

TEXTE 21/2017

Umweltforschungsplan des
Bundesministeriums für Umwelt,
Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit

Forschungskennzahl 3714 67 406 0
UBA-FB 002461

Schutz des Naturhaushaltes vor den Auswirkungen der Anwendung von Pflanzenschutzmitteln aus der Luft in Wäldern und im Weinbau

von


Dr. Ingo Brunk, Thomas Sobczyk, Dr. Jörg Lorenz
Technische Universität Dresden, Fakultät für Umweltwissenschaften,
Institut für Forstbotanik und Forstzoologie, Tharandt

Im Auftrag des Umweltbundesamtes

Impressum

Herausgeber:

Umweltbundesamt
Wörlitzer Platz 1
06844 Dessau-Roßlau
Tel: +49 340-2103-0
Fax: +49 340-2103-2285
info@umweltbundesamt.de
Internet: www.umweltbundesamt.de

 /umweltbundesamt.de

 /umweltbundesamt

Durchführung der Studie:

Technische Universität Dresden, Fakultät für Umweltwissenschaften,
Institut für Forstbotanik und Forstzoologie,
Professur für Forstzoologie, Prof. Dr. Mechthild Roth
Pienner Straße 7 (Cotta-Bau),
01737 Tharandt

Abschlussdatum:

Januar 2017

Redaktion:

Fachgebiet IV 1.3 Pflanzenschutz
Dr. Mareike Güth, Dr. Daniela Felsmann

Publikationen als pdf:

<http://www.umweltbundesamt.de/publikationen>

ISSN 1862-4359

Dessau-Roßlau, März 2017

Das diesem Bericht zu Grunde liegende Vorhaben wurde mit Mitteln des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit unter der Forschungskennzahl 3714 67 406 0 gefördert. Die Verantwortung für den Inhalt dieser Veröffentlichung liegt bei den Autorinnen und Autoren.

Kurzbeschreibung

Die Bekämpfung von Schadinsekten durch die Ausbringung von Pflanzenschutzmitteln mittels Luftfahrzeugen ist grundsätzlich gesetzlich verboten. Ausnahmen sind für Kronenbereiche von Wäldern und Steillagen des Weinbaus möglich, aber nur unter Einhaltung von Auflagen und Anwendungsbestimmungen, die die Auswirkungen für Nichtzielorganismen auf ein vertretbares Maß reduzieren. Die entsprechenden Pflanzenschutzmittel müssen hierzu für die Verwendung mit Luftfahrzeugen vom BVL zugelassen werden. Das UBA fungiert in diesem Verfahren als Benehmensbehörde.

In der vorliegenden Studie wurden bestehende Anwendungsbestimmungen des Umweltbundesamtes überprüft und zahlreiche Alternativoptionen analysiert und diskutiert. Die Bearbeitung erfolgte auf Basis einer umfangreichen Literaturlauswertung von mehr als 2500 Quellen, darunter vielen unveröffentlichten Gutachten, Studien und akademischen Abschlußarbeiten, sowie einer GIS-Auswertung und Befragungen von Experten, Praktikern und Behördenvertretern, sowie ehrenamtlichen Spezialisten für verschiedene Artengruppen der Nichtzielorganismen.

Die vorliegende Studie beschränkt sich auf die zum Zeitpunkt des Beginns des Forschungsvorhabens für die Anwendung im Kronenbereich zugelassenen Mittel „Dipel ES“, „Dimilin 80 WG“ und „Karate Forst flüssig“. Sie berücksichtigt in erster Linie Auswirkungen auf Arthropoden, Fledermäuse und Vögel als Nichtzielorganismen, für die ein hoher Grad der Betroffenheit vermutet wurde.

Abstract

The application of pesticides from aircraft is forbidden by European law. Exceptions are possible for forests canopies and steep slope viticultures, but were restricted by regulations and terms of use which reduces impact on nontarget organisms to justifiable extent. Specific pesticides have to be approved for application from aircraft by BVL.

This study reviewed regulations and terms of use established by Umweltbundesamt and various alternative options were discussed. More than 2500 sources, beside of regular publications, especially unpublished studies and datasets have been analysed, as well as analyses using geographic information systems and several interviews of experts, practitioners and members of authorities.

The study focused mainly on three different pesticides („Dipel ES“, „Dimilin 80 WG“, „Karate Forst flüssig“) and their impacts on nontarget organisms of arthropods, bats and birds.

Inhaltsverzeichnis

Abbildungsverzeichnis	13
Tabellenverzeichnis	15
Abkürzungsverzeichnis.....	18
Zusammenfassung	19
Summary.....	24
1 Einleitung.....	29
2 Pflanzenschutzmitteleinsatz im Wald.....	30
2.1 Aussagen zum Zustand der Biodiversität in Wäldern.....	30
2.2 Eichenwaldgesellschaften.....	30
2.2.1 Anwendungsbereiche	30
2.2.2 Fraßgemeinschaften und Schadinsekten auf Eichen (<i>Quercus spec.</i>).....	31
2.2.3 Biodiversität von Arthropoden in Eichenwäldern.....	34
2.2.3.1 Übersichtsuntersuchungen über mehrere Arthropodengruppen	34
2.2.3.2 Käfer (Coleoptera)	38
2.2.3.3 Schmetterlinge (Lepidoptera)	40
2.2.4 Auswirkungen der Gradation des EichenprozeSSIONSSpinnerS auf andere Arten.....	40
2.2.5 Biodiversität von Fledermäusen in Eichenwäldern	41
2.2.6 Biodiversität von Vögeln in Eichenwäldern.....	42
2.3 Kiefernwaldgesellschaften bzw. Kiefernforsten.....	43
2.3.1 Fraßgemeinschaften und Schadinsekten auf Kiefern (<i>Pinus sylvestris</i>).....	43
2.3.1.1 Nonne (<i>Lymantria monacha</i> (Linnaeus, 1758))	45
2.3.1.2 Kiefernspinner (<i>Dendrolimus pini</i> (Linnaeus, 1758))	46
2.3.1.3 Kiefernspanner (<i>Bupalus piniarius</i> (Linnaeus, 1758))	46
2.3.1.4 Kieferneule (<i>Panolis flammea</i> (Denis & Schiffermüller, 1775))	47
2.3.1.5 KiefernprozeSSIONSSpinner (<i>Thaumetopoea pinivora</i> (Treitschke, 1834))	47
2.3.1.6 Kiefernbuschhornblattwespen	47
2.3.2 Biodiversität in Kiefernwäldern und -forsten.....	48
2.3.2.1 Arthropoden	48
2.3.2.2 Vögel (Aves)	49
2.3.2.3 Fledermäuse (Chiroptera)	51
2.4 Biodiversitätsgradienten innerhalb Deutschlands	52
3 Wie sieht das Inventar der Zönosen und gefährdeten Arten in Wäldern aus?	55
3.1 FFH-Arten mit Bezug zu Eichenwäldern in Deutschland	55
3.1.1 Arthropoden.....	55

3.1.1.1	<i>Bolbelasmus unicornis</i> (Schrank, 1789) - Vierzähner Mistkäfer	55
3.1.1.2	<i>Cerambyx cerdo</i> Linnaeus, 1758 - Heldbock	55
3.1.1.3	<i>Cucujus cinnabarinus</i> (Scopoli, 1763) - Scharlachkäfer	55
3.1.1.4	<i>Eriogaster catax</i> (Linnaeus, 1758) - Heckenwolläfter	55
3.1.1.5	<i>Euphydryas maturna</i> (Linnaeus, 1758) - Eschen-Scheckenfalter	56
3.1.1.6	<i>Limoniscus violaceus</i> (P.W.J. Müller, 1821) - Veilchenblauer Wurzelhalsschnellkäfer	56
3.1.1.7	<i>Lucanus cervus</i> (Linnaeus, 1758) - Hirschkäfer	56
3.1.1.8	<i>Osmoderma eremita</i> (Scopoli, 1763) - Eremit	56
3.1.2	Vögel (Aves).....	56
3.1.2.1	Waldarten des Anhang I der EU-Vogelschutzrichtlinie	56
3.1.2.2	Brutvogel-Leitarten für FFH-Lebensraumtypen der Eichenwälder	58
3.1.2.3	Arten der Eichenwälder	58
3.1.2.4	Generelle Bestandesentwicklung der Arten der Wälder	58
3.1.2.5	Arten der Kiefernwälder	60
3.1.3	Fledermäuse (Chiroptera).....	60
3.2	Gefährdete und gesetzlich geschützte Arten in Eichenwäldern.....	61
3.2.1	Arthropoda.....	61
3.2.1.1	Schmetterlinge (Lepidoptera)	61
3.3	FFH-Arten mit Bezug zu Kiefernwäldern und -forsten in Deutschland.....	62
3.3.1	Arthropoden.....	62
3.3.2	Vögel (Aves).....	62
3.3.3	Fledermäuse (Chiroptera).....	63
3.4	Zusammenfassung.....	63
4	Grad der Betroffenheit und Wiederbesiedlungspotenzial von Nichtzielorganismen.....	65
4.1	Bewertung der Auswirkungen des Einsatzes von Pflanzenschutzmitteln auf Lebensgemeinschaften und die Biodiversität in Wäldern.....	65
4.2	Bewertung der Auswirkungen des Einsatzes von Pflanzenschutzmitteln auf betroffene Arten vor dem Hintergrund der potenziellen Wiederbesiedlungsprozesse.....	65
4.2.1	Grad der Betroffenheit.....	65
4.2.2	Zeitraum der Wiederbesiedlung.....	65
4.2.3	Ausbreitungsfähigkeit und Flugleistung.....	66
4.2.4	Schlussfolgerung.....	68
5	GIS-Analysen.....	69
5.1	Einleitung und Zielstellung.....	69
5.2	Datengrundlagen.....	69

5.3	Methodik	70
5.4	Ergebnisse.....	71
5.4.1	Waldanteile und räumliche Verteilung.....	71
5.4.1.1	Sachsen	71
5.4.1.2	Brandenburg	71
5.4.1.3	Sachsen-Anhalt	75
5.4.1.4	Fazit	77
5.4.2	Nach derzeitigen Bestimmungen behandelbare Waldflächen	78
5.4.2.1	Sachsen	78
5.4.2.2	Brandenburg	78
5.4.2.3	Sachsen-Anhalt	78
5.4.2.4	Fazit	78
5.4.3	Nach derzeitigen Bestimmungen und Herausnahme der NSG und FFH-Gebiete behandelbare Waldflächen.....	79
5.4.3.1	Sachsen	79
5.4.3.2	Brandenburg	79
5.4.3.3	Sachsen-Anhalt	79
5.4.3.4	Fazit	79
5.4.4	Maximale Schadereignisse in Bezug zur Gesamtschadkulisse.....	80
5.4.4.1	Sachsen	80
5.4.4.2	Brandenburg	80
5.4.4.3	Sachsen-Anhalt	80
5.4.4.4	Fazit	80
6	Überprüfung von bestehenden Managementauflagen des UBA und Erstellung von Managementoptionen.....	81
6.1	Vorbemerkungen	81
6.2	Bewertung der bestehenden Auflagen.....	81
6.2.1	Refugialraumaufgabe	81
6.2.2	„Keine Anwendung in Naturschutzgebieten“.....	83
6.2.3	Abstand zu Rändern und Oberflächengewässern (25m bzw. 100m).....	84
6.2.4	Anwendungshäufigkeit.....	84
6.2.5	Maximal 5 % der Gesamtwaldfläche eines Bundeslandes darf behandelt werden.....	85
6.2.6	Vorschriften (Hubschrauber mit angebaute Sprühanlage)	85
6.3	Mögliche weitere Managementoptionen	86
6.3.1	Flächenbezogene Maßnahmen.....	87

6.3.1.1	PSM-Einsatz nicht in SPA Gebieten	87
6.3.1.2	PSM-Einsatz nicht in FFH-Lebensraumtypen	87
6.3.1.3	Abstand von 100 m zu anders strukturierten Beständen	88
6.3.1.4	Bei PSM Behandlung baumartenspezifischer Arten keine Mischbestände mit Mischungsanteil > 30 % behandeln	88
6.3.1.5	Einschränkung des PSM-Einsatzes in Beständen mit Unter- /oder Voranbau standortgerechter einheimischer Baumarten	89
6.3.1.6	Keine Behandlung von Beständen >60 Jahre die nicht dem Bestandeszieltyp entsprechen und weder einen Unterbau noch einen Voranbau haben	89
6.3.1.7	In Beständen mit Maschinenwegen fliegen nur längs der Gassenrichtung unter Auslassen derselben zur Schonung der Bodenfauna	89
6.3.1.8	Auslassen um kartierte Ameisenbauten	90
6.3.1.9	Bekämpfung nur von Beständen mit standortgerechten Baumarten	90
6.3.1.10	Bekämpfung nur auf Flächen, die entsprechend den Bestandeszieltypen bestockt sind	91
6.3.1.11	Raster von Flächen in großflächigen Bekämpfungsgebieten auslassen	91
6.3.1.12	Schutz von Saumbiotopen	91
6.3.1.13	Abstand zu unbehandelten, gleichen Waldtypen < 500 m	92
6.3.2	Technische Maßnahmen.....	93
6.3.2.1	Verfahrensvergleich (Luftfahrzeugeinsatz versus Bodentechnik)	93
6.3.2.2	Einsatz Mittel mit geringerem Wirkungsgrad	93
6.3.2.3	Einschränkung des Ausbringungszeitraumes	93
6.3.2.4	Einsatz spezieller Düsen	95
6.3.3	Administrative Maßnahmen.....	96
6.3.3.1	Nachweis des integrierten Pflanzenschutzes im Bekämpfungsgebiet	96
6.3.3.2	Nachweis des ausreichenden Monitorings auf Schaderreger und Nichtzielorganismen	96
6.3.3.3	Nachweis der Unbedenklichkeit gegenüber kartierten FFH-Arten	96
6.3.3.4	Notwendigkeit der Untersuchung geschützter Arten nach BArtSchVO	97
6.3.3.5	Unabhängige Kontrollen in Bezug auf die Einhaltung naturschutzfachlicher Standards	97
6.3.3.6	Abgabe von Kompetenzen an Forstverwaltung und/oder Kommune	97
6.3.3.7	Einheitlicher Rechtsrahmen für den Mitteleinsatz (nicht differenziert nach Pflanzenschutz, Biozidrecht, Ordnungsrecht)	98
6.4	Zusammenfassung	99
7	Pflanzenschutzmitteleinsatz im Weinbau.....	102
7.1	Einleitung.....	102
7.1.1	Literaturübersicht.....	102

7.1.2	Spezifika ostdeutscher Weinbaugebiete in Bezug auf Steillagen.....	102
7.1.2.1	Anbaugebiete und Anteile an Steillagen	102
7.1.2.2	Klima	103
7.1.2.3	Geologie	104
7.1.2.4	Anbau- und Erwerbsformen:	104
7.1.2.5	Einsatz von Pflanzenschutzmitteln mittels Luftfahrzeugen	104
7.1.2.6	Sonstiger Einsatz von Pflanzenschutzmitteln	105
7.1.2.7	Spritzfolgenpläne	105
7.1.2.8	Fazit	105
7.2	Zustand der Biodiversität von Weinbausteillagen	106
7.2.1	Pflanzen (v.a. Frühjahrsgeophyten).....	106
7.2.1.1	Naturschutzfachliche Bewertung	106
7.2.1.2	Gefährdung	108
7.2.1.3	Schutz- und Pflegemaßnahmen	108
7.2.1.4	Querschnittsfunktionen und -bedeutung	109
7.2.2	Pilze.....	109
7.2.2.1	Naturschutzfachliche Bewertung	109
7.2.2.2	Gefährdung	109
7.2.2.3	Querschnittsfunktionen und -bedeutung	109
7.2.3	Flechten und Moose.....	110
7.2.3.1	Naturschutzfachliche Bewertung	110
7.2.3.2	Gefährdung	110
7.2.3.3	Schutz- und Pflegemaßnahmen	110
7.2.4	Vorbemerkung Fauna.....	111
7.2.5	Arthropoden mit besonderer Relevanz für Weinbausteillagen.....	113
7.2.6	Gesetzlich geschützte Arthropoden die in der Umgebung von Weinbergsteillagen schwerpunktmäßig vorkommen (können).....	114
7.2.6.1	Schmetterlinge (Lepidoptera)	114
7.2.6.2	Käfer (Coleoptera)	115
7.2.6.3	Hautflügler (Hymenoptera: Aculeata)	120
7.2.7	Weichtiere.....	122
7.2.8	Wirbeltiere	122
7.2.9	Gefährdung von Nichtzielorganismen im Umfeld der Weinberge.....	123
7.2.10	FFH-Lebensraumtypen und deren Bedeutung	123
7.2.11	Naturschutzfachliche Bedeutung der Weinberge und deren Weinberge umgebende Strukturen.....	124

7.2.11.1 Weinbergsbetriebsflächen	124
7.2.11.2 Umgebende Biotope und Strukturen (Off-field)	125
7.3 Grad der Betroffenheit und potenzielle Wiederbesiedlungsfähigkeit.....	125
7.4 Leit- und Zielarten.....	128
7.4.1 Für Weinbergsteillagen besonders typische Arten.....	128
7.4.2 Besonders sensible Arten (Fungizide).....	128
7.4.3 Verbuschungszeiger.....	129
7.5 Ergebnisse der Befragungen und Interviews.....	131
7.5.1 Vorbemerkungen	131
7.5.2 Konventionell bewirtschaftetes Weingut im Weinanbaugebiet Sachsen.....	131
7.5.3 Konventionell bewirtschaftetes Weingut im Weinanbaugebiet Saale/Unstrut	133
7.5.4 „Biologisch“ bewirtschaftetes Weingut im Weinanbaugebiet Sachsen.....	134
7.5.5 Biowinzer im Weinanbaugebiet Saale/Unstrut.....	135
7.6 Umfeldanalyse.....	136
7.6.1 Saale-Unstrut-Gebiet.....	136
7.6.1.1 Saalhäuser Weinberg / Göttersitz	136
7.6.1.2 Der Steinmeister	136
7.6.1.3 Einzellage südlich Roßbach	137
7.6.1.4 Freyburger Schweigenberg	138
7.6.1.5 Schloss Neuenburg, Herzoglicher Weinberg südlich Freyburg	139
7.6.1.6 Steigra	140
7.6.1.7 Großjenaer Blütengrund, Umgebung Max Klinger Haus	141
7.6.1.8 Großjenaer Blütengrund, Gosecker Dechantenberg	142
7.6.1.9 Geiseltalsee bei Mücheln	143
7.6.2 Sachsen.....	145
7.6.2.1 Rysselkuppe	145
7.6.2.2 Pillnitzer Weinberg	145
7.6.2.3 Weinberge an den Dresdner Schlössern	146
7.6.2.4 Weinbergslagen bei Radebeul	148
7.6.2.5 Meißen - Umgebung Bosel	149
7.6.2.6 Knorre bei Meißen	150
7.6.2.7 "Böser Bruder" bei Diesbar-Seußnitz	151
7.6.2.8 linkselbisch neu aufgerebte Flächen	151
7.7 Zusammenfassende Diskussion	153
7.7.1 Vergleich der beiden Weinbauregionen in Bezug auf das Umfeld.....	153

7.7.2	Vergleich der Bewirtschaftungsintensität.....	153
7.7.3	Einfluss von Pflanzenschutzmitteln.....	154
7.7.4	Risikominderungsmaßnahmen in Bezug auf die Luftausbringung von Fungiziden.....	154
7.7.5	Risikominderungsmaßnahmen im Steillagenweinbau.....	154
8	Zusammenfassung.....	157
8.1	Einleitung.....	157
8.1.1	Kronenbereiche von Wäldern und Forsten.....	157
8.1.2	Weinbausteillagen.....	157
8.2	Aussagen zum Zustand der Biodiversität.....	158
8.2.1	Kronenbereiche von Wäldern und Forsten.....	158
8.2.2	Weinbausteillagen.....	158
8.3	Auswirkungen von Pflanzenschutzmitteln im Kronenbereich von Wäldern und Forsten.....	159
8.4	Anwendung von Fungiziden in Weinbausteillagen.....	159
8.5	Anwendungsbestimmungen und Auflagen.....	160
8.5.1	Kronenbereiche von Wäldern und Forsten.....	160
8.5.2	Weinbausteillagen.....	162
9	Quellenverzeichnis.....	163
10	Anhang.....	205
10.1	Überblick über die behandelten Pflanzengesellschaften.....	205
10.2	Tabellarische Übersicht der an Kiefer (<i>Pinus sylvestris</i>) gebundenen Schmetterlingsarten in Deutschland.....	209
	Anmerkungen.....	212
10.3	Insektenarten an Kiefer (aus Thunes et al. 2004).....	213
10.3.1	Blattläuse (Sternorrhyncha: Aphidoidea).....	213
10.3.2	Wanzen (Heteroptera).....	213
10.3.3	Coleoptera.....	214
10.3.4	Hymenoptera.....	216
10.4	Tabellarische Übersicht der an Eichen und Kiefern gebundenen Schmetterlingsarten in Deutschland in Bezug auf Betroffenheit durch PSM und der Ausbreitungsfähigkeit der Arten.....	218
10.5	Anwendungsbestimmungen für die Pflanzenschutzmittel Karate Forst flüssig und Dipel ES zum Schutz des Naturhaushaltes gemäß Genehmigung nach § 18 Abs. 3 Nr. 2 PflSchG vom 20. Februar 2015.....	248
10.5.1	ZAA 024080-00/00: Dipel ES (Wirkstoff: <i>Bacillus thuringiensis</i> var. <i>kurstaki</i> Stamm HD-1, kurz: Bt).....	248
10.5.2	ZAA 005618-00/00: Karate Forst flüssig (Wirkstoff: <i>lambda</i> -Cyhalothrin).....	248

10.5.3 Zusätzliche Kennzeichnungsaufgaben für beide Mittel.....	249
10.6 Vom Umweltbundesamt vergebene Anwendungsbestimmungen für Weinbau.....	250
10.7 Definition Wald	250

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1:	Entwicklung der Befallsflächen (in Tausend Hektar) anhand der jährlichen Meldungen der Unteren Forstbehörden und Forstämter in Südwestdeutschland (http://www.waldwissen.net/waldwirtschaft/schaden/krankheiten/fva_eichensterben_klimawandel/index.de).....	33
Abbildung 2:	Artenzahl nach Familien der Lepidoptera in Deutschland und mögliche Betroffenheit durch Insektizidapplikationen in Eichenwäldern (aus Sobczyk 2014).....	34
Abbildung 3:	Flächensummen der mit Pflanzenschutzmitteln gegen Kiefern großschadinsekten behandelten Flächen. In ha 1971-1989: Gebiete DDR. 1990-2010: Brandenburg, Mecklenburg-Vorpommern, Sachsen-Anhalt, Niedersachsen (aus Gräbner 2013).....	44
Abbildung 4:	Sukzession der Vogelarten in Kiefernwäldern der Lüneburger Heide (verändert nach Dierschke 1973). x – xxxx gibt die Häufigkeit des Auftretens der Art im jeweiligen Bestandesalter an.	50
Abbildung 5:	Anzahl der Brutvogelarten je TK 25 in den Jahren 2005-2009 (nach Atlas Deutscher Brutvogelarten, Gedeon et al. 2014).....	53
Abbildung 6:	Anzahl der Triggerarten je TK 25 in den Jahren 2005-2009 (nach Atlas Deutscher Brutvogelarten, Gedeon et al. 2014).....	54
Abbildung 7:	Wälder und Forste in Sachsen mit Darstellung der Eichen- und Kieferndominierten Wälder und der nach Abzug von Abstandsauflagen- und NSG/FFH-Gebieten verbliebenen Anteile.....	71
Abbildung 8:	Wälder und Forste in Brandenburg mit Darstellung der durch Eichen- und Kiefern dominierten Wälder und der nach Abzug von Abstand- und NSG/FFH-Gebieten verbliebenen Anteile.....	72
Abbildung 9:	Wälder und Forste im Nordosten Brandenburgs (Uckermark) mit Darstellung der Verteilung von Eichen- und Kiefernwäldern innerhalb von Naturschutzgebieten.	73
Abbildung 10:	Wälder und Forste im Nordwesten Brandenburgs (Prignitz) mit Darstellung der Verteilung von Eichen- und Kiefernwäldern innerhalb von Naturschutzgebieten.	74
Abbildung 11:	Wälder und Forste im Ostbrandenburgischen Heide- und Seengebiet nördlich von Cottbus (Lieberoser Heide), mit Darstellung der Verteilung von Eichen- und Kiefernwäldern innerhalb von Naturschutzgebieten.	75
Abbildung 12:	Wälder und Forste in Sachsen-Anhalt mit Darstellung der Eichen- und Kieferndominierten Wälder und der nach Abzug von Abstand- und NSG/FFH-Gebieten verbliebenen Anteile.....	76

Abbildung 13:	Wälder und Forste in den mittleren Landesteilen Sachsen-Anhalt mit Darstellung der Verteilung von Eichen- und Kiefernwäldern innerhalb von Naturschutzgebieten.	77
Abbildung 14:	Verbreitung des Segelfalters in Sachsen.....	129
Abbildung 15:	Landesweingut Kloster Pforta.....	136
Abbildung 16:	Der Steinmeister westlich von Naumburg.....	137
Abbildung 17:	SW Hang Einzellage südlich Roßbach.....	137
Abbildung 18:	Freyburger Schweigenberg.....	138
Abbildung 19:	Freyburger Schweigenberg. Gesamtansicht.....	139
Abbildung 20:	Schloss Neuenburg, Herzoglicher Weinberg südlich Freyburg. Detailansicht.....	139
Abbildung 21:	Schloss Neuenburg, Herzoglicher Weinberg südlich Freyburg. Gesamtansicht.	140
Abbildung 22:	Steigra. Bio-Winzer Rühlmann.....	140
Abbildung 23:	Steigra. Bio-Winzer Rühlmann.....	141
Abbildung 24:	Großjenaer Blütengrund, Umgebung Max Klinger Haus.	141
Abbildung 25:	Großjenaer Blütengrund, Gosecker Dechantenberg.....	142
Abbildung 26:	Großjenaer Blütengrund, Gosecker Dechantenberg.....	142
Abbildung 27:	Übersicht Geiseltalsee bei Mücheln.....	143
Abbildung 28:	Übersicht Geiseltalsee bei Mücheln. Externe Lage.....	143
Abbildung 29:	Rysselkuppe.	145
Abbildung 30:	Pillnitzer Weinberg	146
Abbildung 31:	Weinberge an den Dresdner Schlössern.....	147
Abbildung 32:	Weinberge an den Dresdner Schlössern.....	147
Abbildung 33:	Weinberge an den Dresdner Schlössern.....	148
Abbildung 34:	Weinbergslagen bei Radebeul.....	149
Abbildung 35:	Bosel bei Meißen.....	150
Abbildung 36:	Die Knorre bei Meißen.....	151
Abbildung 37:	Böser Bruder.....	152
Abbildung 38:	Linkselbisch neu aufgerebte Flächen.	152

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1:	Übersicht der für die Anwendung mit Luftfahrzeugen derzeit zugelassenen Pflanzenschutzmittel.....	29
Tabelle 2:	Schadflächen (in ha) von phytophagen Insekten (auf Grundlage der Waldschutzberichte AFZ-Der Wald 2009-2014. Anmerkung: Durch die unterschiedliche Meldestatistik ergeben sich Überschneidungen. So fassen NRW Eichenfraßgesellschaft und BW, RP, TH, SN, MV die Arten Großer und Kleiner Frostspanner zusammen).....	32
Tabelle 3:	Phytophage Arthropodenarten an Eiche (nach Kennedy & Southwood 1984, Brändle & Brandl 2001).....	35
Tabelle 4:	Artenreichtum von Eichenwäldern der Westkarpaten (Patočka et al. 1999).....	36
Tabelle 5:	Artenzahl einzelner Rot- und Stieleichen, sowie Gesamtartenzahlen (Goßner 2004).	37
Tabelle 6:	Ergebnisse der Untersuchungen der Kronenfauna im Leipziger Auwald.....	38
Tabelle 7:	Nutzung des Waldes als Quartier und Jagdlebensraum (nach Meschede & Heller 2002), 1-3 niedrig, 4 - 6 mittel, 7 - 9 hoch. Anordnung absteigend nach Bedeutung als Jagdrevier.....	42
Tabelle 8:	Flächengrößen der mit Pflanzenschutzmitteln gegen Kieferngrößschadinsekten behandelten Flächen in Deutschland im Zeitraum 2008 bis 2013 (Quelle: Waldschutzberichte 2009-2014 der Bundesländer, AFZ-Der Wald).....	45
Tabelle 9:	Phytophage Arthropodenarten an Kiefer (Kennedy & Southwood 1984, Brändle & Brandl 2001).....	48
Tabelle 10:	Bestandstrends der Waldvogelarten nach Anhang I der EU-Vogelschutzrichtlinie (nach Flade 2013). + - zunehmend, - abnehmend, ? - unbekannt.....	57
Tabelle 11:	Brutvogelleitarten der FFH-lebensraumtypen 9160 und 9170 (Eichen-Hainbuchenwälder) und 9190 Bodensaure Eichenwälder mit Angaben zum Bestandstrend.....	58
Tabelle 12:	Regionale Trends und signifikant unterschiedliche Bestandesentwicklungen von Waldvögeln in Ost- und Westdeutschland, auf Basis von Punkt-Stopp-Zählungen (Flade & Schwarz 2004). Ns – nicht signifikant, * signifikante ($p < 0,05$), ** hochsignifikante ($p < 0,01$), Zu/Abnahme in einer Region.....	59
Tabelle 13:	Unterschiedliche Bestandesentwicklungen von Brutvögeln innerhalb und außerhalb von Wäldern, auf Basis von Punkt-Stopp-Zählungen (Flade & Schwarz 2004). ns – nicht signifikante, * signifikante ($p < 0,05$), ** hochsignifikante ($p < 0,01$) Zu/Abnahme. Dargestellt sind nur Arten mit abnehmenden Beständen in Wäldern.	59

Tabelle 14:	Fledermäuse sind Zielarten in FFH-Gebieten in Deutschland. (aus Dietz 2013).....	60
Tabelle 15:	Übersicht über Jagdstrategien der Fledermäuse (ergänzt nach Meschede & Heller 2002).....	61
Tabelle 16:	Anzahl der an Eiche gebundenen Lepidopterenarten die nach BArtSchVO gesetzlich geschützt sind und Arten der Roten Liste Deutschlands. K&R Nummer nach Karsholt & Razowski 1996, geordnet nach Familien (Sobczyk 2014). Raupenentwicklungszeit in Monaten, z.B. 5 – Mai, 6 – Juni, A – Anfang, M - Mitte, E – Ende.	62
Tabelle 17:	Überblick der Grundlagendaten	70
Tabelle 18:	Anteile von behandelbaren Waldflächen bei Eichen- und Kiefernwäldern (= 100 %) in Prozent.....	78
Tabelle 19:	Verringerung der Anteile von behandelbaren Waldflächen nach Abzug von NSG- und FFH-Gebieten bezogen auf die Gesamtwaldkulisse eines Bundeslandes.	79
Tabelle 20:	Verringerung der Anteile von behandelbaren Waldflächen nach Abzug von NSG- und FFH-Gebieten bei gesetzten Eichen-Kiefernwäldern (=100 %) eines Bundeslandes.	80
Tabelle 21:	Anbauregionen und Flächenanteile absolut und von Steillagen.	103
Tabelle 22:	Übersicht über klimatische Bedingungen der untersuchten Weinbauregionen.	104
Tabelle 23:	Zeigerarten historischer Weinberge und Mauern für das Saale-Unstrut-Trias-Gebiet Gefährdungsangaben nach den Roten Listen für Deutschland (RL D) und Sachsen-Anhalt (RL ST): 0 verschollen, 2 stark gefährdet, 3 gefährdet, V Vorwarnliste. ...	107
Tabelle 24:	Artenzahlen und raumbedeutsame Arten für das Saale-Unstrut-Trias-Gebiet (Angaben kompiliert aus LAU 2008).....	110
Tabelle 25:	Wichtige faunistische Untersuchungen aus Sachsen und Sachsen-Anhalt mit Bezug zu Weinbergssteillagen.....	111
Tabelle 26:	Artenzahlen und raumbedeutsame Arten für das Saale-Unstrut-Trias-Gebiet (Angaben kompiliert aus LAU 2008). RBA - Landschaftsraum bedeutsame Arten.....	112
Tabelle 27:	Wirbellose Arten mit besonderer Relevanz für Weinbausteillagen.....	113
Tabelle 28:	Gesetzlich geschützte Falterarten, die sich vor allem im Bereich von Weinbausteillagen bzw. in Saum- und angrenzenden Biotopen entwickeln.....	114
Tabelle 29:	Gesetzlich geschützte Käferarten, die sich vor allem im Bereich von Weinbausteillagen bzw. in Saum- und angrenzenden Biotopen entwickeln (* - nur streng geschützte Arten)	115

Tabelle 30:	Laufkäferarten mit besonderer Relevanz für Weinberge, nach Bräunicke & Trautner (2009).	117
Tabelle 31:	Ergebnisse der Stechimmen-Untersuchung von Vischer (2002) im Saale-Unstrut-Gebiet.....	121
Tabelle 32:	Übersicht über relevante FFH-Lebensraumtypen.....	124
Tabelle 33:	Übersicht über in Deutschland lebende lichenphage Lepidoptera.	126
Tabelle 34:	Konventionell bewirtschaftetes Weingut im Weinanbaugebiet Sachsen.....	131
Tabelle 35:	Konventionell bewirtschaftetes Weingut im Weinanbaugebiet Saale/Unstrut.....	133
Tabelle 36:	„Biologisch“ bewirtschaftetes Weingut im Weinanbaugebiet Sachsen.....	134
Tabelle 37:	Biowinzer im Weinanbaugebiet Saale/Unstrut.....	135

Abkürzungsverzeichnis

BVL	Bundesamt für Verbraucherschutz und Lebensmittelsicherheit
BW	Baden-Württemberg
D	Deutschland
Ei	Eiche
EKW	Eichen- und Kiefern-(Misch)Wälder
EU	Europäische Union
FFH	Fauna-Flora-Habitat (Richtlinie)
Kie	Kiefer
MV	Mecklenburg-Vorpommern
n.s.	nicht signifikant
NRW	Nordrhein-Westfalen
NSG	Naturschutzgebiet
PSM	Pflanzenschutzmittel
RL	Rote Liste
RP	Rheinland-Pfalz
SH	Sachsen-Anhalt
SN	Sachsen
TH	Thüringen
UBA	Umweltbundesamt

Zusammenfassung

In der vorliegenden Studie wurden bestehende Anwendungsbestimmungen zum Schutz des Naturhaushaltes überprüft und zahlreiche Alternativoptionen analysiert und diskutiert. Die Bearbeitung erfolgte auf Basis einer umfangreichen Literaturlauswertung von mehr als 2500 Quellen, darunter vielen unveröffentlichten Gutachten, Studien und akademischen Abschlussarbeiten, einer GIS-Auswertung und Befragungen von Experten, Praktikern und Behördenvertreter, sowie ehrenamtlichen Spezialisten für verschiedene Artengruppen der Nichtzielorganismen.

Die Bekämpfung von Schadinsekten durch die Ausbringung von Pflanzenschutzmitteln mit Luftfahrzeugen ist gesetzlich grundsätzlich verboten. Ausnahmen sind möglich, aber nur unter Einhaltung von Auflagen und Anwendungsbestimmungen, die die Auswirkungen für Nichtzielorganismen auf ein vertretbares Maß reduzieren sollen. Die entsprechenden Pflanzenschutzmittel müssen hierzu für die Verwendung mit Luftfahrzeugen vom BVL zugelassen oder genehmigt werden. Das UBA fungiert dabei je nach Verfahren als Einvernehmens- oder Benehmensbehörde.

Kronenbereiche von Wäldern und Forsten

Die bei der Anwendung von Pflanzenschutzmitteln in Wäldern und Forsten einzuhaltenden Anwendungsbestimmungen und Auflagen wurden von Interessenvertretern der Anwender teilweise stark kritisiert. Die Kritik richtete sich vordergründig gegen zwei Anwendungsbestimmungen: Dem Verbot des Einsatzes in Naturschutzgebieten, und der Begrenzung des Einsatzes auf 50 % einer zusammenhängenden Waldfläche. Im Jahr 2015 wurden diese beiden Anwendungsbestimmungen vom BVL mit einer Öffnungsklausel versehen und hinsichtlich der mit ihnen verbundenen Einschränkungen flexibilisiert.

Die durchgeführte Literaturstudie zu Auswirkungen von Pflanzenschutzmitteln im Wald wurde hier exemplarisch für die beiden aktuell hauptsächlich vom Einsatz betroffenen Kiefern- (v.a. *Pinus sylvestris*) und Eichenbestände (*Quercus spec.*) und hierbei besonders die Kronenbereiche durchgeführt. Darüber hinaus beschränkte sich die Studie vornehmlich auf die zum Zeitpunkt des Beginns des Forschungsvorhabens zugelassenen Mittel „Dipel ES“, „Dimilin 80 WG“ und „Karate Forst flüssig“.

Die Auswertungen beschränken sich auf Arthropoden, Fledermäuse und Vögel als Nichtzielorganismen, da für diese ein besonders hoher Grad der Betroffenheit vermutet wurde. Die Bewertung der zu erwartenden Auswirkungen erfolgte nach naturschutzfachlichen Kriterien, während die Bewertung und Diskussion der Auflagen und Anwendungsbestimmungen und weiterer Managementoptionen auch ökonomische, administrative, ausbringungspezifische, raum-zeitliche und andere Kriterien berücksichtigt.

Es zeigte sich, dass Kiefern- und Eichenbestände in hohem Maße Lebensraum für Arten und einen hohen Wert für die Biodiversität allgemein darstellen. Das gilt vornehmlich für Eichenbestände, die in Bezug auf die Artenvielfalt, wegen des hohen Anteils an Spezialisten und wegen des besonders großen Vorkommens seltener, gefährdeter und geschützter Arten ein sehr hohes Schutzgut darstellen. Insbesondere Arthropoden und Fledermäuse profitieren von der Vielgestaltigkeit, der hohen Zahl an Mikrohabitaten (Baumhöhlen, unterschiedlich starkem Grad an einzeln abgestorbenen Ästen) und der langen Lebensdauer der Eichen. Eichenbestände sind in ihrer Lebensraumfunktion insgesamt naturschutzfachlich als deutlich höherwertig einzustufen als Kiefernbestände. Das gilt sowohl für die Artenzahl per se, die Bedeutung als Lebensraum für streng und besonders geschützter, sowie FFH-Arten, als auch für die Vielfalt an Strukturen innerhalb eines Ökosystems.

Der Einsatz von Pflanzenschutzmitteln dient einerseits dem Erhalt der Pflanze als Wirtschaftsgut, andererseits dem Erhalt der Waldbestände als Lebensraum. Oft ist der Erhalt dieser Bestände auch in

Schutzgebietsverordnungen als Ziel definiert. Da der Ort der Anwendung gleichzeitig der Lebensraum der in ihr lebenden Arten ist, sind die Risiken der Anwendung von Pflanzenschutzmitteln als besonders hoch einzustufen.

Aus naturschutzfachlicher Sicht weisen auch abgestorbene Eichen wertvolle Habitatstrukturen auf und bilden Lebensräume noch für Jahrzehnte und viele seltene, gefährdete und geschützte Arten. Darüber hinaus sind Eichenwälder nur in Ausnahmefällen als Reinbestand vorzufinden, sondern fast stets als Komplex mit anderen Baumarten, meist sogar in Form natürlicher Pflanzengesellschaften, so dass PSM-Einsätze somit auch eine Vielzahl an anderen Nichtzielarten betreffen. Der Verlust ganzer Baumbestände durch Schädlinge ist als große Ausnahme anzusehen. Hier ergeben sich zahlreiche Zielkonflikte, denn selbst wenn aufgrund von Fraßschäden einzelne Bäume oder Baumgruppen absterben, ist dies nicht zwangsläufig mit Einbußen an Artenvielfalt und Diversität verbunden. Abgestorbene Eichen sind noch für viele Jahre durch ihr Angebot an Höhlen unterschiedlicher Qualität, Dendrotelmen und des Alt- und Totholzes wertvolle Strukturelemente und wichtige Habitatrequisiten in Wäldern. Anders ist es bei Kiefernbeständen, die bei Fraßschäden auch ausnahmsweise im Bestandesverbund absterben können.

Der Grad der Betroffenheit von Nichtzielorganismen ist hierbei in Abhängigkeit von der spezifischen Tiergruppe und der jeweiligen Biologie der Arten (Grad der Exposition, Phänologie), aber auch von den Wirkstoffen und Wirkmechanismen der eingesetzten Pflanzenschutzmittel höchst unterschiedlich. Vorrangig sind Arthropoden durch direkte Effekte (Mortalität, Reduktion ihrer Bestände) aller drei geprüften Pflanzenschutzmittel betroffen, zu denen auch die Zielorganismen der PSM-Einsätze gehören.

Für Fledermäuse und Vögel wurden während der Literaturrecherche keine Hinweise auf direkte Effekte gefunden. Es zeigte sich aber auch, dass Fledermäuse wahrscheinlich in einem sehr viel stärkerem Maße von indirekten Effekten der Insektizidausbringung betroffen sind, als Vögel. Aufgrund des außerordentlich hohen Grades der Gefährdung und der hohen naturschutzfachlichen Bedeutung sind Fledermäuse als wesentlich sensibleres Schutzgut anzusehen als Vögel. Das liegt vor allem an dem außerordentlich hohen Energiebedarf den Fledermäuse täglich durch die Nahrungsaufnahme kompensieren müssen.

Starke Unterschiede bestehen im Ausbreitungsvermögen der einzelnen Arten. Die Wiederbesiedelbarkeit der Bestände sind ebenfalls stark artspezifisch und in hohem Maß von der entsprechenden Gebietskulisse (Flächengröße, Konnektivität, Durchlässigkeit der nicht besiedelbaren Landschaft) abhängig.

Konkrete Ableitungen zur Wiederbesiedlung können nicht getroffen werden, das liegt an der hohen räumlichen und zeitlichen Variabilität der Arten und Lebensgemeinschaften sowie der schlechten Erfassbarkeit vieler Taxa, v.a. bei Arthropoden, aber auch bei Fledermäusen. Langzeitstudien aus Baumkronen fehlen hierzu in der Regel.

Obwohl Fledermäuse häufig gute Flieger sind, ist die Überbrückung von Arealen ohne entsprechende Leitstrukturen (Bäume, Hecken) oder Barrieren (Autobahnen) für viele Arten nicht ohne weiteres möglich. Dies kann bei kleinen isolierten Wäldern oder Feldgehölzen durchaus dazu führen, dass ausbreitungsschwache Arten längere Zeiträume für eine Wiederbesiedlung benötigen, oder diese ggf. gar nicht erfolgt.

Die GIS-Analyse ergab, dass die meisten Kiefernforste und eichendominierten Wälder im Osten Deutschlands (Brandenburg, Sachsen, Sachsen-Anhalt) sich innerhalb größerer Waldkonexe befinden. Isolierte Eichenbestände befinden sich vor allem im Nordosten von Brandenburg und innerhalb der großräumig waldfreien Agrarlandschaft Sachsen-Anhalts. Hier fällt insbesondere das NSG Hakele auf.

Für solche isolierten Waldbestände und Feldgehölze ist der Erhalt von qualitativ adäquaten Refugialflächen innerhalb des Behandlungsgebietes oder innerhalb zusammenhängender Waldflächen wichtig. Dabei nimmt die Bedeutung des Erhalts von qualitativ adäquaten Refugialflächen mit abnehmender Flächengröße (und zunehmenden Randeffekten) stark zu.

Die bestehenden Anwendungsbestimmungen und Auflagen, die für die zugelassenen Mittel gelten und weitere mögliche Maßnahmen und Managementoptionen wurden umfänglich bewertet und diskutiert.

Die derzeit für die zugelassenen Mittel geltenden Anwendungsbestimmungen und Auflagen sind in ihrer Gesamtheit nachvollziehbar und gut begründet. Durch die seit 2015 bestehenden Öffnungsklauseln des BVL für die 50 % Regelung und dem Verbot des Einsatzes in Naturschutzgebieten, wurden zwei der am stärksten kritisierten Auflagen flexibilisiert.

Herausgehoben werden sollen in diesem Zusammenhang zwei wesentliche vom UBA vergebene Anwendungsbestimmungen.

1) Die Refugialraum-Auflage: „Anwendung des Pflanzenschutzmittels innerhalb einer zusammenhängenden Waldfläche darf nur auf höchstens der Hälfte dieser Fläche erfolgen“

Die Definition, dass „als zusammenhängende Waldfläche in Einzelfällen auch weniger als 100 m voneinander entfernte Waldflächen gelten“ kann im Rahmen der hier betrachteten Tiergruppen als ausreichend angenommen werden. Arthropoden, Vögel und Fledermäuse sind durch aktiven Flug in der Lage, 100-Meter-Distanzen zu überbrücken. Die durch die Anwendung von Pflanzenschutzmitteln mittels Luftfahrzeugen besonders betroffenen Arthropoden nutzen den Kronenraum und gehören ebenfalls zu mobilen, flugfähigen Arten oder deren Lebensstadien.

Diese Anwendungsbestimmung wurde 2015 vom BVL mit einer Öffnungsklausel versehen. Es zeigte sich in den GIS-Analysen, dass bei Bekämpfungsmaßnahmen nur in sehr seltenen Ausnahmefällen Flächenanteile von über 50% der zusammenhängenden Waldfläche erreicht werden. Teilweise wird die Anwendungsbestimmung missverstanden und die 50% Regelung auf die Befallsfläche bezogen.

Viel größere Bedeutung bekommt diese Anwendungsbestimmung für isolierte, kleinere Wälder und Feldgehölze, bei denen unter Umständen die zusammenhängende Waldfläche so gering ausfällt, dass sie im Extremfall mit der Befallsfläche identisch sein könnte. In diesen Flächen muss in jedem Fall ein Refugialraum für die Wiederbesiedlung erhalten bleiben, auch dann, wenn dies den Anteil der behandelten befallenen Fläche einschränkt. Da bei der Hubschrauberausbringung von Pflanzenschutzmitteln die Waldränder ausgenommen werden, sollte dieser Bereich als Refugialraum ausreichend sein. Sicherzustellen ist allerdings, dass in zwei aufeinanderfolgenden Kalenderjahren keine gleichzeitige (komplementäre) Behandlung von Bestandesinnenfläche mit Pflanzenschutzmitteln und Waldrändern mit ähnlich wirkenden Biozidpräparaten erfolgt.

Bei isolierten Baumbeständen innerhalb großflächig homogener Wälder (z.B. Eichenwälder innerhalb von Kiefernmonodominanzbeständen) müsste die Art des Bestandes weitaus stärker berücksichtigt werden. Einzelne Eicheninseln können auch innerhalb großer Kiefernwaldkomplexe isoliert vorliegen. Der Grad der Durchlässigkeit und die Konnektivität der Bestände sind allerdings deutlich höher als im Fall isolierter Feldgehölze. Trotzdem sollte unbedingt auf einen ausreichenden Refugialraum gleicher Qualität geachtet werden, beispielsweise wenn die umgebenden Wälder nicht ausreichend durchlässig sind.

An der 50 % Regelung sollte formal festgehalten werden, da sie einen zentralen Teil der Anwendungsbestimmungen darstellt und nur so ein ausreichend großer Refugialraum für kleine und isolierte Wälder und Forste gewährleistet werden kann. Bei der Anwendung von Pflanzenschutzmitteln hat diese Anwendungsbestimmung zwar keine große Relevanz, da Flächenanteile von 50% nur ausnahmsweise erreicht werden, wenn die Anwendungsbestimmungen zur Nichtbehandlung der Waldränder beachtet werden.

Damit genügend große Refugialräume verbleiben, ist es außerdem sehr wichtig, beim Einsatz von Pflanzenschutzmitteln eine zeitnah (im gleichen Jahr, bzw. innerhalb von 2 Jahren vor oder nach der Maßnahme) stattfindende komplementäre Behandlung der Waldränder über das Biozidrecht auszuschließen.

2) „Keine Anwendung in Naturschutzgebieten“:

Die Annahme, dass Naturschutzgebiete eine überdurchschnittliche Ausstattung an Biodiversität und Lebensräumen aufweisen, und aus diesem Grund einer höheren Protektivität unterliegen müssen, ist nachvollziehbar und begründet. Da allerdings die konkreten Schutzgebietsverordnungen sehr unterschiedlich ausgestaltet, bzw. der Kern der Verordnungen teilweise jahrzehntealt sein kann, ist es möglich, dass das Verbot des Einsatzes von Pflanzenschutzmitteln unter Umständen formulierten Schutzziele widerspricht.

Die Umsetzung der FFH-Gebiete in andere Schutzgebietskategorien erfolgt sehr unterschiedlich (NSG-, LSG-Ausweisung, eigene Schutzgebietskategorie nach Landesrecht, Sonderfälle: militärische Übungsplätze), und nicht in jedem Fall stellen FFH-Gebiete streng geschützte Gebietskulissen dar. Da aber die FFH-Gebiete häufig in einem meist viel stärkerem Maß reich an FFH-Arten sind, bzw. aufgrund der Vorkommen von FFH-Arten ausgewiesen wurden, sollte dringend die regulatorische Möglichkeit geprüft werden, die Anwendungsbestimmung auf FFH-Gebiete zu erweitern. Empfohlen wird als Schutzgut in einem sehr viel stärkeren Maß als bisher die Fledermäuse zu berücksichtigen, da diese besonders stark indirekt von einer Ausbringung von Pflanzenschutzmitteln betroffen sein können.

Das Verbot des Einsatzes von Pflanzenschutzmitteln in Naturschutzgebieten sollte grundsätzlich bestehen bleiben. Die Öffnungsklausel ist vertretbar, wenn gleichzeitig eine stärkere Fokussierung auf besonders relevante Artengruppen (FFH-Arten: Fledermäuse) und eine grundsätzliche Einbeziehung von FFH-Gebieten erfolgt. Diese müssen prinzipiell als Naturschutzgebiet oder als ein anderer Gebietsstatus nach EU-Naturschutzrecht gesichert werden. Des Weiteren sind FFH-Gebiete hinsichtlich der relevanten Schutzgüter besonders gut untersucht und bezüglich der zu erwartenden Auswirkungen bewertbar.

Die Auflage, dass maximal 5 % der Waldfläche eines Bundeslandes innerhalb eines Jahres behandelt werden dürfen, wird derzeit nicht in Frage gestellt. Eine näherungsweise Analyse der Maximalschadereignisse der letzten Dekade, mit einem Vergleich der mit Pflanzenschutzmitteln behandelten Flächengrößen bezogen auf die jeweiligen Waldfläche eines Bundeslandes zeigte, dass selbst in Extremjahren, die Anteile der Behandlungsflächen deutlich unter 5 % lagen. Um protektiv zu sein, könnte diese Maximalgrenze entsprechend angepasst werden.

Neben den bestehenden Anwendungsbestimmungen und Auflagen wurden zahlreiche weitere flächenbezogene, technische und administrative Maßnahmen und Optionen geprüft und bewertet.

Weinbausteillagen

In Weinbausteillagen sind derzeit nur Fungizide für den Einsatz mit Luftfahrzeugen zugelassen. Da Weinbausteillagen einerseits a priori aufwendiger zu bewirtschaftende Flächen darstellen, andererseits eng mit der Umgebung verzahnt sind, oder bereits viele naturschutzfachlich wertvolle Strukturelemente innerhalb der Betriebsfläche aufweisen können, könnte ein klassisches Risikomanagement mit Abstandsaufgaben zu einer Aufgabe der Nutzung führen, welches langfristig negative Auswirkungen auf naturschutzfachliche Schutzgüter der Umgebung haben könnte. Die Ausbringung von Fungiziden mittels Luftfahrzeugen in Weinbausteillagen erfolgt derzeit fast ausschließlich in Rheinland-Pfalz und ganz lokal in Bayern und Baden-Württemberg.

Es zeigte sich, dass die den Weinbausteillagen zugeschriebene große Bedeutung für den Erhalt der Biodiversität rezent in erster Linie auf das naturschutzfachlich wertvolle Umland zurückzuführen ist. Während in früheren Jahrzehnten häufig auch innerhalb der Weinbaubetriebsflächen seltene Pflanzen

und Tierarten vorkamen, sind davon in der Regel allenfalls Relikte vorzufinden. Viele der in den oben genannten Literaturquellen noch angeführten Vorkommen sind nach Aussage lokaler Spezialisten in den letzten 20 Jahren erloschen, was v.a. auf den hohen Herbizideinsatz zurückgeführt wird. Nichtsdestotrotz können Weinbausteillagen auch wertvolle Strukturen innerhalb der Anbauflächen aufweisen, v.a. Weinbergsmauern und brach liegende Flächen und Ränder. Biologisch bewirtschaftete Weinbauflächen sind zwar für den Erhalt der Biodiversität etwas günstiger zu bewerten als konventionell bewirtschaftete Flächen, die Intensität der Bewirtschaftung (Erziehung der Reben, der Pflege der Rebzeilen, einhergehend mit Bodenbearbeitung, Düngung, Einsaat und Bekämpfung oder mechanischer Entfernung unerwünschter Beikräuter) führt aber auch hier zu einer starken Homogenisierung der Anbauflächen.

Betroffen sind durch den Einsatz von Fungiziden in Steillagen des Weinbaus vorrangig Pilze und Flechten, aber auch die an und in ihnen lebenden Tiere und sonstigen Organismen. Sind Sonderstrukturen wie Felsnasen oder klassische Trockenmauern (keine Gabionen) vorhanden, besteht die Möglichkeit, dass ein Teil der Populationen der Nichtzielorganismen innerhalb der Anwendungsfläche überdauert. Naturschutzfachlich relevante Vorkommen von Nichtzielorganismen in den Betriebsflächen sind im Rahmen der durchgeführten Analysen nicht bekannt geworden, aber für extensiv genutzte Weinbausteillagen denkbar.

Es besteht ein großer Forschungsbedarf, vor allem in Bezug auf Flechten und den an ihnen lebenden Arten (Vorkommen, spezielle Habitatansprüche, Reproduktion). Die Möglichkeit einer Wiederbesiedlung besteht, wenn für die Besiedlung geeignete Strukturen vorhanden bleiben, kann aber unter Umständen lange Zeiträume beanspruchen.

Für Pilze stellen heute in der Regel die durch die Offenhaltung thermisch begünstigten Ränder (v.a. oberhalb der Anbaufläche) wichtige Refugialräume dar. Von befragten Mykologen, die die genauen Standorte sehr seltener Pilze kennen, werden Auswirkungen durch den Eintrag von Fungiziden in den Off-field-Bereichen als bedeutend, aber von geringerer Wichtigkeit eingeschätzt als die Nutzungsaufgabe und langfristige Verbuschung. Nichtsdestotrotz stellen viele dieser Pilz-Vorkommen Relikte dar und eine Wiederbesiedlung ist unwahrscheinlich.

Durch die beschriebene enge Verzahnung der Steillagen mit ihrer Umgebung und den positiven Effekten der Offenhaltung ist es entscheidend die Nutzung als Anbaufläche aufrechtzuerhalten. Aus diesem Grund wird empfohlen, für die Ausbringung von Fungiziden in Steillagen aus der Luft keine die Betriebe zusätzlich wirtschaftlich belastenden Auflagen zu erteilen und die bestehenden nicht zu verschärfen (bspw. Abstandauflagen zum Off-field), wenn dies bezüglich der von den Anwendungen ausgehenden Risiken vertretbar ist.

Weitere Risikominimierungsmaßnahmen sollten innerhalb der Weinbauflächen ansetzen. Es wird empfohlen, die mehrjährige Stilllegung geeigneter Teilflächen in Weinbergsteillagen, verbunden mit einer extensiven Pflege (ein- bis zweischürige Mahd, kein Mulchen) und dem völligen Verzicht auf Pflanzenschutzmittel aller Art auf der stillgelegten Teilfläche als eigenständige Maßnahme in die Förderkataloge der Agrarumweltmaßnahmen oder des Vertragsnaturschutzes aufzunehmen und zu fördern.

Summary

The aim of the present study was to assess existing application terms and regulations for protection of natural environments and to describe and assess alternative options of risk management. The study is based on an extensive literature study of more than 2500 sources, with a focus on non-published original datasets, studies and scientific reports of authorities, surveys and academic theses as well as a separate GIS-study and several interviews with experts, stakeholders, landusers, members of authorities and specialists of certain groups of non-target species.

The defence against pest species using insecticides based on air craft is formally forbidden. Exceptions are possible, but only under several regulation terms with the aim to reduce negative effects on non-target organisms to an acceptable level. The pesticides have to be approved formally by Federal Office of Consumer Protection and Food Safety (BVL) for use by air crafts. The German Environmental Agency (Umweltbundesamt) is involved as authority for consultation.

Forests and woodland canopies

Some regulatory terms have been criticised in past years, mainly by stakeholders. The criticism has been focused on two central regulatory terms, the prohibition of application of pesticides via aircraft in nature conservation areas and the limitation of application to 50 percent of the particular area of a connected woodland area. In 2015 both regulatory terms were furnished with a flexibility clause by BVL, and are now not as strict as before.

The literature survey on effects of pesticides in forests and woodland has been focused on - and therefore conducted for - the most commonly affected forest types: pine stands and oak dominated woodland. Moreover the study was narrowed down to the ingredients of the, at the beginning of the study, three approved insecticides: *Bacillus thuringiensis kurstaki* ("Dipel ES"), Diflubenzuron ("Dimilin 80 WG"), and *lambda*-Cyhalothrin („KarateForst flüssig“).

The research was done for non-target organisms belonging to arthropods, bats and birds; because we assumed that, the impacts of the use of pesticides would be higher for these groups than for other organisms. The assessment of the impacts on these non-target species groups was based on criteria of nature conservation and the assessment of the existing application terms and regulations, as well as many other options such as economic, administrative, technical, temporal and spatial criteria. We found that pine (*Pinus sylvestris*) and oak (*Quercus spec.*) stands are especially valuable as living environment and habitat for species and for conservation of biodiversity in general. This is particularly the case for oak forests, which have to be ranked very high, because of their very high species number in general, the high numbers of specialist organisms and high number of rare, endangered and protected species. Especially arthropods and bats do profit from the variability of habitats and a wide range of environmental conditions, the high number of microhabitats (tree cavities, different stages of dead and decaying wood, dendrotelms), and the per se long life span of oaks. In terms of nature conservation criteria oak stands have to be ranked much higher than pine stands. This is particularly the case for the total species number, the importance as habitat for high and special protected species, and the structural diversity within an ecosystem.

Pesticides are used to protect the plants itself, but can also be seen to protect forest stands as an environment or a habitat for other species, with several other organisms living inside these stands. Specific stands or forest types are frequently formulated as subjects of protection in nature conservation decrees because they form the environment where species live. The risks of the use of pesticides are high, because often the species that should be protected by treating specific stands with pesticides, are at the same time the non-target species that may be harmed by these pesticides.

From the view of nature conservation, dead and decaying oaks are still valuable habitats and may represent habitats for years or decades for endangered and protected species. In addition, oak stand are

usually not monocultures of one tree species. Oak stands are main part of several natural oak wood communities and partly under protection by the European Habitats.

The loss of entire oak stands can be seen as a great exception, especially in mixed tree communities. On this level of discussion some conflicts of aim can be defined: In the case that groups of oak trees or entire stands of trees are dying after skeletoning due to pest species, there is not necessary a loss of general species numbers or species diversity. Dead and decaying oaks can still be valuable structural elements as they offer tree cavities of different quality, dendrotelms, and a wide range of different stages of dead and decaying wood. Pines are much less valuable in all these terms, and in some cases it is more likely that they die after heavy defoliation by a pest species.

The degree of impact on non-target species varies much depending on the specific organism group and their specific biology (grade of exposition, phenology), as well as on the impact of the specific pesticides and their active substances. Primary non-target arthropods will be directly harmed (mortality, reduction of densities) due to the use of insecticides.

For bats and birds we have not found evidence for direct effects in literature. However, bats seems to be much more influenced by indirect effects of insecticides uses than birds. Based on their high vulnerability and their high grade of endangerment they should be graded much higher than birds. This is explained by the high energy need of bats, which they have to compensate by daily food intake.

There are large and species specific differences in dispersal and therefore in recolonisation abilities. These are also highly influenced by the specific landscapes (patch sizes, connectivity) where the species are living in. Only little is known about the specific recolonisation abilities of all groups of non-target species, most studies suffer from the low collectability of representative datasets. Specific long term studies from tree canopies are widely missing, especially for the vertebrates.

Bats are known to have good flying abilities, but they often require specific structures for orientation. Thus for many bat species flight over “barriers” like Highways or simply structured open landscapes can be very limited if not impossible. For small and isolated woodland areas this may lead to missing or delayed recolonization.

GIS-analysis revealed that almost all pine and oak dominated forests in the eastern part of Germany (federal states: Brandenburg, Saxony, Saxony-Anhalt) are located inside of large scale wood complexes. Some more isolated (mainly oak) stands are located in the Northeast of Brandenburg and in central areas of Sachsen-Anhalt. Here especially the NSG “Hakel” seems to be very isolated.

Particularly for such small or isolated woodlands the existence of high quality refugial areas within application area inside of connected woodland areas is of high importance. The importance of remaining refugial areas rises in dependence of decreasing size (and increasing edge effects) of woodland area.

As presented above oak forests own a particularly high value as habitat for other organisms and for biodiversity in general. They are one of the habitats with highest biodiversity in Germany, and are extremely rich in species that are valuable for nature conservation (red list species, species protected by German or European law (BArtSchVO, European Habitats directive, European Bird Directive).

Bats are a group of mammals with high ecological requirements. All bat species of Germany belong to annex II (and mostly as well annex IV) of the European Habitats Directive. Bat species should be considered as a higher ranked subject of protection as before. Many bat species live in oak forests or use oak forests as specific habitats.

Because of the study it can be concluded, that all the regulatory terms have been found comprehensible and well justified. In 2015 two flexibility clauses have been formulated by the BVL related to the “50 % refugial area regulation” and the “prohibition of the use of pesticides inside of nature conservation areas”. These flexibility clauses were thoroughly discussed.

As a result of this study was, that the formulation of regulatory terms and alternative risk minimising options in several ways is possible, but currently not enforceable.

Two regulatory terms of the German Environmental Agency (Umweltbundesamt) might be highlighted:

1) “Areas of refuge” regulation: The use of a pesticide is allowed only on half of the area of a connected woodland area (including patches connected within 100 m distance)

The definition of a connected woodland area including patches that are less than 100 m distance away from the main woodland are, can be seen as sufficient for the analysed animal groups.

Most of arthropods, bats and birds living in forests are able to bridge non-forest distances of 100 m. The non-target arthropod species harmed by pesticides are usually living in canopies, and belong generally to species that are more mobile.

In 2015 this regulations have got a flexibility clause by BVL. As a result of the GIS-analyses we found that in the cases of pesticide uses, area shares of 50 % or more of connected woodlands are very rare exceptions. Sometimes this regulatory term is misunderstood and the 50 % area share is meant to allow the use of pesticides only on 50 % of an area affected by pest species.

Much more relevance of the refugial-regulatory term has to be given for isolated and small forest and woodland. In some cases the total connected area can be so small, that forest area might correspond to the the area of heavy defoliation by a pest species. Due to isolation there is a need for untreated refuges as a source for recolonisation processes for the area treated with pesticides.

Currently the use of pesticides applied via aircraft is not allowed for the edges of forests to protect the off-field surrounding of forest sites. Many of the non-target arthropods of canopies, as well as bats and birds, and especially endangered or special protected species (FFH-species) are living at the edges of forests or use them for hunting. Therefore the prohibition of pesticide uses by air craft at the edges of forests could to be protective enough.

But is it essentially needful that in two following years these forest edges will not be treated with biocides. Often the active substances of pesticides for plant protection and biocides are the same and identically in effects.

Inside of large homogenous forests and woodland areas a specific type of a forest gets a higher relevance. Oak stands can be situated inside of large monocultural pine forests. These large monocultures could form colonisation a barrier for some animal species, so the permeability of these areas gets a high importance. But usually it could be considered that the permeability of large woodlands is high in general for forest animal species.

2) No use of pesticides inside of nature conservation areas.

The assumption that nature reservation areas (Naturschutzgebiete) could include a higher biodiversity and higher diversity of relevant ecological structures, and should therefore be more protected than non-nature reservation areas, is comprehensible and well justified. But nature conservation area ordinances are differing in their configuration and sometimes they do not contain specific animal species as a subject of protection. In some cases the main idea for these areas was to protect especially some specific trees or types of forest, and so the prohibition of use of pesticides to protect that forest, can be contrary to the formulated protection aims.

Due to several exceptions areas protected by the European Habitats directive (FFH-areas) are not always protected as nature conservation areas. But often these areas are especially rich in, or have been preserved as FFH-areas due to the fact that they inhabit populations of FFH- species. All bats are especially protected by the European Habitats directive, and we assume that they are more vulnerable and indirectly harmed by pesticides as many other species of vertebrates. So bats should be a considered

as a subject of protection of a very high relevance. Therefore it should be checked, if this regulation term can include FFH-areas as well as nature conservation areas.

The use of pesticides in forests via aircraft is allowed only for less than 5 % of the total forest and woodland area of a federal state per year. An analysis of published total areas numbers with treatments of pesticides and biocides in forests of three federal states of Germany in the last decade revealed, that in all these years the shares of treatment areas have been less than 5 % of the total forest and woodland area of a federal state. To be protective on these large scales this regulation term could be modified.

Steep vineyard slopes

Our findings documented, that the high value of steep vineyard slopes for the protection of biodiversity is mainly caused by the surrounding off-field areas.

In previous decades rare animals, plants and other organisms were frequently living in-field in vineyards. Nowadays rarely some relics can be found. Many of these species occurring on steep vineyard slopes which have been described in literature are now extinct. Interviewed experts (mainly specialists for plants) attributed that these in-field extinctions occurred in the last 20 years, mainly due to the intensive use of herbicides.

Nevertheless, steep vineyard slopes can still host ecologically relevant structures in-field (vineyard walls, edges and rocks, brownfield sites).

An organic cultivation in vineyards might be assessed better for preservation of biodiversity compared to conventionally cultivated vineyards. The intensive cultivation (soil cultivation, fertilization, mowing, sowing and pesticides) in-field of the vineyards has led to a homogenization of these areas.

The fungicide application will affect mainly fungi and lichens, but organisms living in vineyards or feeding from them will be harmed as well. If typical vineyard walls (no gabions) and similar structural elements or rocks are present in-field, it is likely that a part of populations of non-target organisms might use these sites as refuge.

In the analysed steep vineyard slopes (actually managed areas) of the wine-growing regions Saxony and Saale/Unstrut no relevant occurrences of these non-target organisms (plants, lichens and their specific communities of other organisms) have been found by literature survey or interviews with experts, but occurrences of that species are still likely for extensively cultivated areas or fallow lands.

There is a high need for studies, at least for lichens and connected other species (occurrences, habitat requirements, reproduction). If the relevant structures (mainly vineyard walls and other constructions with natural materials or natural rocks) remain in-field, a recolonization of these species is likely, but can take a long period of time.

For fungi thermic favoured edges in the off-field (mainly adjacent above the vineyards) are often relevant refuges. If application of fungicides via aircraft would take place in steep vineyard slopes in the wine-growing region Saale-Unstrut, it would have a significant impact on fungi. However, experts assessed that negative long time effects from abandonment of usage would have been higher for the surrounding off-field, than the application of fungicides via aircraft application in-field of the vineyards. Nevertheless, several of these fungi occurrences are relics and a recolonisation is very unlikely.

Due to positive effects of usage of steep vineyard slopes on their surrounding areas, the existing risk management should not be intensified for the application of fungicides via aircraft.

Due to the intense cultivation, additional risk management options were discussed for in-field-areas. There is a need for fallow land areas as refuges for species inside the vineyards for some years. We

suggest to include fallow land areas as agri-environmental measure into the agri-environmental or nature protection programmes, linked with an extensive captive care (pre selection of suitable steep vineyard slopes, no plant protecting agents use, one to two mowings per year, no mulching).

1 Einleitung

Die Anwendung von Pflanzenschutzmitteln mittels Luftausbringung wurde durch die EU-Rahmenrichtlinie zur nachhaltigen Verwendung von Pestiziden (RICHTLINIE 2009/128/EG 2009) verboten. Allerdings besteht in besonderen Ausnahmefällen wie z.B. der Gefahr des Absterbens von Waldflächen für das BVL als Zulassungsbehörde für PSM die Möglichkeit, in Abstimmung mit den zuständigen Bewertungsbehörden, gesonderte Genehmigungen für die Ausbringung von Pflanzenschutzmitteln mit dem Hubschrauber zu erteilen. Solche Ausnahmen vom generellen Verbot (Artikel 8 der RL 2009/128/EG) sind auf Anwendungen im Wald und in Steillagen im Weinbau beschränkt. Im Rahmen des § 18 des Pflanzenschutzgesetzes (PflSchG) zur Anwendung von PSM mit Luftfahrzeugen ist das UBA Benehmensbehörde. Weiterhin kann das BVL die Anwendung nicht zugelassener PSM unter den Voraussetzungen des Artikels 53 der Verordnung (EG) Nr. 1107/2009 in besonderen Fällen für maximal 120 Tage genehmigen. Gleiches gilt für den Einsatz von Pestiziden für ein nicht in der Zulassung festgesetztes Anwendungsgebiet nach § 29 PflSchG.

Zu Beginn des vorliegenden Forschungsvorhabens waren die in Tab. 1 dargestellten Pflanzenschutzmittel / Wirkstoffe (Lambda-Cyhalothrin, Diflubenzuron, *Bacillus thuringiensis* var. *kurstaki* ABTS 351) für die Anwendung als Pflanzenschutzmittel mit Hubschraubern zugelassen. Während des Bearbeitungszeitraumes lief die Zulassung von Dimilin 80 WG zum 31.12.2014 aus.

Tabelle 1: Übersicht der für die Anwendung mit Luftfahrzeugen derzeit zugelassenen Pflanzenschutzmittel.

Wirkstoff	Mittel - Handelsname	Ende der nationalen Zu-lassung nach PflSchG
Bacillus thuringiensis var. kurstaki (Btk)	Dipel ES	31.12.2021
Diflubenzuron	Dimilin 80 WG	31.12.2014*
lambda-Cyhalothrin	Karate Forst – flüssig	31.12.2018

Nach BfN & UBA (2015), * Aufbrauchfrist endete 06.2016.

Die Anwendung der Präparate im Rahmen des Biozidrechts zum Schutz der menschlichen Gesundheit unterliegt gesonderten gesetzlich festgelegten Bedingungen. Dies kann Wirkstoffe bzw. Präparate, Aufwandmengen, Auflagen und technische Details betreffen (Stein 2013, Sobczyk 2014). Anwendungen nach Biozidrecht werden im Folgenden nicht geprüft. Die aktuellen Anwendungsbestimmungen sind im Anhang aufgeführt.

Der Einsatz von Pflanzenschutzmitteln im Wald mit Applikation durch Luftfahrzeuge konzentriert sich derzeit im Wesentlichen auf Schadinsekten, und daraus resultierend besonders auf Kiefernwälder und –forste (Nonne, Kiefernspinner, Kiefernspanner, Kieferneule, Kiefernbuschhornblattwespen) sowie Eichenwälder (Schwammspinner, sogenannte „Eichenfrühjahrsfraßgesellschaft“, Eichenprozessionsspinner).

Weinbergsteillagen stellen oft naturschutzfachlich wertvolle und artenreiche Sonderbiotope dar, die aufgrund der Nutzung entstanden sind. Ihr Artenreichtum konzentriert sich hierbei in der Regel auf die Randstrukturen, bzw. auf Lebensräume und Sonderstrukturen innerhalb oder zwischen den Weinbergen.

2 Pflanzenschutzmitteleinsatz im Wald

2.1 Aussagen zum Zustand der Biodiversität in Wäldern

Die dritte Bundeswaldinventur gibt einen aktuellen Überblick über den Wald in Deutschland (BMEL - Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft 2014). Deutschland zählt, mit einem Flächenanteil von 32 % und einer Flächengröße von 11,4 Millionen Hektar, zu den walddreieichsten Ländern Europas. Die walddreieichsten Bundesländer sind Hessen und Rheinland-Pfalz (42 % Waldanteil), das walddärmste Schleswig-Holstein (11%). Die häufigsten Baumarten in Deutschland sind Fichten (26 %), Kiefern (23 %), Buchen (16 %) und Eichen (9 %), darüber hinaus wachsen 90 weitere Baumarten und 1.215 Pflanzenarten in den deutschen Wäldern. Aus deutschen Buchenwäldern sind etwa 6.700 verschiedene Tierarten bekannt. Ein großer Teil der Wälder liegt in Schutzgebieten. So befinden sich 47 % der Wälder in Landschaftsschutzgebieten, 24 % in FFH-Gebieten, 6 % in Naturschutzgebieten, 4 % in Biosphärenreservaten und 1 % in Nationalparken (<http://www.sdw.de/waldwissen/wald-faq/>).

Die durchgeführte Literaturstudie zu Auswirkungen von Pflanzenschutzmitteln im Wald wurde exemplarisch für die beiden aktuell hauptsächlich vom Einsatz betroffenen Kiefern- (v.a. *Pinus sylvestris*) und Eichenbestände (*Quercus spec.*) und hier besonders für die Kronenbereiche durchgeführt. Das Artenspektrum der Strauch- und Krautschicht stand nicht im Fokus der Untersuchung.

In Nordostdeutschland (Brandenburg, Mecklenburg-Vorpommern (und Sachsen-Anhalt, Ergänzung der Autoren)) dominieren von den Hauptgruppen der natürlichen Waldvegetation: Eichenmischwälder (Sand-Kiefern-Traubeneichenwälder, bodensaure Drahtschmielen-Eichenwälder, Traubeneichen-Hainbuchenwälder, Stieleichen-Hainbuchenwälder) neben verschiedenen Hauptgruppen von Buchenwäldern des Tieflandes (MIL Brandenburg & Mecklenburg-Vorpommern 2010).

Insbesondere in Brandenburg sind Sand-Kiefern-Traubeneichenwälder in der Ausprägung als ertragsorientierte Kiefernforste und -wälder deutlich überrepräsentiert (MIL Brandenburg & Mecklenburg-Vorpommern 2010). Eine Übersicht der Kiefern- und Eichengesellschaften befindet sich in Kapitel 12.1.

2.2 Eichenwaldgesellschaften

2.2.1 Anwendungsbereiche

Die vorliegenden Daten lassen kaum Rückschlüsse auf die Betroffenheit spezieller Eichenwaldgesellschaften (vgl. Anhang A1) zu. Während diese Waldgesellschaften im Wesentlichen über den Bodenzustand und vorherrschende bodennahe Pflanzengesellschaften definiert werden, betrifft das schädigende Auftreten phytophager Insekten in viel stärkerem Umfang Strukturen und Exposition von Einzelbäumen, Baumgruppen und Wäldern, vor allem in Baumkronen. Anwendungen werden in der Regel unabhängig von der konkret vorliegenden Eichenwaldgesellschaft getroffen.

„Örtliche Beobachtungen in Befallsgebieten zeigen, dass vermutlich ein Zusammenhang zwischen dem Mittelwaldbetrieb und der Populationsentwicklung des Schwammspinners (*Lymantria dispar*) in Zeitpunkt, Intensität und Individuenzahl existiert. Die Gradationen begannen in lichten mittelwaldbewirtschafteten Eichen- und Eichenmischbeständen mit entnommener Unterschicht stets ein Jahr eher, liefen schneller und mit einer höheren Populationsdichte ab als in den zweischichtigen dunkleren Beständen (Muck 2007)“ (nach Sobczyk 2014).

Auch Schwenke (1978) „beschreibt die lichten Eichen- und Eichenmischwälder als "Brennpunkte" der *Lymantria dispar*-Gradationen. Dies führt zur Hypothese, dass mit der Entnahme der Unterschicht in Mittelwäldern ein Mikroklima in den Beständen geschaffen wird, welches direkt oder indirekt die Dynamik von Massenvermehrungen begünstigt.“ (Sobczyk 2014).

In Brandenburg wird das vermehrte Auftreten, die starke Ausbreitung und Populationsentwicklung des Eichenprozessionsspinners (*Thaumetopoea processionea*) in den letzten Jahren mit den „überdurchschnittlich warmen Frühjahre(n) der letzten Jahre“ erklärt (Möller 2012). Die Ausbreitung erfolgt in ganz Deutschland etwa seit 2004, mehr oder weniger stetig. Allerdings ist bislang noch nicht die historische Verbreitung innerhalb Deutschlands wiedererreicht, obwohl die Art in allen ehemaligen Vorkommensgebieten wieder nachgewiesen werden kann. Eine ausführliche Darstellung der Verbreitung des Eichenprozessionsspinners findet sich in Sobczyk (2014).

2.2.2 Fraßgemeinschaften und Schadinsekten auf Eichen (*Quercus spec.*)

Vom European Forest Institute werden europaweit Datenbanken zu Waldbestand und Entwicklungen geführt und gepflegt. Der aktuelle Report bezieht sich auf einen Zeitraum der die Jahre bis 2011 abgedeckt (FOREST EUROPE, UNECE & FAO 2011). Für Zentral-West-Europa (Großbritannien, Frankreich, Deutschland, BeNeLux, Österreich, Schweiz) wird insgesamt ein Anteil von 0,38 % an geschädigten Wäldern und Forsten angegeben. Allerdings deckt dieser Datenpool nur 8 % der gesamten Waldfläche dieser Länder ab (FOREST EUROPE, UNECE & FAO 2011). Deutlich besser ist der Kenntnisstand zu Schäden, die von Insektenkalamitäten und Phytopathogenen (Bakterien, Pilzinfektionen) hervorgerufen wurden. Solche Schäden betreffen etwa 3,2 % der gesamten Waldfläche Zentral-West-Europas. Sie sind somit deutlich bedeutsamer als Zufallsnutzungen welche durch Sturm, Schnee und Wind, bzw. Wildverbiß oder durch Menschen verursacht werden (FOREST EUROPE, UNECE & FAO 2011).

Das Auftreten von Schadinsekten wird als bedeutsamer Faktor im Rahmen der Eichenkomplexkrankheit eingeschätzt (Oszako 2005). Der Autor diskutiert neben verschiedenen holzbohrenden Käfern (*Agilus spec.*, Scolytiden, Cerambyciden), allerdings nur *Lymantria dispar* als schadenrelevante Schmetterlingsart. Die ebenfalls zur sogenannten Eichenfraßgesellschaft gerechneten Species *Operophtera brumata*, *Erannis defoliaria* und *Tortix viridana*, sowie weitere Arten können einzeln oder in Gemeinschaft ebenfalls Schäden hervorrufen oder weiterverstärken (Capek et al. 1987, Schopf 1987, Rubtsov & Utkina 1991, Tiberi 1991, Mihalache et al. 1993, Rubtsov & Utkina 1995, Gibbs & Greig 1997, Delb & Wulf 1998, Oszako 2005, Suman et al. 2009, FOREST EUROPE, UNECE & FAO 2011).

Zur sogenannten „Eichenfraßgesellschaft“ werden folgende Arten gezählt (Sobczyk 2014)

- Schwammspinner (*Lymantria dispar* Linnaeus, 1758)
- Eichenprozessionsspinner (*Thaumetopoea processionea* Linnaeus, 1758)
- Grüner Eichenwickler (*Tortix viridana* Linnaeus, 1758)
- Kleiner Frostspanner (*Operophtera brumata* Linnaeus, 1758)
- Buchenfrostspanner (*Operophtera fagata* Scharfenberg, 1805)
- Großer Frostspanner (*Erannis defoliaria* Clerck, 1759)
- Goldafter (*Euproctis chrysorrhoea* Linnaeus, 1758)
- *Agriopis leucophearia* (Denis & Schiffermüller, 1775)
- *Agriopis marginaria* Fabricius, 1776
- *Agriopis aurantiaria* Hübner, 1799
- *Orthosia cruda* (Denis & Schiffermüller, 1775)
- *Orthosia miniosa* (Denis & Schiffermüller, 1775)
- *Cosmia trapezina* Linnaeus, 1758

- *Archips xylosteana* Linnaeus, 1758
- *Euproctis similis* Fuessly, 1775

Nach Fraßereignissen wird die „Eichenwirtschaft (...) vor allem im Baumholzstadium seit Jahrzehnten durch das sogenannte „Eichensterben“ erschwert (Dengler 1935, Krahl-Urbahn 1959, Hartmann et al. 1989, Wulf & Kehr 1996). Mit periodisch schwankender Intensität kam und kommt es hierbei immer wieder zu Ausfallerscheinungen bzw. Vitalitätsverlusten, die sich aktuell wieder in einer Progressionsphase befinden (MIL 2012). Obwohl die Ursachen hierfür trotz intensiver Forschungsvorhaben noch nicht eindeutig geklärt sind, wird mittlerweile anerkannt, dass ein komplexes abiotisch-biotisches Faktorengefüge schadbegünstigend wirkt (u. a. Katzel et al. 2006). „Nüchtern ist jedoch auch zur Kenntnis zu nehmen, dass die lang anhaltende Eichensterbensproblematik bislang noch auf keiner der zahlreichen langfristigen Eberswalder Eichenversuchsf Flächen ein bestandesweises Absterben und somit einen Eichentotalausfall bewirkte.“ (Noack 2013).

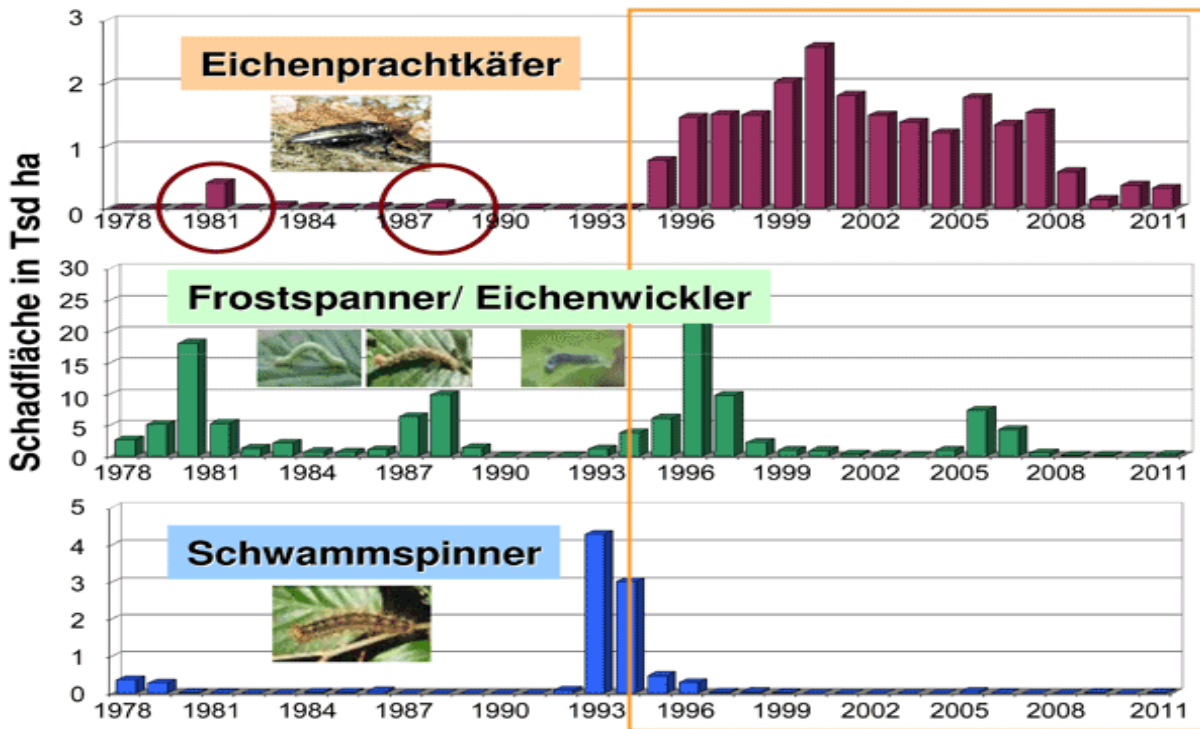
Ein Überblick über die durch Arten der Eichenfraßgesellschaft verursachten Schadflächen der Jahre 2009 bis 2013 wird in Tab. 2 gegeben.

Tabelle 2: Schadflächen (in ha) von phytophagen Insekten (auf Grundlage der Waldschutzberichte AFZ-Der Wald 2009-2014. Anmerkung: Durch die unterschiedliche Meldestatistik ergeben sich Überschneidungen. So fassen NRW Eichenfraßgesellschaft und BW, RP, TH, SN, MV die Arten Großer und Kleiner Frostspanner zusammen). Flächenanteile in ha.

Art	2009	2010	2011	2012	2013
Eichenwickler (<i>Tortrix viridana</i>)	14.192	19.659	6.085	5.338	4.620
Großer Frostspanner (<i>Erannis defoliaria</i>)	10.739	14.626	8.093	2.380	4.900
Kleiner Frostspanner (<i>Operophtera brumata</i>)	3.870	6.150	1.924	980	2.191
Frostspanner allgemein	1.229	440	2.067	7.145	8.743
Eichenfraßgesellschaft	5.223	7.996	4.534	10.971	1.170
Schwammspinner (<i>Lymantria dispar</i>)	66	887	998	102	102
Eichenprozessionsspinner (<i>Thaumetopoea processionea</i>)	4.037	4.636	5.009	9.368	7.235

Die Entwicklung der Befallsflächen (in Tausend Hektar) anhand der jährlichen Meldungen der Unteren Forstbehörden und Forstämter in Südwestdeutschland (Baden-Württemberg und Rheinland-Pfalz) von 1978 bis 2011 ist in Abb. 1 dargestellt.

Abbildung 1: Entwicklung der Befallsflächen (in Tausend Hektar) anhand der jährlichen Meldungen der Unteren Forstbehörden und Forstämter in Südwestdeutschland (http://www.waldwissen.net/waldwirtschaft/schaden/krankheiten/fva_eichensterben_klimawandel/index.de)

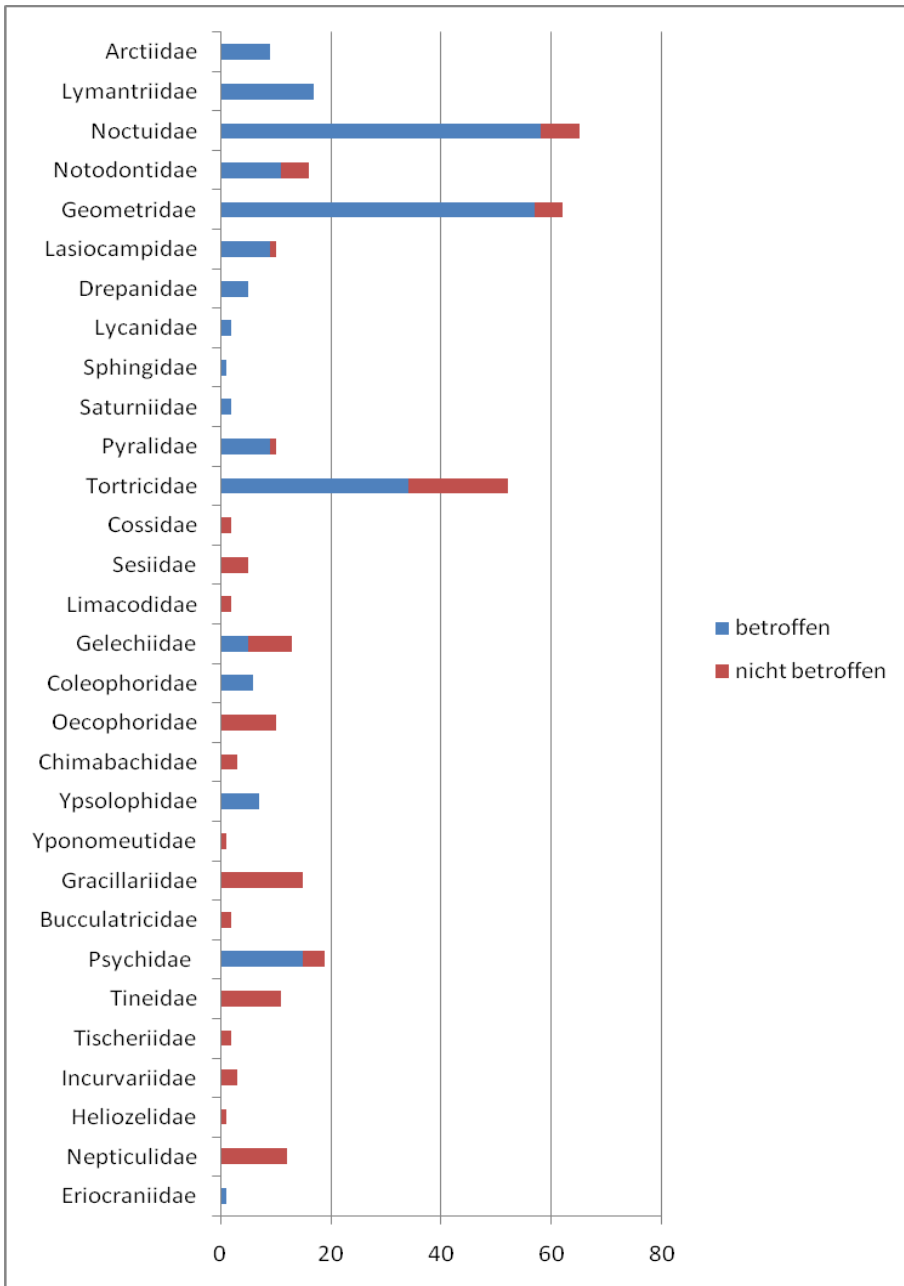


Es wird die Entwicklung der Befallsflächen der Jahre 1978 bis 2011 für Eichenprachtkäfer, Frostspanner, Eichenwickler und Schwammspinner für Süddeutschland dargestellt.

Vor allem der Fraß phytophager Lepidopterenlarven kann zu bestandesbedrohenden Schäden führen. Dabei handelt es sich um etwa ein Dutzend Arten, die einzeln oder in Kombination Schäden verursachen können. Gegen diese richten sich Pflanzenschutzmaßnahmen. Alle anderen Arten werden unter dem aus dem Pflanzenschutz stammenden Begriff „Nichtzielorganismen“ zusammengefasst. Sie machen den weitaus größeren Teil der im Wald vorkommenden Arten aus und sollten möglichst nicht oder nur unwesentlich durch Bekämpfungsmaßnahmen betroffen sein.

Die Kapitel 11.2, bzw. 11.4 liefern Übersichten über die Schmetterlingsarten (je Familie), die aufgrund ihrer Lebensweise von Pflanzenschutzmitteleinsätzen betroffen sein könnten.

Abbildung 2: Artenzahl nach Familien der Lepidoptera in Deutschland und mögliche Betroffenheit durch Insektizidapplikationen in Eichenwäldern (aus Sobczyk 2014).



Die Abbildung zeigt die Anzahl von durch Pflanzenschutzmitteleinsätze betroffenen Schmetterlingsarten je Familie in Deutschland. Besonders hoch sind die Artenzahlen betroffener Arten bei den Noctuidae, Geometridae und Tortricidae.

2.2.3 Biodiversität von Arthropoden in Eichenwäldern

2.2.3.1 Übersichtsuntersuchungen über mehrere Arthropodengruppen

Die Eichen (Trauben-, Stiel-, Flaumeichen) gelten in Mitteleuropa gemeinhin als artenreichste Baumarten (als Habitat und Nahrungsgrundlage). Dies wurde durch verschiedene Untersuchungen bestätigt (u.a. Simon 2004 und nachfolgende Ausführungen).

So führen Brändle & Brandl (2001) für Deutschland insgesamt 699 an Eiche lebende phytophage Arten auf. Eine bereits früher erstellte Übersicht für in Großbritannien an Eiche lebende phytophage Arten nennt 421 Arten (Kennedy & Southwood 1984) (Tab. 3). Damit stellen Eichen (Stiel- und

Traubeneichen) nach den Weiden (*Salix spec.*) die zweitwichtigste Nahrungsgrundlage für phytophage Insekten. An *Salix* leben in Deutschland 728 Arten (Brändle & Brandl 2001).

Tabelle 3: Phytophage Arthropodenarten an Eiche (nach Kennedy & Southwood 1984, Brändle & Brandl 2001).

Insektenordnung	Artenzahl Großbritannien	in	Artenzahl Deutschland	in
Gallmilben Eriophyidae (Acarina)			4	
Käfer (Coleoptera)	67		208	
Minierfliegen (Agromyzidae)	-		-	
Gallmücken (Cecidomyiidae)	7		8	
Wanzen (Heteroptera)	38		39	
Zikaden (Auchenorrhyncha)	21		24	
Blattflöhe (Psylloidea)	1		1	
Blattläuse (Aphidoidea)	15		14	
Mottenschildläuse (Aleyrodoidea)	1		1	
Schildläuse (Coccoidea)	5		19	
Pflanzenwespen (Symphyta)	17		22	
Gallwespenartige (Cynipoidea)	53		45	
Schmetterlinge (Lepidoptera)	189		305	
Fransenflügler (Thysanoptera)	7		9	
Summe	421		699	

Kaltenbach (1874) führt in seiner Übersicht 537 Insektenarten an Eichen auf, wobei fast die Hälfte der Arten (255 Arten) zur Ordnung der Schmetterlinge gehört. Für Großbritannien werden 423 Insektenarten an Eiche aufgelistet. In einer weiteren Arbeit (Stork & Hammond 2013) werden für den Süden Großbritanniens 150 Käferarten genannt, wobei die Individuendichte und die Artenzahl Ende Juni am höchsten sind.

Mühle (2007) nennt 400 Schmetterlingsarten sowie 50 Bockkäferarten und 17 Prachtkäferarten, die an Eiche leben. Nach Schuffenhauer (2011) sind 70 Bockkäferarten in Mitteleuropa an Eichenalt- und Eichentotholz gebunden. Für Sachsen-Anhalt werden 43 Arten aufgeführt.

Aus Untersuchungen in Bayern (Bußler 2014) sind an Eichen 179 Schmetterlingsarten (ohne Kleinschmetterlinge), über 500 holzbewohnende Käfer und weitere 500 phytophage, mycetophage und räuberische Arten bekannt. Für Mitteleuropa werden 1000 Käferarten an Eichen genannt. So wurden im Spessart beispielsweise an sechs Alteichen (Traubeneiche) 110 xylobionte Käferarten nachgewiesen, darunter 48 Arten der Roten Liste Bayerns. Im Heisterblock des Hochspessarts lebten 350 holzbesiedelnde Käferarten an Traubeneichen. Von 115 Urwaldreliktarten Deutschlands nutzen 66 Eichen als Habitat. Im Jahr 2002 wurden im Rahmen eines LWF-Forschungsprojektes in wärmegetönten Eichenwäldern Nordbayerns 322 xylobionte Käferarten registriert.

Bemerkenswert ist, dass sich die Larvalentwicklung der meisten Schmetterlingsarten auf das Frühjahr konzentriert und damit teilweise mit der Entwicklung des Eichenprozessionspinners übereinstimmt. Dies könnte in Zusammenhang mit dem Gehalt an Tanninen in den Eichenblättern stehen, der im Jahresverlauf stetig steigt und sich ungünstig auf den Stoffwechsel der Raupen auswirkt (Feeny 1968).

Patočka et al. (1999) nennen für die Eichenwälder der Westkarpaten (Slowakei) 21 Ordnungen an Gliedertieren, die überwiegend während der Belaubung (siehe Tab. 4) in den Eichenkronen leben.

Unter den Parasitoiden sind 283 Arten der Schlupf-, Brack-, Erz-, Zehr- und Zwergwespen, neben 400 - 450 Arten der Raupenfliegen zu nennen, die an Eichen leben (siehe auch Möller 2008).

Tabelle 4: Artenreichtum von Eichenwäldern der Westkarpaten (Patočka et al. 1999)

Ordnung	Artenzahl	Art	Bemerkungen
Pseudoscorpionidea		<i>Chelifer cancrivorus</i> L.	Einzelfunde
Opiliones	Indet.		Einzelfunde
Araneida	90		
Acarina	Indet.		häufig
Collembola	Indet.		zahlreich
Ephemeroptera	1	<i>Cloeon dipterum</i> L.	
Plecoptera	1	<i>Nemura cinerea</i> Ratzeburg	
Blattidea	1	<i>Ectobius lapponicus</i> L.	
Orthoptera	1	<i>Meconema thalassinum</i> De Geer	
Dermoptera	2	<i>Forficula auricularia</i> L.; <i>Chelidurella acanthopygia</i> Gene	
Psocoptera	9		
Thysanoptera	7		
Heteroptera	72		
Homoptera	44		
Hymenoptera	321		
Coleoptera	465		
Lepidoptera	249		
Diptera	44		
Summe	1.307		

Goßner (2004) erfasste Kronen bewohnende Käfer (Coleoptera), Wanzen (Heteroptera), Netzflüglerartige (Neuropterida), Spinnen (Araneae) und parasitoide Hautflügler (Hymenoptera: Parasitica) verschiedener Eichenwälder in Bayern und bei Berlin (Tab. 5, Goßner 2004). Dazu zählte ein etwa 110jähriger Stieleichen-Buchen-Bestand mit eingemischter Roteiche, ein etwa 130 jähriger Stieleichen dominierter Laubholzbestand, ein 100 jähriger Roteichen-Reinbestand und ein Traubeneichen-Roteichen-Bestand bei Berlin (Goßner 2004).

Er fand zum einen deutliche Unterschiede zwischen Rot- und Stieleichen, aber auch zu anderen Baumarten (Buche, Fichte, Douglasie) hinsichtlich der Artenzahlen und der Anteile gefährdeter Arten der untersuchten Tiergruppen. Des Weiteren wurde ein starkes Nord-Süd-Gefälle in den Artenzahlen und Gefährdungsanteilen festgestellt, mit den geringsten Zahlen auf den Flächen bei Berlin und deutlich höheren Anteilen in Süddeutschland (vgl. Kapitel 2.4).

Das Artenspektrum der Strauch- und Krautschicht der Eichenwälder stand nicht im Fokus der vorliegenden Untersuchung.

Tabelle 5: Artenzahl einzelner Rot- und Stieleichen, sowie Gesamtartenzahlen (Goßner 2004).

Ordnung	Baumart	Artenzahl Einzelbäumen (je nach Untersuchungsgebiet)	auf Gesamartenzahl an Eiche	Artenzahl Rote-Liste Status (D, BAY, B)
Coleoptera	Stieleiche	145 – 316	635	24 – 30
	Roteiche	123 – 303		17 – 40
Heteroptera	Stieleiche	25 – 47	77	1 – 8
	Roteiche	20 – 26		1 – 8
Neuropterida	Stieleiche	8 – 26	37	1 – 13
	Roteiche	43.282		0 – 9
Araneae	Stieleiche	80	112	21
	Roteiche	83		22

Bei Untersuchungen der Baumkronenfauna des Leipziger Auwaldes (Arndt et al. 2007b) wurde u.a. die Artenzusammensetzung der Kronen von sechs Stiel- und zwei Roteichen erfasst (Tab. 6). Zusammenfassend lässt sich aus den nachfolgend dargestellten Ergebnissen schlussfolgern, dass im Vergleich zu den anderen analysierten Baumarten in den Kronen der Stieleichen immer die höchsten Artenzahlen und häufig ebenfalls die höchsten Individuenzahlen der untersuchten Tiergruppen nachgewiesen wurden.

Der Stammbereich von *Quercus robur* wies – verglichen mit dem anderer Baumarten – die höchste Arten- (aus 9 verschiedenen Familien) und Individuenzahl der Spinnen auf (Stenchly et al. 2007). Die Artenzahlen der Spinnen (16 Arten), die auf den Ästen nachgewiesen wurden unterschieden sich wenig von denen auf Gemeiner Esche (15 Arten) und Winterlinde (17 Arten), allerdings waren die Individuenzahlen auf den Stieleichen am geringsten. Zwischen oberen und unteren Kronenbereichen gab es keine wesentlichen Unterschiede in der Artenzusammensetzung. Die Kronen werden auch von Arten frequentiert, die normalerweise in oder auf der Bodenstreu leben. Die Autoren stellten allerdings auch fest, dass im Kronenraum eher die Struktur der Borke und weniger die Baumart von Bedeutung zu sein scheint (Stenchly et al. 2007).

Die Wanzenengesellschaften (Heteroptera) waren in den untersuchten Baumkronen sehr variabel. Insbesondere in den Kronen der Stieleichen variierte die Artenzahl stark. Die höchsten Artenzahlen wurden in Stieleichen- und Winterlindenkronen nachgewiesen. Die mit Abstand höchsten Individuenzahlen der Wanzen in den Kronen der Stieleichen. Auch hinsichtlich der Ernährungsweise gab es deutliche Muster, denn die höchsten Zahlen an phytophagen und omnivoren Wanzen wurden ebenfalls auf Stieleichen nachgewiesen (Arndt et al. 2007a).

Die Netzflüglerfauna (Neuropteroidea) der untersuchten Baumkronen variierte, ließ sich aber aufgrund der Artenzusammensetzung eindeutig bestimmten Baumarten zuordnen. Auf Eichen wurden zwischen 5 und 9 Arten nachgewiesen. Auch war im Vergleich zu Winterlinde und Gemeiner Esche die mittlere Individuenzahl auf Eichen am höchsten (Gruppe 2007).

Die Diversität der Netzflügler steigt mit zunehmender Baumartenzahl an, da viele Neuropteren einzelne Baumarten bevorzugen (Gruppe & Sobek 1992, Gruppe 2007). Die Präferenz wird allerdings in der Regel nicht direkt auf die Baumart, sondern auf kleinklimatische Bedingungen, auf Möglichkeiten des Nahrungserwerbs und der Eiablage zurückgeführt.

Die xylobionte Käferfauna von Baumkronen ist in der Regel sehr artenreich (Schmidt & Bernhard 2007). Dies wurde auch bei den Untersuchungen im Leipziger Auwald deutlich. Die mittlere Artenzahl xylobionter Käfer lag in Stieleichenkronen bei 45 Arten. Unwesentlich artenärmer waren die Kronen

von Winterlinde (39 Arten), Gemeiner Esche (32 Arten) und Bergahorn (34 Arten). Auch in den Baumkronen von Neophyten wurden zahlreiche xylobionte Käferarten gefunden. In Kronen der Roteiche waren es immerhin noch 29 xylobionte Käferarten. Viele Arten kommen allerdings nur in geringen Dichten vor und bevorzugen bestimmte Baumarten (Schmidt & Bernhard 2007).

Auf *Quercus robur* wurden auch die höchsten Arten- und Individuenzahlen phytophager Käfer ermittelt (Floren & Sprick 2007). Darunter waren zahlreiche Spezialisten und monophage Arten.

Nachtaktive Großschmetterlinge waren im Kronenraum weniger aktiv als in den unteren Straten. Mit zunehmender Höhe nahm die Artenzahl deutlich ab (Fröhlich et al. 2007). Allerdings gab es auch Arten, die sich überwiegend in größeren Höhen aufhalten. Aufgrund der Mobilität der Tiere lassen sich bei der gewählten Erfassungsmethodik für die Imagines keine Rückschlüsse bezüglich der Präferenzen zu bestimmten Baumarten ziehen.

Tabelle 6: Ergebnisse der Untersuchungen der Kronenfauna im Leipziger Auwald.

Klasse/ Ordnung	Baumart	Kompartiment	Artenzahl	Quelle
Spinnen (Araneae)	Stieleiche	Stamm	22	Stenchly et al. 2007
Spinnen (Araneae)	Stieleiche	Äste	16	Stenchly et al. 2007
Wanzen (Heteroptera)	Stieleiche	Krone	12,5 – 15,5 (mittlere Artenzahl)	Arndt et al. 2007a
Netzflügler (Neuropteroidea)	Stieleiche	Krone	5 - 9 Arten	Gruppe & Sobek 1992
Alt- und Totholzkäfer (Coleoptera: Xylobionta)	Stieleiche	Krone	Mittlere Artenzahl 35 xylobionte Arten, die höchsten Artenzahlen in dieser Untersuchung	Schmidt & Bernhard 2007
Laufkäfer (Carabidae)	Stieleiche	Krone	Keine direkte Zuordnung möglich, insgesamt 27 Arten, zahlreiche Stratenwechsler	Arndt & Hielscher 2007
Phytophage Käfer	Stieleiche	Krone	Höchste absolute Artenzahl (27 Arten) und Abundanzen der phytophagen Käfer	Floren & Sprick 2007
Großschmetterlinge (Lepidoptera)	Stieleiche	Bodennah bis Krone [2m – 30m]	Abnahme der Artenzahl mit zunehmender Höhe, bestimmte Arten aber nur in Krone, insgesamt 101 Arten	Fröhlich et al. 2007

2.2.3.2 Käfer (Coleoptera)

Böhme (2001) führt für Mitteleuropa insgesamt 103 phytophage Käferarten für Eichen auf (*Quercus spec.*), davon sind 36 monophag. Die meisten Arten gehören zu den Familien Buprestidae, Cerambycidae, Chrysomelidae und Curculionidae. Weitere monophage Arten werden für spezifische Eichenarten aufgeführt, so 4 Arten für *Quercus cerris*, 2 Arten für *Quercus petraea*, 2 Arten für *Quercus pubescens*, 8 Arten für *Quercus robur* (Böhme 2001).

Eine Übersicht der monophagen Käferarten Deutschlands weist Eichen mit 31 monophagen Arten als zweitartenreichste Baumgattung aus. Lediglich Kiefern sind in Deutschland reicher an monophagen Arten (43 Arten, Köhler 2000).

Besiedler alten und absterbenden Holzes – von denen ein großer Teil der Arten an Eichen lebt – sind weit überdurchschnittlich gefährdet, wie die Auswertung bundes- und landesbezogener Roter Listen ergab (Jedicke 1997). So werden Bockkäfer (Cerambycidae) etwa im Mittel zu 65 % der Arten, Hirschkäfer (Lucanidae) zum Teil bis zu 100 %, Prachtkäfer (Buprestidae) zu 69 bis 83 % in den Roten Listen geführt.

Unter den von (Köhler 1996, 2000) untersuchten Naturwaldzellen, die teilweise Wirtschaftswäldern noch sehr nahe sind, befinden sich auch Bestände mit höheren Anteilen an Trauben- oder Stieleiche. Im „Altwald Ville“ und im „Kerpener Bruch“ wurde die höchste Konzentration wärmeliebender, seltener und gefährdeter Tothholzkäfer an anbrüchigen Alteichen am Waldrand nachgewiesen. Im durch Stieleichen dominierten „Lindenberger Wald I“ leben zahlreiche hochgradig gefährdete Käferarten (bspw. *Teredus cylindrus*). Viele der besonders bemerkenswerten oder naturschutzfachlich ausgesprochen bedeutsamen Nachweise konzentrierten sich auf Eichenwaldränder oder deren Baumkronen.

Basierend auf den Ergebnissen verschiedener eigener Untersuchungen formulierte Köhler (2000) durch Vergleich der Artenspektren die Hypothese, dass bei verschiedenen Tiergruppen (v.a. Käfer) die Artenzusammensetzung der Baumkronen der von Waldrändern sehr ähnlich sei

Aufgrund methodischer Restriktionen lässt sich der tatsächliche Artenbestand der Baumkronen nur annähernd feststellen. Bei Benebelungen von Eichenkronen wurden überwiegend lignicole, corticole und polyporicole Arten erfasst (Köhler 2000, Floren & Schmidl 2008). Gefährdete Xylobionte waren im Kronenraum seltener vertreten als in Bodennähe (Köhler 2000). Aussagen über die Auswirkungen der Insektizidbehandlung auf Arten, die in Mulmhöhlen und Nester leben, können sich aufgrund des fehlenden Kenntnisstandes nicht ableiten lassen.

Wagner (2000) untersuchte in Westdeutschland (Westfalen, Rheinland) mittels Benebelung die Kronen von Bäumen am Waldrand und fand überwiegend nicht für Baumkronen typische Käferarten. Daraus und aus den Ergebnissen eigener Untersuchungen schloss Köhler (2000), dass die heimische Käferfauna überwiegend aus Stratenwechslern besteht.

Untersuchungen in nordostdeutschen Eichenwäldern (Ziesche et al. 2011) erbrachten 387 Käferarten, die allein durch Leimringe an Stämmen erfasst wurden. Im Kronenbereich wurden 283 Arten nachgewiesen, darunter 169 Arten (knapp 60 %) mit einem Gefährdungsstatus. 16 dieser Arten waren Neufunde für das Bundesland Brandenburg, was den immer noch relativ geringen Erforschungsgrad der Kronenregion dokumentiert. Die Autoren kommen zu dem Schluss, dass strukturreiche Bestände im Kronenraum eine höhere Artendiversität aufweisen. Mit der Artenzahl stieg auch die Anzahl an Schädlingsantagonisten. Der Zusammenhang zwischen der Anzahl phytophager und zoophager Arten war signifikant.

Eine Übersicht über die Ergebnisse von Insektizid-Benebelungen in der Kronenregion von Eichenbeständen oder Eichenmischwäldern geben Floren & Sprick (2007). Danach weisen Baumkronen eine hohe Variabilität bezüglich Artenzahlen, Abundanzen und Anteilen von Generalisten auf. Absolut herausragend waren hier Ergebnisse von naturnahen Beständen in Białowieża (Polen), mit Artenzahlen, die allein bei den Rüsselkäfern (149 Arten) den Artenreichtum sonstiger mitteleuropäischer Bestände um den Faktor 10 übersteigen. Auch Floren & Sprick (2007) weisen explizit auf die herausragende Bedeutung der Eichen für die Biodiversität der Käfer hin.

Die Eklektoren hingen im Mittel in etwa 20 m Höhe. An einem Baum wurde je 1 Eklektor in verschiedenen Höhen angebracht, in 8 m (vor Mulmhöhle), 14 m (Stamm) und 20 m Höhe (Krone). Die Artenzusammensetzungen der Baumstockwerke unterschieden sich gravierend. In der Krone dominierten Frischholzbesiedler (51,7 %). Die Ergebnisse zeigten eine sehr große Variabilität der Artenzusammensetzung in Abhängigkeit von der Exposition und dem Grad der Tothholzverfügbarkeit in Nähe der Fallen. Die untersuchten Bäume wiesen eine hohe Artenzahl auf, darunter waren 48 Arten der Roten Liste Bayerns und 3 Urwaldreliktarten.

Für an Eichen gebundene Käferarten ist der Licht- und Wärmegenuss essentiell. Das ist für 90 % der Käferarten verallgemeinerbar und wird häufig explizit in Veröffentlichungen betont (Simon 2004).

2.2.3.3 Schmetterlinge (Lepidoptera)

Schmetterlinge sind als Indikatoren für Umweltveränderungen sehr gut geeignet. Die Arten haben unterschiedliche ökologische Ansprüche, weshalb sie vielfältige Änderungen im Ökosystem anzeigen können. Sie sind mit vielen Arten an der heimischen Fauna vertreten, gut zu bestimmen und leicht nachzuweisen. Darüber hinaus sind sie seit längerer Zeit Gegenstand der Umweltbeobachtung und das Wissen über Faunistik, Ökologie und Gefährdungssituation ist im Vergleich zu anderen Insektengruppen gut dokumentiert (Lang et al. 2006).

Eine Übersicht über alle an Eiche lebenden Schmetterlingsarten liegt für Deutschland bislang nicht vor. Eine frühe Zusammenstellung liefert Kaltenbach (1874). Er nennt darin 255 Arten, von denen einige nicht in Deutschland heimisch sind und weist darauf hin, dass die Liste unvollständig sei. Um mögliche Auswirkungen von Insektizidanwendungen auf Schmetterlinge zu begutachten, erarbeitete Sobczyk (2014) eine entsprechende Übersicht. Dazu wurden Daten aus der Literatur (insbesondere Bergmann 1951-1955, Eckstein 1913-1933, Ebert 1991-2005, Koch 1991, Schütze 1931) recherchiert. Wertvolle Hinweise ergab die Internetseite www.lepiforum.de die teilweise sehr präzise und aktuelle Angaben enthält. Die daraus abgeleiteten Daten wurden nach der bei Karsholt & Razowski (1996) verwendeten Reihenfolge und Nomenklatur gelistet und Daten zur Larvalbiologie eingefügt. Anschließend wurde die Liste einigen Spezialisten mit der Bitte um Korrektur und Ergänzung weitergeleitet. Insgesamt werden 366 Schmetterlingsarten aufgelistet, deren Vorkommen für Deutschland belegt ist und für die in der Literatur oder durch Spezialisten das Vorkommen an Eiche dokumentiert ist. Wenige Arten leben unter der Rinde, in Gallen oder sind auf Flechten bzw. Pilze angewiesen, die an Eichen gebunden sind. Der weitaus überwiegende Teil (über 300 Arten) ist herbivor. Nur eine einzige Art, *Bucculatrix ainsliella* (Murtfeldt, 1905), wurde bisher ausschließlich an Roteiche nachgewiesen. Alle anderen Arten besiedeln sowohl Stiel- und Traubeneichen und darüber hinaus teilweise Roteichen und weitere Arten (siehe hierzu auch Sobczyk 2014, siehe Anhang Kapitel 11.4).

Insgesamt 453 Arten werden nach Auswertung von Literatur für die Paläarktis als an Eichen lebend angegeben (Soria 1988). Patočka (1980) führt 300 an Eichen lebende Schmetterlingsarten auf. Für Ungarn werden 308 blattfressende Schmetterlingsarten aus 32 Familien für *Quercus robur*, *Q. petraea*, *Q. pubescens* und *Q. rubra* gelistet (Csoka & Szaboky 2005). Dabei spielen die Geometridae mit 63 Arten die größte Rolle, gefolgt von den Noctuidae (62 Arten) und den Tortricidae (39 Arten). Weiterhin lagen Literaturdaten für insgesamt 630 an Eichen lebenden Insektenarten vor.

Southwood (1961) nennt 284 Arten für Großbritannien und führt 154 Arten für Russland auf. Nach einer Abbildung in Feeny (1970) wird die höchste Artenzahl von an Eichen fressenden Lepidopterenlarven im Mai erreicht. Der Autor listet 110 Arten für Großbritannien auf (Feeny 1970).

In bayerischen Naturwäldern siedeln über 200 an Eichen gebundene Arten (bei 649 nachgewiesenen Arten an Laubgehölzen, Hacker 2008). Die Eichen sind hier die Baumgattung mit der höchsten Artenzahl an Schmetterlingen. Mühle (2007) nennt 400 Schmetterlingsarten für Eiche.

Southwood et al. (2004) untersuchten Stieleichen- (*Quercus robur*) und Traubeneichen- (*Q. petraea*) sowie Kronen weiterer Eichenarten mittels Benebelung. Bei dieser Untersuchung wurde ein Maximum des Auftretens von Insekten im Mai (Stieleiche) bzw. Anfang Juni (Traubeneiche) festgestellt. Dies betraf sowohl Artenzahl, als auch Biomasse. Die Autoren stellen die Bedeutung dieses Auftretens für die Avifauna heraus.

2.2.4 Auswirkungen der Gradation des Eichenprozessionsspinners auf andere Arten

Die Gradation des Eichenprozessionsspinners wirkt sich auf weitere Arten, beispielsweise durch direkte Nahrungskonkurrenz aus. So ist im Extremfall bei Kahlfraß der Verlust der Nahrungsgrundlage für andere Arten zu erwarten. Dies betrifft sowohl blattfressende Arten als auch Pflanzensaftsauger. Darüber hinaus werden einige Arten, zum Beispiel Prädatoren, durch solche Kalamitäten zeitweise

gefördert. Berichte liegen u.a. für den Puppenräuber (*Calosoma sycophanta*) vor, der bei Gradationen von Schmetterlingsarten ebenfalls teilweise häufig auftritt oder auftrat. Auf die positiven Auswirkungen auf die Singvogelpopulation wurde bereits hingewiesen (Southwood et al. 2004). Parasitoide, die nicht monophag leben, können ebenfalls weitere Arten stark beeinflussen. Interessant, aber teilweise unbekannt sind die Effekte auf den Lebenszyklus von Parasitoiden mit unterschiedlichen Wirten. Fankhänel (1959) beschrieb solche Interaktionen von Goldafter und Eichenprozessionsspinner.

Andererseits werden durch die Fraßaktivität, insbesondere bei starkem Lichtfraß oder Kahlfraß, die Lichtverhältnisse in und unterhalb der Eichenkrone verändert, auch verbunden mit einer potenziellen Förderung der Bodenvegetation hinsichtlich Artenzahl und Deckungsgrad. Nunmehr besonnte Astbereiche bieten günstigen Lebensraum für holzbewohnende Arten, von denen einige wiederum zu Schäden führen können. Durch den Fraß verändert sich ebenfalls die Bodenstreu. Große Mengen Raupenkot und Blattreste führen zu einem kurzfristigen Nährstoffinput. Dieser könnte sich ebenfalls auf das Wachstum der Bäume sowie der Bodenvegetation auswirken. Weitreichende Effekte auf die Bodenfauna nach Kahlfraß sind dokumentiert (z.B. in Buchenwäldern, Scheu 1989).

2.2.5 Biodiversität von Fledermäusen in Eichenwäldern

Basierend auf einem Großteil von in Deutschland verfügbarer Literatur und Gutachten, geben Meschede & Heller (2002) einen fundierten Überblick über den aktuellen Kenntnisstand zur Verbreitung und Ökologie der Fledermäuse Deutschlands.

Aus Deutschland sind aktuell 24 Fledermausarten bekannt, davon gelten 2 als ausgestorben. Alle Arten sind nach der BArtSchVO streng geschützt und werden im Anhang IV der FFH-RL geführt, sieben der in Deutschland vorkommenden Arten sind darüber hinaus Bestandteil des Anhang II (Meschede & Heller 2002). Für den Erhalt der Bechsteinfledermaus (*Myotis bechsteini*) trägt Deutschland weltweite Verantwortung.

Alle einheimischen Fledermausarten nutzen Wälder als Lebensraum. Welche Rolle Wälder in diesem Zusammenhang spielen, ist art- und sogar individuenspezifisch sehr unterschiedlich und hängt wesentlich von den konkreten Umweltverhältnissen ab. Auch die Intensität der Nutzung ist sehr unterschiedlich. Für viele baumhöhlenbewohnende Arten ist ein häufiger Quartierwechsel typisch (Meschede & Heller 2002). Ein Überblick über den Grad der Nutzung von Wäldern als Quartier oder Jagdgebiet wird in Tab. 7 gegeben.

Wälder können den permanenten Lebensraum stellen oder Teil einer Mehrfachhabitatnutzung sein. Der Wald bietet zahlreiche Quartiermöglichkeiten (Sommerquartier, Wochenstube, u. U. sogar als Winterquartier). Diese sind in ihren klimatischen Bedingungen unterschiedlich. Auch die Lage der Quartiere in Bezug auf die Jagdgebiete ist relevant. So werden auch ungünstige Quartiere genutzt, wenn sie in der Nähe günstiger Jagdgebiete liegen (Meschede & Heller 2002). Ausgesprochene Waldarten sind Bechsteinfledermaus, Mopsfledermaus, Braunes Langohr, Rauhhautfledermaus und Fransenfledermaus.

Die zwischen Quartieren und Jagdrevier zurückgelegten Distanzen sind normalerweise deutlich geringer als 5 km. Viele Arten müssen sich an Leitstrukturen orientieren und können Offenland schlecht überwinden.

Tabelle 7: Nutzung des Waldes als Quartier und Jagdlebensraum (nach Meschede & Heller 2002), 1-3 niedrig, 4 - 6 mittel, 7 - 9 hoch. Anordnung absteigend nach Bedeutung als Jagdrevier.

Art	Baum Sommerquartier	Baum-Winterquartier	Wald-Jagdgebiet
Bechsteinfledermaus	9	1 ?	9
Mausohr	2	6	8
Mopsfledermaus	8	?	8
Braunes Langohr	7	1 ?	7
Rauhautfledermaus	8	5	7
Fransenfledermaus	5	1 ?	6
Große Bartfledermaus	5 ?		5
Kleine Hufeisennase			5
Große Hufeisennase			5
Kleine Bartfledermaus	4		4
Kleinabendsegler	9	5	3
Wimpernfledermaus	1 ?		2 ?
Breitflügel fledermaus	1		2 ?
Wasserfledermaus	8	?	2 ?
Graues Langohr	?		2 ?
Nordfledermaus	?		2
Zwergfledermaus	1 ?		1 ?
Großer Abendsegler	9	9	1
Teichfledermaus	1		?
Zweifarb fledermaus	?		?

Auch die im Wald genutzten Straten sind unterschiedlich. Zu den typischen Substratsammlern gehören Fransenfledermaus (*Myotis nattereri*) und das Braune Langohr (*Plecotus auritus*), die überwiegend Spinnen bzw. Nachtfalter erbeuten.

Die mittlere Anzahl an Brutpaaren/100 ha beträgt im Stieleichen-Hainbuchenwald 9 – 57 BP (= Brutpaare)/ 100 ha, im Traubeneichen-Buchenwald 6 – 24 BP/ 100 ha, im Eichen-Buchenwald 23 BP/ 100 ha und in Parks mit altem Baumbestand 51,3 BP/ 100 ha (Meschede & Heller 2002).

2.2.6 Biodiversität von Vögeln in Eichenwäldern

Eine sehr gute Übersicht über die Nutzung von Eichenwäldern und Mischwäldern mit Eichen durch Brutvögel gibt Flade (1994). Er definierte Leitarten für Hartholzauen und Eichen-Hainbuchenwälder. Die hier genannten Arten sind in erster Linie an ein entsprechendes Höhlenangebot oder grobe Rindenstrukturen gebunden. Festhalten lässt sich, dass auch bei den Brutvögeln häufig die (Vegetations) Struktur der Bestände eine entscheidende Rolle spielt.

Die Eiche spielt für die Ernährung bestimmter Vogelarten eine herausragende Rolle (Utschick 2006). So werden einzelne Eichen in übrigen Waldbeständen überdurchschnittlich stark zur Nahrungssuche bevorzugt.

2.3 Kiefernwaldgesellschaften bzw. Kiefernforsten

2.3.1 Fraßgemeinschaften und Schadinsekten auf Kiefern (*Pinus sylvestris*)

Mit der nacheiszeitlichen Bewaldung begann vor ca. 14.000 Jahren die Ausbreitung der Kiefer, die anfangs Bestandsbildner der natürlichen Vegetation war. Die Forstwirtschaft hat der Kiefer nach einer mehrtausendjährigen Pause die großflächige Rückkehr in einen Raum ermöglicht, aus dem sie in der Nacheiszeit durch wärmeres Klima und Laubholzkonkurrenz verdrängt wurde. Durch die im Wirtschaftsprozess mehrmalige Wiederholung der Nadelbaum-Bestandesrotation hat sich die ökologische Situation der Waldstandorte verschärft und negative Einwirkungen von Fremdstoffeinträgen auf Waldungen in der Neuzeit noch begünstigt. Dem heute aktuell vorhandenen Flächenanteil von 70,3 % Kiefer im nordostdeutschen Tiefland steht ein potenziell natürlicher Anteil von 8 % gegenüber“ (Hofmann & Pommer 2005).

Vor allem 15- bis 60jährige Kiefernbestände des Altersklassenwaldes sind durch Insektenfraß gefährdet. Neben *Hylobius* und rinden- und holzbrütenden Käferarten, spielen vor allem nadelfressende Blattwespen und Schmetterlinge (Kieferneule, Kiefernspanner, Nonne) eine große Rolle. In älteren Beständen nimmt die Bedeutung des Kiefernspinners zu (Otto 1994).

„Einen entscheidenden Einfluss auf die Populationsentwicklung haben die Bestandesverhältnisse. Erst das großflächige Vorkommen von strukturarmen Kiefernreinbeständen im Nordostdeutschen Tiefland ermöglicht den Kiefernshadinsekten hier die Ausbildung häufiger und großflächiger Massenvermehrungen. Eine hohe Struktur- und Pflanzenvielfalt dagegen fördert durch die entstehende Habitatdiversität und damit eine höhere Zahl von Nebenwirten natürlicher Gegenspieler sowie das bessere Nektarangebot das Vorkommen von Antagonisten der Kieferngrößschädlinge, die deren Populationswachstum, insbesondere in der Latenz, regulieren können. Eine besonders hohe Bedeutung wird dabei den Ei- und Puppenparasitoiden zugeschrieben, da diese einerseits besonders hohe Artenzahlen erreichen können und andererseits ein breites Wirtsspektrum aufweisen, welches ihr Vorkommen auch in Latenzzeiten der Kieferngrößschädlinge sichert. Im Falle einer Massenvermehrung von Kieferngrößschädlingen sind diese Parasitoide also schon in bedeutender Zahl im Bestand vorhanden. Die ansonsten verzögerte Reaktion auf die Gradation der Wirtspopulation kann somit zeitnäher erfolgen“ (Möller 2011). „Eine Erhöhung der Pflanzen- und Strukturvielfalt von Kiefernreinbeständen wird auch aus diesen waldschutzfachlichen Gründen angestrebt. Diese Strukturheterogenität kann durch die Einbringung von Mischbaumarten, die Erhöhung der Vielfalt der Strauch- und Krautschicht und die Anlage von Waldinnen- und -außenrändern erreicht werden (Möller et al. 2008, Gräber & Ziesche 2013).

Die Kiefer dient mehreren zu Massenvermehrungen neigenden Arten als Nahrungsgrundlage:

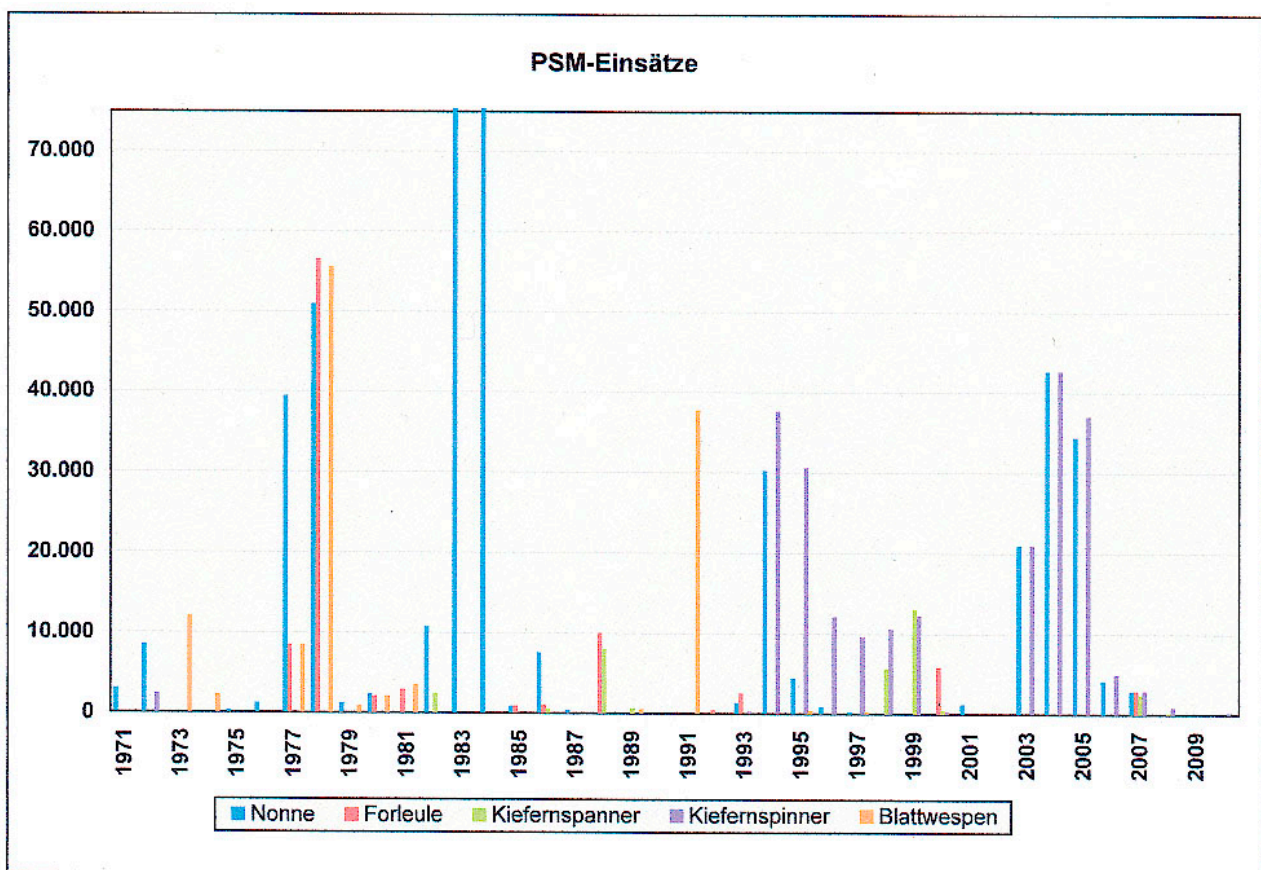
- o Nonne: *Lymantria monacha* (Linnaeus, 1758)
- o Kiefernspinner: *Dendrolimus pini* (Linnaeus, 1758)
- o Kiefernspanner: *Bupalus piniarius* (Linnaeus, 1758)
- o Kieferneule: *Panolis flammea* (Denis & Schiffermüller, 1775)
- o (Kiefernprozessionsspinner: *Thaumetopoea pinivora* (Treitschke, 1834))
- o Kiefernbuschhornblattwespen:
 - *Diprion pini* (Linnaeus, 1758)
 - *Diprion similis* (Hartig, 1834)

- *Gilpinia frutetorum* (Fabricius, 1793)
- *Gilpinia virens* (Klug, 1812)
- *Neodiprion sertifer* (Geoffroy, 1785)

Dabei weisen die einzelnen Arten ein unterschiedliches Fraßverhalten und differenzierte Gradationsverläufe auf. Dies hat Auswirkungen auf die Gefährdung der Waldbestände. In den meisten Bundesländern ist die Entscheidung über eine Bekämpfung an die Prognose bestandesbedrohender Schäden gekoppelt. Wenk & Möller (2013) weisen darauf hin, dass bisher bei Kahlfraß an Kiefer von einem Absterben der Bestände ausgegangen wurde. Untersuchungen seit 1994 führen jedoch zu einem weiter differenzierten Bild. Insbesondere der Witterungsverlauf während und nach dem Hauptfraß kann dazu führen, dass auch nach sehr starken Fraßschäden die Bäume überleben.

Abb. 3 gibt einen Überblick über Flächengrößen der mit Pflanzenschutzmitteln gegen Kieferngroßschadinsekten behandelten Flächen von 1971 bis 2010. Tab. 8 listet die entsprechenden Daten für den Zeitraum 2008 bis 2013.

Abbildung 3: Flächensummen der mit Pflanzenschutzmitteln gegen Kieferngroßschadinsekten behandelten Flächen. In ha 1971-1989: Gebiete DDR. 1990-2010: Brandenburg, Mecklenburg-Vorpommern, Sachsen-Anhalt, Niedersachsen (aus Gräbner 2013).



Die Abbildung zeigt Flächensummen von mit Pflanzenschutzmitteln behandelten Flächen der Jahre 1971 bis 2010 auf dem Gebiet der ehemaligen DDR bzw. in Ostdeutschland.

Tabelle 8: Flächengrößen der mit Pflanzenschutzmitteln gegen Kieferngrößschadinsekten behandelten Flächen in Deutschland im Zeitraum 2008 bis 2013 (Quelle: Waldschutzberichte 2009-2014 der Bundesländer, AFZ-Der Wald).

Art	2009	2010	2011	2012	2013
Nonne	232	225	2.000	5.664	12.332
Forleule			16		
Kiefernspanner	169	13	50	50	55
Kiefernspinner		257	301		3.934
Kiefernprozessionsspinner		9		33	123
Kiefernbuschhornblattwespen	1.359	447	149	2	1.852

2.3.1.1 Nonne (*Lymantria monacha* (Linnaeus, 1758))

Die Flugzeit der Imagines reicht von Juni bis September. Der Hauptflug erfolgt im Juli/August. Nach der Eiablage überwintern die Raupen in den Eiern und schlüpfen im April/Mai. Im Juni erfolgt die Verpuppung an Stämmen. Nach etwa vier Wochen Puppenruhe schlüpft die Folgegeneration. Die Art ist polyphag und frisst an verschiedenen Nadel- und Laubhölzern. In den letzten Jahrzehnten ist sie allerdings fast ausschließlich an der Waldkiefer schädigend aufgetreten. Die frisch aus dem Ei schlüpfende Raupe frisst Pollen, Knospen, aber vor allem an Altnadeln (Schartenfraß). Ab dem L3-Stadium werden ausschließlich Altnadeln gefressen wobei der Fraß verschwenderisch ist und nicht gefressene Nadelteile zu Boden fallen. Erst die erwachsene Raupe frisst an den Maitrieb-Nadeln. Bevorzugt werden Stangenhölzer (Kiefer 30-80 Jahre) befallen, bei Gradationen sind aber alle Altersklassen betroffen.

Bevorzugt werden Gebiete bis 800 m ü. NN mit einem Jahresniederschlag von 400 bis 700 mm und Sommertemperaturen um 17 °C (Majunke et al. 2004). Seit 1938 ist ein relativ einheitliches Gradationsmuster zu erkennen, das sich in einem zeitlich übereinstimmenden Auftreten der Nonne in den einzelnen Bundesländern widerspiegelt: Gradationen begannen und endeten häufig in mehreren Bundesländern zeitgleich bzw. zeitlich nur leicht versetzt. So stimmte das Zeitfenster der Nonnengradationen zeitgleich in allen vier Bundesländern (MV, SH, NS, BB) in den Jahren 1949, 1956/57, in mehreren Jahren der sehr ausgedehnten Gradation zwischen 1976 und 1987, von 1993 bis 1995 und im Jahr 2005 überein. Geiches galt für die entsprechenden Latenzphasen zwischen 1940 und 1946 sowie zwischen 1961 und 1966. Fast identische Latenzzeiten gab es außerdem in Mecklenburg-Vorpommern (1958 – 1975) und Niedersachsen (1959 – 1976). Eine Phase mit besonders vielen Gradationen der Nonne lässt sich von Mitte der 1970er bis Mitte der 1990er erkennen. In diesen Zeitraum (1980er Jahre) fallen auch die großflächigen PSM-Applikationen von DDT und Lindan auf dem Gebiet der ehemaligen DDR. Seit Ende der 1990er Jahre löst sich das länderübergreifende Gradationsmuster auf, die zeitlichen Verschiebungen zwischen den Bundesländern werden größer: Während in Brandenburg und Sachsen-Anhalt weiterhin lange und häufige Gradationsphasen zu verzeichnen sind, gehen diese in Mecklenburg-Vorpommern und Niedersachsen deutlich zurück. Zu dieser Entwicklung passt auch das aktuelle Auftreten der Nonne: Im Jahr 2012 kam es zur Progradation in Brandenburg und Sachsen-Anhalt. Für 2013 wurde in Brandenburg die Kulmination erwartet (Grübner 2013). „Zu Massenvermehrungen der Nonne kam es in den letzten 160 Jahren im nordostdeutschen Tiefland mindestens 14 Mal“ (Möller et al. 2010).

Nonnengradationen weisen oft einen zehnjährigen Zyklus auf (Wenk & Möller 2013), wobei neben entnadelten Bäumen fast immer auch solche mit 30 - 40 % Restbenadelung in den Beständen vorhanden sind.

2.3.1.2 Kiefernspinner (*Dendrolimus pini* (Linnaeus, 1758))

Imagines treten von Ende Juni bis August auf. Ab August schlüpfen aus den an Zweigen und Nadeln in Klumpen abgelegten Eiern die Raupen. Sie fressen in den Kronen bis die ersten Fröste sie zur Überwinterung in die Bodenstreu kriechen lassen. Im zeitigen Frühjahr wandern die Raupen in die Kronen und fressen bis Juni. Die Verpuppung findet zwischen Zweigen oder Rinde statt. Die Entwicklung ist in Mitteleuropa überwiegend einjährig, in Norddeutschland und Nordeuropa zweijährig.

Befallen werden fast ausschließlich Kiefern. Während im Herbst etwa 150 Nadeln verzehrt werden, sind es im Frühjahr 600 (insgesamt etwa 20 Gramm / Larve), so dass der Frühjahrsfraß wesentlich erheblicher ist, als der Herbstfraß. Neben den Nadeln werden auch Knospen und Zweige gefressen. Die Jungraupen fressen an den Nadelkanten, später werden die ganzen Nadeln und meist auch die Nadelscheiden gefressen. Bevorzugt werden Bestände mit einem Alter über 60 Jahren.

Einmaliger Kahlfraß führt oft zum Absterben der Bestände. Der Frühjahrsfraß an Maitrieben und Knospen kann verheerende Wirkung haben. Bevorzugt befallen werden regenarme Gebiete mit einem Jahresniederschlag zwischen 500 und 600 mm. Von 1922 bis 1945 traten nach Gräbner (2013) Massenvermehrungen unregelmäßig auf. Im Zeitraum 1946 bis 1950 wurden dagegen für alle untersuchten Bundesländer Massenvermehrungen des Kiefernspinners dokumentiert. Bis in die 1980er Jahre wurde der Kiefernspinner nur einmal in Sachsen-Anhalt (1967) und in Brandenburg zweimal (1967, 1971/72) mit kritischen Dichten auffällig. Auch in den 1980ern entwickelten sich Gradationen ausschließlich in Brandenburg und Sachsen-Anhalt, so dass sich für Niedersachsen und Mecklenburg-Vorpommern mehrere Jahrzehnte lange Latenzzeiten ergaben. Ab den 1990er Jahren kann dagegen ein gehäuftes Auftreten des Kiefernspinners beobachtet werden: In Brandenburg befand sich der Kiefernspinner von 1992 bis 1999 in Gradation, in Sachsen-Anhalt von 1993 bis 2000 und in Mecklenburg-Vorpommern von 1993 bis 1995. Im Jahr 2005 waren Gradationen des Kiefernspinners wieder für alle untersuchten Bundesländer relevant. Auffällig sind Gradationshäufungen des Kiefernspinners in Phasen mit besonders hohen Sommertemperaturen wie zwischen 1943 und 1950, seit Beginn der 1990er Jahre und nach besonders warm-trockenen Sommern wie dem Jahr 2003.

2.3.1.3 Kiefernspanner (*Bupalus piniarius* (Linnaeus, 1758))

Der Kiefernspanner fliegt von Mai bis Juli und legt seine Eier an Kiefernadeln ab. Ab Mitte Juni schlüpfen die Raupen und fressen bis in den Herbst. Die Verpuppung erfolgt im Zeitraum September bis Dezember. Die Puppe überwintert. Gefressen werden vor allem Altnadeln, ab dem 4. Larvenstadium auch Mainadeln (insgesamt 2,85 g / Larve). Bevorzugt werden Bestände zwischen 25 bis 70 Jahren.

Der Kiefernspanner gehört zu den bedeutenden Kiefern-schadinsekten und neigt zu häufigen Massenvermehrungen. Da der Fraß erst relativ spät im Jahr nach der vollständigen Entwicklung der Knospen des Baumes auftritt, ist dessen Austrieb im folgenden Jahr in der Regel gesichert. Der Fraß ist im Allgemeinen nicht bestandesgefährdend. Bevorzugte Massenvermehrungsgebiete weisen einen mittleren Jahresniederschlag von 500 bis 700 mm auf. In diesen Gebieten sind Kiefernreinbestände mittlerer und ärmerer Standorte im Alter zwischen 25 und 70 Jahren besonders betroffen.

Nach Gräbner (2003) ist das Gradationsmuster des Kiefernspanners im norddeutschen Tiefland hinsichtlich Beginn, Ende und Periodizität einheitlich. Massenvermehrungen treten im Schnitt alle 8 bis 9 Jahre auf und werden nur von kurzen Latenzphasen unterbrochen. Eine Ausnahme bildet Niedersachsen (längere Latenzphase von 1952 - 1984). Ab etwa dem Jahr 2000 nahmen Gradationen ab und fehlen seit 2009.

2.3.1.4 Kieferneule (*Panolis flammea* (Denis & Schiffermüller, 1775))

Die Flugzeit liegt im Frühjahr (März – Mai). Die Eier werden in Zeilen an den Nadeln abgelegt. Die schlüpfenden Raupen fressen zuerst den Maitrieb („Eulenspieße“), Knospen, Pollen, sowie später auch Altnadeln (insgesamt etwa 8 Gramm / Larve). Im Juli erfolgt die Verpuppung in der Bodenstreu. Befallen werden Kiefernbestände (vor allem im Alter 20 – 80 Jahre, bei einem Jahresniederschlag von 500 – 700 mm). Die Gradationsdauer ist in der Regel kurz (1 – 2 Jahre) und wird meist durch Raupenfliegen beeinflusst.

Nach Wenk & Möller (2013) bedeutet Kahlfraß in den meisten Fällen das wirtschaftliche Ende des Kiefernbestandes. Die Nadelverluste von 91 bis 100 % (Kahlfraß) hatten Stammausfälle zwischen 11 und 100 % (häufig 30 – 60 %) zur Folge. Für die vollständige Regeneration benötigen die Kiefern in Kahlfraßbeständen des Nordostdeutschen Tieflands in der Regel 5 bis 6 Jahre. In Kahlfraßbeständen waren Verluste beim Radialzuwachs über einen Zeitraum von 4 Jahren nachweisbar. Bei Kahlfraß waren alle Baumklassen von bestandesbedrohenden Stammverlusten betroffen. Ab Nadelverlusten von ≥ 90 % ist die Prognose „Bestandesgefährdung“ gerechtfertigt.

Die durch Kahlfraß entstandenen Bestandeslücken führen zu einer erhöhten Disposition gegenüber Sturmereignissen. Auch besteht für Kahlfraßbestände in den ersten zwei Jahren nach dem Fraßereignis ein erhöhtes Befallsrisiko durch Stammschädlinge. Bei Nichtbeachtung der Grundsätze einer sauberen Waldwirtschaft bergen Nutzungen in diesem Zeitraum die Gefahr der Entstehung von Massenvermehrungen. Der dadurch erzeugte Befallsdruck führt zu weiteren unkalkulierbaren Stammverlusten.

Je nach standörtlichen Bedingungen und betroffener Altersklasse besteht für Kahlfraßbestände die Möglichkeit der Nutzung im Kahlschlagbetrieb mit anschließender Wiederaufforstung oder Ausfälle als Folge von Sanitärhiebsen durch Voranbau zu kompensieren.

2.3.1.5 Kiefernprozessionsspinner (*Thaumetopoea pinivora* (Treitschke, 1834))

Die Falter fliegen im April/Mai. Die Eier werden als Paket um ein Nadelpaar in den Kronen abgelegt. Die Raupen fressen nachts gemeinsam und wandern in Prozessionen zu neuen Fraßplätzen. Tagsüber halten sie sich in Nestern an Zweigen auf. Die Verpuppung erfolgt im Juli im Boden in einem gemeinsamen Gespinst. Die Puppe überwintert.

Schäden für die Kiefer sind eher die Ausnahme. Die Art besiedelt Kiefernwälder vor allem östlich der Elbe. Seit etwa 15 Jahren ist in Brandenburg und Sachsen eine Zunahme der Häufigkeit zu beobachten. Bislang ist nur eine einzige Kalamität aus den 1950er Jahren bekannt (zwischen Weißkollm und Knappenrode bei Hoyerswerda, Sachsen). Die Fraßfläche betrug etwa 1000 ha.

2.3.1.6 Kiefernbuschhornblattwespen

- *Diprion pini* (Linnaeus, 1758)
- *Diprion similis* (Hartig, 1834)
- *Gilpinia frutetorum* (Fabricius, 1793)
- *Gilpinia virens* (Klug, 1812)
- *Neodiprion sertifer* (Geoffroy, 1785)

Kiefernbuschhornblattwespen fliegen von April bis August als Folge meist mehrerer Schlupfwellen (teils zwei Generationen). Die Raupen schlüpfen ab Mai, der Fraß kann bis in den Oktober hinein stattfinden. Die Verpuppung erfolgt differenziert (nach Generation), teilweise ist eine Diapause möglich. Die Überwinterung erfolgt in der Bodenstreu, teilweise auch oberhalb des Bodens an Stämmen, Zweigen. Junglarven fressen Altnadeln (Schartenfraß), ab dem L2-Stadium teilweise auch

Mainadeln. Verschont werden stets die Knospen. Befallen werden alle Altersklassen der Kiefernwälder.

Alleiniger Fraß von Kiefernbuschhornblattwespen führt meist nicht zur Bestandesgefährdung, da die Knospen und die meisten Teile der Mainadeln verschont bleiben. Durch die Schwächung kann es zum Befall mit dem Pilz *Sphaeropsis sapinea* kommen („*Diplodia*-Triebsterben“).

Bevorzugt werden wärmebegünstigte Gebiete mit einem Jahresniederschlag von 500 – 700 mm. Die meist nur kurzen Gradationsphasen werden von längeren Latenzphasen unterbrochen: Sachsen-Anhalt (1933 bis 1948), Niedersachsen (1933 bis 1947, 1955 bis 1975), Mecklenburg-Vorpommern (1962 bis 1990). Eine Ausnahme bildet Brandenburg. Hier kommt es auch in mehreren aufeinander folgenden Jahren zu Gradationen. Zudem sind die Latenzphasen kürzer (Gräbner 2013).

2.3.2 Biodiversität in Kiefernwäldern und -forsten

2.3.2.1 Arthropoden

An der Kiefer leben zahlreiche Insektenarten. Sie sind direkt oder indirekt von dieser Baumart abhängig. Eine zusammenfassende Übersicht über die an Kiefer lebenden Arten in Deutschland liegt nicht vor.

Tabelle 9: Phytophage Arthropodenarten an Kiefer (Kennedy & Southwood 1984, Brändle & Brandl 2001).

Insektenordnung	Artenzahl in Großbritannien	Artenzahl in Deutschland
Gallmilben Eriophyidae (Acarina)	-	1
Käfer (Coleoptera)	87	160
Minierfliegen (Agromyzidae)	-	-
Gallmücken (Cecidomyiidae)	2	4
Wanzen (Heteroptera)	15	26
Zikaden (Auchenorrhyncha)	2	5
Blattläuse (Aphidoidea)	7	24
Schildläuse (Coccoidea)	1	11
Pflanzenwespen (Symphyta)	11	31
Schmetterlinge (Lepidoptera)	41	67
Fransenflügler (Thysanoptera)	5	6
Summe	171	335

Brändle & Brandl (2001) führen für Kiefern aus Deutschland insgesamt 335 phytophage Arthropodenarten auf. In Großbritannien gibt es nach Kennedy & Southwood (1984) insgesamt 171 phytophage Arthropodenarten an *Pinus sylvestris* (Tab. 9). Damit gehört auch die Kiefer zu den Baumarten mit einem hohen Reichtum phytophager Arten.

Geleitet von der Frage ob sich die Zuordnung der Bestände zu Pflanzengesellschaften auch in spezifischen Lebensgemeinschaften der Tiere wieder spiegelt, untersuchten Schmidl et al. (2004) verschiedene Bestände des Nürnberger Reichswaldes als Teil der mittelfränkischen Kiefernwälder Bayerns. Verglichen wurden als standortgerecht geltende Leucobryo-Pineten inklusive Cladonio-Pineten auf Sanddünen und Flugsanden mit zwei Vaccinio-Kiefernforsten (unterschiedliche Feuchte, mit Buchenunterbau, kaum Unterwuchs). Um eine vollständige Erfassung der Arthropodenfauna zu

gewährleisten, wurden mindestens 80 % der Kronenprojektionsfläche einer Baumkronenbenebelung (Fogging) unterzogen.

Insgesamt wurden 17870 Individuen aus folgenden Gruppen registriert: Succivore (Heteroptera, Homoptera), Coleoptera, Hymenoptera (ohne Symphyta-Larven), Larven der Symphyta und Lepidoptera (mit Adulten), Arachnoidea, Diptera, Neuropteroidea, Blattodea und eine Restfraktion aus Sonstigen. Dominant traten succivore Heteroptera und Homoptera auf, gefolgt von Coleoptera und Hymenopteren. Eine genauere Aufschlüsselung liegt für xylobionte Coleoptera vor. Erfasst wurden 34 Arten, von denen 6 in der Roten Liste Deutschlands (1998) und 5 in der Roten Liste Bayerns (2004) aufgeführt sind. Bemerkenswert waren *Chrysobothris igniventris* Rtt, 1895, *Notolaemus castaneus* (Er., 1845) sowie *Magdalia rufa* Germ., 1824. Der Anteil von Rote Liste-Arten lag mit 19 % im Cladonio-Pinetum deutlich höher als in den Wirtschaftswäldern (11 %). Die Artenzahl lag im Cladonio-Pinetum etwas höher (21 Arten gegenüber Anteilen von jeweils 17 % Rote Liste-Arten, Schmidl et al. 2004).

Systematische Erfassungen der Arthropodenfauna von Kiefernforsten erfolgen in Brandenburg seit 1994 (Möller 1998). Auf drei Versuchsflächen wurden 1995 16.000 und 1996 11.000 Individuen der Ordnungen Diptera, Coleoptera, Hymenoptera und Thysanoptera ausgewertet (Familien-, Gattungs- und Artebene). Bei den Coleoptera waren Arten von 39 der 139 in Mitteleuropa vorkommenden Käferfamilien nachweisbar. Von den zu jener Zeit in Brandenburg geschützten Arten traten als habitattypisch die Sandbiene *Andrena lapponica* und als Gast *Lasioglossum brevicorne* auf.

Die an Kiefer lebenden Schmetterlingsarten (Lepidoptera) wurden aus Literaturangaben zusammengestellt (Kapitel 11.2). Danach sind in Deutschland 47 Arten an Kiefer gebunden, davon 17 monophag. Keine der Arten wird auf der Roten Liste (2012) oder der Bundesartenschutzverordnung geführt. Die Gesamtzahl von 47 an Kiefern lebenden Arten ist deutlich geringer als jene 67 Arten, die bei Brändle & Brandl (2001) genannt werden. Die Differenz kann derzeit nicht erklärt werden.

Böhme (2001) führt für Mitteleuropa insgesamt 87 phytophage Käferarten für Kiefer auf (*Pinus spec.*). Die meisten Arten gehören den Familien Buprestidae, Cerambycidae, Scolytidae und Curculionidae an. Weitere Arten sind für einzelne Kiefernarten aufgeführt, so 11 Arten für *Pinus mugo*, 8 Arten für *P. cembra*, 18 Arten für *P. nigra*, 33 weitere für *P. sylvestris*.

Die Kiefer ist die Baumart mit dem in Deutschland höchsten Anteil an monophagen Käferarten. Während Böhme (2001) 17 (von 87 phytophagen) als monophag an Kiefer (*Pinus spec.*) klassifiziert, führt Köhler (2000) insgesamt 43 Arten an.

2.3.2.2 Vögel (Aves)

Lauterbach (2007) untersuchte die Bedeutung von Kiefernwäldern als Lebensraum für Vögel. Da natürliche Kiefernwälder – während evolutiver Zeiträume – nur sehr kleinflächig und disjunkt verteilt vorkamen, existiert in Deutschland kein „echter“ Kiefernspezialist unter den Brutvögeln. Darüber hinaus gehören viele Arten die in Kiefernwäldern brüten zu den Generalisten oder sogar zu den Ubiquisten, generell also zu den häufigen Arten.

Eine hohe Bedeutung wird der spezifischen Ausprägung der Struktur von Kiefernwäldern (und – forsten) eingeräumt, da die Habitatbindung der Vögel in der Regel, und im Fall der Kiefer besonders, nicht über die Baumart sondern über Strukturparameter erfolgt. So wird die Kiefer bspw. in Utschick (2006) nicht einmal als für Vögel relevante Baumart aufgeführt. Da Kiefern relevante Strukturen bilden können (Überschirmung, Deckungsgrad der Naturverjüngung, Lücken, Beständigkeit des Totholz, Sitzwarten) sind Kiefernwälder trotzdem wichtige Teillebensräume für Vögel. Bereits geringe Beimischungen an Laubbaumarten ermöglichen die Besiedlung durch Laubwaldvogelarten (z.B. Waldlaubsänger, die auch in Kiefernkronen nach Insekten jagen). Beimischungen von Fichten können das Auftreten von typischen Fichtenwald-Vogelarten begünstigen. Dazu zählen Erlenzeisig, Winter- und Sommergoldhähnchen, die frei in den Fichtenkronen brüten (Lauterbach 2007). Langkronige

Fichten als Beimischung können Sperlings- und Raufußkäuzen Tageseinstände und Nahrungsreservoir bieten (Lauterbach 2007).

Die Sukzession der Vogelgemeinschaften wurde für Kiefernbestände der Lüneburger Heide untersucht (Dierschke 1973). Beschrieben wurde die Abfolge der Sukzession der Vogelgemeinschaften mit zunehmendem Alter der Kiefernbestände (vgl. Abb. 4).

Abbildung 4: Sukzession der Vogelarten in Kiefernwäldern der Lüneburger Heide (verändert nach Dierschke 1973). x – xxxx gibt die Häufigkeit des Auftretens der Art im jeweiligen Bestandesalter an.

Art	Altersklassen [in Jahren]								
	1 - 3	1 - 3 verbusc	3 - 6	6 - 10	10 - 15	15 - 25	25 - 45	40 - 60	60 - 100
Bachstelze	x	x							
Steinschmätzer	xx	xx							
Heidelerche	x	x						x	xx
Feldlerche	xx	x	x						
Baumpieper	x	xx	x						
Goldammer		x	x	xxx	xx				
Wiesenpieper			xx						
Dorngrasmücke			x						
Hänfling			xx	xxx					
Fitislaubsänger			x	xxx	xxxx	xxx			
Klappergrasmücke				x	xx	x			
Heckenbraunelle				x	xx	x			
Amsel				x	xx	x			
Rotkehlchen				xx	xx	xx	x		
Eichelhäher						x			
Buchfink						x	xx	xxx	xxx
Haubenmeise						x	x	x	x
Tannenmeise							x	x	x
Misteldrossel								x	x
Gartenrotschwanz								x	x
Kohlmeise								x	x
Ringeltaube								x	x
Waldbaumläufer									x

Die Abbildung zeigt die Abfolge des Auftretens der Vogelarten in ein- bis 100jährigen Kiefernbeständen am Beispiel der Lüneburger Heide.

Die Arten der sehr lückigen und sonnigen Kiefernbestände suchten auf offenem Sand nach Nahrung (Bachstelze, Heidelerche, Wiesenpieper) oder kamen natürlicherweise an Störstellen vor. Mit zunehmender Verbuschung wurden die Kiefernbestände von Gebüschbrütern (Heckenbraunelle, Rotkehlchen, Amsel, Bluthänfling, Klappergrasmücke) besiedelt. Diese jungen Kiefernbestände ähneln hinsichtlich der Brutvogelgemeinschaften lichten Waldrändern (Lauterbach 2007).

In den 25- bis 40jährigen Kiefernbeständen kommen baumbrütende Arten hinzu (Frei- und Höhlenbrüter). Die Tannenmeise nutzt die äußersten Zweigspitzen der Krone, die Haubenmeise eher stammnähere Astpartien (Utschick 2006). Die Misteldrossel brütet in den Kiefernkrönen, wo sie sich u.a. von der Kiefernmistel *Viscum album austriacum* ernährt.

Die 40- bis 100jährigen Bestände können Lebensraum für Buchfink, Haubenmeise, Tannenmeise, Misteldrossel, Gartenrotschwanz, Kohlmeise, Ringeltaube und Waldbaumläufer, sowie Heidelerche sein (Abb. 4).

Leitarten der Kiefernforste sind Tannenmeise, Haubenmeise und Misteldrossel (Flade 1994).

In lichten älteren Kiefernbeständen, die offene Sandböden und eine üppige und vertikal reichstrukturierte Vegetation aufweisen (z.B. auf Sonderstandorten, wie ehemaligen

Truppenübungsplätzen), können Ziegenmelker geeignete Lebensräume finden (Schlegel 1994). Vorkommen von Ziegenmelkern sind häufig geklumpert verteilt. Darüber hinaus gelten sie als äußerst standortstreu (Schlegel 1994, Lauterbach 2007).

2.3.2.3 Fledermäuse (Chiroptera)

Für Fledermausgemeinschaften besteht keine direkte Bindung an Kiefer. Generell stellen Kiefernforste eher suboptimale bis schlechte Fledermauslebensräume dar. Mit erhöhtem Laubholzanteil, dem Vorhandensein von Gewässern, Quartieren und weiteren Strukturelementen können allerdings auch in Kiefernforsten verschiedene Fledermausarten leben.

Limitierender Faktor ist in der Regel das Angebot an Quartieren, da die höhlenanlegenden Vogelarten Laubholz bevorzugen, und andererseits bestehende Höhlen in Kiefern schnell Fäulnis aufweisen, verharzen und wieder überwältigt werden.

Die mittlere Anzahl an Brutpaaren/ 100 ha beträgt in Kiefernreinbeständen 2,4 – 10, in Kiefern-Laubholz-Beständen bereits 4 – 40. Diese Zahlen stellen die Minimum-Werte dar, Laubholzbestände sind in der Regel immer deutlich besser als Brutrevier geeignet (Meschede & Heller 2002).

In brandenburgischen Kiefernwäldern gelang in 20 Untersuchungsjahren immerhin der Nachweis von 12 Fledermausarten. Allerdings bildeten nur 2 Arten in Kästen Wochenstuben (Schmidt 1998).

2.4 Biodiversitätsgradienten innerhalb Deutschlands

Für die betrachteten Artengruppen ergeben sich in Bezug auf die Artenzahl zwei gegensätzliche Gradienten.

Bei den meisten Arthropodengruppen, auf jeden Fall bei allen besonders artenreichen Ordnungen der Insekten existiert hinsichtlich der Artenzahl ein deutlicher Gradient. Nach Süden nimmt die Artenzahl deutlich zu. Dieses Muster ist gut belegt für die Käfer (Coleoptera: Köhler & Klausnitzer 1998 <http://www.colkat.de/de/fhl/>, Zugriff am 02.01.2015, Köhler 2000), die Hautflügler (Hymenoptera: Dathe 2004), Schmetterlinge (Lepidoptera: Gaedike & Heinicke 1999), Zweiflügler (Diptera: Schumann & Bährmann 1999), Zikaden (Auchenorrhyncha: Nickel & Remane 2003), aber auch die Blattläuse (Aphidina), Wanzen (Heteroptera), Netzflügler (Neuroptera) und Köcherfliegen (Trichoptera) (Klausnitzer 2005).

Dieser Nord-Süd-Gradient wird mit einer Zunahme der Habitatvielfalt, aber auch der klimatischen Vielfalt erklärt (Klausnitzer 2005). Möglicherweise tragen aber auch summarische Effekte der Flächengröße dazu bei. Die höchsten Artenzahlen der Insekten weisen nach der Gesamtübersicht von Klausnitzer (2005) Baden-Württemberg (1 1614 Arten) und Bayern (12 729 Arten) auf, die niedrigsten Mecklenburg-Vorpommern (7 761 Arten).

Für die Arten der Kiefern- und Eichenwälder sind diese Gradienten möglicherweise deutlich geringer ausgeprägt. So scheiden zum Beispiel alpine und montane Arten ebenso wie Offenlandarten weitgehend aus, auch die Bodenart (z.B. Kalkböden) spielt eine untergeordnete Bedeutung.

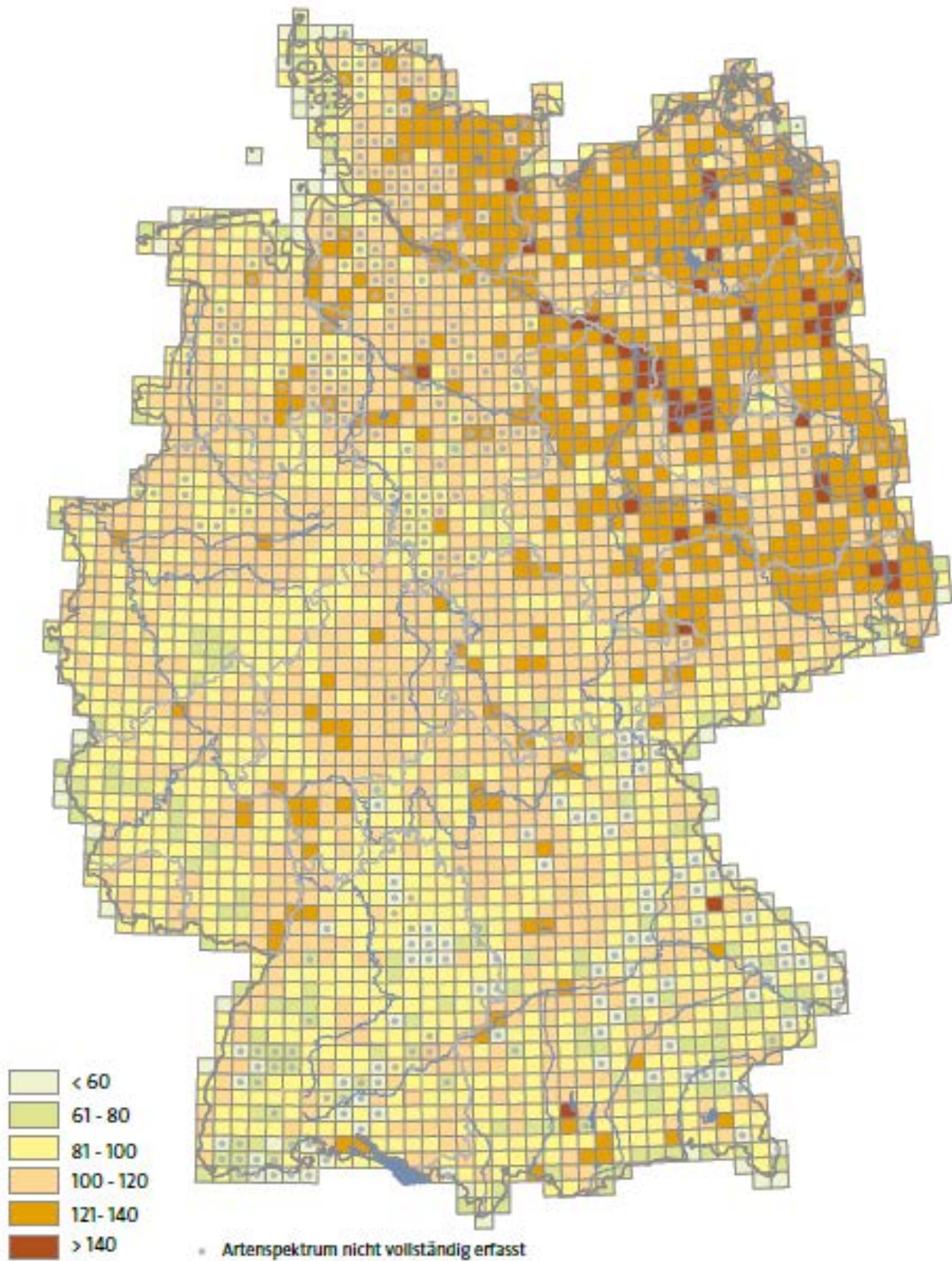
Auch bei der Betrachtung einzelner Waldkompartimente ergeben sich diese Gefälle der Artenzahlen gen Norden. So war die Lebensgemeinschaft verschiedener Tierordnungen (Coleoptera, Heteroptera, Neuropterida, Araneae) in den Kronen einzelner Eichen bei Berlin deutlich artenärmer, als in vergleichbaren Eichenkronen in Süddeutschland (Goßner 2004), dies gilt für die Artenzahl, aber auch für die Zahl gefährdeter Arten. Auch für die Totholzkäfer lässt sich dieser Nord-Süd-Gradient der Artenzahl nachweisen, sogar bereits innerhalb eines Bundeslandes (Köhler 2000).

Auch bei den Fledermäusen besteht ein Gradient hinsichtlich der Artenzahl, die gen Süden zunimmt (BfN 2010, Petermann 2011). Wie bei den Insektenordnungen werden die höchsten Artenzahlen aus Baden-Württemberg und Bayern genannt (Petermann 2011).

Brutvogelarten weisen ein konträres Verteilungsmuster auf. Die höchsten Anzahlen an Brutvogelarten werden im Nordosten Deutschlands erreicht (Sudfeldt et al. 2014). Noch deutlicher ausgeprägt ist dieses Muster für die zur Ausweisung von SPA-Gebieten üblicherweise herangezogenen Triggerarten, d.h. Anhang 1 Arten, bzw. wichtige wandernde Arten (Sudfeldt et al. 2013, siehe Abb. 5 und 6).

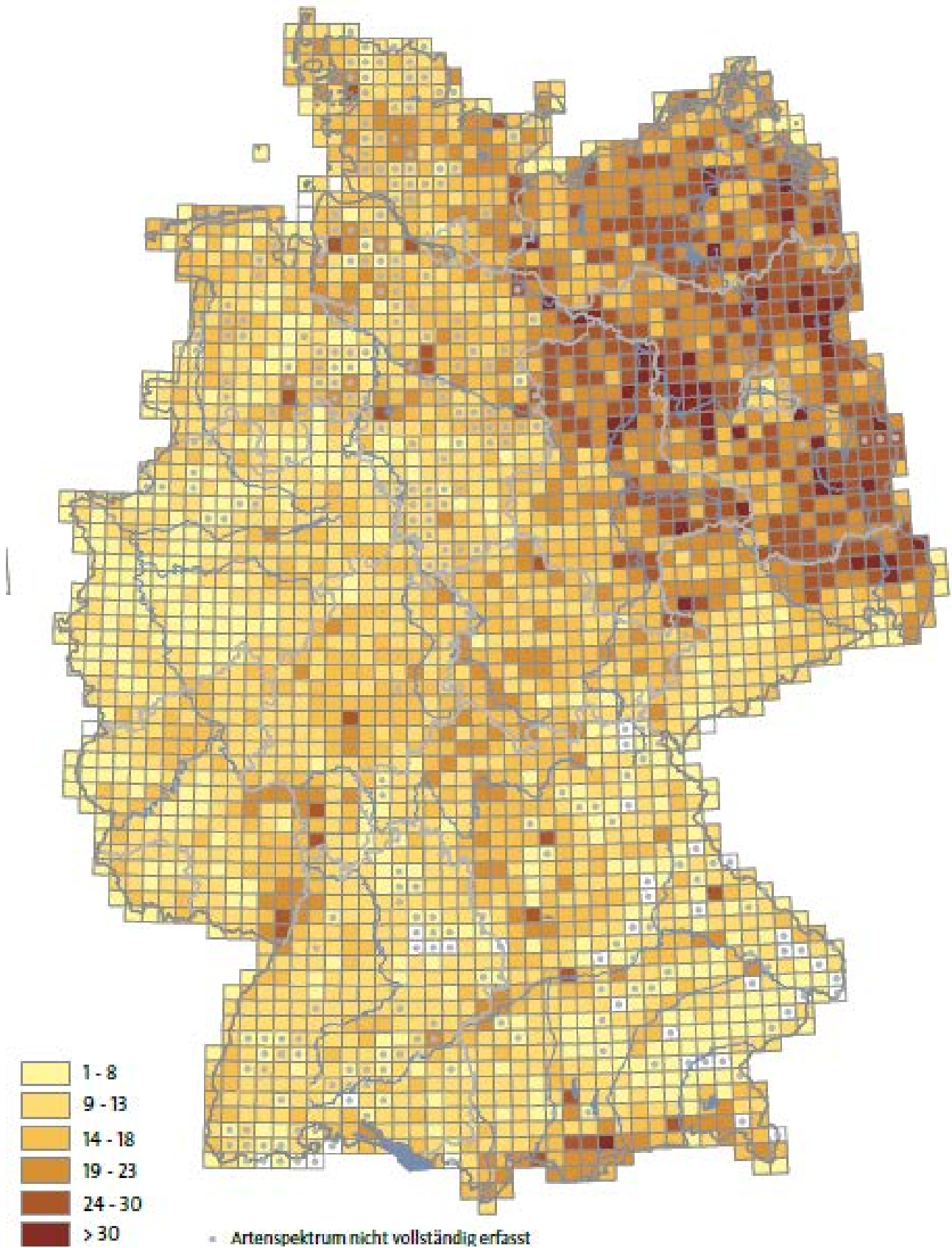
Auch die Bestandesentwicklungen in den Jahren 1989 und 2003 waren für einige Brutvogelarten der Wälder zwischen Ost- und Westdeutschland signifikant verschieden (Flade & Schwarz 2004)

Abbildung 5: Anzahl der Brutvogelarten je TK 25 in den Jahren 2005-2009 (nach Atlas Deutscher Brutvogelarten, Gedeon et al. 2014).



Anzahl der Brutvogelarten Deutschlands der Jahre 2005-2009.

Abbildung 6: Anzahl der Triggerarten je TK 25 in den Jahren 2005-2009 (nach Atlas Deutscher Brutvogelarten, Gedeon et al. 2014).



Anzahl der Triggerarten Deutschlands der Jahre 2005-2009.

3 Wie sieht das Inventar der Zönosen und gefährdeten Arten in Wäldern aus?

3.1 FFH-Arten mit Bezug zu Eichenwäldern in Deutschland

3.1.1 Arthropoden

Wenige FFH-Arten besiedeln Eichenwälder. Die beiden phytophagen Arten *Eriogaster catax* und *Euphydryas maturna* können an Waldsäumen und Mittelwaldstrukturen mit Eiche vorkommen, fressen, jedoch an anderen Pflanzenarten. Im Folgenden werden die für Eichenwälder relevanten FFH-Arten kurz vorgestellt (<http://www.ffh-anhang4.bfn.de> bzw. http://www.bfn.de/0316_insekten.html, Zugriff Januar 2015).

3.1.1.1 *Bolbelasmus unicornis* (Schrank, 1789) - Vierzähntiger Mistkäfer

EU-Code: 4011, Anh. II, IV

Rote Liste Status (D) 1

In Deutschland stammt der einzige bekannte Nachweis aus dem 20. Jahrhundert (1967, Baden). Bevorzugt werden warme, sonnige und trockene Eichenwälder, aber auch warme, flache Hänge, Böschungen von Lössebenen oder Kalkhügel mit lockerer Vegetation. Die adulten Käfer sind zur Paarungszeit von Mai bis Juli dämmerungs- und nachtaktiv und erscheinen dann an der Bodenoberfläche. Der Käfer zählt zu den mist- und erdpilzfressenden Arten.

3.1.1.2 *Cerambyx cerdo* Linnaeus, 1758 - Heldbock

EU-Code: 1088, Anh. II, IV, Rote Liste Status (D) 1

Der Heldbock ist Bewohner halboffener Alteichenbestände und Parks oder Alleen mit "Uralteichen". Die Wälder sollten möglichst strukturreich sein und v. a. Bäume unterschiedlicher Altersklassen enthalten. Kränkelnde, morsche oder tote Bäume sollten im Wald und möglichst auch in den Parks und Alleen belassen werden. Besiedelte Bäume müssen gesichert und ggf. freigestellt werden. „Der Abstand zwischen den einzelnen Populationen sollte unter 2 km liegen“ (Schnitter et al. 2006).

3.1.1.3 *Cucujus cinnabarinus* (Scopoli, 1763) - Scharlachkäfer

EU-Code: 1086, Anh. II, IV, Rote Liste Status (D) 1

In Deutschland sind aktuelle Funde nur noch aus Südostbayern bekannt. Morsche Laubbäume in Tal- und Hanglagen verschiedener Bach- und Flussläufe dienen der Art als Lebensraum.

Schnitter et al. (2006): Verbundsituation der Teilpopulationen: nächste Vorkommen im Umkreis von < 2 km.

3.1.1.4 *Eriogaster catax* (Linnaeus, 1758) - Heckenwolläfter

EU-Code: 1074, Anh. II, IV, Rote Liste Status (D) D

In Deutschland kommt die Art in Bayern, Rheinland-Pfalz und Thüringen vor, wobei die derzeit größten Vorkommen in Bayern liegen. Lebensräume sind sonnenexponierte und windgeschützte Schlehen-Weißdorngebüsche an Waldrändern oder in sehr lichten, strukturreichen Laubmischwäldern (v. a. Mittel- und Niederwäldern).

Schnitter et al. (2006) gehen von einem guten Erhaltungszustand aus, wenn im weiteren Umkreis von 10 km zwei weitere Vorkommen bekannt sind. Als Gesamtbestand für die Kartierung wird der Abstand von 500 m von Nachweisen angegeben, wenn dazwischen keine unüberbrückbaren Nischthabitate liegen. Es wird darauf hingewiesen, dass hinsichtlich Mobilität und Populationsstruktur keine Erkenntnisse vorliegen.

3.1.1.5 *Euphydryas maturna* (Linnaeus, 1758) - Eschen-Scheckenfalter

EU-Code: 1052, Anh. II, IV, Rote Liste Status (D) 1

Die Art kommt in Mitteleuropa in inselartigen Teilarealen vor. In Deutschland existieren noch Vorkommen in Baden-Württemberg, Bayern, Sachsen und Sachsen-Anhalt. Besiedelt werden warmfeuchte, sehr lichte Laubmischwälder mit hohem Grundwasserstand in denen freistehende, besonnte Jungeschen und eine reiche Kraut- und Strauchvegetation vorhanden sind.

Schnitter et al. (2006): „Als eine auf kurzlebige Eiablagehabitats angewiesene Art („Verbuschungsflüchter, Schlagflurhüpfer“) zeigt *E. maturna* eine starke räumliche Dynamik innerhalb der Vorkommensschwerpunkte. Nach Gros (schriftl.) muss einer mosaikartigen Verteilung geeigneter Larvalhabitats im Verbund (optimaler Abstand: wenige 100 m bis 2 km) besondere Beachtung geschenkt werden. Nach Wahlberg et al. (2002) wechselten 44% der markierten Männchen erfolgreich zwischen Kolonien (mittlere Distanz von 238 m, maximal 640 m).“

3.1.1.6 *Limonicus violaceus* (P.W.J. Müller, 1821) - Veilchenblauer Wurzelhalsschnellkäfer

EU-Code: 1079, Anhang II, Rote Liste Status (D) 1

Die Vorkommen befinden sich in Wäldern der Ebenen und niedrigen Lagen. Die Art benötigt dort bodennah größere ausgefaulte Baumhöhlen in historisch alten Wäldern.

Schnitter et al. (2006): „Auf Grund seiner speziellen Populationsdynamik und des bekannten Ausbreitungsverhaltens von *L. violaceus* wird jeder einzelne besiedelte Baum als Population und jeder abgegrenzte besiedelte Baumbestand als Metapopulation aufgefasst. Überlebensfähig ist eine Population vermutlich nur als Metapopulation mit hinreichender Größe (Untersuchungen hierzu stehen aus).“

3.1.1.7 *Lucanus cervus* (Linnaeus, 1758) - Hirschkäfer

EU-Code: 1083, Anhang II, Rote Liste Status (D) 2

In Deutschland sind von der ursprünglich flächendeckend verbreiteten Art nur noch kleine Vorkommen, besonders in alten Laubmischwäldern, aber auch in großen und v. a. alten Parkanlagen, vorhanden.

„Aufgrund der Partnersuche an blutenden Bäumen“ können „Entfernungen von bis zu 5 km“ bewältigt werden (Brechtel & Kostenbader 2002)“ (Schnitter et al. 2006).

3.1.1.8 *Osmoderma eremita* (Scopoli, 1763) - Eremit

EU-Code: 1084*, Anhang II, IV, Rote Liste Status (D) 2

Aktuelle Vorkommen sind aus fast allen Bundesländern bekannt. Allerdings nimmt die Häufigkeit in Richtung Westen ab. Der Eremit besiedelt alte hohle Bäume sowohl in lichten Wäldern als auch einzeln stehende Bäume außerhalb geschlossener Wälder.

„Überlebensfähig sind ausschließlich hinreichend große Metapopulationen (ab ca. 1.000 Individuen aller Stadien). Als abgrenzbarer Bestand werden Bäume aufgefasst, die nicht mehr als 500 Meter vom nächsten potenziellen Brutbaum entfernt sind“ (Schnitter et al. 2006).

3.1.2 Vögel (Aves)

3.1.2.1 Waldarten des Anhang I der EU-Vogelschutzrichtlinie

Flade hat die Entwicklung der prioritär zu schützenden Waldvogelarten und der Waldvogel-Leitarten auf Grundlage des Brutvogelmonitoring-Programms des Dachverbandes Deutscher Avifaunisten (DDA, Flade & Schwarz 2004, Sudfeldt et al. 2009, Flade & Schwarz 2010) der letzten zwanzig Jahre

analysiert (Flade 2013). „Zwanzig Brutvogelarten des Anhangs I der EU-Vogelschutzrichtlinie brüten hauptsächlich oder ausschließlich in Altholzbeständen oder größeren zusammenhängenden Wäldern. Sie sind entweder in ihrem gesamten Jahreszyklus an Wald gebunden, oder haben zumindest ihren Brutplatz im Wald“ (Tab. 10, Flade 2013).

Insgesamt lässt sich bei sieben Arten eine signifikante Zunahme für den erwähnten Zeitraum feststellen. Dem stehen wiederum sieben Arten gegenüber deren Bestand signifikant abnahm.

Tabelle 10: Bestandstrends der Waldvogelarten nach Anhang I der EU-Vogelschutzrichtlinie (nach Flade 2013). + - zunehmend, - abnehmend, ? - unbekannt.

Deutscher Name	Lateinischer Name	Bestandstrend seit 1990	Trend
Schwarzstorch	<i>Ciconia nigra</i>	Signifikant zunehmend	+
Wespenbussard	<i>Pernis apivorus</i>	Signifikant abnehmend	-
Schwarzmilan	<i>Milvus migrans</i>	Signifikant zunehmend	+
Rotmilan	<i>Milvus milvus</i>	Signifikant abnehmend	-
Seeadler	<i>Haliaeetus albicilla</i>	Signifikant zunehmend	+
Schreiadler	<i>Aquila pomarina</i>	Signifikant abnehmend	-
Haselhuhn	<i>Bonasia bonasia</i>	?	?
Auerhuhn	<i>Tetrao urogallus</i>	Signifikant abnehmend	-
Kranich	<i>Grus grus</i>	Signifikant zunehmend	+
Uhu	<i>Bubo bubo</i>	Signifikant zunehmend	+
Sperlingskauz	<i>Glaucidium passerinum</i>	?	?
Habichtskauz	<i>Strix uralensis</i>	Signifikant zunehmend	+
Raufußkauz	<i>Aegolius funereus</i>	Signifikant abnehmend	-
Grauspecht	<i>Picus canus</i>	Signifikant abnehmend	-
Schwarzspecht	<i>Dryocopus martius</i>	Signifikant zunehmend	+
Mittelspecht	<i>Dendrocopus medius</i>	Gleichbleibend oder fluktuierend	0
Weißrückenspecht	<i>Dendrocopus leucotus</i>	?	
Dreizehenspecht	<i>Picooides tridactylus</i>	Gleichbleibend oder fluktuierend	
Zwergschnäpper	<i>Ficedula parva</i>	Signifikant abnehmend	
Halsbandschnäpper	<i>Ficedula albicollis</i>	?	

Die Arten deren Bestand zugenommen hat, profitierten im Wesentlichen von Artenschutzprojekten mit gezielter Förderung. Die Zunahme der Schwarzspechtpopulationen ist nach Flade (2013) möglicherweise auf eine Zunahme des durchschnittlichen Bestandesalters der Wälder zurückzuführen. Abnehmend sind weiterhin die Bestände der beiden an naturnahe Wälder gebundenen Raufußhuhnarten, von Zwergschnäpper, sowie Grauspecht (durch Abkehr von Kahlschlagswirtschaft), sowie von Wespenbussard, Rotmilan und Schreiadler (durch veränderte Agrarnutzung).

3.1.2.2 Brutvogel-Leitarten für FFH-Lebensraumtypen der Eichenwälder

Als Brutvogelleitarten für die FFH-Lebensraumtypen 9160 und 9170 (Eichen-Hainbuchenwälder) und 9190 (Bodensaure Eichenwälder) werden sieben Arten genannt (Tab. 11). Sumpfmehse, Kleiber, Gartenbaumläufer und Trauerschnäpper werden als Leitarten für alle drei FFH-Lebensraumtypen angeführt, Grünspecht als Leitart für Bodensaure Eichenwälder und Waldlaubsänger und Pirol für Eichen-Hainbuchenwälder (Flade 2013).

Insgesamt haben die Bestände der Leitvogelarten der Wälder deutlich abgenommen (Flade 2013). Die Bestände der Leitarten der Eichenwald-FFH-LRT blieben, abgesehen von den Grünspechtbeständen die signifikant zunahm, gleich oder fluktuierten, bzw. nahmen signifikant ab (Trauerschnäpper, Waldlaubsänger).

Tabelle 11: Brutvogelleitarten der FFH-lebensraumtypen 9160 und 9170 (Eichen-Hainbuchenwälder) und 9190 Bodensaure Eichenwälder mit Angaben zum Bestandstrend

Deutscher Name	Lateinischer Name	Bestandstrend	9160, Eichen-Hainbuchenwälder	9170	9190 Bodensaure Eichenwälder
Grünspecht	<i>Picus viridis</i>	Signifikant zunehmend			x
Sumpfmehse	<i>Parus palustris</i>	Gleichbleibend oder fluktuiierend	x		x
Kleiber	<i>Sitta europea</i>	Gleichbleibend oder fluktuiierend	x		x
Gartenbaumläufer	<i>Certhia brachydactyla</i>	Gleichbleibend oder fluktuiierend	x		x
Trauerschnäpper	<i>Ficedula hypoleucos</i>	Signifikant abnehmend	x		x
Waldlaubsänger	<i>Phylloscopus sibilatrix</i>	Signifikant abnehmend	x		
Pirol	<i>Oriolus oriolus</i>	Gleichbleibend oder fluktuiierend	x		

3.1.2.3 Arten der Eichenwälder

Von den Laubwaldarten der Waldvögel nahm von 1989 – 2003 nur der Grünspecht (*Picus viridis*) signifikant stark zu, Hohltaube (*Columba oenas*), Gartengrasmücke (*Sylvia borin*), Nachtigall (*Luscinia megarhynchos*), Kleiber (*Sitta europea*) und Gartenbaumläufer (*Certhia brachydactyla*) nahmen signifikant zu. Dem stehen die signifikante starke Abnahme von Grauspecht (*Picus canus*) und Waldlaubsänger (*Phylloscopus sibilatrix*), sowie die signifikante Abnahme von Gelbspötter (*Hippolais icterina*), Fitislaubsänger (*Phylloscopus trochilus*) und Pirol (*Oriolus oriolus*) gegenüber. Insgesamt war hier trotzdem ein leicht positiver Trend zu erkennen (Flade & Schwarz 2004).

3.1.2.4 Generelle Bestandesentwicklung der Arten der Wälder

Auf Grundlage der Bestandstrends der Brutvogelpopulationen der Waldvögel (Flade & Schwarz 2004) konnte im Zeitraum 1991 – 2003 eine leichte Zunahme des Brutbestandes der Waldvögel festgestellt werden. Positive Bestandstrends überwogen etwas im Osten Deutschlands (Tab. 12, Flade & Schwarz 2004).

Tabelle 12: Regionale Trends und signifikant unterschiedliche Bestandesentwicklungen von Waldvögeln in Ost- und Westdeutschland, auf Basis von Punkt-Stopp-Zählungen (Flade & Schwarz 2004). Ns – nicht signifikant, * signifikante (p < 0,05), ** hochsignifikante (p < 0,01), Zu/Abnahme in einer Region.

West-Trend positiver als Ost-Trend	Regionaler Trend (West / Ost)	Ost-Trend positiver als West-Trend	Regionaler Trend (West / Ost)
Heidelerche (<i>Lullula arborea</i>)	+8,9 ** / +0,2 ns	Kolkrabe (<i>Corvus corax</i>)	-1,4 ns / +9,0 **
Mittelspecht (<i>Dendrocopos medius</i>)	+5,2 * / +2,1 ns	Sommergoldhähnchen (<i>Regulus ignicapillus</i>)	+2,0 / +8,2 **
Zilpzalp (<i>Phylloscopus collybita</i>)	+1,2 ** / +0,5 ns	Haubenmeise (<i>Parus cristatus</i>)	+0,2 ns / +7,7 *
Gartengrasmücke (<i>Sylvia borin</i>)	+2,1 ** / 0,0	Zaunkönig (<i>Troglodytes troglodytes</i>)	+1,5 ** / +4,8 **
Gimpel (<i>Pyrrhula pyrrhula</i>)	+1,4 ns / - 1,9 ns	Misteldrossel (<i>Turdus viscivorus</i>)	-1,1 ns / + 4,8 ns
Kohlmeise (<i>Parus major</i>)	+0,6 * / -1,2 ns	Gelbspötter (<i>Hippolais icterina</i>)	-1,8 * / +3,6 **
Mäusebussard (<i>Buteo buteo</i>)	-0,3 ns / -1,9 ns	Star (<i>Sturnus vulgaris</i>)	-1,9 ** / +3,3 *
Weidenmeise (<i>Parus montanus</i>)	-1,5 ns / -3,3 ns	Kernbeißer (<i>Coccothraustes coccothraustes</i>)	-4,0 ** / + 3,0 ns
Pirol (<i>Oriolus oriolus</i>)	-2,1* / -4,3 ns	Eichelhäher (<i>Garrulus glandarius</i>)	-0,1 ns / +2,1 ns
Baumpieper (<i>Anthus trivialis</i>)	-3,5** / -4,5*	Ringeltaube (<i>Columba palumbus</i>)	-0,6 * / +0,5 ns
Wendehals (<i>Jynx torquilla</i>)	-4,3 ns / -5,1*	Fitislaubsänger (<i>Phylloscopus trochilus</i>)	-3,7 ** / -1,7 ns
		Waldlaubsänger (<i>Phylloscopus sibilatrix</i>)	-8,2 ** / -3,4 **

Eine stärker differenzierte Betrachtung zeigt, dass vor allem die positiven Trends eher auf Bestandeszunahmen außerhalb von Wäldern zurückzuführen sind. In Tab. 13 sind die 17 Waldarten dargestellt, deren Brutbestände trotz positiver Gesamtentwicklung in Wäldern abnahmen. „Von den 21 Waldvogelarten, die insgesamt signifikant zunehmen, nahmen nur vier auch in Wäldern signifikant zu!“ (Mönchgrasmücke (*Sylvia atricapilla*), Buntspecht (*Dendrocopos major*), Haubenmeise (*Parus cristatus*) und Sommergoldhähnchen (*Regulus ignicapillus*) (Flade & Schwarz 2004).

Tabelle 13: Unterschiedliche Bestandesentwicklungen von Brutvögeln innerhalb und außerhalb von Wäldern, auf Basis von Punkt-Stopp-Zählungen (Flade & Schwarz 2004). ns – nicht signifikante, * signifikante (p < 0,05), ** hochsignifikante (p < 0,01) Zu/Abnahme. Dargestellt sind nur Arten mit abnehmenden Beständen in Wäldern.

Art	Bestandstrend in Wäldern (> 75 % Wald)	Unterschied	außerhalb von Wäldern (< 25 % Wald)
Heidelerche (<i>Lullula arborea</i>)	-5,6 *	**	+10,3 **
Schwanzmeise (<i>Aegithalos caudatus</i>)	-4,8 *	**	+7,0 **
Sumpfmehse (<i>Parus palustris</i>)	-2,5 *	*	+6,3 **
Zilpzalp (<i>Phylloscopus collybita</i>)	-0,6 *	**	+2,3 **
Rotkehlchen (<i>Erithacus rubecula</i>)	-0,6 *	*	+1,3 **
Gartengrasmücke (<i>Sylvia borin</i>)	-2,5 ns	**	+4,2 **
Kohlmeise (<i>Parus major</i>)	-0,5 ns	*	+1,0 **
Kleiber (<i>Sitta europaea</i>)	-0,8 ns	ns	+2,6 *
Weidenmeise (<i>Parus montanus</i>)	-4,2 *	ns	+2,5 ns

Wintergoldhähnchen (<i>Regulus regulus</i>)	-1,1 ns	ns	+2,8 *
---	---------	----	--------

Die Bestandesentwicklung der 52 häufigeren Waldvogelarten wird durch die Bestandesentwicklung der in Kapitel 2.3.2.2 aufgeführten Leitarten besser repräsentiert, als die Bestandesentwicklung der FFH-Arten. Insgesamt müssen hier bei 24 Arten signifikante Abnahmen der Bestände seit 1990 konstatiert werden, denen nur 10 signifikant in ihrem Bestand zunehmende Arten gegenüberstehen. Unter den Waldarten der Brutvögel sind 13 Arten, die seit 1990 deutlich (Abnahme um 0,1 - 2,5 %) und 11 Arten, die dramatisch in ihrem Bestand zurückgegangen (Abnahme > 2,5 %, 30 - 50 %) sind (Flade 2013). Dies wird insbesondere auf Intensivierungsmaßnahmen im Forst zurückgeführt.

3.1.2.5 Arten der Kiefernwälder

Bei den Vogelarten im Nadelwald wurde eine starke (signifikante) Zunahme des Brutvogelbestandes von Sommergoldhähnchen (*Regulus ignicapillus*) und Haubenmeise (*Parus cristatus*) festgestellt, denen eine signifikante Abnahme des Bestandes vom Fichtenkreuzschnabel gegenübersteht (Flade & Schwarz 2004).

3.1.3 Fledermäuse (Chiroptera)

Fledermäuse gehören zu den gefährdeten Arten in Deutschland. So stehen 20 der 24 in Deutschland vorkommenden Arten auf der Roten Liste. Dies spiegelt sich auch bei den FFH-Arten wieder. So werden die Arten vollständig im Anhang IV der FFH-Richtlinie geführt (Dietz 2013). Fledermäuse sind in Hinblick auf ihre Bedeutung im Rahmen der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie von herausragender Bedeutung, da alle 20 regelmäßig in Deutschland vorkommenden Arten an den Lebensraum Wald gebunden sind (Meschede & Heller 2002). Für den Erhalt der in besonderem Maße an alte Wälder gebundenen Bechsteinfledermaus (*Myotis bechsteinii*) besitzt Deutschland weltweite Verantwortung, da hier mindestens 15 % des Weltbestandes vorkommen. Schwerpunktmäßig kommt diese Art in Hessen, Thüringen, Nordbayern, Rheinland-Pfalz und Baden-Württemberg vor (Meinig 2004).

Die Mopsfledermaus (*Barbastellus barbastellus*) ist ebenfalls an alte Wälder gebunden, und heute in weiten Teilen Deutschlands ausgestorben oder auf Restvorkommen geschrumpft (Dietz 2013).

Sieben Fledermausarten sind Zielarten in deutschen FFH-Gebieten (Dietz 2013, Tab. 14) und sollen explizit durch FFH-Gebiete geschützt werden. Die beiden FFH-Arten Großes Mausohr und Bechsteinfledermaus gehören deutschlandweit zu den am häufigsten gemeldeten FFH-Arten (Raths et al. 2006).

Tabelle 14: Fledermäuse sind Zielarten in FFH-Gebieten in Deutschland. (aus Dietz 2013)

Deutscher Name	Lateinischer Name	FFH-Anhang	FFH-Gebiete in Deutschland mit Nennung der Art im Schutzziel (n [%])
Mopsfledermaus	<i>Barbastellus barbastellus</i>	II, IV	364 [7,9]
Bechsteinflederm	<i>Myotis bechsteinii</i>	II, IV	492 [10,7]
Teichfledermaus	<i>Myotis dasycneme</i>	II, IV	131 [2,8]
Wimperfledermaus	<i>Myotis myotis</i>	II, IV	41 [0,9]
Großes Mausohr		II, IV	845 [18,3]
Große Hufeisennase	<i>Rhinolophus ferrumequinum</i>	II, IV	24[0,5]
Kleine Hufeisennase	<i>Rhinolophus hipposideros</i>	II, IV	86 [1,9]

Eichenwälder werden von vielen Fledermausarten besiedelt und unterschiedlich stark als Quartier- oder Jagdrevier genutzt. Die Eiche selbst bietet aufgrund ihres hohen natürlichen Maximalalters und

der langsamen Zersetzung potentiell bis zu 850 - 900 Jahre die Möglichkeit als Quartier zu dienen (Meschede & Heller 2002). Auch sind die Umtriebszeiten relativ hoch (160 - 240 Jahre), so dass potentiell ein hohes Angebot an geeigneten Baumhöhlen zu erwarten ist. Im Wald werden alle Straten genutzt. Dazu zählen die offene Erdbodenoberfläche, die Strauchschicht und unterwuchsfreie Bereiche unterhalb, aber auch innerhalb und oberhalb der Baumkronen. Alle in Baumkronen- und im Luftraum oberhalb der Baumkronen jagenden Fledermausarten sind FFH-Arten des Anhang II (Meschede & Heller 2002).

Tabelle 15: Übersicht über Jagdstrategien der Fledermäuse (ergänzt nach Meschede & Heller 2002).

Überwiegend bejagte Strukturen im Wald	Artname	FFH-Status
Oberhalb der Baumkronen – freier Luftraum	Abendsegler (<i>Nyctalus noctula</i>)	II, IV
	Kleinabendsegler (<i>Nyctalus leisleri</i>)	II, IV
	Mopsfledermaus (<i>Barbastella barbastellus</i>)	II, IV
	Zweifarbflodermäus (<i>Vespertilio murinus</i>)	II, IV
	Nordfledermaus (<i>Eptesicus nilssonii</i>)	II, IV
Baumkronenbereich	Bartfledermaus (<i>Myotis brandtii</i>)	II, IV
	Bechsteinfledermaus (<i>Myotis bechsteinii</i>)	II, IV
	Fransenfledermaus (<i>Myotis nattereri</i>)	II, IV
	Wimpernfledermaus (<i>Myotis emarginatus</i>)	II, IV
	Braunes Langohr (<i>Plecotus auritus</i>)	II, IV
	Graues Langohr (<i>Myotis myotis</i>)	II, IV

3.2 Gefährdete und gesetzlich geschützte Arten in Eichenwäldern

3.2.1 Arthropoda

3.2.1.1 Schmetterlinge (Lepidoptera)

Eine Übersicht über die Anzahl gefährdeter und geschützter Arten der Schmetterlinge wird in Tab. 16 gegeben (nach Sobczyk 2014). Die Liste enthält alle Arten, die auf Grundlage der BArtSchVO gesetzlich geschützt sind, sowie die Arten der Roten Liste Deutschlands. Demnach sind insgesamt 19 an Eiche gebundene Arten gesetzlich geschützt, von denen 16 zusätzlich einer Kategorie der Roten Liste Deutschlands zugeordnet sind. Drei der Arten gelten als ausgestorben oder verschollen (*Eriogaster rimicola*, *Xanthia sulphurago*, *Ocnaria rubea*). Sechs Arten sind vom Aussterben bedroht, drei Arten sind gefährdet, eine Art steht in der Kategorie R (extrem selten, *Nola cicatricalis*) und drei Arten stehen auf der Vorwarnliste.

Tabelle 16: Anzahl der an Eiche gebundenen Lepidopterenarten die nach BArtSchVO gesetzlich geschützt sind und Arten der Roten Liste Deutschlands. K&R Nummer nach Karsholt & Razowski 1996, geordnet nach Familien (Sobczyk 2014). Raupenentwicklungszeit in Monaten, z.B. 5 – Mai, 6 – Juni, A – Anfang, M – Mitte, E – Ende.

K&R 1996	Familie/Gattung/Art	Raupenentwicklungszeit, Lebensweise	BArt SchVO	RL BRD 2012
	Lasiocampidae			
6740	<i>Eriogaster rimicola</i> ([Denis & Schiffermüller], 1775)	5-A6	1	0
6741	<i>Eriogaster catax</i> (Linnaeus, 1758)	5-A7	1	1
6771	<i>Phyllodesma ilicifolia</i> (Linnaeus, 1758)	6-8	1	1
6773	<i>Phyllodesma tremulifolia</i> (Hübner, 1810)	7-8	1	3
	Geometridae			
7792	<i>Fagivorina arenaria</i> (Hufnagel, 1767)	7-9	1	1
	Noctuidae			
8871	<i>Catocala sponsa</i> (Linnaeus, 1767)	5-6	1	
8873	<i>Catocala fraxini</i> (Linnaeus, 1758)	5-6	1	V
8882	<i>Catocala promissa</i> ([Denis & Schiff.], 1775)	5-6	1	V
8890	<i>Catocala fulminea</i> (Scopoli, 1763)	E4-A6	1	3
9558	<i>Xanthia sulphurago</i> ([Denis & Schiffermüller], 1775)	5-M6	1	0
9593	<i>Spudaea ruticilla</i> (Esper, [1791])	5-M7	1	1
	Lymantriidae			
10380	<i>Ocneria rubea</i> ([Denis & Schiffermüller], 1775)	8-W-6	1	0
10384	<i>Parocneria detrita</i> (Esper, 1785)	8-W-5	1	1
10397	<i>Orgyia antiqua</i> (Linnaeus, 1758)	5, E7-8	1	
10429	<i>Nola confusalis</i> (Herrich-Schäffer, 1847)	6-9	1	
10430	<i>Nola cicatricalis</i> (Treitschke, 1835)	5-6, 8-10 (Flechten)	1	R
	Arctiidae			
10579	<i>Rhyparia purpurata</i> (Linnaeus, 1758)	8-W-5, selten Eiche	1	3
10595	<i>Pericallia matronula</i> (Linnaeus, 1758)	9-W-W-5	1	1
10598	<i>Arctia caja</i> (Linnaeus, 1758)	8-W-5	1	V

3.3 FFH-Arten mit Bezug zu Kiefernwäldern und -forsten in Deutschland

3.3.1 Arthropoden

Von den in Deutschland vorkommenden FFH-Insektenarten des Anhangs II ist keine Art an Kiefernwäldern gebunden. In Kiefernaltbeständen kann sich der Goldstreifige Prachtkäfer (*Buprestis splendens*) entwickeln, der im Anhang IV genannt ist. Diese Art kam in Bayern vor, ist seit mehr als 100 Jahren verschollen.

3.3.2 Vögel (Aves)

Von Flade (2013) werden Brutvogelleitarten für Wälder und verschiedene FFH-Lebensraumtypen der Wälder genannt. Keine der Arten wird als Leitart für Kiefernwälder angeführt.

3.3.3 Fledermäuse (Chiroptera)

In Kiefernreinbeständen kann der hohe Quartiersanspruch „fast aller“ Fledermausarten nicht gedeckt werden (Meschede & Heller 2002, S. 282). Daher werden Laub- und Laubmischwälder deutlich bevorzugt. Mit zunehmendem Alter und zunehmender Naturnähe der Kiefernbestände (auf Extremstandorten) nimmt die Quartierqualität allerdings deutlich zu (Meschede & Heller 2002). Auch als Quartierbäume sind Kiefern deutlich schlechter geeignet. Viele Spechtarten bevorzugen Laubbäume zur Anlage von Höhlen, da diese nicht harzen, häufiger Fauläste aufweisen und die Höhlenöffnungen langsamer überwallen (Meschede & Heller 2002).

Trotzdem können auch Kiefernforste hohe Dichten an Fledermäusen aufweisen. Die relativ häufige Wasserfledermaus (*Myotis daubentonii*) nutzt bevorzugt Laubwälder, hier vor allem Eichen- und Buchenbestände. In Bayern werden allerdings überwiegend lichte Bestände mit hohem oder überwiegendem Kiefernanteil genutzt (Ehenbachsenke: 80 % Ki-Anteil, Kohlberger Höhen: 55 % Ki, 28 % Fi u.a., Naabgebirge: 38 % Ki, 40 % Fi, Meschede & Heller 2002).

Aus Ostbrandenburg liegen interessante Studien zur Raumnutzung vor (Schmidt 1998, zitiert aus Meschede & Heller 2002). Untersucht wurden Kiefernreinbestände, aber auch Mischbestände mit Kiefer und ein Bruch-/Eichenwald. Die höchste Artenzahl wurde mit 12 Arten in den Kiefernreinbeständen gefunden, allerdings wurden hier nur Wochenstuben von zwei Arten gebildet. In einem Naturschutzgebiet wurden hingegen 11 Arten sowie 4 Wochenstuben nachgewiesen.

In einem sehr großflächigen Kieferngebiet im Fläming (Brandenburg) konnten immerhin 15 der 17 potentiell in Brandenburg vorkommenden Fledermausarten nachgewiesen werden. Hierbei ist aber auch zu berücksichtigen, dass es sich bei den untersuchten Beständen zumindest teilweise um besonders stark strukturierte Kiefernbestände handelte (Steinhauser 1997, zitiert aus Meschede & Heller 2002).

3.4 Zusammenfassung

In Zusammenhang mit Eichen wird stets eine sehr hohe Biodiversität festgestellt. Tatsächlich sind Eichen nach Weiden (*Salix*) bezüglich der Phytophagen die zweitartenreichste Baumgattung in Mitteleuropa.

Kiefern und Eichen sind die artenreichsten Baumarten in Bezug auf monophage Käferarten.

Bei der Luftausbringung von PSM mit dem Hubschrauber in Wäldern sind auch Auswirkungen auf Käferarten der Mulmhöhlen und Nester zu erwarten, der Umfang lässt sich aufgrund fehlender Kenntnisse jedoch nicht beantworten.

Die Lebensgemeinschaften der Waldsäume stimmen häufig mit denen in der Kronenschicht der Bäume überein. In diesen Kompartimenten konzentrieren sich häufig die naturschutzfachlich bedeutsamen Arten.

Eichen beherbergen die höchste Zahl an Arthropodenarten (incl. xylobionter und zoophager).

Einschichtige, junge Altersklassenwälder der Kiefern sind eher artenarm und als Lebensraum für viele Tiere eher unbedeutend. Die Bedeutung der Waldränder ist deutlich herabgesetzt.

Baumkronen weisen eine sehr artenreiche Fauna auf, die räumlich und baumartenspezifisch extrem variabel ist. Auch Einzelkronen innerhalb eines Bestandes können sich hinsichtlich ihrer Lebensgemeinschaften individuell sehr stark voneinander unterscheiden, bedingt durch die hohen Ansprüche vieler Arten an spezielle Mikrohabitate. Bei Mischbeständen mit Beteiligung von Eichen, vor allem von Trauben- und Stieleichen, können durch additive Effekte sehr hohe Artenzahlen resultieren. Auch die stärkere Schichtung des Waldes und eine sehr ungleichartige Kronenoberfläche können zu einer weiteren Erhöhung der Artenzahl führen. Die Artenvielfalt hängt neben der Baumart, vor allem von kleinräumigen Strukturen ab. Viele dieser Strukturen können durch waldbauliche

Maßnahmen oder Bewirtschaftungsformen gefördert werden (Alt- und Totholzvorrat, Licht, Wärme, Exposition, Umtriebszeit).

Die Kronen von Monodominanzbeständen der Kiefer, aber auch von der Roteiche, sind deutlich artenärmer. Aber auch in diesen Kronen leben teilweise spezialisierte oder gefährdete Arten.

Insgesamt ist immer noch ein hoher Forschungsbedarf zu konstatieren, zusammenfassende Übersichtsarbeiten fehlen.

In Deutschland leben 24 Fledermausarten (2 davon sind ausgestorben / verschollen). Alle Arten sind im Anhang IV, 7 Arten im Anhang II der FFH-Richtlinie geführt. Alle Fledermausarten nutzen Wälder als Sommer-, Winterquartier oder Jagdgebiet. Die Nutzung ist allerdings artspezifisch verschieden. Für den Erhalt der Bechsteinfledermaus, die besonders stark an Wälder gebunden ist, trägt Deutschland besondere Verantwortung,

Momentan leben in Deutschland 361 Vogelarten (250 Brutvögel, 78 Überwinterungsgäste und 33 Durchzügler, Bericht nach Art. 1 EU-VSR 2013), von denen 119 Arten im Anhang I der EU-Vogelschutzrichtlinie geführt werden (73 Brutvögel, 14 Überwinterungsgäste und 32 Durchzügler).

179 dieser Arten sind Triggerarten (= Arten, die Anlass zur Ausweisung von Europäischen Vogelschutzgebieten waren). Darunter sind 106 Brutvogelarten, 40 Überwinterungsgäste und 33 Durchzügler (BfN & DDA 2013).

Für Fledermäuse und Brutvögel gilt gleichermaßen, dass Waldbestände gleicher Baumartenzusammensetzung verschiedenste Lebensgemeinschaften beherbergen können. Es besteht kein unmittelbarer bzw. nachweisbarer Zusammenhang zwischen vegetationskundlichen Waldgesellschaften und der Fledermausfauna (Meschede & Heller 2002) bzw. der Brutvogelfauna (Whittaker 1969).

Die Strukturen im Wald sind entscheidend für dessen Lebensraumfunktion. Ihre Wirkung ist artspezifisch unterschiedlich (bspw. Waldarten - Bestandesinnenklima). An zweiter Stelle steht ein ausreichendes Nahrungsangebot. Von Bedeutung können aber auch Umfeld, Wasserflächen, Konnektivität und Quartierangebot sein. Waldränder haben auch für Vögel und Fledermäuse eine herausragende Bedeutung als Jagdrevier und als Leitstruktur.

Wirtschaftswälder können artenreich sein oder als Teillebensraum in verschiedenster Form dienen. Eichenwälder sind insgesamt artenreicher als Kiefernwälder/-forsten.

4 Grad der Betroffenheit und Wiederbesiedlungspotenzial von Nichtzielorganismen

4.1 Bewertung der Auswirkungen des Einsatzes von Pflanzenschutzmitteln auf Lebensgemeinschaften und die Biodiversität in Wäldern

Jeder Einsatz von Pflanzenschutzmitteln aus der Luft hat deutliche Auswirkungen auf die Lebensgemeinschaften und die Biodiversität der entsprechenden Waldökosysteme. Der Einsatz von PSM stellt eine starke Störung im Ökosystem dar. Gleichwohl führen auch Kalamitäten einzelner phytophager Insektenarten (und ggf. von Fraßgemeinschaften) zu erheblichen natürlichen Störungen in Waldökosystemen. Diese Störungen beinhalteten hauptsächlich den Entzug von pflanzlicher Biomasse, die Konkurrenz zu anderen Phytophagen, die Anreicherung des Bodens mit Nährstoffen und eine starke Auflichtung, die wiederum zu ausgeprägten Veränderungen der Artenzusammensetzung des Epi- und Endogäons führen können. Damit verbunden ist unter Umständen das Absterben von Einzelbäumen, und in extremen Ausnahmefällen das Absterben von Beständen (Work & McCullogh 2000, Rastall et al. 2003, Scriber 2004, Lovett et al. 2006, Kenis et al. 2009).

4.2 Bewertung der Auswirkungen des Einsatzes von Pflanzenschutzmitteln auf betroffene Arten vor dem Hintergrund der potenziellen Wiederbesiedlungsprozesse

Die Bewertung wird anhand der Tiergruppe Lepidoptera vorgenommen. Dies erfolgt aus zwei Gründen:

- Schmetterlinge, vor allem frei fressende Larvenstadien stellen die im höchsten Grad betroffene Tiergruppe dar. Sie werden durch den Einsatz aller drei Pflanzenschutzmittel direkt betroffen.
- Die Literaturlage ist zwar dürftig, aber deutlich besser als bei allen übrigen Tiergruppen.

4.2.1 Grad der Betroffenheit

Der Grad der Betroffenheit wurde auf Grundlage der Biologie der jeweiligen Arten (zeitgleiche Aktivität der Larven) und dem Ausmaß (Grad) der räumlichen und zeitlichen Exposition eingeschätzt.

Vom Einsatz von Pflanzenschutzmitteln sind 61,5 % der an Eiche und Kiefern lebenden Schmetterlingsarten Deutschlands in hohem Grad betroffen; 14,9 % der Arten werden als mittel betroffen und 23,6 % der Arten als gering betroffen eingeschätzt. Bei den mittel betroffenen Arten handelt es sich um überwiegend um in Blättern minierende Arten, bei den hochgradig betroffenen Arten handelt es sich im Wesentlichen um frei fressende Arten. Dies wird zusammenfassend in einer Tabelle (Anhang: Kapitel 11.4) dargestellt.

4.2.2 Zeitraum der Wiederbesiedlung

Voraussetzung für die Zulassung von Insektiziden für die Ausbringung mittels Luftfahrzeugen ist die Einschätzung einer „Vertretbarkeit“ der Auswirkungen des Mittels auf Nichtzielorganismen, z.B. die zeitnahe Wiederbesiedlung und Herstellung des ursprünglichen Arteninventars im Anwendungsgebiet. In landwirtschaftlich genutzten Gebieten wird ein Zeitraum für die Wiederbesiedlung von einem Jahr gefordert.

Allerdings ist nicht davon auszugehen, dass es sich bei den Waldlebensräumen - selbst in Schlußwaldstadien - um stabile Systeme hinsichtlich des Arteninventars handelt. Somit spiegeln die Annahme eines identischen Arteninventars vor und nach Pestizideinsätzen oder auch Gradationen nicht die natürlichen Prozesse wider. Vielmehr handelt es sich um ein dynamisches System mit einer Austauschrate an Arten (Turnover). Dies wird überlagert durch methodische Probleme von Arterfassungen in kurzen (einjährigen) Zeiträumen.

Darüber hinaus stellt sich die Frage welcher methodische Erfassungsaufwand für die Dokumentation einer Wiederbesiedlung geleistet werden muss. So gibt Hausmann (1990) für eine Erfassung von Großschmetterlingen folgende Werte an: Bei einer Gesamt-Artenzahl von 170 Arten wurde im 1. Jahr der Datenaufnahme 58,5 % der Arten nachgewiesen. Im 2. Jahr waren es 72,6 %, im 3. Jahr 82,2 %, im 4. Jahr 89,4 % und im 5. Jahr 93,5 %. Für eine einigermaßen vollständige Dokumentation des Arteninventars sind folglich Untersuchungszeiträume von mindestens 4 Jahren oder ein stark erhöhter Untersuchungsaufwand erforderlich.

Beim Arten-Turnover handelt es sich unabhängig von der Methodik um dynamische Prozesse, die bereits von Arthur & Wilsons (1967) grundsätzlich diskutiert werden. Die Autoren postulierten anhand von Inselpopulationen, dass sich der Artenbestand in einem dynamischen Gleichgewicht befindet, das von der Größe der Insel ("Auffangtrichter" für Immigranten) und von Verbreitungsbarrieren (Abstand zum Festland) abhängig ist. Im Grunde lässt sich dieses Modell auch für Habitate auf dem Festland anwenden. Die Größenordnung des Arten-Turnover liegt in den meisten Biotopen zwischen 35 und 55 % / Jahr. Für Wald- und Waldrandarten wurden geringere Raten beobachtet (z. B: Geometridae, Boarminae: 36,6 %).

Besonders aufschlussreich ist die Untersuchung von Manderino et al. (2014). Hier hatte der großflächige Einsatz von Dipel ES nach mehrjährigem Kahlfraß durch *Lymantria dispar* in Eichenökosystemen insgesamt keine langfristig signifikant negativen Auswirkungen auf die Schmetterlingsgemeinschaften. Lediglich bei den Spannern (Geometridae) wurde im vierten Jahr nach der PSM-Maßnahme eine signifikant geringere Artendiversität festgestellt. Dies allerdings nicht auf den behandelten Teilflächen, sondern in unbehandelten, durch *L. dispar* kahlgefressenen Beständen. Die Autoren schlossen hieraus auf eine stärkere Beeinflussung der Spannergemeinschaften durch Kahlfraß, als durch Einsatz von Dipel ES. Auch in dieser Untersuchung wurde eine hohe Fluktuation in der Artenzusammensetzung verschiedener Schmetterlingsfamilien festgestellt.

4.2.3 Ausbreitungsfähigkeit und Flugleistung

Bei allen Schmetterlingsarten kann davon ausgegangen werden, dass sie zur Ausbreitung fähig sind. Bei den meisten Arten ist nicht bekannt, über welche Strecken durchschnittliche und maximale Ausbreitungen erfolgen und ob die Intensität ausreicht, um an den neu besiedelten Stellen tragfähige Populationen aufzubauen. Bekannt sind die Ausbreitungsflüge von Wanderfaltern. Einige der Schmetterlingsarten breiten sich mehr oder weniger regelmäßig über weite Strecken aus. Arten wie der Totenkopfschwärmer können Flüge aus Nordafrika und dem Mittelmeerraum bis nach Skandinavien absolvieren. Es sind durch einen Falter zurückgelegten Strecken von bis zu 2000 km bekannt (Distelfalter, Taubenschwänzchen). In der Regel handelt es sich um größere Arten. Nur selten sind Microlepidopteren als Wanderfalter bekannt.

Von den hier behandelten Arten gehört der Kieferschwärmer zu jenen, bei denen Wanderungen vermutet werden. Auch für *Lymantria monacha* liegen Hinweise auf Wanderungen vor. Nüsslin & Rhumbler (1927) verzeichnen „Ihre große Beweglichkeit begünstigt den Überflug und zwar stets in der Nacht, besonders in mond hellen Nächten. Die Erfahrungen zu Anfang der 50er und 90er Jahre hat dies klar und sicher festgestellt. So fanden z.B. Überflüge (zum Teil über den Bodensee) Ende Juli 1891 von Württemberg (Weingarten) nach Baden (Markdorf, 20 km) statt.“ Dabei handelt es sich nicht um klassische Wanderfalter, sondern um Arten, bei denen insbesondere bei Massenvermehrungen Wanderungen beobachtet werden. Weitere Arten sind *Plusia gamma* und verschiedene Pieridae.

„Bei den Arealerweiterungen wie in den unten aufgeführten Fällen sind Ortsveränderungen von Schmetterlingen zu postulieren, die entweder in Vorstößen über viele Kilometer hinweg (mindestens 10 - 50 km) oder in einer mehr oder weniger stetigen Weise über mittlere Distanzen von 3 - 10 Kilometern erfolgten. Derartige Ortsveränderungen entsprechen jedoch (meist) nicht dem "trivial movement" (sensu Southwood 1978) der betreffenden Art. Vielmehr kommt es oft im Zuge solcher

Arealerweiterungen zu erfolgreichen Kolonisierungen von geeigneten Habitaten, in denen die Art (...) vergleichsweise orts- und habitattreu bleibt“ (Hausmann 1990).

Eine theoretische Arbeit liegt von Schumacher (1988) vor, der unter Anderem das Flugvermögen von *Cydia pomonella* (Apfelwickler, Tortricidae) untersuchte und dazu im Laborversuch eine computergestützte Flugmühle verwendete. Die Untersuchungen ergaben, dass sich Männchen und Weibchen über gleiche Distanzen ausbreiten können und Flüge bis 11 km möglich sind. Die potentielle Flugstrecke ist allerdings noch nicht Indikator für die mögliche Distanz der Wiederbesiedlung, da die zurückgelegte Flugstrecke nicht zwangsläufig geradlinig verläuft.

Die individuelle Ausbreitungsfähigkeit dürfte bei vielen Arten bei etwa einem Kilometer liegen. Lokal vorkommende Arten können durchaus einzelne Vorstöße über größere Entfernungen unternehmen. Hausmann (1990) gibt für *Arichanna melanaria* (Geometridae) Strecken von mindestens 20 - 30 km an. Weiter weist er darauf hin, dass ein solches Phänomen bei vielen der sonst weniger expansiven hygrophilen Arten vorkommt. Lineare Landschaftselemente (schmale Wäldchen, lange Waldränder, Waldwege, Hecken) sind danach Leitlinien für hochmobile Arten (Wanderfalter), aber auch wichtige Verbreitungshilfen für weniger expansive Arten der Wälder und Waldränder (siehe z.B. *Xanthorhoe biriviata*, *Calospilos sylvata*, *Alois repandata*, Hausmann 1990). Nach Heydemann (1981) können nachtaktive Schmetterlinge 5-10 km Fremdbiotope überfliegen, um einen neuen Bestand ihres Biototyps aufzusuchen.

Scott (1975) untersuchte die Ausbreitungsfähigkeit von Tagfalterarten und beobachtete, dass die meisten Arten eine Distanz von mehreren Kilometern nicht bewältigen. Der weiteste nachgewiesene Flug fand über eine Strecke von 2940 m statt. Er klassifiziert die Flugdistanzen in folgende Kategorien:

1 = "Very small movements" (gewöhnlich weniger als 100 m)

2 = "Larger movements" (manchmal einige 100 m)

3 = "Still larger movements" (manchmal 1 km)

4 = "Often move many kilometers (or can migrate many kilometers)": Bewegungen über viele Kilometer sind keine Seltenheit, hierher gehören auch die einheimischen Wanderfalter.

5. Gruppe (Wanderfalter über Distanzen von vielen Tausend Kilometern).

Insbesondere für Nachtfalter, wies Hausmann (1990) nicht einmal im Promillebereich (bei einer Stichprobe von > 23.800 Individuen und ausschließlich von Männchen) Wiederfänge über Distanzen von 1-4 km nach. Der Autor kommt zum Schluss, dass bei einem derartigen Umfang der Stichprobe hypothetisch neugeschaffene Biotope in einer entsprechenden Entfernung zu stabilen Nachtfalterpopulationen des gleichen Lebensraumtyps nur langsam und unvollständig besiedelt werden können. Zumindest in unregelmäßigen Zeitabschnitten wird die Entfernung von 1 km jedoch von allen Arten ab der 2. Stichprobengruppe in Einzelexemplaren bewältigt. Eine Vernetzung von Biotopen sollte daher mit Abständen von unter 1 km erfolgen. Auch die am meisten ortsgebundenen innerhalb der untersuchten Arten können Strecken von ca. 100 m bewältigen. Folgende Wiederfänge markierter Falter erfolgten beispielsweise: *Alcis repandata* 1 km nach 3 Tagen, *Noctua pronuba* 1,4 km nach 2 Tagen *Hoplodrina alsines* nach 5 Tagen 3,25 km.

Neben dem aktiven Falterflug können weitere Mechanismen zu einer Wiederbesiedlung von Flächen führen.

Insbesondere Microlepidopteren breiten sich durch Verdriftung von Imagines (Luftplankton), bei Minierern bspw. auch durch Verschleppung durch den Menschen aus. Offensichtlich wird dies bei einigen Arten der Gracillariidae. Die Roßkastanienminiermotte (*Cameraria ohridella* Deschka & Dimić, 1986) wurde erst 1984 entdeckt und 1986 nach einer Population am Ohridsee beschrieben. Bereits wenige Jahre später kam sie flächig bis in den Ostseeraum vor. Ein weiteres Beispiel ist

Phyllonorycter issikii (Kumata, 1963), eine blattminierende Art an Linde, die von ihrem Ursprungsgebiet in Japan 1986 nach Russland, Polen (1996), Tschechien und Deutschland (2001) einwanderte und inzwischen in ganz Mitteleuropa vorkommt (Lehmann, 2004). Dabei wird von einer kontinuierlichen Ausbreitung ausgegangen. Eine Reihe weiterer Arten ist offensichtlich in der Lage, ihr Areal über dutzende Kilometer im Jahr zu erweitern (z. B. *Parectopa robiniella* (Clemens, 1859), *Phyllonorycter robiniella* (Clemens, 1859)). Allerdings wird die Verdriftung durch Wind auch bei Großschmetterlingen beobachtet. Hausmann (1990) weist darauf hin, dass bei Lichtfängen im Offenland 1986-1988 biotop-fremde Tiere vor allem in windigen Nächten nachgewiesen wurden. Das galt auch für weniger flugaktive Arten (z.B. *Drepana falcataria*, *Drepana binaria* und *Thera firmata*).

Eine Reihe von Lepidopterenarten (Tineoidea, Yponomeutoidea, Gelechioidea, Zygaenidea, Tortricoidea, Pyraloidea, Geometridea, Noctuoidea, Bell et al. 2005) produzieren als junge Raupen Seidenfäden, an denen sie sich abseilen und mit dem Faden über teilweise weite Strecken vom Wind verdriften lassen. So können sich Arten mit flügellosen Weibchen (z. B. Geometridae, Psychidae) über teilweise weite Strecken ausbreiten. Bei der Verbreitung von Arten mit flugunfähigen Imagines spielen oft Verdriftungen der jungen Raupen durch Wind oder Vögel eine wichtige Rolle (z.B. *Orgyia recens*) (Hausmann 1990).

Bei Blattminierern wird angenommen, dass sie sich mit dem Falllaub ausbreiten (Bell et al. 2005).

Die artspezifische Vagilität lässt sich allerdings schwer abschätzen, da trotz einer ähnlichen physiologischen Konstitution sehr unterschiedliche Flugleistungen erbracht werden (z. B. *Xanthorhoe designata*: wenige 100 m und der Wanderfalter *Nycterosea obstipata*: > 1000 km). Auf den Unterschied zwischen potentieller und tatsächlicher Vagilität weist Lattin (1967) hin.

In der Tabelle im Kapitel 11.4 wird die Ausbreitungsfähigkeit für die an Eichen und Kiefern lebenden Lepidopteren dargestellt. Demnach sind fast alle Arten in der Lage mittlere Distanzen (> 5 Kilometer) zu überwinden. Die Flugleistung einzelner Falter ist wie oben dargestellt allerdings in der Regel deutlich geringer.

4.2.4 Schlussfolgerung

Räumlich:

Wiederbesiedlungen nach Populationszusammenbrüchen erfolgen auf unterschiedliche Weise. Vorkommen der betroffenen Nichtzielorganismen in Entfernungen von bis zu 500 m können als ausreichend für die Rückbesiedlung angenommen werden (Maximalansatz).

Zeitlich:

Lebensgemeinschaften von Wäldern unterliegen einer hohen Fluktuation in der Artenzusammensetzung. Es kann deshalb auch nicht unbedingt davon ausgegangen werden, dass alle Arten im auf einen Insektizideinsatz folgenden Jahr einen Bestand wiederbesiedeln, bzw. dort nachweisbar sind.

5 GIS-Analysen

5.1 Einleitung und Zielstellung

Um die Auswirkungen von zwei bei der Ausbringung von PSM in Wäldern mit dem Hubschrauber einzuhaltenden Anwendungsbestimmungen (s.u.), die derzeit besonders kontrovers diskutiert werden, besser einschätzen zu können, wurde eine GIS-Auswertung begonnen. Derzeit findet ein Großteil der PSM-Anwendungen in Eichenwäldern bzw. Kiefernforsten und -wäldern im Nordostdeutschen Tiefland statt. Aus diesem Grund fokussierte die Auswertung auf Daten aus Sachsen, Sachsen-Anhalt und Brandenburg. Im Sinne einer einheitlichen Klassifikation und Zuordnung zu Waldtypen und um eine flächendeckende Datenauswertung zu erzielen, wurden auf Luftbildern basierte und bereits nach Beständen klassifizierte Karten (CIR-Karten) bei den zuständigen Landesbehörden angefragt und beschafft.

Die beiden Anwendungsbestimmungen sind (Originaltext BVL):

- Die Anwendung des Pflanzenschutzmittels und anderer Insektizide innerhalb einer zusammenhängenden Waldfläche – ausgenommen Saatgutbestände – darf innerhalb eines Kalenderjahres nur auf höchstens der Hälfte dieser Fläche erfolgen. Bei der Bestimmung zusammenhängender Waldflächen können die im Amtlichen Topographisch-kartographischen Informationssystem (ATKIS) – oder mit einem nachweislich vergleichbaren System entsprechend – als Flächentypen Wald und Gehölz ausgewiesenen Flächen gemeinsam veranschlagt werden. In die zusammenhängende Waldfläche können auch Teilflächen einbezogen werden, wenn diese weniger als 100 m entfernt liegen. Hiervon abweichend kann die Anwendung auf einer Fläche von mehr als der Hälfte der zusammenhängenden Waldfläche erfolgen, wenn die zuständige Behörde bei der Genehmigung nach § 18 Absatz 2 PflSchG im Einzelfall auf der Grundlage eines rechtsverbindlichen, mit ausreichender Auflösung durchgeführten Erhebungsverfahrens festgestellt hat, dass auf mehr als der Hälfte der zusammenhängenden Waldfläche die entsprechenden Schadschwellen überschritten sind und eine Anwendung des Mittels zum Erhalt des Bestandes unbedingt erforderlich ist. Sofern von diesem Ausnahmetatbestand Gebrauch gemacht wird, ist dies dem Bundesamt für Verbraucherschutz und Lebensmittelsicherheit unter Angabe der betroffenen Flächen und Darlegung des Vorliegens der Voraussetzungen für die Abweichung zu berichten.
- Keine Anwendung in Naturschutzgebieten. Hiervon abweichend kann im Einzelfall eine Anwendung in Naturschutzgebieten erfolgen, wenn die zuständige Behörde bei der Genehmigung nach § 18 Absatz 2 PflSchG in Abstimmung mit der zuständigen Naturschutzbehörde festgestellt hat, dass eine Behandlung zum Erhalt des Pflanzenbestandes im Sinne der Zweckbestimmung des Schutzgebietes unbedingt erforderlich ist. Sofern von diesem Ausnahmetatbestand Gebrauch gemacht wird, ist dies dem Bundesamt für Verbraucherschutz und Lebensmittelsicherheit unter Angabe der betroffenen Flächen und Darlegung des Vorliegens der Voraussetzungen für die Abweichung zu berichten.

Nach der Anwendung der fachlich gut begründeten Abstandsaufgaben (Waldrand, Oberflächengewässer) auf die Waldkulisse der Bundesländer und der Verschneidung mit Naturschutz- und FFH-Gebieten, sollen Zahlen über die hiervon betroffenen Flächengrößen gewonnen werden.

5.2 Datengrundlagen

Die Bearbeitung geeigneter, flächendeckend verfügbarer Geodaten beschränkt sich bisher auf die Bundesländer Sachsen, Brandenburg und Sachsen-Anhalt. Die Daten liegen im Shape-Format vor.

Die Tabelle 17 zeigt die von den zuständigen Landesbehörden bezogenen Daten und deren Aktualität.

Tabelle 17: Überblick der Grundlegendaten

Bundesland	CIR Biotypen- und Landnutzungskartierung	Naturschutzgebiete	FFH-Gebiete
Brandenburg	Befliegung 2009, Aktualisierungen bis Febr. 2014	Stand März 2015	Stand Dez. 2014
Sachsen	Befliegung 2005, Aktualisierungen bis Nov. 2009	Stand Jan. 2015	Stand Mai 2012
Sachsen-Anhalt	Befliegung 2009, Datenstand Mai 2011	Stand Dez. 2014	Stand Dez. 2014

Als Grundlage der Biotypen- und Landnutzungskartierung dienen Color-Infrarot-Luftbilder.

Die Waldflächen sind dabei nach Baumarten(mischungen) aufgeschlüsselt (soweit diese erkennbar waren). Für Feldgehölze (isoliert in der Agrarlandschaft liegend, Flächengröße bis 1 ha in Sachsen und Brandenburg bzw. 2 ha in Sachsen-Anhalt) fehlt diese Differenzierung, weshalb sie nicht in die Auswertung einbezogen werden konnten.

Weiterhin enthalten die CIR-Daten flächen- und linienhafte Gewässer (einschließlich deren Begleitvegetation).

Die Programmierung der Makros und die GIS-Analysen wurden von Herrn Norman Döring (TU Dresden, Biodiversität und Naturschutz) durchgeführt.

5.3 Methodik

Die Geodaten wurden mit der Software ESRI ArcInfo 9.3 Workstation verarbeitet. Mit den Desktop-GIS-Programmen von ESRI (ArcGIS Desktop 9.3 bis 10.3) treten bei solchen großen Datensätzen, wie vorliegend, immer noch halbtägige Rechenzeiten auf.

Die Daten wurden wie folgt analysiert:

- 1) Selektion der Waldflächen mit den Hauptbaumarten Eiche und Kiefer, Aggregation aneinandergrenzender Flächen,
- 2) an allen Bestandesrändern (äußeren und inneren) Abzug eines 25m breiten Randstreifens (als Puffer zu den Nachbarflächen),
- 3) Erzeugung eines Pufferstreifens von 25 m bzw. 100 m Breite um alle Gewässerbiotope,
- 4) Abzug der Flächen von den in 1) selektierten Eichen- und Kiefern(misch)wäldern, welche innerhalb des Gewässerschutzstreifens von 25 m bzw. 100m liegen,
- 5) Abzug der unter 4) genannten Flächen, welche in Naturschutzgebieten liegen,
- 6) Abzug der unter 4) genannten Flächen, welche in Naturschutz- oder FFH-Gebieten liegen.

Die Makros sind für alle vorgesehenen Abfragen programmiert und wurden Wirkstoff- und Hauptbaumartenspezifisch im GIS für die drei oben genannten Bundesländer analysiert.

5.4 Ergebnisse

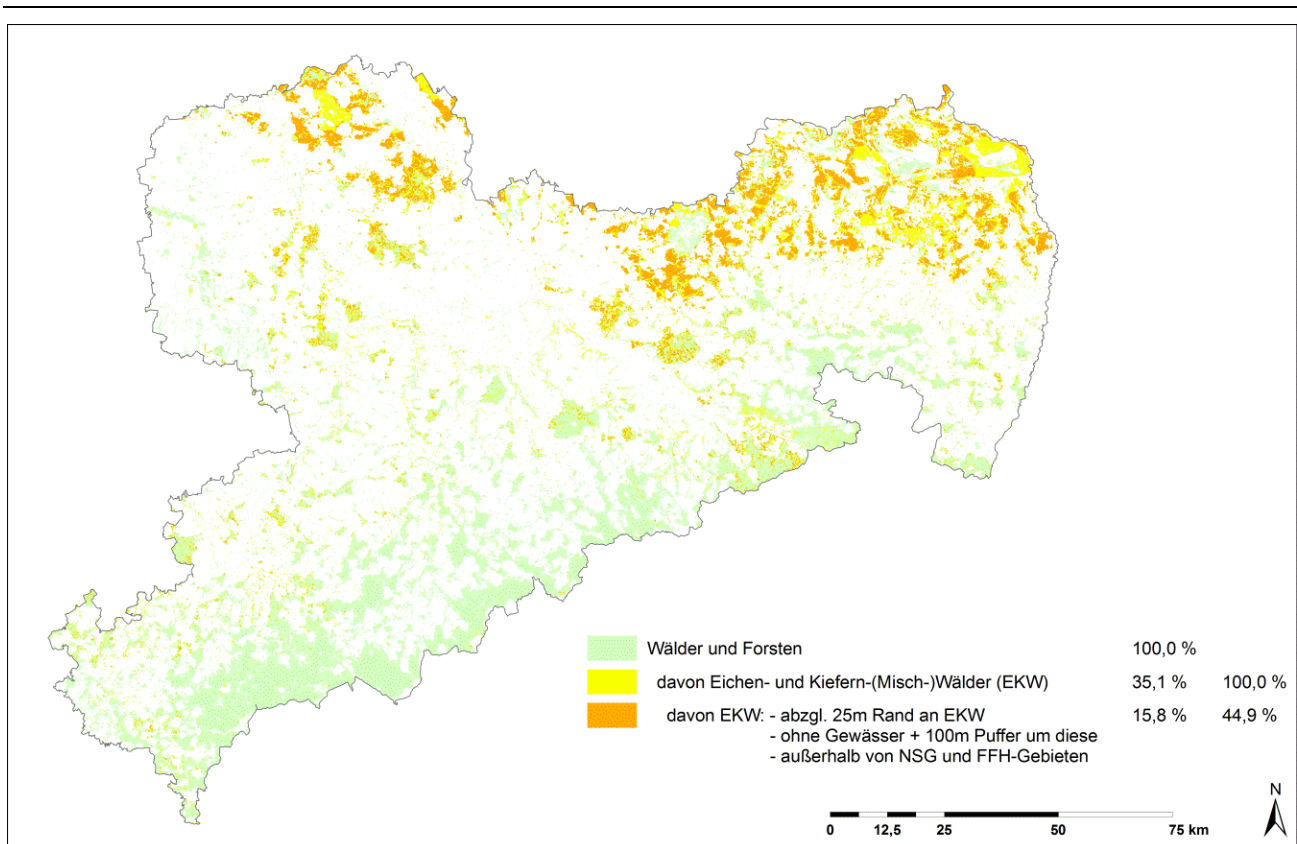
5.4.1 Waldanteile und räumliche Verteilung

5.4.1.1 Sachsen

Wälder und Forsten stocken in Sachsen auf insgesamt 512.329 ha (Abb. 7). Feldgehölze von 100 m² bis 1 ha Größe finden sich auf 17.963 ha. Der Anteil der Eichen- und Kiefern-(Misch)Wälder (EKW) beträgt 35,1 % der sächsischen Gesamtwaldfläche. Die Wälder konzentrieren sich in Sachsen vor allem auf das nordöstliche Tiefland und das Erzgebirge. Die Hauptbaumarten der nördlich gelegenen Wälder sind fast ausschließlich Eichen oder Kiefern.

Die räumliche Konnektivität der Eichen- und Kiefern-(Misch)Wälder ist hoch.

Abbildung 7: Wälder und Forste in Sachsen mit Darstellung der Eichen- und Kieferndominierten Wälder und der nach Abzug von Abstandsauflagen- und NSG/FFH-Gebieten verbliebenen Anteile.



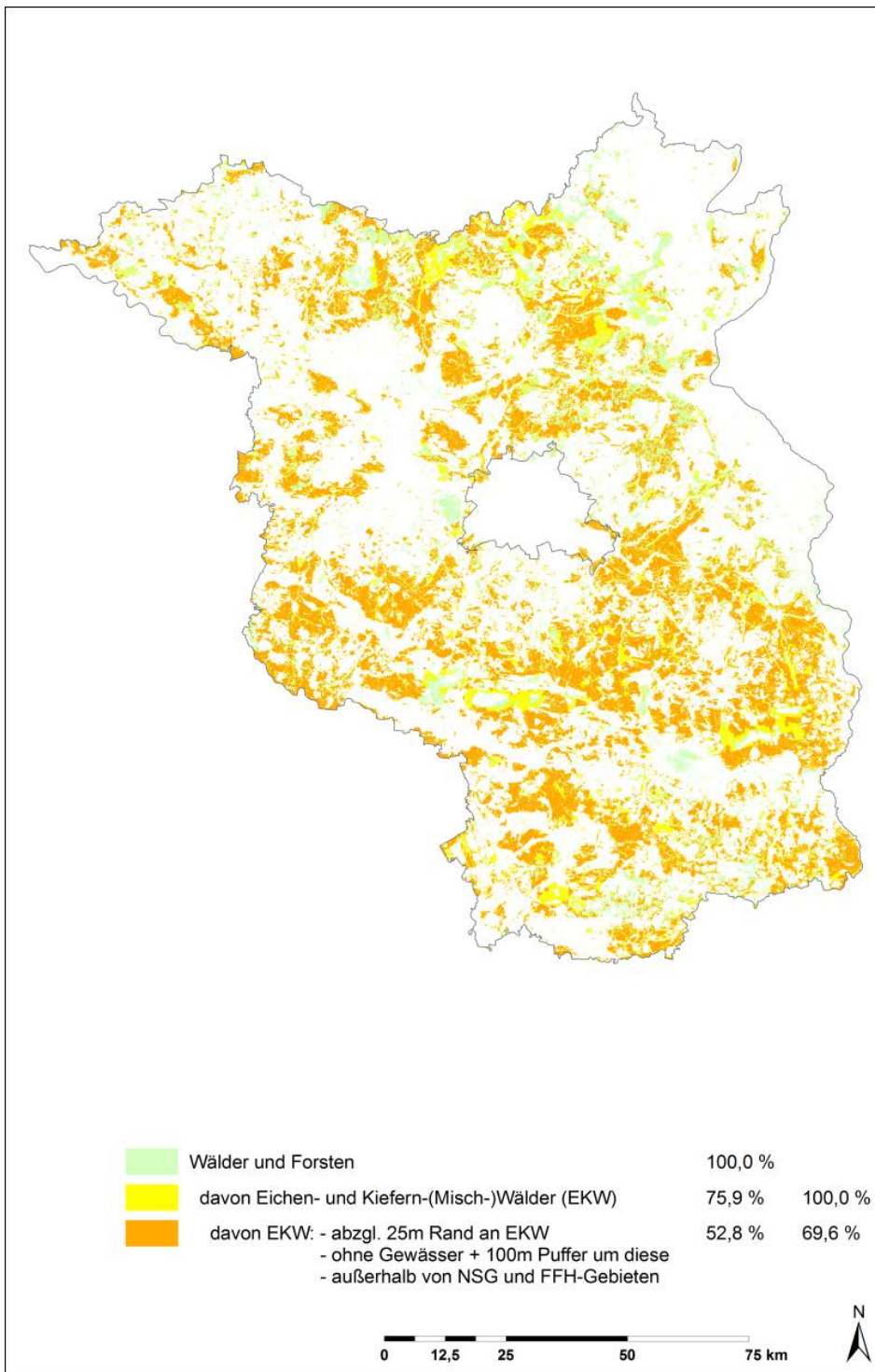
Eichen- und Kieferndominierte Wälder befinden sich in Sachsen vor allem im Norden des Landes.

5.4.1.2 Brandenburg

Brandenburg ist ein sehr waldreiches Land. Wälder und Forsten erstrecken sich über eine Fläche von 1.104.476 ha. Hinzu kommt ein kleiner Anteil isolierter Feldgehölze (10.100 ha, 0,9 % Anteil). Die Wälder erstrecken sich großflächig und über einen starken räumlichen Verbund. Die Hauptbaumart stellt in Brandenburg die Kiefer dar, häufig in Mischung mit Eiche.

Die Konnektivität der Kiefernbestände kann als sehr hoch bezeichnet werden. Größere Eichenbestände sind fast immer inmitten großflächiger Waldgebiete (fast ausschließlich Kiefernforste) zu finden. Einzelne isolierte kleinere Eichenwälder finden sich in der Prignitz (Abb. 10).

Abbildung 8: Wälder und Forste in Brandenburg mit Darstellung der durch Eichen- und Kiefern dominierten Wälder und der nach Abzug von Abstand- und NSG/FFH-Gebieten verbliebenen Anteile.

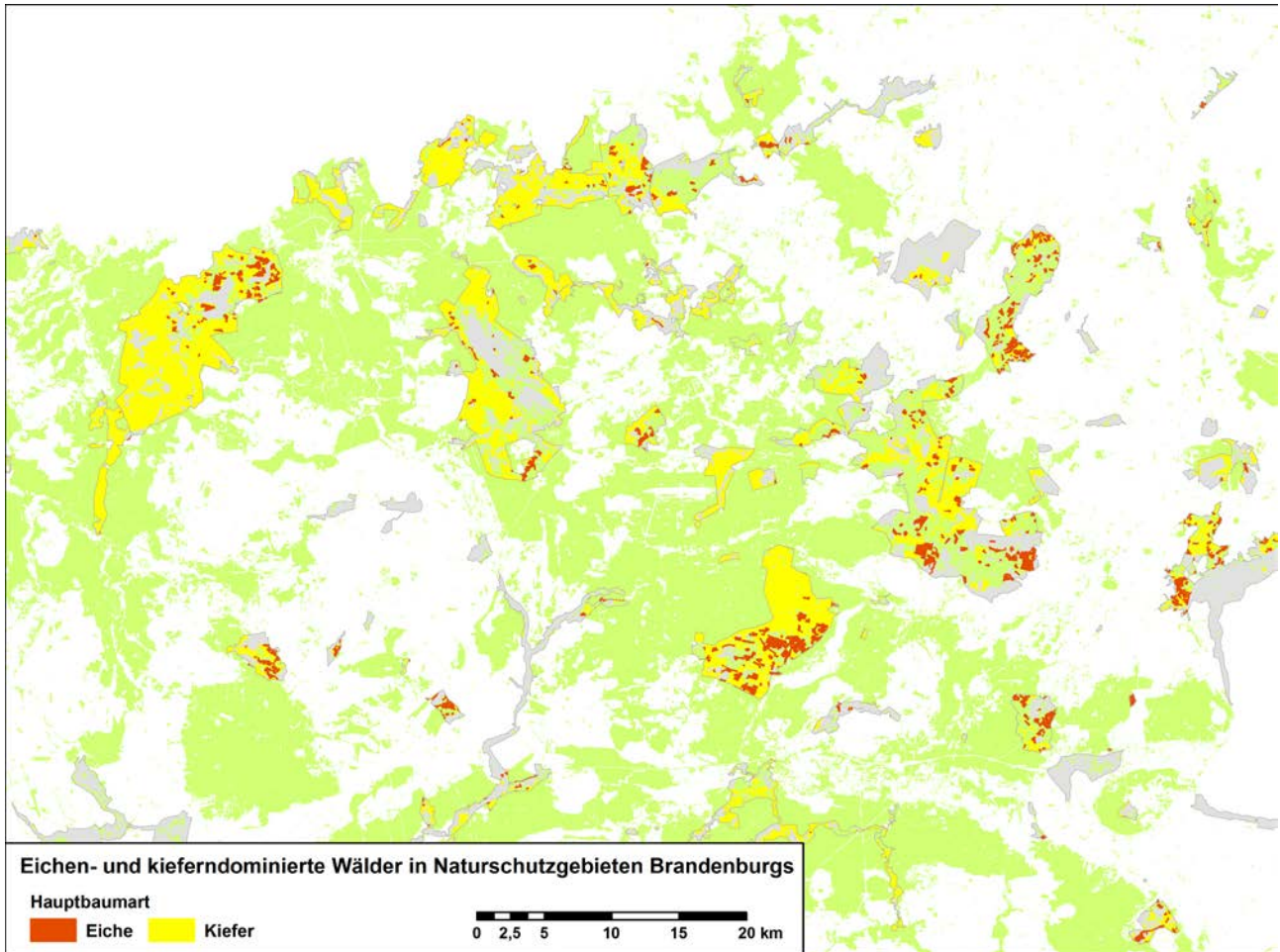


Große Teile Brandenburgs sind mit Eichenwäldern und vor allem Kiefernforsten bestanden.

Auch hinsichtlich der Naturschutzgebiete ergibt sich für Brandenburg hinweg ein überwiegend einheitliches Bild (Abb. 9 - 11). Die NSGs befinden sich meist innerhalb großer zusammenhängender Wälder und bestehen ihrerseits überwiegend aus Kiefernforsten. Höhere Eichenanteile innerhalb von Naturschutzgebieten sind vor allem im Nordosten und im Süden Brandenburgs zu finden. Lediglich in der Prignitz stellen sich die Verhältnisse etwas anders dar. Hier sind die Naturschutzgebiete deutlich kleinflächiger. Diese befinden sich zwar meist innerhalb größerer zusammenhängender Waldgebiete,

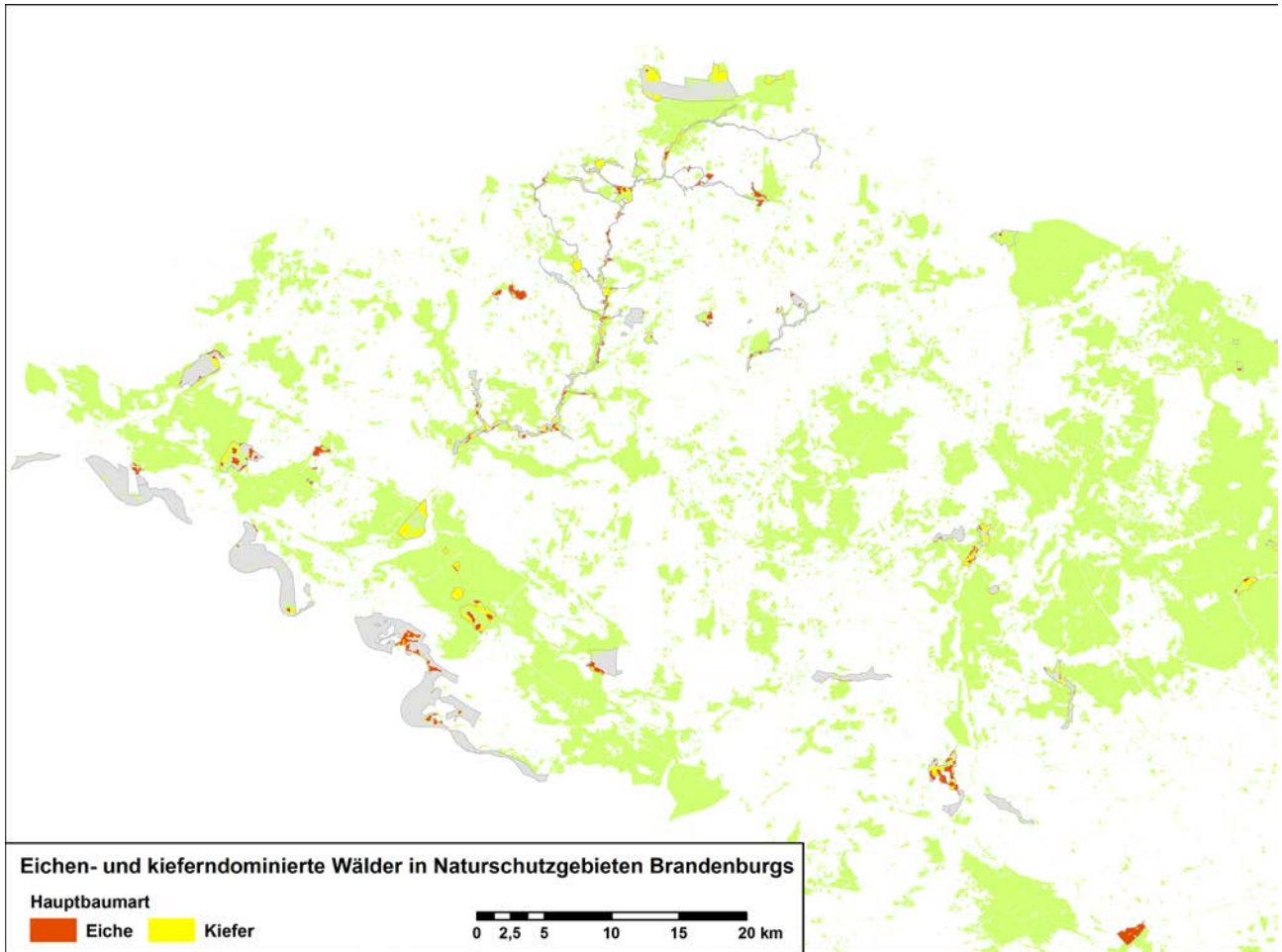
aber die Konnektivität dieser Wälder untereinander ist deutlich geringer als im übrigen Bundesland. Innerhalb der NSG-Grenzen überwiegen hier Eichenwälder.

Abbildung 9: Wälder und Forste im Nordosten Brandenburgs (Uckermark) mit Darstellung der Verteilung von Eichen- und Kiefernwäldern innerhalb von Naturschutzgebieten.



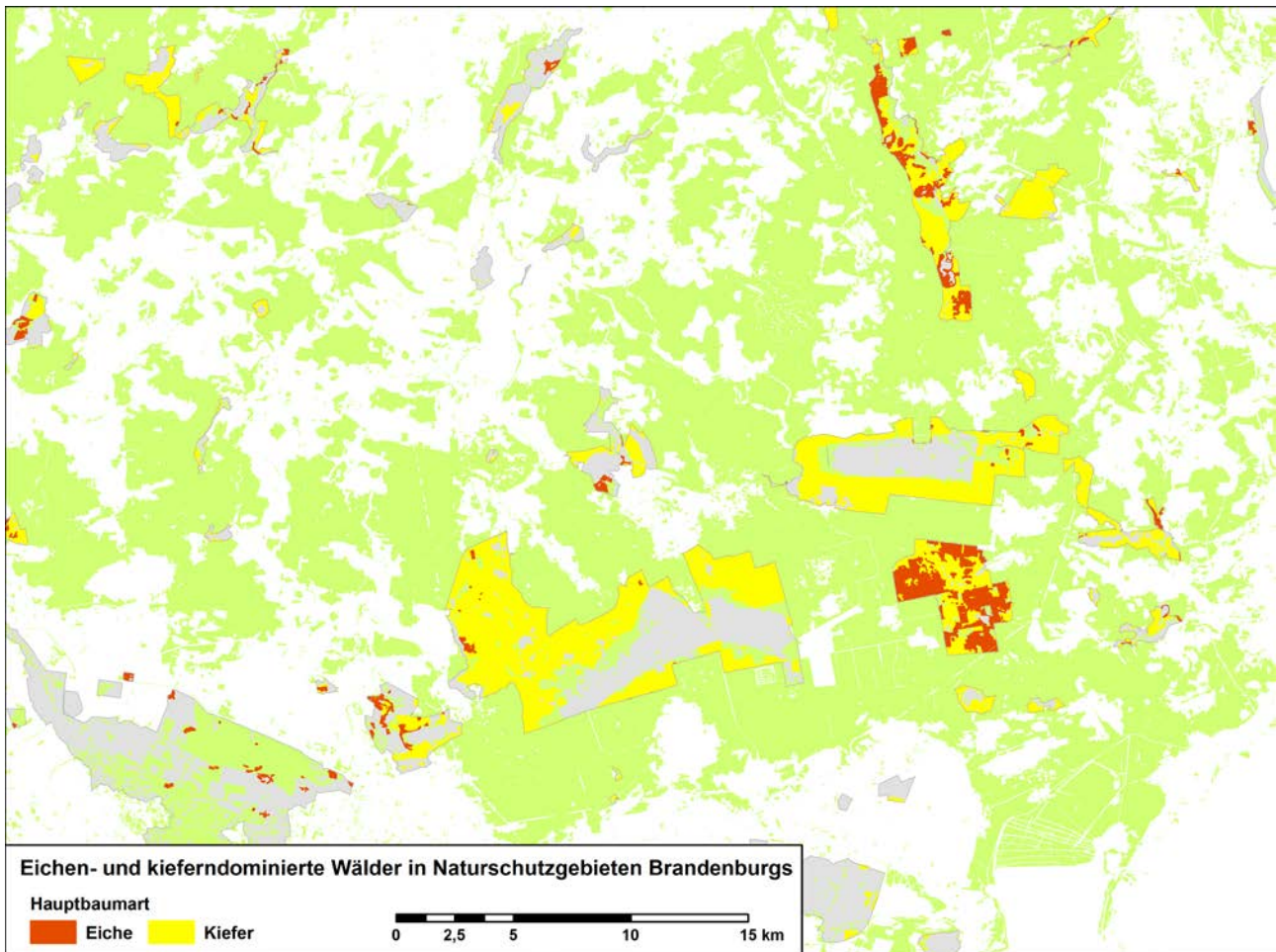
Eichen- und Kiefernwälder innerhalb von Naturschutzgebieten befinden sich im Nordosten Brandenburgs häufig innerhalb großer zusammenhängender Waldkulissen.

Abbildung 10: Wälder und Forste im Nordwesten Brandenburgs (Prignitz) mit Darstellung der Verteilung von Eichen- und Kiefernwäldern innerhalb von Naturschutzgebieten.



Eichen- und Kiefernwälder innerhalb von Naturschutzgebieten befinden sich auch im Nordwesten Brandenburgs häufig innerhalb großer zusammenhängender Waldkulissen.

Abbildung 11: Wälder und Forste im Ostbrandenburgischen Heide- und Seengebiet nördlich von Cottbus (Lieberoser Heide), mit Darstellung der Verteilung von Eichen- und Kiefernwäldern innerhalb von Naturschutzgebieten.



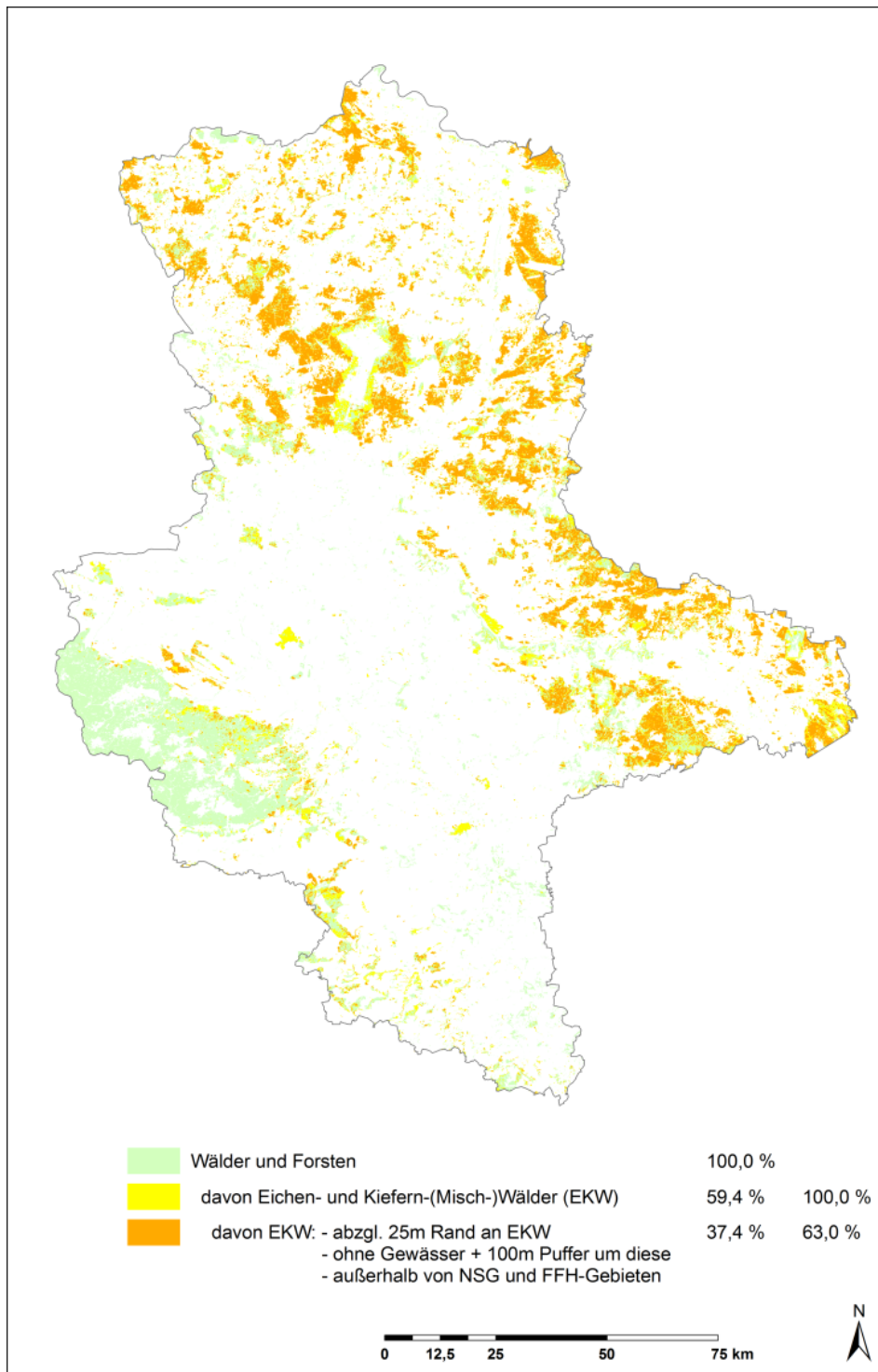
Eichen- und Kiefernwälder innerhalb von Naturschutzgebieten befinden sich im Gebiet der Lieberoser ebenfalls häufig innerhalb großer zusammenhängender Waldkulissen.

5.4.1.3 Sachsen-Anhalt

Wälder und Forste stocken auf 458.592 ha. Feldgehölze von 100 m² bis 1 ha bedecken weitere 9.224 ha. Auch bei den Wäldern Sachsen-Anhalts handelt es sich überwiegend um Eichenwälder und Kiefernforste (59,4% der Gesamtwaldfläche. Lediglich der Harz wird vor allem von Fichten und Buchen dominiert (Abb. 12). Die Eichen- und Kiefernwälder erstrecken sich großflächig über den gesamten Nordosten des Bundeslandes. Die Konnektivität dieser Wälder ist insgesamt als hoch einzustufen. In den mittleren Landesteilen, v.a. in der Agrarlandschaft um Magdeburg (Magdeburger Börde), finden sich nur wenige Wälder. Diese sind überwiegend als stark isoliert von übrigen Wäldern einzustufen. Als besonders isoliert sticht das eichendominierte NSG Hakel heraus (Abb. 13).

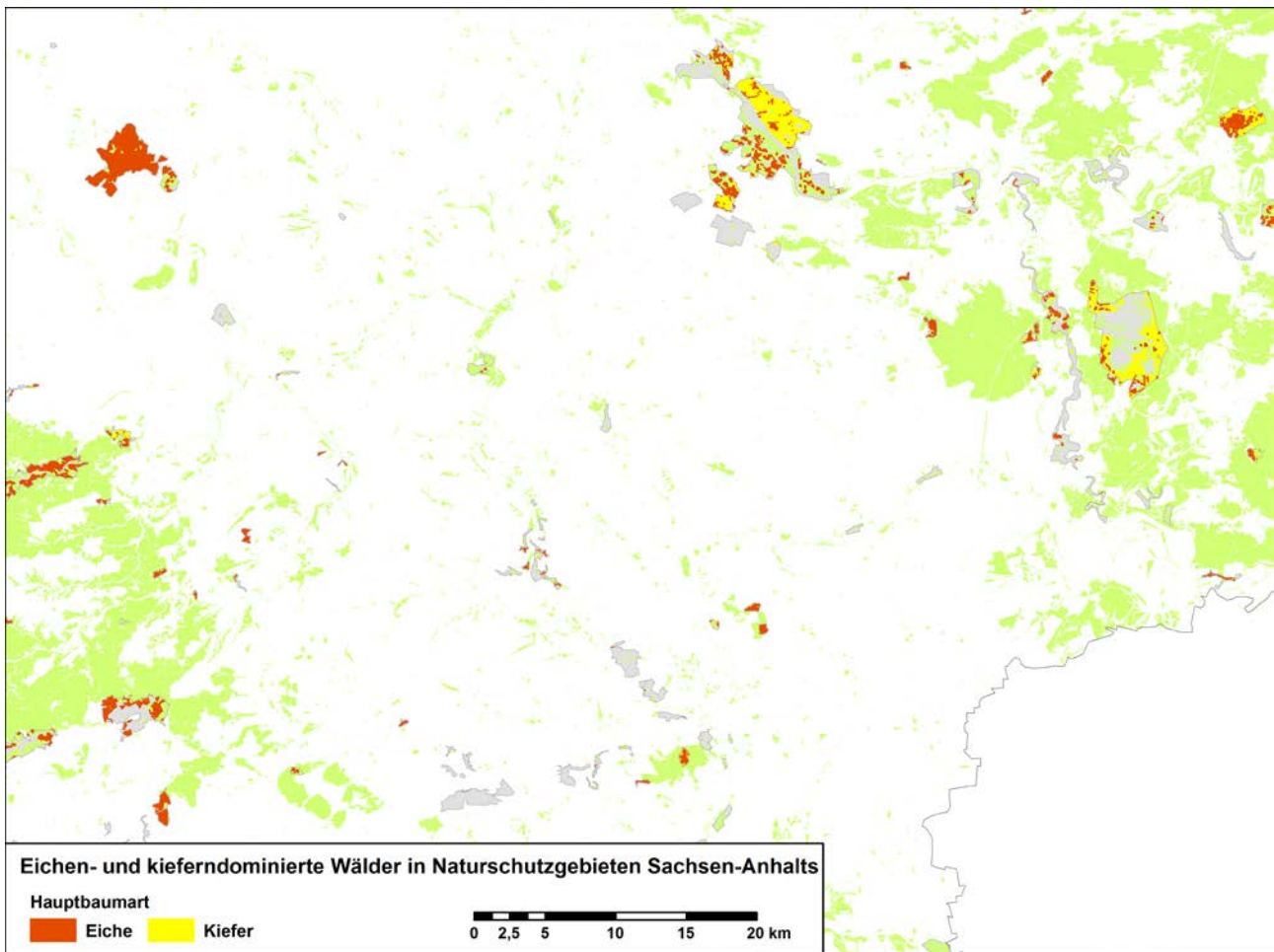
Innerhalb der NSG-Grenzen überwiegen meist deutlich Kiefernforste, kleinräumig finden sich häufig Eichen in ihnen. Neben dem NSG Hakel gibt es noch weitere kleine NSG-Bereiche, die durch Eichen dominiert sind und stärker von übrigen Wäldern (Eichenbeständen) isoliert liegen (Abb. 13).

Abbildung 12: Wälder und Forste in Sachsen-Anhalt mit Darstellung der Eichen- und Kieferndominierten Wälder und der nach Abzug von Abstand- und NSG/FFH-Gebieten verbliebenen Anteile.



Eichen- und Kiefernwäldern sind in Sachsen-Anhalt überwiegend im nördlichen und östlichen Landesteil verbreitet.

Abbildung 13: Wälder und Forste in den mittleren Landesteilen Sachsen-Anhalt mit Darstellung der Verteilung von Eichen- und Kiefernwäldern innerhalb von Naturschutzgebieten.



Auffällig ist die Isolation des NSG Havel im Nordwesten des Kartenausschnittes, welches überwiegend von Eichen dominiert ist.

5.4.1.4 Fazit

Die Flächenanteile der Eichenwälder und Kiefernforste in den drei Bundesländern sind insgesamt hoch, unterscheiden sich allerdings stark voneinander. Während in Brandenburg beide Waldtypen relativ gleichmäßig über das Bundesland verteilt sind, konzentrieren sie sich in Sachsen und Sachsen-Anhalt jeweils nur auf die nördlichen und östlichen Tieflandsbereiche. In allen drei Bundesländern überwiegen Kiefernforste deutlich.

Das allgemeine Bild der Flächenanteile der Eichenwälder und Kiefernforste wiederholt sich auf kleinerer räumlicher Skala in den NSGs. Auch hier dominieren meist die Kiefernforste, die durch kleinere Eichenbestände aufgelockert werden. Die NSGs liegen fast immer inmitten einer größeren zusammenhängenden Waldkulisse (v.a. Kiefernforste).

Isolierte Eichenbestände sind eine große Ausnahme. Die Eichenwälder sind in der Regel eingebettet in größere Waldkulissen, die von Kiefern dominiert sind, aber auch Eichen enthalten.

Auffällig ist hier das NSG Havel in Sachsen-Anhalt, welches sowohl großflächig, als auch stark isoliert von anderen Wäldern ist. Kleinere Eichenbestände sind die Ausnahmen, finden sich allerdings z.B. in der Prignitz oft in Form von Feldgehölzen.

Abweichend herrschen innerhalb der NSG in Sachsen-Anhalt die Eichenwälder vor. Während der Anteil der Eichenwälder in NSG in Brandenburg etwa 13 % beträgt, liegt er in Sachsen-Anhalt bei 67 %. Beispiele mit hohen Anteilen an Eichen sind das NSG Hakel, das NSG Steckby-Lödderitzer Forst und das NSG Oranienbaumer Heide.

5.4.2 Nach derzeitigen Bestimmungen behandelbare Waldflächen

Derzeit sind bei den durch PSM zu behandelnden Waldflächen zwei Auflagen streng einzuhalten. Diese sind ökotoxikologisch und verfahrenstechnisch gut begründet.

- 25 m Abstand zu Off-fieldbereichen (Waldrand)
- 25 m Abstand (bzw. 100 m Abstand) zu Gewässern

Da bei einem Abstand von 100 m zu Gewässern prinzipiell die Möglichkeit der nachträglichen Behandlung der Ränder bis zu einem 25 m Abstand mit einem anderen PSM besteht, wurde ein Abstand von 25 m als Maximum zugrunde gelegt.

5.4.2.1 Sachsen

Nach Abzug der Abstandsaufgaben verbleiben 63 % der Eichenwälder- und Kiefernforste die durch PSM behandelt werden können. Das ergibt eine Reduktion um 37 %.

5.4.2.2 Brandenburg

Nach Abzug der Abstandsaufgaben verbleiben 79,7 % der Eichenwälder- und Kiefernforste die durch PSM behandelt werden können. Das ergibt eine Reduktion um 20,3 %. Auf Eichenwälder entfallen hierbei 3,4 %, auf Kiefernforste 76,3 %.

5.4.2.3 Sachsen-Anhalt

Nach Abzug der Abstandsaufgaben verbleiben 73,5 % der Eichenwälder- und Kiefernforste die durch PSM behandelt werden können. Das ergibt eine Reduktion um 26,5 %. Der Anteil nicht mit PSM behandelbarer Flächen ist bei Eichenwäldern vergleichsweise hoch und liegt bei 11,2 %.

5.4.2.4 Fazit

Durch Einhaltung der Abstandsaufgaben (25 m Abstand zu Gewässern und 25 m zu Rändern (Offfield)) fallen bereits mehr als 1/5 bis 1/3 der Eichen- und Kiefernwaldflächen (= EKW) aus der mit PSM behandelbaren Flächenkulisse heraus (Tab. 18).

Hierbei sind vorrangig Kiefernforste betroffen.

Eine deutliche Reduktion der Gebietskulisse liegt in gewässerreichen (Oberlausitzer Heide- und Teichlandschaft) und waldarmen Gebieten (z.B. Prignitz) vor.

Tabelle 18: Anteile von behandelbaren Waldflächen bei Eichen- und Kiefernwäldern (= 100 %) in Prozent.

Bundesland	Gesamt	EI (max.)	Kie (max)
Sachsen-Anhalt	74	11	62
Brandenburg	80	03	76
Sachsen	63	nn.	nn.

5.4.3 Nach derzeitigen Bestimmungen und Herausnahme der NSG und FFH-Gebiete behandelbare Waldflächen

Zu den in Kapitel 5.3 genannten Rahmenbedingungen wurden im Folgenden noch die Gebietskulissen um die Flächen der NSG und FFH-Gebiete reduziert. Mit den FFH-Gebietsanteilen sind Flächen gemeint, die sich nicht innerhalb bereits bestehender NSG befinden.

5.4.3.1 Sachsen

Nach Abzug der Abstandsauflagen und der NSG verkleinert sich die Fläche der Eichen- und Kiefernforsten, die durch PSM behandelt werden können um 2,0 %, nach Abzug der sich nicht innerhalb von NSG befindlichen FFH-Gebiete um weitere 2,4 %. Das ergibt eine Reduktion von 4,4 % der bundeslandweit behandelbaren Waldkulisse. Bezogen auf die Eichenwälder und Kiefernforste resultieren Reduktionen von 5,7 % für die NSG, von 6,9 % für die FFH-Gebiete und insgesamt 12,6 % der behandelbaren Waldfläche.

5.4.3.2 Brandenburg

Nach Abzug der Abstandsauflagen und der NSG verkleinert sich die Fläche der Eichen- und Kiefernforsten die durch PSM behandelt werden können um 4,3 %, nach Abzug der sich nicht innerhalb von NSG befindlichen FFH-Gebiete um weitere 1,5 %. Das ergibt eine Reduktion von 5,8 % der bundeslandweit behandelbaren Waldkulisse. Bezogen auf die Eichenwälder und Kiefernforste ergeben sich Reduktionen von 5,6 % für die NSG, von 2,0 % für die FFH-Gebiete und insgesamt eine Reduktion der behandelbaren Gebietskulisse um 7,6 %.

5.4.3.3 Sachsen-Anhalt

Nach Abzug der Abstandsauflagen und der NSG verkleinert sich die Fläche der Eichen- und Kiefernforsten die durch PSM behandelt werden könnten um 2,7 %, nach Abzug der sich nicht innerhalb von NSG befindlichen FFH-Gebiete um weitere 1,8 %. Das ergibt eine Reduktion von 2,1 % der bundeslandweit behandelbaren Waldkulisse. Bezogen auf die Eichenwälder und Kiefernforste ergeben sich Reduktionen von 2,7 % für die NSG, von 6,8 % für die FFH- und insgesamt eine Reduktion der behandelbaren Gebietskulisse um 12,6 %.

5.4.3.4 Fazit

Am aussagefähigsten sind die Ergebnisse der Reduktionen der Gebietskulissen die nicht behandelbar wären, wenn in NSG und FFH-Gebiete Gebieten eine Ausbringung von PSM mit dem Hubschrauber verboten wäre

Durch die Einbeziehung der NSG und FFH-Gebiete ergeben sich bezogen auf die Gesamtwaldkulisse kaum nennenswerte reduzierte Anteile (Tab. 19). Erst bei Betrachtung der besonders betroffenen Eichenwälder und Kiefernforsten ergibt sich ein differenziertes Bild. In Brandenburg und Sachsen erhöht sich der Anteil der nicht behandelbaren Fläche der Eichenwälder und Kiefernforsten um mehr als 5 %. In Sachsen und Sachsen-Anhalt steigen die Flächenanteile deutlicher an, wenn die FFH-Gebiete dazu genommen werden (Tab. 20). Insgesamt bleiben die durch die Ausnahme von NSG und FFH-Gebieten erzielbaren Flächenanteile jedoch im Bereich von 7,6 – 12,6 % der Eichenwälder und Kiefernforsten eines Bundeslandes, bzw. bei unter max. 5,8 % der Bundeslandwaldfläche.

Tabelle 19: Verringerung der Anteile von behandelbaren Waldflächen nach Abzug von NSG- und FFH-Gebieten bezogen auf die Gesamtwaldkulisse eines Bundeslandes.

Bundesland	NSG	FFH	Gesamt
Sachsen-Anhalt	- 0,3 %	- 1,8 %	- 2,1 %
Brandenburg	- 4,3 %	- 1,5 %	- 5,8 %
Sachsen	- 2,0 %	- 2,4 %	- 4,4 %

Tabelle 20: Verringerung der Anteile von behandelbaren Waldflächen nach Abzug von NSG- und FFH-Gebieten bei gesetzten Eichen-Kiefernwäldern (= 100 %) eines Bundeslandes.

Bundesland	NSG	FFH	Gesamt
Sachsen-Anhalt	- 2,7 %	- 6,8 %	- 9,5 %
Brandenburg	- 5,6 %	- 2,0 %	- 7,6 %
Sachsen	- 5,7 %	- 6,9 %	- 12,6 %

Die Verringerung der nicht zu behandelnden Flächenanteile durch das Verbot der Anwendung in NSGs sind insgesamt eher gering, und betreffen i.d.R. Kiefern-Forste. Die aus naturschutzfachlicher Sicht als wertvoller einzustufenden Eichenwälder werden durch diese Ausnahmen kaum betroffen, da sie i.d.R. durch die Abstandsaufgaben bereits ausreichend abgepuffert werden oder keine nennenswerten Anteile innerhalb von NSG und FFH-Gebieten aufweisen.

Weitaus problematischer könnten nach dieser Analyse für kleinere und isolierte Eichenwälder Behandlungen der Waldränder durch wirkstoffgleiche Präparate über das Biozidrecht sein. Das gilt ebenso für die Kombination von Behandlungen durch PSM in den Waldinnenflächen und Bioziden an den Rändern. Der Erhalt von Refugialräumen für die Wiederbesiedlung wäre damit nicht sichergestellt.

Bei rein quantitativer Betrachtung stellen die Einschränkungen von Behandlungen mit PSM durch das Verbot des Einsatzes innerhalb von NSG und FFH-Gebieten keine deutliche Verbesserung dar.

5.4.4 Maximale Schadereignisse in Bezug zur Gesamtschadkulisse

Es dürfen maximal 5 % der Gesamtwaldfläche eines Bundeslandes mit PSM behandelt werden. Zu maximalen Schadereignissen lagen uns keine detaillierten Informationen aus den Bundesländern vor, so dass Maximalzahlen der letzten 15 Jahre aus der Literatur zugrunde gelegt wurden. Eine Trennung der Anwendungen nach Biozid-, Ordnungs- bzw. PSM-Recht war aufgrund der Quellen nicht immer möglich. Die Zahlen entsprechen somit Maximalwerten.

5.4.4.1 Sachsen

Die Eichenwälder und Kiefernforsten haben mit 35,1 % deutlich geringere Flächenanteile als in Brandenburg und Sachsen-Anhalt. Schadereignisse sind bezogen auf die Gesamtwaldfläche sehr kleinräumig und regional, so dass nur ausnahmsweise im Landeswald PSM eingesetzt werden. Die Anteile an Waldflächen mit PSM-Anwendung in einem Jahr liegen bei unter 1 % der Gesamtwaldfläche, in den meisten Jahren sogar bei unter 0,1 % der Gesamtwaldfläche.

5.4.4.2 Brandenburg

Für Brandenburg wurden folgende Maximalangaben zugrunde gelegt.

Die Befallsflächen durch *Dendrolimus pini* waren in den Jahren 1993 bis 1998 im Mittel etwa 44.000 ha groß (Möller et al. 2007). Für das Jahr 2004 werden als maximale Insektizidapplikationsfläche (*Lymantria monacha*) 42.630 ha angegeben (Möller et al. 2007). Diese maximale Insektizidapplikationsfläche beträgt 3,82 % an der Gesamtwaldfläche.

5.4.4.3 Sachsen-Anhalt

In Sachsen-Anhalt umfasste die maximale Insektizidapplikationsfläche (*Dendrolimus pini*) 18.600 ha (Möller et al. 2007). Das sind 3,98 % an der Gesamtwaldfläche.

5.4.4.4 Fazit

Maximale Fraßereignisse mit erfolgter Insektizidapplikation lagen in den letzten 15 Jahren deutlich unter 5 % und stets unter 4 % der Gesamtwaldflächen eines Bundeslandes.

6 Überprüfung von bestehenden Managementauflagen des UBA und Erstellung von Managementoptionen

6.1 Vorbemerkungen

Die Literaturrecherche belegt, dass es durch den Einsatz von Insektiziden mit Luftfahrzeugen (Hubschraubern) in Wäldern zu direkten und indirekten Auswirkungen auf die Biodiversität kommen kann.

Das Risiko negativer Auswirkungen auf Nichtzielorganismen kann also nicht ausgeschlossen werden. Die Minimierung solcher Auswirkungen und insbesondere das Verhindern irreversibler Schäden sind die Ziele der Vergabe von Anwendungsbestimmungen für den beim Einsatz von Pflanzenschutzmitteln.

Problematisch erweist sich die Formulierung von allgemeingültigen Maßnahmen und daraus resultierenden Auflagen und somit die Entwicklung eines regulatorisch umsetzbaren Gesamtkonzeptes.

6.2 Bewertung der bestehenden Auflagen

6.2.1 Refugialraumauflage

„Anwendung des Pflanzenschutzmittels innerhalb einer zusammenhängenden Waldfläche darf nur auf höchstens der Hälfte dieser Fläche erfolgen“.

Als zusammenhängend gelten Waldflächen wenn sie nicht mehr als 100 m voneinander getrennt sind. Diese Ableitung basiert auf ATKIS-Daten.

Begründung

Als Begründung wird die Ermöglichung einer kurzfristigen Wiederbesiedlung der Flächen genannt. Distanzen von 100 m sind selbst für wenig mobile sowie ausbreitungsschwache Arten i.d.R. überbrückbar. Die durch den Einsatz von PSM betroffenen Nichtzielorganismen bewohnen i.d.R. die Kronen der zu behandelnden Bestände und sind flugfähig.

Kritik

- Da für die Auswahl der Flächen die Bekämpfungsnotwendigkeit auf der Erwartung „bestandesbedrohender“ Waldschäden herangezogen werden, besteht die Gefahr des Absterbens der unbehandelten Fläche. Rechtlich ist eine Auswahl der 50 % Flächen daher kaum zu rechtfertigen.
- Für einige Artengruppen könnte die Wiederbesiedlung von mehr als 100 m entfernten Beständen oder isolierten kleinen Wäldern unter Umständen problematisch sein.
- Die Auflage berücksichtigt weder die in den zusammenhängenden Waldgebieten vorhandene Vielfalt an Baumarten und Strukturen, noch die Gesamtgröße der Fläche.
- Somit können einerseits Kleinflächen, andererseits mehrere tausend Hektar betroffen sein.
- Ebenso wenig in Betracht gezogen wird die Lage der mit PSM zu behandelnden Fläche innerhalb der zusammenhängenden Waldfläche.
- Gleiches gilt für die Eigentümerstruktur. Eine Umlegung auf jeden Eigentümer ist schlecht praktikierbar, ebenso wenig ist die Bevorzugung oder Benachteiligung einzelner Eigentümer rechtlich sicher umzusetzen.
- Einige Landeswaldgesetze (z.B. Sachsen) verpflichten Waldbesitzer zur Bekämpfung.

Wertung

- Ein Teil der Kritik aus der Praxis entstand in der Vergangenheit dadurch, dass die Auflage missverstanden wird. Denn nicht 50 % der befallenen Waldfläche (= Behandlungsfläche, mit Prognose bestandesbedrohende Fraßschäden), sondern 50 % der gesamten zusammenhängenden Waldkulisse, inkl. 100 m entfernter Wälder und Feldgehölze sind gemeint.
- Der nicht zu behandelnde Teil ist bei den im vorliegenden Ansatz geprüften Wäldern in der Regel ausreichend, um als Ausgangspunkt der Wiederbesiedlung zu fungieren. Dennoch lässt sich ein präziser Flächenbedarf für einen ausreichenden Refugialraum auf der Basis eines konkreten Gebietsanteiles (50 %) nicht herleiten (vgl. Kapitel 5).
- In den analysierten Bundesländern befinden sich die regelmäßig von Schadereignissen betroffenen Flächen in Gebietskulissen, die a priori sehr großflächig sind (z.B. Lieberoser Heide). Hier handelt es sich überwiegend um Kiefernforste. Die 50 % Regelung wird normalerweise sehr deutlich unterschritten.
- Problematischer ist die Situation kleinerer, isolierter Wälder oder Feldgehölze. Diese werden sehr häufig durch Eichen dominiert. Da hier aufgrund der Abstandauflagen der Einsatz von Pflanzenschutzmitteln in der Regel problematisch ist und überdies als Schadorganismus in den letzten Jahren v.a. der Eichenprozessionsspinner relevant war, würde eine Behandlung dieser Gebiete wahrscheinlich mit Bioziden und nicht mit Pflanzenschutzmitteln erfolgen. Die übrigen Eichenwälder sind großflächig in Kiefernbestände eingebunden, so dass hier – aus den o.g. Gründen – die 50 % Grenze nicht erreicht wird.
- Eine besondere Situation ist in Sachsen-Anhalt für das NSG Hakel als großflächiges isoliertes Waldgebiet gegeben. Hier könnte eine flächige Behandlung des Waldes mit Pflanzenschutzmitteln tatsächlich zu stärkeren Verzögerungen der Wiederbesiedlung führen, oder gar die Wiederbesiedlung durch ausbreitungsschwache Arten verhindern.
- Die Auflage lässt sich jedoch regulatorisch begründen, da Refugialräume für die Wiederbesiedlung für Nichtzielorganismen essentiell sind.
- Je isolierter ein zu behandelnder Wald von anderen als Refugialraum dienbaren Wäldern (ähnlich in Art und Qualität) ist, desto strenger sollten entsprechende Auflagen geprüft und umso größer sollten geeignete Refugialräume festgelegt sein.
- Es wird vorgeschlagen, den bestehenden quantitativen (paritätischen) Ansatz durch einen qualitativen zu ersetzen. Dieser qualitative Ansatz könnte mit dem Verbot verbunden sein, kleine und isolierte Waldgebiete in einem Kalenderjahr nicht gleichzeitig über das Schutzgut Pflanze (Pflanzenschutzmittelrecht), und das Schutzgut Gesundheit (Biozide) zu behandeln, um einen ausreichenden Refugialraum zu gewährleisten.

Es sollte sichergestellt werden, dass bei einer Behandlung einer zusammenhängenden Waldkulisse (inklusive 100 m entfernte Teilflächen) nach dem Pflanzenschutzmittelgesetz, eine gleichzeitige Behandlung der durch Abstandsauflagen aus der Zulassung des Mittels nach Pflanzenschutzrecht nicht zu bekämpfenden Waldränder (die in diesem Fall die Refugialräume darstellen) nach dem Biozidrecht verboten ist.

Eine komplementäre Behandlung nach Biozid- und Pflanzenschutzrecht im Folgejahr sollte ebenfalls verboten werden, um eine Wiederbesiedlung durch die Folgegeneration aus der Refugialfläche sicherstellen zu können.

In begründeten Einzelfällen könnte von diesem Verbot abgewichen werden, wenn innerhalb von 5 km (Aktionsraum von Arten mittlerer Mobilität) eine ausreichend große und naturschutzfachlich mindestens gleichwertige Teilfläche einer zusammenhängenden Waldkulisse (inklusive 100 m

entfernte Teilflächen) unbehandelt bleibt. Dieser Ansatz hat nach Abwägung aller Möglichkeiten und in Abstimmung mit den Waldbesitzern zu erfolgen und soll nach dem Paritätsprinzip erfolgen.

6.2.2 „Keine Anwendung in Naturschutzgebieten“

Naturschutzgebiete stellen in der Regel über die formulierten Schutzziele hinaus Hotspots der Biodiversität dar, und verfügen über ein überdurchschnittliches Arteninventar sowie einen überdurchschnittlichen Anteil von geschützten Arten. Die bis 2014 geltende Anwendungsbestimmung beinhaltete ein grundsätzliches Anwendungsverbot von Pflanzenschutzmitteln gegen Schaderreger im Forst innerhalb der NSG. Ausnahmen für die Anwendung von Pflanzenschutzmitteln konnten nur auf Antrag beim Bundesamt für Verbraucherschutz und Lebensmittelsicherheit (BVL) als Notfallzulassung beantragt werden. Seit dem 25. Februar 2015 erteilen auf Grund eingeführter Öffnungsklauseln in die Anwendungsbestimmungen für die aktuell zugelassenen Pflanzenschutzmittel die Bundesländer die Genehmigung solcher Anwendungen. Eine Anwendung in Naturschutzgebieten darf nur nach einer naturschutzfachlichen Prüfung erfolgen.

Kritik

- Die Entscheidung, ab welcher Schutzgebietskategorie ein erhebliches Risiko für die Biodiversität und Ökosysteme bestehen könnte, kann nicht aus den Kategorien selbst, sondern höchstens am konkreten Einzelfall eines Gebietes abgeleitet werden.
- Insekten sind selten Hauptgrund für die Ausweisung von NSG. Die Kenntnis der vorkommenden Arten und deren spezifischer Ökologie kann bei den zuständigen Naturschutzbehörden nicht vorausgesetzt werden. Ohne diese Kenntnisse ist eine ausgewogene Entscheidung zum Einsatz von PSM jedoch nicht möglich.
- Bei einer ausschließlichen Prüfung der Schutzziele auf deren Vereinbarkeit mit dem PSM-Einsatz wird die Biodiversität insbesondere der Insektenzönosen als auch die Bedeutung als Nahrungsgebiet für Fledermäuse regelmäßig nicht oder unterbewertet.
- Gerade bei älteren NSG-VO spielen die Vorkommen seltener Arten eine untergeordnete Rolle. Vorkommen und Erhalt spezieller Arten werden in den Schutzziele häufig nicht explizit erwähnt, oder beschränken sich auf besonders markante Arten (z.B. Großvögel).
- Die für die naturschutzfachliche Prüfung zuständigen Behörden sind möglicherweise personell und/oder fachlich nicht in der Lage, die komplexen Zusammenhänge korrekt zu bewerten.
- Nicht mit PSM behandelte Flächen können durch die Ausbreitung der Schadorganismen eine Gefahr für außerhalb des NSG liegende Flächen sein. Dies kann mit haftungsrechtlichen Fragen verbunden sein.
- Eine ausreichende Wertung der Beeinträchtigung der Schutzziele durch die PSM-Anwendungen oder deren Unterlassung ist i.d.R. nicht möglich.

Wertung

- Da NSG fast immer ausgewiesen werden, um Schutzgüter der Biodiversität zu bewahren, sollten sie auch einer besonders hohen Protektivität unterliegen.
- Es sind durchaus Fälle vorstellbar, in denen mit dem PSM-Einsatz Schutzziele umgesetzt werden. Dies betrifft möglicherweise den Erhalt von Strukturen und Strukturelementen. Eine umfassende Kenntnis des konkreten Arteninventars, der Populationsgrößen und des funktionalen Wirkungsgefüges ist allerdings für eine ausgewogene Bewertung Voraussetzung.
- NSG und FFH-Gebiete befinden sich meist im großräumigen Waldverbund. Ausnahmen sind beispielsweise Eichen dominierte Wälder in der Kulturlandschaft. Die

Wiederbesiedlungswahrscheinlichkeit ist mittel bis hoch (Matrix durchlässig, Grad der Betroffenheit, Flugfähigkeit).

- Die rein quantitative Analyse zeigt keine deutliche Verbesserung durch das Verbot des Einsatzes auf allen NSG-Flächen. Aufgrund der per-se den NSG zugeschriebenen naturschutzfachlichen Wertigkeit sollte diese Auflage besser durch einen qualitativen Ansatz ersetzt werden. **Aus den oben genannten Gründen sollte allerdings an der Auflage weiterhin festgehalten werden.**
- Geprüft werden sollte die Kopplung an besonders sensible Artengruppen (Kapitel 1.4). Diese sollte sich spezifischer an einer für Eichenwälder und Kiefernforste besonders geeigneten Artengruppe ableiten, und sich ggf. auch auf andere Schutzgebietskategorien (und ggf. auch auf Wirtschaftswälder) übertragen lassen.
- Qualitative naturschutzfachliche Aspekte sollten viel stärker berücksichtigt werden. Dies könnten ausgewählte Arthropodenarten sein (Arten der Säume finden sich i.d.R. auch in den Kronen, diese sind Hotspots der Diversität). Hierbei ist zu beachten, dass Fledermäuse wahrscheinlich ungleich stärker von indirekten Effekten betroffen sind als Vögel und daher auch in Zusammenhang mit ihrer Bedeutung als Zielarten (Anhang II, IV FFH-RL) eine sehr gute Eignung als Indikatoren aufweisen.

6.2.3 Abstand zu Rändern und Oberflächengewässern (25m bzw. 100m)

Kritik

- Es besteht die Möglichkeit der Umgehung der Abstandsregelungen vom Waldrand durch Anwendung des Biozid- und/oder Ordnungsrechts.

Wertung

- Die Auflagen haben sich in der Praxis bewährt und sind allgemein anerkannt, bzw. waren sie Teil der Zulassung der Wirkstoffe als PSM.
- Eine gleichzeitige (komplementäre) Anwendung nach Biozidrecht (Behandlung des Waldrandes) und Pflanzenschutzrecht (Behandlung der Waldfläche) innerhalb der Bestände und innerhalb eines Jahres sollte unterbunden werden, um einen Refugialraum für die Wiederbesiedlung zu erhalten.
- Die Auflage sollte weiterhin bestehen bleiben. Die Auflage sollte Allgemeingültigkeit für alle in Wäldern mit dem Hubschrauber ausgebrachte Pestizide (PSM und Biozide) haben.

6.2.4 Anwendungshäufigkeit

Karate Forst flüssig (auf derselben Fläche maximal 3 Anwendungen in 10 Jahren),

Dipel ES (auf derselben Fläche max. 5 Anwendungen in 10 Jahren).

Wertung

- Eine Bewertung kann nicht erfolgen, da keine Kenntnisse über den wiederholten Einsatz und dessen Auswirkungen auf Nichtzielorganismen vorliegen.
- Die Anzahl der zulässigen Wiederholungen scheint sehr hoch und entspricht nicht der fachlichen Praxis.
- Bei derart häufigen Wiederholungen ist von einer nachhaltigen Störung der Biozönosen auszugehen.
- Es sollte geprüft werden, ob die Auflage verschärft und die Anzahl der Anwendungen im Jahrzehnt (Karate 2x, Dipel ES 3x) reduziert werden kann.

6.2.5 Maximal 5 % der Gesamtwaldfläche eines Bundeslandes darf behandelt werden

In der Vergangenheit ist es nur ausnahmsweise zu Schadereignissen gekommen, bei denen mehr als 5 % der Fläche eines Bundeslandes betroffen war (vgl. Kapitel 5.4.4). Als bislang maximale Fläche wurden in den Jahren 1983/84 im nordostdeutschen Tiefland 660.000 ha Kiefernwald mit PSM behandelt.

Kritik

- Die Baumartenausstattung der Bundesländer ist unterschiedlich. Während in Brandenburg beispielsweise Kiefern dominieren, trifft dies in Sachsen und Sachsen-Anhalt nur auf den nord- bzw. nordöstlichen Landesteil zu. In den Mittelgebirgen kommen vorwiegend Fichten und teilweise Buchen vor. Dadurch entsteht eine Unausgewogenheit zwischen den Bundesländern.
- Großflächige Biozidanwendungen können die Auflage konterkarieren. Dies wird äußerst kritisch gesehen, da die Auswirkungen auf die Biodiversität bei identischen Wirkstoffen ähnlich sind.

Wertung

- Eine Konkretisierung der Anwendungsbestimmung ausschließlich für Kiefernforste und/oder Eichen-Kiefernwäldern führt zu höheren Flächenanteilen und müsste für Mischbestände genau definiert werden. Ein sehr starker Eingriff in die Betriebsabläufe ist zu vermuten.
- Im Normalfall werden die 5 % der Gesamtwaldfläche eines Bundeslandes selbst bei den uns aus der Literatur bekannt gewordenen maximalen Schadereignissen der letzten 15 Jahre deutlich unterschritten (vgl. Kapitel 1.2.4). In Extremjahren wurden in Sachsen-Anhalt und Brandenburg fast 4% der Gesamtwaldfläche behandelt. Bei großflächigen Gradationen, wie in den 1980er Jahren, kann es zum Überschreiten des Grenzwertes kommen.
- Die Auflage sollte weiterhin bestehen bleiben. Zum einen wurde sie im Rahmen des Zulassungsverfahrens formuliert. Zum anderen wird sie in der Praxis nicht grundsätzlich in Frage gestellt, da sie in den letzten 15 Jahren nach den vorliegenden Zahlen stets deutlich unterschritten wurde.
- Selbst eine Verschärfung der Obergrenze auf 4 % der Gesamtwaldfläche würde in der Praxis wahrscheinlich gut akzeptiert werden, da sie in Normaljahren und den allermeisten Bundesländern stets deutlich unterschritten wird.
- Als problematisch wird die gleichzeitige Anwendung von Pestiziden mit dem gleichen Wirkstoff als PSM und Biozidpräparat angesehen. Deshalb sollte diese Auflage auf die Pestizidanwendung im Wald per se erweitert werden (Summe aus PSM-Anwendung und Biozidanwendung). Geprüft werden sollte bei einem erneuten Zulassungsverfahren nicht nur die Reduzierung auf 4 % der Gesamtwaldfläche eines Bundeslandes, sondern auch die Absenkung auf 3 % der Gesamtwaldfläche eines Bundeslandes (Summe aus PSM-Anwendung und Biozidanwendung) um Unsicherheiten einzukalkulieren und eine ausreichende Protektivität zu garantieren.

6.2.6 Vorschriften (Hubschrauber mit angebaute Sprühanlage)

Kritik

- Es besteht die Gefahr des Ausschlusses von Wettbewerb. Nur wenige Anbieter, die bereit und in der Lage sind diese Einrichtungen vorzuhalten, sind gegenwärtig auf dem Markt verfügbar. Dies kann zu höheren Kosten sowie Engpässen bei der zeitlich begrenzten Ausbringung führen.

Wertung

- Die Auflagen haben sich in der Praxis bewährt und sind allgemein anerkannt.
- Die Auflage sollte weiterhin bestehen bleiben.

6.3 Mögliche weitere Managementoptionen

Im Rahmen der Studie wurde ausgehend von der Literaturrecherche nach Möglichkeiten gesucht, die negativen Auswirkungen der PSM-Behandlung auf die Biodiversität zu reduzieren. Diese theoretisch hergeleiteten Maßnahmen sollten als Prüfauftrag auf ihre Praktikabilität sowie mögliche ökonomische Auswirkungen untersucht werden.

Darüber hinaus wurde geprüft, ob die Maßnahmen verallgemeinert werden können und eine Messbarkeit gegeben ist. Die Ergebnisse sollten in ein regulatorisch umsetzbares Gesamtkonzept Eingang finden.

Im Folgenden werden Maßnahmen zusammengestellt, die aus Sicht der Auftragnehmer zur Minimierung von Einflüssen auf Nichtzielorganismen beitragen können. Ergänzt werden sie durch theoretisch hergeleitete und die jeweiligen Wirkmechanismen beachtende Maßnahmen. Die Bewertung erfolgt in Hinblick auf die Praktikabilität und mögliche ökonomische Auswirkungen. Zu beachten ist, dass einige Maßnahmen möglicherweise nicht für alle Anwendungen geeignet sind.

Die Bewertung der ökonomischen Bilanz ist nur aus Erfahrungswerten abzuleiten und unterstellt die ausschließlich wirtschaftliche Ausrichtung der Waldeigentümer. Davon kann nicht regelmäßig ausgegangen werden. Die Gründe für Waldbesitz sind vielfältig. Diese Gründe ökonomisch zu bewerten, ist ohne eine fundierte Datensammlung zu den Verfahrenskosten und somit lediglich auf Literatúrauswertungen basierend nicht möglich. Selbst einer ausschließlich wirtschaftlichen Bewertung sind enge Grenzen gesetzt. Insbesondere Holzpreise sind der jeweiligen Holzmarktsituation geschuldet und weisen eine hohe Schwankung auf. Arbeitskapazitäten bei der Aufarbeitung des Holzes sind ebenfalls an zeitliche und örtliche Komponenten gebunden. Eine präzise Prognose der monetären Auswirkungen der PSM-Behandlung oder deren Unterlassen ist derzeit in diesem Rahmen nicht möglich. Dies trifft ebenso auf eine mögliche Änderung der Anwendungsbestimmungen zu. Grundsätzlich ist davon auszugehen, dass durch Gradationen von Schadinsekten erhebliche finanzielle Einbußen zu erwarten sind und durch den Einsatz von PSM diese gemindert bzw. vermieden werden. Dabei ist bei gegenwärtigen Verhältnissen der finanzielle Aufwand für die Bekämpfung (i.d.R. unter 200 €/ha) meist bereits durch die Sicherung des Zuwachses an Holzmenge eines Jahres abgedeckt. Für die Bewertung wurde nur ein gegenüber der bisherigen Anwendung zu erwartender Mehr- oder Minderaufwand herangezogen.

6.3.1 Flächenbezogene Maßnahmen

6.3.1.1 PSM-Einsatz nicht in SPA Gebieten

Begründung

• Der Schutz der Insektenzönosen der Wälder (inkl. Strauchschicht, Bodenvegetation und Boden) als auch der angrenzenden Biotope dient insbesondere als Nahrungsgrundlage der Zielarten. Insekten sind eine wesentliche Nahrungsgrundlage insbesondere der waldbesiedelnden Avifauna. Abhängig von den im jeweiligen Schutzgebiet vorkommenden Arten ist von beträchtlichen Auswirkungen auf das Schutzziel auszugehen.

Praktikabilität

• Eine Differenzierung nach den Vogel-Kennarten ist notwendig, Eine besonders Betroffenheit kann für Wald- und Waldrandarten angenommen werden. Beurteilt werden muss im Falle von Insekten-Gradationen auch die Beeinträchtigung der Schutzziele durch den möglichen Ausfall einzelner Baumarten oder der Verlust wichtiger Strukturelemente beim Ausschluss des PSM-Einsatzes. Durch das Absterben von Bäumen, Bestandesteilen oder Beständen kann es zu nachteiligen Veränderungen essentieller Strukturparameter einzelner Vogel-Kennarten kommen. Möglicherweise entstehen dadurch Zielkonflikte mit dem Artenschutz.

Umsetzbarkeit

• Eine umfassende Bewertung dürfte an dem kurzen Zeitraum scheitern, der den Naturschutzbehörden für die Prüfung und Bewertung vor dem geplanten Einsatztermin zur Verfügung steht. Die Nutzung von Daten aus Datenbanken ist auf Grund fehlender Aktualität ggf. nur eingeschränkt möglich.

Ökonomie/Ökologie

• Bestandesschäden (Zuwachsverluste, Ausfall von Bestandesteilen) sowie erhöhte Folgekosten können im Falle des Unterbleibens einer vorgesehenen PSM-Behandlung beträchtlich sein. Eine Abwägung der Risiken für die Avifauna durch zeitweisen Nahrungsmangel und Strukturänderungen ist ökonomisch nicht möglich.

6.3.1.2 PSM-Einsatz nicht in FFH-Lebensraumtypen

Begründung

• Bei FFH-Lebensraumtypen ist von einem überdurchschnittlichen Arteninventar auszugehen. Das Verbot würde dem Schutz der Insektenzönosen sowohl der Wälder (inkl. Strauchschicht, Bodenvegetation und Böden) als auch der angrenzenden Biotope dienen.

Praktikabilität

• Möglicherweise kann es zu einer Gefährdung des Lebensraumtypes (Struktur/Baumarten) kommen, wenn eine Behandlung mit PSM nicht erfolgt.

Umsetzbarkeit

• Durch Absterben von Bäumen, Bestandesteilen oder Beständen kann es zu nachteiligen Strukturveränderungen bis zum Wegfall des Status als Lebensraumtyp kommen.

Ökonomie/Ökologie

Das Unterlassen der PSM-Anwendung hat ggf. erhebliche negative ökonomische Auswirkungen (Zuwachsverluste, Ausfall von Bestandesteilen). Als Folge kann es zu einem weiteren hohen Aufwand zur Wiederherstellung der Lebensraumtypen und Einhaltung des Erhaltungszustandes (Verschlechterungsverbot) kommen.

6.3.1.3 Abstand von 100 m zu anders strukturierten Beständen

Begründung

- Innerhalb von Bekämpfungsgebieten befinden sich möglicherweise Flächen, die der zu behandelnden Fläche zugeschlagen werden, obwohl die Struktur dieser Bestände deutlich abweicht und auf denen von einer geringeren Bedrohung durch die Schaderreger ausgegangen werden kann. Der Schutz solcher Flächen dient dem Schutz der Insektenzönosen und der Ausbreitung bzw. der Wiederbesiedlung der Arten nach dem PSM-Einsatz.

Praktikabilität

- Praktikabel, da über GIS selektierbar. Möglicherweise entstehen für die Bekämpfung kaum geeignete Geometrien insbesondere bei linienförmigen Habitaten. Einige der schädigenden Arten bevorzugen solche Randstrukturen und können nicht ausreichend reduziert werden.

Umsetzbarkeit

- Naturnahe und Mischbestände sind ggf. schwer selektierbar. Die Definition der Strukturen muss präzise und nachvollziehbar sein. Eventuell sollte ein Bezug auf naturschutzfachlich wichtige Strukturen hergestellt werden.

Ökonomie/Ökologie

- Erhöhter Aufwand durch Vorbereitung des Einsatzes und dem Befliegen von kleineren Teilflächen.

6.3.1.4 Bei PSM Behandlung baumartenspezifischer Arten keine Mischbestände mit Mischungsanteil > 30 % behandeln

Begründung

- Ein Teil des Bestandes ist durch die jeweiligen Schaderreger nicht gefährdet und kann daher nicht Ziel der Behandlung sein. Die Maßnahme dient dem Schutz der Insektenzönosen der Mischbaumarten auch im Hinblick auf den Hauptbestand (z.B. Prädatoren). Bei monophagen Schaderregern ist nicht der Totalausfall des Bestandes anzunehmen. Die Restbestockung (inkl. Mischbaumart) könnte als Initial für die folgende Waldgeneration dienen.

Praktikabilität

- Die Maßnahme setzt präzise Unterlagen der Waldbesitzer/Forstverwaltung voraus. Sie steht möglicherweise im Gegensatz zu den Bestandeszieltypen für die jeweilige Fläche und muß im Einzelfall mit den gegebenen waldbaulichen Möglichkeiten abgeglichen werden. Es könnte zu einer Entmischung und in Folge zu Reinbeständen kommen. Dies steht gegebenenfalls im Widerspruch zur Zielsetzung des Waldbesitzers.

Umsetzbarkeit

- Die Maßnahme führt ggf. beim Absterben der befallenen Baumart zu einer Entmischung des Bestandes und größeren Kahlflächen. Es wäre zu prüfen, inwieweit ein trupp-, gruppen- oder horstweises Absterben tolerierbar ist („bestandesbedrohende Schäden“).

Gerade in Beständen mit praktiziertem Waldumbau kann nicht davon ausgegangen werden, dass der Unterbau übernahmewürdig ist bzw. Voranbauten bereits die Funktion des Hauptbestandes übernehmen können.

Ökonomie/Ökologie

Bei Übernahme des Voranbaus nach Kahlfraß und/oder Ausfall von Bestandesteilen/Beständen sind die Kosten begrenzt. Dennoch können die Zuwachs- und Bestandesverluste erheblich sein. Es muss mit einem erheblich höheren Aufwand bei der Nutzung des Oberbestandes (Schonung des Voranbaus) gerechnet werden. Die Auswirkungen müssen im Einzelfall geprüft werden.

6.3.1.5 Einschränkung des PSM-Einsatzes in Beständen mit Unter- /oder Voranbau standortgerechter einheimischer Baumarten

Begründung

• Wenn insbesondere Voranbauten bereits die Freistellung und den Ausfall des Oberstandes zulassen, ist eine generelle Bestandesgefährdung ggf. nicht mehr gegeben. Die Maßnahme dient dem Schutz der Insektenzönosen der Mischbaumarten auch im Hinblick auf den Hauptbestand (z.B. Prädatoren). Die Notwendigkeit der Bekämpfung ist durch den bereits bestehenden Folgebestand in Frage gestellt.

Praktikabilität

• Die Prüfung der waldbaulichen Risiken und Möglichkeiten ist im Einzelfall notwendig und setzt das Vorhandensein entsprechender Unterlagen voraus (ggf. bei Genehmigung Luftfahrzeugeinsatz abfordern).

Umsetzbarkeit

• Diese Prüfung ist mit einem hohen Aufwand verbunden. Die Zielsetzung des Waldbesitzers auf der zu prüfenden Fläche kann sehr unterschiedlich sein und muß nicht in Übereinstimmung mit den waldbaulichen Zielsetzungen auf Landes- oder Bundesebene stehen.

Ökonomie/Ökologie

• Bei Ausfall des Oberstandes besteht unter Umständen ein sehr hohes Risiko für die Investition in den Voranbau/Unterbau. Bei Ausfall des Hauptbestandes entstehen Unsicherheiten bei der Übernahmewürdigkeit des Folgebestandes.

6.3.1.6 Keine Behandlung von Beständen >60 Jahre die nicht dem Bestandeszieltyp entsprechen und weder einen Unterbau noch einen Voranbau haben

Begründung

• Motivation zur Forcierung des Waldumbaus hin zu standortgerechten Baumarten insbesondere in großflächigen, gleichaltrigen Reinbeständen.

Praktikabilität

• Betroffen wären ggf. größere zusammenhängende Flächen. Dadurch ist von einem sehr hohen personellen und finanziellen Aufwand in kurzen Zeiträumen auszugehen, der die Leistungsfähigkeit der Waldbesitzer i.d.R. übersteigt.

Umsetzbarkeit

• Waldumbau bedeutet einen sehr hohen Investitionsaufwand und ist großflächig kaum umsetzbar. In der Folge könnten wieder großflächig gleichaltrige Bestände entstehen.

Ökonomie/Ökologie

• Die Zuwachsverluste und der Verlust durch Ausfall von Bestandesteilen können erheblich sein. Die Folgekosten auf ggf. großer Fläche (Aufforstung) in kurzer Zeit (i.d.R. 3 Jahre) sind sehr hoch.

6.3.1.7 In Beständen mit Maschinenwegen fliegen nur längs der Gassenrichtung unter Auslassen derselben zur Schonung der Bodenfauna

Begründung

• Schutz der in der Bodenvegetation lebenden Arten auf den Rückegassen und Ausschluss von Flächen, auf denen keine Bäume stehen. Da die Gassen schematisch angelegt sind, ist eine Umsetzung technisch wahrscheinlich möglich. In der Regel werden die Gassen schematisch in Abständen von 20

m angelegt, die Gassenbreite beträgt 2 m. Immerhin würden fast 10 % Fläche theoretisch ausgespart werden.

Praktikabilität

- Vermutlich eher unpraktikabel, da selbst bei schematischer Anlage von Rückegassen Abweichungen der Gassenabstände vorhanden sind. Es wäre das Anpassen der Arbeitsflugbreite an den Rückegassenabstand notwendig. Durch Abtrift könnte PSM dennoch auf die Rückegasse gelangen.

Umsetzbarkeit

- Wäre nur in schematisch erschlossenen Beständen denkbar. Eine Anpassung der Arbeitsflugbreite an den Zwischenbestand wäre notwendig. Dies setzt entsprechende Unterlagen voraus (ggf. bei Genehmigung Luftfahrzeugeinsatz abfordern).

Ökonomie/Ökologie

Höherer Aufwand durch Notwendigkeit der Anpassung der Technologie. Erhöhter Aufwand bei Vorbereitung und Umsetzung.

6.3.1.8 Auslassen um kartierte Ameisenbauten

Begründung

- Die nach BArtSchVO geschützte Ameisenarten werden nicht bekämpft und sind gleichzeitig wichtige Prädatoren, die einen Kahlfraß durch Insekten im Umfeld der Ameisenbauten verhindern können („grüne Inseln“)

Praktikabilität

- Die zu kartierenden Ameisenarten müssen benannt sein. Weiterhin muss im Vorfeld des PSM-Einsatzes eine flächige Kartierung vorliegen oder erfolgen. Bei kurzfristigen Aktionen sind möglicherweise nicht ausreichend geschulte Kartierer verfügbar.
- Durch ungünstige Geometrien (mehr oder weniger kreisförmige Strukturen um die kartierten Ameisenbaue) kann es zu technologischen Problemen kommen (Arbeitsflüge in Streifen).

Umsetzbarkeit

Möglicherweise umsetzbar. Die Maßnahme setzt eine rechtzeitige Kartierung voraus (eventuell im Rahmen des Integrierten Pflanzenschutzes einforderbar).

Ökonomie/Ökologie

Es kommt zu einer Erhöhung des Aufwandes durch die notwendige Kartierung. Darüber hinaus ist durch die zusätzlichen kleinflächigen Ausschlussgebiete beim Luftfahrzeugeinsatz mit einem Mehraufwand zu rechnen.

6.3.1.9 Bekämpfung nur von Beständen mit standortgerechten Baumarten

Begründung

- Ausschluss des PSM-Einsatzes bei standortfremden Baumarten, bei denen im Rahmen des Waldumbaus künftig der Baumartenwechsel vorteilhaft wäre. Damit kann eine Konzentration auf standortgerechte Baumarten und Forcierung des Waldumbaus erfolgen.

Praktikabilität

- Gegenwärtig werden fast ausschließlich Eiche und Kiefer mit PSM per Hubschrauber behandelt, andere Baumarten sind kaum betroffen.

Umsetzbarkeit

- Die Umsetzung setzt entsprechende Planungsunterlagen (zum Beispiel Forsteinrichtung) voraus.

Ökonomie/Ökologie

- Es kann zu erhöhten Aufwendungen durch vorzeitige Nutzung und folgende Verjüngungsmaßnahmen kommen.

6.3.1.10 Bekämpfung nur auf Flächen, die entsprechend den Bestandeszieltypen bestockt sind

Begründung

- Forcierung eines ökologischen Waldumbaus.

Praktikabilität

- Setzt eine vollständige Forsteinrichtung oder entsprechende Planungsunterlagen voraus (gegenwärtig meist im Staatswald und ggf. in Kommunal- und größeren Privatwald vorhanden).

Umsetzbarkeit

- Kann zu großflächigem Ausfall der Bestockung führen und in Folge zu erheblichen Schwierigkeiten bei der folgenden Waldgeneration führen.

Ökonomie/Ökologie

- Erhebliche wirtschaftliche Einbußen durch vorzeitige Nutzung. Erhebliche Aufwendungen für die Etablierung der folgenden Waldgeneration.

6.3.1.11 Raster von Flächen in großflächigen Bekämpfungsgebieten auslassen

Begründung

- Schaffung eines Netzes von Flächen für die Rückbesiedlung nach PSM-Einsatz (z.B. je 10 ha eine Fläche 50 x 50 m) als Rückzugsgebiete für die Ausbreitung von Nichtzielorganismen (Refugialräume).

Praktikabilität

- Ggf. eigentumsrechtliche Probleme (Auswahl der betroffenen Eigentümer).

Umsetzbarkeit

- Die ausgelassenen Flächen können möglicherweise als Ausgangspunkt für die Wiederausbreitung des Schadorganismus sein. In einigen Landeswaldgesetzen sind die Waldbesitzer verpflichtet, Schäden zu bekämpfen. Ggf. ist eine Anpassung an vorhandene Flächengeometrie notwendig. Die Umsetzung setzt möglicherweise Planungsvorlauf in den Schadgebieten voraus. Möglicherweise Nutzungsausfall in den nicht behandelten Flächen.

Ökonomie/Ökologie

- Erhöhter Aufwand bei der Planung und beim Luftfahrzeugeinsatz. Es kann zu erhöhten Aufwendungen durch vorzeitige Nutzung und folgende Verjüngungsmaßnahmen kommen.

6.3.1.12 Schutz von Saumbiotopen

Begründung

- Saumbiotope sind deutlich artenreicher als geschlossene Waldgebiete. Sie können als Ausgangspunkte für die Wiederbesiedlung durch Nichtzielorganismen dienen, da zahlreiche Arten der Saumbiotope die Oberkronen gleichermaßen besiedeln.

Praktikabilität

- Durch das Auslassen von Saumbiotopen wird das Bekämpfungsziel möglicherweise unzureichend erreicht, da dieser Bereich auch für die Schaderreger als Ausgangspunkt für die erneute Besiedlung genutzt wird und es zu Schäden kommen kann.

Umsetzbarkeit

- Die ausgelassenen Flächen können möglicherweise Ausgangspunkt für die Wiederausbreitung des Schadorganismus sein. Eine Umsetzung setzt genaue Planungsunterlagen voraus. Die Maßnahme könnte eventuell ein Instrument des integrierten Pflanzenschutzes sein. Sie wird allerdings bereits durch die bestehenden Abstandsauflagen teilweise abgedeckt (einzuhaltender Abstand zum Waldrand).

Ökonomie/Ökologie

- Es kann gegebenenfalls zu einem erhöhten Aufwand beim Luftfahrzeugeinsatz durch zahlreiche Ausschlussflächen kommen.

6.3.1.13 Abstand zu unbehandelten, gleichen Waldtypen < 500 m

Begründung

- Bei großflächigem PSM-Einsatz kann es auch bei Einhaltung der 50 %-Regelung als bestehende Auflage zu sehr großen Abständen zu nicht behandelten Flächen des gleichen Waldtypes kommen. Es wird angenommen dass 500 m für die meisten Arten auch kurzfristig überbrückt werden können und so die Möglichkeit der zügigen Wiederbesiedlung der behandelten Flächen durch Nichtzielorganismen aus den unbehandelten Flächen besteht.

Praktikabilität

- In großflächigen Kiefernwäldern möglicherweise nicht erreichbar, da Schadgebiete großflächiger sein können. Möglicherweise reichen die Abstandsauflagen in den meisten Fällen aus, um die Zielstellung der Wiederbesiedlung zu erreichen.

Umsetzbarkeit

- Entsprechende Waldtypen müssten eindeutig definiert werden (z.B. Bestandeszieltypen aus Forsteinrichtung, Wald- und Forstgesellschaften aus Botanik oder Forstwirtschaft). Insbesondere bei unterschiedlichen Eigentümern ist eine Umsetzung rechtlich problematisch. Bei Befall in den Rückzugsgebieten ist je nach Schädigungsgrad mit Zuwachsverlusten bis hin zum Totalschaden zu rechnen.

Ökonomie/Ökologie

- Es entsteht ein erhöhter Aufwand bei Vorbereitung und Umsetzung des Luftfahrzeugeinsatzes. Zuwachsverluste und Bestandesverluste können erheblich sein.

6.3.1.14 Vereinfachte Genehmigung bei anerkannten Saatgutbeständen, insbesondere seltener Baumarten (Saatgutbestände sind aktuell bereits in den Anwendungsbestimmungen berücksichtigt).

Begründung

- Sicherung der Verjüngung und des Waldumbaus. Ausreichende Bereitstellung von Saatgut.

Praktikabilität

- Unproblematisch, da die Flächen bekannt sind (anerkannte Saatgutbestände). Die Maßnahme steht möglicherweise in Konkurrenz zu anderen Zielen (z.B. in NSG, FFH...).

Umsetzbarkeit

- Ja, im Einzelfall jedoch Abstimmung notwendig.

Ökonomie/Ökologie

- Positiv, da vereinfachtes Verfahren und damit weniger Aufwand.

6.3.2 Technische Maßnahmen

6.3.2.1 Verfahrensvergleich (z.B. Luftfahrzeugeinsatz versus Bodentechnik)

Begründung

- Nachweis des am besten geeigneten Verfahren in Hinblick sowohl auf den Bekämpfungserfolg als auch auf andere Schutzgüter.

Praktikabilität

- Möglicherweise problematisch, da Bekämpfungsflächen bis zuletzt geändert werden können und die Bekämpfungsfläche eine wichtige Kostengröße darstellt.

Umsetzbarkeit

- Gegenwärtig gibt es keine im Wald einsetzbare Technik und Technologie für Bodentechnik. Eventuell Forderung bei der Genehmigung des Luftfahrzeugeinsatz.

Ökonomie/Ökologie

- Bodentechnik nicht überall einsetzbar und daher unpraktikabel. Durch den Einsatz von Bodentechnik vermutlich regelmäßig höherer finanzieller Aufwand.

6.3.2.2 Einsatz Mittel mit geringerem Wirkungsgrad

Begründung

- Gewährleisten einer ausreichenden Mindestpopulation der Nichtzielorganismen. Bereits bei den zugelassenen Mitteln bestehen Differenzen im Wirkungsgrad (Karate: 97 - 98 %, Dipel ES 70 - 97 %).

Praktikabilität

- Bei zu geringem Wirkungsgrad kann es dennoch zu erheblichen Schäden (ggf. Absterben der Bestände) kommen. Das Festlegen eines Wirkungsgrades ist kaum möglich (abhängig von Fraßverhalten, Witterung, Technologie, Bestandesstruktur usw.).
- Mittel mit geringem Wirkungsgrad sind kaum zulassungsfähig.

Umsetzbarkeit

- Schwierig, setzt weitreichende Forschung und Monitoring voraus.

Ökonomie/Ökologie

- Technisch kaum Auswirkungen. Möglicherweise erhöhter Nutzungsanfall, auch punktuelle Ausfälle und dadurch aufwendigere Nutzung.

6.3.2.3 Einschränkung des Ausbringungszeitraumes

Begründung

- Schutz von Nichtzielorganismen mit gegenüber den Schadorganismen veränderter Biologie. Es ist damit kein Datum gemeint. Sowohl für die Effizienz der Ausbringung, als auch für das Erreichen des Zieles (z.B. ausreichend benetzbare Blattmasse und ausreichend vorhandene Assimilationsfläche für die Regeneration) wäre z.B. eine Reduktion ausschließlich auf die Larvenstadien L1 und L2 sinnvoll. Damit verkürzt sich der Ausbringungszeitraum deutlich, da die weiteren Larvenstadien zunehmende Lebensdauer aufweisen.

Praktikabilität

- Ja, kann zur Reduzierung der Auswirkungen auf Nichtzielorganismen beitragen. Die wenigen gegenwärtig tätigen Firmen und die damit zur Verfügung stehenden Hubschrauber würden vermutlich die Kapazitätsgrenze erreichen.

Umsetzbarkeit

- Problematisch, da die Ausbringung an die Gegebenheiten in dem jeweiligen Jahr angepasst werden (Verschiebung von Entwicklungszeiten entsprechend der Witterung).

Ökonomie/Ökologie

- Kann zur Kostensteigerung durch Knappheit an Ressourcen (Luftfahrzeuge) führen.

6.3.2.4 Einsatz spezieller Düsen

Begründung

- Applikation des PSM ausschließlich auf das durch den Schadorganismus frequentierte Medium.

Praktikabilität

- Fraglich. Gegebenenfalls weitere Differenzierung nach Baumart und/oder Schaderreger.

Umsetzbarkeit

- Die technischen Systeme werden gegenwärtig als ausgereift angesehen und die umsetzung damit in Frage gestellt.

Ökonomie/Ökologie

- Möglicherweise erhöhter technologischer Aufwand, z.B. durch Änderungen der Aufwandmenge, Mischungsverhältnisse usw.

6.3.3 Administrative Maßnahmen

6.3.3.1 Nachweis des integrierten Pflanzenschutzes im Bekämpfungsgebiet

Begründung

- Die Maßnahme leitet sich aus den Regelungen des Pflanzenschutzgesetzes ab. Sie zielt nicht nur auf ein ausreichendes Monitoring ab, sondern beinhaltet ebenfalls Maßnahmen der Förderung von Schädlingsantagonisten (Prädatoren usw.).

Praktikabilität

- Die Prüfung im Rahmen der Genehmigung des Luftfahrzeugeinsatzes wäre möglich. Allerdings bedarf es nachvollziehbarer und prüfbarer Standards, ggf. in Abhängigkeit von Baumarten, Struktur usw.

Umsetzbarkeit

- Erhöhter Aufwand bereits im Vorfeld möglicher Behandlungen.

Ökonomie/Ökologie

- Erhöhte Kosten für die Prävention sowie durch Schäden infolge Nichtbehandlung mit PSM im Falle fehlender Genehmigung.

6.3.3.2 Nachweis des ausreichenden Monitorings auf Schaderreger und Nichtzielorganismen

Begründung

- Die Forderung ist abgeleitet aus dem Pflanzenschutzgesetz (Notwendigkeit des Integrierten Pflanzenschutzes). Mit PSM zu behandelnde Flächen sind teilweise innerhalb weniger Jahre mehrfach betroffen (Gradationszyklen). Nur durch ein ausreichendes Monitoring ist die präzise Auswahl von Behandlungsflächen erreichbar.

Praktikabilität

- Die Forderung setzt einheitliche Standards bei den Monitoringverfahren voraus. Ebenso muss definiert werden, mit welchen Methoden und in welchem Umfang ein Monitoring von Nichtzielorganismen erfolgen muss.

Umsetzbarkeit

- Prüfung im Rahmen der Genehmigung Luftfahrzeugeinsatzes. Das Monitoring ist besonders auf kleineren Waldflächen in Zusammenhang mit Nachbarflächen notwendig.

Ökonomie/Ökologie

- Erhöhter Aufwand bereits im Vorfeld möglicher Behandlungen.

6.3.3.3 Nachweis der Unbedenklichkeit gegenüber kartierten FFH-Arten

Begründung

- Gesetzlicher Schutz der FFH-Arten und ggf. notwendige Prüfung der Unbedenklichkeit von Maßnahmen.

Praktikabilität

- Die Umsetzung setzt eine flächige Kartierung voraus und die zu kartierenden Arten müssen benannt sein. Bei kurzfristigen Aktionen stehen möglicherweise nicht ausreichend geschulte Kartierer zur Verfügung. Möglicherweise erfolgt nur ein Abgleich mit vorhandenem Kenntnisstand (z.B. aus Datenbanken).

Umsetzbarkeit

- Die Prüfung im Rahmen der Genehmigung Luftfahrzeugeinsatzes ist möglich.

Ökonomie/Ökologie

- Erhöhter Aufwand bereits im Vorfeld der Behandlungen.

6.3.3.4 Notwendigkeit der Untersuchung geschützter Arten nach BArtSchVO

Begründung

- Gesetzlicher Schutz der Arten und daraus resultierende Verpflichtungen.

Praktikabilität

- Setzt eine flächige Kartierung voraus. In einem ersten Schritt wären vorhandene Datenbanken auszuwerten. Zu kartierende Arten müssen benannt sein. Bei kurzfristigen Aktionen möglicherweise nicht ausreichend geschulte Kartierer verfügbar.

Umsetzbarkeit

- Die Qualität der Gutachten ist für die Prüfung möglicherweise unzureichend und es bestehen Kenntnislücken bei bestimmten Artengruppen. Die Prüfung im Rahmen der Genehmigung des Luftfahrzeugeinsatzes ist möglich.

Ökonomie/Ökologie:

- Erhöhter Aufwand bereits im Vorfeld der Behandlungen.

6.3.3.5 Unabhängige Kontrollen in Bezug auf die Einhaltung naturschutzfachlicher Standards

Begründung

- Sicherung von Mindeststandards und Notwendigkeit der Evaluierung von Standards.

Praktikabilität

- Die Umsetzbarkeit ist teilweise Landesrecht.

Umsetzbarkeit

- Prüfung im Rahmen der Genehmigung Luftfahrzeugeinsatzes möglich, allerdings i.d.R. durch Landesbehörden.

Ökonomie/Ökologie

- Erhöhter Aufwand bereits im Vorfeld möglicher Behandlungen.

6.3.3.6 Abgabe von Kompetenzen an Forstverwaltung und/oder Kommune

Begründung

- Nutzen der Fachkompetenz der für den Waldschutz zuständigen Stellen der Länder bzw. anderer geeigneter Behörden.

Praktikabilität

- Schwierig, da die Kompetenzen in den Ländern an den Einrichtungen differenziert sind und in vielen Fällen von Einzelpersonen abhängen.

Umsetzbarkeit

- Die Änderung von Rechtsnormen wäre dazu ebenso wie die Änderung von Zuständigkeiten notwendig. Die Umsetzung scheint nicht wahrscheinlich.

Ökonomie/Ökologie

- Verlagerung der Kosten, ggf. Einsparungen durch höhere Effizienz.

6.3.3.7 Einheitlicher Rechtsrahmen für den Mitteleinsatz (nicht differenziert nach Pflanzenschutz, Biozidrecht, Ordnungsrecht)

Begründung

- Vereinheitlichung von Standards in Hinblick auf die Biodiversität. Pestizide mit den gleichen Wirkstoffen und Formulierungen haben, unabhängig ob es sich um Pflanzenschutzmittel oder Biozidpräparate handelt, ähnliche Auswirkungen auf Nichtzielorganismen.

Praktikabilität

- Zur Umsetzung wäre die Änderung von Rechtsnormen (auch EU-Recht) notwendig.

Ökonomie/Ökologie

- Möglicherweise Kostenreduktion durch Spezialisierung und Erhöhung der Effektivität.

6.4 Zusammenfassung

Es zeigte sich, dass Kiefern- (v.a. *Pinus sylvestris*) und Eichenbestände (*Quercus spec.*) in hohem Maße Lebensraum für Arten und einen hohen Wert für die Biodiversität allgemein darstellen. Wie oben dargestellt besitzen Eichenwälder einen besonders hohen Wert als Lebensraum, und für die Biodiversität. Sie sind die artenreichsten Lebensräume in Deutschland, und überdurchschnittlich reich an seltenen und naturschutzfachlich wertvollen Arten (Rote-Liste-Arten, geschützte Arten nach BArtschV, FFH-RL). Eichenbestände sind in ihrer Lebensraumfunktion naturschutzfachlich deutlich höherwertig einzustufen als Kiefernbestände. Das gilt sowohl für die Artenzahl per se, die Bedeutung als Lebensraum für streng und besonders geschützter, sowie FFH-Arten, als auch für die Vielfalt an Strukturen innerhalb eines Ökosystems.

Fledermäuse als besonders sensible Artengruppe, die in Deutschland ausnahmslos Arten des Anhangs II (+ IV bei den meisten) der FFH-Richtlinie enthält, sollten in einem viel stärkerem Maße als Schutzgut berücksichtigt werden. Besonders viele Fledermaus-Arten leben in und/oder nutzen Eichenwälder als Quartier- und Jagdgebiet.

Die bei der Anwendung von Pflanzenschutzmitteln in Wäldern und Forsten einzuhaltenden Anwendungsbestimmungen und Auflagen wurden in der Vergangenheit teilweise stark kritisiert. Die Kritik richtete sich vor allem gegen das Verbot des Einsatzes in Naturschutzgebieten, und der Begrenzung des Einsatzes auf 50 % einer zusammenhängenden Waldfläche. Die bestehenden Anwendungsbestimmungen und Auflagen sind in ihrer Gesamtheit nachvollziehbar und gut begründet. Durch die seit 2015 bestehenden Öffnungsklauseln für die 50 % Regelung und dem Verbot des Einsatzes in Naturschutzgebieten, wurden zwei der am stärksten kritisierten Auflagen flexibilisiert.

Die bestehenden Anwendungsbestimmungen und Auflagen, die für die zugelassenen Mittel gelten und weitere mögliche Maßnahmen und Managementoptionen wurden umfänglich bewertet und diskutiert.

Die derzeit für die zugelassenen Mittel geltenden Anwendungsbestimmungen und Auflagen, sind in ihrer Gesamtheit nachvollziehbar und gut begründet. Durch die seit 2015 bestehenden Öffnungsklauseln des BVL für die 50 % Regelung und dem Verbot des Einsatzes in Naturschutzgebieten, wurden zwei der am stärksten kritisierten Auflagen flexibilisiert.

Hervorgehoben werden sollen in diesem Zusammenhang zwei wesentliche vom UBA vergebene Anwendungsbestimmungen.

1) Die Refugialraum-Auflage: „Anwendung des Pflanzenschutzmittels innerhalb einer zusammenhängenden Waldfläche darf nur auf höchstens der Hälfte dieser Fläche erfolgen“.

Die Definition, dass „als zusammenhängende Waldfläche in Einzelfällen auch weniger als 100 m voneinander entfernte Waldflächen gelten“ kann im Rahmen der hier betrachteten Tiergruppen als ausreichend angenommen werden. Vögel und Fledermäuse sind durch aktiven Flug in der Lage 100 Meter Distanzen zu überbrücken. Die durch die Anwendung von Pflanzenschutzmitteln mittels Luftfahrzeugen besonders betroffenen Arthropoden oder deren Lebensstadien nutzen den Kronenraum und gehören ebenfalls zu mobilen, flugfähigen Arten.

Diese Anwendungsbestimmung wurde 2015 mit einer Öffnungsklausel versehen. Es zeigte sich in den GIS-Analysen, dass nur in sehr seltenen Ausnahmefällen Flächenanteile von 50% der zusammenhängenden Waldfläche erreicht werden. Häufig wird die Anwendungsbestimmung anscheinend missverstanden und die 50% Regelung auf die Befallsfläche bezogen.

Viel größere Bedeutung bekommt diese Anwendungsbestimmung für isolierte, kleinere Wälder und Feldgehölze, bei denen unter Umständen die zusammenhängende Waldfläche so gering ausfällt, dass sie im Extremfall mit der Befallsfläche identisch sein könnte. In diesen Flächen muss in jeden

Fall ein Refugialraum für die Wiederbesiedlung erhalten bleiben. Da bei der Behandlung mit Pflanzenschutzmitteln mittels Hubschrauber die Ränder ausgenommen werden müssen, sollte dieser Flächenbereich als Refugialraum ausreichend sein. Sicherzustellen ist allerdings, dass in zwei aufeinanderfolgenden Kalenderjahren keine gleichzeitige (komplementäre) Behandlung von Bestandesinnenfläche über Pflanzenschutzmittel und Waldrändern über Biozidpräparate erfolgt.

Bei isolierten Baumbeständen innerhalb großflächig homogener Wälder (z.B. Eichenwälder innerhalb von Kiefernmonodominanzbeständen) müsste die Art des Bestandes weitaus stärker berücksichtigt werden. Einzelne Eicheninseln können auch innerhalb großer Kiefernwaldkomplexe isoliert vorliegen. Der Grad der Durchlässigkeit und die Konnektivität der Bestände sind allerdings deutlich höher als im Fall isolierter Feldgehölze. Trotzdem sollte auf einen ausreichenden Refugialraum gleicher Qualität geachtet werden, beispielsweise wenn die umgebenden Wälder nicht ausreichend durchlässig für spezialisierte oder auf Waldinnenklima angewiesene Arten sind.

An der 50 % Regelung sollte festgehalten werden, da sie einen zentralen Teil der Anwendungsbestimmungen darstellt und nur so ein ausreichend großer Refugialraum für kleine und isolierte Wälder und Forste gewährleistet werden kann. Bei der Anwendung von Pflanzenschutzmitteln hat diese Anwendungsbestimmung zwar keine große Relevanz, da Flächenanteile von 50 % nur ausnahmsweise erreicht werden, wenn die Anwendungsbestimmungen zur Nichtbehandlung der Waldränder beachtet werden.

Damit genügend große Refugialräume verbleiben, ist es außerdem sehr wichtig beim Einsatz von Pflanzenschutzmitteln eine zeitnah (im gleichen Jahr, bzw. innerhalb von 2 Jahren vor oder nach der Maßnahme) stattfindende komplementäre Behandlung der Waldränder über das Biozidrecht auszuschließen.

2) „Keine Anwendung in Naturschutzgebieten“:

Die Annahme dass Naturschutzgebiete eine überdurchschnittliche Ausstattung an Biodiversität und Lebensräumen aufweisen, und aus diesem Grund einer höheren Protektivität unterliegen müssen, ist nachvollziehbar und begründet. Da allerdings die konkreten Schutzgebietsverordnungen sehr unterschiedlich ausgestaltet, bzw. der Kern der Verordnungen teilweise jahrzehntealt sein kann, ist es möglich, dass das Verbot unter Umständen den formulierten Schutzziele widerspricht.

Die Umsetzung der FFH-Gebiete in andere Schutzgebietskategorien erfolgt in den Bundesländern sehr unterschiedlich (NSG-, LSG-Ausweisung, eigene Schutzgebietskategorie nach Landesrecht, Sonderfälle: militärische Übungsplätze), und nicht in jedem Fall stellen FFH-Gebiete streng geschützte Gebietskulissen dar. Da aber die FFH-Gebiete häufig in einem meist viel stärkerem Maß reich an, bzw. aufgrund der Vorkommen von FFH-Arten ausgewiesen wurden, sollte dringend die regulatorische Möglichkeit geprüft werden die Anwendungsbestimmung auf FFH-Gebiete zu erweitern. Empfohlen wird als Schutzgut in einem sehr viel stärkeren Maß die Fledermäuse zu berücksichtigen, da diese besonders stark indirekt betroffen sein könnten.

Das Verbot des Einsatzes von Pflanzenschutzmitteln in Naturschutzgebieten sollte grundsätzlich bestehen bleiben. Die Öffnungsklausel ist vertretbar, wenn gleichzeitig eine stärkere Fokussierung auf besonders relevante Artengruppen (FFH-Arten: Fledermäuse) und eine grundsätzliche Einbeziehung von FFH-Gebieten erfolgt. Diese müssen prinzipiell als Naturschutzgebiet oder als ein anderer Gebietsstatus nach EU-Naturschutzrecht gesichert werden. Des Weiteren sind FFH-Gebiete hinsichtlich der relevanten Schutzgüter besonders gut untersucht und bezüglich der zu erwartenden Auswirkungen bewertbar.

Die Auflage, dass maximal 5 % der Waldfläche eines Bundeslandes innerhalb eines Jahres behandelt werden dürfen, wird derzeit nicht in Frage gestellt. Eine näherungsweise Analyse der Maximalschadereignisse der letzten Dekade, mit einem Vergleich der mit Pflanzenschutzmitteln behandelten Flächengrößen bezogen auf die jeweiligen Waldflächen eines Bundeslandes zeigte,

dass selbst in Extremjahren, die Anteile der Behandlungsflächen deutlich unter 5 % lagen. Um protektiv zu sein, könnte diese Maximalgrenze entsprechend angepasst werden.

7 Pflanzenschutzmitteleinsatz im Weinbau

7.1 Einleitung

7.1.1 Literaturübersicht

Die Ausbringung von PSM mittels Luftfahrzeugen ist abgesehen von Kronenbereichen von Wäldern nur noch für Weinbau-Steillagen genehmigungsfähig (§18 PflSchG).

Steillagenweinbau wird in Deutschland schwerpunktmäßig in Süddeutschland praktiziert. Hier sind es vor allem Teilgebiete in Rheinland-Pfalz, aber auch in Bayern und Baden-Württemberg, die zu klassischen Weinanbaugebieten gehören. Auf diese Gebiete konzentriert sich nicht nur die derzeit praktizierte Anwendung mittels Luftfahrzeugen, sondern auch das Gros der vorliegenden faunistischen Untersuchungen. Der Kenntnisstand wurde umfassend durch die Literaturübersicht von Uhl & Hau (2014) beschrieben. Bereits hier zeigte sich, dass einerseits die Fülle, vor allem aber auch die Heterogenität und Unvollständigkeit der Daten alleine, keine „*aussagekräftigen Auswertungen gewährleisten*“ können. Die Autoren nahmen aus diesem Grunde vor allem die Aufarbeitung einzelner Fallstudien vor.

Da auch in Ostdeutschland Weinbau in Steillagen betrieben wird, wurde versucht, spezielle faunistische Untersuchungen aus den Weinbauregionen Sachsen und Saale-Unstrut zu recherchieren.

Aufgrund des Arten- und Biotopschutzprogramms Sachsen-Anhalt (LAU 2008) kann die generelle faunistische und floristische Datenlage vor allem für das Gebiet Saale-Unstrut-Triasland als gut und aktuell bezeichnet werden. Trotzdem können die dort genannten Daten und Angaben nur insoweit in diesen Bericht einfließen, wie sie von den jeweiligen Autoren in Relation zum Steillagenweinbau gebracht wurden. Die zugrundeliegenden Originaldaten waren uns nicht zugänglich.

Hierüberhinaus weiterführende Literatur zu faunistischen Untersuchungen, mit direktem Bezug zu oder Fokus auf Weinbausteillagen liegen nur in einem sehr geringen Umfang vor, und nahezu ausschließlich in Form unveröffentlichter und kaum zugänglicher Gutachten. Die wenigen uns vorliegenden oder zur Verfügung stehenden Quellen wurden ausgewertet.

7.1.2 Spezifika ostdeutscher Weinbaugebiete in Bezug auf Steillagen

Aufgrund der nördlichen Lage war der Weinanbau in Ostdeutschland immer auf wärmebegünstigte Areale beschränkt. Hierbei wurden in historischer Zeit vor allem die Steillagen von Südhängen für den Weinanbau genutzt.

7.1.2.1 Anbaugebiete und Anteile an Steillagen

Die relevanten Anbaugebiete Ostdeutschlands sind Sachsen (v.a. das Sächsische Elbtal) und Saale-Unstrut, die gleichzeitig auch die nördlichsten Qualitätsweinbaugebiete in Deutschland sind.

Das Saale-Unstrut-Anbaugebiet erstreckt sich auf die Bundesländer Sachsen-Anhalt, Brandenburg und Thüringen. Hier befinden sich die Weinberge vor allem südexponiert entlang der Flusstäler und angrenzenden Flachlagen von Saale, Unstrut, aber auch der Weißen Elster und an der Havel (bei Werder) (BMEL 2011). Etwa 18 % der Rebflächen haben eine Hangneigung von über 30 % und stellen somit Steillagen dar, weitere 77 % der Flächen weisen eine Neigung zwischen 10 und 30 % auf.

Das Weinanbaugebiet „Sachsen“ umfasst fast ausschließlich Flächen im Bundesland Sachsen, nebst Kleinstgebieten in Brandenburg und Sachsen-Anhalt. In Sachsen wird aktuell (2015) auf einer Fläche von 464 ha (491 ha Rebfläche) Weinanbau betrieben (Tränkner 2016).

Aufgrund der Steigungen und der nur dünn aufliegenden Bodenschicht (in Sachsen vor allem bei Syenitverwitterungsböden) wurden die Steillagen sehr häufig terrassiert und mit Trockenmauern stabilisiert. Terrassierte Steillagen überwiegen sehr deutlich, nicht terrassierte Lagen sind eine große

Ausnahme. Die relativen Anteile der Steillagen (> 30 % Hangneigung) bezogen auf die absoluten Weinbauflächen (BMEL 2011, Tränkner 2011, 2016) liegen deutlich über dem Mittel der süddeutschen Weinbauregionen in Rheinland-Pfalz, Baden-Württemberg und Bayern (Uhl & Hau 2014, Tab. 21).

Da in den letzten Jahren verstärkt Flachlagen aufgerebt werden, ist zu erwarten, dass die Steillagenanteile in Sachsen und Saale-Unstrut in Zukunft absinken.

Tabelle 21: Anbauregionen und Flächenanteile absolut und von Steillagen.

Region	Bundesland, -länder	Weinbauflächen absolut [ha]	davon Steillagen (> 30 Hangneigung) [%]	Quellen
Saale-Unstrut	Sachsen-Anhalt	639	18	BMEL (2011)
	Brandenburg	10		
	Thüringen	108		
Sachsen	Sachsen	464	etwa 15 % (70-75 ha)	Tränkner (2011, 2016)
süddeutsche Weinbaugebiete, bspw.	Rheinland-Pfalz	5462	etwa 9 %	Uhl & Hau (2014)
	Baden-Württemberg	1365		
	Bayern	> 1457		

7.1.2.2 Klima

Für den Weinbau ist die klimatische Eignung einer Region primär ausschlaggebend, vor allem Temperatur (Jahresdurchschnittstemperatur zwischen 10 und 20 °C, 12 - 22 °C Isotherme sowie mind. 15 °C Durchschnittstemperatur während Wachstumsphase) und Breitengrad (zwischen 30. und 50. Breitengrad) (Schultz et al. 2009, Brand & Stock 2015). Der Huglin-Wärmesummenindex als geeignete Kenngröße für die Anbauwürdigkeit und Sortenwahl wird auch bei aktuellen Klimavorhersagemodellen und -szenarien eingesetzt (Brand & Stock 2015). Insgesamt sind eine Zunahme und Verschiebung nach Norden der für Qualitätsweinerzeugung geeigneten Anbauflächen und Veränderungen im Rebsortenspektrum zu erwarten (Stock 2005, Brand & Stock 2015).

Die Weinbauregionen Sachsen und Saale-Unstrut sind klimatisch überwiegend kontinental beeinflusst. Die Jahresdurchschnittstemperatur liegt zwischen 9,2 und 10,4 °C. Die Besonderheit liegt in der Kombination aus relativer Niederschlagsarmut (bis 500 mm Jahresniederschlag in Saale-Unstrut-Region, bis 700 mm im Sächsischen Elbtal) und einer hohen Sonnenscheindauer in Sommer und Herbst (1686 Sonnenstunden/Jahr) (BMEL 2011).

Im Vergleich zu den süddeutschen Weinanbauregionen stellen sich die ostdeutschen Anbauregionen somit im Mittel als niederschlagsärmer, aber gleichzeitig sonniger dar (Tab. 22).

Tabelle 22: Übersicht über klimatische Bedingungen der untersuchten Weinbauregionen.

Anbauregion	Jahresmitteltemperatur [°C]	Niederschlagsmenge [mm]	Sonnenschein-dauer [Stunden]	Quellen
Sachsen	9,2 - 10,4	600 - 700	1750	Weinbauverband Sachsen e.V. 1
Saale-Unstrut-Region	9,6	500	1686	BMEL (MLU Sachsen-Anhalt 2011)
Moselregion	9 – 10,5	600 – 720 (Moseloberlauf bis 900)	> 1300 - 1400	Moselwein e.V. (2008), Rheinschmidt (2011)

¹ Quelle: Weinbauverband Sachsen e.V., Weinerntedaten 2013, zitiert aus <http://www.saechsischevinothek.de/wein-anbaugebiet-sachse/> (Zugriff am 14. Oktober 2016)

7.1.2.3 Geologie

Geologisch dominieren in der Saale-Unstrut-Region Verwitterungsböden von Muschelkalk, aber auch Buntsandstein, Lößlehm und Kupferschiefer (LAU 2008, BMEL, 2011). In Sachsen überwiegen Granit-Syenitverwitterungsböden, die mit Löss-, Ton- und Flusssandschichten überlagert sein können.

In Süddeutschland liegen teilweise andere Verwitterungsböden vor, z.B. von devonischem und anderem Schiefer, aber auch Sandstein (Moselwein e.V. 2008).

7.1.2.4 Anbau- und Erwerbsformen:

Die Haupterwerbsform stellen im Sächsischen Elbtal Kleinwinzer dar, die etwa 99 % ausmachen (Tränkner 2016).

In der Saale-Unstrut-Region erfolgt der Anbau auf über 600 Hektar (Tab. 21). Auf dieser Fläche sind heute 36 Weingüter sowie 539 Traubenerzeuger im Haupt- und Nebenerwerb tätig. (<http://mule.sachsen-anhalt.de/stichworte-a-z/weinbau/?&q=weinbau>, Zugriff am 24.08.2016)

In Süddeutschland ist der Anteil an Winzern im Haupterwerb deutlich höher, in Rheinland-Pfalz betrug er 2007 knapp über 50 %. Hier ist eine deutliche Abnahme der Anzahl der Weinbaubetriebe in den letzten 30 Jahren feststellbar (Rheinschmidt 2011).

7.1.2.5 Einsatz von Pflanzenschutzmitteln mittels Luftfahrzeugen

Derzeit sind für die Anwendung von Pflanzenschutzmitteln mittels Luftfahrzeugen in Weinbausteillagen nach §18-(3) PflSchG ausschließlich Fungizide zugelassen.

Aktuell werden vom Umweltbundesamt Abstandsaufgaben mit Abständen zu Oberflächengewässern und zu Bundeswasserstraßen vergeben. Das Umweltbundesamt verzichtet auf Anwendungsbestimmungen zum Schutz angrenzender terrestrischer Biotope (Saumbiotop) und würdigt damit den hohen ökologischen Werte der Weinbausteillagen und des Erhaltungszustandes der exemplarisch untersuchten Tierarten seitens der Länder. Jedoch müssen in regelmäßigen Abständen die Erhaltungszustände der wichtigen Arten überprüft und ein Informationsaustausch zwischen den betroffenen Bundesländern und den Bundesbehörden stattfinden. Der Wortlaut der vom Umweltbundesamt vergebenen Anwendungsbestimmungen für die Ausbringung von Fungiziden mit dem Hubschrauber in Weinbausteillagen ist im Anhang Kapitel 11.6 wiedergegeben.

Nach Auskunft der befragten Winzer, aber auch verschiedenen Fachleuten aus dem behördlichen Pflanzenschutz (Weinbauinstitut Sachsen-Anhalt, Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie, Abt. Pflanzenschutz, Landesanstalt für Landwirtschaft und Gartenbau, Dezernat

Pflanzenschutz) wurden in den letzten Jahren bzw. werden aktuell in ostdeutschen Weinbaugebieten keine Pflanzenschutzmittel mittels Luftfahrzeugen ausgebracht.

Hieraus ergibt sich ebenfalls ein Unterschied zu den Steillagen Süddeutschlands. Während auch in Bayern und Baden-Württemberg nur lokal Pflanzenschutzmittel mittels Luftfahrzeugen ausgebracht werden, ist ein Schwerpunkt der Anwendung von Pflanzenschutzmitteln mittels Luftfahrzeugen in Weinbausteillagen in Rheinland-Pfalz festzustellen. Hier wurden in 2010 etwa 50 % der Weinbausteillagen befliegen (Zipse & Stephan 2012), in 2013 waren es etwa 42 % (Uhl & Hau 2014).

7.1.2.6 Sonstiger Einsatz von Pflanzenschutzmitteln

Die Befragungen bei Winzern, den Pflanzenschutzdiensten, aber auch die Vor-Ort-Besichtigungen ergaben übereinstimmend, dass Weinberge sehr intensiv bewirtschaftet werden mit einem starken Einsatz von Pflanzenschutzmitteln, die vom Boden aus ausgebracht werden.

Angegeben werden für die konventionelle Bewirtschaftung bis zu 12 Fungizid-Spritzungen/ Jahr, sowie ein starker Einsatz von Herbiziden. Im biologischen Anbau wird nach Aussagen der befragten Winzer eher auf mechanische Bodenbearbeitung und Unkrautbekämpfung Wert gelegt, auf den Einsatz von Kupferpräparaten wird verzichtet (vgl. Kapitel 7.5).

Im Frühjahr 2015 erfolgte der Nachweis von Rückständen von Dimethoat in sächsischen Weinen. Dies ist ein Wirkstoff eines Insektizids, welches im Obstbau eingesetzt wird, aber keine Zulassung im Weinbau hat. Nach Bekanntwerden des Vorfalles wurden uns weitere Auskünfte von Winzern und Genossenschaften häufig verweigert, bzw. auf Anfragen nicht mehr reagiert.

7.1.2.7 Spritzfolgenpläne

Spritzfolgenpläne wurden bei allen durchgeführten Interviews und den zuständigen Behörden angefragt. Eine Anonymisierung wurde zugesichert. Von keinem Weinbaubetrieb bekamen wir Spritzfolgenpläne zur Auswertung innerhalb der Laufzeit des F+E-Vorhabens zur Verfügung gestellt. Anfragen bei den Landesämtern für Pflanzenschutz in Sachsen und Sachsen-Anhalt verliefen ebenfalls ergebnislos, hier werden seit einigen Jahren keine Spritzfolgenpläne mehr eingereicht, da die geltenden Förderrichtlinien die Vorlage nicht vorsehen (pers. Auskunft: Habrecht 2016, Tränkner 2016, Trapp 2016, Schwabe 2016, Teßner 2016).

Da bspw. die Winzervereinigung Freyburg-Unstrut durch den International Food Standard (IFS) zertifiziert wurde, sollte mittels der zu verwahrenden Dokumente die Spritzfolge recherchierbar sein.

7.1.2.8 Fazit

Im direkten Vergleich finden sich deutliche Unterschiede der Anbaugebiete Sachsen und Saale-Unstrut zu den Weinbausteillagen in Süddeutschland. Diese liegen in den kontinental geprägten klimatischen Rahmenbedingungen (trockener, höhere Sonnenscheindauer) und den insgesamt geringeren Anteilen von (nicht terrassierten) Steillagen der Anbaufläche.

Durch die per se nördliche Lage (Grenzertragslage) der Weinberge und der überwiegend durch Kleinwinzer betriebenen Bewirtschaftung erfolgt eine Ausbringung von Pflanzenschutzmitteln aus der Luft aktuell nicht und erscheint derzeit wenig praktikabel.

Die flächenhaften Anteile an Steillagen im Sächsischen Elbtal und der Saale-Unstrut-Region sind insgesamt relativ hoch. Durch die Terrassierung der Hänge, die teilweise auch zum Erhalt der kargen Verwitterungsböden notwendig sind, sind alternative Ausbringungsmöglichkeiten von Pflanzenschutzmitteln gegeben.

Ein hoher naturschutzfachlicher, aber auch kultureller und ästhetischer Stellenwert wird dem Erhalt der historischen Kulturlandschaft und seiner Elemente (Terrassen, Trockenmauern) eingeräumt.

7.2 Zustand der Biodiversität von Weinbausteillagen

Da ein aktuelles Gutachten den Stand des Wissens bundesweit weitgehend zusammenfasst (Uhl & Hau 2014) wird im Folgenden nur auf Arbeiten und Studien zurückgegriffen, die aus den Weinbauregionen Sachsen und Saale-Unstrut stammen, bzw. unserer Meinung nach fehlende Aspekte und Artengruppen betreffen.

7.2.1 Pflanzen (v.a. Frühjahrsgeophyten)

7.2.1.1 Naturschutzfachliche Bewertung

Unter den Pflanzen finden sich in den klassischen Weinbaugebieten überdurchschnittlich viele seltene, FFH-, und/oder gesetzlich besonders oder sogar streng geschützte Pflanzenarten. Diese Arten wachsen bevorzugt in trockenwarmen, weitestgehend gehölzfreien Offenland-Lebensräumen, wie z.B. Kalkmagerrasen, Trocken- und Halbtrockenrasen, Staudenfluren, Feldbandheiden, Trockengebüschen, aber auch in frühen Sukzessionsstadien von Weinbergsbrachen und extensiv genutzten Weinbergen. Der hohe naturschutzfachliche Wert ergibt sich aus der Kombination vielfältiger, wärmebegünstigter Habitate mit inselartigen Vorkommen xerothermer Arten an ihren Arealgrenzen.

Die Vorkommen dieser Pflanzen profitieren nach Uhl & Hau (2014) neben der Wärmebegünstigung vor allem von der Offenhaltung und von Sonderstrukturen, die mit dem Weinbau einhergehen. *„Charakteristische Vertreter von Xerothermarten in Weinbausteillagen leben und entwickeln sich nicht in erster Linie auf den genutzten Weinbergen als solche, sondern insbesondere an/in Trockenmauern, aber auch in Saumbereichen, Felsstrukturen, Schuttfluren oder Steinhäufen, Brachen usw. (...) Daraus resultieren bestimmte, aus naturschutzfachlicher Sicht selten gewordene und besonders gefährdete Pflanzengesellschaften, wie beispielsweise die Weinbergslauch-Gesellschaften. Für viele dieser Pflanzenarten „ist zwar eine Bindung an Weinbau-Steillagen, nicht jedoch unmittelbar an die weinbauliche Nutzung zu konstatieren“.*

Dieser allgemeine Befund lässt sich auch für die ostdeutschen Weinbergsgebiete und deren Steillagen übernehmen, denn auch hier kommen zahlreiche Pflanzenarten konzentriert oder ausschließlich in der Umgebung oder im Zusammenhang mit Weinbergen vor, allerdings mit Einschränkungen.

Die aus Südwestdeutschland beschriebene sehr wärmeliebende, artenreiche Weinbergslauch-Gesellschaft (*Geranio-Allietum vinealis* [v. Rochow 1948] R. Tüxen 1959) kommt als Gesellschaft im Saale-Unstrut-Gebiet nicht vor (Schubert 2001, Jäger & Reißmann 2008), auch wenn einige Charakterarten wenigstens historisch vorkamen oder noch vorkommen (Weinbergslauch, Wilde Tulpe, Weinbergsträubel). Aus Sachsen wird diese Pflanzengesellschaft ebenfalls nicht gemeldet (LfULG 2001).

Das floristische Artenspektrum ist innerhalb der Weinberge sehr eingeschränkt und naturschutzfachlich unbedeutend. Aus naturschutzfachlicher Sicht bedeutsam sind vor allem Weinbergsbrachen in den ersten Jahren nach Auflassung, sowie die an Weinbergen angrenzenden Maggerrasen (v.a. auf Muschelkalk) oder Trockengehölze und Traubeneichen-Trockenwälder (Müller 2016).

Die Flora von Sachsen (Hardtke & Ihl 2000, Gutte et al. 2013) und Sachsen-Anhalt (Fachdatenbank des LAU, Schütze 2008) ist gut bis sehr gut dokumentiert (s.a. Benkert et al. 1996). Auch und insbesondere aus dem Saale-Unstrut-Gebiet (Bergmeier et al. 2014, Müller 2014, Müller et al. 2014) und dem Sächsischen Elbtal liegen zahlreiche Untersuchungen, aktuelle Fundmeldungen und Arbeiten über einzelne Arten vor.

Schütze bspw. schreibt: „Das Gebiet von unterer Unstrut und Saaletal gehört zu den botanisch interessantesten und artenreichsten Landschaften Sachsen-Anhalts und weist eine hohe Zahl seltener und gefährdeter Pflanzenarten auf. Etwa 75 % der gesamten Flora Sachsen-Anhalts kamen oder kommen noch im Saale-Unstrut-Gebiet vor.“ (Schütze 2008).

Ausführliche floristische Bearbeitungen von Weinbergen sind allerdings selten. Hervorzuheben ist die ausführliche Arbeit über den Kathertschen Weinberg bei Karsdorf (Bergmeier & Möhler 2014), die sogar Schätzungen zu den Populationsgrößen enthält. Hier konnten auf einer Fläche von 5 ha 278 verschiedene Arten Blütenpflanzen nachgewiesen werden, darunter 52 Arten der Roten Liste Deutschlands und Sachsen-Anhalts. Vor allem für gefährdete Trockenrasenarten ist der Weinberg bedeutsam, diese machen 31 % der Rote-Liste-Arten aus.

Tabelle 23: Zeigerarten historischer Weinberge und Mauern für das Saale-Unstrut-Trias-Gebiet Gefährdungsangaben nach den Roten Listen für Deutschland (RL D) und Sachsen-Anhalt (RL ST): 0 verschollen, 2 stark gefährdet, 3 gefährdet, V Vorwarnliste.

Pflanzenart	RL D	RL ST	Gebietesnachweise mit Bezug
<i>Allium oleraceum</i>	-	-	1, 2, 3, 4, 5, 9, 10, 11, 15
<i>Allium rotundum</i>	3	1	11
<i>Allium vineale</i>	-	-	2, 3, 4, 5, 6, 9, 10, 11, 12, 14
<i>Althaea hirsuta</i>	3	0	9
<i>Antirrhinum majus</i>	-	-	5, 9
<i>Colutea arborescens</i>	3	-	3, 9
<i>Crepis foetida</i>	V	3	2, 5, 9, 11
<i>Fumaria vaillantii</i>	-	-	5, 8, 9, 11
<i>Gagea villosa</i>	3	-	1, 2, 3, 5
<i>Galeopsis angustifolia</i>	-	3	1, 2, 3, 5, 6, 9, 10
<i>Lappula squarrosa</i>	-	3	6, 13
<i>Melica transsilvanica</i>	-	-	1, 2, 3, 5, 9
<i>Muscari neglectum</i>	3	-	1, 5
<i>Papaver argemone</i>	-	-	5, 8, 11
<i>Prunus mahaleb</i>	-	-	1, 2, 3, 4, 5, 6, 7, 9, 10, 12, 15
<i>Sisymbrium austriacum</i>	-	2	14, 15
<i>Torilis arvensis recta</i>	-	-	1, 2, 4, 5, 6, 8, 9, 10, 11, 12
<i>Tulipa sylvestris</i>	3	-	5, 7

Gebiete: 1 Steigraer Hahnenberge; 2 Karsdorfer Hohe Gräte; 3 Burgscheidunger Veitsgrube und Dorndorfer Rappental; 4 Weischützer Nüssenberg (mit Zscheiplitz); 5 Freyburger Edelacker (mit Schweigenberge, Ehrauberger); 6 Freyburger Mühlberg (mit Schloss Neuenburg); 7 Naumburger Sonneneck (mit Blütengrund); 8 Gosecker Dechantenberg; 9 Naumburger Steinmeister; 10 Pfortenser Köppelberg; 11 Kaatschener Dachsberg; 12 Burg Wendelstein; 13 KlosterPforta, Schulpforte; 14 Burg Saaleck; 15 Rudelsburg

Darüber hinaus wurden auch Zeigerpflanzen historischer Weinberge und Mauern ausführlich untersucht (Bergmeier et al. 2014). Besonders viele Zeigerarten sind aus den Gebieten Freyburger Edelacker (72 % der Arten, mit Schweigenberg, Ehrauberger, siehe Kapitel 7.6.1.4) und Naumburger Steinmeister (61 % der Arten, siehe Kapitel 7.6.1.2) bekannt.

7.2.1.2 Gefährdung

Eine Gefährdung der naturschutzfachlich wertvollen Pflanzenarten und –gesellschaften ist vor allem durch folgende Aspekte gegeben:

Innerhalb der Betriebsfläche Weinberg

- erfolgt die Besiedlung nahezu ausschließlich zwischen den Rebzeilen, nur bei sehr extensiver Bewirtschaftung flächiger. Diese Areale werden häufig (zumindest regelmäßig) gemäht oder gemulcht.
- umfasst das Lebensformenspektrum schnellwüchsige Therophyten, wintergrüne Arten und frühblühende Geophyten, d.h. Arten, die phänologisch außerhalb der intensiven Bewirtschaftung blühen (Jäger & Reißmann 2008).
- führt chemische „Unkrautbekämpfung“ zu einer starken Verarmung und Förderung relativ resistenter Arten.
- wird für die mehrfach jährlich gehackten Weinberge Mitteldeutschlands von „einer Unkrautvegetation mit gebietsweiser großer Einheitlichkeit“ gesprochen (Hilbig 1967, Jäger & Reißmann 2008).
- haben die starke Stickstoffbelastung aus der Luft und zusätzliche Stickstoffdüngung Unterschiede zwischen konventionellen und extensiven Weinbau weitgehend aufgehoben.
- geht die Intensivierung mit einer Intensivierung maschineller Bodenbearbeitung einher.

Nach Aussage eines seit Jahrzehnten in der Saale-Unstrut tätigen Botanikers (persönliche Mitteilung) ist das oben und in der Literatur vermittelte Bild verzerrend denn ein großer Teil der ehemals bedeutsamen Pflanzenvorkommen sind innerhalb der Betriebsflächen Weinberg erloschen. Dies liegt vorrangig im intensiven Einsatz von Herbiziden begründet. Heute gibt es keine seltenen Arten mehr, selbst von den „Weinbergsunkräutern“ kommen heute nur noch anspruchslose Ubiquisten vor. Weinbergsunkräuter findet man heute allenfalls noch in den Randlagen oder in alten Weinbergen (John 2016). Als positives Beispiel ist hier aber der Kathersche Weinberg bei Karsdorf zu nennen.

Außerhalb der Betriebsfläche Weinberg

(Hauptgefährdung:) Aufgabe der Nutzung der Weinberge (LAU 2008),

Stickstoffeinträge,

Pestizideinsätze (v.a. Herbizide).

Beispielhaft kann hierfür das Vorkommen von Hügel-Meister (*Asperula cynanchica* L.) in Sachsen genannt werden, dessen konkrete Gefährdung auf allen oben genannten Aspekten beruht (Buder & Schulz 2010, Richter & Schulz 2015).

7.2.1.3 Schutz- und Pflegemaßnahmen

Der langfristige Erhalt der naturschutzfachlich bedeutsamen Pflanzenarten lässt sich vor allem über eine extensive Nutzung erreichen. Auf den Einsatz von Herbiziden sollte verzichtet werden, Krautwuchs und aufkommende Gehölze sind durch ein- bis zweimalige Mahd einzudämmen.

„Auch unter dem Aspekt des Kulturlandschaftsschutzes, aber auch des zoologischen Artenschutzes sollten vor allem Weinbauflächen in Steilhanglagen erhalten werden, auch wenn dort keine charakteristische Unkrautvegetation extensiver Weinberge existiert“ (Jäger & Reißmann 2008).

7.2.1.4 Querschnittsfunktionen und -bedeutung

Eine herausragende Bedeutung haben die Vorkommen vieler der o. g. Pflanzenarten für die hochspezialisierten (oligolektischen) Pollensammler der Stechimmen, oder deren noch stärker spezialisierte Parasitoide (Kuckucksbienen, etc.) innerhalb und auf brachgefallenen angrenzenden Arealen (vgl. Vischer 2002, Kapitel 7.2.6.3)

Darüber hinaus dienen Pflanzen natürlich als Nahrungsgrundlage für phytophage Tiere, vor allem für monophage Arten und andere Blütenbesucher (Schmetterlinge, Schwebfliegen) oder stellen Habitate für Spezialisten dar.

7.2.2 Pilze

7.2.2.1 Naturschutzfachliche Bewertung

Das für die Pflanzen des Saale-Unstrut-Gebietes aufgezeigte Bild (Kapitel 7.2.1, Tab. 24) gilt auch für Pilze (Schleim- und Großpilze), deren Flora *„sich durch zahlreiche Besonderheiten auszeichnet, welche das Gebiet deutlich aus seiner Umgebung herausheben. Lokales Klima, geologischer Untergrund und engräumige Differenzierung der Landschaft mit teilweise sehr spezieller Nutzung (z. B. Weinbau, alte Obstwiesen)... bereiten das nötige Umfeld für diese exklusive Pilzflora. Die Pilze folgen somit anderen Organismengruppen mit ähnlich spezieller und lokal getönter Ausprägung. (Müller 2014)“*.

Als *„ein besonderes Pilzrevier“* wird die Südostflanke des Langen Berges bei Müncheroda bezeichnet (Müller 2014), denn dort kommen zahlreiche sehr seltene Arten vor. Auch hier wird das komplexe Nebeneinander verschiedener Habitatstrukturen hervorgehoben: *„Auf den Trockenrasen über dem Steinbruchgelände in der Oolithbankzone kommt neben vielen anderen Pilzen der sehr seltene Steppentrichterling (Clitocybe glareosa) vor. In den Hängen daneben, bei uralten Kirschbäumen ist der kalkholde Saftling (Hygrocybe calciphila) zu finden. Im Gehölz hinter den Weinbergen fruktifizieren seltene Haarschleierlinge der Gattung Cortinarius. (Müller 2014)“*

Müller (2014) charakterisiert das Saale-Unstrut-Trias-Gebiet als mit einer „weit überdurchschnittliche(n) Diversität der Pilzflora“ ausgestattet. Auch überregional ist es herausragend, denn hier konnten mit 1950 Arten insgesamt fast 1/3 aller deutschen Pilzarten (6000 Arten geschätzt) und 2/3 der Arten Sachsen-Anhalts (3000 Arten) nachgewiesen werden.

7.2.2.2 Gefährdung

Pilze werden durch den Einsatz von Fungiziden direkt negativ beeinflusst. Fungizide sind für den Einsatz mit Luftfahrzeugen in Weinbergsteillagen zugelassen. In den Regionen Saale-Unstrut und Sachsen wird ein Einsatz aus der Luft derzeit nicht praktiziert.

Nach Einschätzung eines Mykologen (hier anonymisiert) ist eine Gefährdung von naturschutzfachlich bedeutsamen Pilzvorkommen in an Anbauflächen angrenzenden Biotopen teilweise gegeben. Einträge von Fungiziden könnten auch bei derzeitigen Anwendungen innerhalb der Betriebsflächen vom Boden aus in die Umgebung eingeschätzt werden. Die positiven Effekte, wie Wärmebegünstigung und Entbuschung, sowie der Erhalt von Trockenmauern, die eine Bewirtschaftung der Weinberge für die Pilz und Flechtenflora mitbringen, werden aber bedeutsamer eingeschätzt, als negative Auswirkungen der Fungizide auf angrenzende Biotope.

7.2.2.3 Querschnittsfunktionen und -bedeutung

Die Vorkommen vieler Pilze sind wichtige Voraussetzungen für Vorkommen von Pflanzenarten (Symbionten, Mykorrhiza), bspw. Orchideen, aber auch von Flechten, die mit Grünalgen oder Cyanobakterien als Photobionten gebildet werden. Pilze und Flechten sind eigenständige Nahrungsgrundlagen zahlreicher hochspezialisierter Insekten (Pilze: vor allem Diptera, Coleoptera,

Flechten: Lepidoptera). Darüber hinaus sind Pilze wichtige Remineralisierer und beim Stoffabbau beteiligt.

7.2.3 Flechten und Moose

7.2.3.1 Naturschutzfachliche Bewertung

Zu den Flechten und Moosen liegen wenige Informationen aus dem Saale-Unstrut-Gebiet vor (vgl. Tab 24).

7.2.3.2 Gefährdung

Ein direkter Einfluss von Fungiziden bei Ausbringung mittels Luftfahrzeugen auf die Flechten ist, vor allem für Arten der xerotherme Lebensräume oder Sonderstrukturen wie Felsen und Trockenmauern gegeben.

7.2.3.3 Schutz- und Pflegemaßnahmen

Obwohl die Verringerung des Einsatzes von Pflanzenschutzmitteln explizit empfohlen wird (Schütze 2008), erscheinen der Erhalt und die schonende Sanierung der mit dem Weinbau einhergehenden Sonderstrukturen vordringlicher. Von hoher Bedeutung für Flechten sind exponierte Felsen, Böschungen und vor allem Trockenmauern. Diese sollten nicht beseitigt, oder durch Beton- oder Kunststoffelemente ersetzt werden. Bei der Rekonstruktion von Trockenmauern sollte ausschließlich Material aus dem Gebiet verwendet werden. Ein Ersatz durch Gabionen ist nicht zielführend. Bei Vorhandensein alter Trockenmauern aus allochthonen Materialien, welche durch Flechten und Moose besiedelt sind, sollten diese ebenfalls erhalten bleiben.

Tabelle 24: Artenzahlen und raumbedeutsame Arten für das Saale-Unstrut-Trias-Gebiet (Angaben kompiliert aus LAU 2008).

Arten- gruppe	Arte- zahl	landschaftsraum- bedeutsame Arten	Bedeutsam für RBA (Raumbedeutsame Arten)	Bedeutung und Gefährdung (v.a. in Bezug auf Weinberge)	Autoren
Farn- und Blütenpflanzen	1.683	68		S. 178: Weinbau: Verringerung von Pflanzenschutzmitteln, sowie das Belassen aller noch vorhandenen Strukturelemente zu empfehlen. Bedeutung kommt hier Felsdurchragungen, Böschungen und auch den zahlreichen Trockenmauern zu. Diese sollten nicht beseitigt, oder durch Beton- oder Kunststoffelemente ersetzt werden. Bei der Rekonstruktion von Trockenmauern sollte ausschließlich Material aus dem Gebiet verwendet werden. // Verbuschung und damit einhergehender Vegetationswandel ist gegenwärtig eine der Hauptgefährdungen für die Flora der Trocken- und Magerrasen.	Schütze, P. (2008)
Großpilze	1.937	102			Penke, D. & U. Täglich (2008)
Flechten	155	4			Scholz, P. (2008)
Moose	393	23	Lebensraum der raumbedeutsamen Arten: Felsen (Gips, Sand, Kalk- und	S. 155: Weinbau: Verringerung von Pflanzenschutzmitteln, sowie das Belassen aller noch vorhandenen Strukturelemente zu empfehlen.	Schütze, P. (2008)

Arten- gruppe	Arte- zahl	landsch- aftsraum bedeuts- ame Arten	Bedeutsam für RBA (Raumbedeutsame Arten)	Bedeutung und Gefährdung (v.a. in Bezug auf Weinberge)	Autoren
			verwitterung, Kalksteine, Lößabbrüche), offene Sandstellen und Kalkböden	Bedeutung kommt hier Felsdurchragungen, Böschungen und auch den zahlreichen Trockenmauern zu. Diese sollten nicht beseitigt, oder durch Beton- oder Kunststoffelemente ersetzt werden. Bei der Rekonstruktion von Trockenmauern sollte ausschließlich Material aus dem Gebiet verwendet werden.	

Alle Quellen enthalten in: LAU (2008)

7.2.4 Vorbemerkung Fauna

Es liegen verhältnismäßig wenige systematische Untersuchungen zur Fauna ostdeutscher Weinbergsteillagen vor. Der größte Teil der Untersuchungen liegt in Form unpublizierter grauer Literatur vor (Gutachten, Studien- und akademische Abschlussarbeiten) und konnte nicht ausgewertet werden, da uns die Quellen nicht zugänglich waren oder zur Verfügung gestellt wurden. Eine Auswahl über wichtige Untersuchungen wird in Tab. 25 gegeben.

Tabelle 25: Wichtige faunistische Untersuchungen aus Sachsen und Sachsen-Anhalt mit Bezug zu Weinbergsteillagen

Region	Gebiet	Tiergruppe	Quellen
Saale-Unstrut	3 Weinbergsteillagen	Hautflügler (Hymenoptera Aculeata), excl. Ameisen (Formicidae)	Vischer (2000 unveröfftl., 2002)
	Weinbergsteillagen und Umgebungen (u.a. Weinberge am Süßen See bei Seeburg)	Laufkäfer (Carabidae) und weitere Artengruppen	Epperlein & Weinhold, (2000), Epperlein (2004), Weinhold (unveröfftl., telef. 2016)
	Schlifter Weinberg	Laufkäfer	Hindorf (unveröfftl., telef. 2016)
	Saale-Unstrut-Gebiet, vor allem Umgeb. Naumburg, Salziger See, Süßer See	Laufkäfer	Brunk (2015, unveröfftl.)
	„umfassendes Erfassungsprogramm in Weinbergsbiotopen“	Laufkäfer	Pietsch (unveröfftl.), genannt in LAU (2008)
Sachsen	32 Weinberge	Asseln	Haferkorn (2003)
	Rechtsehbische Hänge bei Zadel (Meissen)	Käfer (Coleoptera), insb. Laufkäfer (Carabidae)	Ressler (1968), Gebert (2004), Aufsammlungen Wiesner (coll. TU Dresden)
		Wanzen (Heteroptera) Hymenoptera	Ressler (1968)
		Hautflügler (Hymenoptera), incl. Ameisen (Formicidae)	Braune (1968), weitere faunistischer

Region	Gebiet	Tiergruppe	Quellen
			Besonderheiten bspw. Burger (2005)
	Elbetal zw. Jessen und Magdeburg	Laufkäfer	Tietze (1994)

Für das Saale-Unstrut-Triasland liegt eine aktuelle Übersicht über den Zustand der Fauna vor (LAU 2008). Ein Überblick über die faunistischen Artengruppen, die eine Relevanz für Weinbergsteillagen haben, inklusive landschaftsraumbedeutsamer Arten und deren Gefährdung ist in Tab. 26 gegeben.

Tabelle 26: Artenzahlen und raumbedeutsame Arten für das Saale-Unstrut-Trias-Gebiet (Angaben kompiliert aus LAU 2008). RBA - Landschaftsraum bedeutsame Arten

Arten- gruppe	Artenzahl	RBA	Bedeutsam für RBA	Bedeutung und Gefährdung (v.a. in Bezug auf Weinberge)	Autoren
Weichtiere	139	9	v.a. Xerothermstandorte (Trockenrasen, schattige und halbschattige Felsen, exponierte Kalkfelsen)	Wiederbewaldung, Verbuschung	Hartenauer, K. (2008)
Web- spinnen	263	42	fast ausschließlich Arten der Trocken- und Halbtrockenrasen, teilweise Arten die lapidicol (d.h. in Steinpackungen und Geröllauflagen leben)	Gefährdung vor allem durch Sukzession auf Magerstandorten	Sacher, P. (2008)
Weberkne- chte	15	3		Gefährdung vor allem durch Sukzession auf Magerstandorten	Komposch, C. (2008)
Asseln	18	2	Trocken- und Halbtrockenrasen, Brachen, lichte Wälder auf warmen Südhängen	Weinberge hohe Bedeutung für an xerotherme Lebensräume angepasste Landasseln	Haferkorn, J. (2003, 2008)
Tausendf- und Hundertfü- ßler	47	3	v.a. Trocken- und Halbtrockenrasen	Gefährdung vor allem durch Sukzession auf Magerstandorten	Voigtländer, K. (2008)
Heu- schrecken	44	2	Trockenrasen, bebuschte Trockenbiotope	Lebensraumverlust durch Verbuschung und Sukzession	Wallaschek, M. (2008)
Zikaden	198			Eutrophierung und Verbuschung	
Willd- bienen	333	k.A.	k.A.	Erhalt von historischer und landschaftstypischer Bausubstanz mit (...) Trockenmauem bzw. angepasste Sanierung, - dies gilt sowohl im Gebäude- und Siedlungsbereich als auch für Weinberge	Deters, S. & G. Deters (2008)

Arten- gruppe	Artenzahl	RBA	Bedeutsam für RBA	Bedeutung und Gefährdung (v.a. in Bezug auf Weinberge)	Autoren
Laufkäfer	296	29	Weinberge, Xerothermrasen, Trockenwälder	S 278: "Da das Saale-Unstrut-Triasland eines der Verbreitungszentren xerothermophiler Arten in Deutschland ist, besteht hier eine besonderer Verantwortung für den Erhalt der Biotope und Arten."	Trost, M., P. Schnitter. & T. Pitsch (2008)
Bockkäfer	81	3	<i>Dorcadion fuliginator</i> aus schütterten, xerothermen grasigen Flächen	Vegetationsverdichtung und Sukzession in Xerothermrasen als Gefährdungsfaktor für <i>Dorcadion fuliginator</i> .	Neumann, V. (2008)
Buntkäfer, Prachtkäfer, Schröter, Rosenkäfer	46		diverse	randliche Strukturen, mit alten Bäumen, xerotherme Begünstigung von Einzelbäumen	Neumann, V. (2008)
Rüsselkäfer	299	50	Arten der Wärme- und Trockenhänge besonders wertvoll	Vegetationsverdichtung und Sukzession in Xerothermrasen, Nutzungsintensivierung auch im Weinbau	Schneider, K. (2008)
Großschmetterlinge	874	15	von den zahlreichen bedeutsamen Arten, hier nur Arten der (teilw. verbuschten) Trockenhänge, Säume und Trockenrasen		Stadie, D. & S. Schellhorn (2008)
Schwebfliegen	118	4		Verbuschung von Trocken- und Halbtrockenrasen	Jentzsch, M. (2008)

Alle Autorenangaben aus 2008 enthalten in: LAU (2008)

7.2.5 Arthropoden mit besonderer Relevanz für Weinbausteillagen

Unter den Wirbellosen sind die in Tab. 27 angeführten Insektenarten aus naturschutzfachlicher Sicht bzw. aus rechtlichen Aspekten als Arten der FFH-Richtlinie der EU für Weinbausteillagen besonders relevant.

Diese Insektenarten leben bevorzugt in trockenwarmen, überwiegend baumfreien, spärlich bewachsenen, felsigen aber auch sandigen Lebensräumen. Insofern kommen sie zwar in den felsigen Weinbaugebieten vor, sind dort zuweilen aber recht selten und in ihrem Bestand bedroht. In anderen Teilen Deutschlands hingegen leben sie auf völlig anderen, beispielsweise sandigen Offenlandflächen im Flachland wie der nordostdeutschen Bergbaufolgelandschaft und sind dort recht häufig (z.B. Blauflügelige Ödlandschrecke) oder nutzen andere wärmebegünstigte anthropogene Lebensräume (Weinhähnchen, Fetthennenbläuling).

Tabelle 27: Wirbellose Arten mit besonderer Relevanz für Weinbausteillagen

Familie	Art	Karlsholt-Razowski
Steppen-Sattelschrecke	<i>Ephippiger ephippiger</i>	nicht in Ostdeutschland
Blauflügelige Ödlandschrecke	<i>Oedipoda caerulea</i>	

Familie	Art	Karlsholt-Razowski
Rotflügelige Ödlandschrecke	<i>Oedipoda germanica</i>	in Sachsen ausgestorben
Weinhähnchen	<i>Oecanthus pellucens</i>	aktuell in Sachsen in Ausbreitung
Steppengrashüpfer	<i>Chorthippus vagans</i>	
Spanische Flagge	<i>Euplagia quadripunctaria</i>	
Segelfalter	<i>Iphiclides podalirius</i>	
Fetthennenbläuling	<i>Scolitantides orion</i>	
Apollofalter	<i>Parnassius apollo</i> , Mosel-Steillagen Unterart <i>P. apollo vinningensis</i>	nicht in Ostdeutschland

7.2.6 Gesetzlich geschützte Arthropoden die in der Umgebung von Weinbergsteillagen schwerpunktmäßig vorkommen (können)

7.2.6.1 Schmetterlinge (Lepidoptera)

Eine Reihe weiterer Schmetterlingsarten (33 Arten), die vor allem in der unmittelbaren Umgebung von Weinbergen ihre Entwicklungsstadien durchlaufen und beeinträchtigt werden können (Tab. 28), werden in der Bundesartenschutzverordnung genannt und sind gesetzlich geschützt.

Tabelle 28: Gesetzlich geschützte Falterarten, die sich vor allem im Bereich von Weinbausteillagen bzw. in Saum- und angrenzenden Biotopen entwickeln

Deutscher Name	Lateinischer Name	Bevorzugter Lebensraum
Malveneule	<i>Acontia lucida</i>	trockene, warme Lehnen, öde Flächen der Kultursteppe und Brachfelder
Trockenrasen-Johanniskrauteule	<i>Actinotia radiosa</i>	Trocken- und Halbtrockenrasen, Gebüsche, trockener Eichenwald
Tiefschwarze Glanzeule	<i>Amphipyra livida</i>	Trocken- und Halbtrockenrasen, Flaumeichengebüsch, Wiesenbrache
Rotbindiger Samtfalter	<i>Arethusana arethusa</i>	Kalkmagerrasen
Östlicher Perlmutterfalter	<i>Argynnis laodice</i>	Kalk-Halbtrockenrasen
Brombeer-Perlmutterfalter	<i>Brenthis daphne</i>	Trockenwiese im Weinberggebiet, Saum trockener Wälder
Fleckenbär	<i>Chelis maculosa</i>	Trockenrasen
Gebänderte Graslieneule	<i>Cleoceris scoriacea</i>	Trockenrasen über Kalk, Gebüsch
Eintönige Wintereule	<i>Conistra veronicae</i>	lichte, trockenwarme Eichenstandorte, so Steppenheiden und Trockenhänge
Mönchskraut-Metalleule	<i>Euchalcia consona</i>	trockenwarme Hänge
Haarstrangwurzeleule	<i>Gortyna borelii</i>	Magerrasen und trockenwarme Säume (einschließlich Waldinnensäume)
Kleiner Mottenspinner	<i>Heterogynis penella</i>	sehr warmen und trockenen Wiesen
Hofdame	<i>Hyphoraia aulica</i>	Kalkmagerrasen, Ginsterheiden und trockene, steinige Hänge
Fetthennen-Felsflur-Kleinspinner	<i>Idaea contiguaria</i>	Bingen, zum Nahe-Südufer abfallender Steilhang
Segelfalter	<i>Iphiclides podalirius</i>	Gärten, Felder und offenes Waldland
Löwenzahnschmetterling	<i>Lemonia taraxaci</i>	trockene, sonnige Wiesen und Hänge
Dumerils Graswurzeleule	<i>Luperina dumerilii</i>	trockene, buschige Graslandschaften, sonnige Hänge, Weinbaugelände
Gamander-Kleinbärchen	<i>Nola subchlamydula</i>	Kaiserstuhl

Deutscher Name	Lateinischer Name	Bevorzugter Lebensraum
Große Wintereule	<i>Orbona fragariae</i>	Bioindikator für klimabegünstigte Laubwaldgesellschaften
Mauer-Flechtenbärchen	<i>Paidia rica</i>	xerotherme Felsmauern, Nahe, Schloßböckelheim
Große Wiesenrauten-Goldeule	<i>Panchrysia deaurata</i>	warme, felsige Hänge u. Steppengebiete
Rittersporn-Sonneneule	<i>Periphanes delphinii</i>	warme Hänge, heiße Ödländereien, Weinberge und Gärten
Östlicher Quendel-Bläuling	<i>Pseudophilotes vicrama</i>	Waldlichtungen sowie felsiges Gelände
Zweibrütiger Würfeldickkopf	<i>Pyrgus armoricanus</i>	sehr spärlich bewachsene Kalk-Magerrasen
Spätsommer-Würfeldickkopf	<i>Pyrgus cirsi</i>	trockenwarme Stellen mit großflächigen Kalkmagerrasen
Fetthennen-Bläuling	<i>Scolitantides orion</i>	Untermosel
Kuhschellen-Kleinspanner	<i>Scopula tessalaria</i>	verbuschender Halbtrockenrasen mit Schlehen
Felshalden-Flechtenbärchen	<i>Setina roscida</i>	steppenartige Kurzrasenhänge sowie Stein- und Felshalden
Bibernell-Bergwieseneule	<i>Sideridis lampra</i>	Trockenrasen über Kalk
Schrägflügel-Striemeneule	<i>Simyra nervosa</i>	Löss-, Lehm- und Mergelböden in Warmtrockengebieten. d. Flach- u. Hügell.
Graubraune Eichenbuscheule	<i>Spudaea ruticilla</i>	trocken-warme, sonnige Lebensräume mit größeren Eichenbeständen
Schlehen-Jaspiseule	<i>Valeria jaspidea</i>	Nahe, Schloßböckelheim
Elegans-Widderchen	<i>Zygaena angelicae elegans</i>	Steppenheidewäldern/ Kalkmagerrasen

7.2.6.2 Käfer(Coleoptera)

Auch verschiedene gesetzlich geschützte Käferarten (ca. 70), können sich in der unmittelbaren Umgebung von Weinbergen entwickeln und könnten dort durch die Anwendung von Pflanzenschutzmitteln beeinträchtigt werden. Diese Käferarten sind an bestimmte Pflanzenarten gebunden, die vorzugsweise in der Umgebung von Weinbergen gedeihen bzw. besitzen ein großes Wärmebedürfnis, dass meist nur in der Nähe von Weinbergen befriedigt werden kann. Da sich bei naturschutzfachlichen Untersuchungen aus Weinbergen die Untersuchungen häufig auf Laufkäfer (s.u.) beschränken, muss der Kenntnisstand für Käfer insgesamt als eher gering bezeichnet werden (Tab. 29).

Tabelle 29: Gesetzlich geschützte Käferarten, die sich vor allem im Bereich von Weinbausteillagen bzw. in Saum- und angrenzenden Biotopen entwickeln (* - nur streng geschützte Arten)

Name	Bevorzugter Lebensraum	Fraßpflanze bzw. Biologie
* Eichen-Buntkäfer (<i>Clerus mutillarius</i>)	Angrenzend Trockenwälder/-Gehölze	<i>Quercus</i> (Eiche)
Gemeiner Bienenkäfer (<i>Trichodes alvearius</i>)	Weinbergsbrachen/ Trockenrasen	Parasit bei Bienen
* Eckschildiger Glanz-Prachtkäfer (<i>Eurythyrea quercus</i>)	Angrenzend Trockenwälder/-Gehölze	<i>Quercus</i> (Eiche)
* Südlicher Wacholder-Prachtkäfer (<i>Palmar festiva</i>)	Angrenzende Wacholderheide?	<i>Juniperus</i> (Wacholder)
Punktschild-Prachtkäfer (<i>Ptosima flavoguttata</i>)	Wärmehänge, Weinberge	Baum-Rosaceae
Schafgarben-Eckschild-Prachtkäfer (<i>Anthaxia millefolii</i>)	Felsige Häng. mit trock. Eichenwald	<i>Quercus</i> (Eiche)

Name	Bevorzugter Lebensraum	Fraßpflanze bzw. Biologie
Halbkupfriger Eckschild-Prachtkäfer (<i>Anthaxia suzannae</i>)	Angrenzend Trockenwälder/-Gehölze	Baum-Rosaceae
Eckschild-Prachtkäfer (<i>Anthaxia nitidula</i>)	Angrenzend Trockenwälder/-Gehölze	Baum-Rosaceae
Mendizabals Eckschild-Prachtkäfer (<i>Anthaxia medizabali</i>)	Weinbergsbrachen/ Trockenrasen	<i>Cytiscus scoparius</i> (Besenginster)
Wellenbindiger Eichen-Prachtkäfer (<i>Coraebus undatus</i>)	Angrenzend Trockenwälder/-Gehölze	<i>Quercus</i> (Eiche)
Metallgrüner Filzfuß-Prachtkäfer (<i>Coraebus elatus</i>)	Wärmehänge, Weinberge	<i>Helianthemum</i> (Sonnenrös.)
<i>Agrilus laticornis</i>, <i>A. obscuricollis</i>, <i>A. graminis</i>, <i>A. derasofasciatus</i>, <i>A. ribesi</i>, <i>A. sinuatus</i>, <i>A. hyperici</i>, <i>A. cinctus</i>, <i>A. viridicoeruleus rubi</i>...	Angrenzend Trockenwälder/-Gehölze	<i>Quercus</i> (Eiche), Baum-Rosaceen, <i>Hypericum</i>
Erzgrün.Furchenstirn-Pracht. (<i>Aphanisticus elongatus</i>)	Extensiv-Weinbaugebiet	<i>Carex muricata</i>
Schwarzgrüner Walzenprachtkäfer (<i>Cylindromorphus filum</i>)	Wärmehänge, Weinberge	Gramineen
Großschildiger Kleinprachtkäfer (<i>Trachys geranii</i>)	Weinbergsbrachen/ Trockenrasen	<i>Geranium sanguineum</i>
Kleinprachtkäfer (<i>Trachys troglodytiformis</i>)	Weinbergsbrachen/ Trockenrasen	<i>Malva spec.</i>
Erdbeer-Kleinprachtkäfer (<i>Trachys fragariae</i>)	Weinbergsbrachen/ Trockenrasen	<i>Potentilla reptans</i>
* Maiwurmkäfer (<i>Meloe autumnalis</i>, <i>Meloe cicatricosus</i>, <i>Meloe decorus</i>, <i>Meloe rugosus</i>)	Weinbergsbrachen/ Trockenrasen	
Pelzbienen-Ölkäfer (<i>Sitaris muralis</i>)	Weinbergsbrachen/ Trockenrasen	Parasit bei Pelzbienen
Mondhornkäfer (<i>Copris lunaris</i>)	Benachbarte Weideflächen	
* Großer Wespenbock (<i>Necydalis major</i>)	Angrenzend Trockenwälder/-Gehölze	
* Purpurbock (<i>Purpuricenus kaehleri</i>)	Angrenzend Trockenwälder/-Gehölze	
<i>Anoplodera sexguttata</i>, <i>Corymbia erythroptera</i>, <i>Leptura aurulenta</i>, <i>Cerambyx scopoli</i>, <i>Axinopalpis gracilis</i>, <i>Molorchus umbellatarum</i>, <i>Stenopterus rufus</i>, <i>Callimus angulatus</i>, <i>Phymathodes rufipes</i>, <i>Xylotrechus arviculare</i>, <i>Clytus tropicus</i>, <i>Plagionotus floralis</i>, <i>Chlorophorus varius</i>, <i>Chlorophorus sator</i>, <i>Dorcadion fuliginosum</i>, <i>Calamobius filum</i>, <i>Agapanthia pannonica</i>, <i>Oberea erythrocephala</i>, <i>Phytoecia nirgricornis</i>, <i>Tetrops starki</i>	Angrenzend Trockenwälder/-Gehölze	<i>Quercus</i> (Eiche)
+ ca. 20 weitere Cerambycidenarten		andere Laubbaumarten
		<i>Euphorbia cypressifolia</i>
* Rotpunkt. Walzenhalsbock (<i>Phytoecia rubropunctata</i>)	Weinbergsbrachen/ Trockenrasen	<i>Trinia glauca</i> (Faserschirm)
* Wachsblumenböckchen (<i>Phytoecia uncinata</i>)	Weinbergsbrachen/ Trockenrasen	<i>Cerintho minor</i> (Wachsblume)

Laufkäfer sind als Bewertungsgruppe der ökologischen Planung deutschlandweit gut und standardisiert untersucht. Auf Grundlage dieser Daten und der Einschätzung eines Expertengremiums von Carabidologen wurde ein Katalog der Lebensraumpräferenzen (Biotope) aller Laufkäferarten Deutschland erstellt (Bräunicke & Trautner 2009). In der Grobgliederung werden u.a. „Biotope der weitgehend offenen Kulturlandschaft mittlerer Standorte“ abgegrenzt, wobei nach der Feingliederung beispielsweise auch Weinberge aufgelistet sind.

Darüber hinaus werden Biotope genannt, die in unmittelbarer Umgebung von Weinbergen vorkommen und als die eigentlichen Entwicklungshabitate für Laufkäfer infrage kommen, die mehr oder weniger regelmäßig in Weinbergen gefunden werden. Laut Grobgliederung handelt es sich um „trockene, an größeren Gehölzen freie oder arme Biotope“ bzw. laut Feingliederung um „kalkreiche Trocken- und

Halbtrockenrasen (inkl. Felsfluren, Steinschutt, Initialstadien)“, sowie „Zwergstrauchheiden und Magerrasen auf sonstigen trockenen und kalkarmen Standorten (inkl. Felsfluren, Steinschutt, Initialstadien)“.

Von den ca. 550 Laufkäferarten Deutschlands besitzen laut Bräunicke & Trautner (2009) 42 Arten eine gewisse Präferenz für Weinberge, wobei der Großteil dieser Arten auch auf anderen anthropogen stark veränderten Flächen (Äcker, Wiesen, Steinbrüche) vorkommt (Tab. 30).

Insgesamt 89 Laufkäferarten kommen laut Bräunicke & Trautner (2009) vielfach auf den an Weinbergsflächen angrenzenden Offenlandbiotopen (Trockenrasen, Trockengebüsche usw.) vor (Tab. 30).

Tabelle 30: Laufkäferarten mit besonderer Relevanz für Weinberge, nach Bräunicke & Trautner (2009).

Art	Weinberge	kalkreiche Trocken- und Halbtrockenrasen	Zwergstrauchheiden und Magerrasen auf sonstigen trockenen und kalkarmen Standorten	bioindikatorisch für Weinberge besonders relevante Art
<i>Acupalpus brunnipes</i>			x	
<i>Acupalpus interstitialis</i>	x	x		x
<i>Amara anthobia</i>	x			
<i>Amara aulica</i>	x			
<i>Amara consularis</i>	x	x		
<i>Amara convexior</i>		x		
<i>Amara crenata</i>		x		
<i>Amara cursitans</i>	x			
<i>Amara curta</i>		x	x	
<i>Amara equestris</i>		x		
<i>Amara eurynota</i>		x		
<i>Amara fusca</i>			x	
<i>Amara infima</i>			x	
<i>Amara littorea</i>		x		
<i>Amara montivaga</i>		x	x	
<i>Amara nitida</i>		x		
<i>Amara praetermissa</i>		x	x	
<i>Amara proxima</i>		x		
<i>Amara pulpani</i>		x		
<i>Amara sabulosa</i>	x	x		x
<i>Anchomenus dorsalis</i>	x			
<i>Badister bullatus</i>		x		
<i>Badister sodalis</i>		x		
<i>Brachinus crepitans</i>	x	x	x	x
<i>Brachinus explodens</i>	x	x		x

Art	Weinberge	kalkreiche Trocken- und Halbtrockenrasen	Zwergstrauchheiden und Magerrasen auf sonstigen trockenen und kalkarmen Standorten	bioindikatorisch für Weinberge besonders relevante Art
<i>Bradycellus caucasicus</i>			x	
<i>Bradycellus ruficollis</i>			x	
<i>Brosicus cephalotes</i>	x			
<i>Calathus ambiguus</i>	x	x		
<i>Calathus erratus</i>	x	x		
<i>Calathus micropterus</i>			x	
<i>Callistus lunatus</i>	x	x		x
<i>Carabus auratus</i>	x	x		
<i>Carabus cancellatus</i>		x		
<i>Carabus convexus</i>		x		
<i>Carabus monilis</i>			x	
<i>Cicindela campestris</i>		x	x	
<i>Cymindis angularis</i>		x		
<i>Cymindis axillaris</i>		x	x	
<i>Cymindis humeralis</i>		x	x	
<i>Cymindis macularis</i>		x		
<i>Harpalus calceatus</i>	x			
<i>Harpalus griseus</i>	x			
<i>Harpalus rufipes</i>	x			
<i>Harpalus anxius</i>	x		x	
<i>Harpalus atratus</i>	x	x		
<i>Harpalus autumnalis</i>			x	
<i>Harpalus caspius</i>		x		
<i>Harpalus dimidiatus</i>	x	x		
<i>Harpalus distinguendus</i>	x			
<i>Harpalus froelichii</i>		x		
<i>Harpalus fuscicornis</i>	x		x	
<i>Harpalus hirtipes</i>		x		
<i>Harpalus honestus</i>	x	x	x	
<i>Harpalus modestus</i>	x			
<i>Harpalus neglectus</i>		x		
<i>Harpalus politus</i>		x		
<i>Harpalus pumilus</i>	x	x		
<i>Harpalus rufipalpis</i>			x	
<i>Harpalus serripes</i>	x	x	x	

Art	Weinberge	kalkreiche Trocken- und Halbtrockenrasen	Zwergstrauchheiden und Magerrasen auf sonstigen trockenen und kalkarmen Standorten	bioindikatorisch für Weinberge besonders relevante Art
<i>Harpalus signaticornis</i>		x		
<i>Harpalus smaragdinus</i>	x		x	
<i>Harpalus subcylindricus</i>		x		
<i>Harpalus tardus</i>			x	
<i>Harpalus tenebrosus (centralis)</i>	x	x	x	
<i>Harpalus zabroides</i>	x	x		
<i>Lebia chlorocephala</i>			x	
<i>Lebia cruxminor</i>	x	x	x	
<i>Lebia cyanocephala</i>			x	
<i>Lebia marginata</i>			x	
<i>Leistus spinibarbis</i>	x	x	x	
<i>Licinus cassideus</i>		x		
<i>Licinus depressus</i>		x		
<i>Masoreus wetterhallii</i>		x		
<i>Microlestes maurus</i>		x		
<i>Nebria salina</i>	x			
<i>Notiophilus aesthuans</i>	x			
<i>Notiophilus germinyi</i>			x	
<i>Ocys quinquestriatus</i>		x		
<i>Olisthopus rotundatus</i>	x	x	x	
<i>Ophonus ardosiacus</i>		x		
<i>Ophonus azureus</i>	x	x		
<i>Ophonus cordatus</i>		x		
<i>Ophonus laticollis (= nitidulus)</i>		x		
<i>Ophonus melletii</i>	x	x	x	
<i>Ophonus parallelus</i>		x		
<i>Ophonus puncticeps</i>		x		
<i>Ophonus puncticollis</i>	x	x		
<i>Ophonus rupicola</i>	x	x		
<i>Ophonus sabulicola</i>	x			
<i>Ophonus schaubergerianus</i>		x		
<i>Ophonus stictus</i>	x	x		
<i>Panagaeus bipustulatus</i>		x		
<i>Paradromius linearis</i>		x		
<i>Parophonus maculicornis</i>	x			

Art	Weinberge	kalkreiche Trocken- und Halbtrockenrasen	Zwergstrauchheiden und Magerrasen auf sonstigen trockenen und kalkarmen Standorten	bioindikatorisch für Weinberge besonders relevante Art
<i>Pedius (Pterostichus) longicollis</i>		x		
<i>Philorhizus notatus</i>		x		
<i>Poecilus cupreus</i>	x			
<i>Poecilus kugelanni</i>		x		
<i>Poecilus lepidus</i>		x		
<i>Pterostichus macer</i>			x	
<i>Pterostichus melas</i>		x		
<i>Pterostichus ovoideus</i>		x		
<i>Syntomus foveatus</i>			x	

nach Bräunicke & Trautner (2009).

7.2.6.3 Hautflügler (Hymenoptera: Aculeata)

In Deutschland leben etwa 500 Bienen- und Hummelarten (Hymenoptera Aculeata partim) von denen sehr viele Arten gesetzlich geschützt sind (Westrich & Dathe 1997). Ein Großteil dieser Arten ist an trockenwarme, besonnte Lebensräume gebunden. Etwa die Hälfte der Arten nistet im Boden, an Steilwänden oder -abbrüchen und benötigt spärlich bewachsene Stellen. Viele Arten nisten in Totholz oder hohlen Stängeln. Die meisten Arten sind Nektarsammler und auf ein reichhaltiges Blütenangebot angewiesen, das vor allem auf Weinbergbrachen, Magerrasen, Gebüschsäumen usw., d.h. in der Nähe von Weinbergen besonders stark ausgeprägt ist (Hecker, o.J.). Zahlreiche Arten sammeln oligo- oder gar monolektisch Pollen, d.h. sind direkt an das Vorkommen einer bestimmten Blütenpflanzenart, oder -gattung gebunden (siehe Kap. 7.2.1.4).

Als Art, die für die ostdeutschen Weinbergsgegenden eventuell von höherer Bedeutung sein könnte, und hier nur als eine von vielen exemplarisch genannt werden kann, ist die vom Aussterben bedrohte Sächsische Sandbiene (*Andrena saxonica* Stöckhert, 1935), die streng oligolektisch an Milchstern (*Ornithogalum spec.*) gebunden ist (Scheuchl & Willner 2016). Das Vorkommen dieser Art ist in ganz Deutschland auf das Elbtal beschränkt und erstreckt sich nördlich bis Dessau (Burger 2005).

Die hohe Bedeutung von Weinbergsgebieten und -brachen trifft gleichermaßen auch auf andere Hymenopterenfamilien zu, wie für Ameisen (Formicoidea), Weg- (Pompilidae) und Grabwespen (Sphecidae). Der Kenntnisstand zur aktuellen Verbreitung der meisten genannten Arten ist sehr rudimentär. Nur wenige Untersuchungen liegen vor, die das o.g. Bild deutlich untermauern (Schmid-Egger 1994a, b, 1995, Vischer 2002).

Tabelle 31: Ergebnisse der Stechimmen-Untersuchung von Vischer (2002) im Saale-Unstrut-Gebiet.

Charakteristika	Saalhäuser Weinberg	Schlifter Weinberg	Schweigenberg	Gesamt
Lage	bei Bad Kösen	in Freyburg	bei Freyburg	
Bewirtschafter	Landesweingut Kloster Pforta	Stadt Freyburg	Agrargenossenschaft Gleina	
untersuchte Rebfläche	2,0 ha 1,7 ja	1,7 ha	0,3 ha	
untersuchte Brache	0,01 ha	0,8 ha	0,17 ha	
Exposition	190°	225°	187°	
Inklination	bis 40°	bis 50°	bis 35°	
Wirtschaftsweise nach MRLU (1997)	integriert	ohne Auflage	integriert	
Bewirtschaftung	Aufsitzraupe (grubbern)	Aufsitzraupe (mähen)	Freischneider (mähen)	
Begrünung	natürlich	Einsaat	natürlich	
Nistplatzangebot <ul style="list-style-type: none"> • Trockenmauer • Schneckenhäuser >1cm Durchmesser 	ca 90m2 1 (Stck/m2)	ca 2245m2 3 (Stck/m2)	ca 1600m2 13 (Stck/m2)	
Blütenangebot (Hauptblühaspekte)	<i>Crepis biennis</i> , <i>Echium vulgare</i> , <i>Picris hieracioides</i> , <i>Reseda lutea</i> , <i>Stachys recta</i> , <i>Taraxacum officinale</i>	<i>Anthemis tinctoria</i> , <i>Convolvulus arvensis</i> , <i>Crepis biennis</i> , <i>malva neglecta</i> , <i>Medicago lupulina</i> , <i>Torilis jaonica</i>	<i>Anthemis tinctoria</i> , <i>Crepis biennis</i> , <i>daucus carota</i> , <i>Echium vulgare</i> , <i>Taraxacum officinale</i> , <i>Torilis jaonica</i>	
Artenzahl Bienen	91	87	102	145
Anteil Arteninventar Sachsen-Anhalt* [%]	24 %	23 %	27 %	
davon Rote Liste	38% (55 Arten)			
Anteil Arteninventar Thüringen (excl <i>Bombus</i>)* [%]	63 %	60 %	70 %	
davon Rote Liste	44 % (64 Arten)			
Artenzahl Wespen	43	41	48	82
Artenzahl Stechimmenarten	134	128	150	227
davon Rote Liste	24 (54 Arten, 38 Bienen-, 16 Wespenarten)			

Anteile teilweise nach Angaben aus Vischer (2002) berechnet

Besonders hervorzuheben ist die Untersuchung der Bienen- und Wespen ausgewählter bewirtschafteter Steillagenweinberge im Saale-Unstrut-Gebiet von Vischer (2002). Allein bei dieser kurzzeitigen Untersuchung wurden auf nur 3 bewirtschafteten Weinbergen im Saale-Unstrut-Gebiet insgesamt 227 Arten der Stechimmen für Sachsen-Anhalt nachgewiesen, von denen 145 Bienenarten waren (Vischer 2002). Einige Nachweise stellten Wiederfunde nach mehr als 50 Jahren für das Bundesland dar. In allen drei Gebieten wurden in hohem Maße exklusive Arten nachgewiesen, so dass die Gesamtzahl der nachgewiesenen Arten deutlich über der eines einzelnen Gebietes liegt (Tab. 31).

Bemerkenswert ist der Anteil oligolektisch sammelnder Bienenarten, dieser machte 29 % (25 Arten) der oligolektischen Bienenarten des ganzen Bundeslandes aus. Von besonderer Bedeutung waren hierbei Arten, die auf Asteraceen (Korbblütengewächse) spezialisiert sind. Diese stellen 84 % der nachgewiesenen Bienenindividuen und 48 % der Arten. Asteraceen wiederum waren die Pflanzenfamilie, deren Blütenangebot besonders reichhaltig während der Flugzeit bestand.

Des Weiteren konnte ein bemerkenswert hoher Anteil an Parasitoiden festgestellt werden (35 Bienen- (1/4 aller Bienenarten), 15 Goldwespenarten)). Der Anteil wird als verhältnismäßig hoch eingeschätzt und als Hinweis auf intakte Wirtspopulationen und qualitativ hohe Wechselwirkungen zwischen den Arten gewertet (Kuhlmann 1998, Schmidt-Egger 1995). Ein besonders wertvolles Habitatrequisit für einzelne Stechimmenarten stellten Schneckenhäuser als Nistgelegenheit dar. Der größte Anteil der Arten nistet endogäisch und nutzt offene Bereiche. Diese Arten werden durch die Bodenbearbeitung während der Weinbergbewirtschaftung (grubbern) und durch das Kurzhalten der Vegetation (Wärmebegünstigung) gefördert. Die Nistplätze der Arten befinden sich überwiegend in den Kalksteinmauern und sind von der Bearbeitung wenig betroffen.

Die Studie von Vischer (2002) zeigt relativ eindrucksvoll, in welchem hohem Maß hochspezialisierte Arten auch Strukturen innerhalb der Weinberge nutzen (Freistellen innerhalb der Kalk-Trockenmauern, Störstellen durch die Bodenbearbeitung (grubbern) und eine kurzgehaltene Vegetation (Mahd). Darüber hinaus werden in hohem Maße angrenzende brache Strukturen genutzt, wenn diese reich an Blütenpflanzen und wärmebegünstigt sind. Vor allem die Trockenmauern werden als Nistplatz, als Ort zum Sammeln der Larvennahrung (Spinnen) für die Pompilidae und Sphecidae, darüberhinaus auch als Lebensraum von Schnecken genutzt, deren Gehäuse wiederum notwendige Habitatrequisite für hochspezialisierte Bienen sind. Von der wärmeliebenden Art *Lasioglossum interruptum* (in Deutschland und Sachsen-Anhalt gefährdet, RL 3) wurden auf gegrubberten Bereichen auf einem Weg im Saalhäuser Weinberg und zwischen den Reben jeweils ca. 100 Nesteingänge gefunden.

Darüber hinaus haben die drei untersuchten Weinbergsteillagen aufgrund der hohen Arten- und Individuenzahlen, des hohen Anteils an gesetzlich geschützten und seltenen Arten der Stechimmen und der ökologisch hochwertigen und vermutlich noch weitgehend intakten Wirkungsgefüge zwischen den Stechimmen und ihren Parasitoiden, den spezialisierten Pollensammlern und dem Angebot an Blütenpflanzen, zwischen den Weg- und Grabwespen und den Spinnenarten (etc.) an denen diese als Parasitoide auftreten, sowie den Schnecken, deren Gehäuse einige Spezialisten als Nistmöglichkeit benötigen, einen hohen naturschutzfachlichen Wert per se.

7.2.7 Weichtiere

Der Kenntnisstand zu den Weichtieren des Saale-Unstrut-Triasland wird von Hartenauer (2008) zusammengefasst. Sie stellt heraus, dass es sich bei dem Gebiet „aus malakofaunistischer Sicht um einen der interessantesten Räume Sachsen-Anhalts“ handelt. Dies liegt zum einen daran, dass es am artenreichsten, aber auch für die kalk- und wärmeliebenden Arten von „herausragender“ Bedeutung ist.

Im Grüntal bei Krumpa, am Geiseltalsee wurde von Hartenauer (2005) ein Xerothermstandort auf Landschnecken untersucht. Insgesamt wurden 28 Arten festgestellt, was für diese Biotope eine relativ hohe Artenzahl darstellt. Bevorzugt werden Südhanglagen besiedelt, die als besonders hochwertig herausgestellt werden, da die „xerothermen Vertreter mit enger Biotopbindung ausschließlich“ hier nachgewiesen wurden.

Die Landschnecken der xerothermen Trocken- und Halbtrockenrasen sind bundesweit am stärksten gefährdet (Jungbluth & Knorre 1998, Körnig 1999).

Leere Schneckengehäuse sind notwendige Habitatrequisiten für das Vorkommen hochgradig gefährdeter Schneckenhausnister der Aculeaten Hymenopteren (Vischer 2002), von denen 5/6 der mitteleuropäischen Arten aus Sachsen-Anhalt belegt sind, und hier überwiegend in Weinbergsteillagen noch vorkommen (vgl. Kapitel 7.6.2.3).

7.2.8 Wirbeltiere

Die in ostdeutschen Weinbausteillagen aus naturschutzfachlicher Sicht besonders betroffenen FFH- bzw. gesetzlich geschützten Wirbeltierarten sind:

- Mauereidechse (*Podarcis muralis*)
- Schlingnatter (*Coronella austriaca*)
- ggf. Zauneidechse (*Lacerta agilis*)

Die Populationen der sächsischen Vorkommen der Mauereidechse sind von den Hauptvorkommen großräumig isoliert. Einerseits gelten diese Vorkommen als nicht autochthon, andererseits sind sie bereits seit etwa 100 Jahren in Sachsen etabliert (Grosse & Seyring 2015). In Sachsen-Anhalt befindet sich die Art in Ausbreitung, kommt aber nach bisherigem Kenntnisstand bislang nicht in Weinbaugebieten vor.

Wirbeltiere nutzen Weinbauflächen in der Regel nicht ausschließlich, sondern diese sind Teil einer Mehrfachhabitatnutzung. Eine Nutzung erfolgt vor allem in Form von Ruhe- und Sonnenplätzen und Verstecken (Troddenmauern), bei geeigneter Ausstattung ggf. auch zur Nahrungssuche oder als Reproduktionsraum.

7.2.9 Gefährdung von Nichtzielorganismen im Umfeld der Weinberge

Innerhalb der Weinberge (= Betriebsfläche) führt der meist sehr intensive Einsatz verschiedener Pestizide (Herbi-, Fungi-, teilweise Insekti-, selten auch Rodentizide), und der intensive Grad der Bearbeitung (Grubbern, Mähen, Mulchen, Einsaaten, Befahrung mit Technik, Störungen aller Art) in der Regel zu einer deutlichen faunistischen Verarmung.

Die Nutzung und Pflege der Weinbergsteillagen führt generell zu einem kleinteiligen Mosaik verschiedenster Habitate und Kleinstrukturen und zu einer hohen Dynamik innerhalb und außerhalb der Betriebsfläche. Diese Elemente sind insgesamt als positiv zu werten und als verantwortlich für eine hohe Artenvielfalt der Tiere zu benennen.

Eine Gefährdung von Tieren im angrenzenden Umfeld von Weinbergsteillagen, also außerhalb der Betriebsfläche, besteht weniger direkt (nicht ordnungsgemäße Anwendung von Pestiziden), sondern in erster Linie indirekt über den Wegfall der Nahrungsgrundlagen (Phytophage, u.a.) oder darauf aufbauende Einschränkungen in Nahrungsbeziehungen (Räuber erster und zweiter Ordnung). Dies wirkt umso schwerwiegender je höher der Grad der Spezialisierung ist. Bspw. kann der Ausfall einer bestimmten Blütenpflanzenart in einem Gebiet zum Aussterben monophag daran fressender Insekten, oder daran oligolektisch Pollen sammelnder Bienen-Arten führen. Das wiederum kann zum Ausfall der noch weiter spezialisierten Kuckucksbienen (Spezialisierung auf Blüten und diese Blüten besammelnde Bienen) führen.

Die Gefährdung von Nichtzielorganismen im Off-field-Bereich aufgrund des Einsatzes von Fungiziden mittels Ausbringung per Luftfahrzeugen wird unter den derzeitigen Rahmenbedingungen als eher gering eingestuft, da derzeit nur Fungizide zur Anwendung zugelassen sind. Sollten jedoch Insektizide oder Herbizide mit Luftfahrzeugen in Weinbergsteillagen ausgebracht werden, sind deutliche negative direkte und indirekte Auswirkungen auf Nichtzielarthropoden im Off-field-Bereich der Weinberge zu erwarten.

7.2.10 FFH-Lebensraumtypen und deren Bedeutung

Weinberge sind in Sachsen (Buder & Uhlemann 2010) und seit 2004 in Sachsen-Anhalt (LAU 2008) keine geschützten Biotop mehr. Als Biotoptyp werden sie auch nicht als gefährdet eingestuft. Gleichwohl können bestimmte weinbergstypische Elemente geschützte Landschaftsbestandteile sein.

Weinberge stellen keinen eigenständigen FFH-Lebensraumtyp dar. Trotzdem befinden sich bestimmte FFH-Lebensraumtypen innerhalb von Weinbaugebieten oder grenzen an bewirtschaftete Weinberge an. Dieses Fazit wurde bereits von Uhl & Hau (2014) gezogen und ist auch in den Regionen Sachsen und Saale-Unstrut präsent.

„Auch wenn die bewirtschafteten Weinberge also in der Regel nicht in die FFH-Gebiete einbezogen wurden, so liegen sie doch häufig unmittelbar in der Nähe besonders wertvoller, in FFH-Gebieten geschützter Biotop“ (Uhl & Hau, 2014).

Bezogen auf die FFH-Lebensräume gelten die in Tabelle 32 dargestellten Typen als weinbergsrelevant.

Tabelle 32: Übersicht über relevante FFH-Lebensraumtypen.

naturbedingte Typen	kulturbedingte Typen
*Gesteinshalden (8150)	Gesteinshalden/Schuttfluren (8150)
*Trockenrasen (6210, 6240)	Halbtrockenrasen (6212)
*Zwergstrauchheiden (4030)	Zwergstrauchheiden (4030)
*Felsgebüsche (40AO, 5110)	*Borstgrasrasen (6230)
*Felstrockenwälder (9170, 9180)	periodisch gestörte landwirtschaftliche Nutzflächen (Weinberge)
*Felsen (8220, 8230)	Flachlandmähwiesen (6510)
*Kalktuffquellen (7220)	
randlich oder im Mosaik:	randlich oder im Mosaik:
thermophile	thermophile Säume
gemäßigte	gemäßigte Trockengebüsche
Lehm- und Lösswände (in RLP nicht im Bereich von Weinbausteillagen)	sekundäre Felsstandorte (Trockenmauern, Steinriegel z.B. SächsNatSchG)
	Hohlwege (z.B. SächsNatSchG)
	Lehm- und Lösswände (Kaiserstuhl)

Ein typisches Beispiel für in Sachsen-Anhalt vorhandene FFH-Lebensraumtypen stellt der Kathertsche Weinberg bei Karsdorf dar, der Teil des FFH-Gebietes „Trockenhänge bei Steigra“ ist. Hier kommen die FFH-Lebensraumtypen Naturnahe Kalk-Trockenrasen und deren Verbuschungsstadien (Festuco-Brometalia, – tlw. besondere Bestände mit bemerkenswerten Orchideen) und Labkraut-Eichen-Hainbuchenwald (Galio-Carpinetum) vor. Außerhalb des Weinbergs kommt noch der FFH-Lebensraumtyp Kalk-Pionierrasen dazu (u.a. Bergmeier & Möhler 2014).

7.2.11 Naturschutzfachliche Bedeutung der Weinberge und deren Weinberge umgebende Strukturen

7.2.11.1 Weinbergsbetriebsflächen

Dass die Anbaufläche der Weinberge selbst in der Regel nicht die häufig hohe naturschutzfachliche Relevanz der sie umgebenden Biotop aufweist, zeigte sich bei einer CIR-Luftbild-Auswertung von Biotop- und Nutzungstypen des Landschaftsraumes Saale-Unstrut-Region unter Naturschutzaspekten (Engemann 2008a, b) im Rahmen des Arten- und Biotopschutzprogramms Saale-Unstrut-Triasland (LAU 2008). Hierbei ist allerdings zu berücksichtigen, dass Flächenanteile kleiner 0,25 ha in der Regel nicht erfasst wurden und gerade die im Weinbau relevanten Trockenmauern und kleinere Sonderflächen in der Datengrundlage fehlen oder unterrepräsentiert sind.

Trotzdem wird auf die Relevanz der Weinberge und Weinbergbrachen hingewiesen, denn sie werden a priori als landschaftsraumbedeutsame Lebensräume definiert (Jäger & Reißmann 2008) bzw. stellen Lebensräume als Folge einer vorangegangenen Nutzung als Weinberg (Magerrasen, Heiden und Thermophile Säume (FFH Anh. I), Trockengebüsche (Gehölze (FFH Anh. I) und als Agrotopie (Weinbergsbrachen) dar.

Obwohl Weinberge in der CIR-Auswertung nur 0,4 % der gesamten Fläche des Saale-Unstrut-Trias-Gebietes einnahmen, wurde festgestellt, dass sie aufgrund der Hanglagen in der Natur eine größere Fläche aufweisen. Insgesamt nahmen bei der CIR-Luftbild-Auswertung Weinberge eine Fläche von 300 ha ein. Bei der selektiven Biotopkartierung (mit Vor-Ort-Begehung und Kartierung) wurden diese extensiven Weinberge bzw. deren Brachen nicht mehr erfasst, da die naturschutzfachlichen *„Nutzungs- bzw. Vegetationskriterien nicht erfüllt waren.“*

Zu einem ähnlichen Fazit kamen Uhl & Hau (2014) bei der Analyse süddeutscher Weinbausteillagen: *„Obwohl die Weinbauflächen selbst vergleichsweise dünn besiedelt sind, weist ihre unmittelbare Umgebung eine große Fülle an seltenen, gefährdeten und geschützten Arten und Biotopen auf.“*

7.2.11.2 Umgebende Biotope und Strukturen (Off-field)

Der heute noch vorhandene hohe naturschutzfachliche Wert der Weinbergsteillagen ist ein Resultat der natürlichen Sonderbedingungen einerseits, aber auch der Kulturgeschichte und vor allem der ehemaligen Landsnutzung andererseits.

Für das Saale-Unstrut-Triasland wird hierzu von Trost (2008, in LAU 2008) festgestellt: *„Ein erheblicher Anteil bestehender Trocken- und Halbtrockenrasen, aber auch Trockengebüsche und Streuobstwiesen, dürften auf **ehemalige** Rebflächen zurückzuführen sein.“*

Darüber hinaus finden sich neben den aufgrund der (ehemaligen) Nutzung durch Sukzession entstandenen Biotopen überdurchschnittlich häufig auch sonstige ökologisch wertvolle Sonderstrukturen in der unmittelbaren Umgebung von Weinbergen. Dies sind oft für den Anbau ungeeignete Areale (zu steile Bereiche, Felsnasen), aber auch aufgelassene, der Brache bzw. Sukzession unterliegende Flächen, oder mit der Nutzung einhergehende anthropogene Strukturen (Trockenmauern, bzw. deren Reste, Gebäude, Keller).

7.3 Grad der Betroffenheit und potenzielle Wiederbesiedlungsfähigkeit

Derzeit sind nur Fungizide für die Ausbringung mittels Luftfahrzeugen im Steillagenweinbau zugelassen. Daraus lassen sich besonders starke Auswirkungen in erster Linie auf direkt an Pilze und Flechten gebundene Arten ableiten.

Vor allem die Fruchtkörper vieler Pilze können eine hohe Biodiversität an Tieren aufweisen, da sie Lebensraum, Reproduktionsort, oder Teillebensraum für verschiedene andere Tiere darstellen. Als Nahrungsgrundlage dienen sie vor allem Dipterenlarven (> 160 Arten) und zahlreichen mycetophagen Käfern (1400 Arten, Benick 1952). Die meisten Pilzkäfer sind polyphag, monophage Arten sind eine große Ausnahme.

Eine Übersicht über mit Flechten vergesellschaftete Wirbellose geben Gerson & Seaward (1977). Hier werden vorrangig einzellige Urtiere, Fadenwürmer (Nematoda), Rädertierchen (Rotatoria), Bärtierchen (Tardigrada), Wenigborster (Enchyträen), aber auch Schnecken (Gastropoda) genannt, die die Flechten in der Regel sehr unspezifisch nutzen und besiedeln. In erster Linie sind allerdings die Gliederfüßer von Bedeutung, allen voran Vertreter verschiedener Insektenordnungen.

Die Bedeutung der Flechten liegt vorrangig in der Funktion als Lebensraum und Reproduktionsort. Flechten als Nahrungsgrundlage erfordern eine Toleranz gegenüber bestimmten Inhaltsstoffen (Chinone, Depside, Depsidone) oder Spezialisierungen, z.B. die Fähigkeit, Lichenin zu spalten (Holden & Tracey 1950, Nielsen 1963).

Ein hoher Anteil lichenophager Arten ist bei den Schmetterlingen zu finden, die als Larve teilweise ausschließlich von Flechten leben (Gaedicke 1988, Segerer 2009, Tab. 27). Bei diesen Arten ist eine besonders hohe Spezialisierung gegeben, die sich teilweise auch im Aussehen der Larven und Falter widerspiegelt (Mimese).

Direkte Auswirkungen der Fungizide auf die Tiere bei der Ausbringung sind wirkstoffbedingt und aufgrund der häufig versteckten und geschützten Lebensweise in den Pilzen und Flechten kaum zu erwarten. Das Absterben der Pilze und Flechten zerstört dann direkt den Kleinlebensraum und entzieht diesen Arten die Nahrungsgrundlage.

Die Ausbreitungsfähigkeit der möglicherweise in Weinbergen und dem angrenzenden Off-field betroffenen myceto- und lichenophagen Arthropodenarten wird analog zu den in Kapitel 4.2.3 getroffenen Aussagen als mittel bis hoch eingestuft. Einige wenige an Flechten gebundene Arten, deren Ausbreitung besonders stark eingeschränkt scheint (wie parthenogenetische Formen von Psychiden) können sich über Gespinstfäden der Eirauen und Lufttransfer über mittlere Distanzen (1-5 km) ausbreiten. Das Wiederbesiedlungspotenzial ist dementsprechend insgesamt als mittel bis hoch einzustufen.

Tabelle 33: Übersicht über in Deutschland lebende lichenphage Lepidoptera.

Familie	Art	Karsholt & Razowski (1996)
Tineidae	<i>Tenaga rhenania</i> (G. Petersen, 1962)	495
	<i>Eudarcia confusella</i> (Heydenreich, 1851)	519
	<i>Infurcitinea captans</i> Gozmány, 1960	538
	<i>Infurcitinea roesslerella</i> (Heyden, 1865)	542
	<i>Infurcitinea ignicomella</i> (Heydenreich, 1851)	545
	<i>Infurcitinea teriolella</i> (Amsel, 1954)	558
	<i>Infurcitinea albicomella</i> (Stainton, 1851)	565
	<i>Infurcitinea argentimaculella</i> (Stainton, 1849)	572
Psychidae	<i>Lichenotinea pustulatella</i> (Zeller, 1852)	576
	<i>Ischnoscia borreonella</i> (Milliere, 1874)	579
	<i>Novotinea muricolella</i> (Fuchs, 1879)	582
	<i>Stenoptinea cyaneimarmorella</i> (Milliere, 1854)	590
	<i>Agnathosia mendicella</i> (Denis & Schiffermüller, 1775)	594
	<i>Eudarcia pagenstecherella</i> (Hübner, [1825])	599
	<i>Diplodoma laichartingella</i> (Goeze, 1783)	747
	<i>Narycia duplicella</i> (Goeze, 1783)	751
	<i>Narycia astrella</i> (Herrich-Schäffer, [1854])	752
	<i>Eumasia parietariella</i> (Heydenreich, 1851)	1024
	<i>Taleporia tubulosa</i> (Retzius, 1783)	815
	<i>Siederia pineti</i> (Zeller, 1852)	793
	<i>Dahlica triquetrella</i> (Hübner, [1813])	761
	<i>Dahlica lichenella</i> (Linnaeus, 1761)	765
	<i>Dahlica lazuri</i> (Clerck, 1759)	766
	<i>Dahlica charlottae</i> (Meier, 1957)	771
	<i>Dahlica nickerlii</i> (Heinemann, 1870)	782
	<i>Dahlica wockii</i> (Heinemann, 1870)	783
	<i>Dahlica sauteri</i> (Hättenschwiler, 1977)	784
	<i>Siederia rupicolella</i> (Sauter, 1954)	796
	<i>Bankesia conspurcatella</i> (Zeller, 1850)	832
	<i>Luffia ferchaultella</i> (Stephens, 1850) (f. parth.)	864
	<i>Bacotia claustrilla</i> (Bruand, 1845)	866
<i>Proutia betulina</i> (Zeller, 1839)	868	
<i>Proutia rotunda</i> Suolomainen, 1990	870	
<i>Anaprouitia comitella</i> (Bruand, 1853)	873	

Familie	Art	Karlsholt & Razowski (1996)
Gelechiidae	<i>Dichomeris alacella</i> (Zeller, 1839)	3857
	<i>Chionodes continuella</i> (Zeller, 1839)	3517
	<i>Aplota palpellus</i> (Haworth, 1828)	2384
Oecophoridae	<i>Epicallima formosella</i> ([Denis & Schiffermüller], 1775)	2310
	<i>Promalactis procerella</i> ([Denis & Schiffermüller], 1775)	2242
Geometridae	<i>Alcis jubata</i> (Thunberg, 1788)	7779
	<i>Cleorodes lichenaria</i> (Hufnagel, 1767)	7790
	<i>Fagivorina arenaria</i> (Hufnagel, 1767)	7792
	<i>Tephronia sepiaria</i> (Hufnagel, 1767)	7812
	<i>Charissa pullata</i> (Denis & Schiffermüller, 1775)	7870
	<i>Sciadia tenebraria</i> (Esper, [1806])	7752
	Lithosinae	<i>Nudaria mundana</i> (Linnaeus, 1761)
<i>Thumatha senex</i> (Hübner, [1803-1808])		10466
<i>Paidia rica</i> (Freyer, 1855)		10468
<i>Miltochrista miniata</i> (Forster, 1771)		10475
<i>Cybosia mesomella</i> (Linnaeus, 1758)		10477
<i>Pelosia muscerda</i> (Hufnagel, 1766)		10479
<i>Pelosia obtusa</i> (Herrich-Schäffer, [1852])		10480
<i>Atolmis rubricollis</i> (Linnaeus, 1758)		10483
<i>Lithosia quadra</i> (Linnaeus, 1758)		10485
<i>Eilema depressa</i> (Esper, 1787)		10487
<i>Eilema griseola</i> (Hübner, [1800-1803])		10488
<i>Eilema lurideola</i> ([Zincken, 1817)		10489
<i>Eilema complana</i> (Linnaeus, 1758)		10490
<i>Eilema pseudocomplana</i> (Daniel, 1939)		10491
<i>Eilema caniola</i> (Hübner, [1803-1808])		10493
<i>Eilema palliatella</i> (Sscolpoli, 1763)		10494
<i>Eilema pygmaeola</i> (Doubleday, 1847)		10495
<i>Eilema lutarella</i> (Linnaeus, 1758)		10497
<i>Eilema sororcula</i> (Hufnagel, 1766)		10499
<i>Eilema cereola</i> (Hübner, [1800-1803])		10507
<i>Setina irrorella</i> (Linnaeus, 1758)		10509
<i>Setina aurita</i> (Esper, 1787)		10512
<i>Setina roscida</i> (Denis & Schiffermüller, 1775)		10514
Noctuidae	<i>Parascotia fuliginaria</i> (Linnaeus, 1761)	9016
	<i>Laspeyria flexula</i> (Denis & Schiffermüller, 1775)	8975
	<i>Meganola strigula</i> (Denis & Schiffermüller, 1775)	10423
	<i>Cryphia fraudatricula</i> (Hübner, [1800-1803])	8798
	<i>Cryphia algae</i> (Fabricius, 1775)	8801
	<i>Bryophila ravula</i> (Hübner, [1809-1813])	8804
	<i>Bryophila ereptricula</i> Treitschke, 1825	8806
	<i>Bryophila raptricula</i> (Denis & Schiffermüller, 1775)	8810
	<i>Bryophila domestica</i> (Hufnagel, 1766)	8816
	<i>Nyctobrya muralis</i> (Forster, 1771)	8818

Eigene Übersicht, basierend tlw. auf Gaedicke (1988) und Segerer (2009). Nummern nach Karlsholt & Razowski (1996).

7.4 Leit- und Zielarten

Zahlreiche Vorkommen von Arten mit hoher Bedeutung für den Artenschutz in Sachsen-Anhalt kommen schwerpunktmäßig oder ausschließlich im Saale-Unstrut-Gebiet, und hier oft in der Umgebung von Weinbausteillagen (NSG Tote Täler, Freyburg: Marienberg, Schlifter Weinberg, Schweigenberg) vor. Dazu zählen auch einige besonders attraktive oder besondere Arten: bspw. der Himmelblaue Bläuling (*Meleageria belleargus*), der seltene Erdbock (*Dorcadion fuliginator*), der Große Bombardierkäfer (*Brachinus crepitans*), die Schöne Landdeckelschnecke (*Pomatias elegans*), und die Zinnober-Röhrenspinne (*Eresus cinnabarinus*).

Teilweise sind diese Arten identisch mit Arten, die auch im sächsischen Elbtal ihr landesweites Schwerpunktorkommen in Sachsen aufweisen.

Bei der Auswahl einer naturschutzfachlichen Leitart für ostdeutsche Weinbausteillagen wurden verschiedene Kriterien einbezogen.

- Eignung zur Charakterisierung der Weinbergsteillagen (Grad der Nutzung einer Weinberglandschaft, aber auch von Verbuschungstendenzen),
- Naturschutzfachliche Bedeutung (geschützte Art, Gefährdung vorhanden),
- Gute Datenlage zur Verbreitung vorhanden,
- Aktuelle (oder historische) Schwerpunktorkommen in den Weinbausteillagen,
- Möglichst markante Art.

Dabei kristallisierten sich 3 verschiedene Typen geeigneter Arten heraus.

7.4.1 Für Weinbergsteillagen besonders typische Arten

Als besonders typische Arten für Weinbergsteillagen können diverse Laufkäferarten (*Ophonus sabulicola*, *Callistus lunatus*, *Cylindera germanica*) herangezogen werden (Kapitel 7.2.4, 7.2.6.2). Fast alle dieser Arten weisen ein Verbreitungsgebiet auf, welches direkt mit Weinbergsteillagen oder deren historischer Verbreitung zusammenfällt. Ein anderes Beispiel wäre die Sächsische Sandbiene (*Andrena saxonica* Stöckert, 1935), die streng oligolektisch an Milchstern (*Ornithogalum spec.*) gebunden und deutschlandweit in ihrer Verbreitung auf das Elbtal beschränkt ist (Kapitel 7.2.6.3).

Diese Arten sind zur ökologischen Charakterisierung gut geeignet (xerothermophile Arten, Präferenz für Südhänge) und haben eine sehr hohe naturschutzfachliche Bedeutung (hochgradig gefährdet und teilweise gesetzlich geschützt). Die Arten sind jedoch überwiegend klein und wenig markant und häufig nur durch Spezialisten sicher zu bestimmen oder nachzuweisen.

Die Eignung muss daher als eher gering eingeschätzt werden (Datenlage, Seltenheit, ausgestorbene/verschollene Arten). Problematisch ist die fehlende Perspektive einer Generalisierbarkeit für das Gesamtgebiet.

Im Falle von Vorkommen dieser für Weinbergsteillagen besonders typischen Arten greifen eher naturschutzfachliche Pflegemaßnahmen, als der Erhalt über einen regulären Weinbaubetrieb, oder gar die Beschränkung der Ausbringung von Pflanzenschutzmitteln innerhalb von Betriebsflächen.

7.4.2 Besonders sensible Arten (Fungizide)

Als besonders sensible Arten werden hier Arten verstanden, die aufgrund der Ausbringung von Fungiziden mittels Luftfahrzeugen direkt oder durch die Beeinflussung der Nahrungsgrundlage (Pilze, Flechten) indirekt betroffen sind. Hierzu werden z.B. verschiedene Schmetterlingsarten gezählt. Eine Übersicht über die hierzu in Frage kommenden Arten ist in Kapitel 7.3 erfolgt.

Bei den in Bezug auf den Einsatz von Fungiziden besonders sensiblen Arten fällt die Auswahl einer geeigneten Leitart sehr schwer. Auch hier ist der Grund die sehr dürftige Datenlage und hohe Seltenheit vieler Arten. Viele Arten sind nur durch Spezialisten sicher zu bestimmen. Eine Generalisierbarkeit für das Gesamtgebiet erscheint schwierig.

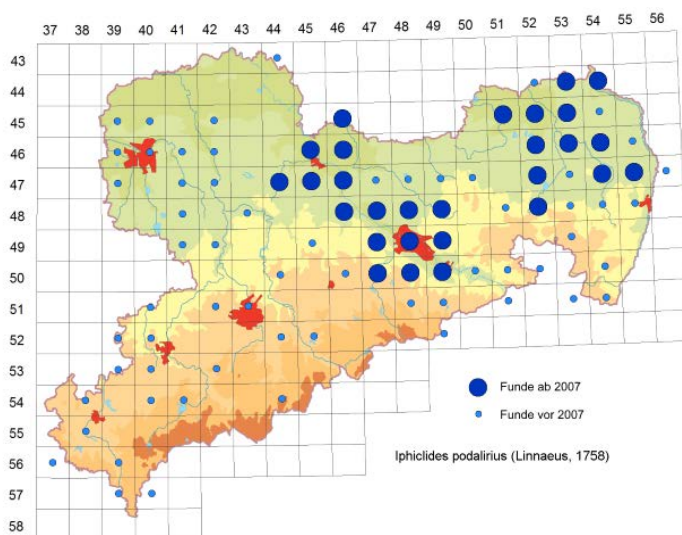
Da die meisten lichenophagen Arten überdies die Flechten der Trockenmauern besiedeln, könnte dies eher das Vorhandensein bzw. einen guten Zustand dieser Strukturelemente widerspiegeln und weniger den Einfluss von Pestiziden. Der Einsatz von Fungiziden mittels Luftfahrzeugen ist eher in nicht terrassierten, nicht mehr befahrbarem Terrain zu erwarten, in dem die Trockenmauern eventuell eher fehlen.

7.4.3 Verbuschungszeiger

Eine Art, die als Leitart für die Weinbergsgebiete Sachsen und Saale-Unstrut gut geeignet sein könnte, ist der Segelfalter (*Iphiclides podalirius*). Diese Art hat bis vor wenigen Jahren überwiegend das Elbtal und andere wärmebegünstigte Standorte in Sachsen besiedelt, in denen die Hauptfutterpflanze Schlehe (*Prunus spinosa*) wächst. Aufgrund der ausgedehnten und wärmebegünstigten Lage der Braunkohlefolgelandschaften kommt die Art allerdings in den letzten Jahren auch verstärkt in der Lausitz vor, wo sich die Larve an exponierten Pflanzen der Spätblühenden Traubenkirsche (*Prunus serotina*), einem Neophyten, entwickelt.

Nach Darstellung in Stadie & Schellhorn (2008) erreicht der Segelfalter seine nördliche Verbreitung in Sachsen-Anhalt am Marienberg bei Freyburg/Unstrut. Er bevorzugt hier kalkreiche Böden, trockene Hänge und Bergkuppen in ausgesprochenen Wärmegebieten mit niedrig wachsenden Schlehenbüschen als Larvennahrung. Ein Phänomen dieser Art ist das „Hilltopping“ bei der Balz, bei der die höchsten Punkte eines Gebietes als Revier aufgesucht werden.

Abbildung 14: Verbreitung des Segelfalters in Sachsen.



Der Segelfalter weist aktuell in Sachsen zwei Hauptvorkommen auf. Entlang der Elbe und in der Bergbaufolgelandschaft im Nordosten. Darstellung der Verbreitung in Sachsen (<http://www.tagfalter-sachsen.de/arten/papilionidae-ritterfalter/iphiclides-podalirius/>) (Zugriff am 07.09.2016).

Der Segelfalter ist nach der BArtschV besonders geschützt und wird in den Roten Listen geführt (RL D: 3 (gefährdet) / RL SN & RL SH: 2 (stark gefährdet)).

Da der Segelfalter ein großer, tagaktiver, markanter Schmetterling ist, liegt eine gute Datenlage vor. Anscheinend wird diese Art auch bereits unbewusst positiv mit Weingebieten assoziiert, und entsprechend positiv kommuniziert. So werden gelegentlich Fotos dieser Art zur Illustration von Artikeln mit Bezug zu Wein verwendet, so z.B. auch auf dem Titel des Arten- und Biotopschutzprogramms für das Saale-Unstrut-Triasland (LAU 2008) oder der Segelfalter wird explizit im Text erwähnt (Epperlein 2004).

Zu guter Letzt gehört der Segelfalter zu der sehr artenarmen Familie der Ritterfalter, ebenso wie die hochgradig gefährdete und nur in Weinbergsteillagen der Mosel vorkommende Unterart des Apollofalters (*Parnassius apollo vinningensis*).

7.5 Ergebnisse der Befragungen und Interviews

7.5.1 Vorbemerkungen

In den Jahren 2015 und 2016 wurden Winzer und Winzergenossenschaften in beiden Weinanbauregionen aufgesucht und befragt. Ziel war es in jeder Weinanbauregion jeweils einen konventionell und einen biologisch wirtschaftenden Betrieb zu betrachten, um konkrete Angaben zu Flächengrößen und -anteilen (v.a. zu Steillagen, Brachen, Trockenmauern), aber auch einen Eindruck von der Bewirtschaftungsweise (Grad der Intensität, Bodenbewirtschaftung, Einsaat, Einsatz von Düngern und Pflanzenschutzmitteln) zu erhalten.

7.5.2 Konventionell bewirtschaftetes Weingut im Weinanbaugebiet Sachsen

Auf Wunsch des Betriebes werden die Angaben des Bewirtschafters anonymisiert. Die Ergebnisse sind in Tab. 34 dargestellt.

Tabelle 34: Konventionell bewirtschaftetes Weingut im Weinanbaugebiet Sachsen

Kenngrößen	Beschreibung
Größe:	104 ha gesamt (davon 3 ha in Fremdbewirtschaftung) Davon 10 ha Terrassen mit Trockenmauern und 5 ha Steillagen (über 35 % Hangneigung) und 1,3 ha Brache (Rodung der Rebstöcke im Herbst und Aufreben im darauffolgenden Frühjahr (keine mehrjährigen Brachen)
Bodenverhältnisse:	50 % Lößlehm (vor allem flache Lagen) 50 % sandige Böden auf Porphyry und Syenit-Verwitterungsschutt (v.a. Steillagen und Terrassen in Radebeul)
Bewirtschaftungs-aufwand:	350 h/ha u. Jahr
Bodenbearbeitung:	Mechan. Entfernung konkurrierender Vegetation in Rebzeile mittels Unterstock-Mulchgerät und Motorsense angeblich kein Bodenbruch, aber -lockerung Bodenfräse zur Einarbeitung der Gründüngung bis 10 cm Tiefe Bodenlockerung mittels Grubber 30 cm Tiefe nur in Flachlagen auf Lößlehm Boden Bodenlockerung in Steillagen auf Gesteinsverwitterungsboden
Weinbergmauern:	Schwierige, z.T. widersprüchliche Fördersituation und Stau bei Genehmigungspraxis sowohl EU- als auch Landesförderung (Mehrfachüberzeichnung bei Anträgen, zu geringe Fördersummen, Denkmalschutz und Naturschutzbelange)
Begrünung:	Winterbegrünung mit Roggen-Wicke-Mischung (60% Roggen + 40% „attraktive Blühsaatmischung“ (36% Winterwicke, 15% Esparsette, 6% Weißklee, 6% Hornschote, 6% Inkarnatklee, 3% Phacelia, 38% Weidelgras) Aussaart im Juli/August Alternierender (jede 2. Zeile) Umbruch im April und Mai mit Bodenfräse/Scheibenegge Problem: wegen Trockenheit im Frühjahr/Sommer: starke Konkurrenz auf Sandboden, deshalb: keine Einsaat auf Terrassen und Steillagen sondern nur mechanische Entfernung bzw. Mulchen der natürlichen Dauerbegrünung mittels Handgeräten
Düngung:	Vorgabe Pflicht: alle 5 Jahre Bodenproben zur chem. Analyse des Bodens Praxis: besser: alle 2-3 Jahre Gründüngung durch Einarbeiten der Wicke-Roggen-Mischung Mineralische Stickstoffdüngung mit Kalkammoniumsalpeter (nach Bedarf jahresabhängig) Organische Stickstoffdüngung: Rebholzmulchen
PSM:	nach eigener Angabe nützlingsschonender Einsatz von Spritzmitteln Bisher kaum Probleme mit Traubenwickler (nur in zwei kleinen Parzellen etwas Befall; bisher kein Einsatz von Pheromonen: „Verwirrermethode“) 2015 Beginn eines Monitorings zur Kirschessigfliege Asiatischer Marienkäfer (bisher wenig Probleme, Absammeln per Hand)

Kenngrößen	Beschreibung
	<p>Milben (Kräuselmilbe etwas problematischer als Pockenmilbe) Üblicher Einsatz von Fungiziden gegen Echten und Falschen Mehltau und Botrytis Einsatz von Herbiziden soll weiter reduziert werden Es wird moderne Spritztechnik eingesetzt</p>
Historische Bewirtschaftungsbetrachtung:	<p>gegenüber früher (3 bis 3,5 m Breite) jetzt engerer Zeilenabstand (nur noch 1,8 bis 2,2 m) heutzutage Spaliererziehung mit 4.000 - 5.000 Rebstöcken pro Hektar und Flach oder Halbbogen (früher bis 10.000 Rebstöcke)</p>

Befragung 2015

7.5.3 Konventionell bewirtschaftetes Weingut im Weinanbaugebiet Saale/Unstrut

Auf Wunsch des Betriebes werden die Angaben des Bewirtschafters anonymisiert. Die Ergebnisse sind in Tab. 35 dargestellt.

Tabelle 35: Konventionell bewirtschaftetes Weingut im Weinanbaugebiet Saale/Unstrut

Kenngrößen	Beschreibung
Größe	58 ha gesamt (55 ha im Direktzug mit Maschinen bewirtschaftbar) 3 ha Terrassen-Steillage mit Trockenmauern (3700 qm) von denen derzeit 1,6 ha aufgerebt sind und die restlichen 1,4 ha brach liegen (wegen Flurneueordnung und erforderlicher Sanierung der Trockenmauer) Weinbergbrachen können/sollten bis zu 8 Jahre brach liegen
Bodenverhältnisse	Flachere Direktzulagen: Lößlehm Terrassen Steillage: Buntsandstein mit sandigen Böden (Problem: Trockenheit)
Bewirtschaftungs- aufwand:	Insgesamt für Direktzulagen inkl. Handlese: 600 h/ha u. Jahr (davon für Bodenbearbeitung: ca. 50 h/ha u. Jahr) (Rebzeilenbreite bei 2 bis 2,4 m) Terrassensteillage: Bodenbearbeitung Handarbeit + Einsatz von Herbiziden (Rebzeilenbreite bei etwa 1,2 m) Mechan. Entfernung konkurrierender Vegetation in Rebzeile mittels Unterstockscheibenegge an Zugmaschine auf 50 % der Fläche (restliche Fläche: Herbizidbehandlung)
Bodenbearbeitung:	Bodenfräse zur Einarbeitung der Gründüngung bis 10 cm Tiefe nicht auf allen Flächen Gassenlockerung nur bei Bedarf, beispielsweise nach Vollerterreinsatz Terrassen Steillagen: keine Bodenbearbeitung mit Maschinen
Weinbergmauern:	Schwierige, z.T. widersprüchliche Fördersituation (Denkmalschutz und Naturschutzbelange) Derzeit: 60% Förderung bei Trockenmauersanierung
Begrünung:	Sehr unterschiedlich gehandhabt, z.T. Dauerbegrünung, z.T. Winterbegrünung Verwendung unterschiedlicher Einsaatmischungen (Rasenmischungen, Roggen, Ölrettich, Leguminosen) Alternierend (jede 2. Zeile) mehrjährig begrünt und dann Umbruch und Wechsel mit Winterbegrünung auf Terrassensteillagen: Probleme wegen Trockenheit im Frühjahr/Sommer zu starke Konkurrenz auf den Sandböden, deshalb: keine Einsaat sondern nur mechanische Entfernung bzw. Mulchen der natürlichen Dauerbegrünung mittels Handgeräten
Düngung:	jährliche Bodenanalysen wegen Förderinstrument „cross compliance“ Alle 5/6 Jahre Ausbringen von Kompost zur Bodenverbesserung Ansonsten: Kombidüngung mit Mineraldünger Gründüngung nur auf einigen Flächen, entsprechend Winterbegrünung
PSM:	Einsatz von <i>Bacillus thuringensis</i> -Präparaten gegen Traubenwickler u.a. phytophage Schädlinge nur jährweise entsprechend Befall Einsatz von Insektiziden nach Bedarf kein Einsatz von Pheromonen: „Verwirrmethode“, da zu teuer Kirschessigfliege ist jährweise ein Problem, aber bisher keine Bekämpfung Asiatischer Marienkäfer (unterschiedlich häufig) Bei Kräuselmilbenbefall wird mit Netzschwefel gespritzt Üblicher Einsatz von Fungiziden gegen Echten und Falschen Mehltau 2015: Ausbringen von Netzen gegen Wespen Einsatz von Herbiziden auf mind. 50 % der Fläche (soll aber reduziert werden)
Historische Bewirtschaftungs- betrachtung:	Keine wesentliche Steigerung des Ertrags gegenüber früher Das Wiederaufreben ehemaliger Weinbergflächen, d.h. in Vor und Nachwendezeit aufgegebene Weinbergflächen) ist größtenteils abgeschlossen, d.h. keine nennenswerte Flächenausdehnung
Zusatzinfor- mation:	keine

Befragung 2015

7.5.4 „Biologisch“ bewirtschaftetes Weingut im Weinanbaugebiet Sachsen

Auf Wunsch des Betriebes werden die Angaben des Bewirtschafters anonymisiert. Die Angaben sind in Tabelle 36 dargestellt.

Tabelle 36: „Biologisch“ bewirtschaftetes Weingut im Weinanbaugebiet Sachsen

Kenngrößen	Beschreibung
Größe:	3 ha Steillagen (zwischen 30 und 35 % Hangneigung) 0,6 ha Terrassen
Bodenverhältnisse:	Sandige Böden auf Grundgestein: Syenit-Granit-Verwitterungsschutt
Bewirtschaftungsaufwand:	400 h/ha und Jahr
Bodenbearbeitung:	Davon: ein Viertel bzw. 50 h/ha und Jahr: Mechanische Entfernung konkurrierender Vegetation in Rebzeile
Weinbergmauern:	seit 2015: pauschal 420 € Förderung pro qm sichtbare Fläche vor 2015: 80% Förderung bei 20% Eigenanteil Problem: bei schlechter technischer Erschließung, wie z.B. im aufgerebten Zustand im Terrassenhang liegen die Kosten bei 500 - 600 €
Begrünung:	Winterbegrünung mit Wicke-Roggen-Mischung Aussaart im August/September 1. Schnitt/ Umbruch im April mit Bodenfräse/Scheibenegge in jeder 2. Zeile 2. Schnitt/ Umbruch im Mai/Juni mit Bodenfräse/Scheibenegge in jeder 2. Zeile wegen Trockenheit im Frühjahr/Sommer: starke Konkurrenz
Düngung:	Vorgabe Pflicht: alle 5 Jahre Bodenproben zur chem. Analyse Besser wäre: alle 2 Jahre (Bodenproben im Oberhorizont 0-30 cm werden als überflüssig eingeschätzt) Gründüngung durch Einarbeiten der Wicke-Roggen-Mischung Zusätzlich organische Stickstoffgaben durch Hornspäne, Federn, Melasse Heu aus Mahd von Naturschutzwiesen aus dem Moritzburger Raum
PSM:	Insektizide: Bisher keine Probleme mit Traubenwickler, Kirschessigfliege, Asiatischem Marienkäfer, Milben Fungizide: gegen Echten und Falschen Mehltau

Befragung 2015

7.5.5 Biowinzer im Weinanbaugebiet Saale/Unstrut

Trotz guter Nachfrage gibt es im Weinbaugebiet Saale-Unstrut kaum Bioweinbau bzw. keinen einzigen eigenständigen Bioweinbaubetrieb.

Der Biowinzer Hartmut Rühlmann aus Steigra bei Freyburg ist Landwirt und betreibt den Bioweinbau im Nebenerwerb. Er ist Mitglied in der Winzergenossenschaft Freyburg. Aufgerebt hat er 1994/95 mit Gutedel sowie in den Jahren 2011 bis 2014 mit der mehltautoleranten Sorte „Johanniter“. Die Ergebnisse der Befragung sind in Tab. 37 dargestellt.

Tabelle 37: Biowinzer im Weinanbaugebiet Saale/Unstrut

Kenngrößen	Beschreibung
Größe	0,4 ha untere, flachere Hanglagen (weniger als 30 % Hangneigung) keine Terrassen und Trockenmauern
Bodenverhältnisse	Gut nährstoffversorgte Mergelböden auf Muschelkalk relativ trocken, da niederschlagsarm im Regenschatten vom Harz (ca. 450 mm)
Bewirtschaftungsaufwand:	keine konkreten Angaben
Bodenbearbeitung:	Mechanische Entfernung konkurrierender Vegetation in Rebzeile
Weinbergmauern:	Keine, aber viele umgebende Hecken Erosionsmindernde Anlage der Rebzeilen quer zum Hang („Kleinterrassierung“)
Begrünung:	Nur natürliche Begrünung, wobei 50 % in den Reihen gemäht und jeweils 50 % umgebrochen werden Auf Grund des weiten Zeilenabstands von 3 m: Bodenauflockerung mittels Traktor und Grubber
Düngung:	Keine Angaben
PSM:	Kein Einsatz von Kupferpräparaten Fungizide gegen Echten und Falschen Mehltau Kein Einsatz sonstiger Insektizide oder Pheromone
Historische Bewirtschaftungsbetrachtung:	keine
Zusatzinformation:	Seit 2015 gibt es einen weiteren Biowinzer der 0,3 ha auf Weinbergs-Terrassen in Freyburg im Nebenerwerb bewirtschaftet.

Befragung 2015

7.6 Umfeldanalyse

7.6.1 Saale-Unstrut-Gebiet

Die Steillagen beider Weinanbauregionen wurden 2015 und 2016 vor Ort besichtigt. Das Saale-Unstrut-Gebiet wurde im Bereich Bad Kösen – Naumburg – Goseck – Nebra besichtigt. Entlang der Elbe wurden die rechtselbischen Weinhänge von Pillnitz bis zum Seusslitzer Grund aufgesucht. Im Folgenden werden die Steillagen vorgestellt, visualisiert und die Umgebung charakterisiert. Soweit vorhanden werden Verbindungen und Verweise zu den Interviews und Betrieben gegeben, bzw. auf naturschutzfachliche Besonderheiten hingewiesen.

7.6.1.1 Saalhäuser Weinberg / Göttersitz

Der Naumburger Göttersitz ist eine Südhang-Steillage, welche vom Landesweingut Kloster Pforta bewirtschaftet wird (Abb. 15). Es handelt sich um eine Direktzuglage mit mechanischer Bodenbearbeitung in Reihen und einer Einsaat-Grasmischung in Streifen.

Oberhalb der Betriebsfläche grenzt ein kleinräumig abwechslungsreiches Muschelkalk-Felsmosaik mit Gebüschvegetation an.

Der Saalhäuser Weinberg wurde in Hinblick auf die Bienen- und Wespenfauna von Vischer (2002) untersucht (vgl. Kapitel 7.2.6.3, Tab. 26). Hierbei wurden 2,0 ha Rebflächen und eine 0,01 ha große Brache untersucht.

Abbildung 15: Landesweingut Kloster Pforta.



Blick auf den Götterberg mit oberhalb angrenzendem Muschelkalk-Felsmosaik mit Gebüschvegetation.

7.6.1.2 Der Steinmeister

Der Steinmeister ist eine typische Terrassensteillage, deren Bewirtschaftung nur mittels Handarbeit erfolgt (Abb. 16). Die Bewirtschaftung erfolgt durch eine Winzervereinigung und privaten Kleinwinzern.

Dazwischen befinden sich kleinflächig ungenutzte Bereiche, oberhalb grenzen überwiegend Wald und dichte Gebüsche an. Die meist naturschutzfachlich besonders wertgebenden offenen Strukturen fehlen.

Aus dem Gebiet ist mit 11 Arten (= 61 %) die zweithöchste Anzahl von Zeigerpflanzen historischer Weinberge und Mauern der Saale-Unstrut-Region bekannt (Bergmeier et al. 2014).

Abbildung 16: Der Steinmeister westlich von Naumburg.



Blick auf den Steinmeister westlich von Naumburg.

7.6.1.3 Einzellage südlich Roßbach

Südlich Roßbach und unweit des Steinmeisters befindet sich eine exponierte Einzellage am Süd-West-Hang (Abb. 17). Diese wahrscheinlich privat bewirtschaftete Direktzuglage, erfordert eine separate Bewirtschaftung, die mutmaßlich ausschließlich in Handarbeit erfolgt.

Umgeben ist die Betriebsfläche von mageren Frischwiesen und Streuobstbeständen.

Abbildung 17: SW Hang Einzellage südlich Roßbach.



Südlich Roßbach befindet sich eine exponierte Einzellage am Süd-West-Hang.

7.6.1.4 Freyburger Schweigenberg

Der Freyburger Schweigenberg wird von einer Winzervereinigung und privaten Winzern bewirtschaftet. Aktuell wurden Flächen privatisiert und die Trockenmauern werden großräumig instandgesetzt (Abb. 18 und 19).

Es handelt sich um typische Terrassensteillagen, deren Bewirtschaftung Handarbeit erfordert. Eingestreut sind kleinflächig ungenutzte, brache Bereiche, oberhalb befindet sich ein nicht bewirtschaftbarer Steilhang mit Felsen mit Gebüschvegetation.

Aus dem Gebiet ist mit 13 Arten (= 72 %) die höchste Anzahl von Zeigerpflanzen historischer Weinberge und Mauern der Saale-Unstrut-Region bekannt (Bergmeier et al. 2014, siehe Kapitel 7.2.1).

Der Freyburger Schweigenberg wurde in Hinblick auf die Bienen- und Wespenfauna von Vischer (2002) untersucht (vgl. Kapitel 7.2.6.3, Tab. 31). In der Untersuchung wurden eine 0,3 ha große Rebfläche und eine 0,14 ha große Brache analysiert.

Die Begrünung der untersuchten Fläche am Schweigenberg wurde von Vischer (2002) als „natürlich“ charakterisiert. Das Blütenangebot war relativ hoch und artenreich. Beeindruckend hoch war das Nistplatzangebot am Schweigenberg mit 1600 m² Trockenmauern und leeren Schneckenhäusern mit 13 Stück/ m² (Durchmesser > 1 cm).

Von Vischer (2002) wird für den Freyburger Schweigenberg folgendes Fazit gezogen: *„Der mittels Freischneider bewirtschaftete, natürlich begrünte Schweigenberg besitzt im Vergleich zu den anderen beiden Weinbergen ein größeres Requisitenangebot. Erwartungsgemäß konnte hier die größte Artenvielfalt, die durch zahlreiche gefährdete und spezialisierte Arten gekennzeichnet ist, vorgefunden werden.“*

Abbildung 18: Freyburger Schweigenberg.



Detailansicht Freyburger Schweigenberg mit Trockenmauern.

Abbildung 19: Freyburger Schweigenberg. Gesamtansicht.



Blick auf den Freyburger Schweigenberg.

7.6.1.5 Schloss Neuenburg, Herzoglicher Weinberg südlich Freyburg

Der Herzogliche Weinberg südlich Freyburg am Fuß von Schloss Neuenburg wird privat und von einer Winzervereinigung bewirtschaftet. Es handelt sich um eine typische Terrassensteillage, deren Bewirtschaftung wohl nur mittels Handbearbeitung möglich ist (Abb. 20, 21). Die Bewirtschaftung ist sehr intensiv. Oberhalb der Betriebsfläche befinden sich Trockenrasenreste mit Gebüschvegetation.

Abbildung 20: Schloss Neuenburg, Herzoglicher Weinberg südlich Freyburg. Detailansicht.



Blick auf Schloss Neuenburg, der Herzogliche Weinberg südlich Freyburg im Vordergrund.

Abbildung 21: Schloss Neuenburg, Herzoglicher Weinberg südlich Freyburg. Gesamtansicht.



Blick auf Schloss Neuenburg, der Herzogliche Weinberg südlich Freyburg in der Gesamtansicht.

7.6.1.6 Steigra

Aus naturschutzfachlicher Sicht besonders interessant ist die extensive Bewirtschaftung der Bio-Winzerei Rühlmann in Steigra.

Die in Abb. 22 dargestellte Fläche wurde erst in den Jahren 2011 bis 2014 mit der mehltoleranten Sorte Johanniter aufgerebt. Das ganze erfolgte auf einer 0,2 ha großen ehemaligen Wiese unterhalb bestehender Weinbergsflächen. Auf einer anderen Fläche wurde inmitten konventionell bewirtschafteter Weinbauflächen seit 1995 Gutedel aufgerebt (Abb. 23).

Abbildung 22: Steigra. Bio-Winzer Rühlmann.



Neu aufgerebte Fläche bei Steigra.

Abbildung 23: Steigra. Bio-Winzer Rühlmann.



Die Betriebsflächen von Bio-Winzer Rühlmann und konventionellem Weinbau im Vergleich

Die Reben stehen in Pfahlerziehung. Auf den Einsatz von Kupfer wird verzichtet. Darüber hinaus erfolgt nur mechanische Boden- und Unkrautbekämpfung (siehe Abb. 23).

Beklagt werden relativ große Ausfälle durch Rehe und Trockenheit. Betriebswirtschaftliche Kenngrößen werden in Tab. 7.5.5 zusammengefasst.

7.6.1.7 Großjenaer Blütengrund, Umgebung Max Klinger Haus

In der Umgebung des Großjenaer Blütengrunds werden typische Terrassensteillagen bewirtschaftet (Winzervereinigung + Private, Abb. 24). Aufgrund des kulturhistorisch wertvollen Steinreliefs im Hangbereich ist nur Handarbeit möglich.

Neben und innerhalb der Betriebsfläche befinden sich nur kleinflächig ungenutzte Bereiche, oberhalb grenzen überwiegend Wald und Gebüsch an. Offene Strukturen fehlen in der Umgebung.

Abbildung 24: Großjenaer Blütengrund, Umgebung Max Klinger Haus.



Blick auf das Max-Klinger Haus.

7.6.1.8 Großjenaer Blütengrund, Gosecker Dechantenberg

Die typischen Terrassensteillagen am Gosecker Dechantenberg werden vom Landesweingut Kloster Pforta bewirtschaftet. Die Bewirtschaftung ist nur mittels Handarbeit möglich.

Neben und innerhalb der Betriebsfläche befinden sich nur kleinflächig ungenutzte Bereiche, oberhalb grenzen überwiegend Wald und Gebüsche an. Offene Strukturen fehlen in der Umgebung (Abb. 25).

Abbildung 25: Großjenaer Blütengrund, Gosecker Dechantenberg.



Blick auf den Gosecker Dechantenberg.

In den Streifen erfolgt Gräsereinsaat, während die Unkrautbekämpfung in den Reihen mechanisch durchgeführt wird. Pheromonfallen werden zum Monitoring für beide Traubenwicklerarten eingesetzt.

Abbildung 26: Großjenaer Blütengrund, Gosecker Dechantenberg.



Trockenmauer am Gosecker Dechantenberg

7.6.1.9 Geiseltalsee bei Mücheln

Auf einer Rekultivierungsfläche auf der ehemaligen Abraumkippe am Geiseltalsee befindet sich eine erst vor wenigen Jahren aufgerebte 4 ha große Fläche in Steillage (Abb. 27, Abb. 28).

Zunächst ist das Umfeld aus naturschutzfachlicher Sicht unbedeutend rekultiviert worden. Die Aufforstungen bestehen auch aus fremdländischen Baumarten und Anpflanzungen neophytischer Sträucher. Dazwischen sind allerdings flächig Bereiche zu finden, auf denen Spontansukzession zugelassen wird, und die aufgrund ihrer extremen abiotischen Bedingungen ideale Lebensräume für Spezialisten und Erstbesiedler der Fauna darstellen.

Abbildung 27: Übersicht Geiseltalsee bei Mücheln.



Neu aufgerebte Flächen in der Bergbaufolgelandschaft am Geiseltalsee.

Abbildung 28: Übersicht Geiseltalsee bei Mücheln. Externe Lage.



Blick auf den Geiseltalsee.

Der aktuelle naturschutzfachliche Zustand der Umgebung kann ohne eingehende Untersuchung einzelner Artengruppen schlecht eingeschätzt werden. Es ist allerdings denkbar, dass die extremen abiotischen Bedingungen, v.a. des Oberbodens, unabhängig von der Bewirtschaftung naturschutzfachlich interessante Teilbereiche erhalten.

Unweit dieses neuentstandenen Weinbergs befindet sich auf gewachsenem Land (Krumpa, Mücheln) ein Xerothermstandort der von Hartenauer (2005) auf Landschnecken untersucht wurde. Besonders wertvoll waren hier Südhanglagen, da sie wärmeexponierter und struktureicher (Kalkschutt, Lößabrisse) waren.

7.6.2 Sachsen

In Sachsen erstrecken sich die analysierten Weinbergs-Steillagen rechtsehbisch zwischen Pillnitz (Abb. 29) bis zum Seußlitzer Grund (Abb. 38).

Oberhalb der Weinberge befindet sich meist dichter Wald, unterhalb sind häufig dichte bebaute Siedlungsbereiche oder Saatgrünland entlang der Elbe zu finden. In der Umgebung der Weinberge befinden sich nur wenige Trockenbiotop, die als naturschutzfachlich relevant eingestuft werden können.

7.6.2.1 Rysselkuppe

Die Rysselkuppe wird von einer Winzergenossenschaft bewirtschaftet. Es handelt sich um eine historische Steillage mit Weinbergbrachen. Oberhalb schließt sich dichter Laubmischwald an.

Abbildung 29: Rysselkuppe.



Blick auf Steillagen der Rysselkuppe.

7.6.2.2 Pillnitzer Weinberg

Der Pillnitzer Weinberg wird von Kleinwinzern einer Winzergenossenschaft bewirtschaftet. Unterhalb der historischen Steillagen schließen sich Flachlagen mit Weinanbau an. Oberhalb befindet sich dichter Laubmischwald, unterhalb sind auch Reste von Streuobstwiesen aufzufinden.

Abbildung 30: Pillnitzer Weinberg



Blick auf den Pillnitzer Weinberg.

7.6.2.3 Weinberge an den Dresdner Schlössern

Weinberge an den Dresdner Schlössern befinden sich innerhalb der Stadt Dresden (Abb. 31 - 33). Die historischen Steillagen werden intensiv bewirtschaftet. Oberhalb schließen sich Wälder und Siedlungsgebiete an, unterhalb grenzen hier die Steillagen an die Elbeniederung. In diesem Gebiet sind keine naturnahen Trockenbiotope zu finden, die als Lebensraum für Weinbergarten in Frage kommen könnten.

Abbildung 31: Weinberge an den Dresdner Schlössern.



Steillage innerhalb Dresdens an den Dresdener Schlössern.

Abbildung 32: Weinberge an den Dresdner Schlössern.



Steillage innerhalb Dresdens an den Dresdener Schlössern.

Abbildung 33: Weinberge an den Dresdner Schlössern.



Steillage innerhalb Dresdens an den Dresdener Schlössern.

7.6.2.4 Weinbergslagen bei Radebeul

Die Weinbergslagen bei Radebeul werden von einer Winzergenossenschaft und privaten Kleinwinzern bewirtschaftet. Die abwechslungsreiche Lage weist vielfältige Terrassen- und Steillagen auf, die intensiv bewirtschaftet werden. Es sind allerdings auch Gebüsche und Brachestreifen vorhanden. Ober- und unterhalb der Weinbergslagen grenzen Siedlungsgebiete bzw. Wald und Gehölze an.

Abbildung 34: Weinbergslagen bei Radebeul.



Rechtselbische Steillagen bei Radebeul.

7.6.2.5 Meißen - Umgebung Bosel

Die Umgebung Bosel bei Meißen ist von vielfältigen Terrassen- und Steillagen geprägt. Diese werden intensiv von einer Winzergenossenschaft und privaten Kleinwinzern bewirtschaftet. Auch hier sind zahlreiche Gebüsche und Brachstreifen zwischen den Weinbergsterrassen vorhanden. Ober- und unterhalb grenzen Siedlungsgebiete, Wald und Gehölze an.

Abbildung 35: Bosel bei Meißen.



Blick auf den Bosel bei Meißen.

7.6.2.6 Knorre bei Meißen

An der Knorre bei Meißen werden kleinflächige Terrassen- und Steillagen intensiv bewirtschaftet. Neben der kleinteiligen Bewirtschaftung sind auch Gebüsche und Brachstreifen vorhanden. Oberhalb grenzen Wald und Gebüsche an felsigen Steilhang, unterhalb folgen eine Straße und die Elbe.

Die Knorre bei Meißen (Abb. 36) erscheint naturschutzfachlich auf den ersten Blick wenig ergiebig, allerdings wurden hier sehr seltene Käferarten nachgewiesen, so dass dieser Ort seit mehr als 100 Jahren entomologisch besammelt wird. Die sonnenexponierten Felsen sind auch aktuell der Lebensraum einiger seltener und gefährdeter Arthropodenarten. Die extrem seltene Baldachinspinne *Walckenaeria simplex* hat hier ihr einziges Vorkommen in Deutschland (Kielhorn 2008). Der hellbeinige Zwergstreuläufer *Syntomus pallipes* ist aktuell von drei Fundorten in Sachsen bekannt, von denen sich einer auf eben diesen Felsnasen der Knorre befindet.

Abbildung 36: Die Knorre bei Meißen.



Die Knorre bei Meissen ist Lebensraum seltener Käferarten.

7.6.2.7 "Böser Bruder" bei Diesbar-Seußlitz

Der "Böse Bruder" ist eine etwa 40 m hohe Gesteinswand bei Diesbar-Seußlitz (Abb. 37). Hier wird auf kleinflächigen Terrassen und in Steillagen intensiv Wein angebaut. Neben der Anbaufläche finden sich Gebüsche und eine Steinbruchkante mit erodierter Lößwand. Oberhalb grenzen Wald und Gebüsche an, unterhalb Siedlungsbereiche, eine Straße und die Elbe.

7.6.2.8 Linkselbisch neu aufgerebte Flächen

Als Kontrast zu den vorgenannten Steillagenflächen rechts der Elbe wird eine linkselbisch neu aufgerebte Fläche in Abb. 38 dargestellt. Diese privat als Direktzug-Steillage intensiv bewirtschaftete große Weinanbaufläche auf ehemaligen Acker- und/oder Grünlandflächen zeigt einen beginnenden Trend zur Ausweitung von Weinbauflächen in besser maschinell bewirtschaftbare Lagen.

Die Anbaufläche, wie die Umgebung dieser intensiv bewirtschafteten Fläche, ist naturschutzfachlich von sehr geringem Wert, da sowohl die thermische Begünstigung, als auch die v.a. Steillagen kennzeichnenden und naturschutzfachlich wertgebenden Strukturelemente (Felsen, Trockenmauem, Abbruchkanten) hier völlig fehlen.

Abbildung 37: Böser Bruder.



Blick auf den Bösen Bruder bei Diesbar-Seusslitz, eine etwa 40 m hohe Gesteinswand bei Diesbar-Seusslitz.

Abbildung 38: Linkselbisch neu aufgerebte Flächen.



Linkselbisch neu aufgerebte und intensivst bewirtschaftete Flächen.

7.7 Zusammenfassende Diskussion

7.7.1 Vergleich der beiden Weinbauregionen in Bezug auf das Umfeld

Obwohl sich die Bewirtschaftungsweisen beider Weinbauregionen (Sachsen und Saale-Unstrut) wenig unterscheiden, müssen diese in ihrer Gesamtheit naturschutzfachlich sehr unterschiedlich bewertet werden.

Gemeinsam ist beiden Regionen, dass die intensive Bewirtschaftung **innerhalb** der Betriebsflächen diese als Lebensraum für Tiere in ihrer Bedeutung insgesamt deutlich herabsetzt und wenig relevant macht. Durch die Bewirtschaftung können allerdings bestimmte Strukturen innerhalb der Weinberge gefördert oder wenigstens erhalten bleiben.

Zum einen bewirkt die Offenhaltung eine thermische Begünstigung der Gesamtfläche und eingebetteter Sonderstrukturen, wie nicht bewirtschaftbare Felsnasen (bspw. an der Knorre), Ränder, die aufgrund von unterschiedlichen Besitzverhältnissen oder anderer Landnutzung enthalten sind oder mit der Bewirtschaftung einhergehender Sonderstrukturen (Trockenmauern, Terrassen, Steinriegel und Gebäude). Insbesondere kleinere Brachflächen innerhalb der Weinanbauflächen und oberhalb angrenzender Flächen könnten von der Bewirtschaftung angrenzender Weinbergparzellen profitieren.

Zum anderen kann auch die **Umgebung** von der Nutzung der Weinberge profitieren. Allerdings stellt sich dies für beide Regionen bereits sehr unterschiedlich dar. In der Saale-Unstrut-Region befinden sich oberhalb der Weinberge besonders häufig exponierte, freiliegende Felskuppen, Magerrasen und lichte Trockenwälder und -gebüsch, die Lebensraum vieler seltener und gefährdeter Arten sind. Nicht selten stellen die an Weinbergsteillagen oberhalb angrenzenden Biotope FFH-Lebensraumtypen dar oder sind Teile von FFH- oder Naturschutzgebieten (bspw. Kathertscher Weinberg).

Demgegenüber befindet sich in der Region Sachsen, oberhalb der Weinberge fast immer dichter Wald, während sich unterhalb der Weinberge häufig dicht bebaute Siedlungsbereiche, intensiv genutzte Flächen oder Saatgrünland entlang der Elbe befinden. In der Umgebung der Weinberge kommen vergleichsweise wenige Trockenbiotope oder FFH-Lebensraumtypen vor, die als naturschutzfachlich relevant eingestuft werden können.

7.7.2 Vergleich der Bewirtschaftungsintensität

In beiden Gebieten wird überwiegend konventionell bewirtschaftet. Bioweinbau wird in Steillagen kaum praktiziert, ein eigenständiger Bioweinbaubetrieb ist die große Ausnahme. Die hohe Anzahl der Kleinwinzer bedingt eine sehr hohe Individualität der Bewirtschaftung. Räumlich erfolgen Zusammenschlüsse in Form von Weinbauvereinen, -gemeinschaften, -genossenschaften und -verbänden.

Die klimatischen Veränderungen lassen zukünftig eine Ausweitung des Weinbaus auf weniger arbeitsintensive Flächen und unter Umständen sogar die Aufgabe der Bewirtschaftung von einigen Steillagen erwarten. Die Anteile der Steillagenflächen an der in den Regionen bewirtschafteten Weinbaugesamtfläche werden sinken.

Die hohe Bearbeitungsintensität auch im biologischen Anbau führen dazu, dass sich naturschutzfachliche Unterschiede weniger durch die Bearbeitung, als vielmehr in den bereits vorhandenen Strukturen und deren Auswirkungen auf das Umland widerspiegeln. Prinzipiell wirkt sich im biologischen Anbau bereits der Verzicht auf den Einsatz von Herbiziden vor allem für Frühjahrsgeophyten positiv aus.

7.7.3 Einfluss von Pflanzenschutzmitteln

Die Anbaufläche stellt heutzutage nicht den eigentlichen Lebensraum der meisten mit Steillagenweinbau assoziierten Pilze, Pflanzen- und Tierarten dar. Unabhängig von dieser generellen Aussage können sich auch innerhalb der Weinberge bei entsprechend extensiver Bewirtschaftung und auf Brachen naturschutzfachlich wertvolle Bereiche mit seltenen und gefährdeten Arten befinden. Tiere können die Flächen bspw. auch als Ruheraum oder zur Nahrungssuche nutzen. Dies hängt allerdings sehr stark von der jeweiligen Artengruppe, deren Phänologie, dem vorhandenen Umfeld und dem Grad der Bewirtschaftung ab.

Der Einsatz von Pflanzenschutzmitteln mittels Luftausbringung (zugelassen sind derzeit lediglich Fungizide) in Weinbausteillagen wurde und wird in den Weinbauregionen Sachsen und Saale-Unstrut nicht praktiziert. Eine zukünftige Anwendung erscheint ebenfalls wenig wahrscheinlich, was vor allem in der hohen Anzahl an Kleinwinzern und den wenig zusammenhängenden Gebietskulissen begründet liegt.

Die Befragungen der Winzer, sowie von mit Pflanzenschutz und Umwelt- oder Naturschutzbeauftragten in Behörden, Experten für einzelne Artengruppen naturschutzfachlicher Nichtzielorganismen und die eigenen Begehungen vermitteln insgesamt das Bild eines sehr intensiven Einsatzes von Pflanzenschutzmitteln innerhalb der Weinbauflächen. So werden die Empfehlungen der Pflanzenschutzdienste häufig als Handlungsaufforderungen missverstanden und entsprechend intensiv umgesetzt. Die konkreten Ausbringungssituationen von Pflanzenschutzmitteln bleiben unklar und intransparent.

7.7.4 Risikominderungsmaßnahmen in Bezug auf die Luftausbringung von Fungiziden

Die Bewirtschaftung der Weingüter ist arbeitsintensiv, vor allem in Steillagen, in denen größere Maschinen nicht mehr eingesetzt werden können und die Arbeiten von Hand erfolgen müssen.

Fungizide haben negative Auswirkungen auf Pilze und Flechten und darüber hinaus indirekte Effekte auf Pilze und Flechten als Lebensgrundlage angewiesenen Organismen. Von einem Mykologen wurde eingeschätzt, dass im Saale-Unstrut-Gebiet positive Effekte wie das Offenhalten der Flächen durch den Weinbau und die thermische Begünstigung von bspw. angrenzenden Flächen wichtiger sind als es anzunehmende negative Auswirkungen auf Pilze und Flechten durch die Luftausbringung von Fungiziden sein könnten. Zudem befinden sich mykologisch wichtige Flächen vor allem oberhalb von Weinbausteillagen (bspw. in Trockengebüschen), für die während der Ausbringung ein geringerer Grad an Fungizid-Abdrift vermutet werden kann.

Durch die beschriebene enge Verzahnung der Steillagen mit ihrer Umgebung und den positiven Effekten der Offenhaltung ist es entscheidend die Nutzung als Anbaufläche aufrechtzuerhalten. Aus diesem Grund wird empfohlen für die Luftausbringung von Fungiziden in Steillagen keine weiteren Auflagen zu erteilen und die bestehenden (Gewässerabstands-)auflagen nicht zu verschärfen, bspw. durch Schaffung von Abstandsaufgaben zu terrestrischen Off-field- oder Saumbiotopen.

7.7.5 Risikominderungsmaßnahmen im Steillagenweinbau

Rebflächen der Weinbausteillagen sind oft sehr eng mit ihrer Umgebung verzahnt und weisen häufig bereits wichtige Strukturelemente (z.B. Trockenmauern, Weinbergsgebäude, Keller) innerhalb der Betriebsfläche auf, die die Biodiversität fördern. Diese Strukturen werden von den Winzern durch die Bewirtschaftung erhalten/ teilweise erneuert und im Rahmen von Naturschutzmaßnahmen werden teilweise wertvolle Lebensräume im Umfeld gepflegt.

Risikominderungsmaßnahmen müssen nicht nur geeignet, sondern sie müssen auch praktikabel sein, um Akzeptanz und Umsetzung zu finden. Dazu gehören auch, im Fall von Grenzertragslagen wie Steillagen insbesondere betriebsökonomische Aspekte der Winzer. Die Anwendung eines

konventionellen Risikomanagements könnte die Wirtschaftlichkeit des Steillagenweinbaus in Frage stellen und unter Umständen gar zur Nutzungsaufgabe führen.

Im derzeit praktizierten Steillagenweinbau im ostdeutschen Untersuchungsgebiet treffen zwei Extreme aufeinander, die beide eine hohe Gefährdung für die weinbergstypischen und naturschutzfachlich relevanten Arten darstellen.

Langfristig ist die Sukzession, also Verbuschung und Wiederbewaldung, für Blütenpflanzen und viele naturschutzfachlich wertgebende Artengruppen der Fauna eine wichtige Gefährdungsursache, oder stellt gar die Hauptgefährdung dar. Die Sukzession verläuft auf armen Standorten langsam und verzögert, Brachestadien über mehrere Jahre sind für nahezu alle weinbergstypischen Artengruppen förderlich und in manchen Fällen notwendig. Die oben angeführten positiven Nachweise bei Wildbienen und Wespen, Blütenpflanzen etc. waren immer mit Brachestadien, also einem meist frühen Stadium der Sukzession auf unbewirtschafteten Teilflächen verbunden.

Die andere wichtige Gefährdung ist die intensive Form der Bewirtschaftung innerhalb der Betriebsflächen. Der hohe Grad der Erziehung der Reben, die Pflege der Rebzeilen, einhergehend mit Bodenbearbeitung, Düngung, Einsaat und Bekämpfung oder mechanischer Entfernung unerwünschter Beikräuter führen zu einer starken Homogenisierung der Anbauflächen. Der derzeit praktizierte hohe Grad des Einsatzes von Pflanzenschutzmitteln, v.a. von Herbiziden innerhalb der Betriebsflächen vom Boden aus wird insgesamt als sehr kritisch eingeschätzt. Aufgrund der hohen Anzahl an Kleinwinzern wird zwar gleichfalls eine hohe Variabilität in der Anwendung von einzelnen Pflanzenschutzmitteln (Spritzfolgen) zwischen den Betrieben vermutet, allerdings erfolgt die Anwendung überwiegend sehr intensiv. Die konkreten Anwendungssituationen (Mittel, Wirkstoffe, Kombinationen, Ausbringungshäufigkeit, -art) sind nach außen völlig intransparent. Empfehlungen erfolgen über die Pflanzenschutzdienste.

Die in Augenschein genommenen Weinbauflächen in Steillagen (Kapitel 7.6) waren fast immer naturschutzfachlich von geringer Bedeutung, auch wenn sie direkt an wertvolle Lebensräume grenzten. Vorhandene Strukturelemente (Trockenmauern) innerhalb der Betriebsfläche können dies nur zu einem geringen Teil kompensieren, v. a. bei offensichtlich hohem Herbizideinsatz. Derart in Bezug auf die Pflanzenartenvielfalt homogenisierte Betriebsflächen ohne ausreichende Strukturelemente müssen als Lebensraum für Nichtzielorganismen als unbedeutend eingestuft werden.

In Steillagen stellen Weinbergsmauern wichtige Habitatstrukturen dar, die unbedingt erhalten werden sollten. Hierfür stehen Fördermittel aus der Kulturlandschaftspflege oder dem Denkmalschutz zur Verfügung. Der Erhalt ist als Maßnahme in den Katalogen von Agrarumweltmaßnahmen formuliert und wird in hohem Maß in Anspruch genommen, allerdings wird die Fördersituation von den Winzern teilweise als unklar wahrgenommen und beschrieben (Denkmal- vs. Naturschutz).

Der bloße Erhalt oder das Wiederherstellen von Weinbergsmauern reichen allerdings nicht aus, die Biodiversität innerhalb der Betriebsflächen dauerhaft zu erhalten, sondern diese können höchstens unterstützend als Strukturelement fungieren. Zudem weisen zahlreiche Weinbergsteillagen in naturschutzfachlich relevanten Lagen keine Weinbergsmauern auf.

Weitaus bedeutsamer zur Minderung der negativen Auswirkungen der Anwendung von Pflanzenschutzmitteln auf Nichtzielorganismen sind Teilflächen **innerhalb** der Weinbaufläche oder der zusammenhängenden Flächenkulisse mehrerer aneinander grenzender Weinbauflächen, die extensiviert oder gezielt gepflegt werden, oder gar über mehrere Jahre hindurch als Brache vorliegen. Das lässt sich aufgrund der sehr hohen Heterogenität in den Betriebsabläufen, der Unterschiedlichkeit der Weinbauflächen und des Umfeldes, speziellen Kenntnissen um noch in den Flächen vorhandenen Nichtzielorganismen und der hohen Anzahl an Kleinwinzern nur an den konkreten Flächen abstimmen. Gefördert werden könnte es mit Mitteln der Agrarumweltmaßnahmen (Kulturlandschaftspflege KULAP,

LEADER, ELER) oder des Vertragsnaturschutzes (Thomas et al. 2009), die ebenfalls starken jährlichen Veränderungen unterliegen und sich zudem in den Bundesländern voneinander unterscheiden (Thomas et al. 2009, Luick 2013, <https://www.netzwerk-laendlicher-raum.de/>).

Eine generelle Forderung nach Extensivierung oder Stilllegung von Teilflächen innerhalb der Betriebsflächen von Weinbausteillagen wird als nicht zielführend erachtet, da zahlreiche Steillagen existieren, deren Betriebsflächen und das Umland keine oder nur eine geringe naturschutzfachliche Relevanz besitzen (vgl. Kapitel 7.6).

Für Extensivierung oder temporäre Brachen geeignete Flächen sollten gezielt analysiert und ausgewählt werden und die **mehrfährige Stilllegung geeigneter Flächen in Weinbergsteillagen, verbunden mit einer extensiven Pflege (ein- bis zweischürige Mahd, kein Mulchen) und dem völligen Verzicht auf Pflanzenschutzmittel aller Art auf der stillgelegten Fläche**, als eigenständige Maßnahme in die Förderkataloge der Agrarumweltmaßnahmen oder des Vertragsnaturschutzes aufgenommen werden.

Ein Konflikt könnte sich daraus ergeben, dass zu Gunsten des Verzichts auf Pflanzenschutzmittel aller Art auf Brachen oder Stilllegungsflächen befindliche Rebstöcke gerodet werden müssen, um eine Wiederausbreitung von Pilzen aus der Stilllegungsfläche heraus zu verhindern. Idealerweise sollten zur temporären Stilllegung die Gelegenheiten genutzt werden, die sich bieten, wenn bspw. Rebstöcke aus Altersgründen oder wegen Sortenumstellung gerodet werden, um später dieselben Flächen neu aufzueben. Auch könnten Teilflächen, die wegen Nutzungsaufgabe temporär oder dauerhaft brach zu fallen drohen, als Stilllegungsfläche weiter gepflegt werden.

8 Zusammenfassung

8.1 Einleitung

In der vorliegenden Studie wurden bestehende Anwendungsaufgaben des Umweltbundesamtes überprüft und zahlreiche Alternativoptionen überprüft und diskutiert. Die Bearbeitung erfolgte auf Basis einer umfangreichen Literaturlauswertung von mehr als 2500 Quellen, darunter vielen unveröffentlichten Gutachten, Studien und akademischen Abschlussarbeiten, sowie einer GIS-Auswertung und Befragungen von Experten, Praktikern und Behördenvertretern, sowie ehrenamtlichen Spezialisten für verschiedene Artengruppen der Nichtzielorganismen.

Die Bekämpfung von Schadinsekten durch die Ausbringung von Pflanzenschutzmitteln mittels Luftfahrzeugen ist grundsätzlich gesetzlich verboten. Ausnahmen sind möglich, aber nur unter Einhaltung von Auflagen und Anwendungsbestimmungen die die Auswirkungen für Nichtzielorganismen auf ein vertretbares Maß reduzieren. Die entsprechenden Pflanzenschutzmittel müssen hierzu für die Verwendung mit Luftfahrzeugen vom BVL zugelassen werden. Das UBA fungiert in diesem Verfahren als Beherrnensbehörde.

8.1.1 Kronenbereiche von Wäldern und Forsten

Die bei der Anwendung von Pflanzenschutzmitteln in Wäldern und Forsten einzuhaltenen Anwendungsbestimmungen und Auflagen wurden teilweise stark kritisiert. Die Kritik richtete sich vordergründig gegen zwei Anwendungsbestimmungen: dem Verbot des Einsatzes in Naturschutzgebieten, und der Begrenzung des Einsatzes auf 50 % einer zusammenhängenden Waldfläche. In 2015 wurden diese beiden Anwendungsaufgaben vom BVL mit einer Öffnungsklausel versehen und flexibilisiert.

Die durchgeführte Literaturstudie zu Auswirkungen von Pflanzenschutzmitteln im Wald wurde hier exemplarisch für die beiden aktuell hauptsächlich vom Einsatz betroffenen Kiefern- (v.a. *Pinus sylvestris*) und Eichenbestände (*Quercus spec.*) durchgeführt. Darüber hinaus beschränkte sich die Studie vornehmlich auf die zum Zeitpunkt des Beginns des Forschungsvorhabens zugelassenen Mittel „Dipel ES“, „Dimilin 80 WG“ und „Karate Forst flüssig“.

Die Auswertungen beschränken sich auf Arthropoden, Fledermäuse und Vögel als Nichtzielorganismen, für die ein hoher Grad der Betroffenheit vermutet wurde. Die Bewertung der zu erwartenden Auswirkungen erfolgte nach naturschutzfachlichen Kriterien (während die Bewertung und Diskussion der Auflagen und Anwendungsbestimmungen und weiterer Managementoptionen auch ökonomische, administrative, ausbringungspezifische, raum-zeitliche und andere Kriterien berücksichtigt).

8.1.2 Weinbausteillagen

In Weinbausteillagen sind derzeit nur Fungizide für die Ausbringung mit Luftfahrzeugen zugelassen. Da Weinbausteillagen einerseits a priori aufwendiger zu bewirtschaftende Flächen darstellen, andererseits eng mit der Umgebung verzahnt sind, oder bereits viele naturschutzfachlich wertvolle Strukturelemente innerhalb der Betriebsfläche aufweisen können, könnte ein klassisches Risikomanagement zu einer Nutzungsaufgabe führen. Dies könnte langfristig negative Auswirkungen auf naturschutzfachliche Schutzgüter der Umgebung haben. Die Ausbringung von Fungiziden mittels Luftfahrzeugen in Weinbausteillagen erfolgt derzeit fast ausschließlich in Rheinland-Pfalz und lokal begrenzt in Bayern und Baden-Württemberg.

8.2 Aussagen zum Zustand der Biodiversität

8.2.1 Kronenbereiche von Wäldern und Forsten

Es zeigte sich, dass Kiefern- (v.a. *Pinus sylvestris*) und Eichenbestände (*Quercus spec.*) einen wertvollen Lebensraum für Arten und einen hohen Wert für die Biodiversität allgemein darstellen. Das gilt insbesondere für Eichenbestände, die sowohl in Bezug auf die Artenvielfalt, des hohen Grades an Spezialisten, und des besonders hohen Grades an Vorkommen seltener, gefährdeter und geschützter Arten ein besonders hohes Schutzgut darstellen. Vor allem Arthropoden und Fledermäuse profitieren von der Vielgestaltigkeit, der hohen Zahl an Mikrohabitaten (Baumhöhlen, unterschiedlich starkem Grad an abgestorbenen Ästen) und der langen Lebensdauer der Eichen. Eichenbestände sind in ihrer Lebensraumfunktion insgesamt naturschutzfachlich als deutlich höherwertig einzustufen als Kiefernbestände, das gilt sowohl für die Artenzahl per se, die Bedeutung als Lebensraum für streng und besonders geschützte, sowie FFH-Arten, als auch für die Vielfalt an Strukturen innerhalb eines Ökosystems.

Der Einsatz von Pflanzenschutzmitteln dient einerseits dem Erhalt der Pflanze, andererseits auch dem Erhalt der Waldbestände als Lebensraum. Oft ist der Erhalt dieser Bestände auch in Schutzgebietsverordnungen definiert. Da der Ort der Anwendung gleichzeitig der Lebensraum der in ihr lebenden Arten ist, sind die Risiken der Anwendung von Pflanzenschutzmitteln als besonders hoch einzustufen.

Aus naturschutzfachlicher Sicht weisen auch abgestorbene Eichen wertvolle Habitatstrukturen auf und bilden Lebensräume noch für Jahrzehnte für viele seltene, gefährdete und geschützte Arten. Darüber hinaus sind Eichenwälder nur in Ausnahmefällen als Reinbestand vorzufinden, sondern fast stets als Komplex mit anderen Baumarten, meist sogar in Form natürlicher Pflanzengesellschaften, so dass PSM-Einsätze somit auch eine Vielzahl an anderen Nichtzielarten betreffen. Der Verlust ganzer Waldbestände ist als große Ausnahme anzusehen. Hier ergeben sich zahlreiche Zielkonflikte, denn selbst wenn aufgrund von Fraßschäden einzelne Bäume oder Baumgruppen absterben, ist dies nicht zwangsläufig mit Einbußen an Artenvielfalt und Diversität verbunden. Abgestorbene Eichen sind noch Jahrzehnte durch ihr Angebot an Höhlen unterschiedlicher Qualität, Dendrotelmen und des Totholzes wertvolle Strukturelemente und wichtige Habitatrequisiten in Wäldern. Anders ist es bei Kiefernbeständen, die bei Fraßschäden auch ausnahmsweise im Bestandesverbund absterben können.

8.2.2 Weinbausteillagen

Es zeigte sich, dass die den Weinbausteillagen zugeschriebene hohe Bedeutung für den Erhalt der Biodiversität, rezent in erster Linie auf das naturschutzfachlich wertvolle Umland zurückzuführen ist. Während in früheren Jahrzehnten häufig auch innerhalb der Weinbaubetriebsflächen seltene Pflanzen und Tierarten vorkamen, sind davon in der Regel allenfalls noch Relikte zu finden. Viele der in den oben genannten Literaturquellen noch angeführten Vorkommen sind nach Aussage lokaler Spezialisten in den letzten 20 Jahren erloschen, was v.a. auf den intensiven Herbizideinsatz zurückgeführt wird. Nichtsdestotrotz können Weinbausteillagen auch wertvolle Strukturen innerhalb der Anbauflächen aufweisen, v.a. Weinbergsmauern, brach liegende Teilflächen und Ränder. „Biologisch“ bewirtschaftete Weinbauflächen sind zwar bezüglich des Erhalts der Biodiversität etwas günstiger zu bewerten als konventionell bewirtschaftete Flächen, der hohe Grad der Bewirtschaftung (Erziehung der Reben, Pflege der Rebzeilen, einhergehend mit Bodenbearbeitung, Düngung, Einsaat und Bekämpfung oder mechanischer Entfernung unerwünschter Beikräuter) führt aber auch hier zu einer starken Homogenisierung der Anbauflächen.

8.3 Auswirkungen von Pflanzenschutzmitteln im Kronenbereich von Wäldern und Forsten

Der **Grad der Betroffenheit** von Nichtzielorganismen ist hierbei in Abhängigkeit von der spezifischen Tiergruppe und der jeweiligen Biologie der Arten (Grad der Exposition, Phänologie), aber auch von den Wirkstoffen und Wirkmechanismen der eingesetzten Pflanzenschutzmittel höchst unterschiedlich. Arthropoden sind vorrangig durch direkte Effekte (Mortalität, Reduktion der Bestände) aller drei geprüften Pflanzenschutzmittel betroffen, zu denen auch die Zielorganismen der PSM-Einsätze gehören.

Für Fledermäuse und Vögel wurden während der Literaturrecherche keine Hinweise auf direkte Effekte gefunden. Es zeigte sich aber auch, dass Fledermäuse wahrscheinlich in einem sehr viel stärkerem Maße von indirekten Effekten der InsektizidAusbringung betroffen sind, als Vögel. Aufgrund des außerordentlich hohen Grades der Gefährdung und der hohen naturschutzfachlichen Bedeutung sind Fledermäuse als wesentlich sensibleres Schutzgut anzusehen als Vögel. Das liegt vor allem an dem außerordentlich hohen Energieumsatz den Fledermäuse täglich durch die Nahrungsaufnahme kompensieren müssen.

Beim **Ausbreitungsvermögen** der Tiere und der **Wiederbesiedelbarkeit** von Waldbeständen gibt es große artspezifische Unterschiede. Außerdem spielt die Gebietskulisse (Flächengröße, Konnektivität, Durchlässigkeit der nicht besiedelbaren Landschaft) eine große Rolle.

Konkrete Ableitungen zur Wiederbesiedlung können nicht getroffen werden. Dies liegt an der hohen räumlichen und zeitlichen Fluktuation der Bestände und der schlechten Erfassbarkeit vieler Taxa, v.a. bei Arthropoden, aber auch bei Fledermäusen. Langzeitstudien aus Baumkronen fehlen in der Regel.

Obwohl Fledermäuse häufig gute Flieger sind, ist die Überbrückung von Arealen ohne entsprechende Leitstrukturen (Bäume, Hecken) oder Barrieren (Autobahnen) für viele Arten nicht ohne weiteres möglich. Dies kann bei kleinen isolierten Wäldern oder Feldgehölzen dazu führen, dass ausbreitungsschwache Arten unter Umständen längere Zeiträume für eine Wiederbesiedlung benötigen, oder diese ggf. gar nicht erfolgt.

Die GIS-Analyse ergab, dass die meisten Kiefernforste und eichendominierten Wälder im Osten Deutschlands (Brandenburg, Sachsen, Sachsen-Anhalt) sich innerhalb größerer Waldkonnexe befinden. Isolierte Eichenbestände befinden sich vor allem im Nordosten von Brandenburg und innerhalb der großräumig waldfreien Agrarlandschaft Sachsen-Anhalts. Hier fällt insbesondere das NSG Hakel auf.

Für solche isolierten Waldbestände und Feldgehölze ist der Erhalt von qualitativ adäquaten Refugialflächen innerhalb des Behandlungsgebietes oder innerhalb zusammenhängender Waldflächen wichtig. Dabei nimmt die Bedeutung des Erhaltes von qualitativ adäquater Refugialflächen mit abnehmender Flächengröße (und zunehmenden Randeffekten) stark zu.

8.4 Anwendung von Fungiziden in Weinbausteillagen

Betroffen sind durch den Einsatz von Fungiziden in Steillagen des Weinbaus vorrangig Pilze und Flechten, aber auch die an und in ihnen lebenden Tiere und sonstigen Organismen. Bei Vorhandensein von Sonderstrukturen wie Felsnasen oder klassischen Trockenmauern (keine Gabionen) besteht die Möglichkeit, dass ein Teil der Populationen der Nichtzielorganismen innerhalb der Anwendungsfläche überdauert. Naturschutzfachlich relevante Vorkommen von Nichtzielorganismen in den Betriebsflächen sind nicht bekannt geworden, aber für extensiv genutzte Weinbausteillagen denkbar.

Es besteht ein großer Forschungsbedarf, vor allem in Bezug auf Flechten- und den an ihnen lebenden Arten (Vorkommen, spezielle Habitatansprüche, Reproduktion). Die Möglichkeit einer

Wiederbesiedlung besteht, wenn für die Besiedlung geeignete Strukturen vorhanden bleiben, dies kann aber unter Umständen lange Zeiträume beanspruchen.

Für Pilze stellen heute in der Regel die durch die Offenhaltung thermisch begünstigten Ränder (v.a. oberhalb der Anbaufläche) wichtige Refugialräume dar. Von befragten Mykologen, die die genauen Standorte sehr seltener Pilze kennen, werden Auswirkungen durch den Eintrag von Fungiziden in den Off-field-Bereich als bedeutend, aber von geringerer Wichtigkeit eingeschätzt, als die Nutzungsaufgabe und langfristige Verbuschung. Nichtsdestotrotz stellen viele dieser Pilz-Vorkommen Relikte dar und eine Wiederbesiedlung ist sehr unwahrscheinlich.

8.5 Anwendungsbestimmungen und Auflagen

8.5.1 Kronenbereiche von Wäldern und Forsten

Die bestehenden vom BVL vergebenen Anwendungsbestimmungen und weitere mögliche Maßnahmen und Managementoptionen werden in Kapitel 6 und 7.7.4 umfänglich bewertet und diskutiert, so dass an dieser Stelle lediglich darauf verwiesen werden soll, um unnötige Wiederholungen zu vermeiden.

Wie oben dargestellt besitzen Eichenwälder einen besonders hohen Wert als Lebensraum und für die Biodiversität. Eichenwälder sind die artenreichsten Lebensräume in Deutschland und überdurchschnittlich reich an seltenen und naturschutzfachlich wertvollen Arten (Rote-Liste-Arten, geschützte Arten nach BArtschV, FFH-RL).

Fledermäuse als besonders sensible Artengruppe, die in Deutschland ausnahmslos Arten des Anhangs II (+ IV bei den meisten) der FFH-Richtlinie enthält, sollten in einem viel stärkerem Maße als Schutzgut berücksichtigt werden. Besonders viele Fledermaus-Arten leben in und/oder nutzen Eichenwälder als Quartier- und Jagdgebiet. Es wird angenommen, dass sie aufgrund ihrer Lebensweise in deutlich stärkerem Maß von indirekten Effekten der Ausbringung von Pflanzenschutzmitteln im Kronenbereich von Wäldern betroffen sind als Vögel.

Die derzeit für die zugelassenen Mittel geltenden Anwendungsbestimmungen und Auflagen, sind in ihrer Gesamtheit nachvollziehbar und gut begründet. Durch die seit 2015 bestehenden Öffnungsklauseln des BVL für die 50 % Regelung und dem Verbot des Einsatzes in Naturschutzgebieten, wurden zwei der am stärksten kritisierten Auflagen flexibilisiert.

Die Refugialraum-Auflage: „Anwendung des Pflanzenschutzmittels innerhalb einer zusammenhängenden Waldfläche darf nur auf höchstens der Hälfte dieser Fläche erfolgen“

Die Definition, dass „als zusammenhängende Waldfläche in Einzelfällen auch weniger als 100 m voneinander entfernte Waldflächen gelten“ kann im Rahmen der hier betrachteten Tiergruppen als ausreichend angenommen werden. Vögel und Fledermäuse sind durch aktiven Flug in der Lage 100 Meter Distanzen zu überbrücken. Die durch die Anwendung von Pflanzenschutzmitteln mittels Luftfahrzeugen besonders betroffenen Arthropoden nutzen den Kronenraum und gehören ebenfalls zu mobilen, flugfähigen Arten, oder deren Lebensstadien.

Diese Anwendungsbestimmung wurde 2015 vom BVL mit einer Öffnungsklausel versehen. Es zeigte sich in den GIS-Analysen, dass Bekämpfungsmaßnahmen nur in sehr seltenen Ausnahmefällen Flächenanteile von 50% der zusammenhängenden Waldfläche erreichen. Teilweise wird die Anwendungsbestimmung missverstanden und die 50% Regelung auf die Befallsfläche bezogen.

An der 50 % Regelung sollte festgehalten werden, da sie einen zentralen Teil der Anwendungsbestimmungen darstellt und nur so ein ausreichend großer Refugialraum für kleine und isolierte Wälder und Forste gewährleistet werden kann. Bei der Anwendung von Pflanzenschutzmitteln hat diese Anwendungsbestimmung zwar keine große Relevanz, da Flächenanteile von 50% nur ausnahmsweise erreicht werden, wenn die Anwendungsbestimmungen zur Nichtbehandlung der Waldränder beachtet werden.

Damit genügend große Refugialräume verbleiben, ist es außerdem sehr wichtig beim Einsatz von Pflanzenschutzmitteln eine zeitnah (im gleichen Jahr, bzw. innerhalb von 2 Jahren vor oder nach der Maßnahme) stattfindende komplementäre Behandlung der Waldränder über das Biozidrecht auszuschließen.

Viel größere Bedeutung bekommt diese Anwendungsbestimmung für isolierte, kleinere Wälder und Feldgehölze, bei denen unter Umständen die zusammenhängende Waldfläche so gering ausfällt, dass sie im Extremfall mit der Befallsfläche identisch sein könnte. **In diesen Flächen muss in jeden Fall ein Refugialraum für die Wiederbesiedlung erhalten bleiben.** Da bei der Hubschrauberbringung mit Pflanzenschutzmitteln die Waldränder von der Behandlung ausgenommen werden, sollte dieser Bereich als Refugialraum ausreichend sein. Sicherzustellen ist allerdings, dass in zwei aufeinanderfolgenden Kalenderjahren keine gleichzeitige (komplementäre) Behandlung von Bestandesinnenflächen mit Pflanzenschutzmitteln und Waldrändern mit ähnlich wirkenden Biozidpräparaten erfolgt.

Bei isolierten Baumbeständen innerhalb großflächig homogener Wälder (z.B. Eichenwälder innerhalb von Kiefernmonodominanzbeständen) müssten Zustand und Lebensraumqualität des Bestandes weitaus stärker berücksichtigt werden. Einzelne Eicheninseln können auch innerhalb großer Kiefernwaldkomplexe isoliert vorliegen. Der Grad der Durchlässigkeit und die Konnektivität der Bestände sind allerdings deutlich höher als im Fall isolierter Feldgehölze. Trotzdem sollte auf einen ausreichenden Refugialraum gleicher Qualität geachtet werden, beispielsweise wenn die umgebenden Wälder nicht ausreichend konnektiv sind.

„Keine Anwendung in Naturschutzgebieten“:

Die Annahme, dass Naturschutzgebiete eine überdurchschnittliche Ausstattung an Biodiversität und Lebensräumen aufweisen, und aus diesem Grund einer höheren Protektivität unterliegen müssen, ist nachvollziehbar und begründet. Da allerdings die konkreten Schutzgebietsverordnungen sehr unterschiedlich ausgestaltet, bzw. der Kern der Verordnungen teilweise jahrzehntealt sein kann, ist es möglich, dass das Verbot des Einsatzes von Pflanzenschutzmitteln unter Umständen formulierten Schutzziele widerspricht.

Die Umsetzung der FFH-Gebiete in andere Schutzgebietskategorien erfolgt sehr unterschiedlich (NSG-, LSG-Ausweisung, eigene Schutzgebietskategorie nach Landesrecht, Sonderfälle: militärische Übungsplätze), und nicht in jedem Fall stellen FFH-Gebiete streng geschützte Gebietskulissen dar. Da aber die FFH-Gebiete häufig in einem meist viel stärkerem Maße an, bzw. aufgrund der Vorkommen von FFH-Arten ausgewiesen wurden, sollte dringend die regulatorische Möglichkeit geprüft werden die Anwendungsbestimmung auf FFH-Gebiete zu erweitern. Empfohlen wird darüber hinaus als Schutzgut in sehr viel stärkerem Maße die Fledermäuse zu berücksichtigen, da diese besonders stark indirekt betroffen sein könnten.

Das Verbot des Einsatzes von Pflanzenschutzmitteln in Naturschutzgebieten sollte grundsätzlich bestehen bleiben. Die Öffnungsklausel ist vertretbar, wenn gleichzeitig eine stärkere Fokussierung auf besonders relevante Artengruppen (FFH-Arten: Fledermäuse) und eine grundsätzliche Einbeziehung von FFH-Gebieten erfolgt. Diese müssen prinzipiell als Naturschutzgebiet oder als ein anderer Gebietsstatus nach EU-Naturschutzrecht gesichert werden. Des Weiteren sind FFH-Gebiete hinsichtlich der relevanten Schutzgüter besonders gut untersucht und bezüglich der zu erwartenden Auswirkungen bewertbar.

Die Auflage, dass maximal 5 % der Waldfläche eines Bundeslandes innerhalb eines Jahres behandelt werden dürfen, wird derzeit nicht in Frage gestellt. Eine näherungsweise Analyse der Maximalschadereignisse der letzten Dekade und der mit Pflanzenschutzmitteln behandelten Flächengrößen von drei besonders betroffenen Bundesländern zeigte, dass selbst in Extremjahren die

Anteile der Behandlungsflächen deutlich unter 5 % der Waldfläche eines Bundeslandes lagen. Um protektiv zu sein, könnte diese Maximalgrenze entsprechend angepasst werden.

8.5.2 Weinbausteillagen

Durch die beschriebene enge Verzahnung der Steillagen mit ihrer Umgebung und den positiven Effekten der Offenhaltung ist es entscheidend die Nutzung als Anbaufläche aufrechtzuerhalten. Aus diesem Grund wird empfohlen für die Luftausbringung von Fungiziden in Steillagen keine die Betriebe zusätzlich wirtschaftlich belastenden Auflagen zu erteilen und die bestehenden in diesem Sinne nicht zu verschärfen (bspw. Abstandauflagen zum Off-field), wenn dies bezüglich die von den Anwendungen ausgehenden Risiken vertretbar sind.

Weitere Risikominimierungsmaßnahmen sollten innerhalb der Weinbauflächen ansetzen. Von besonderer Bedeutung sind (mehrjährige) Brachestadien innerhalb der Anbauflächen. Es wird empfohlen die mehrjährige Stilllegung geeigneter Teilflächen in Weinbergsteillagen, verbunden mit einer extensiven Pflege (ein- bis zweischürige Mahd, kein Mulchen) und dem völligen Verzicht auf Pflanzenschutzmittel aller Art auf der stillgelegten Teilfläche als eigenständige Maßnahme in die Förderkataloge der Agrarumweltmaßnahmen oder des Vertragsnaturschutzes aufzunehmen und zu fördern.

9 Quellenverzeichnis

Anmerkung: das Quellenverzeichnis enthält nicht nur die im Text genannten Quellen, sondern auch weitere für die Recherchen relevante Quellenangaben.

- Abd el Fattah, M. R. (1986). Studies on the effects of some environmental and chemical factors on the potency of *Bacillus thuringiensis* against some cotton pests. *Anz. Schädlingskde., Pflanzenschutz, Umweltschutz* 59: 22-23.
- Abou-Jawdah, Y., Atamian, H., Nemer, G., Kfoury, L., Choukrallah, N., Hanna, L., & Nemer, N. (2008). Efficacy and molecular studies of a Lebanese isolate of *Beauveria* for control of *Thaumetopoea wilkinsoni* (Lepidoptera: Thaumetopoeidae). *Biocontrol Science and Technology*, 18(6), 573-581.
- Adámek, M., P. Bobek, V. Hadincová, J. Wild & M. Kopecký (2015). Forest fires within a temperate landscape: A decadal and millennial perspective from a sandstone region in Central Europe. *Forest Ecology and Management* 336: 81-90.
- Addison, J. A., I. S. Otvos, J. P. Battigelli & N. Conder (2006). Does aerial spraying of *Bacillus thuringiensis* subsp. *kurstaki* (Btk) pose a risk to nontarget soil microarthropods? *Canadian Journal of Forest Research* 36: 1610-1620.
- AFZ (2009). Der Wald - Waldschutzsituation. *AFZ Der Wald* 7: 4-7.
- AFZ (2010). Der Wald - Waldschutzsituation. *AFZ Der Wald* 7: 4-7.
- AFZ (2011). Der Wald - Waldschutzsituation. *AFZ Der Wald* 7: 4-7.
- AFZ (2012). Der Wald - Waldschutzsituation., *AFZ Der Wald* 7: 4-7.
- AFZ (2013). Der Wald - Waldschutzsituation., *AFZ Der Wald*.7: 4-7.
- AFZ (2014). Der Wald - Waldschutzsituation. *AFZ Der Wald* 7: 4-7.
- Agency, U. S. E. P. (1998). Registration eligibility decision (RED) *Bacillus thuringiensis*: 170.
- Ahnlund Ulvcrona, K., N. Kiljunen, U. Nilsson & T. Ulvcrona (2011). Tree mortality in *Pinus sylvestris* stands in Sweden after pre-commercial thinning at different densities and thinning heights. *Scandinavian Journal of Forest Research* 26(4): 319-328.
- Akresh, M. E., D. I. King & R. T. Brooks (2015). Demographic response of a shrubland bird to habitat creation, succession, and disturbance in a dynamic landscape. *Forest Ecology and Management* 336: 72-80.
- Aldridge, C. & N. Carter (1992). The principles of risk assessment for non-target arthropods: a UK registration perspective. 31: 149-156.
- Altmayer, B., J. Eichhorn, B. Fader, A. Kortekamp, R. Ipach, U. Ipach, H.-P. Lipps, K.-J. Schirra, B. Ziegler (2013): *Sachkunde im Pflanzenschutz (Weinbau)*. 8. überarbeitete Auflage. Dienstleistungszentrum Ländlicher Raum (DLR) Rheinpfalz, Abteilung Phytomedizin. Neustadt an der Weinstraße.
- Altmöos, M., R. Burkhardt, U. Cordes & K.-J. Conze (2012). Erfassung der Erhaltungszustände der FFH-Lebensraumtypen. Kartieranleitung für Rheinland-Pfalz. Hrsg. Landesamt für Umwelt, Wasserwirtschaft und Gewerbeaufsicht (LUWG), Ministerium für Umwelt, Landwirtschaft, Ernährung, Weinbau und Forsten (MULEWF), Struktur- und Genehmigungsdirektion Nord (SGD Nord) und Struktur- und Genehmigungsdirektion Süd (SGD Süd). (http://www.natura2000.rlp.de/pdf/bwp_kartieranleitung_erhaltungszustand_20120125.pdf): 11pp.
- Anderson, G. S. & B. J. Danielson (1997b). The effects of landscape composition and physiognomy on metapopulation size: the role of corridors. *Landscape Ecology* 12(5): 261-271.
- Anonymous (1998). Planung vernetzter Biotopsysteme. Bereich Landkreis Bad Kreuznach. (<http://www.google.de/url?sa=t&rct=i&q=&esrc=s&source=web&cd=1&cad=rja>).
- Anonymous (1999). Untersuchungen zur Schwammspinnerkalamität von 1992 - 1994 in Rheinland-Pfalz. (https://www.wald-rlp.de/fileadmin/website/fawfseiten/fawf/downloads/Mitteilungen/mit_45_1999.pdf).
- Anonymous (2002). Ökologische Risiken von transgenen Pflanzen. Fachtagung Was ist Sache in der Grünen Gentechnik? A. Hilbeck. Bad Neuenahr. (www.pflanzenforschung.de/biosicherheit/pdf/aktuell).

- Anonymous (2008a). Bewertung des Umweltverhaltens des Bt-Proteins in gentechnisch veränderten Pflanzen und in konventionellen Pflanzenschutzmitteln. A. Gathmann. Bundesamt für Verbraucherschutz und Lebensmittelsicherheit (BVL), Braunschweig.
- Anonymous (2009). Gene manipulation in *Bacillus thuringiensis*: Biopesticide development - for safer environment, agriculture and food. S. Jaoua. Centre of Biotechnology Sfax, Tunisia.
- Anonymous (2012a). Der Eichenprozessionsspinner. 18.
- Anonymous (2013). Herbizide für den Weinbau 2013. https://www.landwirtschaft-bw.info/pb/site/lel/get/documents/MLR.LEL/PB5Documents/lvwo/pdf/h/Herbizide_Weinbau_2013.pdf
- Anonymous (2013b). Berliner Strategie zur Eindämmung des Eichenprozessionsspinners: Bekämpfungsmaßnahmen 2013. W. Klein. Senatsverwaltung für Gesundheit und Soziales, Berlin.
- Ansorge, H. (2014). Ökofaunistische Aspekte der Singvogelbesiedlung in Kiefernforsten der Dübener Heide. *Hercynia-Ökologie und Umwelt in Mitteleuropa* 20(4): 348-360.
- Apel, K.-H. & K. Möller (2006). Untersuchungen zur Wirkung von Insektizidapplikationen auf Nicht-Ziel-Arthropoden in Kiefernforsten - Statusbericht. Eberswalde, Landesforstanstalt Brandenburg: 31.
- Apel, K.-H. & K. Möller (2007). Untersuchungen zur Wirkung von Insektizidapplikationen auf Nicht-Ziel-Arthropoden in Kiefernforsten - Abschlussbericht. Eberswalde, Landesforstanstalt Brandenburg: 3.
- Arbeitsmedizin, B. f. A. u. (2013). Bewertung der Mittel gegen den Eichenprozessionsspinner, Bundesanstalt für Arbeitsschutz und Arbeitsmedizin: 3.
- Armitage, D. W. & H. K. Ober (2012). The effects of prescribed fire on bat communities in the longleaf pine sandhills ecosystem. *Journal of Mammalogy* 93(1): 102-114.
- Arndt, E. & S. Hielscher (2007). Ground beetles (Coleoptera: Carabidae) in the forest canopy: species composition, seasonality, and year-to-year fluctuation. The canopy of a temperate floodplain forest. Results from five years of research at the Leipzig Canopy Crane. Universitätsverlag, Leipzig: 106 – 161.
- Arndt, E., D. Bernhard, C. Jesche, S. Kupillas & W. Voigt (2007a). Species diversity and tree association of Heteroptera (Insecta) in the canopy of a *Quercus-Fraxinus-Tilia* floodplain forest. The canopy of a temperate floodplain forest. Results from five years of research at the Leipzig Canopy Crane. Universitätsverlag, Leipzig: 81-90.
- Arndt, E., M. Unterseher & P. J. Horchler (2007b). Methods of sampling arthropods in the canopy of the Leipzig floodplain forest. *Studies of organismical biodiversity*: 66.
- Ascher, K. R. S., N. E. Nemny & J. Isahaaya (1980). The Toxic effects of Diflubenzuron on *Spodoptera littoralis* Eggs and their Respiration. *Pestic Sci.* 11: 90-94.
- Auvera, H. (1966). Die Rebhügel des mittleren Maingebietes, ihre Flora und Fauna. *Abhandlungen des Naturwissenschaftlichen Vereins Würzburg* e.V. 7: 5-59.
- Avci, M. (2009). Parasitoid complex and new host plants of the gypsy moth, *Lymantria dispar* L. in the lakes District, Turkey. *Journal of Animal and Veterinary Advances* 8(7): 1402-1405.
- Ave, D. (2009). Effects of *Bacillus thuringiensis* subspecies *kurstaki* on beneficial arthropods. 1-7.
- Baier, B. & W. Karg (1990). Labortestmethode zur Prüfung der Wirkungen von Pflanzenschutzmitteln auf die oligophage Raubmilbe *Amblyseius barkeri* (Hughes) (Acarina, Phytoseiidae). *Journal of Applied Entomology* 110(1-5): 55-62.
- Barbehenn, R. V., A. Jaros, G. Lee, C. Mozola, Q. Weir & J. P. Salminen (2009). Tree resistance to *Lymantria dispar* caterpillars: Importance and limitations of foliar tannin composition. *Oecologia* 159(4): 777-788.
- Barceloux, D. G. (2008a). *Medical toxicology of natural substances: foods, fungi, medicinal herbs, plants, and venomous animals*, John Wiley & Sons.
- Barceloux, D. G. (2008b). Oaks (*Quercus* Species). *Medical Toxicology of Natural Substances: Foods, Fungi, Medicinal Herbs, Plants, and Venomous Animals*, John Wiley and Sons: 894-896.

- Bariteau, M. & J. Pommery (1992). Variabilité géographique et adaptation aux contraintes du milieu méditerranéen des pins de la section halepensis: résultats (provisoires) d'un essai en plantations comparatives en France. *Annales des Sciences Forestières* 49: 261-276.
- Barrows, E. M., S. S. Wolf & D. M. Lynch (1994). Diflubenzuron effect on yellowjacket (Hymenoptera: Vespidae) worker numbers in a Central Appalachian broadleaf forest. *Journal of economic entomology* 87(6): 1488-1493.
- Bathon, H. & K. Jung (1996). Schwammspinner-Parasitoide in Südhessen 1994. Schwammspinner-Massenvermehrung in Südhessen 1994. W. u. W. Hessische Landesanstalt für Forsteinrichtung 21: 148-159.
- Bathon, H. & V. Ruppert (1996). Zur Bedeutung der Parasitoide beim Zusammenbruch der Schwammspinner-Gradation in Südhessen 1995. Schwammspinner-Massenvermehrung in Südhessen 1994. W. u. W. Hessische Landesanstalt für Forsteinrichtung. 21: 160-169.
- Battisti, A., P. Ianne, N. Milani & M. Zanata (1990). Preliminary accounts on the rearing of *Ooencyrtus pityocampae* (Mercet) (Hym, Encyrtidae)12. *Journal of Applied Entomology* 110(1-5): 121-127.
- BAUA (Bundesanstalt für Arbeitsschutz und Arbeitsmedizin) (2013). Bericht zur Bewertung der Mittel gegen den Eichenprozessionsspinner. Erlass per E-mail vom 21.02.2013. N. u. R. Bundesministerium für Umwelt. online, e-mail, BAUA (Bundesanstalt für Arbeitsschutz und Arbeitsmedizin): 3.
- Bauchhenß, J. (1989). Vergleichende Untersuchungen der Collembolen-und Oribatidenbesiedlung von Weinbergen und naturnahen Flächen auf vier Weinberglagen Unterfrankens. *Bayerisches Landwirtschaftliches Jahrbuch* 66: 985-1010.
- Bäumler, W. & H. S. Salama (1976). Some biochemical changes induced by Dimilin® in the Gypsy moth *Porthretia dispar* L. *Zeitschrift für Angewandte Entomologie* 81(1-4): 304-310.
- Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft (2006). Vogelschutz im Wald. Merkblatt der Bayrischen Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft 21: 6.
- Beck, L., J. Römbke, A. Ruf, A. Prinzing & S. Woas (2004). Effects of diflubenzuron and *Bacillus thuringiensis* var. *kurstaki* toxin on soil invertebrates of a mixed deciduous forest in the Upper Rhine Valley, Germany. *European Journal of Soil Biology* 40: 55-62.
- Behle, R. W., M. R. McGuire & B. S. Shasha (1997). Effects of sunlight and simulated rain on residual activity of *Bacillus thuringiensis* formulations. 90: 1560-1566.
- Bell, J. L. & R. C. Whitmore (1997). Bird populations and habitat in *Bacillus thuringiensis* and Dimilin-treated and untreated areas of hardwood forest. *American Midland Naturalist* 137: 239-250.
- Bell, R., Bohan, D.A., Shaw, E.M. & G.S. Weyman (2005): Ballooning dispersal using silk: world fauna, phylogenies, genetics and models. - *Bulletin of Entomological Research* (2005) 95, 69-114.
- Bellamy, B. R. (2012). Isolation Effects on Insect Communities Found in Bur Oak (*Quercus macrocarpa*) of Crawford County, Ohio. Bachelor of Arts Senior Independent Study Theses, College of Wooster.
- Bellin, S., G. H. Schmidt & E. Douma-Petridou (1990). Structure, ooparasitoid spectrum and rate of parasitism of egg-batches of *Thaumetopoea pityocampa* (Den. & Schiff.) (Lep. Thaumetopoeidae) in Greece12. *Journal of Applied Entomology* 110(1-5): 113-120.
- Bender, C., K. Schmidt-Loske, U. Asmussen & H. Hildenbrandt (1999). PVA-Fallbeispiel 2: Analyse der Gefährdungsursachen von Tiergruppen mittlerer Mobilität am Beispiel der Mauereidechse (*Podarcis muralis*). *Populationsbiologie in der Naturschutzpraxis*. B. Amler, Henle, Kaule, Poschlod, Settele. Stuttgart, Ulmer: 161-172.
- Bender, M. J., S. B. Castleberry, D. A. Miller & T. Bently Wigley (2015). Site occupancy of foraging bats on landscapes of managed pine forest. *Forest Ecology and Management* 336: 1-10.
- Benick, L. (1952). Pilzkäfer und Käferpilze. *Acta Zool. Fennica* 70: 1-250.
- Benkert, D., Fukarek, F. & H. Korsch (1996): Verbreitungsatlas der Farn- und Blütenpflanzen Ostdeutschlands. Jena, Stuttgart: 615 S.
- Bennett, A. F., K. Henein & G. Merriam (1994). Corridor use and the elements of corridor quality: Chipmunks and fencerows in a farmland mosaic. *Biological Conservation* 68(2): 155-165.

- Bereczki, K., P. Ódor, G. Csóka, Z. Mag & A. Báldi (2014). Effects of forest heterogeneity on the efficiency of caterpillar control service provided by birds in temperate oak forests. *Forest Ecology and Management* 327: 96-105.
- Berendes, K.-H. & N. Bräsicke (2013). Vergleichende Bewertung der Wirksamkeit von Pflanzenschutzmitteln gegen den Eichenprozessionsspinner in Wäldern. *Julius-Kühn-Archiv*: 67.
- Bergmeier, E. & Möhler, H. (2014). Der Kathertsche Weinberg bei Karsdorf/Unstrut – Flora und Vegetation eines Stückchens Kulturlandschaft. In: Siegesmund, S., Hoppert, M. & Epperlein, K. (Hrsg.): *Natur – Stein – Kultur – Wein. Zwischen Saale und Unstrut*. Mitteldeutscher Verlag, Halle (Saale). 151-162.
- Bergmeier, E. (2016) email Korrespondenz vom 30. – 31.08.2016
- Bergmeier, E., Cloos, A., Jonas, R., Möhler, H., Richter-Harder, N., Schrader, J., Teichmann, M. & Wolter, F. (2014): Zeigerpflanzen historischer Weinberge und Mauern der Saale-Unstrut-Region. in: Siegesmund, S., Hoppert, M. & Epperlein, K. (Hrsg.): *Natur – Stein – Kultur – Wein. Zwischen Saale und Unstrut*. Mitteldeutscher Verlag, Halle (Saale): 163-179.
- Bergner, A., M. Avci, H. Eryigit, N. Jansson, M. Niklasson, L. Westerberg & P. Milberg (2015). Influences of forest type and habitat structure on bird assemblages of oak (*Quercus* spp.) and pine (*Pinus* spp.) stands in southwestern Turkey. *Forest Ecology and Management* 336: 137-147.
- Bernhardt, K.-G., K. Handtke, M. Koch, D. Laubhann, H.-M. Berg, M. Duda, H. Höttinger, R. Klepsch, M. Pintar & H. Schedl (2005). Anwendungsmöglichkeiten eines Zielartenkonzepts in einem niederösterreichischen Weinbaugebiet. 37: 201-211.
- Berryman, A. A. (1996). What causes population cycles of forest Lepidoptera? *Trends in Ecology & Evolution* 11(1): 28-32.
- Betsche, I. (1985). Pflanzen von Hunsrück und Mittelrhein: *Mainzer naturwiss. Arch.* 23: 49-101.
- Beutler, H. & D. Beutler (2002). Katalog der natürlichen Lebensräume und Arten der Anhänge I und II der FFH-Richtlinie in Brandenburg. *Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg* 11(1, 2).
- BfN & UBA (2015) Gemeinsames Informationspapier von BfN und UBA: Pflanzenschutz mit Luftfahrzeugen – Naturschutzfachliche Hinweise für die Genehmigungsprüfung. *Dokumentationen 03/2015*: 11 pp.
- BfN (2010). Nationaler Bericht zum Fledermausschutz in der Bundesrepublik Deutschland. Bonn BfN - Bundesamt für Naturschutz.
- BfR - Bundesinstitut für Risikobewertung (damals BgVV) (1995). Pressemitteilung 1/95 Erste Ergebnisse der Pyrethroid-Studie.
- Bierhals, E., L. Gekle, G. Hard & W. Nohl (1976). *Brachflächen in der Landschaft*, KTBL-Schriften-Vertrieb im Landwirtschaftsverlag.
- Biliotti, E. (1953). Importance et signification des arrêts de développement au stade nymphal chez *Thaumetopoea processionea* L. 236: 1703-1705.
- Bin, F., P. F. Roversi & J. C. V. Lenteren (2012). Erroneous host identification frustrates systematics and delays implementation of biological control. *Redia* 95: 83-88.
- Biologische Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft (1992). *Bewertung von Pflanzenschutzmitteln im Zulassungsverfahren*. Parey, Berlin, Hamburg. Biologische Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft Braunschweig, Heft 284: 141pp.
- Biologische Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft, B. D. E. (1996). *Massenvermehrungen von Forstschmetterlingen*. Braunschweig, Parey Verlag.
- BMEL - Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft (2014). *Der Wald in Deutschland - Ausgewählte Ergebnisse der dritten Bundeswaldinventur*. Berlin, BMEL.
- BMEL (MLU Sachsen-Anhalt, T. M. f. L., Forsten, Umwelt und Naturschutz, Ministerium f. Infrastruktur und Landwirtschaft Brandenburg) (2011). *Saale-Unstrut. Qualitätswein, Prädikatswein, Sekt b.A. und Qualitätsperlwein - Produktspezifikation für eine geschützte Ursprungsbezeichnung*. 20pp.
- BMELV (2013). *Nationaler Aktionsplan zur nachhaltigen Anwendung von Pflanzenschutzmitteln*, BMELV Selbstverlag.
- BMU - Bundesministerium für Umwelt, N. u. R. (2007). *Nationale Strategie zur biologischen Vielfalt*, BMU, Selbstverlag.

- Bobrowski, V. L., G. Pasquali, M. H. Bodanese-Zanettini, L. M. N. Pinto & L. M. Fiuza (2002). Characterization of two *Bacillus thuringiensis* isolates from South Brazil and their toxicity against *Anticarsia gemmatalis* (Lepidoptera: Noctuidae). *Biological Control* 25: 129-135.
- Boeck, A., P. Biber, H. Pretzsch & D. P. Ankerst (2014). Predicting Tree Mortality for European Beech in Southern Germany Using Spatially Explicit Competition Indices. *Forest Science* 60(4): 613-622.
- Bogaerts-Rosbergen, H. M. F. & M. P. Van Wijk (2010). Diagnose in BEELD Twee artsen met jeukende bultjes. *Nederlands tijdschrift voor geneeskunde* 154: 1518.
- Bogenschütz, H. (1976). Einige Untersuchungen zur Wirkung von Dimilin auf forstliche Schad- und Nutzinsekten. *Forstpfl., Forstsamen* 16 (2): 13-15.
- Böhme, A. (2003). Umweltgerechte Technik für den Steillagenweinbau. Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft e. V. (KTBL), Darmstadt: 108pp.
- Böhme, J. (2001). Phytophage Käfer und ihre Wirtspflanzen in Mitteleuropa - ein Kompendium. Heroldsberg, Bioform.
- Bolger, D. T., T. A. Scott & J. T. Rotenberry (2001). Use of corridor-like landscape structures by bird and small mammal species. *Biological Conservation* 102(2): 213-224.
- Boncheva, R., S. Dukiandjiev, I. Minkov, R. A. de Maagd & S. Naimov (2006). Activity of *Bacillus thuringiensis* δ -endotoxins against codling moth (*Cydia pomonella* L.) larvae. *Journal of Invertebrate Pathology* 92: 96-99.
- Bond-Lamberty, B., A. V. Rocha, K. Calvin, B. Holmes, C. Wang & M. L. Goulden (2014). Disturbance legacies and climate jointly drive tree growth and mortality in an intensively studied boreal forest. *Global Change Biology* 20(1): 216-227.
- Bonn, S., J. Albrecht, K. Bylebyl, N. Driessen, P. Poschlod, U. Sander & M. Veith (2009). Mechanische Störung als Ersatz für natürliche Dynamik? Stimmt das Klima? *Naturschutz im Umbruch*. B. B. N. e.V. Bonn. 57: 306-314.
- Bornholdt, G. & B. U. (1996). Auswirkungen der Dimilin-Ausbringung auf die Käfer, Wanzen und Geradflügler von Eichenwäldern im Bereich der Forstämter Mörfelden-Walldorf und Lampertheim (Südhessen). *Mitt. Biol. Bundesanst. Land- und Forstw.* (322): 195-210.
- Bornholdt, G. & U. Brenner (1996). Zoologische Begleituntersuchung zur Schwammspinnerbekämpfung im Bereich der Forstämter Mörfelden-Walldorf und Lampertheim. Schwammspinner-Massenvermehrung in Südhessen 1994. W. u. W. Hessische Landesanstalt für Forsteinrichtung. 21: 170-248.
- Bornholdt, G. (2005). Monitoring am Beispiel der Tagfalter im NSG Weinberg bei Hohenzell - Erkenntnisse aus mehrjährigen Untersuchungen für Bewertung und Planung. 37: 308-315.
- Bornholdt, G. (2010). Jedes Jahr ist anders. 10 Jahre Monitoring im Naturschutzgebiet Weinberg bei Hohenzell.
- Bossard, M., J. Feranec & J. Otahel (2000). CORINE land cover technical guide - Addendum Copenhagen", European Environment Agency.
- Boulton, T. J. & I. S. Otvos (2004). Monitoring native non-target Lepidoptera for three years following a high dose and volume application of *Bacillus thuringiensis* subsp. *kurstaki*. *International Journal of Pest Management* 50: 297-305.
- Boulton, T. J. (2004c). Responses of nontarget lepidoptera to foray 48B® *Bacillus thuringiensis* var. *kurstaki* on Vancouver Island, British Columbia, Canada. *Environmental Toxicology and Chemistry* 23(5): 1297-1304.
- Boulton, T. J., I. S. Otvos & R. A. Ring (2002b). Monitoring Nontarget Lepidoptera on *Ribes cereum* to Investigate Side Effects of an Operational Application of *Bacillus thuringiensis* subsp. *kurstaki*. *Environmental Entomology* 31: 903-913.
- Boulton, T. J., I. S. Otvos, K. L. Halwas & D. A. Rohlf (2007). Recovery of nontarget Lepidoptera on Vancouver Island, Canada: One and four years after a gypsy moth eradication program. *Environmental Toxicology and Chemistry* 26(4): 738-748.
- Bowne, D. & M. Bowers (2004). Interpatch movements in spatially structured populations: a literature review. *Landscape Ecology* 19(1): 1-20.
- Brand, T. (2013). Der Eichenprozessionsspinner. Landwirtschaftskammer Niedersachsen.
- Brändle, M. & R. Brandl (2001). Species richness of insects and mites on trees: expanding Southwood. *Journal of Animal Ecology* 70(3): 491-504.

- Brandt, C. & M. Stock (2015). Neuer Wein an alten Hängen!? - Weinbau im (Klima-)Wandel. Praxis Geographie: 22-28.
- Bräsicke, N. & A. Wulf (2011). Die Waldschutzsituation 2010 in der Bundesrepublik Deutschland. 63: 61-68.
- Bräsicke, N. & B. Stein (2014). Eichenprozessionsspinner - Die Ausbreitung eines Schmetterlings und seine Folgen. Berichte aus der Forschung FoRep: 13-15.
- Bräsicke, N. & M. Hommes (2012). Die Waldschutzsituation 2011 in der Bundesrepublik Deutschland. Journal für Kulturpflanzen 6364: 77-85.
- Bräsicke, N. & M. Hommes (2013). Die Waldschutzsituation 2012 in der Bundesrepublik Deutschland. Journal für Kulturpflanzen 63 (3): 61-68.
- Bräsicke, N. (2009). Effekte von Waldumbaumaßnahmen in Kiefernforsten auf potenzielle Schädlingantagonisten am Beispiel der Webspinnenzönose:(Arachnida: Araneae). Cuvillier.
- Bräsicke, N. (2013). Die Prozessionsspinner Mitteleuropas - Ein Überblick. – Julius-Kühn-Archiv 440: 11-12.
- Bräsicke, N., U. M. Ratschker & M. Roth (2006). Effekte des Waldumbaus von Kiefernbeständen auf die Spinnenfauna der Kronenregion (Arachnida: Araneae). Mitteilungen der Gesellschaft für allgemeine und angewandte Entomologie 14: 261-264.
- Bräunicke, M., & Trautner, J. (2002). Die Laufkäfer der Bodenseeufer: Indikatoren für naturschutzfachliche Bedeutung und Entwicklungsziele. Haupt.
- Breuer, M. & B. Devkota (1990a). Control of *Thaumetopoea pityocampa* (Den. & Schiff.) by extracts of *Melia azedarach* L. (Meliaceae) 1. Journal of Applied Entomology 110(1-5): 128-135.
- Breuer, M. & B. Devkota (1990b). Studies on the importance of nest temperature of *Thaumetopoea pityocampa* (Den. & Schiff.) (Lep. Thaumetopoeidae) 1. Journal of Applied Entomology 109(1-5): 331-335.
- Breuer, M., H. G. Kontzog & A. De Loof (2003b). The sex attractant pheromone of the oak processionary, *Thaumetopoea processionea* a field evaluation. Communications in Agricultural and Applied Biological Sciences 68: 203-208.
- Breuer, M., H.-G. Kontzog, A. Guerrero, F. Camps & A. D. Loof (2003a). Field Trials with the Synthetic Sex Pheromone of the Oak Processionary Moth *Thaumetopoea processionea*. Journal of Chemical Ecology 29: 2461-2468.
- Breuer, W. (2013). Aktuelle Herausforderungen des Uhuschutzes aus rechtlicher und praktischer Sicht. Beitrag zu einem Seminar der Naturschutz-Akademie Hessen „Der Uhu – eine Erfolgsgeschichte des Naturschutzes!“ am 14. März 2013. URL: <http://www.na-hessen.de/downloads/13n025uhuaspektepraxis.pdf>
- Breunig, T. & G. Thielmann. (2001). Wälder, Gebüsche und Staudensäume trockenwarmer Standorte. Biotope in Baden-Württemberg 11, Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, Karlsruhe, 36
- Brockerhov, E. G., H. Jactel, J. A. Parrotta, C. P. Quine & J. Sayer (2008). Plantation forests and biodiversity: oxymoron or opportunity? Biodivers Conserv 17: 925-951.
- Bruggisser, O. T., M. H. Schmidt-Entling & S. Bacher (2010). Effects of vineyard management on biodiversity at three trophic levels. Biological Conservation 143: 1521-1528.
- Brunk, I. (2015) Faunistische Untersuchungen zu kennzeichnenden Arten der FFH-Lebensraumtypen und Bewertung der Vorkommen kennzeichnender Arten der FFH-LRT in FFH-Gebieten im Land Sachsen-Anhalt, hier Aufnahme von Sammlungsdaten in Museen und Privatsammlungen (hier insbesondere Senckenberg Museum für Tierkunde Dresden und coll. Linke). Unveröfftl. Gutachten im Auftrag des LAU: 12pp.
- Brunner, A. (2001). Preservation of bulbous geophytes in vineyards of north-eastern Switzerland. Bulletin des geobotanischen Instituts der ETH Zürich 67: 108.
- Bruns, H. (1956). Versuche zur Steigerung der Siedlungsdichte der Vögel in Eichen- und Eichenmischwäldern. Waldhygiene 1: 220-226.
- Bub, G., H. Delb & H. Schröter (2006). Die Gradation des Schwammspinners (*Lymantria dispar* L.) 2004/2005 in Baden-Württemberg - Untersuchungen zur Dynamik und Regulierung der Population. Freiburger Forstliche Forschung, Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg: 6.
- Buchweitz, M., G. Hermann & J. Trautner (2002). Ökologisches Monitoring zur kaiserstuhlweiten Integration eines Feuer-Managements in die Böschungspflege. Endbericht Untersuchungszeitraum 2005.

- Buder, W. & D. Schulz (2010): Farn- und Samenpflanzen – Bestandssituation und Schutz ausgewählter Arten in Sachsen.- Dresden: 151pp. <https://publikationen.sachsen.de/bdb/artikel/11993>, Zugriff am 01.09.2016)
- Buder, W. & Uhlemann, S. (2010) Biotoptypen – Rote Liste Sachsens. (2010).- Dresden. 140 S. – <https://publikationen.sachsen.de/bdb/artikel/11947>, Zugriff am 01.09.2016)
- Bunce, R. G. H., P. Roche, M. M. B. Bogers, M. Walczak, G. de Blust, I. R. Geijzendorffer & J. van den Borre (2010). EBONE - Handbook for Surveillance and Monitoring of Habitats, Vegetation and Selected Species
- Bundschuh, M. & A. Gerber (2014). Eichenprozessionsspinner. Zentralblatt für Arbeitsmedizin, Arbeitsschutz und Ergonomie: 1-2.
- Burger, F. (2005) Rote Liste Wildbienen Sachsen. Hrsg. Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie. 44pp. https://www.umwelt.sachsen.de/umwelt/download/natur/Rote_Liste_Wildbienen.pdf, (Zugriff am 28.08.2016)
- Burkholder, A. & J. V. Hermann (1993). Auswirkungen der Begrünung auf die Wanzenfauna ausgewählter Weinberge Unterfrankens, Diplomarbeit Julius Maximilians Universität Würzburg, 1-116.
- Bussler, H. & J. Schmidl (2009). Die xylobionte Käferfauna von sechs Eichen im Naturwaldreservat Eichhall im bayerischen Hochspessart (Coleoptera). Entomologische Zeitschrift 119: 3.
- Bußler, H. (2014). Käfer und Großschmetterlinge an der Traubeneiche. LWF aktuell 75: 89-93.
- Butaye, J., H. Jacquemyn, O. Honnay & M. Hermy (2002). The species pool concept applied to forests in a fragmented landscape: Dispersal limitation versus habitat limitation. Journal of Vegetation Science 13(1): 27-34.
- Butler, L., G. A. Chrislip, V. A. Kondo & E. C. Townsend (1997a). Effect of Diflubenzuron on Nontarget Canopy Arthropods Closed, Deciduous Watersheds in a Central Appalachian Forest. Journal of Economic Entomology 90 (3): 784-794.
- Butler, L., G. A. Chrislip, V. A. Kondo & E. C. Townsend (1997b). Effect of Diflubenzuron on Nontarget canopy Arthropods in Closed, Deciduous Watersheds in a Central Appalachian Forest. J. Econ. Entomol. 90 (3).
- Buxton, R. D. (1990). The influence of host tree species on timing of pupation of *Thaumetopoea pityocampa* Schiff. (Lep., Thaumetopoeidae) and its exposure to parasitism by *Phryxe caudata* Rond. (Dipt., Larvaevoridae)1. Journal of Applied Entomology 109(1-5): 302-310.
- Bylebyl, K. (2007). Central European dry grasslands: processes of their development and possibilities for their maintenance. J. Cramer.
- Cantwell, G. E., D. A. Knox, T. Lehnert & A. S. Michael (1966). Mortality of the honey bee, *Apis mellifera*, in colonies treated with certain biological insecticides. 8: 228-233.
- Cantwell, G. E., T. Lehnert & J. Fowler (1972). Are biological insecticides harmful to the honey bee? 112: 255-258.
- Capek, M., S. Findek & D. Brutovsky (1987). Possibilities for biological control against insect vectors of oak wilt. . Vedecke Prace Vyskumneho Lesneho Hospodarstva Vo Zvolenie: 166-181.
- Castagneyrol, B., M. Régolini & H. Jactel (2014). Tree species composition rather than diversity triggers associational resistance to the pine processionary moth. Basic and Applied Ecology 15(6): 516-523.
- Cauteruccio, L. (2012). Moths: Types, ecological significance and control methods, Nova Science Publishers, Inc.
- Celuch, M. & R. Kropil (2008). Bats in a Carpathian beech-oak forest (Central Europe): habitat use, foraging assemblages and activity patterns. Folia zoologica 57(4): 358-372.
- Cheminova. (2013). Sicherheitsdatenblatt Dipel ES.
- Clark, K. L., N. Skowronski & J. Hom (2010). Invasive insects impact forest carbon dynamics. Global Change Biology 16(1): 88-101.
- Clarke, L. (1982). Factors affecting uptake and loss of diflubenzuron in the tsetse fly *Glossina morsitans morsitans* Westwood (Diptera: Glossinidae). Bulletin of Entomological Research 72(03): 511-522.
- Cohen, E. & J. E. Casida (1982). Properties and inhibition of insect integumental chitin synthetase. Pesticide Biochemistry and Physiology 17(3): 301-306.

- Connell, J. & G. Steyrer (2007). Raupenfallen-Untersuchung 2006: Artenspektrum von Schmetterlingen an Laubbäumen. *Forstschutz aktuell* 38: 12-18.
- Conservación de poblaciones fragmentadas. *Conservation Biology* 8(1): 50-59.
- Conze, K.-J. & U. Cordes (2011). Landesweite Biotopkartierung in RLP (Lökplan), Ministerium für Umwelt, Landwirtschaft, Ernährung, Weinbau und Forsten RLP.
- Cooke, B. J. & J. Regniere (1999). Predictability and measurability of *Bacillus thuringiensis* efficacy against spruce budworm (Lepidoptera: Tortricidae).” 28: 711-721.
- Cooper, R. J., K. M. Dodge, P. J. Martinat, S. B. Donahoe & R. C. Whitmore (1990). Effect of diflubenzuron application on eastern deciduous forest birds. *The Journal of Wildlife Management*: 486-493.
- Corporation, V. B. (1998). Protecting our forests - protecting our future. Forestry technical manual. Libertyville, IL, USA: 47.
- Cory, J. S. & P. F. Entwistle (1990). The effect of time of spray application on infection of the pine beauty moth, *Panolis flammea* (Den. & Schiff.) (Lep., Noctuidae), with nuclear polyhedrosis virus. *Journal of Applied Entomology* 110(1-5): 235-241.
- Covey, K., C. J. W. Carroll, M. C. Duguid, K. Dorji, T. Dorji, S. Tashi, T. Wangdi & M. Ashton (2015). Developmental dynamics following selective logging of an evergreen oak forest in the Eastern Himalaya, Bhutan: Structure, composition, and spatial pattern. *Forest Ecology and Management* 336: 163-173.
- Csoka, G. & C. Szaboky (2005). Checklist of Herbivorous Insects of Native and Exotic Oaks in Hungary I. *Acta Silv. Lign. Hung* 1: 59-72.
- Damgaard, P. H. (1995). Diarrhoel enterotoxin production by strains of *Bacillus thuringiensis* isolated from commercial *Bacillus thuringiensis*-based insecticides. *FEMS Immunology and Medical Microbiology* 12: 245-250.
- Danilo, R., A. David, A. Joserra, G. Urtzi, S. Egoitz & G. Inazio (2005). Habitat selection in sympatric *Rhinolophus mehelyi* and *R. euryale* (Mammalia: Chiroptera). *Journal of Zoology* 266(3): 327-332.
- Dathe, H. (2004). Der Hymenopteren-Band der Entomofauna Germanica-die erste vollständige Artenliste der Hymenoptera Deutschlands. *Acta entomologica Slovenica* 12(1): 151-160.
- Dathe, H. H., Taeger A. & S.M. Blank (Hrsg.) (2001). Entomofauna Germanica. Band 4. Verzeichnis der Hautflügler Deutschlands. Chalcidoidea. *Entomologische Nachrichten und Berichte Beiheft* 7: 51-69.
- Davies, C. E. & D. Moss (2002). EUNIS Habitat Classification”. Paris, European Topic Centre on Nature Protection and Biodiversity.
- Davy, C. M., D. Russo & M. B. Fenton (2007). Use of native woodlands and traditional olive groves by foraging bats on a Mediterranean island: consequences for conservation. *Journal of Zoology* 273(4): 397-405.
- Deckert, J. (1993). Blab, Josef: Grundlagen des Biotopschutzes für Tiere. Ein Leitfaden zum Schutz der Lebensräume unserer Tiere. – 4. neubearbeitete und erweiterte Auflage. Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz 24; 479 S.
- Delb, H. & A. Wulf (1998). Late oak mortality caused by gypsy moth (*Lymantria dispar* L.) in the Bienwald district, Germany.” Disease/environment interactions in forest decline, IUFRO Workshop Working Party, March 16-21. Vienna, Austria.
- Delb, H. (1999). Die Schwammspinner-Massenvermehrung 1993 und 1994 im Bienwald und ihre Folgen für Naturwaldreservate. *Mitt. BBA Land- und Forstwirtschaft, Berlin-Dahlem* 362: 40-46.
- Demolin, G. & A. Millet (1981). Testing of insecticides against of the processionary caterpillar (*Thaumetopoea pityocampa* Schiff). Comparative action of different commercial specialities: Bactospeine, Dipel, Thuricide and Dimilin [containing *Bacillus thuringiensis* or diflubenzuron]. *Annales des Sciences Forestieres* (France).
- Detzel, P. (1993). Heuschrecken und ihre Verbreitung in Baden-Württemberg, LfU.
- Detzel, P. (1995). Herkunft und Verbreitung der Heuschrecken in Baden-Württemberg. *Articulata* 10: 107-118.
- Devillers, P. & J. Devillers-Terschuren (1996). A classification of Palaearctic habitats.” Council of Europe, Strasbourg: Nature and environment.

- Devkota, B. & G. H. Schmidt (1990). Larval development of *Thaumetopoea pityocampa* (Den. & Schiff.) (Lep. Thaumetopoeidae) from Greece as influenced by different host plants under laboratory conditions. *Journal of Applied Entomology* 109(1-5): 321-330.
- Diamond, J. M. (1975). The island dilemma: Lessons of modern biogeographic studies for the design of natural reserves. *Biological Conservation* 7(2): 129-146.
- Dierschke, F. v. (1973). Die Sommervogelbestände nordwestdeutscher Kiefernforsten. *Vogelwelt* 94: 201-225.
- Dietz, M. & O. Simon (2008). unv. Gutachten zur gesamthessischen Situation der Mopsfledermaus *Barbastellus barbastellus*: Verbreitung, Kenntnisstand, Gefährdung G. u. N. H. Gutachten im Auftrag des Hessischen Dienstleistungszentrums für Landwirtschaft. Gießen, Marburg: 34.
- Dietz, M. (2013). Anforderungen an den Schutz und die Bewirtschaftung von Wald-Lebensräumen für Säugetiere am Beispiel von Fledermäusen. *Natura 2000 im Wald - Lebensraumtypen, Erhaltungszustand, Management, BfN-Schr.-Vertrieb im Landwirtschaftsverl.* 131: 115-130.
- Donnarumma, F., D. Paffetti, G. Stotzky, R. Giannini & C. Vettori (2010). Potential gene exchange between *Bacillus thuringiensis* subsp. *kurstaki* and *Bacillus* spp. in soil in situ. *Soil Biology and Biochemistry* 42: 1329-1337.
- Douma-Petridou, E. (1990). European *Thaumetopoea* species (Lep. Thaumetopoeidae): Characteristics and life-cycles. On the biology and control of *Thaumetopoea* spp. (Lepidoptera, Insecta): geographical distribution, host plants, life cycles, ecology, health hazards, control measures and parasitoids: proceedings of the *Thaumetopoea-Symposium*, 5-7 July 1989 at Neustadt a. Rbge near Hannover.
- Douville, M., F. Gagné, L. Masson, J. McKay & C. Blaise (2005). Tracking the source of *Bacillus thuringiensis* Cry1Ab endotoxin in the environment. *Biochemical Systematics and Ecology* 33: 219-232.
- Dow, J. A. T. (1992). pH gradients in lepidopteran midgut. *J. exp. Biol.* 172: 355-357.
- Doye, E., G. Michl & C. Hoffmann (2005). Etablierung eines Anbausystems pilztoleranter Rebsorten für den ökologischen Weinbau - 3. Zwischenbericht.
- Duan, J. J., J. G. Lundgren, S. Naranjo & M. Marvier (2010). Extrapolating non-target risk of Bt crops from laboratory to field. *Biology letters* 6: 74-77.
- Dulaurent, A.-M., J.-P. Rossi, C. Deborde, A. Moing, P. Menassieu & H. Jactel (2011). Honeydew feeding increased the longevity of two egg parasitoids of the pine processionary moth. *135: 184-194.*
- Düweke, P. (1991). Wespen und Ameisen aus Flugfallen einer flurbereinigten und einer ursprünglichen Rebterrasse des Kaiserstuhls. *Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ.* 66 (1990): 479-494.
- Eakin, L., M. Wang & G. Dwyer (2015). The effects of the avoidance of infectious hosts on infection risk in an insect-pathogen interaction. *American Naturalist* 185(1): 100-112.
- Ebert, G. & E. Rennwald (1991a). *Die Schmetterlinge Baden-Württembergs, Bd. 1: Tagfalter I.* Stuttgart: Ulmer.
- Ebert, G. & E. Rennwald (1991b). *Die Schmetterlinge Baden-Württembergs 2 (2).* Stuttgart.
- Eidt, D. C. (1985). Toxicity of *Bacillus thuringiensis* var *kurstaki* to aquatic insects. *117: 829-837.*
- Eisenbies, M. H., C. Davidson, J. Johnson, R. Amateis & K. Gottschalk (2007). Tree mortality in mixed pine-hardwood stands defoliated by the European gypsy moth (*Lymantria dispar* L.). *Forest Science* 53(6): 683-691.
- Eisler, R. (1992). *Diflubenzuron Hazards to Fish, Wildlife, and Invertebrates: A Synoptic Review.* C. H. R. Report. Maryland, US Department Int. Fish Wildl. Serv. 25: 1-84.
- El Hassani, A. (1990). Principal methods of monitoring of *Thaumetopoea pityocampa* (De. & Schiff.) in Marocco." On the biology and control of *Thaumetopoea* spp. (Lepidoptera, Insecta): geographical distribution, host plants, life cycles, ecology, health hazards, control measures and parasitoids: proceedings of the *Thaumetopoea-Symposium*, 5-7 July 1989 at Neustadt a. Rbge near Hannover
- Elliott, R. H. & D. W. Anderson (1982b). Factors influencing the activity of Diflubenzuron against the codling moth, *Laspeyresia pomonella* (Lepidoptera: Olethreutidae). *The Canadian Entomologist* 114(03): 259-268.

- Elliott, R. H. & R. Iyer (1982). Toxicity of Diflubenzuron to nymphs of the migratory grasshopper to nymphs of the migratory grasshopper, *Melanoplus sanguinipes* (Orthoptera: Acrididae). *The Canadian Entomologist* 114(06): 479-484.
- Elmore, L. W., D. A. Miller & F. J. Vilella (2004). Selection of diurnal roosts by red bats (*Lasiurus borealis*) in an intensively managed pine forest in Mississippi. *Forest Ecology & Management* 199(1): 11-20.
- Elsasser, P., M. Bösch, G. Leefken, B. Leischner, B. Möhring, T. Pistorius, J. Rock & S. Rüter (ohne Jahr, 2013 oder 2014). Naturkapital des Waldes und Klimapolitik: Wald in der deutschen TEEB-Studie. Thünen-Institut für Internationale Waldwirtschaft und Forstökonomie, Thünen.
- Emmerich, K. H. (1996). Verbleib von Diflubenzuron im Boden unter Freilandbedingungen nach der Anwendung von Dimilin 25 WP im Hess. Ried. Schwammspinner-Massenvermehrung in Südhessen 1994. W. u. W. Hessische Landesanstalt für Forsteinrichtung 21: 331-352.
- Engemann, R. (2008a) 3.1. Biotop- und Nutzungstypen (CIR-Luftbildinterpretation). In: Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt (Hrsg.). Arten- und Biotopschutzprogramm Sachsen-Anhalt. Biologische Vielfalt und FFH-Management im Landschaftsraum Saale-Unstrut. Berichte des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt - Sonderheft 1/2008 (Teil 1 und 2); ISSN 1619-4071: 28-30
- Engemann, R. (2008b). 3.2 Für den Naturschutz besonders wertvolle Bereiche (Selektive Biotopkartierung). In: Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt (Hrsg.): Arten- und Biotopschutzprogramm Sachsen-Anhalt. Biologische Vielfalt und FFH-Management im Landschaftsraum Saale-Unstrut. Berichte des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt 1/2008 (Teil 1 und 2); ISSN 1619-4071: 30-37.
- Epperlein, K. & C. Weinhold (2000). Untersuchungen zur Carabidenfauna im Landschaftsschutzgebiet Süßer See bei Seeburg in Sachsen-Anhalt. *DGaaE-Nachrichten*, 14 (1): 26-27.
- Epperlein, K. (2004a). Untersuchungen zur Insektenfauna am Süßen See im April 2004. *DGaaE-Nachrichten*, 18 (3): 92-94.
- Epperlein, K. (2004b). Zur Laufkäferfauna (Coleoptera, Carabidae) in Weinbergen des Saale-Unstrut-Gebietes. *DGaaE-Nachrichten*, 13 (3): 92-94.
- Er, M. K., S. Karadağ & C. Mart (2007). Effectiveness of *Bacillus thuringiensis* var. *kurstaki* on *Thaumetopoea solitaria* Frey. (Lepidoptera: Thaumetopoeidae) Larvae in Laboratory Conditions. *Bacillus thuringiensis* var. *kurstaki*'nin *Thaumetopoea solitaria* Frey. (Lepidoptera: Thaumetopoeidae) Larvalarına Karşı Laboratuvar Koşullarında Etkinliği 31(4): 255-261.
- Escherich, K., J. F. Judeich & H. Nitsche (1914 (1923)). Die Forstinsekten Mitteleuropas. Ein Lehr- und Handbuch von K. Escherich. Als Neuaufl. von Judeich-Nitsche, Lehrbuch der mitteleuropäischen Forstinsektenkunde bearbeitet. Berlin, P. Parey.
- Escherich, K., J. F. Judeich & H. Nitsche (1914 (1931)). Die Forstinsekten Mitteleuropas. Ein Lehr- und Handbuch von K. Escherich. Als Neuaufl. von Judeich-Nitsche, Lehrbuch der mitteleuropäischen Forstinsektenkunde bearbeitet. Berlin, P. Parey.
- Estreguil, C. & C. Mouton (2009). Measuring and reporting on forest landscape pattern, fragmentation and connectivity in Europe: methods and indicators. Luxembourg, JRC Scientific and Technical Reports. Office for Official Publications of the European Communities.
- Estreguil, C., G. Caudullo, D. de Rigo & J. San Miguel (2012). Forest Landscape in Europe: Pattern, Fragmentation and Connectivity." Luxembourg, European Commission, Joint Research Centre, Institute for Environmental and Sustainability.
- EU, R. d. (2013). Report on the proposal for a regulation of the European Parliament and of the Council on the financing, management and monitoring of the common agricultural policy.
- Fahrig, L. & G. Merriam (1994). Conservation of Fragmented Populations. *Conservation Biology* (8), 1: 50-59.
- Fajvan, M. A., J. Rentch & K. Gottschalk (2008). The effects of thinning and gypsy moth defoliation on wood volume growth in oaks. *Trees - Structure and Function* 22(2): 257-268.
- Fankhänel, H. (1958). *Meteorus versicolor* Wesm. als Parasit von *Euproctis chrysorrhoea* L. und *Thaumetopoea processionea* L. und seine Einsatzmöglichkeiten. *Trans. 1st Int. Conf. Ins. Pathol. & Biol. Control*, Bratislava.

- Fankhänel, H. (1959). Der Kleine Frostspanner (*Operophtera brumata* L.) und andere Frostspannerarten im Forst. Merkblatt Nr. 29 der Abteilung Forstschutz gegen tierische Schädlinge des Instituts für Forstwissenschaften Eberswalde, Volksdruckerei Eberswalde.
- Fartmann, T. (2010). Das Brandmanagement als Instrument der Rebböschungspflege. Arb. Inst. Landschaftsökol., Münster 19, Münster.
- Faulde, M. & W. Dötsch (2005). Toxisch-irritative Dermatitis durch Prozessionsspinnerraupen nach Portugalaufenthalt. *Allergologie* 28: 290-295.
- Feeny, P. P. (1970). Seasonal changes in oak leaf tannins and nutrients as a cause of spring feeding by winter moth caterpillars. *Ecology* 51(4).
- Feicht, E. & M. Weber (2012). Verbreitung und Populationsdynamik des Eichenprozessionsspinners - Witterung und Waldstruktur beeinflussen die Entwicklung wärmeliebender Insekten in Eichenbeständen. *Eichen in Not* 88: 9-11.
- Feilhaber, I. (2013). Monitoring und Einschätzung Eichenprozessionsspinner. Senatsverwaltung für Stadtentwicklung und Umwelt, Berlin.
- Feilhaber, I. (2013a). Ausbreitung der Eichenprozessionsspinner. Senatsverwaltung für Stadtentwicklung und Umwelt, Berlin. http://www.stadtentwicklung.berlin.de/pflanzenschutz/eps/download/eps2013_ausbreitung_berlin.pdf
- Felke, M. & G.-A. Langenbruch (2005). Auswirkungen des Pollens von transgenem Bt-Mais auf ausgewählte Schmetterlingslarven. BfN-Skripten. Bonn, Bundesamt für Naturschutz: 143.
- Fenk, L., B. Vogel & H. Horvath (2007). Dispersion of the bio-aerosol produced by the oak processionary moth. *Aerobiologia* 23: 79-87.
- Fidan, E. C. Ş., Ümit; Kısım, Eda; Destire, Ceyhan; Çalışkan, Hakan (2014). Contribution to the knowledge of Carabidae Fauna from Eskişehir Osmangazi University Meşelik Campus. *Mun. Ent.. Zool.* 9(1): 258-265.
- Fiorentino, V. L., S. M. Murphy, T. M. Stoepler & J. T. Lill (2014). Facilitative effects of group feeding on performance of the saddleback caterpillar (Lepidoptera: Limacodidae). *Environmental Entomology* 43(1): 131-138.
- Flade, M. & J. Schwarz (2004). Ergebnisse des DDA-Monitoringprogrammes, Teil II. Bestandesentwicklung von Waldvögeln in Deutschland 1989-2003. *Vogelwelt* 125: 177-213.
- Flade, M. & J. Schwarz (2010). Entwicklung der Brutbestände von Waldvögeln in Deutschland seit 1990 im Spannungsfeld zwischen Forstwirtschaft, Naturschutz und Klimawandel. *Naturschutz und Biologische Vielfalt* 95: 131-148.
- Flade, M. (1994). Die Brutvogelgemeinschaften Mittel- und Norddeutschlands. IHW-Verlag, Eching 879.
- Flade, M. (2012). Von der Energiewende zum Biodiversitäts-Desaster – zur Lage des Vogelschutzes in Deutschland. *Vogelwelt* 133: 149 - 158.
- Flade, M. (2013). Vögel im Wald - Schutz durch FFH- und Vogelschutzrichtlinie. *Naturschutz und Biologische Vielfalt* 131: 131-144.
- Flechtner, G., W. H. O. Dorow & J.-P. Kopelke (2006). Hohestein - Zoologische Untersuchungen 1994-1996, Teil 1. Naturwaldreservate in Hessen, Hessisches Ministerium für Umwelt, ländlichen Raum und Verbraucherschutz. 7: 1-252.
- Floren, A. & J. Schmidl (1999). Faunistisch-ökologische Ergebnisse eines Baumkronen-Benehlungsprojektes in einem Eichenhochwald des Steigerwaldes. *Beitr bayer Entomofaunistik* 3: 179-195.
- Floren, A. & J. Schmidl (2003). Canopy fogging - method to investigate arboricolous communities. *Naturschutz und Landschaftsplanung* 35(3): 69-73.
- Floren, A. & J. Schmidl (2008). Canopy arthropod research in Europe. *Bioform*, Nürnberg.
- Floren, A. & P. Sprick (2007). Arthropod communities of various deciduous trees in the canopy of the Leipzig riparian forest with special reference to phytophagous Coleoptera. 111-122.
- Floren, A. & S. Otto (2002). Beeinflusst die Anwesenheit der Waldameise *Formica polyctena* Foerster die Artenzusammensetzung und Struktur von Spinnengemeinschaften auf Eichen. *Arachnologische Mitteilungen* 24: 1-18.

- FOREST EUROPE UNECE & FAO (2011). State of Europe's Forests 2011 - Status & Trends in Sustainable Forest Management in Europe. Oslo, Norway, Ministerial Conference on the Protection of Forests in Europe.
- Forschungsanstalt, F. V.-u. (2005). Eichenprozessionsspinner (*Thaumetopoea processionea* L.). Waldschutz Info, Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt.
- Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg. (2007). Informationen zur Ökotoxikologie der Insektizide, die bei der Borkenkäferbekämpfung eingesetzt werden.
- Forstwirtschaft, B. B. f. L.-u. & F. Rolf. (2001). Biozönosen von Saumbiotopen im landwirtschaftlichen Einflussbereich: Beeinflussung durch Pflanzenschutzmitteleinträge?
- Forstwirtschaft, B. L. f. W. u. & G. Lobinger (2013). Eichenprozessionsspinner - Merkblatt.
- Fransen, J. J. (2014). Leitfaden zur Eindämmung des Eichen-Prozessionsspinner (Übersetzung aus dem Niederländischen) - Aktualisierung 2013. Alterra, NVWA - Niederländische Behörde für Lebensmittelsicherheit und Verbraucherschutz - Wirtschaftsministerium.
- Frate, L. & M. L. Carranza (2013). Quantifying Landscape-Scale Patterns of Temperate Forests over Time by Means of Neutral Simulation Models. *ISPRS International Journal of Geo-Information*.
- Fritz, L. L., E. A. Heinrichs, V. Machado, T. F. Andreis, M. Pandolfo, S. M. de Salles, J. V. de Oliveira & L. M. Fiuza (2013). Impact of lambda-cyhalothrin on arthropod natural enemy populations in irrigated rice fields in southern Brazil. *International Journal of Tropical Insect Science* 33(03): 178-187.
- Fritz, M. (1997). Haarige Probleme durch Schmetterlings-Raupen. 5: 16-17.
- Fröhlich, U., R. Schiller & P. J. Horchler (2007). Diversity and spatio-temporal activity pattern of nocturnal macro-Lepidoptera in a mixed deciduous forest near Leipzig: 111-122.
- Gaedike, R. & W. Heinicke (1999). Entomofauna Germanica Band 3: Verzeichnis der Schmetterlinge Deutschlands. *Entomologische Nachrichten und Berichte. Beiheft 5*.
- Gaedike, R. (1988) Beitrag zur Kenntnis lichenophager Tineiden (Lepidoptera). - Beiträge zur Entomologie, Volume 38, Zahl 2, Berlin, p.327-336.
- Gaigher, R. & M. J. Samways (2010). Surface-active arthropods in organic vineyards, integrated vineyards and natural habitat in the Cape Floristic Region. *Journal of Insect Conservation* 14: 595-605.
- Gaigher, R. & M. J. Samways (2010). Surface-active arthropods in organic vineyards, integrated vineyards and natural habitat in the Cape Floristic Region. *Journal of Insect Conservation* 14: 595-605.
- Garnacho, E., P. A. Tyler & L. S. Peck (2001). Reproduction, seasonality, and copper toxicity in the coastal mysid *Praunus flexuosus*. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 81(03): 433-440.
- Gedeon, K., C. Grüneberg, A. Mitschke, C. Sudfeldt, W. Eikhorst, S. Fischer, M. Flade, S. Frick, I. Geiersberger, B. Koop, M. Kramer, T. Krüger, N. Roth, T. Ryslavy, F. Schlotmann, S. Stübing, S. R. Sudmann, R. Steffens, F. Vökler & K. Witt (2014 (prev. unpubl.)). Atlas Deutscher Brutvogelarten. Hohenstein-Ernstthal & Münster., Stiftung Vogelmonitoring Deutschland und Dachverband Deutscher Avifaunisten.
- Geiler, H. (1967). 150 Jahre zoologischer Unterricht an der Forstakademie Tharandt. *Zeitschrift für Angewandte Entomologie* 59(1-4): 138-151.
- Geiler, H. (1968). Die Geschichte des zoologischen Unterrichtes in Tharandt seit dem Jahr 1816. *Wissenschaftliche Zeitschrift der Technischen Universität Dresden* 17(9): 1727-1740.
- Geißler-Strobel, S., J. Trautner, R. Joß, G. Hermann & G. Kaule (2006). Informationssystem Zielartenkonzept Baden-Württemberg. Ein Planungswerkzeug zur Berücksichtigung tierökologischer Belange in der kommunalen Praxis 38: 9.
- George, Z. & N. Crickmore (2012). *Bacillus thuringiensis* applications in agriculture." *Bacillus thuringiensis Biotechnology*, Springer: 19-39.
- Gerlach, U., K. Hager & G. Hard (1978). Vegetationsentwicklung auf Weinbergsbrachen des Rheinischen Schiefergebirges. Ein Vergleich zweier Vegetationszustände (1961 und 1976) 53: 344-351.
- Gerson, U. & M. R. Seaward (1977) Lichen-invertebrate associations. *Lichen ecology*. Academic Press, London: 69-119.

- Ghirardo, A., W. Heller, M. Fladung, J. P. Schnitzler & H. Schroeder (2012). Function of defensive volatiles in pedunculate oak (*Quercus robur*) is tricked by the moth *Tortrix viridana*. *Plant, Cell and Environment* 35(12): 2192-2207.
- Ghoneim, K. S., K. S. Hamadah & M. A. Tanani (2012). Protein Disturbance in the Haemolymph and Fat Body of the Desert Locust *Schistocerca gregaria* as a response to Certain Insect Growth Regulators. *Bulletin of Environment, Pharmacology and Life Sciences* 7(7): 73-83.
- Gibbs, J. N. & B. J. W. Greig (1997). Biotic and abiotic factors affecting the dying back of pedunculate oak *Quercus robur* L. *Forestry* 70(4): 400-405.
- Glare, T. R. & M. O'Callaghan (2000). *Bacillus thuringiensis: Biology, Ecology and Safety*. Wiley and Sons, LTD.
- Glavendekić, M. (2010). Parasitoids and hyperparasitoids of *Erannis defoliaria* Cl. (Lepidoptera, Geometridae) in oak forests. *Sumarski List* 134(7-8): 403-410.
- Glavendekić, M. M. & L. S. Mihajlović (2006). Exposure of noctuid and geometrid development stages in oak forests." IUFRO Working Party. Gmunden, Austria: 126-131.
- GmbH, P.-P. f. a. N. & A. B. ILÖK - Institut für Landschaftsökologie (2010a). Bewertung des Erhaltungszustandes der Arten nach Anhang II und IV der Flora-Fauna-Habitat-Richtlinie in Deutschland; Überarbeitete Bewertungsbögen der Bund-Länder-Arbeitskreise als Grundlage für ein bundesweites FFH-Monitoring. Stand September 2010. Gutachten im Auftrag des BFN, FKZ 805 82 013.
- Goertz, D. & G. Hoch (2013). Influence of the forest caterpillar hunter *Calosoma sycophanta* on the transmission of microsporidia in larvae of the gypsy moth *Lymantria dispar*. *Agricultural and Forest Entomology* 15(2): 178-186.
- Gonschorrek, J. (1996). Versuche zur Bekämpfung von Schwammspinnern (*Lymantria dispar* Linne) mit *Bacillus thuringiensis* var. *kurstaki*-Präparaten im Jahr 1994 in der Hessischen Rhein-Main-Ebene. Schwammspinnermassenvermehrung. W. u. W. Hessische Landesanstalt für Forsteinrichtung 21: 7-46.
- Goßner, M. (2004). Diversität und Struktur arborikoler Arthropodenzönosen fremdländischer und einheimischer Baumarten, Technische Universität München, Universitätsbibliothek.
- Gottschling, S. & S. Meyer (2006). An epidemic airborne disease caused by the oak processionary caterpillar. 23: 64-66.
- Gottschling, S., S. Meyer, D. Dill-Mueller, D. Wurm & L. Gortner (2007). Outbreak Report of Airborne Caterpillar Dermatitis in a Kindergarten. *Dermatology* 215: 5-9.
- Götzke, A. (2006). Entwicklung einer Naturschutzkonzeption in Weinbaugebieten auf der Grundlage einer vergleichenden Untersuchung faunistischer und Betriebswirtschaftlicher Parameter praxisüblich und ökologisch erzeugender Weinbaubetriebe. Doktor Doctoral Thesis, Bayerischen Julius-Maximilians-Universität.
- Government, N. Z. (2003). Environmental Impact Assessment of Aerial Spraying Btk in NZ for painted apple moth." Auckland NZ: New Zealand Government: 57.
- Gräber, J. & T. Ziesche (2013). Zum Gradationsgeschehen von Kieferschadinsekten im Norddeutschen Tiefland - Rückschlüsse aus 90 Jahren Gradationsgeschehen für die Risikobewertung von Kiefernwäldern im Klimawandel. *Eberswalder Forstliche Schriftenreihe* 51: 15-33.
- Graf, P. (1990). Abhängigkeit von der Flugperiode des KiefernprozeSSIONSSpinner (Thaumetopoea pityocampa) von den Klimabedingungen und der Höhenlage in Marokko. On the biology and control of Thaumetopoea spp. (Lepidoptera, Insecta): geographical distribution, host plants, life cycles, ecology, health hazards, control measures and parasitoids proceedings of the Thaumetopoea-Symposium, 5-7 July 1989 at Neustadt a. Rbge near Hannover
- Granett, J. & A. Retnakaran (1977). Stadial susceptibility of eastern spruce budworm, *Choristoneura fumiferana* (Lepidoptera: Tortricidae) to the insect growth regulator Dimilin®. *The Canadian Entomologist* 109(06): 893-894.
- Granett, J. & R. Weseloh (1975). Dimilin toxicity to the gypsy moth larval parasitoid, *Apanteles melanoscelus*. *Journal of Economic Entomology* 68(5): 577-580.
- Gray, R. H., C. G. Lorimer, P. C. Tobin & K. F. Raffa (2008). Preoutbreak dynamics of a recently established invasive herbivore: Roles of natural enemies and habitat structure in stage-specific performance of gypsy moth (Lepidoptera: Lymantriidae) populations in Northeastern Wisconsin. *Environmental Entomology* 37(5): 1174-1184.

- Griebeler, E. M., J. Buse & J. Hilgers. (2013a, 2013). Klima- und Landschaftswandel in Rheinland-Pfalz - Biodiversität Themenblatt.
- Griego, V. M. & K. D. Spence (1978). Inactivation of *Bacillus thuringiensis* spores by ultraviolet and visible light. *Applied and Environmental Microbiology* 35: 906-910.
- Grieg-Smith, P. W. (1992). The acceptability of pesticide effects on non-target arthropods. 31: 121-132.
- Grime, J. P. (1973). Competitive Exclusion in Herbaceous Vegetation. *Nature* 242: 344-347.
- Gripenberg, S., E. Morriën, A. Cudmore, J. P. Salminen & T. Roslin (2007a). Resource selection by female moths in a heterogeneous environment: What is a poor girl to do? *Journal of Animal Ecology* 76(5): 854-865.
- Gripenberg, S., J. P. Salminen & T. Roslin (2007b). A tree in the eyes of a moth - Temporal variation in oak leaf quality and leaf-miner performance. *Oikos* 116(4): 592-600.
- Grodnitski, D. L. (1998). On the correlation between flying and feeding across orders of insects. VIth. European Congress of Entomology, České Budejovice, Czech Republic, August 23-29, 1998." T. Soldán & V. Brunnhofer. České Budejovice, Czech Republic, Academy of Sciences of Czech Republic Institute of Entomology. Book of Abstracts: (proceedings of the VIth. European Congress of Entomology): České Budejovice, Czech Republic, August 23-29, 1998.
- Groenen, F. & N. Meurisse (2012). Historical distribution of the oak processionary moth *Thaumetopoea processionea* in Europe suggests recolonization instead of expansion. *Agricultural and Forest Entomology* 14: 147-155.
- Grossrieder, M., W. Jenner, E. Hunt & U. Kuhlmann (2010). Bt-based IPM boosts cabbage production in North Korea. *Pesticide News* 88: 8-11.
- Grout, T. G. & J. G. Morse (1986). Insect growth regulators: Promising effects on Citrus thrips (Thysanoptera: Thripidae). *The Canadian Entomologist* 118(04): 389-392.
- Gruppe, A. & S. Sobek (1992). Effect of tree species diversity on the Neuropterid community in a deciduous forest. *resource* 1994: 2001.
- Gruppe, A. (2007). Spatial distribution of Neuropterida in the LAK stand: significance of host tree specificity. *Studies of organismal biodiversity*: 91.
- Gulder, H.-J. (2006). Dimilin besser als sein Ruf - Aktueller Forstlicher Forschungsbericht zu waldökologischen Untersuchungen unterstreicht selektive Wirkung des Häutungshemmers LWF aktuell 53(40).
- Gutte, P., Hardtke, H.-J. & P. A. Schmidt (Hrsg.) (2013) Die Flora Sachsens und angrenzender Gebiete. – Quelle & Meyer-Verl. Wiebelsheim: 983 pp.
- Habermann, M. (1995). Zur Massentwicklung der Nonne (*Lymantria monacha* L.) in Kiefernbeständen des nordöstlichen Niedersachsens. *Forst und Holz* 50: 558-564.
- Habermann, M. (2012). Abschätzung von Schad- und Bekämpfungsschwellen beim Eichenprozessionsspinner. *AFZ/Der Wald* 67: 22.
- Habrecht, E. (2016). Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie, Abteilung Landwirtschaft, Referat Pflanzenschutz, telefonische Auskunft am 24.08.2016
- Hacker, H. (2008). Mit Schmetterlingen Wälder taxieren – Überraschend hohe Artendiversität in bayerischen Naturwaldreservaten. *LWF aktuell* 63: 10-13.
- Haferkorn, J. (2003) Asseln. In: Schnitter, P. H., Trost, M. & M. Wallaschek (Hrsg.): Tierökologische Untersuchungen in gefährdeten Biotoptypen des Landes Sachsen-Anhalt. I. Zwergstrauchheiden, Trocken- und Halbtrockenrasen. *Entomol. Mitt. Sachsen-Anhalt, Sonderheft 2003*, 1-216.
- Halada, L., T. Parr, R. H. G. Jongman & C. Estreguil (2010). EBONE Design of a plan for an integrated biodiversity observing system in space and time, D1.2: Criteria necessary for determining the improvements from inter-calibration, EBONE - European Biodiversity Observation Network
- Halperin, J. (1990a). "Control of the pine processionary caterpillar in tall trees by stem. On the biology and control of *Thaumetopoea* spp. (Lepidoptera, Insecta): geographical distribution, host plants, life cycles, ecology, health hazards, control measures and parasitoids: proceedings of the *Thaumetopoea*-Symposium", 5-7 July 1989 at Neustadt a. Rbge near Hannover.

- Halperin, J. (1990b). Life history of *Thaumetopoea* spp. (Lep., Thaumetopoeidae) in Israel. 1. *Journal of Applied Entomology* 110(1-5): 1-6.
- Halperin, J. (1990c). Mass breeding of egg parasitoids (Hym., Chalcidoidea) of *Thaumetopoea wilkinsoni* Tams (Lep., Thaumetopoeidae). *Journal of Applied Entomology* 109(1-5): 336-340.
- Halperin, J. (1990d). Natural enemies of *Thaumetopoea* spp. (Lep., Thaumetopoeidae) in Israel. *Journal of Applied Entomology* 109(1-5): 425-435.
- Hamdaoui, M. (1990). Control measures of the pine processionary in Morocco. On the biology and control of *Thaumetopoea* spp. (Lepidoptera, Insecta): geographical distribution, host plants, life cycles, ecology, health hazards, control measures and parasitoids: proceedings of the Thaumetopoea-Symposium, 5-7 July 1989 at Neustadt a. Rbge near Hannover.
- Hammond, P. C. & J. C. Miller (1998). Comparison of the biodiversity of Lepidoptera within three forested ecosystems. 91: 323-328.
- Hanski, I. & M. E. Gilpin (1997). *Metapopulation biology*. Academic Press.
- Hanski, I. (1999). Habitat connectivity, habitat continuity, and metapopulations in dynamic landscapes. *Oikos*: 209-219.
- Hansson, L. (1991). Dispersal and connectivity in metapopulations. *Biological Journal of the Linnean Society* 42(1-2): 89-103.
- Hard, G. (1976). *Vegetationsentwicklung auf Brachflächen*. KTBL-Schriften-Vertrieb im Landwirtschaftsverl. 195, Münster-Hiltrup. 195pp.
- Hard, G. (1980). Vergraste Weinberge. *Decheniana* 133: 1-5.
- Hardiman, B. S., G. Bohrer, C. M. Gough & P. S. Curtis (2013). Canopy Structural Changes Following Widespread Mortality of Canopy Dominant Trees. *Forests* 4(3): 537-552.
- Hardtke, H.-J. & A. Ihl (2000). Atlas der Farn- und Samenpflanzen Sachsens. In: Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie (Hrsg.) *Materialien zu Naturschutz und Landespflanze*. Dresden: 806 pp.
- Hartenauer, K. (2005). Die Gastropodenfauna auf Xerothermstandorten im Grüntal bei Krumpa (Landkreis Merseburg-Querfurt). *Hercynia N.F.* 287-296
- Hartenauer, K. (2008). Weichtiere (Gastropoda et Bivalvia). In: Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt (Hrsg.). *Arten- und Biotopschutzprogramm Sachsen-Anhalt. Biologische Vielfalt und FFH-Management im Landschaftsraum Saale-Unstrut. Berichte des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt - Sonderheft 1/2008 (Teil 1 und 2); ISSN 1619-4071: 188-199.*
- Harteringer, C. (1976). Zur Wirkung des Entwicklungshemmers Dimilin auf Gespinstmotten (*Yponomeuta* spp.) und ihre Parasiten. *Anzeiger für Schädlingskunde, Pflanzenschutz, Umweltschutz* 49(10): 156-158.
- Hasselbach, W. & J. Knoblauch (1987). Artenschutzprojekt Apollofalter (*Parnassius apollo* L.) in Rheinland-Pfalz. Unveröff. Abschlussbericht im Auftrag des Ministeriums für Umwelt und Gesundheit, Ministerium für Umwelt und Gesundheit.
- Hasselbach, W. & J. Knoblauch. (1987, 1987). Artenschutzprojekt Apollofalter (*Parnassius apollo* L.) in Rheinland-Pfalz.
- Haupt, H. (2009). Rote Liste gefährdeter Tiere, Pflanzen und Pilze Deutschlands. 1. Wirbeltiere, Bundesamt für Naturschutz.
- Hausmann, Axel (1990). Zur Dynamik von Nachtfalter-Artenspektren. Turnover und Dispersionsverhalten als Elemente von Verbreigungsstrategien. *Spixiana Supplement* 16: 1-228.
- Haynes, K. J., O. N. Bjørnstad, A. J. Allstadt & A. M. Liebhold (2013). Geographical variation in the spatial synchrony of a forest-defoliating insect: isolation of environmental and spatial drivers. *Proceedings. Biological sciences / The Royal Society* 280 (1753): 20122373.
- Hecker, W. (o.J. nach 2001). Wildbienen und Wespen an der Bergstrasse im Heidelberger Raum. 6 pp. <http://artenvielfaltstag.de/PDF/Wespen.pdf>, (Zugriff am 28.08.2016)
- Hedin, J., T. Ranius, S. G. Nilsson & H. G. Smith (2008). Restricted dispersal in a flying beetle assessed by telemetry. *Biodiversity and Conservation* 17(3): 675-684.
- Heesche-Wagner, K. (2013). Information an die Länder zur Bekämpfung des Eichenprozessionsspinners zum Schutz der menschlichen Gesundheit.

- Hegazi, E. M., A. M. El-Minshawy, W. E. Khafagi & N. El-Singaby (1999). Development of the Parasitoid *Microplitis rufiventris* Reared in Hosts Treated with Lufenuron, a Chitin Synthesis Inhibitor. *International Journal of Tropical Insect Science* 19(2-3): 199-206.
- Henein, K. & G. Merriam (1990). The elements of connectivity where corridor quality is variable. *Landscape Ecology* 4(2-3): 157-170.
- Henle, K., C. Bender, K. Schmidt-Loske & U. Asmussen (1999). PVAs in der Eingriffsplanung am Beispiel der Flurbereinigung von Weinbergen. *Populationsbiologie in der Naturschutzpraxis*. B. Amler, Henle, Kaule, Poschlod, Settele. Stuttgart, Ulmer: 241-248.
- Herms, C. P., D. G. McCullough, L. S. Baue, R. A. Haack, D. L. Miller & N. R. Dubois (1997). Susceptibility of the endangered Karner Blue Butterfly (Lepidoptera: Lycaenidae) to *Bacillus thuringiensis* var. *kurstaki* used for gypsy moth suppression in Michigan 30: 125-143.
- Herrmann, J. V. & A. Burgholder (2003). Auswirkung der Begrünung auf die Wanzenfauna ausgewählter Weinberge Unterfrankens. Diplomarbeit Exzerpt aus einer Diplomarbeit von Anette Burkholder, Julius Maximilians Universität.
- Hertel, V. (o.J.) Artenschutzprojekt Geophyten der Weinberge in Rheinland-Pfalz.
- Herter, W. (1996). Die Xerothermvegetation des oberen Donautals: Gefährdung der Vegetation durch Mensch und Wild sowie Schutz- und Erhaltungsvorschläge, LfU, Bibliothek.
- Hesler, L. S., T. M. Logan, M. W. Benenson & C. Moser (1999). Acute dermatitis from oak processionary caterpillars in a U.S. military community in Germany. *Military Medicine* 164: 767-770.
- Hess, G. R. & R. A. Fischer (2001). Communicating clearly about conservation corridors. *Landscape and Urban Planning* 55(3): 195-208.
- Heudorf, U. (2011). Eichenprozessionsspinner - ein Thema auch für die kinderärztliche Praxis. *Pädiatrische Allergologie* 14: 31-32.
- Heydemann, B. (1981) Zur Frage der Flächengröße von Biotopbeständen für den Arten- und Ökosystemschutz. - *Jahrbuch für Naturschutz und Landschaftspflege* (Bonn) 31: 21-51.
- Heynen, C. (1983). Untersuchungen zum Einfluß des Chitinsynthesehemmers DIMILIN auf zwei Wirt-Parasit-Systeme. Institut für Forstzoologie, Georg-August-Universität Göttingen.
- Hilbeck, A. & J. E. U. Schmidt (2006). Another view on Bt-proteins-how specific are they and what else might they do. *Biopesticides International* 2: 1-50.
- Hilbeck, A. (2002). Ökologische Risiken von transgenen Pflanzen. *Fachtagung Was ist Sache in der Grünen Gentechnik?*
- Hilbeck, A., J. M. McMillan, M. Meier, A. Humbel, J. Schläpfer-Miller & M. Trtikova (2012a). A controversy re-visited: Is the coccinellid *Adalia bipunctata* adversely affected by Bt toxins? *Environmental Sciences Europe* 24: 10.
- Hilbeck, A., M. Meier & M. Trtikova (2012b). Underlying reasons of the controversy over adverse effects of Bt toxins on lady beetle and lacewing larvae. *Environmental Sciences Europe* 24: 9.
- Hilbig, W. (1967): Die Unkrautbestände der mitteldeutschen Weinberge. *Hercynia* 4: 325-338.
- Hilbig, W. (2008). Vergleichende Vegetationsuntersuchungen von konventionell und ökologisch bewirtschafteten Weinbergen in Unterfranken. *Braunschweiger Geobotanische Arbeiten* 9: 223-236.
- Hindorf, I. (2016) telefonische Auskunft am 31.08.2016 und email Korrespondenz
- Hobbs, R. J. (1992). The role of corridors in conservation: Solution or bandwagon? *Trends in Ecology & Evolution* 7(11): 389-392.
- Höchtel, F. (2007). Strategien zur Entwicklung von historischen Terrassenweinbergen - Winzer, Denkmalpflege und Naturschutz auf einem gemeinsamen Weg. 31.
- Hofmann, G. & U. Pommer (2005). Potentielle Natürliche Vegetation von Brandenburg und Berlin. *Eberswalder Forstliche Schriftenreihe XXIV*.

- Hofmann, U. (1991). Untersuchungen ueber die Umstellungsphase auf oekologische Bewirtschaftungssysteme im Weinbau im Vergleich zur konventionellen Wirtschaftsweise am Beispiel Mariannenaue, Erbach. Doktor Doktorarbeit, Forschungsanstalt Geisenheim, Universität Gießen.
- Hohenheim, U. (2000). Weinbergflora, Universität Hohenheim. Institut für Sonderkulturen und Produktionsphysiologie.
- Holden, M. & M. Tracey (1950). A study of enzymes that can break down tobacco-leaf components. 2. Digestive juice of *Helix* on defined substrates. *Biochemical Journal* 47(4): 407-414.
- Hollerbach, M. (2012). Management von naturschutzfachlich bedeutsamen Weinbergterrassen im Kaiserstuhl.
- Hölling, D. (2008). Unterwuchs als wichtige Habitatqualität für xylobionte Käfer im Buchenwald, Eigenverlag Hölling.
- Höllriegl-Rosta, A. & S. Wieck. (2012, 2012). Umweltauswirkungen von Bioziden und Pflanzenschutzmitteln zur EPS Bekämpfung.
- Holmes, S. B. (1998). Reproduction and nest behaviour of Tennessee warblers *Vermivora peregrina* in forests treated with Lepidoptera-specific insecticides. 35: 185-194.
- Holst, H. (1975). Die fertilitaetsbeeinflussende Wirkung des neuen Insektizids PDD 60-40 bei *Epilachna varivestis* Muls. (Col. Coccinellidae) und *Leptinotarsa decemlineata* Say. (Col. Chrysomelidae). *Zeitschrift für Pflanzenkrankheiten und Pflanzenschutz* 82: 1-7.
- Holterman, D. (1991). Die Gehäuseschneckenfauna (Gastropoda) der Technozönose Weinberg und deren Beziehung zu angrenzenden naturnahen Biotopen im Raum Würzburg.
- Holzwarth, F., A. Kahl, J. Bauhus, C. Wirth & P. Zuidema (2013). Many ways to die - partitioning tree mortality dynamics in a near-natural mixed deciduous forest. *Journal of Ecology* 101(1): 220-230.
- Hönig, P. Der Weinberg als Lebensraum.
- Hornemann, A. & H. Seipel (2000). Bemerkenswerte Neu- und Wiederfunde für die Nachtfalterfauna von Südhessen (Lepidoptera: Zygaenidae, Geometridae, Notodontidae, Noctuidae). *Nachrichten des entomologischen Vereins Apollo* 21(3): 181-184.
- Huang, F., L. L. Buschman & R. A. Higgins (2001). Larval feeding behavior of Dipel-resistant and susceptible *Ostrinia nubilalis* on diet containing *Bacillus thuringiensis* (Dipel ES™). *Entomologia Experimentalis et Applicata* 98(2): 141-148.
- Huk, T. (1998). Growth ratios in Carabid beetles (Coleoptera, Carabidae): An exception from Dyar's Law? Vlth. European Congress of Entomolog, České Budejovice, Czech Republic, August 23-29, 1998". T. Soldán & V. Brunnhofer. České Budejovice, Czech Republic, Academy of Sciences of Czech Republic Institute of Entomology. Book of Abstracts: (proceedings of the Vlth. European Congress of Entomology): České Budejovice, Czech Republic, August 23-29, 1998.
- Hunter, M. D., G. C. Varley & G. R. Gradwell (1997). Estimating the relative roles of top-down and bottom-up forces on insect herbivore populations: a classic study revisited. *Proc Natl Acad Sci U S A* 94(17): 9176-9181.
- Iacobucci, G. (2013). Oak moth caterpillar that causes rash is spreading in southeast England. *BMJ (Clinical research ed.)* 346.
- ILÖK, P. (2010). Bewertung des Erhaltungszustandes der Arten nach Anhang II und IV der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie in Deutschland.
- Infrastructures, M. d. D. D. e. d. (2013, 2013). Naturschutzgebiet Canecher Wengertsbiert.
- Injac, M., S. Vrabl & M. K. Dulić (1987). Control of leafminers *Leucoptera scitella* Zell. and *Phyllonorycter blancardella* F. at their egg stages. *Anzeiger für Schädlingskunde, Pflanzenschutz, Umweltschutz* 60(6): 115-120.
- Institut, J. K. (2010). Bewertung des Nutzens für das Pflanzenschutzmittel Dipel ES (Kenn-Nr. 024080-00/00), Julius Kühn Institut: 25.
- Jäckel, B. (2013). Erfahrungen und Versuchsergebnisse bei der Eindämmung des Eichenprozessionsspinners in einer Großstadt. *Julius-Kühn-Archiv*: 25.
- Jäckel, B., I. Feilhaber & H.-U. Schmidt (2013). Untersuchungen zu der Anwendung des Biozids NeemProtect während der Bekämpfung des Eichenprozessionsspinners im öffentlichen Grün Berlins. P. Berlin. Berlin, Pflanzenschutzamt Berlin: 33.

- Jäckel, B., M. Stähler & H.-U. Schmidt (2014). Auswirkungen von Insektizidanwendungen zur Bekämpfung des Eichenprozessionsspinners auf Nichtzielorganismen im öffentlichen Grün. 59. Deutsche Pflanzenschutztagung Forschen - Wissen - Pflanzen schützen: Ernährungssichern!
- Jäger, U.G. & K. Reißmann (2008). 3.3 Landschaftsraumbedeutsame Lebensräume. In: Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt (Hrsg.): Arten- und Biotopschutzprogramm Sachsen-Anhalt. Biologische Vielfalt und FFH-Management im Landschaftsraum Saale-Unstrut. Berichte des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt - Sonderheft 1/2008 (Teil 1 und 2); ISSN 1619-4071: 37-38.
- Jäkel, A. & M. Roth (1998). Short-term effects of selected insecticides on non-target soil invertebrates of a forest ecosystem. 65-69.
- James, R. R., J. C. Miller & B. Lighthart (1993). *Bacillus thuringiensis* var. *kurstaki* affects a beneficial insect, the cinnabar moth (Lepidoptera: Arctiidae). 86: 334-339.
- Jans, H. & E. Franssen (2008a). De brandharen van de eikenprocessierups, een reeel probleem voor de huisats. 51: 4.
- Jans, H. W. A. & A. E. M. Franssen (2008b). De brandharen van de eikenprocessierups, (*Thaumetopoea processionea* L.), een mogelijk probleem voor dieren? 133: 424-430.
- Jepson, P. C. (1989). The temporal and spatial dynamics of pesticide sideeffects on non-target invertebrates. Pesticides and Non-target Invertebrates B2 - Pesticides and Non-target Invertebrates. Dorset, England, Intercept: 95-124.
- Johnson, D. M., A. M. Liebhold & O. N. Bjørnstad (2006). Geographical variation in the periodicity of gypsy moth outbreaks. *Ecography* 29(3): 367-374.
- Johnson, K. S., J. M. Scriber, J. K. Nitao & D. R. Smitley (1995). Toxicity of *Bacillus thuringiensis* var. *kurstaki* to three nontarget Lepidoptera in field studies. *Environmental Entomology* 24(2): 288.
- Jooß, R., S. Geißler-Strobel, J. Trautner, G. Hermann & G. Kaule (2006). Besondere Schutzverantwortung von Gemeinden für Zielarten in Baden-Württemberg Teil 1: Ansatz zur Ermittlung besonderer Schutzverantwortungen von Gemeinden für Zielartenkollektive der Fauna im Rahmen des Informationssystems Zielartenkonzept Baden-Württemberg. 38: 8.
- Jordan, A. M., M. A. Trewern, A. B. Bořkovec & A. B. DeMilo (1979). Laboratory studies on the potential of three insect growth regulators for control of the tsetse fly, *Glossina morsitans morsitans* Westwood (Diptera: Glossinidae). *Bulletin of Entomological Research* 69(01): 55-64.
- Joung, K.-B. & J.-C. Cote (2000). A review of the environmental impacts of the microbial insecticide *Bacillus thuringiensis*. Technical Bulletin, Horticultural R&D Center, Canada: 18.
- JRC - European Commission (Joint Research Centre, I. f. t. E. a. S. (2010). European Forest Fragmentation - An insight into pattern and connectivity.
- Julius-Kühn-Institut (unpubl. 2008a). Nutzensbewertung für das Pflanzenschutzmittel Karate Forst flüssig - Anwendungen in Kämpen & Forstpflanzgärten sowie Weihnacht- und Schmuckreisigkulturen. B. A. Pflanzenschutzmittel). Quedlinburg, JKI - Julius-Kühn-Institut,
- Julius-Kühn-Institut (unpubl. 2008b). Quantifizierung des Nutzens für die Anwendung mit rotorgetriebenen Luftfahrzeugen gegen freifressende Schmetterlingsraupen im Einsatzgebiet Forst. B. A. Pflanzenschutzmittel). Quedlinburg, JKI - Julius-Kühn-Institut,
- Jung, P. & J. Lunderstädt (2000). Wirkung von Larvenkot von *Dendrolimus pini* L. (Lep., Lasiocampidae) nach Fraß an Kiefer auf Keimung und Keimlingswachstum von Kiefern-, Birken- und Eichensaat. *Journal of Applied Entomology* 124(5-6): 253-258.
- Jungbluth, H.J. & D.v. Knorre (1998) Rote Liste der Binnenmollusken [Schnecken (Gastropoden) und Muscheln (Bivalvia)]. – *Schr.-R. Landschaftspfl. Naturschutz* 55: 283-289.
- Jupe, H. (1953). Das Massenaufreten von *Thaumetopoea processionea* L. (Eichenprozessionsspinner) in der Altmark. *Entomologische Zeitschrift* 63: 178-181.
- Jupe, H. (1956). Der Eichenprozessionsspinner - Massenaufreten in der Altmark. *Entomologische Zeitschrift* 66(17): 193-200.

- Kaiser-Alexnat, R. (2008). *Bacillus thuringiensis* - Biologischer und integrierter Pflanzenschutz. Biologischer und integrierter Pflanzenschutz. Darmstadt, Julius-Kühn-Institut.
- Kaiser-Alexnat, R. (2008b). *Biologischer Pflanzenschutz* JKI Darmstadt.
- Kaiser-Alexnat, R. (2012). *Bacillus thuringiensis* - Grundlagen und Einsatz im biologischen und integrierten Pflanzenschutz. Darmstadt, Julius-Kühn-Institut: 20.
- Kalcounis-Rueppell, M. C., K. M. Briones, J. A. Homyack, R. Petric, M. M. Marshall & D. A. Miller (2013). Hard forest edges act as conduits, not filters, for bats. *Wildlife Society Bulletin* 37(3): 571-576.
- Kaltenbach, J. H. (1874). *Die Pflanzenfeinde aus der Klasse der Insekten: ein nach Pflanzenfamilien geordnetes Handbuch sämtlicher auf den einheimischen Pflanzen bisher beobachteten Insekten zum Gebrauch für Entomologen, Insektensammler, Botaniker, Land- und Forstwirthe und Gartenfreunde*, Julius Hoffmann.
- Kamauchi, S., M. Yamagiwa, M. Esaki, K. Otake & H. Sakai (2003). Binding properties of *Bacillus thuringiensis* Cry1C δ -endotoxin to the midgut epithelial membranes of *Culex pipiens*. *Bioscience, biotechnology, and biochemistry* 67: 94-99.
- Kapeller, S., H. Schroeder & S. Schueler (2011). Modelling the spatial population dynamics of the green oak leaf roller (*Tortrix viridana*) using density dependent competitive interactions: Effects of herbivore mortality and varying host-plant quality. *Ecological Modelling* 222(7): 1293-1302.
- Kareiva, P. M. & N. Shigesada (1983). Analyzing insect movement as a correlated random walk. *Oecologia* 56(2-3): 234-238.
- Karg, W. (1993). Raubmilbenarten in Boden- sowie Vegetationsschichten und ihre Eignung als Indikatoren für Agrochemikalien. 66: 126-131.
- Karlsruhe, R. (2011). Würdigung Naturschutzgebiet Felsengärten Mühlhausen.
- Karlsruhe, R. (2012). Verordnung über das Naturschutzgebiet Felsengärten Mühlhausen.
- Karolewski, P., J. Grzebyta, J. Oleksyn & M. J. Giertych (2007). Temperature affects performance of *Lymantria dispar* larvae feeding on leaves of *Quercus robur*. *Dendrobiology* 58: 43-49.
- Karsholt, O. & J. Razowski (1996). *The Lepidoptera of Europe: a distributional checklist*. Stenstrup, Apollo Books.
- Kast, W. K. (1997). Flurbereinigte Weinberge - Stiefkinder der Ökologen. *Schwäbische Heimat* 1997(2): 144-149.
- Kati, H., I. A. Ince, K. Sezen, S. Isci & Z. Demirbag (2009). Characterization of two *Bacillus thuringiensis* ssp. *morrisoni* strains isolated from *Thaumetopoea pityocampa* (Lep., Thaumetopoeidae). *Biocontrol Science & Technology* 19(5): 475-484.
- Kätzel, R., S. Schmidt & S. Löffler (2008). Gewinner und Verlierer – Wer profitiert von der Vielfalt im Eichenwald? *Eberswalder Forstliche Schriftenreihe* 36: 31.
- Kelada, N. L., I. A. Gaaboub & I. A. Rawash (1980). A comparison of the juvenilizing effect of six juvenile hormone-like activity compounds on Egyptian *Culex pipiens* L. *The Journal of Agricultural Science* 95(1): 203-212.
- Kempeneers, P., F. Sedano, L. Seebach, P. Strobl & J. San-Miguel-Ayanz (2011). Data Fusion of Different Spatial Resolution Remote Sensing Images Applied to Forest-Type Mapping. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing* 49(12): 4977-4986.
- Kenis, M., M.-A. Auger-Rozenberg, A. Roques, L. Timms, C. Péré, M. J. Cock, J. Settele, S. Augustin & C. Lopez-Vaamonde (2009) Ecological effects of invasive alien insects. *Ecological Impacts of Non-Native Invertebrates and Fungi on Terrestrial Ecosystems*, Springer: 21-45.
- Kennedy, C. E. J., & Southwood, T. R. E. (1984). The number of species of insects associated with British trees: a re-analysis. *The Journal of Animal Ecology*, 455-478.
- KG, C. D. G. C. (2013). Sicherheitsdatenblatt Dipel ES.
- Kielhorn, K.H. (2008) *Walckenaeria simplex* neu für Deutschland (Araneae, Linyphiidae). *Arachnol. Mitt.* 35: 61-65.
- Kindlmann, P. & F. Burel (2008). Connectivity measures: a review. *Landscape Ecology* 23: 879-890.
- Kinkler, H. (1988). *Der Segelfalter (Iphiclydes podalirius L.) in Rheinland-Pfalz*.
- Kinkler, H. (2000). *Der Mosel-Apollofalter: Vorkommen, Gefährdung und heutiger Schutz*.

- Kinkler, H., S. Löser & K. Rehnelt (1987). 10 Jahre Erforschung des Moselapollofalters (*Parnassius apollo vinningensis* STICHEL 1899, Lepidoptera, Papilionidae) im modernen Weinbaugebiet der Mosel ein Beitrag zu seiner Rettung. *Mitteilungen der Arbeitsgemeinschaft Rheinisch-Westfälischer Lepidopterologen* 5: 74–96.
- Kinkler, H., S. Löser & K. Rehnelt (1987). Jahre Erforschung des Moselapollofalters (*Parnassius apollo vinningensis* STICHEL 1899, Lepidoptera, Papilionidae) im modernen Weinbaugebiet der Mosel – ein Beitrag zu seiner Rettung. *Mitteilungen der Arbeitsgemeinschaft rheinwestfälischer Lepidopterologen e.V.* 5(2 H): 53-100.
- Kiziroglu, I. (1975). zitiert in Hartinger, C. (1976) Zur Wirkung des Entwicklungshemmer Dimilin ..
- Klausnitzer, B. (1994). Die Konzeption der Entomofaunistischen Gesellschaft eV für die Ausarbeitung einer Insektenfauna Deutschlands *Entomofauna Germanica*. *Entomologische Nachrichten und Berichte* 38(1): 1.
- Klausnitzer, B. (2005). Die Insektenfauna Deutschlands (*Entomofauna Germanica*) – ein Gesamtüberblick. *Linzer biol. Beitr.* 37(1): 87-97.
- Klausnitzer, B. H. (2001). *Entomofauna Germanica* Band 5. Verzeichnis der Archaeognatha (H. Sturm), Zygentoma (H. Sturm), Odonata (J. Müller & M. Schorr), Plecoptera (H. Reusch & A. Weinzierl), Dermaptera (D. Matzke), Mantoptera (P. Detzel & R. Ehrmann), Ensifera (P. Detzel), Caelifera (P. Detzel), Thysanoptera (G. Schliephake) und Trichoptera (B. Robert) Deutschlands. *Entomologische Nachrichten und Berichte Beiheft* 6: 1-164.
- Klausnitzer, B. H. (2003). *Entomofauna Germanica* Band 6: Verzeichnis der Protura (B. Balkenhol & A. Szeptycki), Collembola (H.-J. Schulz, G. Bretfeld & B. Zimdars), Diplura (E. Christian), Blattoptera (H. Bohn), Psocoptera (Ch. Lienhard), Phthiraptera (E. Mey), Auchenorrhyncha (H. Nickel & R. Remane), Psylloidea (D. Burckhardt & P. Lauterer), Aleyrodoidea (R. Bährmann), Aphidina (Th. Thieme & H. Eggers-Schumacher), Coccina (H. Schmutterer), Heteroptera (H.-J. Hoffmann & A. Melber), Strepsiptera (H. Pohl & J. Oehlke), Raphidioptera (C. Saure), Megaloptera (C. Saure), Neuroptera (C. Saure), Siphonaptera (Ch. Kutzscher & D. Striese) und Mecoptera (C. Saure) Deutschlands. *Entomologische Nachrichten und Berichte Beiheft* 7: 1-228.
- Kleeberg, H., P. Mayer, E. Hummel & D. Schwarze-Fiedler (2010). Bekämpfung des Eichenprozessionsspinners mit dem Wirkstoff NeemAzal®-Erfahrungen aus der Praxis.
- Kleespies, R. G., J. Huber & G. Zimmermann (2005). Bericht über die 37. Jahrestagung der Society for Invertebrate Pathology zusammen mit der 7. Internationalen Konferenz über *Bacillus thuringiensis* in Helsinki, Finnland. *Nachrichtenbl. Deut. Pflanzenschutzd.* 57: 132-134.
- Kleve, K. (2012). Eichenprozessionsspinner. Information der Kreisverwaltung Kleve: 9.
- Knebel, G. (2013). WeinKulturLandschaft Mosel – Was ist zu tun? Statement aus Sicht des Bauern- und Winzerverbandes. *Leben im Weinberg*.
- Kneitz, S. (1991). Vergleich der Spinnenfauna (Arachnida: Araneae) in unterschiedlich bewirtschafteten Weinbergen in Mainstockheim bei Kitzingen. Diplomarbeit, Universität Bayreuth.
- Köhler, F. & B. H. Klausnitzer (1998). *Entomofauna Germanica* Band 1: Verzeichnis der Käfer Deutschlands, Entomofaunistische Gesellschaft Deutschlands.
- Köhler, F. (1996). Käferfauna in Naturwaldzellen und Wirtschaftswald: Vergleichsuntersuchungen im Waldreservat Kermeter in der Nordeifel, Landwirtschaftsverl.
- Köhler, F. (2000). Käferfauna in Naturwaldzellen des nördlichen Rheinlandes, Landwirtschaftsverl.
- Köhler, U. (1983a). Zur Wirkung des Häutungshemmers Dimilin und des Pyrethroides Ambush auf bodenbewohnende Collembolen und Oribatiden. Dissertation.
- Köhler, U. (1983b). Zur Wirkung des Häutungshemmstoffes DIMILIN und des Pyrethroides AMBUSH auf bodenbewohnende Collembolen und Oribatiden. Forstwissenschaftliche Fakultät, Ludwig-Maximilians-Universität München.
- Koleva, P., N. Kolev & R. Wegensteiner Untersuchungen zur Wirkung von Karate® Forst flüssig gegen den Buchdrucker *Ips typographus* (Coleoptera, Curculionidae). *Forstschutz Aktuell* 57(58): 58.
- Kommission, E. (2011, 2011). Berichtsformat für den dritten Bericht nach Artikel 17 der FFH- Richtlinie für den Zeitraum von 2007 bis 2012.

- Komonen, A., R. Penttilä, M. Lindgren & I. Hanski Forest fragmentation truncates a food chain based on an old-growth forest bracket fungus. *Oikos* 90: 119-126.
- Körnig, G. (1999). Bestandsentwicklung der Weichtiere (Mollusca). – In: Frank, D.; V. Neumann: Bestandssituation der Pflanzen und Tiere Sachsen-Anhalts. Stuttgart: 457-467.
- Koskella, J. & G. Stotzky (2002). Larvicidal toxins from *Bacillus thuringiensis* subspp. *kurstaki*, *morrisoni* (strain *tenebrionis*), and *israelensis* have no microbicidal or microbiostatic activity against selected bacteria, fungi, and algae in vitro. *Canadian Journal of Microbiology* 48: 262-267.
- Koutsaftikis, A. (1990). Geographische Verbreitung europäischer *Thaumetopoea*-Arten, insbesondere in Griechenland, und ihre Wirtspflanzen. On the biology and control of *Thaumetopoea* spp. (Lepidoptera, Insecta): geographical distribution, host plants, life cycles, ecology, health hazards, control measures and parasitoids: proceedings of the *Thaumetopoea*-Symposium, 5-7 July 1989 at Neustadt a. Rbge near Hannover
- Krahl-Urban, Joachim (1959). Die Eichen. Forstliche Monographie der Traubeneiche und der Stieleiche. Parey Verlag.
- Kratochwil, A. & A. Schwabe (2001). Ökologie der Lebensgemeinschaften. Stuttgart (Hohenheim), Ulmer.
- Kraus, M. & A. Floren (2002). Pflanzenwespen (Hymenoptera, Symphyta) und Stechimmen (Chrysididae, Pompilidae, Sphecidae) aus Baumkronenbeneblungen (Fogging) von Eichen und Rotbuchen in Bayern (Unterfranken), Thüringen (Hainich), Slovenien und Rumänien. *Galathea Supplement* 11: 93-102.
- Kretchun, A. M., R. M. Scheller, M. S. Lucash, K. L. Clark, J. Hom & S. Van Tuyl (2014). Predicted effects of gypsy moth defoliation and climate change on forest carbon dynamics in the New Jersey Pine Barrens. *PLoS ONE* 9(8).
- Kreutzweiser, D. P., S. B. Holmes, S. S. Capell & D. C. Eichenberg (1992). Lethal and sublethal effects on *Bacillus thuringiensis* var *kurstaki* on aquatic insects in laboratory bioassays and outdoor stream channels. 49: 252-258.
- Kreutzweiser, D. P., S. S. Capell & D. R. Thomas (1994). Aquatic insect responses to *Bacillus thuringiensis* var. *kurstaki* in a forest stream. 24: 2041-2049.
- Kristal, P., W. Herter & P. Zub (1996). Lepidopterologische Begleituntersuchung zur Schwammspinnerbekämpfung mit Dimilin und Btk im Jahr 1994 im Staatsforst bei Lampertsheim. Schwammspinner-Massenvermehrung in Südhessen 1994. W. u. W. Hessische Landesanstalt für Forsteinrichtung 21: 249-323.
- Kropf, M. & S. Erz (1995). Die Bocksriemenzunge (*Himantoglossum hircinum* (L.) Sprengel): eine charakteristische Orchideenart der Weinbergsbrachen im Nahegebiet in Ausbreitung. The lizard orchid (*Himantoglossum hircinum* (L.) Sprengel): a characteristic orchid of the vineyard fallows in the Nahe river region is spreading out.) *Ber. Arbeitskr. Heim. Orch* 12: 17-33.
- Krumbiegel, A. & S. Klotz (1996). Bedeutung von Standort und Artenpotenzial der angrenzenden Vegetation für die Entwicklung von Dauerbrachen. -*Arch. Natur Lands*. 34: 157-168.
- Kulfan, M. (2012). Structure of lepidopterocenoses on oaks *Quercus dalechampii* and *Q. cerris* in cenral Europe and estimation of the most important species. *Munis Entomology & Zoology* 7: 732-741.
- Kulfan, M., M. Holecová & J. Fajčík (2006). Caterpillar (Lepidoptera) communities on European Turkey oak (*Quercus cerris*) in Malé Karpaty Mts (SW Slovakia). *Biologia* 61(5): 573-578.
- Kulfan, M., M. Holecová & P. Beracko (2013). Dalechampii oak (*Quercus dalechampii* Ten.), an important host plant for folivorous lepidoptera larvae. *Animal Biodiversity and Conservation* 36(1): 13-31.
- Kuuluvainen, T. (2009). Forest Management and Biodiversity Conservation Based on Natural Ecosystem Dynamics in Northern Europe: The Complexity Challenge. *AMBIO: A Journal of the Human Environment* 38(6): 309-315.
- Laird, M. (1990). Conclusions (Chapter 17). Safety of Microbial Insecticides B2 - Safety of Microbial Insecticides. Boca Raton, Florida, CRC Press Inc: 243-247.
- Lamy, M. & F. Novak (1987). The oak processionary caterpillar (*Thaumetopoea processionea* L.) an urticating caterpillar related to the pine processionary caterpillar (*Thaumetopoea pityocampa* Schiff.) (Lepidoptera, Thaumetopoeidae). *Experientia* 43: 456-458.

- Lamy, M. (1990). Contact dermatitis (erucism) produced by processionary caterpillars (Genus *Thaumetopoea*). 1. Journal of Applied Entomology 110(1-5): 425-437.
- LANA. (2001, 2001). Beschlüsse der Arbeitsgemeinschaft Naturschutz der Landesumweltministerien (LANA).
- Landesamt für Umwelt, L. u. G. R.-P. (2014). Vegetationskundliche Standortkarte Rheinland-Pfalz. Erläuterungen zur Karte der heutigen potentiellen natürlichen Vegetation.
- Landesamt für Umwelt, W. u. G. R.-P. Artenschutzprojekt Apollofalter.
- Landesbetrieb, S. Eichenprozessionsspinner - Gefährdung für den Menschen.
- Landmann, G. (1999, 1999). Condition of French forests: Major events in 1997 and newly acquired knowledge.
- Landmann, G. (2000, 2000). Health status of French forests: Noteworthy events in 1998 and data update.
- Langenbruch, G. A., R. G. Kleespies & J. Huber (1996a). Einsatz von *Bacillus thuringiensis*-Präparaten und Kernpolyederviren zur Bekämpfung des Schwammspinners (*Lymantria dispar*) in Hessen im Jahre 1994. Hessische Landesanstalt für Forsteinrichtung, Waldforschung und Waldökologie, Forschungsbericht 21 (Schwammspinnermassenvermehrung in Südhessen 1994): 46-147.
- Larsson, M. C. & G. P. Svensson (2011). Monitoring spatiotemporal variation in abundance and dispersal by a pheromone-kairomone system in the threatened saproxylic beetles *Osmoderma eremita* and *Elater ferrugineus*. Journal of Insect Conservation 15(6): 891-902.
- Lattin, G. de (1967): Grundriß der Zoogeographie. VEB Gustav Fischer Verlag, Jena.
- LAU (Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt - Hrsg. 2008): Arten- und Biotopschutzprogramm Sachsen-Anhalt. Biologische Vielfalt und FFH-Management im Landschaftsraum Saale-Unstrut. Berichte des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt - Sonderheft 1/2008 (Teil 1 und 2); ISSN 1619-4071: 604 pp + Anhang
- Lauterbach, M. (2007). Kiefernwälder – Lebensraum für Vögel? LWF Wissen 57: 47-51.
- le Mellec, A., G. Gerold & B. Michalzik (2011). Insect herbivory, organic matter deposition and effects on belowground organic matter fluxes in a central European oak forest. Plant and Soil 342(1-2): 393-403.
- Lebensmittelsicherheit, B. f. V. u. (2014). Pflanzenschutzmittel- Verzeichnis 2014 - Teil 3 Weinbau.
- Lehmann, M. (2006). Schwammspinner (*Lymantria dispar* L.).
- Lehmann, M. 2004: Lindenminiermotte – die sechste Miniermotte hält Einzug. Dt. Baumschule 5: 38-39.
- Lehnert, T. & G. E. Cantwell (1978). The effects of microbial insecticides on the honey bee - a review. 674-675.
- Lehrke, S., G. Ellwanger, A. Buschman, W. Frederking, C. Paulsch, E. Schröder & A. Ssymanck (2013). Natura 2000 im Wald - Lebensraumtypen, Erhaltungszustand, Management. Naturschutz und Biologische Vielfalt 131: 255.
- LELF (2013). Eichenprozessionsspinner - Bekämpfungsmöglichkeiten.
- Leonard, D. E. (1968). Diapause in the Gypsy Moth. Journal of Economic Entomology 61(3): 596-598.
- Levinson, B. L., K. J. Kasyan, S. S. Chiu, T. C. Currier & J. M. González (1990). Identification of beta-exotoxin production, plasmids encoding beta-exotoxin, and a new exotoxin in *Bacillus thuringiensis* by using high-performance liquid chromatography. Journal of Bacteriology 172: 3172-3179.
- LfULG (Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie, Hrsg., 2001) Verzeichnis und Rote Liste der Pflanzengesellschaften Sachsens. 1. Auflage: 304pp.
- Lindenmayer, D. B. & J. F. Franklin (2002). Conserving Forest Biodiversity: A Comprehensive Multiscaled Approach. Washington, DC., Island Press.
- Lobinger, G. (2009). Der Eichenprozessionsspinner in Bayern - Gefräßige Raupen mit Gifthaaren stellen den Waldschutz vor neue Herausforderungen. 70: 56-58.
- Lobinger, G. (2010). Die Bedeutung des Eichenprozessionspinners als Schädling - Schadbilder 2009 und Ausblick auf weitere Entwicklungen 2010. Eichenfraßgesellschaft 2009/2010 - 75: 54-56.
- Lorenz, T. (2003). Rote Liste gefährdeter Lauf- und Sandlaufkäfer (Coleoptera Carabidae s.l.) Bayerns: 10.

- Louis, H. W. (2009). Liability for environmental damages to species and natural habitats. *Natur und Recht* 31(1): 2-7.
- Lovett, G. M., C. D. Canham, M. A. Arthur, K. C. Weathers & R. D. Fitzhugh (2006) Forest ecosystem responses to exotic pests and pathogens in eastern North America. *BioScience* 56(5): 395-405.
- Lučan, R. K., V. Hanák & I. Horáček (2009). Long-term re-use of tree roosts by European forest bats. *Forest Ecology & Management* 258(7): 1301-1306.
- Luick, R. (2013) Verwilderndes Land? Perspektiven von Kulturlandschaften vor dem Hintergrund des agrarstrukturellen Wandels. *ANL - Laufener Spezialbeiträge* (1/08): 83-103.
- Lüttmann, J. & L. f. U. u. G. Rheinland-Pfalz (1987). Katalog zoologisch bedeutsamer Biotoptypen: mit Verzeichnissen charakteristischer Tierarten und Tiergruppen, Landesamt für Umweltschutz und Gewerbeaufsicht.
- Macdonald, D. W. & C. Newman (2002). Population dynamics of badgers (*Meles meles*) in Oxfordshire, U.K.: numbers, density and cohort life histories, and a possible role of climate change in population growth. *Journal of Zoology* 256(01): 121-138.
- Maczuga, S., M. P. McAneney, W. G. Yendol, D. R. Miller, R. C. Reardon, W. H. McLane & B. F. Prendergast (1995). Diflubenzuron residue and persistence on an oak forest after aerial application. *Journal of Environmental Science & Health, Part B -- Pesticides, Food Contaminants, & Agricultural Wastes B* 30(3): 359.
- Madder, D. J. & W. L. Lockhart (1980). Studies on the dissipation of Diflubenzuron and Methoprene from shallow prairie pools. *The Canadian Entomologist* 112(02): 173-177.
- Mader, H. J. (1984). Animal habitat isolation by roads and agricultural fields. *Biological Conservation* 29(1): 81-96.
- Maier, H., W. Spiegel, T. Kinaciyan & H. Hönigsmann (2004). Caterpillar Dermatitis in Two Siblings due to the Larvae of *Thaumetopoea processionea* L., the Oak Processionary Caterpillar. *Dermatology* 208: 70-73.
- Maier, H., W. Spiegel, T. Kinaciyan, H. Krehan, A. Cabaj, A. Schopf & H. Hönigsmann (2003). The oak processionary caterpillar as the cause of an epidemic airborne disease: survey and analysis. *British Journal of Dermatology* 149: 990-997.
- Maier, K. (1990). Beitrag zur Biologie primärer und sekundärer Parasitoide von *Lymantria dispar* L. (Lep., Lymantriidae). *Journal of Applied Entomology* 110(1-5): 167-182.
- Maixner, M., M. Porten & T. Schmitt (2013). Wechselwirkungen zwischen der Bewirtschaftung und der Biodiversität von Weinbau-Steillagen. *Julius-Kühn-Archiv*: 62.
- Malz, D. & G. H. Schmidt (1990). Morphology and distribution of various types of setae on the caterpillar's body of *Thaumetopoea pityocampa* (Den. & Schiff.) in relation to processionary behaviour On the biology and control of *Thaumetopoea* spp. (Lepidoptera, Insecta): geographical distribution, host plants, life cycles, ecology, health hazards, control measures and parasitoids: proceedings of the *Thaumetopoea-Symposium*", 5-7 July 1989 at Neustadt a. Rbge near Hannover
- Manderino, R., T. O. Crist & J. H. Kyle (2014) Lepidoptera-specific insecticide used to suppress gypsy moth outbreaks may benefit non-target forest Lepidoptera. *Agricultural & Forest Entomology* 16(4): 359-368.
- Marchetti, E., S. Alberghini, A. Battisti, A. Squartini, P. Baronio & M. L. Dindo (2009). Effects of conventional and transgenic *Bacillus thuringiensis galleriae* toxin on *Exorista larvarum* (Diptera: Tachinidae), a parasitoid of forest defoliating Lepidoptera. *Biocontrol Science & Technology* 19(5): 463-473.
- Maronna, A., H. Stache & M. Sticherling (2008). Lepidopterismus – Eichenprozessionsspinner - Dermatitis – Manifestation nach indirektem Kontakt außerhalb der Saison. *JDDG: Journal der Deutschen Dermatologischen Gesellschaft* 6.
- Marquardt, H., S. Schäfer & H. Barth (2013). *Toxikologie*. Stuttgart, Wissenschaftliche Verlagsgesellschaft: 738-739.
- Martinat, P. J., D. Jennings & R. C. Whitmore (1993). Effects of diflubenzuron on the litter spider and orthopteroid community in a central Appalachian forest infested with gypsy moth (Lepidoptera: Lymantriidae). *Environmental entomology* 22(5): 1003-1008.
- Martinat, P., C. Coffman, K. Dodge, R. Cooper & R. Whitmore (1988). Effect of Difluhenzuron on the Canopy Arthropod Community in a Central Appalachian Forest. *Journal of Economic Entomology* 81(1): 261-267.
- Martinat, P., V. Christman, R. Cooper, K. Dodge, R. Whitmore, G. Booth & G. Seidel (1987b). Environmental fate of Dimilin 25-W® in a central appalachian forest. *Bulletin of environmental contamination and toxicology* 39(1): 142-149.

- Masutti, L. & A. Battisti (1990). *Thaumetopoea pityocampa* (Den. & Schiff.) in Italy: Bionomics and perspectives of integrated control. *Journal of Applied Entomology* 110(1-5): 229-234.
- Matalin, A. V. (1998). Polymorphism of wing apparatus and flight potential in carabid beetles. VIth. European Congress of Entomology, České Budejovice, Czech Republic, August 23-29, 1998. T. Soldán & V. Brunnhofer. České Budejovice, Czech Republic, Academy of Sciences of Czech Republic Institute of Entomology. Book of Abstracts: (proceedings of the VIth. European Congress of Entomology): České Budejovice, Czech Republic, August 23-29, 1998: 238.
- Mattern, H. (1997). Drei Jahrzehnte Rebflurbereinigung im nördlichen Württemberg, Rückblick und Ausblick eines Naturschützers. *Veröffentlichungen für Naturschutz und Landschaftspflege in Baden-Württemberg* 71: 1.
- Mayoufi (2007). Giftige Raupenhaare in der Luft. 2.
- McKague, A. B., R. B. Pridmore & P. M. Wood (1978). Effects of Altosid and Dimilin on Black Flies (Diptera: Simuliidae): Laboratory and field tests. *The Canadian Entomologist* 110(10): 1103-1110.
- Mecklenburg-Vorpommern, L. (2005). Information zum Eichenprozessionsspinner (EPS) für Brennholzselbsterwerber.
- Mecklenburg-Vorpommern, L. f. G. u. S. (2012). Gesundheitsgefahren durch den Eichenprozessionsspinner.
- Medvigy, D., K. L. Clark, N. S. Skowronski & K. V. R. Schäfer (2012). Simulated impacts of insect defoliation on forest carbon dynamics. *Environmental Research Letters* 7(4).
- Meinig, H. (2004). Einschätzung der weltweiten Verantwortlichkeit Deutschlands für die Erhaltung von Säugetierarten. Ermittlung der Verantwortlichkeit für die Erhaltung mitteleuropäischer Arten. Bonn-Bad Godesberg, Bundesamt für Naturschutz. 8: 117-131.
- Mendel, Z. (1990). On the origin of the pine processionary caterpillar, *Thaumetopoea wilkinsoni* Tams (Lep., Thaumetopoeidae) in Israel. *Journal of Applied Entomology* 109(1-5): 311-314.
- Mering, E. D. & C. L. Chambers (2012). Artificial roosts for tree-roosting bats in northern Arizona. *Wildlife Society Bulletin* 36(4): 765-772.
- Merriam, G. (1984). Connectivity: a fundamental ecological characteristic of landscape pattern." Proceedings of the 1st international seminar on methodology in landscape ecological research and planning. J. Brandt, Agger, P. (eds.). Roskilde Univ., Denmark: 5-15.
- Merz, T. (1993). Untersuchungen zur Vegetationsentwicklung auf Weinbergsbrachen am Gangelsberg bei Duchroth/Landkreis Bad Kreuznach. *Mitt. Pollichia* 80: 27-245.
- Meschede, A. & K.-G. Heller (2002). Ökologie und Schutz von Fledermäusen in Wäldern. Bonn, Bad Godesberg, Bundesamt für Naturschutz.
- Meurisse, N., G. Hoch, A. Schopf, A. Battisti & J. C. Grégoire (2012b). Low temperature tolerance and starvation ability of the oak processionary moth: Implications in a context of increasing epidemics. *Agricultural and Forest Entomology* 14(3): 239-250.
- Meynard, C., M. Soto-Gamboa, P. Heady & W. Frick (2014). Bats of the Chilean temperate rainforest: patterns of landscape use in a mosaic of native forests, eucalyptus plantations and grasslands within a South American biodiversity hotspot. *Biodiversity & Conservation* 23(8): 1949-1963.
- Mierzejewski, K., J. Bryant, R. Reardon & W. Yendol (1990). The swath kit: a tool for spray aircraft characterization. Proceedings of the 1990 National Gypsy Moth Review, October 23-25, 1990, Ottawa, Ontario, Canada B2 - Proceedings of the 1990 National Gypsy Moth Review, October 23-25, 1990, Ottawa, Ontario, Canada, U.S. National Gypsy Moth Management Board: 213-216.
- Mihalache, G., D. Vladescu & A. Vladuleasa (1993). Some aspects regarding the phytosanitary state of oak stands in Romania." *Recent Advances on Oak Decline*, September 13-18, 1992, Selva di Fasano (Brindisi), Italy.
- Mikkola, K. (1998). Finnish Lepidoptera: spatial synchrony and effects of climatic change." VIth. European Congress of Entomology, České Budejovice, Czech Republic, August 23-29, 1998. T. Soldán & V. Brunnhofer. České Budejovice, Czech Republic, Academy of Sciences of Czech Republic Institute of Entomology. Book of Abstracts: (proceedings of the VIth. European Congress of Entomology): České Budejovice, Czech Republic, August 23-29, 1998: 344.

- MIL Brandenburg & L. Mecklenburg-Vorpommern (2010). Biologische Vielfalt in den Wäldern Nordostdeutschlands - Studie der Landesforstverwaltungen der Bundesländer Brandenburg und Mecklenburg-Vorpommern auf der Grundlage ausgewählter Indikatoren, Hendrik Bäßler Verlag, Berlin.
- Miller, J. C. (1990a). Effects of a microbial insecticide, *Bacillus thuringiensis kurstaki*, on nontarget Lepidoptera in a spruce budworm-infested forest. *Journal of Research on the Lepidoptera* 29(4): 267-276.
- Miller, J. C. (1990b). Field assessment of the effects of a microbial pest control agent on non-target Lepidoptera." 36: 135-139.
- Miller, J. C. (1992). Effects of a microbial insecticide, *Bacillus thuringiensis kurstaki*, on non-target Lepidoptera in a spruce budworm-infested forest." 29: 267-276.
- Mindlin, M. J., O. le Polain de Waroux, S. Case & B. Walsh (2012). The arrival of oak processionary moth, a novel cause of itchy dermatitis, in the UK: Experience, lessons and recommendations. *Public Health* 126: 778-781.
- Ministerium für Energiewende, L., Umwelt und ländliche Räume des Landes Schleswig-Holstein (2012). Der Eichenprozessionsspinner (*Thaumetopoea processionea* L.), Ministerium für Energiewende, Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume des Landes Schleswig-Holstein: 18.
- Ministerium für Soziales, g., Familie und Gleichstellung des Landes Schleswig-Holstein & G. Petzold (2013). Gesundheitliche Gefahren durch Eichenprozessionsspinnerraupen - Information für Ärzte.
- Ministerium für Umwelt und Naturschutz, L. u. V. d. L. N.-W. Eichenprozessionsspinner - Gefährdung für den Menschen, Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen: 10.
- Ministerium für Umwelt, Ernährung, Weinbau und Forsten RLP, K.-J. Conze & U. Cordes (2011). Landesweite Biotopkartierung in RLP (Lökplan).
- Miosga, O. (2011a). Ökonomische Kostenwerte von Brutvogelarten der Vogelschutz-RL in Deutschland.
- Miosga, O. (2011b). Überschlägige ökonomische Kostenwerte von Brutvogelarten der Vogelschutz-RL in Deutschland.
- Mirchev, P., G. Georgiev, S. Balov, M. Kirilova & A. Georgieva (2011). Distribution of *Thaumetopoea processionea* (L.) in Bulgaria. 12: 71-81.
- Mirchev, P., G. Tsankov & Y. Petrov (2003). Study of some aspects of the bioecology of the oak processionary moth (*Thaumetopoea processionea* (Linnaeus, 1758) (Lepidoptera: Notodontidae) in North-East Bulgaria. 3(1): 6.
- Moilanen, A. & I. Hanski (2001). On the use of connectivity measures in spatial ecology. *Oikos* 95(1): 147-151.
- Möllenbeck, V., C. Stärz, M. Buchweitz, G. Hermann & T. Fartmann (2006). Der Kaiserstuhl und seine Rebböschungen.
- Möller, K. & L. Eberswalde (2006). Zur Beteiligung der Eichenfraßgesellschaft am Schädgeschehen in den Eichenbeständen 2004 in Brandenburg. *Mitt Dtsch Ges Allg Angew Ent* 15: 209-212.
- Möller, K. & U. u. V. d. L. B. Ministerium für Ländliche Entwicklung (2009). Eichenprozessionsspinner *Thaumetopoea processionea* - Informationen für Waldbesitzer.
- Möller, K. (1999). Erfassung der Entomofauna in Kiefernforsten Brandenburgs: Inhalte und Ergebnisstand. *Mitteilungen der Biologischen Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft, Berlin-Dahlem* 362: 31-39.
- Möller, K. (2006). Zur Beteiligung der Eichenfraßgesellschaft am Schädgeschehen in den Eichenbeständen 2004 in Brandenburg. *Mitt Dtsch Ges Allg Angew Ent* 15: 209-212.
- Möller, K. (2007). Der Einsatz von Pflanzenschutzmitteln im Forst – Nebenwirkungen auf Nicht-Ziel-Organismen. *Eberswalder Forstliche Schriftenreihe* 29: 16-21.
- Möller, K. (2008). Was bringt biologische Vielfalt für den Waldschutz? *Eberswalder Forstliche Schriftenreihe* 36: 41-46.
- Möller, K. (2009). Aktuelle Waldschutzprobleme und Risikomanagement in Brandenburgs Wäldern. *Wald im Klimawandel – Risiken und Anpassungsstrategien. LFE. Eberswalde, Landeskompetenzzentrum Forst (LFE).* 42: 63.
- Möller, K. (2010). Wem schadet der Eichenprozessionsspinner – Wer muss handeln? Argumente für die aktuelle Waldschutzstrategie. *Wissenstransfer in die Praxis* 7: 71.

- Möller, K. (2012). Schadpotenzial des Eichenprozessionsspinners in den Wäldern Brandenburgs. Tagungsband zum Fachgespräch: Ökologische Schäden, gesundheitliche Gefahren und Maßnahmen zur Eindämmung des Eichenprozessionsspinners im Forst und im urbanen Grün, Julius Kühn Archiv 440: 20-22.
- Möller, K. (2013). Eichenprozessionsspinner - Situation in Brandenburg 2013 und Ausblick. Landeskompetenzzentrum Forst Eberswalde.
- Möller, K. (2014). Klimawandel und integrierter Waldschutz–Risikomanagement mit mehr Unbekannten und weniger Möglichkeiten. Waldwissen: 59-65.
- Möller, K., C. Walter, A. Engelmann & K. Hielscher (2007). Die Gefährdung der Gemeinen Kiefer durch Insekten. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe 32: 245-257.
- Möller, K., E. Hafemann, H. D. Ebert, B. Heisterberg, R. Kätzel, S. Löffler, M. Noack, W. Rieck, B. Strohbach & M. Wenk (2008). Auswirkungen großflächiger Schadereignisse durch nadelfressende Kieferninsekten – Beispiel Nonnenfraß in der Schorfheide. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe 35: 46-53.
- Möller, K., P. Heydeck, P. Schulz, M. Wenk, K. Hielscher & C. Dahms (2010). Waldschutzsituation 2009/2010 in Brandenburg und Berlin. AFZ - Der Wald 7: 34-37.
- Mommaerts, V., K. Jans & G. Smagghe (2010). Impact of *Bacillus thuringiensis* strains on survival, reproduction and foraging behaviour in bumblebees (*Bombus terrestris*). Pest Management Science 66: 520-525.
- Monaco, R. & O. Triggiani (1977). Prova di efficacia des *Bacillus thuringiensis* des Dimilin nei riguardi des Prays oleae. Inform. Fitopatol. 27(4): 9-11.
- Monnerat, R. G., A. C. Batista, P. T. de Medeiros, É. S. Martins, V. M. Melatti, L. B. Praça, V. F. Dumas, C. Morinaga, C. Demo, A. C. M. Gomes, R. Falcão, C. B. Siqueira, J. O. Silva-Werneck & C. Berry (2007). Screening of Brazilian *Bacillus thuringiensis* isolates active against *Spodoptera frugiperda*, *Plutella xylostella* and *Anticarsia gemmatilis*. Biological Control 41: 291-295.
- Moore, R. & H. Taft (1975). Boll weevils: Chemosterilization of both sexes with busulfan plus Thompson-Hayward TH-6040. Journal of Economic Entomology 68(1): 96-98.
- Moraal, L. & G. J. op Akkerhuis (2013). Verschuivingen van insecten - plagen op bomen in Nederland sinds 1946 - een analyse van historische gegevens. Entomologische berichten 73(1): 2-24.
- Morris, O. N. (1977). Compatibility of 27 chemical insecticides with *Bacillus thuringiensis* var. kurstaki. The Canadian Entomologist 109(06): 855-864.
- Mosel, R.-P. D. L. R. (2012). Hubschraubereinsatz im Pflanzenschutz?! Vortrag zum Ahr-Rotweintag. W. Zipse & F. Stephan. Dernau.
- Moselwein e.V. (2008). Das Weinbaugebiet Mosel. Polykopie, 22pp.
- Mrdaković, M., V. P. Mataruga, L. Ilijin, M. Vlahović, D. Todorović, V. Nenadović & J. Lazarević (2011). The effects of tannic acid on the fitness-related traits of *Lymantria dispar* L. larvae. Archives of Biological Sciences 63(4): 1037-1046.
- Msangi, S., E. Lyatuu & E. J. Kweka (2011). Field and Laboratory Evaluation of Bioefficacy of an Insect Growth Regulator (Dimilin) as a Larvicide against Mosquito and Housefly Larvae. J Trop Med 2011: 394541.
- Mücher, T. (2004). Untersuchung möglicher Effekte von transgenem, insektenresistentem Mais (Bt-Mais) auf Nichtzielorganismen im Boden, sowie Analyse und Bewertung von Beifußpopulationen (*Artemisia vulgaris* L.) des Maiszünslers (*Ostrinia nubilalis* Hbn.) als Mittel zur Resistenzverzögerung, Rheinisch-Westfälische Technische Hochschule.
- Mudegu, J. V. & T. K. Mukiyama (1995). Electrophoretic variation in wild *Anopheles pharoensis* Theobald in Mwea Irrigation Scheme, Kenya. International Journal of Tropical Insect Science 16(02): 229-231.
- Mühle, H. (2007). Die Eiche – El Dorado für Insekten. LWF aktuell 60: 56-57.
- Mulder, R. & M. J. Gijswijt (1973). The laboratory evaluation of two promising new insecticides which interfere with cuticle deposition. Pesticide Science 4(5): 737-745.
- Müller, A. (2016) telefonische Auskunft am 31.08.2016 und email Korrespondenz.
- Müller, A., (2014). Zur Pilzflora des Saale-Unstrut-Triaslandes. In: Siegesmund, S., Hoppert, M. & Epperlein, K. (Hrsg.): Natur – Stein – Kultur – Wein. Zwischen Saale und Unstrut. Mitteldeutscher Verlag, Halle (Saale): 195-219.

- Müller, A., Bahn, B., Bergmeier, E., Deutsch, M., Epperlein, K., Reeh, T., Schmitt, R. & Siegesmund, S. (2014). Unterwegs im Saale-Unstrut-Triasland – naturkundlich-geschichtliche Exkursionen. In: Siegesmund, S., Hoppert, M. & Epperlein, K. (Hrsg.): Natur – Stein – Kultur – Wein. Zwischen Saale und Unstrut. Mitteldeutscher Verlag, Halle (Saale): 357-412.
- Müller, C. S. L., W. Tilgen & C. Pföhler (2011b). Caterpillar dermatitis revisited: lepidopterism after contact with oak processionary caterpillar. *Case Reports* 2011: bcr0320113967-bcr0320113967.
- Müller, C. S., W. Tilgen & C. Pföhler (2011a). Caterpillar dermatitis revisited: lepidopterism after contact with oak processionary caterpillar. *BMJ case reports* 2011.
- Müller, J. (2004). Vögel als Inspektionsbeamte in Eichenwäldern. *LWF Wissen* 46: 22-28.
- Müller, J., A. Bolte, W. Beck & S. Anders (1998). Bodenvegetation und Wasserhaushalt von Forstökosystemen (*Pinus sylvestris* L.). *Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie* 28: 407-414.
- Muzzarelli, R. A. A. (1986). Toxicity of Diflubenzuron to Non-Target Organisms. *Chitin in Nature and Technology*. R. Muzzarelli, C. Jeuniaux & G. Gooday, Springer US: 183-186.
- Myasnik, M., R. Manasherob, E. Ben-Dov, A. Zaritsky, Y. Margalith & Z. e. Barak (2001). Comparative Sensitivity to UV-B Radiation of Two *Bacillus thuringiensis* Subspecies and Other *Bacillus* sp. *Current Microbiology* 43: 140-143.
- Nadeau, P., C. G. Majka & G. Moreau (2015). Short-term response of coleopteran assemblages to thinning-induced differences in dead wood volumes. *Forest Ecology and Management* 336(0): 44-51.
- Naef Daenzer, B. & L. F. Keller (1999). The foraging performance of great and blue tits (*Parus major* and *P. caeruleus*) in relation to caterpillar development, and its consequences for nestling growth and fledging weight. *Journal of Animal Ecology* 68(4): 708-718.
- Naef Daenzer, B., F. Widmer & M. Nuber (2001). Differential post - fledging survival of great and coal tits in relation to their condition and fledging date. *Journal of Animal Ecology* 70(5): 730-738.
- Naef Daenzer, L., B. Naef - Daenzer & R. G. Nager (2000). Prey selection and foraging performance of breeding Great Tits *Parus major* in relation to food availability. *Journal of Avian Biology* 31(2): 206-214.
- Nager, R. G. & A. J. van Noordwijk (1995). Proximate and ultimate aspects of phenotypic plasticity in timing of great tit breeding in a heterogeneous environment. *American Naturalist*: 454-474.
- Nässig, W. A. & P. M. Kristal (1994). 1993 Massenaufreten von *Thaumetopoea processionea* L. in Süddeutschland und erste Wiederfunde der Art seit Jahrzehnten in Hessen (Lepidoptera: Notodontidae, Thaumetopoeinae). *Nachrichten des entomologischen Vereins Apollo* 15(1/2): 152-154.
- Nässig, W. A. (1993). Anmerkungen zum Vorkommen von *Thaumetopoea processionea* L. (Lepidoptera: Notodontidae, Thaumetopoeinae). *Nachrichten des entomologischen Vereins Apollo* 13(4): 529-531.
- Nässig, W. A. (2000). *Thaumetopoea processionea* (Linnaeus, 1758) in weiterer Ausbreitung in Südhessen: jetzt auch im Kreis Offenbach am Main (Lepidoptera: Notodontidae, Thaumetopoeinae). *Nachrichten des entomologischen Vereins Apollo* 21(3): 185.
- Naturschutz, B. f. (2001). Beschlüsse der Arbeitsgemeinschaft Naturschutz der Landesumweltministerien.
- Nekuliseanu, Z. Z. (1998). Activity and number in carabid beetles caught in the ultraviolet light trap. VIth. European Congress of Entomology, České Budejovice, Czech Republic, August 23-29, 1998. T. Soldán & V. Brunnhofer. České Budejovice, Czech Republic, Academy of Sciences of Czech Republic Institute of Entomology. Book of Abstracts: (proceedings of the VIth. European Congress of Entomology): České Budejovice, Czech Republic, August 23-29, 1998
- Nickel, H. & R. Remane (2003). Verzeichnis der Zikaden (Auchenorrhyncha) der Bundesländer Deutschlands. *Entomofauna Germanica* 6: 130-154.
- Nielsen, C. O. (1963). Laminarinases in soil and litter invertebrates. *Nature* 199: 1001.
- Nitsche, H. (1881). Mittheilungen aus dem zoologischen Institute der königl. Sächsischen Forstakademie zu Tharand. 1. Der zoologische Unterricht und die zoologische Sammlung an der Akademie Tharandt. *Tharandter forstliches Jahrbuch* 31: 158-190.

- Noack, M. (2014). Neue waldkundliche Erkenntnisse zur Trauben-Eiche im nordostdeutschen Tiefland und Schlussfolgerungen für die forstliche Praxis. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe 53: 47-71.
- Nordén, B., A. Dahlberg, T. E. Brandrud, Ö. Fritz, R. Ejrnaes & O. Ovaskainen (2014). Effects of ecological continuity on species richness and composition in forests and woodlands: A review. *Ecoscience* 21(1): 34-45.
- Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt (2005). Teil 1: Faunistische Begleituntersuchungen zur Einschätzung der Wirkungen einer Insektizidbehandlung gegen Frostspanner mit Hubschrauber in Alteichenbeständen, Teil 2: Faunistische Begleituntersuchungen zu den Auswirkungen einer Insektizidbehandlung von Alteichenbeständen auf die Arthropoden-Biozönose im Nds. FoA Rotenburg, Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt: 11.
- Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt (Glatz, K.) (2004). Auswirkungen einer Frostspannerbekämpfung auf die Kronenfauna eines Eichenwaldes in Nordwestdeutschland, Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt: 11.
- Norton, M. L., J. F. Bendell, L. I. Bendell-Young & C. W. Leblanc (2001). Secondary effects of the pesticide *Bacillus thuringiensis kurstaki* on chicks of spruce grouse (*Dendragapus canadensis*). 41: 369-373.
- Nüßlin, O., Rhumbler, L. (Hrsg.) 1927: Forstinsektenkunde. 3. Auflage, Parey Verlag, Berlin: 625 S.
- O'Connor, C. D., A. M. Lynch, D. A. Falk & T. W. Swetnam (2015). Post-fire forest dynamics and climate variability affect spatial and temporal properties of spruce beetle outbreaks on a Sky Island mountain range. *Forest Ecology and Management* 336(0): 148-162.
- Obermann, H.-W. (1996). Besiedlung des Ökosystems Trockenmauer durch ausgewählte Tiergruppen, dargestellt am Beispiel zweier Weinbergslagen an der Mosel, Rheinische Friedrich-Wilhelms-Universität.
- Odorow, W. H., A. Lange, A. Querbach & W. Brüggemann (2012). Mediterranean oaks (*quercus* spp) and central european oak-feeding lepidoptera in southern Hesse, Germany. *Entomologia Generalis* 34(1-2): 119-130.
- Oszako, T. (2005). Protection of forest against pest insects and diseases - European Oak Decline Case Study. Warsaw Forest Research Institute.
- Otto, H.-J. (1994). Waldökologie, Verlag Eugen Ulmer.
- Otto, S. & A. Floren (2010). The canopy spiders (Araneae) of the floodplain forest in Leipzig. *Arachnologische Mitteilungen* 39: 25-38.
- Otto, S. & K. Linsenmair (2004). Die Spinnengemeinschaften in Baumkronen von Urwäldern und Wirtschaftswäldern unterschiedlichen Alters in Ostpolen (Bialowieza). Dipl.-Arb., Fak. Biol., Univ. Würzburg.
- Oxbrough, A., V. French, S. Irwin, T. C. Kelly, P. Smiddy & J. O'Halloran (2012). Can mixed species stands enhance arthropod diversity in plantation forests? *Forest Ecology and Management* 270: 11-18.
- Ozawa, K. & D. H. Iwahana (1986). Involvement of a transmissible plasmid in heat-stable exotoxin and delta-endotoxin production in *Bacillus thuringiensis* subspecies *darmstadensis*. *Current Microbiology* 13: 337-340.
- Özder, N. & M. Kivan (1998). Some biological investigations on *Zabrus tenebrioides* damaged on wheat in Thrace region." VIth. European Congress of Entomology, České Budejovice, Czech Republic, August 23-29, 1998. T. Soldán & V. Brunnhofer. České Budejovice, Czech Republic, Academy of Sciences of Czech Republic Institute of Entomology. Book of Abstracts: (proceedings of the VIth. European Congress of Entomology): České Budejovice, Czech Republic, August 23-29, 1998
- Pardo-López, L., C. Muñoz-Garay, H. Porta, C. Rodríguez-Almazán, M. Soberón & A. Bravo (2009). Strategies to improve the insecticidal activity of Cry toxins from *Bacillus thuringiensis*. *Peptides* 30: 589-595.
- Parmain, G., C. Bouget, J. Müller, J. Horak, M. M. Gossner, T. Lachat & G. Isacson (2014). Can rove beetles (Staphylinidae) be excluded in studies focusing on saproxylic beetles in central European beech forests? *Bulletin of entomological research*: 1-9.
- Parr, T. W., R. H. G. Jongman & M. Külvik (2008). EBONE - European Biodiversity Observation Network: Design of a plan for an integrated biodiversity observing system in space and time:" D1.1 The Selection of Biodiversity indicators for EBONE Development Work: 34.
- Patankar, R., M. M. Fuller, S. M. Smith & S. C. Thomas (2014). The distribution of a host-specific canopy parasite is linked with local species diversity in a northern temperate forest. *Journal of Vegetation Science* 25(4): 1015-1023.

- Patočka J., Kulfan J. & Turčáni M. (1999). Schmetterlinge (Lepidoptera) als Eichenschädlinge. Die Eichenschädlinge und ihre Feinde. P. J., K. A., K. J. & P. Zvolen, Institute for Forest Ecology of SAV: 152-250.
- Patočka, J. (1980). Die Raupen und Puppen der Eichenschmetterlinge Mitteleuropas. Monographien zur angewandten Entomologie. Hamburg, Berlin, Paul Parey. 23: 188.
- Patočka, J., A. Krištín, J. Kulfan & P. Zach (1999). Die Eichenschädlinge und ihre Feinde., Volen, Institute for Forest Ecology of SAV.
- Paulus, R., J. Rombke, A. Ruf & L. Beck (1999). A comparison of the litterbag-, minicontainer- and bait-lamina-methods in an ecotoxicological field experiment with diflubenzuron and btk. *Pedobiologia* 43(2): 120-133.
- Peacock, J. W., D. Schweitzer, F., J. L. Carter & N. R. Dubois (1998). Laboratory assessment on the effects of *Bacillus thuringiensis* on native lepidoptera. 27: 450-457.
- Pearse, I. S. & R. Karban (2013). Leaf drop affects herbivory in oaks. *Oecologia* 173(3): 925-932.
- Pedersen, J. C., P. H. Damgaard, J. Ellenberg & B. M. Hansen (1995). Dispersal of *Bacillus thuringiensis* var. *kurstaki* in an experimental cabbage field. *Can. J. Microbiol* 41: 118-125.
- Pelz, K. A., C. C. Rhoades, R. M. Hubbard, M. A. Battaglia & F. W. Smith (2015). Species composition influences management outcomes following mountain pine beetle in lodgepole pine-dominated forests. *Forest Ecology and Management* 336: 11-20.
- Pennino, M., E. S. Dierenfeld & J. L. Behler (1991). Retinol, α -tocopherol and proximate nutrient composition of invertebrates used as feed. *International Zoo Yearbook* 30(1): 143-149.
- Perry, W., T. Christiansen & S. Perry (1997). Response of soil and leaf litter microarthropods to forest application of diflubenzuron. *Ecotoxicology* 6(2): 87-99.
- Petercord, R. & G. Lobinger. (2009). Dimilin – Bewertung eines Pflanzenschutzmittels zum Waldschutz.
- Petermann, R. (2011). Fledermausschutz in Europa II. BfN Skripten 296: 419.
- Petersen, B. & G. Ellwanger (2006). Das europäische Schutzgebietssystem Natura 2000: Ökologie und Verbreitung von Arten der FFH-Richtlinie in Deutschland. Band 3: Arten der EU-Osterweiterung. Bonn, Bad Godesberg, Bundesamt für Naturschutz.
- Petersen, B., G. Ellwanger, G. Biewald, U. Hauke, G. Ludwig, P. Pretscher, E. Schröder & A. Ssymank (2004a). Das europäische Schutzgebietssystem Natura 2000: Ökologie und Verbreitung von Arten der FFH-Richtlinie in Deutschland. Band 1: Pflanzen und Wirbellose. Bonn, Bad Godesberg, Bundesamt für Naturschutz.
- Petersen, B., G. Ellwanger, R. Bless, P. Boye, E. Schröder & A. Ssymank (2004b). 2Das europäische Schutzgebietssystem Natura 2000: Ökologie und Verbreitung von Arten der FFH-Richtlinie in Deutschland. Band 2: Wirbeltiere. Bonn, Bad Godesberg, Bundesamt für Naturschutz.
- Petrice, T. R., J. S. Strazanac & L. Butler (2004). A Survey of Hymenopteran Parasitoids of Forest Macrolepidoptera in the Central Appalachians. *Journal of Economic Entomology* 97: 451-459.
- Pietsch, A. & M. Hormann. (2012, 2012). Ergebnisse des Artgutachtens Uhu in Hessen. Artgutachten für den Uhu (*Bubo bubo*) in Hessen.
- Pinnock, D. E., J. E. Milstead, M. E. Kirby & B. J. Nelson (1977). Stability of entomopathogenic bacteria. *Misc. Publ. Entomol. Soc. Am* 10: 77-97.
- Pompe, S. (2004). Sukzession in aufgelassenen Weinbergen des Mittleren Saaletales bei Jena. 175-199.
- Pott, R. (1996). Biotoptypen: schützenswerte Lebensräume Deutschlands und angrenzender Regionen. Stuttgart (Hohenheim), Ulmer.
- Prendergast, B. F., W. G. Yendol, S. Maczuga, R. C. Reardon, W. H. McLane, D. R. Miller & M. P. McAneney (1995). Diflubenzuron residue and persistence on an oak forest after aerial application. *Journal of Environmental Science & Health, Part B - Pesticides, Food Contaminants, & Agricultural Wastes* 30(3): 359-376.
- Prignitz, L. (2014). Information über die Bekämpfung des Eichenprozessionsspinners im Landkreis Prignitz.
- Prihoda, K. R. & J. R. Coats (2008). Aquatic fate and effects of *Bacillus thuringiensis* Cry3Bb1 protein: Toward risk assessment. *Environmental Toxicology and Chemistry* 27: 793-798.

- Przybilla, B. & R. Eben (2008). Insektenallergie – Millionen von Arten als Auslöser? *Allergologie* 31: 361-365.
- Przybilla, P. (2013). Informationsgespräch zum Eichenprozessionsspinner (EPS) im Stadtgebiet von Potsdam. Potsdam.
- Puddephat, I. J., P. G. Alderson & N. A. Wright (1997). Influence of explant source, plant growth regulators and culture environment on culture initiation and establishment of *Quercus robur* L. in vitro. *Journal of Experimental Botany* 48(4): 951-962.
- Pullen, A. J., P. C. Jepson & N. W. Sotherton (1992). Terrestrial nontarget invertebrates and the autumn application of synthetic pyrethroids: experimental methodology and the trade-off between replication and plot size. 23: 246-258.
- Pusztal, M., P. Fast, L. Gringorten, H. Kaplan, T. Lessard & P. R. Carey (1991). The mechanism of sunlight-mediated inactivation of *Bacillus thuringiensis* crystals. 273: 43-47.
- Quero, C., J. Bau, A. Guerrero, M. Breuer, A. De Loof, H.-G. Kontzog & F. Camps (2003). Sex Pheromone of the Oak Processionary Moth *Thaumetopoea processionea*. Identification and Biological Activity. *Journal of Agricultural and Food Chemistry* 51: 2987-2991.
- Raimondo, S., J. S. Strazanac & L. Butler (2004). Comparison of Sampling Techniques Used in Studying Lepidoptera Population Dynamics. *Environmental Entomology* 33: 418-425.
- Rastall, K., V. Kondo, J. S. Strazanac & L. Butler (2003) Lethal effects of biological insecticide applications on nontarget lepidopterans in two Appalachian forests. *Environmental entomology* 32(6): 1364-1369.
- Raths, U., S. Balzer, M. Ersfeld & U. Euler (2006). Deutsche Natura-2000-Gebiete in Zahlen. *Natur und Landschaft* 81(2): 68-80.
- Rauh, J. (1993). Faunistisch-ökologische Bewertung von Naturwaldreservaten anhand repräsentativer Artengruppen. *Naturwaldreservate in Bayern* 2: 199.
- Rauschen, S. (2010). A case of pseudo science? A study claiming effects of the Cry1Ab protein on larvae of the two-spotted ladybird is reminiscent of the case of the green lacewing. *Transgenic Research* 19: 13-16.
- Rauschen, S., F. Schaarschmidt & A. Gathmann (2010). Occurrence and field densities of Coleoptera in the maize herb layer: implications for Environmental Risk Assessment of genetically modified Bt-maize. *Transgenic Research* 19: 727-744.
- Raymond, B., D. Davis & M. B. Bonsall (2007). Competition and reproduction in mixed infections of pathogenic and non-pathogenic *Bacillus* spp. *Journal of Invertebrate Pathology* 96: 151-155.
- Raymond, B., S. L. Elliot & R. J. Ellis (2008). Quantifying the reproduction of *Bacillus thuringiensis* HD1 in cadavers and live larvae of *Plutella xylostella*. *Journal of Invertebrate Pathology* 98: 307-313.
- Raymond, C. L., S. Healey, A. Peduzzi & P. Patterson (2015). Representative regional models of post-disturbance forest carbon accumulation: Integrating inventory data and a growth and yield model. *Forest Ecology and Management* 336: 21-34.
- Razafindranaly, J. & F. Deschamps (2012). Cas de dermatite urticarienne aéroportée à la chenille processionnaire du chêne chez un garde forestier. *Archives des Maladies Professionnelles et de l'Environnement* 73: 155-159.
- Reardon, R. C., W. E. Yendol, D. R. Miller, K. M. Ducharme, S. Maczuga & M. A. McManus (1996). Drift of aerially applied diflubenzuron over an oak forest. *Agricultural & Forest Meteorology* 80(2-4): 165.
- Redford, K. H. & J. G. Dorea (1984). The nutritional value of invertebrates with emphasis on ants and termites as food for mammals. *Journal of Zoology* 203(3): 385-395.
- Renshaw, D. (2004). Cyhalothrin.
- Retnakaran, A. & G. G. Grant (1985). Control of the oak-leaf shredder, *Croesia semipurpurana* (Kearfott) (Lepidoptera: Tortricidae) by aerial application of Diflubenzuron. *The Canadian Entomologist* 117(03): 363-369.
- Retnakaran, A. (1979). Effect of a new moult inhibitor (EL-494) on the spruce budworm, *Choristoneura fumiferana* (Lepidoptera: Tortricidae). *The Canadian Entomologist* 111(07): 847-850.
- Retnakaran, A. (1982). Laboratory and field evaluation of a fast-acting insect growth regulator against the spruce budworm, *Choristoneura fumiferana* (Lepidoptera: Tortricidae). *The Canadian Entomologist* 114(06): 523-530.
- Retnakaran, A. (1983). Spectrophotometric determination of larval ingestion rates in the spruce budworm (Lepidoptera: Tortricidae). *The Canadian Entomologist* 115(01): 31-40.

- Retnakaran, A., L. Smith, B. Tomkins & J. Granett (1979). Control of forest tent Caterpillar, *Malacosoma distria* (Lepidoptera: Lasiocampidae) with Dimilin®. *The Canadian Entomologist* 111(07): 841-846.
- Rheinland-Pfalz, L. (2013). Erhalt der Weinbergsmauern in den Steillagegebieten von Rheinland-Pfalz, Ministerium für Umwelt, Landwirtschaft, Ernährung, Weinbau und Forsten: 2.
- Rheinland-Pfalz, M. f. U. u. F. & L. f. U. u. G. Rheinland-Pfalz (1998). Planung vernetzter Biotopsysteme. Bereich Landkreis Bad Kreuznach.
- Rheinschmidt, K. (2011) Der Weinbau an Mosel-Saar-Ruwer:
<http://www.dlr.rlp.de/Internet/global/themen.nsf/0/CA05C3C322AE243CC1256FEA0039C087?OpenDocument>
- Rhein-Sieg-Kreis (2012). Chance 7 - wir fördern Heimat. Informationen zum Zukunftsprojekt des Rhein-Sieg-Kreises.
- Richarz, N., D. Neumann & W. Wipking (1989). Untersuchungen zur Ökologie des Apollofalters (*Parnassius apollo vinningensis* Stichel 1899, Lepidoptera, Papilionidae) im Weinbaugebiet der unteren Mosel. *Mitteilungen der Arbeitsgemeinschaft rheinisch-westfälischer Lepidopterologen* 5: 108-259.
- Richter, F. & D. Schulz (2015): Farn- und Samenpflanzen – Bestandssituation und Schutz ausgewählter Arten in Sachsen.- Dresden: 416pp (<https://publikationen.sachsen.de/bdb/artikel/11993>, Zugriff am 01.09.2016).
- RICHTLINIE 2009/128/EG (2009). RICHTLINIE 2009/128/EG DES EUROPÄISCHEN PARLAMENTS UND DES RATES vom 21. Oktober 2009 über einen Aktionsrahmen der Gemeinschaft für die nachhaltige Verwendung von Pestiziden. D. E. P. U. D. R. D. E. UNION. Amtsblatt der Europäischen Union L 309/71, DAS EUROPÄISCHE PARLAMENT UND DER RAT DER EUROPÄISCHEN UNION: 16.
- Riebeling, R. (1996). Waldwachstumskundliche Begleituntersuchungen zur Schwammspinnerkalamität in der Rheinebene - ein erster Zwischenbericht. Schwammspinner-Massenvermehrung in Südhessen 1994. W. u. W. Hessische Landesanstalt für Forsteinrichtung. 21: 353-367.
- Riecken, U. & E. Schröder (2012). Lessons learnt: Perspektiven und Handlungsbedarf beim Management von kleinflächigen Offenlandökosystemen. 115: 267-278.
- Riecken, U., M. Klein & E. Schröder (1997). Situation und Perspektiven des extensiven Grünlandes in Deutschland und Überlegungen zu alternativen Konzepten des Naturschutzes am Beispiel der Etablierung Halboffener Weidelandschaften: 7-23.
- Riecken, U., P. Finck & E. Schröder (2002). Significance of pasture landscapes for nature conservation and extensive agriculture. *Pasture Landscapes and Nature Conservation*, Springer: 423-435.
- Rieger, I. & P. Nagel (2007). Vertical stratification of bat activity in a deciduous forest: 111-122.
- Risikobewertung, B. f. (2004). Liste der Pestizide, zu denen methodische Informationen verfügbar sind.
- Risikobewertung, B. f. (2005). Mehrfachrückstände von Pflanzenschutzmitteln in Lebensmitteln.
- Risikobewertung, B. f. (2012a). Ökologische Schäden, gesundheitliche Gefahren und Maßnahmen zur Eindämmung des Eichenprozessionsspinners im Forst und im urbanen Grün: Fakten - Folgen - Strategien, Bundesinstitut für Risikobewertung: 8.
- Robertson, J. L. & N. G. Rappaport (1979). Direct, indirect, and residual toxicities of insecticide sprays to western spruce budworm, *Choristoneura occidentalis* (Lepidoptera: Tortricidae). *The Canadian Entomologist* 111(11): 1219-1226.
- Robertson, J. L., S. P. Worner & H. K. Preisler (1989). Comparative optimal times of application of Benzophenyl ureas to Western spruce budworm, *Choristoneura occidentalis* (Lepidoptera: Tortricidae). *The Canadian Entomologist* 121(01): 75-79.
- Rock, G. C. & R. J. Monroe (1983). Interaction of larval age and dietary formaldehyde on the susceptibility of tufted apple budmoth (Lepidoptera: Tortricidae) to *Bacillus thuringiensis*. 42: 71-76.
- Roden, D. B. & W. J. Mattson (2008). Rapid induced resistance and host species effects on gypsy moth, *Lymantria dispar* (L.): Implications for outbreaks on three tree species in the boreal forest. *Forest Ecology and Management* 255(5-6): 1868-1873.
- Rödig, K. P. & S. Stoll (1996b). Schwammspinnermassenvermehrung in Südhessen 1994. Hessische Landesanstalt für Forsteinrichtung, Waldforschung und Waldökologie, Forschungsbericht 21: 2-6.

- Rödig, K.-P. & S. Stoll (1996a). Die Bekämpfung des Schwammspinners 1994 in Südhessen. Schwammspinnermassenvermehrung. W. u. W. Hessische Landesanstalt für Forsteinrichtung, Hessische Landesanstalt für Forsteinrichtung, Waldforschung und Waldökologie. 21: 2-7.
- Rodrigo-Simon, A., R. A. de Maagd, C. Avilla, P. L. Bakker, J. Molthoff, J. E. Gonzales-Zamora & J. Ferre (2006). Lack of detrimental effects of *Bacillus thuringiensis* cry toxins on the insect predator *Chrysoperla carnea*: a toxicological, histopathological, and biochemical analysis. 72: 1595-1603.
- Rodrigues, C. S. & N. K. Kaushik (1986). Laboratory Evaluation of the insect growth regulator Diflubenzuron against Black Fly (Diptera: Simuliidae) larvae and its effects on nontarget stream. *The Canadian Entomologist* 118(06): 549-558.
- Rodrigues, C. S. & R. E. Wright (1978). Evaluation of the insect growth regulator Methoprene METHOPRENE and Diflubenzuron against floodwater mosquitos (Diptera: Culicidae) in South-Western Ontario. *The Canadian Entomologist* 110(03): 319-324.
- Rodriguez-Mahillo, A. I., M. Gonzalez-Muñoz, J. M. Vega, J. A. López, A. Yart, C. Kerdelhué, E. Camafeita, J. C. Garcia Ortiz, H. Vogel, E. Petrucco Toffolo, D. Zovi, A. Battisti, A. Roques & I. Moneo (2012). Setae from the pine processionary moth (*Thaumetopoea pityocampa*) contain several relevant allergens. *Contact Dermatitis* 67: 367-374.
- Röhe, P. Biologische Vielfalt in Wäldern Nordost-Deutschlands
- Romeis, J., A. Dutton & F. Bigler (2004). *Bacillus thuringiensis* toxin (Cry1Ab) has no direct effect on larvae of the green lacewing *Chrysoperla carnea* (Stephens) (Neuroptera: Chrysopidae). *Journal of Insect Physiology* 50: 175-183.
- Romeis, J., D. Bartsch, F. Bigler, M. P. Candolfi, M. M. C. Gielkens, S. E. Hartley, R. L. Hellmich, J. E. Huesing, P. C. Jepson, R. Layton, H. Quemada, A. Raybould, R. I. Rose, J. Schiemann, M. K. Sears, A. M. Shelton, J. Sweet, Z. Vaituzis & J. D. Wolt (2008). Assessment of risk of insect-resistant transgenic crops to nontarget arthropods. *Nature Biotechnology* 26: 203-208.
- Roslin, T. & J. P. Salminen (2009). A tree in the jaws of a moth - Temporal variation in oak leaf quality and leaf-chewer performance. *Oikos* 118(8): 1212-1218.
- Roth, J. T. & M. Ernst (1996). Nachweis von *Thaumetopoea processsionea* (Linnaeus 1758) im Vorderen Odenwald. *Nachrichten des entomologischen Vereins Apollo* 17(1): 50.
- Rouis, S., M. Chakroun & S. Jaoua (2008). Comparative Study of *Bacillus thuringiensis* Cry1Aa and Cry1Ac δ -Endotoxin Activation, Inactivation and In Situ Histopathological Effect in *Ephestia kuehniella* (Lepidoptera: Pyralidae). *Molecular Biotechnology* 38: 233-239.
- Roversi, P. F. (2008). Aerial spraying of *Bacillus thuringiensis* var. *kurstaki* for the control of *Thaumetopoea processsionea* in Turkey oak woods. *Phytoparasitica* 36: 175-186.
- Rubtsov, V. V. & I. A. Utkina (1991). Impact of a spring defoliator. *Forest Insect Guilds: Patterns of Interaction with Host Trees*. Y. N. Baranchikov, W. J. Mattson, F. P. Hain & T. L. Payne, U.S. Dep. Agric. For. Serv. Gen. Tech. Rep. NE. 153: 207-210.
- Rubtsov, V. V. & I. A. Utkina (1995). The influence of phyllophagous insects on annual stem increment of common oak. *Lesovedenie* 2: 22-30.
- Rubtsov, V. V. & I. A. Utkina (2011). Long-term dynamics of *Operophtera brumata* L. in the oak stands of forest-steppe. *Contemporary Problems of Ecology* 4(7): 777-783.
- Rupp, D. (2005). *Trollinger, Trockenmauern und mehr - Bemerkungen zum landschaftsprägenden Weinbau am Neckar*.
- Sachsen-Anhalt, L. f. v. (2013). *Informationsblatt zur Abwendung gesundheitlicher Gefahren durch den Eichenprozessionspinne (Thaumetopoea processsionea L.)*, Landesamt für Verbraucherschutz Sachsen-Anhalt.
- Sachteleben, J. & M. Behrens (2010). *Konzept zum Monitoring des Erhaltungszustandes von Lebensraumtypen und Arten der FFH-Richtlinie in Deutschland*.
- Saedler, H. & W. Schuchert (2001). *Biotechnologie in der Pflanzenproduktion. Biotechnologie als interdisziplinäre Herausforderung*. Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg. S. Heiden, R. Erb & C. Burschel, Spektrum Verlag: 15.
- Saeidi, K. & M. Hosseini Farahi (2012). Laboratory analysis of five host plant sources on life capacities of gypsy moth, *Lymantria dispar* (Lep.: Lymantriidae) and evaluation of the results in field conditions in Yasuj area of Iran. *Acta Horticulturae*. A. D'Onghia, J. Bonany, O. Callesen et al. 940: 657-664.

- Sahota, T. S. & A. Ibaraki (1980). Prolonged inhibition of brood production in *Dendroctonus rufipennis* (Coleoptera: Scolytidae) by Dimilin. *The Canadian Entomologist* 112(01): 85-88.
- Salama, H., Z. Motagally & U. Skatulla (1976). On the mode of action of Dimilin as a moulting inhibitor in some lepidopterous insects. *Zeitschrift für Angewandte Entomologie* 80(1 - 4): 396-407.
- Saleh, M. S., I. A. Gaaboub & S. M. I. Kassem (1981). Larvicidal effectiveness of three controlled-release formulations of Dursban and Dimilin on *Culex pipiens* L. and *Aedes aegypti* (L.). *The Journal of Agricultural Science* 97(01): 87-96.
- Sample, B. E., L. Butler & R. C. Whitmore (1993a). Effects of an operational application of Dimilin® on non-target insects. *The Canadian Entomologist* 125(02): 173-179.
- Sample, B. E., L. Butler, C. Zivkovich, R. C. Whitmore & R. Reardon (1996). Effects of *Bacillus thuringiensis* Berliner var. *kurstaki* and defoliation by the gypsy moth [*Lymantria dispar* (L.) (Lepidoptera: Lymantriidae)] on native arthropods in West Virginia. 128: 573-592.
- Sample, B. E., R. J. Cooper & R. C. Whitmore (1993b). Dietary shifts among songbirds from a diflubenzuron-treated forest. *Condor*: 616-624.
- Saraswathi, A. & L. S. Ranganathan (1994). The ovicidal and larvicidal effect of dimilin on *Tabanus triceps* and *Chrysops dispar* (Diptera: Tabanidae). *International Journal of Tropical Insect Science* 15(01): 97-100.
- Saxena, D., S. Flores & G. Stotzky (2002). Vertical movement in soil of insecticidal Cry1Ab protein from *Bacillus thuringiensis*. *Soil Biology and Biochemistry* 34: 111-120.
- Schaaf, C. & H. Vogt (1996). Untersuchungen in einem Gradationsgebiet des Schwammspinners (*Lymantria dispar* L.) - Auswirkungen einer Dimilinapplikation auf die Bodenmesofauna (Collembolen und Milben) im Lampertheimer Wald. Schwammspinner-Massenvermehrung in Südhessen 1994. W. u. W. Hessische Landesanstalt für Forsteinrichtung. 21: 324-330.
- Schäfer, K. V. R., K. L. Clark, N. Skowronski & E. P. Hamerlynck (2010). Impact of insect defoliation on forest carbon balance as assessed with a canopy assimilation model. *Global Change Biology* 16(2): 546-560.
- Scheu, S. (1989). Die saprophage Makrofauna (Diplopoda, Isopoda und Lumbricidae) in Lebensräumen auf Kalkgestein: Sukzession und Stoffumsatz. *Berichte des Forschungszentrums Waldoekosysteme (Germany)* 57: 1-302.
- Scheuchl, E. & W. Willner (2016) Taschenlexikon der Wildbienen Mitteleuropas. Quelle & Meyer. Wiebelsheim, 920 pp.
- Schlegel, R. (1994). *Der Ziegenmelker*. Die Neue Brehm-Bücherei 406.
- Schmid-Egger, C. (1994). Die faunistische Bedeutung alter Weinberge am Beispiel der Stechimmen (Hymenoptera, aculeata) des Hölleberges bei Grünstadt. *Fauna Flora Rheinland-Pfalz, Gesellschaft für Naturschutz und Ornithologie Rheinland-Pfalz e.V. Beiheft 7*: 673-707.
- Schmid-Egger, C. (1994b): Die Trockenauen am südlichen Oberrhein – ein Stechimmenlebensraum mit bundesweiter Bedeutung (Hymenoptera, Aculeata). – *Bembix* 3: 15-22.
- Schmid-Egger, C. (1995): Die Eignung von Stechimmen (Hymenoptera: Aculeata) zur naturschutzfachlichen Bewertung am Beispiel der Weinbergslandschaft im Enztal und im Stromberg (nordwestliches Baden-Württemberg). - Diss. Univ. Hohenheim, Cuvillier Verlag Göttingen.
- Schmidl, J., J. Bail, T. Bittner, V. Fröhlich & R. Wiegel (2004). Arthropoden-Gemeinschaften der Kiefern-Baumkronen als Indikatoren für Naturnähe und Standortbedingungen verschiedener Flächen im Nürnberger Reichswald. *Sonderheft 25 Jahre Naturwaldreservate in Bayern, LWF Wissen* 46: 50-58.
- Schmidt G. H. & Thaumetopoea-Symposium, Department of Zoology-Entomology, University of Hannover: 12-19.
- Schmidt G. H. & Thaumetopoea-Symposium, Department of Zoology-Entomology, University of Hannover: 52.
- Schmidt G. H. & Thaumetopoea-Symposium, Department of Zoology-Entomology, University of Hannover: 36-40.
- Schmidt G. H. & Thaumetopoea-Symposium, Department of Zoology-Entomology, University of Hannover: 52.
- Schmidt G. H. & Thaumetopoea-Symposium, Department of Zoology-Entomology, University of Hannover: 51.
- Schmidt G. H. & Thaumetopoea-Symposium, Department of Zoology-Entomology, University of Hannover: 8-11.

- Schmidt G. H. & Thaumetopoea-Symposium, Department of Zoology-Entomology, University of Hannover: 41-50.
- Schmidt G. H. & Thaumetopoea-Symposium, Department of Zoology-Entomology, University of Hannover: 20-34.
- Schmidt G. H. & Thaumetopoea-Symposium, Department of Zoology-Entomology, University of Hannover: 36-40.
- Schmidt, A. (1998). Zur Fledermausfauna ostbrandenburgischer Kiefernforste. *Nyctalus (NF) 6(5)*: 450-455.
- Schmidt, C. & D. Bernhard (2007). Ecological examinations concerning xylobiontic Coleoptera in the canopy of a *Quercus-Fraxinus* tree forest." *The Canopy of a Temperate Floodplain Forests. Results from five years of research at the Leipzig Canopy Crane*. M. Unterseher, W. Morawetz, S. Klotz & E. Arndt. Leipzig, Merkur Druck: 95-101.
- Schmidt, G. H. & Thaumetopoea-Symposium (1990). On the biology and control of *Thaumetopoea* spp. (Lepidoptera, Insecta): geographical distribution, host plants, life cycles, ecology, health hazards, control measures and parasitoids: Proceedings of the Thaumetopoea-Symposium, 5-7 July 1989 at Neustadt a. Rbge near Hannover, Department of Zoology-Entomology, University of Hannover.
- Schmidt, G. H. (1990a). The egg-batch of *Thaumetopoea pityocampa* (Den. & Schiff.) (Lep., Thaumetopoeidae): Structure, hatching of the larvae and parasitism in southern Greece. *Journal of Applied Entomology 110(1-5)*: 217-228.
- Schmidt, G. H., M. Breuer, B. Devkota & S. Bellin (1990). Life cycle and natural enemies of *Thaumetopoea pityocampa* (De. & Schiff.) on Greece On the biology and control of *Thaumetopoea* spp. (Lepidoptera, Insecta): geographical distribution, host plants, life cycles, ecology, health hazards, control measures and parasitoids: proceedings of the Thaumetopoea-Symposium, 5-7 July 1989 at Neustadt a. Rbge near Hannover
- Schmidt, H. (1988). Überlegungen zur Bedeutung extensiv bewirtschafteter Rebflächen für den Naturschutz. *Schriftenreihe Bayer. Landesamt für Umweltschutz Heft 84*: 101-113.
- Schmidt, O. & G. Lobinger (2007). Forstinsekten in bayerischen Kiefernwäldern. *LWF wissen 57*: 59-61.
- Schmitt, E. (1991). Biotopverbund Oberer Mittelrhein.
- Schnitter, P., C. Eichen, G. Ellwanger, M. Neukirchen & E. Schröder (2006). Empfehlung für die Erfassung und Bewertung von Arten als Basis für das Monitoring nach Artikel 11 und 17 der FFH-Richtlinie in Deutschland.
- Schober, H. (1866). Zur Geschichte der Akademie. *Tharandter forstliches Jahrbuch 17*: 3-122.
- Schönfeld, F. (2007). Einfluss des Insektizids Dimilin (Diflubenzuron) auf die Avifauna eines Eichen-Hainbuchen-Waldes in Unterfranken. *Ornithol. Anz. 46*: 104-120.
- Schönfeld, F. (2009). Dimilin im Eichenwald – Insektizideinsatz mit Nebenwirkungen. *LWF aktuell 70*: 58-60.
- Schönfeld, F. (2010). Auswirkungen eines Dimilin-Einsatzes auf die Vogelfauna.
- Schopf, A. (1987). Contribution of insects to oak decline in Lower Austria. *Österreichische Forstzeitung 3*: 62-63.
- Schreiber, K. F. (2009). Wenn Weinberge brach fallen - 30 Jahre natürliche Entwicklung und Management von Weinbergsbrachen im schwäbisch-fränkischen Teubergebiet. *Anliegen Natur; Zeitschrift für Naturschutz, Pflege der Kulturlandschaft und Nachhaltige Entwicklung 33*: 21-32.
- Schröter, H. & D. Weigerstorfer (2007). Neuauflage des Waldschutz-Infos 2/2005 Informationen zur Ökotoxikologie der Insektizide, die bei der Borkenkäferbekämpfung eingesetzt werden. *Waldschutz-Info(1)*: 10.
- Schubert, H. (1998). Untersuchungen zur Arthropodenfauna in Baumkronen: ein Vergleich von Natur- und Wirtschaftswäldern, (Araneae, Coleoptera, Heteroptera, Neuropteroidea, Hienheimer Forst, Niederbayern), *Wissenschaft und Technik*.
- Schubert, R. (2001): *Prodromus der Pflanzengesellschaften Sachsen-Anhalts*. – Mitt. zur florist. Kartierung Sachsen-Anhalt, Sonderheft 2: 1-688.
- Schuffenhauer, F. (2011): Einheimische Eichenwälder als Orte der Biodiversität im Wald. - *AFZ-Der Wald 66*: 32-35.
- Schultz, H. R., M. Hofmann & G. Jones (2009). Weinanbau im Klimawandel: Regionen im Umbruch. *Klimastatusbericht des DWD (Deutscher Wetterdienst - Hrsg.)*, Offenbach 2009: 12-20.

- Schulze, C. H. (1997). Zu geschlechtsspezifischen Unterschieden in der Imaginalphänologie von *Thaumetopoea processionea* (Linnaeus 1758) (Lepidoptera: Notodontidae, Thaumetopoeinae). *Nachrichten des entomologischen Vereins Apollo* 17(4): 445-454.
- Schumacher, P. (1988): Influence of physiological, environmental and genetic factors on long-distance flights of *Cydia pomonella* L. (Lepidoptera: Tortricidae) measured by a flight mill. Dissertation ETH Zürich.
- Schumann, H. & R. Bährmann (1999). *Entomofauna Germanica Band 2: Checkliste der Dipteren Deutschlands*. *Studia dipterologica*, Suppl 2.
- Schuphan, I. (2011). Habitat-Strukturen und populationsdynamische Parameter einer Population der Zippammer (*Emberiza cia*): Nutzbare Basisdaten für zukünftige Zippammer-Projekte. 2: 65-74.
- Schütze, P. (2008). Farn- und Blütenpflanzen: In: Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt (Hrsg.): Arten- und Biotopschutzprogramm Sachsen-Anhalt. Biologische Vielfalt und FFH-Mangement im Landschaftsraum Saale-Unstrut. *Berichte des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt 1/2008 (Teil 1 und 2)*; ISSN 1619-4071: 159-187.
- Schwabe, K. (2016) Landesanstalt für Landwirtschaft und Gartenbau, Dezernat Pflanzenschutz Bernburg, telefonische Auskunft am 25.08.2016
- Schwappach, P. (2006). Pesticide application by helicopter: Drift measurements. 11: 14-16.
- Schweitzer, C., S. L. Clark, K. W. Gottschalk, J. Stringer & R. Sitzlar (2014). Proactive restoration: Planning, Implementation, And early results of silvicultural strategies for increasing resilience against gypsy moth infestation in upland oak forests on the Daniel Boone national forest, Kentucky. *Journal of Forestry* 112(5): 401-411.
- Schweitzer, D. F. (2004). Gypsy moth (*Lymantria dispar*): Impacts and options for biodiversity-oriented land managers. *NatureServ*. Arlington, Virginia: 59.
- Schwenke, W. (1979). Über die Rolle des Häutungshemmstoffes Dimilin im Waldschutz und Waldökosystem. *Anzeiger für Schädlingkunde, Pflanzenschutz, Umweltschutz* 52(7):97-102.
- Scott, J.A. (1973): Convergence of population biology and adult behaviour in two sympatric butterflies, *Neominois ridingsii* (Papilionoidea: Nymphalidae) and *Amhliscirtes simius* (Hesperioidea: Hesperidae). *J. Anim. Ecol.* 42: 663-672.
- Scriber, J. M. (2004) Non-target impacts of forest defoliator management options: Decision for no spraying may have worse impacts on non-target Lepidoptera than *Bacillus thuringiensis* insecticides. *Journal of Insect Conservation* 8(2-3): 243-263.
- Segeer, A.H. (2009) Die Bedeutung von Flechten als Nahrungsgrundlage für Tiere, insbesondere für Schmetterlinge. - Bayerische Akademie der Wissenschaften, Rundgespräche der Kommission für Ökologie 36 (Ökologische Rolle der Flechten): 109-128.
- Shakoori, A. R., K. A. Mujeeb, S. Maqbool & S. S. Ali (2000). Relative Activity of Various Esterases in Six Pakistani Strains of the Lesser Grain Borer, *Rhyzopertha dominica* (Fabricius). *International Journal of Tropical Insect Science* 20(03): 207-213.
- Sigmon, E. & J. T. Lill (2013). Phenological variation in the composition of a temperate forest leaf tie community. *Environmental Entomology* 42(1): 29-37.
- Simberloff, D. (1999). The role of science in the preservation of forest biodiversity. *Forest Ecology and Management* 115(2): 101-111.
- Simmons, M. J., T. D. Lee, M. J. Ducey & K. J. Dodds (2014). Invasion of Winter Moth in New England: Effects of Defoliation and Site Quality on Tree Mortality. *Forests* (19994907) 5(10): 2440-2463.
- Simon, U. (2004). Mittelwälder und Naturwaldreservate–vom Boden bis in die Baumkrone. *LFWWissen* 46: 43-49.
- Sjölund, M. J. & A. S. Jump (2015). Coppice management of forests impacts spatial genetic structure but not genetic diversity in European beech (*Fagus sylvatica* L.). *Forest Ecology and Management* 336: 65-71.
- Skatulla, U. (1975a). Erfolgreiche Versuche mit dem Entwicklungshemmer PH 60-40 zur Bekämpfung von *Lymantria dispar* L. und *L. monacha* L. *Anzeiger für Schädlingkunde, Pflanzenschutz, Umweltschutz* 48(2): 17-18.
- Skatulla, U. (1975b). Über die Wirkung des Entwicklungshemmers Dimilin auf Forstinsekten. *Anzeiger für Schädlingkunde, Pflanzenschutz, Umweltschutz* 48(10): 145-147.

- Skatulla, U. (1976). Dimilin - ein Insektizid mit völlig neuem Wirkungsmechanismus für den Forst. Forstpflanzen, Forstsaamen 16: 10-12.
- Smith, J., M. Wolfe, L. Woodward, B. Pearce & N. Lampkin (2011). Organic farming and biodiversity: a review of the literature". Organic Centre Wales: 39.
- Sobczyk, T. (2014a). Der Eichenprozessionsspinner in Deutschland. Historie – Biologie – Gefahren – Bekämpfung. BfN-Skripten 365: 1-175.
- Sobczyk, T. (2014b). Entwicklung geeigneter Risikominimierungsansätze für die Luftausbringung von PSM. UBA Dessau.
- Soberón, M., J. A. López-Díaz & A. Bravo (2013). Cyt toxins produced by *Bacillus thuringiensis*: a protein fold conserved in several pathogenic microorganisms. Peptides 41: 87-93.
- Soldán, T., V. Brunnhofer, E. ú. & J. Univerzita (1998). Book of Abstracts: (proceedings of the VIth. European Congress of Entomology)": České Budejovice, Czech Republic, August 23-29, 1998, Academy of Sciences of Czech Republic Institute of Entomology.
- Sollai, G., S. Murgia, F. Secci, A. Frongia, A. Cerboneschi, C. Masala, A. Liscia, R. Crnjar & P. Solari (2014). A pheromone analogue affects the evaporation rate of (+)-disparlure in *Lymantria dispar*. Pest Management Science 70(4): 674-681.
- Sopuck, L., K. Ovaska & B. Whittington (2002). Responses of songbirds to aerial spraying of the microbial insecticide *Bacillus thuringiensis* var. *kurstaki* (Foray 48B®) on Vancouver Island, British Columbia, Canada. Environmental Toxicology and Chemistry 21(8): 1664-1672.
- Soria, S. (1988). Relación de lepidópteros paleárticos defoliadores del género *Quercus* L. Boletín Sanidad Vegetal Plagas 14: 1-26.
- Sound, P. (2005). Räumliche und zeitliche Einbindung einer strukturierten Population der Westlichen Smaragdeidechse (*Lacerta bilineata*, DAUDIN 1802) im Mittelrheintal. Dissertation, Johannes Gutenberg University, Mainz.
- Southwood, T. R. E. (1961). The number of species associated with various trees. Journal of Animal Ecology 30(1): 1-8.
- Southwood, T. R. E., G. R. W. Wint, C. E. J. Kennedy & S. R. Greenwood (2004). Seasonality, abundance, species richness and specificity of the phytophagous guild of insects on oak (*Quercus*) canopies. European Journal of Entomology 101: 43-50.
- Southwood, T.R.E. (1978): Ecological methods. 2. Aufl. 524 S., Chapman and Hall, London und New York.
- Sperk, C. & W. Straff (2009). Klimawandel und Gesundheit: Neuen Aeroallergenen auf der Spur. Umweltmedizinischer Informationsdienst: 13.
- Spitzer, B. W. & A. L. Wild (2013). Effects of tree mortality caused by a bark beetle outbreak on the ant community in the San Bernardino National Forest. Ecological Entomology 38(5): 439-447.
- Stein, B. (2013). Verfügbarkeit und vergleichende Bewertung der Anwendungssicherheit von Pflanzenschutzmitteln und Biozidprodukten. Julius-Kühn-Archiv (440): 38.
- Stein, U. & F. Klingauf (1990). Insecticidal effect of plant extracts from tropical and subtropical species. Journal of Applied Entomology 110(1-5): 160-166.
- Stellwaag, F. (1928). Die Weinbauinsekten der Kulturländer: Lehr- und Handbuch, P. Parey.
- Stenchly, K., D. Bernhard & O.-D. Finch (2007). Arboricolous spiders (Arachnida, Araneae) of the Leipzig floodplain forest-first results. Studies of organismal biodiversity: 72.
- Stokland, J. N., J. Siitonen & B. G. Jonsson (2012). Biodiversity in dead wood, Cambridge University Press.
- Stork, N.E. & P.M. Hammond (2013): Species richness and temporal partitioning in the beetle fauna of oak trees (*Quercus robur*) in Richmond Park. - Insect Conservation and Diversity 6 (1): 67-81.
- Straw, N., D. T. Williams & C. Tilbury (2013). Monitoring the oak processionary moth with pheromone traps Forestry Commission: 8.
- Strazanac, J. S., C. D. Plaugher, T. R. Petrice & L. Butler (2001). New Tachinidae (Diptera) Host Records of Eastern North American Forest Canopy Lepidoptera: Baseline Data in a *Bacillus thuringiensis* Variety *kurstaki* Nontarget Study. Journal of Economic Entomology 94: 1128-1134.

- Strazanac, J. S., G. E. Seidel, V. Kondo, C. J. Fritzler & L. Butler (2007). Nontarget impact of *Bacillus thuringiensis* kurstaki in central Appalachian mixed broadleaf-pine forests: long-term evaluation of arthropods.
- Stübner, S., S. Wildmann, P. Meyer, J. Schultze & F. Engel (2012). Forschungsverbund erarbeitet eine Bilanz nutzungsfreier Wälder AfZ - Der Wald(10/11): 99-103.
- Stuttgart, V. R. (2001). Geplante Erweiterung des Naturschutzgebietes Hessigheimer Felsengärten auf dem Gebiet der Gemeinde Hessigheim, Landkreis Ludwigsburg: 2.
- Sudfeldt, C., F. Bairlein, R. Dröschmeister, C. König, T. Langgemach & J. Wahl (2012b). Vögel in Deutschland - 2012. Münster, Eigenverlag des Dachverbandes Deutscher Avifaunisten eV: 60.
- Sudfeldt, C., R. Dröschmeister, C. Grüneberg, S. Jaehne, A. Mitschke & J. Wahl (2008). Vögel in Deutschland - 2008.
- Sudfeldt, C., R. Dröschmeister, M. Flade, C. Grüneberg, A. Mitschke, J. Schwarz & J. Wahl (2009). Vögel in Deutschland 2009. Münster, DDA, BfN & LAG Vogelschutzwarten. Münster: 68.
- Sudfeldt, C., R. Dröschmeister, W. Frederking, K. Gedeon, B. Gerlach, C. Grüneberg, J. Karthäuser, T. Langgemach, B. Schuster, S. Trautmann & J. Wahl (2013). Vögel in Deutschland - 2013, DDA, BfN, LAG VSW.
- Sudfeldt, C., R. Dröschmeister, C. Grüneberg, S. Jaehne, A. Mitschke & J. Wahl (2008). Vögel in Deutschland - 2008. DDA, BfN, LAG VSW, Münster.
- Sudfeldt, C., R. Dröschmeister, T. Langgemach & J. Wahl (2010). Vögel in Deutschland - 2010. DDA, BfN, LAG VSW, Münster: 56.
- Sudfeldt, C., R. Dröschmeister, W. Frederking, K. Gedeon, B. Gerlach, C. Grüneberg, J. Karthäuser, T. Langgemach, B. B. Schuster, S. Trautmann & J. Wahl (2013). Vögel in Deutschland - 2013. DDA, BfN, LAG VSW, Münster: 64.
- Suman, D. S., B. D. Parashar & S. Prakash (2009). Effect of Sublethal Dose of Diflubenzuron and Azadirachtin on Various Life Table Attributes of *Culex quinquefasciatus* (Diptera: Culicidae). *Journal of Medical Entomology* 47(6): 996-1022.
- Sundaram, K. M. S. & A. Sundaram (1970). Influence of droplet sizes of deposits on persistence of *Bacillus thuringiensis* applied as an aqueous flowable, and azadirachtin applied as a nonaqueous solution, onto oak foliage. *Pesticide formulations and applied systems*. H. M. Collins, F. R. Hall & M. Hopkins, ASTM International. 15: 29-41.
- Sundaramurthy, V. T. (1980). Effects of diflubenzuron on a field population of the coconut black-headed caterpillar, *Nephantia serinopa* Meyrick (Lepidoptera: Gelechiidae), and its parasite, *Parasierola nephantidis* (Muesebeck) (Hymenoptera: Bethyridae), in India. *Bulletin of Entomological Research* 70(1): 25-31.
- Surgeoner, G. A. & M. J. Farkas (1990). Review of *Bacillus thuringiensis* var. *kurstaki* (Btk) for use in forest pest management programs in Ontario, with special emphasis on the aquatic environment. 102.
- Surulivelu, T. & M. V. Menon (1982). Contact toxicity of synthetic pyrethroids, organophosphorus and carbamate insecticides to adults of the parasite *Chelonus Blackburni* Cameron. *The Journal of Agricultural Science* 98(02): 331-334.
- Swadener, C. (1994). *Bacillus thuringiensis* (Bt) - Insecticide fact sheet. *Journal of Pesticide Reform* 14: 8.
- Tabashnik, B. E., F. Huang, M. N. Ghimire, B. R. Leonard, B. D. Siegfried, M. Rangasamy, Y. Yang, Y. Wu, L. J. Gahan, D. G. Heckel, A. Bravo & M. Soberón (2011). Efficacy of genetically modified Bt toxins against insects with different genetic mechanisms of resistance. *Nature Biotechnology* 29: 1128-1131.
- Tack, A. J. M. & T. Roslin (2009). Overrun by the neighbors: Landscape context affects strength and sign of local adaptation. *Ecology* 91(8): 2253-2260.
- Tamaki, G., R. L. Chauvin, H. R. Moffitt & K. D. Mantey (1984). Diflubenzuron: Differential toxicity to larvae of the Colorado potato beetle (Coleoptera: Chrysomelidae) and its internal parasite *Doryphorophaga doryphorae* (Diptera: Tachinidae). *The Canadian Entomologist* 116(2): 197-202.
- Tauber, M. J., C. A. Tauber, J. R. Ruberson, A. J. Tauber & L. P. Abrahamson (1990). Dormancy in *Lymantria dispar* (Lepidoptera: Lymantriidae): analysis of photoperiodic and thermal responses. *Annals of the Entomological Society of America* 83(3): 494-503.
- Terrarienkunde, D. G. f. H. u. (2011). Gefährdung und Schutz der Mauereidechse. AG Feldherpetologie und Artenschutz. Einheimische Reptilien und Amphibien.

- Terrarienkunde, D. G. f. H. u. (2013). Die Schlingnatter - Reptil des Jahres 2013.
- Teschke, K. (2001). Spatial and Temporal Distribution of Airborne *Bacillus thuringiensis* var. *kurstaki* during an Aerial Spray Program for Gypsy Moth Eradication. *Environmental Health Perspectives* 109: 47.
- Teßner, F. (2016) Landesanstalt für Landwirtschaft und Gartenbau, Dezernat Pflanzenschutz, Sachgebietsleiter Burgenlandkreis, Mansfeld-Südharz, Saalekreis, kreisfreie Stadt Halle, telefonische Auskunft am 25.08.2016.
- Theis, M. (1992). Potentielle natürliche Vegetation und naturräumliche Einheiten als Orientierungsrahmen für ökologisch-planerische Aufgabenstellungen in Baden-Württemberg.
- Thomas, F., K. Denzel, E. L. R. Hartmann & K. Schmoock (2009) Kurzfassungen der Agrarumwelt- und Naturschutzprogramme. Darstellung und Analyse der Entwicklung von Maßnahmen der Agrarumwelt- und Naturschutzprogramme in der Bundesrepublik Deutschland. BfN-Skripten 253. 281pp.
- Thunes, K., J. Skartveit, I. Gjerde, J. Stary, T. Solhoy, A. Fjellberg, S. Kobro, S. Nakahara, R. zur Strassen, G. Vierbergen, R. Szadadziwski, D. V. Hagan, W. L. Grogan, T. Jonassen, K. Aakra, J. Anonby, L. Greve, B. Aukema, K. Heller, V. Michelsen, J. P. Haenni, A. F. Emeljanov, P. Douwes, K. Berggren, J. Franzen, R. H. L. Disney, S. Prescher, K. A. Johanson, B. Mamaev, S. Podenas, S. Andersen, S. D. Gaimari, E. Nartshuk, G. E. E. Soli, L. Papp, F. Midtgaard, A. Andersen, M. von Tschirnhaus, G. Bachli, K. M. Olsen, H. Olsvik, M. Foldvari, J. E. Raastad, L. O. Hansen & P. Djursvoll (2004). The arthropod community of Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) canopies in Norway. *Entomologica Fennica* 15(2): 65-90.
- Tiberi, R. (1990). Egg parasitoids of the pine processionary caterpillar, *Thaumetopoea pityocampa* (Den. & Schiff.) (Lep., Thaumetopoeidae) in Italy: distribution and activity in different areas. 1. *Journal of Applied Entomology* 110(1-5): 14-18.
- Tiberi, R. (1991). Defoliating Lepidoptera: biology, ecology, and the damage they cause. *Aspetti Fitopatologici delle Querce*. Firenze, Istituto di Patologia e Zoologia Forestale e Agraria, Centro di Studio per la Patologia delle Specie legnose montane: 239-249.
- Ticehurst, M., R. A. Fusco & E. M. Blumenthal (1982). Effects of reduced rates of Dipel 4L, Dylox 1.5 oil, and Dimilin W-25 on *Lymantria dispar* (L.) (Lepidoptera: Lymantriidae), parasitism, and defoliation. *Environmental Entomology* 11(5): 1058-1062.
- Tietze, F. (1994) Faunistisch-ökologische Bestandsaufnahmen an Laufkäfergemeinschaften in ausgewählten Teilabschnitten des Elbetales zwischen Jessen und Magdeburg (Sachsen-Anhalt), Projektbericht zum F+E Vorhaben Ökologische Voruntersuchung an der Elbe von der Grenze zur CR bis Tangermünde. Unveröff. Projektbericht, Polykopie.
- Timms, L. L. & S. M. Smith (2011). Effects of gypsy moth establishment and dominance in native caterpillar communities of Northern Oak forests. *Canadian Entomologist* 143(5): 479-503.
- Townsend, M. (2013). Oak processionary moth in the United Kingdom. *Outlooks on Pest Management* 24(1): 32-38.
- Townsend, M. C. (2007). Outbreaks of the Oak Processionary Moth *Thaumetopoea processionea* (L.) (Lep.: Thaumetopoeidae) in west London. *Entomologist's Gazette* 58: 226.
- Tränkle, L. (2005). Flurbereinigte Weinberge? Stiefkinder der Ökologen.
- Tränkner, F. (2016). Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie, Abteilung Landwirtschaft, Referat Pflanzenschutz, telefonische Auskunft am 24.08.2016.
- Tränkner, F. (2016). Weinerntedaten 2015. Präsentation auf dem Sächsischen Weinbautag 2016. 19pp. (https://www.landwirtschaft.sachsen.de/landwirtschaft/download/Weinbautag_2016.pdf) Zugriff am: 07.08.2016.
- Trapp, A. (2016). Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie, Abteilung Landwirtschaft, Referat Pflanzenschutz, telefonische Auskunft am 10.07.2016
- Trapp, M., G. Tintrup gen. Suntrup & C. Kotremba (2013). Auswirkungen des Klimawandels auf die Landwirtschaft und des Weinbaus in Rheinland-Pfalz. Schlussbericht des Landesprojektes Klima- und Landschaftswandel in Rheinland-Pfalz (KlimLandRP). R.-P. K. f. Klimawandelfolgen: 170.
- Trautner, J. (2005). Methodisch-fachliche Fragen der Bewertung von Beeinträchtigungen geschützter Arten – Implikationen für die Umwelthaftung. 4. Jahrgang: 7.
- Troxler, C. & J. Zettel (1987). Der Einfluss verschiedener Bewirtschaftungsweisen auf die Mikroarthropodenfauna in Rebbergböden bei Trann. *Mitteilungen der Naturforschenden Gesellschaft in Bern N. F.* 44: 187-202.

- Tsankov, G. (1990). Egg parasitoids of the pine processionary moth, *Thaumetopoea pityocampa* (Den. & Schiff.) (Lep., Thaumetopeidae) in Bulgaria: Species, importance, biology and behaviour. *Journal of Applied Entomology* 110(1-5): 7-13.
- Turčáni, M., J. Patočka & M. Kulfan (2009). How do lepidopteran seasonal guilds differ on some oaks (*Quercus* spp.) – A case study. *J. For. Sci* 55(12): 578-590.
- Turčáni, M., J. Patočka & M. Kulfan (2010). Which factors explain lepidopteran larvae variance in seasonal guilds on some oaks? *Journal of Forest Science* 56(2): 68-76.
- Twelbeck, R. (2011). Stichprobenmonitoring zur FFH-Richtlinie. Herpetofauna 2010. Teil E: Herpetofauna: Smaragdeidechse 2010., AG: Landesamt für Wasserwirtschaft und Gewerbeaufsicht. Teil E.
- Uhl, R., Y. Hau & (FÖA Landschaftsplanung (2013). Übersicht zum Erhaltungszustand der terrestrischen Biodiversität, insbesondere von gefährdeten Arten, in Steillagen im Weinbau vor dem Hintergrund der Luftanwendungen von Pflanzenschutzmitteln. Stuttgart.
- UK, F. R. G. Tree pest advisory note - oak processionary moth *Thaumetopoea processionea* (Notodontoidea Thaumetopoidae).
- Umwelt, B. f. Übersichtstabelle: Gesamtbewertung des Erhaltungszustandes der Lebensraumtypen auf Ebene der biogeographischen Regionen.
- Umwelt, B. L. f. (2010). Vorgaben zur Bewertung der Offenland-Lebensraumtypen nach Anhang I der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie (LRT 1340* bis 8340) in Bayern. Augsburg.
- Utikal, J., N. Booken, W. K. Peitsch, N. Kemmler, M. Goebeler & S. Goerdts (2009). Lepidopterismus - Ein zunehmendes Hautproblem in klimatisch wärmeren Regionen Deutschlands. *Hautarzt* 60: 48-50.
- Utschick, H. (2006). Baum- und Stratenpräferenzen nahrungssuchender Waldvogelarten in Waldbeständen unterschiedlicher Baumartenszusammensetzung. *Zeitschrift bayerischer und baden-württembergischer Ornithologen* 45(1).
- Van Asch, M., L. Salis, L. J. M. Holleman, B. Van Lith & M. E. Visser (2013). Evolutionary response of the egg hatching date of a herbivorous insect under climate change. *Nature Climate Change* 3(3): 244-248.
- van Daalen, J. J., J. Meltzer, R. Mulder & K. Wellinga (1972). A selective insecticide with a novel mode of action. *Naturwissenschaften* 59(7): 312-313.
- Van Frankenhuyzen, K. & P. G. Fast (1989). Susceptibility of three coniferophagous *Choristoneura* species (Lepidoptera: Tortricidae) to *Bacillus thuringiensis* var. *kurstaki*. 82: 193-196.
- Van Frankenhuyzen, K. (1990). Development and current status of *Bacillus thuringiensis* for control of defoliating forest insects. 66: 498-507.
- Van Frankenhuyzen, K., C. Nystrom & J. Dedes (2000). Mortality, feeding inhibition, and recovery of spruce budworm (Lepidoptera: Tortricidae) larvae following aerial application of a high-potency formulation of *Bacillus thuringiensis* subsp. *kurstaki*. 132: 505-518.
- Van Nieukerken, E., C. Doorendeerd, W. Ellis, K. Huisman, J. Koster, W. Mey, T. Muus & A. Schreurs (2012). *Bucculatrix ainsliella* Murtfeldt, a new North American invader already widespread on northern red oaks (*Quercus rubra*) in Western Europe (Bucculatricidae). *Nota lepidopterologica* 35(2): 135-159.
- Van Noordwijk, A., R. McCleery & C. Perrins (1995). Selection for the timing of great tit breeding in relation to caterpillar growth and temperature. *Journal of Animal Ecology*: 451-458.
- Vasuki, V. (1992). The effects of sublethal doses of hexaflumuron on the feeding behaviour of mosquitoes (Diptera: Culicidae). *Bulletin of Entomological Research* 82(4): 535-538.
- Veith, M. & B. B. Beinlich (2012). Nachhaltige Entwicklung xerothermer Hanglagen am Beispiel des Mittelrheintals / eine naturschutzfachliche, ökonomische und sozio-kulturelle Bewertung; Ergebnisse des gleichnamigen E+E-Vorhabens, Bundesamt für Naturschutz.
- Velbecker, K. (1996). Schwammspinnerbekämpfung 1994 - aus der Sicht der Praxis für die Praxis. Schwammspinner-Massenvermehrung in Südhessen 1994. W. u. W. Hessische Landesanstalt für Forsteinrichtung 21: 368-370.
- Verbraucherschutz, B. f. & B. Lebensmittelsicherheit. (2014). Pflanzenschutzmittel- Verzeichnis 2014 Teil 4 Forst.

- Verzeichnis und Rote Liste der Pflanzengesellschaften Deutschlands (Stand 30.10.2000)
http://www.vim.de/pflanzges/pgrl/pflges_3_lang_ie.html (Zugriff am 01.09.2016)
- Vettori, C., D. Paffetti, D. Saxena, G. Stotzky & R. Giannini (2003). Persistence of toxins and cells of *Bacillus thuringiensis* subsp. *kurstaki* introduced in sprays to Sardinia soils. *Soil Biology and Biochemistry* 35: 1635-1642.
- Vindigni, M. A., A. D. Morris, D. A. Miller & M. C. Kalcounis-Rueppell (2009). Use of modified water sources by bats in a managed pine landscape. *Forest Ecology & Management* 258(9): 2056-2061.
- Vischer, M. (2001) Stechimmenzönosen (Hymenoptera Aculeata) verschieden strukturierter Steillagenweinberge im Saale-Unstrut-Gebiet (Sachsen-Anhalt) unter Berücksichtigung der Bewirtschaftung. Diplomarbeit Westfäl. Wilhelms-Univ. Münster
- Vischer, M. (2002) Bienen- und Wespenzönosen (Hymenoptera Aculeata) ausgewählter Steillagenweinberge im Saale-Unstrut-Gebiet (Sachsen-Anhalt) Hymenoptera Aculeata coenosis of vineyards in the Saale-Unstrut-Area (Sachsen-Anhalt). - *Hercynia N.F.* 35: 275-293.
- Visser, M. E., A. J. v. Noordwijk, J. M. Tinbergen & C. M. Lessells (1998). Warmer springs lead to mistimed reproduction in great tits (*Parus major*).
- Visser, S., J. A. Addison & S. B. Holmes (1994). Effects of DiPel 176, a *Bacillus thuringiensis* subsp. *kurstaki* (B.t.k.) formulation, on the soil microflora and the fate of B.t.k. in an acid forest soil: a laboratory study 24: 462-472.
- Vogt, P., K. H. Riitters, M. Iwanowski, C. Estreguil, J. Kozak & P. Soille (2007). Mapping landscape corridors. *Ecological Indicators* 7: 481-488.
- Wagenhoff, E. & H. Veit (2011). Five Years of Continuous *Thaumetopoea processionea* Monitoring: Tracing Population Dynamics in an Arable Landscape of South-Western Germany. *Gesunde Pflanzen* 63(2): 51-61.
- Wagenhoff, E., R. Blum, K. Engel, H. Veit & H. Delb (2013). Temporal synchrony of *Thaumetopoea processionea* egg hatch and *Quercus robur* budburst. *Journal of Pest Science* 86: 193-202.
- Wagner, D. L., S. E. Talley, J. W. Peacock & J. L. Carter (1996b). Field assessment of *Bacillus thuringiensis* on nontarget Lepidoptera. *Environmental Entomology* 25(6): 1444.
- Wagner, T. (2000). Die kronenbewohnende Käferfauna (Coleoptera) auf Eichen in Nordrhein-Westfalen und ihre Erfassung mit der Nebelmethode. *Entomologische Blätter für Biologie und Systematik der Käfer* 96(1): 71.
- Wahl, J., R. Dröschmeister, T. Langgemach & C. Sudfeldt (2011). Vögel in Deutschland - 2011, Dachverband Deutscher Avifaunisten.
- Wahl, P. (1992). Liste der Pflanzengesellschaften von Rheinland-Pfalz mit Zuordnung zu Biotoptypen und Angaben zum Schutzstatus nach § 24 LPflG. Oppenheim, Landesamt für Umweltschutz und Gewerbeaufsicht.
- Wahl, P. (2011). Fachdokumentation und Erfolgskontrollen im Vertragsnaturschutz: Ergebnisse einer 10-jährigen Untersuchung, Landesamt für Umwelt, Wasserwirtschaft und Gewerbeaufsicht, Rheinland-Pfalz: 39.
- Wahl, P. (2014). Vegetationskundliche Standortkarte Rheinland-Pfalz. Erläuterungen zur Karte der heutigen potentiellen natürlichen Vegetation. https://lfu.rlp.de/fileadmin/lfu/Naturschutz/Dokumente/HpnV_Erlaeuterungen.pdf
- Waldmann, R. (2000). Einfluss der Nadelphysiologie auf die Entstehung von Massenvermehrungen nadelfressender Kieferninsekten. *Mitteilung deutsche Gesellschaft für allgemeine und angewandte Entomologie* 1-6: 589-594.
- Walsh, J. F. (1985). The feeding behaviour of *Simulium* larvae, and the development, testing and monitoring of the use of larvicides, with special reference to the control of *Simulium damnosum* Theobald s.l. (Diptera: Simuliidae): a review. *Bulletin of Entomological Research* 75(04): 549-594.
- Wanner, M. & C. Wiesener (2003). Untersuchungen von Nebenwirkungen der Nonnenbekämpfung im Mai 2003 mit dem häutungshemmenden Präparat NOMOLT am Beispiel der Versuchsfläche des LFP im Bereich des BföA Muskauer Heide, Rev. Brand. - Taxonomische Bearbeitung – Determination der Laufkäfer (Carabidae) aus Bodenfallen. Abschlussbericht. Görlitz, Staatliches Museum für Naturkunde Görlitz: 29.
- Wanner, M., C. Wiesener, L. Otto & W. R. Xylander (2005). Short-term effects of a nun moth suppression programme (*Lymantria monacha*), (Lepidoptera: Lymantriidae) on epigeic non-target arthropods. *Journal of Pest Science* 78(1): 7-11.

- Wanner, M., V. Hampe & C. Trog (2006). Ökologische Begleituntersuchungen beim flächigen Einsatz von Pflanzenschutzmitteln, Polykopie:
- Webb, R., M. Shapiro, J. Podgwaite, R. Reardon, K. Tatman, L. Venables & D. Kolodny-Hirsch (1989). Effect of aerial spraying with Dimilin, Dipel, or Gypchek on two natural enemies of the gypsy moth (Lepidoptera: Lymantriidae). *Journal of economic entomology* 82(6): 1695-1701.
- Weidner, H. (1952). Kahlfraß durch den Eichenprozessionsspinner. *Anzeiger für Schädlingkunde* 25: 151-151.
- Weidner, H. (1994). Belästigung von Menschen und Tieren durch die Raupe des Eichenprozessionsspinners *Thaumetopoea processionea* Linnaeus 1758 (Lep. Thaumetopoeidae). *Untere Havel* 3: 34-43.
- Weinhold, C. (2016) telefonische Auskunft am 31.08. und 01.09.2016 und email Korrespondenz.
- Weiss, M. (1977). Zur Wirkung von Dimilin auf die Imagines und Eier des Erlenblattkäfers, *Agelastica alni* L. (Coleopt., Chrysomelidae). *Anzeiger für Schädlingkunde, Pflanzenschutz, Umweltschutz* 50(11): 161-164.
- Wendling, W. (1966). Sozialbrache und Flurwüstung in der Weinbaulandschaft des Ahrtals. Bad Godesberg, Bundesanstalt für Landeskunde und Raumforschung.
- Wenk, M. & K. Möller (2013). Prognose Bestandesgefährdung – Bedeutet Kahlfraß das Todesurteil für Kiefernbestände? *Eberswalder Forstliche Schriftenreihe* 51: 9-14.
- Wermelinger, B. (1995). Massenvermehrung und Populationszusammenbruch des Schwammspinners *Lymantria dispar* L. (Lymantriidae) 1992/93 im Tessin. *Mitteilungen der Schweizerischen Entomologischen Gesellschaft*: 419-428.
- West, R. J., A. G. Raske & A. Sundaram (1989). Efficacy of oil-based formulations of *Bacillus thuringiensis* Berliner var. *kurstaki* against the hemlock looper, *Lambdina fiscellaria fiscellaria* (Guen) (Lepidoptera: Geometridae). *The Canadian Entomologist* 121(1): 55-63.
- Westrich, P. & H. H. Dathe (1997) Die Bienenarten Deutschlands (Hymenoptera, Apidae) - Ein aktualisiertes Verzeichnis mit kritischen Anmerkungen. *Mitt. ent. V. Stuttgart*, Jg. 32: 3-34. http://www.eucera.de/downloads/westrich_dathe_46.pdf (Zugriff am 28.08.2016)
- Westrich, P. (2000). Rote Liste der Bienen Baden-Württembergs. *Naturschutz Praxis, Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg*: 56.
- White, S. D., J. L. Hart, C. J. Schweitzer & D. C. Dey (2015). Altered structural development and accelerated succession from intermediate-scale wind disturbance in *Quercus* stands on the Cumberland Plateau, USA. *Forest Ecology and Management* 336: 52-64.
- Whittaker, R. H. (1969) Structure, production, and diversity of the oak-pine forest at Brookhaven, New York. *J. Ecol.*, 57:155-74.
- Whittaker, R. H. (1977). Evolution of species diversity in land communities [Birds and vascular plants]. *Evolutionary biology*.
- Widner, W. R. & H. R. Whiteley (1989). Two highly related insecticidal crystal proteins of *Bacillus thuringiensis* subsp. *kurstaki* possess different host range specificities. *Journal of Bacteriology* 171: 965-974.
- Wieck, S. (2013, 2013). Ökologische Aspekte des Biozid-Einsatzes.
- Wieczorek, H.-H. (1992). Umweltschäden in der DDR: Dargestellt an einer Analyse von Bekämpfungaktionen gegen den Forstschädling Nonne (*Lymantria monacha* L.) in den Jahren 1980 bis 1984. In Kommission bei Duncker & Humboldt.
- Williams, D. T., N. Straw, M. Townsend, A. S. Wilkinson & A. Mullins (2013). Monitoring oak processionary moth *Thaumetopoea processionea* L. using pheromone traps: the influence of pheromone lure source, trap design and height above the ground on capture rates. *Agricultural and Forest Entomology* 15: 126-134.
- Wilmanns, O. (1993). Plant strategy types and vegetation development reflecting different forms of vineyard management1. *Journal of Vegetation Science* 4: 235-240.
- Winter, V. & K. Glatz (2000). Auswirkungen einer Frostspannerbekämpfung auf die Bodenfauna eines Eichenwaldes. *Anzeiger für Schädlingkunde = Journal of pest science* 73(6): 155-162.
- Wirtschaftsministerium, N. B. f. L. u. V. (2013). Leifaden zur Eindämmung des Eichen-Prozessionsspinners (Übersetzung aus dem Niederländischen): 55.

- Wiwat, C., S. Thaithanun, S. Pantuwatana & A. Bhumiratana (2000). Toxicity of Chitinase-Producing *Bacillus thuringiensis* ssp. *kurstaki* HD-1 (G) toward *Plutella xylostella*. *Journal of Invertebrate Pathology* 76: 270-277.
- Wolff, C. (2016) Landesanstalt für Landwirtschaft und Gartenbau, Dezernat Pflanzenschutz, Dezernent pflanzliche Schadorganismen, ISIP, mündliche Auskunft am 21.09.2016.
- Wolt, J. D., R. K. D. Peterson, P. Bystrak & T. Meade (2003). A Screening Level Approach for Nontarget Insect Risk Assessment: Transgenic Bt Corn Pollen and the Monarch Butterfly (Lepidoptera: Danaidae). *Environmental Entomology* 32: 237-246.
- Work, T. T. & D. G. McCullough (2000). Lepidopteran communities in two forest ecosystems during the first gypsy moth outbreaks in northern Michigan. *Environmental Entomology* 29(5): 884-900.
- Wright, J., C. Both, P. A. Cotton & D. Bryant (1998). Quality vs. quantity: energetic and nutritional trade-offs in parental provisioning strategies. *Journal of Animal Ecology*: 620-634.
- Wulf, A. & K.-H. Berendes (1994). Zur Anwendung von Dimilin gegen Schwammspinner. *AfZ - Der Wald* 7: 328-330.
- Württemberg, F. V.-u. F. B. (2008). Informationen zur Human- und Ökotoxikologie von Bt-Präparaten, die bei der Bekämpfung von freifressenden Schmetterlingsraupen im Forst eingesetzt werden. *Waldschutz Info*, Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg: 8.
- Württemberg, S. L.-u. V. f. W.-u. O. B. (2013). *Herbizide für den Weinbau 2013*.
- www.bfr.bund.de. (2013, 2013). *Pflanzenschutzmittel-Wirkstoffe: ADI-Werte und gesundheitliche Trinkwasser- Leitwerte*.
- Young, T.-L., R. Gordon & M. Cornect (1987). Effects of several insect growth regulators on egg hatch and subsequent development in the cabbage maggot *Delia radicum* (L.) (Diptera: Anthomyiidae). *The Canadian Entomologist* 119(05): 481-488.
- Zeegers, T. (1997). Sluipvliegen (Diptera Tachinidae) van de Nederlandse eikenprocessierupsen. *Entomologische Berichten* 57: 73-78.
- Ziesche, T., R. Kätzel & S. Schmidt (2011). Biodiversität von Eichenwirtschaftswäldern: Empfehlungen zur Bewirtschaftung von stabilen, artenreichen, naturnahen Eichenwäldern in Nordostdeutschland; F+ E-Vorhaben: 3507 84 010. *Naturschutz und Biologische Vielfalt* 114: 204.
- Zillig, H. (1938). Der Eichenprozessionsspinner (*Thaumetopoea processionea* L.) als Gelegenheitschädling an Weinreben. *Anzeiger für Schädlingskunde* 14: 61-62.
- Zipse, W. & F. Stephan (2012). Hubschraubereinsatz im Pflanzenschutz?! Vortrag zum Ahr-Rotweintag. Dernau. http://www.weinbauversuchsring.de/uploads/media/Hubschraubereinsatz_im-Pflanzenschutz.pdf
- Zolubas, P. & A. Ziogas (1998). Quantifying gypsy moth (*Lymantria dispar* L.) female flight capability in Lithuania. VIth. European Congress of Entomology, České Budejovice, Czech Republic, August 23-29, 1998. T. Soldán & V. Brunnhofer. České Budejovice, Czech Republic, Academy of Sciences of Czech Republic Institute of Entomology. *Book of Abstracts: (proceedings of the VIth. European Congress of Entomology)*: České Budejovice, Czech Republic, August 23-29, 1998: 256.
- Zub, P. M. T. & W. A. Nässig (2010) Zur Schmetterlingsfauna südhessischer Eichenwälder. Vortrag Vortrag auf der Mitgliederversammlung des IEV e.V., Darmstadt, 27. II. 2010. www.saturnia.de/vortraege.

10 Anhang

10.1 Überblick über die behandelten Pflanzengesellschaften

A.1 PFLANZENGESELLSCHAFTEN

A.1.1 EICHENWÄLDER UND-FORSTEN

A.1.1.1 Natürliche Eichenwaldgesellschaften (Hofmann & Pommer 2013)

- E13 Waldzwenken-Stieleichen-Eschenwald (*Brachypodio-Fraxinetum excelsae*)
- E41 Stieleichen-Ulmen-Auenwald (*Querco-Ulmetum laevis*)
- E42 Scharbockskraut-Stieleichen-Ulmen-Auenwald (*Ficario-Querco-Ulmetum laevis*)
- E43 Hainbuchen-Ulmen-Stieleichenwald (*Carpino-Querco-Ulmetum laevis*)
- F11 Pfeifengras-Stieleichen-Hainbuchenwald (*Molinio-Carpinetum betuli*)
- F22 Sternmieren-Stieleichen-Hainbuchenwald (*Stellario-Carpinetum betuli*)
- F23 Weißwurz-Stieleichen-Hainbuchenwald (*Polygonato-Carpinetum betuli*)
- G11 Waldreitgras-Traubeneichen-Hainbuchenwald (*Calamagrostio-Carpinetum betuli*)
- H1 Pfeifengras-Moorbirken-Stieleichenwald (*Molinio-Quercetum roboris*)
- H2 Gelbweiderich-Moorbirken-Stieleichenwald (*Lysimachio-Quercetum roboris*)
- H3 Sternmieren-Moorbirken-Stieleichenwald (*Stellario-Quercetum roboris*)
- H4 Honiggras-Moorbirken-Stieleichenwald (*Holco-Quercetum roboris*)
- I21 Knäuelgras-Eichen-Winterlindenwald (*Dactylido-Tilietum cordatae*)
- I22 Schwalbenwurz-Eichen-Winterlindenwald (*Vincetoxico-Tilietum cordatae*)
- J11 Drahtschmielen-Eichenwald (*Deschampsio-Quercetum robori-petraeae*)
- J12 Schafschwingel-Eichenwald (*Festuco-Quercetum robori-petraeae*)
- J21 Straußgras-Eichenwald (*Agrostio-Quercetum robori-petraeae*)
- J31 Weißmoos-Eichenwald (*Leucobryo-Quercetum petraeae*)
- J41 Blaubeer-Kiefern-Traubeneichenwald (*Vaccinio-Quercetum petraea*)
- J42 Waldreitgras-Kiefern-Traubeneichenwald (*Calamagrostio-Quercetum petraea*)
- K11 Silbergras-Kiefern-Eichengehölz (*Corynephoro-Quercetum robori-petraeae*)
- K12 Berghaarstrang-Eichenwald (*Peucedano-Quercetum robori-petraeae*)
- K21 Zypressenwolfsmilch-Eichenwald (*Euphorbio-Quercetum robori-petraea*)
- K22 Fingerkraut-Eichenwald (*Potentillo-Quercetum robori*)
- K31 Schwalbenwurz-Eichenwald (*Vincetoxico-Quercetum robori-petraea*)
- K32 Adonis-Eichensteppenwald (*Adonido-Quercetum roboris*)
- La21 Straußgras-Eichen-Buchenwald (*Agrostio-Querco-Fagetum sylvaticae*)
- La22 Waldreitgras-Eichen-Buchenwald (*Calamagrostio-Querco-Fagetum sylvaticae*)
- Ma13 Leimkraut-Buchenwald (*Sileno-Fagetum sylvaticae*)

A.1.2.1 Eichen-Forstgesellschaften

- Y11 Rasenschmielen-Stieleichenforst (*Deschampsio cespitosae*-*Cultoquercetum roboris*)
- Y12 Bingelkraut-Eichenforst (*Mercuriali*-*Cultoquercetum roboris-petraeae*)
- Y13 Waldmeister-Eichenforst (*Galio odorati*-*Cultoquercetum roboris-petraeae*)
- Y14 Flattergras-Eichenforst (*Milio*-*Cultoquercetum roboris-petraeae*)
- Y15 Hainrispengras-Eichenforst (*Poo*-*Cultoquercetum roboris-petraeae*)
- Y16 Hainrispengras-Waldreitgras-Eichenforst (*Poo*-*Calamagrostio*-*Cultoquercetum roboris-petraeae*)

A.1.2 KIEFERNWÄLDER UND-FORSTEN

A.1.2.1 Natürliche Kiefernwaldgesellschaften (Hofmann & Pommer (2013))

- C131 Beerkraut-Kiefern-Moorbirkenwald (*Vaccinio*-*Betuletum pubescentis*)
- C211 Scheidenwollgras-Kiefern-Moorgehölz (*Erioporo*-*vaginati*-*Pinetum sylvestris*)
- C212 Schmalblattwollgras-Kiefern-Moorgehölz (*Erioporo*-*angustifolii*-*Pinetum sylvestris*)
- C221 Sumpfporst-Kiefern-Moorwald (*Ledo*-*Pinetum sylvestris*)
- C222 Pfeifengras-Kiefern-Moorwald (*Molinio*-*Pinetum sylvestris*)
- C31 Pfeifengras-Kiefern-Fichtenwald (*Molinio*-*Piceetum excelsae*)
- Na32 Erdseggen-Kiefern-Buchenwald (*Carex humilis*-*Fagus sylvatica*-Gesellschaft)
- P11 Krähenbeeren-Kiefernwald (*Empetro*-*Pinetum sylvestris*)
- P21 Preiselbeeren-Kiefernwald (*Vaccinio*-*Pinetum sylvestris*)
- P22 Heidekraut-Kiefernwald (*Calluno*-*Pinetum sylvestris*)
- P23 Flechten-Kiefernwald (*Cladonio*-*Pinetum sylvestris*)
- P31 Silbergras-Kiefernwald (*Corynephor*-*Pinetum sylvestris*)
- P32 Schafschwingel-Kiefernwald (*Festuco*-*Pinetum sylvestris*)
- P41 Sandnelken-Kiefernwald (*Diantho*-*Pinetum sylvestris*)
- P42 Erdseggen-Eichen-Kiefernwald (*Carici*-*Pinetum sylvestris*)

A.1.2.2 Kiefernforstgesellschaften

- X111 Pfeifengras-Kiefernforst (*Molinio*-*Cultopinetum sylvestris*)
- X112 Pfeifengras-Blaubeer-Kiefernforst (*Molinio*-*Myrtillo*-*Cultopinetum sylvestris*)
- X113 Adlerfarn-Kiefernforst (*Pteridio*-*Cultopinetum sylvestris*)
- X114 Sauerklee-Adlerfarn-Kiefernforst (*Oxalido*-*Pteridio*-*Cultopinetum sylvestris*)
- X115 Pfeifengras-Sauerklee-Blaubeer-Kiefernforst (*Molinio*-*Oxalido*-*Myrtillo*-*Cultopinetum sylvestris*)
- X116 Faulbaum-Kiefernforst (*Frangulo*-*Cultopinetum sylvestris*)
- X117 Brennessel-Rasenschmielen-Kiefernforst (*Urtico*-*Deschampsio*-*Cultopinetum sylvestris*)
- X113 Sumpfreitgras-Kiefernforst (*Calamagrostio canescentis*-*Cultopinetum sylvestris*)

- X121 Flechten-Kiefernforst (Cladonio-Cultopinetum sylvestris)
- X122 Hagermoos-Kiefernforst (Dicrano-Cultopinetum sylvestris)
- X131 Drahtschmielen-Kiefernforst (Deschampsio-Cultopinetum sylvestris)
- X132 Straußgras-Drahtschmielen-Kiefernforst (Agrostio-Deschampsio-Cultopinetum sylvestris)
- X141 Heidekraut-Blaubeer-Kiefernforst (Calluno-Myrtillo-Cultopinetum sylvestris)
- X142 Haarhainsimsen-Blaubeer-Kiefernforst (Luzulo-Myrtillo-Cultopinetum sylvestris)
- X143 Waldreitgras-Blaubeer-Kiefernforst (Calamogrostio-Myrtillo-Cultopinetum sylvestris)
- X151 Sauerklee-Blaubeer-Kiefernforst (Oxalido-Myrtillo-Cultopinetum sylvestris)
- X152 Himbeer-Drahtschmielen-Kiefernforst (Rubo-Deschampsio-Cultopinetum sylvestris)
- X153 Sandrohr-Kiefernforst (Calamagrostio-Cultopinetum sylvestris)
- X124 Spättraubenkirschen-Kiefernforst (Pruno-serotinae-Cultopinetum sylvestris)
- X161 Wurmfarne-Kiefernforst (Dryopterido-Cultopinetum sylvestris)
- X162 Himbeer-Kiefernforst (Rubo-Cultopinetum sylvestris)
- X163 Zypressenwolfsmilch-Himbeer-Kiefernforst (Euphorbio-Rubo-Cultopinetum sylvestris)
- X171 Waldzwenken-Kiefernforst (Brachipodio sylvaticae-Cultopinetum sylvestris)
- X172 Hasel-Kiefernforst (Corylo-Cultopinetum sylvestris)
- X181 Schafschwingel-Kiefernforst (Festuco-Cultopinetum sylvestris)
- X182 Glatthafer-Kiefernforst (Arrhenathero-Cultopinetum sylvestris)
- X183 Kassubenwicken-Kiefernforst (Vicia cassubicae-Cultopinetum sylvestris)
- X184 Fiederzwenken-Kiefernforst (Brachpodio pinnati-Cultopinetum sylvestris)
- X191 Durch erhöhte N-Einträge induzierte Kiefernforstgesellschaften
- X1911 Holunder-Kiefernforst (Sambuco-Cultopinetum sylvestris)
- X1911 Brennnessel-Sandrohr-Kiefernforst (Urtico-Calamagrostio-Cultopinetum sylvestris)
- X192 Durch hohe Einträge von Kalkstaub induzierte Kiefernforstgesellschaften
- X1921 Zypressenwolfsmilch-Maiglöckchen-Kiefernforst (Euphorbia-Convallaria-Pinus sylvestris-Forstgesellschaft)
- X1922 Wintergrün-Kassubenwicken-Kiefernforst (Orthilia-Vicia cassubica-Pinus sylvestris-Forstgesellschaft)
- X1923 Stendelwurz-Waldzwenken-Kiefernforst (Epipactis-Brachypodium sylvaticum-Pinus sylvestris-Forstgesellschaft)
- X193 Durch hohe Einträge von Schwefel, Stickstoff und basischen Flugaschen induzierte Kiefernforstgesellschaften
- X1931 Walderdbeer-Waldzwenken-Kiefernforst (Fragaria-Brachypodium sylvaticum-Pinus sylvestris-Forstgesellschaft)

A.1.2.3 Sekundäre Vorwälder

- Z115 Berghaarstrang-Kiefern-Sandbirken-Vorwald

A.1.2.4 Forstlich initiierte Waldrenaturierung

- Z211 Blaubeer-Kiefern-Buchen-Halbforst
- Z212 Drahtschmielen-Kiefern-Buchen-Halbforst
- Z213 Waldreitgras-Kiefern-Buchen-Halbforst
- Z214 Adlerfarn-Kiefern-Buchen-Halbforst
- Z215 Sauerklee-Drahtschmielen-Kiefern-Buchen-Halbforst
- Z216 Sauerklee-Blaubeer-Kiefern-Buchen-Halbforst
- Z217 Sauerklee-Kiefern-Buchen-Halbforst
- Z218 Wurmfarne-Blaubeer-Kiefern-Buchen-Halbforst
- Z219 Waldmeister-Blaubeer-Kiefern-Buchen-Halbforst
- Z22 Traubeneichenvoranbau unter Kiefer

10.2 Tabellarische Übersicht der an Kiefer (*Pinus sylvestris*) gebundenen Schmetterlingsarten in Deutschland

Tabelle A2: Tabellarische Übersicht der an Kiefer (*Pinus sylvestris*) gebundenen Schmetterlingsarten in Deutschland und deren Betroffenheit gegenüber ausgewählter Pestizide, sowie naturschutzfachliche Bedeutung.

K&R 1996	Familie/Gattung/Art	Karate	Fastac Forst	Dimilin 80 WP	Neem-AZAL	Dipel ES	Raupenentwicklungszeit, Lebensweise	BArtSchVO	RL BRD 2012	Bemerkung
	Familie Tortricidae									
4555	<i>Archips oporana</i> (Linnaeus, 1758)				x		5-6, zw. versponnenen Nadeln			
4604	<i>Aphelia viburnana</i> ([Denis & Schiffermüller], 1775)				x		6-7, eigentlich an Viburnum			
4778	<i>Piniphila bifasciana</i> (Haworth, [1811])				x		6-7, in den Blüten?			
4872	<i>Epinotia rubiginosana</i> (Herrich-Schäffer, 1851)				x		10-11, zwischen zusammengesponnenen Nadeln			
5028	<i>Pseudococcyx posticana</i> (Zetterstedt, 1839)				x		7-W-3, in Knospen			
5029	<i>Pseudococcyx turionella</i> (Linnaeus, 1758)				x		5-6, In den Knospen			
5038	<i>Gravitarmata margarotana</i> (Heinemann, 1863)				x		6-8, im Trieben			
5041	<i>Clavigesta sylvestrana</i> (Curtis, 1850)	x	x	x	x	x	4-5, an Knospen, Trieben, Blüten			
5044	<i>Rhyacionia buoliana</i> ([Denis & Schiffermüller], 1775)				x		8-W-6, minierend, später in Harzgallen			
5048	<i>Rhyacionia pinivorana</i> (Lienig & Zeller, 1846)				x		5-7, in den Seitenknospen			
5049	<i>Rhyacionia duplana</i> (Hübner, [1813])				x		5-6, Frass im Endteil der Maitriebe			
5140	<i>Cydia pactolana</i> (Zeller, 1840)				x		8-9, in den Knospen			
	Familie Yponomeutidae									

K&R 1996	Familie/Gattung/Art	Karate	Fastac Forst	Dimilin 80 WP	Neem-AZAL	Dipel ES	Raupenentwicklungszeit, Lebensweise	BArtSchVO	RL BRD 2012	Bemerkung
1411	<i>Cedestis gysseleniella</i> (Zeller, 1839)	x	x	x	x	x	4-5, zw. zusammengesponnenen Nadeln			
1412	<i>Cedestis subfasciella</i> (Stephens, 1834)	x	x	x	x	x	5-6, in den Nadeln			
1416	<i>Ocnerostoma piniariella</i> Zeller, 1847				x		4-5, in vorjährigen Nadeln			
	Familie Batrachedridae									
1429	<i>Batrachedra pinicolella</i> (Zeller, 1839)				x		3-6, in Nadeln			
	Familie Oecophoridae									
2274	<i>Decantha borkhausenii</i> (Zeller, 183				x		8-W-5, unter Rinde in Kotgespinst, Waldrand			
	Familie Gelechiidae									
4068	<i>Exoteleia dodecella</i> (Linnaeus, 1758)				x		8-W-5			
5033	<i>Retinia resinella</i> (Linnaeus, 1758)						5-6, Gespinst, später in Harzgallen			
5138	<i>Cydia cosmophorana</i> (Treitschke, 1835)				x		7-W-5, in alten R. resinella-Gallen			
5132	<i>Cydia cognatana</i> (Barrett, 1874)									
5136	<i>Cydia coniferana</i> (Saxesen, 1840)				x		8-W-5, in krebssigen Stammstellen in Gespinsten			
	Familie Pyralidae									
5783	<i>Dioryctria simplicella</i> Heinemann, 1865				x		6-7, 9-W-6, in Zweigspitzen			
5781	<i>Dioryctria sylvestrella</i> (Ratzeburg, 1840)				x		6-8, unter grüner Rinde, darüber Harzaustritt			
	Familie Lasiocampidae									
6763	<i>Dendrolimus pini</i> (Linnaeus, 1758)	x	x	x	x	x	6-W-5			
6769	<i>Cosmotriche lobulina</i> ([Denis & Schiffermüller], 1775)	x	x	x	x	x	7-W-5			
	Familie Sphingidae									
6834	<i>Hyloicus pinastri</i> (Linnaeus, 1758)	x	x	x	x	x	8-W-6			

K&R 1996	Familie/Gattung/Art	Karate	Fastac Forst	Dimilin 80 WP	Neem-AZAL	Dipel ES	Raupenentwicklungszeit, Lebensweise	BArtSchVO	RL BRD 2012	Bemerkung
	Familie Geometridae									
7542	<i>Semiothisa liturata</i> (Clerck, 1759)	x	x	x	x	x	7-9			
7762	<i>Peribatodes secundarius</i> ([Denis & Schiffermüller], 1775)	x	x	x	x	x	6-7, 8-9			
7773	<i>Cleora cinctaria</i> ([Denis & Schiffermüller], 1775)	x	x	x	x	x	6-7, 8-9			
7784	<i>Hypomecis punctinalis</i> (Scopoli, 1763)	x	x	x	x	x	5-8			
7796	<i>Ectropis crepuscularia</i> ([Denis & Schiffermüller], 1775)	x	x	x	x	x	5-6, 9-10			
7822	<i>Bupalus piniarius</i> (Linnaeus, 1758)	x	x	x	x	x	7-10			
7839	<i>Hylaea fasciaria</i> (Linnaeus, 1758)	x	x	x	x	x	7-W-6			
8354	<i>Heterothera firmata</i> (Hübner, [1822])	x	x	x	x	x	7-8			
8356	<i>Thera obeliscata</i> (Hübner, [1787])	x	x	x	x	x	6-7			
8357	<i>Thera variata</i> ([Denis & Schiffermüller], 1775)	x	x	x	x	x	5-6			
8358	<i>Thera britannica</i> (Turner, 1925)	x	x	x	x	x	5-6			
8481	<i>Eupithecia abietaria</i> (Goeze, 1781)	x	x	x	x	x	6-7			
8565	<i>Eupithecia indigata</i> (Hübner, [1813])	x	x	x	x	x	9-W-6			
	Familie Thaumetopoeidae									
8692	<i>Thaumetopoea pinivora</i> (Treitschke, 1834)	x	x	x	x	x	5-7			
	Familie Notodontidae									
10376	<i>Lymantria dispar</i> (Linnaeus, 1758)	x	x	x	x	x	4-6			
10375	<i>Lymantria monacha</i> (Linnaeus, 1758)	x	x	x	x	x	4-6			
	Familie Noctuidae									Anm.1)
10052	<i>Panolis flammea</i> ([Denis & Schiffermüller], 1775)	x	x	x	x	x	5-7			
10356	<i>Agrotis vestigialis</i> (Hufnagel, 1766)				x		9-W-6 (an Wurzeln junger Kiefern)			
10368	<i>Panthea coenobita</i> (Esper, 1785)	x	x	x	x	x	8-A10			

Anmerkungen

1) Da keine detaillierten Untersuchungen zur Auswirkung von Dipel ES auf einzelne heimische Noctuidae vorliegen, wurde diese angenommen.

- BArtSchVO: Bundesartenschutzverordnung (1/1: geschützte Arten entsprechend § 1 Satz 1 sowie 1/2: streng geschützte Arten entsprechend § 1 Satz 2).
- RL BRD 2012: Binot-Hafke, M., Balzer, S., Becker, N., Gruttke, G. Haupt, H., Hofbauer, N., Ludwig, G., Matzke-Hajek, G. & M. Strauch (Hrsg.) (2011): Rote Liste gefährdeter Tiere, Pflanzen und Pilze Deutschlands Band 3: Wirbellose Tiere (Teil 1) Bundesamt für Naturschutz, Bonn-Bad Godesberg Naturschutz und Biologische Vielfalt 70(3): 716 S
- K&R 1996 - Nomenklatur nach Karsholt & Razowski (1996)

Die Aufstellung enthält alle Schmetterlingsarten Deutschlands, für die Kiefer als Nahrung angegeben ist (sowohl monophage, als auch oligophage und polyphage Arten).

10.3 Insektenarten an Kiefer (aus Thunes et al. 2004)

10.3.1 Blattläuse (Sternorrhyncha: Aphidoidea)

- Adelgidae
 - *Pineus pini* (Macquart, 1819)
- Aphididae
 - *Cinara pini* (Linnaeus, 1758)
 - *Cinara pilosa* (Zetterstedt, 1840)
 - *Eulachnus agilis* (Kaltenbach, 1843)
 - *Schizolachnus pineti* (Fabricius, 1781)
- Margarodidae
 - *Matsucoccus pini* (Green, 1925)
- Diaspididae
 - *Leucaspis pini* (Hartig, 1839)

10.3.2 Wanzen (Heteroptera)

- Miridae
 - *Alloeotomus germanicus* Wagner, 1939
 - *Alloeotomus gothicus* (Fallén, 1807)
 - *Dichrooscytus rufipennis* (Fallén, 1807)
 - *Megacoelum beckeri* Fieber, 1870
 - *Camptozygum aequale* (Villers, 1789)
 - *Orthops forelii* (Fieber, 1858)
 - *Orthotylus fuscescens* (Kirschbaum, 1856)
 - *Pilophorus cinnamopterus* (Kirschbaum, 1856)
 - *Cremnocephalus albolineatus* Reuter, 1875
 - *Atractotomus parvulus* Reuter, 1878
 - *Phoenicocoris modestus* (Meyer-Dür, 1843)
 - *Phoenicocoris obscurellus* (Fallén, 1829)
 - *Plesiodema pinetella* (Zetterstedt, 1828) Anthocoridae
 - *Elatophilus nigricornis* (Zetterstedt, 1838)
 - *Elatophilus pini* (Bärensprung, 1858)
 - *Elatophilus stigmatellus* (Zetterstedt, 1838) Aradidae
 - *Aradus cinnamomeus* (Panzer, 1794)
- Lygaeidae
 - *Gastrodes grossipes* (de Geer, 1773)
- Pentatomidae
 - *Chlorochroa pinicola* (Mulsant & Rey, 1852)
- Adelgidae
 - *Pineus pini* (Macquart, 1819)
- Aphididae
 - *Cinara pini* (Linnaeus, 1758)
 - *Cinara pilosa* (Zetterstedt, 1840)
 - *Eulachnus agilis* (Kaltenbach, 1843)
 - *Schizolachnus pineti* (Fabricius, 1781)
- Margarodidae
 - *Matsucoccus pini* (Green, 1925)
- Diaspididae
 - *Leucaspis pini* (Hartig, 1839)

10.3.3 Coleoptera

- Elateridae
 - *Ampedus sinuatus* Germar, 1844
 - *Ampedus erythrogonus* (Müller, 1821)
 - *Ampedus tristis* (Linnaeus, 1758)
 - *Ampedus balteatus* (Linnaeus, 1758)
 - *Ampedus sanguineus* (Linnaeus, 1758)
 - *Ampedus pomorum* (Herbst, 1784)
 - *Danosoma fasciatus* (Linnaeus, 1758)
 - *Prosternon tessellatum* (Linnaeus, 1758)
 - *Stenagostus rufus* (DeGeer, 1774)
 - *Cardiophorus ruficollis* (Linnaeus, 1758)
 - *Cardiophorus nigerrimus* Erichson, 1840
- Latridiidae
 - *Enicmus planipennis* Strand, 1940
- Buprestidae
 - *Chalcophora mariana* (Linnaeus, 1758)
 - *Dicerca moesta* (Fabricius, 1782)
 - *Buprestis splendens* Fabricius, 1775
 - *Buprestis rustica* Linnaeus, 1758
 - *Buprestis haemorrhoidalis* Herbst, 1780
 - *Buprestis novemmaculata* Linnaeus, 1767
 - *Buprestis octoguttata* Linnaeus, 1758
 - *Phaenops cyanea* (Fabricius, 1775)
 - *Phaenops formaneki* Jakobson, 1912
 - *Anthaxia similis* Saunders, 1871 (= *morio* (Fabricius, 1775))
 - *Anthaxia istriana* Rosenhauer, 1874
 - *Anthaxia sepulchralis* (Fabricius, 1801)
 - *Anthaxia godeti* Gory & Laporte, 1847
 - *Anthaxia nigrifulva* (Ratzeburg, 1837)
 - *Chrysobothris chrysostigma* (Linnaeus, 1758)
 - *Chrysobothris solieri* Gory & Laporte, 1893
 - *Chrysobothris igniventris* Reitter, 1895
- Anobiidae
 - *Episernus gentilis* (Rosenhauer, 1847)
 - *Ernobius nigrinus* (Sturm, 1837)
 - *Ernobius pini* (Sturm, 1837)
 - *Ernobius kiesenwetteri* Schilsky, 1899
- Cerambycidae
 - *Ergates faber* (Linnaeus, 1767)
 - *Spondylis buprestoides* (Linnaeus, 1758)
 - *Nothorhina punctata* (Fabricius, 1798)
 - *Arhopalus rusticus* (Linnaeus, 1758)
 - *Asemum striatum* (Linnaeus, 1758)
 - *Rhagium bifasciatum* Fabricius, 1775
 - *Rhagium inquisitor* (Linnaeus, 1758)
 - *Oxymirus cursor* (Linnaeus, 1758)
 - *Pachyta quadrimaculata* (Linnaeus, 1758)
 - *Pachyta lamed* (Linnaeus, 1758)
 - *Gaurotes virginea* (Linnaeus, 1758)
 - *Acmaeops septentrionis* (Thomson, 1866)
 - *Acmaeops pratensis* (Laicharting, 1784)

- *Acmaeops marginatus* (Fabricius, 1781)
- *Cortodera femorata* (Fabricius, 1787)
- *Corymbia (Leptura) rubra* (Linnaeus, 1758)
- *Anastrangalia (Leptura) sanguinolenta* (Linnaeus, 1761)
- *Anastrangalia (Leptura) dubia* (Scopoli, 1763)
- *Anastrangalia reyi* (Heyden, 1889) (= *inexpectata* Jansson & Sjöberg, 1928)
- *Lepturobosa (Leptura) virens* (Linnaeus, 1758)
- *Pedostrangalia (Strangalia) pubescens* (Fabricius, 1787)
- *Molorchus minor* (Linnaeus, 1758)
- *Molorchus marmottani* Brisout de Barneville, 1863
- *Semanotus undatus* (Linnaeus, 1758)
- *Monochamus saltuarius* Gebler, 1830
- *Monochamus galloprovincialis* (Olivier, 1795)
- *Pogonocherus fasciculatus* (DeGeer, 1775)
- *Pogonocherus decoratus* Fairmaire, 1855
- *Pogonocherus ovatus* (Goeze, 1777)
- *Acanthocinus aedilis* (Linnaeus, 1758)
- *Acanthocinus reticulatus* (Razoumowsky, 1789)
- *Acanthocinus griseus* (Fabricius, 1792)
- Chrysomelidae
 - *Cryptocephalus quadripustulatus* Gyllenhal, 1813
 - *Calomicrus (Luperus) pinicola* (Duftschmid, 1825)
- Anthribidae
 - *Allandrus therondi* (Tempère, 1954)
- Scolytidae
 - *Phthorophloeus spinulosus* Rey, 1883
 - *Hylastes ater* (Paykull, 1800)
 - *Hylastes brunneus* Erichson, 1836
 - *Hylastes opacus* Erichson, 1836
 - *Hylastes linearis* Erichson, 1836
 - *Hylastes angustatus* (Herbst, 1793)
 - *Hylurgops glabratus* (Zetterstedt, 1828)
 - *Hylurgops palliatus* (Gyllenhal, 1813)
 - *Tomicus minor* (Hartig, 1834)
 - *Tomicus piniperda* (Linnaeus, 1758)
 - *Dendroctonus micans* (Kugelann, 1794)
 - *Carphoborus minimus* (Fabricius, 1801)
 - *Polygraphus grandiclava* Thomson, 1886
 - *Polygraphus poligraphus* (Linnaeus, 1758)
 - *Polygraphus subopacus* Thomson, 1871
 - *Polygraphus punctifrons* Thomson, 1886
 - *Crypturgus cinereus* (Herbst, 1793)
 - *Crypturgus hispidulus* Thomson, 1870
 - *Crypturgus pusillus* (Gyllenhal, 1813)
 - *Dryocoetes autographus* (Ratzeburg, 1837)
 - *Cryphalus abietis* (Ratzeburg, 1837)
 - *Pityophthorus pityographus pityographus* (Ratzeburg, 1837)
 - *Pityophthorus pubescens* (Marsham, 1802)
 - *Pityophthorus lichtensteini* (Ratzeburg, 1837)
 - *Pityophthorus carniolicus* Wichmann, 1910
 - *Pityophthorus glabratus* Eichhoff, 1879
 - *Gnathotrichus materiarius* (Fitch, 1855)
 - *Pityogenes trepanatus* (Nördlinger, 1848)
 - *Pityogenes irkutensis* Eggers, 1910

- *Pityogenes bistridentatus* (Eichhoff, 1879)
- *Pityogenes quadridens* (Hartig, 1834)
- *Pityogenes bidentatus* (Herbst, 1783)
- *Orthotomicus suturalis* (Gyllenhal, 1827)
- *Orthotomicus laricis* (Fabricius, 1792)
- *Orthotomicus proximus* (Eichhoff, 1867)
- *Orthotomicus erosus* (Wollaston, 1857)
- *Orthotomicus longicollis* (Gyllenhal, 1827)
- *Ips acuminatus* (Gyllenhal, 1827)
- *Ips sexdentatus* (Boerner, 1767)
- *Xyleborus eurygraphus* (Ratzeburg, 1837)
- *Xyloterus lineatus* (Olivier, 1795)
- Rhynchitidae
 - *Lasiorrhynchites coeruleocephalus* (Schaller, 1783)
- Curculionidae
 - *Otiorhynchus chrysocomus chrysocomus* Germar, 1824
 - *Scythropus mustela* (Herbst, 1797)
 - *Rhyncolus elongatus* (Gyllenhal, 1827)
 - *Brachytemnus porcatus* (Germar, 1824)
 - *Pissodes piceae* (Illiger, 1807)
 - *Pissodes castaneus* (DeGeer, 1775)
 - *Pissodes validirostris* (Sahlberg, 1834)
 - *Pissodes pini* Linnaeus, 1758
 - *Pissodes piniphilus* (Herbst, 1795)
 - *Magdalis phlegmatica* (Herbst, 1797)
 - *Magdalis nitida* (Gyllenhal, 1827)
 - *Magdalis memnonia* (Gyllenhal, 1837)
 - *Magdalis linearis* (Gyllenhal, 1827)
 - *Magdalis frontalis* (Gyllenhal, 1827)
 - *Magdalis violacea* (Linnaeus, 1758)
 - *Magdalis duplicata* Germar, 1819
 - *Magdalis punctulata* (Mulsant et Rey, 1859) (= *austriaca* K. Daniel, 1903)
 - *Hylobius abietis* (Linnaeus, 1758)

10.3.4 Hymenoptera

- Symphyta
 - *Acantholyda erythrocephala* (Linnaeus, 1758)
 - *Acantholyda hieroglyphica* (Christ, 1791)
 - *Acantholyda posticalis* Matsumura, 1912
 - *Caenolyda reticulata* (Linnaeus, 1758)
 - *Diprion pini* (Linnaeus, 1758)
 - *Diprion similis* (Hartig, 1837)
 - *Gilpinia frutetorum* (Fabricius, 1793)
 - *Gilpinia laricis* (Jurine, 1807)
 - *Gilpinia pallida* (Klug, 1812)
 - *Gilpinia socia* (Klug, 1812)
 - *Gilpinia variegata* (Hartig, 1834)
 - *Gilpinia virens* (Klug, 1812)
 - *Macrodiplon nemoralis* Enslin, 1917
 - *Neodiprion sertifer* (Geoffroy, 1785)
 - *Ocnerostoma friesei* Svensson, 1966
 - *Sirex carinthiacus* Konow, 1891

- *Urocerus gigas* (Linnaeus, 1758)
- *Xyela julii* (Brébisson, 1818)

10.4 Tabellarische Übersicht der an Eichen und Kiefern gebundenen Schmetterlingsarten in Deutschland in Bezug auf Betroffenheit durch PSM und der Ausbreitungsfähigkeit der Arten.

Tabelle A3: Tabellarische Übersicht der an Eichen und Kiefern gebundenen Schmetterlingsarten in Deutschland in Bezug auf Betroffenheit durch PSM und der Ausbreitungsfähigkeit der Arten.

K & R	Familie/Gattung/Art	Raupenentwicklungszeit, Lebensweise	Betroffenheit durch HOCH PSM	MITTEL	GERING	Ausbreitungsfähigkeit > 100 m	bis 5 km	über 5 km
	Familie Eriocraniidae		X				X	X
	<i>Eriocrania subpurpurella</i> (Haworth, 1828)	Raupe im Mai	X	X				X
	Familie Nepticulidae			X				X
	<i>Stigmella basiguttella</i> (Heinemann, 1862)	Gangmine, Raupe Juli bis Oktober		X				X
	<i>Stigmella svenssoni</i> (Johansson, 1971)	Miniert in Blättern		X	X	X		X
	<i>Stigmella dorsiguttella</i> (Johansson, 1971)	Miniert in Blättern		X	X	X		X
	<i>Stigmella ruficapitella</i> (Haworth, 1828)	Gangmine, Raupe Juli bis Oktober		X	X	X		X
	<i>Stigmella atricapitella</i> (Haworth, 1828)	Gangmine, Raupe Juli bis Oktober		X	X	X		X
	<i>Stigmella samiatella</i> (Zeller, 1839)	Gangmine, Raupe Juli bis Oktober		X	X	X		X
	<i>Stigmella roborella</i> (Johansson, 1871)	Blattminierer		X	X	X		X
	<i>Ectoedemia atrifrontella</i> (Stainton, 1851)	An Stieleiche, Minen in dünnen Zweigen (lepiforum)		X	X	X		X
	<i>Ectoedemia longicaudella</i> Klimesch, 1953	Minen in Zweigen und dünnen Ästen		X	X	X		X

K & R	Familie/Gattung/Art	Raupenentwicklungszeit, Lebensweise	Betroffenheit durch HOCH PSM	MITTEL	GERING	Ausbreitungsfähigkeit > 100 m	bis 5 km	über 5 km
	<i>Ectoedemia albifasciella</i> (Heinemann, 1871)	Raupe September bis Oktober, Blattminen		X	X	X		X
	<i>Ectoedemia subbimaculella</i> (Haworth, 1828)	Oktober in Blattminen (lepiforum)		X	X	X		X
	<i>Ectoedemia heringi</i> (Toll, 1934)	Oktober, November in Blattminen (lepiforum)		X	X	X		X
	Familie Heliozelidae			X				X
	<i>Heliozela sericiella</i> (Haworth, 1828)	Raupe Juli, August, Gangmine		X				X
	Familie Incurvariidae			X				X
	<i>Incurvaria pectinea</i> Haworth, 1828	5-W-3, anfangs Blattmine, später Sack		X				X
	<i>Incurvaria masculella</i> ([Denis & Schiffermüller], 1775)	Raupe bis Frühjahr, miniert in dürren Blättern		X				X
	<i>Incurvaria koernerella</i> (Zeller, 1839)	Raupe bis Frühjahr, miniert in dürren Blättern		X				X
	Familie Tischeriidae			X				X
	<i>Tischeria ekebladella</i> (Bjerkander, 1795)	Raupe September bis Oktober, oberseits an Quercus, oft zahlreich in einem Blatt		X				X
	<i>Tischeria dodonaea</i> Stainton, 1858	Raupe Juli bis Oktober, Raupe lebt in Blattmine		X				X
	<i>Tischeria decidua</i> Wocke, 1876	Raupe August bis Frühjahr, oberseits an Quercus, Fleckmine				X		X
	Familie Tineidae			X				X
	<i>Montescardia tessulatella</i> (Zeller, 1846)	9-W-5 an Eichenwürlingen (lepiforum)	?	X				X
	<i>Triaxomera parasitella</i> (Hübner, 1796)	Januar-März, verpilztes Totholz (lepiforum)		X				X

K & R	Familie/Gattung/Art	Raupenentwicklungszeit, Lebensweise	Betroffenheit durch HOCH	PSM	MITTEL	GERING	Ausbreitungs- fähigkeit > 100 m	bis 5 km	über 5 km
	<i>Archinemapogon yildizae</i> (Kocak, 1981)	In faulem Holz und alten Baumschwämmen von Quercus, Raupe Frühjahr			X				X
	<i>Nemaxera betulinella</i> (Fabricius, 1787)	Weißfäule u.a. Eiche Raupe Frühjahr					X		X
	<i>Nemapogon cloacella</i> (Haworth, 1828)	Lebt in den an alten Eichenstöcken reichlich wachsenden Schwämmen Daedalea quercina				X			X
	<i>Nepamogon quercicolella</i> (Zeller, 1852)	Raupe bis zum Frühjahr, In holzigen Eichenschwämmen					X		X
	<i>Nepamogon fungivorella</i> (Benander, 1830)	Raupe bis zum Frühjahr, an verpilztem Holz von Quercus robur und Q. rubra (Stübner, pers. Mitt.)					X		X
	<i>Nemapogon picarella</i> (Clerck, 1759)	Raupe bis zum Frühjahr					X		X
	<i>Triaxomasia caprimulgella</i> (Stainton, 1851)	Raupe im Frühjahr, Heyden erzog den Falter aus faulem Eichen- und Buchenholz.				X			X
	<i>Neurothaumasia ankerella</i> (Mann, 1867)	Raupe in an Eichen wachsenden Baupilzen und Totholz							X
	<i>Euplocamus anthracinalis</i> (Scopoli, 1763)	Raupe Frühjahr faules Holz u.a. Quercus					X		X
	Familie Psychidae				X				X
	<i>Diplodoma laichartingella</i> (Goeze, 1783)	Versteckt in Höhlungen, auch Eichen 7-W-6			X				X
	<i>Narycia duplicella</i> (Goeze, 1783)	An Flechten (Sobczyk) 7-W-6			X				X
	<i>Narycia astrella</i> (Herrich-Schäffer, 1851)	An Flechten (Sobczyk) 7-W-6					X		X
	<i>Dahlia triquetrella</i> (Hübner, [1813])	An Flechten (Sobczyk) 5-W-4					X		X
	<i>Dahlia lichenella</i> (Linnaeus, 1761)	An Flechten (Sobczyk) 4-W-3					X		X

K & R	Familie/Gattung/Art	Raupenentwicklungszeit, Lebensweise	Betroffenheit durch HOCH	PSM	MITTEL	GERING	Ausbreitungs- fähigkeit > 100 m	bis 5 km	über 5 km
	<i>Dahlica fumosella</i> (Heinemann, 1870)	An Flechten (Sobczyk) 4-W-3					X		X
	<i>Dahlica charlottae</i> (Meier, 1957)	An Flechten (Sobczyk) 3-W-4							
	<i>Dahlica nickerlii</i> (Heinemann, 1870)	An Flechten (Sobczyk) 4-W-3			X				X
	<i>Siederia pineti</i> (Zeller, 1852)	An Flechten (Sobczyk) 5-W-4			X				X
	<i>Taleporia tubulosa</i> (Retzius, 1783)	An Flechten (Sobczyk) 7-W-6				X			X
	<i>Bacotia claustralla</i> (Bruand, 1845)	An Flechten (Sobczyk) 7-W-6X			X				X
	<i>Proutia betulina</i> (Zeller, 1839)	An Flechten (Sobczyk) 6-W-5			X				X
	<i>Bruandia comitella</i> (Bruand, 1853)	An Flechten (Sobczyk) 6-W-5			X				X
	<i>Psyche casta</i> (Pallas, 1767)	7-W-5 (Ebert 1994), zur Verpuppung an Stämmen			X				X
	<i>Psyche crassiorella</i> (Bruand, [1851])	7-W-5 zur Verpuppung an Stämmen			X				X
	<i>Sterrhopterix fusca</i> (Haworth, 1809)	8-W-5, zur Verpuppung an Stämmen			X				X
	<i>Sterrhopterix standfussi</i> (Wocke, 1851)	Zur Verpuppung an Stämmen			X				X
	<i>Apteronia helicoidella</i> (Vallot, 1827)	7-W-6, auch an Eichenblättern							
	Familie Bucculatricidae				X				X
	<i>Bucculatrix ainsliella</i> (Murtfeldt, 1905)	Neozoe, an Roteiche in Blattminen im Juli (Nieukerken et al 2012)			X				X
	<i>Bucculatrix ulmella</i> Zeller, 1848	Raupe Juli bis Oktober, Gangmine dicht an der Rippe							
	Familie Gracillariidae				X				X

K & R	Familie/Gattung/Art	Raupenentwicklungszeit, Lebensweise	Betroffenheit durch HOCH	PSM	MITTEL	GERING	Ausbreitungs- fähigkeit > 100 m	bis 5 km	über 5 km
	<i>Caloptilia alchimiella</i> (Scopoli, 1763)	Raupe im Juni bis Juli und September, in einem kegelförmig umgeschlagenen Blattrande							
	<i>Caloptila robustella</i> Jäckh, 1972	An Eichenblättern Mai-Juli und September-Oktober, Mine			X				X
	<i>Acrocercops brongniardella</i> (Fabricius, 1798)	Raupe Juni, August, an jungen Blättern niedriger Büsche in großen oberseitigen weißen Blasenminen [Raupen tw. im Mai]			X				X
	<i>Spulerina simploniella</i> (Fischer Von Röslerstamm, 1844)	Raupe im Mai, in Minen unter der äußersten Rinde junger Äste und Stämmchen							
	<i>Phyllonorycter abrasella</i> (Duponchel, 1843)	Vorkommen in D fraglich, Blattmine auf Blattunterseite (lepiforum)			X				X
	<i>Phyllonorycter delitella</i> (Duponchel, 1844)	Mine auf Blattunterseite (lepiforum)			X				X
	<i>Phyllonorycter distentella</i> (Zeller, 1846)	Raupe September bis Oktober, unterseits an Eichen			X				X
	<i>Phyllonorycter harrisella</i> (Linnaeus, 1761)	Raupe Juli bis Oktober, Faltenmine Blattunterseite			X				X
	<i>Phyllonorycter heegeriella</i> (Zeller, 1846)	Raupe Juli bis Oktober, Faltenmine am Blattrand, Blattunterseite			X				X
	<i>Phyllonorycter lautella</i> (Zeller, 1846)	Raupe Juni bis Oktober, an kleinen Sträuchern im Schatten, Faltenminen							
	<i>Phyllonorycter messaniella</i> (Zeller, 1839)	Raupe Juli bis Oktober, in Faltenminen, Blattunterseite			X				X
	<i>Phyllonorycter muelleriella</i> (Zeller, 1839)	Raupe im Juli bis Oktober, in 2 Generationen, Faltenmine,			X				X
	<i>Phyllonorycter quercifoliella</i> (Zeller, 1839)	Raupe Juni bis Oktober, in Faltenminen			X				X

K & R	Familie/Gattung/Art	Raupenentwicklungszeit, Lebensweise	Betroffenheit durch HOCH	PSM	MITTEL	GERING	Ausbreitungs- fähigkeit > 100 m	bis 5 km	über 5 km
	<i>Phyllonorycter roboris</i> (Zeller, 1839)	Raupe Juli bis Oktober, in zwei Generationen unterseits an der Hauptrippe, Faltenmine			X				X
	<i>Phyllonorycter kuhlweiniella</i> (Zeller, 1839)	Raupe im Juli bis Oktober, Faltenmine an hohen Bäumen (= <i>saportella</i> Duponchel, 1840)			X				X
	Familie Yponomeutidae				X				X
	<i>Argyresthia glaucinella</i> Zeller, 1839	Raupe April, in der Borke von Eichen	X		X				X
	Familie Ypsolophidae				X				X
	<i>Ypsolopha asperella</i> (Linnaeus, 1761)	Raupe Mai	X		X				X
	<i>Ypsolopha lucella</i> (Fabricius, 1775)	Raupe im Mai bis Juni	X		X				X
	<i>Ypsolopha alpella</i> (Denis & Schiffermüller, 1771)	Raupe im Mai und Juni	X						
	<i>Ypsolopha sylvella</i> (Linnaeus, 1767)	Raupe im Juni, Juli bis September			X				X
	<i>Ypsolopha parenthesella</i> (Linnaeus, 1761)	Raupe (April) Mai bis Juni, zwischen versponnenen Blättern von Fagus, Quercus			X				X
	<i>Ypsolopha ustella</i> (Clerck, 1759)	Raupe Mai bis Juni, August			X				X
	<i>Ypsolopha vittella</i> (Linnaeus, 1758)	Raupe Mai			X				X
	Familie Chimabachidae				X				X
	<i>Diurnea fagella</i> ([Denis & Schiffermüller], 1775)	Raupe im Herbst, zwischen zusammengesponnenen Blättern oder in umgeschlagenen Blattrand, Verwandlung nach der Überwinterung			X				X

K & R	Familie/Gattung/Art	Raupenentwicklungszeit, Lebensweise	Betroffenheit durch HOCH	PSM	MITTEL	GERING	Ausbreitungs- fähigkeit > 100 m	bis 5 km	über 5 km
	<i>Diurnea lipsiella</i> ([Denis & Schiffermüller], 1775)	Raupe im Juni, zwischen zusammen gesponnenen Blättern			X				X
	<i>Dasytroma salicella</i> (Hübner, 1796)	Juni-August zwischen 2 zusammengesponnenen Blättern (lepiforum)			X				X
	Familie Oecophoridae				X				X
	<i>Schiffermuelleria schaefferella</i> (Linnaeus, 1758)	Raupe September bis April, von Rössler unter der Rinde in Mulm von Eichen...			X				X
	<i>Schiffermuelleria grandis</i> (desvignes, 1842) (Linnaeus, 1758)	Die Puppe fand Rössler im April unter kranker Eichenrinde			X				X
	<i>Buvatina stroemella</i> (Fabricius, 1781)	den Falter erzog Heyden an faulem Eichenholz (Rössler)			X				X
	<i>Denisia similella</i> (Hübner, 1796)	Juli, an Eichengebüsch (lepiforum)			X				X
	<i>Dasycera oliviella</i> (Fabricius, 1794)	Raupe April, Mai, in den faulen Stämmen von Quercus...			X				X
	<i>Oecophora bractella</i> (Linnaeus, 1758)	Raupe März bis April, in faulen Stämmen von Quercus...			X				X
	<i>Alabonia geoffrella</i> (Linnaeus, 1767)	Raupe März, April, Nach Disqué in faulem Holz, Falter nach Rössler in alten Schlehenbüschen und jüngerem Eichengebüsch, auch an Eichwaldstellen, wo viel faulendes Holz am Boden liegt			X				X
	<i>Harpella forficella</i> (Scopoli, 1763)	Mai-Juni, morsches Holz, Eichenzweige (lepiforum)			X	X	X		X
	<i>Carcina quercana</i> (Fabricius, 1775)	Raupe im Mai bis Juni, an der Mittelrippe der Blattunterseite in einem glasig farblosen Gespinst			X	X	X		X
	<i>Aplota palpella</i> (Haworth, 1825)	Unter Flechten ... alter Eichen (Reutti)			X	X	X		X

K & R	Familie/Gattung/Art	Raupenentwicklungszeit, Lebensweise	Betroffenheit durch HOCH	PSM	MITTEL	GERING	Ausbreitungs- fähigkeit > 100 m	bis 5 km	über 5 km
	Familie Coleophoridae				X	X	X		X
	<i>Coleophora lutipennella</i> (Zeller, 1838)	Raupe Mai in Röhrensack		X	X	X	X		X
	<i>Coleophora flavipennella</i> (Duponchel, 1843)	Raupe Mai in Röhrensack		X	X	X	X		X
	<i>Coleophora kuehnella</i> (Goeze, 1783)	Raupe Mai bis Juni		X	X	X	X		X
	<i>Coleophora ibipennella</i> Zeller, 1849	Raupe Mai bis Juni, miniert auf der Blattoberseite		X	X	X	X		X
	<i>Coleophora pannonicella</i> Zeller, 1839	Raupe bis A6 an Knospen, Blättern (Stübner, pers. Mitt.)		X	X	X	X		X
	<i>Coleophora currucipennella</i> Gozmany, 1955	Raupe Mai bis Juni, zuerst minierend, dann Löcher in die Blätter fressend		X	X	X	X		X
	Familie Gelechiidae				X	X	X		X
	<i>Stenolechia gemmella</i> (Linnaeus, 1758)	Raupe Mai bis Juni, in den Spitzen junger Triebe		X	X				X
	<i>Stenolechia pseudogemmellus</i> Elsner, 1996	Raupe 8-W-4 an Eiche (Stübner, Werno, pers. Mitt.)		X	X				X
	<i>Teleiodes luculella</i> (Hübner, 1813)	Raupe August bis Oktober, zwischen zwei zusammengesponnenen Blättern			X				X
	<i>Teleiodes flavimaculella</i> (Herrich-Schäffer, 1854)	Raupe August bis Oktober zwischen zusammengesponnenen Eichenblättern,			X				X
	<i>Carpatolechia decorella</i> (Haworth, 1812)	Raupe im Mai bis Juni, in ungeklapptem Blattrand			X				X
	<i>Carpatolechia fugitivella</i> (Zeller, 1839)	Raupe April-Mai an Blättern (Stübner, pers. Mitt.)		X	X				X
	<i>Carpatolechia aenigma</i> (Sattler, 1983)	Juli-August (lepiforum)			X				X

K & R	Familie/Gattung/Art	Raupenentwicklungszeit, Lebensweise	Betroffenheit durch HOCH	PSM	MITTEL	GERING	Ausbreitungs- fähigkeit > 100 m	bis 5 km	über 5 km
	<i>Pseudotelphusa paripunctella</i> (Thunberg, 1794)	Raupe August bis Oktober, in schlangenförmigem Gespinstgang zwischen zwei aufeinander liegenden Blättern			X				X
	<i>Pseudotelphusa scalella</i> (Scopoli, 1763)	Juni, Juli, August, zwischen zusammengesponnenen Eichenblättern (lepiforum)			X				X
	<i>Gelechia sororculella</i> (Hübner, 1817)	Raupe Mai-Juni an Blättern (Stübner, pers. Mitt.)					X		X
	<i>Psoricoptera gibbosella</i> (Zeller, 1839)	Raupe Juni, wicklerartig in einem eng eingerollten Blattrand			X				X
	<i>Anacamptis timidella</i> (Wocke, 1887)	Raupe im Mai bis Juni, in von der Spitze gegen die Basis gerollten Blättern.		x	X				X
	<i>Dichomeris ustalella</i> (Fabricius, 1781)	An Blättern			X				X
	<i>Apoda limacodes</i> (Hufnagel, 1766)	7-9			X				X
	<i>Heterogenea asella</i> ([Denis & Schiffermüller, 1775])	8-9					X		X
	Familie Sesiidae					X			X
	<i>Paranthrene insolita polonica</i> Schnaider, [1939]	In Zweigen, vom Saftstrom lebend, 7-W-5					X		X
	<i>Synanthedon vespiformis</i> (Linnaeus, 1761)	Unter Rinde, 8-W-6 (Ebert 5)					X		X
	<i>Synanthedon myopaeformis</i> (Borkhausen, 1789)	Unter Rinde, 9-W-5					X		X
	<i>Synanthedon conopiformis</i> (Esper, 1782)	Unter Rinde, 9-W-5				X			X
	<i>Synanthedon spuleri</i> (Fuchs, 1908)	Unter Rinde, 7-W-5							X
	Familie Cossidae						X		X

K & R	Familie/Gattung/Art	Raupenentwicklungszeit, Lebensweise	Betroffenheit durch HOCH	PSM	MITTEL	GERING	Ausbreitungs- fähigkeit > 100 m	bis 5 km	über 5 km
	<i>Cossus cossus</i> (Linnaeus, 1758)	Im Holz, 8-W-W-5			X				X
	<i>Zeuzera pyrina</i> (Linnaeus, 1761)	Im Holz, 6-W-5 (Ebert 3)			X				X
	Familie Tortricidae				X				X
	<i>Tortrix viridana</i> Linnaeus, 1758	Raupe Mai, oft schädlich an allerlei Laubholz, besonders aber an Quercus in Blattrolle, Verwandlung in der Wohnung.	X				X		X
	<i>Aleimma loeflingiana</i> (Linnaeus, 1758)	Raupe im Mai bis Juni, in einer Blattrolle an Quercus	X				X		X
	<i>Acleris sparsana</i> ([Denis & Schiffermüller], 1775)	Raupe Juni bis Juli, in einem umgebogenen Blatt an Quercus...	X				X		X
	<i>Acleris rhombana</i> ([Denis & Schiffermüller], 1775)	Raupe Mai	X				X		X
	<i>Acleris ferrugana</i> ([Denis & Schiffermüller], 1775)	Raupe Juli-August, oligophag zwischen zusammengesponnenen Blättern (Spuler)	X						
	<i>Acleris notana</i> (Donovan, 1806)	Raupe Juni	X		X				X
	<i>Acleris quercinana</i> (Zeller, 1849)	Raupe Mai, im Mai an Eichengebüschen	X		X				X
	<i>Acleris literana</i> (Linnaeus, 1758)	Raupe ab April, Mai	X			X			X
	<i>Tortricodes alternella</i> ([Denis & Schiffermüller], 1775)	Raupe Oktober. Zwischen zwei aufeinander gelegten Blättern von Eichen, Verpuppung in der Wohnung.		X	X				X
	<i>Eulia ministrana</i> (Linnaeus, 1758)	An Blättern	X		X				X
	<i>Exapate congelatella</i> (Clerck, 1795)	Raupe Mai-Juli an Blättern (Stübner, pers. Mitt.)	X		X				X

K & R	Familie/Gattung/Art	Raupenentwicklungszeit, Lebensweise	Betroffenheit durch HOCH	PSM MITTEL	GERING	Ausbreitungs- fähigkeit > 100 m	bis 5 km	über 5 km
	<i>Epagone grotiana</i> (Fabricius, 1781)	Raupe August-W-Mai an Blättern (Stübner, pers. Mitt.)	X	X				X
	<i>Archips podana</i> (Scopoli, 1763)	Mai-Juli, zusammengesponnene Blätter (Lepiforum)	X	X				X
	<i>Archips crataegana</i> (Hübner, 1799)	Raupe Mai	x	X				X
	<i>Archips xylosteana</i> (Linnaeus, 1758)	Raupe im Mai, Juni, polyphag	x	X				X
	<i>Choristoneura diversana</i> (Hübner, 1817)	Raupe im Mai bis Juni,	x					
	<i>Choristoneura hebenstreitella</i> (Müller, 1764)	Raupe im Mai, in Blattrolle an Quercus...	x	X				X
	<i>Ptycholoma lecheana</i> (Linnaeus, 1758)	Raupe im Mai, in versponnenen Blättern	x	X				X
	<i>Pandemis cinnamomeana</i> (Treitschke, 1830)	Raupe Mai	x					
	<i>Pandemis corylana</i> (Fabricius, 1794)	Raupe Juni	x	X				X
	<i>Pandemis cerasana</i> (Hübner, 1786)	Raupe im Mai bis Juni, in einer schönen Blattrolle...	x					
	<i>Pandemis heparana</i> ([Denis & Schiffermüller], 1775)	Raupe April, Mai	x	X				X
	<i>Pandemis dumetana</i> (Treitschke, 1839)	Raupe Mai, Juni, Raupe umgeschlagenes Blatt	x	X				X
	<i>Syndemis musculana</i> (Hübner, 1799)	Raupe im Mai, in zigarrenförmig übereinander gerollten Blättern, überwintert erwachsen.	x					
	<i>Aphelia paleana</i> (Hübner, 1793)	Raupe Juni, eher an Storchschnabel, Heidelbeere	X	X				X
	<i>Clepsis rurinana</i> (Linnaeus, 1758)	Raupe Mai-Juli an Blättern (Stübner, pers. Mitt.)	X	X				X
	<i>Isotrias hybridana</i> (Hübner, 1817)	An Blättern, bis Mai (Stübner, pers. Mitt.)	X	X				X

K & R	Familie/Gattung/Art	Raupenentwicklungszeit, Lebensweise	Betroffenheit durch HOCH	PSM MITTEL	GERING	Ausbreitungs- fähigkeit > 100 m	bis 5 km	über 5 km
	<i>Isotrias rectifasciana</i> (Haworth, 1811)	An Blättern, bis Mai (Stübner, pers. Mitt.)	X	X				X
	<i>Eudemis profundana</i> ([Denis & Schiffermüller], 1775)	Raupe April, Mai, eingerolltes Blatt	X	X				X
	<i>Hedya nubiferana</i> (Haworth, 1811)	August-W-Mai, zwischen zusammengesponnenen Blättern (Stübner, pers. Mitt.)	X					
	<i>Celypha aurofasciana</i> (Haworth, 1811)	In röhrenförmigen Gängen zwischen Baummoos (Schmid), in faulem Holz von <i>Prunus domestica</i> , <i>Prunus cerasus</i> , <i>Quercus</i>	X	X				X
	<i>Lobesia reliquana</i> (Hübner, 1825)	Juli, zwischen zusammengesponnenen Blättern (lepiforum)	X	X				X
	<i>Spilonota ocellana</i> (Denis & Schiffermüller, 1775)	An Blättern	X	X				X
	<i>Epinotia festivana</i> (Hübner, 1799)	August-W-Mai, in Anschwellungen von Zweigen (Stübner, pers. Mitt.)		X				X
	<i>Zeiraphera isertana</i> (Fabricius, 1794)	Raupe im Mai, zwischen den versponnenen jungen Blättern, auch in den frischen Galläpfeln von <i>Cynips</i>	X	X				X
	<i>Gypsonoma dealbana</i> (Fröhlich, 1828)	Raupe April, Mai, umgeschlagener Blattrand	X	X				X
	<i>Notocelia cynosbatella</i> (Linnaeus, 1758)	August-W-Mai, in Trieben (Stübner, pers. Mitt.)	X	X				X
	<i>Notocelia roborana</i> ([Denis & Schiffermüller], 1775)	Raupe April, Mai, zusammengesponnene Blätter - meist an <i>Rosa</i>	X	X				X
	<i>Ancyliis upupana</i> (Treitschke, 1835)	Raupe August bis Oktober (lepiforum)		X				X
	<i>Ancyliis mitterbacheriana</i> ([Denis & Schiffermüller], 1775)	Raupe im Juni und September bis April in einem oben bauschig zusammengesponnenen, an		X				X

K & R	Familie/Gattung/Art	Raupenentwicklungszeit, Lebensweise	Betroffenheit durch HOCH	PSM	MITTEL	GERING	Ausbreitungs- fähigkeit > 100 m	bis 5 km	über 5 km
		den Rändern festgeleimten Blatt							
	<i>Cydia splendana</i> (Hübner, 1799)	Raupe September bis Oktober, in Eicheln, nach Stübner syn. zu <i>Cydia triangulella</i> (Goeze, 1783)							
	<i>Cydia fagiglandana</i> (Zeller, 1841)	Raupe September bis Oktober, in Eicheln (Stübner)			X				X
	<i>Cydia amplana</i> (Hübner, 1799)	Raupe September bis Oktober, in Eicheln			X				X
	<i>Pammene gallicana</i> (Guenée, 1845)	April, Mai in Eichengallen (lepiforum)			X				X
	<i>Pammene amygdalana</i> (Duponchel, 1842)	Raupe bis Frühjahr, in Eichengallen			X				X
	<i>Pammene fasciana</i> (Linnaeus, 1761)	Raupe August bis Oktober, in Eicheln			X				X
	<i>Pammene splendidulana</i> (Guenée, 1845)	Raupe im Mai, zwischen zwei übereinander gelegten Blättern	X		X				X
	<i>Pammene insulana</i> (Guenée, 1845)	Raupe August bis April, in Eichengallen	X		X				X
	<i>Pammene gallicolana</i> (Lienig & Zeller, 1846)	Raupe August bis April, in Eichengallen	X		X				X
	<i>Pammene giganteana</i> (Peyerimhoff, 1863)	Raupe Juni bis August, (in Eichengallen), an Blättern (=Pammene inquilina Fletscher, 1938)			X				X
	<i>Pammene argyrana</i> (Hübner, 1799)	Raupe Juni bis August, erst in Eichengallen, dann an morschem Holz			X				X
	<i>Pammene albuginana</i> (Guenée, 1845)	August in Eichengallen (lepiforum)			X				X
	<i>Strophedra nitidana</i> (Fabricius, 1794)	Raupe Oktober, zwischen zwei aufeinander gelegten Blättern von Eichen			X				X

K & R	Familie/Gattung/Art	Raupenentwicklungszeit, Lebensweise	Betroffenheit durch HOCH	PSM	MITTEL	GERING	Ausbreitungs- fähigkeit > 100 m	bis 5 km	über 5 km
	Familie Pyralidae				X				X
	<i>Endotricha flammealis</i> ([Denis & Schiffermüller], 1775)	An den Blättern [Raupe Frühjahr]	X		X				X
	<i>Cryptoblabes bistriga</i> (Haworth, 1811)	An Blättern	X		X				X
	<i>Elegia similella</i> (Zincken, 1818)	Raupe Juli August, Die sehr lebhaft Raupe lebt in kleinen Gesellschaften im Gespinst zwischen Eichenblättern.			X				X
	<i>Phycita roborella</i> ([Denis & Schiffermüller], 1775)	Raupe Mai, in röhrenförmigen, seidenen Gängen an den Blättern der Triebenden niederer Eichen	X		X	X	X		X
	<i>Conobathra tumidana</i> ([Denis & Schiffermüller], 1775)	Raupe Mai bis Juni, An Eichen ganz wie <i>Acrobasis consociella</i> , aber nur an Bäumen, während jene die Sträucher vorzieht (Wocke).	X		X	X	X		X
	<i>Conobathra repandana</i> (Fabricius, 1798)	Raupe Mai bis Juni, einzeln und mehr an niedrigen Ästen höherer Eichen (Stange)	X		X	X	X		X
	<i>Acrobasis sodalella</i> Zeller, 1848	An Blättern, Raupe im Mai	X		X	X	X		X
	<i>Acrobasis consociella</i> (Hübner, 1813)	Überwintern gesellig in seidener mit Kot umgebener Röhre in einem Büschel zusammengesponnener Blätter am Ende der Zweige von niedrigem Eichengebüsch und skelettieren bis Juni die Blätter	X		X	X	X		X
	<i>Udea prunalis</i> ([Denis & Schiffermüller], 1775)	An den Blättern (Raupen im Mai)	X		X	X	X		X
	<i>Agrotera nemoralis</i> (Scopoli, 1763)	An Blättern	X		X	X	X		X
	Familie Saturniidae				X	X	X		X

K & R	Familie/Gattung/Art	Raupenentwicklungszeit, Lebensweise	Betroffenheit durch HOCH	PSM	MITTEL	GERING	Ausbreitungs- fähigkeit > 100 m	bis 5 km	über 5 km
	<i>Agria tau</i> (Linnaeus, 1758)	5-A8	X		x	x	x		X
	<i>Saturnia pavonia</i> (Linnaeus, 1758)	5-7	X		x	x	x		X
	Familie Sphingidae				x	x	x		X
	<i>Mimas tiliae</i> (Linnaeus, 1758)	6-8	X		X				X
	Familie Lycaenidae				X				X
	<i>Neozephyrus quercus</i> (Linnaeus, 1758)	5-6	X		X				X
	<i>Satyrium ilicis</i> (Esper, 1779)	5-6	X		X				X
	Familie Drepanidae				X				X
	<i>Cymatophorina diluta</i> ([Denis & Schiffermüller], 1775)	5-6	X		X				X
	<i>Polyploca ridens</i> (Fabricius, 1787)	5-6	X		X				X
	<i>Watsonalla binaria</i> (Hufnagel, 1767)	9, 6-7	X		X				X
	<i>Watsonalla cultraria</i> (Fabricius, 1775)	9, 6-7	X		X				X
	<i>Sabra harpagula</i> (Esper, 1786)	9-10, 7	X				X		X
	Familie Lasiocampidae				X				X
	<i>Poecilocampa populi</i> (Linnaeus, 1758)	5-7	X		X				X
	<i>Trichiura crataegi</i> (Linnaeus, 1758)	5-7	X		X				X
	<i>Eriogaster rimicola</i> ([Denis & Schiffermüller], 1775)	5-A6	X		X				X

K & R	Familie/Gattung/Art	Raupenentwicklungszeit, Lebensweise	Betroffenheit durch HOCH	PSM	MITTEL	GERING	Ausbreitungs- fähigkeit > 100 m	bis 5 km	über 5 km
	<i>Eriogaster catax</i> (Linnaeus, 1758)	5-A7	X				X		X
	<i>Malacosoma neustrium</i> (Linnaeus, 1758)	5-6	X			X			X
	<i>Lasiocampa quercus</i> (Linnaeus, 1758)	9-W-6	X				X		X
	<i>Macrothylacia rubi</i> (Linnaeus, 1758)	8-W-4	X				X		X
	<i>Phyllodesma ilicifolia</i> (Linnaeus, 1758)	6-8	X				X		X
	<i>Phyllodesma tremulifolia</i> (Hübner, 1810)	7-8	X			X			X
	<i>Odonestis pruni</i> (Linnaeus, 1758)	9-W-6	X						X
	Familie Geometridae						X		X
	<i>Stegania cararia</i> (Hübner, 1790)	7-8	X		X				X
	<i>Semiothisa notata</i> (Linnaeus, 1758)	5-7, 8-9	X		X				X
	<i>Semiothisa alternata</i> ([Denis & Schiffermüller], 1775)	6-7, 8-9	X		X				X
	<i>Anagona pulveraria</i> (Linnaeus, 1758)	6-A9	X				X		X
	<i>Plagodis dolabraria</i> (Linnaeus, 1767)	Juli (lepiforum)	X				X		X
	<i>Pachycnemia hippocastanaria</i> (Hübner, [1799])	6-7	X				X		X
	<i>Ennomos autumnaria</i> (Werneburg, 1859)	5-6	X				X		X
	<i>Ennomos quercinaria</i> (Hufnagel, 1767)	5-8	X						
	<i>Ennomos erosaria</i> ([Denis & Schiffermüller], 1775)	5-8	X		X				X

K & R	Familie/Gattung/Art	Raupenentwicklungszeit, Lebensweise	Betroffenheit durch HOCH	PSM	MITTEL	GERING	Ausbreitungs- fähigkeit > 100 m	bis 5 km	über 5 km
	<i>Selenia dentaria</i> (Fabricius, 1775)	5-6, 8-9	X		X				X
	<i>Selenia lunularia</i> (Hübner, [1788])	6, 8-9	X			X			X
	<i>Selenia tetralunaria</i> (Hufnagel, 1767)	6-7, 8-9	X		X				X
	<i>Odontopera bidentata</i> (Clerck, 1759)	6-9	X		X				X
	<i>Crocallis elinguaris</i> (Linnaeus, 1758)	8-W-6	X		X				X
	<i>Colotois pennaria</i> (Linnaeus, 1761)	5-7	X		X				X
	<i>Apocheima hispidarium</i> ([Denis & Schiffermüller], 1775)	5-7	X		X				X
	<i>Apocheima pilosarium</i> ([Denis & Schiffermüller], 1775)	4-6	X		X				X
	<i>Lycia hirtaria</i> (Clerck, 1759)	5-8	X		X				X
	<i>Lycia pomonaria</i> (Hübner, 1790)	6-7							
	<i>Biston stratarius</i> (Hufnagel, 1767)	5-7			X				X
	<i>Biston betularius</i> (Linnaeus, 1758)	7-10			X				X
	<i>Agriopis leucophaearia</i> ([Denis & Schiffermüller], 1775)	5	X						
	<i>Agriopis aurantiaria</i> (Hübner, [1799])	5-6	X		X				X
	<i>Agriopis marginaria</i> (Fabricius, 1777)	5-6	X						
	<i>Erannis defoliaria</i> (Clerck, 1759)	M5-A7	X		X				X
	<i>Peribatodes rhomboidarius</i> ([Denis & Schiffermüller], 1775)	8-W-6	X		X				X

K & R	Familie/Gattung/Art	Raupenentwicklungszeit, Lebensweise	Betroffenheit durch HOCH	PSM	MITTEL	GERING	Ausbreitungs- fähigkeit > 100 m	bis 5 km	über 5 km
	<i>Peribatodes ilicaria</i> (Geyer, 1833)	9-W-6	X						
	<i>Deileptenia ribeata</i> (Clerck, 1759)	8-W-6	X		X				X
	<i>Alcis repandatus</i> (Linnaeus, 1758)	8-W-6	X		X				X
	<i>Hypomecis roboraria</i> ((Denis & Schiffermüller), 1775)	8-W-6	X		X				X
	<i>Hypomecis punctinalis</i> (Scopoli, 1763)	5-8	X		X				X
	<i>Fagivorina arenaria</i> (Hufnagel, 1767)	7-9	X		X				X
	<i>Ectropis crepuscularia</i> ((Denis & Schiffermüller), 1775)	5-6, 9-10	X						
	<i>Paradarisa consonaria</i> (Hübner, [1799])	5-8	X		X				X
	<i>Parectropis similaria</i> (Hufnagel, 1767)	7-8				X		X	
	<i>Cabera pusaria</i> (Linnaeus, 1758)	6-9	X					X	
	<i>Lomographa bimaculata</i> (Fabricius, 1775)	6-7	X					X	
	<i>Lomographa temerata</i> ((Denis & Schiffermüller), 1775)	6-7	X					X	
	<i>Campaea margaritata</i> (Linnaeus, 1767)	8-W-6, 7-8	X					X	
	<i>Campaea honoraria</i> ((Denis & Schiffermüller), 1775)	6-7, 8-9	X					X	
	<i>Alsophila aescularia</i> ((Denis & Schiffermüller), 1775)	4-A7	X					X	
	<i>Alsophila aceraria</i> ((Denis & Schiffermüller), 1775)	5-6	X					X	
	<i>Comibaena bajularia</i> ((Denis & Schiffermüller), 1775)	E7-W-E5	X					X	

K & R	Familie/Gattung/Art	Raupenentwicklungszeit, Lebensweise	Betroffenheit durch HOCH	PSM	MITTEL	GERING	Ausbreitungs- fähigkeit > 100 m	bis 5 km	über 5 km
	<i>Hemitea aestivaria</i> (Hübner, 1789)	8-W-5	X					X	
	<i>Jodis lactearia</i> (Linnaeus, 1758)	7-9				X		X	
	<i>Cyclophora pendularia</i> (Clerck, 1759)	6-7, 8-9	X					X	
	<i>Cyclophora albipunctata</i> (Hufnagel, 1767)	6-7, 8-9	X					X	
	<i>Cyclophora pupillaria</i> (Hübner, 1799)	6-7, 8-9	X					X	
	<i>Cyclophora ruficiliaria</i> (Herrich-Schäffer, 1855)	6-7, 8-9	X					X	
	<i>Cyclophora porata</i> (Linnaeus, 1767)	6, 8-9	X					X	
	<i>Cyclophora quercimontaria</i> (Bastelberger, 1897)	6-7, 8-9	X					X	
	<i>Cyclophora punctaria</i> (Linnaeus, 1758)	6-7, 8-9	X					X	
	<i>Cyclophora linearia</i> (Hübner, [1799])	6-7, 8-9	X					X	
	<i>Idaea deversaria</i> (Herrich-Schäffer, 1847)	8-W-6	X					X	
	<i>Eulithis prunata</i> (Linnaeus, 1758)	5-7	X					X	
	<i>Chloroclysta siterata</i> (Hufnagel, 1767)	6-8	X					X	
	<i>Epirrita dilutata</i> ([Denis & Schiffermüller], 1775)	5-6	X					X	
	<i>Eupithecia irriguata</i> (Hübner, [1813])	E5-6	X					X	
	<i>Eupithecia abbreviata</i> Stephens, 1831	M5-A6	X					X	
	<i>Eupithecia dodoneata</i> Guenée, 1857	6-A7	X					X	

K & R	Familie/Gattung/Art	Raupenentwicklungszeit, Lebensweise	Betroffenheit durch HOCH PSM	MITTEL	GERING	Ausbreitungs- fähigkeit > 100 m	bis 5 km	über 5 km
	<i>Chloroclystis v-ata</i> (Haworth, 1809)	6-7 (lepiforum)	X				X	
	<i>Asthena albulata</i> (Hufnagel, 1767)	7-9			X		X	
	Familie Notodontidae							
	<i>Thaumetopoea processionea</i> (Linnaeus, 1758)	5-6	X				X	
	<i>Furcula furcula</i> (Clerck, 1759)	7-9			X		X	
	<i>Notodonta torva</i> (Hübner, [1803])	7-9, fraglich bei Ebert 4			X		X	
	<i>Drymonia dodonaea</i> ([Denis & Schiffermüller], 1775)	6-8	X				X	
	<i>Drymonia ruficornis</i> (Hufnagel, 1766)	E5-6	X				X	
	<i>Drymonia querna</i> (Fabricius, 1775)	7-9			X		X	
	<i>Drymonia melagona</i> (Borkhausen, 1790)	7-M9			X		X	
	<i>Drymonia velitaris</i> (Hufnagel, 1767)	7-9			X		X	
	<i>Pterostoma palpina</i> (Clerck, 1759)	8-9, 6-7	X				X	
	<i>Leucodonta bicoloria</i> ([Denis & Schiffermüller], 1775)	M6-8	X				X	
	<i>Ptilodon capucina</i> (Linnaeus, 1758)	8-9, 6-7	X				X	
	<i>Phalera bucephala</i> (Linnaeus, 1758)	7-8			X		X	
	<i>Peridea anceps</i> (Goeze, 1781)	M5-7	X				X	
	<i>Stauropus fagi</i> (Linnaeus, 1758)	6-9	X				X	

K & R	Familie/Gattung/Art	Raupenentwicklungszeit, Lebensweise	Betroffenheit durch HOCH	PSM	MITTEL	GERING	Ausbreitungs- fähigkeit > 100 m	bis 5 km	über 5 km
	<i>Harpyia milhauseri</i> (Fabricius, 1775)	6-M8	X					X	
	<i>Spatalia argentina</i> ([Denis & Schiffermüller], 1775)	9, 6-7	X					X	
	Familie Noctuidae								2
	<i>Moma alpium</i> (Osbeck, 1778)	6-9	X					X	
	<i>Acronicta alni</i> (Linnaeus, 1767)	6-9	X					X	
	<i>Acronicta tridens</i> ([Denis & Schiffermüller], 1775)	7-9			X			X	
	<i>Acronicta psi</i> (Linnaeus, 1758)	7-9 (Ebert 6)	X					X	
	<i>Acronicta aceris</i> (Linnaeus, 1758)	7-9			X			X	
	<i>Acronicta megacephala</i> ([Denis & Schiffermüller], 1775)	7-9 (Ebert 6)	X					X	
	<i>Acronicta auricoma</i> ([Denis & Schiffermüller], 1775)	6	X					X	
	<i>Cryphia algae</i> (Fabricius, 1775)	9-W-6 Flechten an Eiche	X					X	
	<i>Simplicia rectalis</i> (Eversmann, 1842)	9-W-6 (welke Eichenblätter)	X					X	
	<i>Paracolax tristalis</i> (Fabricius, 1794)	9-W-5 (welke Eichenblätter)	X					X	
	<i>Herminia grisealis</i> ([Denis & Schiffermüller], 1775)	6-9	X					X	
	<i>Polypogon strigilata</i> (Linnaeus, 1758)	9-W-4	X					X	
	<i>Catocala sponsa</i> (Linnaeus, 1767)	5-6	X					X	
	<i>Catocala fraxini</i> (Linnaeus, 1758)	5-6	X					X	

K & R	Familie/Gattung/Art	Raupenentwicklungszeit, Lebensweise	Betroffenheit durch HOCH	PSM	MITTEL	GERING	Ausbreitungs- fähigkeit > 100 m	bis 5 km	über 5 km
	<i>Catocala promissa</i> ([Denis & Schiff.], 1775)	5-6	X					X	
	<i>Catocala fulminea</i> (Scopoli, 1763)	E4-A6	X					X	
	<i>Minucia lunaris</i> ([Denis & Schiffermüller], 1775)	E6-8	X					X	
	<i>Catephia alchymista</i> ([Denis & Schiffermüller], 1775)	7-8			X			X	
	<i>Laspeyria flexula</i> ([Denis & Schiffermüller], 1775)	8-W-A6 (Flechten)	X					X	
	<i>Parascotia fuliginaria</i> (Linnaeus, 1761)	Flechten und Pilze an Eichenholz (Reutti 1898)	X					X	
	<i>Trisateles emortualis</i> ([Denis & Schiffermüller], 1775)	8-9			X			X	
	<i>Amphipyra pyramidea</i> (Linnaeus, 1758)	5-A6	X					X	
	<i>Amphipyra berbera</i> Rungs, 1949	5-A6	X					X	
	<i>Brachionycha sphinx</i> (Hufnagel, 1766)	5-6	X					X	
	<i>Brachionycha nubeculosa</i> (Esper, 1785)	5-6	X					X	
	<i>Phlogophora meticulosa</i> (Linnaeus, 1758)	E8-W-E5 (Ebert 6)	X					X	
	<i>Phlogophora scita</i> (Hübner, 1790)	E8-W-E5	X					X	
	<i>Mesogona acetosellae</i> ([Denis & Schiffermüller], 1775)	5-6	X					X	
	<i>Mesogona oxalina</i> (Hübner, [1803])	4-6	X					X	
	<i>Dicycla oo</i> (Linnaeus, 1758)	5-6	X					X	
	<i>Cosmia affinis</i> (Linnaeus, 1767)	5 (Ebert 6)	X					X	

K & R	Familie/Gattung/Art	Raupenentwicklungszeit, Lebensweise	Betroffenheit durch HOCH	PSM	MITTEL	GERING	Ausbreitungs- fähigkeit > 100 m	bis 5 km	über 5 km
	<i>Cosmia pyralina</i> ([Denis & Schiffermüller], 1775)	5	X					X	
	<i>Cosmia trapezina</i> (Linnaeus, 1758)	5-6	X					X	
	<i>Xanthia aurago</i> ([Denis & Schiffermüller], 1775)	M4-6	X					X	
	<i>Xanthia sulphurago</i> ([Denis & Schiffermüller], 1775)	5-M6	X					X	
	<i>Agrochola circellaris</i> (Hufnagel, 1766)	4-6	X					X	
	<i>Agrochola macilenta</i> (Hübner, [1809])	5-6	X					X	
	<i>Agrochola helvola</i> (Linnaeus, 1758)	5-6	X					X	
	<i>Agrochola laevis</i> (Hübner, [1803])	5-6	X					X	
	<i>Spudaea rutililla</i> (Esper, [1791])	5-M7	X					X	
	<i>Eupsilia transversa</i> (Hufnagel, 1766)	5-6	X					X	
	<i>Jodia croceago</i> ([Denis & Schiffermüller], 1775)	5-6	X					X	
	<i>Conistra vaccinii</i> (Linnaeus, 1761)	4-M7	X					X	
	<i>Conistra ligula</i> (Esper, [1791])	5-7 (Ebert 6)	X					X	
	<i>Conistra rubiginea</i> ([Denis & Schiffermüller], 1775)	5-A7	X					X	
	<i>Conistra erythrocephala</i> ([Denis & Schiffermüller], 1775)	5-6	X					X	
	<i>Lithophane semibrunnea</i> (Haworth, 1809)	5-6	X					X	
	<i>Lithophane socia</i> (Hufnagel, 1766)	M4-6	X					X	

K & R	Familie/Gattung/Art	Raupenentwicklungszeit, Lebensweise	Betroffenheit durch HOCH	PSM	MITTEL	GERING	Ausbreitungs- fähigkeit > 100 m	bis 5 km	über 5 km
	<i>Lithophane ornitopus</i> (Hufnagel, 1766)	E8-W-M5	X					X	
	<i>Lithophane furcifera</i> (Hufnagel, 1766)	E5-7	X					X	
	<i>Dichonia aprilina</i> (Linnaeus, 1758)	5-6	X					X	
	<i>Dichonia convergens</i> ([Denis & Schiffermüller], 1775)	5-6	X					X	
	<i>Dryobotodes eremita</i> (Fabricius, 1775)	5-6	X					X	
	<i>Lacanobia thalassina</i> (Hufnagel, 1766)	7-9	X					X	
	<i>Polia hepatica</i> (Clerck, 1759)	8-W-6 (Ebert 6)	X					X	
	<i>Polia nebulosa</i> (Hufnagel, 1766)	8-W-5	X					X	
	<i>Orthosia incerta</i> (Hufnagel, 1766)	5-6	X					X	
	<i>Orthosia gothica</i> (Linnaeus, 1758)	5-6	X					X	
1003 9	<i>Orthosia cruda</i> ([Denis & Schiffermüller], 1775)	X					X		
1004 1	<i>Orthosia miniosa</i> ([Denis & Schiffermüller], 1775)	X					X		
1004 2	<i>Orthosia opima</i> (Hübner, [1809])	X					X		
1004 4	<i>Orthosia cerasi</i> (Fabricius, 1775)	X					X		
1005 0	<i>Orthosia munda</i> ([Denis & Schiffermüller], 1775)	X					X		
1036 8	<i>Panthea coenobita</i> (Esper, 1785)	X					X		
1037 2	<i>Colocasia coryli</i> (Linnaeus, 1758)		X				X		

K & R	Familie/Gattung/Art	Raupenentwicklungszeit, Lebensweise	Betroffenheit durch HOCH	PSM	MITTEL	GERING	Ausbreitungs- fähigkeit > 100 m	bis 5 km	über 5 km
	Familie Lymantriidae								
1037 5	<i>Lymantria monacha</i> (Linnaeus, 1758)	X						X	x
1037 6	<i>Lymantria dispar</i> (Linnaeus, 1758)	5-A7	X						X
1038 0	<i>Ocneria rubea</i> ([Denis & Schiffermüller], 1775)	8-W-6	X					X	
1038 4	<i>Parocneria detrita</i> (Esper, 1785)	8-W-5	X					X	
1038 7	<i>Calliteara pudibunda</i> (Linnaeus, 1758)	7-10			X			X	
1039 2	<i>Dicallomera fascelina</i> (Linnaeus, 1758)	9-W-5	X					X	
1039 6	<i>Orgyia recens</i> (Hübner, 1819)	9-W-6	X					X	
1039 7	<i>Orgyia antiqua</i> (Linnaeus, 1758)	5, E7-8	X					X	
1040 5	<i>Euproctis chrysorrhoea</i> (Linnaeus, 1758)	9-W-6	X					X	
1040 6	<i>Euproctis similis</i> (Fuessly, 1775)	9-W-5	X					X	
1041 6	<i>Arctornis l-nigrum</i> (O.F. Müller, 1764)	9-W-5	X					X	
1042 2	<i>Meganola togatularis</i> (Hübner, 1796)	8-W-6	X					X	
1042 3	<i>Meganola strigula</i> ([Denis & Schiffermüller], 1775)	8-W-6	X					X	
1042 9	<i>Nola confusalis</i> (Herrich-Schäffer, 1847)	6-9	X					X	
1043 0	<i>Nola cicatricalis</i> (Treitschke, 1835)	5-6, 8-10 (Flechten)	X					X	
1044 1	<i>Nycteola revayana</i> (Scopoli, 1772)	5-6, 8-9	X					X	

K & R	Familie/Gattung/Art	Raupenentwicklungszeit, Lebensweise	Betroffenheit durch HOCH	PSM	MITTEL	GERING	Ausbreitungs- fähigkeit > 100 m	bis 5 km	über 5 km
1045 1	<i>Bena prasinana</i> (Linnaeus, 1758)	8-W-5	X					X	
	Familie Arctiidae								
1047 5	<i>Miltochrista miniata</i> (Forster, 1771)	9-W-6 (Flechten)	X					X	
1057 9	<i>Rhyparia purpurata</i> (Linnaeus, 1758)	8-W-5, selten Eiche	X					X	
1048 5	<i>Lithosia quadra</i> (Linnaeus, 1758)	9-W-6 (Flechten)	X					X	
1048 8	<i>Eilema griseola</i> (Hübner, [1803])	9-W-6 (Flechten)	X					X	
1049 0	<i>Eilema complana</i> (Linnaeus, 1758)	9-W-6 (Flechten)	X					X	
1059 5	<i>Pericallia matronula</i> (Linnaeus, 1758)	9-W-W-5	X					X	
1059 8	<i>Arctia caja</i> (Linnaeus, 1758)	8-W-5 (Ebert 5)	X					X	
1060 3	<i>Callimorpha dominula</i> (Linnaeus, 1758)	9-W-5 (Ebert 5)	X					X	
1060 5	<i>Euplagia quadripunctaria</i> (Poda, 1761)	9-W-5 (Ebert 5)	X		X	X			X
	Arten an Kiefer								
	Familie Tortricidae								
4555	<i>Archips oporana</i> (Linnaeus, 1758)	5-6, zw. versponnenen Nadeln	X					X	
4604	<i>Aphelia viburnana</i> ([Denis & Schiffermüller], 1775)	6-7, eigentlich an Viburnum			X			X	
4778	<i>Piniphila bifasciana</i> (Haworth, [1811])	6-7, in den Blüten?			X			X	
4872	<i>Epinotia rubiginosana</i> (Herrich-Schäffer, 1851)	10-11, zwischen zusammengesponnenen Nadeln			X			X	
5028	<i>Pseudococcyx posticana</i> (Zetterstedt, 1839)	7-W-3, in Knospen				X		X	

K & R	Familie/Gattung/Art	Raupenentwicklungszeit, Lebensweise	Betroffenheit durch HOCH	PSM	MITTEL	GERING	Ausbreitungs- fähigkeit > 100 m	bis 5 km	über 5 km
5029	<i>Pseudococcyx turionella</i> (Linnaeus, 1758)	5-6, In den Knospen	X					X	
5038	<i>Gravarmata margarotana</i> (Heinemann, 1863)	6-8, im Trieben				X		X	
5041	<i>Clavigesta sylvestrana</i> (Curtis, 1850)	4-5, an Knospen, Trieben, Blüten	X					X	
5044	<i>Rhyacionia buoliana</i> ([Denis & Schiffermüller], 1775)	8-W-6, minierend, später in Harzgallen			X			X	
5048	<i>Rhyacionia pinivorana</i> (Lienig & Zeller, 1846)	5-7, in den Seitenknospen			X			X	
5049	<i>Rhyacionia duplana</i> (Hübner, [1813])	5-6, Frass im Endteil der Maitriebe	X					X	
5140	<i>Cydia pactolana</i> (Zeller, 1840)	8-9, in den Knospen			X			X	
Familie Yponomeutidae									
1411	<i>Cedestis gysselella</i> (Zeller, 1839)	4-5, zw. zusammengesponnenen Nadeln	X					X	
1412	<i>Cedestis subfasciella</i> (Stephens, 1834)	5-6, in den Nadeln			X			X	
1416	<i>Ocnerostoma piniariella</i> Zeller, 1847	4-5, in vorjährigen Nadeln			X			X	
Familie Batrachedridae									
1429	<i>Batrachedra pinicolella</i> (Zeller, 1839)	3-6, in Nadeln			X			X	
Familie Oecophoridae									
2274	<i>Decantha borkhausenii</i> (Zeller, 183)	8-W-5, unter Rinde in Kotgespinst, Waldrand			X			X	
Familie Gelechiidae									
4068	<i>Exoteleia dodecella</i> (Linnaeus, 1758)	8-W-5	X					X	
5033	<i>Retinia resinella</i> (Linnaeus, 1758)	5-6, Gespinst, später in Harzgallen	X					X	
5138	<i>Cydia cosmophorana</i> (Treitschke, 1835)	7-W-5, in alten R. resinella-Gallen			X			X	
5132	<i>Cydia cognatana</i> (Barrett, 1874)							X	
5136	<i>Cydia coniferana</i> (Saxesen, 1840)	8-W-5, in krebssigen Stammstellen in Gespinsten			X			X	

K & R	Familie/Gattung/Art	Raupenentwicklungszeit, Lebensweise	Betroffenheit durch HOCH	PSM	MITTEL	GERING	Ausbreitungs- fähigkeit > 100 m	bis 5 km	über 5 km
	Familie Pyralidae								
5783	<i>Dioryctria simplicella</i> Heinemann, 1865	6-7, 9-W-6, in Zweigspitzen	X					X	
5781	<i>Dioryctria sylvestrella</i> (Ratzeburg, 1840)	6-8, unter grüner Rinde, darüber Harzaustritt			X			X	
	Familie Lasiocampidae								
6763	<i>Dendrolimus pini</i> (Linnaeus, 1758)	6-W-5	X					X	
6769	<i>Cosmotriche lobulina</i> ([Denis & Schiffermüller], 1775)	7-W-5	X					X	
	Familie Sphingidae								
6834	<i>Hyloicus pinastri</i> (Linnaeus, 1758)	8-W-6	X						X
	Familie Geometridae								
7542	<i>Semiothisa liturata</i> (Clerck, 1759)	7-9	X					X	
7762	<i>Peribatodes secundarius</i> ([Denis & Schiffermüller], 1775)	6-7, 8-9	X					X	
7773	<i>Cleora cinctaria</i> ([Denis & Schiffermüller], 1775)	6-7, 8-9	X					X	
7784	<i>Hypomecis punctinalis</i> (Scopoli, 1763)	5-8	X					X	
7796	<i>Ectropis crepuscularia</i> ([Denis & Schiffermüller], 1775)	5-6, 9-10	X					X	
7822	<i>Bupalus piniarius</i> (Linnaeus, 1758)	7-10	X					X	
7839	<i>Hylaea fasciaria</i> (Linnaeus, 1758)	7-W-6	X					X	
8354	<i>Heterothesa firmata</i> (Hübner, [1822])	7-8	X					X	
8356	<i>Thera obeliscata</i> (Hübner, [1787])	6-7	X					X	
8357	<i>Thera variata</i> ([Denis & Schiffermüller], 1775)	5-6	X					X	
8358	<i>Thera britannica</i> (Turner, 1925)	5-6	X					X	
8481	<i>Eupithecia abietaria</i> (Goeze, 1781)	6-7	X					X	
8565	<i>Eupithecia indigata</i> (Hübner, [1813])	9-W-6	X					X	

K & R	Familie/Gattung/Art	Raupenentwicklungszeit, Lebensweise	Betroffenheit durch PSM HOCH	MITTEL	GERING	Ausbreitungs- fähigkeit > 100 m	bis 5 km	über 5 km
	Familie Thaumetopoeidae							
8692	<i>Thaumetopoea pinivora</i> (Treitschke, 1834)	5-7	X				X	
	Familie Notodontidae							
1037 6	<i>Lymantria dispar</i> (Linnaeus, 1758)	4-6	X					X
1037 5	<i>Lymantria monacha</i> (Linnaeus, 1758)	4-6	X					X
	Familie Noctuidae							
1005 2	<i>Panolis flammea</i> ([Denis & Schiffermüller], 1775)	5-7	X				X	
1035 6	<i>Agrotis vestigialis</i> (Hufnagel, 1766)	9-W-6 (an Wurzeln junger Kiefern)			X		X	
1036 8	<i>Panthea coenobita</i> (Esper, 1785)	8-A10	X				X	

Anmerkungen

- 1) Einzige Art, die bisher in Deutschland nur auf Roteiche und nicht auf anderen Eichenarten nachgewiesen wurde (Nieukerken et al. 2012).
- 2) BArtSchVO: Bundesartenschutzverordnung (1/1: geschützte Arten entsprechend § 1 Satz 1 sowie 1/2: streng geschützte Arten entsprechend § 1 Satz 2).
- 3) RL BRD 2012: Binot-Hafke, M., Balzer, S., Becker, N., Gruttke, G. Haupt, H., Hofbauer, N., Ludwig, G., Matzke-Hajek, G. & M. Strauch (Hrsg.) (2011): Rote Liste gefährdeter Tiere, Pflanzen und Pilze Deutschlands Band 3: Wirbellose Tiere (Teil 1) Bundesamt für Naturschutz, Bonn-Bad Godesberg Naturschutz und Biologische Vielfalt 70 (3): 716pp.
- 4) K&R Nomenklatur nach Karsholt & Razowski (1996).
- 5) Die Aufstellung enthält alle Schmetterlingsarten Deutschlands, für die Eiche als Nahrung angegeben ist (sowohl monophage, als auch oligophage und polyphage Arten).
- 6) Darüber hinaus sind Arten aufgeführt, die direkt an Eichen gebunden sind oder auf Eichen vorkommen. Dies betrifft Arten, deren Raupen z.B. Flechten an Eichen verzehren. Bei diesen Arten muss von einer analogen Wirkungsweise wie bei den blattfressenden Arten ausgegangen werden. Zusätzlich sind Arten aufgenommen, deren Raupen in oder an auf Eiche gebundenen Pilzen leben.
- 7) Beurteilt sind nur mögliche Auswirkungen von Insektiziden auf die Raupen. Das heißt, mindestens Teile der Larvalentwicklung liegen in den Monaten April bis Juni. Bei den Insektiziden wurde geprüft, ob Arten die Mittel direkt aufnehmen können. Regelmäßig trifft dies auf freifressende Arten zu. Kritisch ist die Beurteilung von Arten, die in Blattwickeln, Gespinsten und Blattminen leben. Hier ist teilweise eine Kontakt- und Aufnahmemöglichkeit gegeben. Bei Insektiziden, bei denen auch systemische Wirkung angegeben ist (z.B. Neem-Produkte) sind solche Arten als betroffen integriert.
- 8) Da einige Insektizide auch ovizid oder auf weitere Stadien wirken, ist mit weiteren betroffenen Arten zu rechnen.
- 9) Die Betroffenheit von Arten, die in Blattminen, zusammengezogenen Bättern oder auf andere Art unterhalb der Oberfläche fressen (nicht freifressende Arten) ist schwer abschätzbar. In vielen Fällen ist ein Kontakt mit den Insektiziden und deren Aufnahme möglich. Dies betrifft insbesondere die neonaten Raupen.
- 10) Da keine detaillierten Untersuchungen zur Auswirkung von Dipel ES auf einzelne heimische Noctuidae vorliegen, wurde diese aus Expertenwissen abgeleitet.

10.5 Anwendungsbestimmungen für die Pflanzenschutzmittel Karate Forst flüssig und Dipel ES zum Schutz des Naturhaushaltes gemäß Genehmigung nach § 18 Abs. 3 Nr. 2 PflSchG vom 20. Februar 2015

Aus dem gemeinsamen Informationspapier von BfN und UBA Pflanzenschutz mit Luftfahrzeugen Naturschutzfachliche Hinweise für die Genehmigungsprüfung

Dokumentationen 03/2015, Umweltbundesamt 2015

http://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/378/publikationen/pflanzenschutz_mit_luftfahrzeugen_0.pdf

10.5.1 ZAA 024080-00/00: Dipel ES (Wirkstoff: *Bacillus thuringiensis* var. *kurstaki* Stamm HD-1, kurz: Bt)

NT 183 Mit diesem Pflanzenschutzmittel dürfen bei Anwendung mit Luftfahrzeugen auf derselben Fläche maximal 5 Behandlungen in 10 Jahren stattfinden.

NT 184 Die Anwendung des Pflanzenschutzmittels und anderer Insektizide innerhalb einer zusammenhängenden Waldfläche – ausgenommen Saatgutbestände – darf innerhalb eines Kalenderjahres nur auf höchstens der Hälfte dieser Fläche erfolgen. Bei der Bestimmung zusammenhängender Waldflächen können die im Amtlichen Topographisch-kartographischen Informationssystem (ATKIS) – oder mit einem nachweislich vergleichbaren System entsprechend – als Flächentypen Wald und Gehölz ausgewiesenen Flächen gemeinsam veranschlagt werden. In die zusammenhängende Waldfläche können auch Teilflächen einbezogen werden, wenn diese weniger als 100 m entfernt liegen. Hiervon abweichend kann die Anwendung auf einer Fläche von mehr als der Hälfte der zusammenhängenden Waldfläche erfolgen, wenn die zuständige Behörde bei der Genehmigung nach § 18 Absatz 2 PflSchG im Einzelfall auf der Grundlage eines rechtsverbindlichen, mit ausreichender Auflösung durchgeführten Erhebungsverfahrens festgestellt hat, dass auf mehr als der Hälfte der zusammenhängenden Waldfläche die entsprechenden Schadschwellen überschritten sind und eine Anwendung des Mittels zum Erhalt des Bestandes unbedingt erforderlich ist. Sofern von diesem Ausnahmetatbestand Gebrauch gemacht wird, ist dies dem Bundesamt für Verbraucherschutz und Lebensmittelsicherheit unter Angabe der betroffenen Flächen und Darlegung des Vorliegens der Voraussetzungen für die Abweichung zu berichten.

NT 185 Innerhalb der zusammenhängenden Waldfläche muss die erste Flugbahn des Hubschraubers mindestens 25 m zuzüglich seiner halben Arbeitsbreite vom Waldrand entfernt verlaufen.

NT 800 Keine Anwendung in Naturschutzgebieten. Hiervon abweichend kann im Einzelfall eine Anwendung in Naturschutzgebieten erfolgen, wenn die zuständige Behörde bei der Genehmigung nach § 18 Absatz 2 PflSchG in Abstimmung mit der zuständigen Naturschutzbehörde festgestellt hat, dass eine Behandlung zum Erhalt des Pflanzenbestandes im Sinne der Zweckbestimmung des Schutzgebietes unbedingt erforderlich ist. Sofern von diesem Ausnahmetatbestand Gebrauch gemacht wird, ist dies dem Bundesamt für Verbraucherschutz und Lebensmittelsicherheit unter Angabe der betroffenen Flächen und Darlegung des Vorliegens der Voraussetzungen für die Abweichung zu berichten.

10.5.2 ZAA 005618-00/00: Karate Forst flüssig (Wirkstoff: *lambda*-Cyhalothrin)

NT 182 Mit diesem Pflanzenschutzmittel dürfen bei Anwendung mit Luftfahrzeugen auf derselben Fläche maximal 3 Behandlungen in 10 Jahren stattfinden.

NT 184 Die Anwendung des Pflanzenschutzmittels und anderer Insektizide innerhalb einer zusammenhängenden Waldfläche – ausgenommen Saatgutbestände – darf innerhalb eines Kalenderjahres nur auf höchstens der Hälfte dieser Fläche erfolgen. Bei der Bestimmung zusammenhängender Waldflächen können die im Amtlichen Topographisch-kartographischen Informationssystem (ATKIS) – oder mit einem nachweislich vergleichbaren System entsprechend – als Flächentypen Wald und Gehölz ausgewiesenen Flächen gemeinsam veranschlagt werden. In die zusammenhängende Waldfläche können auch Teilflächen einbezogen werden, wenn diese weniger als 100 m entfernt liegen. Hiervon abweichend kann die Anwendung auf einer Fläche von mehr als der Hälfte der zusammenhängenden Waldfläche erfolgen, wenn die zuständige Behörde bei der Genehmigung nach § 18 Absatz 2 PflSchG im Einzelfall auf der Grundlage eines rechtsverbindlichen, mit ausreichender Auflösung durchgeführten Erhebungsverfahrens festgestellt hat, dass auf mehr als der Hälfte der zusammenhängenden Waldfläche die entsprechenden Schadschwellen überschritten sind und eine Anwendung des Mittels zum Erhalt des Bestandes unbedingt erforderlich ist. Sofern von diesem Ausnahmetatbestand Gebrauch gemacht wird, ist dies dem Bundesamt für Verbraucherschutz und Lebensmittelsicherheit unter Angabe der betroffenen Flächen und Darlegung des Vorliegens der Voraussetzungen für die Abweichung zu berichten.

NT 185 Innerhalb der zusammenhängenden Waldfläche muss die erste Flugbahn des Hubschraubers mindestens 25 m zuzüglich seiner halben Arbeitsbreite vom Waldrand entfernt verlaufen.

NT 800 Keine Anwendung in Naturschutzgebieten. Hiervon abweichend kann im Einzelfall eine Anwendung in Naturschutzgebieten erfolgen, wenn die zuständige Behörde bei der Genehmigung nach § 18 Absatz 2 PflSchG in Abstimmung mit der zuständigen Naturschutzbehörde festgestellt hat, dass eine Behandlung zum Erhalt des Pflanzenbestandes im Sinne der Zweckbestimmung des Schutzgebietes unbedingt erforderlich ist. Sofern von diesem Ausnahmetatbestand Gebrauch gemacht wird, ist dies dem Bundesamt für Verbraucherschutz und Lebensmittelsicherheit unter Angabe der betroffenen Flächen und Darlegung des Vorliegens der Voraussetzungen für die Abweichung zu berichten.

NW 618 Zwischen dem Waldrand und einem Oberflächengewässer – ausgenommen nur gelegentlich wasserführender, aber einschließlich periodisch wasserführender Oberflächengewässer – muss bei der Anwendung des Mittels ein Abstand von 100 m eingehalten werden.

10.5.3 Zusätzliche Kennzeichnungsaufgaben für beide Mittel

NT 180 Die Anwendung des Pflanzenschutzmittels mit Luftfahrzeugen bedarf der Genehmigung der zuständigen Landesbehörde (§ 18 Absatz 2 PflSchG). Diese wird, bezogen auf die Gesamtheit der Pflanzenschutzmaßnahmen mit Luftfahrzeugen, für maximal 5 % der Gesamtwaldfläche des betreffenden Bundeslandes im Jahr erteilt.

NT 181 Dieses Insektizid wirkt nicht spezifisch allein gegen die zu bekämpfenden Schadorganismen. Die Anwendung kann daher auch Populationen anderer Arthropoden schädigen. Bei bekannten Vorkommen von Arthropoden-Arten, die in den Anhängen II oder IV der Richtlinie 92/43/EWG aufgeführt sind, sollte daher von einer Behandlung abgesehen werden.

10.6 Vom Umweltbundesamt vergebene Anwendungsbestimmungen für Weinbau

1. Die Anwendung des Mittels mit Luftfahrzeugen auf Flächen in Nachbarschaft von Oberflächengewässern- ausgenommen Bundeswasserstraßen sowie nur gelegentlich wasserführende, aber einschließlich periodisch wasserführender Oberflächengewässer- muss mindestens mit einem Abstand von ... m erfolgen.
2. Die Anwendung des Mittels mit Luftfahrzeugen auf Flächen in Nachbarschaft von den Bundeswasserstraßen Main, Neckar, Rhein und Saar muss mindestens mit einem Abstand von ... m erfolgen.

Für die Genehmigung der Anwendung mit Luftfahrzeugen im Steillagenweinbau verzichtet das Umweltbundesamt auf Anwendungsbestimmungen zum Schutz angrenzender terrestrischer Biotope (Saumbiotop). Damit würdigt das Umweltbundesamt die Darlegung eines hohen ökologischen Wertes der Weinbausteillagen und des Erhaltungszustandes der exemplarisch untersuchten Tierarten seitens der Länder. Nach derzeitiger Datenlage sind die Bestände der untersuchten Tierarten auf die untersuchten Gesamtgebiete bezogen stabil oder steigend.

Der dargestellte Ist-Zustand lässt sich nur zu dem Pflanzenschutz in der Vergangenheit in Beziehung setzen. Bei einer veränderten Palette von Pflanzenschutzmitteln im Weinbau (z.B. Wiedereinführung von Insektiziden, neue fungizide Wirkstoffe mit stärkeren Nebenwirkungen auf Arthropoden) und bei einer Veränderung der landschaftlichen Strukturen wäre zu besorgen, dass sich hieraus eine Gefährdung der Pflanzen- und Tierarten ergibt. Die von den Ländern vorgestellte Bestandsaufnahme kann keine einmalige und dann abgeschlossene Maßnahme hinsichtlich der Bewertung sein. Der fortbestehende Verzicht auf Anwendungsbestimmungen zum Schutz terrestrischer Biotope seitens des Umweltbundesamtes setzt somit voraus, dass in regelmäßigen Abständen die Erhaltungszustände der wichtigen Arten überprüft werden und ein fortgesetzter Informationsaustausch durch Fachgespräche im ein- bis zweijährigen Abstand zwischen den betroffenen Bundesländern und den Bundesbehörden stattfinden wird.

10.7 Definition Wald

Wald – ist jede mit Forstpflanzen bestockte Grundfläche. Als Wald gelten auch kahlgeschlagene oder verlichtete Grundflächen, Waldwege, Waldeinteilungs- und Sicherungstreifen, Waldblößen und Lichtungen, Waldwiesen, Wildäusungsplätze, Holzlagerplätze sowie weitere mit dem Wald verbundene und ihm dienende Flächen. (BWaldG § 2)