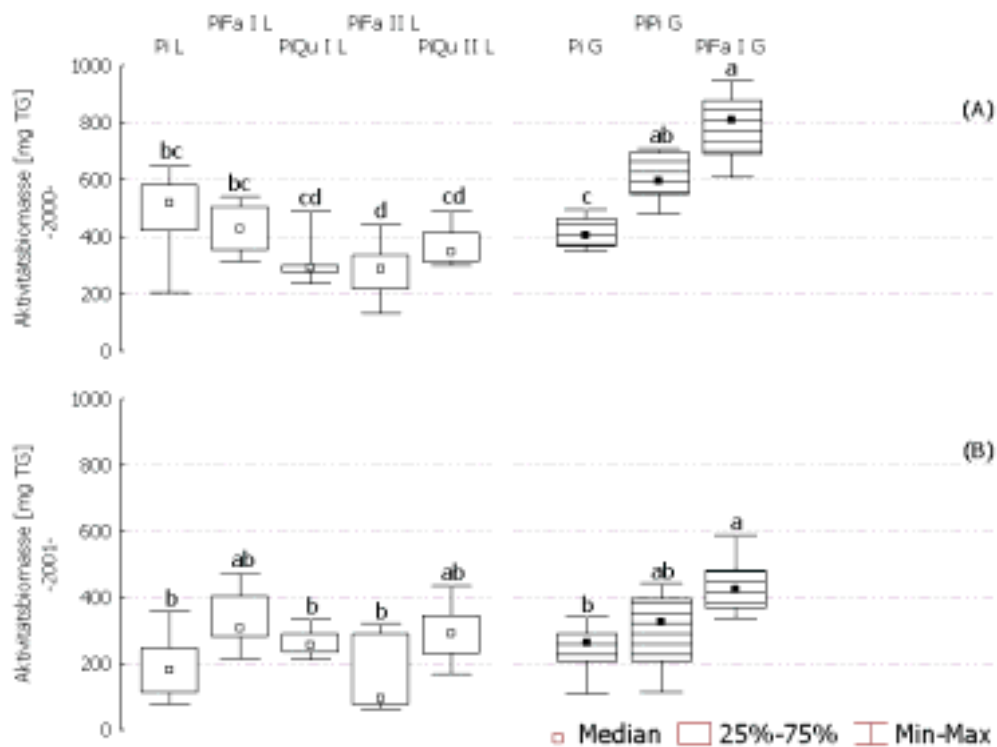


Abb. 26: Aktivitätsbiomasse der Araneae nach Fängen mit BF in 2000 (A) und 2001 (B) im Latenz- und Gradationsgebiet (Signifikanzen s. Anhang Tab. 7)

»Aktivitätsdynamik«

Die Aufschlüsselung nach Fangperioden in 2000/ 2001 dokumentierte für die ältesten Voranbauflächen (PiFa II L, PiQu II L) eine Verschiebung der Aktivitätsbiomasse-maxima in den Frühherbst (Abb. 27). Auf allen anderen Flächen im Latenz- und Gradationsgebiet erreichten dagegen die Webspinnen ihre höchste Aktivitätsbiomasse zwischen April und Juni. Statistische Verfahren bestätigten teilweise signifikante Unterschiede zwischen den Waldbeständen (s. Anhang Tab. 8).

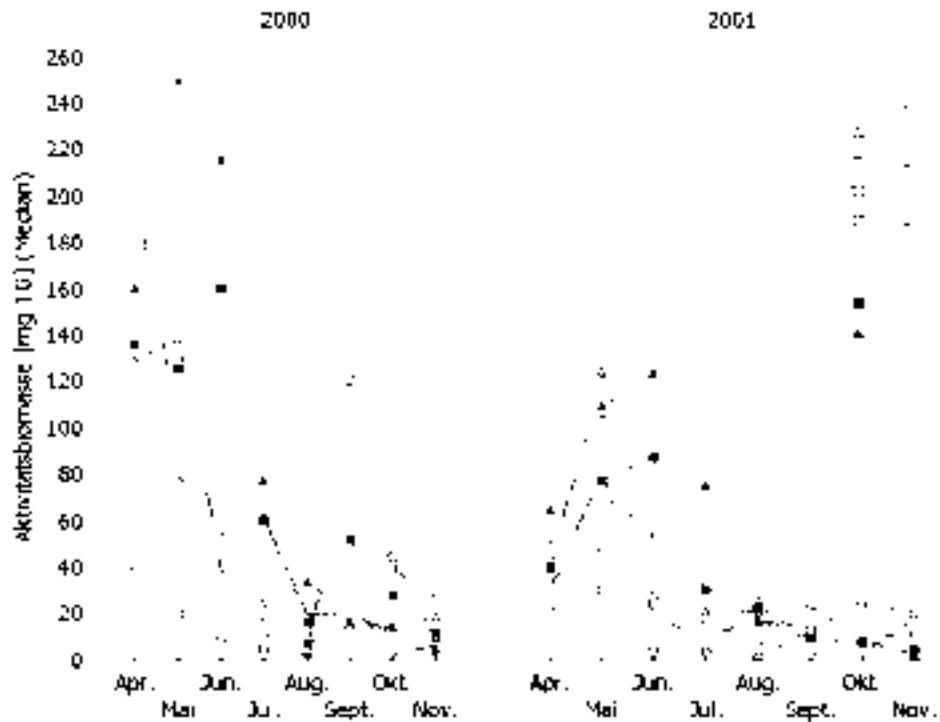


Abb. 27: Dynamik der Aktivitätsbiomasse aller adulten Araneae auf den einzelnen Flächen von Latenz- und Gradationsgebiet (Aktivitätsbiomasse nach Fängen mit BF in 2000, 2001, Signifikanzen s. Anhang Tab. 8)

»Dominanzstruktur«

Aufgeschlüsselt nach Familien (s. Anhang Tab. 9, Abb. 28) erreichten im Kontrast zur Individuenzahl die Lycosidae auf fast allen Waldflächen (Dominanzanteil 2000: 54% - 69%) die höchsten Anteile an der Aktivitätsbiomasse in 2000, 2001 (Tab. 18). Lediglich auf den ältesten Voranbauflächen (PiFa II L: 78%, PiQu II L: 53%) im Latenzgebiet überwogen die Amaurobiidae. Mit geringen Dominanzanteilen waren Gnaphosidae, Liocranidae und Salticidae vertreten.

Im Gradationsgebiet nahm die Aktivitätsbiomasse der Lycosidae und ihr Anteil an der Gesamtaktivitätsbiomasse mit Erhöhung der Bestandesstrukturierung signifikant zu (2000 - PiPi G: $p \leq 0,01$, PiFa I G: $p \leq 0,001$) (Abb. 28, s. Anhang Tab. 9).

Im Latenzgebiet waren die Effekte gegenläufig. Hier verringerte sich die Aktivitätsbiomasse der Lycosidae vom Referenzbestand (Pi L) zu den ältesten Voranbauflächen (2000 - PiFa II L: $p \leq 0,001$) teilweise signifikant, verbunden mit einem Anstieg der Aktivitätsbiomasse der Amaurobiidae (2000 - Pi L, PiQu I L: $p \leq 0,05$, PiFa I L: $p \leq 0,01$).

Tab. 18: Ökologische Kenngrößen (Aktivitätsbiomasse, Dominanz) der Araneaezönose auf Familienniveau (nach Fängen mit BF im Untersuchungsjahr 2000)

	Pi L	PiFa I L	PiQu I L	PiFa II L	PiQu II L	Pi G	PiPi G	PiFa I G
	A _B [mg TG]	A _B [mg TG]	A _B [mg TG]	A _B [mg TG]	A _B [mg TG]	A _B [mg TG]	A _B [mg TG]	A _B [mg TG]
	D[%]	D[%]	D[%]	D[%]	D[%]	D[%]	D[%]	D[%]
Araneae	3892,1	3419,8	2463,9	2263,6	2935,5	3318,7	4829,4	6313,2
Amaurobiidae	192,6 [4,9]	508,4 [14,9]	219,2 [8,9]	1758,6 [77,7]	1569,8 [53,5]	-	-	13,4 [0,2]
Atypidae	10,5 [0,3]	-	10,5 [0,4]	-	-	126,6 [3,8]	348,0 [7,1]	63,3 [1,0]
Gnaphosidae	363,9 [9,3]	252,0 [7,4]	218,9 [8,9]	19,7 [0,9]	120,7 [4,1]	792,6 [23,9]	369,5 [7,6]	1315,8 [20,8]
Linyphiidae	298,5 [7,7]	313,1 [9,2]	262,4 [10,6]	130,9 [5,8]	139,9 [4,8]	123,4 [3,7]	131,8 [2,7]	193,0 [3,1]
Liocranidae	102,1 [2,6]	56,0 [1,6]	83,1 [3,4]	154,7 [6,8]	71,1 [2,4]	87,1 [2,6]	184,4 [3,8]	186,6 [3,0]
Lycosidae	2666,5 [68,5]	2037,7 [59,6]	1355,0 [55,0]	120,2 [5,3]	907,0 [30,9]	1795,5 [54,1]	3379,2 [69,4]	3990,7 [63,2]
Salticidae	44,7 [1,1]	57,4 [1,7]	93,2 [3,8]	2,1 [0,1]	11,2 [0,4]	126,4 [3,8]	119,0 [2,4]	118,3 [1,9]
Zoridae	18,6 [0,5]	66,0 [1,9]	50,2 [2,0]	5,6 [0,2]	15,8 [0,5]	45,1 [1,4]	132,2 [2,7]	182,5 [2,9]
Sonstige (n=13)	195,0 [5,0]	129,1 [3,8]	171,4 [7,0]	71,3 [3,2]	101,0 [3,4]	223,8 [6,7]	203,7 [4,2]	249,0 [3,9]

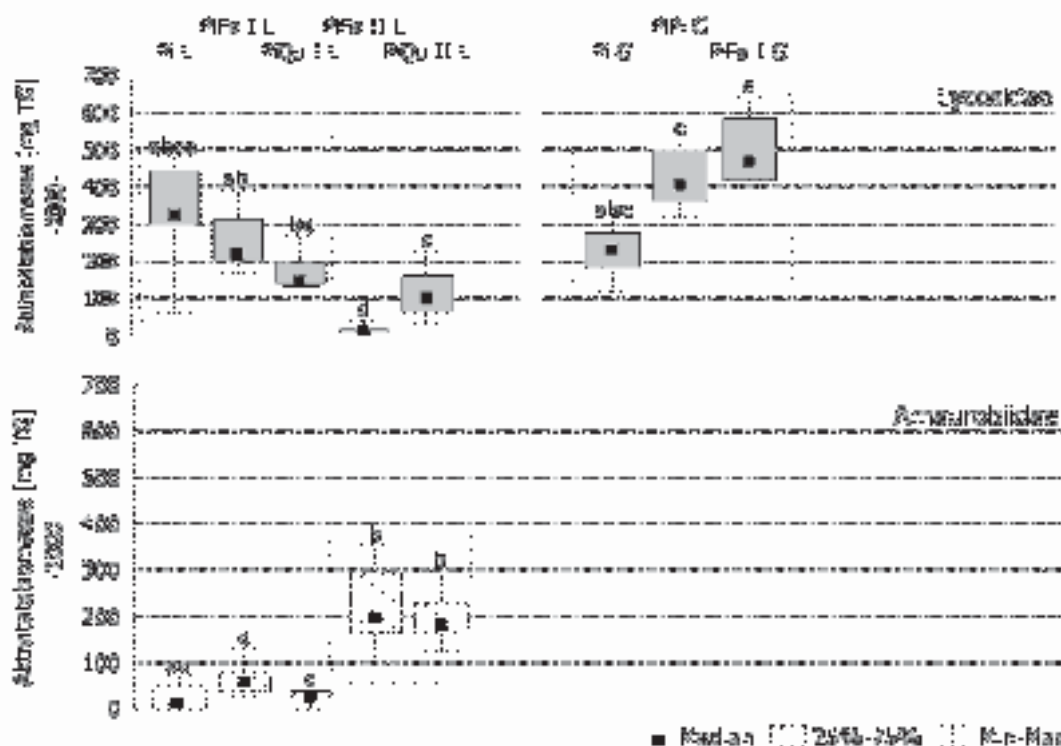


Abb. 28: Aktivitätsbiomasse ausgewählter Familien dominanter adulter Araneae: Lycosidae, Amaurobiidae (nach Fängen mit BF im Untersuchungsjahr 2000, Signifikanzen s. Anhang Tab. 9)

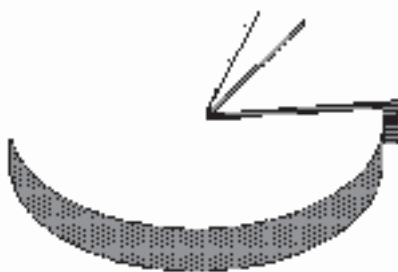
4.3.1.3 Ökologische Charakterisierung der Arten

»Beutefangverhalten«

Nach ihrem Beutefangverhalten (s. Anhang Tab. 24) waren die epigäischen Webspinnenarten hauptsächlich Netzbauer (2000: 63%, 2001: 72%). Die Jäger und Lauerer stellten insgesamt etwa $\frac{1}{3}$ (2000: 37%, 2001: 28%) der erfassten epigäischen Spinnenarten (Abb. 29, s. Anhang Tab. 24). Zu den häufigsten Arten der Netzbauer gehörten die Linyphiidae, vor allem *Pelecopsis radicola* (Individuenzahl 2000: $n = 1.346$, 2001: $n = 1.300$), *Walckenaeria cucullata* ($n = 340$, $n = 460$), *Walckenaeria atrotibialis* ($n = 396$, $n = 389$) und *Tenuiphantes flavipes* ($n = 185$, $n = 335$). Eine Art der Lycosidae (*Aulonia albimana*, $n = 954$, $n = 498$) baut kaum sichtbare Fadennetze am Boden (BELLMANN 1997). Ebenfalls häufiger verbreitet unter den Netzbauern waren Amaurobiidae ($n = 224$, $n = 163$) und Atypidae ($n = 53$, $n = 15$).

Die dominanten Familien der Jäger/ Lauerer waren Lycosidae und Gnaphosidae. Beide Familien gehen frei jagend dem Beuteerwerb nach, wobei sich speziell die Lycosidae mit ihrem sehr gut ausgeprägten Gesichtssinn orientieren (BELLMANN 1997). Unter den Wolfsspinnen (Lycosidae) überwogen *Trochosa terricola* (2000: $n = 851$, 2001: $n = 419$), *Pardosa lugubris* ($n = 660$, $n = 293$) und *Pardosa saltans* ($n = 94$, $n = 37$). Individuenreiche Gnaphosidae waren *Zelotes subterraneus* ($n = 240$, $n = 109$) und *Haplodrassus soerenseni* ($n = 81$, $n = 87$). Aber auch Liocranidae, Salticidae und Zoridae besitzen diese Form des Beutefangs und wurden häufig mit Bodenfallen gefangen (Abb. 29 B).

(A)



(B)



Abb. 29: Dominanzstruktur adulter Araneae auf Familienniveau nach dem Beutefangverhalten: (A) Netzbauer (mit einer Art der Lycosidae: *Aulonia albimana*), (B) Jäger/Lauerer (Prozentuale Anteile am Gesamtindividuenspektrum nach Fängen mit BF in 2000/ 2001)

Im Latenzgebiet – besonders auf der Referenzfläche (Pi L) und den jüngeren Voranbauten (PiFa I L, PiQu I L) – besaßen die Vertreter der Netzbauer eine hohe Aktivitätsdichte (Abb. 30). Die Individuenzahlen jagender Taxa waren dort niedrig. Mit zunehmendem Alter des Voranbaus nahm die Aktivitätsdichte sowohl der Netzbauer als auch der Jäger/ Lauerer deutlich ab (Abb. 30).

Im Gradationsgebiet zählten bereits im Referenzbestand mehr Araneae zu der Gruppe der Jäger und Lauerer als zu den Netzbauern. Auf dem Voranbau mit Rotbuche (PiFa I G) reagierten hauptsächlich die Jäger/ Lauerer mit einem signifikanten Anstieg der Individuenzahlen (Pi G: $p \leq 0,01$) (Abb. 30, s. Anhang Tab. 10). Auch die Entwicklung der natürlichen Verjüngung verursachte eine Zunahme der Jäger/ Lauerer, allerdings ohne statistischer Signifikanz (Abb. 30, s. Anhang Tab. 10).

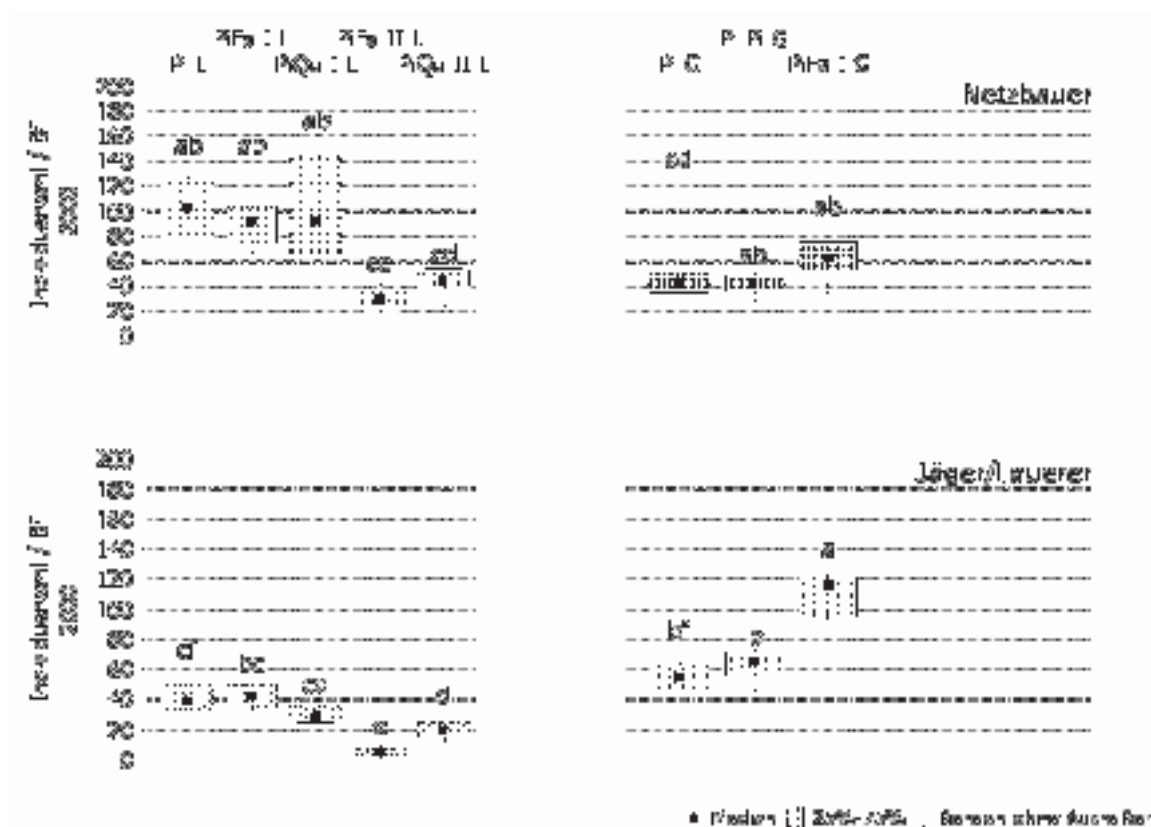


Abb. 30: Aktivitätsdichte adulter Araneae dominanter Familien aufgeschlüsselt nach Beutefangstrategien: Netzbauer, Jäger/ Lauerer (nach Fängen mit BF in 2000, Signifikanzen s. Anhang Tab. 10)

»Lebensraumpräferenz«

Die meisten der mit Bodenfallen erfassten Spinnenarten (s. Anhang Tab. 24) zählten zu den Wald und Offenland bewohnenden Arten. Insgesamt dominierten (Einteilung nach MAURER & HÄNGGI 1990, HÄNGGI et al. 1995) in beiden Fangjahren die Arten der

Laub(Misch)wälder (Anteil am Dominanzspektrum 2000: 34%, 2001: 40%), der Wälder / Waldränder (2000: 24%, 2001: 21%) sowie des Offenlandes (2000: 17%, 2001: 13%). Dagegen war der Anteil typischer Nadelwaldarten (2000: 3%, 2001: 4%) und lichter, trockener Kiefernwälder (2000: 4%, 2001: 2%) stets gering (Abb. 31). Der Vergleich der Referenzflächen (Pi L, Pi G) zeigte, dass Arten der Nadelwälder (2000: $p \leq 0,05$) und lichter, trockener Kiefern(Nadel)wälder (2000: $p \leq 0,001$) im wärmeren und trockeneren Gradationsgebiet (Pi G) signifikant häufiger waren, als im kühlfeuchteren Latenzgebiet (Abb. 31). Die Anteile von Bewohnern der Laub(Misch)wälder, der Wälder/ Waldränder sowie des Offenlandes differierten nicht zwischen dem Kiefernreinbestand im Latenz- und Gradationsgebiet.

Im Latenzgebiet nahmen die Anteile der Laub(Misch)wald - Bewohner mit dem Einwachsen des Laubholzvoranbaus in den Oberstand (PiFa II L, PiQu II L) der Kiefernbestände zu (Abb. 31). Die statistische Datenauswertung bestätigte diesbezüglich höchste Signifikanzen (2000: $p \leq 0,001$) zum Referenzbestand (Pi L) und den jüngsten Voranbauten (PiFa I L, PiQu I L). Gleichzeitig verringerte sich die Individuenzahl typischer Nadelholz besiedelnder Taxa (Arten der Nadelwälder (2000) – PiFa II L: $p \leq 0,001$, PiQu II L: $p \leq 0,05$; lichter, trockener Kiefernwälder (2000) – PiFa II L/ Pi L: $p \leq 0,01$, PiFa I L, PiQu I L: $p \leq 0,001$, PiQu II L/ Pi Fa I L: $p \leq 0,001$, PiQu I L: $p \leq 0,01$) sowie die der Offenlandarten (2000: $p \leq 0,001$) signifikant.

Im Gradationsgebiet (Abb. 31) stieg 2000 die Aktivitätsdichte der Offenlandarten mit zunehmender Strukturierung der Bestände (Tolerierung der Kiefern timerungsverjüngung (PiPi G), Einbringung von Laubhölzern (PiFa I G)) signifikant ($p \leq 0,01$) an. Der Anteil an Arten lichter, trockener Kiefern(Nadel)wälder blieb unabhängig von der Strukturvielfalt (Pi G < PiPi G < PiFa I G) konstant. Dagegen nahmen Nadelwald bewohnende Arten mit zunehmender Strukturvielfalt ab (Abb. 31). Die Unterschiede im Anteil der Lebensraumtypen waren zwischen Pi G und PiFa I G signifikant (2000: $p \leq 0,01$). Ähnliche Resultate erbrachte auch die Auswertung der Fangergebnisse des zweiten Untersuchungsjahres.

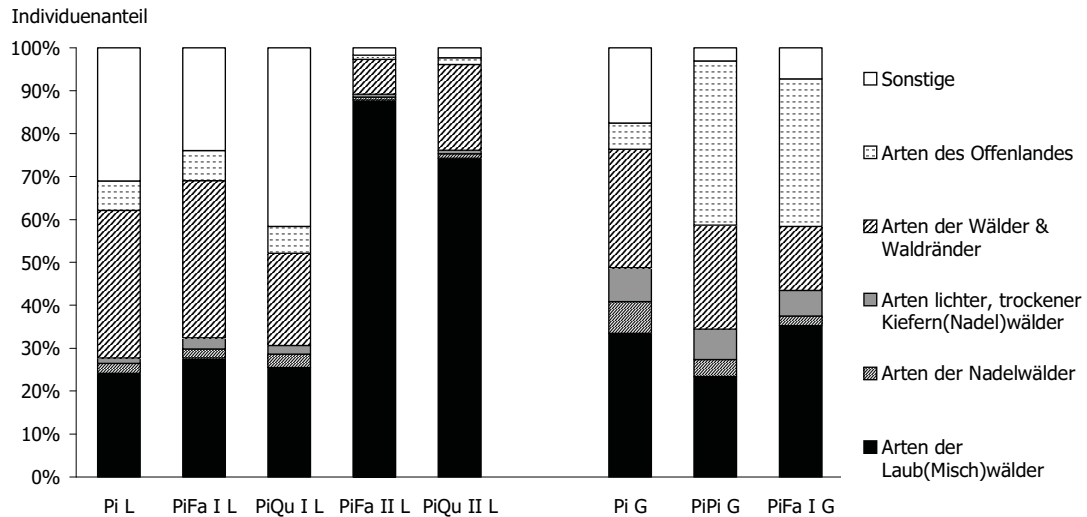


Abb. 31: Individuenzahlen adulter Araneae aufgeschlüsselt nach Lebensraumpräferenzen der Arten (nach Fängen mit BF in 2000, Lebensraumpräferenzen der Arten s. Anhang Tab. 24)

»Habitatpräferenz«

Standortsfaktor: Helligkeit

Hinsichtlich der Lichtpräferenz bestand auf den altershomogenen Referenzbeständen eine hohe Übereinstimmung innerhalb der Spinnenfauna, die sich hauptsächlich aus meso ombrophilen (Pi L: 76%, Pi G: 71%) und mesophilen (Pi L: 13%, Pi G: 17%) Taxa zusammensetzte (Abb. 32). Lediglich euryöke (2,5%) und ombrophile (1%) Arten kamen nur im Kiefernreinbestand (Pi G) des Gradationsgebietes vor.

Im Latenzgebiet nahm der Anteil steno ombrophiler Arten mit Einwachsen des Voranbaus (*Fagus sylvatica*, *Quercus petraea*) in die erste Baumschicht zu. Maximale Aktivitätsdichten ergaben sich im Fangjahr 2000 auf PiFa II L (Anteil am Dominanzspektrum: 36%) und PiQu II L (18%) (Abb. 32). Im Gradationsgebiet förderte die zunehmende Strukturvielfalt der Kiefernwälder durch Naturverjüngung und Einbringung von Laubhölzern meso photophile Taxa (Abb. 32). In 2001 ergaben sich ähnliche tendenzielle Unterschiede zwischen den Flächen.

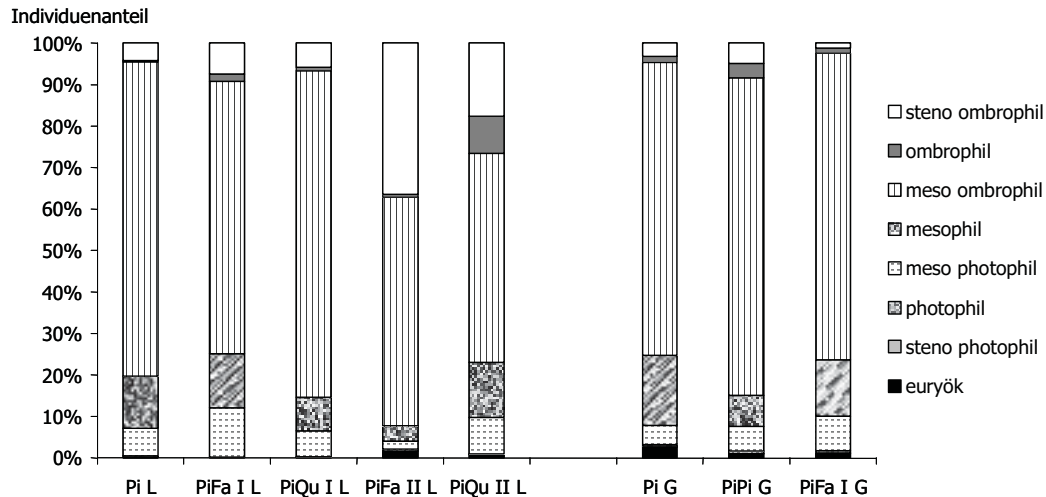


Abb. 32: Individuenzahlen adulter Araneae aufgeschlüsselt nach Helligkeitspräferenzen (nach Fängen mit BF in 2000, Habitatpräferenzen der Arten s. Anhang Tab. 24)

Standortsfaktor: Temperatur

Basierend auf den Aktivitätsdichten herrschten im Latenz- (2000 – Pi L, PiQu I L: 92%, PiFa I L: 87%, PiFa II L: 95%, PiQu II L: 89%) und Gradationsgebiet (2000 – Pi G: 86%, PiPi G: 91%, PiFa I G: 95%) Spinnenarten mit mesophilen Temperaturansprüchen vor. Auch thermophile Arten waren häufiger vertreten. Dagegen wurden stenöke ebenso wie euryöke Taxa kaum erfasst (Abb. 33).

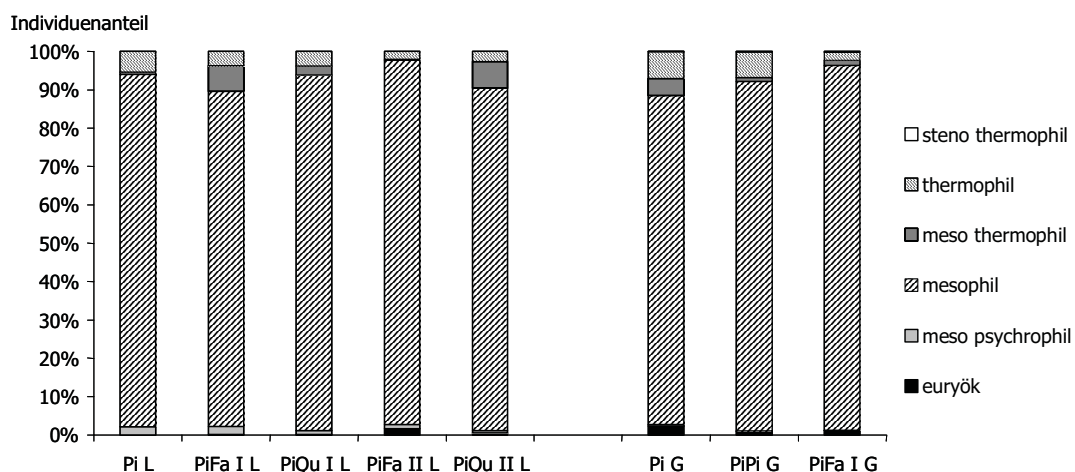


Abb. 33: Individuenzahlen adulter Araneae aufgeschlüsselt nach Temperaturpräferenzen (nach Fängen mit Bodenfallen in 2000, Habitatpräferenzen der Arten s. Anhang Tab. 24)

Standortsfaktor: Feuchte

Hinsichtlich der Feuchtepräferenz bestanden signifikante Unterschiede zwischen Latenz- (Pi L) und Gradationsgebiet (Pi G). Während in 2000 auf der Referenzfläche Pi L

die Taxa mit meso xerophilen ($p \leq 0,01$) und meso hygrophilen ($p \leq 0,001$) Präferenzbereich dominierten, wurden auf Pi G signifikant mehr Individuen mit mesophilen ($p \leq 0,001$) und steno xerophilen ($p \leq 0,01$) Feuchteansprüchen erfasst (Abb. 34).

Im Latenzgebiet nahm die Aktivitätsdichte (2000) meso xerophiler Arten auf den älteren Laubholzvoranbauten (PiFa II L, PiQu II L) im Vergleich zu den jungen Voranbauten (PiFa I L, PiQu I L) und dem Referenzbestand (Pi L) signifikant ($p \leq 0,001$) ab. Die Taxa mit mesophilen Habitatansprüchen wurden durch die Einbringung von Laubbaumarten dagegen begünstigt. Der statistische Vergleich (2000) ergab Signifikanzen gegenüber Pi L (PiFa II L: $p \leq 0,001$, PiQu II L: $p \leq 0,01$) und den jungen Voranbauten (PiFa I L - PiFa II L: $p \leq 0,001$, PiQu II L: $p \leq 0,05$; PiQu I L - PiQu II L: $p \leq 0,001$).

Auch im Gradationsgebiet führte die Erhöhung der Strukturdiversität zur Abnahme von meso xerophilen Arten, die sich teilweise als signifikant (2000 – PiFa I G: $p \leq 0,01$) gegenüber Pi L bestätigten (Abb. 34). Ebenfalls stiegen tendenziell die Anteile der Arten mit mesophiler Habitatbindung.

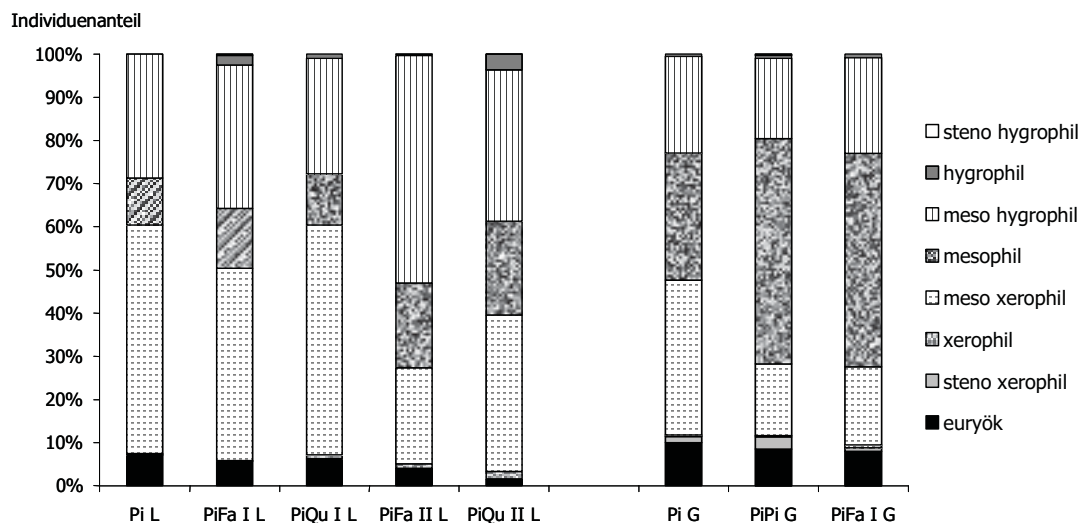


Abb. 34: Individuenzahlen adulter Araneae aufgeschlüsselt nach Feuchtepräferenzen (nach Fängen mit BF in 2000, Habitatpräferenzen der Arten s. Anhang Tab. 24)

4.3.1.4 Artendominanz und Ermittlung von Charakterarten

Im Referenzbestand (Pi G) des Gradationsgebietes war die Dominanzstruktur mit 18 Hauptarten sehr ausgeglichen (Abb. 36). Dagegen herrschte auf der altershomogenen Kiefernfläche im Latenzgebiet (Pi L: $n=10$) eine disharmonische Verteilung (Abb. 35). Zu den häufigsten Hauptarten der Kiefernmonokulturen des Latenz- und Gradationsge-

bietes gehörten *Pelecopsis radicola* (Linyphiidae, eudominant) und *Trochosa terricola* (Lycosidae, dominant).

Reinbestand (*Pinus sylvestris* L.)

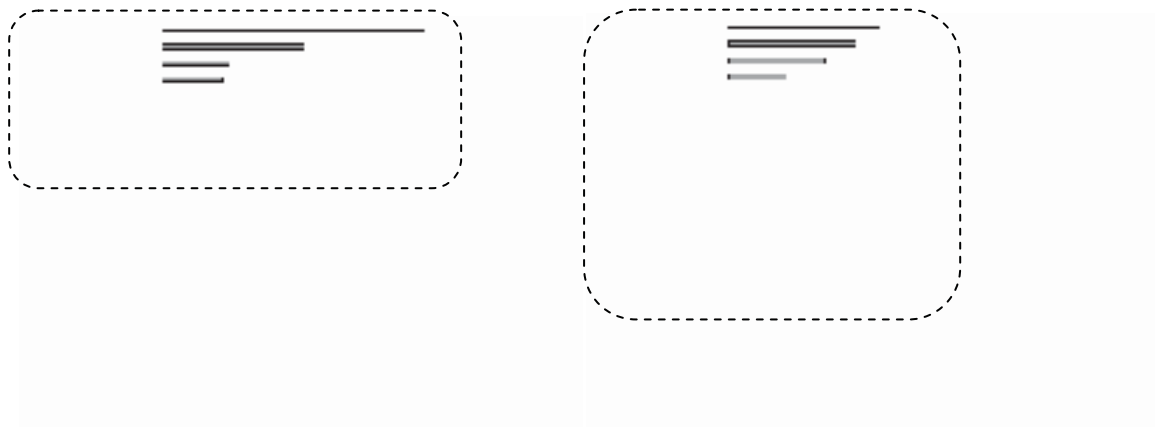


Abb. 35: Dominanzverteilung (ENGELMANN, 1978) der Araneae auf **Pi L** (nach Fängen mit BF - 2000), (s. Anhang XXIII)

Abb. 36: Dominanzverteilung (ENGELMANN, 1978) der Araneae auf **Pi G** (nach Fängen mit BF - 2000), (s. Anhang XXIII)

Mit der Einbringung von Laubbaumarten in Kiefernreinbestände des Latenzgebietes wurden die Arten-Individuen-Relationen deutlich verändert. Während der Voranbau im Unterstand (PiFa I L: n = 16, PiQu I L: n = 17) eine Zunahme bewirkte (Abb. 37, 38), verringerte sich die Zahl der Hauptarten mit dem Einwachsen der Laubbaumarten in den Oberstand (PiFa II L: n = 9, PiQu II L: n = 13) (Abb. 39, 40).

Voranbau im Unterstand

Fagus sylvatica L.

Quercus petraea (Matt.) Liebl.



Abb. 37: Dominanzverteilung (ENGELMANN, 1978) der Araneae auf **PiFa I L** (nach Fängen mit BF - 2000), (s. Anhang XXIII)

Abb. 38: Dominanzverteilung (ENGELMANN, 1978) der Araneae auf **PiQu I L** (nach Fängen mit BF - 2000), (s. Anhang XXIV)

Legende: eudominant ■ dominant ■ subdominant □ rezedent ▨ subrezedent ▤ sporadisch ▥

Weiterhin änderte sich das Spektrum der Hauptarten mit zunehmender Bestandesstrukturierung. Mit den vorherrschenden Hauptarten *Pelecopsis radicola*, *Trochosa terricola*

la und *Walckenaeria atrotibialis* ähnelten die jüngsten Voranbauten (PiFa I L, PiQu I L) dem homogenen Kiefernreinbestand (Pi L). Die Zunahme der vertikalen Struktur auf den ältesten Voranbauflächen (PiFa II L, PiQu II L) erhöhte vor allem die Dominanzanteile steno ombrophiler Arten (*Coelotes terrestris*, *C. inermis*).

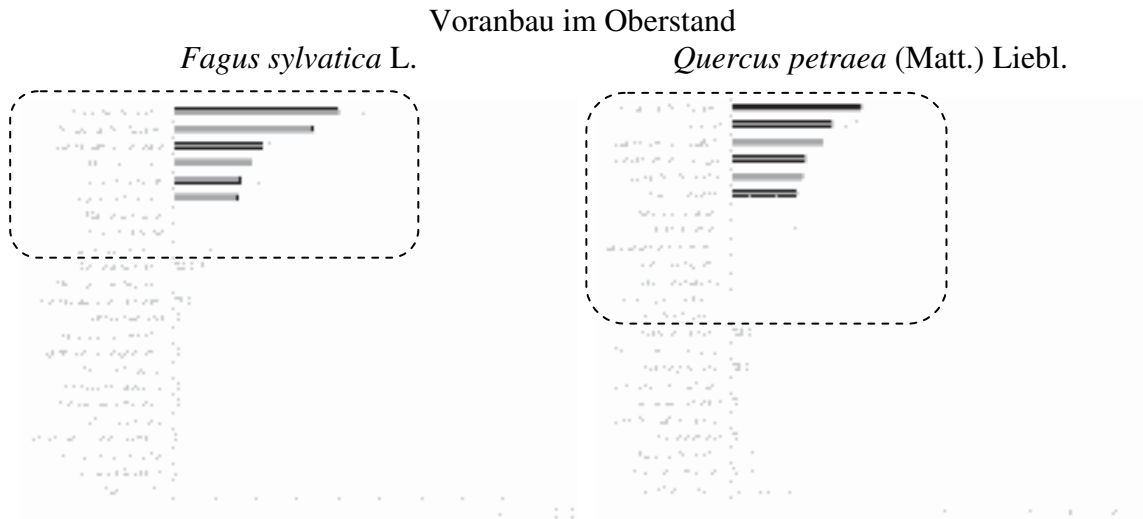


Abb. 39: Dominanzverteilung (ENGELMANN, 1978) der Araneae auf **PiFa II L** (nach Fängen mit BF - 2000), (s. Anhang XXIV)

Abb. 40: Dominanzverteilung (ENGELMANN, 1978) der Araneae auf **PiQu II L** (nach Fängen mit BF - 2000), (s. Anhang XXIV)

Im Gradationsgebiet wurde ebenfalls eine Verringerung der Hauptarten mit zunehmender Bestandesstrukturierung festgestellt. So war die Dominanzstruktur auf der Fläche mit Naturverjüngung (PiPi G: n = 15) sowie auf dem jungen Voranbau (PiFa I G: n = 14) disharmonischer, als auf der Referenzfläche (Pi G: n = 18) (Abb. 41, 42).

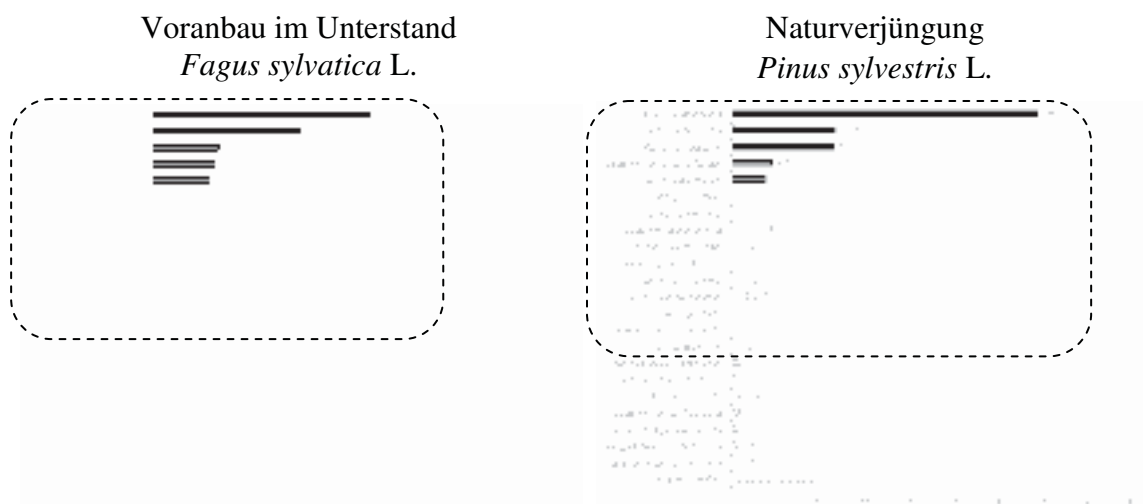


Abb. 41: Dominanzverteilung (ENGELMANN, 1978) der Araneae auf **PiPi G** (nach Fängen mit BF - 2000), (s. Anhang XXV)

Abb. 42: Dominanzverteilung (ENGELMANN, 1978) der Araneae auf **PiFa I G** (nach Fängen mit BF - 2000), (s. Anhang XXV)

Auch änderte sich das Spektrum der Hauptarten. So siedelten im Kiefernreinbestand (Pi G) überwiegend meso xerophile Hauptarten (*Pelecopsis radiculicola*, *Pardosa lugubris*, *Trochosa terricola*), auf den strukturreichen Kiefernflächen trat besonders eine thermophile Art der Lycosidae (*Aulonia albimana*) eudominant auf (Abb. 41, 42).

Basierend auf der Aktivitätsbiomasse ergaben sich ebenfalls deutliche Unterschiede in der Dominanzstruktur der Spinnengemeinschaft. Dabei dokumentierte der Vergleich der Referenzflächen im Latenz- und Gradationsgebiet eine ausgeglichene Dominanzstruktur für Pi G (n=10) (Abb. 44). Dagegen herrschte auf Pi L (n=6) eine disharmonische Verteilung (Abb. 43). Zu den häufigsten Hauptarten beider Kiefernreinbestände gehörten *Trochosa terricola* (Lycosidae, eudominant) und *Zelotes subterraneus* (Gnaphosidae, dominant). Zusätzlich erreichte auf Pi G *Pardosa lugubris* Dominanzanteile >10%.

Mit der Einbringung von Laubbaumarten (PiFa I L: n = 9, PiQu I L: n = 13) erhöhte sich im Latenzgebiet die Zahl an Hauptarten zunächst deutlich (Abb. 45, 46). Jedoch bewirkte das Einwachsen der Laubbaumarten in den Oberstand (PiFa II L: n = 4, PiQu II L: n = 5) eine Abnahme der dominanten Taxa und somit eine disharmonische Verteilung (Abb. 47, 48). Mit den vorherrschenden Arten *Trochosa terricola* und *Zelotes subterraneus* ähnelten die jüngsten Voranbauten (PiFa I L, PiQu I L) der Referenzfläche Pi L. Die Zunahme der vertikalen Struktur auf den ältesten Voranbauflächen (PiFa II L, PiQu II L) begünstigte vor allem Arten der Amaurobiidae (*Coelotes spec.*).

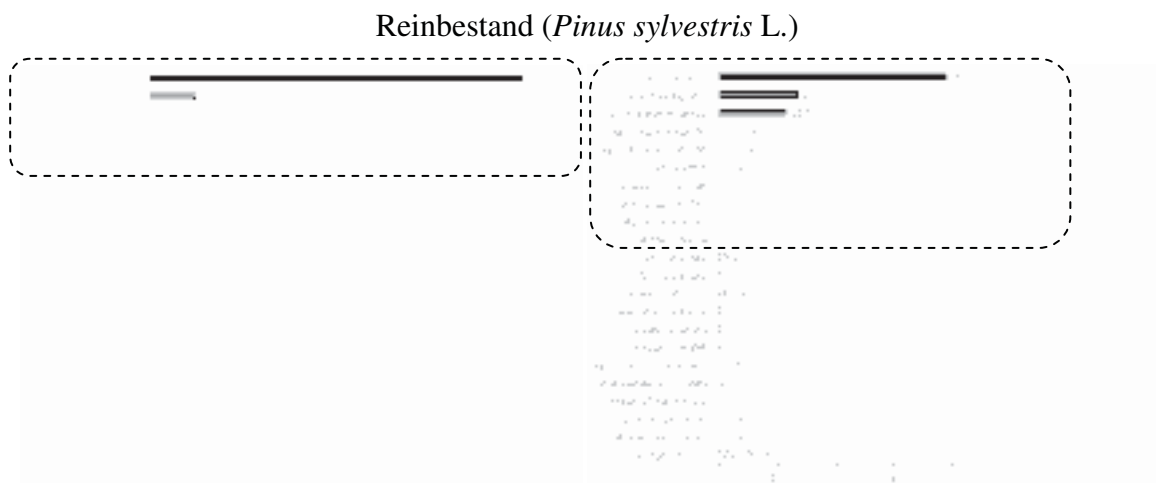


Abb. 43: Dominanzverteilung (ENGELMANN, 1978) der Araneae basierend auf der Aktivitätsbiomasse auf **Pi L** (nach Fängen mit BF - 2000), (s. Anhang XXV)

Abb. 44: Dominanzverteilung (ENGELMANN, 1978) der Araneae basierend auf der Aktivitätsbiomasse auf **Pi G** (nach Fängen mit BF - 2000), (s. Anhang XXVI)

Legende: eudominant ■ dominant ■ subdominant □ rezedent ▨ subrezedent ▩ sporadisch ▤

Im Gradationsgebiet bestand eine hohe Übereinstimmung des Dominanzspektrums zwischen der naturverjüngten Fläche (PiPi G) bzw. dem jungen Voranbau mit Rotbuche (PiFa I G) und dem altershomogenen Reinbestand (Pi G) (Abb. 49, 50). Zu den Hauptarten gehörten *Trochosa terricola* (Lycosidae, eudominant) und *Pardosa lugubris* (Lycosidae, dominant).

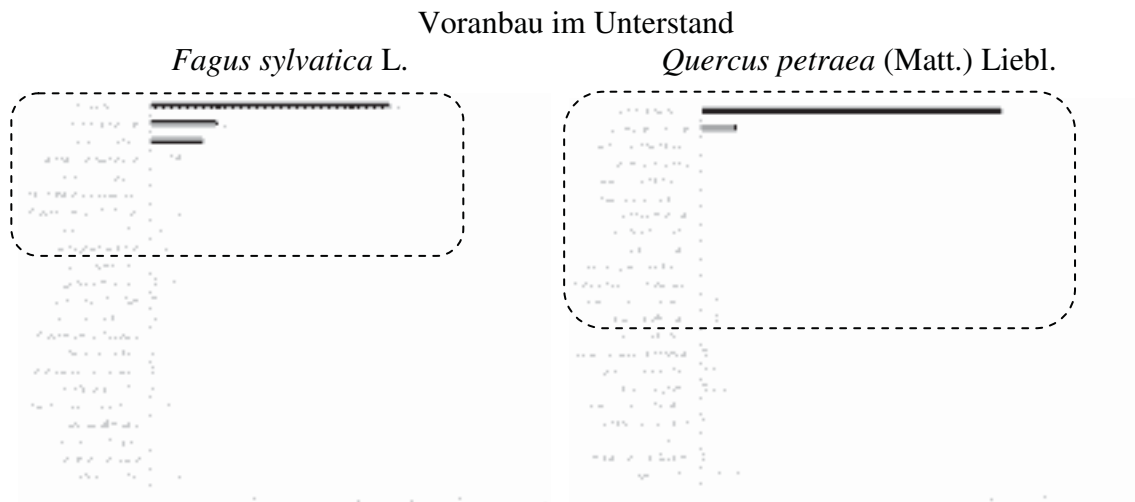


Abb. 45: Dominanzverteilung (ENGELMANN, 1978) der Araneae basierend auf der Aktivitätsbiomasse auf **PiFa I L** (nach Fängen mit BF - 2000), (s. Anhang XXVI)

Abb. 46: Dominanzverteilung (ENGELMANN, 1978) der Araneae basierend auf der Aktivitätsbiomasse auf **PiQu I L** (nach Fängen mit BF - 2000), (s. Anhang XXVI)

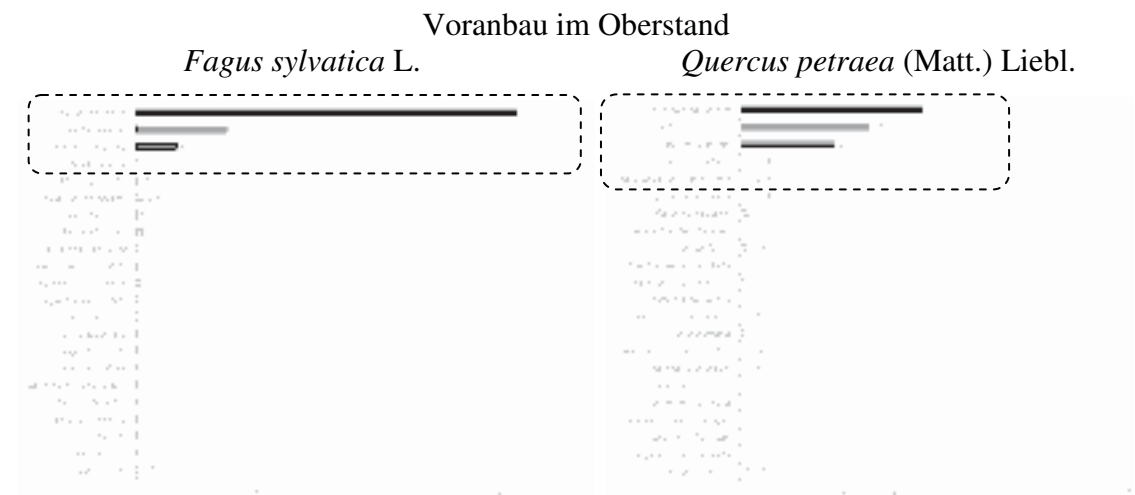


Abb. 47: Dominanzverteilung (ENGELMANN, 1978) der Araneae basierend auf der Aktivitätsbiomasse auf **PiFa II L** (nach Fängen mit BF - 2000), (s. Anhang XXVII)

Abb. 48: Dominanzverteilung (ENGELMANN, 1978) der Araneae basierend auf der Aktivitätsbiomasse auf **PiQu II L** (nach Fängen mit BF - 2000), (s. Anhang XXVII)

Legende: eudominant dominant subdominant rezident subrezident sporadisch

Im Gradationsgebiet waren deutliche Effekte der Veränderung struktureller Bestandesparameter auf das Vorkommen von Arten, die ausschließlich auf einer Fläche vorkamen (im Weiteren kurz als exklusive Arten bezeichnet) offensichtlich. Im Gegensatz zu Pi G

(n=10) führte die Erhöhung der Strukturvielfalt durch natürliche Verjüngung und Einbringung der Rotbuche zu einem Rückgang exklusiver Arten (Tab. 19). Im Latenzgebiet siedelten – mit Ausnahme von PiQu I L (n = 6) – wenige exklusive Taxa auf Pi L (n = 3) und den Umbaustadien (PiFa I L: n = 1, PiFa II L, PiQu II L: n = 2) (Tab. 19).

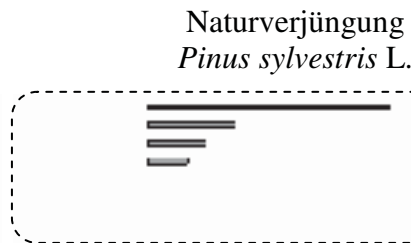
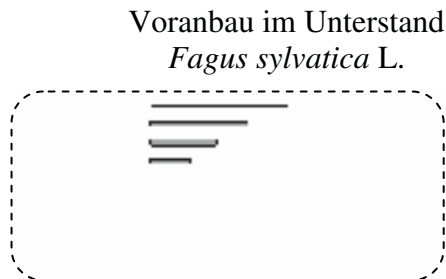


Abb. 49: Dominanzverteilung (ENGELMANN, 1978) der Araneae basierend auf der Aktivitätsbiomasse auf **PiFa I G** (nach Fängen mit BF - 2000), (s. Anhang XXVII)

Abb. 50: Dominanzverteilung (ENGELMANN, 1978) der Araneae basierend auf der Aktivitätsbiomasse auf **PiPi G** (nach Fängen mit BF - 2000), (s. Anhang XXVIII)

Mit der Berechnung der Nischenbreite (vgl. Kap. 3.8.4) konnten verschiedene Charakterarten für spezifische Merkmale der Versuchsflächen (Ressourcenklassen: Untersuchungsgebiet – Zugehörigkeit der Versuchsflächen zu Latenz- oder Gradationsgebiet, Baumartenzusammensetzung, Bestandesstruktur – basierend auf dem Alter der Voranbauten) nachgewiesen werden. Insgesamt grenzten zwei Arten die Untersuchungsgebiete gegeneinander ab, *Micrargus herbigradus* war charakteristisch für die Versuchsflächen im Latenzgebiet und *Aulonia albimana* für die Versuchsflächen im Gradationsgebiet (Tab. 20). *Walckenaeria antica* wurde als Charakterart der Kiefernreinbestände ermittelt (Tab. 20). Charakteristische Taxa für Rotbuche und Traubeneiche wurden nicht festgestellt. Insgesamt fünf Araneae zeigten enge Beziehungen zur Bestandesstrukturierung im Unterstand der Waldumbauflächen (Tab. 20). Dabei wies *Aulonia albimana* (Lycosidae) eine sehr enge Nischenbreite auf. Ebenso zählten drei Vertreter der Linyphiidae (*Centromerus sylvaticus*, *Ceratinella brevis*, *Walckenaeria atrotibialis*) und eine Art der Zoridae (*Zora spinimana*) zu den Charakterarten von jungen Laubholzvoranbauten.

Tab. 19: Exklusive Arten der Untersuchungsflächen mit Angabe der Individuenzahlen getrennt nach Latenz- und Gradationsgebiet (nach Fängen mit BF im Untersuchungsjahr 2000/ 2001)

	Latenzgebiet					Gradationsgebiet		
	Pi L	PiFa I L	PiQu I L	PiFa II L	PiQu II L	Pi G	PiPi G	PiFa I G
<i>Araneus diadematus</i>	1							
<i>Bathypantes gracilis</i>	1							
<i>Tenuiphantes cristatus</i>	2							
<i>Diaea dorsata</i>	1							
<i>Linyphia triangularis</i>			1					
<i>Ozyptila trux</i>			6					
<i>Philodromus fuscomarginatus</i>			1					
<i>Pirata uliginosus</i>			7					
<i>Salticus zebraneus</i>			1					
<i>Xerolycosa nemoralis</i>			1					
<i>Pachygnatha degeeri</i>				1				
<i>Porrhomma pallidum</i>				1				
<i>Nerienne peltata</i>					1			
<i>Robertus neglectus</i>					1			
<i>Agroeca cuprea</i>						1		
<i>Centromerita concinna</i>						3		
<i>Drassyllus praeficus</i>						1		
<i>Drassyllus pusillus</i>						2		
<i>Hypsosinga sanguinea</i>						1		
<i>Ozyptila atomaria</i>						1		
<i>Tetragnatha obtusa</i>						1		
<i>Walckenaeria monoceros</i>						1		
<i>Xysticus cristatus</i>						3		
<i>Zelotes electus</i>						2		
<i>Agelena gracilens</i>							1	
<i>Alopecosa trabalis</i>							3	
<i>Philodromus dispar</i>							1	
<i>Silometopus reussi</i>							5	
<i>Textrix denticulata</i>							1	
<i>Bianor aurocinctus</i>								1
<i>Coriarachne depressa</i>								1
<i>Metopobactrus prominulus</i>								4
<i>Mioxena blanda</i>								2
<i>Zelotes aeneus</i>								1

 Tab. 20: Charakterarten für die Ressourcenklassen (Untersuchungsgebiet: L-Latenzgebiet, G-Gradationsgebiet; Baumartenzusammensetzung: Pi-*Pinus sylvestris* L., Qu-*Quercus petraea* (Matt.) Liebl., Fa-*Fagus sylvatica* L.; Bestandesstruktur: A-altershomogener Reinbestand, U-Verjüngung im Unterstand, O-Verjüngung im Oberstand) mit Angabe der Nischenbreite, Individuenzahlen & -dominanz, Dominanzklassifizierung nach ENGELMANN (1987) - nach Fängen mit BF (2000/2001)

Arten	Nischenbreite	Individuenzahl			Individuen- dominanz	Dominanz- klasse
Untersuchungsgebiet		L	G			
<i>Micrargus herbigradus</i> (Blackwall, 1854)	0,23	119	14		1,10	rezedent
<i>Aulonia albimana</i> (Walckenaer, 1805)	0,10	68	1384		12,02	dominant
Baumartenzusammensetzung		Pi	Fa	Qu		
<i>Walckenaeria antica</i> (Wider, 1834)	0,24	120	7	21	1,22	rezedent
Bestandesstruktur		A	U	O		
<i>Aulonia albimana</i> (Walckenaer, 1805)	0,04	56	1395	1	12,02	dominant
<i>Ceratinella brevis</i> (Wider, 1834)	0,24	76	408	22	4,19	subdominant
<i>Zora spinimana</i> (Sundevall, 1833)	0,26	25	157	15	1,63	rezedent
<i>Walckenaeria atrotibialis</i> O.P.-Cambridge, 1878	0,28	173	605	7	6,50	dominant
<i>Centromerus sylvaticus</i> (Blackwall, 1841)	0,29	19	102	10	1,08	rezedent

4.3.1.5 Abiotische Einflussfaktoren

Die kanonische Korrespondenzanalyse bestätigte deutliche Auswirkungen der Umweltvariablen (Temperatur- und Niederschlagssumme, Bestandesstrahlung) auf die Struktur der Spinnengemeinschaft.

Basierend auf der Analyse aller Versuchsflächen trug die erste kanonische Achse mit 21,8% am stärksten zur Erklärung der Gesamtvarianz bei (Tab. 21). Das Aufsummieren der Erklärungsanteile aller drei extrahierten Achsen ergab einen kumulativen Erklärungsanteil von 29,7% an der Gesamtvarianz.

Tab. 21: Vergleich der Eigenwerte der ersten drei Ordinationsachsen der CCA basierend auf der flächenspezifischen Aktivitätsdichte der Spinnenarten nach Fängen mit BF sowie die verwendeten Umweltparameter (Temperatur-, Niederschlagssumme, Diffuse Site Factor) – 2000, nach FP 1-5, 8)

	1. Achse	p	2. Achse	p	3. Achse	p
CCA: $\lambda^{(1)}$	0,322	0,001	0,101	0,001	0,14	0,02
Korrelationskoeffizient $r^{(2)}$	0,848	0,001	0,617	0,004	0,522	0,006
erklärte Varianz [%]	21,8	/	6,8	/	1,0	/
erklärte Varianz [%; kumulativ]	36,9	/	28,7	/	29,7	/

(1) Achsen-Eigenwert - ein aus zufallsvertauschten Umweltvariablen extrahierter Wert im „Monte Carlo Permutationstest“, der gleichgroß oder größer ist als der aus den Originaldaten errechnete Eigenwert

(2) PEARSON-Korrelation zwischen den achsenbezogenen „WA-scores“, die aus den Individuenzahlen resultieren, und aus der linearen Kombination der Umweltvariablen errechneten „LC-scores“

Von den berücksichtigten Umweltparametern waren die Temperatur- und Niederschlagssumme sowie der Diffuse Site Factor eng mit der ersten Ordinationsachse korreliert („intraset correlation“ nach TER BRAAK (1986)): $r_{TS} = -0,90$, $r_{NS} = 0,82$, $r_{DSF} = -0,76$). Die als „LC-scores“ dargestellten Umweltparameter zeigten eine klare Differenzierung der Untersuchungsgebiete, wobei die Temperatursumme die größte Trennwirkung besaß (Abb. 51). Darüber hinaus erfolgte im Latenzgebiet eine Separation zwischen jungen und alten Voranbauflächen.

Nach den Ergebnissen der CCA zeigten die Taxa der Linyphiidae (*Tapinocyba insecta*, *Walckenaeria dysderoides*), Lycosidae (*Trochosa terricola*), Zoridae (*Zora spinimana*) und Salticidae (*Euophrys frontalis*) eine breite ökologische Potenz und siedelten demzufolge auf allen Untersuchungsflächen. Eine deutliche Bevorzugung für warme Kiefernforsten mit einem hohen Lichtangebot (Pi G, PiPi G, PiFa I G) besaßen u. a. die Arten *Agyneta cauta* (Linyphiidae), *Atypus affinis* (Atypidae), *Aulonia albimana*, *Pardosa*

lugubris (Lycosidae) und *Haplodrassus umbratilis*, *Zelotes clivicola* (Gnaphosidae). Die mikroklimatischen Verhältnisse des Kiefernreinbestandes (Pi L) bevorzugten u. a. vier Linyphiidae (*Micrargus herbigradus*, *Pelecopsis radiculicola*, *Pocadicnemis pumila*, *Walckenaeria atrotibialis*) und eine Lycosidae (*Pardosa saltans*). Dagegen waren z. B. die Taxa *Agroeca brunnea* (Lycosidae), *Coelotes inermis*, *C. terrestris* (Amaurobiidae) und *Tenuiphantes flavipes* (Linyphiidae) in Waldumbaubeständen (PiFa II L, PiQu II L) hoher vertikaler Strukturierung verbreitet, die durch kühlere Temperaturen und ein geringeres Lichtangebot gekennzeichnet waren.

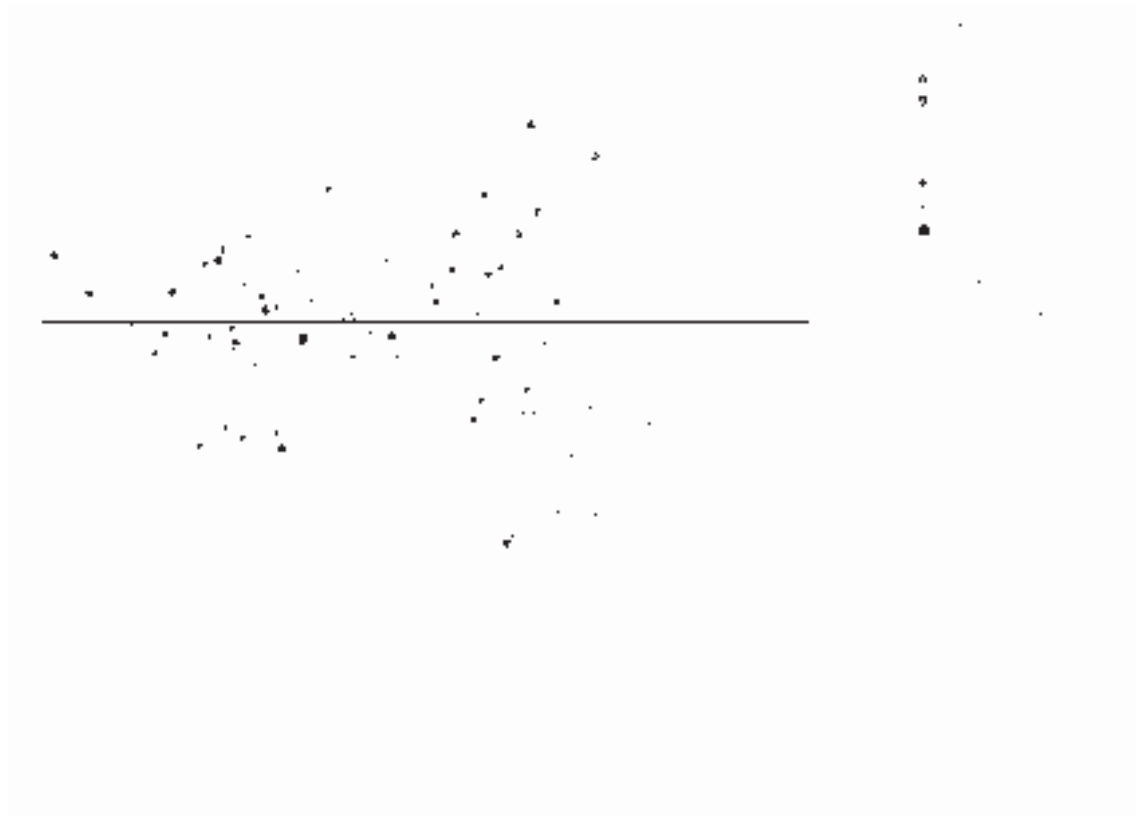


Abb. 51: CCA-Ordinationsdiagramm zum Einfluss der Umweltparameter: Niederschlags- & Temperatursumme, Diffuse Site Factor auf die Taxa der Araneae (basierend auf der Aktivitätsdichte der Arten auf den Versuchsflächen nach Fängen mit BF in 2000: FP 1-5, 8)

4.3.1.6 Rote Liste Arten

Von den mit Bodenfallen erfassten Araneae (Adulte: 14.877), waren jeweils 2% in der bundesdeutschen (n = 13 Arten) und sächsischen (n = 19 Arten) Roten Liste aufgeführt (Tab. 22). Die 20 Rote Liste Arten aus 10 Familien wurden überwiegend mit geringen Individuenzahlen gefangen, lediglich *Atypus affinis* (n = 68) und *Zora silvestris* (n = 88) traten häufiger auf.

Tab. 22: Individuenzahlen von Arten der Roten Liste Deutschlands (BRD) und Sachsens (SAX) auf den Untersuchungsflächen im Latenz- und Gradationsgebiet (nach Fängen mit BF in 2000/2001)

Taxa	Rote Liste		Latenzgebiet					Gradationsgebiet			Gesamt
	BRD	SAX	Pi L	PiFa I L	PiQu I L	PiFa II L	PiQu II L	Pi G	PiPi G	PiFa I G	
Atypidae											
<i>Atypus affinis</i> Eichwald, 1830	3	3	1		1			18	40	8	68
Linyphiidae											
<i>Maro minutus</i> O.P.-Cambridge, 1906	3	3		3		1	4				8
<i>Microlinyphia impigra</i> (O.P.-Cambridge, 1871)	3	3		1	1						2
<i>Neriere peltata</i> (Wider, 1834)		4					1				1
<i>Tapinocyba praecox</i> (O.P.-Cambridge, 1873)		4						1		2	3
<i>Walckenaeria mitrata</i> (Menge, 1869)	G			1		1			1		3
<i>Walckenaeria monoceros</i> (Wider, 1834)	G	4						1			1
Araneidae											
<i>Hypsosinga sanguinea</i> (C.L.Koch, 1844)	3	3						1			1
Lycosidae											
<i>Alopecosa trabalis</i> (Clerck, 1757)		4							3		3
<i>Pirata uliginosus</i> (Thorell, 1856)		3			7						7
Hahniidae											
<i>Hahnina nava</i> (Blackwall, 1841)		4			34		3	1			38
Liocranidae											
<i>Agroeca cuprea</i> Menge, 1873	3	3						1			1
Gnaphosidae											
<i>Drassyllus praeficus</i> (L. Koch, 1866)		3						1			1
<i>Zelotes aeneus</i> (Simon, 1878)	3	3								1	1
<i>Zelotes electus</i> (C.L. Koch, 1839)		3						2			2
<i>Zelotes erebeus</i> (Thorell, 1871)	3	3						1	3	4	8
Zoridae											
<i>Zora silvestris</i> Kulczynski, 1897	3	3						1	35	52	88
Philodromidae											
<i>Thanatus sabulosus</i> (Menge, 1875)	3	3							1	7	8
Thomisidae											
<i>Xysticus luctator</i> L. Koch, 1870	3	3	1	9	1		10		1		22
<i>Xysticus luctuosus</i> (Blackwall, 1836)	3	3	1	1	1					2	5
Individuenzahl	216	268	3	15	45	2	18	28	84	76	271
Artenzahl	13	19	3	5	6	2	4	10	7	7	20

Der Fang der meisten Rote Liste Arten gelang im Kiefernreinbestand (Pi G: n=10), der meisten Individuen Roter Liste Arten auf den Waldumbauflächen im Gradationsgebiet (PiPi G: n = 84, PiFa I G: n = 76). Im Latenzgebiet wies der junge Voranbau mit Traubeneiche (PiQu I L) die höchste Arten- (n = 6) und Individuenzahl (n = 45) auf. Die geringste Anzahl an Arten (n = 2) und Individuen (n = 2) Roter Liste Arten siedelten auf dem ältesten Buchenvoranbau (PiFa II L).

4.3.1.7 Faunenähnlichkeit der Versuchsflächen

Die Clusteranalyse nach der JACCARD'schen Zahl wies den älteren Voranbau mit Rotbuche (PiFa II L) im Latenzgebiet als Versuchsfläche mit einer eigenständigen Artenzusammensetzung der Spinnenfauna aus. Die anderen Versuchsflächen wurden zwei getrennten Subclustern zugeordnet (Tab. 23, Abb. 52). Ein Subcluster vereinigte die Versuchsflächen des Gradationsgebietes mit dem Kiefernreinbestand des Latenzgebietes. Dabei waren sich die strukturreicheren Flächen im Gradationsgebiet (PiPi G, PiFa I G) am ähnlichsten, gefolgt von den Referenzbeständen (Pi G, Pi L). Zum zweiten Subcluster zählten die Voranbauten mit Traubeneiche (PiQu I L, PiQu II L) und der junge Voranbau mit Rotbuche (PiFa I L) im Latenzgebiet. Innerhalb dieses Clusters ergaben sich hohe Übereinstimmungsgrade zwischen PiFa I L und PiQu II L.

Tab. 23: Distanzmatrix der Artenidentität (JACCARD'sche Zahl [%]), (nach Fängen mit BF - 2000)

	Latenzgebiet					Gradationsgebiet		
	Pi L	PiFa I L	PiQu I L	PiFa II L	PiQu II L	Pi G	PiPi G	PiFa I G
Pi L	100							
PiFa I L	53	100						
PiQu I L	56	49	100					
PiFa II L	78	61	63	100				
PiQu II L	66	45	49	57	100			
Pi G	49	56	59	76	67	100		
PiPi G	55	55	57	79	70	43	100	
PiFa I G	53	48	51	75	70	45	40	100



Abb. 52: Clusteranalytisches Unähnlichkeitsdendrogramm nach der JACCARD'schen Zahl (UPGMA-Linkage), (Artenzahlen nach Fängen mit BF - 2000)

Die Clusteranalyse nach dem RENKONEN-Index wies die Zugehörigkeit zum Untersuchungsgebiet sowie das Alter der Voranbauten als strukturierende Faktoren der Spinnengemeinschaft aus (Tab. 24, Abb. 53). Hohe Übereinstimmungsgrade ergaben sich

für die strukturreichen Flächen (PiPi G, PiFa I G) im Gradationsgebiet. Somit existierte neben der Artenidentität (vgl. JACCARD'sche Zahl) auch eine Übereinstimmung der Dominanzverhältnisse nach der Aktivitätsdichte. Der altershomogene Kiefernreinbestand (Pi G) war ebenfalls dieser Gruppe zugehörig. Die jungen Voranbauflächen (PiFa I L, PiQu I L) zeigten zusammen mit dem Referenzbestand (Pi L) hohe Ähnlichkeiten in der zweiten Gruppierung. Am stärksten differenzierten sich die ältesten Voranbauten (PiFa II L, PiQu II L) von den anderen Versuchsflächen.

Tab. 24: Distanzmatrix der Dominantenidentität (RENKONEN-Index [%]), (Aktivitätsdichte nach Fängen mit BF - 2000)

	Latenzgebiet					Gradationsgebiet		
	Pi L	PiFa I L	PiQu I L	PiFa II L	PiQu II L	Pi G	PiPi G	PiFa I G
Pi L	100							
PiFa I L	36	100						
PiQu I L	38	30	100					
PiFa II L	65	62	54	100				
PiQu II L	46	48	46	46	100			
Pi G	39	49	43	68	62	100		
PiPi G	43	48	44	72	59	33	100	
PiFa I G	44	48	42	71	61	34	25	100

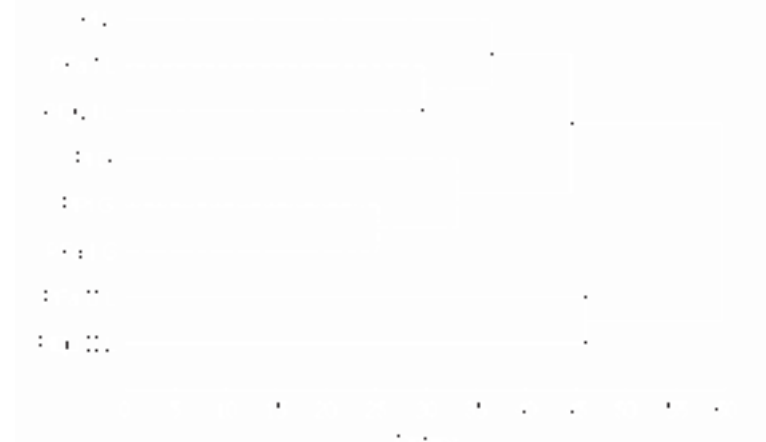


Abb. 53: Clusteranalytisches Unähnlichkeitsdendrogramm nach dem RENKONEN-Index (UPGMA-Linkage), (Aktivitätsdichte nach Fängen mit BF - 2000)

Die Clusterung der Flächen anhand der Aktivitätsbiomasse der Araneae erfolgte, ähnlich der Aktivitätsdichte, nach dem Untersuchungsgebiet und dem Alter der Voranbauten (Tab. 25, Abb. 54). Am stärksten differenzierten sich die ältesten Laubholzvoranbauten (PiFa II L, PiQu II L) im Latenzgebiet von den anderen Waldstadien. Die restlichen Flächen zählten zu zwei Subclustern entsprechend ihrer Zugehörigkeit zum Latenz- und Gradationsgebiet. Hohe Übereinstimmungsgrade ergaben sich hierbei für

die Voranbauflächen (PiFa I L, PiQu I L) des Latenzgebietes bzw. für die Waldumbauflächen im Gradationsgebiet (PiPi G, PiFa I G).

Tab. 25: Distanzmatrix der Dominantenidentität (RENKONEN-Index [%]), (Aktivitätsbiomasse nach Fängen mit BF - 2000)

	Latenzgebiet					Gradationsgebiet		
	Pi L	PiFa I L	PiQu I L	PiFa II L	PiQu II L	Pi G	PiPi G	PiFa I G
Pi L	100							
PiFa I L	39	100						
PiQu I L	39	31	100					
PiFa II L	69	63	59	100				
PiQu II L	47	44	46	42	100			
Pi G	38	52	45	74	61	100		
PiPi G	44	50	44	76	61	31	100	
PiFa I G	44	49	42	76	62	32	23	100



Abb. 54: Clusteranalytisches Unähnlichkeitsdendrogramm nach dem RENKONEN-Index (UPGMA-Linkage), (Aktivitätsbiomasse nach Fängen mit BF - 2000)

4.3.1.8 Diversitätsindices und Rarefaction

Die nach Individuen- und Artenzahlen ermittelten Diversitätsindices der einzelnen Flächen lagen dicht beisammen (Index: 2,50 - 3,1) (Tab. 26, Abb. 55). Einheitliche Trends über die Auswirkungen einer erhöhten Strukturvielfalt durch Waldumbau waren kaum zu erkennen. Nach dem BRILLOUIN-DIVERSITÄTSMAB erreichte im ersten Untersuchungsjahr (2000) der Reinbestand (Pi G) im Gradationsgebiet die höchste Diversität, gefolgt von PiFa I L und PiQu II L im Latenzgebiet. In 2001 wurden die höchsten und nahezu identischen Diversitätsgrade für Pi G und die jungen Laubholzvoranbauten (PiFa I L, PiQu I L) im Latenzgebiet errechnet.

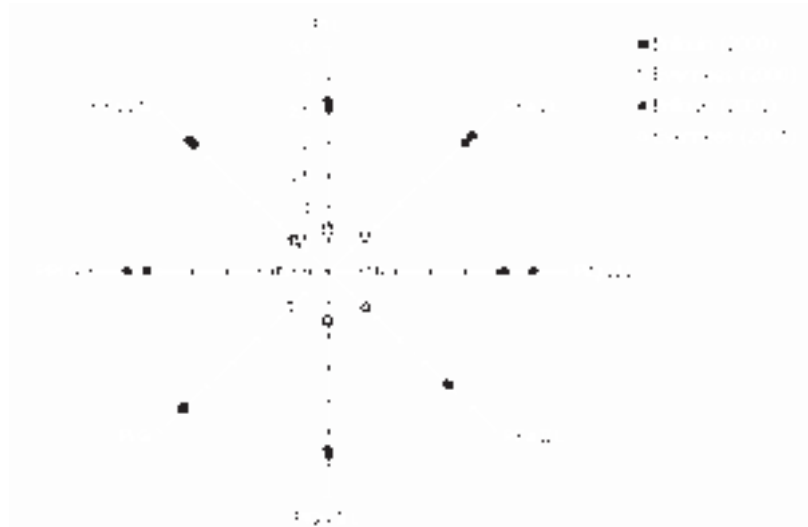


Abb. 55: BRILLOUIN-Index und Evenness der Untersuchungsflächen (nach Fängen mit BF in 2000, 2001)

Tab. 26: Individuen- und Artenzahlen, Anzahl von Haupt- und Begleitarten adulter Araneae sowie Angaben der Diversität nach BRILLOUIN und deren Evenness nach Untersuchungsflächen (nach Fängen mit BF in 2000, 2001)

		Latenzgebiet					Gradationsgebiet		
		Pi L	PiFa I L	PiQu I L	PiFa II L	PiQu II L	Pi G	PiPi G	PiFa I G
2000	Individuenzahl	1132	1090	1069	296	520	880	1278	1848
	Artenzahl	61	55	60	37	49	60	67	67
	Hauptarten	10	16	17	9	13	18	14	15
	Begleitarten	51	39	43	28	36	42	52	45
	Brillouin-Index	2,52	2,86	2,58	2,50	2,83	2,98	2,65	2,78
	Evenness	0,63	0,74	0,65	0,74	0,77	0,76	0,65	0,68
2001	Individuenzahl	741	965	930	309	598	804	1033	1384
	Artenzahl	47	57	62	27	46	59	56	65
	Hauptarten	15	17	22	10	13	17	17	16
	Begleitarten	32	40	40	17	33	42	39	49
	Brillouin-Index	2,64	2,99	3,01	2,46	2,77	3,00	2,94	2,88
	Evenness	0,71	0,77	0,76	0,79	0,76	0,77	0,75	0,71

Die Artenzahlerwartungswerte nach der HURLBERT-Rarefaction bestätigten den Artenreichtum für die Kiefernreinbestände (Pi G, PiPi G) im Gradationsgebiet (Abb. 56). Mit einer standardisierten Artenzahl von 38 wiesen die Flächen Pi G und PiPi G die höchsten Werte auf. Auch auf dem jungen Voranbau mit Traubeneiche (PiQu I L) wurden nahezu gleich hohe Artenzahlerwartungswerte festgestellt. Die geringsten Artenzahlerwartungswerte ließen der Referenzbestand (Pi L: $n = 31$) und der Voranbau mit Rotbuche (PiFa I L: $n = 32$) erkennen. Während auf fast allen Waldumbauflächen (PiPi G, PiFa I G, PiQu I L, PiQu II L, PiFa II L) ein weiterer Kurvenanstieg zu erkennen war, zeigte der Kurvenverlauf der altershomogenen Kiefernwälder (Pi L, Pi G) und der von

PiFa I L eine Sättigung an. Auch im zweiten Untersuchungsjahr (2001) bestätigte die Rarefaction, eine ähnliche Flächenanordnung mit vergleichbarem Kurvenverlauf. Die Ausnahme bildete der junge Voranbau mit Rotbuche (PiFa I L), der bereits bei einem Artenzahlerwartungswert von 26 eine Kurvensättigung erwarten ließ, während dies bei den anderen Flächen erst bei einem Wert von $n \geq 36$ erreicht wurde.

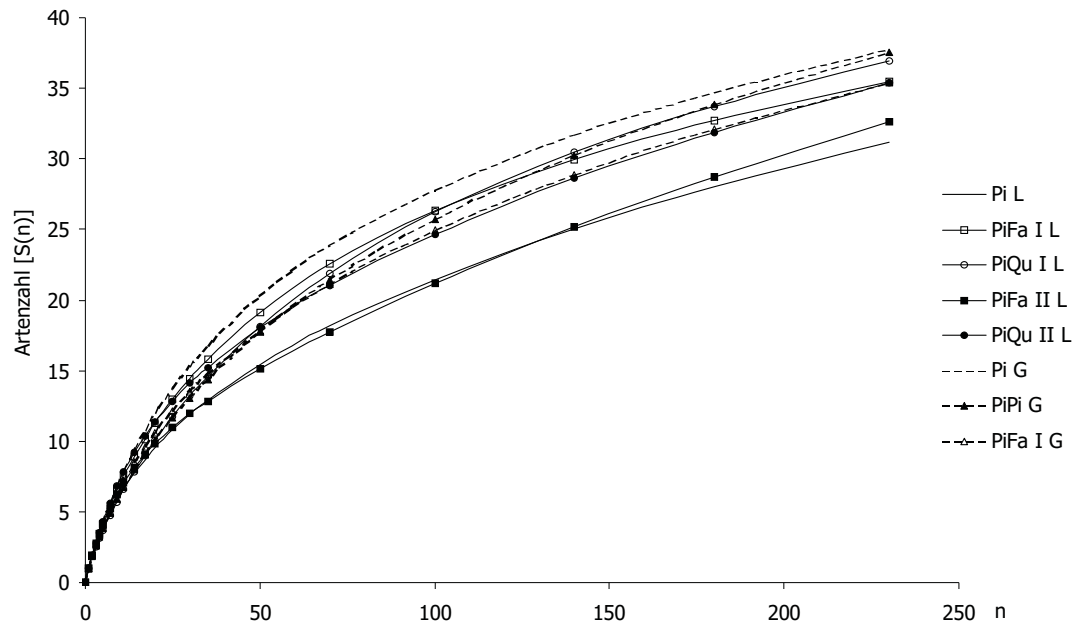


Abb. 56: Standardisierte Artenzahlen $S(n)$ der Araneae nach HURLBERT-Rarefaction (nach Fängen mit BF im Untersuchungsjahr 2000, $n_{\max}=250$)

Resümee

- Die Ergebnisse der Spinnenzönose basierten auf der Auswertung von Bodenfallenfängen von insgesamt acht Versuchsflächen, die zwischen März und Oktober 2000/2001 beprobt wurden.
- Insgesamt wurden 21.508 Individuen (Juvenilenanteil: 30,8%) aus 147 Arten und 21 Familien erfasst. Unter ihnen befanden sich 13 Arten der bundesdeutschen und 19 Arten der sächsischen Roten Liste.

Struktur der Spinnenzönose in homogenen Kiefernforsten

- Zwischen Pi L und Pi G bestanden tendenzielle Unterschiede in der Struktur der Spinnengemeinschaft. Zwar dominierten nach Individuenzahlen auf beiden Flächen die Linyphiidae, ihr Anteil am Gesamtfang war aber im Gradationsgebiet durch die hohen Fangzahlen der Lycosidae wesentlich geringer als im Latenzgebiet. Nach der Aktivitätsbiomasse dominierten in beiden Untersuchungsgebieten die Lycosidae.
- Auf Pi G waren die Arten der Nadelwälder und die lichter, trockener Kiefern(Nadel)wälder häufiger als im Latenzgebiet (Pi L). Bezüglich der Lichtpräferenz etablierten sich auf beiden Kiefernforsten meso ombrophile und mesophile Taxa.
- Deutliche Effekte der Umweltparameter auf die Spinnenfauna, wurden mittels der kanonischen Korrespondenzanalyse nachgewiesen. Dabei erfolgte eine klare Differenzierung der Untersuchungsgebiete nach Temperatur-, Niederschlagssumme und Diffuse Site Factor.
- Die Clusteranalyse der Dominanzverhältnisse (Aktivitätsdichte und -biomasse) ergab eine hohe Distanz zwischen den Referenzflächen (Pi L, Pi G).
- Der Referenzbestand im Gradationsgebiet (Pi G) besaß die höchste Diversität und Evenness. Auch die Interpolierung der Individuenzahlen mittels HURLBERT-Rarefaction bestätigte für Pi G hohe Artenzahlerwartungswerte.

Effekte strukturierter Kiefernreinbestände

- Die Tolerierung der Naturverjüngung führte zu einer Förderung der Spinnenzönose. Dies beruhte insbesondere auf einer höheren Aktivitätsdichte und -biomasse der Lycosidae auf PiPi G im Vergleich zu Pi G.
- Die natürliche Kiefernverjüngung begünstigte sowohl die Schatten liebenden Arten (meso ombrophil, ombrophil), als auch die mesophilen Taxa bezüglich ihrer Temperatur- und Feuchtepräferenz.
- Gemeinsamkeiten bestätigte die Clusteranalyse, die auf Grundlage von Arten- und Dominantenidentität hohe Übereinstimmungsgrade zwischen Pi G und PiPi G zeigte.
- Nach der HURLBERT-Rarefaction wurden für beide Flächen (Pi G, PiPi G) hohe Artenzahlerwartungswerte berechnet.

Effekte der Einbringung von Laubbaumarten in Kiefernreinbestände

- Während im Gradationsgebiet eine signifikante Förderung der Spinnenzönose vom Reinbestand zum Mischbestand hinsichtlich der Aktivitätsdichte und -biomasse der Araneae festzustellen war, verringerte sich im Latenzgebiet mit zunehmenden Alter der Laubhölzer auch die Aktivität der Webspinnen.

- Die höchste Aktivitätsdichte besaßen die Taxa der Linyphiidae und die höchste Aktivitätsbiomasse die Lycosidae. Auf den ältesten Voranbauflächen im Latenzgebiet (PiFa II L, PiQu II L) traten zunehmend die Amaurobiidae verstärkt auf.
- Im Latenzgebiet dominierten die Taxa der Laub(Misch)wälder auf den ältesten Voranbauten (PiFa II L, PiQu II L). Gleichzeitig nahm die Individuenzahl typischer Nadelholzarten mit zunehmender Strukturierung in beiden Untersuchungsgebieten ab. Bezüglich der Helligkeitspräferenz führte die Strukturdiversität zur Etablierung von steno ombrophilen (Latenzgebiet) und meso ombrophilen (Gradationsgebiet) Arten.
- Im Gradationsgebiet war die Individuen- und Biomassedomianz der Arten mit Einbringung von Laubholz (PiFa I G) eher unausgeglichen. Dagegen begünstigte der Voranbau im Unterstand (PiFa I L, PiQu I L) des Latenzgebietes eine Erhöhung der Hauptarten, während die ältesten Voranbauten (PiFa II L, PiQu II L) eine Verringerung dieser zur Folge hatten.
- Der Vergleich der Laubbaumarten (*Fagus sylvatica* L, *Quercus petraea* (Matt.) Liebl.) anhand absoluter Artenzahlen 2000/ 2001 (PiFa I L: n = 70, PiFa II L: n = 45, PiQu I L: n = 77, PiQu II L: n = 63) sowie Roter Liste Arten (PiFa I L: n = 5, PiFa II L: n = 2, PiQu I L: n = 7, PiQu II L: n = 5) und exklusiver Taxa (PiFa I L: n = 1, PiFa II L: n = 2, PiQu I L: n = 6, PiQu II L: n = 2), zeigte eine tendenziell positive Entwicklung der Spinnenzönose mit Einbringung der Traubeneiche.
- Nach der Clusteranalyse (Dominantenidentität) waren sich jeweils die jungen und alten Voranbauten am ähnlichsten (Latenzgebiet).
- Die höchste Diversität und Evenness wurde in 2001 für die jüngsten Voranbauflächen (PiFa I L, PiQu I L) berechnet. Die Fläche PiFa II L zeigte (2000, 2001) neben der geringsten Diversität auch die niedrigsten Artenzahlerwartungswerte.

4.3.2 Fänge mit Bodenphotoeektoren

Mit Bodenphotoeektoren wurden sieben Untersuchungsflächen zwischen April und Oktober in 2000 und 2001 beprobt. Insgesamt fingen sich 10.607 Individuen (Jugendanteil: 77,1%) aus 123 Arten und 19 Familien in den Fangautomaten.

4.3.2.1 Individuenminimale Abundanz

Im Latenzgebiet wurden die höchsten Individuenzahlen auf dem Referenzbestand Pi L (2000: $n = 1.124$, 2001: $n = 1.170$) ermittelt. Mit zunehmender Bestandesstrukturierung nahm die Individuenzahl der Webspinnen – ähnlich der Ergebnisse aus Bodenfallenfängen – deutlich ab (Abb. 57 A, B). So war die Aktivitätsdichte der ältesten Umbaustadien im Latenzgebiet (2000 – PiFa II L: $n = 292$, PiQu II L: $n = 224$, 2001 – PiFa II L: $n = 812$; PiQu II L: $n = 562$) am niedrigsten. Es bestanden 2000 signifikante Unterschiede (PiFa II L: $p \leq 0,01$, PiQu II L: $p \leq 0,001$) zum Kiefernreinbestand (Pi L) und dem jungen Voranbau mit Rotbuche (PiFa I L) (Abb. 57 A, s. Anhang Tab. 11). Auch die Spinnenfauna auf den jüngsten Voranbauten (PiFa I L, PiQu I L) reagierte auf die Bestockungszunahme mit einer Verringerung der Aktivitätsdichte.



Abb. 57: Individuenzahl der Araneae nach Fängen mit BPE in 2000 (A), 2001 (B) im Latenz- und Gradationsgebiet (Signifikanzen s. Anhang Tab. 11)

Im Gradationsgebiet wirkte sich die Förderung der natürlichen Verjüngung positiv auf die Spinnenzönose aus. In 2000 erhöhte sich die Individuendichte vom Kiefernreinbestand (Pi G, $n = 713$) zum altersheterogenen Kiefernwald (PiPi G, $n = 922$). Signifikante Unterschiede wurden jedoch nicht nachgewiesen (Abb. 57 B).

»Aktivitätsdynamik«

Die Fangzahlen der Webspinnen stiegen in den Frühjahrsmonaten (April bis Mai 2000) an und erreichten im Juni ihr Maximum (Abb. 58). Die Ausnahme bildeten die Voranbauflächen mit Rotbuche. Während auf PiFa I L bereits im Mai die meisten Araneae gefangen wurden, trat auf PiFa II L erst im Juli die höchste Aktivitätsdichte auf (Abb. 58, s. Anhang Tab. 12). Im Oktober zeichnete sich auf Pi L, PiQu I L und PiPi G ein erneuter Anstieg der Fangzahlen ab. Im zweiten Untersuchungsjahr war der saisonale Verlauf homogener und zeigte auf allen Flächen einen Anstieg der Fangzahlen im Herbst (September bis Oktober).

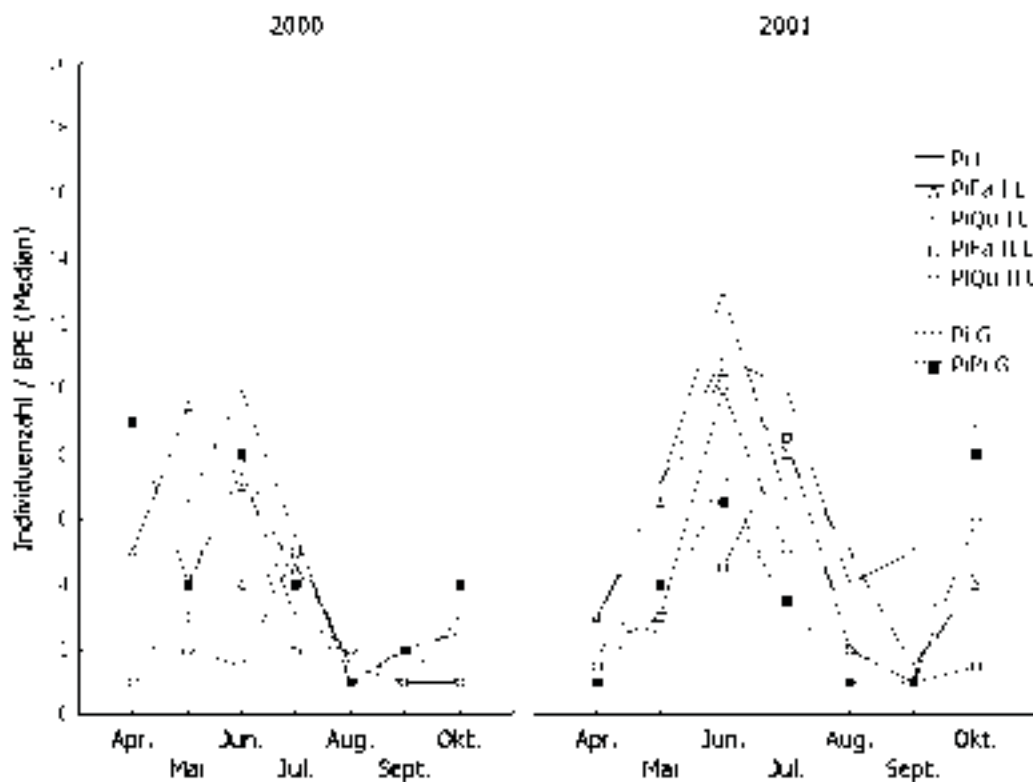


Abb. 58: Phänologie aller adulten Araneae auf den einzelnen Flächen von Latenz- und Gradationsgebiet (nach Fängen mit BPE in 2000, 2001, Signifikanzen s. Anhang Tab. 12)

»Dominanzstruktur«

Die Dominanzstruktur der Spinnengemeinschaft auf Familienniveau zeigte keinen deutlichen Einfluss der Bestandesstrukturierung und der Baumartenmischung (Tab. 27, Abb. 59). Neben der höheren Fangzahl (2000: $n = 204$) wurden auch die meisten Familien (2000: $n = 12$) auf der Referenzfläche (Pi L) im Latenzgebiet ermittelt (Tab. 27). Des Weiteren war die Fangzahl auf den ältesten Voranbauten (PiFa II L, PiQu II L) am geringsten (2000: $n = 69$, $n = 66$).

Die individuenreichste Familie (2000, 2001) auf allen Untersuchungsflächen waren die Linyphiidae (Dominanzanteil 2000: 44% - 77%). Weiterhin erreichten die Theridiidae (3% - 42%) vergleichsweise hohe Individuenzahlen (Tab. 27). Deutlich geringere Dominanzanteile besaßen Lycosidae und Salticidae.

Im Latenzgebiet ging die Fangzahl der Linyphiidae mit Einbringung von Laubhölzern in Kiefernbeständen zunehmend zurück (Abb. 59). Besonders auf den ältesten Voranbauten (2000 – PiFa II L, PiQu II L: $p \leq 0,05$) verringerten sich die Individuenzahlen im Vergleich zum Kiefernreinbestand (Pi L) signifikant (s. Anhang Tab. 13). Auch die Gegenüberstellung mit der Referenzfläche Pi G bestätigte signifikante Unterschiede (2000: $p \leq 0,05$).

Im Gradationsgebiet nahmen durch die Toleranz der Naturverjüngung (PiPi G) zwar die Individuenzahlen der Linyphiidae zu, ihr prozentualer Anteil an der Dominanzstruktur veränderte sich jedoch nicht (Abb. 59, Tab. 27).

Tab. 27: Ökologische Kenngrößen (Individuenzahlen, Dominanz) der Araneaezönose auf Familienniveau (nach Fängen mit BPE im Untersuchungsjahr 2000)

	Pi L	PiFa I L	PiQu I L	PiFa II L	PiQu II L	Pi G	PiPi G
	Ind. D[%]	Ind. D[%]	Ind. D[%]	Ind. D[%]	Ind. D[%]	Ind. D[%]	Ind. D[%]
Individuenzahl	204	189	144	69	66	106	179
Familienzahl	12	11	13	9	10	9	11
Araneae							
Hahniidae	-	1 [0,5]	12 [8,3]	-	-	-	16 [8,9]
Linyphiidae	130 [63,7]	96 [50,8]	91 [63,2]	52 [75,4]	51 [77,3]	49 [46,2]	79 [44,1]
Lycosidae	11 [5,4]	8 [4,2]	2 [1,4]	-	1 [1,5]	2 [1,9]	11 [6,1]
Salticidae	12 [5,9]	9 [4,8]	11 [7,6]	-	1 [1,5]	14 [13,2]	32 [17,9]
Theridiidae	27 [13,2]	42 [22,2]	7 [4,9]	2 [2,9]	2 [3,0]	33 [31,1]	23 [12,8]
Sonstige (n=13)	24 [11,8]	33 [17,5]	21 [14,6]	15 [21,7]	11 [16,7]	8 [7,5]	18 [10,1]

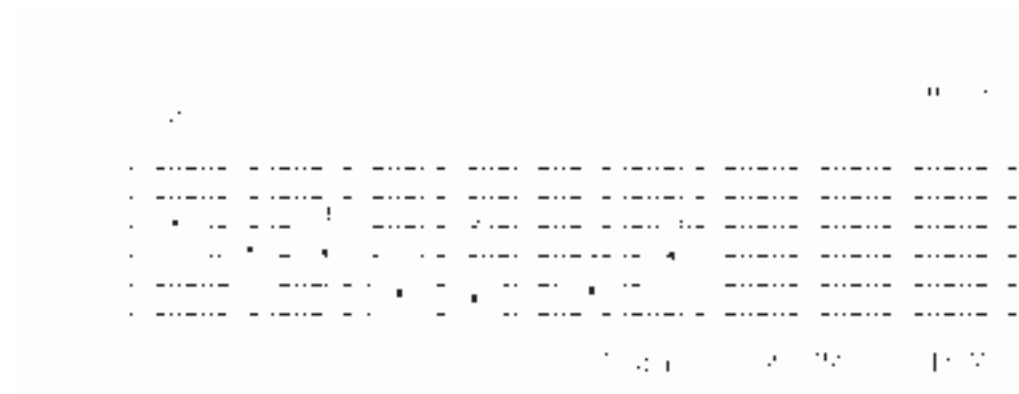


Abb. 59: Individuenzahl der dominantesten Familie (Linyphiidae) adulter Araneae (nach Fängen mit BPE in 2000, Signifikanzen s. Anhang Tab. 13)

4.3.2.2 Aktivitätsbiomasse

Mit zunehmender Bestandesstrukturierung verringerte sich 2000, 2001 im Latenzgebiet auch die Aktivitätsbiomasse der Araneae (Abb. 60, s. Anhang Tab. 14). Die höchsten Aktivitätsbiomassen (Anteil 2000: 33%, 2001: 28%) existierten demzufolge auf der Referenzfläche (Pi L). Signifikante Unterschiede (2000) bestanden zwischen dem ältesten Voranbau mit Traubeneiche (PiQu II L) und dem Referenzbestand (Pi L: $p \leq 0,05$) bzw. dem jungen Buchenvoranbau (PiFa I L: $p \leq 0,05$). Auch 2001 wurden deutlich niedrige Werte auf PiQu II L (Pi L: $p \leq 0,05$) festgestellt (Abb. 60 B).

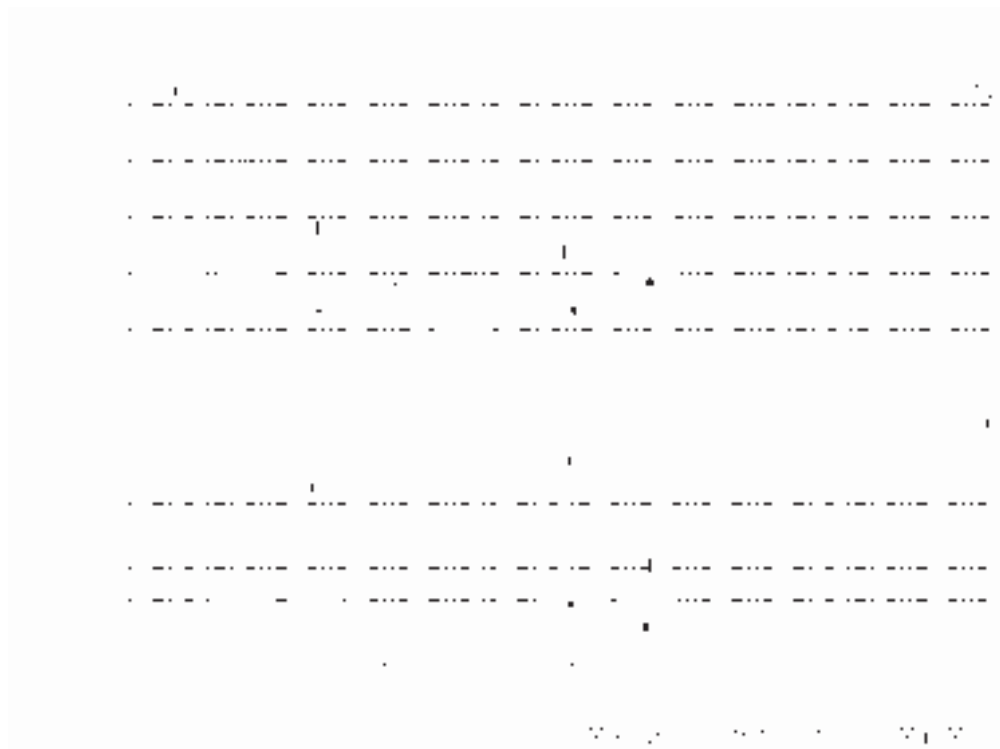


Abb. 60: Aktivitätsbiomasse der Araneae nach Fängen mit BPE in 2000 (A) und 2001 (B) im Latenz- und Gradationsgebiet (Signifikanzen s. Anhang Tab. 14)

Im Gradationsgebiet stieg die Aktivitätsbiomasse der Webspinnenfauna durch die Förderung der Kiefernverjüngung zumindest tendenziell an (Abb. 60 A, B).

»Aktivitätsdynamik«

Teilweise verschob sich die saisonale Lage der Aktivitätsbiomassemaxima durch den Waldumbau (Abb. 61). So kulminierte die Aktivitätsbiomasse der Flächen PiFa I L, PiQu II L und PiPi G bereits im Mai (2001), während auf PiQu I L, PiFa II L bzw. den Referenzbeständen (Pi L, Pi G) erst im Juni Maximalwerte erreicht wurden.

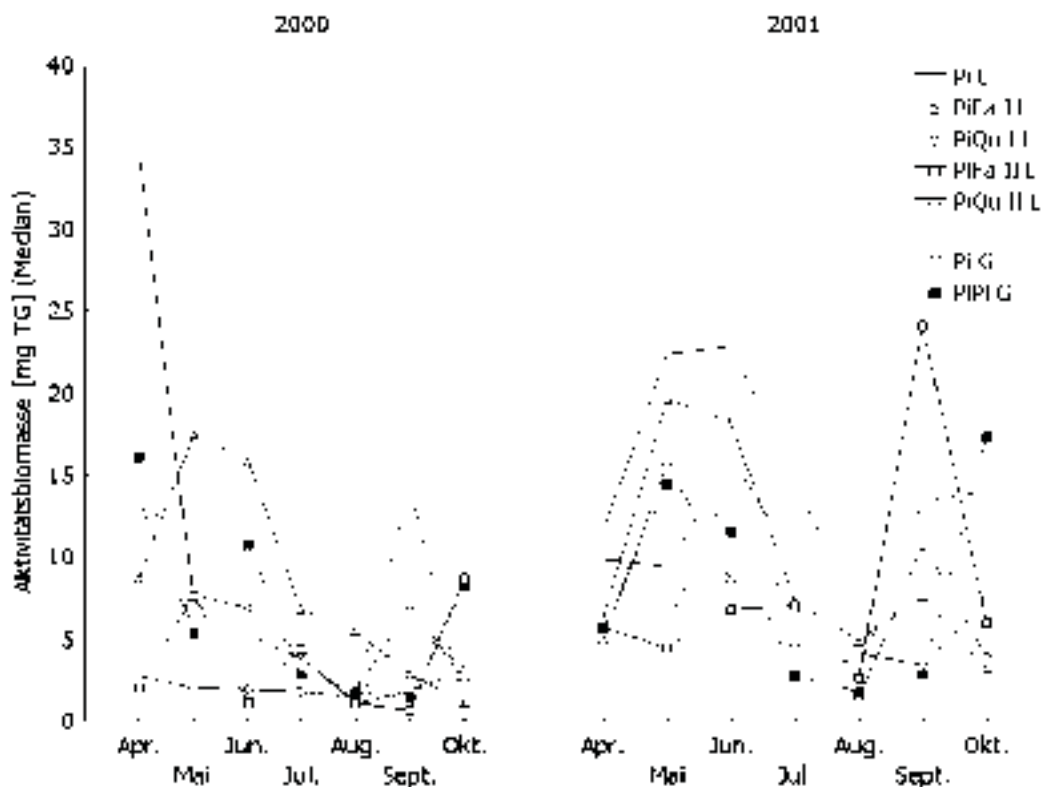


Abb. 61: Dynamik der Aktivitätsbiomasse aller adulten Araneae auf den einzelnen Flächen von Latenz- und Gradationsgebiet (Aktivitätsbiomasse nach Fängen mit BPE in 2000, 2001, Signifikanzen s. Anhang Tab. 15)

»Dominanzstruktur«

Im Latenzgebiet nahm die Aktivitätsbiomasse der Linyphiidae und Lycosidae mit Erhöhung der Bestandesstrukturierung ab (Tab. 28, Abb. 62, s. Anhang Tab. 16a). Dabei ergaben sich signifikante Unterschiede (2000: $p \leq 0,05$) zwischen dem Referenzbestand (Pi L) und dem ältesten Voranbau mit Traubeneiche (PiQu II L). Begünstigt wurden dagegen die Taxa der Amaurobiidae (Tab. 28, Abb. 62, s. Anhang Tab. 16b). Die Förderung der Naturverjüngung (PiPi G) steigerte die Aktivitätsbiomasse der Lycosidae und Salticidae im Gradationsgebiet (Tab. 28, Abb. 62).

Folglich manifestierten sich Effekte des Waldumbaus auch in der Dominanzstruktur der Spinnengemeinschaft. Gemessen an der Aktivitätsbiomasse dominierten im Latenzgebiet die Lycosidae auf dem Reinbestand (Pi L: 42%) und dem jüngsten Buchenvoranbau (PiFa I L: 29%), die Linyphiidae (Dominanzanteil 2000: 16% - 25%) hauptsächlich auf den Voranbauflächen (PiQu I L, PiFa II L: 25%) sowie die Amaurobiidae (45%) auf PiQu II L. Im Gradationsgebiet waren die Salticidae – unabhängig von der Bestandesstruktur – vorherrschend (Pi G: 28%, PiPi G: 32%) (Tab. 28). Höhere Dominanzpositionen – gemessen an der Aktivitätsbiomasse – erreichten auch die Lycosidae auf beiden Versuchsflächen des Gradationsgebietes sowie die Theridiidae nur im Referenzbestand (Pi G).

Tab. 28: Ökologische Kenngrößen (Aktivitätsbiomasse, Dominanz) der Araneaezönose auf Familienniveau (nach Fängen mit BPE im Untersuchungsjahr 2000)

	Pi L	PiFa I L	PiQu I L	PiFa II L	PiQu II L	Pi G	PiPi G
	A _B [mg TG]	A _B [mg TG]	A _B [mg TG]	A _B [mg TG]	A _B [mg TG]	A _B [mg TG]	A _B [mg TG]
	D[%]	D[%]	D[%]	D[%]	D[%]	D[%]	D[%]
Araneae	492,0	421,5	238,4	182,6	167,9	228,8	303,9
Amaurobiidae	24,1 [4,9]	-	13,4 [5,6]	37,4 [20,5]	74,9 [44,6]	-	-
Linyphiidae	82,4 [16,8]	71,4 [17,0]	60,2 [25,2]	45,3 [24,8]	26,4 [15,7]	36,5 [15,9]	47,5 [15,6]
Lycosidae	205,5 [41,8]	120,1 [28,5]	39,0 [16,4]	-	28,4 [16,9]	39,0 [17,0]	63,2 [20,8]
Salticidae	42,6 [8,7]	28,9 [6,8]	25,7 [10,8]	-	5,1 [3,0]	64,1 [28,0]	96,9 [31,9]
Theridiidae	45,0 [9,1]	88,6 [21,0]	17,3 [7,3]	5,2 [2,8]	2,8 [1,7]	45,3 [19,8]	27,6 [9,1]
Sonstige (n=14)	92,5 [18,8]	112,5 [26,7]	82,9 [34,8]	94,7 [51,9]	30,3 [18,1]	44,0 [19,2]	68,8 [22,6]

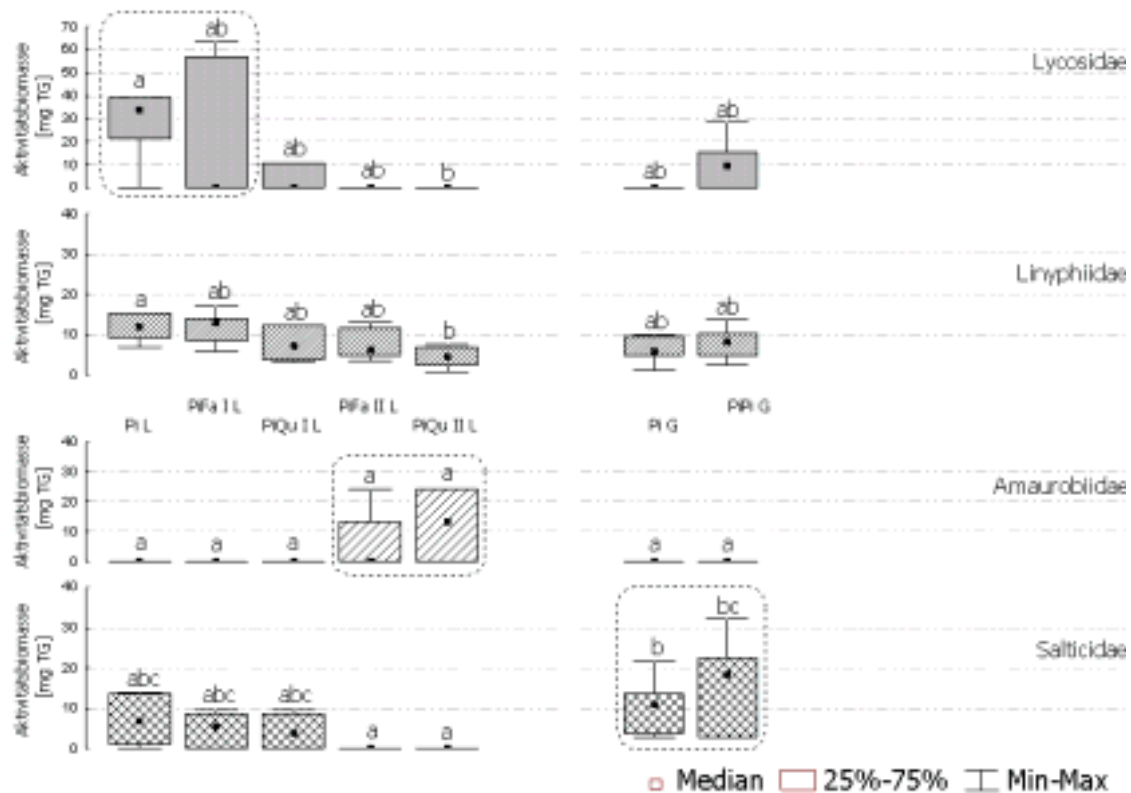


Abb. 62: Aktivitätsbiomasse ausgewählter Familien dominanter, adulter Araneae: Lycosidae, Linyphiidae, Amaurobiidae, Salticidae (nach Fängen mit BPE in 2000, Signifikanzen s. Anhang Tab. 16 a, b)

4.3.2.3 Ökologische Charakterisierung der Arten

»Beutefangverhalten«

Ausgehend vom Beutefangverhalten prägten netzbauende Arten (Dominanzanteil 2000: 80%, 2001: 82%) die Zusammensetzung der Webspinnenzönose im Bodenphotoelektron (s. Anhang Tab. 24). Zu den bedeutenden Taxa der Netzbauer gehörten die Linyphiidae, vor allem *Tenuiphantes flavipes* (Individuenzahl 2000: n = 75, 2001: n = 366) und *Pelecopsis radicularis* (n = 69, n = 89). Weiterhin erreichte eine Art der Theridiidae (*Neottiura bimaculata*: n = 70, n = 27) und Hahniidae (*Hahn timer helveola*: n = 28, n = 165) hohe Individuenzahlen (Abb. 63 A).

Zu den häufigsten Familien der Jäger und Lauerer gehörten hauptsächlich Salticidae und Liocranidae (Abb. 63 B). Aber auch Lycosidae und Zoridae wurden häufig gefangen. Unter den Springspinnen (Salticidae) überwog *Euophrys frontalis* (2000: n = 43, 2001: n = 67), die sich in erster Linie durch einen hervorragend ausgebildeten Gesichtssinn auszeichnet (BELLMANN 1997). Eine Art der Corinnidae (*Phrurolithus festus*: n = 3, n = 60) erreichte besonders in 2001 hohe Individuenzahlen.

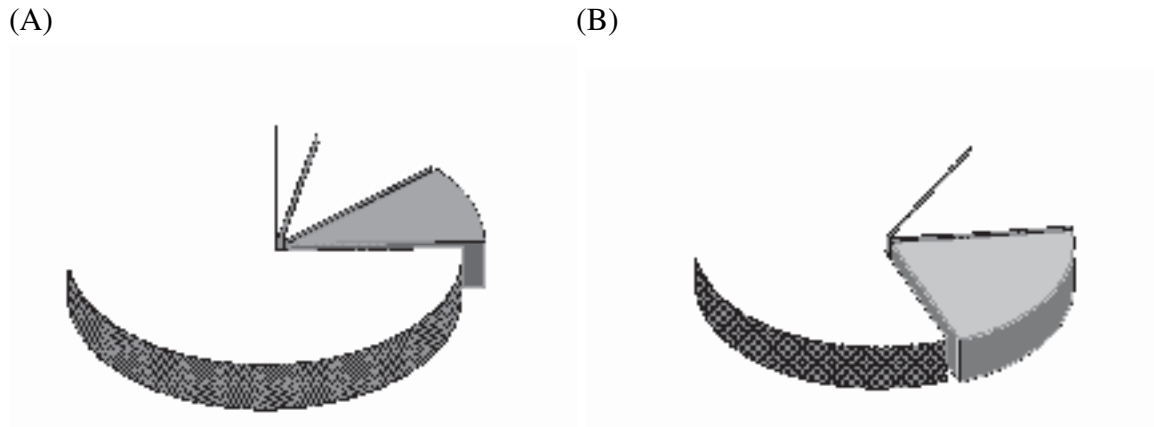


Abb. 63: Dominanzstruktur adulter Araneae auf Familienniveau basierend auf dem Beutefangverhalten: (A) Netzbauer, (B) Jäger/ Lauerer (Prozentuale Anteile am Gesamtindividuenspektrum nach Fängen mit BPE in 2000/ 2001)

Im Latenzgebiet nahm mit dem Einwachsen des Voranbaus in die erste Baumschicht (PiFa II L, PiQu II L) die Individuenzahl beider Beutefangtypen ab (Abb. 64). Signifikante Unterschiede zum Referenzbestand (2000: $p \leq 0,05$) existierten bei den Jäger/ Lauerer auf den ältesten Laubholzvoranbauten (PiFa II L, PiQu II L), bei Netzbauern auf dem ältesten Voranbau mit Rotbuche (PiFa II L) (Tab. 64).

Im Gradationsgebiet profitierten Arten beider Fangstrategien von der Zunahme der Aktivitätsdichten durch die Toleranz der natürlichen Kiefernverjüngung (PiPi G).

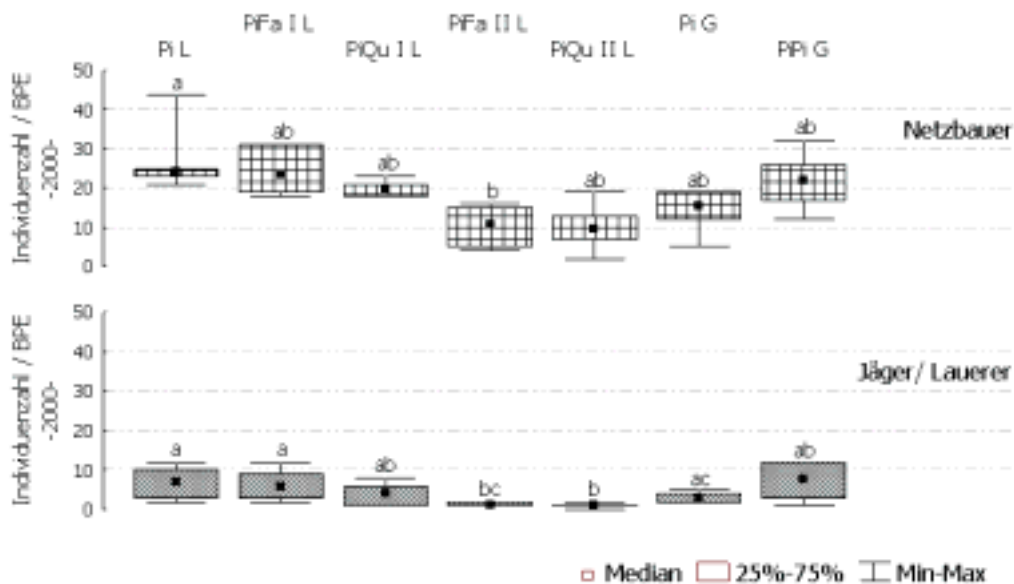


Abb. 64: Individuenzahl ausgewählter Familien dominanter, adulter Araneae: Netzbauer, Jäger/ Lauerer (nach Fängen mit BPE in 2000, Signifikanzen s. Anhang Tab. 17)

»Lebensraumpräferenz«

Nach der artspezifischen Lebensraumpräferenz (s. Anhang Tab. 24) dominierten in beiden Fangjahren Arten der Wälder/ Waldränder (Dominanzanteil 2000: 46%, 2001: 59%) sowie der Laub(Misch)wälder (21%, 15%) die Bodenphotoelektorfauna. Taxa der Nadelwälder (8%, 9%) und lichter, trockener Kiefernwälder (3%, 2%) waren stets gering vertreten.

Mit überwiegend Wald und Nadelholz besiedelnden Taxa stimmten die Referenzbestände (Pi L, Pi G) hinsichtlich der Lebensraumpräferenzen der Araneae weitgehend überein (Abb. 65).

Im Latenzgebiet führte der Waldumbau erst mit dem Einwachsen der Laubbaumarten in die Kronenregion der Kiefern zu Veränderungen der Lebensraumpräferenzen (Abb. 65). Dabei wurden die Arten der Laub(Misch)wälder tendenziell auf den ältesten Voranbauten (PiFa II L, PiQu II L) begünstigt. Gleichzeitig verringerte sich dort die Aktivität der Offenlandarten signifikant (2000: PiFa II L – Pi L, PiQu I L: $p \leq 0,05$; PiQu II L – Pi L, PiFa I L, PiQu I L: $p \leq 0,01$).

Im Gradationsgebiet erhöhte sich der Anteil von Taxa lichter, trockener Kiefern(Nadel)wälder sowie der Laub(Misch)wälder tendenziell mit der Tolerierung der Kiefern naturverjüngung (Abb. 65).

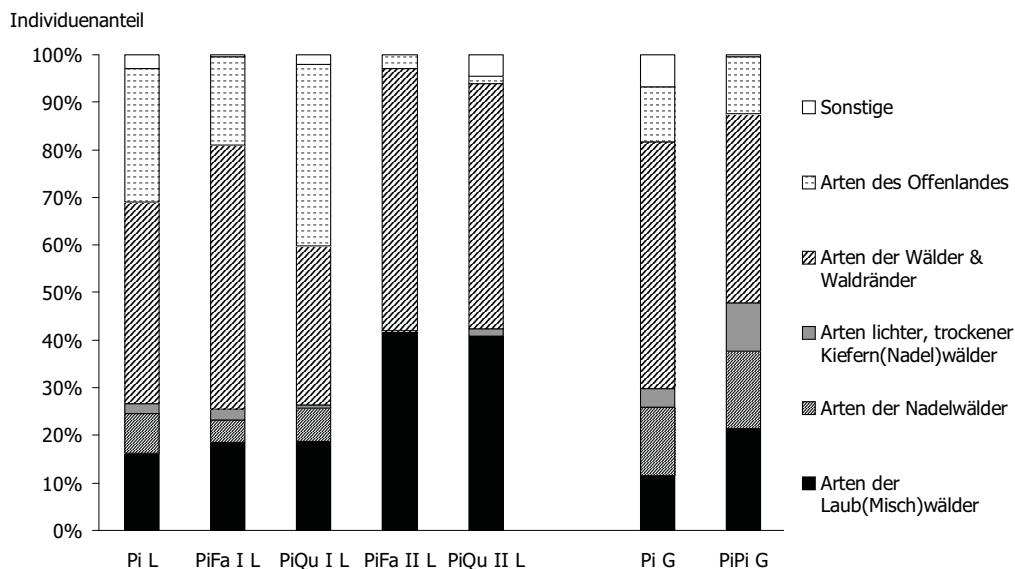


Abb. 65: Individuenzahlen adulter Araneae aufgeschlüsselt nach Lebensraumpräferenzen der Arten (nach Fängen mit BPE in 2000, Lebensraumpräferenzen der Arten s. Anhang Tab. 24)

»Habitatpräferenz«

Standortsfaktor: Helligkeit

Bezüglich der Helligkeitspräferenz bestand die Spinnenfauna auf beiden Kiefernreinbeständen vorwiegend aus meso ombrophilen (Anteil 2000 – Pi L: 37%, Pi G: 31%), mesophilen (2000 – Pi L: 17%, Pi G: 23%) und meso photophilen (2000 – Pi L: 21, Pi G: 16) Taxa. Unterschiede zwischen Pi L und Pi G bestanden aber hinsichtlich der Anteile von Arten mit anderen Helligkeitspräferenzen. Neben einer tendenziellen Erhöhung euryöker Arten, verringerte sich die Individuenzahl steno ombrophiler Taxa signifikant (2000: $p \leq 0,05$) auf Pi G (Abb. 66).

Im Latenzgebiet wurden in beiden Untersuchungsjahren hauptsächlich die meso ombrophilen Taxa durch die Einbringung der Laubbaumarten gefördert (Abb. 66). Besonders auf dem ältesten Buchenvoranbau (PiFa II L) ergaben sich signifikante Unterschiede (2000: $p \leq 0,01$) zum Referenzbestand (Pi L). Dagegen verringerte sich die Aktivitätsdichte euryöker Arten teilweise signifikant (2000: Pi L – PiQu I L, PiFa II L: $p \leq 0,05$). Weiterhin manifestierten sich dort Unterschiede in Abhängigkeit vom Alter der Voranbauten. So nahmen die Taxa des meso photophilen Präferenzbereiches mit Einwachsen des Voranbaus in die erste Baumschicht ab. Der statistische Vergleich bestätigte Signifikanzen zwischen PiFa II L und den Flächen Pi L ($p \leq 0,001$) sowie PiFa I L ($p \leq 0,05$). Die zunehmende Strukturdiversität auf PiPi G im Gradationsgebiet förderte besonders schattenliebende Araneae (Abb. 66).

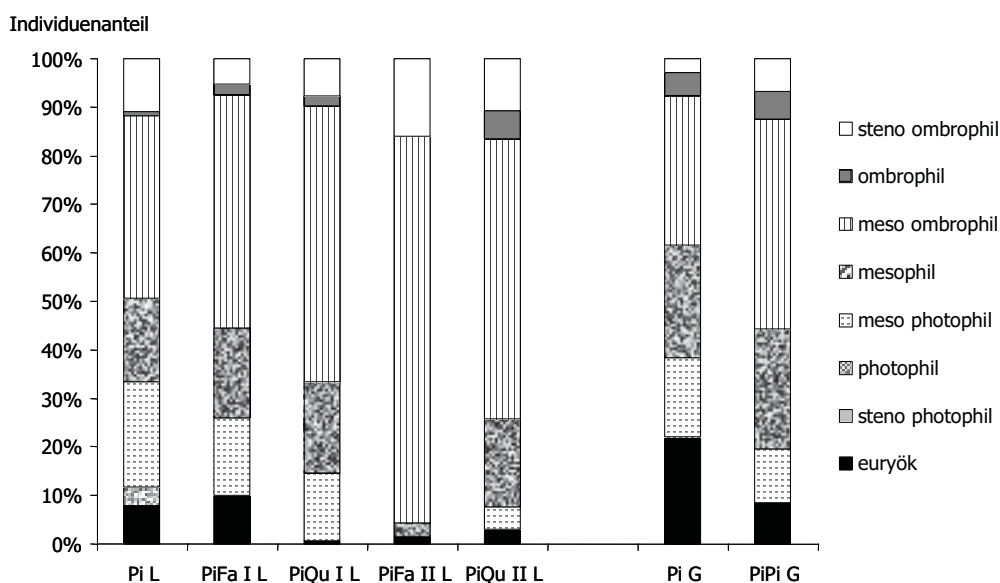


Abb. 66: Individuenzahlen adulter Araneae aufgeschlüsselt nach Helligkeitspräferenzen (nach Fängen mit BPE in 2000, Habitatpräferenzen der Arten s. Anhang Tab. 24)

Standortsfaktor: Temperatur

Hinsichtlich des Faktors Temperatur waren die mesophilen Taxa der vorherrschende Typus im Latenz- (Dominanzanteil 2000 – Pi L: 83%, PiFa I L: 94%, PiQu I L: 92%, PiFa II L: 97%, PiQu II L: 98%) und Gradationsgebiet (2000 – Pi G: 79%, PiPi G: 88%). Dagegen wurden in beiden Fangjahren stenöke und euryöke Araneae nur sporadisch ermittelt. In beiden Untersuchungsgebieten profitierten die mesophilen Taxa vom Waldumbau (Abb. 67).

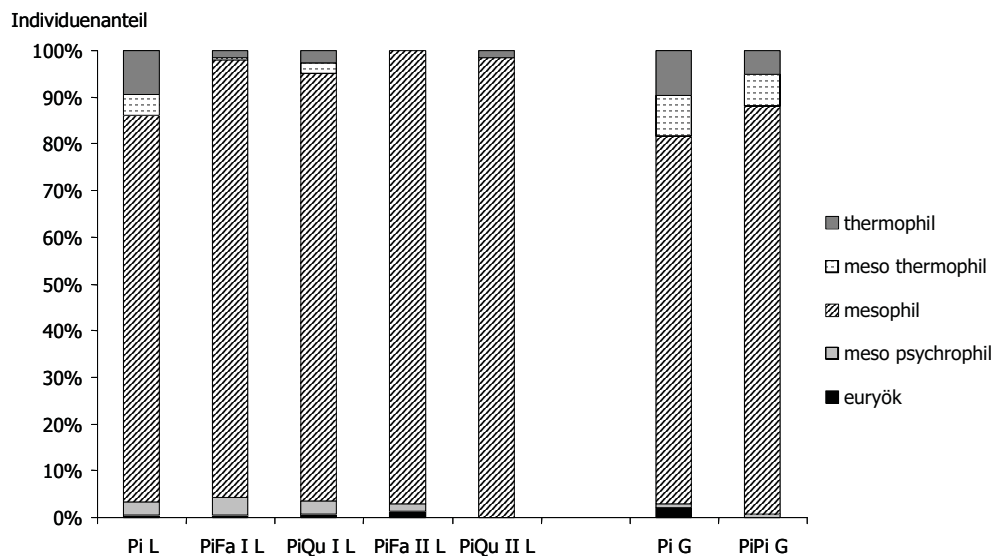


Abb. 67: Individuenzahlen adulter Araneae aufgeschlüsselt nach Temperaturpräferenzen (nach Fängen mit BPE in 2000, Habitatpräferenzen der Arten s. Anhang Tab. 24)

Standortsfaktor: Feuchte

Die Referenzflächen im Latenz- (Pi L) und Gradationsgebiet (Pi G) stimmten im Vorkommen von meso hygrophilen und mesophilen Arten weitgehend überein (Abb. 68). Im Vergleich zu Pi L war aber der Anteil euryöker Arten auf Pi G höher, die Anteile meso xerophiler und xerophiler Arten geringer.

Mit der Einbringung von Laubholz verringerten sich im Latenzgebiet die Individuenanteile euryöker Arten. Sie erreichten auf den ältesten Voranbauflächen (2000 – PiFa II L: 3%, PiQu II L: 8%) die geringsten Werte. Der Waldumbau begünstigte hauptsächlich meso hygrophile Arten auf dem jungen Voranbau mit Rotbuche (2000 – PiFa I L: 44%, PiFa II L: 42%) und meso xerophile Taxa auf PiQu I L (2000: 33%) bzw. PiQu II L (2000: 38%) (Abb. 68).

Im Gradationsgebiet zeigte sich mit Förderung der natürlichen Verjüngung (PiPi G) eine positive Beeinflussung von Arten mit meso hygrophilen und mesophilen Habitatansprüchen (Abb. 68). Die euryöken Taxa wurden dagegen reduziert (2000: $p \leq 0,01$).

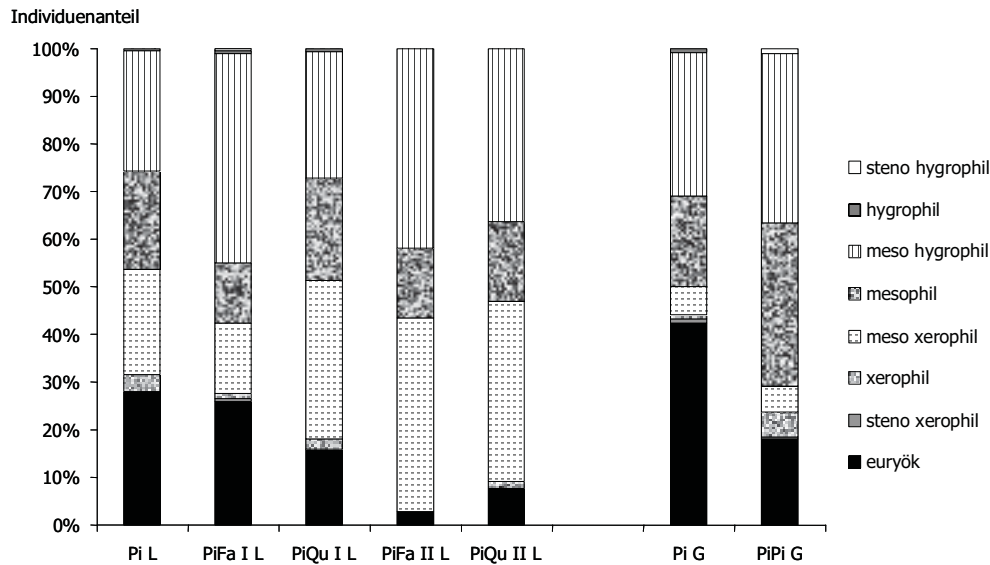


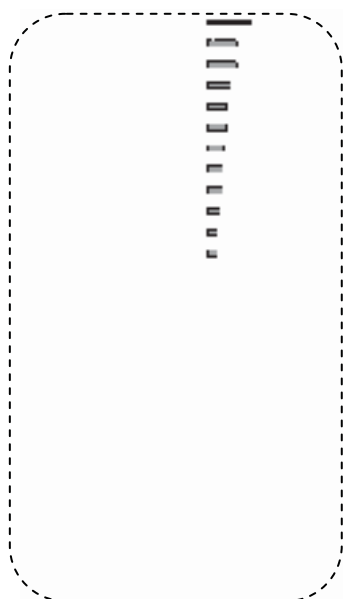
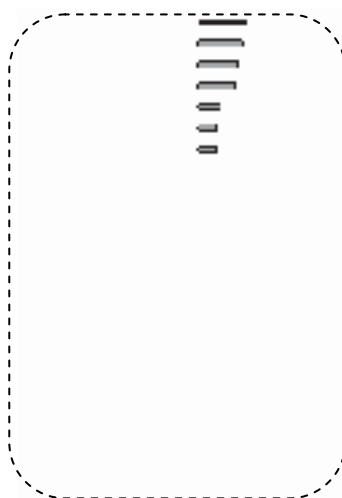
Abb. 68: Individuenzahlen adulter Araneae aufgeschlüsselt nach Feuchtepräferenzen (nach Fängen mit BPE in 2000, Habitatpräferenzen der Arten s. Anhang Tab. 24)

4.3.2.4 Artendominanz und Ermittlung von Charakterarten

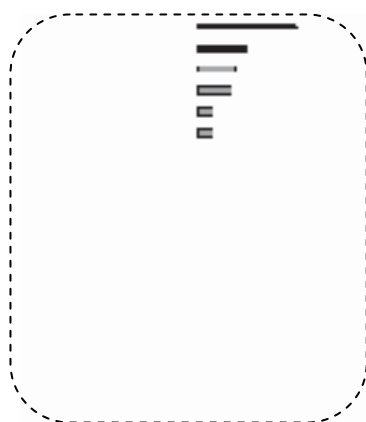
Während die Dominanzstruktur auf Pi L mit 28 Hauptarten sehr ausgeglichen war (Abb. 69), wurde auf dem altershomogenen Kiefernforst (2001 – Pi G: $n = 23$) im Gradationsgebiet eine eher disharmonische Verteilung festgestellt (Abb. 70). Die häufigste Hauptart war *Euophrys frontalis* (Salticidae, Pi L: dominant, Pi G: eudominant).

Der Laubholzvoranbau führte zu einer deutlichen Veränderung der Arten-Individuen-Relation im Latenzgebiet. Dabei verringerte sich die Zahl der Hauptarten mit dem Alter der Voranbauten (PiFa I L: $n = 19$, PiQu I L: $n = 15$, PiFa II L: $n = 8$, PiQu II L: $n = 10$) deutlich in 2001 (Abb. 71, 72, 73, 74).

Die Artenzusammensetzung dominierender Taxa änderte sich mit zunehmender Bestandesstrukturierung. Während die jüngsten Voranbauten (PiFa I L, PiQu I L) dem Kiefernreinbestand (Pi L) ähnelten (Hauptarten: *Tenuiphantes flavipes*, *Pelecopsis radicola*, *Euophrys frontalis*), förderte die Zunahme der vertikalen Bestandesstruktur (PiFa II L, PiQu II L) besonders steno ombrophile Arten (*Macrargus rufus*, *Coelotes terrestris*).

Reinbestand (*Pinus sylvestris* L.)Abb. 69: Dominanzverteilung (ENGELMANN, 1978) der Araneae auf **Pi L** (nach Fängen mit BPE - 2001)Abb. 70: Dominanzverteilung (ENGELMANN, 1978) der Araneae auf **Pi G** (nach Fängen mit BPE - 2001)

Voranbau im Unterstand

Fagus sylvatica L.Abb. 71: Dominanzverteilung (ENGELMANN, 1978) der Araneae auf **PiFa I L** (nach Fängen mit BPE - 2001)*Quercus petraea* (Matt.) Liebl.Abb. 72: Dominanzverteilung (ENGELMANN, 1978) der Araneae auf **PiQu I L** (nach Fängen mit BPE - 2001)

Legende: eudominant ■ dominant ■ subdominant □ rezedent ■ subrezedent ■ sporadisch ■

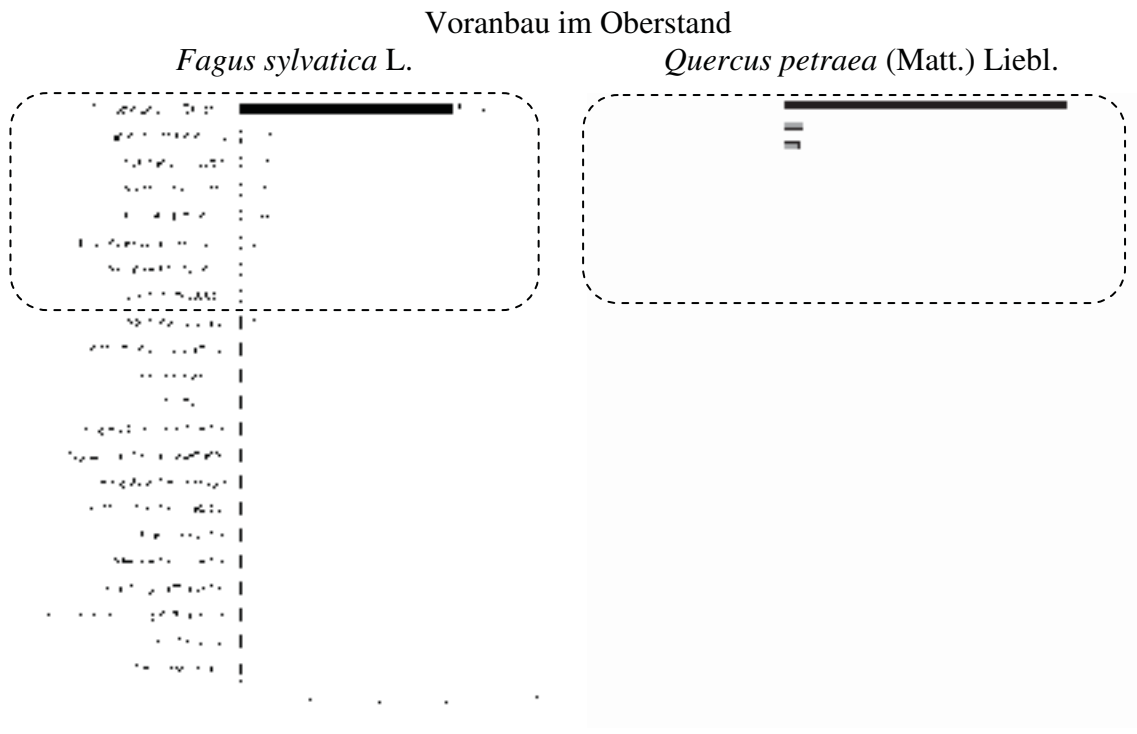


Abb. 73: Dominanzverteilung (ENGELMANN, 1978) der Araneae auf **PiFa II L** (nach Fängen mit BPE - 2001)

Abb. 74: Dominanzverteilung (ENGELMANN, 1978) der Araneae auf **PiQu II L** (nach Fängen mit BPE - 2001)

Naturverjüngung (*Pinus sylvestris* L.)

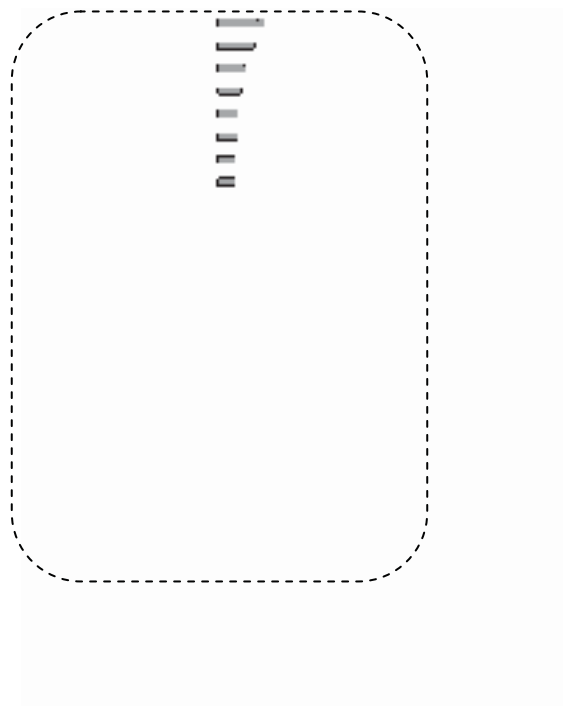


Abb. 75: Dominanzverteilung (ENGELMANN, 1978) der Araneae auf **PiPi G** (nach Fängen mit BPE - 2001)

Legende: eudominant dominant subdominant rezedent subrezedent sporadisch

Im Gradationsgebiet führte die Förderung der natürlichen Kiefernverjüngung zu einer ausgeglichenen Arten-Individuen-Relation. So war die Dominanzstruktur (2001) auf der altersheterogenen Kiefernfläche (PiPi G: n = 25) harmonischer, als auf der Referenzfläche (Pi G: n = 23). Eine gemeinsame Hauptart war *Hahnina helveola* (Hahniidae, dominant) (Abb. 70, 75).

Ähnlich der Individuenzahlen dokumentierte auch das Dominanzspektrum der Aktivitätsbiomasse deutliche Unterschiede in Abhängigkeit von der Bestandesstrukturierung. Mit 21 Hauptarten besaß Pi L im Latenzgebiet eine ausgeglichene Dominanzstruktur. Auf Pi G dominierten dagegen vierzehn Taxa der Araneae. Die häufigsten Hauptarten auf beiden Referenzbeständen waren *Trochosa terricola* (Lycosidae, eudominant) und *Euophrys frontalis* (Salticidae: dominant), auf Pi G zusätzlich *Atypus affinis* und *Agroeca brunnea*.

Der Voranbau mit Laubbaumarten führte zu einer deutlichen Veränderung der Arten-Biomasse-Relation im Latenzgebiet. Dabei erfolgte eine drastische Verringerung der Hauptarten (2001 – PiFa I L: n = 14, PiQu I L: n = 13, PiFa II L: n = 7, PiQu II L: n = 9) mit zunehmender Bestandesstrukturierung. Dominante Taxa auf den jüngsten Voranbauflächen (PiFa I L, PiQu I L) waren *Tenuiphantes flavipes* und *Trochosa terricola*. Dagegen wurden steno ombrophile Arten (*Coelotes terrestris*, *Macrargus rufus*) mit dem Einwachsen der Laubbaumarten in den Oberstand (PiFa II L, PiQu II L) gefördert.

Die Anzahl an Hauptarten auf den Kiefernflächen im Gradationsgebiet unterschied sich gering voneinander (Pi G: n = 14, PiPi G: n = 12). Bezüglich der Artenzusammensetzung waren auf beiden Kiefernforsten *Euophrys frontalis*, *Trochosa terricola* häufig vertreten.

Weitere Effekte der Bestandesstrukturierung zeigten sich durch das Vorkommen von Arten, die ausschließlich auf einer Fläche vorkamen (im Weiteren kurz als exklusive Arten bezeichnet). Besonders interessant war die hohe Anzahl exklusiver Taxa auf dem Kiefernreinbestand (Pi L: n = 12) im Latenzgebiet, die sich mit der Einbringung von Laubbaumarten (PiFa I L: n = 7, PiQu I L: n = 4) deutlich reduzierte (Tab. 29). Dagegen wurde im Gradationsgebiet eine hohe Anzahl an Arten auf der strukturierten Kiefernfläche (PiPi G: n = 11) ermittelt (Tab. 29). Sowohl die ältesten Voranbauten (PiFa II L, PiQu II L) als auch der Kiefernreinbestand (Pi G) wiesen keine exklusiven Arten auf.

Tab. 29: Exklusive Arten der Untersuchungsflächen mit Angabe der Individuenzahlen getrennt nach Latenz- und Gradationsgebiet (nach Fängen mit BPE im Untersuchungsjahr 2000/ 2001)

	Latenzgebiet					Gradationsgebiet	
	Pi L	PiFa I L	PiQu I L	PiFa II L	PiQu II L	Pi G	PiPi G
<i>Cyclosa conica</i>	1						
<i>Floronia bucculenta</i>	4						
<i>Mecopisthes silus</i>	4						
<i>Metopobactrus prominulus</i>	1						
<i>Pachygnatha degeeri</i>	1						
<i>Philodromus fuscomarginatus</i>	1						
<i>Stemonyphantes lineatus</i>	1						
<i>Syedra gracilis</i>	7						
<i>Syedra myrmicarum</i>	2						
<i>Tapinocyba praecox</i>	1						
<i>Zelotes clivicola</i>	2						
<i>Zilla diodia</i>	1						
<i>Araniella cucurbitina</i>	1						
<i>Dicymbium tibiale</i>	1						
<i>Diplostyla concolor</i>	1						
<i>Philodromus dispar</i>	1						
<i>Saaristoa abnormis</i>	2						
<i>Theridion tinctum</i>	1						
<i>Xysticus luctuosus</i>	1						
<i>Abacoproeces saltuum</i>		1					
<i>Hahnina nava</i>		2					
<i>Ozyptila trux</i>		3					
<i>Zelotes latreillei</i>		1					
						<i>Agyneta cauta</i>	4
						<i>Aulonia albimana</i>	12
						<i>Crustulina guttata</i>	3
						<i>Erigonella hiemalis</i>	2
						<i>Ero aphana</i>	1
						<i>Minyriolus pusillus</i>	2
						<i>Mioxena blanda</i>	1
						<i>Pholcomma gibbum</i>	1
						<i>Pseudomaro aenigmaticus</i>	2
						<i>Textrix denticulata</i>	1
						<i>Zora silvestris</i>	2

Mit der Berechnung der Nischenbreite (vgl. Kap. 3.8.4) konnten verschiedene Charakterarten für spezifische Merkmale der Versuchsflächen (Ressourcenklassen: Untersuchungsgebiet – Zugehörigkeit der Versuchsflächen zu Latenz- oder Gradationsgebiet, Baumartenzusammensetzung, Bestandesstruktur – basierend auf dem Alter der Voranbauten) nachgewiesen werden. Insgesamt bevorzugten – nach Fängen mit Bodenphotoelektoren – vier Arten der Linyphiidae (*Metellina menzei*, *Micrargus herbigradus*, *Pelecopsis radiculicola*, *Tenuiphantes flavipes*) das Latenzgebiet (Tab. 30). *Neottiura bimaculata* (Theridiidae) war charakteristisch für Kiefernreinbestände (Tab. 30). Dagegen wurden für Rotbuche und Traubeneiche keine Charakterarten ermittelt. Die jungen Laubholzvoranbauten bevorzugte eine Art der Linyphiidae (*Pelecopsis radiculicola*).

Tab. 30: Charakterarten für die Ressourcenklassen (Untersuchungsgebiet: L-Latenzgebiet, G-Gradationsgebiet; Baumartenzusammensetzung: Pi-*Pinus sylvestris* L., Qu-*Quercus petraea* (Matt.) Liebl., Fa-*Fagus sylvatica* L.; Bestandesstruktur: A-altershomogener Reinbestand, U-Verjüngung im Unterstand, O-Verjüngung im Oberstand) mit Angabe der Nischenbreite, Individuenzahlen & -dominanz, Dominanzklassifizierung nach ENGELMANN (1987) - nach Fängen mit BPE (2000/2001)

Arten	Nischenbreite	Individuenzahl		Individuen- dominanz	Dominanz- klasse	
Untersuchungsgebiet		L	G			
<i>Tenuiphantes flavipes</i> (Blackwall, 1854)	0,03	435	6	37,06	dominant	
<i>Metellina menzei</i> (Blackwall, 1869)	0,03	60	1	5,13	subdominant	
<i>Pelecopsis radiculicola</i> (L. Koch, 1875)	0,24	141	17	13,28	dominant	
<i>Micrargus herbigradus</i> (Blackwall, 1854)	0,25	24	3	2,27	rezedent	
Baumartenzusammensetzung		Pi	Fa	Qu		
<i>Neottiura bimaculata</i> (Linnaeus, 1767)	0,27	76	19	2	8,15	subdominant
Bestandesstruktur		A	U	O		
<i>Pelecopsis radiculicola</i> (L. Koch, 1875)	0,28	36	121	1	13,28	dominant

4.3.2.5 Rote Liste Arten

Tab. 31: Individuenzahlen von Arten der Roten Liste Deutschlands (BRD) und Sachsens (SAX) auf den Untersuchungsflächen im Latenz- und Gradationsgebiet (nach Fängen mit BPE in 2000/2001)

Taxa	Rote Liste		Latenzgebiet					Gradationsgebiet		Gesamt
	BRD	SAX	Pi L	PiFa I L	PiQu I L	PiFa II L	PiQu II L	Pi G	PiPi G	
Atypidae										
<i>Atypus affinis</i> Eichwald, 1830	3	3						2	2	4
Linyphiidae										
<i>Maro minutus</i> O.P.-Cambridge, 1906	3	3		3	2	1	11		2	19
<i>Pseudomaro aenigmaticus</i> Denis, 1966	3								2	2
<i>Syedra gracilis</i> (Menge, 1869)	G		7							7
<i>Syedra myrmicarum</i> (Kulczynski, 1898)	G		2							2
<i>Tapinocyba praecox</i> (O.P.-Cambridge, 1873)		4	1							1
<i>Walckenaeria monoceros</i> (Wider, 1834)	G	4						1		1
Hahniidae										
<i>Hahnina nava</i> (Blackwall, 1841)		4			2					2
Clubionidae										
<i>Clubiona leucaspis</i> Simon, 1932	G		5		1			2	1	9
Thomisidae										
<i>Xysticus luctuosus</i> (Blackwall, 1836)	3	3		1						1
Salticidae										
<i>Dendryphantus rudis</i> (Sundevall, 1833)		4					1			1
Zoridae										
<i>Zora silvestris</i> Kulczynski, 1897	3	3							2	2
Individuenzahl	47	31	15	4	5	1	12	5	9	51
Artenzahl	9	8	4	2	3	1	2	3	5	12

Insgesamt 2% der mit Bodenphotoelektoren ermittelten Araneae (Adulte: 2.430) waren in der bundesdeutschen (n = 9 Arten) und 1,3% in der sächsischen Roten Liste (n = 8 Arten) aufgeführt (Tab. 31). Die 12 Rote Liste Arten aus 7 Familien waren jedoch vorwiegend Einzelfunde, lediglich *Maro minutus* (n = 19) erreichte höhere Individuenzahlen (Tab. 31). Die höchste Anzahl Roter Liste Arten (n = 5) siedelte in PiPi G, und die höchste Individuenzahl in Pi L (n = 15). Die geringste Anzahl an Arten (n = 1) und Individuen (n = 1) der Roten Liste fand sich auf PiFa II L.

4.3.2.6 Faunenähnlichkeit der Versuchsflächen

Die Clusteranalyse der Untersuchungsflächen nach der JACCARD'schen Zahl wies deutlich abgegrenzte Gruppen aus (Tab. 32, Abb. 76 A). So wurden die ältesten Laubholzvoranbauten (PiFa II L, PiQu II L) als eigenes Subcluster ausgewiesen. Sie unterschieden sich in Bezug auf die Artenidentität am stärksten von allen anderen Untersuchungsflächen (Abb. 76 A). Auch die jungen Voranbauflächen (PiFa I L, PiQu I L) bildeten ein eigenständiges Subcluster. Gleiches galt für die Kiefernreinbestände im Latenz- und Gradationsgebiet sowie der naturverjüngten Kiefernfläche (PiPi G), wobei zwischen Pi G und PiPi G die größte Ähnlichkeit bestand (Abb. 76 A).

Die Clusterung nach dem RENKONEN-Index (Tab. 32, Abb. 76 B) ergab hohe Übereinstimmungsgrade für den Kiefernreinbestand (Pi L) und den ältesten Voranbau mit Traubeneiche (PiQu II L). Diesem Subcluster zugehörig war auch der Voranbau mit Rotbuche (PiFa II L). In einem weiteren Subcluster wiesen die jungen Voranbauten (PiFa I L, PiQu I L) geringe Distanzen zueinander auf. Die stärkste Differenzierung wurde dagegen für den Referenzbestand (Pi G) und den altersheterogenen Kiefernforst (PiPi G) im Gradationsgebiet nachgewiesen (Abb. 76 B).

Tab. 32: Distanzmatrix der Artenidentität (JACCARD'sche Zahl [%]) und Dominantenidentität (RENKONEN-Index [%]) (nach Fängen mit BPE – 2000)

	Latenzgebiet					Gradationsgebiet	
	Pi L	PiFa I L	PiQu I L	PiFa II L	PiQu II L	Pi G	PiPi G
							Artenzahl
Pi L	100	60	65	79	83	61	61
PiFa I L	45	100	56	76	72	71	66
PiQu I L	49	45	100	74	70	69	63
PiFa II L	72	74	66	100	71	88	87
PiQu II L	26	74	65	54	100	88	86
Pi G	56	58	63	88	86	100	55
PiPi G	53	53	54	85	78	53	100
	Individuenzahl						

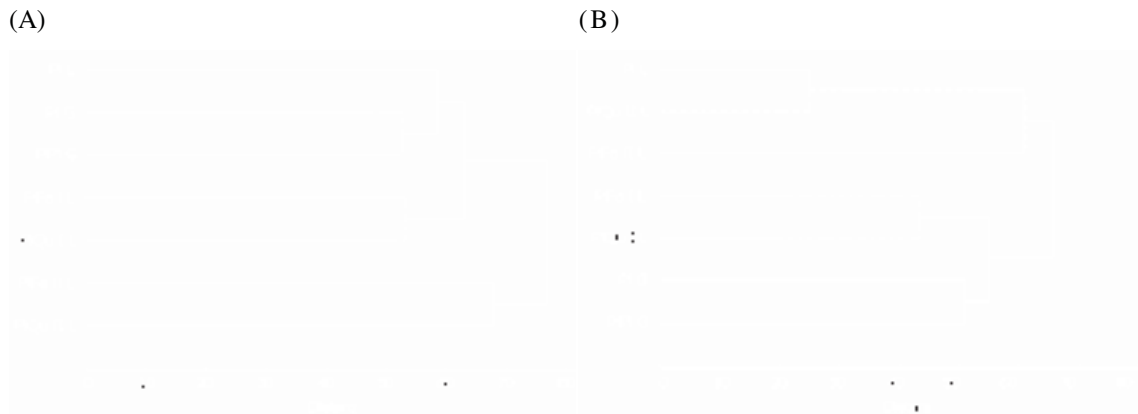


Abb. 76: Clusteranalytisches Unähnlichkeitsdendrogramm: (A) JACCARD'sche Zahl, (B) RENKONEN-Index (UPGMA-Linkage) – (Arten- & Individuenzahlen nach Fängen mit BPE - 2000)

4.3.2.7 Diversitätsindices und Rarefaction

Die unterschiedliche Bestandesstrukturierung hatte einen deutlichen Einfluss auf die Kenngrößen der Spinnengemeinschaft (Tab. 33, Abb. 77). Dabei lag die nach Individuen- und Artenzahlen ermittelte Diversität der einzelnen Flächen weit auseinander (Index: 1,35 – 3,26). Die höchste Diversität und Evenness (2000, 2001) wurde für den Referenzbestand (Pi L) im Latenzgebiet und für den naturverjüngten Kiefernforst (PiPi G) im Gradationsgebiet ermittelt. Deutlich niedrigere Werte manifestierten sich 2000, 2001 auf den ältesten Umbaustadien (PiFa II L, PiQu II L).

Im Gegensatz zum Latenzgebiet – das eine Verringerung der Diversität mit zunehmender Bestandesstrukturierung erkennen ließ – erhöhte sich im Gradationsgebiet der Diversitätsindex mit dem altersheterogenen Flächenaufbau (Tab. 33).

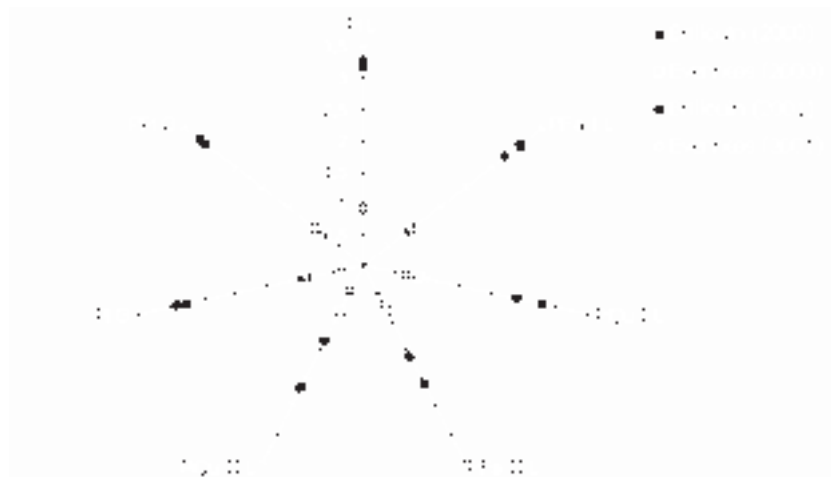


Abb. 77: BRILLOUIN-Index und Evenness der Untersuchungsflächen (nach Fängen mit BPE in 2000, 2001)

Tab. 33: Individuen- und Artenzahlen, Anzahl von Haupt- und Begleitarten adulter Araneae sowie Angaben der Diversität nach BRILLOUIN und deren Evenness nach Untersuchungsflächen (nach Fängen mit BPE im Untersuchungszeitraum 2000, 2001)

		Latenzgebiet					Gradationsgebiet	
		Pi L	PiFa I L	PiQu I L	PiFa II L	PiQu II L	Pi G	PiPi G
2000	Individuenzahl	204	189	144	69	66	106	179
	Artenzahl	47	41	37	21	23	35	49
	Hauptarten	25	19	20	11	14	20	27
	Begleitarten	22	22	17	10	9	15	22
	BRILLOUIN-Index	3,19	3,04	2,77	2,12	2,17	2,76	3,18
	Evenness	0,92	0,91	0,86	0,81	0,82	0,89	0,92
2001	Individuenzahl	245	248	366	133	171	163	147
	Artenzahl	56	43	46	22	28	38	43
	Hauptarten	28	19	15	8	10	19	25
	Begleitarten	28	24	31	14	18	19	18
	BRILLOUIN-Index	3,26	2,77	2,39	1,63	1,35	2,88	3,07
	Evenness	0,89	0,80	0,67	0,58	0,44	0,88	0,93

Nach der HURLBERT-Rarefaction wies sowohl der Referenzbestand (Pi L: $n = 26$) im Latenzgebiet, als auch die Kiefernaturverjüngung (PiPi G: $n = 26$) im Gradationsgebiet die höchsten Artenzahlerwartungswerte auf (Abb. 78). Die geringsten Artenzahlerwartungswerte wurden für die ältesten Voranbauten (2000 – PiFa II L: $n = 17$, PiQu II L: $n = 19$) errechnet. Übereinstimmend mit den absoluten Artenzahlen (Tab. 33), dokumentierte die HURLBERT-Rarefaction die Beeinflussung der Spinnenfauna durch die Veränderung der Bestandesstruktur.

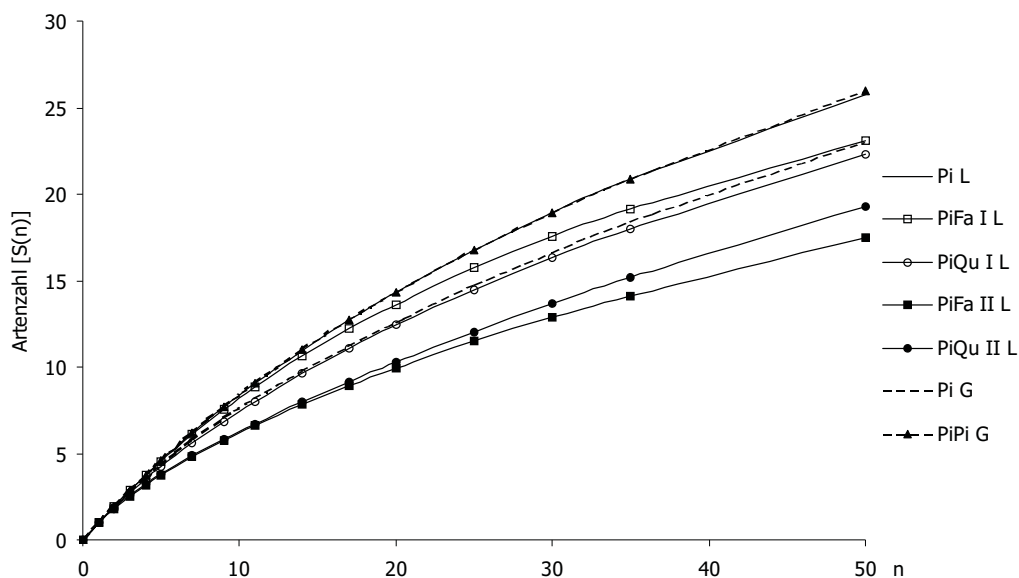


Abb. 78: Standardisierte Artenzahlen $S(n)$ der Araneae nach HURLBERT-Rarefaction (nach Fängen mit BPE im Untersuchungszeitraum 2000, $n_{\max}=50$)

Resümee

- Die Erfassung der Bodenphotoelektorfauna erfolgte 2000, 2001 auf insgesamt sieben Versuchsflächen.
- Zwischen April bis Oktober 2000 und 2001 fingen sich 10.607 Individuen (juvenil: 77,1%) aus 123 Arten und 19 Familien. Darunter waren 9 Arten der bundesdeutschen und 8 Arten der sächsischen Roten Liste.

Struktur der Spinnenzönose in homogenen Kiefernforsten

- Der Kiefernreinbestand im Latenzgebiet wies eine höhere Aktivitätsdichte und Aktivitätsbiomasse der Webspinnen auf, als der Referenzbestand im Gradationsgebiet. Nach der Aktivitätsdichte waren die Linyphiidae und Theridiidae in beiden Untersuchungsgebieten dominant. Gemessen an der Aktivitätsbiomasse herrschten im Latenzgebiet die Lycosidae und im Gradationsgebiet die Salticidae vor.
- In beiden Referenzflächen dominierten die Wald und Waldrand besiedelnden Araneae. Hinsichtlich der Helligkeits- und Feuchtepräferenz kamen die euryöken Arten häufiger auf Pi G als auf Pi L vor.
- Die Clusteranalyse der Artenidentität (JACCARD'sche Zahl) bestätigte eine hohe Ähnlichkeit zwischen den Referenzflächen (Pi L, Pi G). Der Vergleich der Dominanzverhältnisse – gemessen der Aktivitätsdichte und -biomasse – differenzierte jedoch beide Flächen deutlich.
- Der Kiefernreinbestand (Pi L) im Latenzgebiet besaß neben einer hohen Diversität und Evenness, auch die höchsten Artenzahlerwartungswerte nach der HURLBERT-Rarefaction.

Effekte strukturierter Kiefernreinbestände

- Die Förderung der natürlichen Kiefernverjüngung manifestierte sich in einer positiven Beeinflussung der Araneazönose. In 2000 wurde eine tendenzielle Erhöhung der Aktivitätsdichte und -biomasse festgestellt. Nach der Aktivitätsdichte dominierten die Linyphiidae, nach der Aktivitätsbiomasse die Salticidae.
- Mit der natürlichen Kiefernverjüngung wurde die Individuenzahl lichter, trockener Kiefern(Nadel)wälder tendenziell erhöht. Die Förderung der Struktur begünstigte besonders meso und steno ombrophile Araneae, sowie die Arten mit meso hygrophilen und mesophilen Habitatansprüchen.
- Die Clusteranalyse – bezüglich Arten- und Dominantenidentität – ergab hohe Übereinstimmungsgrade zwischen den Kiefernreinbeständen (Pi G, PiPi G).
- Die Diversität/ Evenness war auf der altersheterogenen Kiefernfläche (PiPi G) am höchsten sowie die standardisierten Artenzahlen nach HURLBERT.

Effekte der Einbringung von Laubbaumarten in Kiefernreinbestände

- Die Einbringung von Laubbaumarten und die zunehmende Altersstruktur des Vorbaus verringerte die Aktivitätsdichte und -biomasse besonders im Latenzgebiet. Nach der Aktivitätsdichte dominierten die Linyphiidae, gemessen an der Aktivitätsbiomasse die Lycosidae (Pi L) und Amaurobiidae (PiFa II L, PiQu II L).

- Hinsichtlich der Lebensraumpräferenzen ergaben sich Unterschiede mit dem Alter der Voranbauten. Dabei wurden die Arten der Laub(Misch)wälder auf den ältesten Voranbauten (PiFa II L, PiQu II L) begünstigt. Gleichzeitig nahmen die Taxa des meso photophilen Präferenzbereiches mit Einwachsen des Voranbaus in die erste Baumschicht ab. Bezüglich der Feuchtepräferenz ergaben sich Unterschiede nach der Baumartenzusammensetzung. Während sich auf den Voranbauten mit Rotbuche (PiFa I L, PiFa II L) meso hygrophile Arten etablierten, kamen meso xerophile Taxa bevorzugt auf PiQu I L und PiQu II L vor.
- Die Clusteranalyse ergab geringe Distanzen zwischen den jungen (PiFa I L, PiQu I L) und zwischen den ältesten Voranbauten (PiFa II L, PiQu II L).
- Mit zunehmender Bestandesstrukturierung entwickelte sich eine unausgeglichene Arten-Individuen-Verteilung. Auch die Diversität/ Evenness nahm auf den ältesten Voranbauten deutlich ab und die Interpolierung der Individuenzahlen (HURLBERT) bestätigte für diese Flächen geringere Artenzahlerwartungswerte.

4.3.3 Regulationspotenzial ausgewählter Webspinnen als Antagonisten forstlich relevanter Schadschmetterlinge – am Beispiel von *Panolis flammea* Schiff.

4.3.3.1 Aktivitätsdichte

Die potenzielle Antagonistenzönose (vgl. Kap. 4.2.2) des Gradationsgebietes, setzte sich hauptsächlich aus Taxa der Jäger/ Lauerer (2000: 59%, 2001: 65%) zusammen. Dabei dominierten die Lycosidae (2000: 43%, 2001: 31%), vor Taxa der Salticidae (5%, 10%) und Zoridae (5%, 6%). Dagegen waren die Netzbauer durch eine Art der Lycosidae (*Aulonia albimana*: 38%, 34%) und Atypidae (*Atypus affinis*: 2%, 1%) geprägt.

Durch die Erhöhung der Bestandesstruktur kam es zu einer positiven Beeinflussung der Prädatorenfauna. Im Gradationsgebiet stieg ihre Aktivitätsdichte mit Förderung der natürlichen Kiefernverjüngung (PiPi G) sowie durch Einbringung der Rotbuche (PiFa I G) deutlich an (Abb. 79). Sowohl die jagenden (2000 – PiFa I G: $p \leq 0,01$) als auch die Netz bauenden Arten (2000 – PiPi G, PiFa I G: $p \leq 0,001$) wurden im Vergleich zum Referenzbestand (Pi G) signifikant gefördert.

Im Latenzgebiet verringerte sich die Aktivität der Jäger/ Lauerer auf den ältesten Voranbauflächen signifikant (2000 – PiFa II L: $p \leq 0,001$; PiQu II L - Pi L: $p \leq 0,05$, PiFa I L: $p \leq 0,001$) zugunsten der Netzbauer (Abb. 79).

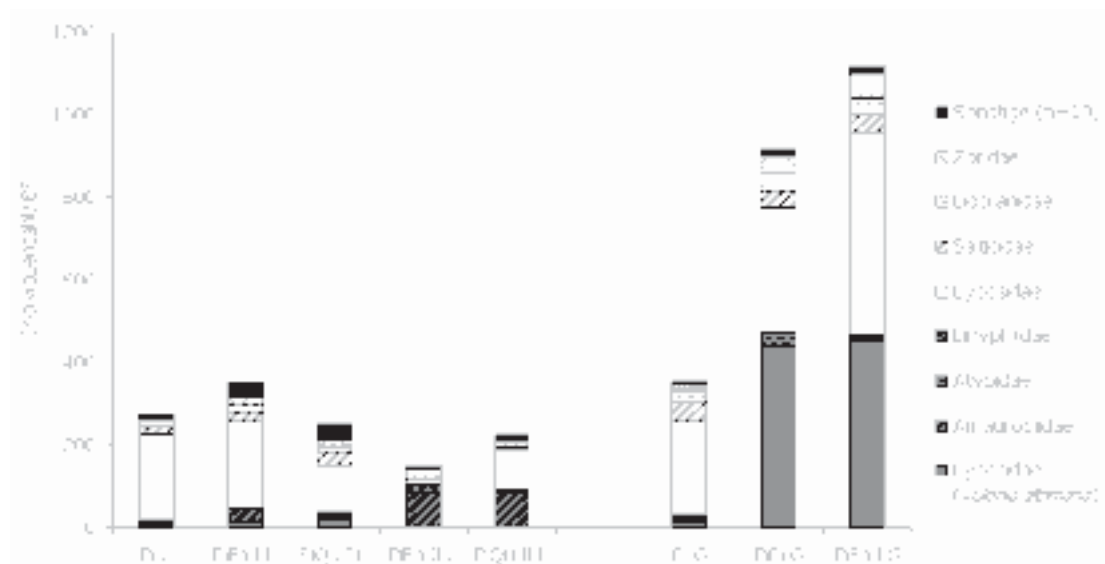


Abb. 79: Aktivitätsdichte unterschiedlicher Jagdstrategien (weiß: Jäger/ Lauerer, grau: Netzbauer) der Araneae nach Untersuchungsflächen (Individuenzahlen potenzieller Taxa nach Fängen mit BF in 2000)

4.3.3.2 Raum-Zeit-Koinzidenz mit *Panolis flammea* Schiff.

Die Raum-Zeit-Koinzidenz der Entwicklungsstadien von *Panolis flammea* (vgl. Kap. 1.2) und seinen potenziellen Antagonisten war nur partiell gegeben (Abb. 80). So stimmte der Zeitpunkt des Falterschlupfes mit dem Maximum der Aktivitätsbiomasse potenzieller Schädlingsantagonisten unter den Araneae überein. Während der Abbaumphase der Raupen erreichte die Aktivitätsbiomasse der Webspinnen generell ihr Minimum (Abb. 80).

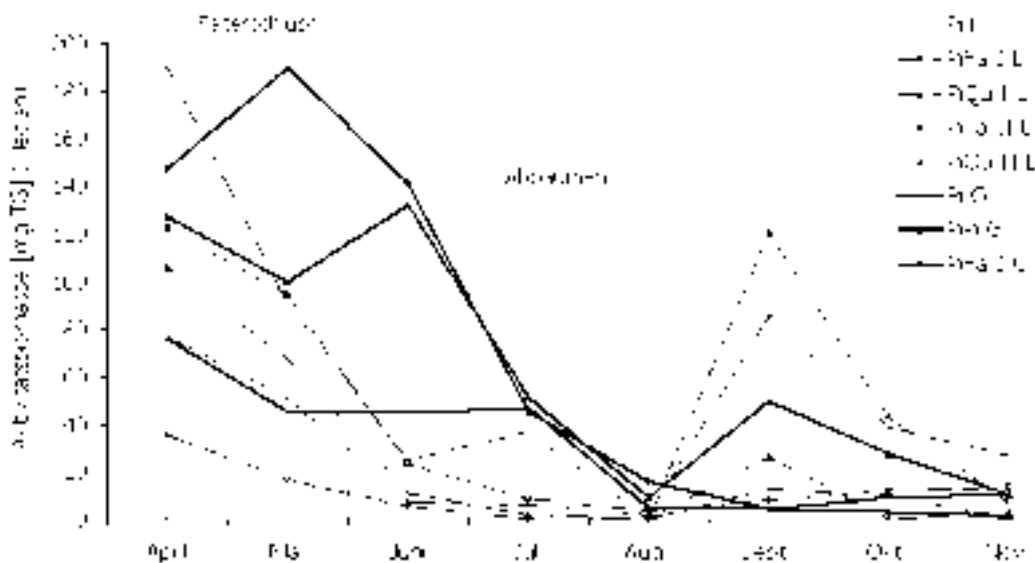


Abb. 80: Koinzidenz adulter Araneae mit *Panolis flammea* Schiff. als phyllophage Modellart (Aktivitätsbiomasse potenzieller Antagonistentaxa nach Fängen mit BF in 2000)

Im Gradationsgebiet lag das Regulationspotenzial ausgewählter Spinnenarten – gemessen der Aktivitätsbiomasse – auf den Umbauflächen (PiPi G: $p \leq 0,05$, PiFa I G: $p \leq 0,001$) signifikant höher als im Referenzbestand (Pi G). Das höchste Regulationspotenzial wies die Araneaezönose auf der jungen Buchenvoranbaufläche (PiFa I G) auf.

Im Latenzgebiet waren keine Effekte des Waldumbaus auf die Aktivitätsbiomasse der potenziellen Antagonistengilde von *Panolis flammea* festzustellen. Das höchste Regulationspotenzial wies der Referenzbestand (Pi L) auf, gefolgt von den jungen Voranbauten.

4.3.3.3 Metabolische Äquivalenz

Die Bedeutung der Webspinnenzönose als Schädlingsantagonisten in terrestrischen Waldökosystemen lässt sich anhand ihres Energieumsatzes abschätzen. Als geeignetes

Maß für den Energieverbrauch wurde der metabolische Äquivalenzwert (*ME*) berechnet, der sich entsprechend zur Lebendmasse der Araneae entwickelt.

Anhand der Ergebnisse wurden die geringsten metabolischen Äquivalenzwerte auf den ältesten Voranbauten (2000 – PiFa II L: $10,3 \text{ J m}^{-2} \text{ h}^{-1}$, PiQu II L: $8,2 \text{ J m}^{-2} \text{ h}^{-1}$) im Latenzgebiet bestimmt (Abb. 81). Dagegen zeigte im Gradationsgebiet die Naturverjüngung (PiPi G) im Vergleich zum Referenzbestand eine tendenziell höhere metabolische Wertigkeit (2000: $16,4 \text{ J m}^{-2} \text{ h}^{-1}$) der ausgewählten Prädatorenfauna.

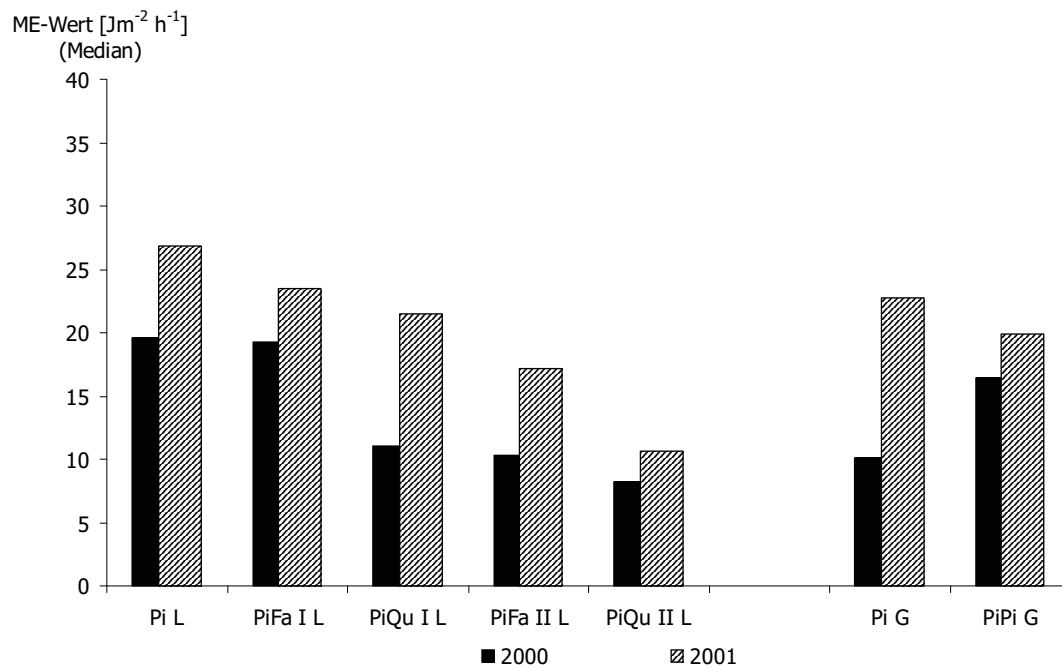


Abb. 81: Metabolische Äquivalenz (*ME*) der potenziellen Araneaezönose (nach Fängen mit BPE in 2000, 2001)

Resümee

- Das Regulationspotenzial der Webspinnen als Antagonisten forstlich relevanter Schadschmetterlinge – am Beispiel von *Panolis flammea* Schiff. wurde mit den Daten aus Bodenfallen bzw. Bodenphotoelektronen untersucht.
- Die ausgewählte Prädatorenfauna der Araneae (vgl. Kap. 4.2.2) nach Fängen (2000, 2001) mit Bodenfallen zählte 5.938 Individuen aus 50 Arten und 13 Familien, die der Bodenphotoelektronen 501 Individuen aus 42 Arten und 16 Familien.

Effekte strukturierter Kiefernreinbestände

- Die Aktivitätsbiomasse der Araneae korrelierte mit den Entwicklungsstadien der Modellart *Panolis flammea* zum Zeitpunkt des Falterschlupfes. Die Förderung einer natürlichen Verjüngung (PiPi G) erhöhte die Aktivitätsbiomasse signifikant.
- Ausgewählte Araneae als Antagonisten phyllophager Lepidoptera wurden ebenfalls durch die zunehmende Strukturierung gefördert. Gleichzeitig erhöhten sich in 2000 auch die Energieumsätze (*ME*) prädatorisch wirksamer Araneae.

Effekte der Einbringung von Laubbaumarten in Kiefernreinbestände

- Zum Zeitpunkt des Falterschlupfes war auf PiFa I G das Regulationspotenzial ausgewählter Spinnenarten – gemessen der Aktivitätsbiomasse – am höchsten. Dagegen entwickelte sich das Regulationspotenzial auf den Voranbauten im Latenzgebiet regressiv.

4.4 AUSWIRKUNGEN VERSCHIEDENER WALDUMBAUMAßNAHMEN AUF DIE STRUKTUR DER AKRODENDRISCHEN WEBSPINNENZÖNOSE

4.4.1 Fänge mit Asteklektoren

Die Auswertung der laufaktiven Spinnenzönose im Kronenraum bezieht sich auf insgesamt sieben Versuchsflächen. Während der Forschungsarbeiten zwischen April und November 2000/ 2001 wurden mit Asteklektoren insgesamt 11.462 Individuen (Juvenilenanteil: 64,3%) aus 44 Arten und 15 Familien gefangen.

4.4.1.1 Aktivitätsdichte

Zwischen den Referenzflächen im Latenz- (Pi L) und Gradationsgebiet (Pi G) bestanden keine signifikanten Unterschiede in der Aktivitätsdichte der laufaktiven Webspinnen in der Kronenregion (Abb. 82 A, B; s. Anhang Tab. 18). Statistisch abgesicherte Effekte der Einbringung von Laubbaumarten waren im Latenzgebiet ebenso wenig nachweisbar (Abb. 82 A). Die höchsten Individuenzahlen wurden auf der ältesten Voranbaufläche mit Traubeneiche (PiQu II L – 2000: $n = 1.201$, 2001: $n = 1300$) ermittelt, die sich in 2001 signifikant ($p \leq 0,05$) von dem gleichaltrigen Voranbau PiFa II L unterschied.

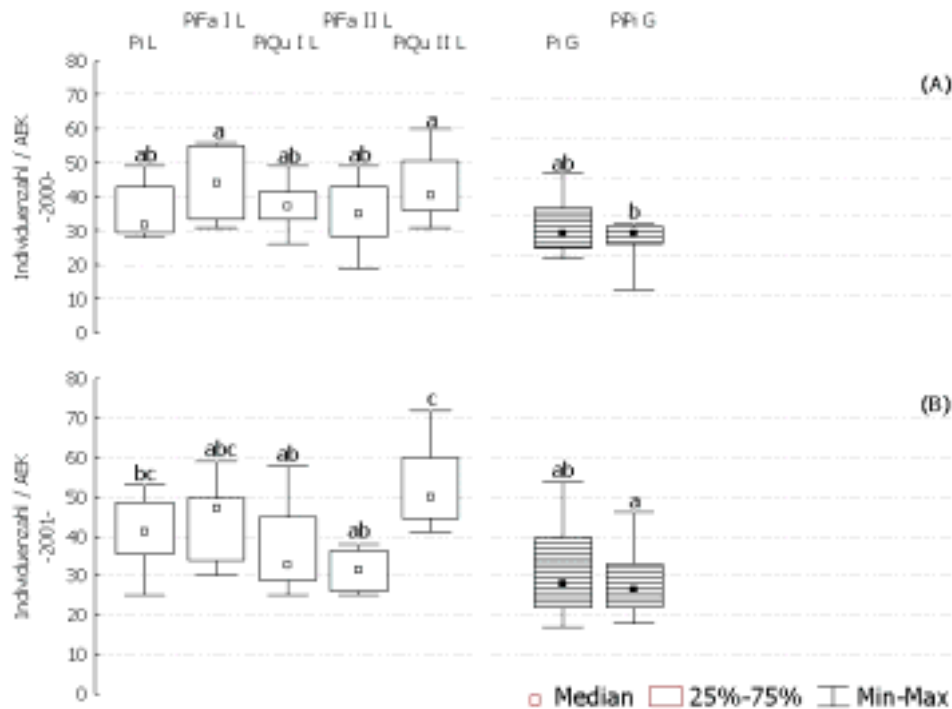


Abb. 82: Aktivitätsdichte der Araneae nach Fängen mit AEK in 2000 (A), 2001 (B) im Latenz- und Gradationsgebiet (Signifikanzen s. Anhang Tab. 18)

Im Gradationsgebiet zeichnete sich eine tendenzielle Verringerung der Aktivitätsdichte mit Erhöhung der Strukturvielfalt durch natürliche Verjüngung ab (Abb. 82 A, B).

»Aktivitätsdynamik«

Die Aktivitätsdynamik der laufaktiven Araneae im Kronenraum war auf allen Versuchsflächen durch einen eingipfeligen Verlauf gekennzeichnet, mit einem Maximum der Aktivitätsdichte im Frühjahr (Abb. 83). Nach dem steilen Anstieg im April 2000 (Pi Fa I L) bzw. April/ Mai (aller anderen Versuchsflächen) sanken die Individuenzahlen bis Juli rapide ab. In den Hochsommer- und Herbstmonaten siedelten laufaktive Araneae nur mit geringen Dichten im Kronenraum. Abweichend vom ersten Untersuchungsjahr ging in 2001 die Aktivitätsdichte der Webspinnen nach dem steilen Anstieg im Frühjahr langsamer zurück. Auf PiQu II L wurde das Maximum erst im Juni erreicht.

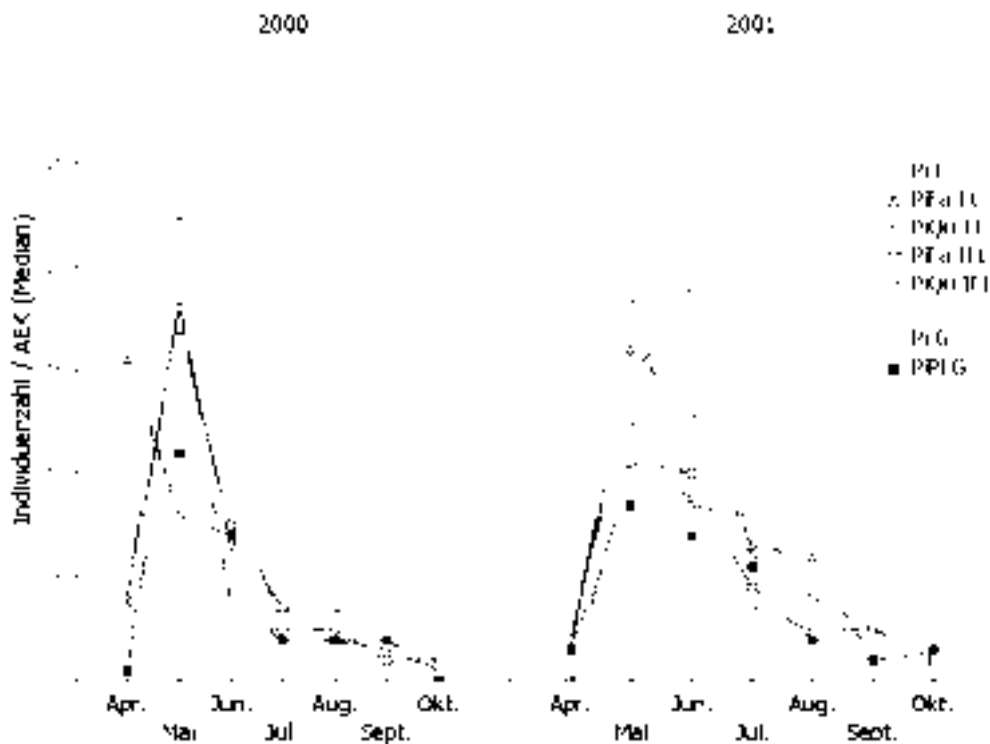


Abb. 83: Phänologie aller adulten Araneae auf den Versuchsflächen von Latenz- und Gradationsgebiet (nach Fängen mit AEK in 2000, 2001) (Signifikanzen s. Anhang Tab. 19)

»Dominanzstruktur«

Geringe Unterschiede zeigten sich in der Dominanzstruktur der Webspinnen auf Familienniveau (Tab. 34, Abb. 84). So variierte die Zahl der Familien zwischen PiQu I L ($n = 12$) und den Flächen des Gradationsgebietes (Pi G, PiPi G: $n = 9$).

Gemessen an der Aktivitätsdichte bestimmten die Clubionidae auf allen Untersuchungsflächen die Webspinnenfauna im Kronenraum (Tab. 34). So zählten in 2000 ca. 30% der Araneae zur Familie der Clubionidae. Nur auf Pi G erreichten sie Anteile von 47%. Mit geringeren Anteilen kamen Philodromidae (14,6% – 24%) vor. Gleiches galt für die Thomisidae und Theridiidae, allerdings mit flächenspezifischen Unterschieden. So sank der Anteil der Thomisidae mit zunehmender Strukturierung der Bestände im Latenz- und Gradationsgebiet (Tab. 34).

Tab. 34: Ökologische Kenngrößen (Individuenzahlen, Dominanz) der Araneaezönose auf Familienniveau (nach Fängen mit AEK im Untersuchungsjahr 2000)

	Pi L	PiFa I L	PiQu I L	PiFa II L	PiQu II L	Pi G	PiPi G
	Ind. D[%]	Ind. D[%]	Ind. D[%]	Ind. D[%]	Ind. D[%]	Ind. D[%]	Ind. D[%]
Individuenzahl	285	352	299	281	345	219	191
Familienzahl	10	10	12	10	10	9	9
Araneae							
Clubionidae	94 [32,9]	118 [33,5]	96 [32,1]	91 [32,4]	108 [31,3]	102 [46,6]	61 [31,9]
Philodromidae	48 [16,8]	62 [17,6]	48 [16,1]	41 [14,6]	57 [16,5]	39 [17,8]	46 [24,0]
Salticidae	16 [5,6]	18 [5,1]	6 [2,0]	19 [6,7]	49 [14,2]	7 [3,2]	3 [1,6]
Tetragnathidae	16 [5,6]	34 [9,7]	19 [6,3]	24 [8,5]	30 [8,6]	17 [7,7]	25 [13,0]
Theridiidae	20 [7,0]	31 [8,8]	44 [14,7]	45 [16,0]	35 [10,1]	13 [5,9]	30 [15,7]
Thomisidae	50 [17,5]	53 [15,1]	45 [15,1]	22 [7,8]	34 [9,9]	35 [15,9]	14 [7,3]
Sonstige (n=9)	41 [14,4]	36 [10,2]	41 [13,7]	39 [13,8]	32 [9,3]	6 [2,7]	12 [6,3]

4.4.1.2 Aktivitätsbiomasse

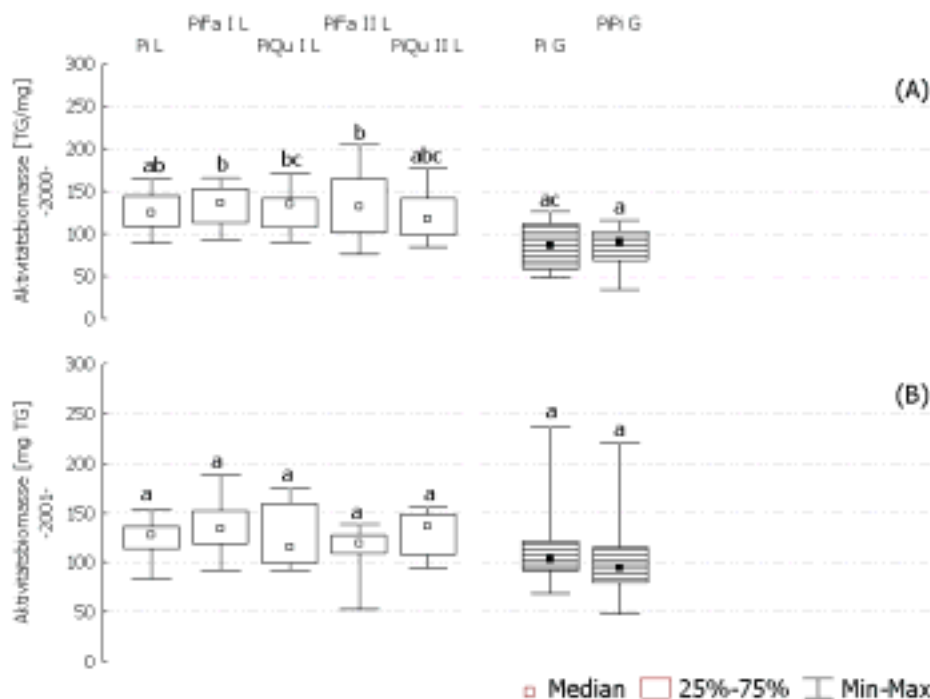


Abb. 84: Aktivitätsbiomasse der Araneae nach Fängen mit AEK in 2000 (A), 2001 (B) im Latenz- und Gradationsgebiet (Signifikanzen s. Anhang Tab. 20)

Signifikante Unterschiede zwischen den Versuchsflächen innerhalb des Latenz- und Gradationsgebietes fehlten bei der Aktivitätsbiomasse der Araneae (Abb. 84 A). Jedoch lag die Aktivitätsbiomasse auf den Voranbauten tendenziell höher als auf den Referenzflächen (Abb. 84).

»Aktivitätsdynamik«

Die saisonale Entwicklung der Aktivitätsbiomasse (2000) dokumentierte einen eingipfligen Verlauf, mit einem Maximum im Frühjahr (April/ Mai) (Abb. 85). Im weiteren Verlauf nahmen die Aktivitätsbiomassen deutlich ab und erreichten im Oktober minimale Werte. Dagegen wurde 2001 für die ältesten Voranbauten (PiFa II L, PiQu II L) und den strukturierten Kiefernreinbestand (PiPi G) eine Verschiebung der Aktivitätsmaxima (Juni) festgestellt (Abb. 85). Auf allen anderen Flächen im Latenz- und Gradationsgebiet kulminierte die Aktivitätsbiomasse im Mai. Signifikanztests belegten teilweise Unterschiede zwischen den Waldbeständen (s. Anhang Tab. 21).

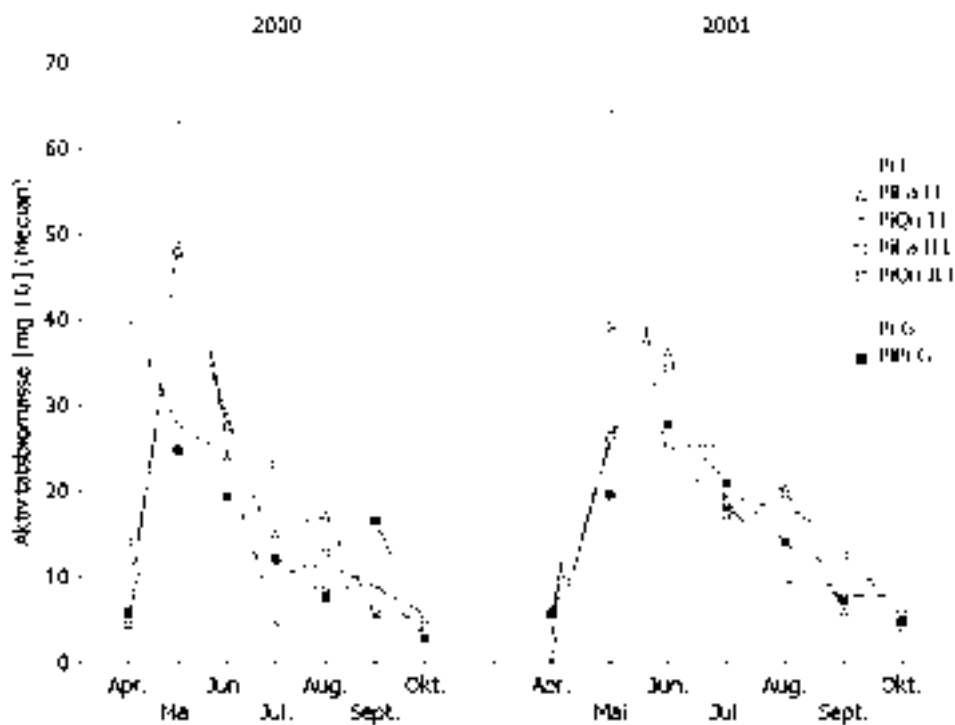


Abb. 85: Dynamik der Aktivitätsbiomasse aller adulten Araneae auf den Versuchsflächen von Latenz- und Gradationsgebiet (Aktivitätsbiomasse nach Fängen mit AEK in 2000, 2001) (Signifikanzen s. Anhang Tab. 21)

»Dominanzstruktur«

Ähnlich der Aktivitätsdichte dominierten auch nach der Aktivitätsbiomasse die Clubionidae (Anteil 2000: 20% - 29%) auf fast allen Waldflächen im Latenzgebiet (Tab. 35). Lediglich auf dem Referenzbestand (Pi L: 23%) und dem jungen Buchenvoranbau (PiFa

I L: 25%) überwogen die Philodromidae. Auch im Gradationsgebiet (Pi G: 27%, PiPi G: 29%) herrschten die Philodromidae vor. Geringe Dominanzanteile besaßen die Anyphaenidae, Salticidae, Thomisidae und Tetragnathidae. Analog zur Aktivitätsdichte ging der Anteil der Thomisidae im Latenz- und Gradationsgebiet mit zunehmender Strukturierung der Bestände zurück (Tab. 35).

Tab. 35: Ökologische Kenngrößen (Aktivitätsbiomasse, Dominanz) der Araneaezönose auf Familienniveau (nach Fängen mit AEK im Untersuchungsjahr 2000)

	Pi L	PiFa I L	PiQu I L	PiFa II L	PiQu II L	Pi G	PiPi G
	A _B [mg TG]	A _B [mg TG]	A _B [mg TG]	A _B [mg TG]	A _B [mg TG]	A _B [mg TG]	A _B [mg TG]
	D[%]	D[%]	D[%]	D[%]	D[%]	D[%]	D[%]
Araneae	1008,4	1061,2	1026,2	1073,9	974,8	685,7	674,3
Anyphaenidae	-	130,7 [12,3]	207,4 [20,2]	254,4 [23,7]	22,5 [2,3]	-	-
Clubionidae	209,3 [20,8]	200,6 [18,9]	216,7 [21,1]	314,5 [29,3]	279,1 [28,6]	170,9 [24,9]	124,6 [18,5]
Philodromidae	233,9 [23,2]	265,2 [25,0]	201,0 [19,6]	174,8 [16,3]	229,0 [23,5]	187,6 [27,4]	197,1 [29,2]
Salticidae	66,2 [6,6]	50,7 [4,8]	15,1 [1,5]	53,5 [5,0]	142,3 [14,6]	51,8 [7,6]	6,7 [0,9]
Tetragnathidae	73,3 [7,3]	136,2 [12,8]	75,9 [7,4]	107,6 [10,0]	125,4 [12,9]	76,8 [11,2]	103,2 [15,3]
Thomisidae	140,9 [14,0]	149,4 [14,1]	137,4 [13,4]	65,2 [6,1]	102,2 [10,5]	98,6 [14,4]	50,0 [7,4]
Sonstige (n=9)	284,8 [28,2]	128,4 [12,1]	172,7 [16,8]	104,0 [9,7]	74,3 [7,6]	99,9 [14,6]	192,7 [28,6]

4.4.1.3 Ökologische Charakterisierung der Arten

»Beutefangverhalten«

Im Kronenraum dominierten die Jäger/ Lauerer (2000: 76%, 2001: 77%) und nur ca. ¼ aller Individuen der Araneae (2000: 24%, 2001: 23%) fing ihre Beute durch den Bau von Netzen (Abb. 86, s. Anhang Tab. 24). Zu den häufigsten Arten der Jäger/ Lauerer zählten *Clubiona leucaspis* (Clubionidae, Individuenzahl 2000: n = 601, 2001: n = 598) und *Coriarachne depressa* (Thomisidae, 2000: n = 207, 2001: n = 235), (Abb. 86 B).

Die Gruppe der Netzbauer wurde vor allem durch Arten der Tetragnathidae und Theridiidae repräsentiert (Abb. 86A). Besonders *Tetragnatha obtusa* (Tetragnathidae, 2000: n = 165, 2001: n = 191) und *Theridion tinctorum* (Theridiidae, 2000: n = 159, 2001: n = 50) waren häufig. Die netzbauenden Linyphiidae besaßen im Kronenraum eine eher untergeordnete Stellung. Ihr Dominanzanteil am Familienspektrum wurde hauptsächlich durch *Moebelia penicillata* (2000: n = 66, 2001: n = 126) verursacht.

Der Waldumbau beeinflusste die Anteile der Beutefangtypen signifikant im Gradationsgebiet (Abb. 87; s. Anhang Tab. 22). So führte die Tolerierung der Naturverjüngung

(PiPi G) zu einer statistisch abgesicherten Erhöhung der Aktivitätsdichte der Netzbauer (2000 – Pi G: $p \leq 0,05$). Die Individuenzahl jagender Araneae nahm dagegen tendenziell mit der Bestandesstruktur ab.

(A)

(B)



Abb. 86: Dominanzstruktur adulter Araneae auf Familienniveau nach dem Beutefangverhalten: (A) Netzbauer, (B) Jäger/ Lauerer (Prozentuale Anteile am Gesamtindividuenspektrum nach Fängen mit AEK in 2000/ 2001, Beutefangverhalten der Arten s. Anhang Tab. 24)

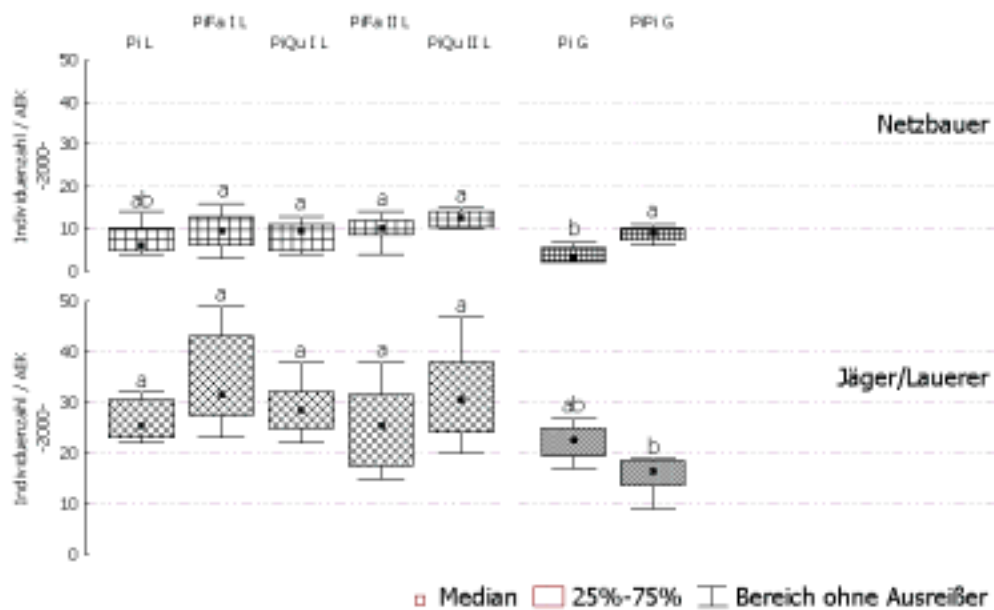


Abb. 87: Aktivitätsdichte ausgewählter Familien dominanter, adulter Araneae: Netzbauer, Jäger/ Lauerer (nach Fängen mit AEK in 2000) (Signifikanzen s. Anhang Tab. 22)

»Lebensraumpräferenz«

Insgesamt dominierten in beiden Fangjahren die Arten der Nadelwälder (2000: 36%, 2001: 35%) bzw. der Wälder und Waldränder (2000: 27%, 2001: 34%) die Spinnenfauna im Kronenraum. Geringe Präsenz zeigten die Arten der Laub(Misch)wälder (2000: 6%, 2001: 2%) und Offenlandbereiche (2000, 2001: 0,1%). Die Arten lichter, trockener Kiefernwälder fehlten vollständig.

Mit zunehmenden Alter der Voranbauten (PiFa II L, PiQu II L) verringerte sich im Latenzgebiet die Aktivitätsdichte typischer Nadelholzbewohner zugunsten der Wald- und Waldrandarten (Abb. 88).

Im Gradationsgebiet wurden die Nadelwaldarten durch die Erhöhung der Strukturvielfalt (PiPi G) dagegen gefördert.

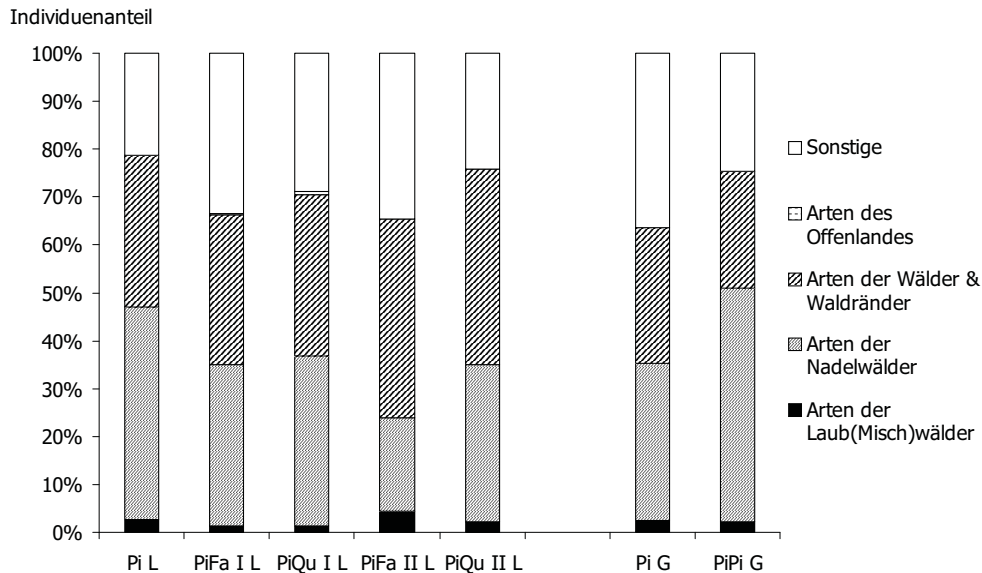


Abb. 88: Individuenzahlen adulter Araneae aufgeschlüsselt nach Lebensraumpräferenzen (nach Fängen mit AEK in 2001, Lebensraumpräferenzen der Arten s. Anhang Tab. 24)

»Habitatpräferenz«

Standortsfaktor: Helligkeit

Auf den Referenzbeständen dominierten Arten mit mesophiler Helligkeitspräferenz (2000 – Pi L: 35%, Pi G: 27%), gefolgt von schattenliebenden (steno ombrophil, meso ombrophil) Taxa (Abb. 89). Signifikante Unterschiede zwischen Latenz- und Gradationsgebiet (Pi L, Pi G) bestanden bei euryöken und meso photophilen Arten. Dabei erreichten meso photophile (2000: $p \leq 0,01$) und euryöke Taxa (2000: $p \leq 0,001$) im wärmeren und trockeneren Gradationsgebiet (Pi G) signifikant höhere Aktivitätsdichten als im Latenzgebiet.

Die zunehmende Strukturvielfalt durch die Einbringung von Laubbaumarten veränderte die Zusammensetzung der akrodendrischen Spinnenfauna im Latenzgebiet (Abb. 89). Besonders euryöke Taxa wurden in beiden Fangjahren durch Waldumbau (2000 – PiFa I L, PiQu I L, PiFa II L, PiQu II L: $p \leq 0,001$) signifikant begünstigt. Des Weiteren erhöhte sich auf den ältesten Voranbauten (PiFa II L, PiQu II L) auch die Aktivitätsdichte meso photophiler Araneae, die auf PiFa II L als signifikant (2000 – Pi L:

$p \leq 0,05$) bestätigt wurden. Die Individuenzahlen steno ombrophiler Taxa verringerten sich dagegen sukzessiv vom Kiefernreinbestand (Pi L) zu PiQu II L (2000: $p \leq 0,05$). Auch im Gradationsgebiet förderte die Strukturvielfalt der Kiefernforste besonders meso photophile, meso ombrophile und euryöke Arten im Kronenraum (Abb. 89).

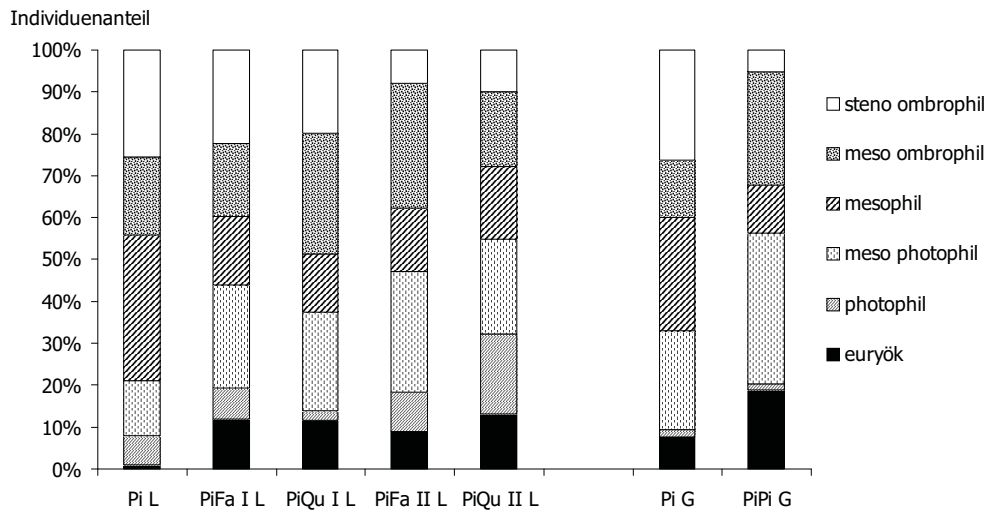


Abb. 89: Individuenzahlen adulter Araneae aufgeschlüsselt nach Helligkeitspräferenzen (nach Fängen mit AEK in 2000, Habitatpräferenzen der Arten s. Anhang Tab. 24)

Standortsfaktor: Temperatur

Hinsichtlich der Temperaturpräferenz herrschten die mesophilen Arten im Latenz- (2000 – Pi L: 80%, PiFa I L: 84%, PiQu I L: 88%, PiFa II L: 83%, PiQu II L: 75%) und Gradationsgebiet (Pi G: 85%, PiPi G: 83%) vor (Abb. 90). Auch thermophile und meso psychrophile Araneae kamen häufiger vor. Mit der Laubholzeinbringung wurden im Latenzgebiet euryöke Taxa gefördert (Abb. 90). Im Gradationsgebiet waren keine Auswirkungen des Waldumbaus auf die Anteile von Arten mit unterschiedlicher Temperaturpräferenz ersichtlich.

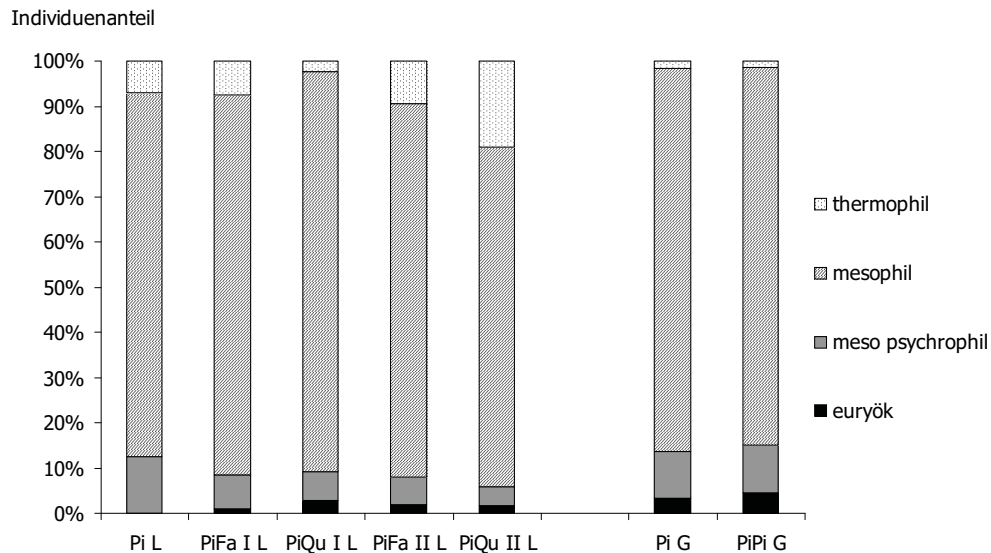


Abb. 90: Individuenzahlen adulter Araneae aufgeschlüsselt nach Temperaturpräferenzen (nach Fängen mit AEK in 2000, Habitatpräferenzen der Arten s. Anhang Tab. 24)

Standortsfaktor: Feuchte

Bezüglich der Feuchtepräferenz etablierte sich auf den Kiefernreinbeständen eine Spinnenfauna, die in beiden Fangjahren hauptsächlich aus mesophilen Taxa (2000 – Pi L: 56%, Pi G: 53%) bestand (Abb. 91). Ebenfalls häufig waren meso hygrophile und meso xerophile Taxa. Xerophile Arten besaßen auf Pi L, euryöke Arten auf Pi G signifikant (2000: $p \leq 0,01$) höhere Individuenanteile.

Im Latenzgebiet verringerte sich der Anteil mesophiler Araneae mit zunehmender Strukturvielfalt der Bestände (Abb. 91). Der Anteil euryöker Arten nahm dagegen mit Einbringung von Laubholz und dem Alter der Voranbauten signifikant zu (2000 – PiQu I L, PiFa II L: $p \leq 0,05$, PiFa I L, PiQu II L: $p \leq 0,01$).

Mit Förderung der natürlichen Kiefernverjüngung wurden ebenfalls deutliche Unterschiede zum Referenzbestand (Pi G) offensichtlich (Abb. 91). Während sich die Aktivität euryöker Arten auf dem strukturierten Kiefernbestand (PiPi G) tendenziell erhöhte, verringerten sich dort die Anteile mesophiler Araneae signifikant (2000: $p \leq 0,05$).

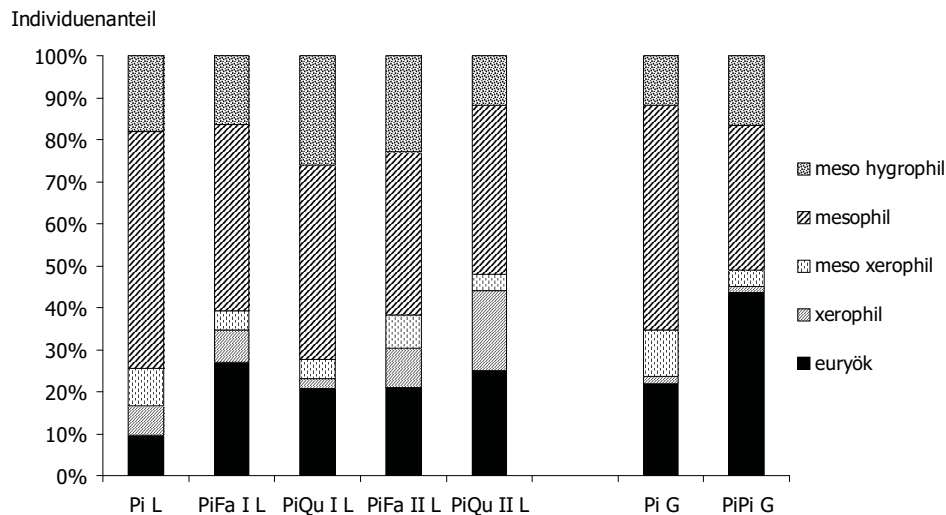


Abb. 91: Individuenzahlen adulter Araneae aufgeschlüsselt nach Feuchtepräferenzen (nach Fängen mit AEK in 2000, Habitatpräferenzen der Arten s. Anhang Tab. 24)

4.4.1.4 Artendominanz und Ermittlung von Charakterarten

Die Unterschiede in der Artendominanz (nach Individuenzahlen) der Referenzflächen (Pi L, Pi G) waren gering. In beiden Kiefernbeständen siedelte eine ähnlich hohe Anzahl an Hauptarten (2000 – Pi L: $n = 9$, Pi G: $n = 7$). Häufig verbreitet waren mesophile (Temperatur, Feuchte) Arten (*Clubiona leucaspis* – Pi L, Pi G: dominant, *Coriarachne depressa* – Pi L: dominant, Pi G: subdominant) (Abb. 92, 93).

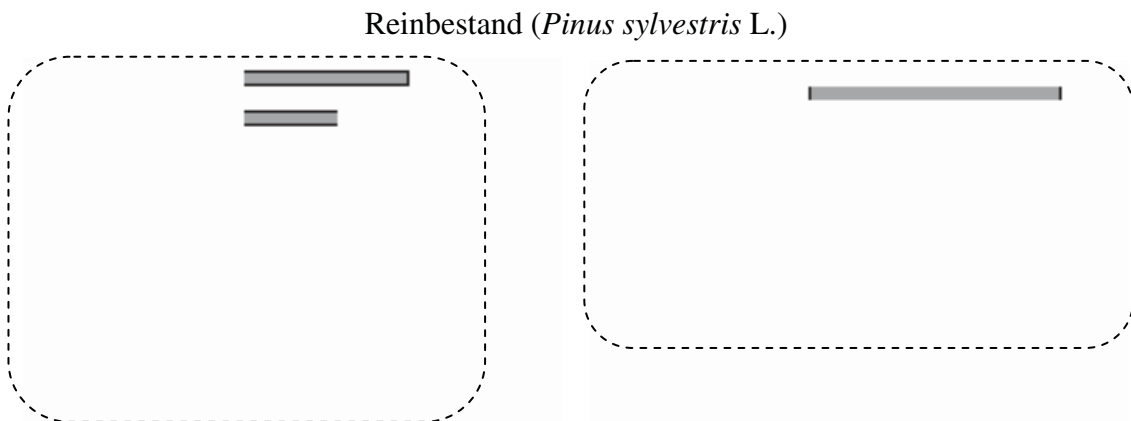


Abb. 92: Dominanzverteilung (ENGELMANN, 1978) der Araneae auf **Pi L** (nach Fängen mit AEK – 2000)

Abb. 93: Dominanzverteilung (ENGELMANN, 1978) der Araneae auf **Pi G** (nach Fängen mit AEK – 2000)

Die Umwandlung der gleichaltrigen Monokulturen in strukturierte Mischwälder führte zu einer partiellen Veränderung der Arten-Individuen-Relation im Latenzgebiet (Abb.

94, 95, 96, 97). Dabei erhöhte sich die Anzahl an Hauptarten mit Einbringung von Laubhölzern (2000 – PiFa I L: n = 8, PiQu I L: n = 10) bzw. mit dem Alter der Voranbauten (2000 – PiFa II L, PiQu II L: n = 10). Das Einwachsen der Laubbäume in den Oberstand (PiFa II L, PiQu II L) veränderte das Artenspektrum. Neben *Clubiona leucaspis* waren vorzugsweise *Theridion tinctum* (meso photophil) auf PiFa II L und *Salpicus zebraneus* (photophil) auf dem Voranbau mit Traubeneiche (PiQu II L) dominant vertreten (Abb. 96, 97).

Auch im Gradationsgebiet änderte sich die Artendominanz mit der Strukturvielfalt. So wurden auf PiPi G insgesamt neun Hauptarten festgestellt (Abb. 98). Darunter befanden sich *Clubiona leucaspis* und *Tetragnatha obtusa* (meso photophil).

Die Berechnung der Biomassedomianz ergab auf allen beprobten Kiefernbeständen Gemeinsamkeiten. Mit Ausnahme von PiQu II L (2000: n = 12) erreichten die Kiefernforste (Pi L, Pi G: n = 9, PiPi G: n = 10) und Kiefern-mischbestände (PiFa I L: n = 9, PiQu I L, PiFa II L: n = 10) ähnlich hohe Hauptartenzahlen. Während *Clubiona leucaspis*, *Coriarachne depressa* vorwiegend auf den Referenzflächen (Pi L, Pi G) und den jüngsten Voranbauten (PiFa I L, PiQu I L) hohe Aktivitätsbiomassen besaßen, änderte sich mit der Strukturvielfalt die Artenzusammensetzung. Dabei dominierten *Anyphaena accentuata* (2000: 24%), *Clubiona pallidula* (2000: 14%) auf PiFa II L. *Tetragnatha obtusa* (2000: 15%) hatte ihren Aktionsschwerpunkt auf PiQu II L und PiPi G.

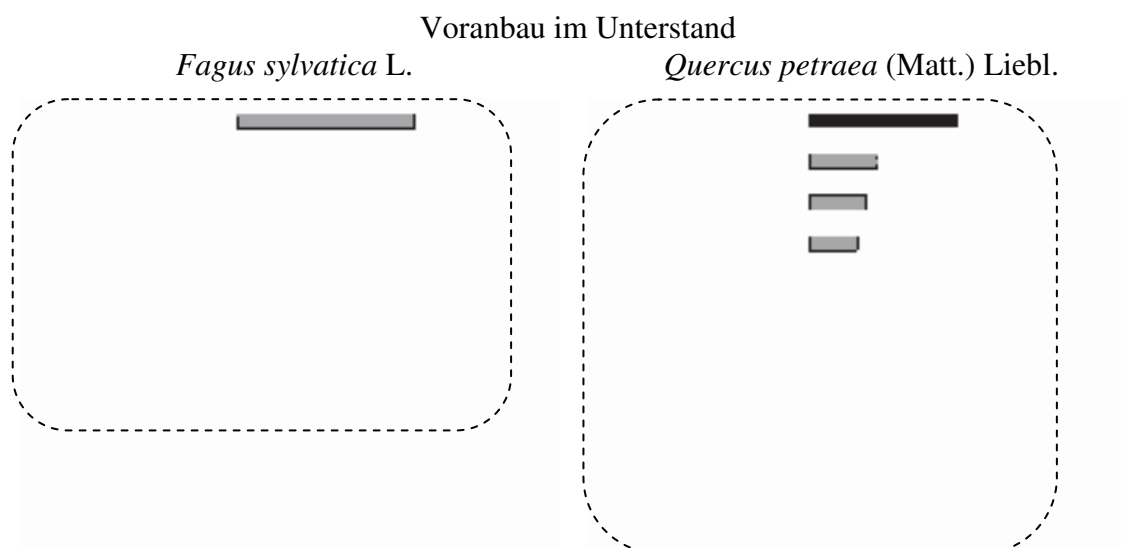


Abb. 94: Dominanzverteilung (ENGELMANN, 1978) der Araneae auf **PiFa I L** (nach Fängen mit AEK – 2000)

Abb. 95: Dominanzverteilung (ENGELMANN, 1978) der Araneae auf **PiQu I L** (nach Fängen mit AEK – 2000)

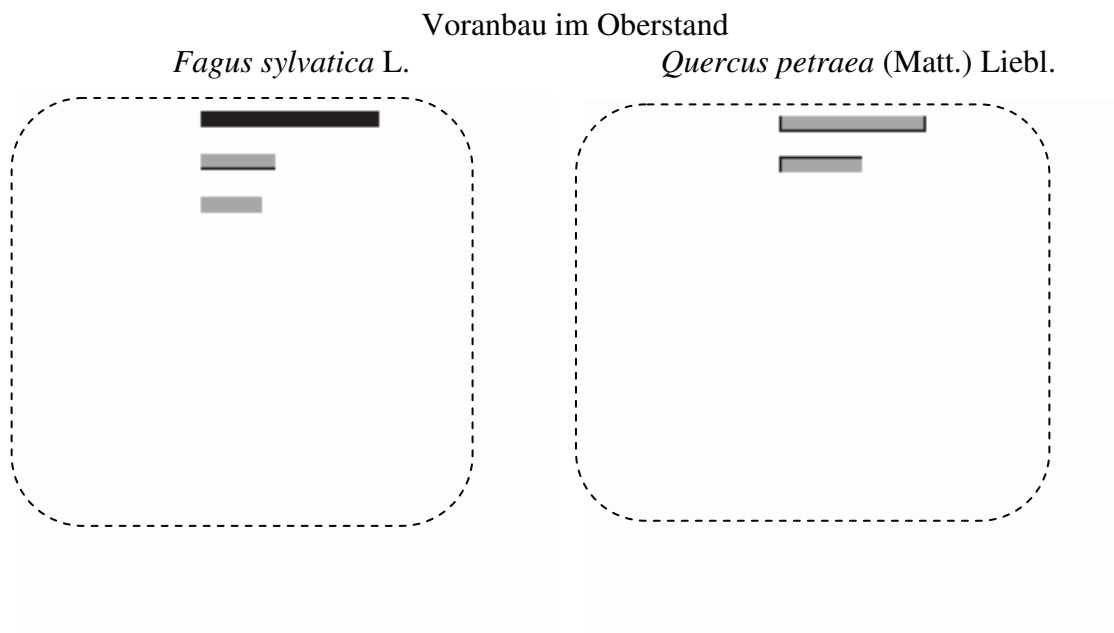


Abb. 96: Dominanzverteilung (ENGELMANN, 1978) der Araneae auf **PiFa II L** (nach Fängen mit AEK – 2000)

Abb. 97: Dominanzverteilung (ENGELMANN, 1978) der Araneae auf **PiQu II L** (nach Fängen mit AEK – 2000)

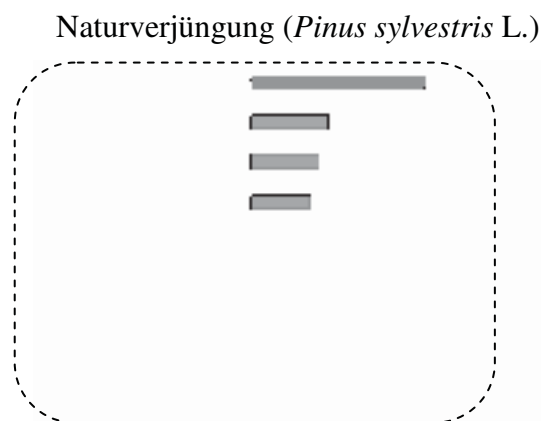


Abb. 98: Dominanzverteilung (ENGELMANN, 1978) der Araneae auf **PiPi G** (nach Fängen mit AEK – 2000)

Legende: eudominant dominant subdominant rezedent subrezedent sporadisch

Effekte der Strukturdiversität zeigten sich auch im Vorkommen exklusiver Arten (Tab. 36). So stieg mit der Einbringung von Laubholz und der Förderung der Naturverjüngung die Anzahl exklusiver Taxa (PiFa I L: n = 3, PiQu I L, PiFa II L: n = 2, PiQu II L: n = 1, PiPi G: n = 2).

Tab. 36: Exklusive Arten der Untersuchungsflächen mit Angabe der Individuenzahlen getrennt nach Latenz- und Gradationsgebiet (nach Fängen mit AEK im Untersuchungsjahr 2000/ 2001)

	Latenzgebiet					Gradationsgebiet	
	Pi L	PiFa I L	PiQu I L	PiFa II L	PiQu II L	Pi G	PiPi G
<i>Ballus chalybeius</i>		1					
<i>Tenuiphantes menzei</i>		1					
<i>Oedothorax apicatus</i>		1					
<i>Agroeca brunnea</i>			1				
<i>Lepthyphantes pallidus</i>			1				
<i>Araniella displicata</i>				1			
<i>Porrhomma microphthalmum</i>				1			
<i>Dendryphantes hastatus</i>					1		
<i>Trochosa terricola</i>						1	
<i>Clubiona corticalis</i>							1
<i>Xysticus cristatus</i>							1

Mit der Berechnung der Nischenbreite (vgl. Kap. 3.8.4) wurden insgesamt sechs Charakterarten für ein spezifisches Merkmal der Versuchsflächen (Ressourcenklasse: Untersuchungsgebiet – Zugehörigkeit der Versuchsflächen zu Latenz- oder Gradationsgebiet) ermittelt (Tab. 37). Darunter befanden sich *Moebelia penicillata* (Linyphiidae) und *Anyphaena accentuata* (Anyphaenidae), die eine sehr enge Nischenbreite für das Latenzgebiet besaßen.

Tab. 37: Charakterarten für die Ressourcenklasse (Untersuchungsgebiet: L-Latenzgebiet, G-Gradationsgebiet) mit Angabe der Nischenbreite, Individuenzahlen & -dominanz, Dominanzklassifizierung nach ENGELMANN (1987) - nach Fängen mit AEK (2000/2001)

Arten	Nischenbreite	Individuenzahl		Individuen- dominanz	Dominanz- klasse
		L	G		
Untersuchungsgebiet					
<i>Moebelia penicillata</i> (Westring, 1851)	0,01	191	1	4,93	subdominant
<i>Anyphaena accentuata</i> (Walckenaer, 1802)	0,01	167	1	4,31	subdominant
<i>Theridion mystaceum</i> L. Koch, 1870	0,18	102	9	2,85	rezedent
<i>Salticus zebraneus</i> (C.L. Koch, 1837)	0,25	392	50	11,36	subdominant
<i>Haplodrassus cognatus</i> (Westring, 1861)	0,25	40	5	1,15	rezedent
<i>Philodromus collinus</i> C.L. Koch, 1835	0,25	32	4	0,92	subrezedent

4.4.1.5 Rote Liste Arten

Von den insgesamt 4.096 adulten Araneae waren 30% in der bundesdeutschen (n = 5 Arten) und 0,4% in der sächsischen (n = 5 Arten) Roten Liste aufgeführt (Tab. 38). Die sieben Rote Liste Arten aus vier Familien wurden überwiegend mit geringen Individuenzahlen erfasst, lediglich *Clubiona leucaspis* (n = 1.199) und *Haplodrassus cognatus* (n = 45) traten mit hohen Aktivitätsdichten auf (Tab. 38).

Die höchste Anzahl Roter Liste Arten siedelten nach Asteklektorfängen auf PiQu II L (n = 6). Dagegen fingen sich die meisten Individuen auf dem jüngsten Voranbau mit

Rotbuche (PiFa I L: n = 241). Die geringste Anzahl Roter Liste Arten wurde auf dem Referenzbestand (Pi L: n = 2) im Latenzgebiet ermittelt (Tab. 38).

Tab. 38: Individuenzahl von Arten der Roten Liste Deutschlands (BRD) und Sachsens (SAX) auf den Untersuchungsflächen im Latenz- und Gradationsgebiet (nach Fängen mit AEK in 2000/2001)

Taxa	Rote Liste		Latenzgebiet					Gradationsgebiet		Gesamt
	BRD	SAX	Pi L	PiFa I L	PiQu I L	PiFa II L	PiQu II L	Pi G	PiPi G	
Araneidae										
<i>Araneus angulatus</i> Clerck, 1757	3	3		1	1	1	1		2	6
<i>Araniella displicata</i> (Hentz, 1847)	3	3				1				1
Clubionidae										
<i>Clubiona leucaspis</i> Simon, 1932	G		156	227	167	164	182	191	112	1199
Gnaphosidae										
<i>Haplodrassus cognatus</i> (Westring, 1861)	G		19	12	8		1	4	1	45
<i>Micaria subopaca</i> Westring, 1866		3		1		1	2			4
Salticidae										
<i>Dendryphantus hastatus</i> (Clerck, 1757)	G	4					1			1
<i>Dendryphantus rudis</i> (Sundevall, 1833)		4				1	1	1		3
Individuenzahl	1252	15	175	241	176	168	188	196	115	1259
Artenzahl	5	5	2	4	3	5	6	3	3	7

4.4.1.6 Faunenähnlichkeit der Versuchsflächen

Die Clusteranalyse nach der JACCARD'schen Zahl gruppierte die Untersuchungsflächen einerseits nach ihrer Zugehörigkeit zu den Untersuchungsgebieten und zum anderen nach der Baumartenzusammensetzung (Tab. 39, Abb. 99). Dabei waren sich die Kiefernbestände mit *Fagus sylvatica* (PiFa I L, PiFa II L) am ähnlichsten, gefolgt von den Voranbauflächen mit Traubeneiche (PiQu II L, PiQu I L). Der Referenzbestand (Pi L) differenzierte sich am deutlichsten von allen Mischbeständen im Latenzgebiet. Die Kiefernforste (Pi G, PiPi G) des Gradationsgebietes bildeten einen weiteren Subcluster.

Tab. 39: Distanzmatrix der Artenidentität (JACCARD'sche Zahl [%]) (nach Fängen mit AEK - 2000)

	Latenzgebiet					Gradationsgebiet	
	Pi L	PiFa I L	PiQu I L	PiFa II L	PiQu II L	Pi G	PiPi G
Pi L	100						
PiFa I L	38	100					
PiQu I L	48	41	100				
PiFa II L	40	14	31	100			
PiQu II L	42	18	33	29	100		
Pi G	44	35	46	50	46	100	
PiPi G	52	30	43	46	54	44	100



Abb. 99: Clusteranalytisches Unähnlichkeitsdendrogramm nach der JACCARD'schen Zahl [%] (UPGMA-Linkage) – (Artenzahlen nach Fängen mit AEK – 2000)

Die Clusterung nach dem RENKONEN-Index wies die Baumartenzusammensetzung als strukturierenden Faktor der Spinnengemeinschaft im Kronenraum aus (Tab. 40, Abb. 100 A). Hohe Übereinstimmungsgrade ergaben sich für die älteren Voranbauflächen (PiFa II L, PiQu II L) im Latenzgebiet. Diesem Subcluster zugehörig waren auch die jüngeren Waldumbaubestände (PiFa I L, PiQu I L). Die Kiefernreinbestände Pi L, Pi G, PiPi G differenzierten sich von den Voranbauflächen. Untereinander zeigten besonders die Flächen im Gradationsgebiet (Pi G, PiPi G) eine hohe Übereinstimmung in den Dominanzverhältnissen.

Tab. 40: Distanzmatrix der Dominantenidentität (RENKONEN-Index [%]) (Aktivitätsdichte und -biomasse nach Fängen mit AEK – 2000)

	Latenzgebiet					Gradationsgebiet	
	Pi L	PiFa I L	PiQu I L	PiFa II L	PiQu II L	Pi G	PiPi G
	Aktivitätsdichte						
Pi L	100	22	31	29	70	29	37
PiFa I L	24	100	20	19	21	29	32
PiQu I L	32	21	100	20	23	30	30
PiFa II L	30	22	20	100	18	36	33
PiQu II L	69	19	22	21	100	38	36
Pi G	27	29	33	39	37	100	27
PiPi G	35	32	32	32	37	34	100
	Aktivitätsbiomasse						

Die Clusterung der Flächen anhand der Aktivitätsbiomasse (Tab. 40, Abb. 100 B) zeigte hohe Übereinstimmungsgrade für die Voranbauten im Latenzgebiet, die zwei Subclustern zugehörig waren (PiFa I L/ PiQu II L, PiQu I L/ PiFa II L). Der naturverjüngte Kiefernforst (PiPi G) differenzierte sich sowohl von den Voranbauten als auch von den altershomogenen Kiefernbeständen (Pi L, Pi G).

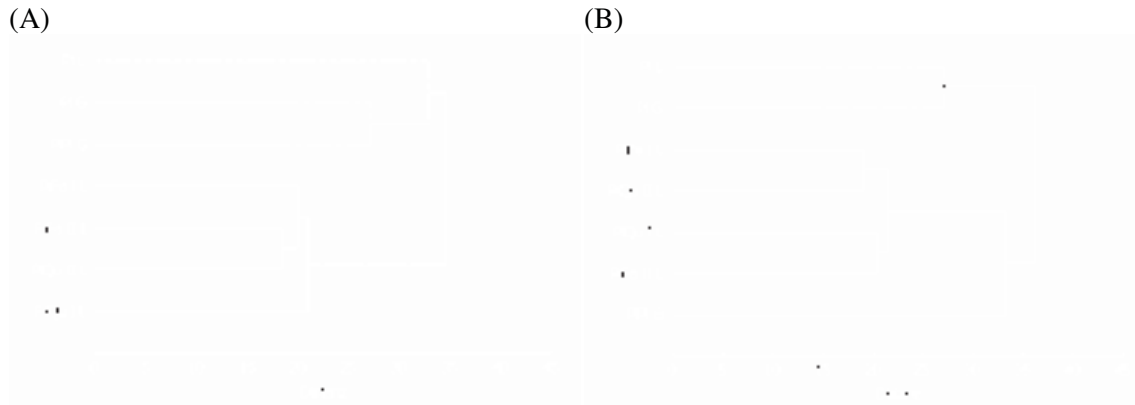


Abb. 100: Clusteranalytisches Unähnlichkeitsdendrogramm nach dem RENKONEN-Index (UPGMA-Linkage) – (A): Aktivitätsdichte, (B): Aktivitätsbiomasse (nach Fängen mit AEK in 2000)

4.4.1.7 Diversitätsindices und Rarefaction

Die nach Arten- und Individuenzahlen berechneten Diversitäten der einzelnen Versuchsflächen lagen dicht beisammen (Index: 1,8 - 2,4) (Tab. 41, Abb. 101). Einheitliche Trends über die Auswirkungen einer erhöhten Strukturvielfalt durch Waldumbau waren nur im ersten Untersuchungsjahr (2000) zu erkennen. So erhöhte sich mit Einbringung der Laubhölzer und Tolerierung der Naturverjüngung die Diversität im Latenz- und Gradationsgebiet (Tab. 41). Nach dem BRILLOUIN-DIVERSITÄTSMAB wies der Voranbau PiQu II L (2000) die höchste Diversität und Evenness auf. In 2001 wurde die höchste Diversität für den Referenzbestand (Pi L) errechnet.

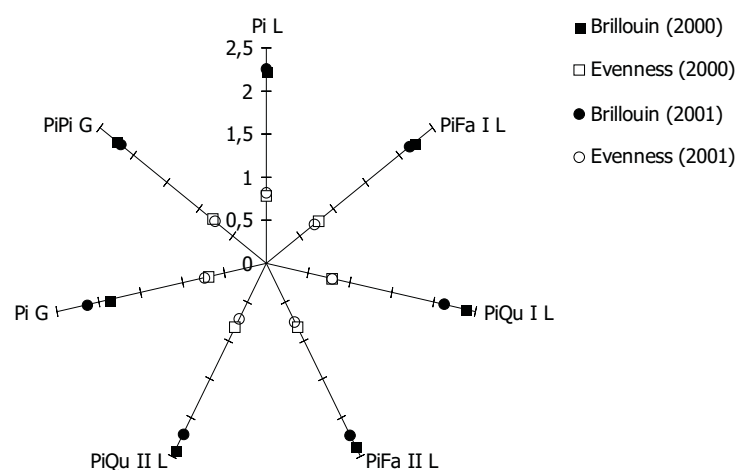


Abb. 101: BRILLOUIN-Index und Evenness der Untersuchungsflächen (nach Fängen mit AEK im Untersuchungszeitraum 2000, 2001)

Tab. 41: Individuen- und Artenzahlen, Anzahl an Haupt- und Begleitarten adulter Araneae sowie Angaben der Diversität nach BRILLOUIN und deren Evenness nach Untersuchungsflächen (nach Fängen mit AEK im Untersuchungszeitraum 2000, 2001)

		Latenzgebiet					Gradationsgebiet	
		Pi L	PiFa I L	PiQu I L	PiFa II L	PiQu II L	Pi G	PiPi G
2000	Individuenzahl	285	352	299	281	345	219	191
	Artenzahl	20	19	24	20	21	19	20
	Hauptarten	9	8	11	10	10	7	9
	Begleitarten	11	11	10	10	11	12	11
	Brillouin-Index	2,23	2,21	2,37	2,37	2,42	1,88	2,25
	Evenness	0,78	0,78	0,79	0,83	0,83	0,68	0,80
2001	Individuenzahl	328	350	296	251	422	250	227
	Artenzahl	18	22	16	22	24	21	20
	Hauptarten	8	9	7	10	8	10	8
	Begleitarten	10	13	9	12	16	11	12
	Brillouin-Index	2,25	2,14	2,12	2,21	2,21	2,14	2,18
	Evenness	0,81	0,73	0,80	0,76	0,72	0,74	0,77

Die Artenzahlerwartungswerte nach der HURLBERT-Rarefaction bestätigten den größten Artenreichtum (2000: $n = 21$) für PiQu I L im Latenzgebiet und PiPi G ($n = 20$) im Gradationsgebiet (Abb. 102). Geringe Artenzahlerwartungswerte wurden für die Kiefernreinbestände (2000 – Pi L, Pi G: $n = 18$) und den jüngsten Buchenvoranbau (2000 – PiFa I L: $n = 17$) errechnet.

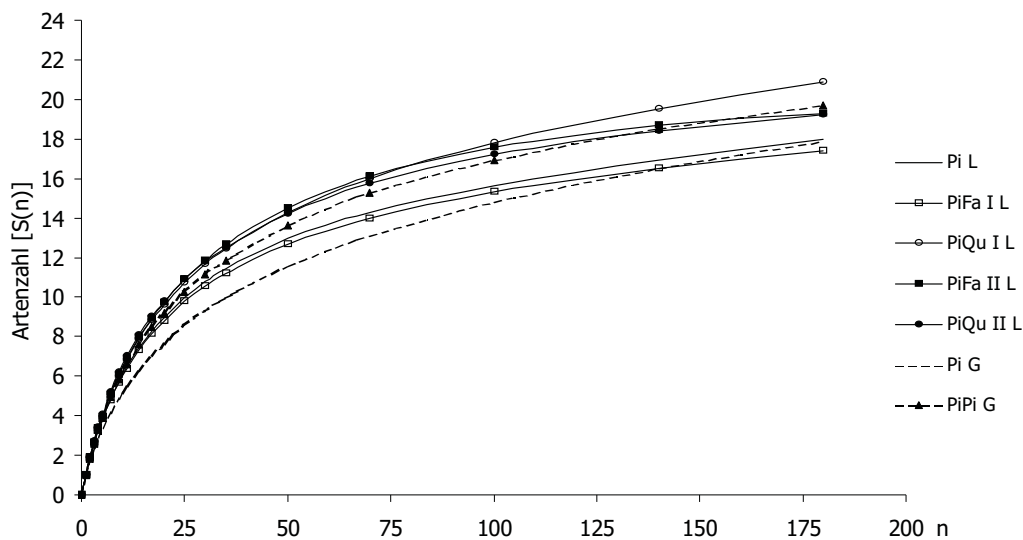


Abb. 102: Standardisierte Artenzahlen $S(n)$ der Araneae nach HURLBERT-Rarefaction (nach Fängen mit AEK im Untersuchungszeitraum 2000, $n_{\max}=200$)

Resümee

- Die Ergebnisse der Spinnenzönose basierten auf der Auswertung von Asteklektorfängen von insgesamt sieben Versuchsflächen, die zwischen März und Oktober 2000/ 2001 beprobt wurden.
- Insgesamt wurden 11.462 Individuen (Juvenilenanteil: 64,3%) aus 44 Arten und 15 Familien erfasst. Darunter befanden sich je fünf Arten der bundesdeutschen und sächsischen Roten Liste.

Struktur der Spinnenzönose in homogenen Kiefernforsten

- Gemessen an der Aktivitätsdichte und -biomasse dominierten auf beiden Flächen (Pi L, Pi G) die Clubionidae und Philodromidae.
- Hinsichtlich der Helligkeits- und Feuchtepräferenz erhöhte sich die Aktivitätsdichte euryöker Taxa im wärmeren und trockeneren Gradationsgebiet (Pi G). Mesophile Arten (Temperatur) dominierten auf beiden Referenzflächen (Pi L, Pi G).
- Die Clusteranalyse nach der JACCARD'schen Zahl ergab eine hohe Distanz zwischen den Kiefernforsten (Pi L, Pi G). Der Vergleich der Dominanzverhältnisse nach Aktivitätsdichte und -biomasse bestätigte dagegen höhere Übereinstimmungsgrade.
- Nach der HURLBERT-Rarefaction waren die Artenzahlerwartungswerte für beide Kiefernforsten (Pi L, Pi G) gering.

Effekte strukturierter Kiefernreinbestände

- Die natürliche Verjüngung der Kiefer ließ – gemessen an der Aktivitätsdichte und -biomasse – keine eindeutigen Effekte auf die Webspinnenfauna erkennen. Es dominierten Clubionidae und Philodromidae.
- Die Tolerierung der Naturverjüngung begünstigte das Vorkommen von Arten der Nadelwälder. Hinsichtlich der Helligkeitspräferenzen wurden meso photophile und meso ombrophile Araneae gefördert.
- Die Individuendominanz nach ENGELMANN bestätigte generell eine ausgeglichene Individuen-Arten-Relation auf beiden Kiefernbeständen (Pi G, PiPi G).
- Die Diversität und Evenness war auf PiPi G am höchsten. Auch die Berechnung der Artenzahlerwartungswerte nach HURLBERT bestätigte dort den größten Artenreichtum.

Effekte der Einbringung von Laubbaumarten in Kiefernreinbestände

- Die Zunahme der Strukturvielfalt bewirkte eine tendenzielle Steigerung der Individuenzahlen, die jedoch statistisch nicht nachweisbar war.
- Die Clusterung nach der JACCARD'schen Zahl bestätigte eine hohe Ähnlichkeit der Laubholzflächen zueinander, die sich im Vergleich zum Kiefernreinbestand (Pi L) deutlich differenzierten.
- Nach dem BRILLOUIN-DIVERSITÄTSMAß wurde für PiQu II L (2000) die höchste Diversität/ Evenness und für PiQu I L hohe Artenzahlerwartungswerte nachgewiesen.

4.4.2 Regulationspotenzial ausgewählter Webspinnen als Antagonisten forstlich relevanter Schadschmetterlinge –am Beispiel von *Dendrolimus pini* L.

4.4.2.1 Aktivitätsdichte

Die potenzielle Antagonistenfauna (vgl. Kap. 4.2.2) des Gradationsgebietes setzte sich vorwiegend aus Taxa der Jäger/ Lauerer (2000: 78%, 2001: 83%) zusammen. Dabei dominierten die Clubionidae (36%, 34%), vor Taxa der Philodromidae (18%, 10%) und Thomisidae (14%, 16%). Dagegen waren die Netzbauer durch eine Art der Tetragnathidae (*Tetragnatha obtusa*: 9%, 10%) und zwei Arten der Theridiidae (*Theridion tinctum*: 9%, 4%, *T. mystaceum*: 2%, 3%) geprägt.

Die Erhöhung der Bestandesstruktur im Latenz- und Gradationsgebiet ließ keine einheitlichen Trends auf die Prädatorenfauna erkennen (Abb. 103).

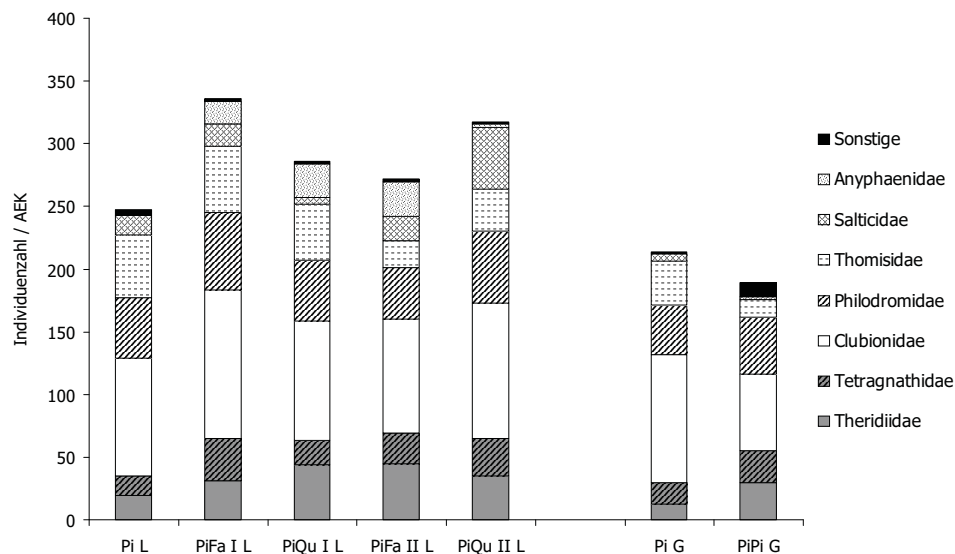


Abb. 103: Aktivitätsdichte unterschiedlicher Jagdstrategien (weiß: Jäger/ Lauerer, grau: Netzbauer) nach Untersuchungsflächen (Individuenzahlen potenzieller Taxa nach Fängen mit AEK in 2000)

4.4.2.2 Raum-Zeit-Koinzidenz mit *Dendrolimus pini* L.

Die Raum-Zeit-Koinzidenz der Entwicklungsstadien von *Dendrolimus pini* und seinen potenziellen Antagonisten war nur partiell gegeben (Abb. 104). So stimmte der Zeitpunkt des Frühjahrsfraßes älterer und bereits überwinteter Raupen mit dem Maximum der Aktivitätsbiomasse potenzieller Antagonisten unter den Araneae überein. Während des Herbstfraßes frisch geschlüpfter Raupen, erreichte die Aktivitätsbiomasse der Webspinnen deutlich geringere Werte (Abb. 104).

Zum Zeitpunkt des Frühjahrsfraßes erhöhte die Einbringung von Laubholz die Aktivitätsbiomasse der Prädatoren im Latenzgebiet. Eine Ausnahme bildete PiFa I L.

Im Gradationsgebiet zeigte die Tolerierung der Naturverjüngung (PiPi G) keine Erhöhung der Aktivitätsbiomassen potenzieller Araneae zum Zeitpunkt des Frühjahrsfraßes (Abb. 104).

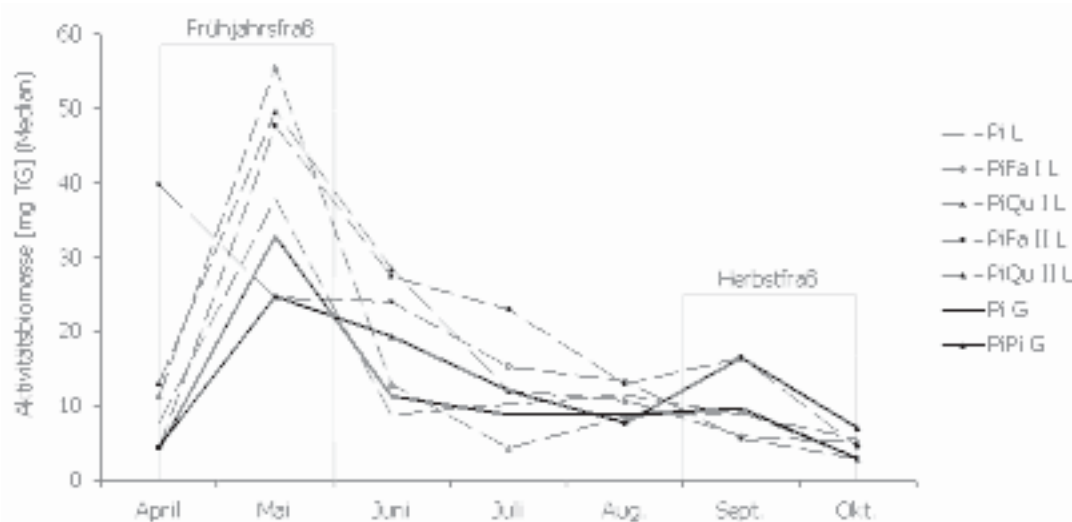


Abb. 104: Koinzidenz adulter Araneae mit *Dendrolimus pini* L. als phyllophage Modellart (Aktivitätsbiomasse potenzieller Arten der Araneae nach Fängen mit AEK in 2000)

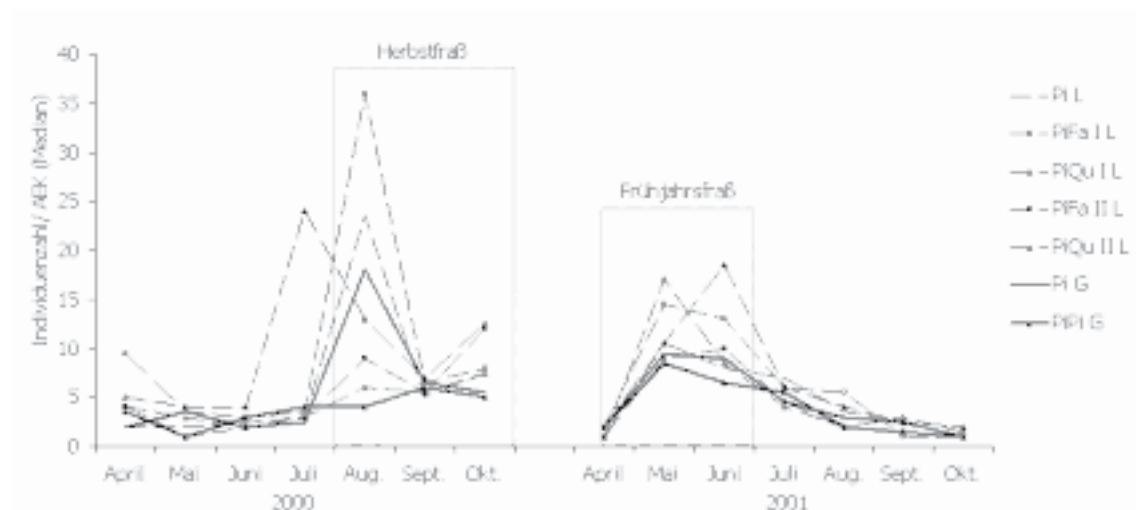


Abb. 105: Koinzidenz juveniler und adulter Araneae mit *Dendrolimus pini* L. als phyllophage Modellart (Aktivitätsdichte potenzieller Familien und Arten der Araneae nach Fängen mit AEK in 2000: Juvenile, 2001: Adulte)

Die Raum-Zeit-Koinzidenz der Entwicklungsstadien von *Dendrolimus pini* und seinen potenziellen Antagonisten korrelierte – gemessen der Aktivitätsdichte juveniler und adulter Araneae – (Abb. 105). Dabei wurde zum Zeitpunkt des Herbstfraßes frisch

geschlüpfter Raupen im August/ September ein vermehrtes Auftreten juveniler Webspinnen im Kronenraum festgestellt. In 2001 dominierten dann die adulten Taxa, in der Zeit des Frühjahrsfraßes (Mai/ Juni) älterer und bereits überwinterter Raupen (Abb. 105). Somit lässt sich eine durchgehende Prädation verschiedener Raupenstadien durch alle Altersklassen der Araneae vermuten.

Resümee

- Das Regulationspotenzial der Webspinnen als Antagonisten forstlich relevanter Schadschmetterlinge – am Beispiel von *Dendrolimus pini* L. wurde mit den Daten aus Asteklektoren untersucht.
- Die ausgewählte Prädatorenfauna der Araneae (vgl. Kap. 4.2.2) nach Fängen mit Asteklektoren (2000, 2001) zählte 3.827 Individuen aus 32 Arten und 12 Familien.

Struktur der Spinnenzönose in homogenen Kiefernforsten

- Zum Zeitpunkt des Frühjahrsfraßes korrelierte die Aktivitätsdichte und -biomasse adulter Araneae mit den Entwicklungsstadien der Modellart *Dendrolimus pini*.

Effekte strukturierter Kiefernreinbestände

- Die Aktivitätsdichte und -biomasse ausgewählter Araneae korrelierte mit den Entwicklungsstadien von *Dendrolimus pini* zum Zeitpunkt des Frühjahrsfraßes älterer Raupen. Potenzielle Araneae als Antagonisten phyllophager Lepidoptera wurden durch die Naturverjüngung nicht gefördert.

Effekte der Einbringung von Laubbaumarten in Kiefernreinbestände

- Die Aktivitätsbiomasse ausgewählter Araneae wurde mit der Einbringung von Laubholz gefördert (Ausnahme PiFa I L). Hauptsächlich in der Zeit des Frühjahrsfraßes bereits überwinteter, älterer Raupen wurde eine erhöhte Aktivitätsbiomasse im Kronenraum festgestellt. Weiterhin korrelierte die Aktivitätsdichte juveniler und adulter Araneae mit dem Auftreten verschiedener Raupenstadien der phyllophagen Modellart (*Dendrolimus pini*).

4.4.3 Fänge mit Luftteklektoren

Zwischen April und Oktober 2000/ 2001 wurden sieben Untersuchungsflächen mit Luftteklektoren beprobt. Insgesamt wurden 7.824 Individuen (Juvenilenanteil: 89,3%) aus 62 Arten und 14 Familien mit den Fangautomaten erfasst.

4.4.3.1 Aktivitätsdichte

Im Latenzgebiet wurden die höchsten Individuenzahlen auf dem älteren Voranbau PiQu II L (2000: n = 994) ermittelt. Mit dem Einwachsen der Laubhölzer (*Fagus sylvatica*, *Quercus petraea*) in die erste Baumschicht nahm die Individuenzahl der Araneae zu (Abb. 106 A). Es bestanden in 2000/ 2001 signifikante Unterschiede (PiFa II L: $p \leq 0,05$, PiQu II L: $p \leq 0,001$) zum Referenzbestand (Pi L). Die geringsten Fangzahlen zeigten sich auf der Fläche PiQu I L (2000: n = 421, 2001: n = 417). Im Gradationsgebiet wurden hauptsächlich in 2001 signifikante Unterschiede ($p \leq 0,001$) zwischen dem altershomogenen Kiefernforst Pi G und der strukturierten Kiefernfläche PiPi G festgestellt (Abb. 106 B).

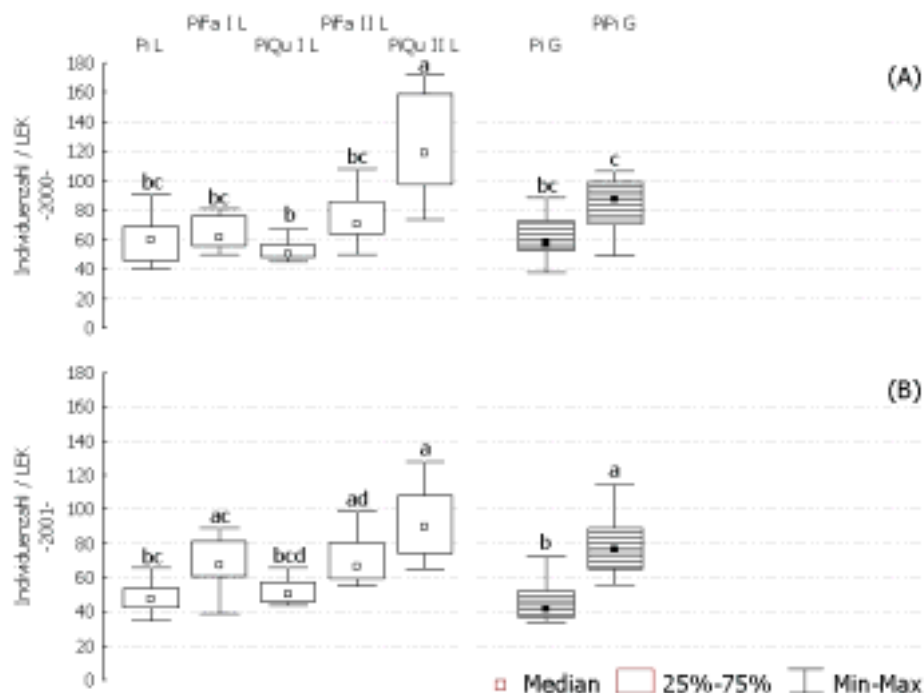


Abb. 106: Individuenzahlen der Araneae nach Fängen mit LEK in 2000 (A), 2001 (B) im Latenz- und Gradationsgebiet (Signifikanzen s. Anhang Tab. 23)

»Dominanzstruktur«

Die höchste Individuenzahl ($n = 72$) wurde auf dem ältesten Voranbau mit Traubeneiche (PiQu II L) ermittelt (Tab. 42). Gemessen an der Aktivitätsdichte dominierten die Theridiidae (14% - 41%) auf fast allen Versuchsflächen. Lediglich auf dem Kiefernreinbestand (Pi L: 20%) im Latenzgebiet waren die Thomisidae vorherrschend. Mit geringeren Dominanzanteilen kamen Clubionidae, Philodromidae und Tetragnathidae im Kronenraum vor.

Tab. 42: Ökologische Kenngrößen (Individuenzahlen, Dominanz) der Araneaezönose auf Familienniveau (nach Fängen mit LEK im Untersuchungsjahr 2000)

	Pi L	PiFa I L	PiQu I L	PiFa II L	PiQu II L	Pi G	PiPi G
	Ind. D[%]	Ind. D[%]	Ind. D[%]	Ind. D[%]	Ind. D[%]	Ind. D[%]	Ind. D[%]
Individuenzahl	66	63	53	64	72	53	68
Familienzahl	9	9	9	10	9	8	7
Araneae							
Clubionidae	7 [10,6]	7 [11,1]	8 [15,1]	15 [23,4]	11 [15,3]	7 [13,2]	12 [17,6]
Philodromidae	9 [13,6]	5 [7,9]	6 [11,3]	6 [9,3]	10 [13,9]	7 [13,2]	7 [10,3]
Tetragnathidae	9 [13,6]	9 [14,3]	4 [7,5]	4 [6,2]	7 [9,7]	9 [16,9]	13 [19,1]
Theridiidae	9 [13,6]	24 [38,1]	15 [28,3]	21 [32,8]	22 [30,5]	14 [26,4]	28 [41,2]
Thomisidae	13 [19,7]	4 [6,3]	8 [15,1]	1 [1,5]	5 [6,9]	8 [15,1]	2 [2,9]
Sonstige (n=5)	19 [28,8]	14 [22,2]	12 [22,6]	17 [26,6]	17 [23,6]	8 [15,1]	6 [8,8]

4.4.3.2 Rote Liste Arten

Nach Fängen mit Luftklektoren wurden insgesamt 837 adulte Araneae gefangen, von denen ca. 12% der Individuen in der bundesdeutschen ($n = 2$) und 1% in der sächsischen ($n = 2$) Roten Liste aufgeführt waren (Tab. 43). Die vier Arten aus drei Familien wurden mit vorwiegend geringen Individuenzahlen ermittelt. Eine Ausnahme bildete *Clubiona leucaspis* ($n = 98$). Die höchste Anzahl von Rote Liste Arten ($n = 3$) fanden sich auf dem Referenzbestand (Pi L) und dem älteren Voranbau (PiFa II L) im Latenzgebiet. Höhere Individuenzahlen fingen sich auf den Umbauflächen mit *Quercus petraea* (PiQu I L: $n = 20$, PiQu II L: $n = 19$).

Tab. 43: Individuenzahl von Arten der Roten Liste Deutschlands (BRD) und Sachsens (SAX) auf den Untersuchungsflächen im Latenz- und Gradationsgebiet (nach Fängen mit LEK im Untersuchungszeitraum 2000/2001)

Taxa	Rote Liste		Latenzgebiet					Gradationsgebiet		Gesamt
	BRD	SAX	Pi L	PiFa I L	PiQu I L	PiFa II L	PiQu II L	Pi G	PiPi G	
Clubionidae										
<i>Clubiona leucaspis</i> Simon, 1932	G		9	12	20	11	17	14	15	98
Gnaphosidae										
<i>Haplodrassus cognatus</i> (Westring, 1861)	G		1							1
<i>Micaria subopaca</i> Westring, 1861		3				1				1
Salticidae										
<i>Dendryphantus rudis</i> (Sundevall, 1833)		4	1	1		1	2	2	1	8
Individuenzahl	99	9	11	13	20	13	19	16	16	108
Artenzahl	2	2	3	2	1	3	2	2	2	4

Resümee

- Die nach Lufteklektoren ermittelte Webspinnenzönose basiert auf insgesamt sieben Waldflächen, die zwischen März und Oktober 2000/ 2001 befangen wurden.
- Insgesamt wurden 7.824 Individuen (Juvenilenanteil: 89,3%) aus 62 Arten und 14 Familien erfasst. Darunter befanden sich jeweils zwei gefährdete Arten der bundes-deutschen und sächsischen Roten Liste.

Strukturelle Unterschiede zwischen Latenz- und Gradationsgebiet

- Die Aktivitätsdichte ließ keine wesentlichen Unterschiede zwischen den Referenzflächen (Pi L, Pi G) erkennen. Es dominierten die Taxa der Thomisidae auf Pi L, während die Theridiidae im Gradationsgebiet (Pi G) vorherrschten.

Effekte strukturierter Kiefernreinbestände

- Die natürliche Verjüngung (PiPi G) manifestierte sich in einer tendenziellen Erhöhung der Aktivitätsdichte. Es dominierten auf beiden Flächen die Theridiidae.

Effekte der Einbringung von Laubbaumarten in Kiefernreinbestände

- Der Laubholzvoranbau (PiFa II L, PiQu II L) bewirkte eine Erhöhung der Individuenzahlen. Auch die Familiendominanz unterlag einer Veränderung. Durch die zunehmende Strukturierung wurde die Aktivität der Theridiidae gefördert.

5 DISKUSSION

5.1 KRITISCHE BETRACHTUNG DER ERFASSUNGSMETHODEN

5.1.1 Bodenfallen

In der freilandökologischen Forschung, die mit einem hohen Zeit- und Arbeitsaufwand verbunden ist, werden vorwiegend automatische Fangsysteme zur Erfassung von Tiergruppen genutzt. Zu den methodischen Standards bei epigäischen Arthropoden gehört der Einsatz von Bodenfallen (z. B. STAMMER 1948, UETZ & UNZICKER 1976, FRANKE et al. 1988, DENT & WALTON 1997). Sie eignen sich hauptsächlich zur Charakterisierung der dominanten Prädatorengruppen (z. B. Carabidae, Araneae) (u. a. FLATZ & THALER 1980, DUMPERT & PLATEN 1985, NIEMELÄ et al. 1986, KUSCHKA et al. 1987, BAEHR 1988, BUDDLE & HAMMOND 2003). Dabei bilden die Fangergebnisse die Grundlage für die Errechnung der relativen Häufigkeiten (Aktivitätsdichte) von Arten (BOWEN et al. 2004) inklusive ihres zeitlichen Verlaufs (Aktivitätsdynamik) (MERRETT 1968, JOCQUE 1973, MAELFAIT & BAERT 1975, FUNKE 1983, NIEMELÄ et al. 1994), die Beurteilung von räumlichen Verteilungsmustern (DUFFEY 1962, CHRISTOPHE et al. 1979, ITÄMIES & RUOTSALAINEN 1985, ZIESCHE & ROTH 2007) und die Beschreibung von Habitatassoziationen (TRETZEL 1955 b, MAELFAIT & BAERT 1975, PAJUNEN et al. 1995).

Als bewährte Erfassungsmethode in Offenlandhabitaten (z. B. landwirtschaftlich genutzten Habitaten: u. a. THALER et al. 1987, STEINBERGER & KROMP 1993, BUREL & BAUDRY 1995, KLIEBER et al. 1995, MOMMERTZ et al. 1996, HOLLAND & SMITH 1999, RATSCHKER 2001) und Waldökosystemen (u. a. ALDERWEIRELDT et al. 1993, WISE & CHEN 1999, JUNKER 2005, ZIESCHE et al. 2005) besitzen Bodenfallen viele Vorteile. Neben den geringen Kosten und der hohen Fangeffizienz sind sie einfach und bequem anwendbar (TRETZEL 1955 b, GREENSLADE & GREENSLADE 1971). Als besonders effizient erwiesen sich Bodenfallen für die quantitative und qualitative Erfassung von epigäischen, laufaktiven Webspinnen (KIECHLE 1992, TOPPING 1993, DENT & WALTON 1997, CHURCHILL & ARTHUR 1999, SCUDDER 2000, BOWEN et al. 2004), aber auch von Laufkäfern (BAARS 1979, DENT & WALTON 1997, SCUDDER 2000).

Verschiedene Faktoren beeinflussen jedoch die Fangeffizienz dieser Methode. Neben Individuendichte und Laufaktivität der Arthropoden, dem Raumwiderstand der Vegetation (GREENSLADE 1964, ADIS 1979, NIEMELÄ et al. 1990, SPENCE & NIEMELÄ 1994,

MELBOURNE 1999) sind hier Klimafaktoren (z. B. Temperatur und Feuchtigkeit) (BRIGGS 1961, GREENSLADE 1964) ebenso zu nennen, wie das Versuchsdesign selbst. So wirken auch Beprobungszeitraum (SCHULTZ 1995), Replikationszahl, Beschaffenheit, Durchmesser, Distanz und räumliche Anordnung der Fallen auf deren Fangrate ein. In einigen Untersuchungen wurden auch die Beschaffenheit der Bodenfalle und der Durchmesser der Fallenöffnung als Einflussfaktoren beschrieben. Dabei erkannten BRIGGS (1961), LUFF (1975), BAARS (1979) sowie TOPPING & LUFF (1995), dass in Abhängigkeit vom Oberflächenmaterial (Glas, Plastik, Metall) auch die Fangrate variiert. Für den Fang von Webspinnen, eignen sich insbesondere Bodenfallen mit rauer Oberfläche (TOPPING & LUFF 1995). Nach OBRIST & DUELLI (1996) existiert eine klare Abhängigkeit zwischen Fangzahl und Fallentyp (z. B. bei Becher- oder Trichterfallen). Die Ergebnisse bestätigten, dass die Größe der Fallenöffnung das erfasste Artenspektrum bestimmt. So werden die Taxa der Linyphiidae ohne Ausnahme gut mit Becher- (\varnothing 7 cm) und Trichterfallen (\varnothing 15 cm) gefangen, wie auch die Fangzahlen der vorliegenden Untersuchung bestätigen, während Arten der Lycosidae mit einem größeren Fallendurchmesser (Trichterfalle: 15 cm) häufiger erfasst werden (OBRIST & DUELLI 1996).

Ein weiterer Parameter, der die Effizienz des Fallenfangs beeinflusst, ist die räumliche Anordnung der Bodenfallen auf der Untersuchungsfläche (WARD et al. 2001, WORK et al. 2002). FECHTER (1977) rät zu einer rasterförmigen Anordnung, um eine flächendeckende Ermittlung der Arten im Untersuchungsgebiet zu gewährleisten. In Anlehnung an diese Empfehlung wurde auch das Fallenset der vorliegenden Studie konzipiert.

Eine quantitative Erfassung des Artenspektrums epigäischer Arthropoden innerhalb eines Habitats ist sicherlich nur durch langjährige zeit- und arbeitsintensive Untersuchungen möglich (REICHHOLF 1987, 1988). Die Festlegung der Stichprobengröße einer Fangmethode stellt somit immer einen Kompromiss dar, der bei der Beschränktheit der Finanz- und Personalressourcen auf die Ergebnismaximierung abzielt. Bezüglich der erforderlichen Replikationszahl für repräsentative Erfassungen von Artenspektren und populationsökologischer Merkmale gehen die in der Literatur gegebenen Empfehlungen weit auseinander. So geben HÄNGGI (1989) und DUELLI et al. (1990) für ein Minimalprogramm jeweils drei Bodenfallen an, während SCHLUMPRECHT (1991) fünf Bodenfallen pro Untersuchungseinheit vorschlägt. Nach FRANKE et al. (1988) sind sogar bis

zu 41 Bodenfallen nötig, um das Arteninventar der Webspinnenzönose quantitativ zu erfassen.

Vor dem Hintergrund einer im wesentlichen auf die Funktionalität der Spinnen abzielenden Analyse wurde als Kompromiss zwischen Qualität und Repräsentativität der Daten einerseits und dem verfügbaren Personal- und Zeitbudget andererseits in der vorliegenden Studie eine Replikationszahl von acht Bodenfallen je Fläche gewählt. Auch in anderen Untersuchungen (RATSCHKER 2001, SCHREITER 2001, ZIESCHE & ROTH 2004, JUNKER 2005) lag der Beprobungsumfang bei acht bis zehn Fallen pro Fläche.

Um die Vollständigkeit des erfassten Artenspektrums bei der gewählten Replikationszahl der Bodenfallen zu überprüfen, wurde die Rarefaction - Methode nach SHINOZAKI (1963) und die „Faustformel“ nach MÜHLENBERG (1993) angewandt (Tab. 44). Die Rarefaction - Methode nach SHINOZAKI (1963) berechnet die auf der Untersuchungsfläche zu erwartende Artenzahl. Die Faustformel“ nach MÜHLENBERG (1993) schätzt die für quantitative Daten notwendige Mindeststichprobengröße.

Mittels der SHINOZAKI - Rarefaction reichte in der vorliegenden Untersuchung die Anzahl von acht Bodenfallen pro Untersuchungsfläche in der Regel für eine befriedigende Erfassung des Artenspektrums der Spinnenzönose aus (Abb. 107). Nur auf den Referenzflächen (Pi L, Pi G) und dem jungen Voranbau (PiQu I L) im Latenzgebiet hätte eine Erhöhung der Fallenzahl den Nachweis zusätzlicher Arten erbracht.

Tab. 44: Übersicht mathematischer Formeln zur Abschätzung des Stichprobenumfangs bei freilandökologischen Untersuchungen

SHINOZAKI (1963)	MÜHLENBERG (1993)
$S(q) = \sum_{i=1}^S \left[1 - \frac{\binom{Q-a_i}{q}}{\binom{Q}{q}} \right]$ <p> <i>S</i>(<i>q</i>): zu erwartende Artenzahl für <i>q</i> <i>q</i>: Erfassungseinheit <i>Q</i>: Gesamtzahl der Erfassungseinheiten <i>a_i</i>: Anzahl an Erfassungseinheiten, in der die Art <i>i</i> vorkommt <i>S</i>: festgestellte Gesamtartenzahl </p>	$n = \frac{21 * C^2}{(k-1)^2}$ <p> <i>n</i>: minimale Anzahl an Fallen <i>C</i>: Variationskoeffizient, ergibt sich aus Standardabweichung / Mittelwert <i>k</i>: Verhältnis zwischen den Werten des Vergleichs (hier 1,5) </p>

Ebenso waren 40 Bodenfallen im Latenz- und 24 im Gradationsgebiet ausreichend um das Artenspektrum der Araneae in den Untersuchungsgebieten zu erfassen (Abb. 108).

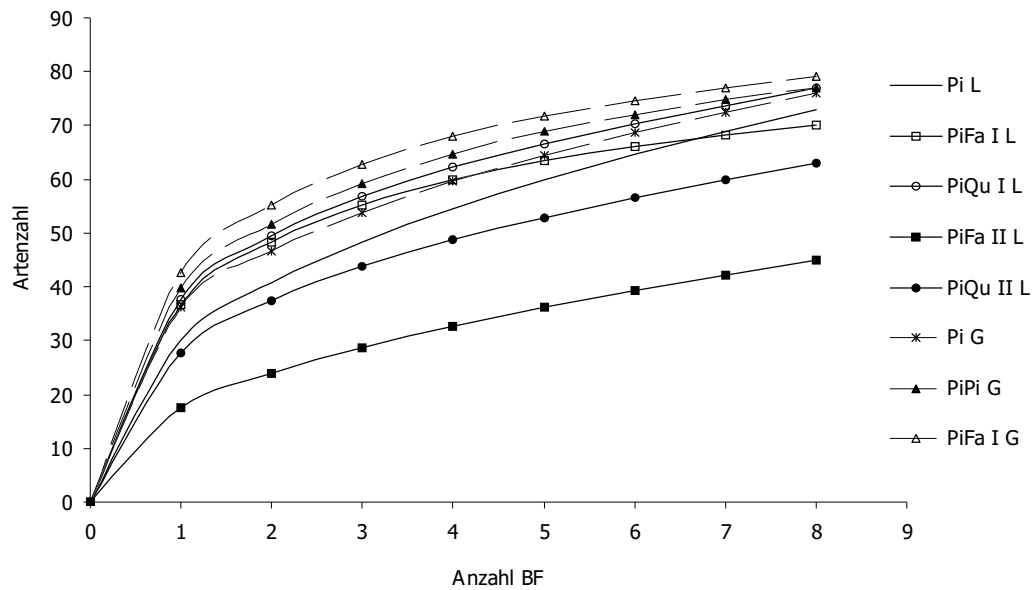


Abb. 107: SHINOZAKI-Rarefaction zur Abschätzung des Arteninventars der Araneae (nach Fängen mit BF in 2000/2001)

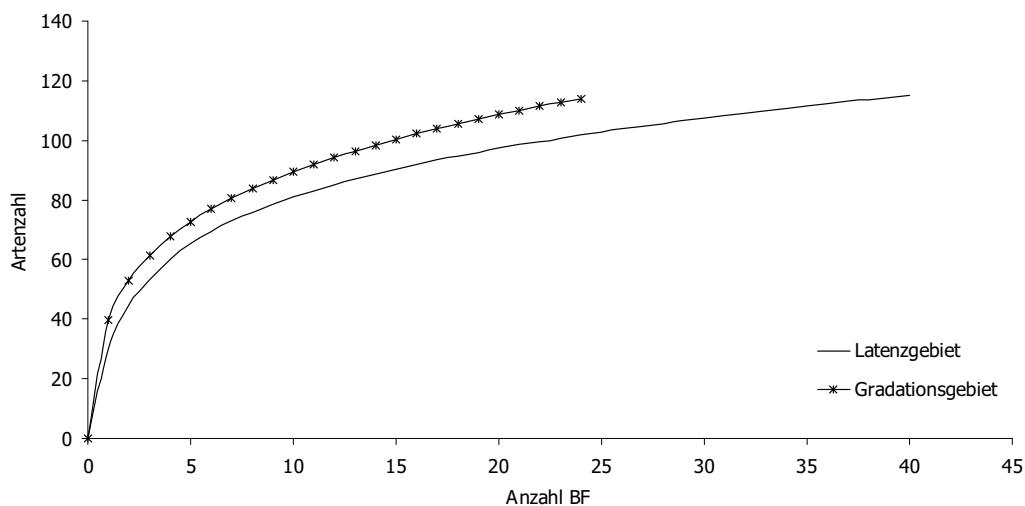


Abb. 108: SHINOZAKI-Rarefaction zur Abschätzung des Arteninventars der Araneae im Latenz- und Gradationsgebiet (nach Fängen mit BF in 2000/2001)

Dies belegten – selbst für die Versuchsflächen (Pi L, Pi G, PiQu I L) – die Ergebnisse der berechneten „Faustformel“ nach MÜHLENBERG (1993) (Tab. 44). Gemäß der „Faustformel“ erforderte die Erfassung der Artenzahl einen Beprobungsumfang von bis zu neun Bodenfallen (Tab. 45). So war der Einsatz von insgesamt acht Bodenfallen pro Fläche bei der vorliegenden Arbeit angemessen, um das Arteninventar repräsentativ zu dokumentieren.

Zur statistisch absicherbaren Erfassung weiterer ökologischer Kenngrößen der Araneae (wie z. B. Aktivitätsdichte und -biomasse) wies die „Faustformel“ aber einen sehr

hohen Stichprobenumfang aus (Tab. 45), der im Rahmen eines Promotionsvorhabens bei der gewählten Fragestellung nicht zu bearbeiten war.

Tab. 45: Abschätzung der minimal erforderlichen Fallenzahl bei verschiedenen ökologischen Parametern (Datengrundlage: Pi L, PiQu I L, Pi G, 2.-3.FP 2000)

ökologische Parameter	Untersuchungsflächen	Variationskoeffizient (C_{\max})	erforderliche Fallenzahl (n_{\max})
Aktivitätsdichte	Pi L	0,40	13
	PiQu I L	0,43	16
	Pi G	0,48	20
Aktivitätsbiomasse	Pi L	0,67	38
	PiQu I L	0,67	38
	Pi G	0,44	16
Artenzahl	Pi L	0,23	4
	PiQu I L	0,33	9
	Pi G	0,22	4

Entsprechend der Aktivitätsdynamik der meisten epigäischen Raubarthropoden erfolgte die Beprobung zwischen April und Oktober/ November eines Jahres, einem Zeitraum der auch SCUDDER (2000) angemessen erscheint. Eine Ausweitung der Erfassungsperiode auf die Wintermonate wäre sicherlich im Hinblick auf Schädlingsarten mit bodenlebenden Überwinterungsstadien sinnvoll gewesen, hätte aber den Rahmen der Dissertation weit überschritten.

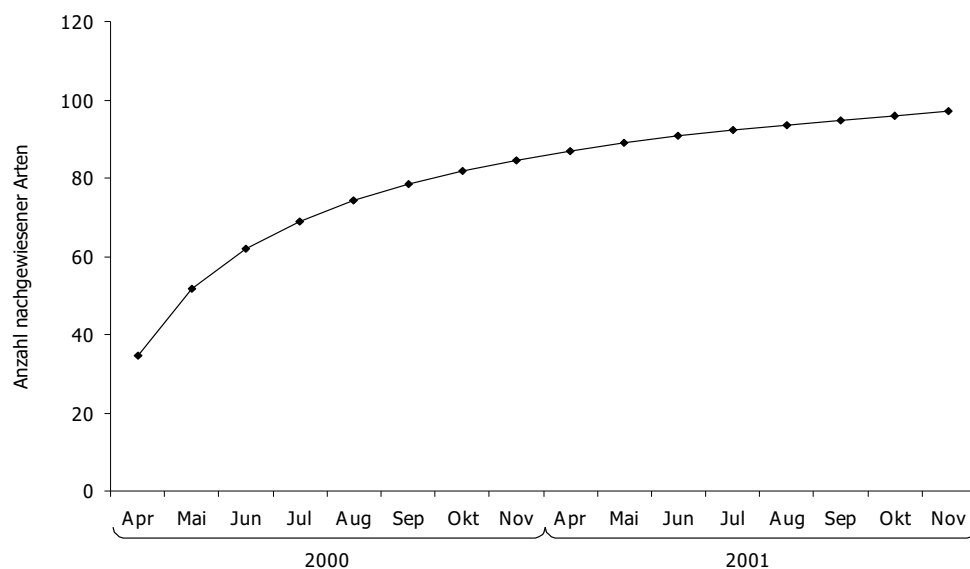


Abb. 109: Anzahl der mit BF erfassten Arten aller Versuchsflächen im Latenz- und Gradationsgebiet (Erfassungszeitraum: April bis November 2000, 2001)

Wie die SHINOZAKI - Rarefaction (Abb. 109) wurden bereits zwischen April und November des ersten Untersuchungsjahres (2000) 88% der insgesamt mit Bodenfallen gefangenen Spinnenarten ($n=147$) ermittelt. Mit der weiteren Beprobung in 2001 ließen

sich 14 Arten zusätzlich fangen, so dass insgesamt 97% des Artenspektrums nach zwei Untersuchungsjahren bekannt waren. Der gesättigte Kurvenverlauf deutet auf eine fast vollständige Erfassung des Artenspektrums hin (Abb. 109). So wäre auch bei einem dreijährigen Fangzeitraum nur ein geringer Artenzuwachs zu erwarten gewesen.

5.1.2 Bodenphotoelektoren

Der Einsatz von Bodenphotoelektoren (BPE) gilt seit Jahren als methodischer Standard zur Erfassung von Stratenwechslern (z. B. Diptera, Hymenoptera, Coleoptera) mit streu- bzw. bodenlebenden Entwicklungs- oder Überwinterungsstadien (BALOGH 1958, FUNKE 1971). Mittels der Elektorkopfdosen gelingt die nahezu vollständige Erfassung von Arten, die sich nach dem Schlüpfen am Boden positiv phototaktisch bzw. negativ geotaktisch verhalten (GRIMM et al. 1975, HOLSTEIN 1996). Besonders für pterygote Insekten, die nach dem Schlüpfen am Boden in die Stamm- oder Kronenregion abwandern oder im Luftraum aktiv sind, liefert diese Fangmethode wertvolle Erkenntnisse über Arteninventar, Schlüpfphänologie und Aktivitätsdynamik (FUNKE 1983). Gleichzeitig geben Schlüpfabundanz und Trockengewichte Hinweise auf die Biomasse von bodenlebenden Insekten, die sich auch zur Abschätzung des Energieumsatzes eignen (DUNGER & FIEDLER 1997).

In Bezug auf andere Arthropodengruppen (z. B. Araneae) ermöglichen diese Fangautomaten Aussagen zur Aktivitätsdichte. Wie bei Bodenfallen, ist auch die Effektivität der Bodenphotoelektoren von der Individuendichte und Laufaktivität der Spinnentiere abhängig, die ebenfalls positiv phototaktisch bzw. negativ geotaktisch reagieren (BREUER 1987).

Die Anwendung der Bodenphotoelektoren in der vorliegenden Studie, fokussierte auf die Erfassung juveniler Stadien der Araneae. Durch ihren Fadenflug („ballooning“) gelangen sie nahezu quantitativ in die Kopfdosen. Bodenphotoelektoren ermöglichten somit Aussagen über die Reproduktionsraten vieler Spinnenarten in Wäldern.

Des Weiteren gelang durch den Einsatz von Bodenphotoelektoren aufgrund des exakten Raumbezugs eine Abschätzung des flächenbezogenen jährlichen Energieumsatzes der räuberischen Webspinnen in Wäldern. Mittels der errechneten metabolischen Äquivalenzwerte (*ME*) lässt sich damit das Regulationspotenzial von Spinnenpopulationen in Bezug auf Forstschädlinge beurteilen.

Die im Rahmen der vorliegenden Untersuchung erzielten Individuenzahlen adulter Araneae waren in Bodenphotoeklektoren stets niedriger als in Bodenfallen. Dies belegt im Gegensatz zu dem mit einem hohen materiellen und arbeitszeitlichen Aufwand verbundenen Einsatz von Bodenphotoeklektoren die Effizienz des Bodenfallenfangs. So wurden insgesamt 24 Arten ($n = 167$) ausschließlich mit Bodenphotoeklektoren erfasst, während 44 Arten ($n = 1.321$) nur in Bodenfallen vorkamen. Die Erfassung eines umfangreichen Artenspektrums war mit Bodenphotoeklektoren auch nicht zu erwarten, weil die Fangautomaten im Vegetationsverlauf nicht umgesetzt wurden.

5.1.3 Asteklektoren

Um die Arthropodenfauna im Kronenraum zu erfassen, wurden Asteklektoren (AEK) als standardisierte Fangmethode angewandt (GUNNARSSON 1985, SIMON 1995, GUTBERLET 1997, SCHUBERT et al. 1997, SCHUBERT 1999). Sie liefern auch für Web-spinnen gute Fangergebnisse (SIMON 1993, SCHUBERT 1998). Neben relativen Häufigkeiten, erlauben die Fangautomaten auch Angaben zur Aktivitätsdynamik (SIMON 1995). Ein großer Vorteil ist die geringe Anfälligkeit der Fallen gegenüber Witterungseinflüssen (SCHUBERT 1998).

Ähnlich Bodenfallen und Bodenphotoeklektoren ist auch die Erfassung von Wirbellosen mit Asteklektoren von Individuendichte und Laufaktivität der Arten abhängig. Außerdem wird die Fangzahl durch in den Fallenautomaten sitzende Räuber beeinflusst (SIMON 1995) bzw. können die zu fangenden Tiere dem Asteklektor leicht ausweichen (SCHUBERT 1998). Auch gestaltet sich die Beprobung mit dieser Fangmethode aufgrund der aufwändigen Installation in großen Baumhöhen als schwierig.

Über die Anwendung eines Minimalprogramms zur zoologischen Zustandserfassung von Baumkronen ist wenig publiziert. In Abhängigkeit von der Fragestellung und dem Umfang der Untersuchung werden verschiedene Möglichkeiten in der Literatur aufgezeigt. So verwendete SCHUBERT (1999) fünf Asteklektoren pro Waldbestand, während GUTBERLET (1997) sechs und SIMON (1995) sogar 24 Asteklektoren auf jeder Versuchsfläche einsetzten.

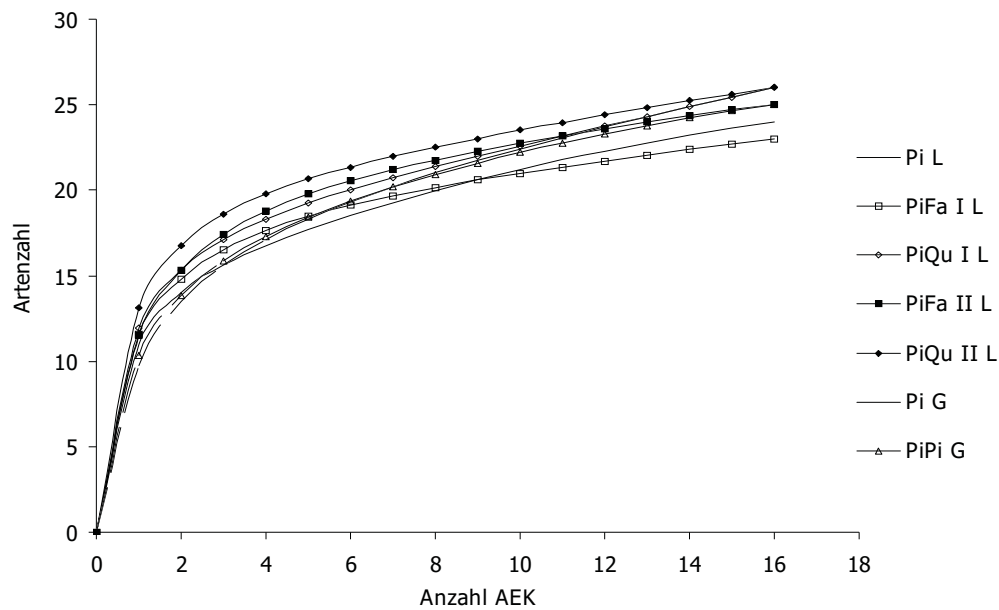


Abb. 110: SHINOZAKI - Rarefaction zur Abschätzung des Arteninventars der Araneae (nach Fängen mit AEK in 2000/2001)

Nach dem SHINOZAKI - Rarefaction Verfahren erzielten die 16 verwendeten Asteklektoren pro Versuchsfläche repräsentative Fangergebnisse (Abb. 110). Auf den strukturreichen Flächen im Latenz- (PiFa I L, PiFa II L, PiQu II L) und Gradationsgebiet (PiPi G) wurde das indigene Artenspektrum der Araneae fast vollständig erfasst. Lediglich im Kronenbereich der Kiefernmonokulturen (Pi L, Pi G) und dem jungen Voranbau mit Traubeneiche (PiQu I L) ließ der Anstieg der Akkumulationskurven weitere Arten erwarten. Insgesamt stellt die gewählte Replikationszahl an Asteklektoren ($n = 16/\text{Fläche}$) einen akzeptablen Kompromiss zwischen Datenrepräsentativität und Arbeitsaufwand.

5.1.4 Lufteklektoren

Auch Lufteklektoren (LEK) gelten inzwischen als etablierte Erfassungsmethode der wirbellosen Kronenfauna in Waldökosystemen (SCHUBERT 1998, DOROW et al. 2001, GOBNER 2004). Der Einsatz dieser Fangautomaten liefert weitere Erkenntnisse über das Artenspektrum und die Aktivitätsdynamik verschiedener Taxa, zu denen besonders Diptera, Hymenoptera und Coleoptera gehören (SCHUBERT 1998, CARREL 2002).

Die vollständige Erfassung des Artenspektrums der kronenbewohnenden Araneae ist unwahrscheinlich, da die Methode für dieses Taxon nicht repräsentativ ist (SCHUBERT 1998). Dennoch diene der zusätzliche Einsatz von Lufteklektoren zur Komplettierung des flächenspezifischen Arteninventars (DOROW et al. 2001, GOBNER 2004).

Im Gegensatz zu den dauerhaft montierten Asteklektoren, bieten die nach einmaliger Installation vom Boden aus zu bedienenden Lufteklektoren, einen arbeitstechnischen Vorteil.

5.1.5 Fangflüssigkeit

Bei ökologischen Freilanduntersuchungen werden verschiedene Konservierungsflüssigkeiten verwendet, die unter Umständen auch eine attrahierende oder abschreckende Wirkung auf bestimmte Arthropodenarten besitzen (TRETZEL 1955 b, ADIS & KRAMER 1975, VOGEL 1983, HOLOPAINEN & VARIS 1986, BUCHBERGER & GERSTMEIER 1993, MELBOURNE 1999). Ethylenglycol hat den Vorteil, dass es im reinen Zustand geruchlos bzw. farblos ist und eine geringe Verdunstungsrate aufweist, aber bei Massenfängen sehr geruchsintensiv wird und deshalb attrahierend auf die Wirbellosenfauna wirkt (TRETZEL 1955 b). Speziell bei Webspinnen wurde für diese Substanz eine Lockwirkung auf Arten der Linyphiidae nachgewiesen (TOPPING & LUFF 1995). Dagegen besitzt Formalin zwar keine Lockwirkung auf die Spinnenzönose (TOPPING & LUFF 1995) verhärtet aber das Tiermaterial. Auch die von vielen Autoren (ROTH 1985, BLICK 1991, PLATEN 1992 a, HOLSTEIN 1996, RATSCHKER 2001) verwendete Pikrinsäurelösung wirkt zwar überwiegend neutral, ist aber auf Grund ihrer Giftigkeit und geringen Konservierungseigenschaften nur wenig geeignet (RATSCHKER 2001). Als Alternative bietet sich aufgrund der guten Konservierungseigenschaften und geringen Anschaffungskosten (TOFT 1989, VANGSGAARD et al. 1990, JUNKER 2005, ZIESCHE et al. 2005) Benzoesäurelösung an. Untersuchungen über die Wirkung der geruchsfreien und ungiftigen Benzoesäure liegen derzeit nicht vor.

Die Vielzahl der freilandökologischen Methoden zur Erfassung der Abundanz und Diversität von Arthropodengruppen in terrestrischen Ökosystemen (CANADAY 1987, ATKINSON et al. 1988, DENT & WALTON 1997, DOBONY & EDWARDS 2001) erschwert den Vergleich von Untersuchungsergebnissen. Methodische Standards im Hinblick auf die Konstruktion der Fangautomaten, ihre Replikationszahl und räumliche Anordnung, sowie die eingesetzte Fangflüssigkeit wären in diesem Zusammenhang wünschenswert.

5.2 STRATENSPEZIFISCHE DIFFERENZIERUNG DER WEBSPINNENFAUNA VON WÄLDERN

Wälder gehören weltweit zu den arten- und individuenreichsten Tierlebensräumen. Dies gründet u. a. auf einer – im Gegensatz zu Offenlandhabitaten – stärkeren vertikalen Zonierung und der ausgeprägten raum-zeitlichen Dynamik struktureller Parameter verbunden mit einem reichhaltigen Angebot an Mikrohabitaten. Die eigene Studie und die Analyse von Literaturdaten belegen in diesem Zusammenhang eine stratenspezifische Differenzierung der Spinnengemeinschaften. Dies gilt auch für die Zönosen der Kronenschicht (HESSE 1940, ENGEL 1941, HÖREGOTT 1960, KLOMP & TEERINK 1973, BRAUN 1992, SIMON 1991, 1993, 1995, STERZYNSKA & SLEPOWRONSKI 1994) und der Bodenoberfläche (LUCZAK 1959, v. BROEN & MORITZ 1963, KOPONEN 1972, SCHAEFER 1980, HEIMBUCHER 1988, SECHTEROVA-SPICAKOVA 1989, ESJUNIN et al. 1993, PLATEN 1995, DOCHERTY & LEATHER 1997, PLATEN & RADEMACHER 2002, LOCH 2002, 2004).

So ermittelte PLATEN (1995) in verschiedenen Kiefernforstgesellschaften Lycosidae und Linyphiidae als dominante Familien der bodennahen Straten (s. a. v. BROEN & MORITZ 1963, KOPONEN 1972, SCHEIDLER 1990). UETZ (1991) beschrieb die Dominanz der Lycosidae in der epigäischen Spinnengemeinschaft verschiedener nordamerikanischer Nadelwaldforste. Ähnliche Ergebnisse wurden auch in der vorliegenden Studie erzielt. Auch in Laubmischwäldern prägen die genannten Familien (neben den Taxa der Amaurobiidae) die Struktur der epigäischen Spinnengemeinschaft (CANNON 1965, ALBERT 1982, DUMPERT & PLATEN 1985, SCHULZ 1996, MUZIKA & TWERY 1997, SCHULZ & SCHMIDT 1998). Allerdings zeigten sich auch deutliche Effekte der überschirmenden Baumart. BREINL (1990), der die Webspinnenfauna verschiedener Laubwaldgesellschaften (*Luzulo-Quercetum*, *Luzulo-Fagetum*) untersuchte, fand die Arten der Lycosidae dominant in einem Hainsimsen-Eichenwald, während im Hainsimsen-Buchenwald die Linyphiidae und Amaurobiidae vorherrschten.

Die Artenzusammensetzung der epigäischen Spinnenfauna auf den Versuchsflächen war durch eurytope Waldarten (*Centromerus sylvaticus*, *Haplodrassus soerenseni*, *Robertus lividus*, *Trochosa terricola*, *Zora spinimana*) und auch – aufgrund ihrer engen Nischenbreite – durch Charakterarten (*Atypus affinis*, *Zelotes petrensis*) gekennzeichnet (PLATEN & RADEMACHER 2002).

In der Krone von Bäumen dominieren andere Familien. Ihre Anteile am Gesamtfang sind – ebenso wie bei der epigäischen Spinnengemeinschaft – abhängig von der Wahl der Erfassungsmethoden. Dies belegt auch die Auswertung von Literaturdaten. Die Ergebnisse von SCHUBERT et al. (1997), die im Hienheimer Forst mit Ast- und Luft-eklektoren arbeiteten, wiesen Anyphaenidae, Theridiidae und Thomisidae als dominante Spinnenfamilien aus, aber auch Clubionidae wurden häufiger ermittelt. Andere Studien (BASSET 1991, BASSET & ARTHINGTON 1992, KUBCOVÁ & SCHLAGHAMERSKÝ 2002, SORESENSEN 2004) bestätigten besonders die dominante Stellung der Theridiidae im Stamm- und Kronenraum. Basierend auf Asteklektoren fand SIMON (1995) in der Krone von Kiefern verstärkt Clubionidae, Philodromidae und Theridiidae. Die Studien (ENGELHARDT 1958, HÖREGOTT 1960), die auf Baumfällungen mit anschließender Aufsammlung der Webspinnen beruhen, dokumentierten die Araneidae, Theridiidae und Thomisidae als individuenreichste Familien im Kronenraum. DZIABASZEWSKI (1969) führte eine Nebelung von Kiefernkrönen durch und beobachtete ebenso eine hohe Abundanz von Araneidae und Thomisidae.

In der vorliegenden Studie war das Artenspektrum im Kronenraum durch überwiegend ombrophile Nadelwaldarten (*Anyphaena accentuata*, *Araneus sturmi*, *Philodromus collinus*, *Theridion pinastri*) gekennzeichnet. Als typische Arten der Kronenregion gelten u. a. auch die Taxa *Clubiona subsultans*, *Philodromus aureolus*, *P. cespitum* und *Salticus zebraneus*, deren häufiges Vorkommen im trockenen Kronenraum der Kiefer durch ihre Xerophilie unterstrichen wird (PLATEN et al. 1991, SIMON 1995). Nach HESSE (1940) sind *Erigone atra*, *Moebelia penicillata*, *Philodromus fuscomarginatus* und *Segestria senoculata* die auf den Versuchsflächen ebenfalls verbreitet waren, Indikatorarten der Baumart *Pinus sylvestris*.

Neben dem Arteninventar und der Dominanzstruktur unterschieden sich epigäische und akrodendrische Spinnengemeinschaften auch in der Körpergröße. In der vorliegenden Untersuchung siedelten am Boden hauptsächlich kleine Arten. Ihre Anzahl ging im Kronenraum zugunsten größerer Araneae deutlich zurück. Ähnliche Ergebnisse erzielten SIMON (1995) und FINCH (2001). Während die epigäische Spinnenfauna vorwiegend durch kleinere Arten (< 4,9 mm) geprägt war (FINCH 2001), wurden in den Kiefernkrönen ebenfalls größere Araneae (2,0 – 9,9 mm) ermittelt (SIMON 1995).

In der vorliegenden Untersuchung bestimmten vorwiegend die Arten der Linyphiidae die Größenklassenverteilung der epigäischen Spinnengemeinschaft. Nach SIMON (1995) könnte der Mangel an Anheftungspunkten für Netze eine mögliche Ursache für die Meidung der Kronenregion sein. Aber auch die abnehmende Beuteverfügbarkeit mit zunehmender Vegetationshöhe spielt nach HERBERSTEIN (1997 b) eine wesentliche Rolle. So erbeuten zum Beispiel die Linyphiidae hauptsächlich kleine und wenig flugaktive Insekten (NENTWIG 1982) wie u. a. Collembolen und Blattläuse. Verschiedene Studien (HÖREGOTT 1960, ENGEL 2002) zur Erfassung der Arthropodenzönose unterschiedlicher Waldstraten bestätigten die Abnahme der Individuenzahl von Collembolen im Kronenraum. Nach Untersuchungen von HÖREGOTT (1960) in Kiefernwäldern stellen Collembolen am Boden 14%, in der Krone nur noch 5% der Wirbellosenfauna. Auch Fallenfänge in Laubwäldern bestätigten einen hohen Anteil (26%) an Collembolen am Boden, der sich in der Krone von Buche und Eiche auf 4% reduzierte (ENGEL 2002).

Generell begründen verschiedene Untersuchungen die Körpergrößenverteilung von Arthropoden mit der Habitatstruktur (LAWTON 1983, GUNNARSSON 1992). Besonders der Wechsel von Mikrohabitaten, hervorgerufen durch Unterschiede in der Struktur (z. B. Blatt oder Nadeln) und in der Anordnung von Blattelementen, beeinflusst die Pflanzen bewohnende Webspinnenzönose (HALAJ et al. 2000, GUNNARSSON 1992, SUNDBERG & GUNNARSSON 1994). So konnte GUNNARSSON (1990) nachweisen, dass ein dichter Nadelstand an Ästen der Fichte das Vorkommen größerer Webspinnen ($\geq 2,5$ mm) bedingt. Dagegen führt ein Nadelverlust zur Verringerung der Populationsdichte größerer Araneae, aufgrund der hohen Prädation durch Vögel (GUNNARSSON 1988, 1990). Kleinere ($\leq 2,5$ mm) Taxa siedeln bevorzugt auf Pflanzen mit komplexen morphologischen Eigenschaften (GUNNARSSON 1992).

5.3 DIE EPIGÄISCHE WEBSPINNENFAUNA VON KIEFERNREINBESTÄNDEN UND IHRE VERÄNDERUNG DURCH WALDUMBAU

Lückenhafte Kenntnisse über die Fauna von Kiefernforsten führten in den letzten Jahrzehnten zur Realisierung verschiedener Forschungsvorhaben, die neben den Lauf- und Kurzflügelkäfern auch häufig auf die Webspinnen abzielten (HESSE 1940, ENGEL 1941, LUCZAK 1959, HÖREGOTT 1960, v. BROEN & MORITZ 1963, KOPONEN 1972, KLOMP & TEERINK 1973, SCHAEFER 1980, HEIMBUCHER 1988, SECHTEROVA-SPICAKOVA 1989, BRAUN 1992, SIMON 1991, 1993, 1995, ESJUNIN et al. 1993, STERZYNSKA & SLEPOWRONSKI 1994, PLATEN 1995, DOCHERTY & LEATHER 1997, PLATEN & RADEMACHER 2002, LOCH 2002, 2004). Im Mittelpunkt stand dabei die Erfassung des Familien- und Artenbestandes verschiedenster Standorte von Kiefernforsten und deren Mischung mit Laubholzarten. Systematische Untersuchungen zum Einfluss der Einbringung von Laubbaumarten in Kiefernreinbestände oder zu den Auswirkungen der natürlichen Verjüngung auf die Struktur und Funktionalität der Spinnengemeinschaft fehlten aber bisher weitgehend. Darin liegt die wissenschaftliche Innovation der vorliegenden Arbeit.

5.3.1 Artenstruktur

Nach Arten- und Individuenzahlen bodenbewohnender Webspinnen erwies sich mit insgesamt 76 Taxa (BF - 2000: $n = 60$, 2001: $n = 59$) besonders der Reinbestand (Pi G) im Gradationsgebiet als artenreich. In anderen Freilanduntersuchungen mit Bodenfallen auf vergleichbaren altershomogenen Kiefernreinbeständen gelang nur der Nachweis eines geringeren Artenspektrums. So fand PLATEN (1995) innerhalb eines Jahres nur 55 Arten, FINCH (2005) bei einer zweijährigen Untersuchung insgesamt 69 Arten. Auch der auf Arten- und Individuenzahlen basierende Diversitätsindex nach BRILLOUIN lag in den Untersuchungsjahren deutlich über den Werten der anderen beprobten Kiefernrein- und Mischbestände. Eine Ausnahme bildeten 2001 die jungen Voranbauten mit Buche und Eiche im Latenzgebiet.

Auffallend war das häufige Auftreten von *Atypus affinis* (Atypidae) im Gradationsgebiet. HIEBSCH & KRAUSE (1976) fanden diese Art ebenfalls in lichten Kiefern- und Kiefern-Mischwäldern ohne stärkere Beschattung. Bevorzugt werden Lebensräume die wegen der maximalen Sonneneinstrahlung südexponiert sind und warme Temperatur-

verhältnisse aufweisen. Folglich wurden die Atypidae bevorzugt im wärmeren Gradationsgebiet auf den Reinbeständen der Kiefer (Pi G, PiPi G) häufig gefangen. Der Voranbau mit Laubholz führte im Gradationsgebiet zu einer Verdrängung dieser Art. Unter den exklusiven Arten der Referenzflächen im Latenz- (*Syedra gracilis*, *S. myrmicarum*, *Zilla diodia*) und Gradationsgebiet (*Centromerita concinna*, *Drassylus praeficus*, *Zelotes electus*) fanden sich vor allem photo- und/oder xerophile Araneae (vgl. MAURER & HÄNGGI 1990, HEIMER & NENTWIG 1991), die in den lichten, unstrukturierten Kiefernforsten optimale Lebensbedingungen finden. Für die Webspinnen *Meioneta rurestris*, *Trochosa terricola*, *Zelotes electus* beobachtete BAUCHHENS (1995) einen Verbreitungsschwerpunkt auf Sandstandorten.

Die Kronenregionen der altershomogenen Kiefernforste wies eine arten- und individuenreiche Spinnenfauna auf. Dabei siedelten auf der Referenzfläche (Pi G) im Gradationsgebiet insgesamt 40 Taxa. Ein genauerer Vergleich mit Literaturdaten war auf Grund unterschiedlichster Versuchskonzepte und Fangmethoden kaum möglich. So bleibt im Kronenraum weiterhin Forschungsbedarf. Um dennoch einen Überblick zu erhalten, wurden verschiedene zweijährige Forschungsstudien in ca. 100-jährigen Kiefernreinbeständen herangezogen. Mittels stichprobenartiger Baumfällungen ($n = 3$) und anschließender Abklopfung der Kiefernkrone zählte HESSE (1940) 78 und ENGEL (1941) insgesamt 48 Arten. Dagegen wies HÖREGOTT (1960) in acht Baumkronen 34 Arten und KLUMP & TEERINK (1973) insgesamt 22 Taxa in zwei beprobten Kiefernwipfeln nach. Unter Verwendung von Astklektoren fanden STERZYNSKA & SLEPOWRONSKI (1994) 32 ($n_{AEK} = 5$) und SIMON (1995) ($n_{AEK} = 24$) 53 Arten der Araneae.

Rote Listen gelten als wichtiges Instrument zur Bewertung der Lebensraumqualität von Biotopen und ihrer anthropogenen Überprägung (PLACHTER 1991, 1995, JEDICKE 1997, PLATEN 2000). Von insgesamt 45.000 einheimischen Tierarten sind in der aktuellen Roten Liste Deutschlands ca. 16.000 Taxa (35%) aufgeführt und hinsichtlich ihres Gefährdungsgrades bewertet (BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ 1998). Dabei beträgt der Anteil an Webspinnen mit 514 Arten ca. 35% (PLATEN et al. 1996). Im Freistaat Sachsen gelten insgesamt 228 Spinnenarten aus 23 Familien als ausgestorben oder gefährdet (HIEBSCH & TOLKE 1996). Das entspricht einem Anteil von 37% der insgesamt 615 in Sachsen nachgewiesenen Spezies.

Die Ursachen für die Gefährdung von Webspinnen sind sehr vielfältig und hauptsächlich anthropogen bedingt. Die wesentlichen Gründe liegen in der Versiegelung der Landschaft durch Bebauung bzw. in der Intensivierung der Landnutzung und deren Eingriffe in die Raumstruktur von Biotopen bis hin zur Zerstörung der Lebensräume (SCHAEFER 1980, HARMS 1984, PLATEN et al. 1991, 1996).

Nach heutigem Kenntnisstand sind gefährdete Arten eng an bestimmte Habitats gebunden, zu denen hauptsächlich Feucht- und Trockenstandorte (HARMS 1984, MALT & SANDER 1993) sowie kleinflächig, ephemere Habitattypen gehören (PLATEN et al. 1996). Mehrere Untersuchungen haben auch die Bedeutung verschiedener Sukzessionsstadien von Offenlandhabitats als Lebensraum für Rote Liste Arten inklusive der Araneae hervorgehoben (v. BROEN 1993, AL HUSSEIN & WITSACK 1998).

Im Freistaat Sachsen bestimmen ebenfalls vorwiegend stenotope Bewohner von Feuchtgrünland, Trockenrasen und Moorstandorten die Rote Liste der Webspinnen (HIEBSCH & TOLKE 1996). Unter den Wald bewohnenden Araneae unterliegen derzeit lediglich Arten der Moor- und Trockenwälder sowie der Heiden durch die Gefährdung dieser Lebensräume einer akuten Bedrohung (HIEBSCH & TOLKE 1996).

Der Nachweis von insgesamt 30 Rote Liste Arten (21 Arten der bundesdeutschen, 24 Arten der sächsischen Roten Liste) in der vorliegenden Untersuchung zeigt, dass auch Wirtschaftswälder einen geeigneten Lebensraum für gefährdete Arten bieten können. Die meisten (18 Arten) der nachgewiesenen Taxa zählten zur Roten Liste Kategorie 3 (gefährdet).

Interessanterweise siedelten in den Kiefernreinbeständen, insbesondere im Kiefernforst des Gradationsgebietes (Pi G) – bedingt durch die mikroklimatischen Bedingungen – eine hohe Anzahl Roter Liste Arten. Bei dem aus der Kiefern-Reinbestandswirtschaft entstandenen Himbeer – Drahtschmielen – Kiefernforst sind die Lichtwaldstrukturen charakteristisch, die eine zunehmende Licht- und Wärmeintensität bedingen. Diese extrem trockenen Bedingungen werden im Gradationsgebiet noch durch die vorherrschende Makroklimaform verstärkt. Pi G entspricht hinsichtlich der abiotischen Umweltfaktoren (Temperatur, Bestandesstrahlung) einem Extremstandort, der eine Vielzahl xerophiler Offenlandarten beherbergt. Somit bietet dieser Waldtypus aufgrund seiner mikroklimatischen Ausprägung, zahlreichen photo- und xerothermophilen, gefährdeten Arten (u. a. *Atypus affinis*, *Drassyllus praeficus*, *Haplodrassus cognatus*, *Sydera myr-*

micarum, *Tapinocyba praecox*) einen geeigneten Lebensraum (v. BROEN 1964, MESSNER 1983, BAUCHHENS 1995, HIEBSCH & TOLKE 1996, JEDICKE 1997).

Darüber hinaus herrschen in Kiefernforsten auf Sandstandorten abiotische Bedingungen, die mit denen anderer Offenland- und Waldstandorte (z. B. Trockenheiden oder Kippenaufforstungen) vergleichbar sind. Diese Flächen unterliegen aber einer natürlichen Sukzession, die nach kurzer Zeit zu einer Wiederbewaldung führt (WEGENER 1998). Viele der für diese Ersatzgesellschaften aufgeführten, gefährdeten Arten (BAEHR 1988, PLATEN 1995, RATSCHKE et al. 2005) kommen auch auf den nährstoffärmeren, sandigen Waldstandorten der Kiefer vor. So fanden dort *Alopecosa trabalis*, *Agroeca cuprea*, *Microlinyphia impigra*, *Zelotes electus* als xerotherme Offenlandarten sowie *Syedra gracilis* und *Xysticus luctator* als Arten der Heidelandschaften, geeignete Habitatbedingungen.

Auf den Waldumbauflächen stellten vor allem Flächen mit Traubeneiche und der Kiefernreinbestand mit Naturverjüngung Lebensräume für Rote Liste Arten. Im Vergleich zu den Umbauflächen mit Rotbuche zeichneten sich diese Bestände durch höhere Naturnähe, Strukturvielfalt und ein warmes, trockenes Mikroklima aus, alles Faktoren, die als Wert gebende Variablen für die Verbreitung von Rote Liste Arten zu nennen sind (ALBRECHT 1992, AMMER 1992, FISCHER 1992).

Ein Vertreter der Hahniidae (*Hahnia nava*) wurde dominant auf PiQu I L nachgewiesen. Nach PEKÁR (1997) handelt es sich dabei um eine Indikatorart, die sich erst nach Wiedereinstellung der Bodenruhe auf Flächen einfindet und ihr Fehlen somit massive Störungen des Epi- und Endogaions durch Umbruch oder Rekultivierung anzeigt (RATSCHKE et al. 2005).

Die Bewertung des Zustandes und des Entwicklungspotenzials natürlicher bzw. anthropogen geprägter Ökosysteme ist von quantitativen (Artenzahl und -diversität) und qualitativen (z. B. Seltenheit oder Gefährdung von Arten, eurytope Taxa) Merkmalen abhängig (SCHWERDTFEGGER 1978, HÄNGGI 1987, PLACHTER 1991). Eine geeignete Tiergruppe stellen in diesem Zusammenhang die Webspinnen (BAEHR 1988, MAELFAIT & BAERT 1997). Ihre enge Bindung an Raumstrukturen und mikroklimatische Parameter führt zur Etablierung einer in Artenzusammensetzung und Dominanzgefüge spezifischen Spinnenfauna (BAEHR 1983, BAEHR & BAEHR 1984, MC FERRAN et al. 1994) mit biotoptypischen Charakterarten (vgl. SCHWERDTFEGGER 1978, SCHAEFER & TISCHLER

1983, RIECKEN 1990). Dies gilt auch für Waldökosysteme (FERRIS & HUMPHREY 1999, WILLET 2001).

Nach Fängen mit Bodenfallen (vgl. Tab. 11) wiesen zwei Arten der epigäischen Spinnenfauna eine enge Nischenbreite in Bezug auf die Lage der Flächen im Untersuchungsgebiet (Differenzierung zwischen Latenz- und Gradationsgebiet) (vgl. Kap. 3.4.8) auf. Als eurytope Waldart war *Micrargus herbigradus* charakteristisch für das Latenzgebiet, während *Aulonia albimana*, als stenotope Art der Trockenstandorte, im Gradationsgebiet stark vertreten war. *Walckenaeria antica* war charakteristisch für die Hauptbaumart *Pinus sylvestris*. Nach HÄNGGI et al. (1995) ist sie eine Charakterart xerothermer Nadelwälder. Bezüglich der Ressourcenklasse „Bestandesstruktur“ bevorzugten vier Taxa die Kiefernbestände mit Laubholz im Unterstand (PiFa I L, PiQu I L). Dazu gehörten vorwiegend eurytope Taxa (*Centromerus sylvaticus*, *Walckenaeria atrotibialis*, *Zora spinimana*), die auch PLATEN & RADEMACHER (2002) häufig in Kiefernwälder und -forsten nachwiesen. Auch die Waldart *Ceratinella brevis* existierte vorwiegend auf den jungen Voranbauten.

5.3.2 Aktivitätsdichte und -biomasse

Die waldbaulichen Maßnahmen (Voranbau, Naturverjüngung) zur Stabilisierung von Kiefernmonokulturen im Latenz- und Gradationsgebiet riefen in Bezug auf die Aktivitätsdichte und -biomasse der Webspinnenzönose gebietsspezifische und vom Alter der Waldumbaustadien abhängige Effekte hervor. Auf den Kiefernflächen des Latenzgebietes verringerte sich die Aktivitätsdichte und -biomasse der Spinnen mit dem Einwachsen der Laubholzvoranbauten in die Kronenschicht (PiFa II L, PiQu II L). Im Gradationsgebiet reagierten die Araneae mit einem Anstieg der Dichte/Biomasse auf die Erhöhung der Strukturvielfalt durch natürliche Verjüngung und Voranbau mit Buche.

Die Hauptursache für die Beeinflussung dieser ökologischen Parameter sind die mit den waldbaulichen Maßnahmen verbundenen Veränderungen der Bestandesstruktur, die gleichzeitig die mikroklimatischen Faktoren steuern. Mit der Einbringung von Rotbuche und Traubeneiche in die homogene Altersstruktur der Kiefernbestände wurde eine Veränderung der bodennahen Lufttemperatur und des Diffuse Site Factors bewirkt. Andere mikroklimatische Untersuchungen in Wäldern bestätigten, dass Bestandesaufbau und -dichte die Bestandesstrahlung (EBER 1972, BRUNNER 1993) beeinflussen und bei hohem Kronenschlussgrad auch geringere Temperaturen vorherrschen (GÖHRE & LÜTZKE 1956, FLEMMING 1994). Diesbezüglich erbrachten SEIDLING & v. LÜHRTE

(1992) den Nachweis, dass ein hochsignifikanter Zusammenhang zwischen der Beleuchtungsstärke am Waldboden und dem Deckungsgrad der Krautschicht bzw. deren floristischer Zusammensetzung besteht. Folglich wird im Latenzgebiet mit dem Einwachsen der Laubhölzer in die Kronenschicht der ursprünglich warme und trockene Charakter von Kieferforsten so stark verändert, dass sich die Rahmenbedingungen für die Etablierung von Webspinnen verschlechtern. Dies gilt insbesondere für die Rotbuche, die bei voller Belaubung zu einem hohen Kronenschlussgrad führt. Bei der Traubeneiche mit ihrer komplexen aber heterogenen Kronenstruktur waren die Effekte weniger ausgeprägt.

Dagegen blieb mit dem Voranbau im Unterstand das freilandähnliche Bestandesklima auf den strukturierten Kiefernflächen von Latenz- und Gradationsgebiet erhalten, das für viele Arten der Webspinnen optimale Lebensbedingungen stellt (LI & JACKSON 1996).

Die Dynamik der Aktivitätsdichte der Spinnen auf den Versuchsflächen stimmte mit den Ergebnissen anderer Studien weitgehend überein. So fanden auch NIEMELÄ et al. (1994) Aktivitätsmaxima der Araneae im Frühsommer. HUHTA (1971) konstatierte darüber hinaus einen Anstieg der Aktivitätsdichte im Herbst.

Die Aktivitätsmaxima der Webspinnen beruhen auf artspezifischen Reife- und Fortpflanzungszeiten, die sich nach TRETZEL (1954) durch eine zunehmende Verkürzung der ursprünglich ganzjährigen Fortpflanzungszeit verbunden mit unterschiedlicher zeitlicher Einnischung aufgrund der interspezifischen Konkurrenz erklären. So zeigten die vorliegenden Ergebnisse, dass unter den Hauptarten (nach ENGELMANN, $n = 35$) eine Vielzahl ($n = 15$) der Araneae dem diplochronen Lebenszyklustyp angehörten. Nahezu gleich häufig vertreten waren die Taxa ($n = 11$) mit langer Reifezeit. Stenochrome Arten ($n = 9$) waren dagegen in der Minderzahl. Ähnliche Ergebnisse erzielten auch STEINBERGER & MEYER (1993), die in Wäldern der kollinen bis subalpinen Stufe meist diplochrone Araneae fanden.

DRANEY & CROSSLEY (1999) beschreiben zudem einen Zusammenhang zwischen der Aktivitätsdynamik und dem Bestandesalter. Dabei wurde an Linyphiiden festgestellt, dass in Kiefernjungbeständen (Alter: 5 - 40 Jahre) die eurychronen Arten und in Altbeständen (Alter: 200 Jahre) die winterreifen Araneae vorherrschen (DRANEY & CROSSLEY 1999). Dieses Resultat konnte jedoch in der vorliegenden Untersuchung nicht bestätigt werden.

In Bezug auf die vorliegende Untersuchung wurde die höchste Aktivität im Frühjahr durch *Agroeca brunnea*, *Aulonia albimana*, *Coelotes inermis*, *Trochosa terricola* und *Walckenaeria cucullata*, das zweite Maximum im Herbst vorwiegend von *Coelotes terrestris* bestimmt. Auch nach anderen Studien (TRETZEL 1954, HUHTA 1965) sind *Agroeca brunnea*, *Trochosa terricola* und *Walckenaeria cucullata* Frühjahrsarten. BREUSS (1994) ermittelte ebenso eine hohe Herbstaktivität der Amaurobiidae *Coelotes inermis* und *Coelotes terrestris*. Die Linyphiidae *Tenuiphantes flavipes* ist nach MERRETT (1969) vom Frühling bis zum Spätherbst aktiv, da diese Art in Abhängigkeit von der Witterung wandert (HEUBLEIN 1983).

Eine weitere Ursache der saisonalen Fluktuation von Individuenzahlen ist die variierende Ausprägung klimatischer Parameter in Forstökosystemen. Zahlreiche Studien an Webspinnen belegen die limitierende Wirkung von Temperatur und Feuchtigkeit, aber auch der Bodenvegetation (GASDORF & GOODNIGHT 1963, LUCZAK 1963, HUHTA et al. 1967, FUNKE et al. 1995, BERG et al. 1998). Dabei beeinflusst z. B. die Zusammensetzung der Bodenvegetation die Streutiefe und -komplexität sowie deren spezifisches Mikroklima (JOCQUE 1973, BULTMAN & UETZ 1982). Nach NIEMELÄ et al. (1994) sind weniger Temperaturunterschiede als Niederschlagsmengen Ursache saisonaler Schwankungen. FUNKE et al. (1995) betont die Bedeutung der Lichtverhältnisse für die Aktivität der Webspinnen.

Auch der Verlauf der Aktivitätsbiomassen mit Maxima im Frühsommer und Herbst stimmte mit Literaturdaten überein (HEIMBUCHER 1988, GREENBERG & MC GRANE 1996). So beobachteten auch BERG et al. (1998) in schottischen Kiefernforsten (mit überwiegend *Deschampsia flexuosa*) entsprechende saisonale Fluktuationen der Aktivitätsbiomasse. In Fichtenwäldern mit überwiegend *Vaccinium myrtillus*, *V. vitis-idaea* kulminierten die Werte im August bzw. im darauf folgenden Jahr im Oktober (LUCZAK & DABROWSKA-PROT 1995).

Ähnlich der Aktivitätsdichte bedingten auch die verschiedenen Reifezeiten der Arten den Verlauf der Aktivitätsbiomasse. Dabei waren im Frühjahr hauptsächlich *Agroeca brunnea*, *Aulonia albimana* sowie *Trochosa terricola* und im Herbst *Atypus affinis*, *Coelotes inermis* sowie *C. terrestris* für die Maxima verantwortlich. Auch MERRETT (1967) fand in trockenen Kiefernwäldern *Atypus affinis* als häufige Herbstart.

5.3.3 Ökologische Typen

In der vorliegenden Untersuchung stellten die Arten der Netzbauer (u. a. Linyphiidae) die höchsten Anteile am Gesamtindividuenspektrum. Auch COYLE (1981) fand in Wäldern der südlichen Appalachen mit einer Dominanz von Linyphiidae (und Theridiidae) nahezu übereinstimmende Ergebnisse. Zu den Familien jagender Araneae zählten Salticidae und Lycosidae (COYLE 1981), die auch innerhalb dieser Studie häufig verbreitet waren. FINCH (2001 a) ermittelte in einem vergleichbaren Kiefernbestand ähnliche Häufigkeitsverhältnisse. Dort zeigten Linyphiidae und Theridiidae die höchsten Aktivitätsdichten. Arten der Lycosidae und Gnaphosidae waren seltener. Auch im Vergleich zu Laubmischwäldern bestätigte sich eine Dominanz der Netzbauer, zu denen nach STEVENSON & DINDAL (1982) besonders die Arten der Linyphiidae und Theridiidae zählen.

Verschiedene Autoren (u. a. TRETZEL 1952, DUFFEY 1966, BULTMAN & UETZ 1984, BAEHR 1985, BREINL 1990, EHRMANN 1994, RYPSTRA et al. 1999) führen das Vorkommen der dominanten Beutefangtypen auf die Ansprüche der Arten an abiotische Faktoren (Licht, Feuchtigkeit, Wärme, Streukomplexität und -mächtigkeit) zurück. Der deutliche Rückgang der Aktivität beider Beutefangtypen auf den ältesten Voranbauten, sowie der Anstieg ihrer Individuenzahlen auf den strukturreichen Kiefernflächen mit Unterstand lassen sich mit dieser Erklärung vereinbaren.

Besonders heterogene Vegetationsstrukturen fördern die Taxa der Linyphiidae (HALLEY et al. 1996, SAMU et al. 1996, HERBERTSTEIN 1997 a, b, SCHULZ & SCHMIDT 1998). Dies bestätigte sich im Latenzgebiet auf den jungen Voranbauten (PiFa I L, PiQu I L). Auch die Aktivitätsdichte jagender Lycosidae steigt mit Zunahme der Bodenvegetation (JÖGAR et al. 2004). So zeigte sich hauptsächlich im Gradationsgebiet der vorliegenden Untersuchung, dass die Individuenzahl der Jäger/ Lauerer, zu denen nach Fängen mit Bodenfallen 50% Lycosidae gehörten, mit der Strukturdiversität zunahm.

Zu dem gehen STEVENSON & DINDAL (1982) in gleichem Maße von einer Beeinflussung der Beutefangtypen durch die Laubstreukomposition aus. Dabei werden die Taxa der Netzbauer (Linyphiidae, Theridiidae) vorwiegend durch eine komplexe, lockere Streuauflage begünstigt, während die Salticidae (Jäger/ Lauerer) vor allem eine dünne Streuschicht frequentieren (STEVENSON & DINDAL 1982), die nach STRATTON et al. (1979) eine bessere Fortbewegung bzw. einen erfolgreichen Beutefang ermöglicht.

Auf Grundlage der von MAURER & HÄNGGI (1990), HEIMER & NENTWIG (1991), HÄNGGI et al. (1995) beschriebenen Lebensraumpräferenzen siedelten überwiegend sylvicolle Araneae bzw. Taxa der Offenlandbereiche (insbesondere Trockenstandorte) auf den Versuchsflächen. Andere Studien über die Spinnenfauna von Wäldern (HEIMBUCHER 1988, PLATEN 1995, WINTER et al. 2001, GURDEBEKE et al. 2003, NICOLAI & HERRMANN 2003, LOCH 2004) bestätigen diese Befunde. Auch hier ist von einer Beeinflussung der epigäischen Spinnenzönose durch Klimaparameter auszugehen (BAEHR 1985, 1988, DUMPERT & PLATEN 1985, ALDERWEIRELDT et al. 1989, KLAPKAREK & HARTER 1998, LINDBERG et al. 2002). Die höhere Insolation der Kiefernreinbestände (Pi L, Pi G, PiPi G) und jungen Voranbauten (PiFa I L, PiQu I L) führte zu Habitateigenschaften, die sich der Biotopcharakteristik trockener Freilandbiotope annähern. Folglich wurde ein höherer Anteil an Offenlandarten bewirkt (FINCH 2001 b, PLATEN & RADEMACHER 2002, NICOLAI & HERRMANN 2003).

Eine deutlich abgrenzbare Zönosenstruktur zeigten dagegen die älteren Voranbauten mit dem Einwachsen der Laubhölzer in den Kronenraum (s. a. PAJUNEN et al. 1995). Sie lässt sich insbesondere auf die Veränderung der Bodenfeuchtigkeit zurückführen (KLAPKAREK & HARTER 1998). Die zunehmende Vertikalstruktur der Laubhölzer führte zum Rückgang xerothermer (*Agelena labyrinthica*, *Atypus affinis*, *Pardosa saltans*) Arten (LOCH 2004) bei gleichzeitiger Förderung meso hygrophiler (*Agroeca brunnea*, *Centromerus sylvaticus*, *Haplodrassus soerenseni*) und steno ombrophiler (*Coelotes inermis*, *C. terrestris*, *Macrargus rufus*) Araneae.

5.3.4 Dominanzstruktur und Faunenidentität

Die vorliegenden Ergebnisse bestätigen die Abhängigkeit der Artenzusammensetzung der Spinnengemeinschaft von der Habitatstruktur. Naturnaher Waldumbau durch Laubholzvoranbau führt somit – im Gegensatz zu Ergebnissen an anderen Invertebratengruppen (VÄISÄNEN & BISTRÖM 1990) – zu erheblichen Veränderungen der Struktur der epigäischen Spinnengemeinschaft. Abgesehen von der Veränderung der Artenzahlen wurde – ähnlich den Resultaten von HUHTA (1965) – auch in der vorliegenden Untersuchung ein Faunenwandel mit dem Grad der Habitatveränderung festgestellt. Besonders die Entwicklung einer zweiten Baumschicht aus Laubholz – wie auf Pi Fa II L und PiQu II L – führte in den Kiefernbeständen zur Verdrängung der für Nadelwälder typischen Artengemeinschaft mit ihrem hohen Anteil an Offenlandarten und zur Etablierung einer Laubwaldzönose.

Als Ursachen für diese flächenspezifische Veränderung der Faunenstruktur gelten Spektrum und Altersstruktur der Baumarten und der damit verbundene Wandel abiotischer und biotischer Umweltbedingungen (BAEHR 1988, GERELL 1988, LUCZAK 1991, SCHAEFER 1995, SHARON et al. 2001). Demnach sind Kiefern-Mischwälder gegenüber altershomogenen Kiefernflächen artenreicher, aufgrund vielfältiger Habitatstrukturen und wechselnder mikroklimatischer Faktoren (v. BROEN 1962, LOCH 2004). WILLETT (2001) untersuchte die Arthropodenfauna von Nadelmischwäldern und beobachtete ebenfalls eine Beeinflussung der Spinnenzönose durch den Bestandaufbau. Dort führte die Ausbildung mehrerer Vegetationsschichten ebenfalls zur Erhöhung der Artenvielfalt, wohingegen auf Waldflächen ohne Zwischenstand ein Artenverlust zu verzeichnen war (WILLETT 2001). Auch in der vorliegenden Untersuchung verursachte die Veränderung des Lichtfaktors auf den ältesten Voranbauten einen Verlust der Kraut- und Strauchschicht, der die Vielfalt an Mikrohabitaten deutlich verringerte und somit zu einem Rückgang der Arten verbunden mit einer unausgeglichene Dominanzstruktur führte.

Die Bestandestypen Kiefer, Kiefer/ Eiche und Kiefer/ Buche zeichneten sich durch eine eigenständige Spinnenfauna aus. So charakterisierten xerotherme Araneae die trockenen und warmen Kiefernforste, während sich ombro- und hygrophile Arten im schattigen Laubmischwald etablierten. Bezüglich der Baumartenwahl beherbergte der älteste Voranbau mit Rotbuche ausgesprochen schatten- und feuchtigkeitsliebende Arten (z. B. *Coelotes inermis*, *C. terrestris*, *Tenuiphantes flavipes*). Unter Traubeneiche siedelten zunehmend auch xero- und photophile Webspinnen (z. B. *Pardosa saltans*, *Pelecopsis radiculicola*, *Trochosa terricola*).

Auch PLATEN (1995) wies in Kiefernforsten *Pardosa lugubris*, *Trochosa terricola* (Lycosidae), *Zelotes subterraneus* (Gnaphosidae) und *Walckenaeria cucullata* (Linyphiidae) als Hauptarten nach. BRAND et al. (1994) der eine Windbruchfläche untersuchte, die aufgrund der extremen bodennahen Klimabedingungen mit den beprobten Referenzflächen vergleichbar ist, fand ebenfalls zahlreiche photo- und xerophile Araneae. Eudominant waren dort *Pardosa lugubris*, die auch im Kiefernbestand des Gradationsgebietes die Spinnengemeinschaft prägten. IMMONEN & ITÄMIEN (1994) bestätigten das bevorzugte Vorkommen von *Pardosa lugubris* in sonnig, trockenen Laub- und Nadelwäldern Finnlands. Charakteristische Araneae für Kiefernbestände mit einem hohen Laubholzanteil sind *Agroeca brunnea*, *Coelotes terrestris* und *Haplodrassus soerenseni* (v. BROEN & MORITZ 1963, FINCH 2005), die auch im ersten Untersuchungs-

jahr auf den strukturreichen Voranbauten (PiFa I L, PiQu I L, PiFa II L, PiQu II L) häufig vertreten waren.

Die Studie zur Spinnenfauna eines Buchenwaldbodens von DUMPERT & PLATEN (1985) zeigte ebenfalls Gemeinsamkeiten mit dem Arteninventar des ältesten Buchenvoranbaus (PiFa II L). Neben der geringen Hauptartenzahl erwiesen sich dort die Amaurobiidae *Coelotes inermis* und *C. terrestris* als dominant.

Die auf Vergleichsindices (JACCARD, RENKONEN) basierende Ermittlung der Faunenidentität bestätigte deutliche Unterschiede in der Artenzusammensetzung. So bildeten die trockeneren Kiefernflächen des Gradationsgebietes – aufgrund der Präsenz typischer Offenlandarten – in der Regel ein eigenes Subcluster. Bei den feuchteren Mischbeständen des Latenzgebietes dokumentierte die Clusteranalyse den prägenden Einfluss der mit dem Alter der Laubholzvoranbauten verbundenen Veränderung mikroklimatischer Parameter auf der Bodenoberfläche. So gruppierten sich die ältesten Voranbauten aufgrund des hohen Anteils an Arten der Laubmischwälder.

FINCH (2001 b) ermittelte ebenfalls große Unterschiede im Artenspektrum zwischen Kiefern-Mischwälder und Buchen-Eichen-Wälder. Infolge der geringen Präsenz xero- und photophiler Taxa in dem Kiefern-Mischwald spricht FINCH (2001) bereits von einem Faunenwechsel, von einer Kiefernwald- zur Laubwaldzönose. HÄNGGI (2003) bekräftigte mit seiner Clusteranalyse (basierend auf SÖRENSEN, RENKONEN) ebenso den Einfluss der Feuchtigkeit auf die Flächengruppierung. Dagegen konnten die Resultate von BLISS (1984), der in Kiefernforsten unterschiedlicher Bestandesstruktur lediglich Dominanzverschiebungen innerhalb der Spinnenfauna feststellte, nicht bestätigt werden.

5.3.5 Funktionspotenzial der Webspinnen als Antagonisten forstlich relevanter Schadschmetterlinge

Anthropogene Nadelholzreinbestände sind häufig durch Massenvermehrungen phyllophager Insekten gekennzeichnet. Jedoch besteht eine unterschiedlich hohe Prädisposition derartiger Monokulturen gegenüber waldschutzrelevanten Phytophagen (z. B. *Panolis flammea* Schiff.). Als Ursache für Unterschiede in der Prädisposition kommen zahlreiche Faktoren in Frage. Eine wichtige Rolle in diesem Zusammenhang spielen Schädlingsantagonisten.

Als Zoophage zählen die Webspinnen zu den wichtigsten Prädatoren in Landökosystemen (HURD & EISENBERG 1990, EKSCHMITT et al. 1997, MARSHALL & RYPSTRA 1999, SNYDER & WISE 1999). Aufgrund ihres breiten Beutespektrums (Nahrungsgeneralisten) sind sie in der Regel in der Lage, beispielsweise während der Latenzphase von Phyllophagen, auf andere Nahrungsressourcen auszuweichen und eine antagonistisch wirksame Populationsgröße aufrechtzuerhalten (RIECHERT 1992, EKSCHMITT et al. 1997, MARC & CANARD 1997, RIECHERT & LAWRENCE 1997, GREENSTONE 1999, HODGE 1999, LANG et al. 1999). Als relevante Antagonisten wurden in der vorliegenden Studie hauptsächlich Taxa der Jäger/ Lauerer (Lycosidae, Salticidae, Liocranidae, Zoridae) eingestuft. Nach YOUNG & EDWARDS (1990) gehören die jagenden Araneae zu den effektivsten Räubern, da sie verschiedene Beuteobjekte attackieren.

Die Antagonistenfunktion der zoophagen Raubarthropoden lässt sich sicherlich nur durch aufwendige Studien exakt quantifizieren (ROSENHEIM 1998). Ein guter Indikator zur Abschätzung ihres Prädationspotenzials ist zweifelsohne die Kalkulation ihres Energieumsatzes (CHALCRAFT & RESETARITS 2004). Bereits GREENSTONE & BENNETT (1980) beschäftigten sich mit der Bestimmung der Konsumption von Webspinnen mittels der metabolischen Äquivalenz (*ME*).

Ein Vergleich des Regulationspotenzials der Araneae mit dem von Carabiden (z. B. *Carabus* spec., *Dyschirius* spec., *Abax* spec., *Poecilus* spec., *Pterostichus* spec.; JÄKEL in litt.), die ebenfalls als Schädlingsantagonisten einzustufen sind (WALSH et al. 1993, CLARK et al. 1994, RAYMOND et al. 2002, TANHUANPÄÄ et al. 2003), auf den Versuchsfeldern anhand der metabolischen Äquivalenzwerte dokumentiert das Leistungsvermögen der epigäischen Spinnenzönose (Abb. 111). Sowohl im Latenz- als auch im Gradationsgebiet lag der errechnete Energiebedarf ausgewählter Webspinnen über den Werten der Carabidae. Die Berechnung der flächenbezogenen Aktivitätsbiomasse relevanter Antagonisten unter den Araneae ergab eine Größenordnung von 2 bis 6 kg Frischgewicht/ ha/ Jahr in Forstökosystemen (Abb. 112). Folglich besitzen die Araneae ein nicht zu unterschätzendes Regulationspotenzial besonders im Gradationsgebiet, das sie vor allem in der Latenzphase befähigen dürfte, einer Kalamität entgegenzuwirken (CLARKE & GRANT 1968, RIECHERT 1974, WALSH 1990, EKSCHMITT et al. 1997). Darüber hinaus sind Webspinnen durch ihre hohe autökologische Potenz gegenüber den vorherrschenden Umweltfaktoren und ggf. Veränderungen der Habitateigenschaften (BREINL 1990, MCIVER et al. 1992, SCHUBERT 1998) anderen Antagonistengruppen sicherlich überlegen. So verfügen Spinnen über eine ausgeprägte Trockenheitsresistenz

(AGNEW & SMITH 1989, LI & JACKSON 1996) und die Fähigkeit über längere Zeiträume zu hungern (GAVARRA & RAROS 1975, NENTWIG 1987, BILDE & TOFT 1998).

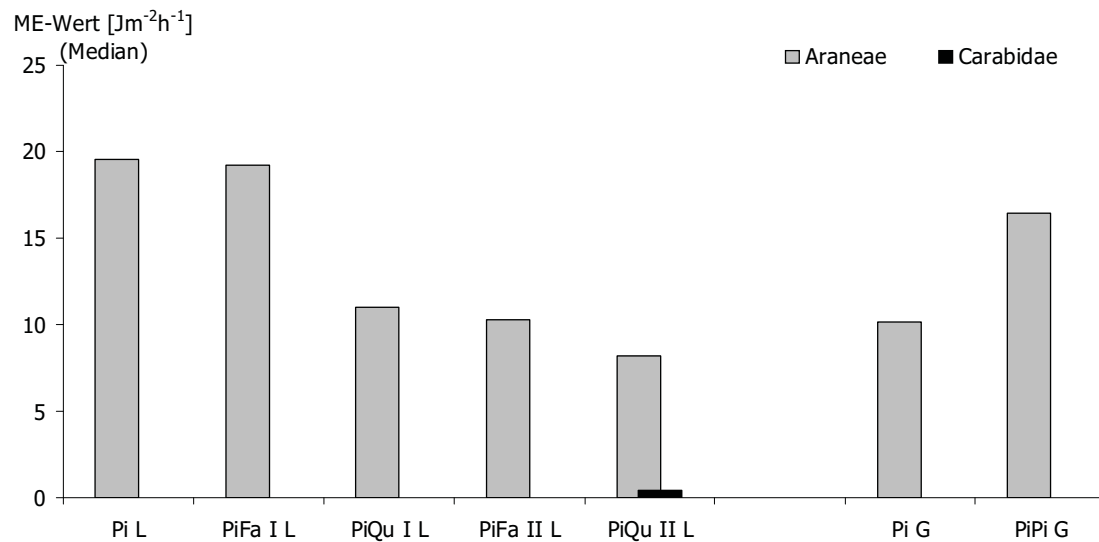


Abb. 111: Metabolische Äquivalenz (*ME*) ausgewählter Taxa der Webspinnen- und Laufkäferzönose (nach Fängen mit BPE in 2000), (Metabolische Äquivalenzwerte der Carabidae nach JÄKEL in litt.)

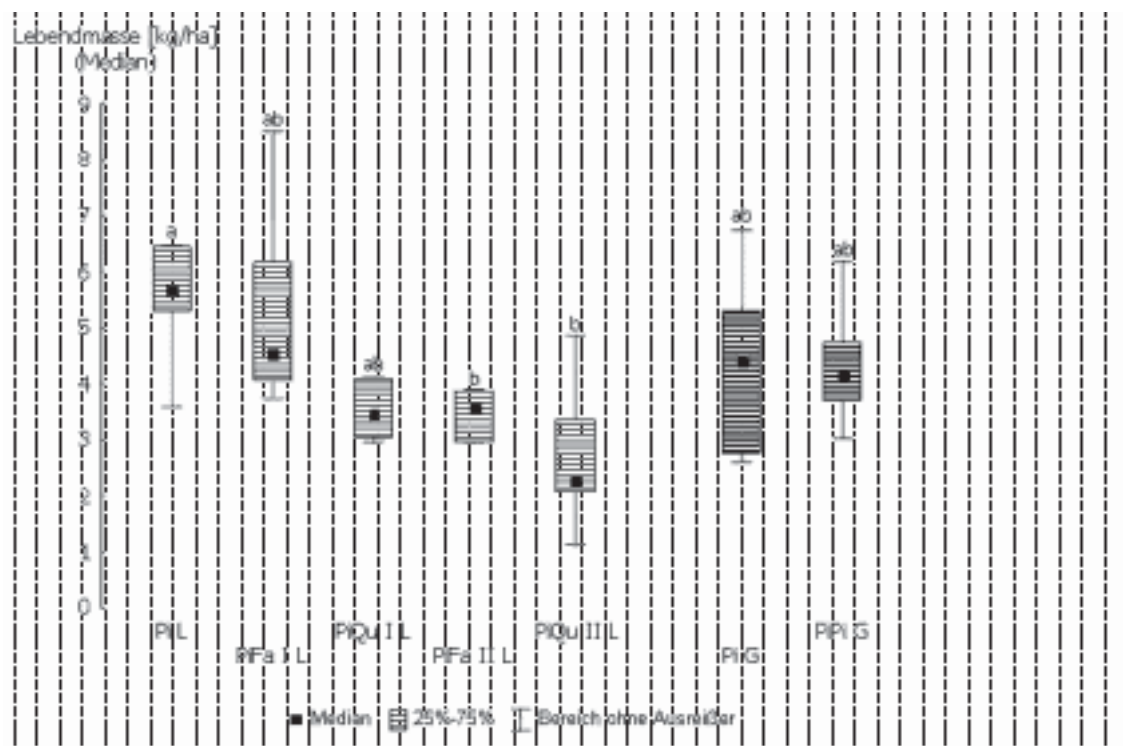


Abb. 112: Hochgerechnete Aktivitätsbiomasse [kg/ha] ausgewählter Taxa der Araneae nach Untersuchungsflächen (nach Fängen mit BPE in 2000)

Neben dem Konsumptionsvermögen wird das Regulationspotenzial auch durch die raum-zeitliche Koinzidenz zwischen Räuber und Beute bestimmt (GOULD et al. 1990).

Eine fehlende Übereinstimmung im Raum-Zeit-Muster von Räuber und Beute kann die Relevanz der epigäischen Araneae als Antagonisten einschränken. Die aufgezeigte raum-zeitliche Koinzidenz der epigäischen Spinnenfauna mit den Entwicklungsstadien der Modellart *Panolis flammea* belegt die Antagonistenfunktion der Webspinnen insbesondere im Frühjahr und Hochsommer.

Die im Vergleich zum Latenzgebiet im Gradationsgebiet nachgewiesene geringere Aktivitätsdichte waldschutzrelevanter Taxa der Webspinnen wird als ein bedeutender Faktor der Prädisposition dieser Kiefernmonokulturen gegenüber forstschutzrelevanten Taxa angesehen. Die Störung der Regulationsmechanismen durch Verlust potenzieller Antagonisten und die gleichzeitige Verbesserung der Entwicklungsbedingungen von Phytophagen durch die vorherrschenden abiotischen Faktoren (u. a. nährstoffarme Standorte, extreme Wärme und Trockenheit, Wasserhaushaltsstörung der Bäume) (OTTO & HACKBARTH 1967, SCHWENKE 1994, HABERMANN & BESTER 1997) wird die Prädisposition von Kiefernmonokulturen nachhaltig beeinflusst (SCHWENKE 1994, HABERMANN & BESTER 1997). Durch die Einbringung von Laubholz (zumindest in den Anfangsstadien) wird eine deutliche Erhöhung des Konsumptionsvermögens der Araneae erreicht. Aufgrund der Schaffung verschiedener Mikrohabitate durch Förderung der Strukturvielfalt (z. B. Laubholzvoranbau, natürliche Verjüngung) wird die Diversität und damit des Leistungspotenzials der Antagonistengilde gesteigert (ANDOW 1991, HURD & FAGAN 1992, CARTER & RYPSTRA 1995, SCHAEFER 2001, MORAN & SCHEIDLER 2002, KUAN-CHOU & TSO 2004).

5.4 DIE AKRODENDRISCHE WEBSPINNENFAUNA VON KIEFERNREINBESTÄNDEN UND IHRE VERÄNDERUNG DURCH WALDUMBAU

5.4.1 Aktivitätsdichte

Die vorliegenden Ergebnisse belegten in 2000 einen Anstieg der Aktivitätsdichte kronenbewohnender Araneae mit Zunahme der Vertikalstruktur (PiFa II L, PiQu II L). Besonders die Arten *Anyphaena accentuata*, *Philodromus aureolus* und *Theridion mystaceum* wurden auf den älteren Voranbauten in der Aktivität gefördert. Nach PLATEN et al. (1999) handelt es sich um Kronenbewohner der Laub- und Nadelhölzer. Hohe Individuenzahlen zeigte ebenso *Tetragnatha obtusa*, die speziell in der Kronenregion von Laubbäumen lebt (PLATEN et al. 1999). Mit dem Einwachsen der Laubhölzer in die Kronenschicht der Kiefern wird die Raumstruktur durch die morphologischen Kroneneigenschaften und die Blattbiomasse der Laubhölzer erhöht und ein charakteristisches Mikroklima geschaffen, welches Vorkommen und Häufigkeit der Araneae bestimmt (CURTIS & MORTON 1973, NICOLAI 1986, 1991, 1994, SCHUBERT et al. 1997).

Der saisonale Verlauf der Aktivitätsdichte war vorwiegend durch ein Frühjahrsmaximum gekennzeichnet. SIMON (1995), der ebenfalls Kiefernkronen untersuchte, stellte dagegen hauptsächlich ein Herbstmaximum fest, wobei auch im Mai/ Juni erhöhte Individuenzahlen beobachtet wurden. HÖREGOTT (1960), KLOMP & TEERINK (1973) dokumentierten die höchste Individuenzahl an Webspinnen im August/ September. Die Studie von SCHOWALTER & GANIO (1998) über die Arthropodenfauna der Kronenregion unterschiedlicher Nadelhölzer, zeigte im Juni und August erhöhte Aktivitäten der Araneae.

Die hohe Aktivitätsdichte im Mai/ Juni wurde von Arten (*Clubiona leucaspis*, *Moebelia penicilata*, *Philodromus margaritatus*, *Theridion tinctum*) bestimmt, die im Frühjahr ihre Reifezeit besitzen (HEIMER & NENTWIG 1991).

5.4.2 Ökologische Typen

Nach Fängen mit Asteklektoren dominierten die Jäger/ Lauerer (Clubionidae, Philodromidae und Thomisidae), in den Fensterfallen waren die Netzbauer (Theridiidae) vorherrschend. Besonders bemerkenswert war die hohe Aktivitätsdichte juveniler Sackspinnen (Clubionidae) und Laufspinnen (Philodromidae).

RATSCHKER et al. (2002, 2005) fand ebenso hohe Individuenzahlen der Philodromidae vorwiegend an Stämmen der Kiefer. Aufgrund der strukturreichen Borke bietet die Gemeine Kiefer für diese Spinnengruppe geeignete Habitatbedingungen. Die hohe Aktivität juveniler Clubionidae führten RATSCHKER et al. (2002, 2005) auf ein größeres Beuteangebot im Stamm- und Kronenraum zurück. Die Autoren beobachteten zeitgleich zum Aktivitätsmaximum der Sackspinnen eine hohe Aktivität von Raupen der Notodontidae *Phalera bucephala* L., so dass ein gezieltes Aufsuchen von Orten hoher Beuteverfügbarkeit durch junge Clubionidae möglich erscheint (RATSCHKER et al. 2002).

GUNNARSSON (1988), der die akrodendrische Webspinnenfauna von *Picea abies* (L.) Karst. in Schweden untersuchte, dokumentierte eine Abhängigkeit der Beuteerwerbstypen von der Nadeldichte. Somit werden die Jäger und Lauerer (z. B. Thomisidae) durch eine hohe Nadeldichte an den Ästen begünstigt (GUNNARSSON 1988).

Ungenügende Feuchtigkeitsverhältnisse, fehlende Raumstrukturen und die geringe Beuteverfügbarkeit im Inneren der Krone beschränken die Taxa der Netzbauer (CRAIG 1988, MCNETT & RYPSTRA 2000). Das dominante Vorkommen der Theridiidae – deren Arten ebenfalls zu den Netzbauern gehören – lässt sich anhand der dominanten Arten (*Theridion pinastri*, *T. tinctum*) erklären, die nach PLATEN et al. (1999) Bewohner der Kronenregion von Nadelbäumen sind.

Im Kronenraum dominierten insgesamt die typischen Nadelwaldarten. Im Vergleich zur epigäischen Spinnengemeinschaft erhöhte sich der Individuenanteil euryöker Araneae im Kronenraum deutlich. Neben mesophilen Taxa wurden besonders Licht und Trockenheit liebende Webspinnen begünstigt. SIMON (1995) und GUTBERLET (1997) beobachteten ebenso eine starke Präsenz xerophiler Arten in der Stamm- bzw. Kronenregion. Entsprechend der extremen klimatischen Faktoren (Temperatur, Sonnenstrahlung) im Kronenraum von Altkiefern, hat sich eine spezifische an diese Bedingungen angepasste Webspinnenzönose etabliert (SIMON 1995).

Die Clusterung der Artenidentität dokumentierte im Gegensatz zu Studien von SIMON (1995) und SCHUBERT (1998) eine deutliche Differenzierung der Untersuchungsgebiete. Sie beruht wahrscheinlich zum größten Teil auf Charakterarten (Latenzgebiet: n = 6) bzw. exklusiven Taxa (n = 8). Darunter befanden sich besonders mesophile (*Araniella displicata*, *Dendryphantès hastatus*, *Haplodrassus cognatus*, *Moebelia penicillata*, *Philodromus collinus*) und meso hygrophile (*Anyphaena accentuata*, *Lepthyphantes pallidus*, *Oedothorax apicatus*, *Porrhomma microphthalmum*) Araneae, die aufgrund

der höheren relativen Luftfeuchte optimale Lebensbedingungen im Kronenraum des Latenzgebietes fanden.

5.4.3 Dominanzstruktur und Faunenidentität

Insgesamt dominierten die obligaten Rindenbewohner und arboricole Araneae (44%) in der Kronenregion. Ebenfalls häufig waren auch Stratenwechsler (19%) bzw. epigäische Arten (27%), wobei die Vertreter der letztgenannten Gruppe hauptsächlich mit Luft-eklektoren gefangen wurden. GUTBERLET (1997), der die Stamm- und Kronenregion von Eichen untersuchte, fand ebenfalls hauptsächlich Rindenbesiedler und rein arboricole Taxa in der Krone. Die Studie von BRAUN (1992), über die Vertikalverteilung von Spinnen an Kiefernstämmen, dokumentierte neben den 15% an obligaten Rindenbewohnern, deutlich mehr arboricole Araneae (36%). SCHUBERT (1998) fand in Mischbeständen von Natur- und Wirtschaftswäldern eine Mischung aus epigäischen und Kronen bewohnenden Arten im Bereich der Stammschicht.

Die Artenzusammensetzung unterschied sich nur gering auf den Untersuchungsflächen, wobei die Dominanzstruktur variierte. Besonders eine Art der Clubionidae (*Clubiona leucaspis*) war auf allen Flächen im Kronenraum der Kiefer vorherrschend. RATSCHKER et al. (2005) wies diese thermophile, arboricole Art (ROBERTS 1998) erstmals für Sachsen an Kiefernstämmen nach. MALTEN (1994) gelang der Nachweis von *Clubiona leucaspis* für Deutschland, ebenfalls mit Stammeklektoren an Silberweiden. Weitere Vorkommen in Deutschland beschränken sich auf wärmere Gebiete z. B. in Unterfranken (BLICK & SCHEIDLER 2004). In Brandenburg gilt diese Art als selten (PLATEN et al. 1999) und würde deren Fehlen in verschiedenen Untersuchungen (SIMON 1993, 1995) erklären.

Ebenfalls häufig unter den Hauptarten vertreten waren *Coriarachne depressa*, *Salticus zebraneus*, *Theridion tinctum* und *Tetragnatha obtusa*. Eine deutliche Präferenz für den Kronenraum besaß *Theridion tinctum*, der Rindenbewohner *Coriarachne depressa* bevorzugt dagegen die oberen Stammbereiche (BRAUN 1992). Nach SIMON (1993, 1995) nutzen die vorkommenden Araneae *Coriarachne depressa*, *Salticus zebraneus* und *Tetragnatha obtusa* besonders die oberen Stammbereiche sowie die Kronenregion. Höhere Aktivität besaßen auch die Generalisten *Anyphaena accentuata* und *Moebelia penicillata*, bei denen bisher keine deutliche Bevorzugung von Stamm- oder Kronenraum nachgewiesen wurde (WUNDERLICH 1982, SIMON 1995).

KOPONEN (1996), der die Spinnenfauna an *Quercus robur* L. studierte, gelang der Nachweis einer typischen Eichenwaldfauna, die besonders durch u. a. *Anyphaena accentuata*, *Moebelia penicillata*, *Theridion mystaceum* und *T. tinctum* geprägt wird. Auch weitere Taxa der Araneae (u. a. *Haplodrassus cognatus*, *Nuctenea umbratica*) waren lokal häufig (KOPONEN 1996). Der Vergleich des Artenspektrums mit den in der vorliegenden Untersuchung erfassten Araneae, zeigte Gemeinsamkeiten. So fanden sich im Kronenraum insgesamt zehn Taxa, die nach KOPONEN (1996) zur typischen Eichenwaldfauna gehören. Mit Ausnahme von *Theridion tinctum* wurden *Anyphaena accentuata*, *Moebelia penicillata* und *Theridion mystaceum* vorwiegend im Latenzgebiet auf den Umbauflächen mit Laubholz häufig nachgewiesen.

Die Ergebnisse von SIMON (1991) sprechen für eine Attraktivität der Kiefernrinde für streubewohnende Araneae. So kamen in der vorliegenden Studie die epigäische Taxa (*Hahnia helveola*, *Segestria senoculata*) auch in Kiefernkrönen vor. Das Auftreten von *Hahnia helveola* im Kronenraum ist wahrscheinlich auf ihre Präferenz für hohe Temperaturen (BAEHR 1985) zurückzuführen. Ebenso dokumentierte MALTEN (1994) den Fund einer anderen *Hahnia* Art (*Hahnia petrobia*) auf einer südexponierten Weinbergsbrache, was die Bevorzugung warmer Standorte bekräftigt.

5.4.4 Funktionspotenzial der Webspinnen als Antagonisten forstlich relevanter Schadschmetterlinge

Die potenziellen Schädling antagonistinnen innerhalb der Araneae setzten sich im Kronenraum der Kiefer hauptsächlich aus Arten der Jäger und Lauerer (Clubionidae, Philodromidae) zusammen. SIMON (1995) fand ebenfalls hohe Fangzahlen juveniler Araneae der Gattung *Philodromus* im Kronenraum und der Gattung *Clubiona* am oberen Stammabschnitt von *Pinus sylvestris*. Auch weitere Studien (HESSE 1940, HÖREGOTT 1960, HEINZEL et al. 2001) bestätigten hohe Aktivitätsdichten von Lauf- und Sackspinnen in der Stamm- bzw. Kronenregion verschiedener Baumarten. Die Untersuchungen von HEINZEL et al. (1998) und RATSCHKER et al. (2005) erklären die Aktivitätsmaxima juveniler Clubionidae im Kronenraum der Kiefer mit einem hohen Beuteangebot.

Für die Ausprägung der Antagonistengemeinschaft ist die Habitatstruktur als Folge der Astarchitektur und Nadeldichte mitverantwortlich (HALAJ et al. 2000). So beobachtete HALAJ et al. (2000) eine starke Frequentierung stark verzweigter und dicht benadelter Äste der Krone von Douglasien durch jagende Araneae. Neben der Habitatstruktur bestimmen auch die mikroklimatischen Bedingungen (SCHOWALTER & ZHANG 2005)

und die damit einhergehende Veränderung der Nahrungszusammensetzung (SIMON 1995) eine charakteristische Ausprägung der Prädatorenzönose.

Die Ermittlung raum-zeitlicher Koinzidenzen zwischen der erfassten Prädatorengilde der Araneae und den lokal häufigen phyllophagen Schadlepidopteren erfolgte entsprechend dem Entwicklungszyklus von *Dendrolimus pini* L. Durch die strartenspezifische Einnischung von *Dendrolimus pini* beschränken sich mögliche Interaktionen mit Web-spinnen als Antagonisten auf seine Larvalentwicklung im Kronenraum. Die Spinnenzönose erreichte ihr Aktivitätsmaximum zum Zeitpunkt des Schlupfes der Eilarven und der Verpuppung bereits überwinteter Raupen. Vor allem die in der Kronenregion vorrangig erfassten Taxa der Clubionidae, Philodromidae und Thomisidae werden u. a. von NENTWIG (1986), RIECHERT & BISHOP (1990), NYFFELER (1999) und MADSON et al. (2004) als Prädatoren von Phytophagen hervorgehoben. Insgesamt waren im Latenzgebiet Tendenzen erkennbar, die auf eine größere Bedeutung der Kronen bewohnenden Araneae bei der Regulation des Schädling in den Kiefern-mischbeständen hindeuten.

5.5 DAS MIKROKLIMA ALS STEUERGRÖÖE DER STRUKTUR VON SPINNEN- GEMEINSCHAFTEN

Entscheidend für die Ausprägung des Mikroklimas auf der Bodenoberfläche sind Deckungsgrad und Artenzusammensetzung der Vegetation – als Konsequenz der Bestandesstrukturierung und des Kronenschlussgrades von Wäldern. Das Mikroklima der Bodenoberfläche wird demzufolge auch durch das unterschiedliche Alter der Voranbauten beeinflusst. So besaßen die altershomogenen Reinbestände (Pi L, Pi G) sowie die Kiefernflächen mit Voranbau (PiFa I L, PiQu I L, PiFa I G) und Naturverjüngung (PiPi G) im Unterstand höhere Werte der bodennahen Lufttemperatur und des Diffuse Site Factors, als die ältesten Voranbauten (PiFa II L, PiQu II L). Dort führte die Entwicklung einer zweiten Baumschicht zu einer zunehmenden Beschattung des Bestandesinneren verbunden mit kühleren Lufttemperaturen. Auch HORVATH et al. (2000), RITTER et al. (2003) und HÄRDTLE et al. (2004) kamen zu dem Ergebnis, dass eine unterschiedliche Bestandesstrukturierung die mikroklimatischen Parameter beeinflussen.

Der Kronenschlussgrad wird abgesehen von Kronendimension und Raumeroberung benachbarter Bäume auch durch Kronenaufbau und Anordnung der Blattelemente beeinflusst (EBER 1971, 1972, DAI 1996, EWALD 2000, LEUSCHNER 2002, WAGNER et al. 2004). Speziell die Unterschiede der morphologischen und physiologischen Kroneneigenschaften von Licht- (*Quercus petraea*, *Pinus sylvestris*) und Schattenbaumarten (*Fagus sylvatica*) bestimmen die einfallende Bestandesstrahlung. Während für die Rotbuche eine horizontale Blattstellung der unteren Schattenkrone charakteristisch ist, die mit nur ca. 1% durchlassender Strahlung eine effektive Beschattung des Waldbodens bedingt (EHRHARDT 1988), gelangt durch die Baumkrone von *Quercus petraea* und *Pinus sylvestris* ca. 8 - 15% der Strahlung zum Waldboden (HAGEMEIER 2002). So besteht die Bodenvegetation in Waldbeständen mit Lichtmangel aus relativ wenigen Arten (DENGLER 1992).

Auch in der vorliegenden Untersuchung zeigte sich, dass im Vergleich zum Referenzbestand Pi L (n = 98) der älteste Voranbau mit Rotbuche (PiFa II L) die wenigsten Pflanzenarten in der Kraut- und Strauchschicht (n = 31) aufwies, die zudem einen geringen Teil der Fläche (Krautschicht - D°: 0,28 %, Strauchschicht - D°: 1,63 %) deckten (DENNER in litt.). In der Bodenvegetation fehlten dort die Lichtarten völlig (z. B. *Callu-*

na vulgaris (L.) Hull., *Epilobium angustifolium* L.). Dagegen war die Kraut- und Strauchschicht in PiQu II L flächig entwickelt (D° : 61,5 %, D° : 13,3 %) und wies 72 Arten auf, unter denen u. a. auch Lichtpflanzen (z. B. *Carex nigra* (L.) Reich., *Rumex acetosella* L., *Senecio sylvaticus* L., *Juncus effusus* L.) verbreitet waren (DENNER in litt.).

Die Verbreitung von Arthropoden in terrestrischen Waldökosystemen ist an bestimmte Umweltbedingungen gebunden, zu denen hauptsächlich mikroklimatische Faktoren (z. B. Licht, Wärme und Feuchtigkeit) sowie Verfügbarkeit (Menge und Qualität) der Nahrung gehören (OTTO 1994, WILLIG 1999). Mit dem Wechsel des Mikroklimas im Laufe der Sukzession von Wäldern geht ein Wandel in der Struktur der Faunengemeinschaften einher. Das gilt auch für Webspinnen. Die Erhöhung der Strukturdiversität im Verlaufe des Umbauprozesses wirkt sich neben dem Licht- bzw. Strahlungshaushalt auch auf das Feuchtreime des Waldbestandes aus (GRAVENHORST et al. 1997, ANDERS et al. 2004). Mit zunehmender Dominanz der Laubhölzer erfolgt somit eine Änderung der ursprünglichen Standortbedingungen von Kiefernwäldern in die von Laubmischwäldern (ANDERS et al. 2004). Folglich erhöhte sich der Anteil von Schatten und/ oder Feuchtigkeit liebenden Taxa der Webspinnen.

Auch Ursache des veränderten Dominanzgefüges waren die mit der Biotopstruktur wechselnden mikroklimatischen Bedingungen (BREINL 1990). So besitzen Waldgesellschaften mit *Quercus* spec. ein vielseitiges, mosaikartiges Gefüge abiotischer Faktoren, das besonders xerophile Arten darunter viele Taxa der Lycosidae begünstigt, die höhere Temperaturen (BAEHR 1985) und ein hohes Maß an Sonnenstrahlung (ALDERWEIRELDT & POLLET 1990) bevorzugen. Dagegen zeichnet sich der Buchenwald durch ein kühles und lichtarmes Bestandesklima aus, das vorrangig von Arten mit einer hohen Schatten-toleranz bevorzugt wird, wie zum Beispiel der Amaurobiidae *Coelotes terrestris* (PETTO 1990).

Die Verbreitung von Kleinspinnen (Linyphiidae) folgt nach JOCQUE (1973), BAEHR (1985), SCHULZ (1996), KOK et al. (2004) der Vegetationszusammensetzung und einem kühl, feuchten Mikroklima. Nach MUZIKA & TWERY (1997) korreliert der Deckungsgrad der Krautschicht positiv mit der Aktivitätsdichte der Linyphiidae. BULTMAN & UETZ (1982) bringen das vermehrte Vorkommen der Linyphiidae eher mit der Streukomplexität und -mächtigkeit in Zusammenhang, wie dies auch JUNKER (1995) in der

Untersuchung von Bergmischwäldern bekräftigte. Die vorliegenden Untersuchungsergebnisse bestätigten, dass die Linyphiidae vor allem im kühl-feuchteren Latenzgebiet und dort auf den jungen Umbauflächen (PiFa I L, PiQu I L) mit einem hohen Deckungsgrad der Krautschicht hohe Aktivitäten besaßen.

5.6 FOLGERUNGEN FÜR DIE FORSTLICHE PRAXIS

Die einst natürlichen Urwälder Mitteleuropas beschränken sich heute nur noch auf wenige Areale (LEIBUNDGUT 1981). Infolge von Klimaänderungen und dem stetig angewachsenen Flächenbedarf des Menschen für Siedlungen und Ackerbau wurden große natürliche Waldgebiete zerstört (HOFMANN 1996) und Wälder auf teilweise ärmere, für die Landwirtschaft unattraktive Standorte zurückgedrängt (KATZSCHNER et al. 2000). Darüber hinaus führten – insbesondere im Freistaat Sachsen – unregelmäßige Übernutzungen im 19. Jahrhundert zur Holzarmut und zum Wiederaufbau devastierter Wälder mit robusteren Baumarten wie *Pinus sylvestris* oder *Picea abies* (SMUL 2003). Als Folge der anthropogenen Überprägung resultierten als anspruchslos geltende Nadelwälder (Kiefer, Fichte) in Form gleichaltriger, unstrukturierter Reinbestände (IRRGANG 1999, EISENHAUER 2000). Diese mit dem Wandel der gesellschaftspolitischen Ansprüche an den Wald einhergehende Veränderung der forstlichen Nutzung (SPELLMANN 1996), führte in Wirtschaftswäldern zu Verlusten ökologisch wertvoller Arten (HEYDEMANN 1982, BLAB 1993), oft bedingt durch die Nivellierung von Umweltgradienten. Mit dem nicht standortgemäßen Anbau von Nadelholzreinbeständen wurde darüber hinaus die Abfolge der natürlichen Waldentwicklungsphasen und ihres Stoffkreislaufs unterbrochen (SCHIMITSCHEK 1969, SCHERZINGER 1996). Infolge des „bottom-up“ Effektes (vgl. POWER 1992, KREBS 1994) führte das Überangebot an nur einer Nahrungsressource zu Massenvermehrungen phytophager Insekten (MORAN & SCHEIDLER 2002).

Mit dem naturnahen Waldumbau soll versucht werden, die negativen Einflüsse des nicht standortgemäßen Anbaus von Nadelholzreinbeständen auf die Lebensgemeinschaft des Waldes zu verringern und für die Produktion von Wertholz die natürlichen Prozesse auszunutzen (OTTO 1994). Dieses Ziel lässt sich vorzugsweise durch eine Mischungsvielfalt und eine variierende Bestandesstrukturierung steuern (EBELING & HANSTEIN 1989, SPELLMANN 1995, LEDER 2002).

Im nord- und nordostdeutschen Pleistozän war die Kiefer oft mit Stiel- und Traubeneiche in den natürlichen Waldgesellschaften (Eichen-Mischwälder mit Birke, Kiefer) auf vorwiegend warmen Sandstandorten etabliert (DENGLER 1992, BARTSCH et al. 1996). Aufgrund ihres natürlichen Areals entspricht der Voranbau von Stiel- oder Traubenei-

che in Kiefernreinbeständen (wie auf der Fläche PiQu I L, PiQu II L) einer Annäherung an die potenzielle natürliche Vegetation (SMUL 2005).

Ein Eichenunterstand im Kiefernforst schafft Luftruhe und bewirkt eine vertikale Strukturierung mit einer Vielzahl an ökologischen Nischen (EISENHAUER 1994). Zudem erhält die Eiche das freilandähnliche Bestandesklima, in denen besonders die Licht und Wärme liebenden Arten verbreitet sind (HEYDEMANN 1982, SEIDLING & LÜHRTE 1992). Im Vergleich zu Kiefern-Buchen-Mischbeständen (z. B. PiFa I L, PiFa II L) wird die Diversität an Pflanzen- und Tierarten erhöht, weil mit dem Voranbau der Rotbuche die Lichtverhältnisse und der Oberbodenzustand zunehmend verändert werden (HEYDEMANN 1982, ANDERS et al. 2002). Als Folge verschlechtern sich dort die Lebensbedingungen für Arten, die vorwiegend offene Xerothermstandorte besiedeln.

Als wichtige Indikatoren für die anthropogen verursachten Wirkungen in Ökosystemen gelten die Arthropodengemeinschaften (KREMEN et al. 1993, WINTER et al. 2001), die speziell auf die Habitatveränderungen durch waldbauliche Maßnahmen (z. B. Voranbau, Sukzession) reagieren (OLIVER et al. 2000, WILLETT 2001).

Dabei wird den räuberischen Arten der Arthropodenzönose eine besondere Bedeutung im Funktionsgefüge von Ökosystemen zugesprochen. Als wichtige Schädlingsantagonisten beeinflussen sie die Populationsdichte relevanter Forstschädlinge und führen somit zur Aufrechterhaltung des biozönotischen Gleichgewichtes (VOÛTE 1937, RUPPERTSHOFEN 1964, WEIDEMANN 1978). Mit der untersuchten Webspinnenfauna wurde eine der wichtigsten Prädatorengruppen analysiert, deren regulierende und stabilisierende Funktion gegenüber Insektenpopulationen unumstritten ist (MALT et al. 1990, MALT 1994, COSTELLO & DAANE 1998, VICHITBANDHA & WISE 2002, THORBEK & BILDE 2004).

Die Untersuchungsergebnisse zur Struktur der Webspinnenfauna in Waldbeständen der Gemeinen Kiefer des nordsächsischen Tieflandes lassen sich für die forstliche Praxis folgendermaßen interpretieren:

1. Insgesamt sind die waldbaulichen Maßnahmen (z. B. Einbringung von naturnahen Baumarten, Förderung der Naturverjüngung), die zur Entwicklung einer differenzierten Bestandesstruktur führen, als positiv zu bewerten. Die Einbringung von Laubholz (*Fagus sylvatica*, *Quercus petraea*) förderte den Artenreichtum der epigäischen Webspinnenzönose in Kiefernwäldern. Ähnliche, aber abgeschwächte Effekte zeigte

auch eine Erhöhung der Strukturvielfalt von Kiefernmonokulturen durch Naturverjüngung. Die Ergebnisse dokumentieren den Einfluss der Bestandesstruktur – vorwiegend als Folge der Ausprägung mikroklimatischer Parameter – auf die Artenstruktur der Spinnengemeinschaft (DUFFEY 1978, SOUTHWOOD et al. 1979, STOUTJESDIJK & BARKMAN 1992, PLATNER et al. 1997, HORVATH et al. 2000, JÄKEL et al. 2004). Mikroklima und Bestandesstruktur setzen somit die Rahmenbedingungen für die Struktur der Spinnenzönose (HARTLEY & MACMAHON 1980, NIEMELÄ et al. 1996, SCHAEFER 2001, NYFFELER & SUNDERLAND 2003).

Betrachtet man die Aktivitätsdichte und -biomasse epigäischer Araneae, so erzielt die Einbringung von Laubholz bzw. die natürliche Verjüngung der Kiefer eine Förderung der Spinnenfauna. Mit dem Einwachsen der Laubhölzer in die erste Baumschicht wurde jedoch ein deutlicher Rückgang der Aktivität epigäischer Arten festgestellt. Um den Arten- und Individuenreichtum der epigäischen Spinnenfauna bei Voranbauten mit Laubholz (insbesondere Rotbuche) langfristig zu sichern, empfiehlt sich deshalb ein räumlich und zeitlich gestaffelter Verjüngungsrhythmus zur Einbringung von Laubbaumarten sowie die differenzierte Förderung und Integration der natürlichen Verjüngung im Waldbestand (DETSCH 1999, IRRGANG 1999).

2. Die Kiefernreinbestände wiesen eine vergleichsweise hohe Anzahl an Spinnenarten auf, darunter zahlreiche Rote Liste Arten. Dazu zählten – neben den Waldarten – vorwiegend die Trockenheit liebenden Offenlandarten (PLATEN 1995, MÖLLER & JAKOBITZ 2003, HÄRDTLE et al. 2004, MÜLLER-MOTZFELD et al. 2004). Die lichte Bestandesstruktur der Kiefernreinbestände begünstigte somit die Etablierung sowohl von Waldarten als auch von Arten offener Biotope. Andere Studien in den Kiefernforsten Brandenburgs (MÖLLER & JAKOBITZ 2003, SCHULZ et al. 2004) oder allgemein in Nadelwäldern (TICKELL 1994) zeigten ebenfalls, dass diese Waldökosysteme nicht grundsätzlich als artenarm zu bezeichnen sind.

3. Besonders die Mischung der Kiefer mit Traubeneiche bewirkte eine Zunahme der Artenzahlen epigäischer Webspinnen (*Quercus petraea*: n = 168, *Fagus sylvatica*: n = 140) einschließlich Roter Liste Arten (n = 15, n = 7).

Gebietsspezifisch besitzen die Wärme liebenden Kiefern-Eichenwälder eine große Bedeutung, besonders im niederschlagsarmen und subkontinentalen Flachland (HEYDEMANN 1982). Im Hinblick auf die Naturnähe von Wäldern stellt die spezifische Baumartenzusammensetzung eine wichtige Messgröße (ALBRECHT 1992), die in der

Vergangenheit immer zugunsten der Schatten liebenden Rotbuche entschieden wurde (BÖHMER & KAUDER 1990, FLEDER 1991, ANDERS et al. 2004). Die Ergebnisse der vorliegenden Studie relativieren jedoch die Bevorzugung von *Fagus sylvatica* in Kiefernwäldern. Neben der nachweislichen Förderung der Artendiversität tragen die Eichen zur ökologischen und regionalen Vielfalt sowie Naturnähe bei (EBELING & HANSTEIN 1989). Ebenso geben Konkurrenzvorteile durch Klimaänderungen der Eiche eine bessere Chance, besonders im nordostdeutschen Tiefland (ALBRECHT 1992, FELBENMEIER 1993, HOFMANN 1995, HEINS DORF 1999).

Folglich eröffnet die Einbringung von Lichtbaumarten in Kiefernmonokulturen die Möglichkeit, die lebensraumtypische Artenvielfalt der Araneae zu erhöhen. Die künstliche Verjüngung mit Traubeneiche ist gegenüber der mit Rotbuche besser geeignet einen Lebensraum für seltene und gefährdete Arten zu schaffen, ohne die Zönose in ihrem Wärme liebenden Charakter zu stark zu verändern. Die Wahl dieser Baumart kann somit günstige Voraussetzungen für den Artenschutz eröffnen (AMMER 1992, AMMER et al. 1997, SCHAEFER 2001). Gleichzeitig kann damit ein wichtiger Beitrag für den Prozessschutz geleistet werden (STURM 1993), weil aufgrund ihres natürlichen Areals der Voranbau von Stiel- oder Traubeneiche in Kiefernbeständen einer Annäherung an die potenzielle natürliche Vegetation entspricht (SMUL 2005).

Im Hinblick auf den prognostizierten Klimawechsel könnten ansteigende Temperaturen und geringere Niederschläge darüber hinaus zur Einschränkung des Buchenareals u. a. im nordostdeutschen Tiefland führen (HEINS DORF 1999). Demzufolge wäre nach HOFMANN (1995) die Förderung von klima- und stickstofftoleranten Baumarten (z. B. *Quercus spec.*, *Tilia spec.*, *Acer spec.*, *Carpinus betulus*) eine Alternative im Waldumbau, die auch v. LÜPKE (2004 a) als stabil und resilient in ihrer Anpassungseignung beurteilt. Aufgrund der unvorhersehbaren Umweltveränderungen sollte weiterhin eine auf die Funktionalität des Einzelbestandes ausgerichtete Waldbewirtschaftung, die sowohl eurypotente (u. a. Kiefer, Birke, Eiche) als auch stenopotente Baumarten (Fichte, Buche) berücksichtigt, angestrebt werden (WAGNER 2004).

4. Die Abschätzung des Antagonistenpotenzials zoophager Prädatoren mittels metabolischer Äquivalenzwerte dokumentierte den höchsten Energieumsatz für die epigäische Spinnenzönose. Besonders im Gradationsgebiet überragten die Araneae das Leistungsvermögen der Carabiden deutlich. Die aufgezeigte raum-zeitliche Koinzidenz der epigäischen Spinnenfauna mit den Entwicklungsstadien von *Panolis flammea* lässt

auf ein hohes Prädationspotenzial zur Zeit des Falterschlupfes sowie zum Zeitpunkt des Abbaumens der Larven schließen.

Bedingt durch die geringe Arten- und Individuenvielfalt der Carabiden und Staphyliniden im Gradationsgebiet, aufgrund der klimatischen Rahmenbedingungen (JÄKEL et al. 2004), kommt der Webspinnenzönose hier eine zunehmende Bedeutung als natürliche Antagonisten von Schadlepidopteren zu. Zur Förderung dieser Antagonisten und damit zur Stabilisierung von Reinbeständen der Kiefer gegenüber Massenvermehrungen biotischer Schaderreger bietet sich die Einbringung von Laubbaumarten bzw. die Übernahme von Naturverjüngungen an (OTTO 1985, GORA 1995, WILLIG 2001, APEL et al. 2004 a, b). Dies gilt umso mehr als aktuelle Untersuchungen eine „bottom-up“ Regulation der Schadlepidopteren durch den Waldbau nahezu ausschließen. So fanden LEMME & OTTO (2003) keine Beeinflussung der Entwicklungsparameter von phyllophagen Schadinsekten durch die Einbringung von Laubholz in Kiefernforsten. Die Witterung beeinflusste Mortalität und Puppengewicht des Schädling unabhängig von Bestandesstruktur und Untersuchungsgebiet (LEMME & OTTO 2003).

Im Latenzgebiet stieg gemessen an der Aktivitätsdichte und -biomasse in der Kronenregion die potenzielle Prädationsleistung juveniler bzw. adulter Araneae. Während der Präsenz relevanter Entwicklungsstadien von *Dendrolimus pini* erreichte die akrodendrische Spinnenzönose ihr Aktivitätsmaximum zum Zeitpunkt des Schlupfes der Eilarven und der Verpuppung bereits überwinteter Larven. Somit ist auch im Latenzgebiet im Kronenraum der Kiefer ein kontinuierlicher Raubdruck z. B. auf phyllophage Lepidoptera gewährleistet.

5.7 FORSCHUNGSBEDARF

Die Ergebnisse der vorliegenden Untersuchung unterstreichen weiteren Forschungsbedarf. Vorrangiges Ziel sollte weiterhin die faunistische Analyse der Kiefernwälder und -forsten sowie die kontinuierliche wissenschaftliche Begleitung der Überführung in naturnahe Mischwälder sein. Erst ein fundierter Einblick in die Walddynamik kann zeigen, welche Strukturparameter für die Erhöhung der Diversität und des Leistungspotenzials der Antagonistengilde relevant sind, um Massenvermehrungen phytophager Insekten präventiv einzuschränken. Dabei ist auch die Rolle verschiedener Mischbaumarten (z. B. *Quercus robur*, *Q. petraea*) zur Erhöhung der Biodiversität von großem Interesse.

Bedeutungsvoll ist auch die zukünftige Klimaentwicklung, die mit einer Veränderung der Waldinnenklimate (HOFMANN 1996) bzw. auf vielen Standorten mit einer verschlechterten Wasserhaushaltssituation (ANDERS et al. 2004) einhergehen wird. Die Auswirkungen stark veränderter mikroklimatischer Bedingungen auf die Schädlingsantagonisten sollten elementare Grundsatzfragen weiterer Untersuchungen sein. Verschiedene Studien (ZHOU et al. 1997, HARRINGTON et al. 2001, BRYANT & SHREEVE 2002, LINDBERG et al. 2002) bestätigten bereits eine Beeinflussung der Wirbellosen infolge einer Klimaerwärmung.

Die lückenhaften Kenntnisse des Nahrungsspektrums der Araneae und deren Rolle als Schädlingsantagonisten von Schadlepidopteren in Wäldern erfordert ebenso eine Intensivierung der Forschung. In Laborversuchen könnte das spezifische Beutespektrum an Phytophagen, deren einzelne Entwicklungsstadien sowie die Beutemenge mit ausgewählten Arten der Araneae getestet werden. Erst genauere Kenntnisse der Beutetyp-Präferenzen verschiedener Spinnenarten in terrestrischen Waldökosystemen können einem ökologischen Waldschutz gerecht werden und langfristig die Akzeptanz der Forstwirtschaft sichern.

6 ZUSAMMENFASSUNG

Im Rahmen eines BMBF - Verbundprojektes „Nachhaltigere Verfahren und ökologische Prozesse eines Umbaus von Fichten- und Kiefernreinbeständen zu naturnahen Mischwäldern“ wurden die Effekte der Einbringung von Laubbaumarten und die Auswirkungen der natürlichen Verjüngung auf die Struktur und das Funktionspotenzial der epigäischen und akrodendrischen Webspinnengemeinschaft von Kiefernforsten untersucht.

Die Datenerfassung erfolgte in Waldbeständen des nordsächsischen Tieflandes bei Torgau (Forstamt Falkenberg). Bei der Flächenauswahl ($n = 8$) fanden regionale Unterschiede in der Disposition von Kiefernforsten gegenüber Massenvermehrungen forstlich relevanter Lepidoptera Berücksichtigung (Latenzgebiet: westlich der Elbe, keine Kalamitäten; Gradationsgebiet: östlich der Elbe, in den letzten Jahrzehnten Gradationen durch *Dendrolimus pini* L. und *Panolis flammea* Schiff.). Basierend auf dem Chronosequenzansatz wurden Kiefernreinbestände und Umbaustadien von *Pinus sylvestris* L. mit *Fagus sylvatica* L. und *Quercus petraea* (Matt.) Liebl. verschiedener Altersklassen sowie ein Kiefernreinbestand mit altersheterogener Naturverjüngung in das Versuchskonzept einbezogen.

Die Erfassung der Webspinnen erfolgte mit Bodenfallen ($n = 8$ / Fläche), Bodenphotoelektronen ($n = 6$ / Fläche), Ast- ($n = 16$ / Fläche) und Luftelektronen ($n = 8$ / Fläche). Als potenzielle Steuergrößen für die Struktur und Dynamik der Spinnengemeinschaft wurden verschiedene abiotische Parameter (Bodenschicht: Lufttemperatur, Niederschlag, Diffuse Site Factor; Kronenschicht: Lufttemperatur, relative Luftfeuchte) ermittelt.

Mit einem Anteil von 37% am Gesamtfang stellten die Araneae die individuenreichste Gruppe der Raubarthropoden in Kiefernforstökosystemen. Über 22.000 Webspinnen aus 189 Arten und 22 Familien wurden ermittelt. Darunter befanden sich 1.700 Individuen aus 30 Arten der bundesdeutschen und sächsischen Roten Liste. Die Ergebnisse unterstreichen die Bedeutung von Wirtschaftswäldern als Lebensraum für Spinnen, inklusive naturschutzrelevanter Arten. Die höchste Anzahl an gefährdeten Arten der Webspinnen siedelte im Kiefernreinbestand des trockeneren und wärmeren Gradationsgebietes.

Die Umwandlung bzw. Überführung naturferner Kiefernbestockungen in Mischwälder unterschiedlicher Baumartenzusammensetzung (z. B. *Fagus sylvatica*, *Quercus petraea*) und Bestandesstrukturierung führte zu Veränderungen struktureller und funktionaler Parameter (Artendiversität, Aktivitätsdichte und -biomasse, Dominanzstruktur, Prädationspotenzial) der Boden und Kronen bewohnenden Spinnengemeinschaft. Die Auswirkungen waren abhängig vom Untersuchungsgebiet, dem Alter der Voranbauten und der Baumartenzusammensetzung:

- In beiden Untersuchungsgebieten förderte die Einbringung von Laubholz im Initialstadium den Artenreichtum sowie die Aktivitätsdichte und -biomasse der Araneae auf der Bodenoberfläche. Ähnliche Effekte zeigten sich auch im Gradationsgebiet im Kiefernreinbestand mit natürlicher Verjüngung.
- Bei der Einbringung von Laubbaumarten erzielte – im Vergleich zur Rotbuche – die Variante mit Traubeneiche ein höheres Gesamtartenspektrum (TEi: n = 168, RBu: n = 140) und eine höhere Anzahl Roter Liste Arten (TEi: n = 15, RBu: n = 7).
- Mit dem Einwachsen der Laubbäume in die Kronenschicht (ältere Voranbauten) verringerte sich im Latenzgebiet die Aktivitätsdichte bodenlebender Araneae. Arten der Laub(Misch)wälder wurden begünstigt. Es etablierten sich vorwiegend Schatten und Feuchtigkeit liebende Taxa der Araneae.
- Die Förderung der natürlichen Kiefernverjüngung begünstigte dagegen die Arten des Offenlandes und der lichten, trockenen Kiefern(Nadel)wälder. Bezüglich der Wärme- und Feuchtepräferenz überwogen die mesophilen Araneae.
- Die Arten- und Dominanzstruktur der Webspinnen orientierte sich hauptsächlich an mikroklimatischen Parametern (Temperatur, Niederschlag, Bestandesstrahlung), die sich mit der variierenden Bestandesstruktur verändern.
- Gemessen an der Aktivitätsbiomasse ausgewählter epigäischer Araneae, stieg mit dem Laubholzvoranbau die potenzielle Prädationsleistung im Gradationsgebiet an. Im Vergleich zu anderen potenziellen Antagonisten (z. B. Carabidae), besaß die epigäische Spinnenzönose den höchsten Energieumsatz, besonders im Gradationsgebiet.
- Die zunehmende Vertikalstruktur durch Einwachsen der Laubhölzer in den Kronenbereich begünstigte Artenvielfalt, Aktivitätsdichte und -biomasse der Webspinnen in der Kronenregion. Eine Tolerierung der Kiefern timer Verjüngung erzielte dagegen geringere Effekte in Bezug auf die akrodendrische Webspinnenzönose.
- Gemessen an der Aktivitätsdichte und -biomasse stieg im Latenzgebiet mit dem Alter der Laubholzvoranbauten die potenzielle Prädationsleistung juveniler und adulter Araneae im Kronenraum. Auch eine raum-zeitliche Koinzidenz zwischen korrespondierenden Größenklassen der Araneae und *Dendrolimus pini* L. konnte nachgewiesen werden.

In Bezug auf strukturelle und funktionale Parameter der Araneaezönose ist die Einbringung von naturnahen Baumarten (entsprechend der pnV) und die Förderung der Naturverjüngung in Kiefernreinbestände als positiv zu bewerten. Die Förderung der Bestandesstrukturierung nimmt Einfluss auf mikroklimatische Parameter, die eine Steigerung der Artendiversität und des Funktionspotenzials der Webspinnen als Schädlingsantagonisten bewirken. Der naturnahe Waldumbau von Kiefernforsten in leistungsfähige und stabile Mischwälder stellt langfristig eine gute Möglichkeit zur Verringerung der Disposition von Kiefernbeständen gegen Gradationen von Schadinsekten.

Conversion of pure pine stands into close-to-nature mixed deciduous forests:
Effects on spiders as potential pest antagonists.
(Arachnida: Araneae)

As part of the BMBF research network „Sustainable methods and ecological processes of a conversion of pure Norway spruce and Scots pine stands into ecologically adapted mixed stands” the effects of conversion of pure pine stands by advanced plantings of deciduous trees (*Fagus sylvatica* L., *Quercus petraea* (Matt.) Liebl.) or natural regeneration (*Pinus sylvestris* L.) were investigated on the structure and functionality of the ground and tree crown dwelling spider community.

Investigations were carried out in the northern Saxonian Lowlands near Torgau (forestry office: Falkenberg). The study sites (n = 8) were established in two areas, differing in climatic factors and their susceptibility against outbreaks of insect pests (latency area: situated west of river Elbe without pest outbreaks in the last decades; gradation area: situated east of river Elbe with gradations of *Dendrolimus pini* L. and *Panolis flammea* Schiff. in the last decades). Based on a “space-for-time” substitution concept the study sites comprised pure pine stands as reference areas as well as pine stands with advanced plantings of beech (*Fagus sylvatica* L.) and oak (*Quercus petraea* (Matt.) Liebl.) of different age classes. In addition a pure pine stand with natural regeneration was investigated.

Spiders were collected by pitfall traps (n = 8 traps per study site), ground photoelectors (1m², n = 6 traps per study site) branch-electors (n = 16 traps per study site) and flight-intercepting traps (n = 8 per study site) during the vegetation periods of 2000 and 2001. As parameters affecting structure and dynamic of spider communities various abiotic factors were assessed (Soil layer: temperature, rainfall, Diffuse Site Factor, Crown layer: temperature, relative humidity).

With a share of 37 % spiders were the most abundant predatory arthropods in pine forest ecosystems. More than 22.000 Araneae from 189 species and 22 families were caught in the traps, including 1700 individuals and 30 species listed in the Red Data Book of Germany and Saxony. The results confirm the relevance of production forests as habitats for spiders including species with high nature conservation value. The highest number of Red List species was found in the pure pine stands, especially in the gradation area.

The conversion of pure pine stands in mixed stands of different tree species and structural composition resulted in alterations of structural and functional parameters (species spectrum, activity density, activity biomass, dominance structure and predation potential) of the soil and tree crown dwelling spider community. The effects depended on study area, age class of advanced plantings and tree species composition:

- At both study areas (gradation and latency area) in the initial phase the introduction of deciduous tree species in pure pine stands resulted in an increase of species numbers, activity density and activity biomass of ground dwelling spiders. Similar effects were obvious for the pure pine stand with natural regeneration in the gradation area.
- The strongest effects on the community structure of spiders were revealed by forest conversion with oak (number of total species $n = 168$, number of species in the Red Data Book: $n = 15$) compared to beech ($n = 140$, $n = 7$).
- In the latency area the older stages of advanced plantings, characterized by deciduous trees in the crown layer, showed a decline of the activity density of soil-dwelling spiders. Spider species preferring humid and shaded site conditions were typical.
- The promotion of natural regeneration favored species of open habitats as well as species of thin and dry pine (coniferous) forests. Concerning temperature and humidity preferences mesophil species were dominating in the pure pine stand with natural regeneration.
- Species spectrum and dominance structure of spider communities was mainly affected by microclimatic parameters, altering with the change of structural stand characteristics.
- In terms of activity biomass the predation potential of soil-dwelling spiders increased in the gradation area from the pure pine stand to the pine stand with natural regeneration and the advanced planting of beech. Compared to other taxa of natural enemies (ground beetles) the soil-dwelling spider community showed the highest metabolic rate.
- With increasing vertical structure due to the growth of the deciduous trees into the crown layer species diversity, activity density and biomass of crown dwelling spiders was promoted. The tolerance of natural regeneration resulted in less obvious effects.
- In terms of activity density and -biomass the predation potential of crown dwelling juvenile and adult spiders increased in the latency area with the age of advanced plantings. In addition the spatio-temporal coincidence between relevant size classes of spiders and developmental stages of *Dendrolimus pini* (L.), respectively, was proved.

Altogether the conversion of pure pine stands by planting deciduous trees (particularly in initial stage) and tolerating natural regeneration had a positive effect on the community structure of spiders. Increasing structural heterogeneity in the course of forest conversion altered climatic factors, which resulted in an increase of the species diversity and the potential of spiders as pest antagonists. Thus, the conversion of pure pine stands in close-to-nature mixed stands seems to be an adequate opportunity to reduce the susceptibility against pest outbreaks.

7 LITERATURVERZEICHNIS

- ACHTZIGER, R., U. NIGMANN & H. ZWÖLFER (1992): Rarefaction - Methoden und ihre Einsatzmöglichkeiten bei der zooökologischen Zustandsanalyse und Bewertung von Biotopen. – *Z. Ökologie u. Naturschutz*, **1**: 89-105
- ADIS, J. (1979): Problems of interpreting arthropod sampling with pitfall traps. – *Zool. Anz.*, **202**: 177-184
- ADIS, J. & E. KRAMER (1975): Formaldehydlösung attrahiert *Carabus problematicus* (Coleoptera: Carabidae). – *Ent. Germ.*, **2**: 121-125
- AGNEW, C. W. & J. W. SMITH (1989): Ecology of spiders (Araneae) in a peanut agroecosystem. – *Environ. Entomol.*, **18**: 30-42
- AL HUSSEIN, I. A. & W. WITSACK (1998): Zur Webspinnenfauna in Bergfolgelandschaften Sachsen-Anhalts. – *D.G.a.a.E. Nachrichten*, **12**: 40-41
- ALBERT, R. (1982): Untersuchungen zur Struktur und Dynamik von Spinnengesellschaften verschiedener Vegetationstypen im Hoch-Solling. – *Hochschulsammlung Naturwissenschaft: Biologie*, **16**: 1-147
- ALBRECHT, L. (1992): Die Bedeutung der Naturwaldreservate für den Artenschutz im Wald. – *Forstw. Cbl.* **111**: 214-224
- ALDERWEIRELDT, M., R. BOSMANS & L. VANHERCKE (1993): The Araneae and Opiliones of the forest of Houthulst (Western Flanders, Belgium). – *Bull. Annl. Soc. r. belge Ent.*, **129**: 285-290
- ALDERWEIRELDT, M. & M. POLLET (1990): Faunistics and ecology of the spider fauna (Araneae) of different woodland, heathland and grassland sites at "Vloeternfeld" (Western Flanders, Belgium). – *Bull. Ann. Soc. R. Belge Entomol.*, **126**: 151-163
- ALDERWEIRELDT, M., J. HUBLE & M. POLLET (1989): The araneofauna of different woodland habitats of the "Lippensgoed-Bulskampveld" area (Western Flanders, Belgium). – *Biol. Jaarb.*, **57**: 87-102
- ALTENKIRCH, W., C. MAJUNKE & B. OHNESORGE (2002): Waldschutz auf ökologischer Grundlage. Eugen Ulmer Verlag, Stuttgart, 434 S.
- AMANN, G. & C. SUMMERER (2003): Kerfe des Waldes. - Taschenbildbuch der beachtenswertesten Käfer, Schmetterlinge und sonstigen Kerfe des mitteleuropäischen Waldes, ihrer Entwicklungsstufen und Fraßbilder mit Textteil über Bau und Leben. 12. Auflage, Neumann Neudamm Verlag, Melsungen, 343 S.
- AMARELL, U. (2000): Kiefernforste der Dübener Heide - Ursachen und Verlauf der Entstehung und Veränderung von Forstgesellschaften. J. Cramer Verlag, Berlin, Stuttgart, 246 S.
- AMMER, U. (1992): Naturschutzstrategien im Wirtschaftswald. – *Forstw. Cbl.*, **111**: 255-265
- AMMER, U. & H. SCHUBERT (1999): Arten-, Prozess- und Ressourcenschutz vor dem Hintergrund faunistischer Untersuchungen im Kronenraum des Waldes. – *Forstw. Cbl.*, **118**: 70-87
- AMMER, U., R. DETSCH, K. HENDRICKS, U. MATTHES & U. SCHULZ (1997): Naturverträgliche Nutzung des Waldes - Naturschutz in bewirtschafteten Wäldern. – *Schriftenreihe Agrarspectrum*, **27**: 99-103
- ANDERS, S., W. BECK, F. HORNSCHUCH, J. MÜLLER & A. STEINER (2004): Vom Kiefern - Reinbestand zum Kiefern - Buchen - Mischbestand. – *Beitr. Forstwirtsch. u. Landsch.ökol.*, **38**: 55-67
- ANDERS, S., H. ELLENBERG, H. HERTEL, G. HOFMANN, M. JENSSEN, J. HEUVELDOP, W. U. KRIEBITZSCH, G. V. OHEIMB, M. SCHMIDT & F. SCHOLZ (2002): Biodiversitätsforschung im Wald. – *ForschungsReport*, **2**: 17-21
- ANDERSON, J. F. (1974): Stoffwechselrate und Hungern bei *Lycosa spec.* und *Filistata spec.* (Arachnida: Araneae). – *Ecology*, **55**: 576-585
- ANDERSON, M. C. (1964): Studies of the woodland light climate. I: The photographic computation of light conditions. – *J. Ecol.*, **54**: 27-41
- ANDOW, D. A. (1991): Vegetational diversity and arthropod population response. – *Annual Review of Entomology*, **36**: 561-586

- APEL, K. H., K. DIEZEL, K. W. LOCKOW, S. LÖFFLER, K. MÖLLER, W. RIEK & F. SCHINDLER (2005): Differenzierte Regeneration der Kiefern nach Nonnenfraß in der Schorfheide. – *AFZ-DerWald*, **8**: 390-393
- APEL, K. H., M. HAUSWIRTH, M. RÖS & M. WENK (2004 a): Schadgebiete der wichtigsten nadelfressenden Forstschadinsekten der Kiefer und Risikobewertung von Waldgebieten für das Nordostdeutsche Tiefland. – *Beitr. Forstwirtschaft. u. Landschaftsökol.*, **38**: 14-18
- APEL, K. H., M. RÖS & M. WENK (2004 b): Risikobewertung von Waldgebieten im Hinblick auf die wichtigsten nadelfressenden Forstschadinsekten der Kiefer im Land Sachsen-Anhalt. – *Mitt. Dtsch. Ges. allg. angew. Ent.*, **14**: 297-300
- ATKINSON T. H., J. L. FOLTZ & M. D. CONNOR (1988): Flight patterns of phloem- and wood-boring Coleoptera (Scolytidae, Platypodidae, Curculionidae, Buprestidae, Cerambycidae) in a North Florida slash pine plantation. – *Environ. Entomol.*, **17**: 259-265
- AXELSSON, B., U. LOHM & T. PERSSON (1984): Enchytraeids, lumbricids and soil arthropods in a northern deciduous woodland - a quantitative study. – *Holarctic Ecology*, **7**: 91-103
- BAARS, M. A. (1979): Catches in pitfall traps in relation to mean densities of carabid beetles. – *Oecologia*, **41**: 25-46
- BACKHAUS, K., B. ERICHSON, W. PLINKE & R. WEIBER (1996): Multivariate Analysemethoden. 8. Auflage, Springer Verlag, Berlin, Heidelberg, 591 S.
- BAEHR, B. (1988): Die Bedeutung der Araneae für die Naturschutzpraxis, dargestellt am Beispiel von Erhebungen in Landkreis Weißenburg - Gunzenhausen (Mittelfranken). – *Schriftenr. Bayer. Landesamt Umweltschutz*, **83**: 43-59
- BAEHR, B. (1985): Vergleichende Untersuchungen zur Temperatur-, Feuchtigkeits- und Helligkeitspräferenz bei einigen Arten der Lycosidae, Hahniidae und Linyphiidae (Araneae). – *Spixiana*, **8**: 101-118
- BAEHR, B. (1983): Vergleichende Untersuchungen zur Struktur der Spinnengemeinschaften (Araneae) im Bereich stehender Kleingewässer und der angrenzenden Waldhabitate im Schönbuch bei Tübingen. *Dissertation Universität Tübingen*, 199 S.
- BAEHR, B. & M. BAEHR (2002): Kosmos-Naturführer: Welche Spinne ist das? KosmosVerlag, Stuttgart, 142 S.
- BAEHR, B. & M. BAEHR (1984): Die Spinnen des Lautertales bei Münsingen (Arachnida: Araneae). – *Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ.*, **57/58**: 375-406
- BALOGH, J. (1958): Lebensgemeinschaften der Landtiere. Ihre Erforschung unter besonderer Berücksichtigung der zooökologischen Arbeitsmethoden. Akademie Verlag, Berlin, 560 S.
- BARSIG, M. & U. SIMON (1995): Die Vitalität der Kiefernkrone in ihrer Wechselwirkung mit der Phytophagenfauna. – *Verh. Ges. Ökol.*, **21**: 187-191
- BARTSCH, N., R. PETERCORD & B. LÜPKE (1996): Wachstum von Traubeneiche in Mischung mit Kiefer. – *Forst und Holz*, **7**: 195-200
- BASSET, Y. (1991): The taxonomic composition of the arthropod fauna associated with an australian rainforest tree. – *Australian Journal of Zoology*, **39**: 171-190
- BASSET, Y. & A. H. ARTHINGTON (1992): The arthropod community of an australian rainforest tree: abundance of component taxa, species richness and guild structure. – *Australian Journal of Ecology*, **17**: 89-98
- BAUCHHENS, E. (1995): Ground living spiders of sandy soil areas in Northern Bavaria (Germany) (Arachnida: Araneae). – *Zool. Beitr. (NF)*, **36**: 221-250
- BAUMGARTEN, M. & K. V. TEUFFEL (2005): Nachhaltige Waldwirtschaft in Deutschland. In: TEUFFEL, K., M. BAUMGARTEN, M. HANEWINKEL, W. KONOLD, U. H. SAUTER, H. SPIECKER & K. V. WILPERT (Hrsg): Waldumbau - für eine zukunftsorientierte Waldwirtschaft, Springer Verlag, Heidelberg, S. 1-10
- BELLMANN, H. (1997): Spinnentiere Europas. Kosmos Verlag, Stuttgart, 200 S.
- BELLMANN, H. (1992): Spinnen: beobachten - bestimmen. Naturbuchverlag, Augsburg, 200 S.

- BENJAMIN, S. P., M. DÜGGELIN & S. ZSCHOKKE (2002): Fine structure of sheet-webs of *Linyphia triangularis* (Clerck) and *Microlinyphia pusilla* (Sundevall), with remarks on the presence of viscid silk. – *Acta Zoologica*, **83**: 49-59
- BERG, M. P., J. P. KNIESE, J. J. M. BEDAUX & H. A. VERHOEF (1998): Dynamics and stratification of functional groups of micro- and mesoarthropods in the organic layer of a Scots pine forest. – *Biol. Fertil. Soils*, **26**: 268-284
- BILDE, T. & S. TOFT (1998): Quantifying food limitation of arthropod predators in the field. – *Oecologia*, **115**: 54-58
- BLAB, J. (1993): Grundlagen des Biotopschutzes für Tiere. Ein Leitfaden zum praktischen Schutz der Lebensräume unserer Tiere. 4. Auflage, Kilda Verlag, Greven, 479 S.
- BLICK, T. (1991): Anmerkungen zur Bodenspinnenfauna von Kleinsthecken (Arachnida : Araneae). – *Wiss. Beitr. Martin-Luther Univ. Halle-Wittenberg* **6**: 278-282
- BLICK, T. & M. SCHEIDLER (2004): Rote Liste gefährdeter Spinnen (Arachnida: Araneae) Bayerns. – *Schriftenr. Bayer. Landesamt Umweltschutz*, **166**: 308-321
- BLICK, T., R. BOSMANS, J. BUCHAR, P. GAJDOŠ, A. HÄNGGI, P. VAN HELSDINGEN, V. RUZICKA, W. STAREGA & K. THALER (2004): Checklist of the spiders (Arachnida: Araneae) of Central Europe. Internet: http://www.arages.de/checklist.html#2004_Araneae: Version 1
- BLISS, P. (1984): Untersuchungen zur Ökologie der Spinnen (Arachnida, Araneae) verschieden strukturierter Kiefernforste mit besonderer Berücksichtigung des Präferenzverhaltens der Wolfsspinne *Pardosa lugubris* (Walckenaer, 1802). *Dissertation Martin-Luther-Universität Halle*, 166 S.
- BLUM, W. E. H. (1992): Bodenkunde in Stichworten. 5. erweiterte Auflage, Gebrüder Borntraeger Verlagsbuchhandlung, Berlin, Stuttgart, 175 S.
- BOGYA, S. (1999): Spiders (Araneae) as polyphagous natural enemies in orchards. Dissertation No. 2603 Wageningen University, The Netherlands, 189 S.
- BÖHMER, K. & B. KAUDER (1990): Das Naturschutzgebiet Rohrberg im Spessart - ein Relikt historischer Waldnutzung oder Rest eines Eichenwaldes? – *Mainzer Geografische Studien*, **34**: 101-120
- BONTE, D., I. DEBLAUWE & J. P. MAELFAIT (2003): Environmental and genetic background of tiptoe-initiating behaviour in the dwarfspider *Erigone atra*. – *Animal Behaviour*, **66**: 169-17
- BOWEN, C. J., N. V. HORNER & W. B. COOK (2004): Pitfall trap survey of gnaphosid spiders from Wichita Country of North - Central Texas (Araneae: Gnaphosidae). – *Journal of the Kansas Entomological Society*, **77**: 181-192
- BRAND, C., H. HÖFER & L. BECK (1994): Zur Biologie eines Buchenwaldbodens. - 16. Die Spinnenassoziation einer Windbruchfläche. – *Carolinea*, **52**: 61-74
- BRAUN - BLANQUET, J. (1964): Pflanzensoziologie. Springer Verlag, Wien, New York, 865 S.
- BRAUN, D. (1992): Aspekte der Vertikalverteilung von Spinnen (Araneae) an Kiefernstämmen. – *Arachnol. Mitt.*, **4**: 1-20
- BREINL, K. (1990): Bodenbewohnende Spinnen (Araneae) dreier typischer Waldgesellschaften im Naturschutzgebiet Schwarzwatal. – *Veröff. Museen Gera*, **17**: 57-73
- BREUER, M. (1987): Ein Vergleich verschiedener Erfassungsmethoden zur Untersuchung der Spinnenfauna eines Calluna - Heidebiotops (Arachnida: Araneae). – *Mitt. Dtsch. Ges. allg. angew. Ent.*, **5**: 120-124
- BREUSS, W. (1994): Epigäische Spinnen und Weberknechte aus Wäldern des mittleren Vorarlberg (Österreich) (Arachnida: Araneida, Opiliones). – *Ber. nat.- med. Verein Innsbruck*, **81**: 251-255
- BRIGGS, J. B. (1961): A comparison of pitfall trapping and soil sampling in assessing populations of two species of ground beetles (Coleoptera: Carabidae). – *Report of the East Malling Research Station*, **1960**: 108-112
- BRILLOUIN, L. (1962): Science and Information Theory. 2. Edition, Academic Press, Inc. New York, 351 S.
- BROEN, B. V. (1993): Nachweise selten gefundener oder gefährdeter Spinnen (Araneae) in der Mark Brandenburg. – *Arachnol. Mitt.*, **6**: 12-25

- BROEN, B. V. (1964): Einige weitere Bemerkungen über die deutschen *Atypus* - Arten. (Araneidae: Araneae). – *Zool. Anz.*, **175**: 409-412
- BROEN, B. V. (1962): Beitrag zur Kenntnis der norddeutschen Spinnenfauna (Araneae). – *Zool. Anz.*, **169**: 401-408
- BROEN, B. V. & M. MORITZ (1963): Beiträge zur Kenntnis der Spinnentierfauna Norddeutschlands. II. Zur Ökologie der terrestrischen Spinnen im Kiefern-mischwald des Greifswalder Gebietes. – *Dtsch. Ent. Z. N.F.*, **11**: 353-373
- BRUNNER, A. (1994): Ökologische Lichtmessung im Wald. – *Forstarchiv*, **65**: 133-138
- BRUNNER, A. (1993): Die Entwicklung von Bergmischwaldkulturen in den Chiemgauer Alpen und eine Methodenstudie zur ökologischen Lichtmessung im Wald. *Dissertation, Forstl. Forschungsb. München*, 128: 262 S.
- BRYANT, S. R. & T. G. SHREEVE (2002): The use of artificial neural networks in ecological analysis: estimating microhabitat temperature. – *Ecological Entomology*, **27**: 424-432
- BUCHBERGER, P. & R. GERSTMEIER (1993): Vergleich von Formol und Ethylenglykol als Fangflüssigkeit in Barberfallen, unter besonderer Berücksichtigung der Carabidae. – *Bericht der Naturf. Gesellsch. Augsburg*, **54**: 77-93
- BUCHHE, W. (1966): Beiträge zur Ökologie und Biologie winterreifer Kleinspinnen unter Berücksichtigung der Linyphiidae *Macrargus rufus rufus*, *M. rufus carpenteri* und *Centromerus silvaticus*. – *Z. Morph. Ökol. Tiere*, **57**: 329-362
- BÜCHS, W. (1990): Zur Bedeutung der Stammregion von Bäumen als Lebensraum von Arthropoden und anderen Evertabraten. – *Z. angew. Zool.*, **77**: 453-477
- BUDDLE, C. M. (2001): Spiders (Araneae) associated with downed woody material in a deciduous forest in central Alberta, Canada. – *Agricultural and Forest Entomology*, **3**: 241-251
- BUDDLE, C. M. & H. E. J. HAMMOND (2003): Comparison of ground beetles (Coleoptera: Carabidae) and spiders (Araneae) collected in pan and pitfall traps. – *Can. Ent.*, **135**: 609-611
- BUDDLE, C. M., S. E. WALKER & A. L. RYPSTRA (2003): Cannibalism and density - dependent mortality in the wolf spider *Pardosa milvina* (Araneae: Lycosidae). – *Can. J. Zool.*, **81**: 1293-1297
- BÜHL, A. & P. ZÖFEL (1994): SPSS for Windows - Version 6.1. Auflage, Addison-Wesley, Bonn, 503 S.
- BULTMAN, T. L. & G. W. UETZ (1984): Effect of structure and nutritional quality of litter on abundance of litter dwelling arthropods. – *Am. Midl. Nat.*, **111**: 165-172
- BULTMAN, T. L. & G. W. UETZ (1982): Abundance and community structure of forest floor spiders following litter manipulation. – *Oecologia*, **55**: 34-41
- BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ (HRSG.) (1998): Rote Liste gefährdeter Tiere Deutschlands. – *Schr.-R. f. Landschaftspflege u. Naturschutz*, **55**: 434 S.
- BUREL, F. & J. BAUDRY (1995): Species biodiversity in changing agricultural landscapes - a case study in the Pays d' Auge, France. – *Agric. Ecosystems Environ.*, **55**: 193-200
- BURSCHEL, P. & J. HUSS (1997): Grundriß des Waldbaus. 2. Auflage, Parey Buchverlag, Berlin, 487 S.
- BUTTER, D. (2000): Waldumbau in Sachsen - einige Anforderungen an die Waldbauforschung aus der Sicht der sächsischen Landesforstverwaltung. – *Forstwissenschaftliche Beiträge Tharandt*, **1**: 43-50
- CANADAY, C. (1987): Comparison of insect fauna captured in six different trap types in a douglas - fir forest. – *Can. Ent.*, **119**: 1101-1108
- CANNON, S. S. (1965): A comparison of the spider fauna of four different plant communities found in Neotoma, a small valley in south-central Ohio. – *Ohio J. Sci.*, **65**: 97-109
- CARREL, J. E. (2002): A novel aerial - interception trap for arthropod sampling. – *Florida Entomologist*, **85**: 656-657
- CARTER, P. E. & A. L. RYPSTRA (1995): Top-down effects in soybean agroecosystems: spider density affects herbivore damage. – *Oikos*, **72**: 433-439
- CHALCRAFT, D. R. & W. J. RESETARITS, JR. (2004): Metabolic rate models and the substitutability of predator populations. – *J. Anim. Ecol.*, **73**: 323-332

- CHRISTOPHE, T., J. M. PLAIS & P. BLANDIN (1979): L'écologie des populations et des peuplements d'araignées en Europe depuis 1953: une bibliographie analytique. – *Revue Arachnol.*, **2**: 45-86
- CHURCHILL, T. B. & M. ARTHUR (1999): Measuring spider richness: Effects of different sampling methods and spatial and temporal scales. – *Journal of Insect Conservation*, **3**: 287-295
- CLARK, M. S., J. M. LUNA, N. D. STONE & R. R. JOUNGMAN (1994): Generalist predator consumption of armyworm (Lepidoptera: Noctuidae) and effect of predator removal on damage in no-till corn. – *Environ. Entomol.*, **23**: 617-622
- CLARKE, R. D. & P. R. GRANT (1968): An experimental study of the role of spiders as predators in a forest litter community. – *Ecology*, **49**: 1152-1154
- CLARKE, R. J. & R. R. JACKSON (2000): Web use during predatory encounters between *Portia fimbriata*, an araneophagic jumping spider and it's preferred prey, other jumping spiders. – *New Zealand Journal of Zoology*, **27**: 129-136
- COATES, K. D. & P. J. BURTON (1997): A gap-based approach for development of silvicultural systems to address ecosystem management objectives. – *Forest Ecology and Management* **99**: 337-354.
- COLLATZ, K. G. & T. MOMMSEN (1975): Effects of short and long term starvation on body composition and metabolic rate of the spider *Tegenaria atrica* C. L. Koch (Agelenidae). – *Journal of Comparative Physiology*, **98**: 205-212
- COSTELLO, M. J. & K. M. DAANE (1998): Influence of ground cover on spider populations in a table grape vineyard. – *Ecol. Entomol.*, **23**: 33-40
- COYLE, F. A. (1981): Effects of clear-cutting on the spider community of a southern appalachian forest. – *J. Arachnol.*, **9**: 285-298
- CRAIG, C. L. (1988): Insect perception of spider orb webs in three light habitats. – *Functional Ecology*, **2**: 277-282
- CRAWLEY, M. J. (1992): Natural enemies: The population biology of predators, parasites and diseases. XII, Blackwell Scientific Publ., Oxford, 576 S.
- CRESPIGNY DE C., E. FLEUR, M. E. HERBERTSTEIN & M. A. ELGAR (2001): Food catching in orb web spiders (Araneae: Araneoidea). – *Naturwissenschaften*, **88**: 42-45
- CURTIS, D. J. & E. MORTON (1973): Notes on spiders from tree trunks of different bark texture with indices of diversity an overlap. – *Bull. Br. arachnol. Soc.*, **3**: 1-15
- DAHL, F. (1956): Spinnentiere oder Arachnoidea: Linyphiidae (Baldachinspinnen). Bd.: 44, Gustav Fischer Verlag, Jena, 337 S.
- DAHL, F. (1937): Spinnentiere oder Arachnoidea: Gnaphosidae - Theridiidae. Bd.: 33, Gustav Fischer Verlag, Jena, 222S.
- DAHL, F. (1931): Spinnentiere oder Arachnoidea: Agelenidae - Araneidae. Bd.: 23, Gustav Fischer Verlag, Jena, 136 S.
- DAI, X. (1996): Influence of light conditions in canopy gaps on forest regeneration: a new gap light index and its application in a boreal forest in east-central Sweden. – *For. Ecol. Manage.*, **84**: 187-197
- DEAN, D. A., W. L. STERLING, M. NYFFELER & R. G. BREENE (1987): Foraging by selected spider predators on the cotton fleahopper and other prey. – *Southwest. Entomol.*, **12**: 263-270
- DENGLER, A. (1992): Waldbau - Erster Band. Der Wald als Vegetationsform und seine Bedeutung für den Menschen. Paul Parey Verlag, Hamburg, 350 S.
- DENNER, M. (2006): Auswirkungen des ökologischen Waldumbaus in der Dübener Heide und im Erzgebirge auf die Bodenvegetation - Ermittlung phytozönotischer Indikatoren für naturschutzfachliche Bewertungen. *Dissertation TU Dresden*, Tharandt.
- DENNER, M. (in litt): Vegetationsaufnahmen der Untersuchungsflächen im Forstamt Falkenberg des Verbundprojektes „Zukunftsorientierte Waldwirtschaft“ (unveröff.)
- DENT, D. R. & M. P. WALTON (1997): Methods in ecological & agricultural Entomology. Cab International, New York, 387 S.

- DETSCH, R. (1999): Der Beitrag von Wirtschaftswäldern zur Struktur und Artenvielfalt: Ein Vergleich ausgewählter waldökologischer Parameter aus Naturwaldreservaten und Wirtschaftswäldern des Hiesheimer Forstes. *Dissertation Ludwig - Maximilians - Universität München*, 207 S.
- DIEHL, J. M. & R. ARBINGER (2001): Einführung in die Inferenzstatistik. 3. Auflage, Verlag Dietmar Klotz, Frankfurt a. Main, 841 S.
- DIEHL, J. M. & H. U. KOHR (1999): Deskriptive Statistik. 12. Auflage, Verlag Dietmar Klotz, Frankfurt a. Main, 514 S.
- DIERSCHKE, H. (1989): Natürlichkeitsgrade von Wäldern und Forsten. – *Norddeutsche Naturschutzakademie* (Hrsg), **3**: 149
- DIX, M. E., R. J. JOHNSON, M. O. HARRELL, R. M. CASE, R. J. WRIGHT, L. HODGES, J. R. BRANDLE, M. M. SCHOENEBERGER, N. J. SUNDERMAN, R. L. FITZMAURICE, L. J. YOUNG & K. G. HUBBARD (1995): Influences of trees on abundance of natural enemies of insect pests: A review. – *Agroforestry Systems*, **29**: 303-311
- DOBONY C. A. & J. W. EDWARDS (2001): A new flight-interception trap for arthropod sampling. – *Entomol. News*, **112**: 217-220
- DOCHERTY, M. & S. R. LEATHER (1997): Structure and abundance of arachnid communities in Scots and lodgepole pine plantations. – *Forest Ecology and Management*, **95**: 197-207
- DOROW, W. H. O., G. FLECHTNER & J. P. KOPELKE (2001): Schönbuche Zoologische Untersuchungen 1990-1992. – *Mitteilungen der Hessischen Landesforstverwaltung*, **6**: 53-110
- DRANEY, M. L. (1997): Ground-layer spiders (Araneae) of a Georgia piedmont floodplain agroecosystem: Species list, phenology and habitat selection. – *J. Arachnol.*, **25**: 333-351
- DRANEY, M. L. & D. A. CROSSLEY, JR. (1999): Relationship of habitat age to phenology among ground-dwelling Linyphiidae (Araneae) in the southeastern united states. – *J. Arachnol.*, **27**: 211-216
- DRIFT, VAN DER J. (1951): Analysis of the animal community in a beech forest floor. – *Tijdschr. Entom.*, **94**: 1-168
- DUELLI, P., M. STUDER & E. KATZ (1990): Minimalprogramme für die Erhebung und Aufbereitung zooökologischer Daten als Fachbeiträge zu Planungen am Beispiel ausgewählter Arthropodengruppen. – *Schr.-R. f. Landschaftspflege u. Naturschutz*, **32**: 211-222
- DUFFEY, E. (1978): Ecological strategies in spiders including some characteristics of species in pioneer and mature habitats. – *Symp. zool. Soc. Lond.*, **42**: 109-123
- DUFFEY, E. (1966): Spider ecology and habitat structure (Araneae). – *Senck. biol.*, **47**: 45-49
- DUFFEY, E. (1962): A population study of spiders in limestone grassland. – *J. Anim. Ecol.*, **31**: 571-599
- DUMPERT, K. (1989): Lebensraum Buchenwaldboden. 7. Die Spinnen. *Verh. Ges. Ökol.*, **17**: 83-88
- DUMPERT, K. & R. PLATEN (1985): Zur Biologie eines Buchenwaldbodens. 4. Die Spinnenfauna. – *Carolinea*, **42**: 75-106
- DUNGER, W. (1978): Parameter der Bodenfauna in einer Catena von Rasen-Ökosystemen. – *Pedobiologia*, **18**: 310-340
- DUNGER, W. & H. J. FIEDLER (1997): Methoden der Bodenbiologie. 2. Auflage, Gustav-Fischer-Verlag, Jena, 539 S.
- DZIABASZEWSKI, A. (1969): Investigations of pine crown spiders in some forestries of Poland and Pomeranian. – *Przyj. Nauk*, **22**: 27-37
- EBELING, K. & U. HANSTEIN (1989): Kiefern- Eichenmischbestände - Ein Betriebszieltyp mit Zukunft? – *Forst und Holz*, **3**: 63-66
- EBER, W. (1972): Über das Lichtklima von Wäldern bei Göttingen und seinen Einfluss auf die Bodenvegetation. – *Scripta Geobotanica*, **3**: 1-150
- EBER, W. (1971): The Characterization of the Woodland Light Climate. In: ELLENBERG, H. (ed.): Integrated Experimental Ecology. Methods and Results of Ecosystem Research in the German Solling Project. Ecological Studies Vol. 2, Springer Verlag, Berlin, 143-151
- EDGAR, W. D. (1970): Prey feeding behaviour of adult females of the wolf spider *Pardosa amentata* (Clerck). – *Netherl. J. Zool.*, **20**: 487-491

- EHRHARDT, O. (1988): Der Strahlungshaushalt eines Buchenwaldes und dessen Abwandlung während der verschiedenen phänologischen Entwicklungsphasen. – *Ber. d. Forschungszentrums Waldökosysteme*, **A 45**: 1-170
- EHRMANN, W. J. (1994): Spider habitat selection - an experimental field test of the role of substrate diameter. – *J. Arachnol.*, **22**: 77-81
- EISENHAUER, D. R. (2000): Der Einfluss von Standort, Bodenvegetation und horizontaler Struktur des Oberbestandes auf die Initialphase der Kiefern - Naturverjüngung. – *Beitr. Forstwirtsch. u. Landsch.ökol.*, **34**: 149-157
- EISENHAUER, D. R. (1994): Zur Bewertung und Behandlung von Eichenunterstand. – *Brandenburgische Forstnachrichten*, **29**: 8-18
- EKSCHMITT, K., V. WOLTERS, & M. WEBER (1997): Spiders, Carabids, and Staphylinids: The Ecological Potential of Predatory Macroarthropods. In: BENCKISER, G. (Hrsg.): *Fauna in Soil Ecosystems. Recycling Processes, Nutrient Fluxes and Agricultural Production*. Marcel Dekker, New York, Basel, 307-362
- ELLENBERG, H. (1996): *Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen*. 5.Auflage, Eugen Ulmer Verlag, Stuttgart, 1095 S.
- ELLENBERG, H., H. E. WEBER, R. DÜLL, V. WIRTH, W. WERNER & D. PAULISSEN (1992): *Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa*. Scripta Geobotanica 18, 2. Auflage, E. Goltze KG, Göttingen, 148 S.
- EMMER, I. M. & J. SEVINK (1994): Temporal and vertical changes in the humus form profile during a primary succession of *Pinus sylvestris*. – *Plant and Soil*, **167**: 281-295
- ENGEL, H. (1942): Über die Populationsbewegungen des Kiefernspanners (*Bupalus piniarius* L.) in verschiedenen Bestandestypen. – *Z. angew. Entomol.*, **29**: 116-163
- ENGEL, H. (1941): Beiträge zur Faunistik der Kiefernkrone in verschiedenen Bestandestypen. – *Mitt. Forstwirt. Forstwiss.*, **4**: 334-361
- ENGEL, K. (2002): Vergleichende waldökologische Untersuchungen in Naturwaldreservaten und Wirtschaftswäldern unterschiedlicher Naturnähe (unter Einbeziehung der Douglasie) in Mittelschwaben. – *Abschlussbericht Teil 3*: 1-87
- ENGELHARDT, W. (1958): Untersuchungen über die Spinnen aus Fichtenwipfeln. – *Opuscula zool.*, **17**: 1-9
- ENGELMANN, H. D. (1978): Zur Dominanzklassifizierung von Bodenarthropoden. – *Pedobiologia*, **18**: 378-380
- ESJUNIN, S. L., S. I. GOLOVATCH & L. D. PENEV (1993): The fauna and zoogeography of spiders inhabiting oak forests of the eastern Plain (Arachnida: Araneae). – *Ber. nat.-med. Verein Innsbruck*, **80**: 175-249
- EVANS, G. C. & D. E. COOMBE (1959): Hemispherical and woodland canopy photography and the light climate. – *J. Ecol.*, **47**: 103-113
- EWALD, J. (2000): The influence of coniferous canopies on the understory vegetation and soils in mountain forests of the northern Calcareous Alps. – *Appl. Veg. Sci.*, **3**: 123-134
- FECHTER, H. (1977): Über den funktionalen Zusammenhang zwischen Populationsdichte, Ausbreitungsvermögen und Fangmenge bei Bodenfallen. – *Spixiana*, **1**: 3-15
- FELBENMEIER, B. (1993): Der Einfluss von Klimaänderungen auf die Areale von Baumarten. Methodenstudie und regionale Abschätzung für die Rotbuche (*Fagus sylvatica* L.) in Bayern. – *Schriftenr. Forstwiss. Fakultät Univ. München & Bayerische Forstl. Versuchs- u. Forschungsanst.*, **134**
- FERRIS, R. & J. W. HUMPHREY (1999): A review of potential biodiversity indicators for application in British forests. – *Forestry*, **72**: 313-327
- FINCH, O. D. (2005): Evaluation of mature conifer plantations as secondary habitat for epigeic forest arthropods (Coleoptera: Carabidae; Arachnida: Araneae). – *For. Ecol. Manage.*, **204**: 21-34
- FINCH, O. D. (2001 a): Webspinnen (Araneae) aus zwei Naturwäldern des staatlichen Forstamtes Sellhorn (Lüneburger Heide). – *NNA - Berichte*, **2**: 106-118

- FINCH, O. D. (2001 b): Zöologische und parasitologische Untersuchungen an Spinnen (Arachnida, Araneae) niedersächsischer Waldstandorte. *Dissertation Universität Oldenburg*, 199 S.
- FISCHER, A. (2002): Forstliche Vegetationskunde. Einführung in die Geobotanik. 2. Auflage, Paul-Parey-Verlag, Berlin, 421 S.
- FISCHER, A. (1992): Welche Bedeutung haben Rote Listen für den Artenschutz im Wald? – *Forstw. Cbl.*, **111**: 225-235
- FLATZ, S. & K. THALER (1980): Winteraktivität epigäischer Araneae und Carabidae des Innsbrucker Mittelgebirges. – *Anz. Schädlingkunde*, **53**: 40-45
- FLEDER, W. (1991): Erfahrungen mit Unterbau und Voranbau in Unterfranken. – *AFZ-DerWald*, **6**: 307-309
- FLEMMING, G. (1994): Wald, Wetter, Klima - Einführung in die Forstmeteorologie. 3. Auflage, Deutscher Landwirtschaftsverlag, Berlin, 136 S.
- FLÜCKIGER, P. F. & P. DUELLI (1997): Waldränder - Zentren der Biodiversität. – *Mitt. Dtsch. Ges. allg. angew. Ent.*, **11**: 119-123
- FOELIX, R. (1992): Biologie der Spinnen. 2. Auflage, Thieme Verlag, Stuttgart, 331 S.
- FRANKE, U., B. FRIEBE & L. BECK (1988): Methodisches zur Ermittlung der Siedlungsdichte von Bodentieren aus Quadratproben und Barberfallen. – *Pedobiologia*, **32**: 253-264
- FRITZ, P. (2006): Ökologischer Waldumbau in Deutschland. oekom Verlag, München, 351 S.
- FUNKE, W. (1983): Arthropodengesellschaften mitteleuropäischer Wälder. Abundanz und Biomasse der Eklektorfauna. – *Verh. Ges. Ökol.*, **11**: 111-129
- FUNKE, W. (1983): Waldökosysteme in der Analyse von Struktur und Funktion - Untersuchungen an Arthropodenzönosen. – *Verh. Ges. Ökol.*, **10**: 13-27
- FUNKE, W. (1971): Food and energy turnover of leaf-eating insects and their influence on primary production. In: ELLENBERG, H. (Hrsg.): Integrated Experimental Ecology. Methods and results of Ecosystem Research in the German Solling Projekt. Ecological Studies Vol. **2**, Chapman and Hall, London, S. 81-93
- FUNKE, W., W. JANS & W. MANZ (1995): Temporal and spatial niche differentiation of predatory arthropods of the soil surface in two forest ecosystems. – *Acta Zool. Fennica*, **196**: 111-114
- GASDORF, C. & C. GOODNIGHT (1963): Studies on the ecology of soil arachnids. – *Ecology*, **44**: 261-268
- GAVARRA, M. R. & R. S. RAROS (1975): Studies on the biology of the predatory wolfspider *Lycosa pseudoannulata* (Araneae: Lycosidae). – *Philipp. Ent.*, **2**: 427-444
- GERELL, R. (1988): Faunal diversity and vegetation structure of some deciduous forest in south Sweden. – *Holarctic Ecology*, **11**: 87-95
- GÖHRE, K. & R. LÜTZKE (1956): Der Einfluss von Bestandesdichte und -struktur auf das Kleinklima im Walde. – *Archiv f. Forstwesen*, **5**: 487-572
- GORA, V. (1995): Physiologische Untersuchungen zur standort- und altersabhängigen Befallsdisposition von Kiefern-(*Pinus sylvestris*)-Beständen für nadelfressende Insekten. *Dissertation Georg-August-Universität Göttingen*
- GOßNER, M. (2004): Diversität und Struktur arborikoler Arthropodenzönosen fremdländischer und einheimischer Baumarten. Ein Beitrag zur Bewertung des Anbaus von Douglasie (*Pseudotsuga menziesii* (MIRB.) FRANCO) und Roteiche (*Quercus rubra* L.). *Dissertation TU München*, 222 S.
- GOULD, J. R., J. S. ELKINTON & W. E. WALLNER (1990): Density dependent suppression of experimentally created gypsy moth, *Lymantria dispar* (Lepidoptera: Lymantridae) populations by natural enemies. – *Journal of Animal Ecology*, **59**: 213-233
- GRAVENHORST, G., A. IBROM & H. KREILEIN (1997): Auswirkungen von Wäldern auf das Klima. – *Schriftenreihe Agrarspectrum*, **27**: 21-43
- GRAY, D., J. RÉGNÉRIE & B. BOULET (2000): Analysis and use of historical patterns of spruce budworm defoliation to forecast outbreak patterns in Quebec. – *Forest Ecology and Management*, **127**: 217-231

- GREEN, R. (1979): Sampling design and statistical methods for environmental biologists. John Wiley & Sons, Inc. New York, London, 272 S.
- GREENBERG, C. H. & A. MC GRANE (1996): A comparison of relativ abundance and biomass of ground-dwelling arthropods under different forest managment practices. – *For. Ecol. Manage.*, **89**: 31-41
- GREENSLADE, P. & P. J. M. GREENSLADE (1971): The use of baits and preservatives in pitfall traps. – *Journal of the Australian Entomological Society*, **10**: 253-260
- GREENSLADE, P. J. M. (1964): Pitfall trapping as a method for studying populations of Carabidae (Coleoptera). – *J. Anim. Ecol.*, **33**: 301-310
- GREENSTONE, M. A. & A. F. BENNETT (1980): Foraging strategy and metabolic rate in spiders. – *Ecology*, **61**: 1255-1258
- GREENSTONE, M. H. (1999): Spider predation: how and why we study it. – *J. Arachnol.*, **27**: 333-342
- GREENSTONE, M. H. (1984): Determinates of web spider species diversity: vegetation structural diversity vs. prey availability. – *Oecologia*, **62**: 299-304
- GREENSTONE, M. H., C. E. MORGAN, A. L. HULTSCH, R. A. FARROW & J. E. DOWSE (1987): Ballooning spiders in Missouri, USA and New South Wales, Australia: family and mass distributions. – *J. Arachnol.*, **15**: 163-170
- GREENSTONE, M. H., C. E. MORGAN & A. L. HULTSCH (1985): Spider ballooning: Development and evaluation of field trapping methods (Araneae). – *J. Arachnol.*, **13**: 337-345
- GREGER, O. (2006): Der natürliche Kiefernwald als Basis für eine rationelle Kiefernbewirtschaftung in Nordostdeutschland. – *Archiv f. Forstwesen u. Landsch.ökol.*, **40**: 49-61
- GRIMM, R., W. FUNKE & J. SCHAUERMANN (1975): Minimalprogramm zur Ökosystemanalyse: Untersuchungen an Tierpopulationen in Wald-Ökosystemen. – *Verh. Ges. Ökol.*, Sonderdruck: 77-87
- GRUNER, H. E., M. MORITZ & W. DUNGER (1993): Lehrbuch der Speziellen Zoologie. Band I: Wirbellose. 4. Teil: Arthropoda. Gustav Fischer Verlag, Jena, 1279 S.
- GUNNARSSON, B. (1992): Fractal dimensions of plants and body size distributions in spiders. – *Funct. Ecol.*, **6**: 636-641
- GUNNARSSON, B. (1990): Vegetation structure and the abundance and size distribution of spruce-living spiders. – *J. Anim. Ecol.*, **59**: 743-752
- GUNNARSSON, B. (1988): Spruce-living spiders and forest decline, the importance of needle-loss. – *Biol. Conserv.*, **43**: 309-319
- GUNNARSSON, B. (1985): Interspecific predation as a mortality factor among overwintering spiders. – *Oecologia*, **65**: 498-502
- GUNNARSSON, B. (1983): Density-dependent winter mortality among spiders (Araneae). – *Acta Ent. Fennica*, **42**: 27
- GÜNTER, K., K. HANNEMANN & F. HIEKE (1994): Urania- Tierreich Insekten. 1. Auflage, Urania Verlag, Leipzig, 763 S.
- GURDEBEKE, S., D. DE BAKKER, N. VANLANDUYT & J. P. MAELFAIT (2003): Plans for a large regional forest in eastern Flanders (Belgium): Assessment of spider diversity and community structure in the current forest remnants. – *Biodiversity and Conservation*, **12**: 1883-1900
- GUTBERLET, V. (1997): Untersuchungen zur Spinnenzönose (Araneae) der Stamm- und Kronenregion von Eichen unterschiedlich genutzter Waldstandorte unter Verwendung des Ökotypensystems nach Platen. – *Arachnol. Mitt.*, **14**: 16-27
- HABERMANN, M. & R. BESTER (1997): Einfluß von Bestandesstrukturen und Nadelphysiologie auf die Entstehung von Massenvermehrungen der Nonne (*Lymantria monacha* L.) in Kiefernbeständen (*Pinus sylvestris* L.) eines Dauerschadgebietes in Niedersachsen. – *Allg. Forst- und J.-Zeitg.*, **168**: 157-162
- HAGEMEIER, M. (2002): Funktionale Kronenarchitektur mitteleuropäischer Baumarten: Hängebirke, Waldkiefer, Traubeneiche, Heimbuche. *Dissertation Georg-August-Universität, Göttingen*, 154 S.

- HALAJ, J., W. D. ROSS & A. R. MOLDENKE (2000): Importance of habitat structure to the arthropod food-web in Douglas-fir canopies. – *Oikos*, **90**: 139-152
- HALLEY, J. M., C. F. THOMAS & P. C. JEPSON (1996): A model for the spatial dynamics of linyphiid spiders in farmland. – *J. Appl. Ecol.*, **33**: 471-492
- HÄNGGI, A. (2003): Spinnen (Araneae) in Wildenstein - mit Diskussion eigener häufig gebrauchter Methoden zur Charakterisierung von Standorten anhand von Faunenlisten. – *Mitt. Naturforschende Gesellschaft*, **7**: 233-252
- HÄNGGI, A. (1989): Erfolgskontrollen in Naturschutzgebieten. – *Natur und Landschaft*, **64**: 143-146
- HÄNGGI, A. (1987): Die Spinnenfauna der Feuchtgebiete des Großen Moores, Kt. Bern. 2. Die Beurteilung des Naturschutzwertes naturnaher Standorte anhand der Spinnenfauna. – *Mitt. der Naturforschenden Gesellschaft*, **44**: 157-185
- HÄNGGI, A., E. STÖCKLI & W. NENTWIG (1995): Habitats of Central European spiders. Characterisation of the habitats of the most abundant spider species of Central Europe and associated species. – *Miscellanea Faunistica Helvetiae*, **4**: 460 S.
- HÄRDTLE, W., J. EWALD & N. HÖLZEL (2004): Wälder des Tieflandes und der Mittelgebirge. 1. Auflage, Eugen Ulmer Verlag, Stuttgart, 252 S.
- HARM, M. (1969): Revision der Gattung *Salticus* LATREILLE (Arachnida, Araneae: Salticidae). – *Senck. biol.*, **50**: 53-79
- HARM, M. (1966): Die europäischen Hahniidae (Arach.; Araneae). – *Senck. biol.*, **47**: 345-370
- HARMS, K. H. (1984): Rote Liste der Spinnen (Araneae). In: BLAB, J., E. NOWAK, W. TRAUTMANN, H. SUKOPP (Hrsg.): Rote Liste der gefährdeten Tiere und Pflanzen in der Bundesrepublik Deutschland. 4. Auflage, Kilda-Verlag, Greven, 122-125
- HARRINGTON, R., R. A. FLEMING & I. P. WOIWOD (2001): Climate change impacts on insect management and conservation in temperate regions: can they be predicted? – *Agricultural and Forest Entomology*, **3**: 233-240
- HARTLEY, C. L. & J. A. MACMAHON (1980): Spider community organization: seasonal variation and the role of vegetation architecture. – *Environ. Entomol.*, **9**: 632-639
- HEIMBUCHER, D. (1988): Vergleichende Habitatanalyse und -bewertung in Kiefernwäldern mit Hilfe der Bodenfauna. – *Schriftenr. Bayer. Landesamt Umweltschutz*, **83**: 101-149
- HEIMER, S. (1997): Spinnen. Faszinierende Wesen auf acht Beinen. Landbuch-Verlag, Hannover, 152 S.
- HEIMER, S. & W. NENTWIG (1991): Spinnen Mitteleuropas. Paul-Parey-Verlag, Berlin, Hamburg, 543 S.
- HEINKEN, T. & E. ZIPPEL (1999): Die Sand-Kiefernwälder (Dicrano-Pinion) im norddeutschen Tiefland: syntaxonomische, standörtliche und geografische Gliederung. – *Tuexenia*, **19**: 55-106
- HEINSDORF, D. (1999): Buchen- und Eichenanbau aus Sicht prognostizierter Klimaveränderungen. – *AFZ-Der Wald*, **11**: 567-571
- HEINZEL, K. U. (in litt): Versuchsflächen des Verbundprojektes „Zukunftsorientierte Waldwirtschaft“ Standortsangaben Forstamt Falkenberg (unveröff.)
- HEINZEL, K. U., A. BUSCH, J. KATZUR, I. LANDECK, J. PIETZSCH & U. M. RATSCHKER (2001): Strukturparameter ausgewählter Arthropodengruppen in Waldumbaubeständen auf Kippen des Lausitzer Braunkohlenreviers. – *Beitr. Forstwirtsch. u. Landsch.ökol.*, **35**: 83-89
- HEINZEL, K. U., J. KATZUR & I. LANDECK (1998): Stammzoozönosen der ersten Waldgeneration auf den Kippen des Braunkohlenbergbaus. – *Beitr. Forstwirtsch. u. Landsch.ökol.*, **32**: 122-125
- HENSCHEL, J., H. STUMPF & D. MAHSBERG (1996): Mass-length relationships of spiders and harvestmen (Araneae and Opiliones). – *Rev. suisse Zool.*, **1**: 265-268
- HERBERSTEIN, M. E. (1997 a): Niche partitioning in three sympatric webbuilding spiders (Araneae: Linyphiidae). – *Bull. Br. arachnol. Soc.*, **10**: 233-238
- HERBERSTEIN, M. E. (1997 b): The effect of habitat structure on web height preference in three sympatric web-building spiders (Araneae, Linyphiidae). – *J. Arachnol.*, **25**: 93-96
- HERING, S., R. EISENHAUER & S. IRRGANG (1999): Waldumbau auf Tieflands- und Mittelgebirgsstandorten in Sachsen. – *Schriftenr. Sächs. Landesanst. Forsten*, **19**: 67 S.

- HESSE, E. (1940): Untersuchungen an einer Kollektion Wipfelspinnen. – *Sitz. Ber. Ges. naturf. Freunde*, **39**: 350-363
- HEUBLEIN, D. (1983): Räumliche Verteilung, Biotoppräferenzen und kleinräumige Wanderungen der epigäischen Spinnenfauna eines Wald-Wiesen-Ökotoons. – Ein Beitrag zum Thema „Randeffekte“. – *Zool. Jb. Syst.*, **110**: 473-519
- HEYDEMANN, B. (1982): Der Einfluss der Waldwirtschaft auf die Wald-Ökosysteme aus zoologischer Sicht. – *Schriftenreihe dt. Rates für Landschaftspflege*, **40**: 511-518
- HIEBSCH, H. & D. TOLKE (1996): Rote Liste Weberknechte und Webspinnen des Freistaates Sachsen. – *Materialien zu Naturschutz und Landschaftspflege*, 1996: 1-12
- HIEBSCH, H. & D. TOLKE (1995): Kommentiertes Verzeichnis der Webspinnen und Weberknechte des Freistaates Sachsen. – *Mitt. sächs. Ent.*, **32**: 1-44
- HIEBSCH, H. & R. KRAUSE (1976): Zur Verbreitung und Lebensweise von *Atypus affinis* Eichwald, 1830 in der Sächsischen Schweiz. (Araneae, Atypidae). – *Faun. Abh. Mus. Tierk. Dresden*, **6**: 69-88
- HILL, M. O. (1974): Correspondence analysis: a neglected multivariate method. – *Appl. Statistics*, **23**: 340-354
- HODGE, M. A. (1999): The implications of intraguild predation for the role of spiders in biological control. – *J. Arachnol.*, **27**: 351-362
- HOFMANN, F., J. KILL, R. MEDER, H. PLACHTER & K. R. VOLZ (2000): Waldnutzung in Deutschland. Bestandesaufnahme, Handlungsbedarf und Maßnahmen zur Umsetzung des Leitbildes einer nachhaltigen Entwicklung. – *Materialien zur Umweltforschung*, **35**: 1-309
- HOFMANN, G. (1997): Mitteleuropäische Wald-und Forst-Ökosystemtypen in Wort und Bild. – *AFZ-Der Wald*, Sonderheft: 58 S.
- HOFMANN, G. (1996): Vegetationswandel in den Wäldern des nordostdeutschen Tieflandes. – *Mitt. Bundesforschungsanst. Forst- und Holzwirtschaft*, **185**: 45-72
- HOFMANN, G. (1995): Wald, Klima, Fremdstoffeintrag - ökologischer Wandel mit Konsequenzen für Waldbau und Naturschutz, dargestellt am Gebiet der neuen Bundesländer Deutschlands. – *Angew. Landschaftsökologie*, **4**: 165-189
- HOLLAND, J. M. & S. SMITH (1999): Sampling epigeal arthropods: an evaluation of fenced pitfall traps using mark - release - recapture and comparisons to unfenced pitfall traps in arable crops. – *Entomologia Experimentalis et Applicata*, **91**: 347-357
- HOLOPAINEN, J. K. & A. L. VARIS (1986): Effects of a mechanical barrier and formalin preservative on pitfall catches of carabid beetles (Coleoptera, Carabidae) in arable fields. – *J. Appl. Ent.*, **102**: 440-445
- HOLSTEIN, J. (1996): Die Spinnen- und Käferzönosen zweier Streuobstwiesen in Oberschwaben. *Dissertation Universität Ulm*, 144 S.
- HÖREGOTT, H. (1960): Untersuchungen über die qualitative und quantitative Zusammensetzung der Arthropodenfauna in den Kiefernkrönen. – *Beitr. Ent.*, **10**: 891-915
- HORVATH, R., T. MAGURA & K. BAYAR (2000): Edge effect on weevil and spider communities at the Bukk National Park in Hungary. – *Acta Zoologica Academiae Scientiarum Hungaricae*, **46**: 275-290
- HUHTA, V. (1971): Succession in the spider communities of the forest floor after clear-cutting and prescribed burning. – *Ann. Zool. Fennici*, **8**: 483-542
- HUHTA, V. (1965): Ecology of spiders in the soil and litter of Finnish forests. *Ann. zool. fenn.*, **2**: 260-308
- HUHTA, V., E. KARPPINEN, M. NURMINEN & A. VALPAS (1967): Effect of silvicultural practices upon arthropod, annelid and nematode populations in coniferous forest soil. – *Ann. Zool. Fennici*, **4**: 87-145
- HUNGER, W., A. WEISE & M. WÜNSCHE (2000): Die Böden im Freistaat Sachsen (Beiheft zur Karte A4). – Atlas zur Geschichte und Landeskunde von Sachsen. Verlag der Sächsischen Akademie der Wissenschaften zu Leipzig und Landesvermessungsamt Sachsen, Leipzig/Dresden, Beiheft: 65 S.
- HURD, L. E. & W. F. FAGAN (1992): Cursorial spiders and succession: age or habitat structure? – *Oecologia*, **92**: 215-221

- HURD, L. E. & R. M. EISENBERG (1990): Arthropod community responses to manipulation of a bitropic predator guild. – *Ecology*, **71**: 2107-2114
- HURLBERT, S. H. (1971): The nonconcept of species diversity: A critique and alternative parameters. – *Ecology*, **52**: 577-586
- IMMONEN, K. & J. ITÄMIES (1994): Wolf spiders (Araneae, Lycosidae) on four habitats in Kuhmo, Central Finland. – *Memoranda Soc. Fauna Flora Fennica*, **70**: 87-95
- IRRGANG, S. (1999): Kiefern-Waldumbauversuche der Sächs. Landesanstalt für Forsten. – *Forst und Holz*, **11**: 323-330
- ITÄMIES J. & M. RUOTSALAINEN (1985): Wolf spiders (Araneae, Lycosidae) in three habitats at Hämeenkyrö, SW Finland. – *Memoranda Societatis pro Fauna et Flora Fennica*, **61**: 45-54
- IUCN (ed.) (1994): IUCN Red List categories prepared by the IUCN Species Survival Commission. Eigenverlag der IUCN, Gland, 21 S.
- JACKSON, R. R. (2000): Prey preferences and visual discrimination ability of *Brettus*, *Cocalus* and *Cyrbia*, araneophagic jumping spiders (Araneae: Salticidae) from Australia, Kenya and Sri Lanka. – *New Zealand Journal of Zoology*, **27**: 29-39
- JÄKEL, P. A. (in litt.): Bereitstellung von Daten ausgewählter Arten der Carabidae nach Fängen mit Bodenfallen und Bodenphotoelektronen im Verbundprojekt „Zukunftsorientierte Waldwirtschaft“ (unveröff.)
- JÄKEL, P. A., N. BRÄSICKE, U. M. RATSCHKE & M. ROTH (2004): Conversion of pure pine stands into close-to-nature mixed deciduous forests: Effects on arthropod pest antagonists. In: FÜRST, C., A. W. BITTER, D. R. EISENHÄUER, F. MAKESCHIN, H. RÖHLE, A. ROLOFF, S. WAGNER (eds.): Sustainable methods and ecological processes of a conversion of pure Norway Spruce and Scots Pine stands into ecologically adapted mixed stands. – *Contributions to Forest Sciences*, **20**: 87-97
- JEDICKE, E. (1997): Die Roten Listen: Gefährdete Pflanzen, Tiere, Pflanzengesellschaften und Biotoptypen in Bund und Ländern. Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart, 581 S.
- JMHASLY, P. & W. NENTWIG (1995): Habitat management in winter wheat and evaluation of subsequent spider predation on insect pests. – *Acta Oecologica - International Journal of Ecology*, **16**: 389-403
- JOCQUE, R. (1973): The spider fauna of adjacent woodland areas with different humus types. – *Biol. Jb. Dodonea*, **41**: 153-179
- JÖGAR, K., L. METSPALU & K. HIIESAAR (2004): Abundance and dynamics of wolf spiders (Lycosidae) in different plant communities. – *Agronomy Research*, **2**: 145-152
- JONES, D. (1996): How ballooners become airborne. – *Newsletter of the British Arachnological Society*, **69**: 5-6
- JONES-WALTERS, L. M. (1989): Keys to the families of british spiders. – *AIDGAP Guide, Field studies Council: a revised edition of Field Studies*, **197**: 365-443
- JUNKER, E. A. (2005): Auswirkungen waldbaulicher Maßnahmen auf die Raubarthropodenzönose im Bergmischwald. *Dissertation TU Dresden*, Tharandt, 259 S.
- KASPARI, M. & A. JOERN (1993): Prey choice by three insectivorous grassland birds: reevaluating opportunism. – *Oikos*, **68**: 414-430
- KATZSCHNER, W., R. GEMBALLA & F. LEUBE (2000): Standortverhältnisse in Sachsen. – *AFZ-Der Wald*, **55**: 11-13
- KIDD, N. A. C. & M. A. JERVIS (1997): The impact of parasitoids and predators on forest insect populations. In: WATT, D., N. E. STORK & M. D. HUNTER (Hrsg): *Forests and Insects*. Chapman & Hall, London, 49-68
- KIECHLE, J. (1992): Die Bearbeitung landschaftsökologischer Fragestellungen anhand von Spinnen. – *Ökologie in Forschung und Anwendung*, **5**: 119-134
- KIRCHNER, W. (1964): Bisher Bekanntes über die forstliche Bedeutung der Spinnen. - Versuch einer Literaturanalyse. – *Waldhygiene*, **7**: 23-31
- KIRCHNER, W. (1967): In welchem Maße beeinflussen Spinnen die Mortalitätsrate des Eichenwicklers (*Tortrix viridana* L.)? – *Waldhygiene*, **7**: 23-31

- KLAPKAREK, N. & A. HARTER (1998): Ökologische Untersuchungen an der Spinnenfauna unterschiedlich degradierter Niedermoorstandorte in Brandenburg. – *Naturschutz u. Landschaftspflege in Brandenburg*, **7**: 240-248
- KLIEBER, A., U. SCHRODER & U. IRMLER (1995): Der Einfluß der Mahd auf die Arthropoden des Feuchtgrünlandes. – *Z. Ökologie u. Naturschutz*, **4**: 227-237
- KLOMP, H. & B. J. TEERINK (1973): The density of the invertebrate summer fauna on crowns of pine trees (*Pinus sylvestris* L.) in the central park of Netherlands. – *Beiträge zur Entomologie*, **23**: 325-340
- KÖHLER, W., G. SCHACHTEL & P. VOLESKE (2002): Biostatistik - Eine Einführung für Biologen und Agrarwissenschaftler. 3. Auflage, Springer Verlag, Berlin, Heidelberg, 301 S.
- KOK, O. B., L. N. LOTZ & C. R. HADDAD (2004): Diversity and Ecology of Spiders (Arachnida: Araneae) of the Deosai Plateau, Northern Pakistan. – *Pakistan Journal of Biological Sciences*, **7**: 1689-1694
- KOPONEN, S. (1996): Spiders (Araneae) on trunks and large branches of oak (*Quercus robur*) in SW Finland. – *Rev. suisse Zool.*, **1**: 335-340
- KOPONEN, S. (1976): Spiderfauna (Araneae) of Kevo area, northern Finland. – *Rep. Kev. Subarctic Res. Stat.*, **13**: 48-62
- KOPONEN, S. (1972): On the spiders of the ground layer of pine forest in Finnish Lapland, with notes on their diurnal activity. – *Report from the Kevo Subarctic Research Station*, **9**: 32-34
- KOPP, D. & W. SCHWANECKE (1994): Standortlich-naturräumliche Grundlagen ökologiegerechter Forstwirtschaft. Deutscher Landwirtschaftsverlag, Passau, 248 S.
- KREBS, C. J. (1999): Ecological Methodology. 2. Auflage, Harper & Row, New York, 654 S.
- KREBS, C. J. (1994): Ecology. 4. Auflage, New York, 801 S.
- KREMEN, C., R. K. COLWELL, T. L. ERWIN, D. D. MURPHY, R. F. NOSS & M. A. SANJAYAN (1993): Terrestrial arthropod assemblages: their use in conservation planning. – *Conserv. Biol.*, **7**: 796-808
- KRINK, T. & F. VOLLRATH (2000): Optimal area use in orb webs of the spider *Araneus diadematus*. – *Naturwissenschaften*, **87**: 90-93
- KUAN-CHOU, C. & I-MIN TSO (2004): Spider diversity on Orchid Island, Taiwan: A comparison between habitats receiving different degrees of human disturbance. – *Zoological Studies*, **43**: 598-611
- KUBCOVA, L. & J. SCHLAGHAMERSKY (2002): Zur Spinnenfauna der Stammregion stehenden Totholzes in südmährischen Auenwäldern. – *Arachnol. Mitt.*, **24**: 35-61
- KUSCHKA, V., G. LEHMANN & U. MEYER (1987): Zur Arbeit mit Bodenfallen. – *Beitr. Ent.*, **37**: 3-27
- LA FRANCE, M. (2002): Zu den Auswirkungen experimenteller Waldneugründungs- und Waldumbaumaßnahmen auf die saprophage Invertebratenfauna an extrem immissionsgeschädigten Kammlagenstandorten des Osterzgebirges. *Dissertation TU Dresden*, Tharandt, 197 S.
- LANG, A., J. FILSERA & J.R. HENSCHELB (1999): Predation by ground beetles and wolf spiders on herbivorous insects in a maize crop. – *Agric. Ecosystems Environ.*, **72**: 189-199
- LAWTON, J. H. (1983): Plant architecture and the diversity of phytophagous insects. – *Annual Review of Entomology*, **28**: 23-39
- LEDER, B. (2002): Struktureiche Dauerwälder lösen Nadelbaum-Reinbestände ab. – *LÖBF-Mittelungen*, **2**: 25-33
- LEIBUNDGUT, H. (1993): Europäische Urwälder - Wegweiser zur naturnahen Waldwirtschaft. Paul Haupt Verlag, Bern, Stuttgart, 260 S.
- LEIBUNDGUT, H. (1981): Europäische Urwälder der Bergstufe, dargestellt für Forstleute, Naturwissenschaftler und Freunde des Waldes. Paul Haupt Verlag, Bern, Stuttgart, 308 S.
- LEMME, H. & L.-F. OTTO (2003): Stabilisierung von Kiefernbeständen gegenüber biotischen Schaderregern. – Vortrag im Rahmen der Tharandter Hochschulwochen
- LEUSCHNER, C. (2002): Lebensraum Baumkrone: Schatzkiste der Biodiversität. – *Wissenschaftsmagazin der Georg-August-Universität Göttingen*, **1**: 18-25

- LEVENE, H. (1960): Robust tests for equality of variances. In: OLKIN, I., GHURYE, S. G., HOEFFDING, W., MADOW, W. G., MANN, H. B. (Eds.): Contributions to probability and statistics. Stanford University Press, 278-292
- LI, D. & R. R. JACKSON (1996): How temperature affects development and reproduction in spiders: A review. – *J. Thermal Biol.*, **21**: 245-274
- LINDBERG, N., J. B. ENGTSSON & T. PERSSON (2002): Effects of experimental irrigation and drought on the composition and diversity of soil fauna in a coniferous stand. – *Journal of Applied Ecology*, **39**: 924-936
- LOCH, R. A. (2004): Einschätzung von Wirkungen des Waldumbaus im norddeutschen Tiefland auf epigäische Spinnentiere. – *Mitt. Dtsch. Ges. allg. angew. Ent.*, **14**: 331-334
- LOCH, R. A. (2002): Statistisch-ökologischer Vergleich der epigäischen Spinnentierfauna von Bann- und Wirtschaftswäldern. – *Berichte Freiburger Forstliche Forschung*, **38**: 1-311
- LOZAN, J. L. & H. KAUSCH (1998): Angewandte Statistik für Naturwissenschaftler. 2. Auflage, Paul Parey Verlag, Berlin, 287 S.
- LUCZAK, J. (1991): The role of forest islands in distribution and dynamics of the Araneae communities. – *Ekol. pol.*, **39**: 517-543
- LUCZAK, J. (1963): Differences in the structure of communities of web spiders in one typ of environment (young pine forest). – *Ekol. pol.*, **11**: 59-221
- LUCZAK, J. (1959): The community of spiders of the ground flora of pine forest. – *Ekologia Polska (A)*, **11**: 285-315
- LUCZAK, J. & E. DABROWSKA-PROT (1995): Araneae communities and the functioning of prey-predator system in the devastated Karkonosze mountain forest. – *Proc. 15th Colloquium of Arachnology*: 116-124
- LUFF, M. L. (1975): Some features influencing the efficiency of pitfall traps. – *Oecologia*, **19**: 345-357
- LÜPKE, V. B. (2004 a): Risikominderung durch Mischwälder und naturnaher Waldbau: ein Spannungsfeld. – *Forstarchiv*, **75. Jahrg.**: 43-50
- LÜPKE, V. B. (2004 b): Steigerung von Stabilität und Diversität durch Waldumbau. – *Forst und Holz*, **11**: 518-523
- MADSON, M., S. TERKILDSEN & S. TOFT (2004): Microcosm studies on control of aphids by generalist arthropod predators: Effects of alternative prey. – *BioControl*, **49**: 483-504
- MAELFAIT, J. P. & L. BAERT (1997): Spiders as bio-indicators for nature conservation in Flanders. – *Levende Natuur*, **98**: 174-179
- MAELFAIT, J. P. & L. BAERT (1975): Contribution to the knowledge of the Arachno- and Entomofauna of different woodhabitats. I. Sampled habitats, theretical study of the pitfall-method, survey of the captured taxa. – *Biol. Jb. Dodonea*, **43**: 179-196
- MAGURRAN, A. E. (1988): Ecological Diversity and its measurement. University Press, Cambridge, 179 S.
- MAJUNKE, C. (1995): Zur Bedeutung nadelfressender und stammbrütender Forstinsekten im nordostdeutschen Tiefland. – *Mitt. Dtsch. Ges. allg. angew. Ent.*, **10**: 71-77
- MAJUNKE, C. (1994): Die Hauptschadgebiete des Kiefernspanners im norddeutschen Tiefland. – *Waldhygiene*, **20**: 65-94
- MALONEY, D., F. A. DRUMMOND & R. ALFORD (2003): Spider predation in agroecosystems: Can spiders effectively control pest populations? – *Technical Bulletin*, **190**: 1-27
- MALT, S. (1994): Trophische Beziehungen ausgewählter netzbauender Araneen in Halbtrockenrasen unter besonderer Berücksichtigung von *Argiope bruennichi* (Scop. 1772). – *Mitt. Dtsch. Ges. allg. angew. Ent.*, **9**: 435-446
- MALT, S. & F. W. SANDER (1993): Rote Liste der Webspinnen (Araneae) Thüringens. – *Naturschutzreport*, **5**: 41-48

- MALT, S., F. W. SANDER & G. SCHÄLLER (1990): Beitrag zur Nahrungsökologie ausgewählter Araneidae in Halbtrockenrasen unter besonderer Berücksichtigung von *Argiope brunnichii* (scop.). – *Zool. Jb. Syst.*, **117**: 237-260
- MALTEN, A. (1994): Fünf für Deutschland neue Spinnenarten - *Lepthyphantes midas*, *Neriene furtiva*, *Hahnina petrobia*, *Clubiona leucaspis*, *Diaea pictilis* (Araneae: Linyphiidae, Hahniidae, Clubionidae, Thomisidae). – *Arachnol. Mitt.*, **8**: 58-62
- MARC, P. & A. CANARD (1997): Maintaining spider biodiversity in agroecosystems as a tool in pest control. – *Agric. Ecosystems Environ.*, **62**: 229-235
- MARSHALL, S. D. & RYPSTRA, A. L. (1999): Spider competition in structurally simple ecosystems. – *J. Arachnol.*, **27**: 343-350
- MASON, R. R. (1987): Nonoutbreak species of forest Lepidoptera. In: BRABOSA, P. & J. C. SCHULTZ (eds): Insect Outbreaks. Academic Press, New York, 31-57
- MAURER, R. & A. HÄNGGI (1990): Katalog der schweizerischen Spinnen. – *Documenta faunistica Helvetiae*, **12**
- MAYNTZ, D. & S. TOFT (2006): Nutritional value of cannibalism and the role of starvation and nutrient imbalance for cannibalistic tendencies in a generalist predator. – *J. Anim. Ecol.*, **75**: 288-297
- MCCRONE, J. D. (1969): Biochemie humanpathogener Spinnengifte. – *Amer. Zoologist*, **9**: 153-156
- McFERRAN, D. M., W. MONTGOMERY & J. H. MCADAM (1994): The impact of grazing on communities of ground-dwelling spiders (Araneae) in upland vegetation types. – *Biol. Environment-Proceedings Royal Irish Academy*, **94 B**: 119-126
- MCIVER, J. D., G. L. PARSONS & A. R. MOLDENKE (1992): Litter spider succession after clear-cutting in a western coniferous forest. – *Can. J. For. Res.*, **22**: 984-992
- MCNETT, B. J. & A. L. RYPSTRA (2000): Habitat selection in a large orb weaving spider: vegetational complexity determines site selection and distribution. – *Ecol. Entomol.*, **25**: 423-432
- MELBOURNE, B. A. (1999): Bias in the effect of habitat structure on pitfall traps: an experimental evaluation. – *Australian Journal of Ecology*, **24**: 228-239
- MEMMOTT, N. D., N. D. MARTINEZ & J. E. COHEN (2000): Predators, parasitoids and pathogens: species richness, trophic generality and body size in a natural food web. – *J. Anim. Ecol.*, **69**: 1-15
- MERRETT, P. (1969): The phenology of linyphiid spiders on heathland in Dorset. – *J. Zool. Lond.*, **157**: 289-307
- MERRETT, P. (1968): The phenology of spiders on heathland in Dorset. Families: Lycosidae, Pisauridae, Agelenidae, Mimetidae, Theridiidae, Tetragnathidae, Argiopidae. – *J. Zool. Lond.*, **156**: 239-256
- MERRETT, P. (1967): The phenology of spiders on heathland in Dorset. I. Families: Atypidae, Gnaphosidae, Clubionidae, Thomisidae, Salticidae. – *J. Anim. Ecol.*, **36**: 363-374
- MESSNER, B. (1983): Neufunde von *Atypus affinis* Eichwald und die Kontrollen der bisher bekannten Populationen. (Araneae: Araneidae). – *Ent. Nachr. Ber.*, **27**: 79-81
- MÖLLER, K. & J. JAKOBITZ (2003): Artenarme Kiefernwälder? - Faunistische Raritäten in brandenburgischen Kiefernforsten. – *Beitr. Forstwirtschaft. u. Landschaftsökol.*, **37**: 152-155
- MOMMERTZ, S., C. SCHAUER, N. KÖSTERS, A. LANG & J. FILSER (1996): A comparison of D-Vac suction, fenced and unfenced pitfall trap sampling of epigeal arthropods in agro-ecosystems. – *Ann. Zool. Fennici*, **33**: 117-124
- MOOR, H. & M. NYFFELER (1983): Eine borkenkäferfressende Spinne, *Troxochrus nasatus* Schenkel (Araneae, Erigonidae). – *Faun.-Ökol. Mitt.*, **5**: 193-197
- MORAN, M. D. & A. R. SCHEIDLER (2002): Effects of nutrients and predators on an old-field food chain: interactions of top-down and bottom-up processes. – *Oikos*, **98**: 116-124
- MOSANDL, R. (1998): Die neue Zielbestockung: Der naturnahe Wald. – *Schriftenreihe, Universität für Bodenkultur*, **12**: 119-129
- MOULDER, B. C. & D. E. REICHLE (1972): Significance of spider predation in the energy dynamics of forestfloor arthropod communities. – *Ecol. Monogr.*, **42**: 473-498
- MÜHLENBERG, M. (1993): Freilandökologie. 3. Auflage, Quelle und Meyer Verlag, Heidelberg, 430 S.

- MÜLLER, J., H. BUßLER & V. DORKA (2005): Karpatenwälder als Bezugsflächen für mitteleuropäische Urwälder. – *AFZ-DerWald*, **9**: 482-484
- MÜLLER-MOTZFELD, G., G. ALBERTI, H. RINGEL, J. HAMPEL, E. KREIBICH, R. LOCH, G. MATHIAK, D. RUSSEL, A. WEGENER & V. WACHLIN (2004): Bodenbiologische und ökofaunistische Untersuchungen zur Beurteilung des Waldumbaus im nordostdeutschen Tiefland. – *Beitr. Forstwirtsch. u. Landsch.ökol.*, **38**: 95-101
- MUZIKA, R. M. & M. J. TWERY (1997): Early-season activity and habitat characteristics of terricolous spider families (Araneae) in an Appalachian oak-mixed hardwood forest. – *Environmental Entomology*, **26**: 497-506
- NENTWIG, W. (1987): *Ecophysiology of spiders*. Springer Verlag, New York, 448 S.
- NENTWIG, W. (1986): Non webbuilding spiders: prey specialists or generalists? – *Oecologia*, **69**: 571-576
- NENTWIG, W. (1983): The prey of web-building spiders compared with feeding experiments (Araneae: Arachneidae, Linyphiidae, Pholcidae, Agelenidae). – *Oecologia*, **56**: 132-139
- NENTWIG, W. (1982): Nicht jedes Insekt geht der Spinne ins Netz. – *Mitt. Dt. Forschungsgemeinschaft*, **4**: 6-8
- NENTWIG, W. & C. WISSEL (1986): A comparison of prey length among spiders. – *Oecologia*, **68**: 595-600
- NICOLAI, V. (1994): Ökologische Bedeutung der Borke von Bäumen für Tierbesiedlungen und Regenerationsprozesse in Waldökosystemen. – *Zool. Beitr. (NF)*, **35**: 79-102
- NICOLAI, V. (1991): Die Auswirkungen von Sukzessionsprozessen in Waldökosystemen auf Arthropodengemeinschaften im Stammbereich und deren Bedeutung für Forstplanungen. – *NZ NRW, Seminarberichte*, **10**: 43-47
- NICOLAI, V. (1986): The bark of trees: Thermal properties, microclimate and fauna. – *Oecologia*, **69**: 148-160
- NICOLAI, V. (1985): Die ökologische Bedeutung verschiedener Rindentypen bei Bäumen. *Dissertation Universität Göttingen*, 197 S.
- NICOLAI, V. & A. HERRMANN (2003): Bodenbesiedelnde Spinnen (Arachnida: Araneae) eines Kiefernforstes bei Stücken in Brandenburg, Deutschland. – *Arachnol. Mitt.*, **26**: 1-25
- NIEMELÄ, J., Y. HAILA & P. PUNTTILA (1996): The importance of small-scale heterogeneity in boreal forest: Variation in diversity in forest-floor invertebrates across the succession gradient. – *Ecography*, **19**: 352-368
- NIEMELÄ, J., T. PAJUNEN, Y. HAILA, P. PUNTTILA & E. HALME (1994): Seasonal activity of boreal forest-floor spiders (Araneae). – *J. Arachnol.*, **22**: 23-31
- NIEMELÄ, J., E. HALME & Y. HAILA (1990): Balancing sampling effort in pitfall trapping of carabid beetles. – *Entomol. Fenn.*, **1**: 233-238
- NIEMELÄ, J., E. HALME, T. PAJUNEN & Y. HAILA (1986): Sampling spiders and carabid beetles with pitfall traps: the effect of increased sampling effort. – *Ann. Entomol. Fennici*, **52**: 109-111
- NIEMEYER, H. (1990): Wichtige Fostschädlinge erkennen, überwachen und bekämpfen. – *AID*, **1208**: 1-44
- NYFFELER, M. (1999): Prey selection of spiders in the field. – *J. Arachnol.*, **27**: 317-324
- NYFFELER, M. (1982): Die ökologische Bedeutung der Spinnen in Forst-Ökosystemen, eine Literaturzusammenstellung. – *Anz. Schädlingkunde*, **55**: 134-137
- NYFFELER, M. & K. D. SUNDERLAND (2003): Composition, abundance and pest control potential of spider communities in agroecosystems: A Comparison of European and US studies. – *Agric. Ecosystems Environ.*, **95**: 579-612
- NYFFELER, M., W. L. STERLING & D. A. DEAN (1994): How spiders make a living. – *Environ. Entomol.*, **23**: 1357-1367
- NYFFELER, M., W. L. STERLING & D. A. DEAN (1992): Impact of the striped lynx spider (Araneae: Oxyopidae) and other natural enemies on the cotton fleahopper *Pseudatomoscelis seriatus* (Hemiptera: Miridae) in Texas cotton. – *Environ. Entomol.*, **21**: 1178-1188

- NYFFELER, M. & R. G. BREENE (1990): Spider associated with selected european hay meadows and the effects of habitat disturbance with the predation ecology of the grab spider: *Xysticus* spp. (Araneae: Thomisidae). – *J. Appl. Ent.*, **110**: 149-160
- NYFFELER, M. & G. BENZ (1987): Spiders in natural pest control: A review. – *J. Appl. Ent.*, **103**: 321-339
- NYFFELER, M. & G. BENZ (1981): Freilanduntersuchungen zur Nahrungsökologie der Spinnen: Beobachtungen aus der Region Zürich. – *Anz. Schädlingskunde*, **54**: 33-39
- NYFFELER, M. & G. BENZ (1979): Studies on the ecological importance of spider populations for the vegetation of cereal and rape fields. – *J. Appl. Entomol.*, **87**: 348-376
- NYFFELER, M. & G. BENZ (1978): Die Beutespektren der Netzspinnen *Argiope bruennichi* (SCOP.), *Araneus quadratus* (Cl.) und *Agelena labyrinthica* (Cl.) in Ödlandwiesen bei Zürich. – *Rev. suisse Zool.*, **85**: 747-757
- OBRIST, M. K. & P. DUELLI (1996): Trapping efficiency of funnel- and cup-traps for epigeal arthropods. – *Mitt. Schw. Ent. Ges.*, **69**: 361-369
- OLIVE, C. W. (1980): Foraging specializations in orb-weaving spiders. – *Ecology*, **61**: 1133-1144
- OLIVER, I., R. MACNALLY & A. YORK (2000): Identifying performance indicators of the effects of forest management on ground-active arthropod biodiversity using hierarchical partitioning and partial canonical correspondence analysis. – *For. Ecol. Manage.*, **139**: 21-40
- OLSSON, L., K. CARLSSON, H. GRIP & K. PERTTU (1982): Evaluation of forest canopy photographs with diode-array scanner OSIRIS. – *Can. J. For. Res.*, **12**: 822-828
- OTTO, D. & W. HACKBARTH (1967): Bestimmung einiger pflanzenphysiologischer, für die Entwicklung von Schadinsekten bedeutsamer Werte an unterschiedlich nährstoffversorgten Kiefern. – *Arch. Forstwes.*, **16**: 817-820
- OTTO, H. J. (1994): Waldökologie. Eugen Ulmer Verlag, Stuttgart, 391 S.
- OTTO, H. J. (1985): Silviculture according to site conditions as a method of forest. – *J. Appl. Ent.*, **99**: 190-198
- OTTO, L.-F. (1997): Möglichkeiten einer integrierten Bekämpfung des Blauen Kiefernprachtkäfers. – *Schriftenr. Sächs. Landesanst. f. Forsten*, **12**, Graupa
- PAJUNEN, T., Y. HAILA, E. HALME, J. NIEMALA & P. PUNTTILA (1995): Ground-dwelling spiders (Arachnida, Araneae) in fragmented old forests and surrounding managed forests in southern Finland. – *Ecography*, **18**: 62-72
- PALMER, M. W. (1993): Putting things in even better order: the advantages of canonical correspondence analysis. – *Ecology*, **74**: 2215-2230
- PARRY, G. D. (1981): The Meanings of r- and k-Selection. – *Oecologia*, **48**: 260-264
- PEARCE, J. L., L. A. VENIER, G. ECCLES, J. PEDLAR & D. MCKENNEY (2004): Influence of habitat and microhabitat on epigeal spider (Araneae) assemblages in four stand types. – *Biodiversity and Conservation* **13**: 1305-1334
- PEARSON, K. (1896): Regression, heredity, and panmixia. – *Philosophical Transactions of the Royal Society of London*, **A 187**: 253-318
- PEKÁR, S. (1997): Changes in epigeic spider community in primary succession on a brown-coal dump. – *Arachnol. Mitt.*, **14**: 40-50
- PETTO, R. 1990: Abundance and prey of *Coelotes terrestris* (Wider) (Araneae: Agelenidae) in hedges. – *Bull. Br. arachnol. Soc.*, **8**: 185-193
- PICKETT, S. T. A. (1989): Space-for-time substitutions as an alternative to long term studies. In: LIKENS, G. E. (Hrsg.): Longterm studies in ecology. Springer Verlag, New York, 110-135
- PLACHTER, H. (1995): Der Beitrag des Naturschutzes zu Schutz und Entwicklung der Umwelt. In: ERDMANN, K. H. & H. G. KASTENHOLZ (Hrsg.): Umwelt- und Naturschutz am Ende des 20. Jahrhunderts. Springer Verlag, Berlin, 197-254
- PLACHTER, H. (1991): Naturschutz. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, 463 S.
- PLATEN, R. (2000): Ökologische Klassifizierung von Arten in Roten Listen und Checklisten als Instrument für den Naturschutz. – *Schr.-R. f. Landschaftspflege u. Naturschutz*, **65**: 179-204

- PLATEN, R. (1996): Statistisch-ökologische Analyse der Spinnenzönosen (Araneida) in exotischen und einheimischen Gehölzanbauten im Staatswald Burgholz. – *Jahresber. Naturwiss. Ver. Wupp.*, **49**: 145-168
- PLATEN, R. (1995): Webspinnen (Araneida) und Weberknechte (Opilionida) aus dem Naturschutzgebiet Dubringer Moor/ Oberlausitz. – *Abhandlungen und Berichte des Naturkundemuseums Forschungstelle Görlitz*, **68**: 1-24
- PLATEN, R. (1992 a): Struktur der Spinnen- und Laufkäferfauna (Arach.: Araneida, Col.: Carabidae) anthropogen beeinflusster Moorstandorte in Berlin (West); taxonomische, räumliche und zeitliche Aspekte. *Dissertation TU Berlin*, 470 S.
- PLATEN, R. (1992 b): Struktur und Dynamik der Spinnengemeinschaften im Staatswald Burgholz. – *Jahresber. Naturwiss. Ver. Wupp.*, **45**: 56-82
- PLATEN (1984): Ökologie, Faunistik und Gefährdungssituation der Spinnen (Araneae) und Weberknechte (Opiliones) in Berlin (West) mit dem Vorschlag einer Roten Liste. – *Zool. Beitr. (NF)*, **28**: 445-487
- PLATEN, R. & B. v. BROEN (2002): Checkliste und Rote Liste der Webspinnen und Weberknechte des Landes Berlin mit Angaben zur Ökologie. – *Märkische Entomologische Nachrichten*, Sonderheft **2**: 69 S.
- PLATEN, P. & J. RADEMACHER (2002): Charakterisierung von Kiefernwäldern und -forsten durch Spinnen in den Bundesländern Berlin und Brandenburg. – *Naturschutz u. Landschaftspflege in Brandenburg*, **11**: 243-251
- PLATEN, R., B. v. BROEN, A. HERRMANN, U. M. RATSCHKER & P. SACHER (1999): Gesamtartenliste und Rote Liste der Webspinnen, Weberknechte und Pseudoskorpione des Landes Brandenburg mit Angaben zur Häufigkeit und Ökologie. – *Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg*, **8**: 79 S.
- PLATEN, R., T. BLICK, P. SACHER & A. MALTEN (1996): Rote Liste der Webspinnen Deutschlands (Arachnida: Araneae). – *Arachnol. Mitt.*, **11**: 5-31
- PLATEN, R., M. MORITZ & B. v. BROEN (1991): Liste der Webspinnen- und Weberknechtarten (Arach.: Araneida, Opilionida) des Berliner Raumes und ihre Auswertung für Naturschutzzwecke (Rote Liste). – *Landschaftsentwicklung und Umweltforschung*, Sonderheft **6**: 169-205
- PLATNER, C., S. SCHEU, M. SCHAEFER & J. SCHAUERMANN (1997): Untersuchungen zur Bodenmakrofauna von Rein- und Mischbeständen der Buche und Fichte unterschiedlichen Alters auf Buntsandstein. – *Mitt. Dtsch. Bodenkdl. Ges.*, **85**: 575-578
- PLATNICK, N. I. (2005): The world spider catalog, version 6.0 American Museum of Natural History, online at <http://research.amnh.org/entomology/spiders/catalog/index.html>
- PLATNICK, N. I. (2002): Checkliste der Spinnentiere Deutschlands, der Schweiz, Österreichs, Belgiens und der Niederlande (Arachnida: Araneae, Opiliones, Pseudoscorpiones, Scorpiones, Palpigradi). Version 1. Juni 2002. A Service of the "Arachnologische Gesellschaft e.V.": www.arages.de/files/checkliste.pdf, 48S.
- POWER, M.E. (1992): Top-down and bottom-up forces in food webs: do plants have primacy? – *Ecology*, **73**: 733-746
- RATSCHKER, U. M. (2001): Die Zönose der Spinnen und Weberknechte in der Agrarlandschaft des Biosphärenreservates Schorfheide-Chorin. *Dissertation TU - Dresden*, Tharandt, 218 S.
- RATSCHKER, U. M., J. MEIER & A. WETZEL (2005): Die Zönose der Araneae in Kiefern- und Birkenforsten rekultivierter Tagebaukippen in Sachsen und Brandenburg. – *Arachnol. Mitt.*, **29**: 1-14
- RATSCHKER, U. M., A. BUSCH & J. PIETZSCH (2002): Die Spinnen (Araneae) von Kiefern- und Birkenforsten rekultivierter Tagebaukippen in Sachsen und Brandenburg. – *Beitr. Forstwirtsch. u. Landsch.ökol.*, **36**: 37-41
- RAYMOND, B., A. VANBERGEN, A. WATT, S. E. HARTLEY, J. S. CORY & R. S. HAILS (2002): Escape from pupal predation as a potential cause of outbreaks of the winter moth, *Operophtera brumata*. – *Oikos*, **98**: 219-228
- REICHHOLF, J. H. (1988): Quantitative Faunistik und Biozönologie: Methoden, Ergebnisse und Probleme (Schmetterlinge, Vögel). – *Mitt. bad. Landesver. Naturkunde u. Naturschutz*, **14**: 557-565

- REICHHOLF, J. H. (1987): Indikatoren für Biotopqualitäten, notwendige Mindestflächengrößen und Vernetzungsdistanzen. – *Forschungs- und Sitzungsbericht, Akademie für Raumforschung*, **165**: 291-309
- REICHLÉ, D. E. (1971): Energy and nutrient metabolism of soil and litter invertebrates. In: DUVIGNEAUD, P. (ed): Productivity of forest ecosystems. Unesco, Paris, 465-477
- RENKONEN, O. (1938): Statistisch-ökologische Untersuchungen über die terrestrische Käferwelt der finnischen Bruchmoore. – *Ann. Zool. Soc.*, **6**: 1-231
- RENNER, F. & H. DICK (1992): Spinnen in der Nestlingsnahrung von Rabenkrähen. – *Arachnol. Mitt.*, **3**: 57-58
- RENNER, F. & W. SCHAWALLER (1988): Spinnentiere. – *Stuttgarter Beitr. Naturk.*, **C 26**: 1-64
- RICKERS, S. & S. SCHEU (2005): Cannibalism in *Pardosa palustris* (Araneae, Lycosidae): Effects of alternative prey, habitat structure, and density. – *Basic and Applied Ecology*, **6**: 471-478
- RIECHERT, S. (1992): Spiders as representative "sit and wait" predators. In: M. J. CRAWLEY: Natural Enemies - The population biology of predators, parasites and diseases. Blackwell Scientific Publications, Oxford, 313-328
- RIECHERT, S. (1974): Thoughts on the ecological significance of spiders. – *BioScience*, **24**: 352-356
- RIECHERT, S. & K. LAWRENCE (1997): Test for predation effects of single versus multiple species of generalist predators: spiders and their insect prey. – *Entomol. exp. appl.*, **84**: 147-155
- RIECHERT, S. & L. BISHOP (1990): Prey control by an assemblage of generalist predator spiders in a garden test system. – *Ecology*, **7**: 1441-1450
- RIECHERT, S. & J. M. HARP (1987): Nutritional ecology of spiders. In: F. SLANSKY & J. G. RODRIGUEZ: Nutritional ecology of insects, mites, spiders and related invertebrates, New York, 645-672
- RIECKEN, U. (1990): Ziele und mögliche Anwendungen der Bioindikation durch Tierarten und Tierartengruppen im Rahmen raum- und umweltrelevanter Planungen. - Eine Einführung. – *Schr.-R. f. Landschaftspflege u. Naturschutz*, **32**: 9-26
- RITTER, E., L. DALSGAARDA & K. S. EINHORN (2003): Light, temperature and soil moisture regimes following gap formation in a semi-natural beech-dominated forest in Denmark. – *Forest Ecology and Management*, **206**: 15-33
- ROBERTS, M. J. (1998): Spinnengids. Tirion Natuur Verlag, Nederland, 397 S.
- ROBERTS, M. J. (1995): Spiders of Britain and Northern Europe. HarperCollinsPublishers, London, 383 S.
- ROBERTS, M. J. (1987): The spiders of Great Britain and Ireland: Linyphiidae. Bd. 2, Harley Books, England, 204 S.
- ROBERTS, M. J. (1985): The spiders of Great Britain and Ireland: Atypidae - Theridiosomatidae. Bd. 1, Harley Books, England, 229 S.
- ROBERTS, M. J. (1985): The spiders of Great Britain and Ireland: Linyphiidae. Bd. 3, Harley Books, England, 256 S.
- ROMERO, G. Q. & J. VASCONCELLOS-NETO (2005): The effects of plant structure on the spatial and microspatial distribution of a bromeliad-living jumping spider (Salticidae). – *J. Anim. Ecol.*, **74**: 12-21
- ROSENHEIM, J. A. (1998): Higher-order predators and the regulation of insect herbivore populations. – *Annual Review of Entomology*, **43**: 421-447
- ROTH, M. (1985): Die Coleopteren im Ökosystem "Fichtenforst". I. Ökologische Untersuchungen. – *Zool. Beitr.* **29**: 227-294
- RUPPERTSHOFEN, H. (1964): Über den Einsatz von Decken- und Radnetzspinnen im Forstschutz. – *Waldhygiene*, **5**: 147-153
- RUZICKA, V. (1987): Biodiagnostic evaluation of epigeic spider communities. – *Ekologia* **6**: 345-357
- RYPSTRA, A. L., P. E. CARTER, R. A. BALFOUR & S. D. MARSHALL (1999): Architectural features of agricultural habitats and their impact on the spider inhabitants. – *J. Arachnol.*, **27**: 371-377

- SACHER, P. & G. DORNBUSCH (1990): Nachweis von Spinnentieren (Opiliones, Araneae) in der Nestlingsnahrung einiger Singvögel. – *Ent. Nachr. Ber.*, **34**: 43-44
- SACHS, L. (1997): Angewandte Statistik - Anwendung statistischer Methoden. 8. Auflage, Springer Verlag Berlin, New York, 877 S.
- SAMU, F., K. D. SUNDERLAND, C. J. TOPPING & J. S. FENLON (1996): A spider population in flux: selection and abandonment of artificial web-sites and the importance of intraspecific interactions in *Lepthyphantes tenuis* (Araneae: Linyphiidae) in wheat. – *Oecologia*, **106**: 228-239
- SANDERS, H. L. (1968): Marine benthic diversity: a comparative study. – *Am. Nat.*, **102**: 243-282
- SCHAEFER, M. (2001): Die Beziehung zwischen Waldstruktur und Diversität der Fauna. – *Forst und Holz*, **15**: 488-492
- SCHAEFER, M. (1995): Die Artenzahl von Waldinsekten: Muster und mögliche Ursachen der Diversität. – *Mitt. Dtsch. Ges. allg. angew. Ent.*, **10**: 387-395
- SCHAEFER, M. (1992): Wörterbücher der Biologie - Ökologie. 3. Auflage, Gustav Fischer Verlag, Jena, 354 S.
- SCHAEFER, M. (1980 a): Interspezifische Konkurrenz - ihre Bedeutung für die Einnischung von Arthropoden. – *Mitt. Dtsch. Ges. allg. angew. Ent.*, **2**: 11-19
- SCHAEFER, M. (1980 b): Sukzession von Arthropoden in verbrannten Kiefernforsten. - II. Teil Spinnen (Araneida) und Weberknechte (Opilionida). – *Forstw. Cbl.*, **99**: 341-356
- SCHAEFER, M. & W. TISCHLER (1983): Wörterbücher der Biologie: Ökologie. 2. Auflage, Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, 354 S.
- SCHEIDLER, M. (1990): Influence of habitat structure and vegetation architecture on spiders. – *Zool. Anz.*, **222**: 333-340
- SCHERZINGER, W. (1996): Naturschutz im Wald - Qualitätsziele einer dynamischen Waldentwicklung. Eugen Ulmer Verlag, Stuttgart, 354 S.
- SCHIMITSCHEK, E. (1969): Grundzüge der Waldhygiene. Paul Parey Verlag, Hamburg, Berlin, 167 S.
- SCHLUMPRECHT, H. (1991): Handbuch landschaftsökologischer Leistungen - Empfehlungen zur aufwandbezogenen Honorarermittlung. 3. Auflage, Veröffentlichungen der VUBD, 259 S.
- SCHMIDT, G. (1987): Giftspinnen und Wirkung der Spinnengifte. – *Natur und Museum*, **117**: 197-207
- SCHMIDT, H. W. (1959): Die Bedeutung der Spinnen für das biologische Gleichgewicht im Wald und Maßnahmen für ihre Vermehrung. – *Allgem. Forstztg.*, **70**: 8-9
- SCHMIDT, P. A., W. HEMPEL, M. DENNER, N. DÖRING, A. GNÜCHTEL, B. WALTER & D. WENDEL (2002): Potentielle Natürliche Vegetation Sachsens mit Karte 1: 200.000. – *Materialien zu Naturschutz und Landschaftspflege*, 230 S.
- SCHNEIDER, J. M. & F. VOLLRATH (1998): The effect of prey type on the geometry of the capture web of *Araneus diadematus*. – *Naturwissenschaften*, **85**: 391-394
- SCHOPF, R. & F. J. HARTL (1997): Der Wirtsbaum als Nahrung für phytophage Insekten. – *Mitt. Dtsch. Ges. allg. angew. Ent.*, **11**: 633-638
- SCHOWALTER, T. D. & Y. ZHANG (2005): Canopy arthropod assemblages in four overstory and three understory plant species in a mixed-conifer old-growth forest in california. – *Forest Science*, **51**: 233-242
- SCHOWALTER, T. D. & L. M. GANIO (1998): Vertical and seasonal variation in canopy arthropod communities in an old growth conifer forest in southwestern Washington, USA. – *Bull. Entomological Research*, **88**: 633-640
- SCHREITER, T. (2001): Auswirkungen von Landnutzungssystemen auf die Zusammensetzung von Coleopterenzönosen (Insecta - Coleoptera). – *Contributions to Forest Sciences*, **13**: 186 S.
- SCHUBERT, H. (1999): Wie oben so unten? Die Kronenfauna von bewirtschafteten Wäldern und Naturwaldreservaten. – *NUA Seminarberichte*, **4**: 209-219
- SCHUBERT, H. (1998): Untersuchungen zur Arthropodenfauna in Baumkronen - Ein Vergleich von Natur- und Wirtschaftswäldern (Araneae, Coleoptera, Heteroptera, Neuropteroidea; Hienheimer Forst, Niederbayern). *Dissertation Ludwig-Maximilians-Universität München*, 155 S.

- SCHUBERT, H., A. GRUPPE, U. SCHULZ & U. AMMER (1997): Baumkronenfauna von Natur- und Wirtschaftswäldern - Vergleich der Spinnen und Netzflügler (Araneae, Neuropteroidea). – *Mitt. Dtsch. Ges. allg. angew. Ent.*, **11**: 683-687
- SCHULTZ, W. (1995): Zur Effektivität von Bodenfallen-Minimal-Erfassungsprogrammen. – *Mitt. Dtsch. Ges. allg. angew. Ent.*, **10**: 353-356
- SCHULZ, U. (1996): Vorkommen und Habitatanforderungen von Bodenmakroarthropoden in Natur- und Wirtschaftswäldern: ein Vergleich. *Dissertation Forstliche Fakultät der Ludwig-Maximilians-Universität München*, 166 S.
- SCHULZ, U., F. DREGER & C. MAJUNKE (2004): Arthropoden in Kiefernforsten und jungen Umbauflächen. – *Beitr. Forstwirtsch. u. Landsch.ökol.*, **38**: 87-94
- SCHULZ, U. & T. SCHMIDT (1998): Boden- und Baumstammbewohnende Linyphiidae des Hienheimer Forstes (Bayern) (Arachnida: Araneae). – *Arachnologische Mitteilungen*, **16**: 8-20
- SCHÜTT, K. (1995): *Drapetisca socialis* (Araneae: Linyphiidae): Web reduction - ethological and morphological adaptations. – *Eur. J. Entomol.*, **92**: 553-563
- SCHWENKE, W. (1994): Über die Grundlagen der Entstehung und Begegnung von Insekten-Massenvermehrungen im Wald. – *Anz. Schädlingskunde*, **67**: 120-124
- SCHWERDTFEGER, F. (1981): Die Waldkrankheiten - Lehrbuch der Forstpathologie und des Forstschutzes. 4. Aufl., Paul Parey Verlag, Hamburg, Berlin, 486 S.
- SCHWERDTFEGER, F. (1978): Lehrbuch der Tierökologie. Paul Parey Verlag, Hamburg, Berlin, 384 S.
- SCUDDER, G. G. E. (2000): Pitfall trapping. Ecological Monitoring and Assessment Network (EMAN): <http://www.eman-rese.ca/eman/reports/publications/sage/sage12.htm>
- SECHTEROVA-SPICAKOVA, E. (1989): Spiders (Araneida) and harvestmen (Opiliones) in the groves II. – *Biologica*, **XXIX** (96): 165 - 184
- SEIDLING, W. & A. v. LÜHRTE (1992): Krautschicht, Standort und das Wachstum herrschender Kiefern in Kiefern- Traubeneichenwäldern. – *Verh. Ges. Ökol.*, **21**: 179-185
- SHAPIRO, S. S., M. B. WILK & H. J. CHEN (1968): A comparative study of various tests of normality. – *Journal of the American Statistical Association*, **63**: 1343-1372
- SHARON, R., G. DEGANI & M. WARBURG (2001): Comparing the soil macro-fauna in two oak-wood forests: does community structure differ under similar ambient conditions? – *Pedobiologia*, **45**: 355-366
- SHINOZAKI, K. (1963): Note on the species area curve. – *Proc. of the 10th Ann. Meet. Ecol. Soc.*, **5**
- SIMON, U. (1995): Untersuchungen der Stratozönosen von Spinnen und Weberknechten (Arachn.: Araneae, Opilionida) an der Waldkiefer (*Pinus sylvestris*). *Dissertation TU Berlin*, Berlin 142 S.
- SIMON, U. (1993): Spider and harvestmen fauna (Arachnida: Araneae, Opiliones) of pine trees and its stratification. – *Boll. Acc. Gioenia sci. nat.*, **26**: 323-334
- SIMON, U. (1991): Die Spinnenzönosen (Arachnida: Araneae) der Kiefernrinde (*Pinus sylvestris* L.). – *Verh. Ges. Ökol.*, **2**: 107-118
- SIMPSON, E. H. (1949): Measurement of diversity. – *Nature*, **163**: 688 S.
- SMUL (2005): Klimawandel in Sachsen. WDS Pertermann GmbH Dresden. 111 S.
- SMUL (2003): Waldzustandsbericht 2003. WDS Pertermann GmbH Dresden Verlag. 40 S.
- SMUL (2001): Waldzustandsbericht 2001. WDS Pertermann GmbH Dresden Verlag. 36 S.
- SMUL (2000): Waldzustandsbericht 2000. WDS Pertermann GmbH Dresden Verlag. 59 S.
- SMUL (1993): Forstwirtschaft in Sachsen. 2. Auflage, 23 S.
- SNEATH, P. H. A. & R. R. SOKAL (1973): Numerical Taxonomy. W. H. Freeman & Company San Francisco, 573 S.
- SNYDER, W. E. & D. H. WISE (1999): Predator interference and the establishment of generalist predator populations for biocontrol. – *Biological Control*, **15**: 283-292

- SORENSEN, L. L. (2004): Composition and diversity of the spider fauna in the canopy of a montane forest in Tanzania. – *Biodiversity and Conservation*, **13**: 437-452
- SÖRENSEN, T. (1948): A method of establishing group of equal amplitude in plant sociology on similarity of species content. – *Biol. Skrifar*, **V/4**: 1-35
- SOUTHWOOD, T. R. E. (1977): Habitat, the templet for ecological strategies? – *Journal of Animal Ecology*, **46**: 336-365
- SOUTHWOOD, T. R. E. & P. A. HENDERSON (2000): Ecological Methods. 3. Auflage, Blackwell Science, Oxford, 575 S.
- SOUTHWOOD, T. R. E., V. K. BROWN & P. M. READER (1979): The relationships of plant and insects diversities in succession. – *Biol. J. Linn. Soc.*, **12**: 327-348
- SPELLMANN, H. (1996): Waldbau im Wandel. – *Forst und Holz*, **51**: 3-9
- SPELLMANN, H. (1995): Vom strukturalarmen zum strukturreichen Wald. – *Forst und Holz*, **50**: 35-44
- SPENCE, J. R. & J. K. NIEMELÄ (1994): Sampling carabid assemblages with pitfall traps: the madness and the method. – *Can. Ent.*, **126**: 881-894
- STAMMER, H. J. (1948): Die Bedeutung der Äthylenglykolfallen für tierökologische und -phänologische Untersuchungen. – *Verh. Dtsch. Zool. Ges.* : 387-391
- STEINBERGER, K. H. & B. KROMP (1993): Barberfallenfänge von Spinnen in biologisch und konventionell bewirtschafteten Kartoffelfeldern und einer Feldhecke bei St. Veit (Kärnten, Österreich) (Arachnida: Aranei). – *Carinthia II*, **183**: 657-666
- STEINBERGER, K. H. & E. MEYER (1993): Barberfallenfänge von Spinnen an Waldstandorten in Vorarlberg (Österreich) (Arachnida: Araneae). – *Ber. nat.-med. Verein Innsbruck*, **80**: 257-271
- STERZYNSKA, M. & A. SLEPOWRONSKI (1994): Spiders (Araneae) of tree canopies in Polish pine forest, - *Fragmenta Faunistica*, **25**: 485-499
- STEVENSON, B. G. & D. L. DINDAL (1982): Effect of leaf shape on forest litter spiders: community organisation and microhabitat selection of immature *Enoplognatha ovata* (Theridiidae). – *J. Arachnol.*, **1**: 178-181
- STIPPICH, G. (1986): Die Spinnenfauna (Arachnida: Araneida) eines Kalkbuchenwaldes: Bedeutung von Habitatstruktur und Nahrung. *Dissertation Universität Göttingen*, 118 S.
- STOUTJESDIJK, P. & J. J. BARKMAN (1992): Microclimate, Vegetation and Fauna. Opulus Press, Schweden, 216 S.
- STRATTON, G. E., G. W. UETZ & D. G. DILLERY (1979): A Comparison of the spiders of tree coniferous tree species. – *J. Arachnol.*, **6**: 219-226
- STURM, K. (1993): Prozeßschutz - ein Konzept für naturschutzgerechte Waldwirtschaft. – *Z. Ökologie u. Naturschutz*, **2**: 181-192
- SUNDBERG, I. & B. GUNNARSSON (1994): Spider Abundance in Relation to needle density in spruce. – *J. Arachnol.* **22**: 190-194
- SUNDERLAND, K. D. (1999): Mechanism underlying the effects of spiders on pest populations. – *J. Arachnol.*, **27**: 308-316
- SUNDERLAND, K. D. (1990): The ecology of spiders in cereals. – *Bericht zum Symposium Jubiläumsveranstaltung 100 Jahre Pflanzenschutzamt Halle und 6. Internationales Symposium Schaderreger des Getreides*, **1**: 269-280
- SYMONDSON, W. O. C., K. D. SUNDERLAND & M. H. GREENSTONE (2002): Can generalist predators be effective biocontrol agents? – *Annu. Rev. Entomol.*, **47**: 561-594
- TANHUANPÄÄ, M., K. RUOHOMÄKI & P. KAITANIEMI (2003): Influence of adult and egg predation on reproductive success of *Epirrita autumnata* (Lepidoptera: Geometridae). – *Oikos*, **102**: 263-275
- TER BRAAK, C. J. F. (1995): Ordination. In: JONGMAN, R. H. G., C. J. F. TER BRAAK & O. F. R. VAN TONGEREN (eds.): Data analysis in community and landscape ecology, 2. edition, S. Cambridge University Press, Cambridge, 299 S.
- TER BRAAK, C. J. F. (1986): Canonical correspondence analysis: a new eigenvector technique for multivariate direct gradient analysis. – *Ecology*, **67**: 1167-1179

- THALER, K., H. AMANN, J. AUSSERLECHNER, U. FLATZ & H. SCHÖFFTHALER (1987): Epigäische Spinnen (Arachnida: Aranei) im Kulturland des Innsbrucker Mittelgebirges (900 m, Nordtirol, Österreich). – *Ber. nat.-med. Verein Innsbruck*, **74**: 169-184
- THOMAS, C. F. G. (1996): Modeling aerial dispersal of Linyphiid spiders. – *Aspects of Applied Biology*, **46**: 217-222
- THOMAS, C. F. G., P. BRAIN & P. C. JEPSON (2003): Aerial activity of linyphiid spiders: modelling dispersal distances from meteorology and behaviour. – *Journal of Applied Ecology*, **40**: 912-927
- THORBEK, P. & T. BILDE (2004): Reduced numbers of generalist arthropod predators after crop management. – *J. Appl. Ecol.*, **41**: 526-538
- TICKELL, O. (1994): Conifer forests are not "deserts" they seem. – *New Scientist*, **143**: 16-17
- TOFT, S. (1995): Value of the aphid *Rhopalosiphum padi* as food for cereal spiders. – *J. Appl. Ecol.*, **32**: 552-560
- TOFT, S. (1989): Aspects of the ground-living spider fauna of two barley fields in Denmark: species richness and phenological synchronization. – *Entomologiske Meddelelser*, **57**: 151-200
- TÖPFER-HOFMANN, G. & O. V. HELVERSEN (1990): Four species of the *Pardosa lugubris* group in Central Europe (Araneae: Lycosidae) - A preliminary report. - In: CELERIER, M. L., J. HEURTAULT & C. ROLLARD (Hrsg.): C.R.XII Coll. Eur. Arachnol. Paris, France – *Bull. Soc. Eur. Arachnol. Ser.1*, N°hors: 349-352
- TOPPING, C. J. (1993): Behavioural responses of tree linyphiid spiders to pitfall traps. – *Entomologia Experimentalis Et Applicata*, **68**: 287-293
- TOPPING, C. J. & M. LUFT (1995): Three factors affecting the pitfall catch of Linyphiid spiders. – *Bull. Br. arachnol. Soc.*, **10**: 35-38
- TRETZEL, E. (1961): Biologie, Ökologie und Brutpflege von *Celotes terrestris* (Wider) -Teil I. Biologie und Ökologie. – *Z. Morph. Ökol. Tiere*, **49**: 658-743
- TRETZEL, E. (1955 a): Intragenerische Isolation und interspezifische Konkurrenz bei Spinnen. – *Z. Morph. Ökol. Tiere*, **44**: 43-162
- TRETZEL, E. (1955 b): Technik und Bedeutung des Fallenfanges für ökologische Untersuchungen. – *Zool. Anz.*, **155**: 276-287
- TRETZEL, E. (1954): Reife- und Fortpflanzungszeit bei Spinnen. – *Z. Morph. Ökol. Tiere*, **42**: 634-691
- TRETZEL, E. (1952): Zur Ökologie der Spinnen (Araneae). Autökologie der Arten im Raum Erlangen. – *Sitzungsb. Phys.-Med. Sozietät Erlangen*, **75**: 36-131
- TRETZEL, E. (1948): Ökologie der Spinnen (Araneae) im Raum von Erlangen. *Dissertation Universität Erlangen, Nürnberg*, 428 S.
- TURNBULL, A. L. (1973): Ecology of true spiders (Araeomorphae). – *Ann. Rev. Entomol.*, **18**: 305-348
- TURNBULL, A. L. (1960): The spider population of a stand of oak (*Quercus robur* L.) in Wytham Wood, Berks., England. – *The Canadian Entomologist*, **92**: 110-124
- UEBERFUHR, F. & A. MIETHKE (2003): Die Waldflächenentwicklung im Freistaat Sachsen von 1800 bis 2000 - Vergleichende Betrachtungen sächsischer Wälder in sächsischen Naturräumen. – *Beitr. Forstwirtsch. u. Landsch.ökol.*, **37**: 67-74
- UETZ, G. W. (1991): Habitat structure and spider foraging. In: BELL, S. S., E. D. MCCOY & H. R. MUSHINSKY (Hrsg.): Habitat structure. The physical arrangement of objects in space. Chapman & Hall, London, 325-348
- UETZ, G. W. (1979): The influence of variation in litter habitants on spider communities. – *Oecologia*, **40**: 29-42
- UETZ, G. W. & J. D. UNZICKER (1976): Pitfall trapping in ecological studies of wandering spiders. – *J. Arachnol.*, **3**: 101-111
- UNDERWOOD, A. J. (1997): Experiments in ecology - their logical design and interpretation using analysis of variance. Cambridge University Press, Cambridge, 504 S.
- VÄISÄNEN, R. & O. BISTRÖM (1990): Boreal forest spiders and the preservation of biotic diversity: results from Finnish primeval forests. – *Acta Zool. Fennica*, **190**: 373-378

- VANGSGAARD, C., E. GRAVESEN & S. TOFT (1990): The spider fauna of a marginal agricultural field (Araneae). – *Entomologiske Meddelelser*, **58**: 47-54
- VICHITBANDHA, P. & D. H. WISE (2002): A field experiment on the effectiveness of spiders and carabid beetles as biocontrol agents in soybean. – *Agricultural and Forest Entomology*, **BD**: 31-38
- VITÉ, J. P. (1953): Untersuchungen über die ökologische und forstliche Bedeutung der Spinnen im Walde. – *J. Appl. Ent.*, **34**: 313-334
- VOGEL, J. (1983): Zur Köderwirkung von Äthanol auf *Megaloscapa punctipennis* (KR.) und andere Staphylinidae (Coleoptera) in Bodenfallen. – *Entomologische Nachrichten und Berichte*, **27**: 33-35
- VOÛTE, A. (1937): Zur Frage der Regulation der Insekten-Populationsdichte durch räuberische Tierarten. – *Z. angew. Zool.*, **33**: 47-52
- WAGNER, S. (2004): Klimawandel - einige Überlegungen zu waldbaulichen Strategien. – *Forst und Holz*, **8**: 394-398
- WAGNER, S. (1996): Übertragung strahlungsrelevanter Wetterinformation aus punktuellen PAR-Sensordaten in größere Versuchsflächenanlagen mit Hilfe hemisphärischer Fotos. – *Allg. Forst- u. Jagdztg.*, 1996: 34-40
- WAGNER, S. (1994): Strahlungsschätzung in Wäldern durch hemisphärische Fotos. Methode und Anwendung. – *Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme*, **A 123**: 165 S.
- WAGNER, S. & J. NAGEL (1992): Ein Verfahren zur PC gesteuerten Auswertung von Fish-eye-Negativfotos für Strahlungsschätzungen. – *Allg. Forst- und Jagdztg.*, **163**: 110-116
- WAGNER, S., R. KÜBNER, C. AMMER & A. DOHRENBUSCH (2004): Hinweise zur Erfassung von Strahlung und Kronenraumstruktur in Waldbeständen im Rahmen waldbaulicher Untersuchungen. – *Forstarchiv*, 2004: 110-121
- WALSH, P.J. (1990): Site Factors, Predators and Pine Beauty Moth Mortality. In: WATT, A. D., S. R. LEATHER, M. D. HUNTER & N. A. C. KIDD: Population dynamics of forest insects. Intercept Ltd, Andover, Hampshire, 408 S.
- WALSH, P. J., K. R. DAY, S. R. LEATHER & A. SMITH (1993): The influence of soil type and pine species on the carabid community of a plantation forest with a history of pine beauty moth infestation. – *Forestry*, **66**: 135-146
- WARD, D. F., T. R. NEW & A. L. YEN (2001): Effects of pitfall trap spacing on the abundance, richness and composition of invertebrate catches. – *Journal of Insect Conservation*, **5**: 47-53
- WEGENER, U. (1998): Naturschutz in der Kulturlandschaft. Schutz und Pflege von Lebensräumen. Spektrum Akad. Verlag, Jena, 456 S.
- WEIDEMANN, G. (1978): Über die Bedeutung von Insekten im Ökosystem Laubwald. – *Mitt. Dtsch. Ges. allg. angew. Ent.*, **1**: 196-204
- WEYMAN, G. S. (1995): Laboratory studies of the factors stimulating ballooning behavior by linyphiid spiders (Araneae: Linyphiidae). – *J. Arachnol.*, **23**: 75-84
- WHITEHOUSE, M., I. AGNARSSON, T. MIYASHITA, D. SMITH, K. CANGIALOSI, T. MASUMOTO, D. LI & Y. HENAUT (2002): Argyrodes: Phylogeny, Sociality and Interspecific Interactions.-A report on the Argyrodes (Symposium, Badplaas 2001). – *The Journal of Arachnology*, **30**: 238-245
- WHITEHOUSE, M. & L. LAWRENCE (2001): Are Spiders the perfect predator? *The Australian Cottongrower*: 30-32
- WIEHLE, H. (1960): Spinnentiere oder Arachnoidea: Micryphantidae (Zwergspinnen). Bd. 47, Gustav Fischer Verlag, Jena, 615 S.
- WILLETT, T. R. (2001): Spiders and other Arthropods as indicators in old-growth versus logged redwood stands. – *Restoration Ecology*, **9**: 410-420
- WILLIG, J. (2001): Einfluss unterschiedlicher Waldbewirtschaftungsmethoden auf das Auftreten von Forstinsekten. – *Mitt. Dtsch. Ges. allg. angew. Ent.*, **13**: 409-414
- WILLIG, J. (1999): Vergleich der Insektenfauna und physiologischer Kenngrößen von Kiefer und Buche in naturgemäß und konventionell bewirtschafteten Beständen. *Dissertation Georg-August-Universität Göttingen*. 196. S.

- WINTER, K., O. D. FINCH & K. GLATZ (2001): Zur Arthropodenfauna in niedersächsischen Douglasienforsten - II. Mischbestände im Flachland. – *AFZ Der Wald*, **14**: 720-726
- WISE, D. H. (1993): Spiders in ecological webs. Cambridge University Press, Cambridge, 328 S.
- WISE, D. H. & B. CHEN (1999): Impact of intraguild predators on survival of a forest-floor wolf spider. – *Oecologia*, **121**: 129-137
- WOLDA, H. (1981): Similarity indices, sample size and diversity. – *Oecologia*, **50**: 296-302
- WORK, T. T., C. M. BUDDLE, L. M. KORINUS & J. R. SPENCE (2002): Pitfall trap size and capture of three taxa of litter-dwelling arthropods: Implications for biodiversity studies. – *Community and Ecosystem Ecology*, **31**: 438-448
- WUNDERLICH, J. (1991): Über die Lebensweise und zur Unterscheidung der heimischen Arten der Tapezierspinnen. (Mygalomorphae: Araneidae). – *Arachnologischer Anzeiger*, **13**: 6-10
- WUNDERLICH, J. (1982): Mitteleuropäische Spinnen (Araneae) der Baumrinde. – *J. Appl. Ent.*, **94**: 9-21
- YOUNG, O. P. & G. B. EDWARDS (1990): Spiders in United States field crops and their potential effect on crop pests. – *J. Arachnol.*, **18**: 1-27
- ZHOU, X., J. N. PERRY, I. P. WOIWOD, R. HARRINGTON, J. S. BALE & S. J. CLARK (1997): Temperature change and complex dynamics. – *Oecologia*, **112**: 543-550
- ZIESCHE, T. M. & M. ROTH (2007): Influence of environmental parameters on small-scale distribution of soil-dwelling spiders in forests: What makes the difference, tree species or microhabitat? – *Forest Ecology and Management* **255**: 738-752
- ZIESCHE, T., G. FÖRSTER & M. ROTH (2005): Die Lebensraumfunktion von Wäldern für Gliederfüßer (Arthropoda): Einfluss der Baumarten und des Bestandesalters. – *Buchbeitrag der Universität Freising, Abschlussbericht ZEUS*, **1**: 119-134
- ZIESCHE, T. & M. ROTH (2004): Strukturparameter der epigäischen Laufkäfer- und Spinnenfauna in Wirtschaftswäldern: Einfluss der Baumarten und des Bestandesalters auf die Lebensraumfunktion. – *Mitt. Dtsch. Ges. allg. angew. Ent.*, **14**: 319-322

ANHANG

ABBILDUNGSVERZEICHNIS	II
TABELLENVERZEICHNIS	VII
TABELLEN	X
VERGRÖßERTE ABBILDUNGEN	XXIII

ABBILDUNGSVERZEICHNIS

- Abb. 1: Lage der Untersuchungsgebiete (Latenz- und Gradationsgebiet) und -flächen im nordsächsischen Tiefland
- Abb. 2: Schematische Darstellung einer Bodenfalle (verändert nach MÜHLENBERG 1993)
- Abb. 3: Schematische Darstellung eines Bodenphotoelektors (verändert nach MÜHLENBERG 1993)
- Abb. 4: Schematische Darstellung eines Asteklektors (verändert nach Barsig & Simon 1995)
- Abb. 5: Schematische Darstellung eines Lufteklektors (verändert aus Mühlenberg 1993)
- Abb. 6: Versuchskonzept – unechte Zeitreihe und Darstellung der einzelnen Untersuchungsflächen
- Abb. 7: Exemplarisches Fallenset der Versuchsflächen (z. B. Fläche: PiQu II L), (● Markierung der Probefläche, • Bodenfallen, ▫ Bodenphotoelektoren)
- Abb. 8: Fish-eye-Aufnahme (Foto: Coates & Burton 1997)
- Abb. 9: Mini-Datalogger (Fotos: Spectra Computersysteme GmbH, Echterdingen)
- Abb. 10: Übersicht der ausgewählten statistischen Verfahren bei der Datenverarbeitung
- Abb. 11: Mediane der bodennahen Lufttemperatur [°C] während der Fangperioden 1. FP (April) bis 8. FP (November) in den Untersuchungsjahren (2000, 2001) nach Messungen in der Umgebung der Bodenfallen
- Abb. 12: Mediane der Lufttemperatur [°C] im Kronenraum während der Fangperioden 1. FP (April) bis 7. FP (Oktober) in den Untersuchungsjahren (2000, 2001) nach Messungen an Asteklektoren
- Abb. 13: Mediane der Lufttemperatur [°C] im Kronenraum während der Fangperioden 1. FP (April) bis 7. FP (Oktober) in den Untersuchungsjahren (2000, 2001) nach Messungen an Lufteklektoren
- Abb. 14: Niederschlagssummen [mm/m²] während der Fangperioden 1. FP (April) bis 8. FP (November) in den Untersuchungsjahren (2000, 2001) nach Messungen in der Umgebung der Bodenfallen
- Abb. 15: Mediane der Luftfeuchte [%] im Kronenraum während der Fangperioden 1. FP (April) bis 7. FP (Oktober) in den Untersuchungsjahren (2000, 2001) nach Messungen an Asteklektoren
- Abb. 16: Mediane der Luftfeuchte [%] im Kronenraum während der Fangperioden 1. FP (April) bis 7. FP (Oktober) in den Untersuchungsjahren (2000, 2001) nach Messungen an Lufteklektoren
- Abb. 17: Korrelation zwischen Diffuse Site Factor und der bodennahen Lufttemperatur auf den Versuchsflächen nach Messung in 2000
- Abb. 18: Individuenzahlen der Araneae (adult/juvenil) nach Fangmethoden getrennt (BF: Bodenfalle, BPE: Bodenphotoelektor, AEK: Asteklektor, LEK: Lufteklektor aus 2000, 2001)
- Abb. 19: Familiendominanz adulter Araneae nach Fangmethoden getrennt in 2000
- Abb. 20: Individuen- und Artenzahlen adulter Araneae der Boden-/Kronenregion nach Größenklassen aufgliedert (I: $x = 2,5$ mm; II: $2,5 < x \leq 5,5$ mm; III: $5,5 < x \leq 8,5$ mm; IV: $8,5 < x \leq 13,0$ mm; V: $13,0 < x \leq 19,0$ mm; VI: $x < 19,0$ mm) (nach Fängen mit BF, BPE (Boden), AEK, LEK (Krone) in 2000)
- Abb. 21: Familiendominanz adulter Araneae in Abhängigkeit von der Baumartenzusammensetzung (*P. sylvestris*: Pi L, Pi G, PiPi G; *F. sylvatica*: PiFa I L, PiFa II L; *Q. petraea*: PiQu I L, PiQu II L) der Versuchsflächen (nach Fängen mit BF, BPE in 2000)
- Abb. 22: Verteilung der Spinnenarten nach Baumarten, Waldumbaumaßnahmen und Bestandesstrukturierung mit Angabe der Artüberschneidungen und exklusiven Taxa (nach Fängen mit BF in 2000) **Baumarten**: Kiefer - Pi L, Pi G, PiPi G; Kiefer/Buche - PiFa I L, PiFaII L, PiFa I G; Kiefer/Eiche - PiQu I L, PiQu II L, **Waldumbaumaßnahmen**: Reinbestand (Pi G), Naturverjüngung (PiPi G), Voranbau (PiFa I G), **Bestandesstruktur**: j. Voranbau: PiFa I L, PiQu I L, PiFa I G; a. Voranbau: PiFa II L, PiQu II L; Reinbestand (Pi L, Pi G)

- Abb. 23: Aktivitätsdichte der Araneae nach Fängen mit BF in 2000 (A) und 2001 (B) im Latenzgebiet und Gradationsgebiet (Signifikanzen s. Anhang Tab. 4)
- Abb. 24: Phänologie aller adulten Araneae auf den einzelnen Flächen von Latenzgebiet und Gradationsgebiet, (nach Fängen mit BF in 2000, 2001, Signifikanzen s. Anhang Tab. 5)
- Abb. 25: Aktivitätsdichte ausgewählter Familien dominanter, adulter Araneae: Linyphiidae, Amaurobiidae, Lycosidae (nach Fängen mit BF im Untersuchungsjahr 2000, Signifikanzen s. Anhang Tab. 6 a, b)
- Abb. 26: Aktivitätsbiomasse der Araneae nach Fängen mit BF in 2000 (A) und 2001 (B) im Latenzgebiet und Gradationsgebiet (Signifikanzen s. Anhang Tab. 7)
- Abb. 27: Dynamik der Aktivitätsbiomasse aller adulten Araneae auf den einzelnen Flächen von Latenz- und Gradationsgebiet (Aktivitätsbiomasse nach Fängen mit BF in 2000, 2001, Signifikanzen s. Anhang Tab. 8)
- Abb. 28: Aktivitätsbiomasse ausgewählter Familien dominanter adulter Araneae: Lycosidae, Amaurobiidae (nach Fängen mit BF im Untersuchungsjahr 2000, Signifikanzen s. Anhang Tab. 9)
- Abb. 29: Dominanzstruktur adulter Araneae auf Familienniveau nach dem Beutefangverhalten: (A) Netzbauer (mit einer Art der Lycosidae: *Aulonia albimana*), (B) Jäger/Lauerer (Prozentuale Anteile am Gesamtindividuenspektrum nach Fängen mit BF in 2000/ 2001)
- Abb. 30: Aktivitätsdichte adulter Araneae dominanter Familien aufgeschlüsselt nach Beutefangstrategien: Netzbauer, Jäger/ Lauerer (nach Fängen mit BF in 2000, Signifikanzen s. Anhang Tab. 10)
- Abb. 31: Individuenzahlen adulter Araneae aufgeschlüsselt nach Lebensraumpräferenzen der Arten (nach Fängen mit BF in 2000)
- Abb. 32: Individuenzahlen adulter Araneae aufgeschlüsselt nach Helligkeitspräferenzen (nach Fängen mit BF in 2000)
- Abb. 33: Individuenzahlen adulter Araneae aufgeschlüsselt nach Temperaturpräferenzen (nach Fängen mit BF in 2000)
- Abb. 34: Individuenzahlen adulter Araneae aufgeschlüsselt nach Feuchtepräferenzen (nach Fängen mit BF in 2000)
- Abb. 35: Dominanzverteilung (ENGELMANN, 1978) der Araneae auf Pi L (nach Fängen mit BF - 2000)
- Abb. 36: Dominanzverteilung (ENGELMANN, 1978) der Araneae auf Pi G (nach Fängen mit BF - 2000)
- Abb. 37: Dominanzverteilung (ENGELMANN, 1978) der Araneae auf PiFa I L (nach Fängen mit BF - 2000)
- Abb. 38: Dominanzverteilung (ENGELMANN, 1978) der Araneae auf PiQu I L (nach Fängen mit BF - 2000)
- Abb. 39: Dominanzverteilung (ENGELMANN, 1978) der Araneae auf PiFa II L (nach Fängen mit BF - 2000)
- Abb. 40: Dominanzverteilung (ENGELMANN, 1978) der Araneae auf PiQu II L (nach Fängen mit BF - 2000)
- Abb. 41: Dominanzverteilung (ENGELMANN, 1978) der Araneae auf PiPi G (nach Fängen mit BF - 2000)
- Abb. 42: Dominanzverteilung (ENGELMANN, 1978) der Araneae auf PiFa I G (nach Fängen mit BF - 2000)
- Abb. 43: Dominanzverteilung (ENGELMANN, 1978) der Araneae basierend auf der Aktivitätsbiomasse auf Pi L (nach Fängen mit BF - 2000)
- Abb. 44: Dominanzverteilung (ENGELMANN, 1978) der Araneae basierend auf der Aktivitätsbiomasse auf Pi G (nach Fängen mit BF - 2000)
- Abb. 45: Dominanzverteilung (ENGELMANN, 1978) der Araneae basierend auf der Aktivitätsbiomasse auf PiFa I L (nach Fängen mit BF - 2000)

- Abb. 46: Dominanzverteilung (ENGELMANN, 1978) der Araneae basierend auf der Aktivitätsbiomasse auf PiQu I L (nach Fängen mit BF - 2000)
- Abb. 47: Dominanzverteilung (ENGELMANN, 1978) der Araneae basierend auf der Aktivitätsbiomasse auf PiFa II L (nach Fängen mit BF - 2000)
- Abb. 48: Dominanzverteilung (ENGELMANN, 1978) der Araneae basierend auf der Aktivitätsbiomasse auf PiQu II L (nach Fängen mit BF - 2000)
- Abb. 49: Dominanzverteilung (ENGELMANN, 1978) der Araneae basierend auf der Aktivitätsbiomasse auf PiFa I G (nach Fängen mit BF - 2000)
- Abb. 50: Dominanzverteilung (ENGELMANN, 1978) der Araneae basierend auf der Aktivitätsbiomasse auf PiPi G (nach Fängen mit BF - 2000)
- Abb. 51: CCA-Ordinationsdiagramm zum Einfluss der Umweltparameter: Niederschlags- & Temperatursumme, Diffuse Site Factor auf die Taxa der Araneae (basierend auf der Aktivitätsdichte der Arten auf den Versuchsflächen nach Fängen mit BF in 2000: FP 1-5, 8)
- Abb. 52: Clusteranalytisches Unähnlichkeitsdendrogramm nach der JACCARD'schen Zahl (UPGMA-Linkage), (Artenzahlen nach Fängen mit BF - 2000)
- Abb. 53: Clusteranalytisches Unähnlichkeitsdendrogramm nach RENKONEN (UPGMA-Linkage), (Aktivitätsdichte nach Fängen mit BF - 2000)
- Abb. 54: Clusteranalytisches Unähnlichkeitsdendrogramm nach RENKONEN (UPGMA-Linkage), (Aktivitätsbiomasse nach Fängen mit BF - 2000)
- Abb. 55: BRILLOUIN-Index und Evenness der Untersuchungsflächen (nach Fängen mit BF in 2000, 2001)
- Abb. 56: Standardisierte Artenzahlen $S_{(n)}$ der Araneae nach HURLBERT-Rarefaction (nach Fängen mit BF im Untersuchungsjahr 2000, $n_{\max}=250$)
- Abb. 57: Individuenzahl der Araneae nach Fängen mit BPE in 2000 (A), 2001 (B) im Latenzgebiet und Gradationsgebiet (Signifikanzen s. Anhang Tab. 11)
- Abb. 58: Phänologie aller adulten Araneae auf den einzelnen Flächen von Latenzgebiet und Gradationsgebiet, (nach Fängen mit BPE in 2000, 2001, Signifikanzen s. Anhang Tab. 12)
- Abb. 59: Individuenzahl der dominantesten Familie (Linyphiidae) adulter Araneae (nach Fängen mit BPE in 2000, Signifikanzen s. Anhang Tab. 13)
- Abb. 60: Aktivitätsbiomasse der Araneae nach Fängen mit BPE in 2000 (A) und 2001 (B) im Latenzgebiet und Gradationsgebiet (Signifikanzen s. Anhang Tab. 14)
- Abb. 61: Dynamik der Aktivitätsbiomasse aller adulten Araneae auf den einzelnen Flächen von Latenz- und Gradationsgebiet (Aktivitätsbiomasse nach Fängen mit BPE in 2000, 2001, Signifikanzen s. Anhang Tab. 15)
- Abb. 62: Aktivitätsbiomasse ausgewählter Familien dominanter, adulter Araneae: Lycosidae, Linyphiidae, Amaurobiidae, Salticidae (nach Fängen mit BPE in 2000, Signifikanzen s. Anhang Tab. 16 a, b)
- Abb. 63: Dominanzstruktur adulter Araneae auf Familienniveau basierend auf dem Beutefangverhalten: (A) Netzbauer, (B) Jäger/ Lauerer (Prozentuale Anteile am Gesamtindividuenpektrum nach Fängen mit BPE in 2000/ 2001)
- Abb. 64: Individuenzahl ausgewählter Familien dominanter, adulter Araneae: Netzbauer, Jäger/ Lauerer (nach Fängen mit BPE in 2000, Signifikanzen s. Anhang Tab. 17)
- Abb. 65: Individuenzahlen adulter Araneae aufgeschlüsselt nach Lebensraumpräferenzen der Arten (nach Fängen mit BPE in 2000)
- Abb. 66: Individuenzahlen adulter Araneae aufgeschlüsselt nach Helligkeitspräferenzen (nach Fängen mit BPE in 2000)
- Abb. 67: Individuenzahlen adulter Araneae aufgeschlüsselt nach Temperaturpräferenzen (nach Fängen mit BPE in 2000)
- Abb. 68: Individuenzahlen adulter Araneae aufgeschlüsselt nach Feuchtepräferenzen (nach Fängen mit BPE in 2000)

- Abb. 69: Dominanzverteilung (ENGELMANN, 1978) der Araneae auf Pi L (nach Fängen mit BPE - 2001)
- Abb. 70: Dominanzverteilung (ENGELMANN, 1978) der Araneae auf Pi G (nach Fängen mit BPE - 2001)
- Abb. 71: Dominanzverteilung (ENGELMANN, 1978) der Araneae auf PiFa I L (nach Fängen mit BPE - 2001)
- Abb. 72: Dominanzverteilung (ENGELMANN, 1978) der Araneae auf PiQu I L (nach Fängen mit BPE - 2001)
- Abb. 73: Dominanzverteilung (ENGELMANN, 1978) der Araneae auf PiFa II L (nach Fängen mit BPE - 2001)
- Abb. 74: Dominanzverteilung (ENGELMANN, 1978) der Araneae auf PiQu II L (nach Fängen mit BPE - 2001)
- Abb. 75: Dominanzverteilung (ENGELMANN, 1978) der Araneae auf PiPi G (nach Fängen mit BPE - 2001)
- Abb. 76: Clusteranalytisches Unähnlichkeitsdendrogramm: (A) JACCARD'sche Zahl, (B) RENKONEN Index (UPGMA-Linkage) - (Arten- & Individuenzahlen nach Fängen mit BPE – 2000)
- Abb. 77: BRILLOUIN-Index und Evenness der Untersuchungsflächen (nach Fängen mit BPE in 2000, 2001)
- Abb. 78: Standardisierte Artenzahlen $S(n)$ der Araneae nach HURLBERT-Rarefaction (nach Fängen mit BPE im Untersuchungsjahr 2000, $n_{\max}=50$)
- Abb. 79: Aktivitätsdichte unterschiedlicher Jagdstrategien (weiß: Jäger/ Lauerer, grau: Netzbauer) nach Untersuchungsflächen (Individuenzahlen potenzieller Taxa nach Fängen mit BF in 2000)
- Abb. 80: Koinzidenz adulter Araneae mit *Panolis flammea* Schiff. als phyllophage Modellart (Aktivitätsbiomasse potenzieller Prädatorentaxa nach Fängen mit BF in 2000)
- Abb. 81: Metabolische Äquivalenz (*ME*) der potenziellen Araneaezönose (nach Fängen mit BPE in 2000, 2001)
- Abb. 82: Aktivitätsdichte der Araneae nach Fängen mit AEK in 2000 (A), 2001 (B) im Latenzgebiet und Gradationsgebiet, (Signifikanzen s. Anhang Tab. 18)
- Abb. 83: Phänologie aller adulten Araneae auf den Versuchsflächen von Latenz- und Gradationsgebiet (nach Fängen mit AEK in 2000, 2001), (Signifikanzen s. Anhang Tab. 19)
- Abb. 84: Aktivitätsbiomasse der Araneae nach Fängen mit AEK in 2000 (A), 2001 (B) im Latenzgebiet und Gradationsgebiet, (Signifikanzen s. Anhang Tab. 20)
- Abb. 85: Dynamik der Aktivitätsbiomasse aller adulten Araneae auf den Versuchsflächen von Latenz- und Gradationsgebiet (Aktivitätsbiomasse nach Fängen mit AEK in 2000, 2001), (Signifikanzen s. Anhang Tab. 21)
- Abb. 86: Dominanzstruktur adulter Araneae auf Familienniveau nach dem Beutefangverhalten: (A) Netzbauer, (B) Jäger/ Lauerer (Prozentuale Anteile am Gesamtindividuenspektrum nach Fängen mit AEK in 2000/ 2001)
- Abb. 87: Aktivitätsdichte ausgewählter Familien dominanter, adulter Araneae: Netzbauer, Jäger/ Lauerer (nach Fängen mit AEK in 2000), (Signifikanzen s. Anhang Tab. 22)
- Abb. 88: Individuenzahlen adulter Araneae aufgeschlüsselt nach Lebensraumpräferenzen (nach Fängen mit AEK in 2001)
- Abb. 89: Individuenzahlen adulter Araneae aufgeschlüsselt nach Helligkeitspräferenzen (nach Fängen mit AEK in 2000)
- Abb. 90: Individuenzahlen adulter Araneae aufgeschlüsselt nach Temperaturpräferenzen (nach Fängen mit AEK in 2000)
- Abb. 91: Individuenzahlen adulter Araneae aufgeschlüsselt nach Feuchtepräferenzen (nach Fängen mit AEK in 2000)
- Abb. 92: Dominanzverteilung (ENGELMANN, 1978) der Araneae auf Pi L (nach Fängen mit AEK - 2000)

- Abb. 93: Dominanzverteilung (ENGELMANN, 1978) der Araneae auf Pi G (nach Fängen mit AEK - 2000)
- Abb. 94: Dominanzverteilung (ENGELMANN, 1978) der Araneae auf PiFa I L (nach Fängen mit AEK - 2000)
- Abb. 95: Dominanzverteilung (ENGELMANN, 1978) der Araneae auf PiQu I L (nach Fängen mit AEK - 2000)
- Abb. 96: Dominanzverteilung (ENGELMANN, 1978) der Araneae auf PiFa II L (nach Fängen mit AEK - 2000)
- Abb. 97: Dominanzverteilung (ENGELMANN, 1978) der Araneae auf PiQu II L (nach Fängen mit AEK - 2000)
- Abb. 98: Dominanzverteilung (ENGELMANN, 1978) der Araneae auf PiPi G (nach Fängen mit AEK - 2000)
- Abb. 99: Clusteranalytisches Unähnlichkeitsdendrogramm nach der JACCARD'schen Zahl [%] (UPGMA-Linkage) – (Artenzahlen nach Fängen mit AEK – 2000)
- Abb. 100: Clusteranalytisches Unähnlichkeitsdendrogramm nach dem RENKONEN-Index (UPGMA-Linkage) – (A): Aktivitätsdichte, (B): Aktivitätsbiomasse (nach Fängen mit AEK - 2000)
- Abb. 101: BRILLOUIN-Index und Evenness der Untersuchungsflächen (nach Fängen mit AEK im Untersuchungszeitraum 2000, 2001)
- Abb. 102: Standardisierte Artenzahlen $S(n)$ der Araneae nach HURLBERT-Rarefaction (nach Fängen mit AEK im Untersuchungsjahr 2000, $n_{\max}=200$)
- Abb. 103: Aktivitätsdichte unterschiedlicher Jagdstrategien (weiß: Jäger/ Lauerer, grau: Netzbauer) nach Untersuchungsflächen (Individuenzahlen potenzieller Taxa nach Fängen mit AEK in 2000)
- Abb. 104: Koinzidenz adulter Araneae mit *Dendrolimus pini* L. als phyllophage Modellart (Aktivitätsbiomasse potenzieller Arten der Araneae nach Fängen mit AEK in 2000)
- Abb. 105: Koinzidenz juveniler und adulter Araneae mit *Dendrolimus pini* L. als phyllophage Modellart (Aktivitätsdichte potenzieller Familien und Arten der Araneae nach Fängen mit AEK in 2000: Juvenile, 2001: Adulte)
- Abb. 106: Individuenzahlen der Araneae nach Fängen mit LEK in 2000 (A), 2001 (B) im Latenzgebiet und Gradationsgebiet (Signifikanzen s. Anhang Tab. 23)
- Abb. 107: SHINOZAKI - Rarefaction zur Abschätzung des Arteninventars der Araneae (nach Fängen mit BF in 2000/ 2001)
- Abb. 108: SHINOZAKI - Rarefaction zur Abschätzung des Arteninventars der Araneae (nach Fängen mit BF in 2000/ 2001)
- Abb. 109: Anzahl der mit BF erfassten Arten in Abhängigkeit vom Erfassungszeitraum (April bis November 2000, 2001 aller Versuchsflächen im Latenz- und Gradationsgebiet)
- Abb. 110: SHINOZAKI - Rarefaction zur Abschätzung des Arteninventars der Araneae (nach Fängen mit AEK in 2000/ 2001)
- Abb. 111: Metabolische Äquivalenz (*ME*) ausgewählter Taxa der Webspinnen- und Laufkäferzönose (nach Fängen mit BPE in 2000), (Metabolische Äquivalenzwerte der Carabidae nach JÄKEL in litt.)
- Abb. 112: Aktivitätsbiomasse ausgewählter Taxa der Araneae nach Untersuchungsflächen (nach Fängen mit BPE in 2000)

TABELLENVERZEICHNIS

- Tab. 1: Familien der Araneae aufgeschlüsselt nach Jagdstrategie und Stratenverteilung (B: Bodenschicht, K¹: Krautschicht, St: Strauchschicht, K²: Kronenschicht (nach PLATEN 1984, MAURER & HÄNGGI 1990, WHITEHOUSE & LAWRENCE 2001))
- Tab. 2: Raum-zeitliche Einnischung der Entwicklungsstadien von Modellarten phytophager Lepidoptera - *Dendrolimus pini* Linné, *Panolis flammea* Schiff. (Entwicklungszyklus & Fotos der Entwicklungsstadien nach AMANN & SUMMERER 2003, Angaben der Größen nach SCHWERDTFEGGER 1981, NIEMEYER 1990)
- Tab. 3: Zusammenstellung potenzieller Beute der Araneae (mit Angabe der max. Größe adulter Weibchen in mm **G** (♀)) nach Literaturangaben
Quellennachweis: [1] BOGYA (1999), [2] BUCHE (1966), [3] DUMPERT & PLATEN (1985), [4] DUMPERT (1989), [5] KIRCHNER (1967), [6] MADSON et al. (2004), [7] MALONEY et al. (2003), [8] NENTWIG (1983), [9] NENTWIG (1986), [10] NYFFELER & BENZ (1978), [11] NYFFELER & BENZ (1979), [12] NYFFELER & BENZ (1981), [13] NYFFELER & BREENE (1990), [14] NYFFELER et al. (1994), [15] NYFFELER (1999), [16] OLIVE (1980), [17] PETTO (1990), [18] RIECHERT & BISHOP (1990), [19] TRETZEL (1961), [20] YOUNG & EDWARDS (1990)
- Tab. 4: Übersicht über die wichtigsten Charakteristika der Untersuchungsflächen (**Standort** (Bodenfeuchte- & Nährkraftstufen nach HEINZEL in litt.): TZ2 - terrestrischer Standort (vgl. BLUM 1992), mittelfrisch & ziemlich arm, TM1 - terrestrischer Standort, mittelfrisch & mittel nährstoffversorgt, TM2 - terrestrischer Standort, mittelfrisch & mäßig nährstoffversorgt • **Bodenform** (nach HEINZEL in litt.): NeS - Nedlitzer Sandbraunerde, SmSU5 - Schmerkendorfer Sand-Graugley, KIS - Klödener Sand-Ranker, BtS6 - Brottewitzer Sand-Braunerde, KxS6 - Kauxdorfer Sandbraunerde • **PNV** (potenzielle natürliche Vegetation nach SCHMIDT et al. 2002) • **Waldfunktionen:** LSG - Landschaftsschutzgebiet, NSG - Naturschutzgebiet, E II - Erholungsfunktion Intensitätsstufe II, Wasserschutzgebiet Zone III + IV)
- Tab. 5: Skala zur Bestimmung der Artmächtigkeit bei pflanzensoziologischen Aufnahmen (BRAUN-BLANQUET 1964, Klassenmitte nach DENNER in litt.)
- Tab. 6: Übersicht der Zeiträume einzelner Fangperioden (FP) in den Untersuchungsjahren 2000, 2001
- Tab. 7: Expositionsdauer der automatischen Fallensysteme auf den Versuchsflächen. (○: Bodenfallen (n=8), △: Bodenphotoeklektoren (n=6), ⚡: Asteklektoren (n=16), ◇: Lufteklektoren (n=8))
- Tab. 8: Kategorien der aktuellen Roten Liste Deutschlands (BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ 1998)
- Tab. 9: Größenklasseneinteilung der Araneae nach KUSCHKA et al. (1987)
- Tab. 10: Darstellung der Dominanzklassen nach ENGELMANN (1978) und deren logarithmische Klassenbildung nach LA FRANCE (2002)
- Tab. 11: Ressourcenkategorien zur Berechnung der Nischenbreite mit Angabe der jeweiligen Flächenkonstellation
- Tab. 12: Darstellung des Signifikanzniveaus nach BÜHL & ZÖFEL (1994)
- Tab. 13: Klimadaten der Untersuchungsflächen (Latenzgebiet, Gradationsgebiet) in den Untersuchungsjahren 2000/ 2001. (T₍₁₎: Median der bodennahen Lufttemperatur, T₍₂₎: Median der Lufttemperatur im Kronenraum_(AEK), rel. L: Median der relativen Luftfeuchte_(AEK), N: Mittelwerte des Niederschlages, DSF: Diffuse Site Factor)
- Tab. 14: Artenliste adulter Araneae nach Untersuchungsflächen getrennt, mit Kennzeichnung (*) der nachweisbaren Prädatoren für phyllophage Lepidoptera (Nomenklatur und Reihenfolge nach PLATNICK (2002), deutsche Familiennamen nach PLATEN et. al (2002)) (Häufigkeitsangaben: x = 1, xx = bis 10, xxx = bis 100, xxxx = bis 1000, xxxxx = bis 10.000)
- Tab. 15: Individuenzahlen von Spinnenarten der bundesdeutschen (BRD) und sächsischen (SAX) Roten Liste (Gefährungskategorien: 2- stark gefährdet, 3-gefährdet, 4-potenziell gefährdet, G- Gefährdung anzunehmen), (Angaben zum Gefährungsgrad einheimischer Araneae nach HIEBSCH & TOLKE 1996, BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ 1998) (Häufigkeitsangaben: x = 1, xx = bis 10, xxx = bis 100, xxxx = bis 1000, xxxxx = bis 10.000)

- Tab. 16: Artenspektrum der Spinnen auf den Versuchsflächen aufgetrennt nach Fangmethoden (BF: Bodenfallen, BPE: Bodenphotoelektronen, AEK: Asteklektoren, LEK: Lufteklektoren), Nomenklatur und Reihenfolge nach Platnick (2002))
- Tab. 17: Ökologische Kenngrößen (Individuenzahlen, Dominanz) der Araneaezönose auf Familienniveau (nach Fängen mit BF im Untersuchungsjahr 2000)
- Tab. 18: Ökologische Kenngrößen (Aktivitätsbiomasse, Dominanz) der Araneaezönose auf Familienniveau (nach Fängen mit BF im Untersuchungsjahr 2000)
- Tab. 19: Exklusive Arten der Untersuchungsflächen mit Angabe der Individuenzahlen getrennt nach Latenz- und Gradationsgebiet (nach Fängen mit BF im Untersuchungsjahr 2000/ 2001)
- Tab. 20: Charakterarten für die Ressourcenklassen (Untersuchungsgebiet: L-Latenzgebiet, G-Gradationsgebiet; Baumartenzusammensetzung: *Pi-Pinus sylvestris* L., *Qu-Quercus petraea* (Matt.) Liebl., *Fa-Fagus sylvatica* L.; Bestandesstruktur: A-altershomogener Reinbestand, U-Verjüngung im Unterstand, O-Verjüngung im Oberstand) mit Angabe der Nischenbreite, Individuenzahlen & -dominanz, Dominanzklassifizierung nach ENGELMANN (1987) - nach Fängen mit BF (2000/2001)
- Tab. 21: Vergleich der Eigenwerte der ersten drei Ordinationsachsen der CCA basierend auf der flächenspezifischen Aktivitätsdichte der Spinnenarten nach Fängen mit BF sowie die verwendeten Umweltparameter (Temperatur-, Niederschlagssumme, Diffuse-Site-Factor) – 2000, nach FP 1-5, 8)
- Tab. 22: Individuenzahlen von Arten der Roten Liste Deutschlands (BRD) und Sachsens (SAX) auf den Untersuchungsflächen im Latenz- und Gradationsgebiet (nach Fängen mit BF in 2000/2001)
- Tab. 23: Distanzmatrix der Artenidentität (JACCARD'sche Zahl [%]), (nach Fängen mit BF - 2000)
- Tab. 24: Distanzmatrix der Dominantenidentität (RENKONEN-Index [%]), (Aktivitätsdichte nach Fängen mit BF - 2000)
- Tab. 25: Distanzmatrix der Dominantenidentität (RENKONEN-Index [%]), (Aktivitätsbiomasse nach Fängen mit BF - 2000)
- Tab. 26: Individuen- und Artenzahlen, Anzahl von Haupt- und Begleitarten adulter Araneae sowie Angaben der Diversität nach BRILLOUIN und deren Evenness nach Untersuchungsflächen (nach Fängen mit BF in 2000, 2001)
- Tab. 27: Ökologische Kenngrößen (Individuenzahlen, Dominanz) der Araneaezönose auf Familienniveau (nach Fängen mit BPE im Untersuchungsjahr 2000)
- Tab. 28: Ökologische Kenngrößen (Aktivitätsbiomasse, Dominanz) der Araneaezönose auf Familienniveau (nach Fängen mit BPE im Untersuchungsjahr 2000)
- Tab. 29: Exklusive Arten der Untersuchungsflächen mit Angabe der Individuenzahlen getrennt nach Latenz- und Gradationsgebiet (nach Fängen mit BPE im Untersuchungsjahr 2000/ 2001)
- Tab. 30: Charakterarten für die Ressourcenklassen (Untersuchungsgebiet: L-Latenzgebiet, G-Gradationsgebiet; Baumartenzusammensetzung: *Pi-Pinus sylvestris* L., *Qu-Quercus petraea* (Matt.) Liebl., *Fa-Fagus sylvatica* L.; Bestandesstruktur: A-altershomogener Reinbestand, U-Verjüngung im Unterstand, O-Verjüngung im Oberstand) mit Angabe der Nischenbreite, Individuenzahlen & -dominanz, Dominanzklassifizierung nach ENGELMANN (1987) - nach Fängen mit BPE (2000/2001)
- Tab. 31: Individuenzahlen von Arten der Roten Liste Deutschlands (BRD) und Sachsens (SAX) auf den Untersuchungsflächen im Latenz- und Gradationsgebiet (nach Fängen mit BPE in 2000/2001)
- Tab. 32: Distanzmatrix der Artenidentität (JACCARD'sche Zahl [%]) und Dominantenidentität (RENKONEN-Index [%]) (nach Fängen mit BPE – 2000)
- Tab. 33: Individuen- und Artenzahlen, Anzahl von Haupt- und Begleitarten adulter Araneae sowie Angaben der Diversität nach BRILLOUIN und deren Evenness nach Untersuchungsflächen (nach Fängen mit BPE im Untersuchungszeitraum 2000, 2001)
- Tab. 34: Ökologische Kenngrößen (Individuenzahlen, Dominanz) der Araneaezönose auf Familienniveau (nach Fängen mit AEK im Untersuchungsjahr 2000)
- Tab. 35: Ökologische Kenngrößen (Aktivitätsbiomasse, Dominanz) der Araneaezönose auf Familienniveau (nach Fängen mit AEK im Untersuchungsjahr 2000)

- Tab. 36: Exklusive Arten der Untersuchungsflächen mit Angabe der Individuenzahlen getrennt nach Latenz- und Gradationsgebiet (nach Fängen mit AEK im Untersuchungsjahr 2000/ 2001)
- Tab. 37: Charakterarten für die Ressourcenklasse (Untersuchungsgebiet: L-Latenzgebiet, G-Gradationsgebiet) mit Angabe der Nischenbreite, Individuenzahlen & -dominanz, Dominanzklassifizierung nach ENGELMANN (1987) - nach Fängen mit AEK (2000/2001)
- Tab. 38: Individuenzahl von Arten der Roten Liste Deutschlands (BRD) und Sachsens (SAX) auf den Untersuchungsflächen im Latenz- und Gradationsgebiet (nach Fängen mit AEK in 2000/2001)
- Tab. 39: Distanzmatrix der Artenidentität (JACCARD'sche Zahl [%]) (nach Fängen mit AEK - 2000)
- Tab. 40: Distanzmatrix der Dominantenidentität (RENKONEN-Index [%]) (Aktivitätsdichte und -biomasse nach Fängen mit AEK – 2000)
- Tab. 41: Individuen- und Artenzahlen, Anzahl an Haupt- und Begleitarten adulter Araneae sowie Angaben der Diversität nach BRILLOUIN und deren Evenness nach Untersuchungsflächen (nach Fängen mit AEK im Untersuchungszeitraum 2000, 2001)
- Tab. 42: Ökologische Kenngrößen (Individuenzahlen, Dominanz) der Araneaezönose auf Familienniveau (nach Fängen mit LEK im Untersuchungsjahr 2000)
- Tab. 43: Individuenzahl von Arten der Roten Liste Deutschlands (BRD) und Sachsens (SAX) auf den Untersuchungsflächen im Latenz- und Gradationsgebiet (nach Fängen mit LEK im Untersuchungszeitraum 2000/2001)
- Tab. 44: Übersicht mathematischer Formeln zur Abschätzung des Stichprobenumfanges bei freilandökologischen Untersuchungen
- Tab. 45: Abschätzung der minimal erforderlichen Fallenzahl bei verschiedenen ökologischen Parametern (Datengrundlage: Pi L, PiQu I L, Pi G, 2.-3.FP 2000)

	3.FP`00							
Flächen	Pi L	PiFa I L	PiQu I L	PiFa II L	PiQu II L	Pi G	PiPi G	PiFa I G
Pi L		*	**	***	**	ns	ns	ns
PiFa I L	*		ns	ns	ns	**	**	**
PiQu I L	**	ns		ns	ns	**	**	**
PiFa II L	***	ns	ns		ns	***	**	**
PiQu II L	**	ns	ns	ns		**	**	**
Pi G	ns	*	**	**	**		ns	ns
PiPi G	ns	**	**	**	**	ns		ns
PiFa I G	ns	*	**	**	**	ns	ns	
	4.FP`00							

	3.FP`00							
Flächen	Pi L	PiFa I L	PiQu I L	PiFa II L	PiQu II L	Pi G	PiPi G	PiFa I G
Pi L		***	***	***	***	ns	ns	ns
PiFa I L	ns		ns	*	ns	***	***	***
PiQu I L	ns	ns		***	ns	***	***	***
PiFa II L	ns	ns	ns		*	***	***	***
PiQu II L	ns	ns	ns	ns		***	***	***
Pi G	**	**	*	ns	ns		ns	ns
PiPi G	*	**	**	ns	ns	ns		ns
PiFa I G	*	**	*	ns	ns	ns	ns	
	8.FP`01							

	4.FP`00						
Flächen	Pi L	PiFa I L	PiQu I L	PiFa II L	PiQu II L	Pi G	PiPi G
Pi L		ns	ns	ns	ns	ns	ns
PiFa I L	ns		ns	ns	ns	*	*
PiQu I L	*	*		ns	ns	*	*
PiFa II L	ns	ns	**		ns	**	**
PiQu II L	ns	ns	**	ns		ns	ns
Pi G	ns	ns	**	ns	ns		ns
PiPi G	ns	ns	**	ns	ns	ns	

Tab. 4: Signifikanzprüfung der Aktivitätsdichte der Araneae nach Fängen mit BF in 2000, 2001 (TUKEY-KRAMER HSD Test)

Flächen	2000							
	Pi L	PiFa I L	PiQu I L	PiFa II L	PiQu II L	Pi G	PiPi G	PiFa I G
Pi L		ns	ns	***	***	ns	ns	***
PiFa I L	ns		ns	***	***	ns	ns	***
PiQu I L	ns	ns		***	***	ns	ns	***
PiFa II L	***	***	***		ns	***	***	***
PiQu II L	ns	ns	ns	***		***	***	***
Pi G	ns	ns	ns	***	ns		ns	***
PiPi G	*	ns	ns	***	*	ns		**
PiFa I G	***	*	***	***	***	*	ns	
Flächen	2001							
	Pi L	PiFa I L	PiQu I L	PiFa II L	PiQu II L	Pi G	PiPi G	PiFa I G

Tab. 5: Signifikanzprüfung (-: nicht signifikant, °: signifikant, *: sehr signifikant, •: höchst signifikant) der Aktivitätsdichten adulter Araneae in den Fangperioden von April bis November nach Fängen mit BF in 2000, 2001 (TUKEY-KRAMER HSD Test, Ausnahme: Juni`00, Sept.`01: GAMES-HOWELL Post Hoc Test)

Flächen	2001							
	Pi L AMJJASON	PiFa I L AMJJASON	PiQu I L AMJJASON	PiFa II L AMJJASON	PiQu II L AMJJASON	Pi G AMJJASON	PiPi G AMJJASON	PiFa I G AMJJASON
Pi L		-----	-----	- * • ° ---	--- * ---	-----	-----	- ° * ---
PiFa I L	----- *		-----	- * • * ---	--- • ---	-----	-----	- ° -----
PiQu I L	----- *	-----		- • • • ---	--- • * ---	-----	° -----	--- ° --- °
PiFa II L	• • • • ---	* • • • ---	* • • • ---		--- • ---	--- • • • ---	- ° • • • ---	- • • • ---
PiQu II L	° • • * ---	- • • • ---	--- • • ---	- • * ---		--- • ---	--- ° ° ---	- • • • ° ---
Pi G	-----	----- °	-----	* • • • ---	--- * * ---		-----	- * ° ---
PiPi G	-----	--- • --- °	-----	• • • • ---	- • • • ---	--- * ---		- ° -----
PiFa I G	- • ° ---	° • • --- °	- • ° ---	• • • • ---	• • • • ---	- • • ---	-----	
Flächen	2000							
	Pi L	PiFa I L	PiQu I L	PiFa II L	PiQu II L	Pi G	PiPi G	PiFa I G

Tab. 6 a: Signifikanzprüfung der Aktivitätsdichte ausgewählter Familien dominanter, adulter Araneae: Linyphiidae, Lycosidae nach Fängen mit BF in 2000 (TUKEY-KRAMER HSD Test)

Flächen	Linyphiidae							
	Pi L	PiFa I L	PiQu I L	PiFa II L	PiQu II L	Pi G	PiPi G	PiFa I G
Pi L		ns	ns	***	***	***	***	ns
PiFa I L	ns		ns	***	***	***	***	ns
PiQu I L	ns	ns		***	***	***	***	ns
PiFa II L	***	***	***		ns	*	ns	***
PiQu II L	***	***	ns	***		ns	ns	*
Pi G	ns	ns	*	***	***		ns	ns
PiPi G	***	***	***	***	***	***		ns
PiFa I G	***	***	***	***	***	***	ns	
Flächen	Lycosidae							
	Pi L	PiFa I L	PiQu I L	PiFa II L	PiQu II L	Pi G	PiPi G	PiFa I G

Tab. 6 b: Signifikanzprüfung der Aktivitätsdichte ausgewählter Familien dominanter, adulter Araneae: Amaurobiidae nach Fängen mit BF in 2000 (GAMES-HOWELL Post Hoc Test)

Flächen	Amaurobiidae							
	Pi L	PiFa I L	PiQu I L	PiFa II L	PiQu II L	Pi G	PiPi G	PiFa I G
Pi L								
PiFa I L	*							
PiQu I L	ns	ns						
PiFa II L	***	*	***					
PiQu II L	***	**	***	ns				
Pi G	ns	***	**	***	***			
PiPi G	ns	***	**	***	***	ns		
PiFa I G	ns	***	**	***	***	ns	ns	

Tab. 7: Signifikanzprüfung der Aktivitätsbiomasse der Araneae nach Fängen mit BF in 2000, 2001 (2000: TUKEY-KRAMER HSD Test, 2001: GAMES-HOWELL Post Hoc Test)

Flächen	2000							
	Pi L	PiFa I L	PiQu I L	PiFa II L	PiQu II L	Pi G	PiPi G	PiFa I G
Pi L		ns	*	***	ns	ns	ns	**
PiFa I L	ns		ns	**	ns	ns	ns	***
PiQu I L	ns	ns		ns	ns	ns	***	***
PiFa II L	ns	ns	ns		ns	*	***	***
PiQu II L	ns	ns	ns	ns		ns	**	***
Pi G	ns	ns	ns	ns	ns		*	***
PiPi G	ns	ns	ns	ns	ns	ns		ns
PiFa I G	*	ns	***	*	ns	*	ns	
Flächen	2001							
	Pi L	PiFa I L	PiQu I L	PiFa II L	PiQu II L	Pi G	PiPi G	PiFa I G

Tab. 8: Signifikanzprüfung (-: nicht signifikant, °: signifikant, *: sehr signifikant, •: höchst signifikant) der Aktivitätsbiomassen adulter Araneae in den Fangperioden von April bis November nach Fängen mit BF in 2000, 2001 (TUKEY-KRAMER HSD Test, Ausnahme: Juni – Sept. '00; Mai, Juni, Sept. '01: GAMES-HOWELL Post Hoc Test)

Flächen	2001							
	Pi L	PiFa I L	PiQu I L	PiFa II L	PiQu II L	Pi G	PiPi G	PiFa I G
Pi L								
PiFa I L								
PiQu I L								
PiFa II L								
PiQu II L								
Pi G								
PiPi G								
PiFa I G								
Flächen	2000							
	AMJJASON	AMJJASON	AMJJASON	AMJJASON	AMJJASON	AMJJASON	AMJJASON	AMJJASON
Pi L								
PiFa I L								
PiQu I L								
PiFa II L								
PiQu II L								
Pi G								
PiPi G								
PiFa I G								

Tab. 20: Signifikanzprüfung der Aktivitätsbiomasse der Araneae nach Fängen mit AEK in 2000, 2001 (TUKEY-KRAMER HSD Test)

	2000						
Flächen	Pi L	PiFa I L	PiQu I L	PiFa II L	PiQu II L	Pi G	PiPi G
Pi L		ns	ns	ns	ns	ns	ns
PiFa I L	ns		ns	ns	ns	*	*
PiQu I L	ns	ns		ns	ns	ns	*
PiFa II L	ns	ns	ns		ns	*	*
PiQu II L	ns	ns	ns	ns		ns	ns
Pi G	ns	ns	ns	ns	ns		ns
PiPi G	ns	ns	ns	ns	ns	ns	
	2001						

Tab. 21: Signifikanzprüfung (-: nicht signifikant, ∘: signifikant, *: sehr signifikant, •: höchst signifikant) der Aktivitätsbiomasse adulter Araneae in den Fangperioden von April bis Oktober nach Fängen mit AEK in 2000, 2001 (TUKEY-KRAMER HSD Test, Ausnahme: Aug.'00 & Juli bis Sept.'01 GAMES-HOWELL Post Hoc Test)

	2001						
	Pi L	PiFa I L	PiQu I L	PiFa II L	PiQu II L	Pi G	PiPi G
	AMJJASO	AMJJASO	AMJJASO	AMJJASO	AMJJASO	AMJJASO	AMJJASO
Pi L		-----	-----	o-----	-----	-----	-----
PiFa I L	-----		-----	-----	-----	-----	-o-----
PiQu I L	-----	-*-----		-o-----	-o-----	-*-----	-•-----
PiFa II L	-----	•o-----	-----		-----	-----	-----
PiQu II L	-----	-----	-----	-----		-----	-----
Pi G	-----	•-----	-----	-----	-----		-----
PiPi G	-o-----	•-----	-•-----	-*-----	-----	-----	

Tab. 22: Signifikanzprüfung der Aktivitätsdichte adulter Araneae nach Fängen mit AEK in 2000 (TUKEY-KRAMER HSD Test)

Flächen	Netzbauer						
	Pi L	PiFa I L	PiQu I L	PiFa II L	PiQu II L	Pi G	PiPi G
Pi L		ns	ns	ns	ns	ns	ns
PiFa I L	ns		ns	ns	ns	*	ns
PiQu I L	ns	ns		ns	ns	*	ns
PiFa II L	ns	ns	ns		ns	**	ns
PiQu II L	ns	ns	ns	ns		***	ns
Pi G	ns	ns	ns	ns	ns		*
PiPi G	***	***	***	*	***	ns	

Jäger/ Lauerer

Tab. 23: Signifikanzprüfung der Aktivitätsdichte der Araneae nach Fängen mit LEK in 2000, 2001 (TUKEY-KRAMER HSD Test)

Flächen	2000						
	Pi L	PiFa I L	PiQu I L	PiFa II L	PiQu II L	Pi G	PiPi G
Pi L		ns	ns	ns	***	ns	ns
PiFa I L	ns		ns	ns	***	ns	ns
PiQu I L	ns	ns		ns	***	ns	*
PiFa II L	*	ns	ns		**	ns	ns
PiQu II L	***	ns	***	ns		***	*
Pi G	ns	*	ns	**	***		ns
PiPi G	**	ns	*	ns	ns	***	
2001							

Tab. 24 : Übersicht zum Beutefangverhalten (HEIMER & NENTWIG 1991, BELLMANN 1997), zu Lebensraum- und Habitatpräferenzen (TRETZEL 1948, MAURER & HÄNGGI 1990, HÄNGGI et al. 1995) adulter Araneae (Beute - Jä/ Lau: Jäger/ Lauerer, K: Kleptoparasit, Nb: Netzbauer; Lebensraumpräferenz (LRP) - WK: lichte, trockene Kiefern(Nadel)wälder, WR: Wald & Waldränder, O: Offenland, WN: Nadelwälder, WL: Laub(Misch)wälder, S: Sonstige; Habitatpräferenz - eu: euryök, st: stenök, m: meso), Nomenklatur und Reihenfolge nach PLATNICK (2002)

Familie	Art	Beute	LRP	Habitatpräferenz		
				Licht	Wärme	Feuchte
Atypidae	<i>Atypus affinis</i>	Nb	WK	ombrophil	thermophil	st xerophil
Segestriidae	<i>Segestria senoculata</i>	Nb	WR	mesophil	mesophil	mesophil
Dysderidae	<i>Harpactea rubicunda</i>	Jä/ Lau	O	photophil	thermophil	xerophil
Mimetidae	<i>Ero aphana</i>	K	WR	m ombrophil	mesophil	m xerophil
	<i>Ero furcata</i>	K	WN	m ombrophil	mesophil	m hygrophil
Theridiidae	<i>Crustulina guttata</i>	Nb	WR	st ombrophil	mesophil	mesophil
	<i>Enoplognatha ovata</i>	Nb	WL	m ombrophil	mesophil	m xerophil
	<i>Enoplognatha thoracica</i>	Nb	WN	m photophil	thermophil	m hygrophil
	<i>Episinus angulatus</i>	Nb	WR	m ombrophil	mesophil	m hygrophil
	<i>Euryopis flavomaculata</i>	Nb	WR	m ombrophil	mesophil	m hygrophil
	<i>Neottiura bimaculata</i>	Nb	WR	eu	mesophil	eu
	<i>Paidiscura pallens</i>	Nb	WL	m ombrophil	mesophil	m hygrophil
	<i>Pholcomma gibbum</i>	Nb	WR	m photophil	m thermophil	xerophil
	<i>Robertus arundineti</i>	Nb	WL	m ombrophil	mesophil	m hygrophil
	<i>Robertus lividus</i>	Nb	WL	m ombrophil	mesophil	mesophil
	<i>Robertus neglectus</i>	Nb	WR	mesophil	mesophil	m hygrophil
	<i>Steatoda bipunctata</i>	Nb	O	m photophil	mesophil	m hygrophil
	<i>Theridion mystaceum</i>	Nb	WR	mesophil	mesophil	m xerophil
	<i>Theridion pinastri</i>	Nb	WN	m ombrophil	mesophil	mesophil
	<i>Theridion tinctum</i>	Nb	WN	m photophil	mesophil	mesophil
	<i>Theridion varians</i>	Nb	WR	m ombrophil	mesophil	m hygrophil
Linyphiidae	<i>Abacoproeces saltuum</i>	Nb	O	m ombrophil	thermophil	mesophil
	<i>Agyneta cauta</i>	Nb	O	mesophil	mesophil	m hygrophil
	<i>Anguliphantes angulipalpis</i>	Nb	S	m ombrophil	mesophil	m hygrophil
	<i>Araeoncus humilis</i>	Nb	O	eu	eu	eu
	<i>Bathyphantes approximatus</i>	Nb	S	m ombrophil	mesophil	m hygrophil
	<i>Bathyphantes gracilis</i>	Nb	S	m ombrophil	mesophil	m hygrophil
	<i>Bathyphantes parvulus</i>	Nb	O	ombrophil	mesophil	m hygrophil
	<i>Centromerita concinna</i>	Nb	WN	m photophil	mesophil	mesophil

Familie	Art	Beute	LRP	Habitatpräferenz		
				Licht	Wärme	Feuchte
	<i>Centromerus incilium</i>	Nb	WR	m ombrophil	m thermophil	m hygrophil
	<i>Centromerus pabulator</i>	Nb	WR	mesophil	mesophil	mesophil
	<i>Centromerus serratus</i>	Nb	WL	m photophil	thermophil	xerophil
	<i>Centromerus sylvaticus</i>	Nb	WL	m ombrophil	mesophil	mesophil
	<i>Ceratinella brevis</i>	Nb	WL	m ombrophil	mesophil	m hygrophil
	<i>Dicymbium tibiale</i>	Nb	S	st ombrophil	mesophil	m hygrophil
	<i>Diplocephalus picinus</i>	Nb	WL	st ombrophil	mesophil	m hygrophil
	<i>Diplostyla concolor</i>	Nb	WL	m ombrophil	mesophil	m hygrophil
	<i>Erigone atra</i>	Nb	O	st photophil	mesophil	m hygrophil
	<i>Erigone dentipalpis</i>	Nb	O	m photophil	mesophil	eu
	<i>Erigonella hiemalis</i>	Nb	WN	ombrophil	mesophil	st hygrophil
	<i>Evansia merens</i>	Nb	S	photophil	thermophil	xerophil
	<i>Floronia bucculenta</i>	Nb	WN	m ombrophil	mesophil	m hygrophil
	<i>Gonatium rubens</i>	Nb	WR	mesophil	mesophil	m xerophil
	<i>Gongylidiellum latebricola</i>	Nb	WK	m ombrophil	mesophil	m hygrophil
	<i>Lepthyphantes pallidus</i>	Nb	WR	mesophil	mesophil	m hygrophil
	<i>Linyphia hortensis</i>	Nb	WR	m ombrophil	mesophil	mesophil
	<i>Linyphia triangularis</i>	Nb	WR	eu	eu	eu
	<i>Macrargus rufus</i>	Nb	WL	st ombrophil	mesophil	m hygrophil
	<i>Mansuphantes mansuetus</i>	Nb	WR	mesophil	thermophil	xerophil
	<i>Maro minutus</i>	Nb	WR	mesophil	mesophil	m hygrophil
	<i>Maso sundevalli</i>	Nb	WR	st ombrophil	mesophil	m hygrophil
	<i>Mecopisthes silus</i>	Nb	WN	mesophil	mesophil	mesophil
	<i>Meioneta rurestris</i>	Nb	WL	m photophil	mesophil	eu
	<i>Meioneta saxatilis</i>	Nb	WR	m ombrophil	mesophil	m hygrophil
	<i>Metopobatrax prominulus</i>	Nb	O	photophil	thermophil	eu
	<i>Micrargus herbigradus</i>	Nb	WL	st ombrophil	m psychrophil	m hygrophil
	<i>Microlinyphia impigra</i>	Nb	S	m photophil	mesophil	st hygrophil
	<i>Microlinyphia pusilla</i>	Nb	O	eu	eu	hygrophil
	<i>Microneta viaria</i>	Nb	WL	m ombrophil	mesophil	mesophil
	<i>Minyriolus pusillus</i>	Nb	WN	st ombrophil	mesophil	m hygrophil
	<i>Mioxena blanda</i>	Nb	O	m photophil	mesophil	eu
	<i>Moebelia penicillata</i>	Nb	WN	mesophil	mesophil	mesophil
	<i>Neriere clathrata</i>	Nb	WL	m ombrophil	mesophil	m hygrophil
	<i>Neriere peltata</i>	Nb	WL	st ombrophil	mesophil	m hygrophil
	<i>Neriere radiata</i>	Nb	WR	mesophil	mesophil	mesophil
	<i>Oedothorax apicatus</i>	Nb	O	m photophil	mesophil	m hygrophil
	<i>Ostearius melanopygius</i>	Nb	O	eu	eu	eu
	<i>Panamomops menzei</i>	Nb	WL	ombrophil	mesophil	mesophil
	<i>Pelecopsis parallela</i>	Nb	O	m photophil	mesophil	m hygrophil
	<i>Pelecopsis radicularis</i>	Nb	S	m ombrophil	mesophil	m xerophil
	<i>Pocadicnemis pumila</i>	Nb	O	m photophil	mesophil	eu
	<i>Porrhomma microphthalmum</i>	Nb	S	ombrophil	mesophil	m hygrophil
	<i>Porrhomma pallidum</i>	Nb	WL	mesophil	mesophil	mesophil
	<i>Pseudomaro aenigmaticus</i>	Nb	O	ombrophil	mesophil	mesophil
	<i>Saaristoa abnormis</i>	Nb	WR	ombrophil	mesophil	st hygrophil
	<i>Silometopus reussi</i>	Nb	S	m photophil	mesophil	m hygrophil
	<i>Stemonyphantes lineatus</i>	Nb	WL	m ombrophil	mesophil	eu
	<i>Syedra gracilis</i>	Nb	O	photophil	thermophil	xerophil
	<i>Syedra myrmicarum</i>	Nb	WN	m photophil	m thermophil	m xerophil
	<i>Tapinocyba insecta</i>	Nb	WR	m ombrophil	mesophil	eu

Familie	Art	Beute	LRP	Habitatpräferenz		
				Licht	Wärme	Feuchte
Tetragnathidae	<i>Tapinocyba praecox</i>	Nb	O	photophil	thermophil	m xerophil
	<i>Tapinopa longidens</i>	Nb	WL	m photophil	m thermophil	xerophil
	<i>Tenuiphantes cristatus</i>	Nb	WL	st ombrophil	mesophil	m hygrophil
	<i>Tenuiphantes flavipes</i>	Nb	WL	m ombrophil	mesophil	m xerophil
	<i>Tenuiphantes mengei</i>	Nb	WR	m ombrophil	mesophil	eu
	<i>Tenuiphantes tenuis</i>	Nb	WR	mesophil	mesophil	eu
	<i>Trematocephalus cristatus</i>	Nb	WL	mesophil	thermophil	mesophil
	<i>Walckenaeria acuminata</i>	Nb	WL	m ombrophil	mesophil	m hygrophil
	<i>Walckenaeria antica</i>	Nb	WR	st ombrophil	thermophil	eu
	<i>Walckenaeria atrotibialis</i>	Nb	WR	m ombrophil	mesophil	m hygrophil
	<i>Walckenaeria cucullata</i>	Nb	WL	m ombrophil	mesophil	m hygrophil
	<i>Walckenaeria dysderoides</i>	Nb	WR	m ombrophil	mesophil	m hygrophil
	<i>Walckenaeria furcillata</i>	Nb	WR	mesophil	thermophil	mesophil
	<i>Walckenaeria mitrata</i>	Nb	WL	m ombrophil	mesophil	m hygrophil
	<i>Walckenaeria monoceros</i>	Nb	WL	mesophil	mesophil	mesophil
	<i>Walckenaeria obtusa</i>	Nb	WR	m ombrophil	mesophil	m hygrophil
	<i>Metellina mengei</i>	Nb	WR	m ombrophil	mesophil	m hygrophil
	<i>Pachygnatha degeeri</i>	Jä/ Lau	O	m photophil	mesophil	m xerophil
	<i>Pachygnatha listeri</i>	Jä/ Lau	WL	m ombrophil	mesophil	m hygrophil
	<i>Tetragnatha obtusa</i>	Nb	WN	m photophil	mesophil	eu
Araneidae	<i>Araneus angulatus</i>	Nb	WR	m ombrophil	mesophil	eu
	<i>Araneus diadematus</i>	Nb	WR	m ombrophil	mesophil	m hygrophil
	<i>Araneus sturmi</i>	Nb	WL	m ombrophil	mesophil	m hygrophil
	<i>Araniella cucurbitina</i>	Nb	WR	eu	eu	eu
	<i>Araniella displicata</i>	Nb	WR	mesophil	mesophil	mesophil
	<i>Cercidia prominens</i>	Nb	WL	m ombrophil	mesophil	m hygrophil
	<i>Cyclosa conica</i>	Nb	WR	st ombrophil	mesophil	eu
	<i>Hypsosinga sanguinea</i>	Nb	O	mesophil	mesophil	mesophil
	<i>Mangora acalypha</i>	Nb	WR	m photophil	mesophil	mesophil
	<i>Zilla diodia</i>	Nb	WR	m ombrophil	mesophil	st xerophil
Lycosidae	<i>Nuctenea umbratica</i>	Nb	WR	m ombrophil	mesophil	eu
	<i>Alopecosa cuneata</i>	Jä/ Lau	O	m photophil	mesophil	eu
	<i>Alopecosa pulverulenta</i>	Jä/ Lau	O	m photophil	mesophil	m hygrophil
	<i>Alopecosa trabalis</i>	Jä/ Lau	O	mesophil	thermophil	st xerophil
	<i>Aulonia albigana</i>	Nb	O	m ombrophil	mesophil	mesophil
	<i>Pardosa lugubris</i>	Jä/ Lau	WL	m ombrophil	mesophil	mesophil
	<i>Pardosa saltans</i>	Jä/ Lau	WR	m photophil	m thermophil	m xerophil
	<i>Pirata uliginosus</i>	Jä/ Lau	O	m photophil	m psychrophil	mesophil
	<i>Trochosa terricola</i>	Jä/ Lau	WR	m ombrophil	mesophil	m xerophil
	<i>Xerolycosa nemoralis</i>	Jä/ Lau	O	m photophil	mesophil	st xerophil
Pisauridae	<i>Pisaura mirabilis</i>	Jä/ Lau	O	m photophil	mesophil	eu
Agelenidae	<i>Agelena gracilens</i>	Nb	O	m ombrophil	thermophil	m xerophil
	<i>Agelena labyrinthica</i>	Nb	O	photophil	thermophil	m xerophil
	<i>Textrix denticulata</i>	Nb	O	mesophil	mesophil	xerophil
Hahniidae	<i>Hahnina helveola</i>	Nb	WR	mesophil	mesophil	mesophil
	<i>Hahnina nava</i>	Nb	O	m photophil	m thermophil	mesophil
	<i>Hahnina ononidum</i>	Nb	WL	mesophil	mesophil	m hygrophil
Dictynidae	<i>Cicurina cicur</i>	Nb	WL	m ombrophil	mesophil	mesophil
	<i>Dictyna pusilla</i>	Nb	O	st photophil	thermophil	m xerophil
Amaurobiidae	<i>Coelotes inermis</i>	Nb	WL	st ombrophil	mesophil	mesophil
	<i>Coelotes terrestris</i>	Nb	WL	st ombrophil	mesophil	m hygrophil

Familie	Art	Beute	LRP	Habitatpräferenz		
				Licht	Wärme	Feuchte
Anyphaenidae	<i>Anyphaena accentuata</i>	Jä/ Lau	WR	m ombrophil	mesophil	m hygrophil
Liocranidae	<i>Agroeca brunnea</i>	Jä/ Lau	WL	m ombrophil	mesophil	m hygrophil
	<i>Agroeca cuprea</i>	Jä/ Lau	O	eu	thermophil	eu
	<i>Agroeca proxima</i>	Jä/ Lau	WR	m photophil	mesophil	eu
Corinnidae	<i>Phrurolithus festivus</i>	Jä/ Lau	O	m ombrophil	mesophil	m hygrophil
Clubionidae	<i>Clubiona brevipes</i>	Jä/ Lau	S	m ombrophil	mesophil	mesophil
	<i>Clubiona comta</i>	Jä/ Lau	WR	st ombrophil	mesophil	m hygrophil
	<i>Clubiona corticalis</i>	Jä/ Lau	WL	m ombrophil	m psychrophil	m hygrophil
	<i>Clubiona leucaspis</i>	Jä/ Lau	S	mesophil	mesophil	mesophil
	<i>Clubiona pallidula</i>	Jä/ Lau	WL	m ombrophil	mesophil	mesophil
	<i>Clubiona subsultans</i>	Jä/ Lau	WN	m ombrophil	mesophil	m hygrophil
	<i>Clubiona terrestris</i>	Jä/ Lau	WL	eu	eu	m hygrophil
	<i>Drassodes pubescens</i>	Jä/ Lau	WL	ombrophil	mesophil	eu
	<i>Drassyllus praeficus</i>	Jä/ Lau	O	m photophil	m thermophil	m xerophil
Gnaphosidae	<i>Drassyllus pusillus</i>	Jä/ Lau	O	eu	eu	eu
	<i>Haplodrassus cognatus</i>	Jä/ Lau	WR	mesophil	mesophil	mesophil
	<i>Haplodrassus signifer</i>	Jä/ Lau	WK	eu	eu	eu
	<i>Haplodrassus silvestris</i>	Jä/ Lau	WL	mesophil	mesophil	m hygrophil
	<i>Haplodrassus soerensemi</i>	Jä/ Lau	WL	mesophil	mesophil	hygrophil
	<i>Haplodrassus umbratilis</i>	Jä/ Lau	WK	m ombrophil	mesophil	m hygrophil
	<i>Micaria subopaca</i>	Jä/ Lau	WR	mesophil	mesophil	mesophil
	<i>Zelotes aeneus</i>	Jä/ Lau	O	m photophil	thermophil	st xerophil
	<i>Zelotes clivicola</i>	Jä/ Lau	WR	mesophil	mesophil	mesophil
	<i>Zelotes electus</i>	Jä/ Lau	O	st photophil	st thermophil	st xerophil
	<i>Zelotes erebeus</i>	Jä/ Lau	O	st photophil	st thermophil	st xerophil
	<i>Zelotes latreillei</i>	Jä/ Lau	O	eu	eu	eu
	<i>Zelotes petrensis</i>	Jä/ Lau	O	m ombrophil	m thermophil	m xerophil
	<i>Zelotes subterraneus</i>	Jä/ Lau	WL	mesophil	mesophil	m xerophil
Zoridae	<i>Zora silvestris</i>	Jä/ Lau	WR	m photophil	mesophil	eu
	<i>Zora spinimana</i>	Jä/ Lau	WK	m photophil	mesophil	eu
Philodromidae	<i>Philodromus aureolus</i>	Jä/ Lau	WR	eu	mesophil	eu
	<i>Philodromus cespitum</i>	Jä/ Lau	WR	mesophil	mesophil	m xerophil
	<i>Philodromus collinus</i>	Jä/ Lau	WN	st ombrophil	mesophil	mesophil
	<i>Philodromus dispar</i>	Jä/ Lau	WR	m photophil	thermophil	m hygrophil
	<i>Philodromus fuscomarginatus</i>	Jä/ Lau	WR	mesophil	mesophil	mesophil
	<i>Philodromus margaritatus</i>	Jä/ Lau	WL	m ombrophil	m psychrophil	m hygrophil
	<i>Thanatus sabulosus</i>	Jä/ Lau	O	photophil	thermophil	st xerophil
	<i>Tibellus oblongus</i>	Jä/ Lau	WR	mesophil	mesophil	eu
Thomisidae	<i>Coriarachne depressa</i>	Jä/ Lau	WR	st ombrophil	mesophil	mesophil
	<i>Diaea dorsata</i>	Jä/ Lau	WL	m ombrophil	mesophil	m hygrophil
	<i>Ozyptila atomaria</i>	Jä/ Lau	S	mesophil	mesophil	eu
	<i>Ozyptila trux</i>	Jä/ Lau	S	m ombrophil	mesophil	m hygrophil
	<i>Xysticus audax</i>	Jä/ Lau	WN	eu	eu	eu
	<i>Xysticus cristatus</i>	Jä/ Lau	O	eu	eu	eu
	<i>Xysticus erraticus</i>	Jä/ Lau	O	mesophil	mesophil	m xerophil
	<i>Xysticus lanio</i>	Jä/ Lau	WR	m ombrophil	mesophil	mesophil
	<i>Xysticus luctator</i>	Jä/ Lau	WL	m photophil	m thermophil	m xerophil
	<i>Xysticus luctuosus</i>	Jä/ Lau	WR	m ombrophil	mesophil	st xerophil
Salticidae	<i>Ballus chalybeius</i>	Jä/ Lau	WR	m ombrophil	mesophil	eu
	<i>Bianor aurocinctus</i>	Jä/ Lau	O	mesophil	thermophil	xerophil

Familie	Art	Beute	LRP	Habitatpräferenz		
				Licht	Wärme	Feuchte
	<i>Dendryphantes hastatus</i>	Jä/ Lau	WR	mesophil	mesophil	mesophil
	<i>Dendryphantes rudis</i>	Jä/ Lau	WR	mesophil	mesophil	mesophil
	<i>Euophrys erratica</i>	Jä/ Lau	WR	mesophil	mesophil	mesophil
	<i>Euophrys frontalis</i>	Jä/ Lau	WN	mesophil	mesophil	mesophil
	<i>Evarcha falcata</i>	Jä/ Lau	WN	m photophil	m thermophil	mesophil
	<i>Marpissa muscosa</i>	Jä/ Lau	WR	mesophil	mesophil	mesophil
	<i>Neon reticulatus</i>	Jä/ Lau	S	ombrophil	mesophil	m hygrophil
	<i>Salticus zebraneus</i>	Jä/ Lau	S	photophil	thermophil	xerophil

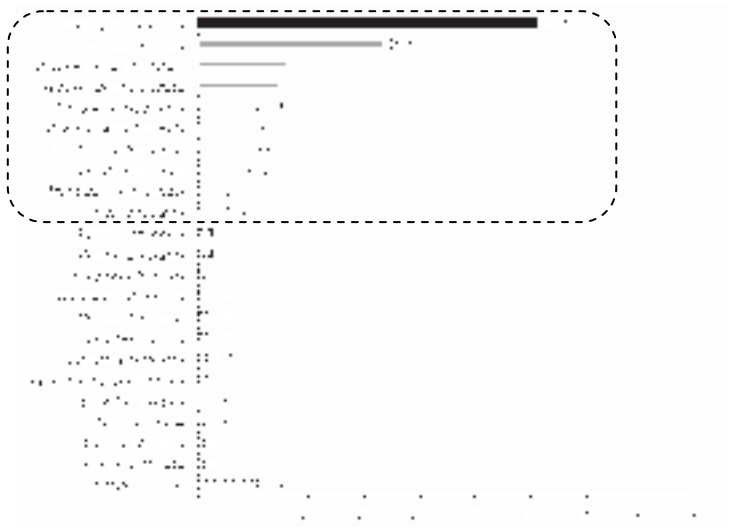


Abb. 35: Dominanzverteilung (ENGELMANN, 1978) der Araneae auf **Pi L** (nach Fängen mit BF - 2000)

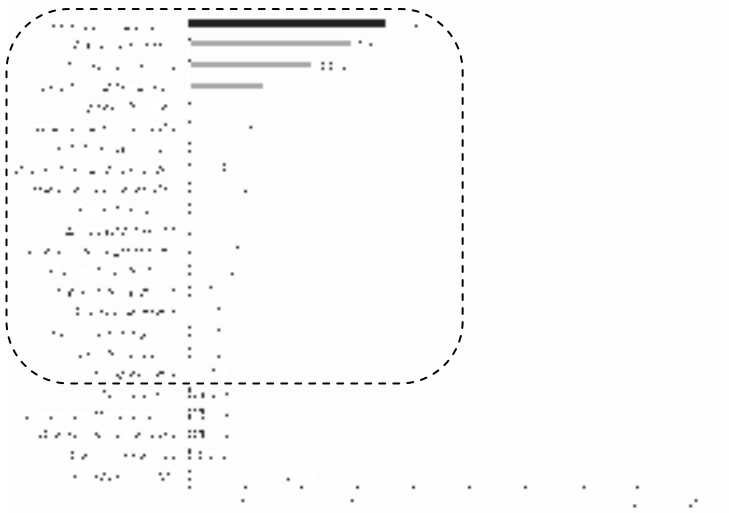


Abb. 36: Dominanzverteilung (ENGELMANN, 1978) der Araneae auf **Pi G** (nach Fängen mit BF - 2000)

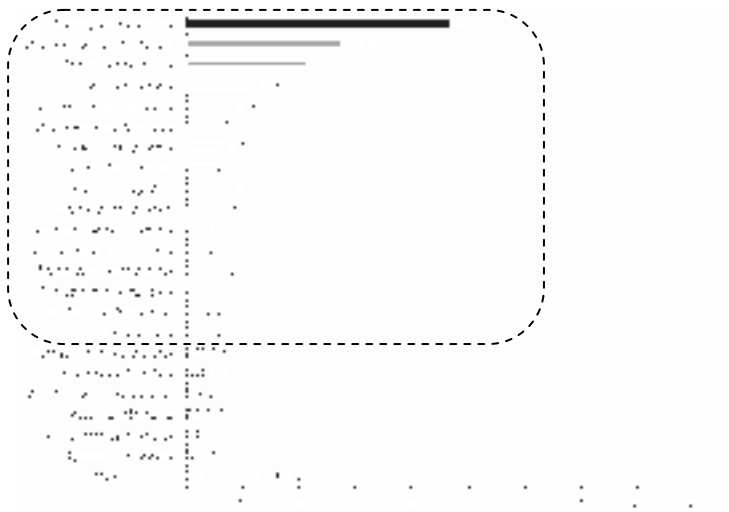


Abb. 37: Dominanzverteilung (Engelmann, 1978) der Araneae auf **PiFa I L** (nach Fängen mit BF - 2000)

Legende: eudominant dominant subdominant rezedent subrezedent sporadisch rezident

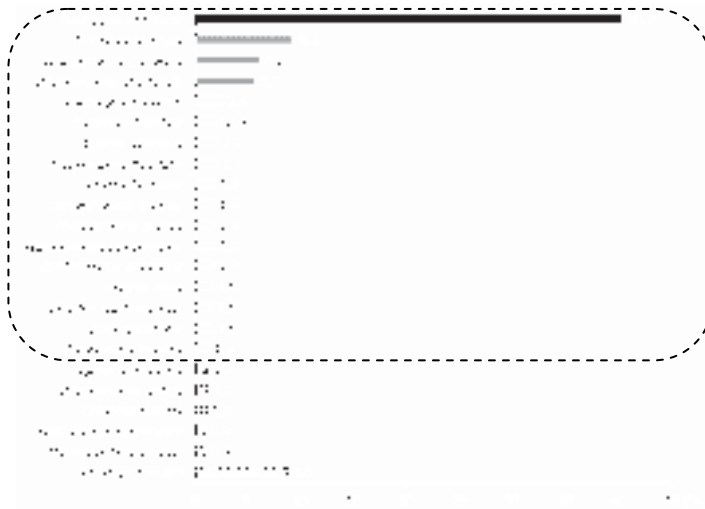


Abb. 38: Dominanzverteilung (ENGELMANN, 1978) der Araneae auf **PiQu I L** (nach Fängen mit BF - 2000)



Abb. 39: Dominanzverteilung (Engelmann, 1978) der Araneae auf **PiFa II L** (nach Fängen mit BF - 2000)

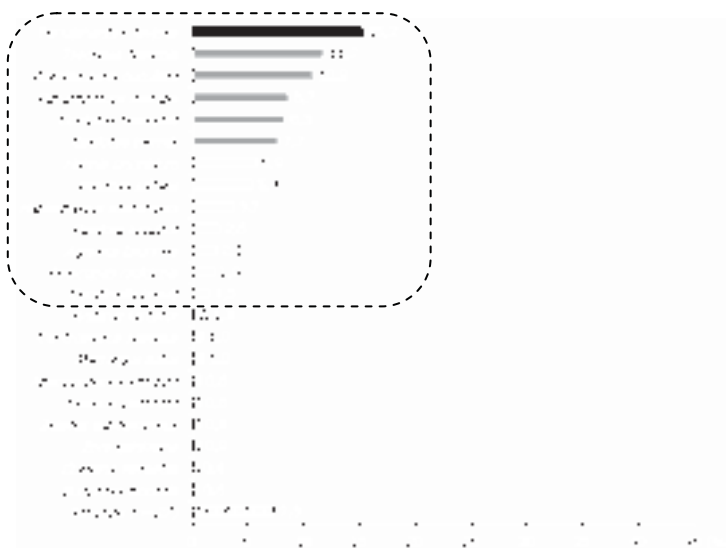


Abb. 40: Dominanzverteilung (Engelmann, 1978) der Araneae auf **PiQu II L** (nach Fängen mit BF - 2000)

Legende: eudominant dominant subdominant rezedent subrezedent sporadisch

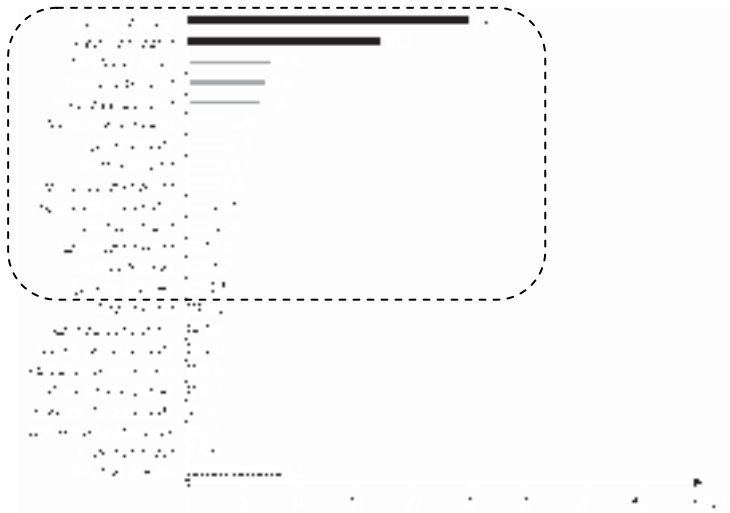


Abb. 41: Dominanzverteilung (ENGELMANN, 1978) der Araneae auf **PiPi G** (nach Fängen mit BF - 2000)

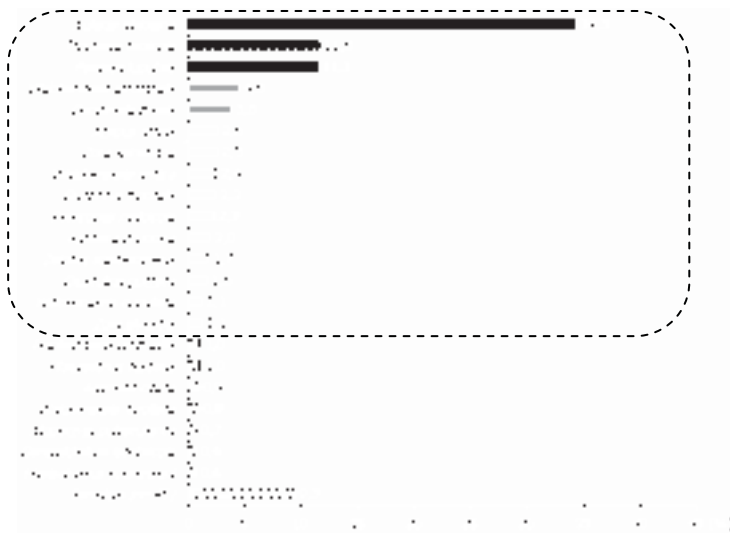


Abb. 42: Dominanzverteilung (Engelmann, 1978) der Araneae auf **PiFa I G** (nach Fängen mit BF - 2000)

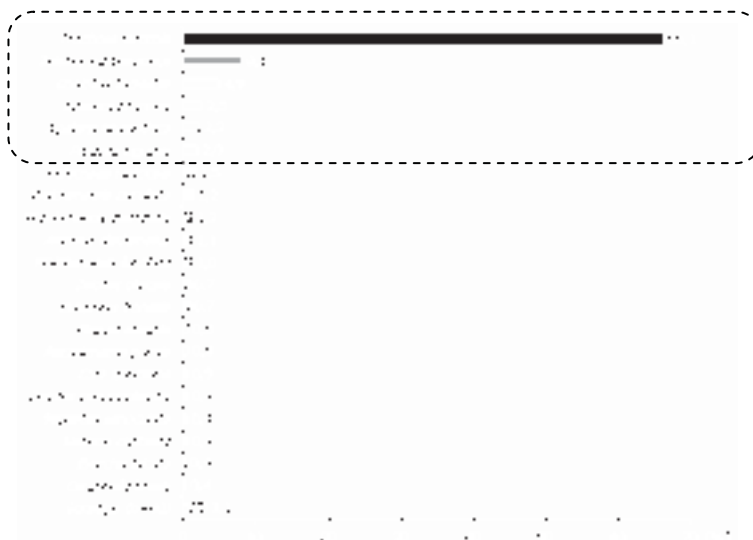


Abb. 43: Dominanzverteilung (Engelmann, 1978) der Araneae basierend auf der Aktivitätsbiomasse auf **Pi L** (nach Fängen mit BF - 2000)

Legende: eudominant dominant subdominant rezedent subrezedent sporadisch

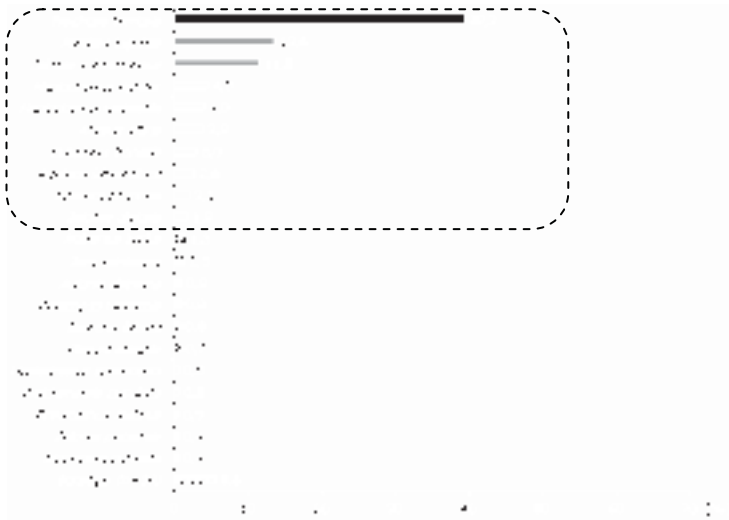


Abb. 44: Dominanzverteilung (ENGELMANN, 1978) der Araneae basierend auf der Aktivitätsbiomasse auf **Pi G** (nach Fängen mit BF - 2000)

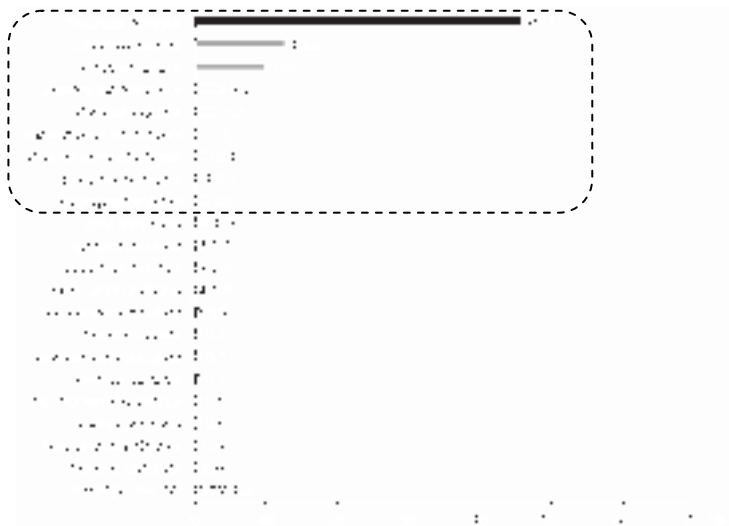


Abb. 45: Dominanzverteilung (Engelmann, 1978) der Araneae basierend auf der Aktivitätsbiomasse auf **PiFa I L** (nach Fängen mit BF - 2000)

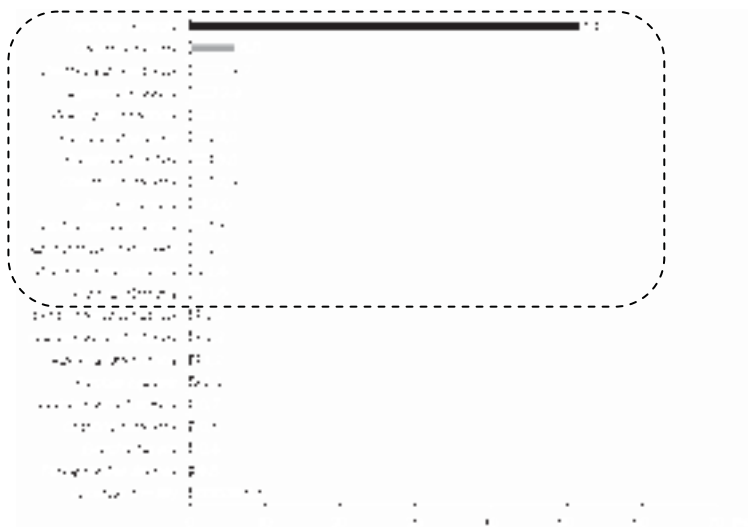


Abb. 46: Dominanzverteilung (Engelmann, 1978) der Araneae basierend auf der Aktivitätsbiomasse auf **PiQu I L** (nach Fängen mit BF - 2000)

Legende: eudominant ■ dominant ■ subdominant □ rezedent ▨ subrezedent ▤ sporadisch ▥

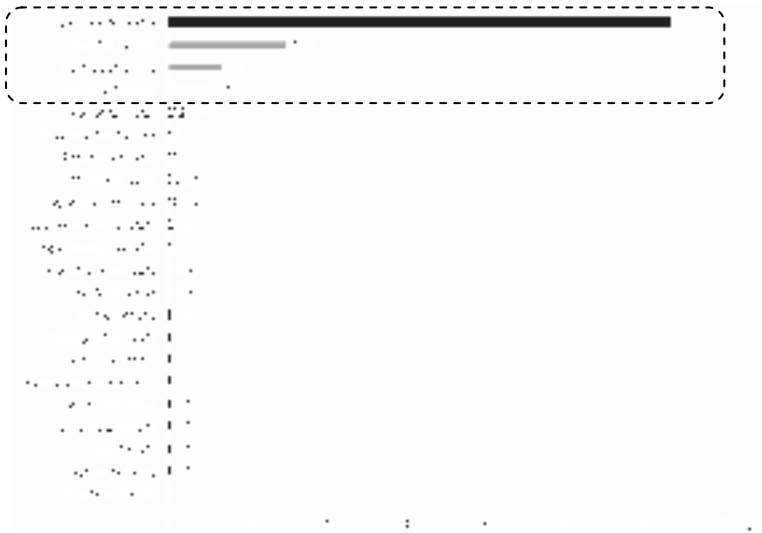


Abb. 47: Dominanzverteilung (ENGELMANN, 1978) der Araneae basierend auf der Aktivitätsbiomasse auf **PiFa II L** (nach Fängen mit BF - 2000)

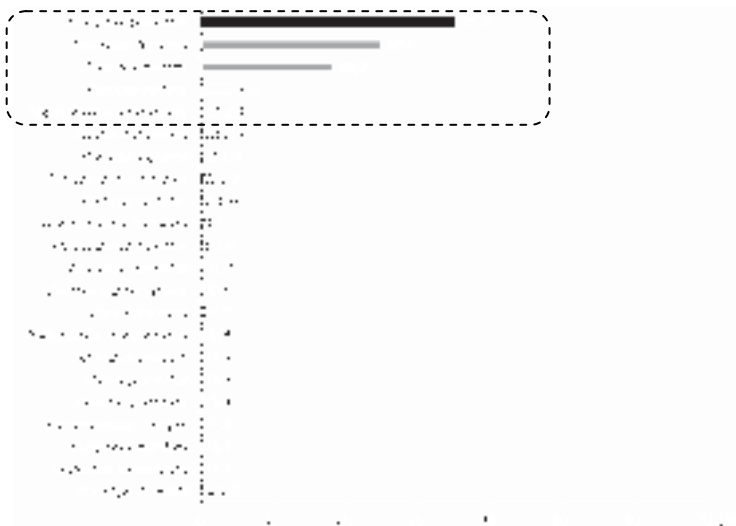


Abb. 48: Dominanzverteilung (Engelmann, 1978) der Araneae basierend auf der Aktivitätsbiomasse auf **PiQu II L** (nach Fängen mit BF - 2000)

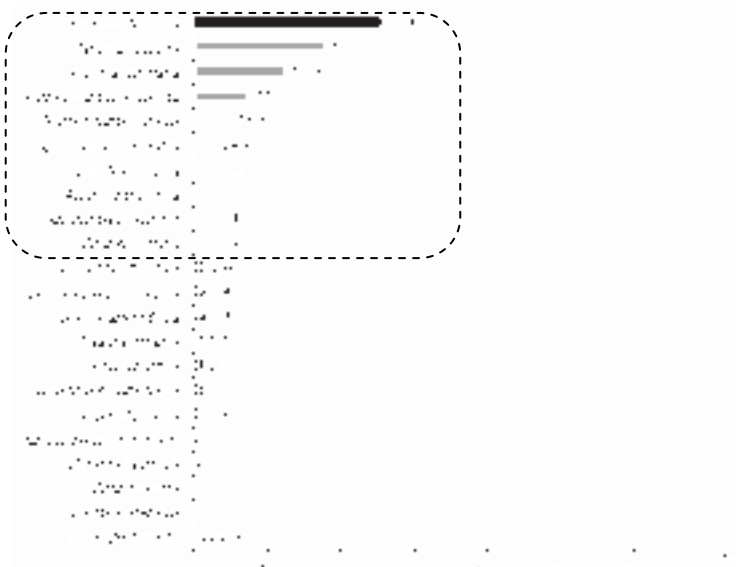


Abb. 49: Dominanzverteilung (Engelmann, 1978) der Araneae basierend auf der Aktivitätsbiomasse auf **PiFa I G** (nach Fängen mit BF - 2000)

Legende: eudominant dominant subdominant rezedent subrezedent sporadisch

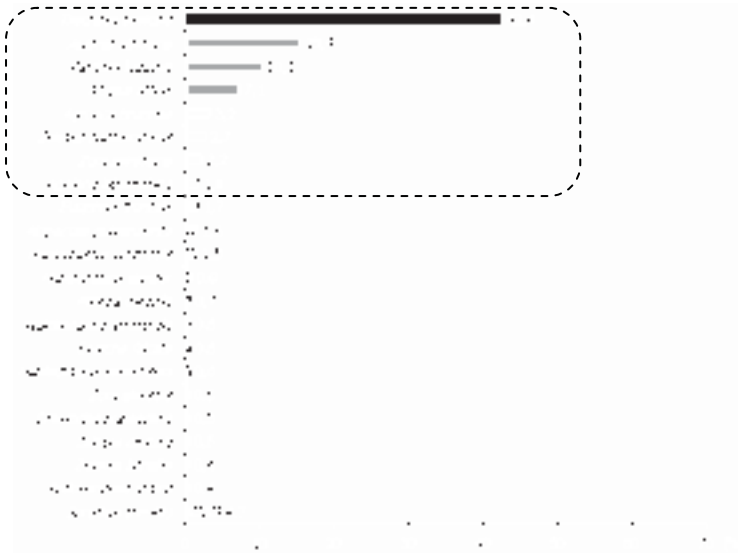


Abb. 50: Dominanzverteilung (ENGELMANN, 1978) der Araneae basierend auf der Aktivitätsbiomasse auf **PiPi G** (nach Fängen mit BF - 2000)

