




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

DISSERTATION

Nadine Bräsicke

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



 Cuvillier Verlag Göttingen

<https://cuvillier.de/de/shop/publications/1181>

Copyright:

Cuvillier Verlag, Inhaberin Annette Jentsch-Cuvillier, Nonnenstieg 8, 37075 Göttingen,
Germany

Telefon: +49 (0)551 54724-0, E-Mail: info@cuvillier.de, Website: <https://cuvillier.de>

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 Holzarmut 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 Standorten 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 Standortfaktoren 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 abgesehen 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 Webpinnengemeinschaft
- 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 ARANEAES 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 Artensammensetzung 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 (Konsumtion 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 Verteilungsleistung 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, EKSCHEMITT et al. 1997, SNYDER & WISE 1999). Ihre Strategie der optimalen Futtermittelverwertung 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