

**Flut und Hitze: Auswirkungen extremer
Klimaereignisse auf die epigäische
Arthropodenfauna (Araneae – Spinnen)
ufernaher Lebensräume (Auen, Polder) des
Inselrheins bei Mainz**

Dissertation
zur Erlangung des Grades
„Doktor der Naturwissenschaften“

am Fachbereich Biologie
der Johannes-Gutenberg-Universität in Mainz

Patrick Guhmann
geb. in Ludwigshafen am Rhein

Mainz, im Dezember 2009

Tag der mündlichen Prüfung: 11.05.2010

Überall geht ein früheres Ahnen

dem späteren Wissen voraus...

(Alexander Freiherr von Humboldt)

Lebenslauf

Persönliche Daten:

Vor- und Zuname: Patrick Guhmann
Geburtstag: 25.05.1978
Geburtsort: Ludwigshafen am Rhein
Wohnort: Sachsenstr. 5a, 67134 Birkenheide
Staatsangehörigkeit: deutsch
Familienstand: ledig

Schulbildung:

1984 - 1988 Albertine-Scherer-Schule Birkenheide
1988 - 1996 Carl-Bosch-Gymnasium Ludwigshafen
1996 - 1999 Max-Planck-Gymnasium Ludwigshafen

Wehrdienst:

1. Juli 1999 - 30. Sept. 2000 Bundesmarine

Studium:

Studienbeginn am 01.10.2000 im Studienfach Biologie an der Johannes-Gutenberg Universität Mainz

Erfolgreicher Abschluss des Grundstudiums mit dem Vordiplom am 19.11.2002 an der Johannes-Gutenberg Universität Mainz

Erfolgreicher Studienabschluss an der Johannes-Gutenberg Universität Mainz mit dem Diplom am 09.12.2005

Beginn der Promotion am 18.09.2006 an der Johannes-Gutenberg Universität Mainz

Hiermit erkläre ich, die vorliegende Arbeit selbständig und nur unter Verwendung der angegebenen Quellen und Hilfsmittel angefertigt zu haben.

Patrick Guhmann, Mainz, im Dezember 2009

Inhaltsverzeichnis

1.	Einleitung	1
2.	Material und Methoden	8
2.1	Untersuchungsgebiete	8
2.1.1	Geographische Lage	8
2.1.2	Bodenstruktur und Klima	10
2.1.3	Charakterisierung der Untersuchungsflächen	12
2.1.4	Wetter und Rheinpegelstände	37
2.2	Probennahmen	41
2.2.1	Fangmethodik	41
2.2.2	Termine der Probennahmen	50
2.2.3	Aufbereitung, Determination und Lagerung des Probenmaterials	50
2.3	Ökologische Charakterisierung der Spinnenarten	51
2.4	Versuche zur Submersionstoleranz der Spinnen	55
2.5	Versuche zum Flutverhalten der Spinnen	61
2.6	Statistische Auswertung	64
2.6.1	Beschreibende Statistik	64
2.6.2	Wertende Statistik	67
3.	Ergebnisse	69
3.1	Hartholzaue NSG Sandlache	73
3.1.1	Bodenfallenfänge im Auwald	74
3.1.2	Stammeklektorenfänge im Auwald	79
3.1.3	Phänologie der Arten der Hartholzaue	85
3.1.4	Bodenfallenfänge am Waldrand und in der Verlandungszone	99
3.1.5	Auswirkungen von Flut und Hitze	102
3.2	Hochwasserschutzpolder Ingelheim	108
3.2.1	Bodenfallenfänge im Polder	108
3.2.2	Fänge mit dem Vakuumsauger	114

3.2.3	Phänologien der Arten des Polders	117
3.3	Rheininseln und Uferstandorte	125
3.3.1	Rheininseln	125
3.3.2	Uferstandorte	131
3.3.3	Faunenähnlichkeit der Rheininseln und Uferstandorte	138
3.4	Submersionstoleranz und Fluchtverhalten bei künstlicher Flutung	148
4.	Diskussion	156
5.	Zusammenfassung	222
6.	Literaturverzeichnis	226
7.	Anhang	

Abbildungsverzeichnis

Abb. 1:	Das Mainzer Becken und die angrenzenden Gebiete	8
Abb. 2:	Lage der Untersuchungsgebiete im Mainzer Becken (Karte 1: Gaulsheim bis Sandlache)	9
Abb. 3:	Lage der Untersuchungsgebiete im Mainzer Becken (Karte 2: Sandlache bis Mombacher Ufer)	9
Abb. 4:	Klimadiagramm der Wetterstation Heidenfahrt	11
Abb. 5:	Lage der Hartholzaue im NSG „Sandlache“	13
Abb. 6:	Biotoptypen der Hartholzaue NSG „Sandlache“	14
Abb. 7:	Hartholzaue NSG „Sandlache“ (Zone AB7)	15
Abb. 8:	Blick auf das Leitwerk und die Mündung des Entwässerungskanal in den Rhein (Zonen AE2 und LA0)	15
Abb. 9:	Hochwasserschutzdamm hinter der Hartholzaue NSG „Sandlache“ (Zonen HE4b und HE5)	16
Abb. 10:	Lage des Hochwasserschutzpolders Ingelheim	17
Abb. 11:	Biotoptypen des Hochwasserschutzpolders Ingelheim	18
Abb. 12:	Kleines Flut-Tor des Polders Ingelheim	19
Abb. 13:	Ökologischer Polder Ingelheim Zone HB0	19
Abb. 14:	Ökologischer Polder Ingelheim Zone HA0	20
Abb. 15:	Ökologischer Polder Ingelheim Zone LA0 + HB0	20
Abb. 16:	Ökologischer Polder Ingelheim Zone LA 0 im April 2007	21
Abb. 17:	Luftbild der Bodenfallen-Standorte Fulderaue-West (Fu/W) und -Ost (Fu/O)	23
Abb. 18:	Blick vom Rhein auf die Fulderaue	23
Abb. 19:	Bodenfalle am Standort Fulderaue Ost (Fu/O)	24
Abb. 20:	Blick in die Hartholzaue Fu/O	24
Abb. 21:	Blick in die Weichholzaue Fu/W	25
Abb. 22:	Bodenfalle am Standort Fu/W	25
Abb. 23:	Freifläche auf der Fulderaue	25
Abb. 24:	Luftbild des Bodenfallen-Standortes Winkleraue (Wink)	26
Abb. 25:	Blick von Rhein auf die Winklkeräue (Wink)	27

Abb. 26:	Bodenfalle am Standort Wink in lichtem Unterbewuchs	27
Abb. 27:	Bodenfalle in dichtem Unterbewuchs am Standort Wink	27
Abb. 28:	Luftbild der Position des Bodenfallen-Standortes Gaulsheim (Gaul)	28
Abb. 29:	Blick auf den Wald bei Gaulsheim aus westlicher Richtung	29
Abb. 30:	Blick vom Wald auf das Rheinufer bei Gaulsheim	29
Abb. 31:	Südlich an den Wald angrenzendes, tief gelegenes und mit Weiden bewachsenes Schilfröhricht	30
Abb. 32:	Unmittelbar neben dem Wald im Osten gelegener Teich	30
Abb. 33:	Luftbild der Position des Bodenfallen-Standortes Ingelheim (Ing)	31
Abb. 34:	Weichholzaue bei Ingelheim	32
Abb. 35:	Obststreifen begrenzen den Standort Ingelheim in nördlicher und südlicher Richtung	32
Abb. 36:	Unmittelbar hinter dem Standort Ingelheim mündet im Nordwesten die Selz in den Rhein	33
Abb. 37:	Luftbild der Position des Bodenfallen-Standortes Ingelheim „Große Heide“ (Ing/GH)	34
Abb. 38:	Pappel-Gehölzstreifen Ingelheim „Große Heide“	34
Abb. 39:	Luftbild des Bodenfallen-Standortes Mombacher Ufer (Momb)	35
Abb. 40:	Pappelstreifen am Mombacher Ufer mit Unterbewuchs aus Brennnesseln	36
Abb. 41:	Buschwerk hinter dem Pappelstreifen, im Vordergrund sind Setzlinge von Hartholzgewächsen zu sehen.	36
Abb. 42:	Abweichungen des Monatsmittels der Temperatur und Niederschlagsmenge der Wetterstation Heidenfahrt vom vieljährigen Mittel von Mai 2005 bis Mai 2008	39
Abb. 43:	Pegelstände des Rheins bei Östrich von Januar 1998 bis Mai 2008	40
Abb. 44:	Bodenfalle aus Kunststoffrohr (Ø 10 cm), Fanggefäß aus Glas mit Trichter (Ø 10 cm) (links), Regenschutz (mitte) und Bodenfalle aus Plastikgefäß mit Trichter (Ø 10 cm) (rechts)	43
Abb. 45:	Bodenfalle (BF2) im Wald	43
Abb. 46:	Bodenfalle (BF12) am inneren Waldrand	43
Abb. 47:	Skizze einer Schwimmfalle	44
Abb. 48:	Stammeklektor im Einsatz	46
Abb. 49:	Positionierung der Bodenfallen und Stammeklektoren in der Hartholzaue NSG Sandlache	47

Abb. 50:	Positionierung der Bodenfallen und des Vakuumsauger-Einsatzes im Polder Ingelheim	48
Abb. 51:	Der Autor beim Spinnenfang mit dem Vakuumsauger	49
Abb. 52:	Bau eines Versuchs-Rohrs aus einem Zentrifugalröhrchen und Parafingaze	55
Abb. 53:	Glasleiste mit nummerierten Versuchs-Rohren	56
Abb. 54:	Wolfsspinnen in den Versuchs-Rohren bereit zum Tauchgang	57
Abb. 55:	Wolfsspinnen während eines Tauchgangs im belüfteten Aquarium (Winterflut-Simulation)	58
Abb. 56:	Bau eines Versuchs-Röhrchens	59
Abb. 57:	Glasplatte mit befestigten Stopfen und Versuchs-Röhrchen	59
Abb. 58:	Versuchsaquarium (120cm x 50cm x 50cm) mit Bodenplatte und Stöcken	62
Abb. 59:	schematische Aufsicht des Aquariums mit eingeteilten Abschnitten	62
Abb. 60:	Struktur der Webspinnengemeinschaft der Bodenregion in der Hartholzaue NSG Sandlache	74
Abb. 61:	Artendominanz der Webspinnen aus den Bodenfallenfängen der Hartholzaue NSG Sandlache	75
Abb. 62:	Prozentuale Verteilung der am Boden gefangenen Hauptarten auf die Waldbereiche Ufer (schwarz), Mitte (grau) und Damm (weiß) bezogen auf den Gesamtfang der jeweiligen Spezies	76
Abb. 63:	Verteilung der am Boden vorgefundenen Arten nach dem Schwerpunktorkommen in Pflanzenformationen nach PLATEN et al. (1991, 1999) und KREUELS & PLATEN (2005)	77
Abb. 64:	Verteilung der am Boden gefangenen Individuen nach dem Schwerpunktorkommen in Pflanzenformationen nach PLATEN et al. (1991, 1999) und KREUELS & PLATEN (2005)	77
Abb. 65:	Struktur der Webspinnengemeinschaft der Stammregion in der Hartholzaue NSG Sandlache	79
Abb. 66:	Prozentualer Anteil an juvenilen Spinnen am Gesamtfang pro Familie	80
Abb. 67:	Artendominanz der Webspinnen aus den Stammeklektorenfängen der Hartholzaue NSG Sandlache	81
Abb. 68:	Prozentuale Verteilung der Hauptarten auf die Eklektoren SE 1 bis SE 6 (Balken von links nach rechts) bezogen auf den Gesamtfang der jeweiligen Spezies	82
Abb. 69:	Verteilung der am Stamm vorgefundenen Arten nach dem Schwerpunktorkommen in Pflanzenformationen nach PLATEN et al. (1991, 1999) und KREUELS & PLATEN (2005)	83

Abb. 70:	Verteilung der am Stamm gefangenen Individuen nach dem Schwerpunktorkommen in Pflanzenformationen nach PLATEN et al. (1991, 1999) und KREUELS & PLATEN (2005)	84
Abb. 71:	Verlauf der Individuenanzahl der Bodenfallenfänge in der Hartholzaue NSG Sandlache im Untersuchungszeitraum vom 05.05.2005 bis zum 09.05.2008	85
Abb. 72:	Verlauf der Artenanzahl der Bodenfallenfänge in der Hartholzaue NSG Sandlache im Untersuchungszeitraum vom 05.05.2005 bis zum 09.05.2008	86
Abb. 73:	Diversität nach SHANNON (blau) und Evenness nach PILOU (rot) der Bodenfallenfänge in der Hartholzaue NSG Sandlache im Untersuchungszeitraum vom 05.05.2005 bis zum 09.05.2008	87
Abb. 74:	Phänologie der dominanten und subdominanten Arten der Bodenregion der Hartholzaue NSG Sandlache vom 5.5.2005 bis zum 9.5.2008	88
Abb. 75:	Prozentuale Verteilung der Männchen (schwarz), Weibchen (grau) und Jungtiere (weiß) von <i>O. praticola</i> am Waldboden und in der Stammregion	90
Abb. 76:	Verlauf der Individuenanzahl der Stammeklektorenfänge in der Hartholzaue NSG Sandlache im Untersuchungszeitraum vom 05.05.2005 bis zum 09.05.2008	91
Abb. 77:	Verlauf der Artenanzahl der Stammeklektorenfänge in der Hartholzaue NSG Sandlache im Untersuchungszeitraum vom 05.05.2005 bis zum 09.05.2008	92
Abb. 78:	Diversität nach SHANNON (blau) und Evenness nach PILOU (rot) der Stammeklektorenfänge in der Hartholzaue NSG Sandlache im Untersuchungszeitraum vom 05.05.2005 bis zum 09.05.2008	93
Abb. 79:	Phänologie ausgewählter Arten der Stammregion der Hartholzaue NSG Sandlache vom 5.5.2005 bis zum 9.5.2008 (Teil 1)	94
Abb. 80:	Phänologie ausgewählter Arten der Stammregion der Hartholzaue NSG Sandlache vom 5.5.2005 bis zum 7.5.2008 (Teil 2)	95
Abb. 81:	Artendominanz der Webspinnen aus den Bodenfallenfängen des äußeren Waldrands der Hartholzaue NSG Sandlache	99
Abb. 82:	Verteilung der am Waldrand vorgefundenen Arten nach dem Schwerpunktorkommen in Pflanzenformationen nach PLATEN et al. (1991, 1999) und KREUELS & PLATEN (2005)	100
Abb. 83:	Verteilung der am Waldrand vorgefundenen Individuen nach dem Schwerpunktorkommen in Pflanzenformationen nach PLATEN et al. (1991, 1999) und KREUELS & PLATEN (2005)	101
Abb. 84:	Auswirkungen von Teilflut (blauer Balken), sowie Hitze und Trockenheit (rote Balken) auf die Phänologie der Hauptarten, der Arten- und Individuenanzahl der Bodenregion	105
Abb. 85:	Auswirkungen von Teilflut (blauer Balken), sowie Hitze und Trockenheit (rote Balken) auf die Phänologie der Hauptarten, der Arten- und Individuenanzahl der Stammregion	106

Abb. 86:	Struktur der Webspinnengemeinschaft der Bodenregion im Hochwasserschutzpolder Ingelheim – prozentualer Anteil der häufigsten Familien am Gesamtfang	109
Abb. 87:	Artendominanz der Webspinnen aus den Bodenfallenfängen des Polders Ingelheim	110
Abb. 88:	Dendrogramm einer Clusteranalyse nach WARD für die Artzusammensetzung der Spinnengemeinschaft der sechs Beprobungsbereiche im Polder Ingelheim	111
Abb. 89:	Prozentuale Verteilung der Hauptarten innerhalb des Polders auf vier Rand- und zwei Kernzonenbereiche bezogen auf den Gesamtfang der jeweiligen Spezies	112
Abb. 90:	Verteilung der im Polder vorgefundenen Arten nach dem Schwerpunktorkommen in Pflanzenformationen nach PLATEN et al. (1991, 1999) und KREUELS & PLATEN (2005)	113
Abb. 91:	Verteilung der im Polder vorgefundenen Individuen nach dem Schwerpunktorkommen in Pflanzenformationen nach PLATEN et al. (1991, 1999) und KREUELS & PLATEN (2005)	114
Abb. 92:	Prozentuale Verteilung der Familien aus den Spinnenfängen mit dem Vakuumsauger im Polder Ingelheim	115
Abb. 93:	Prozentuale Verteilung der Arten aus den Spinnenfängen mit dem Vakuumsauger im Polder Ingelheim	116
Abb. 94:	Artenanzahl der Bodenfallenfänge im Polder Ingelheim während des Untersuchungszeitraums vom 11.10.2006 bis zum 09.05.2008	118
Abb. 95:	Individuenanzahl der Bodenfallenfänge im Polder Ingelheim während des Untersuchungszeitraums vom 11.10.2006 bis zum 09.05.2008	119
Abb. 96:	Diversität nach SHANNON (blau) und Evenness nach PILOU (rot) der Bodenfallenfänge im Polder Ingelheim während des Untersuchungszeitraums vom 11.10.2006 bis zum 09.05.2008	120
Abb. 97:	Individuenanzahl von <i>O. apicatus</i> aus den Bodenfallenfängen im Polder Ingelheim von Oktober 2006 bis Mai 2008	121
Abb. 98:	Individuenanzahl von <i>P. agrestis</i> aus den Bodenfallenfängen im Polder Ingelheim von Oktober 2006 bis Mai 2008	122
Abb. 99:	Individuenanzahl von <i>T. ruricola</i> aus den Bodenfallenfängen im Polder Ingelheim von Oktober 2006 bis Mai 2008	123
Abb. 100:	Individuenanzahl von <i>X. miniata</i> aus den Bodenfallenfängen im Polder Ingelheim von Oktober 2006 bis Mai 2008	124
Abb. 101:	Verlauf der Artenanzahl auf den Rheininselstandorten Fulderau Ost (blau), Fulderau West (rot) und Winkeleraue (grün)	126
Abb. 102:	Verlauf der durchschnittlichen Individuenanzahl pro Falle einer Leerung auf den Rheininselstandorten Fulderau Ost (blau), Fulderau West (rot) und Winkeleraue (grün)	127

Abb. 103:	Durchschnittliche Individuenanzahl pro Falle einer Leerung der Hauptarten in den Jahren 2000 bis 2005 am Standort Fulderaue Ost	128
Abb. 104:	Durchschnittliche Individuenanzahl pro Falle einer Leerung der Hauptarten in den Jahren 2000 bis 2005 am Standort Fulderaue West	129
Abb. 105:	Durchschnittliche Individuenanzahl pro Falle einer Leerung der Hauptarten in den Jahren 2000 bis 2005 am Standort Winkeleraue	130
Abb. 106:	Verlauf der Artenanzahl an den Uferstandorten Ingelheim (blau), Ingelheim „Große Heide“ (rot), Gaulsheim (grün) und Mombach (schwarz)	131
Abb. 107:	Verlauf der Individuenanzahl an den Uferstandorten Ingelheim (blau), Ingelheim „Große Heide“ (rot), Gaulsheim (grün) und Mombach (schwarz)	132
Abb. 108:	Durchschnittliche Individuenanzahl pro Falle einer Leerung der Hauptarten in den Jahren 2000 bis 2005 am Standort Ingelheim	134
Abb. 109:	Durchschnittliche Individuenanzahl pro Falle einer Leerung der Hauptarten in den Jahren 2001 bis 2005 am Standort Ingelheim „Große Heide“	135
Abb. 110:	Durchschnittliche Individuenanzahl pro Falle einer Leerung der Hauptarten in den Jahren 2002 bis 2005 am Standort Gaulsheim	136
Abb. 111:	Durchschnittliche Individuenanzahl pro Falle einer Leerung der Hauptarten in den Jahren 2002 bis 2005 am Standort Mombach	137
Abb. 112:	Ähnlichkeits-Cluster nach WARD der Habitate Fulderaue Ost (Fu/O), Fulderaue West (Fu/W), Winkeleraue (Wink) und Ingelheim (ING) im Jahr 2000	144
Abb. 113:	Ähnlichkeits-Cluster nach WARD der Habitate Fulderaue Ost (Fu/O), Fulderaue West (Fu/W), Winkeleraue (Wink), Ingelheim „Große Heide“ (Ing/GH) und Ingelheim (ING) im Jahr 2001	144
Abb. 114:	Ähnlichkeits-Cluster nach WARD der Habitate Fulderaue Ost (Fu/O), Fulderaue West (Fu/W), Winkeleraue (Wink), Ingelheim „Große Heide“ (Ing/GH), Ingelheim (ING), Gaulsheim (Gaul) und Mombach (Momb) im Jahr 2002	145
Abb. 115:	Ähnlichkeits-Cluster nach WARD der Habitate Fulderaue Ost (Fu/O), Fulderaue West (Fu/W), Winkeleraue (Wink), Ingelheim „Große Heide“ (Ing/GH), Ingelheim (ING), Gaulsheim (Gaul) und Mombach (Momb) im Jahr 2003	146
Abb. 116:	Ähnlichkeits-Cluster nach WARD der Habitate Fulderaue Ost (Fu/O), Fulderaue West (Fu/W), Winkeleraue (Wink), Ingelheim „Große Heide“ (Ing/GH), Ingelheim (ING), Gaulsheim (Gaul) und Mombach (Momb) im Jahr 2004	146
Abb. 117:	Ähnlichkeits-Cluster nach WARD der Habitate Fulderaue Ost (Fu/O), Fulderaue West (Fu/W), Winkeleraue (Wink), Ingelheim „Große Heide“ (Ing/GH), Ingelheim (ING), Gaulsheim (Gaul) und Mombach (Momb) im Jahr 2005	147
Abb. 118:	Überlebensrate von <i>Pardosa agrestis</i> bei 22°C	148

Abb. 119:	Überlebensrate von <i>Pardosa amentata</i> bei 22°C	149
Abb. 120:	Überlebensrate von <i>Pardosa lugubris</i> bei 22°C	149
Abb. 121:	Überlebensrate von <i>Pardosa agrestis</i> bei 4°C	150
Abb. 122:	Überlebensrate von <i>Pardosa amantata</i> bei 4°C	150
Abb. 123:	Überlebensrate von <i>Pardosa lugubris</i> bei 4°C	150

Tabellenverzeichnis

Tab 1:	Auentyp, Entfernung der Fallen vom Ufer und Lage zum Damm der Beprobungsgebiete der AG Prof. Dr. Seitz	22
Tab. 2:	Jahresmittelwerte der Temperatur und Niederschlagsmenge der Wetterstation Heidenfahrt und deren Abweichungen vom vieljährigen Mittel	38
Tab. 3:	Eklektorenummer, Baumart und Stammdurchmesser in 1,50m Höhe	46
Tab. 4:	Umfang der Versuche zur Submersionstoleranz der Wolfsspinnen bei simulierter Sommerflut	57
Tab. 5:	Umfang der Versuche zur Submersionstoleranz der Wolfsspinnen bei simulierter Winterflut	58
Tab. 6:	Umfang der Versuche zur Submersionstoleranz der Zwergspinnen bei simulierter Sommerflut	60
Tab. 7:	Umfang der Versuche zur Submersionstoleranz der Zwergspinnen bei simulierter Winterflut	60
Tab. 8:	Artenliste mit Fundortangaben, Gefährdungsstatus und regionaler Verbreitung	69
Tab. 9:	Arten- und Individuenanzahl der Spinnen in den Stammeklektoren SE1 bis SE6 in Relation zum Stammumfang, sowie Angaben zur Ausprägung der Kraut- und Strauchschicht	81
Tab. 10:	Vergleich der Artenidentität nach SØRENSEN (QS: %) im Jahr 2000 (links) und im Jahr 2001 (rechts)	138
Tab. 11:	Vergleich der Artenidentität nach SØRENSEN (QS: %) im Jahr 2002	139
Tab. 12:	Vergleich der Artenidentität nach SØRENSEN (QS: %) im Jahr 2003	139
Tab. 13:	Vergleich der Artenidentität nach SØRENSEN (QS: %) im Jahr 2004	139
Tab. 14:	Vergleich der Artenidentität nach SØRENSEN (QS: %) im Jahr 2005	140
Tab. 15:	Vergleich der Dominantenidentität nach RENKONEN (Re: %) oberhalb und der Faunenähnlichkeit nach WAINSTEIN (K _w : %) unterhalb der Diagonalen im Jahr 2000 (links) und 2001 (rechts)	141
Tab. 16:	Vergleich der Dominantenidentität nach RENKONEN (Re: %) oberhalb und der Faunenähnlichkeit nach WAINSTEIN (K _w : %) unterhalb der Diagonalen im Jahr 2002	141
Tab. 17:	Vergleich der Dominantenidentität nach RENKONEN (Re: %) oberhalb und der Faunenähnlichkeit nach WAINSTEIN (K _w : %) unterhalb der Diagonalen im Jahr 2003	142
Tab. 18:	Vergleich der Dominantenidentität nach RENKONEN (Re: %) oberhalb und der Faunenähnlichkeit nach WAINSTEIN (K _w : %) unterhalb der Diagonalen im Jahr 2004	142

Tab. 19:	Vergleich der Dominantenidentität nach RENKONEN (Re: %) oberhalb und der Faunenähnlichkeit nach WAINSTEIN (K _w : %) unterhalb der Diagonalen im Jahr 2005	143
Tab 20:	Überlebensraten von <i>Tenuiphantes flavipes</i> und <i>Palliduphantes pallidus</i> bei 22°C – ohne Wiederverwendung der überlebenden Exemplare	151
Tab 21:	Überlebensraten von <i>Tenuiphantes flavipes</i> und <i>Palliduphantes pallidus</i> bei 22°C – ohne Wiederverwendung der überlebenden Exemplare	151
Tab 22:	Überlebensraten von verschiedenen Spinnenarten bei 22°C – mit Wiederverwendung der überlebenden Exemplare	152
Tab 23:	Überlebensraten von verschiedenen Spinnenarten bei 4°C – mit Wiederverwendung der überlebenden Exemplare	153

Abbildungsverzeichnis – Anhang

Abb. A1:	Rheinpegelstände Östrich 2000	A-11
Abb. A2:	Rheinpegelstände Östrich 2001	A-11
Abb. A3:	Rheinpegelstände Östrich 2002	A-12
Abb. A4:	Rheinpegelstände Östrich 2003	A-12
Abb. A5:	Rheinpegelstände Östrich 2004	A-13
Abb. A6:	Rheinpegelstände Östrich 2005	A-13
Abb. A7:	Rheinpegelstände Östrich 2006	A-14
Abb. A8:	Rheinpegelstände Östrich 2007	A-14
Abb. A9:	Rheinpegelstände Östrich 2008	A-15
Abb. A10:	Phänologie von <i>Diplostyla concolor</i> 2005/ 2006	A-33
Abb. A11:	Phänologie von <i>Diplostyla concolor</i> 2006/ 2007	A-33
Abb. A12:	Phänologie von <i>Diplostyla concolor</i> 2007/ 2008	A-34
Abb. A13:	Phänologie von <i>Palliduphantes pallidus</i> 2005/ 2006	A-34
Abb. A14:	Phänologie von <i>Palliduphantes pallidus</i> 2006/ 2007	A-35
Abb. A15:	Phänologie von <i>Palliduphantes pallidus</i> 2006/ 2007	A-35
Abb. A16:	Phänologie von <i>Trochosa terricola</i> 2005/ 2006	A-36
Abb. A17:	Phänologie von <i>Trochosa terricola</i> 2006/ 2007	A-36
Abb. A18:	Phänologie von <i>Trochosa terricola</i> 2007/ 2008	A-37
Abb. A19:	Phänologie von <i>Centromerus sylvaticus</i> 2005/ 2006	A-37
Abb. A20:	Phänologie von <i>Centromerus sylvaticus</i> 2006/ 2007	A-38
Abb. A21:	Phänologie von <i>Centromerus sylvaticus</i> 2007/ 2008	A-38
Abb. A22:	Phänologie von <i>Ozyptila praticola</i> 2005/ 2006 aus Bodenfallenfängen	A-39
Abb. A23:	Phänologie von <i>Ozyptila praticola</i> 2005/ 2006 aus Stammeklektorenfängen	A-39
Abb. A24:	Phänologie von <i>Ozyptila praticola</i> 2006/ 2007 aus Bodenfallenfängen	A-40
Abb. A25:	Phänologie von <i>Ozyptila praticola</i> 2006/ 2007 aus Stammeklektorenfängen	A-40
Abb. A26:	Phänologie von <i>Ozyptila praticola</i> 2007/ 2008 aus Bodenfallenfängen	A-41
Abb. A27:	Phänologie von <i>Ozyptila praticola</i> 2007/ 2008 aus Stammeklektorenfängen	A-41
Abb. A28:	Phänologie von <i>Pardosa lugubris</i> 2005/ 2006	A-42

Abb. A29:	Phänologie von <i>Pardosa lugubris</i> 2006/ 2007	A-42
Abb. A30:	Phänologie von <i>Pardosa lugubris</i> 2007/ 2008	A-43
Abb. A31:	Phänologie von <i>Clubiona pallidula</i> 2005/ 2006	A-44
Abb. A32:	Phänologie von <i>Clubiona pallidula</i> 2006/ 2007	A-44
Abb. A33:	Phänologie von <i>Clubiona pallidula</i> 2007/ 2008	A-45
Abb. A34:	Phänologie von <i>Textrix denticulata</i> 2005/ 2006	A-45
Abb. A35:	Phänologie von <i>Textrix denticulata</i> 2006/ 2007	A-46
Abb. A36:	Phänologie von <i>Textrix denticulata</i> 2007/ 2008	A-46
Abb. A37:	Phänologie von <i>Philodromus aureolus</i> 2005/ 2006	A-47
Abb. A38:	Phänologie von <i>Philodromus aureolus</i> 2006/ 2007	A-47
Abb. A39:	Phänologie von <i>Philodromus aureolus</i> 2007/ 2008	A-48
Abb. A40:	Phänologie von <i>Neriene montana</i> 2005/ 2006	A-48
Abb. A41:	Phänologie von <i>Neriene montana</i> 2006/ 2007	A-49
Abb. A42:	Phänologie von <i>Neriene montana</i> 2007/ 2008	A-49
Abb. A43:	Phänologie von <i>Anyphaena accentuata</i> 2005/ 2006	A-50
Abb. A44:	Phänologie von <i>Anyphaena accentuata</i> 2006/ 2007	A-50
Abb. A45:	Phänologie von <i>Anyphaena accentuata</i> 2006/ 2007	A-51
Abb. A46:	Phänologie von <i>Dictyna pusilla</i> 2005/ 2006	A-51
Abb. A47:	Phänologie von <i>Dictyna pusilla</i> 2006/ 2007	A-52
Abb. A48:	Phänologie von <i>Dictyna pusilla</i> 2007/ 2008	A-52
Abb. A49:	Phänologie von <i>Lepthyphantes minutus</i> 2005/ 2006	A-53
Abb. A50:	Phänologie von <i>Lepthyphantes minutus</i> 2006/ 2007	A-53
Abb. A51:	Phänologie von <i>Lepthyphantes minutus</i> 2007/ 2008	A-54
Abb. A52:	Phänologie von <i>Cetonana laticeps</i> 2005/ 2006	A-54
Abb. A53:	Phänologie von <i>Cetonana laticeps</i> 2006/ 2007	A-55
Abb. A54:	Phänologie von <i>Cetonana laticeps</i> 2007/ 2008	A-55
Abb. A55:	Phänologie von <i>Theridion mystaceum</i> 2005/ 2006	A-56
Abb. A56:	Phänologie von <i>Theridion mystaceum</i> 2006/ 2007	A-56
Abb. A57:	Phänologie von <i>Theridion mystaceum</i> 2007/ 2008	A-57

Abb. A58:	Phänologie von <i>Enoplognatha ovata</i> 2005/ 2006	A-57
Abb. A59:	Phänologie von <i>Enoplognatha ovata</i> 2006/ 2007	A-58
Abb. A60:	Phänologie von <i>Enoplognatha ovata</i> 2007/ 2008	A-58
Abb. A61:	Phänologie von <i>Tetragnatha extensa</i> 2005/ 2006	A-59
Abb. A62:	Phänologie von <i>Tetragnatha extensa</i> 2006/ 2007	A-59
Abb. A63:	Phänologie von <i>Tetragnatha extensa</i> 2007/ 2008	A-60
Abb. A64:	Phänologie von <i>Tetragnatha extensa</i> 2005/ 2006	A-60
Abb. A65:	Phänologie von <i>Tetragnatha extensa</i> 2006/ 2007	A-61
Abb. A66:	Phänologie von <i>Tetragnatha extensa</i> 2007/ 2008	A-61

Tabellenverzeichnis – Anhang

Tab. A1:	Termine der Probennahmen mit Bodenfallen in der Hartholzau NSG Sandlache	A-1
Tab. A2:	Termine der Probennahmen mit Stammeklektoren in der Hartholzau NSG Sandlache	A-1
Tab. A3:	Termine der Bodenfallenfänge im Polder Ingelheim	A-2
Tab. A4:	Datierung der Proben der AG Prof. Dr. Seitz von den Rheininselstandorten Fulderau Ost, Fulderau West und Winkeleraue	A-2
Tab. A5:	Datierung der Proben der AG Prof. Dr. Seitz von dem Uferstandort Ingelheim	A-2
Tab. A6:	Datierung der Proben der AG Prof. Dr. Seitz von dem Uferstandort Ingelheim „Große Heide“	A-3
Tab. A7:	Datierung der Proben der AG Prof. Dr. Seitz von den Uferstandorten Gaulsheim und Mombach	A-3
Tab. A8:	Monatsmittelwerte (Temperatur und Niederschlag) der Wetterstation Heidenfahrt des Jahres 2000 im Vergleich zum Vieljährigen Mittel von 1951 bis 1980	A-4
Tab. A9:	Monatsmittelwerte (Temperatur und Niederschlag) der Wetterstation Heidenfahrt des Jahres 2001 im Vergleich zum Vieljährigen Mittel von 1951 bis 1980	A-4
Tab. A10:	Monatsmittelwerte (Temperatur und Niederschlag) der Wetterstation Heidenfahrt des Jahres 2002 im Vergleich zum Vieljährigen Mittel von 1951 bis 1980	A-5
Tab. A11:	Monatsmittelwerte (Temperatur und Niederschlag) der Wetterstation Heidenfahrt des Jahres 2003 im Vergleich zum Vieljährigen Mittel von 1951 bis 1980	A-5
Tab. A12:	Monatsmittelwerte (Temperatur und Niederschlag) der Wetterstation Heidenfahrt des Jahres 2004 im Vergleich zum Vieljährigen Mittel von 1951 bis 1980	A-6
Tab. A13:	Monatsmittelwerte (Temperatur und Niederschlag) der Wetterstation Heidenfahrt des Jahres 2005 im Vergleich zum Vieljährigen Mittel von 1951 bis 1980	A-6
Tab. A14:	Monatsmittelwerte (Temperatur und Niederschlag) der Wetterstation Heidenfahrt des Jahres 2006 im Vergleich zum Vieljährigen Mittel von 1951 bis 1980	A-7
Tab. A15:	Monatsmittelwerte (Temperatur und Niederschlag) der Wetterstation Heidenfahrt des Jahres 2007 im Vergleich zum Vieljährigen Mittel von 1951 bis 1980	A-7

Tab. A16:	Monatsmittelwerte (Temperatur und Niederschlag) der Wetterstation Heidenfahrt des Jahres 2008 im Vergleich zum Vieljährigen Mittel von 1951 bis 1980	A-8
Tab. A17:	Tagesmittelwerte im Juni 2005 (Temperatur, Niederschlag, Verdunstung und Wasserbilanz) der Wetterstation Heidenfahrt	A-9
Tab. A18:	Tagesmittelwerte im April 2007 (Temperatur, Niederschlag, Verdunstung und Wasserbilanz) der Wetterstation Heidenfahrt	A-10
Tab. A19:	Artenliste der Bodenfallenfänge in der Hartholzaue NSG Sandlache mit ökologischer Charakterisierung der Spezies nach PLATEN et al. (1991, 1999), KREUELS & PLATEN (2005)	A-16
Tab. A20:	Artenliste der Bodenfallenfänge am Waldrand der Hartholzaue NSG Sandlache mit ökologischer Charakterisierung der Spezies nach PLATEN et al. (1991, 1999), KREUELS & PLATEN (2005)	A-18
Tab. A21:	Artenliste der Schwimmfallenfänge am Waldrand der Hartholzaue NSG Sandlache mit ökologischer Charakterisierung der Spezies nach PLATEN et al. (1991, 1999), KREUELS & PLATEN (2005)	A-18
Tab. A22:	Artenliste der Stammeklektorenfänge in der Hartholzaue NSG „Sandlache“ mit ökologischer Charakterisierung der Spezies nach PLATEN et al. (1991, 1999), KREUELS & PLATEN (2005)	A-19
Tab. A23:	Artenliste der Bodenfallenfänge im Polder Ingelheim mit ökologischer Charakterisierung der Spezies nach PLATEN et al. (1991, 1999), KREUELS & PLATEN (2005)	A-23
Tab. A24:	Artenliste der Fänge mit dem Vakuumsauger im Polder Ingelheim mit ökologischer Charakterisierung der Spezies nach PLATEN et al. (1991, 1999), KREUELS & PLATEN (2005)	A-25
Tab. A25:	Artenliste der Bodenfallenfänge der AG Prof. Dr. Seitz aus der Fulderaue Ost von 2000 bis 2005 mit ökologischer Charakterisierung nach PLATEN et al. (1991,1999), KREUELS & PLATEN 2005	A-26
Tab. A26:	Artenliste der Bodenfallenfänge der AG Prof. Dr. Seitz aus der Fulderaue West von 2000 bis 2005 mit ökologischer Charakterisierung nach PLATEN et al. (1991,1999), KREUELS & PLATEN 2005	A-27
Tab. A27:	Artenliste der Bodenfallenfänge der AG Prof. Dr. Seitz aus der Winkeleraue von 2000 bis 2005 mit ökologischer Charakterisierung nach PLATEN et al. (1991,1999), KREUELS & PLATEN 2005	A-28
Tab. A28:	Artenliste der Bodenfallenfänge der AG Prof. Dr. Seitz vom Standort Ingelheim von 2000 bis 2005 mit ökologischer Charakterisierung nach PLATEN et al. (1991,1999), KREUELS & PLATEN 2005	A-29
Tab. A29:	Artenliste der Bodenfallenfänge der AG Prof. Dr. Seitz vom Standort Ingelheim „Große Heide“ von 2001 bis 2005 mit ökologischer Charakterisierung nach PLATEN et al. (1991,1999), KREUELS & PLATEN 2005	A-30
Tab. A30:	Artenliste der Bodenfallenfänge der AG Prof. Dr. Seitz vom Standort Gaulsheim von 2002 bis 2005 mit ökologischer Charakterisierung nach PLATEN et al. (1991, 1999), KREUELS & PLATEN 2005	A-31

Tab. A31: Artenliste der Bodenfallenfänge der AG Prof. Dr. Seitz von Standort Mombach von 2002 bis 2005 mit ökologischer Charakterisierung nach PLATEN et al. (1991, 1999), KREUELS & PLATEN 2005

A-32

1. Einleitung

Die vorliegende Untersuchung ist ein Teil des Projektes „Flut und Hitze“ innerhalb des Kompetenzzentrums „Überflutung“ an der Johannes-Gutenberg-Universität Mainz. Das Projekt „Flut und Hitze“ unter der Leitung von Prof. Dr. Gerhard Eisenbeis dient der Untersuchung von Auswirkungen wetterbedingter Extremereignisse (Überflutungen und Trockenperioden) auf Bodenarthropoden rheinnaher Uferhabitate und umfasst neben den Webspinnen (Araneae) die Tiergruppen der Springschwänze (Collembola), Laufkäfer (Carabidae), Tausend- und Hundertfüßer (Diplopoda und Chilopoda), sowie die Gruppe der Asseln (Isopoda) (MARX et al. 2009).

Die globale und regionale Erderwärmung stellt eine zunehmende Gefährdung der Lebensräume Mitteleuropas dar. Verschiedene Klimamodelle lassen trockene Sommer mit wesentlich variableren Temperaturen und milde, regenreiche Winter erwarten (KLEIN et al. 2003, LUTERBACHER et al. 2004, SCHÄR 2004, SCHINDLER et al. 2007). Im Sommer wird das Risiko von lang anhaltenden Trockenperioden und Hitzewellen rapide ansteigen (MEEHL & TEBALDI 2004, STOTT et al. 2004, MITCHELL et al. 2006). Aber auch starke lokale Niederschläge werden sich durch die gesteigerte Wasseraufnahmekapazität der Atmosphäre bei Hitze häufiger ereignen. Dadurch steigt auch das Risiko für unperiodische Fluten im Sommer (CHRISTENSEN & CHRISTENSEN 2002). Heftige lokale Niederschläge waren die Ursache der katastrophalen Sommerfluten, die sich in den letzten Jahren in Mitteleuropa an Oder, Weichsel und Elbe ereigneten (KUNDZEWICZ 2005). Außerdem werden mildere Winter zu einer geringeren Menge an Schnee in den Quellgebieten des Rheins und seiner Nebenflüsse führen. Der Rhein wird sich daher von einem durch Schmelzwasser und Niederschlägen gespeisten Fluss, in einen ausschließlich durch Regen versorgten Fluss wandeln. Durch das Fehlen von Schmelzwasser werden die Flutwellen im Frühjahr niedriger ausfallen, daher werden periodische Frühjahrsfluten trotz höherer Niederschlagsmengen im Winter immer seltener stattfinden (KLEIN et al. 2003).

Ein wesentlicher Bestandteil der durch den Klimawandel gefährdeten Flusslandschaften sind die Auwälder. Diese beherbergen eine enorme Vielfalt an Pflanzen, Wasservögeln, Amphibien, Reptilien, Säugern und vor allem an Wirbellosen. Daher gelten Auen als „hotspots“ für Biodiversität und werden daher oft als „Amazonien Europas“ bezeichnet. Durch periodische Überflutungsereignisse im Winter und Frühjahr zeichnen sich Auwälder als lebendige Flusslandschaften aus, welche durch eine hohe Dynamik gekennzeichnet sind. Dabei kommt es zur Neugestaltung des Uferbereichs durch Erosions-

und Sedimentationsprozesse. Es entsteht ein Mosaik aus verschiedenen, wechselfeuchten Habitaten (BONN et al. 1997, BONN et al. 2002). Die unter dem Einfluss des Wasserregimes entstandene strukturelle Vielfalt der Auwälder trägt erheblich zur hohen Biodiversität hygrophiler Organismen dieses Landschaftstyps bei. Bleiben periodische Hochwasser über Jahre hinweg aus, wird die Aue nicht mehr vom Überflutungsregime geprägt und verliert ihren ursprünglichen Charakter (MOLNAR et al. 2008). Die strukturelle Vielfalt des Lebensraums Hartholzauere verarmt, die unterschiedlichen Mikrohabitat-Typen gehen verloren und die wesentliche Voraussetzung für den Artenreichtum der Uferbereiche ist nicht mehr gegeben.

Vor allem Spinnen besiedeln Auwälder in hoher Arten- und Individuenanzahl. Durch ihr Vorkommen in strikt definierten Mikrohabitaten sind sie fähig, das weite Spektrum an ökologischen Lizenzen dieser Lebensräume auszunutzen. Als limitierende Faktoren gelten physikalische Bedingungen wie z.B. Temperatur, Licht, Feuchte, Wind, sowie die biologischen Faktoren Vegetation, Nahrungsverfügbarkeit, Konkurrenz und Feinddruck. Die Vegetation von (Au)-wäldern lässt sich in die vier Straten Bodenzone, Krautzone, Buschzone sowie Baum-/ Kronenzone unterteilen (DUFFEY 1966). Jede Zone weist ihr eigenes Mikroklima, Rückzugsmöglichkeiten und ein unterschiedliches Beuteschema auf. Neben der unterschiedlichen räumlichen Verteilung der Spinnenarten, tragen verschiedene Fortpflanzungs- und Aktivitätsperioden zur ökologischen Separation bei. Durch Hauptaktivitätsphasen zu unterschiedlichen Jahres- und Tageszeiten, sind viele Spezies in der Lage, das gleiche Mikrohabitat zu nutzen (FOELIX 1996).

Allerdings ist eine Besiedelung der häufig überfluteten Uferbereiche von Flüssen nur durch solche Tiere möglich, die Fähigkeiten besitzen diese Überschwemmungen zu überstehen. ADIS & JUNK (2002) unterteilen die Bodenarthropoden Amazoniens in Migranten und Non-Migranten. Migranten weichen der Flut durch Abflug, Horizontal- oder Vertikalwanderungen aus. Non-Migranten überstehen die Hochwasserperiode in einem Ruhestadium, entweder in aufgesuchten oder konstruierten Schutzorten/-gebilden, oder überdauern die Flut in Eiform. Bei Spinnentieren stellte ADIS (1992) einen mit dem periodischen Wasserwechsel synchronisierten Fortpflanzungszyklus fest. Die Fortpflanzung findet während der Trockenzeit am Boden statt, die Nymphen weichen vor der Flut in die Kronenregion aus.

WEIGMANN & WOHLGEMUTH-VON REICHE (1999) vermuten prinzipiell ähnliche Überlebensstrategien bei mitteleuropäischen Bodenarthropoden. Nach diesen beiden Autoren

ergaben sich jedoch wesentliche Unterschiede in der Entstehung der Strategien. Die tropischen Arten Amazoniens entwickelten über Jahrmillionen Überflutungsresistenzen durch morphologische und verhaltensspezifische Anpassungen an diesen Lebensraum. Die Auwälder Mitteleuropas existieren hingegen erst seit der letzten Eiszeit vor 12000 Jahren. In dieser kurzen Zeitspanne konnten sich keine neuen Anpassungen manifestieren. Die Überlebensstrategien der mitteleuropäischen Bodenarthropoden müssen daher vor der Entstehung der Auenlandschaften ausgebildet worden sein. Diese zuvor erworbenen Anpassungen, so genannte Prädispositionen, erlauben es diesen Tieren Überflutungsereignisse zu überstehen. Eine solche Eigenschaft stellt das hohe Migrationspotential einiger Spinnen dar. WOHLGEMUTH-VON REICHE & GRUBE (1999) bezeichnen die aeronautische Verbreitung vieler Zwergspinnen (Erigoninae) und juvenilen Wolfsspinnen (Lycosidae) als ein besonderes Phänomen der ungerichteten Migration und als eine Prädisposition an Winterfluten. Die Migrationsfähigkeit dieser euryöken Arten ermöglicht es ihnen, Populationseinbußen nach Überflutungen auszugleichen.

Stenotope Auwaldarten erleiden durch Überflutungsereignisse keine Populations-einbußen (KRUMPÁLOVÁ 2005). Sie müssen daher Prädispositionen aufweisen, die es den Tieren erlauben, eine Flut vor Ort in ihrem Habitat zu überdauern. Welche Überlebensstrategien die stenotopen Auenarten zur Überflutungsresistenz besitzen, ist jedoch weitgehend unerforscht (ROTHENBÜCHER & SCHAEFER 2006). Diskutiert wird die aktive Flucht vor dem ansteigenden Hochwasser auf Bäume (ZULKA 1989, GOERTZ 1998, 1999, KUBCOVÁ & SCHLAGHAMERSKÝ 2002). Andererseits sind viele Spinnenarten in der Lage, die Wasseroberfläche zu überqueren. Spezielle Körperbehaarung und Tarsenform verleihen diesen Tieren hydrophobe Eigenschaften. Dies trifft vor allem für Jagdspinnen (Pisauridae) und Wolfsspinnen zu. Die Tiere können sich aktiv durch synchrone Beinbewegungen „rudernd“ über Wasser fortbewegen (STRATTON et al. 2004). Finden keine Überflutungen statt, werden die stenotopen Arten von euryöken Spezies verdrängt (KRUMPÁLOVÁ 2005).

Untersuchungen zu den Auswirkungen von Trockenheit in Flusslandschaften sind selten. Dies liegt mit hoher Wahrscheinlichkeit an der Problematik der Definition von Trockenheit in einem hydrologisch geprägten System (MCMAHON & FINLAYSON 2003). HUMPHRIES & BALDWIN (2003) vermuten daher, dass in Zukunft die verschiedenen Bearbeiter den Begriff „Trockenheit“ hydrologisch und für Ihr spezielles Untersuchungsgebiet passend definieren müssen. Dabei sehen MCMAHON & FINLAYSON (2003) die größten Probleme nicht in Trockenheiten im Allgemeinen, sondern in so genannten „Anti-Droughts“. Dies sind Effekte, die sich in einer Veränderung der Saisonalität der Überflutungen eines bestimmten

aquatischen Ökosystems ausdrücken. Nach längeren Trockenphasen oder während einer normalen Trockenperiode eines Auwaldes hätte eine aperiodische Überflutung wahrscheinlich katastrophale Auswirkungen auf die Zönose. Aufgrund der anthropogenen Eingriffe in fluviale Systeme wurde die Dynamik in den Auwäldern Mitteleuropas empfindlich gestört. Die Folgen waren Absenkungen des Grundwasserspiegels, was zu einem Ausbleiben natürlicher Überflutungen und somit zur Austrocknung der Auwälder führte (KUNDZEWICZ et al. 2005). Hinzu kommt, aufgrund der Klimaerwärmung, ein Ausbleiben von Niederschlägen, was die Austrocknung der Wälder noch weiter verstärkt. Das Oberrheingebiet gehört laut einer Studie von SCHRÖTER et al. (2005) zu den am stärksten betroffenen Gebieten Deutschlands. Hier muss in Zukunft mit einer erhöhten Austrocknung der Auwaldhabitats gerechnet werden. Andererseits steigt durch häufigere Starkregenereignisse, besonders im Sommer, die Gefahr aperiodischer Überflutungen in dieser Region an. Diese Überflutungen könnten in Verbindung mit der zunehmenden Trockenheit verheerende Auswirkungen auf die Lebensgemeinschaften der verbliebenen Auwälder haben.

Dieses Promotionsvorhaben hat daher unter anderem zum Ziel, die Zusammensetzung der Artengemeinschaft von Webspinnen einer seit Winter 2002/ 2003 nicht mehr überfluteten Hartholzaue bei Ingelheim am Rhein von Mai 2005 bis Mai 2008 zu untersuchen. Die gewonnenen Daten sollen der Einschätzung des Einflusses der seit 2003 anhaltenden Trockenheit in der Aue dienen. Von großer Relevanz sind hierbei die Aktivitätsdominanzen der einzelnen Spezies, die Anteile an stenotopen Arten und typischen Aeronauten des Offenlandes, sowie die Häufigkeit von nicht speziell auf Feuchte angewiesenen Waldarten. Durch die Benutzung von Boden- und Baumfallen, wurden terrikole und arborikole Arten erfasst und vergleichend untersucht. Das Aufstellen von Fallen in verschiedenen Straten sollte darüber hinaus Kenntnisse über Vertikalwanderungen von Spinnen liefern. Die kontinuierliche Beprobung über drei Jahre hinweg ermöglichte eine detaillierte Beschreibung der Phänologien der häufigsten Spinnenspezies. Durch die Kenntnis der Phänologie einer Art lassen sich durch Jahresvergleiche Aussagen machen, ob und zu welchem Zeitpunkt (z. B. während der Fortpflanzungsphase der Art) eine Flut oder eine Trockenperiode bzw. Hitzewelle auf diese Art besondere Auswirkungen hat. Die Beprobung konnte darüber hinaus auf den Waldrand ausgeweitet werden, um Randeffekte und Horizontalmigrationen zu erfassen. Zusätzlich wurde die Spinnenfauna des vor dem Hartholzauwald gelegenen Leitwerks mit Weichholzcharakter untersucht.

Als weiterer wesentlicher Aspekt der Arbeit konnte die Erstbesiedlung durch Spinnen des Hochwasserschutzpolders Ingelheim berücksichtigt werden. Dieser 2006 fertig gestellte

Polder mit einem Rückhalteraum von 160 Hektar unterliegt einem Internationalen Managementplan zur Flutung bei Hochwasser. Ein kleiner Teil des Polders (12 Hektar) wird ab einem bestimmten Rheinpegel durch Öffnen von Nebenflutoren unter Wasser gesetzt und dient als „Ökologischer Polder“ zur Entwicklung „Flussgebundener Natur“ (mündliche Mitteilung durch Dr. -Ing. T. Bettmann, SGD-Süd Rheinland-Pfalz).

Bisher konzentrierte sich die Forschung an Spinnen in Habitaten hoher Störungsintensität auf Überflutungen von bereits seit längerer Zeit existierenden Poldern an Elbe, Oder und Weser (BONN et al 1997, WEIGMANN & WOHLGEMUTH-VON REICHE 1999, WOHLGEMUTH-VON REICHE & GRUBE 1999, BONN et al. 2002), sowie auf anthropogene Störungen von Agrarflächen, Brachen und Graslandschaften (RIECKEN 1991, RATSCHKER & ROTH 1998, SUNDERLAND & SAMU 2000, PERNER et al. 2003, COLE et al. 2005, SCHMITT & TSCHARNTKE 2005, BLICK et al. 2008, BUCHHOLZ & HARTMANN 2008). Lediglich eine Arbeit von MEIJER (1980) befasste sich mit der Besiedlung eines neu gebauten Polders. Dessen Lage an der holländischen Waddensee und der dadurch bedingte hohe Salzgehalt dieser Fläche, macht das Untersuchungsgebiet allerdings mit im Binnenland gelegenen Poldern nicht vergleichbar. Die Untersuchung des Polders sollte dazu beitragen, die zukünftige Eignung dieses Gebietes als naturnahes Ersatzrefugium für bedrohte Spezies der Flusslandschaften abzuschätzen. Das Gebiet könnte sich als geeignet erweisen, wenn sich neben euryöken Agrobionten auch stenöke Feucht- und Nassflächenbewohner einstellen. Eine wichtige Voraussetzung hierfür ist, die Auswirkungen von Austrocknung auf hygrophile Arten und ein eventuell gleichzeitig eintretendes vordringen thermo- und xerophiler Spezies zu erkennen. Beides, Einflüsse von Flut und Trockenheit sollten daher im Polder Ingelheim untersucht werden.

Der Einfluss von Überschwemmungen auf bodenbewohnende Spinnen bewaldeter Uferflächen und Rheininseln zwischen Mainz und Gaulsheim, die Folgen des Extremsommers 2003 und die nach 2003 fehlende Überflutung und anhaltende Trockenheit konnten durch von der AG Prof. Dr. Seitz zur Verfügung gestellten Proben quantifiziert und qualifiziert werden. Dabei stand der Vergleich von Rheininseln und Uferbereichen, aber auch der einzelnen Untersuchungsflächen untereinander im Vordergrund. Insbesondere konnten die kurz- und mittelfristigen Auswirkungen des Extremsommers 2003 auf hygrophile Vertreter der Webspinnen aufgezeigt werden.

Schließlich sollte die Überflutungsresistenz und das (Flucht-) Verhalten von ausgewählten Spinnenarten der Hartholzaue und des Polders Ingelheim im Versuch ermittelt

werden. Damit sollte festgestellt werden, ob die in den genannten Habitaten vorkommenden Arten in der Lage sind, Überflutungen vor Ort zu überdauern, oder ob sie Tendenzen zur Vertikal- bzw. Horizontalmigration aufweisen, um so der Flut zu entgehen. Hierzu wurden die Tiere im Labor unter stabilen und reproduzierbaren Bedingungen in Verhaltensversuchen getestet. Labordaten zur Vertikalmigration von Spinnen wurden bisher nicht publiziert. Daten aus Versuchen zur Überflutungsresistenz von Spinnen wurden lediglich von DECLEER (2003), LAMBEETS et al. (2008) und PÉTILLON et al. (2009) veröffentlicht. Publikationen über das Verhalten von Spinnen unter simulierter Flut gibt es keine. Mit den zusammen mit Herrn Schneegaß vorgenommenen Verhaltensexperimenten wurde daher gewissermaßen Neuland betreten.

Die wichtigsten Ziele dieses Promotionsvorhabens zusammengefasst:

1. Hartholzaue NSG „Sandlache“

- Erfassung der Artzusammensetzung der terrikolen und arborikolen Spinnenfauna einer seit 2003 starker Trockenheit ausgesetzten Hartholzaue (klimatischer Faktor)
- Phänologie der Hauptarten
- Auswirkungen von Hitzeperioden auf die Phänologie der Spinnen (wetterbedingter Faktor)

2. Polder Ingelheim

- Erfassung des Artenspektrums
- Kenntnis über die Phänologie der häufigsten Spinnenarten unter Berücksichtigung von Flut und Trockenheit

3. Rheininseln und Uferstandorte der AG Prof. Dr. Seitz

- Vergleich, Quantifizierung und Qualifizierung der Einflüsse von Flut, ausbleibender Flut und extremer Trockenheit (Jahrhundertsommer 2003) auf die Spinnenzönosen der Insel- und Uferstandorte

4. Versuchsreihen

- Gewinnung von Labordaten zur Überflutungstoleranz und zum Fluchtverhalten von Spinnen bei anrückender Flut

2. Material und Methoden

2.1 Untersuchungsgebiete

Im Rahmen dieser Arbeit konnten die Spinnengemeinschaften von neun verschiedenen Uferhabitaten des „Inselrheins“ im Mainzer Becken (Rheinland-Pfalz) untersucht werden. Gefangen wurden Spinnen in einer Hartholzaue des NSG Sandlache, sowie im Hochwasserschutzpolder Ingelheim. Weiterhin stand durch die AG Prof. Dr. Seitz gesammeltes Tiermaterial von den Inseln Fulderaue und Winkleraue und von den Uferstandorten Gaulsheim, Ingelheim, Ingelheim „Große Heide“ und Mainz-Mombach zur Verfügung.

2.1.1 Geographische Lage

Das Mainzer Becken wird im Norden durch den Hunsrück und den Taunus, im Westen vom Donnersberg, im Süden durch die Haardt und im Osten vom Odenwald begrenzt. Die Region ist stark zersiedelt und wird landwirtschaftlich intensiv genutzt. Im Rheinbogen zwischen Mainz und Bingen befinden sich auf den Rheininseln und an den Ufern dieses Flusses Restbestände von Weich- und Hartholzauen.



Abb. 1: Das Mainzer Becken und die angrenzenden Gebiete

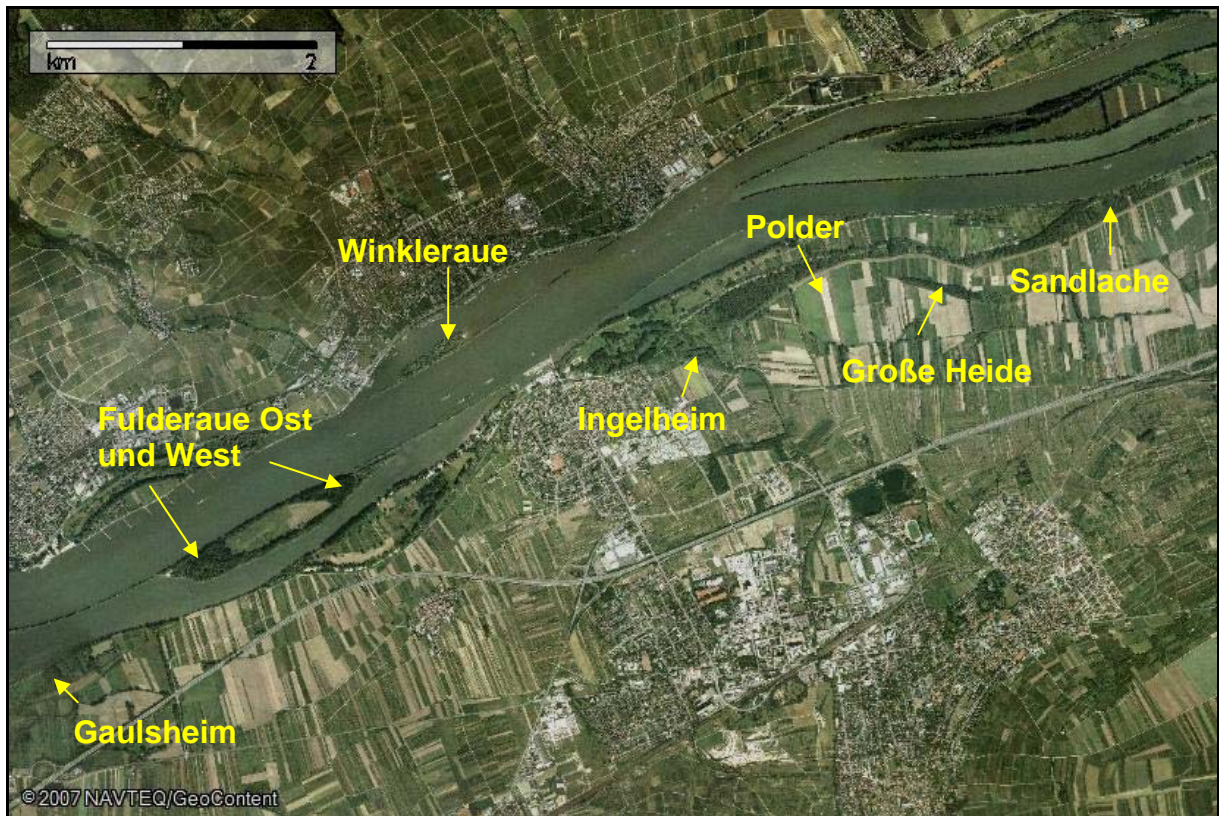


Abb. 2: Lage der Untersuchungsgebiete im Mainzer Becken (Karte 1: Gaulsheim bis Sandlache)



Abb. 3: Lage der Untersuchungsgebiete im Mainzer Becken (Karte 2: Sandlache bis Mombacher Ufer)

2.1.2 Bodenstruktur und Klima

BODENSTRUKTUR

Auenböden sind Böden der Flusstäler. Sie entstehen aus den Sedimenten von Fluss- und Bachauen. Geprägt sind Auenböden durch starke Grundwasserschwankungen. Der Grundwasserspiegel ist in Flussnähe mit dem des Flusses identisch. Der Einfluss des Flusswasserspiegels auf den Grundwasserspiegel sinkt mit zunehmender Entfernung zum Fluss, kann sich aber bei durchlässigem Untergrund (z.B. Kies) weit auswirken. Auenböden werden periodisch überflutet, wobei feste und gelöste Stoffe zugeführt, aber auch teilweise abgeführt werden. Die Bodenentwicklung wird dabei durch Sedimentation und Erosion unterbrochen. Dem zufolge liegt ein alluviales, geschichtetes Ausgangsgestein vor, wobei der humose Oberboden aus mehreren Lagen mit wechselndem Humusgehalt besteht. Der Charakter der Auensedimente wird entscheidend durch die Gesteins- und Bodeneigenschaften im Einzugsgebiet eines Flusses bestimmt. In den lössbedeckten Mittelgebirgen werden hauptsächlich Auenlehme abgelagert. Die Ablagerungen der Auenlehme stehen im Zusammenhang mit Klimaänderungen, Schwankungen des Meeresspiegels und der Landnutzung (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 2002).

Die kalkhaltigen Böden der Untersuchungsgebiete bildeten sich aus holozänem (alluvialem) Schwemmlehm entlang des Rheinuferes (WOLTER 1998). In Auwäldern bilden sich folgende Subtypen des Bodentyps Aue: Auf Ablagerungen unverwitterten Gesteins entsteht zunächst die grobkörnige Rambla. Die Streu ihrer schütternen Pioniervegetation wird oft vom nächsten Hochwasser erodiert. Wenn das Ausmaß an Sedimentation nachlässt, führt eine stärkere Anreicherung von organischer Substanz im Oberboden zu sandig-lehmigen und an Kalziumkarbonat reichen, jungen Auenböden (Paternien). Sie besitzen eine charakteristische graue Färbung, sind grobkörnig, locker und humusreich. Eine tief reichende Verwitterung am Ort der Ablagerung führt zur Vega, der Auenbraunerde. Durch Freisetzung von Eisenoxiden erhält dieser Bodentyp seine charakteristische braune Färbung. Die Vega ist ein sandig-lehmiger bis lehmiger Auenboden (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 2002).

Im Untersuchungsgebiet NSG Sandlache handelt es sich nach WILD (2008) um einen Auenlehm mit Auensanden mit einem hohen Gehalt an Eisen-Mangan-Oxiden. Der Boden hat insbesondere in den Senken einen erhöhten Anteil an Feistmaterial, wie Feintsande oder Feinschluff. Dieser feinporige Boden ist für die Meso- und Makrofauna nicht zugänglich. Trotz der hohen Bodenfeuchte in den Senken ist das Wasser durch die hohe Saugspannung in

diesem Boden für die Pflanzen nicht verfügbar. Aus diesem Grund ist der Pflanzenwuchs in den Senken spärlich.

KLIMA

Das Klima des Mainzer Beckens weist starke jahreszeitliche Temperaturschwankungen und geringe Niederschlagsmengen um 550mm pro Jahr auf. Das Niederschlagsmaximum liegt in den Sommermonaten, die Winter sind ausgesprochen trocken. Die geringe Niederschlagsmenge resultiert aus der Lage des Mainzer Beckens im Schatten der umgebenden Gebirge. Die westlichen Rahmenhöhen schirmen das in Lee-Lage befindliche Mainzer Becken gegen die Niederschlagreichen Westwinde ab (SCHWARTHOFF 1993). In Heidenfahrt beträgt die Jahresdurchschnittstemperatur 10,0°C, die jährliche Niederschlagsmenge durchschnittlich 586mm. Die Monatsdurchschnittstemperaturen reichen von 1°C im Januar bis zu 19°C im Juli (Quelle: Deutscher Wetterdienst). Abbildung 4 zeigt ein Klimadiagramm nach den Daten der Wetterstation Heidenfahrt.

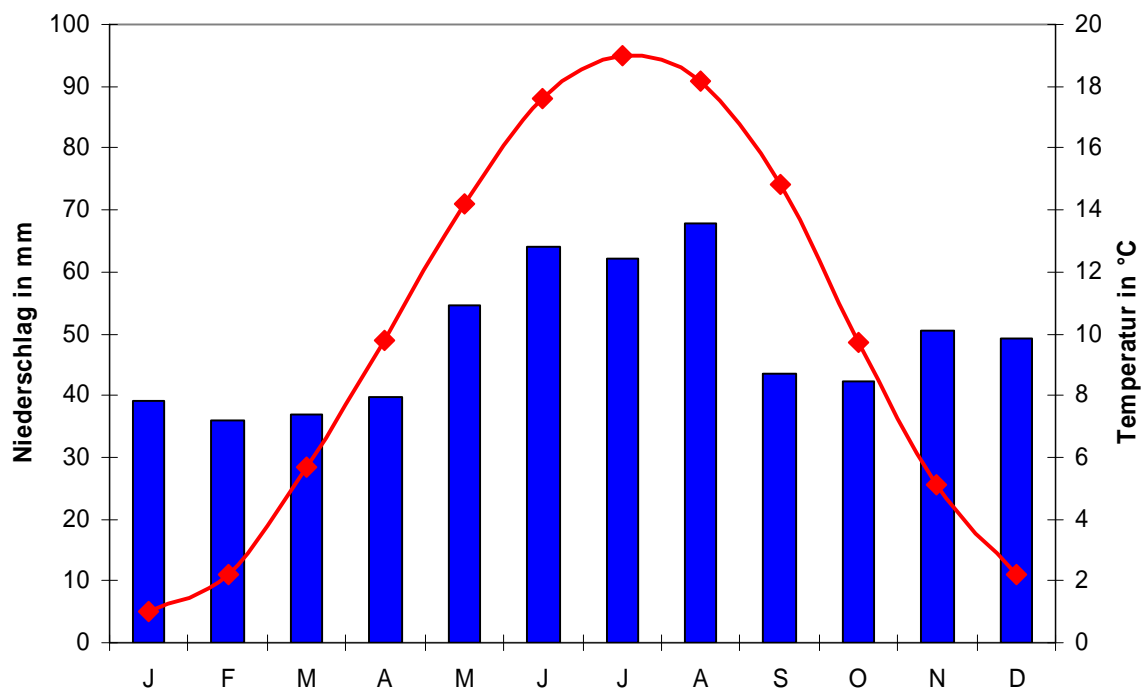


Abb. 4: Klimadiagramm der Wetterstation Heidenfahrt
– vieljährige Monatsmittel des Deutschen Wetterdienstes von 1951 bis 1980 der Niederschlagsmenge (blaue Balken) und der Temperatur in 2m Höhe (rote Linie)

2.1.3 Charakterisierung der Untersuchungsflächen

HARTHOLZAUE IM NSG SANDLACHE

Der in der Natura 2000 unter der Nummer 5914-301 geführte Eichen-Auenwald (Höhe 81m-84m) ist ein Teil des Naturschutzgebietes Sandlache bei Ingelheim am Rhein (TK 5914 Eltville) in Rheinland-Pfalz. Die Hartholzaue hat eine Fläche von ca. 2ha, bei einer Länge von 175m und einer Breite von 115m. Sie ist nach Norden (Uferseite) durch einen breiten Weg von einem künstlich angelegten Leitwerk getrennt. Auf der Südseite begrenzt ein Hochwasserschutzdamm die Aue, hinter dem ein asphaltierter Wirtschaftsweg verläuft. In unmittelbarer Umgebung des Waldes befinden sich landwirtschaftlich genutzte Felder, Streifen von Obstbaum-Anpflanzungen, Wiesen und Wald (Abb. 5 und 6). Durch die Aue verläuft am östlichen Rand von Süd nach Nord ein 3m breiter Entwässerungskanal.

Der Eichen-Auenwald (AB 7) (Abb. 7) ist durch die Dominanz der Stieleiche (*Quercus robur*) und des Feldahorns (*Acer campestre*) geprägt. Zusätzlich wurden einige Winterlinden (*Tilia cordata*) kultiviert. In der Strauchschicht finden sich Eschen (*Fraxinus excelsior*), Hasel (*Corylus avellana*) und Rote Johannisbeeren (*Ribes rubrum*). In den Randbereichen wurden Kanadische Pappeln (*Populus x canadensis*), Zitterpappeln (*Populus tremula*) und Silberpappeln (*Populus alba*) angepflanzt. Hier tritt ein Dichter Gehölzsaum mit Schlehe (*Prunus spinosa*), Kirschpflaume (*Prunus cerasifera*), Eingriffeliger Weißdorn (*Crataegus monogyna*), Heckenrose (*Rosa canina*), Kreuzdorn (*Rhamnus cathartica*), Wasserschneeball (*Viburnum opulus*), Roter Hartriegel (*Cornus sanguinea*), Feldulme (*Ulmus minor*), Flatterulme (*Ulmus laevis*) und Pfaffenhütchen (*Euonymus europaeus*) auf. Die Krautschicht zeigt sich im Frühjahr sehr reichhaltig und farbenprächtig. Zu den prägenden Arten zählen: Zweiblättriger Blaustern (*Scilla bifolia*), Buschwindröschen (*Anemone nemorosa*), Gelbes Windröschen (*Anemone ranunculoides*) und Bärlauch (*Allium ursinum*). Der Sommeraspekt wird von Arten wie Waldsegge (*Carex sylvatica*), Giersch (*Aegopodium podagraria*), Gewöhnliches Hexenkraut (*Circea lutetiana*), Waldziest (*Stachys sylvatica*), Waldzwenke (*Brachypodium sylvaticum*) und Riesenschwingel (*Festuca gigantea*) bestimmt. Die Baumschicht des Leitwerks (AE 2) (Abb.8) wird von Silberweide (*Salix alba*) und Hohe Weide (*Salix x rubens*) dominiert. In der Strauchschicht treten Purpurweide (*Salix purpurea*), Korbweide (*Salix viminalis*) und Mandelweide (*Salix trianda*) auf. Die Nordseite des Hochwasserschutzdamms (HE 4a) ist eine Glatthafer-Wiese nährstoffreicher und wechselfeuchter Standorte und beherbergt ca. 30 Pflanzenarten. Den unteren Teil der Südseite (HE 4b) (Abb. 9) des Damms nimmt eine Salbei-Glatthafer-Wiese ein. Im oberen Teil (HE

5) (ebenfalls Abb. 9) findet sich ein Schwingel-Trespen-Trockenrasen. Das tief gelegene Rheinufer (LA 0) wird von, auf solche Standortverhältnisse spezialisierten Pflanzengesellschaften, besiedelt. Die Zwergbinsen-Gesellschaften stellen niederwüchsige, einjährige, meist nur kurzlebige und unbeständige Pioniergesellschaften dar, die temporär trockenfallende Schlammböden der Gewässer und Vernässungsstellen von Äckern, Wegen etc. besiedeln. Die am Aufbau beteiligten Arten zeichnen sich durch eine schnelle Entwicklung bis zur Samenreife aus. Das höher gelegene Rheinufer (LB 1) wird von nitrophytischen Uferstauden- und Saumpflanzen-Gesellschaften besiedelt. Charakteristisch sind Zaunwinden-Hopfenseiden-Gesellschaften, Brennessel-Zaunwinden-Gesellschaften und Wasserdost-Gesellschaften.

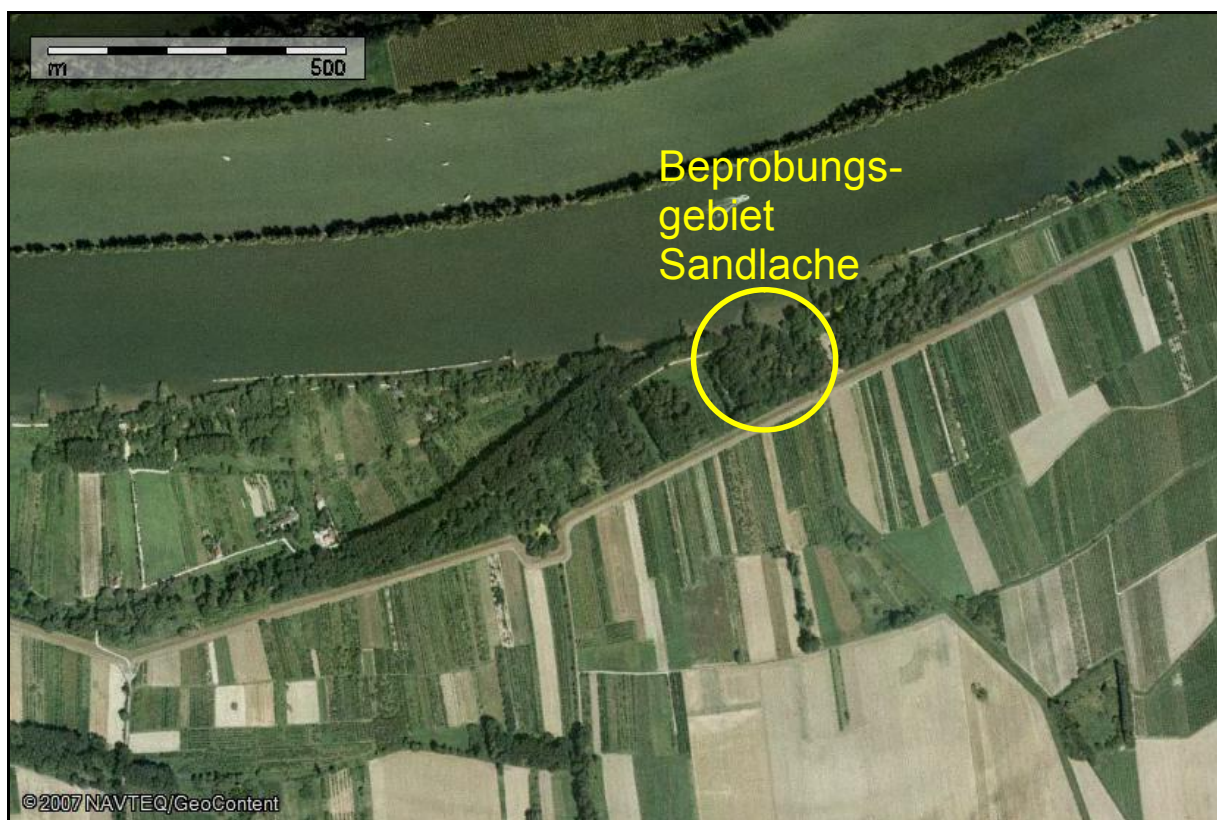


Abb. 5: Lage der Hartholzaue im NSG „Sandlache“



Abb. 6: Biotypen der Hartholzau NSG „Sandlache“ (rot umrandet)
– AB7: Eichen-Auenwald, AE2: Weiden-Auenwald, HE4a: Magerwiese, HE4b: Fettwiese,
HE5: Halbtrockenrasen, LA0: Feuchte Anuellenflur, LB1: Feuchte Hochstaudenflur



Abb. 7: Hartholzau NSG „Sandlache“ (Zone AB7)

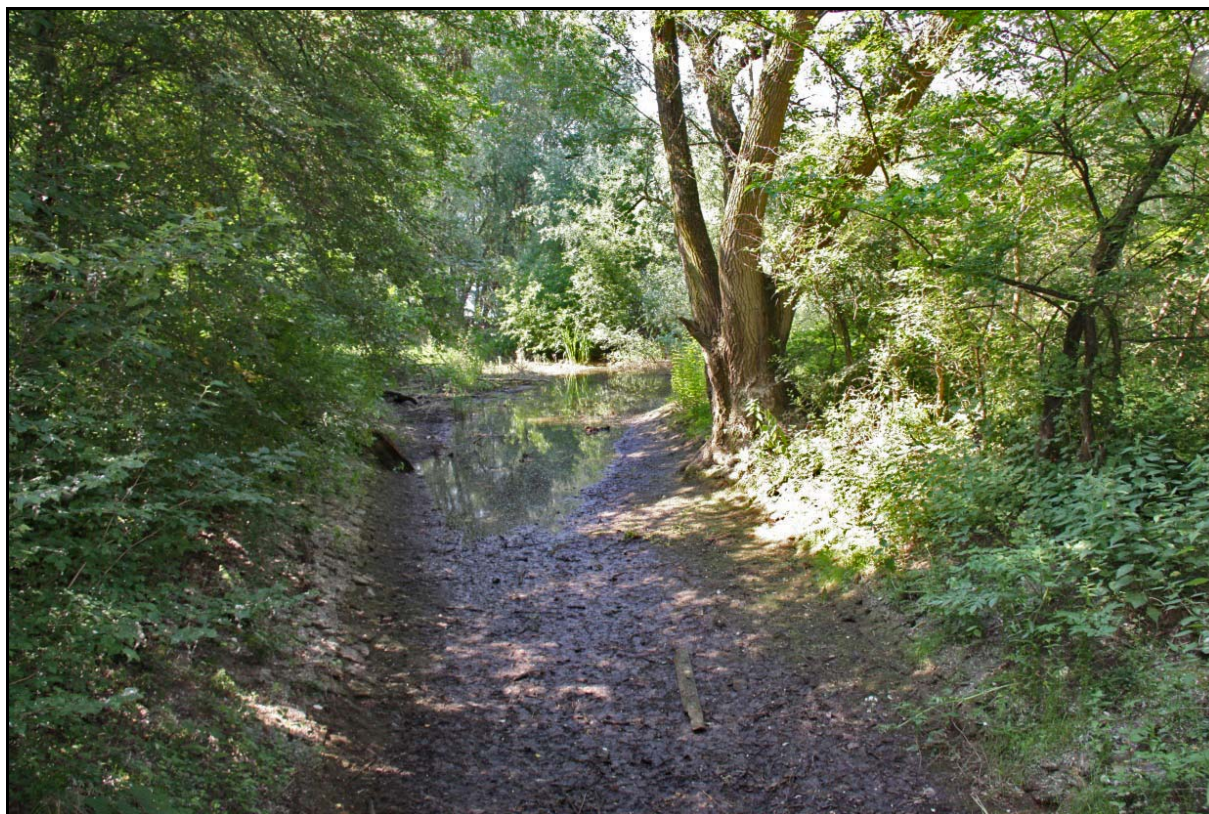


Abb. 8: Blick auf das Leitwerk und die Mündung des Entwässerungskanal in den Rhein (Zonen AE2 und LA0)



Abb. 9: Hochwasserschutzdamm hinter der Hartholzaue NSG „Sandlache“ (Zonen HE4b und HE5)

HOCHWASSERSCHUTZPOLDER INGELHEIM

Der Polder Ingelheim (Abb. 10 und 11) weist eine Fläche von 12ha auf. Der innere und tiefer gelegene Teil des Polders (Kernzone) kann über ein separates Flut-Tor (Abb. 12) mit einem Wasserzulauf vom Rhein her künstlich geflutet werden. Im Norden schließt sich an den Polder eine Hartholzaue hinter Damm und Radweg an, im Westen und Süden befinden sich Gehölzstreifen, Acker und Ackerbrachen, im Osten Ackerland.

Die westliche und südliche Randzone, sowie ein schmaler Streifen im Norden und ein Teil im Osten des Polders Ingelheim stellt eine Ackerbrache (HB 0) mit Ruderal- und Queckenrasen-Gesellschaften dar (Abb. 13). Die dominanten Arten sind Ackerkratzdistel (*Cirsium arvense*), Unechte Kamille (*Tripleurospermum inodorum*), Kanadischer Katzenschweif (*Conyza canadensis*), Ackerfuchsschwanz (*Alopecurus myosuroides*), Kompasslattich (*Lactuca serriola*), Ackersenf (*Sinapis arvensis*) und Lamy's Weidenröschen (*Epilobium lamyi*). In staunassen Mulden treten in erster Linie Weißklee (*Trifolium repens*), Kriechender Hahnenfuß (*Ranunculus repens*), Gänsefingerkraut (*Potentilla anserina*) und Wasserknöterich (*Persicaria amphibia* var. *terrestre*) hervor. Im Nordosten und Osten des Polders (Abb. 14) befinden sich landwirtschaftlich genutzte, basenreiche und zur Staunässe neigende Äcker (HA 0).

In der Kernzone des Polders Ingelheim, „ökologische Kernzone“ genannt, treten die kurzlebigen Ruderalpflanzen-Gesellschaften (HB 0) und die Pflanzengesellschaften feuchter Annuellenfluren (HA 0) eng miteinander verknüpft auf (Abb. 15). Nach dem Abtrocknen der gefluteten Flächen dringen in die Schlamm Bodenvegetation die Arten der kurzlebigen Ruderalpflanzen-Gesellschaften ein. Die tiefer gelegenen Bereiche der Kernzone (LA 0) weisen ausschließlich Zwergbinsen-Gesellschaften auf (Abb. 16). Charakterarten sind Schlammling (*Limosella aquatica*), Zierliches Tausendgüldenkraut (*Centaurium pulchellum*), Krötenbinse (*Juncus bufonius*) und das Braune Zyperngras (*Cyperus fuscus*). Im Bereich der Druckwassersenzen bzw. Flutungsbereiche des Untersuchungsgebietes ist als floristische Besonderheit auch der Ysopblättrige Weiderich (*Lythrum hyssopifolia*) in großer Menge anzutreffen; am Rheinufer fehlt die Art.

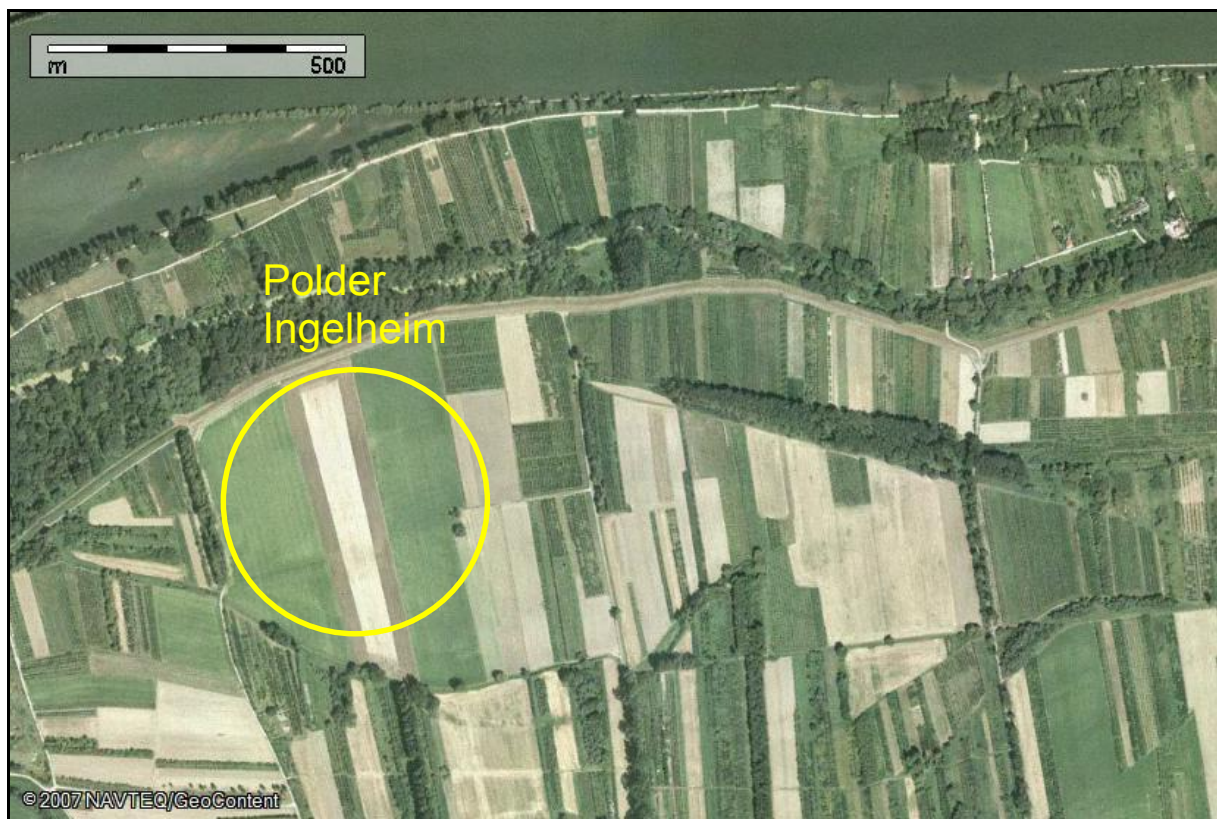


Abb. 10: Lage des Hochwasserschutzpolders Ingelheim
– das Luftbild wurde vor dem Bau des Polders aufgenommen und zeigt noch die frühere landwirtschaftliche Nutzung des Areals, der östlich des Polders von Ost nach West verlaufende Gehölzstreifen ist das Untersuchungsgebiet Ingelheim „Große Heide“

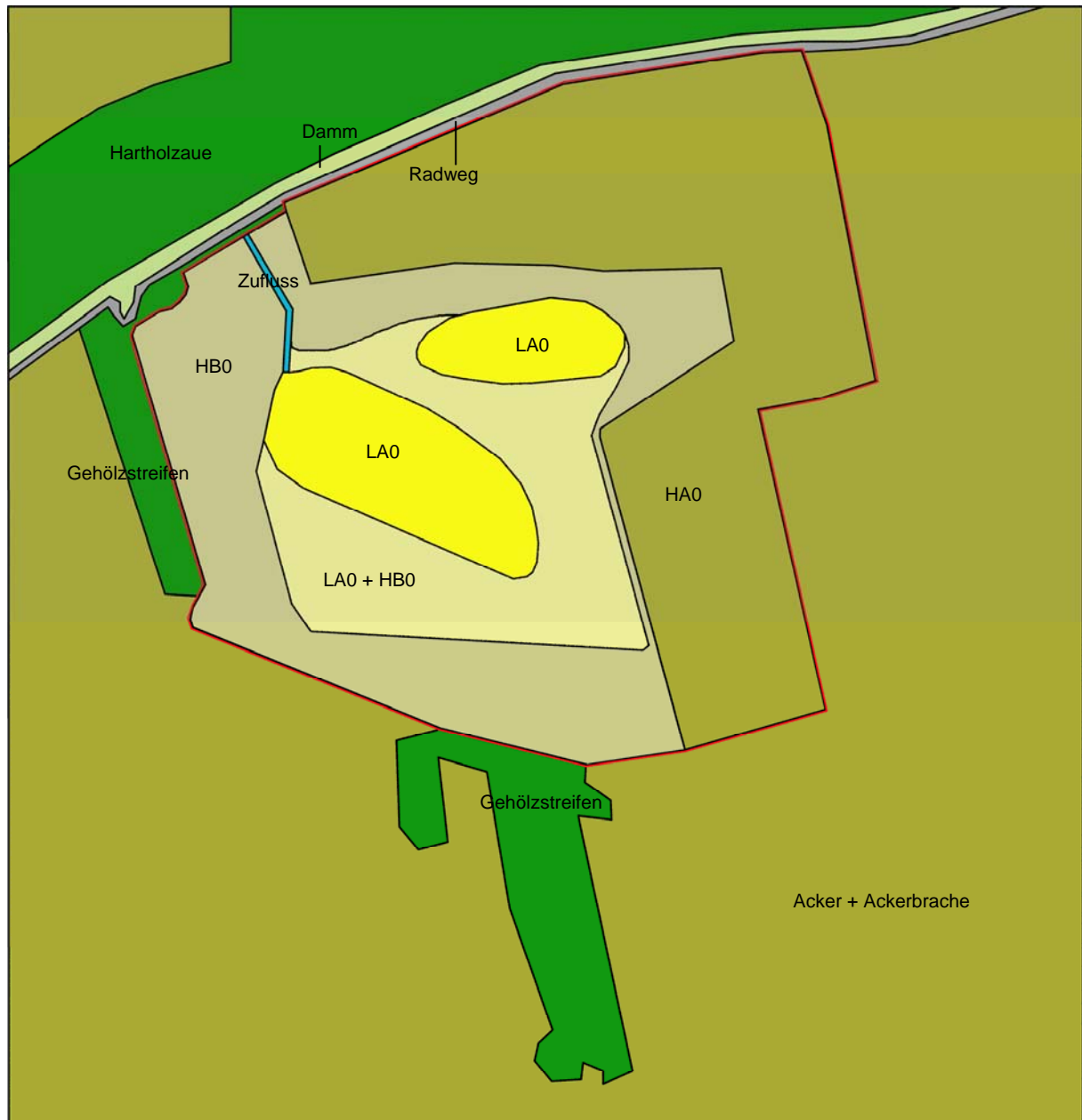


Abb. 11: Biotypen des Hochwasserschutzpolders Ingelheim (rot umrandet)
– HA0: Acker, HB0: Ackerbrache (inkl. Ruderalgesellschaften), LA0: Feuchte Anuellenflur



Abb. 12: Kleines Flut-Tor des Polders Ingelheim (geflutet im März 2007)



Abb. 13: Ökologische Kernzone des Polders Ingelheim - Zone HB0



Abb. 14: Ökologische Kernzone des Polders Ingelheim - Zone HA0



Abb. 15: Ökologische Kernzone des Polders Ingelheim - Zone LA0 + HB0



Abb. 16: Ökologische Kernzone des Polders Ingelheim - Zone LA 0 im April 2007
– im Vordergrund bilden sich bereits Trockenrisse im Boden, während im Hintergrund
noch Wasser steht

RHEININSELN UND UFERSTANDORTE

Die Beschreibung der Standorte Fulderaue Ost/ West und der Winkleraue erfolgte zum Teil nach Angaben von NEU (2007) anhand einer Begehung im Sommer 2004, durch Luftbildbetrachtung (Quelle: Computerprogramm: D-Sat 7) und mündlichen Mitteilungen von Herrn Zahner. Die Standorte Gaulsheim, Ingelheim, Ingelheim Große Heide wurden im März 2009, Mombach im April 2009 begangen und photographiert. Der Auentyp, die durchschnittliche Entfernung der (gepoolten) Fallen vom Ufer und die Lage zum Damm nach NEU (2007) wurden in Tab. 1 dargestellt.

Tab 1: Auentyp, Entfernung der Fallen vom Ufer und Lage zum Damm der Beprobungsgebiete der AG Prof. Dr. Seitz (* Hartholz-Setzlinge 2009 vorhanden)

Untersuchungsfläche	Auentyp	Ø Entfernung der Fallen vom Ufer (in m)	Lage zum Damm
Fulderaue Ost	Hartholz	60	Insel
Fulderaue West	Weichholz	97,5	
Winkleraue	Weichholz	16,25	
Gaulsheim	Weichholz	50	davor
Ingelheim	Weichholz	460	davor
Ingelheim „Große Heide“	Weichholz	550	dahinter
Mombach	Weichholz *	30	davor

FULDERAUE

Auf der 1,6km langen und bis zu 250m breiten Fulderaue (Abb. 17 und 18) befinden sich zwei bewaldete Bereiche, jeweils einer an ihrem östlichen und westlichen Ende. Die östliche Hartholzaue (Fu/O) hat eine Länge von 350m und eine Breite von 200m (Abb. 19 und 20), die westliche Weichholzaue (Fu/W) misst 500m x 250m (Abb. 21 und 22). Diese Waldgebiete sind über Uferstreifen miteinander verbunden. In der Mitte der Insel (Abb. 23) befindet sich Brachland (Größe 750m x 220m). Die Kronendecke der Waldgebiete ist nicht vollständig geschlossen, größere Lücken befinden sich vor allem im östlichen Waldgebiet. Im westlichen Wald befindet sich ein dichter Unterbewuchs, während der östliche Wald über keinen geschlossenen Unterbewuchs, aber über reichlich Totholz, verfügt. Die Entfernungen zu den Rheinufern betragen 120m zum linken und 400m zum rechten Ufer.

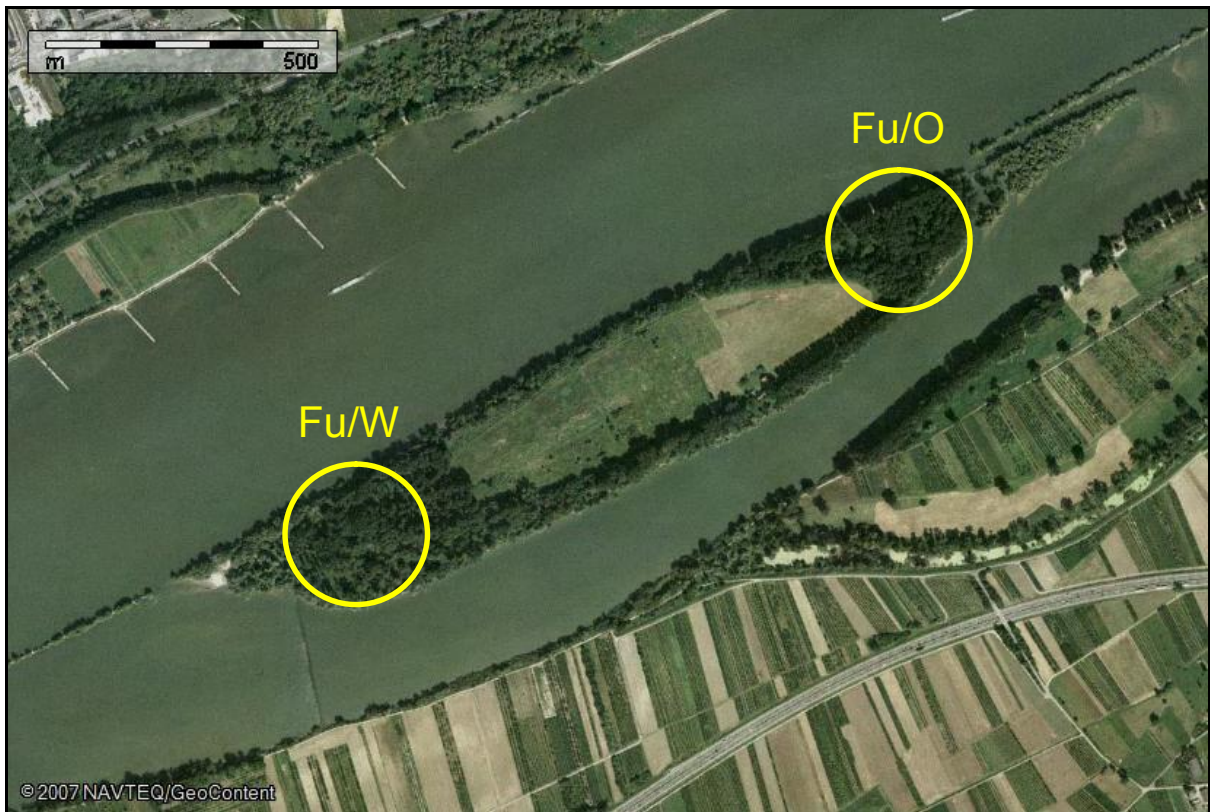


Abb. 17: Luftbild der Bodenfallen-Standorte Fulderaue-West (Fu/W) und -Ost (Fu/O)



Abb. 18: Blick vom Rhein auf die Fulderaue



Abb. 19: Bodenfalle am Standort Fulderaue Ost (Fu/O)



Abb. 20 (links): Blick in die Hartholzaue Fu/O



Abb. 21: Links: Blick in die Weichholzaue Fu/W



Abb. 22: Bodenfalle am Standort Fu/W



Abb. 23: Freifläche auf der Fulderaue

WINKLERAUE

Die Winkleraue (Abb. 24 bis 27) hat eine Länge von 620m und eine Breite von 100m. Sie ist von Weichholz bedeckt, das auf der Westseite lückenhaft ist. Der Unterbewuchs ist unterschiedlich stark ausgeprägt (siehe Abb. 26 und 27); es befindet sich viel Totholz im Wald. Die Entfernungen zu den Ufern betragen 180m zum rechten und 500m zum linken.



Abb. 24: Luftbild des Bodenfallen-Standortes Winkleraue (Wink)



Abb. 25: Blick von Rhein auf die Winklerau (Wink)



Abb. 26: Bodenfalle am Standort Wink in lichtem Unterbewuchs



Abb. 27: Bodenfalle in dichtem Unterbewuchs am Standort Wink

GAULSHEIM

Der Standort Gaulsheim (Abb. 28 bis 32) stellt einen 125m x 100m großen Pappel-Weichholzauwald dar. Der Wald ist 40m hinter dem Rheinufer und vor dem Hochwasserschutzdamm gelegen. Im Westen befindet sich eine Wiese, im Osten ein Teich und im Süden ein tief gelegenes Schilfröhricht mit Weidenbewuchs.



Abb. 28: Luftbild der Position des Bodenfallen-Standortes Gaulsheim (Gaul)

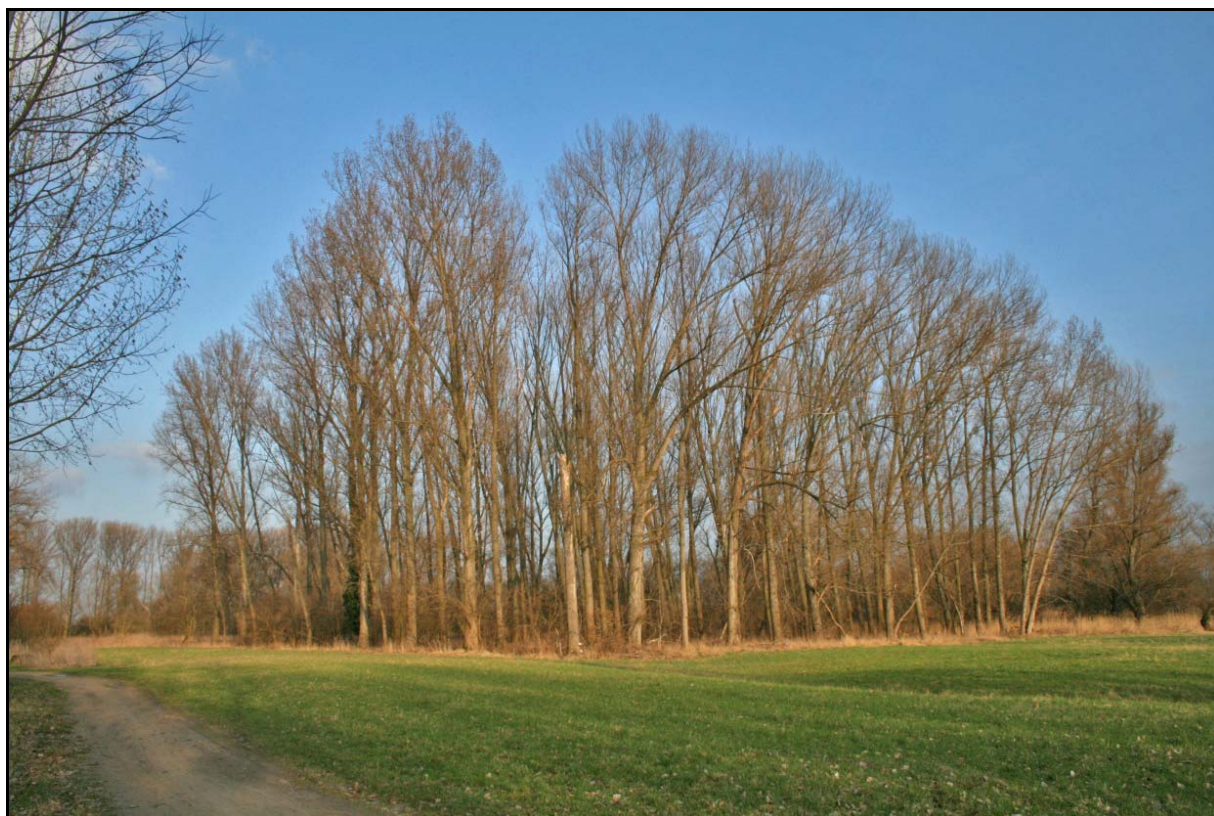


Abb. 29: Blick auf den Wald bei Gaulsheim aus westlicher Richtung



Abb. 30: Blick vom Wald auf das Rheinufer bei Gaulsheim



Abb. 31: Südlich an den Wald angrenzendes, tief gelegenes und mit Weiden bewachsenes Schilfröhricht



Abb. 32: Unmittelbar neben dem Wald im Osten gelegener Teich

INGELHEIM

Der Standort Ingelheim (Abb. 33 bis 36) befindet sich in 420m Entfernung vom Ufer. Er ist zum Rhein hin vor dem Hochwasserschutzdamm gelegen. Es handelt sich um lichte Pappel-Weiden-Bestände mit starkem Unterbewuchs. Dieser Wald hat eine Länge von 200m und eine Breite von 60m. Umgeben ist das Waldgebiet von Obstanpflanzungen. Nordwestlich der Aue mündet die renaturierte Selz in den Rhein.

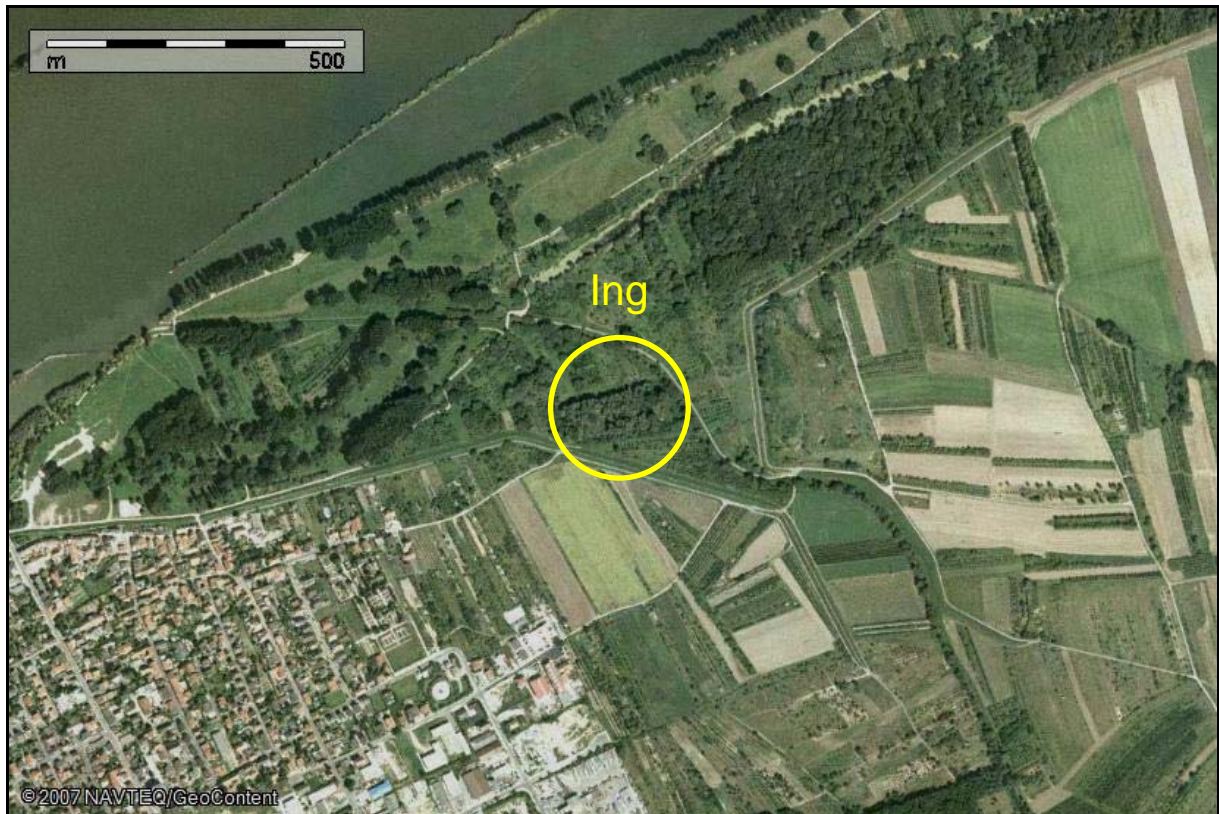


Abb. 33: Luftbild der Position des Bodenfallen-Standortes Ingelheim (Ing)



Abb. 34: Weichholzaue bei Ingelheim



Abb. 35: Obststreifen begrenzen den Standort Ingelheim in nördlicher und südlicher Richtung



Abb. 36: Unmittelbar hinter dem Standort Ingelheim mündet im Nordwesten die Selz in den Rhein

INGELHEIM „GROBE HEIDE“

Ingelheim „Große Heide“ (Abb. 37 und 38) ist ein lichter Gehölzstreifen aus Pappeln von 530m Länge und 80m Breite mit starkem Unterbewuchs. Diese Fläche liegt hinter dem Hochwasserschutzdamm in 520m Entfernung zum Rheinufer. Rings um diese Untersuchungsfläche befindet sich Ackerland.



Abb. 37: Luftbild der Position des Bodenfallen-Standortes Ingelheim „Große Heide“ (Ing/GH)



Abb. 38: Pappel-Gehölzstreifen Ingelheim „Große Heide“
– Der Standort ist im Süden von einem mit Schilf bewachsenen Entwässerungsgraben begrenzt und vollständig von Feldern umgeben

MOMBACH

Am Mombacher Ufer (Abb. 39 bis 41) erstreckt sich ein 2km langer und 220m breiter, lichter Waldstreifen aus Pappeln und Weiden. Der Unterbewuchs wird hauptsächlich durch Brennnesseln gebildet. An den Waldstreifen schließen sich dichtes Buschwerk und Wiesen an. Hier wurden Hartholzarten zur Aufforstung angepflanzt. Der Standort Mombach liegt zum Ufer hin vor dem Hochwasserschutzdamm.



Abb. 39: Luftbild des Bodenfallen-Standortes Mombacher Ufer (Momb)



Abb. 40: Pappelstreifen am Mombacher Ufer mit Unterbewuchs aus Brennnesseln



Abb. 41: Buschwerk hinter dem Pappelstreifen; im Vordergrund sind Setzlinge von Hartholzgewächsen zu sehen.

2.1.4 Wetter und Rheinpegelstände

WETTER

Die während der Untersuchungsjahre gemessenen Temperaturen und Niederschlagsmengen stellen wichtige abiotische Faktoren dar und wurden daher ausführlich beschrieben. Dabei galt ein besonderes Augenmerk den Wetterdaten von Mai 2005 bis Mai 2008. Die Daten stammten von der in direkter Nähe zur „Sandlache“ befindlichen Wetterstation Heidenfahrt.

Das Jahr 2000 war mit $11,2^{\circ}\text{C}$ durchschnittlich um $1,2^{\circ}\text{K}$ wärmer als das langjährige Mittel und mit 834mm sehr reich an Niederschlägen. Dabei wurden, außer im Juli, für jeden Monat erhöhte Durchschnittstemperaturen festgestellt. Der Juli war um $2,5^{\circ}\text{K}$ kälter als das langjährige Monatsmittel, dafür mit fast 180mm Niederschlag außergewöhnlich regenreich. Im Folgejahr fiel mit 741mm wiederum viel Niederschlag. Obwohl das Jahr 2001 insgesamt mit $10,5^{\circ}\text{C}$ nicht so warm als das vorige war, wiesen die Monate Februar, Mai und Oktober um über 2°K erhöhte Temperaturen auf. Dazu kam im Mai eine um 25mm verringerte Niederschlagsmenge. Die mittlere Jahrestemperatur betrug 2002 $10,9^{\circ}\text{C}$, die Niederschlagsmenge 611mm. Dieses Jahr zeichnete sich durch einen niederschlagsarmen Sommer und einen um $4,6^{\circ}\text{K}$ wärmeren Februar aus. 2003 – das Jahr des Extremsommers war mit durchschnittlich $10,6^{\circ}\text{C}$ nicht so heiß, als zum Teil angenommen wird. Extreme Temperaturabweichungen der Monatswerte ergaben sich nur im Juni ($+3,7^{\circ}\text{K}$) und August ($+4,5^{\circ}\text{K}$). Das Jahr war vor allem niederschlagsarm (\emptyset 352mm), besonders wenig Regen fiel während der Sommermonate. 2004 war, was die Temperatur betraf, als absolut durchschnittlich ($10,0^{\circ}\text{C}$) anzusehen. In keinem Monat gab es größere Temperaturabweichungen. Über das gesamte Jahr fiel mit 459mm allerdings etwas weniger Niederschlag als im Mittel (585mm).

Von 2005 bis 2008 war die durchschnittliche Jahrestemperatur höher als im langjährigen Mittel. In den Jahren 2006 und 2007 sogar über ein Grad Kelvin. Während 2005 eher ein trockenes und 2007 eher ein feuchtes Jahr war, sind die Niederschlagsmengen der Jahre 2006 und 2008 als durchschnittlich zu bezeichnen. Die Jahresdurchschnittstemperaturen und Jahresniederschlagsmengen, sowie deren Abweichungen vom langjährigen Mittel innerhalb des Untersuchungszeitraums der Standorte „Sandlache“ und Polder Ingelheim können Tabelle 2 entnommen werden.

Tab. 2: Jahresmittelwerte der Temperatur und Niederschlagsmenge der Wetterstation Heidenfahrt (Quelle: Agrarmeteorologie Rheinland-Pfalz) und deren Abweichungen vom vieljährigen Mittel (Quelle: Deutscher Wetterdienst)

Jahresmittelwerte Heidenfahrt (88 m)						
Jahr	Temperatur Ø (2 m)	Langjährige Temperatur Ø (2 m)	Langjährige Temperatur (Abweichung abs.)	Niederschlag Σ	Langjähriger Niederschlag Σ	Langjähriger Niederschlag Abweichung abs.)
	[°C]	[°C]	[°K]	[mm]	[mm]	[mm]
2005	10,7	10,0	0,7	512,4	585,8	-73,4
2006	11,2	10,0	1,2	557,0	585,8	-28,8
2007	11,4	10,0	1,4	671,0	585,8	82,5
2008	10,9	10,0	0,9	595,8	585,8	10,0

Während der Untersuchungsperiode gab es Zeiträume, in denen sowohl ungewöhnlich hohe Temperaturen, als auch geringe Niederschlagsmengen gleichzeitig auftraten (vgl. Abb. 43). Gerade im Sommer führte dies durch die zunehmende Verdunstung zu einer negativen Wasserbilanz. In der zweiten Junihälfte 2005, im Juli 2006 und im April 2007 trocknete der Auwald NSG „Sandlache“ stark aus. Da die Abbildung 42 nur die Monatsdurchschnittstemperaturen wiedergibt, muss an dieser Stelle darauf hingewiesen werden, dass es in der ersten Juni-Hälfte 2005 sehr kalt war, weswegen die Hitzewelle der zweiten Monatshälfte im Diagramm nicht ersichtlich ist. Die Tagestemperaturen des Juni 2005 wurden im Anhang in Tabelle A17 aufgelistet. Ausgesprochen hohe Temperaturen ergaben sich darüber hinaus im Winter 2006/ 2007 und im Januar 2008. Regenreiche Sommermonate waren der August 2006, und der Juni und Juli 2007.

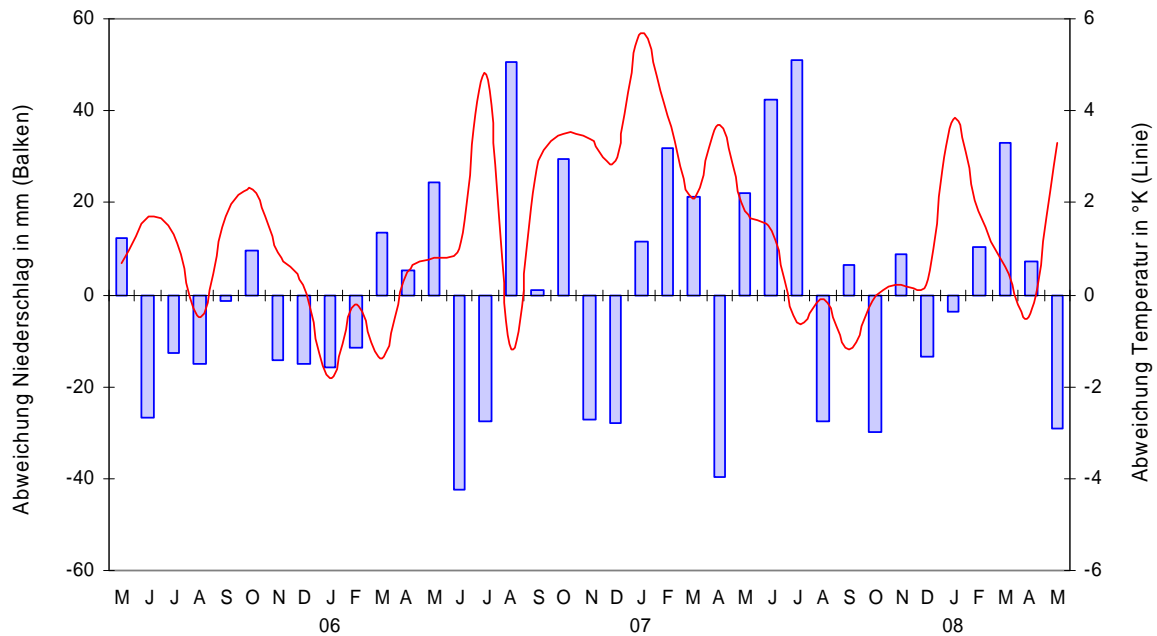


Abb. 42: Abweichungen des Monatsmittels der Temperatur und Niederschlagsmenge der Wetterstation Heidenfahrt vom vieljährigen Mittel von Mai 2005 bis Mai 2008 (Quelle: Deutscher Wetterdienst)
– Temperatur im Verlauf als Linie und Niederschlagsmenge in Balken dargestellt

RHEINPEGELSTÄNDE ÖSTRICH

Von 1998 bis 2003 fanden kontinuierlich Winterhochwasser statt (siehe Abb. 43). Die Hartholzaue NSG Sandlache wurde im Herbst 1998, im Winter und im Frühjahr 1999, im Frühjahr 2001 und 2002, sowie im Winter 2002/ 2003, ab einem Pegel von 4,80m, vollständig überflutet. Während des Extremsommers 2003 wies der Rhein sehr niedrige Pegelstände auf. Von Mitte Juli bis Ende Oktober betrug die Pegelstände unter einem Meter, im September zum Teil sogar nur 50cm. Nach 2003 wurden nur noch die Senken der Aue geflutet. Dies geschah im Januar 2004 und während der Untersuchungsperiode im März 2006 bei Pegelständen um 4,10m. Diese Teil-Flut im März blieb das einzige Überschwemmungsereignis innerhalb des Untersuchungszeitraums in der Sandlache. Die eigentliche Flut dauerte drei Tage (11.03. bis zum 13.03.). Da das Wasser aber sehr langsam absickerte, blieben einige Senken etwa eine Woche lang geflutet. Im August 2007 wurden lediglich die sehr tiefen Senken durch Qualmwasser für drei Tage geflutet. Die Bodenfallen waren hiervon nicht betroffen, so dass die Beprobung nicht unterbrochen werden musste. Die Pegelstände wurden im Anhang in den Abbildungen A1 bis A9 im Jahresverlauf von 2000 bis 2008 dargestellt.

Flutmarken der Rheininseln und Uferstandorte waren nicht bekannt. Anhand der Rheinpegelstände der Jahre 2000 bis 2005 konnte jedoch angenommen werden, dass diese

Untersuchungsgebiete zwischen 2000 und Winter 2002/ 2003 Überflutungen ausgesetzt waren. Im März 2001 erreichte der Rheinpegel vom 13.03. bis zum 30.03. Werte über 4,00m, vom 15.03. bis 17.03. und vom 22.03. bis 29.03. über 4,40m. Vom 23.03. bis 26.03. betrug der Pegel über 5,00m. Das waren die am längsten anhaltenden stark erhöhten Rheinpegelstände während der gesamten Untersuchung. Im folgenden Jahr erreichte der Pegel vom 26.02 bis 02.03 Werte um 4,00m, vom 21.03 bis 25.03 Werte von 4,00m bis 4,80m und vom 11.11 bis zum 20.11. Werte um 4,00m bis zu 4,50m. Im Januar 2003 stieg der Pegel auf über 4,50m bis 5,00m vom 03.01. bis zum 07.01. an. Die 4,00m Marke wurde nochmals am 16.01 und 17.01.2004 überschritten. Danach blieb der Rheinpegel bis einschließlich 2005 unter 3,70m.

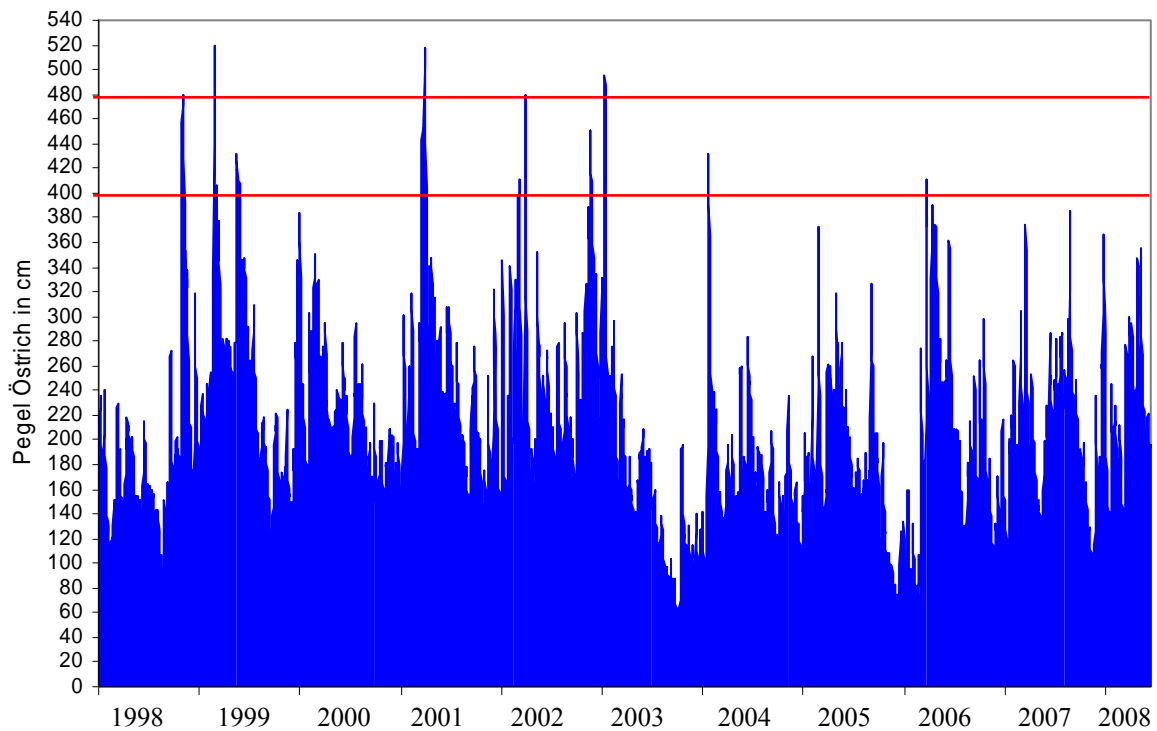


Abb. 43: Pegelstände des Rheins bei Östlich von Januar 1998 bis Mai 2008
– bei 4,00m Flutung der Senken, bei 4,80m Voll-Flutung der Hartholzaue NSG Sandlache
Quellen: bis Okt. 2005 Schifffahrtsdirektion Süd, ab Nov. 2005 www.wetter-online.de

2.2 Probennahmen

2.2.1 Fangmethodik

BODENFALLEN

Zur Erfassung der terricolen Spinnengemeinschaft dienten Bodenfallen nach BARBER (1931) (Abb. 44 bis 46). „Barberfallen“ stellen eine weit verbreitete Standardmethode zum Nachweis der epigäischen Meso- und Makrofauna dar (MÜHLENBERG 1989, DUNGER & FIEDLER 1997). Es handelt sich hierbei um ein in den Boden eingegrabenes Gefäß mit Fangflüssigkeit. Ein Fangtrichter vergrößert den Radius und erschwert gleichzeitig das Entkommen aus der Falle. Der Fangradius einer solchen Falle hängt von ihrer Größe, dem Raumwiderstand, der Umgebung, der Fangflüssigkeit und der Laufaktivität der Tiergruppen ab (FRANKE et al. 1988). Daher empfiehlt es sich die durch das Eingraben veränderte Umgebung der Falle möglichst wieder naturgetreu zu gestalten. Weiterhin spielt die Beschaffenheit des Fangtrichters und des Sammelgefäßes eine Rolle. Nach LUFF (1975) sind Fallen aus Glas effizienter als Plastik- oder Metallfallen. Für Fallen aus Plastik- bzw. Metall sprechen dagegen, insbesondere bei langen Standzeiten, ihre größere Robustheit. Bodenfallen offenbaren vor allem starke räumliche und jahreszeitliche Muster in der Verteilung von Spinnenarten (CHURCHILL & ARTHUR 1999). Zu beachten ist jedoch, dass sich kurz nach dem Eingraben der Fallen, erhöhte Fangzahlen ergeben. GREENSLADE (1973) bezeichnete dies als „Digging-In-Effect“.

Die in der Hartholzaue NSG Sandlache verwendeten 12 Bodenfallen und die sechs am Waldrand eingesetzten Bodenfallen bestanden aus einem Kunststoffrohr von 10cm Durchmesser, welches in den Boden eingegraben wurde. In dieses Rohr wurden Schraubgläser mit Fangflüssigkeit eingelassen. Die Deckel der Schraubgläser wurden mit einem Loch von ca. 3cm Durchmesser versehen, durch welches ein Fangtrichter (Innendurchmesser 3cm) ins Glas mündete. Der Trichter schloss nach oben hin bündig mit dem Kunststoffrohr ab. Zum Schutz vor Regen wurden die Fallen mit einer Plexiglasscheibe abgedeckt. Die Abdeckung wurde, zur Fixierung im Boden, mit angeschraubten Heringen versehen. Als Fangflüssigkeit diente eine gesättigte Kochsalzlösung, da sie keine attrahierende Wirkung auf Webspinnen und andere Arthropoden ausübt und auch bei Temperaturen um den Gefrierpunkt eingesetzt werden kann.

Von den Bodenfallen wurden jeweils vier (BF1-4) auf der dem Ufer zugewandten Seite, vier (BF5-8) mittig und vier (BF9-12) auf der zum Damm zugewandten Seite des Auwaldes im Mai 2005 angebracht. Weitere sechs Fallen wurden in zweier Gruppen in etwa

fünf Meter Entfernung zum Waldrand ab Oktober 2007 eingesetzt. BF 13 und BF14 am Damm, BF15 und BF16 am Westrand und BF17 und BF18 am Ostrand des Waldes.

Zusätzlich wurden sechs als „Schwimmfallen“ (Abb. 47) modifizierte Bodenfallen am Rheinufer des Leitwerks eingegraben. Mit diesen Fallen sollte die Spinnenfauna der unmittelbaren Uferzone und eventuell auf dem Wasser verdriftete Spinnen erfasst werden. Hierzu wurden die Trichter der Fallen auf der Unterseite mit Styropor versehen, um einen Auftrieb zu erzeugen und somit das Schwimmen auf der Wasseroberfläche zu ermöglichen. Ein Verdriften der Fallen wurde durch eine Drahtverbindung des Trichters mit drei eingegrabenen Stangen verhindert. Als Fanggefäße wurden Plastik-Flaschen mit Schraubdeckeln verwendet. Die Größe der Fangtrichter entsprach den im Auwald eingesetzten Trichtern.

Die genaue Lage der Bodenfallen und der Schwimmfallen in der Hartholzauwe Sandlache ist der Abbildung 49 zu entnehmen.

Im Polder Ingelheim wurden 18 Bodenfallen aufgestellt. Bei diesen wurden, wie bei den „Schwimmfallen“ Plastikflaschen mit Schraubdeckeln verwendet. Die Größe der Fangtrichter, der Abdeckung und des Kunststoffrohrs entsprachen der im Auwald verwendeten Fallen. Abbildung 44 zeigt den Aufbau beider verwendeten Ausführungen der „Barberfalle“. Die genaue Lage der Bodenfallen im Polder wurde in Abbildung 50 dargestellt.

Die von der AG Prof. Dr. Seitz verwendeten „Barberfallen“ bestanden ebenfalls aus einem Kunststoffrohr, Plastikflaschen, einem Fangtrichter und einer Plexiglasabdeckung. An allen Standorten wurden im Jahr 2000 fünf, im Jahr 2002 vier, 2001 und 2003 bis 2005 jeweils drei Fallen verwendet.



Abb. 44: In der Hartholzauwe NSG Sandlache verwendete Bodenfalle aus Kunststoffrohr ($\text{\O} 10 \text{ cm}$), Fanggefäß aus Glas mit Trichter ($\text{\O} 10 \text{ cm}$) (links), Regenschutz (mitte) und im Polder verwendete Bodenfalle aus Plastikgefäß mit Trichter ($\text{\O} 10 \text{ cm}$) (rechts)



Abb. 45: Bodenfalle (BF2) im Wald



Abb. 46: Bodenfalle (BF12) am inneren Waldrand

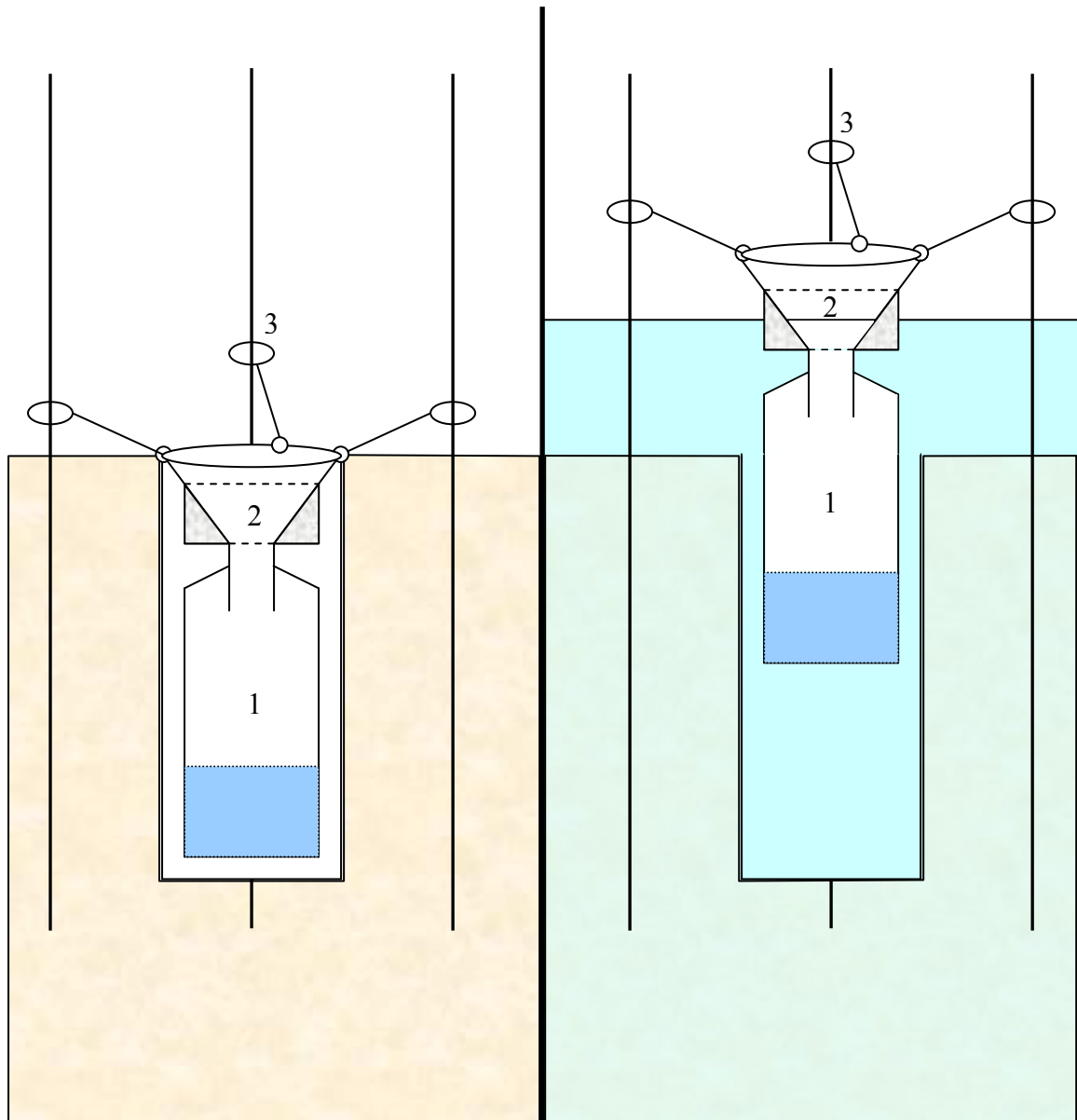


Abb. 47: Skizze einer Schwimmfalle
– links liegend (Trockenheit), rechts schwimmend (Flut) (1 = Fanggefäß mit Salzlösung, 2 = Fangtrichter mit Styropor zwecks Auftrieb, 3 = Drahthalterung der Falle an Führungsstäben)

STAMMEKLEKTOREN

Die arboricole Spinnengemeinschaft der Aue wurde mit sechs Stammeklektoren nach BEHRE (1989) erfasst. Mit Stammeklektoren lassen sich Arthropoden jeder Größe nachweisen. Hauptsächlich Bewohner der Stammregion und zwischen den Straten wechselnde Individuen werden gefangen. Stammeklektoren können wichtige Daten über die Phänologie und Aktivitätsperioden dieser Tiere liefern (MÜHLENBERG 1989). Mit Baumfallen kann jedoch, methodenbedingt, nicht gefolgert werden, welche Arten Stammbewohner, Durchzügler oder Kronenbewohner sind. Auch lassen sich, wie bei den Bodenfallen, keine quantitativen Angaben über Jäger oder Netzbauer machen, da letztere viel seltener in die Fallen gelangen. Weiterhin kann nicht unterschieden werden zwischen der Besiedelung von Rindenoberfläche, Rindenunterseite und Spaltensystem (WUNDERLICH 1982).

Die vier vorhandenen Baumelektoren der Firma Behre eco-Tech GmbH aus Bonn waren in sehr schlechtem Zustand und mussten zuerst repariert werden. Zwei Baumelektoren wurden völlig neu, nach Vorlage des handelsüblichen Fabrikats, angefertigt. Es ergaben sich jedoch Änderungen beim Anbringen an den Bäumen. Die Eklektoren wurden wie folgt montiert: Das Montage-Lochband wurde auf den Baumumfang plus ca. 5cm zugeschnitten, zwei Eklektor-Winkelhalterungen gegenüberliegend in 2m Höhe mit dem Montage-Lochband am Baum befestigt und das Montage-Lochband mit 6cm langen Schrauben festgezogen. Die Stammeklektoren bestanden aus zwei Bodenplattenhälften aus Plexiglas mit zwei Aussparungen in die Fangtrichter eingehängt und mit Silikon verklebt wurden. An der Bodenplatte wurde der Zeltstoff mit dünnen Holzleisten verklebt. Beide Bodenplatten wurden um den Stamm gelegt und miteinander verschraubt. Der Eklektor-Halterahmen bestand aus vier Stahlstangen. Zwei Stahlstangen (mit Mittelloch) wurden in die Stoffeinführungen geschoben und jeweils mit einer Eklektor-Winkelhalterung verschraubt. Die beiden weiteren Stahlstangen (ohne Mittelloch) wurden danach ebenfalls in die Stoffeinführungen gesteckt und mit den Stahlstangen mit Mittelloch verschraubt. Die beiden Stoffteile wurden durch das Schließen des Klettbandes miteinander verbunden. Der an den Baum anliegende Stoff wurde mit einem Spanngurt dicht an den Baum gepresst. Lücken durch Rindenspalten wurden mit künstlichem Baumharz verschlossen. Vier Eklektor-Kopfstützen, Plastikrohre von etwa 5cm Durchmesser mit Feinkies als Kletterhilfe an der Innenseite, wurden in hierfür vorgesehene Stoffaussparungen eingelassen und der Stoff mit Rohrschellen befestigt. Je zwei Kopfhalterungen, welche durch eine Holzleiste verbunden sind, wurden mit Schlaufen aus Montage-Lochband miteinander verbunden. Ein zweites Montage-Lochband wurde auf den Baumumfang zugeschnitten und in entsprechender Höhe festgezogen. Zwischen Band und

Baum wurden zwei Winkelhalterungen gegenüberliegend angebracht. Die jeweils zwei Kopfstutzen verbindenden Holzleisten wurden an die Winkelhalterungen angeschraubt. Die Eklektor-Kopfdosen aus Kunststoff mit abnehmbarem Deckel wurden den Kopfstutzen bündig aufgesetzt. Während der Standzeit aufgetretene kleinere Löcher im Stoff konnten mit Klebeband abgedichtet werden. In Abbildung 48 ist ein in Eigenarbeit angefertigter Stammeklektor zu sehen.



Abb. 48: Stammeklektor im Einsatz

Angebracht wurden die Stammeklektoren an vom Durchmesser her passenden Bäumen. Die entsprechende Baumart ist aus Tabelle 3 zu entnehmen. Die genaue Lage im Wald ist auf Abb. 48 ersichtlich.

Tab. 3: Eklektorenummer, Baumart und Stammdurchmesser in 1,50m Höhe

Eklektor	SE 1	SE 2	SE 3	SE 4	SE 5	SE 6
Baumart	<i>Quercus robur</i> (Stieleiche)	<i>Quercus robur</i> (Stieleiche)	<i>Tilia cordata</i> (Winterlinde)	<i>Acer campestre</i> (Feldahorn)	<i>Quercus robur</i> (Stieleiche)	<i>Acer platanoides</i> (Spitzahorn)
Ø in cm	142	189	125	103	124	171

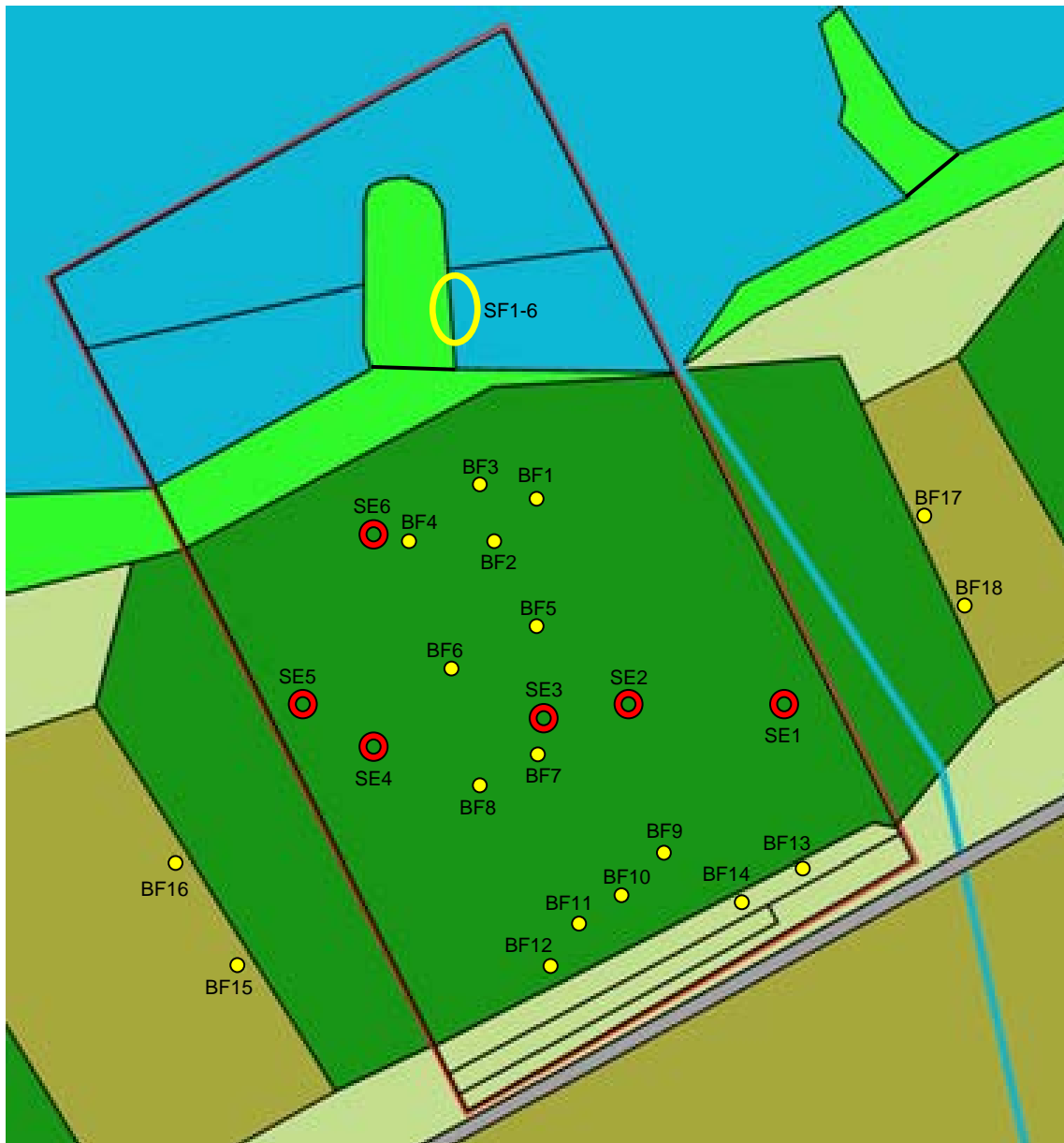


Abb. 49: Positionierung der Bodenfallen (BF 1-12) und Stammeklektoren (SE 1-6) in der Hartholzau NSG Sandlache, der Bodenfallen (BF 13-18) am äußeren Waldrand und der Schwimmfallen (SF 1-6) im Leitwerk
– Bodenfallen (BF) und Schwimmfallen (SF) gelb, Stammeklektoren (SE) rot

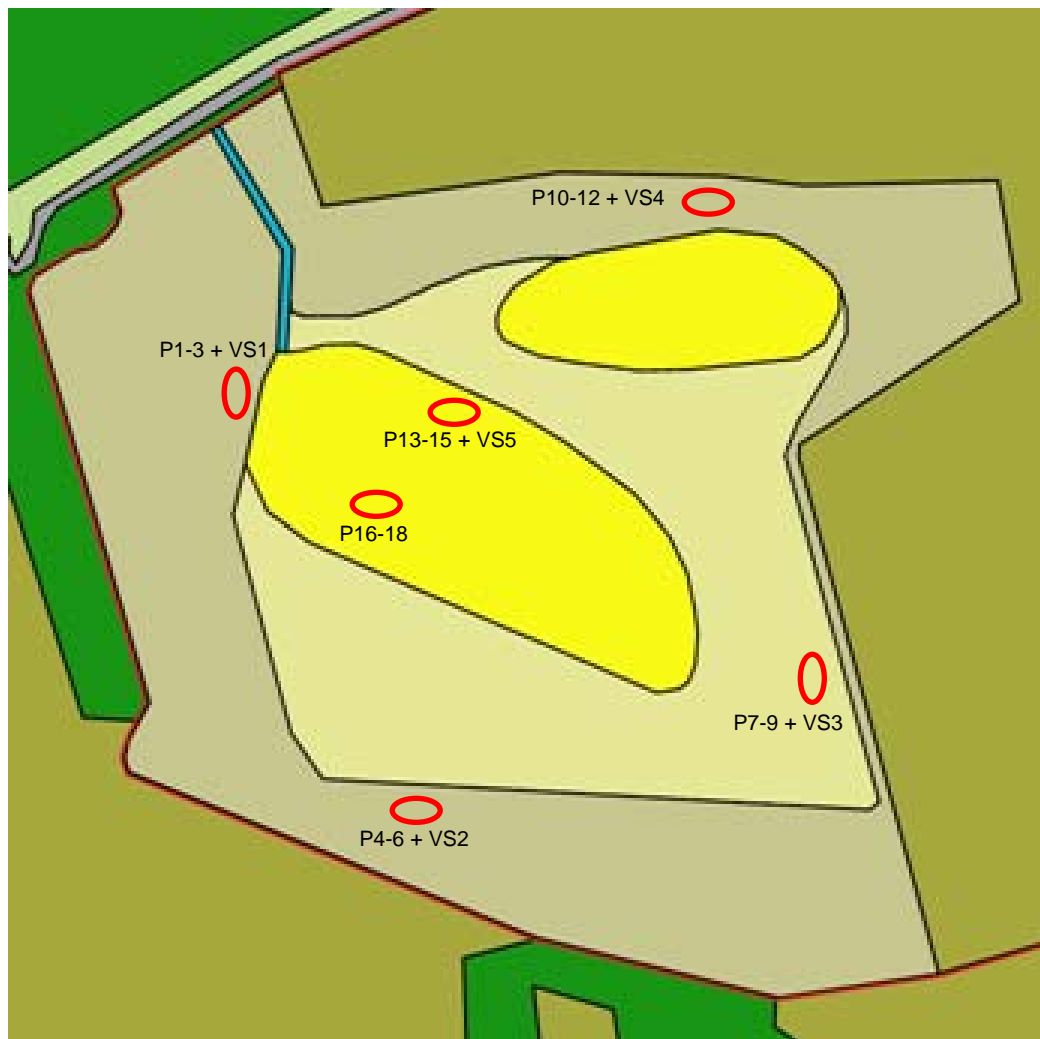


Abb. 50: Positionierung der Bodenfallen (BF 1-18) und des Vakuumsauger-Einsatzes (VS 1-5) im Polder Ingelheim (Einsatzgebiete rot umrandet)

VAKUUMSAUGER

Mit Hilfe eines mit Benzin betriebenen Vakuumsaugers (Abb. 51) wurden an den Stellen VS1 bis VS5 (siehe Abb. 50) nachmittags je vier Quadratmeter Boden und die dort befindliche Vegetation fünf Minuten lang abgesaugt. Die eingesaugten Tiere sammelten sich in einem im Ansaugrohr eingelassenen Netz, welches direkt nach der Probennahme in 70%igen Ethanol überführt wurde. Im Labor wurden die Spinnen mit der Pinzette aus dem Netz gelesen und determiniert (siehe Kapitel 2.2.3).

Fänge mit dem Vakuumsauger geben ein realistischeres Bild von der Populationsdichte und der Altersstruktur von Spinnengemeinschaften als Bodenfallen wieder, da nicht die Aktivitätsdichte sondern die tatsächliche Anzahl festgestellt werden kann (BERGTHALER & RÉLYS 2002). Ein weiterer Vorteil ist die große Ausbeute beim Fang von Bewohnern der Gras- und Strauchschicht (STANDON 2000, BORGESS & BROWN 2003). Allerdings weist diese

Methode auch Nachteile auf. Wegen der unterschiedlichen Tagesaktivitätszeiten der verschiedenen Spinnenarten, kann immer nur ein bestimmtes Artenspektrum erfasst werden (COSTELLO & DAANE 2005). Also in der Regel tagaktive Spinnen.



Abb. 51: Der Autor beim Spinnenfang mit dem Vakuumsauger

2.2.2 Termine der Probennahmen

Die Beprobung in der Hartholzaue NSG „Sandlache“ mit Bodenfallen und Stammeklektoren (siehe Anhang Tab. A1 und A2) erfolgte kontinuierlich alle zwei Wochen am gleichen Tage. Vom üblichen Rhythmus ergaben sich folgende Änderungen: Die Probe vom 27.10.2005 bis zum 16.11.2005 konnte nicht genommen werden, da die Fanggefäße der Fallen von (einer) unbekanntem Person/-en ausgeleert und weggeworfen wurden. Zwischen dem 10.03.2006 und dem 17.03.2006 und zwischen dem 09.08.2007 und dem 17.08.2007 wurden, wegen Hochwasser bzw. -gefahr, keine Bodenfallen ausgebracht. Insgesamt vollzog sich die Beprobung der Hartholzaue mit Barberfallen über 1062 Fangtage und mit Stammeklektoren über 1077 Fangtage. Der Waldrand wurde 200 Tage lang, das Leitwerk an 101 Tagen beprobt.

Im Polder wurde ebenfalls alle zwei Wochen geleert (Anhang Tab. A3). Hinzu kamen, einmal im Monat ein Jahr lang, die Beprobungen mit dem Vakuumsauger. Vom 14.02.2007 bis zum 27.04.2007 konnten wegen Flutung des Polders und vom 06.12.2007 bis zum 03.01.2008 wegen Vereisung keine Proben genommen werden. Ab dem 13.03.2008 konnten im Polder wegen Teilflutung nur noch höher gelegene Bodenfallen eingesetzt werden.

Die Datierung der bearbeiteten Proben von den Rheininseln und Uferstandorten der AG Prof. Dr. Seitz kann aus den Tabellen A4 bis A7 im Anhang entnommen werden..

2.2.3 Aufbereitung, Determination und Lagerung des Tiermaterials

Nach dem Einholen der Proben wurden diese im Labor mit einer 100µm Gaze ausgesiebt und in Schraubdeckelgläser mit 70%igen Ethanol überführt. Darin wurden die Fallenfänge bis zur Bestimmung der Webspinnen und dem Sortieren der Beifänge gelagert. Die Fänge aus den Stammeklektoren wurden bis zur Weiterbehandlung in Schraubdeckelgläsern aufbewahrt. Hierbei wurden alle in den Kopfdosen und Fangflaschen des jeweiligen Eklektors gefangenen Tiere gepoolt. Im Labor wurden die Fänge zuerst mit einem Sieb von 2mm Maschenweite nach Größe aufgeteilt. Die großen Tiere wurden in Schraubdeckelgläsern (70%iges Ethanol) aufbewahrt. Die kleinen Tiere wurden nochmals mit einer 100µm Gaze gesiebt und anschließend in Rollrandgläsern (70%iges Ethanol) aufbewahrt. Ausgezählt und Sortiert wurde ebenfalls unter dem Binokular, wobei die Tiere nach Großgruppen getrennt in luftdicht verschlossenen Polystyrolröhrchen (in 70% Ethanol) gelagert wurden. Das Tiermaterial wurde in 70% Ethanol in Polystyrolröhrchen mit luftdichtem Verschluss

eingelagert. Es soll nach Beendigung des Projekts der Universität Mainz zur Verfügung stehen.

Die Bestimmung der Webspinnen erfolgte in einer Glaspetrischale in 70%igem Ethanol mit den Binokularen WILD M3C (Firma Leica) und STEMI SV 8 (Firma Zeiss) bei 6,4- bis 40-facher Vergrößerung. In Einzelfällen wurden die Pedipalpen bzw. Epigynen unter dem Mikroskop LEICA DMLB (Firma Leica) bestimmt. Zur Determinierung der Spinnen dienten die Bestimmungsschlüssel nach HEIMER & NENTWIG (1991) und ROBERTS (2001). Der Schlüssel nach HEIMER & NENTWIG (1991) beinhaltet alle in Mitteleuropa heimischen Arten und stellt somit das deutschsprachige Standardwerk zur Bestimmung von Spinnen dar. Der englischsprachige Schlüssel nach ROBERTS (2001) verfügt über hervorragende Abbildungen der Pedipalpen und Epigynen zur Erleichterung der Artunterscheidung. Zur Identifizierung spezieller Arten dienten ergänzend: Formenkreis der Gattung *Lepthyphantes* in ihrem früheren Umfang: ZORSCH (1937), Gattung *Trochosa*: HEPNER & MILASOWSKY (2006a, 2006b), Gattung *Philodromus*: KUBCOVÁ (2004). Die Nomenklatur erfolgte nach PLATNICK (2009).

2.3 Ökologische Charakterisierung der Spinnenarten

Die ökologische Charakterisierung der Spezies (siehe Artenlisten im Anhang) erfolgte nach der Einteilung von PLATEN et al. (1991, 1999) und KREUELS & PLATEN (2005). Hierzu wurden die betreffenden Spezies in verschiedene Kategorien eingeteilt. Die Bedeutung der Kategorien und die Erklärung der verwendeten Abkürzungen werden nachfolgend aufgeführt. Zu Bedenken ist allerdings, dass verschiedene Autoren unterschiedliche Habitatklassifikationen verwenden und dies eine Vergleichbarkeit der ökologischen Ansprüche der Spinnen erschwert. Eine Standardisierung wurde von DUFFEY (2005) gefordert.

ÖKOLOGISCHER TYP

Die ökologischen Typen stellen eine Klassifizierung der ökologischen Optima dar. Sie sind somit eine Abbildung der abiotischen und biotischen Standortbedingungen, unter denen die Art im Freiland lebt und sich reproduziert.

Arten unbewaldeter Standorte

- h** hygrobiont/ -phil (in unbewaldeten Mooren, Nasswiesen, Anspüllicht etc.)
- (h)** überwiegend hygrophil (auch in trockeneren Lebensräumen wie Frischwiesen/ -weiden, etc.)

- eu** euryöke Freiflächenart (lebt in allen unbewaldeten Lebensräumen unabhängig von der Feuchte des Habitats)
- x** xerobiont/ -phil (in unbewaldeten Trockenhabitaten)
- (x)** überwiegend xerophil (auch in feuchteren Lebensräumen, Arten der Äcker)
- hal** halobiont/ -phil (an Salzstellen)

Arten bewaldeter Standorte

- w** eurytope Waldart (lebt in Wäldern unabhängig von deren Feuchtigkeit)
- (w)** überwiegend in Wäldern
- h w** in Feucht- und Nasswäldern
- (h) w** in Edellaubwäldern
- (x) w** in trockenen Laub- und Nadelwäldern
- arb** arborikol (auf Bäumen und Sträuchern)
- R** an / unter Rinde

Arten unbewaldeter und bewaldeter Standorte

- h(w)** Arten, die je nach Schwerpunktorkommen überwiegend in nassen bewaldeten oder nassen unbewaldeten Habitaten leben
- (h)(w)** Arten, die je nach Schwerpunktorkommen in mittelfeuchten Wäldern oder Freiflächen leben
- (x)(w)** Arten, die je nach Schwerpunktorkommen in trockeneren Laub- und Nadelwäldern oder Freiflächen leben

Spezielle Habitate

- Blüt** auf Blüten lebend
- trog** troglobiont/ -phil (in Höhlen, Kellern, Kleintierbauten, Spalten, etc)
- th** thermophil (an Standorten mit hoher Insolation)
- syn** synanthrop im weiteren Sinne (an und in Gebäuden, Bauwerken, Kellern, Ställen, an Mauern, etc.
- Wasser** lebt ständig unter Wasser
- myrm** myrmecobiot/ -phil, -phag

MIKROHABITATE

Während sich ökologische Typen und Schwerpunktorkommen auf Arealgrößen von mehreren m² bis km² beziehen, beschreiben diese Angaben die unmittelbaren Aufenthaltsräume der Arten (Verstecke, Netzanknüpfungsräume, etc.), also Bereiche von einigen mm² bis cm².

- H1** unbewachsene Fels- und Sandflächen
- H2** Spaltenbewohner, unter Steinen, in Ritzen, an Rinde, etc.
- H3** in Laubstreu
- H4** in Nadelstreu
- H5** in Grasstreu
- H6** im Moos
- H7** auf Gräsern (in der Krautschicht)
- H8** am Stamm
- H9** in Laubbaumkronen
- H10** in Nadelbaumkronen

PFLANZENFORMATIONEN (SCHWERPUNKTVORKOMMEN)

Hierunter sind diejenigen Pflanzenformationen und synanthropen Standorte zu verstehen, in denen Arten schwerpunktmäßig gefunden wurden. Diese Angaben sind eine weitere Grundlage für die Beurteilung von Standorten. Das Schwerpunktorkommen liefert Angaben über den Anteil an biotoptypischen Arten bei der Bewertung eines Standortes oder eines Untersuchungsgebietes. Es gibt darüber hinaus eine Information über die Standortqualität, also wie viele der hygrophilen Arten/ Individuen typisch für bestimmte Lebensräume (z. B. Moore, Nasswiesen, Feuchtbrachen, usw.) sind. Mit Hilfe dieser Angaben kann eine qualitative Bewertung der Standorte/ Untersuchungsgebiete erfolgen.

- 1** vegetationsarme und -freie Ufer von Flüssen und Seen
- 2** oligotrophe und mesotrophe Moore inklusive deren Verlandungszonen und Kleingewässer
- 3** eutrophe Moore inklusive deren Verlandungszonen und Kleingewässer
- 4** extensiv oder nicht bewirtschaftete Feucht- und Nasswiesen

- 5** intensiv bewirtschaftete Frischwiesen und -weiden
- 6** Feucht- und Nasswälder inklusive Weichholz- und Hartholzauen
- 7** mittelfeuchte Edellaubwälder
- 8** mäßig trockene bis trockene Laubwälder
- 9** Waldränder und Ökotope
- 9a** nasse Waldränder
- 9b** feuchte Waldränder
- 9c** trockene Waldränder
- 10** Calluna-Heiden
- 11** vegetationsfreie Felsen, Sand- und Kiesflächen
- 12** Sandtrocken- und Halbtrockenrasen
- 13** Kalk- und Mergeltrocken- und Halbtrockenrasen
- 14** Ruderalfluren inklusive Ackerbrachen
- 15** Äcker
- 16** synanthrope Standorte im weiteren Sinne
- 17** Höhlen
- 18** alpine Rasen und Matten, Felssteppen
- ?** Schwerpunktorkommen unbekannt

HABITATBINDUNG

- s** stenotop, d. h. nur in einem oder zwei ökologisch ähnlichen Habitaten auftretend, z. B. in mesotrophen und eutrophen Mooren (Pflanzenformationen 2 und 3) oder in Nass- und mesophilen Edellaubwäldern (Formationen 6 und 7)
- e** eurytop (in mehr als sieben beliebigen Habitaten auftretend)

2.4 Versuche zur Submersionstoleranz der Spinnen

Die für die Submersionstoleranz verwendeten Handfänge wurden vor Versuchsbeginn einige Tage in Plastikbechern gehalten und mit Wasser und Nahrung in Form von *Drosophila melanogaster* MEIGEN, 1830 versorgt. Zwergspinnen wurden in Anlehnung an DINTER (2004) in Gruppen, Spinnen anderer Familien einzeln aufbewahrt.

VERSUCHSAUFBAU DER TESTS MIT WOLFSSPINNEN

Die Submersionstoleranzen der Wolfsspinnenarten *P. agrestis*, *P. amantata* und *P. lugubris* wurden in einem Aquarium mit den Maßen 30cm x 20cm x 25cm bei 22°C (Sommerflut) und bei 4°C unter Belüftung (Winterflut) untersucht. Zu diesem Zweck wurden Zentrifugenröhrchen (Rotilabo® – Zentrifugalröhrchen Eco 50ml, mit Stehrand; Carl Roth GmbH & Co, Karlsruhe) umgebaut. Dazu wurden die Mittelstücke von zehn Zentrifugalröhrchen herausgeschnitten, so dass nur der Schraubdeckel mit etwa 3cm Rohr und die Spitze mit etwa 3cm Rohr übrig blieben. Der Mittelteil wurde durch Gaze aus Kunststoff ersetzt und mit erhitztem Parafin zu einer Rolle geklebt. Diese Rolle wurde in die zwei Endstücke der Zentrifugenröhrchen eingepasst (Abb. 52). In jedes dieser Rohre wurde eine kleine Öffnung in den spitz zulaufenden Teil gebohrt. Das Loch dient zum Entweichen von Luftblasen, die sich beim Eintauchen bilden können. Die Schraubdeckel wurden mit Silikon auf zwei Glasleisten (25cm lang und 4cm breit) befestigt. So konnten die Rohre fest mit den Glasplatten verschraubt versenkt werden, ohne auf zu schwimmen (Abb. 53).

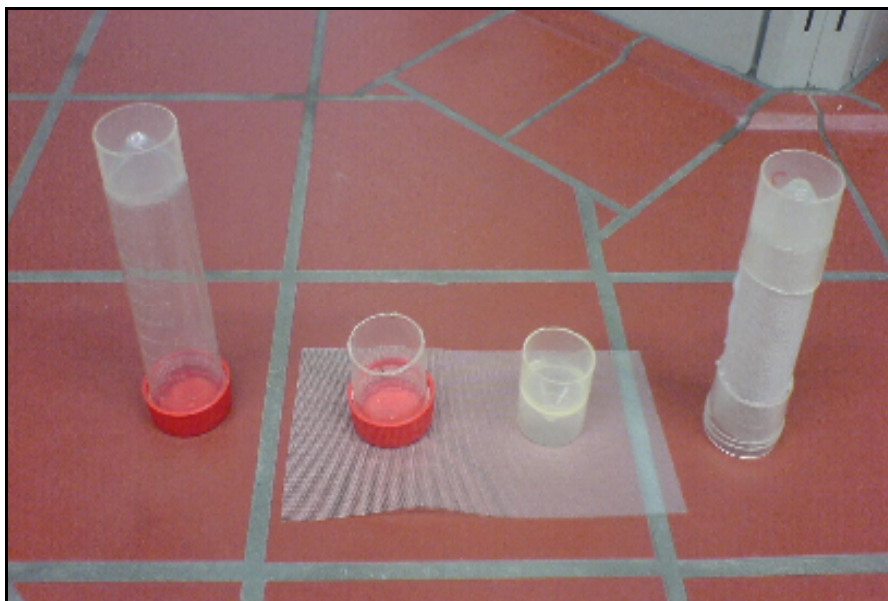


Abb. 52: Bau eines Versuchs-Rohrs aus einem Zentrifugalröhrchen und Parafingaze – links das Zentrifugalröhrchen, in der Mitte die Endstücke und rechts das fertige Versuchs-Rohr mit Mittelteil aus Parafingaze



Abb. 53: Glasleiste mit nummerierten Versuchs-Rohren

VERSUCHSDURCHFÜHRUNG MIT WOLFSPINNEN BEI SOMMERFLUT

Das Aquarium wurde einen Tag vor Versuchsbeginn zu zwei Dritteln mit Wasser gefüllt. Über Nacht erwärmte sich das Wasser auf ca. 20°C. Unmittelbar vor Versuchsbeginn wurde der Sauerstoffgehalt des Wassers mit einem Flüssigkeits-Indikator-Test (Tetratest O₂ Test Kit, Tetra Werke Dr. rer. nat. Ulrich Baensch GmbH) gemessen. Danach wurden pro Versuchsdurchgang jeweils fünf Wolfsspinnen in eines der Rohre eingebracht (Abb. 54). Die Versuchs-Rohre wurden mit den auf der Glasleiste befindlichen Deckeln verschraubt und ins Aquarium gestellt. Sich dabei bildende Luftblasen konnten herausgeschüttelt werden. Nach jeweils einer Stunde wurde eine der Versuchsröhren unter Wasser abgeschraubt und aus dem Becken entfernt. Die Spinnen wurden zum Abtrocknen in Plastikbehälter mit saugfähigem Papier gebracht. Anschließend erfolgte die Kontrolle der Lebensfunktionen der Tiere. Weitere Überprüfungen der Lebensfunktionen wurden erneut nach einer Stunde und nach einem Tag durchgeführt. Einmal verwendete Spinnen wurden nicht wieder getestet sondern in Ethanol (70%) überführt und gelagert. Der Versuchsumfang bei den jeweiligen Arten wurde in Tab. 4 dargestellt.

Tab. 4: Umfang der Versuche zur Submersionstoleranz der Wolfsspinnen bei simulierter Sommerflut

Art	Anzahl d. Rohre	Spinnen/ Rohr	Versuchs- wiederholungen	Gesamtanzahl d. Spinnen
<i>Pardosa agrestis</i>	7	5	6	210
<i>Pardosa amentata</i>	7	5	3	105
<i>Pardosa lugubris</i>	7	5	6	210

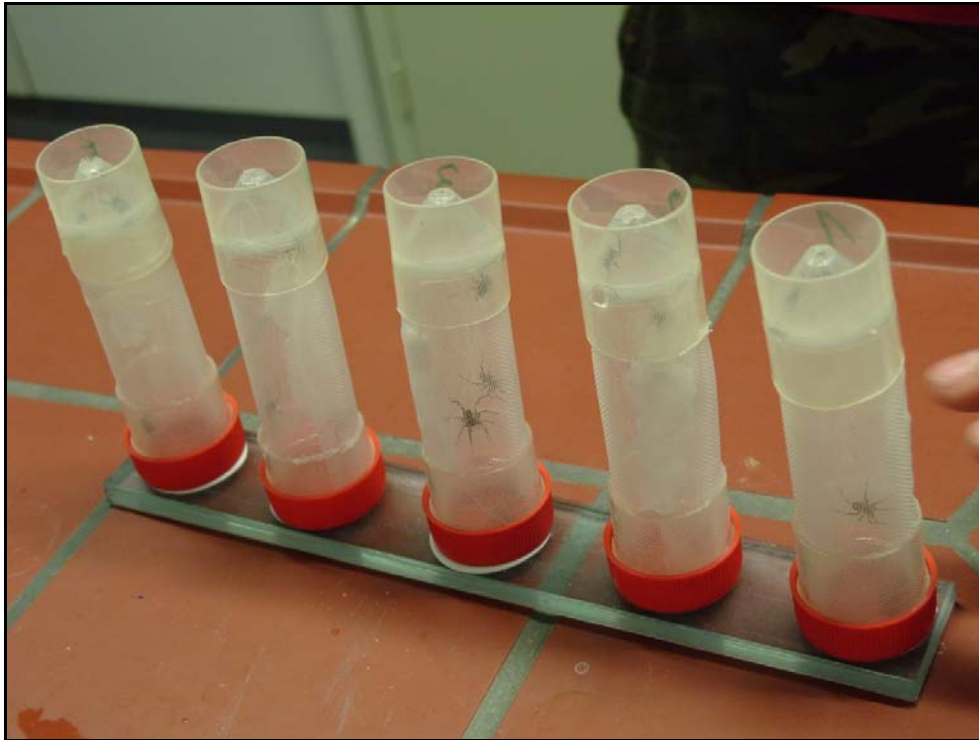


Abb. 54: Wolfsspinnen in den Versuchs-Rohren bereit zum Tauchgang

VERSUCHSDURCHFÜHRUNG MIT WOLFSPINNEN BEI WINTERFLUT

Die Simulation der Winterflut erfolgte in einem Kühlraum bei 4°C Raumtemperatur (Abb. 55). Um eine Wassertemperatur von ca. 4°C zu erreichen, wurde das Aquarium einen Tag vor Versuchsbeginn zu zwei Dritteln mit Wasser gefüllt. Eine Belüftung und Umwälzung des Wassers erfolgte mit einer Luftpumpe (ELITE 799 Membranpumpe; Hagen Deutschland, D-25488 Holm) mit Ausströmerstein (Maße: 2cm x 2cm x 2cm, Ø Luftschlauch: 5mm). Die Spinnen wurden einige Stunden vor der Versuchsdurchführung im Kühlraum akklimatisiert. Die Durchführung der Tauchgänge und die Kontrolle der Lebensfunktionen glich der Vorgehensweise bei den Sommerflut-Versuchen, nur wurde nicht stündlich sondern jeden Tag ein Röhrchen entnommen. Der Versuchsumfang und die Dauer der Durchgänge bei den jeweiligen Arten wurden in Tab. 5 dargestellt.

Tab. 5: Umfang der Versuche zur Submersionstoleranz der Wolfsspinnen bei simulierter Winterflut

Art	Anzahl Rohre	Spinnen/ Rohr	Versuchswiederholungen	Gesamtanzahl Spinnen
<i>Pardosa agrestis</i>	10	5	3	150
<i>Pardosa amentata</i>	10	5	3	150
<i>Pardosa lugubris</i>	10	5	3	150

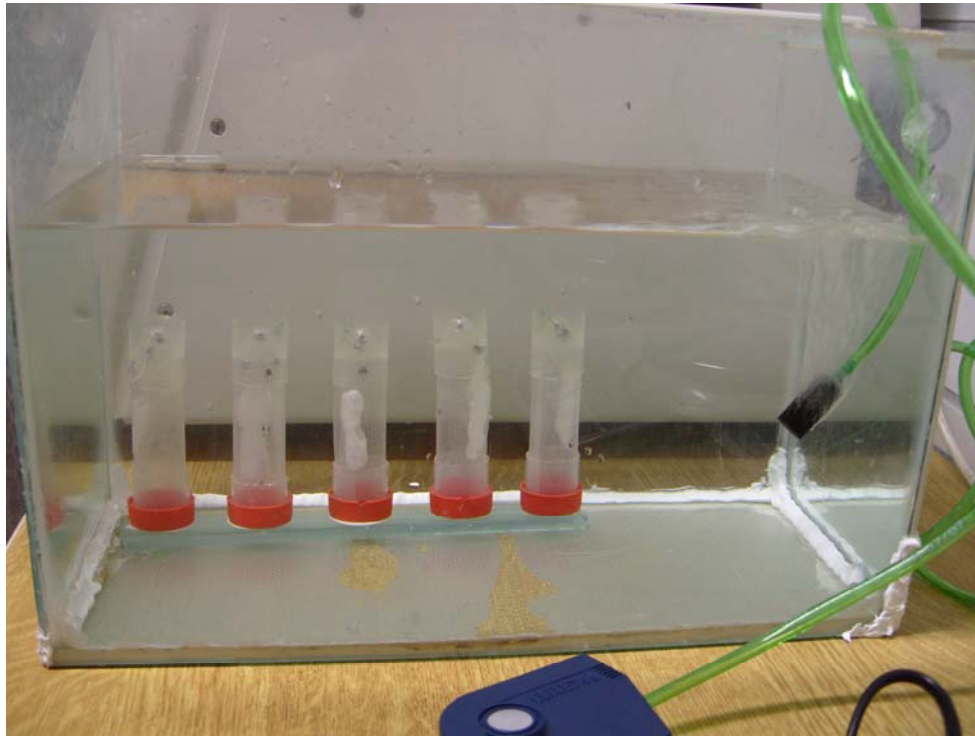


Abb. 55: Wolfsspinnen während eines Tauchgangs im belüfteten Aquarium (Winterflut-Simulation)

VERSUCHSAUFBAU DER TESTS MIT ZWERG- UND SONSTIGEN SPINNEN

Zur Untersuchung der Submersionstoleranzen von Zwergspinnen und Spinnenarten aus verschiedenen weiteren Familien wurde ein Aquarium mit den Maßen 40cm x 30cm x 27cm verwendet. Da sich die angefertigten Versuchs-Rohre für die Zwergspinnen als ungeeignet erwiesen, wurden kleinere Röhrchen angefertigt. Hierzu kamen 80 jeweils 5ml fassende Polystyrol-Probenröhrchen mit Stopfen (12mm x 55mm universelle Reagenz- und Probenröhrchen mit Rundboden, VWR[®] Supplier Partnerships for Customer Solutions) zur Anwendung. Diesen wurde mit einem Messer das Mittelstück entfernt, so dass jeweils ein unterer 2cm breiter und ein oberer 1,5cm breiter Rand entstanden. Das Mittelstück wurde durch Gaze ersetzt. Die Gaze wurde mit Sekundenkleber in den beiden Rändern befestigt (Abb. 56). Um den Auftrieb der Versuchs-Röhrchen zu verhindern, wurden auf einer 30cm x

20cm Glasplatte 80 Stopfen mit Silikon geklebt, in die die Stopfen der Röhrcchen gesteckt wurden (Abb. 57).

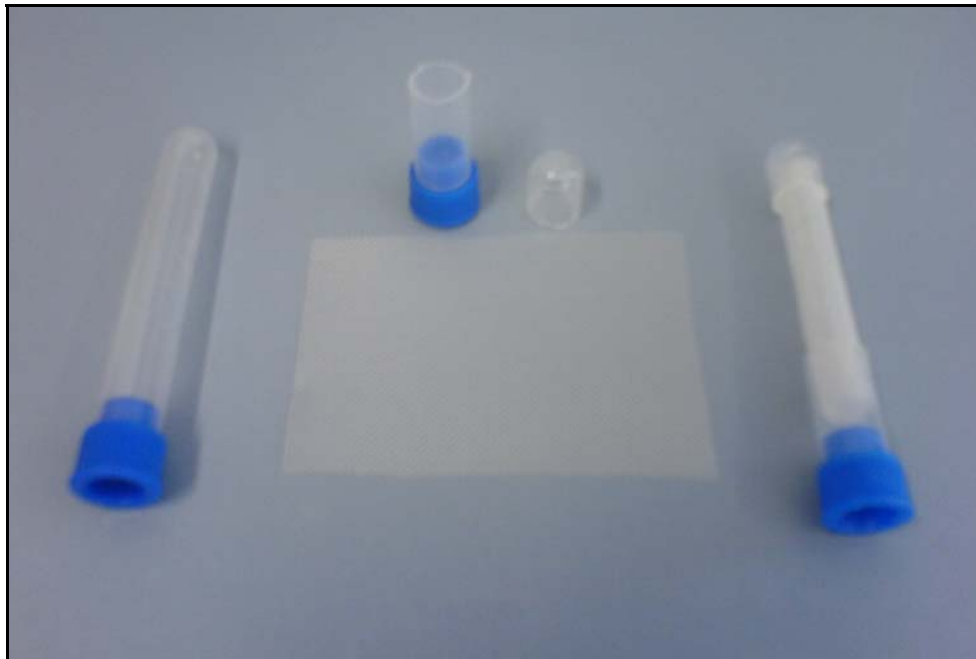


Abb. 56: Bau eines Versuchs-Röhrchens
– links das Polystyrol-Probenröhrchen, in der Mitte die Endstücke und rechts das fertige Versuchs-Röhrchen mit Mittelteil aus Parafingaze

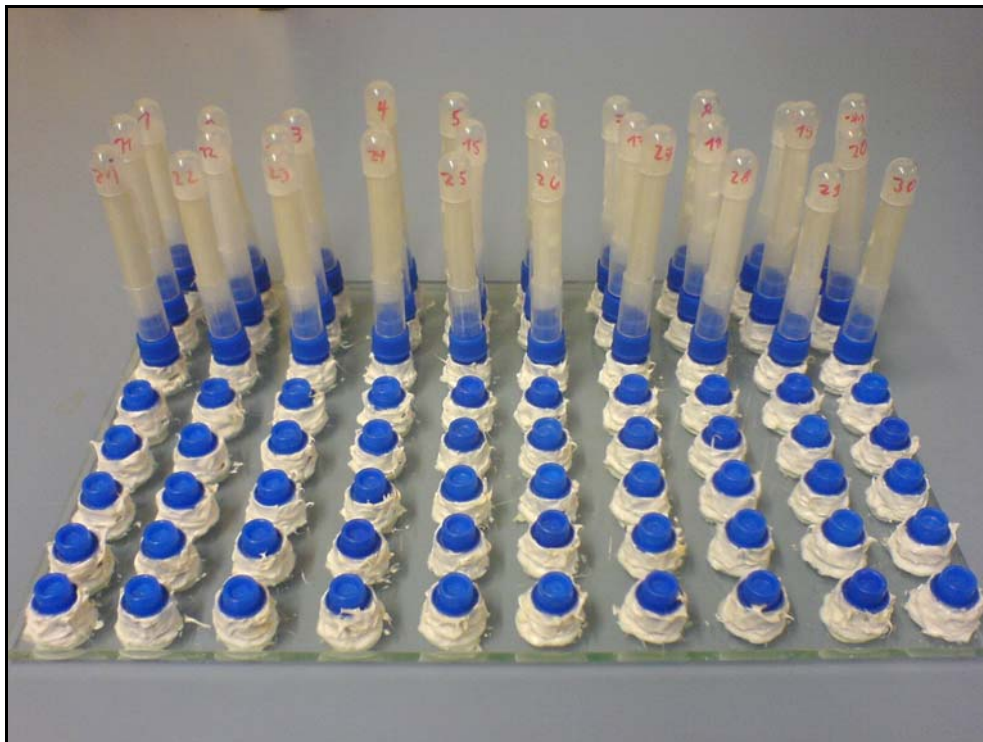


Abb. 57: Glasplatte mit befestigten Stopfen und Versuchs-Röhrchen

VERSUCHSDURCHFÜHRUNG MIT ZWERG- UND SONSTIGEN SPINNEN

Die Versuchsdurchführung bei simulierter Sommer- und Winterflut erfolgte wie bereits beschrieben (Arten und Versuchsumfang siehe Tab. 6 und 7). Statt der großen Versuchs-Rohre wurden jedoch die kleinen Versuchs-Röhrchen verwendet, bei denen sich bildende Luftblasen mit einer Spritze abgezogen wurden. Bei den Versuchen mit 4°C kaltem Wasser wurde eine Woche lang jeden Tag ein Röhrchen, dann nochmals nach 10 Tagen und nach 15 Tagen ein Röhrchen entnommen.

Tab. 6: Umfang der Versuche zur Submersionstoleranz der Zwergspinnen bei simulierter Sommerflut

Art	Anzahl Röhrchen	Spinnen/ Rohr							Versuchswiederholungen	Gesamtanzahl Spinnen
		1h	2h	3h	4h	5h	6h	7h		
<i>Palliduphantes pallidus</i>	7	9	2	8	4	9	5	3	1	40
<i>Tenuiphantes flavipes</i>	7	7	2	12	9	14	12	10	1	56

Tab. 7: Umfang der Versuche zur Submersionstoleranz der Zwergspinnen bei simulierter Winterflut

Art	Anzahl Röhrchen	Spinnen/ Rohr										Versuchswiederholungen	Gesamtanzahl Spinnen
		1d	2d	3d	4d	5d	6d	7d	10d	15d			
<i>Palliduphantes pallidus</i>	10	10	10	11	11	7	8	10	13	9	1	89	
<i>Tenuiphantes flavipes</i>	10	10	9	2	5	4	7	9	5	7	1	58	

Bei den im Oktober und November 2008 ohne Herrn Schneegaß durchgeführten Zusatz-Versuchen mit Zwerg- und sonstigen Spinnen bei 22°C und bei 4°C wurde pro Röhrchen nur eine Spinne verwendet. Die Spinnen der Sommerflut-Versuche wurden stündlich, die der Winterflut-Versuche täglich auf ihre Lebensfunktionen kontrolliert. Im Unterschied zu den vorherigen Versuchen, wurden hierzu alle Röhrchen entnommen und die überlebenden Exemplare wieder ins Becken eingesetzt. Durch die Wiederverwendung der Versuchstiere konnte eine erhebliche Anzahl an Spinnen gespart werden. Dies erlaubte zum einen die Weiterführung der Versuche bis in den Spätherbst hinein und zum anderen das Testen von in nur geringer Stückzahl gefangenen Arten. Der Umfang der Untersuchung und eine Auflistung der getesteten Arten sind den Tabellen 22 und 23 im Kapitel Ergebnisse zu entnehmen.

2.5 Versuche zum Fluchtverhalten der Spinnen

Die verwendeten Wolfsspinnen-Handfänge wurden vor Versuchsbeginn wie in Abschnitt 2.4 beschrieben behandelt.

VERSUCHSAUFBAU

Die Reaktionen der Spinnen auf herannahende Flut wurden in einem Aquarium mit den Maßen 120cm x 50cm x 50cm getestet. Die Spinnen konnten hierbei wahlweise horizontal vor dem ansteigenden Wasser auf höher gelegene Bereiche eines modellierten Uferanstiegs, oder vertikal auf Stöcke fliehen (Abb. 58). Hierzu wurde eine Bodenplatte aus Styroporlagen mit den Maßen 100cm x 47cm x 2cm mit Silikon in das Aquarium eingeklebt. Um einen horizontalen Anstieg zu modellieren wurden auf die Bodenplatte, mit einem Versatz von 10cm, insgesamt acht 2cm dicke Styroporlagen mit wasserfestem Kleber angeheftet. Die entstandenen Stufen wurden durch Fliesenkleber abgeschwächt, dadurch konnte ein sanfter Anstieg erzeugt werden. Der 20cm breite Bereich ohne Bodenplatte diente der Einleitung des Wassers mit einem Schlauch (\varnothing 10mm) und wurde vor den Versuchen bereits 2 cm hoch gefüllt. Aus der Konstruktion der Bodenplatte ergab sich eine Unterteilung des Aquariums in die Bereiche RHEIN, START, UFER, A, B, C, D und DEICH (Abb. 59). In den Abschnitten A und C wurden jeweils drei, in B und D jeweils zwei 35cm bis 40cm lange Stöcke (\varnothing 12mm) in eingebohrten Vertiefungen arretiert. Dabei standen die Stöcke von zwei hintereinander gelegenen Abschnitten zueinander „auf Lücke“. Um einen Auftrieb der Styroporlagen im Abschnitt DEICH zu verhindern, wurden Glasleisten zur Halterung in das Aquarium mit Silikon eingeklebt.

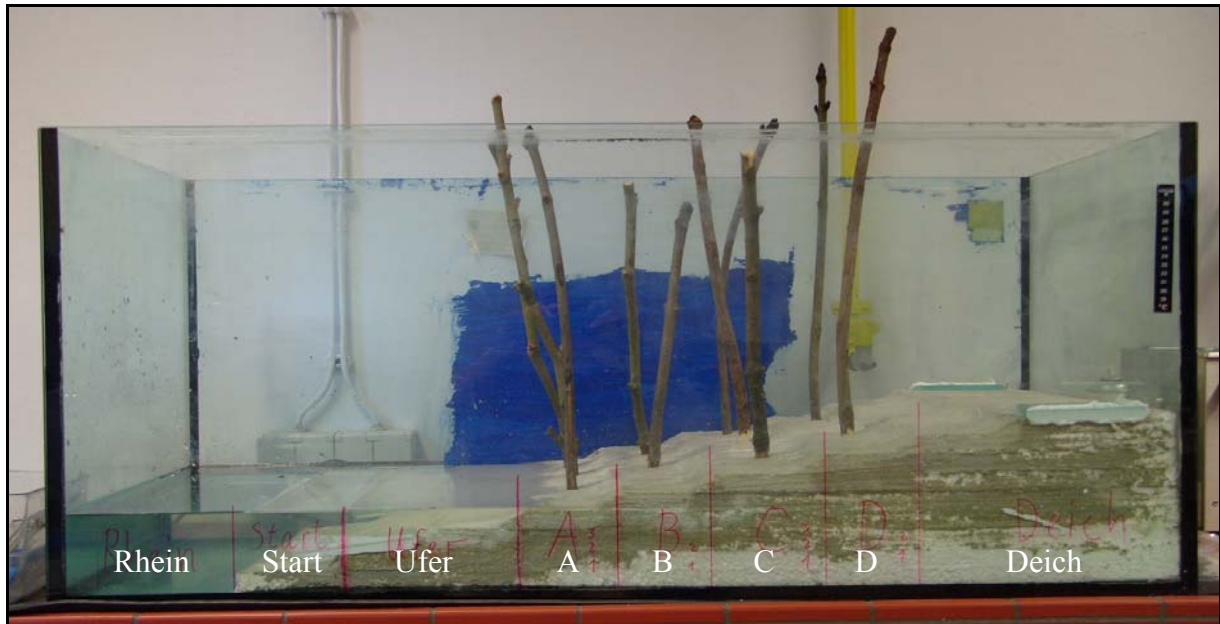


Abb. 58: Versuchsaquarium (120cm x 50cm x 50cm) mit Bodenplatte und Stöcken
– Wasserstand bis Abschnitt A

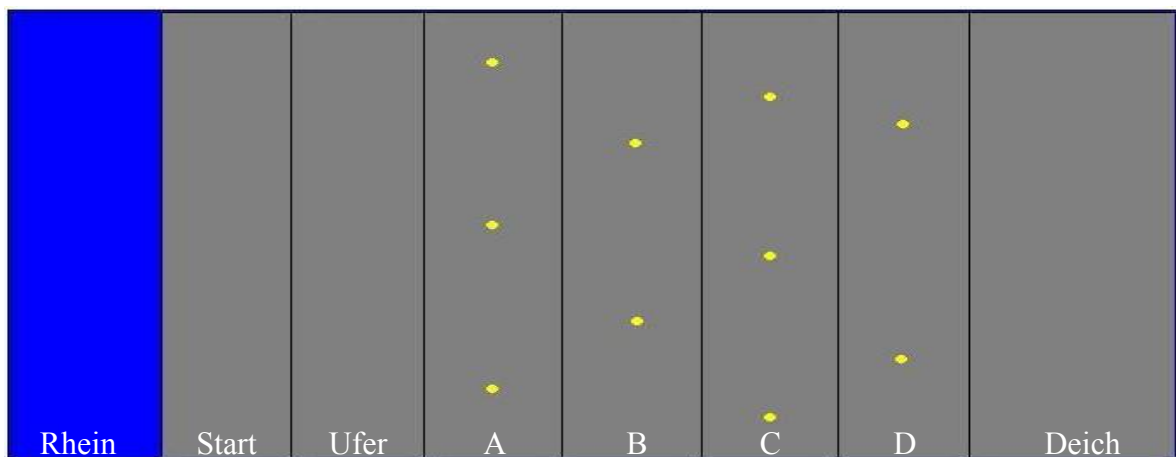


Abb. 59: schematische Aufsicht des Aquariums mit eingeteilten Abschnitten
– die gelben Punkte symbolisieren die Stöcke

VERWENDETE ARTEN UND VERSUCHSUMFANG

Beobachtet wurde das Fluchtverhalten von drei Spezies der Gattung *Pardosa*. Insgesamt 75 Exemplare der Art *Pardosa agrestis* (WESTRING, 1861) wurden in fünf Durchgängen mit jeweils 15 Individuen getestet. Der Versuchsumfang bei *Pardosa amentata* (CLERCK, 1757) betrug 50 Spinnen in fünf Durchgängen mit jeweils 10 Tieren. Von der Spezies *Pardosa lugubris* (WALCKENAER, 1802) konnten 200 Exemplare in zehn Durchgängen mit jeweils 20 Spinnen untersucht werden. Alle verwendeten Spinnen waren Handfänge aus dem Polder Ingelheim (*P. agrestis* und *P. amentata*), bzw. aus der Hartholzauwe NSG Sandlache (*P. lugubris*).

VERSUCHSDURCHFÜHRUNG

Nach dem Aufdrehen des Wasserzulaufs wurden alle Versuchstiere eines Durchgangs gleichzeitig in den Abschnitt START des Aquariums eingesetzt. Notiert wurden die Startzeit, die Laufaktivität, die Orte des Aufenthaltes (Abschnitte), die Länge der Aufenthalte auf dem Wasser und auf den Stöcken, sowie die Blickrichtung der Spinnen auf den Stöcken. Das Aquarium wurde, bei einem Zulauf von zwei Liter Wasser pro Minute, bis zur völligen Überschwemmung der Styroporeinlagen geflutet. Um das Verhalten bei Vollflut zu beobachten, wurden die Experimente erst zehn Minuten nach dem Stopp des Wasserzulaufes beendet.

2.6 Statistische Auswertung

2.6.1 Beschreibende Statistik

Die in dieser Arbeit verwendeten Torten- und Balkendiagramme wurden mit dem Computerprogramm EXCEL (Microsoft Office 2003), die Liniendiagramme und Box-Whisker Diagramme wurden mit dem Computerprogramm STATISTICA Version 6.0 (Statsoft) erstellt.

ARTENANZAHL

Die Artenanzahl S gibt die Anzahl an Arten einer Gemeinschaft wieder.

DOMINANZINDEX

Der Dominanzindex D_i beschreibt die relative Häufigkeit der Individuen einer taxonomischen Einheit (z.B. Art) im Vergleich zu der Gesamtindividuenzahl in der Artengemeinschaft.

$$DI = I_{Art} \times 100 / I_{Gesamt}$$

D_i : Dominanzindex

I_{Art} : Individuenzahl der Art

I_{Gesamt} : Gesamtzahl der Individuen in der Artengemeinschaft

DOMINANZKLASSIFIZIERUNG

Zur Bildung von Dominanzklassen wurde die logarithmische Relation nach ENGELMANN (1978) verwendet. Diese ist so angelegt, dass in der Regel etwa 85% der erfassten Individuen in die Kategorie der Hauptarten eingeschlossen sind. Die Klassengrenzen verteilen sich folgendermaßen:

Hauptarten:

eudominant	32,0 - 100 %
dominant	10,0 - 31,9 %
subdominant	3,2 - 9,9 %

Begleitarten:

rezendent	1,0 - 3,1 %
subrezendent	0,32 - 0,99 %
sporadisch	bis 0,31 %

SÖRENSEN-QUOTIENT

Der SÖRENSEN-Quotient berücksichtigt die Zahl der gemeinsamen Arten und dient zum einfachen Vergleich von Artengemeinschaften (MÜHLENBERG 1989). Dieser Quotient liegt zwischen 0% und 100%. Je höher der Wert, umso größer die Ähnlichkeit in der Artzusammensetzung.

$$QS (\%) = (2 G / S_A + S_B) \times 100$$

G : Zahl der in beiden Gebieten gemeinsam vorkommenden Arten

S_A, S_B : Zahl der Arten in Gebiet A bzw. Gebiet B

RENKONEN'SCHE ZAHL

Die RENKONEN'sche Zahl Re (%) ist eine Maßzahl für die Übereinstimmung in den Dominanzverhältnissen von zwei Artengemeinschaften (MÜHLENBERG 1989).

$$Re (\%) = \sum_{i=1}^G \min D_{A,B}$$

$$D = n_A / N_A \quad \text{bzw.} \quad n_B / N_B$$

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

i : Art i

G : Zahl der gemeinsamen Arten

$n_{A,B}$: Individuenzahl der Art i in Gebiet A bzw. B

$N_{A,B}$: Gesamtindividuenzahl aus Gebiet A bzw. Gebiet B

ÄHNLICHKEITSINDEX NACH WAINSTEIN

Der Ähnlichkeitsindex K_w (%) nach Wainstein in MÜHLENBERG (1989) (Original in russischer Sprache) berücksichtigt sowohl die gemeinsamen Arten, als auch ihre relativen Häufigkeiten. Dieser Index nimmt Werte zwischen 0 und 100 an, höhere Werte belegen größere Ähnlichkeit. Bei der von MÜHLENBERG (1989) angegebenen Formel ist zu beachten, dass mit ihr K_w und nicht K_w (%) berechnet wird. Um K_w (%) zu erhalten ist eine Division durch 100 nötig.

$$K_w = Re \times JZ$$

- K_w : Ähnlichkeit nach Wainstein
 Re : RENKONEN'sche Zahl (s.o.)
 JZ : JACCARD'sche Zahl (Artenidentität)

$$JZ = G \times 100 / S_A + S_B - G$$

- G : Zahl der in beiden Gebieten vorkommenden Arten
 S_A, S_B : Zahl der im Gebiet A bzw. im Gebiet B vorkommenden Arten

DIVERSITÄT

Die Diversität H (nach SHANNON & WEAVER 1949) stammt aus der Informationstheorie und beschreibt die Unwahrscheinlichkeit eine bestimmte Art bei einer zufälligen Probennahme anzutreffen. In einer Probe mit einer hohen Anzahl an Arten, von denen viele eine geringe Individuenzahl aufweisen, ist es eher Unwahrscheinlich eine bestimmte Art zufällig anzutreffen. Die Wahrscheinlichkeit steigt mit sinkender Anzahl an seltenen Arten. Der Shannon-Index wird daher maßgeblich von Abundanzen der mittelhäufigen Arten beeinflusst.

$$H = - \sum_{i=1}^S (p_i \times \ln p_i)$$

- H : Diversität nach Shannon
 S : Gesamtzahl der Arten
 p_i : relative Häufigkeit der i-ten Art

EVENNESS

Der Evenness-Index J (nach PILOU 1975, 1977) ist in der Ökologie sehr weit verbreitet. Er ist allerdings in hohem Maße von der Artzahl (S) abhängig. Addiert man eine Art geringer Individuenzahl zu einer Gesamtheit aus wenigen Arten, ändert sich J stark.

$$J = H / \ln(S)$$

J : Evenness nach Pilou

H : Shannon-Index

S : Artzahl

2.6.2 Wertende Statistik

CLUSTERANALYSEN

Die Clusteranalyse ist eine Methode zur Verdeutlichung der Gleichheit bzw. Ungleichheit von Objektpaaren eines Datensatzes. Besonders unübersichtliche und große Mengen an Daten können hierbei in einer anschaulichen Graphik verglichen werden. Da Clusteranalysen sowohl Qualitative als auch Quantitative Unterschiede berücksichtigen, eignen sie sich gut zur vergleichenden Darstellung von Habitaten.

Bei einer Clusteranalyse werden zunächst die Abstände aller Objekte zueinander ermittelt, anschließend werden die Objekte entsprechend ihrer Ähnlichkeit gruppiert. Hierzu gibt es verschiedene Verfahren. Am gebräuchlichsten sind die „unweighted pair-group method using arithmetic averages“ (UPGMA), die „minimum variance clustering method“ (WARD-Methode), die „single linkage method“ (SLINK) und die „complete linkage method“ (CLINK).

Um Einzelfunde auszusortieren und sehr dominant auftretende Arten nicht zu stark zu Werten, wurden die Abundanzen der Arten durch Logarithmierung (LN) transformiert. Ein geeignetes Cluster-Verfahren bei transformierten Daten ist die verwendete WARD-Methode mit Euklidischen Distanzen. Bei dieser Methodik werden bei jedem Gruppierungs-Schritt die Quadratsummen der Distanzen aller möglichen Kombinationen für zwei Cluster ermittelt und der Cluster, der die geringste Varianz (Ungleichheitskoeffizient E) aufweist, gebildet. Der Koeffizient E reagiert daher sehr sensitiv auf transformierte Ausgangsdaten (ROMESBURG 2004).

Die Clusteranalysen wurden mit dem Computerprogramm STATISTICA Version 6.0 (Statsoft) durchgeführt.

U-TEST VON MANN UND WHITNEY

Mit diesem Test-Verfahren lässt sich prüfen, ob sich die Mediane zweier unabhängiger Stichproben signifikant voneinander unterscheiden. Es werden als Voraussetzungen Grundgesamtheiten mit stetiger Verteilung von gleicher Form, unabhängige Stichproben und mindestens ordinalskalierte Daten benötigt. Die Vorgehensweise lautet nach KÖHLER et al. (2007) wie folgt:

Die $(n_1 + n_2)$ Stichprobenwerte werden in gemeinsamer Rangfolge mit Rangnummern versehen. Gleiche Werte (Bindungen) erhalten das arithmetische Mittel der zugehörigen Rangplätze.

Wobei n_1 = der Umfang der Stichprobe X; n_2 = der Umfang der Stichprobe Y (wähle $n_1 \leq n_2$);
 R_1 = Rangsumme von n_1 ; R_2 = Rangsumme von n_2

$$U_1 = n_1 * n_2 + n_1 * (n_1 + 1) / 2 - R_1; U_2 = n_1 * n_2 + n_2 * (n_2 + 1) / 2 - R_2; U_1 + U_2 = n_1 * n_2$$

U_{Vers} ist die kleinere der beiden Größen U_1 und U_2

wenn $U_{\text{Vers}} > U_{\text{Tab}}$ sind die Mediane gleich; wenn $U_{\text{Vers}} \leq U_{\text{Tab}}$ sind die Mediane verschieden

<i>Kaijia tinctoria</i> (Walckenaer, 1802)	X										X	
<i>Neottiura bimaculata</i> (Linnaeus, 1767)	X										X	
<i>Paidiscura pallens</i> (Blackwall, 1834)	X										X	
<i>Pholcomma gibbum</i> (Westring, 1851)		X									X	
<i>Robertus lividus</i> (Blackwall, 1836)	X	X	X	X	X	X		X	X		X	
<i>Theonoe minutissima</i> (O.P.-Cambridge, 1879)			X							2		Pfalz, Lorch
<i>Theridion blackwalli</i> O.P.-Cambridge, 1871	X										X	
<i>Theridion impressum</i> L.Koch, 1881	X										X	
<i>Theridion pictum</i> (Walckenaer, 1802)	X										X	
<i>Theridion pinastri</i> L.Koch, 1872	X										X	
<i>Theridion varians</i> Hahn, 1833	X										X	
Linyphiidae												
<i>Allomengea vidua</i> (L.Koch, 1879)				X		X	X	X	X	3		Pfalz, Frankfurt
<i>Bathyphantes approximatus</i> (O.P.-Cambridge, 1871)	X					X					X	
<i>Bathyphantes gracilis</i> (Blackwall, 1841)	X	X	X	X			X				X	
<i>Bathyphantes nigrinus</i> (Westring, 1851)	X	X	X	X	X	X	X	X	X		X	
<i>Bathyphantes parvulus</i> (Westring, 1851)	X	X									X	
<i>Centromerita bicolor</i> (Blackwall, 1833)		X									X	
<i>Centromerus sellarius</i> (Simon, 1884)	X									U		Hunsrück
<i>Centromerus sylvaticus</i> (Blackwall, 1841)	X	X	X	X		X		X	X		X	
<i>Dicymbium nigrum</i> (Blackwall, 1834)	X										X	
<i>Diplocephalus cristatus</i> (Blackwall, 1833)			X	X	X				X		X	
<i>Diplocephalus picinus</i> (Blackwall, 1841)			X	X	X	X	X	X	X		X	
<i>Diplostyla concolor</i> (Wider, 1834)	X	X	X	X	X	X	X	X	X		X	
<i>Entelecara acuminata</i> (Wider, 1834)	X										X	
<i>Entelecara eurytopus</i> (Westring, 1851)	X				X		X				X	
<i>Erigone atra</i> (Blackwall, 1841)	X	X	X	X	X	X	X	X	X		X	
<i>Erigone dentipalpis</i> (Wider, 1834)		X		X	X		X				X	
<i>Erigonella hiemalis</i> (Blackwall, 1841)	X										X	
<i>Evansia merens</i> O.P.-Cambridge, 1900				X								Fulda
<i>Frontinella frutetorum</i> (C.L.Koch, 1834)		X								U	X	
<i>Gnathonarium dentatum</i> (Wider, 1834)		X									X	
<i>Gongilidium latebricola</i> (O.P.-Cambridge, 1871)		X									X	
<i>Hypomma cornutum</i> (Blackwall, 1833)	X										X	
<i>Kaestnaeria dorsalis</i> (Wider, 1834)	X										X	
<i>Linyphia hortensis</i> Sundevall, 1830	X										X	
<i>Megalephyphantes nebulosus</i> (Sundevall, 1830)	X										X	
<i>Meioneta innotabilis</i> (O.P.-Cambridge, 1863)	X										X	
<i>Meioneta rurestris</i> (C.L.Koch, 1836)	X	X									X	
<i>Meioneta saxatilis</i> (Blackwall, 1834)	X										X	
<i>Micrargus herbigradus</i> (Blackwall, 1854)	X			X							X	
<i>Microneta viaria</i> (Blackwall, 1841)	X										X	
<i>Minyriolus pusillus</i> (Wider, 1834)	X										X	
<i>Moebelia penicillata</i> (Westring, 1851)	X										X	
<i>Neriene clathrata</i> (Sundevall, 1830)	X								X		X	
<i>Neriene montana</i> (Clerck, 1757)	X		X		X	X					X	
<i>Neriene peltata</i> (Wider, 1834)	X										X	
<i>Oedothorax apicatus</i> (Blackwall, 1850)		X		X		X	X	X	X		X	
<i>Oedothorax retusus</i> (Westring, 1851)				X	X	X	X				X	
<i>Ostearius melanopygius</i> (O.P.-Cambridge, 1879)	X	X			X	X					X	

<i>Palliduphantes pallidus</i> (O.P.-Cambridge, 1871)	X		X					X	X		X	
<i>Poeciloneura variegata</i> (Blackwall, 1841)	X										X	
<i>Prinerigone vagans</i> (Audouin, 1826)		X									X	
<i>Saloca diceros</i> (O.P.-Cambridge, 1871)					X							Pfalz, Frankfurt
<i>Taranucnus setosus</i> (O.P.-Cambridge, 1863)	X											Groß-Gerau
<i>Tenuiphantes flavipes</i> (Blackwall, 1854)	X										X	
<i>Tenuiphantes tenuis</i> (Blackwall, 1852)	X	X	X	X	X	X	X	X	X		X	
<i>Thyreosthenius parasiticus</i> (Westring, 1851)	X		X	X	X			X			X	
<i>Troxochrus scabriculus</i> (Westring, 1851)					X						X	
<i>Walckenaeria antica</i> (Wider, 1834)							X				X	
<i>Walckenaeria obtusa</i> Blackwall, 1834	X										X	
<i>Walckenaeria vigilax</i> (Blackwall, 1853)		X									X	
Tetragnathidae												
<i>Metellina menzei</i> (Latreille, 1804)	X		X								X	
<i>Metellina merianae</i> (Scopoli, 1763)	X										X	
<i>Metellina segmentata</i> (Clerck, 1757)	X										X	
<i>Pachygnatha clercki</i> Sundevall, 1823	X	X		X	X	X	X	X	X		X	
<i>Pachygnatha degeeri</i> Sundevall, 1830	X	X				X					X	
<i>Tetragnatha extensa</i> (Linnaeus, 1758)	X		X								X	
<i>Tetragnatha montana</i> Simon, 1874					X	X		X			X	
<i>Tetragnatha nigrita</i> Lendl, 1886	X		X	X							X	
<i>Tetragnatha obtusa</i> C.L.Koch, 1837	X										X	
<i>Zygiella stroemi</i> (Thorell, 1870)	X										X	
<i>Zygiella x-notata</i> (Clerck, 1757)	X										X	
Araneidae												
<i>Atea sturmi</i> (Hahn, 1831)	X										X	
<i>Araneus diadematus</i> Clerck, 1757	X										X	
<i>Araniella cucurbitina</i> (Clerck, 1757)	X										X	
<i>Gibbaranea bituberculata</i> (Walckenaer, 1802)	X										X	
<i>Gibbaranea gibbosa</i> (Walckenaer, 1802)	X								3		X	
<i>Larinioides cornutus</i> (Clerck, 1757)	X										X	
<i>Larinioides patagiatus</i> (Clerck, 1757)	X		X								X	
<i>Nuctanea umbricata</i> (Clerck, 1757)	X										X	
<i>Zilla diodia</i> (Walckenaer, 1802)	X										X	
Lycosidae												
<i>Arctosa leopardus</i> (Sundevall, 1833)		X									X	
<i>Pardosa agrestis</i> (Westring, 1861)		X			X						X	
<i>Pardosa agricola</i> (Thorell, 1856)		X						X		U	X	
<i>Pardosa amentata</i> (Clerck, 1757)			X	X		X		X	X		X	
<i>Pardosa lugubris</i> (Walckenaer, 1802)	X		X	X	X	X	X	X	X		X	
<i>Pardosa palustris</i> (Linnaeus, 1758)								X			X	
<i>Pardosa prativaga</i> (L.Koch, 1870)		X			X	X	X	X	X		X	
<i>Pirata hygrophilus</i> Thorell, 1872	X			X		X			X		X	
<i>Pirata latitans</i> (Blackwall, 1841)	X											Groß-Gerau
<i>Pirata piraticus</i> (Clerck, 1757)				X		X	X				X	
<i>Trochosa ruricola</i> (DeGreer, 1778)	X	X	X	X	X	X	X	X	X		X	
<i>Trochosa spinipalpis</i> (F.O.P.-Cambridge, 1895)	X										X	
<i>Trochosa terricola</i> Thorell, 1856	X	X						X			X	
<i>Xerolycosa miniata</i> (C.L.Koch, 1834)		X									X	
Pisauridae												

<i>Pisaura mirabilis</i> (Clerck, 1757)	X	X					X					X	
Agelenidae													
<i>Histoipona torpida</i> (C.L.Koch, 1834)	X											X	
<i>Tegenaria atrica</i> C.L.Koch, 1843	X											X	
<i>Tegenaria domestica</i> (Clerck, 1757)	X		X									X	
<i>Tegenaria ferruginea</i> (Panzer, 1804)	X		X									X	
<i>Tegenaria sylvestris</i> L.Koch, 1872	X											X	
<i>Textrix denticulata</i> (Olivier, 1789)	X											X	
Hahniidae													
<i>Cryphoea silvicola</i> (C.L.Koch, 1834)	X												Pfalz
<i>Tuberta maerens</i> (O.P.-Cambridge, 1863)	X									R			Frankfurt
Dictynidae													
<i>Dictyna pusilla</i> Thorell, 1856	X											X	
<i>Lathys humilis</i> (Blackwall, 1856)	X											X	
Amaurobiidae													
<i>Coelotes terrestris</i> (Wider, 1834)	X											X	
Anyphaenidae													
<i>Anyphaena accentuata</i> (Walckenaer, 1802)	X			X								X	
Liocranidae													
<i>Scotina celans</i> (Blackwall, 1841)	X										3	X	
Clubionidae													
<i>Clubiona brevipes</i> Blackwall, 1841	X								X			X	
<i>Clubiona caerulescens</i> L.Koch, 1867	X				X							X	
<i>Clubiona comta</i> C.L.Koch, 1839	X											X	
<i>Clubiona corticalis</i> (Walckenaer, 1802)	X											X	
<i>Clubiona frutetorum</i> L.Koch, 1866	X											X	
<i>Clubiona lutescens</i> Westring, 1851	X			X	X	X	X	X	X	X		X	
<i>Clubiona genevensis</i> L.Koch, 1866	X										3	X	
<i>Clubiona pallidula</i> (Clerck, 1757)	X											X	
<i>Clubiona phragmitis</i> (C.L.Koch, 1843)	X		X	X	X							X	
<i>Clubiona terrestris</i> Westring, 1862	X											X	
Corinnidae													
<i>Cetonana laticeps</i> (Canestrini, 1868)	X												Pfalz, Frankfurt
<i>Phrurolithus festivus</i> (C.L.Koch, 1835)	X	X	X	X	X				X	X		X	
Gnaphosidae													
<i>Drassylus lutetianus</i> (L.Koch, 1866)		X										X	
<i>Drassylus pusillus</i> (C.L.Koch, 1833)	X	X										X	
<i>Haplodrassus signifer</i> (C.L.Koch, 1839)	X	X										X	
<i>Micaria pulicaria</i> (Sundevall, 1830)		X										X	
<i>Micaria subopaga</i> Westring, 1861	X											X	
<i>Scotophaeus quadripunctatus</i> (Linnaeus, 1758)	X											X	
<i>Scotophaeus scutulatus</i> (L.Koch, 1866)	X											X	
<i>Trachyzelotes pedestris</i> (C.L.Koch, 1837)	X	X	X								3	X	
<i>Zelotes latreillei</i> (Simon, 1878)				X								X	
<i>Zelotes longipes</i> (L.Koch, 1866)	X	X										X	
Zoridae													
<i>Zora armillata</i> Simon, 1878		X											Südpfalz
<i>Zora spinimana</i> (Sundevall, 1833)					X		X					X	
Philodromidae													
<i>Philodromus aureolus</i> (Clerck, 1757)	X				X			X				X	

<i>Tibellus oblongus</i> (Walckenaer, 1802)		X									X	
Thomisidae												
<i>Diaea dorsata</i> (Fabricius, 1777)	X										X	
<i>Misumena vatia</i> (Clerck, 1757)	X										X	
<i>Misumenops tricuspidatus</i> (Fabricius, 1775)	X										X	
<i>Ozyptila praticola</i> (C.L.Koch, 1837)	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	
<i>Ozyptila simplex</i> (O.P.-Cambridge, 1862)		X								X		X
<i>Pistius truncatus</i> (Pallas, 1772)	X											X
<i>Xysticus acerbus</i> Thorell, 1872		X									3	X
<i>Xysticus cristatus</i> (Clerck, 1757)		X										X
<i>Xysticus kochi</i> Thorell, 1872		X										X
<i>Xysticus lanio</i> C.L.Koch, 1835	X											X
<i>Xysticus robustus</i> (Hahn, 1832)		X									3	X
Salticidae												
<i>Ballus chalybeius</i> (Walckenaer, 1802)	X											X
<i>Euophrys erratica</i> (Walckenaer, 1826)	X											X
<i>Euophrys frontalis</i> (Walckenaer, 1802)	X	X										X
<i>Evarcha falcata</i> (Clerck, 1757)	X	X										X
<i>Marpissa muscosa</i> (Clerck, 1757)	X											X
<i>Mymarachne formicaria</i> (DeGreer, 1778)	X	X										X
<i>Neon reticulatus</i> (Blackwall, 1853)	X											X
<i>Phlegra fasciata</i> (Hahn, 1826)		X										X
<i>Pseudicius encarpatus</i> (Walckenaer, 1802)	X											X
<i>Salticus scenicus</i> (Clerck, 1757)	X											X
<i>Salticus zebraneus</i> (C.L.Koch, 1837)	X											X
<i>Talavera aequipes</i> (O.P.-Cambridge, 1871)		X										X

3.1 Hartholzaue NSG Sandlache

In der Hartholzaue im Naturschutzgebiet Sandlache wurden von Mai 2005 bis Mai 2008 15641 echte Webspinnen (Araneae) aus 136 Arten und 22 Familien erfasst und bearbeitet. Davon wurden 3661 Individuen (~0,29 Spinnen pro Falle und Fangtag) aus 59 Arten und 15 Familien mit 12 Bodenfallen und 11980 Individuen (~1,85 Spinnen pro Eklektor und Fangtag) aus 116 Arten und 22 Familien mit sechs Stammeklektoren gefangen. 39 Arten kamen in beiden Fallentypen vor.

Am äußeren Waldrand, d.h. außerhalb dieser Aue, konnten von Oktober 2007 bis Mai 2008 mit sechs Bodenfallen 221 Spinnen (~0,18 Exemplare pro Falle und Fangtag) aus 21 Arten und 11 Familien gefangen werden. Davon waren 184 Spinnen aus neun Familien adult. In der Verlandungszone des Leitwerks wurden von Oktober 2007 bis Ende Januar 2008 mit sechs Schwimmfallen nur fünf adulte Spinnen (vier Arten) und drei juvenile Exemplare erfasst. Diese Spinnen stammten aus sechs Familien.

3.1.1 Bodenfallenfänge im Auwald

Am Waldboden dominierten die Familien der Linyphiidae (Zwerg- und Baldachinspinnen), Lycosidae (Wolfsspinnen) und Thomisidae (Krabbenspinnen) die Spinnengemeinschaft (Abb. 60). Diese drei Familien beinhalteten 97% der vorgefundenen Individuen. Die restlichen 3% verteilten sich auf die 12 weiteren Familien der Agelenidae, Anyphaenidae, Clubionidae, Corinnidae, Dictynidae, Gnaphosidae, Mimetidae, Philodromidae, Salticidae, Segestriidae, Tetragnathidae und Theridiidae.

Der Anteil an juvenilen Spinnen am Gesamtfang betrug 20%. Den höchsten Prozentsatz an juvenilen Exemplaren bei den Hauptfamilien wiesen die Lycosidae mit 36% auf. Unter den Linyphiidae waren 14% Jungtiere. Bei den Thomisidae betrug der Anteil nur 0,5%. Unter den Begleitfamilien war am Waldboden die Familie der Anyphaenidae ausschließlich durch Jungspinnen vertreten. Die Familie der Clubionidae beinhaltete 66% Jungtiere, die der Tetragnathidae 54% und die der Theridiidae 24%. Von den restlichen Familien wurden keine bzw. nur Einzelfunde von juvenilen Spinnen mittels Bodenfallen gemacht.

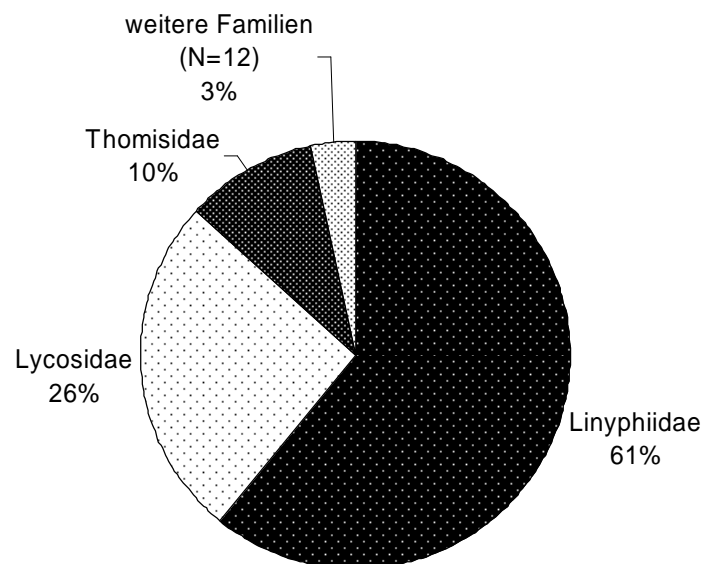


Abb. 60: Struktur der Webspinnengemeinschaft der Bodenregion in der Hartholzaue NSG Sandlache – prozentualer Anteil der häufigsten Familien am Gesamtfang

Dominant traten die Arten *Diplostyla concolor*, *Pallidiphantes pallidus*, *Trochosa terricola*, *Centromerus sylvaticus* und *Ozyptila praticola* auf. Subdominant kam *Pardosa lugubris* vor (Abb. 61). Die prozentualen Anteile dieser Hauptarten am Gesamtfang der adulten Spinnen (N=2661) betrug 87,5%. Alle weiteren Spezies (S=48) wurden anhand ihrer geringen Dominanz (unter 3,2%) nach ENGELMANN (1978) als Begleitarten eingestuft. Eine vollständige Artenliste mit Häufigkeitsangaben und ökologischer Charakterisierung der 54 nachgewiesenen Spezies findet sich im Anhang (Tab. A19).

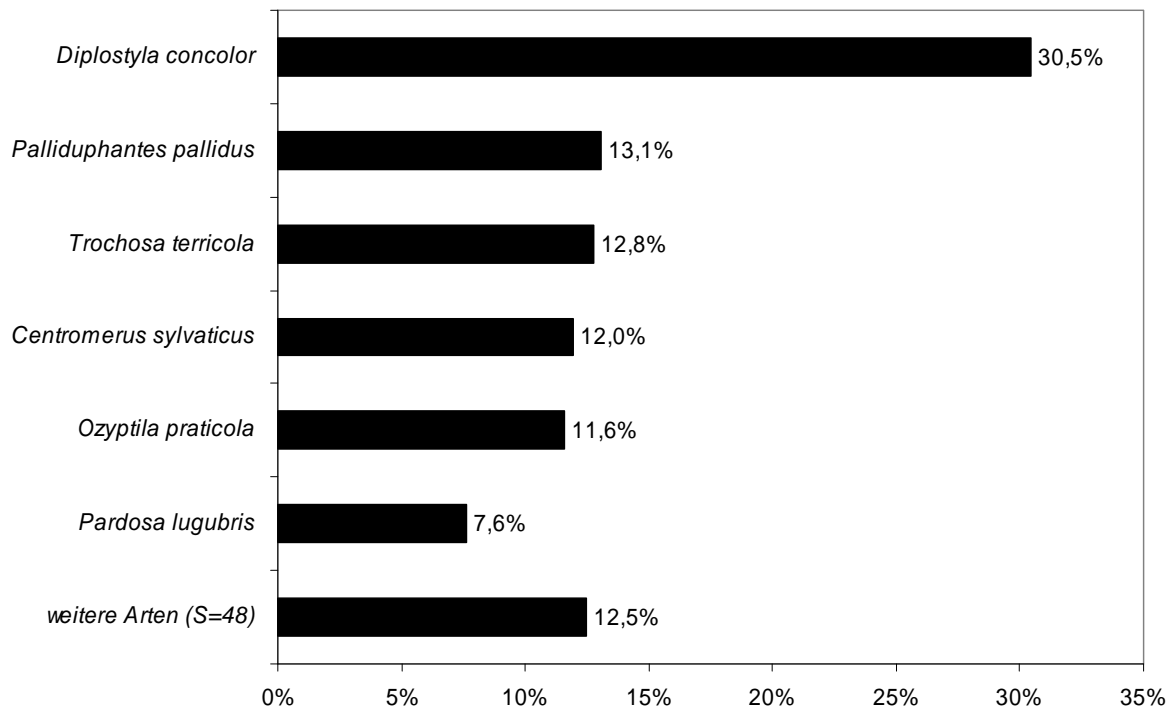


Abb.61: Artendominanz der Webspinnen aus den Bodenfallenfängen der Hartholzau NSG Sandlache

Die Fallenfänge in der Nähe des Ufers, der Mitte und in Dammnähe am Südrand des Waldes unterschieden sich in der Dominanzstruktur der Arten zum Teil erheblich. Die Wolfsspinnenarten *Pardosa lugubris* und *Trochosa terricola* wurden vorwiegend in den am südlichen Waldrand positionierten Bodenfallen (BF 9 bis BF 12) gefangen. Während der Hauptaktivitätsphase von *P. lugubris* war der Anteil dieser Spinnen am südlichen Waldrand signifikant höher als in Ufernähe und Waldmitte (U-Test „Ufernähe“ nach MANN & WHITNEY; $p=0,002$ und U-Test „Waldmitte“ nach MANN & WHITNEY; $p=0,004$). Die Zwergspinnenarten *Diplostyla concolor* und *Centromerus sylvaticus* wurden am südlichen Waldrand seltener nachgewiesen, *Pallidiphantes pallidus* hingegen bevorzugte diesen Bereich. Von der Krabbenspinnenspezies *Ozyptila praticola* wurden im inneren Teil der Aue

weniger Exemplare vorgefunden. Die prozentualen Verteilungen der jeweiligen Spinnenarten auf die verschiedenen Waldbereiche sind der Abbildung 62 zu entnehmen.

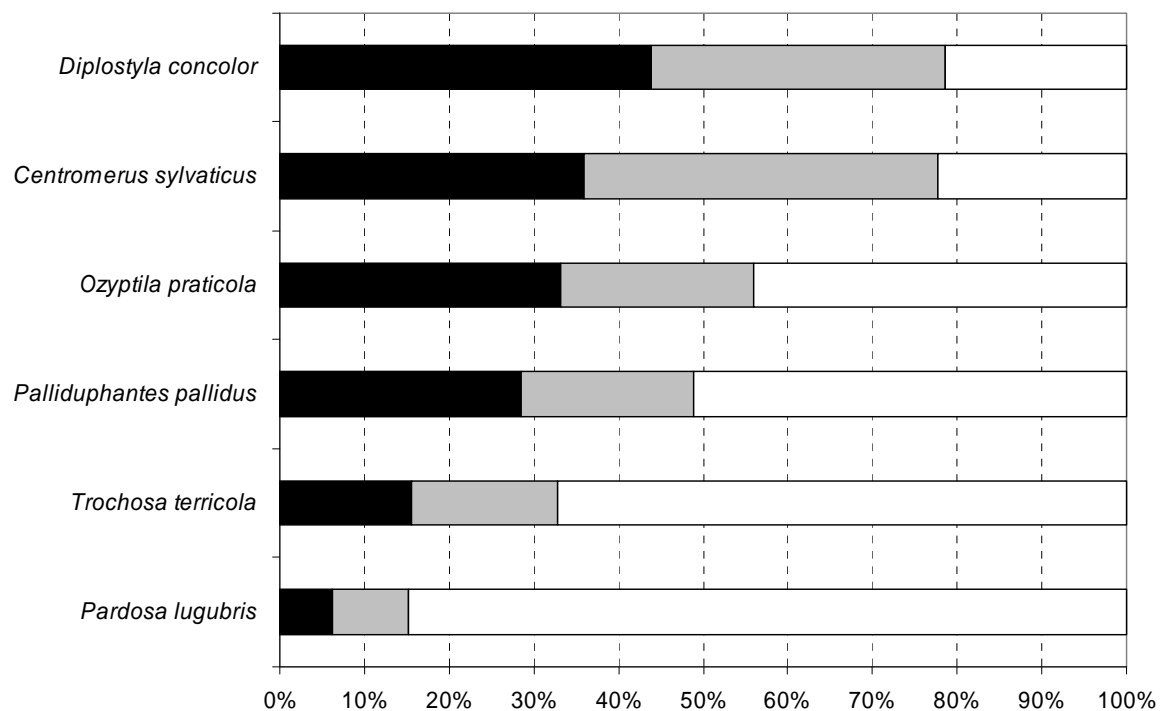


Abb. 62: Prozentuale Verteilung der mit den Fällen BF 1 bis BF 12 am Boden gefangenen Hauptarten auf die Waldbereiche Ufer (schwarz), Mitte (grau) und Damm (weiß) bezogen auf den Gesamtfang der jeweiligen Spezies

Die meisten am Waldboden nachgewiesenen Arten ($S=20$) weisen nach PLATEN et al. (1999) ein Schwerpunktorkommen in trockenen Laubwäldern auf. Weiterhin wurden zahlreiche Arten der Ruderalstandorte und Äcker ($S=11$), sowie der mittelfeuchten Laubwälder ($S=10$) vorgefunden. Typische Auenbewohner sind nur durch fünf Arten repräsentiert, 13 Spezies sind charakteristisch für eine Vielzahl weiterer Lebensräume (Abb. 63).

Arten der mittelfeuchten Laubwälder stellten jedoch die individuenreichste Kategorie mit 1913 Exemplaren dar. Hierzu zählten die dominanten Arten *Diplostyla concolor*, *Centromerus sylvaticus* sowie *Pardosa lugubris*. Den vorwiegend in trockenen Wäldern beheimateten Spezies (z.B. *Trochosa terricola* und *Ozyptila praticola*) wurden 865 Exemplare zugeordnet, die Arten der Auwälder waren nur mit 63 Exemplaren vertreten. Die häufigste Auwaldspezies (52 Exemplare) war *Bathyphantes nigrinus*. Insgesamt zählten 97% der gefangenen Spinnen zu den Waldarten nach PLATEN et al. (1991, 1999) und KREUELS & PLATEN (2005) (Abb. 64).

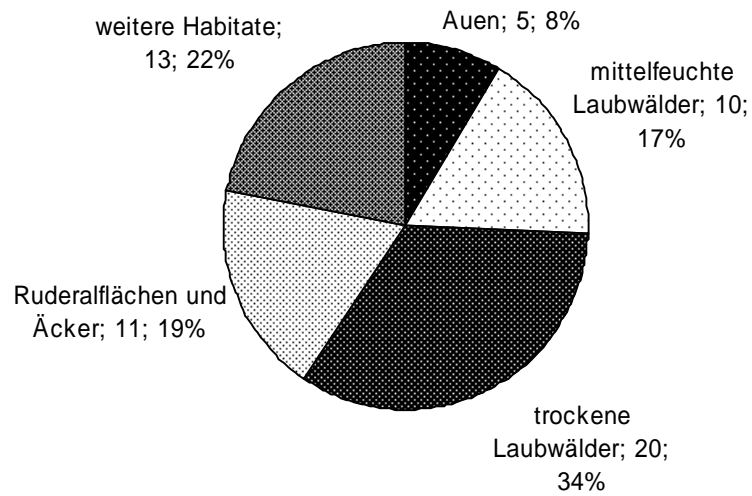


Abb. 63: Verteilung der am Boden vorgefundenen Arten nach dem Schwerpunktorkommen in Pflanzenformationen nach PLATEN et al. (1991, 1999) und KREUELS & PLATEN (2005)

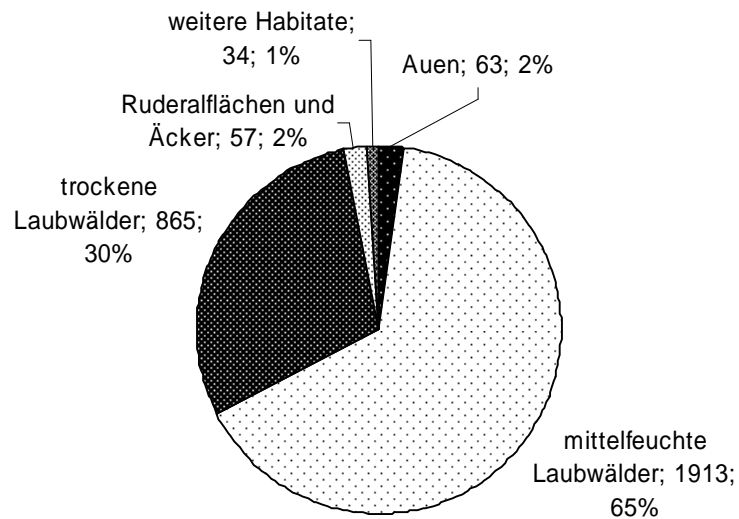


Abb. 64: Verteilung der am Boden gefangenen Individuen nach dem Schwerpunktorkommen in Pflanzenformationen nach PLATEN et al. (1991, 1999) und KREUELS & PLATEN (2005)

FAZIT

Die Spinnengemeinschaft der Bodenregion erwies sich mit 59 Spezies, verglichen mit der Spinnenzönose der Stammregion (116 Spezies), als artenarm. Am Boden dominierten Vertreter der Linyphiidae, Lycosidae und Thomisidae. Zu nennen sind in erster Linie die Arten *Diplostyla concolor*, *Palliduphantes pallidus*, *Trochosa terricola*, *Centromerus sylvaticus*, *Ozyptila praticola* und *Pardosa lugubris*. Einige Spezies kamen in bestimmten Teilen des Waldes unterschiedlich häufig vor. Dabei bevorzugten vor allem die Wolfsspinnenspezies *T. terricola* und *P. lugubris* den in dammnähe gelegenen südlichen Waldrand der Aue. Während die dominanten Arten der Bodenregion zu den Bewohnern mittelfeuchter bis trockener Wälder zählen, konnten auch zahlreiche Arten der Äcker und Ruderalfluren in geringer Individuenanzahl nachgewiesen werden. Stenotope Auenarten waren hingegen selten. Von ihnen wurden, abgesehen von der Spezies *Bathyphantes nigrinus*, nur sehr wenige Exemplare gefangen.

3.1.2 Stammeklektorenfänge im Auwald

Die Stammregion dominierten die Familien der Clubionidae (Sackspinnen), Theridiidae (Kugelspinnen) und Linyphiidae. Agelenidae (Trichternetzspinnen), Anyphaenidae (Zartspinnen), Thomisidae und Philodromidae (Laufspinnen) waren subdominant vertreten (Abb. 65). Weitere 15 Familien (Amaurobiidae, Araneidae, Corinnidae, Dictynidae, Dysderidae, Gnaphosidae, Hahniidae, Lycosidae, Mimetidae, Nesticidae, Pholcidae, Pisauridae, Salticidae, Segestriidae, Tetragnathidae) stellten zusammen 13% der restlichen Individuen.

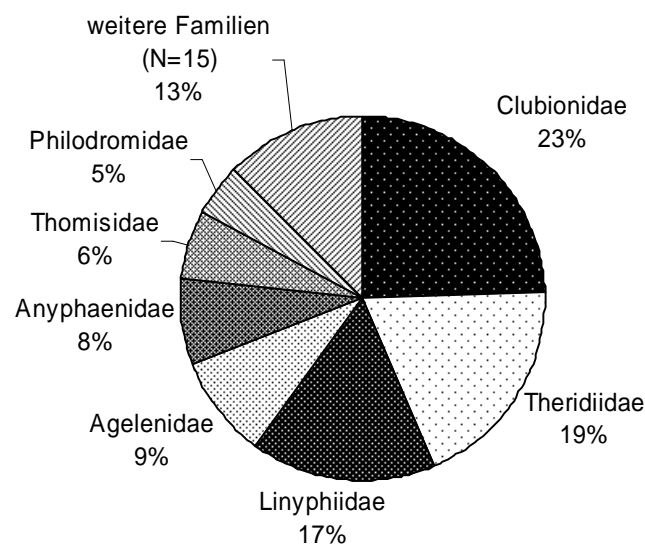


Abb. 65: Struktur der Webspinnengemeinschaft der Stammregion in der Hartholzau NSG Sandlache – prozentualer Anteil der individuenreichsten Familien am Gesamtfang

Der Anteil an juvenilen Spinnen betrug insgesamt 54%. Den höchsten Anteil an Jungspinnen unter den dominant bzw. subdominant vorkommenden Familien wiesen die Anyphaenidae (85%) und die Theridiidae (80%) auf. Hingegen war nur jede fünfte Agelenidae ein Jungtier (Abb. 66). Bei den Clubionidae, Thomisidae, Linyphiidae und Philodromidae betrug der Anteil an Jungspinnen zwischen 41% (Philodromidae) und 58% (Clubionidae).

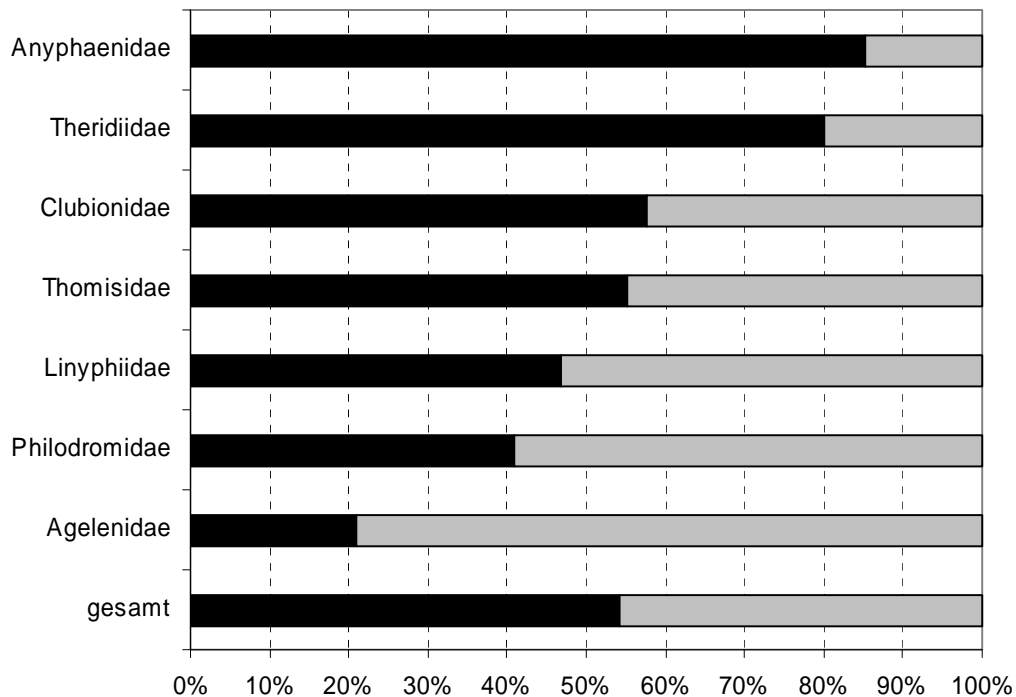


Abb. 66: Prozentualer Anteil an juvenilen Spinnen am Gesamtfang pro Familie
– Jungtiere schwarz; Adulti grau

Zu den dominanten Arten der Stammregion (siehe Abb. 67) zählten *Clubiona pallidula* und *Textrix denticulata*. Subdominante Vorkommen bildeten *Philodromus aureolus*, *O. praticola*, *Entelecara accuminata*, *Cetonana laticeps*, *Lepthyphantes minutus*, *Tegenaria ferruginea*, *Neriene montana* und *Diytyna pusilla*. Diese Hauptarten stellten insgesamt 66,4% aller adulten Exemplare aus den Stammeklektorenfängen. Als Begleitarten wurden 106 weitere Spezies eingestuft. Die Häufigkeiten und die ökologische Charakterisierung der mittels Eklektoren nachgewiesenen Spezies finden sich in Tabelle A22 im Anhang wieder.

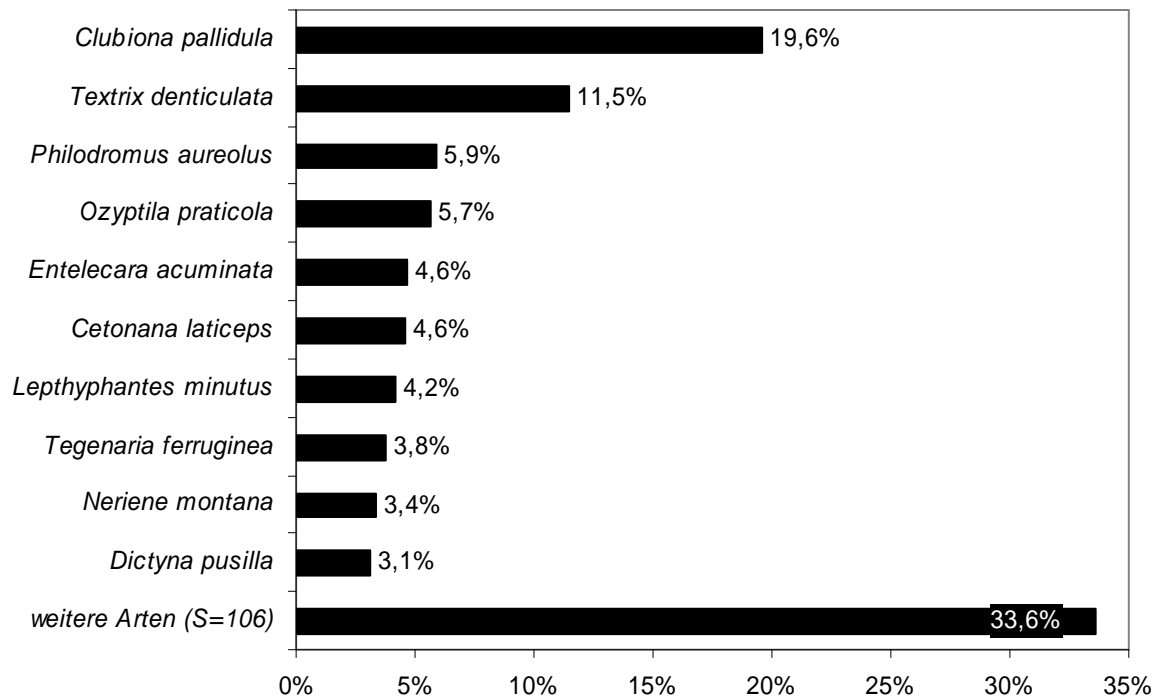


Abb. 67: Artendominanz der adulten Webspinnen aus den Stammeklektorenfängen der Hartholzau NSG Sandlache

Die Fangzahlen der sechs Stammeklektoren (Tab. 9) unterschieden sich deutlich voneinander. An der von einer stark ausgeprägten Strauchschicht umgebenen Winterlinde (*Tilia cordata*) wurden die meisten (adulten) Spinnen gefangen (SE 3 – 1328 Exemplare). An dem solitär stehenden Spitzahorn (*Acer platanoides*) im Eklektor SE 6 wurden die weitaus wenigsten Spinnen (467 Exemplare) gefangen. Die Artenanzahl pro Eklektor schwankte hingegen nur leicht von 53 Spezies (SE 2) auf 59 Spezies (SE 4).

Tab. 9: Arten- und Individuenanzahl der Spinnen in den Stammeklektoren SE1 bis SE6 in Relation zum Stammumfang, sowie Angaben zur Ausprägung der Kraut- und Strauchschicht

Stammeklektor	SE 1	SE 2	SE 3	SE 4	SE 5	SE 6
Baumart	<i>Quercus robur</i>	<i>Quercus robur</i>	<i>Tilia cordata</i>	<i>Acer campestre</i>	<i>Quercus robur</i>	<i>Acer platanoides</i>
Individuenanzahl Spinnen	802	1088	1328	772	1033	467
Artenanzahl Spinnen	56	53	55	59	55	57
Stammumfang in cm	142	189	125	103	124	171
Individuen/ Stammumfang	5,648	5,757	10,624	7,495	8,331	2,731
Strauchschicht	wenig	wenig	stark	keine	keine	keine
Krautschicht	wenig	wenig	wenig	keine	stark	keine

Die Hauptarten wurden in allen Eklektoren nachgewiesen. *Lepthyphantes minutus* bevorzugte die weit vom Ufer entfernt stehenden Eichen mit den Eklektoren SE 1 und SE 2.

Cetonana laticeps und *Ozyptila praticola* wurden zahlreich an der unmittelbar von Sträuchern und jungen Bäumen umgebenen Winterlinde (SE 3) gefangen. *Clubiona pallidula* wurde häufig in den beiden in der Mitte des Waldes stehenden Eklektoren (SE 2 und SE 3) gefangen. Die Trichternetzspinne *Tegenaria ferruginea* wurde häufiger an Eichen (*Quercus robur*) (SE 1, SE 2, SE 5) als an den anderen Baumarten nachgewiesen. Die beiden Arten *Dictyna pusilla* und *Philodromus aureolus* bevorzugten SE 3 und die von Brenneseln umgebene Eiche SE 5. Die Baldachinspinne *Neriene montana* kam fast gleich verteilt an allen Bäumen vor. Als einzige Hauptart kam *Entelecara acuminata* häufiger an den ufernahe stehenden Bäumen (SE 4 bis SE 6) vor. Die relative Häufigkeit der Hauptarten pro Eklektor wurde in Abbildung 68 aufgeführt.

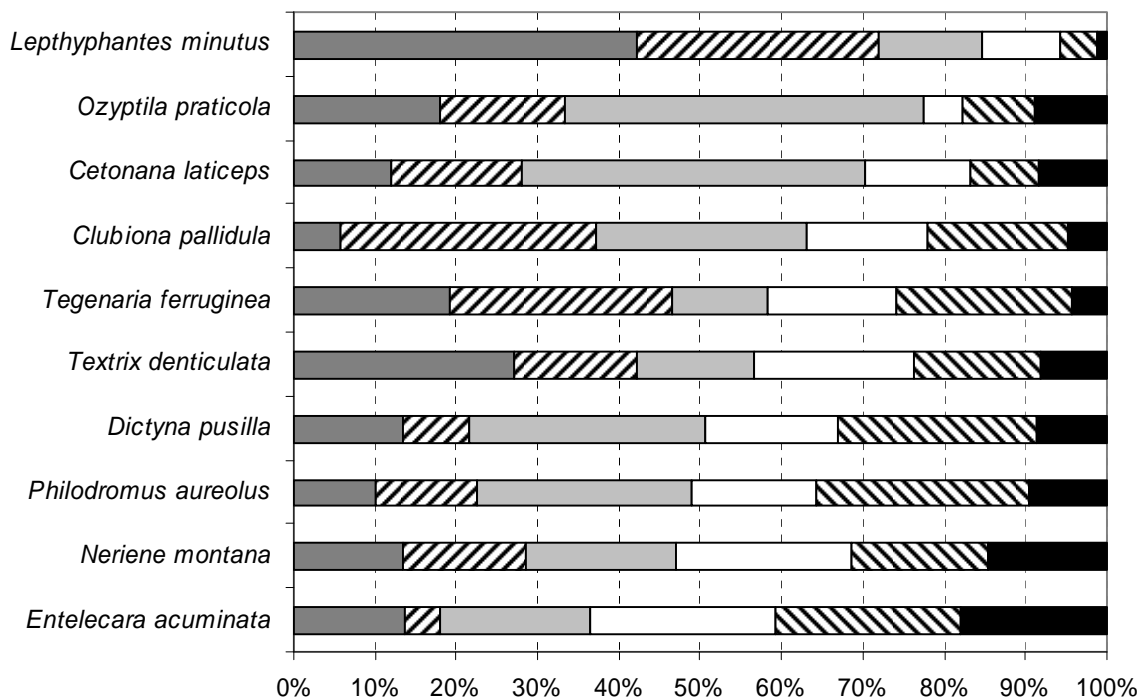


Abb. 68: Prozentuale Verteilung der Hauptarten auf die Eklektoren SE 1 bis SE 6 (Balken von links nach rechts) bezogen auf den Gesamtumfang der jeweiligen Spezies

Die Stammregion enthielt einen hohen Anteil an Arten trockener Laubwälder (S=37). Ebenfalls artenreich vertreten waren Spezies der mittelfeuchten Laubwälder (S=22), der Ruderalflächen und Äcker (S=12), der synanthropen Standorte im weiteren Sinne (S=11) und der Waldränder (S=10). 15 Arten bevorzugten verschiedene andere Habitattypen. Von sechs Spezies lagen keine Angaben zum Schwerpunktorkommen nach PLATEN et al. (1991, 1999) bzw. KREUELS & PLATEN (2005) vor. Lediglich fünf Auwaldarten konnten mit den Eklektoren nachgewiesen werden (Abb. 69). Die meisten gefangenen Individuen (N=3444) gehörten der Gruppe Arten trockener Laubwälder an. Darunter befanden sich die dominanten Spinnenarten

Clubiona pallidula und *Tetrax denticulata*, sowie die subdominanten Spezies *Philodromus aureolus*, *Ozyptila praticola*, *Entelecara acuminata* und *Lepthyphantes minutus*. Von den mittelfeuchte Laubwälder bevorzugenden Arten konnten 774 Exemplare gefangen werden. In diese Kategorie fielen die subdominant auftretenden Spinnenarten *Tegenaria ferruginea* und *Neriene montana*. Als mäßig häufig vorkommend (379 Spinnen) erwiesen sich die Arten der Waldränder. Ruderal- und Ackerarten sowie synanthrope Spezies waren artenreich, aber nicht individuenreich vertreten. Eine Ausnahme stellte die nach PLATEN et al. (1999) Stämme von Obstbäumen bevorzugende Art *Dictyna pusilla* dar. Sie kam in der Stammregion subdominant vor. Von den Arten der Kategorie „keine Angaben“ war lediglich *Cetonana laticeps* subdominant vertreten. Diese Spezies wurde von PLATEN et al. (1999) als arborikoler Rindenbewohner eingestuft. Ein Schwerpunktorkommen wurde jedoch nicht angegeben. Von den fünf Auwaldarten wurden insgesamt nur 34 Individuen gefangen. Davon gehörten 24 Exemplare der Zwergspinnenart *Hypomma cornutum* an. Die Verteilung der Individuen nach Schwerpunktorkommen ist der Abb. 70 zu entnehmen.

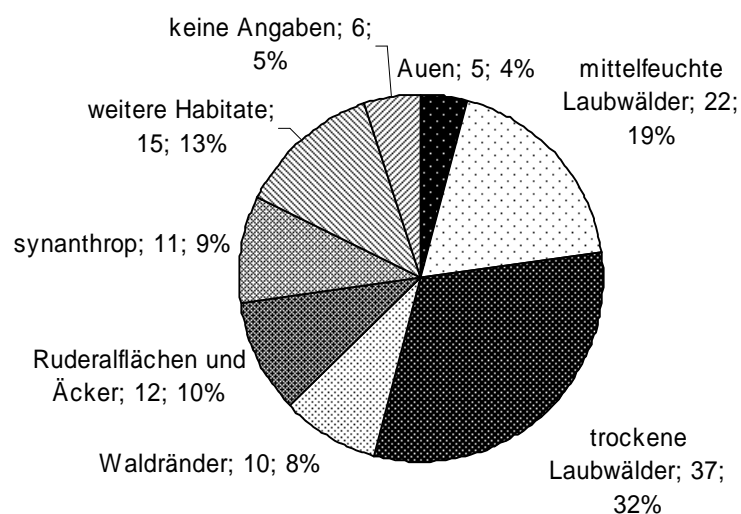


Abb. 69: Verteilung der am Stamm vorgefundenen Arten nach dem Schwerpunktorkommen in Pflanzenformationen nach PLATEN et al. (1991, 1999) und KREUELS & PLATEN (2005)

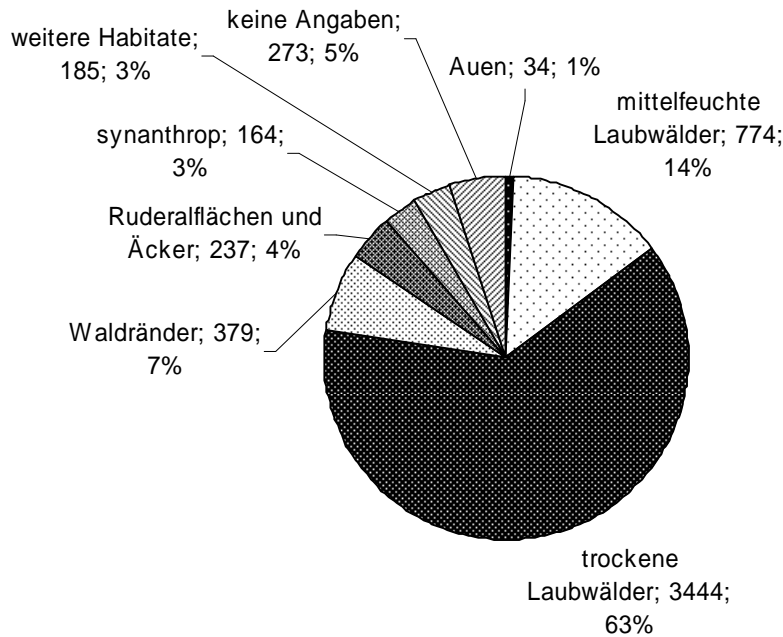


Abb.70: Verteilung der am Stamm gefangenen Individuen nach dem Schwerpunktorkommen in Pflanzenformationen nach PLATEN et al. (1991, 1999) und KREUELS & PLATEN (2005)

FAZIT

Die Spinnenzönose der artenreichen Stammregion (116 Spezies) erwies sich auf Familien- und Artniveau in ihrer Dominanzstruktur als sehr ausgeglichen. Zu den häufigsten Familien zählten die Clubionidae, Theridiidae und Linyphiidae. Über die Hälfte der am Stamm gefangenen Spinnen waren juvenil. Besonders hoch war der Anteil an Jungspinnen bei den Familien der Theridiidae und Anyphaenidae. Dominante Arten der Stammregion waren *Clubiona pallidula* und *Tetrrix denticulata*. Das nachgewiesene Artenspektrum umfasste neben den Waldarten auch viele Bewohner der Äcker und Ruderalfluren und synanthrope Spezies. Die meisten der gefangenen Individuen zählten allerdings zu den Arten trockener Laubwälder. Stenotope Auenarten waren auch in der Stammregion der Aue äußerst selten anzutreffen.

3.1.3 Phänologie der Arten der Hartholzau

Die kontinuierliche Beprobung der Hartholzau vom 05.05.2005 bis zum 09.05.2008 ermöglichte Kenntnisse über die Reifezeiten vieler Spezies zu erlangen und den Einfluss klimatischer Ereignisse auf die Phänologie der Spinnen aufzuzeigen. Bei einigen Arten konnten juvenile Exemplare determiniert werden, so dass für diese Spezies vollständige Lebenszyklen dargestellt wurden.

BODENFALLENFÄNGE

Am Waldboden wurden die meisten Spinnen in den Monaten Mai bis September gefangen (Maximum einer Fallenleerung 163 Exemplare vom 16.06.05 bis zum 29.06.05). Jungspinnen waren in den Monaten Juni, sowie August und September am zahlreichsten vertreten. Die größte Artenvielfalt wurde vor allem in den Monaten Juni und Juli registriert (Maximum einer Fallenleerung: 18 Spezies vom 16.06.05 bis zum 29.06.05). Allerdings schwankten die Fangzahlen in den Sommermonaten zum Teil erheblich. Ein besonders starker Einbruch der Individuen- und Artenzahlen erfolgte im Juli 2005. Vom 29.06.05 bis zum 14.07.05 wurden nur 22 Spinnen aus drei Arten gezählt. Von Oktober bis April waren Spinnen weniger häufig in den Fallen vertreten. Die wenigsten Exemplare wurden im Winter von Dezember bis Februar gefunden (Minimum: 2 Spinnen vom 23.01.06 bis zum 02.02.06). Im Jahr 2007 kam es bereits im heißen und niederschlagsfreien April und nicht erst im Mai zum Auftreten der im Sommer reifen Spinnenarten. Zum genauen Verlauf der Individuenanzahl und Artenanzahl am Boden siehe Abb. 71 und 72.

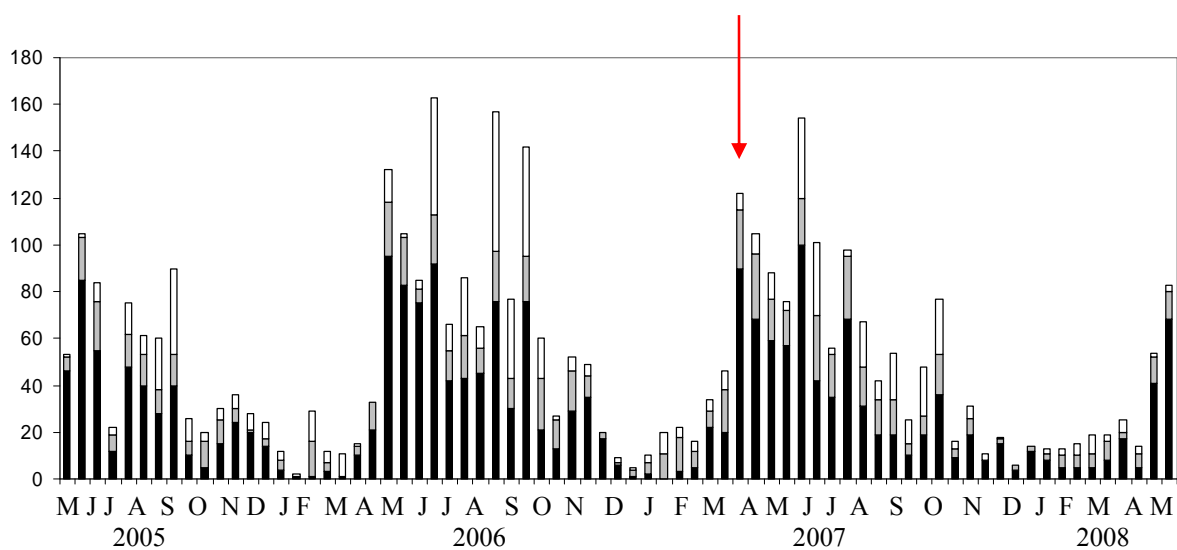


Abb. 71: Verlauf der Individuenanzahl der Bodenfallenfänge in der Hartholzau NSG Sandlache im Untersuchungszeitraum vom 05.05.2005 bis zum 09.05.2008 – Männchen schwarz; Weibchen grau; Juvenile weiß, der rote Pfeil markiert das während des warmen April 2007 ungewöhnlich zahlreiche Auftreten von sommeraktiven Spinnen

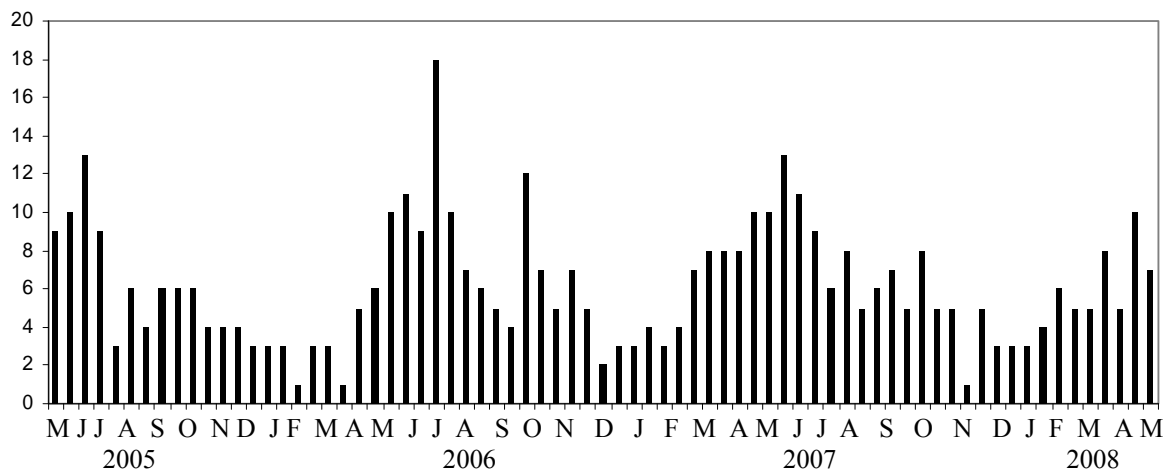


Abb. 72: Verlauf der Artenanzahl der Bodenfallenfänge in der Hartholzaue NSG Sandlache im Untersuchungszeitraum vom 05.05.2005 bis zum 09.05.2008

Die Spinnenfauna des Waldbodens wies vor allem von Mitte Mai bis Anfang Juli und von Ende September bis Anfang November eine hohe Diversität ($>1,4$) nach SHANNON auf. Der höchste Wert wurde am 29.06.2006 mit $D=2,226$ registriert. Von Mitte Juli bis Mitte September wurde, während der drei Sommer, ein starker Einbruch der Diversität verzeichnet. Besonders stark war dieser im Sommer 2005. Die Diversität betrug am 11.08.2005 nur 0,280. Außerdem wurden während der Wintermonate besonders niedrige Diversitätswerte (<1) ermittelt. Der Vergleich der einzelnen Untersuchungsjahre untereinander zeigte eine höhere Diversität während der Frühjahre 2007 und 2008 als im Frühjahr 2006 und eine höhere Diversität im Herbst 2007 als in den anderen Jahren auf. Die Evenness nach PILOU lag zumeist zwischen 0,6 und 0,8. Höhere Werte wurden im Oktober 2005, im März 2006, im Winter 2006/ 2007, im Herbst 2007 und im Frühjahr 2008 ermittelt. Niedrigere Werte ergaben sich während der Hochsommer und in den Wintermonaten der Jahre 2005/ 2006 und 2007/ 2008. Der Verlauf von Diversität und Evenness über den gesamten Untersuchungszeitraum wurde in Abb. 73 dargestellt.

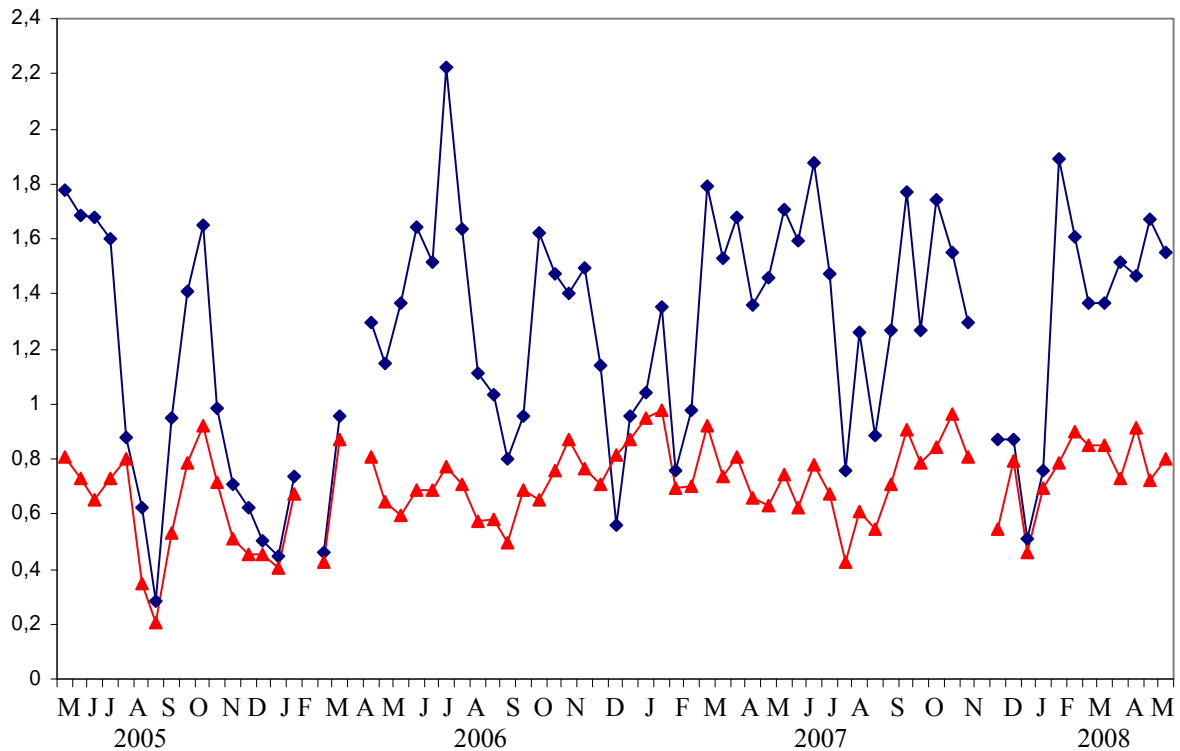


Abb. 73: Diversität nach SHANNON (blau) und Evenness nach PILOU (rot) der Bodenfallenfänge in der Hartholzau NSG Sandlache im Untersuchungszeitraum vom 05.05.2005 bis zum 09.05.2008

Die Phänologie der sechs Hauptarten am Waldboden wurde näher untersucht. Das zeitliche Auftreten dieser Spezies wurde in Abbildung 74 dargestellt. Unter diesen Hauptarten traten *Diplostyla concolor*, *Palliduphantes pallidus* und *Centromerus sylvaticus* eurychron auf. Geschlechtsreife Männchen und Weibchen dieser Spezies wurden über einen zusammenhängenden Zeitraum von mindestens vier Monaten gefunden.

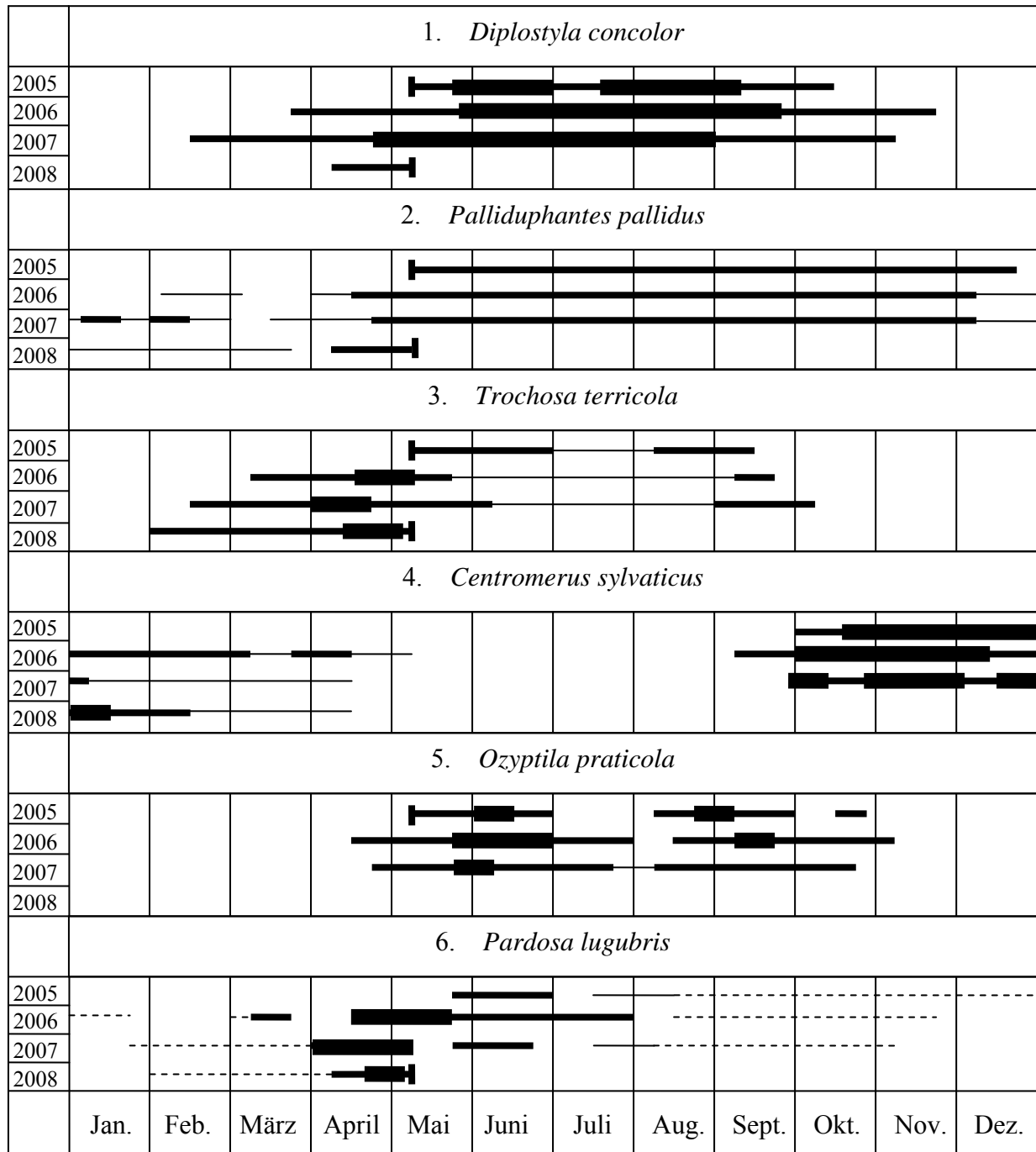


Abb. 74: Phänologie der dominanten und subdominanten Arten der Bodenregion der Hartholzau NSG Sandlache vom 5.5.2005 bis zum 9.5.2008

■■■■■ ♂♂♀♀ kommen gemeinsam vor, verdickter Balkenabschnitt Hauptaktivitäts- und Kopulationszeit
 ——— ♀♀
 - - - - - Jungtiere

Bei *Diplostyla concolor* traten Männchen und Weibchen von Frühling bis Herbst auf. Die Hauptaktivität lag in den Monaten Juni bis September, im Jahr 2007 nur bis August. Die ersten adulten *D. concolor* kamen im Jahr 2006 Ende März, 2007 bereits Mitte Februar und 2008 Anfang April auf. Die letzten geschlechtsreifen Exemplare wurden 2005 im Oktober gefangen. In den folgenden Jahren 2006 und 2007 reichte die Aktivität bis in den November hinein.

Palliduphantes pallidus wurde beinahe über den gesamten Beprobungszeitraum hinweg geschlechtsreif angetroffen. Beide Geschlechter konnten jedoch nur von April bis Anfang Dezember zusammen vorkommend nachgewiesen werden. In der Nebenaktivitätsphase von Dezember bis März wurden fast ausschließlich überwinterte weibliche Spinnen in geringer Anzahl gefunden.

Die dritte eurychrone Hauptart, *Centromerus sylvaticus*, ist winteraktiv und wurde von Anfang Oktober (2006 bereits Mitte September) bis Mitte April (2006 bis Mai) nachgewiesen. Die Hauptaktivität dieser Spezies lag in den Monaten Oktober bis Dezember. Während 2006 noch im März/ April männliche Tiere gefangen wurden, kamen 2007 ab Mitte Januar und 2008 ab Mitte Februar nur noch Weibchen vor.

Diplochron traten die Arten *Trochosa terricola* und *Ozyptila praticola* auf. Die Wolfsspinnenspezies *T. terricola* wies eine Hauptaktivitätsphase im Frühjahr und eine Nebenaktivitätsphase im Spätsommer auf. Zwischen diesen Phasen wurden nur Weibchen und wenige Jungtiere gefangen. Die Hauptaktivitätsphase reichte über drei bis vier Monate, während die Nebenaktivitätsphase nur wenige Wochen andauerte. Die meisten Spinnen dieser Spezies wurden ab Mitte April bis Anfang Mai, 2007 bereits in den ersten beiden Aprilwochen, gezählt. Im Jahr 2006 wurden die ersten adulten *T. terricola* im März, im Folgejahr schon Mitte Februar und 2008 bereits Anfang Februar nachgewiesen. Die Nebenaktivität setzte 2005 im August und 2006 und 2007 im September ein.

Die Krabbenspinne *Ozyptila praticola* wurde sowohl am Waldboden als auch in der Stammregion häufig nachgewiesen. Die Art wies am Boden zwei, nur wenige Wochen auseinander liegende und gleich stark ausgeprägte Aktivitätszeiträume auf. Adulte Spinnen beider Geschlechter wurden von April bis Juli und von Ende August bis Ende Oktober/ Anfang November gefangen. Die meisten von ihnen im Juni und von Ende August bis Anfang September. Das zeitliche Vorkommen in der Stammregion war dem Auftreten am Waldboden ähnlich, jedoch wurden zwischen den Hauptaktivitätszeiten reife Weibchen angetroffen. Der wesentliche Unterschied im Vorkommen dieser Spezies am Boden und in der Stammregion

bestand im Verhältnis der Geschlechter zueinander. Am Boden wurden hauptsächlich Männchen gefunden, während am Stamm überwiegend Weibchen und Jungtiere vorkamen (Abb. 75).

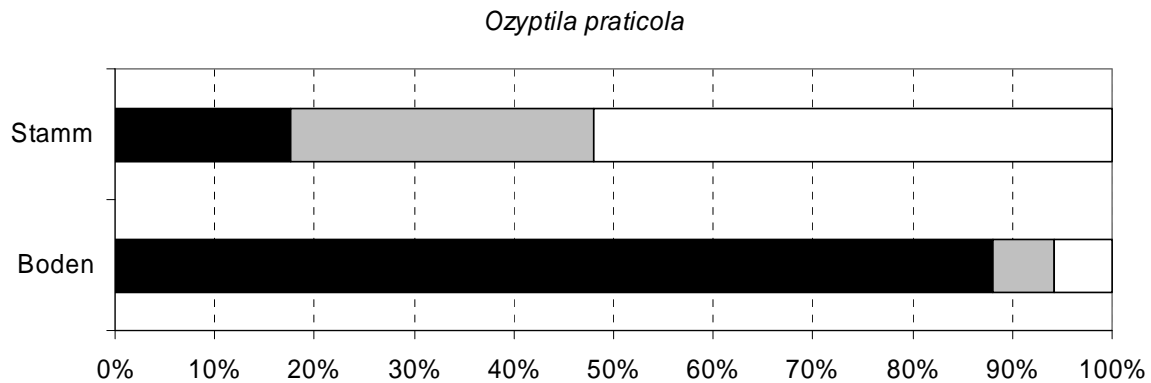


Abb. 75: Prozentuale Verteilung der Männchen (schwarz), Weibchen (grau) und Jungtiere (weiß) von *Ozyptila praticola* am Waldboden und in der Stammregion

Die zweite Wolfsspinnenart *Pardosa lugubris* wies eine Hauptaktivitätsphase von Frühling bis in den Sommer auf. Im Jahr 2005 wurden wenige Exemplare dieser Spezies im Mai und Juni gefangen. In den folgenden Jahren konnten Exemplare beider Geschlechts vor allem von April bis Juni/ Juli nachgewiesen werden, dabei war *P. lugubris* 2006 und 2008 von Mitte April bis Ende Mai am häufigsten vorkommend. Im Jahr 2007 trat dieser Peak zwei Wochen früher auf. Generell konnte im Spätsommer keine Nebenaktivitätsphase beobachtet werden. Im Juli und August wurden die letzten Nymphen tragenden Weibchen aufgefunden. Die juvenilen, im Sommer geschlüpften, *P. lugubris* konnten bereits Mitte August eindeutig identifiziert werden. Jungspinnen und Subadulti traten von August bis Anfang November und im Folgejahr ab Ende Januar auf.

STAMMEKLEKTORENFÄNGE

In der Stammregion konnten die meisten Individuen und Arten von Mai bis Juli gefangen werden (Maximum: 903 Exemplare vom 02.06.05 bis zum 16.06.05, 38 Arten von 09.05.07 bis 23.05.07). Danach fallen die Art- und Individuenanzahlen kontinuierlich ab. Lediglich im warmen Herbst 2007 kam es zu einem erneuten Anstieg der Fangzahlen. Im Winter wurden sehr wenige Spinnen gefangen (Minimum: 20 Exemplare vom 21.12.06 bis zum 04.01.07). Jungspinnen waren vor allem im Frühjahr und Herbst sehr zahlreich. Darüber hinaus kam es im Frühsommer 2005 zu einem Massenaufreten von jungen Theridiidae und im Februar 2006 zu einem erhöhten Aufkommen von jungen Linyphiidae. Wie am Boden kam es auch am Stamm bereits im heißen und niederschlagslosen April 2007 zum Auftreten der im Sommer reifen Arten. Außerdem konnten im milden Herbst 2007 viele sommeraktive Spezies, wenn auch in geringer Individuenanzahl, gefangen werden. Es wurden noch im November 2007 mehr als doppelt so viele Arten als in den Vergleichsjahren nachgewiesen. Der genaue Verlauf der Individuenanzahl und der Artenanzahl am Stamm ist in Abbildung 76 bzw. Abbildung 77 dargestellt.

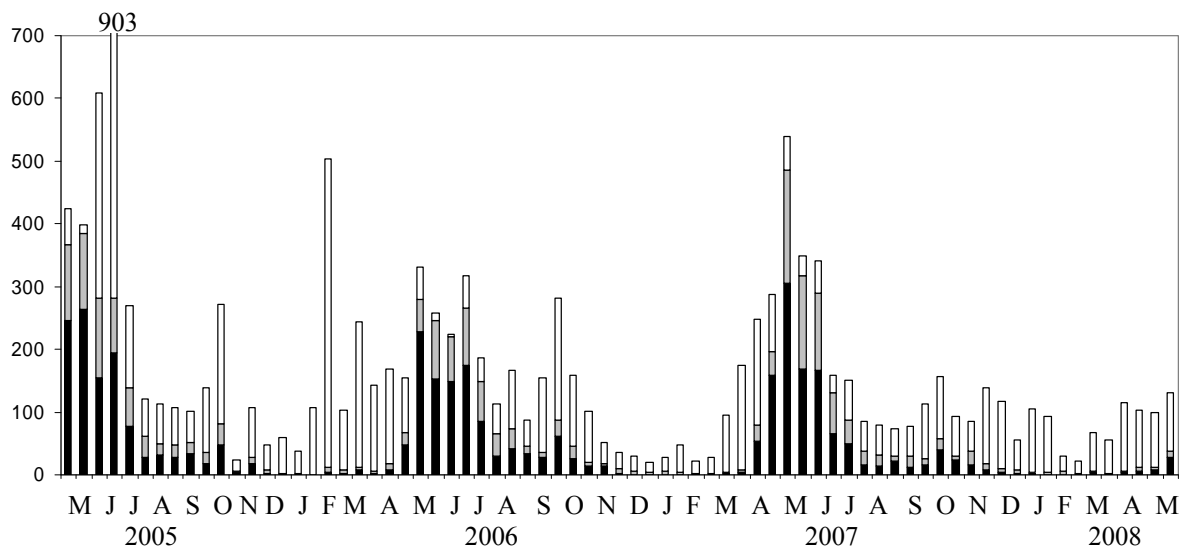


Abb. 76: Verlauf der Individuenanzahl der Stammeklektorenfänge in der Hartholzau NSG Sandlache im Untersuchungszeitraum vom 05.05.2005 bis zum 09.05.2008
– Männchen schwarz; Weibchen grau; Juvenile weiß

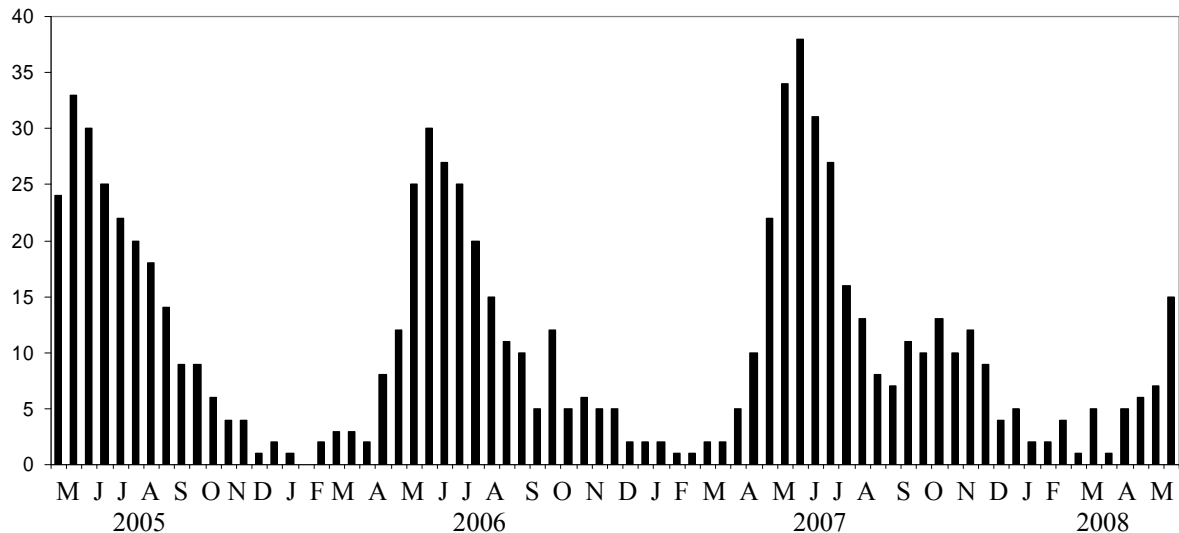


Abb. 77: Verlauf der Artenzahl der Stammeklektorenfänge in der Hartholzau NSG Sandlache im Untersuchungszeitraum vom 05.05.2005 bis zum 09.05.2008

Der Verlauf der Höhe der Diversität ähnelte stark dem Verlauf der Artenzahl. Die Stammeklektorenfänge wiesen im Sommerhalbjahr, vor allem von Mai bis September, eine hohe Diversität (SHANNON-Index $>1,8$) auf. Im Winter, von Dezember bis März, war die Diversität hingegen sehr gering (SHANNON-Index $<0,8$), bzw. konnte nicht ermittelt werden, da zu wenige Arten ($S < 2$) vorhanden waren. Der starke Anstieg der Diversität im Frühjahr erfolgte 2006 und 2007 innerhalb von wenigen Wochen. Er begann 2006 Mitte April und 2007 zu Beginn des Monats April. Im Jahr 2008 stieg die Diversität bereits im März auf Werte um 1,6 bis 1,8 an, blieb im April konstant und stieg Anfang Mai erneut an. Der Abfall der Diversität im Herbst vollzog sich in den Jahren 2005 und 2006 ebenfalls in recht kurzer Zeit von September bis Dezember. Im warmen Herbst 2007 jedoch blieb die Diversität bis in den November hinein mit Werten über 1,8 hoch. Das Maß der Gleichverteilung der Arten, d. h. die Evenness nach PLOU, schwankte zwischen Werten von 0,4 bis 1. Die Mehrzahl der Werte von Mai 2005 bis Juli 2007 lag zwischen 0,6 und 0,8. Von Juli 2007 bis Mai 2008 lag die Evenness zumeist über 0,8. In den Wintermonaten ergaben sich, bei gleichzeitig sehr niedrigen Arten- und Individuenanzahlen, zum Teil sehr hohe Werte der Evenness ($>0,9$), bzw. die Evenness konnte nicht ermittelt werden, da weniger als zwei Spezies vorhanden waren. Der Verlauf von Diversität und Evenness über den gesamten Beprobungszeitraum ist Abb. 78 zu entnehmen.

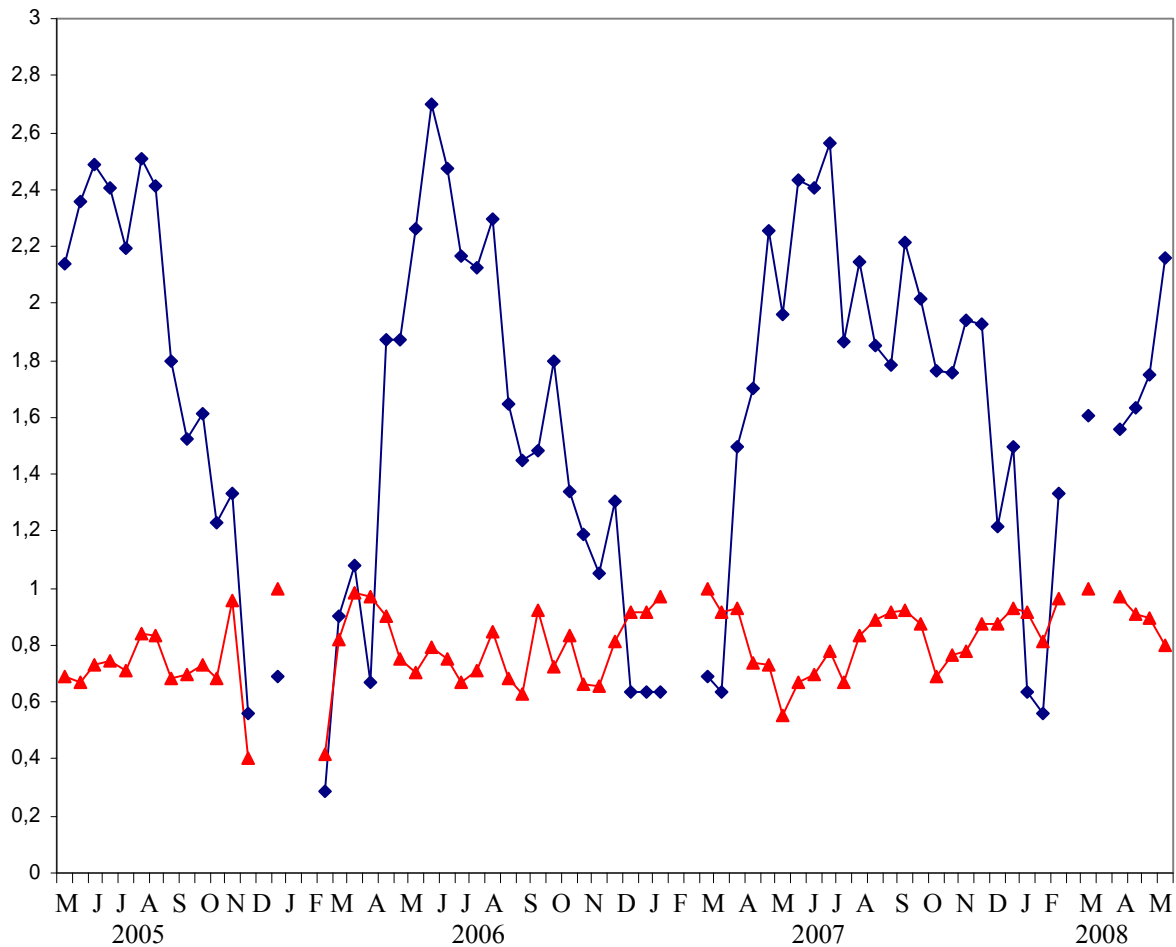


Abb. 78: Diversität nach SHANNON (blau) und Evenness nach PILOU (rot) der Stammeklektorenfänge in der Hartholzaue NSG Sandlache im Untersuchungszeitraum vom 05.05.2005 bis zum 09.05.2008

Die Phänologie von 12 häufigen Arten der Stammregion konnte ausführlich untersucht werden. Bei sechs dieser Spezies gelang es, die Jungspinnen auf die Art zu determinieren. Sie konnten daher in die Untersuchung mit eingebunden werden. Bei den am Stamm nachgewiesenen Arten handelte es sich hauptsächlich um stenochrome Spezies. Bei diesen Arten kommen geschlechtsreife Männchen und Weibchen meist weniger als drei Monate zusammen vor. Die größte Individuenanzahl und Artenvielfalt wurde am Stamm im Frühsommer beobachtet. Dem entsprechend konnte auch eine Konzentration der Haupt- und häufigen Begleitarten in diesem Zeitraum festgestellt werden. Neun der 12 ausgewählten Spezies waren im Mai und im Juni adult. Die Phänologie der 12 ausgewählten Spinnenarten wurde in den Abbildungen 79 und 80 dargestellt und folgend kurz charakterisiert. Dabei beinhalten die ersten sechs Arten auch Jungspinnenfunde.

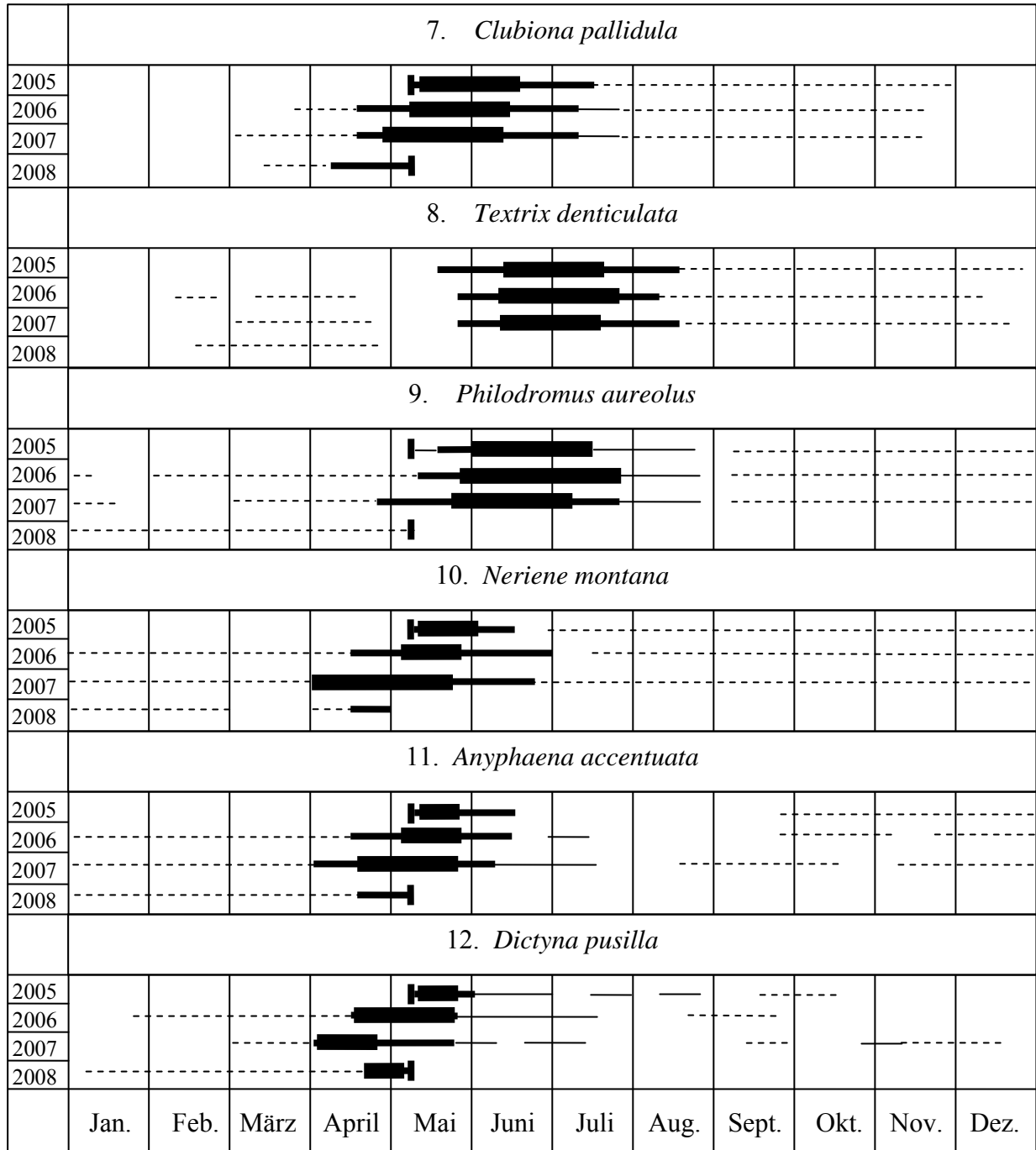


Abb. 79: Phänologie ausgewählter Arten der Stammregion der Hartholzaue NSG Sandlache vom 5.5.2005 bis zum 9.5.2008 (Teil 1)

█♂♂♀♀ kommen gemeinsam vor, verdickter Balkenabschnitt Hauptaktivitäts- und Kopulationszeit
 —♀♀
 - - - - - Jungtiere

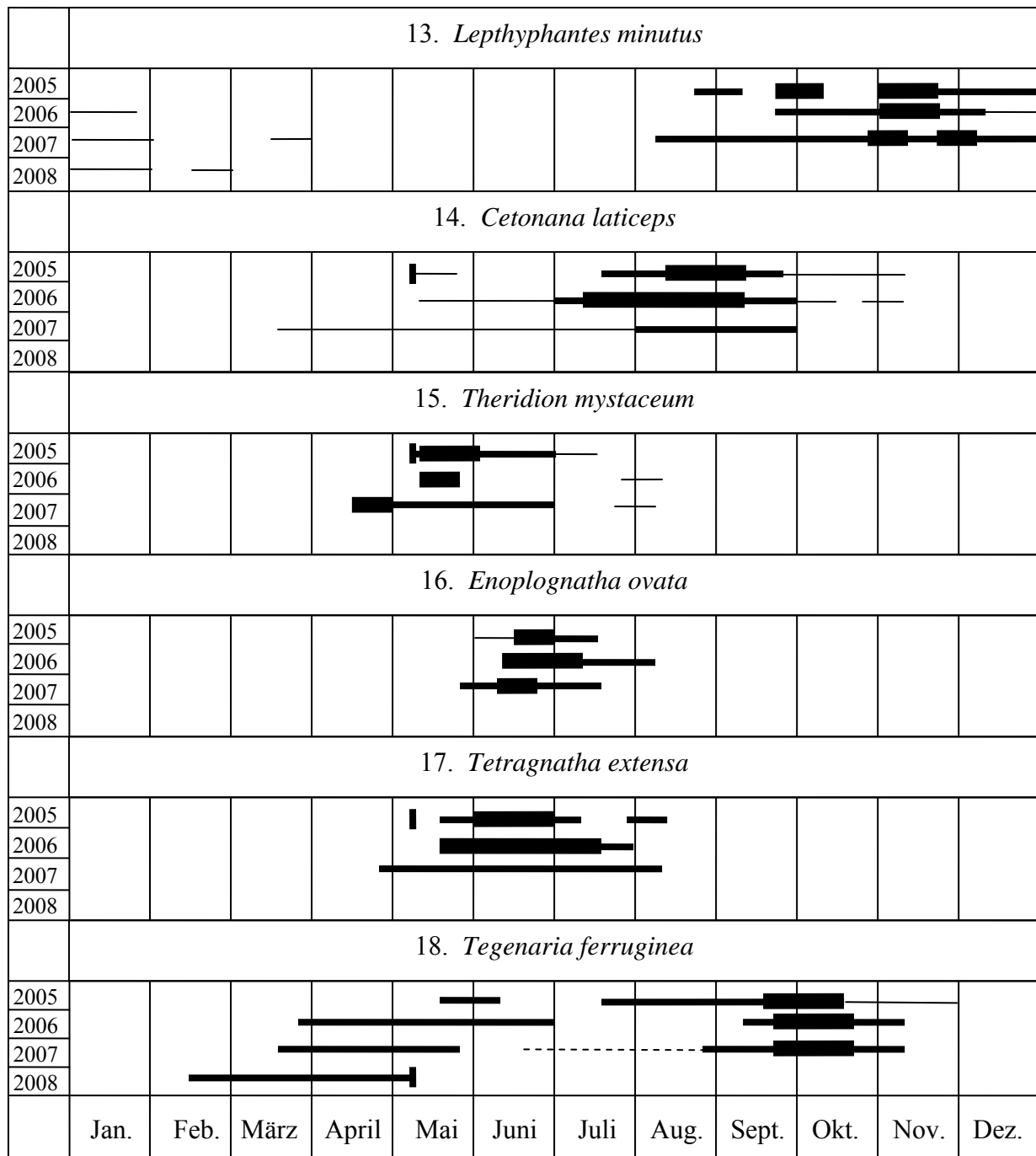





Abb. 80: Phänologie ausgewählter Arten der Stammregion der Hartholzaue NSG Sandlache vom 5.5.2005 bis zum 9.5.2008 (Teil 2)

-  ♂♂♀♀ kommen gemeinsam vor, verdickter Balkenabschnitt Hauptaktivitäts- und Kopulationszeit
 ♀♀
 Jungtiere

Subadulti der Sackspinne *Clubiona pallidula* wurden ab März gefangen. Die ersten Adulti zeigten sich etwa vier Wochen später im April. Die Hauptaktivität lag bei dieser Art zwischen Mai und Juni. Im Juli wurden fast nur noch Weibchen und Nymphen angetroffen. Jungspinnen waren bis Anfang November aktiv. Die größte Anzahl an juvenilen *C. pallidula*

wurde jeweils von der letzten Septemberwoche bis Mitte Oktober gefangen. Während des Winters wurden vereinzelt überwinterte Jungspinnen gefunden.

Die Trichternetzspinne *Tetrrix denticulata* konnte von Februar bis April subadult und von Ende Mai bis Mitte August adult in beiden Geschlechtern nachgewiesen werden. Die meisten Individuen traten von Mitte Juni bis Mitte Juli auf. Jungtiere wurden bis in den Dezember angetroffen.

Philodromus aureolus wurde ab Februar bzw. März subadult und ab Mai geschlechtsreif. Die höchste Aktivitätsdichte wies diese Spezies von Juni bis Mitte Juli auf. Die letzten Männchen dieser Laufspinnenart wurden Ende Juli angetroffen, Weibchen waren einen Monat länger aktiv. Jungtiere wurden ab Mitte September im Herbst und während des Winters gefangen.

Die zu den Baldachinspinnen gehörige *Neriere montana* wurde das ganze Jahr über am Stamm nachgewiesen. Diese Spinnenart überwinterte subadult. Geschlechtsreif konnte die Art von Ende April bzw. Anfang Mai bis Ende Juni gefangen werden. Die Hauptaktivität lag im Mai, begann 2007 jedoch bereits im April.

Männchen der Zartspinne *Anyphaena accentuata* waren von April bis Juni geschlechtsreif, Weibchen bis in den Juli. Die höchste Aktivität wurde im Mai und 2007 bereits im April und im Mai verzeichnet. Von Mai bis Ende Oktober wurden, abgesehen von Einzelfunden, keine Nymphen und andere Juvenilstadien am Stamm gefangen. Ab November konnten dann spätere Reifestadien von *A. accentuata* in hoher Anzahl am Stamm gefunden werden.

Ab Januar 2006 und 2008 und ab März 2007 konnten Subadulti von *Dictyna pusilla* nachgewiesen werden. Die Geschlechtsreife dieser Spezies reichte bei den Männchen von Mitte April (2007 schon zu Anfang April) bis Juni und bei den Weibchen bis Juli. Vereinzelt wurden im Spätsommer noch Weibchen (2007 sogar ein Fund im November) und im Herbst auch Jungtiere angetroffen.

Von den folgenden Spinnenarten konnte das zeitliche Vorkommen der Jungtiere nicht ermittelt werden, da nicht genügend juvenile Spinnen gefangen wurden, bzw. die Spinnen im Juvenilstadium nicht eindeutig determiniert werden konnten.

Die einzige eurychrone Spezies dieser Auswahl ist *Lepthyphantes minutus*. Die Geschlechtsreife dieser Zwergspinne reichte von Ende August bis Ende Dezember, Weibchen

wurden noch im Februar bzw. März vereinzelt nachgewiesen. Der Schwerpunkt der Aktivität lag vor allem im November (2005 im September/ Oktober und November).

Männchen von *Cetonana laticeps* wurden adult ab Juli gefangen. Ausgereifte Weibchen wurden 2005 im Mai, 2006 im Mai und Juni und 2007 sogar ab März nachgewiesen. Dabei handelt es sich sehr wahrscheinlich um adult überwinterte Exemplare der vorletzten Generation. Die letzten Männchen wurden im September, die letzten Weibchen Anfang November vorgefunden. Die Hauptaktivitätsphase lag 2005 und 2007 im August und September und reichte 2006 von Juli bis September.

Die Kugelspinne *Theridion mystaceum* trat im Mai und Juni, einige Weibchen noch im Juli und Anfang August adult auf. Im Jahr 2006 wurde *T. mystaceum* nur in zwei Wochen im Mai nachgewiesen. In diesem Monat lag mit Ausnahme von 2007 auch das Hauptvorkommen der Spezies. Im Jahr 2007 wurden die meisten *T. mystaceum* bereits im April gefangen.

Die Hauptaktivitätszeit von *Enoplognatha ovata*, einer weiteren Kugelspinnenart, dauerte 2005 von Mitte Juni bis Mitte Juli. Im Jahr 2006 reichte sie von Juli bis Anfang August und 2007 von Ende Mai bis Mitte Juli. Dabei war diese Spezies stets im Mai am häufigsten anzutreffen.

Die Streckerspinne *Tetragnatha extensa* kam von Mai (2007 bereits im April) bis Anfang August geschlechtsreif vor. Die höchste Aktivitätsdichte dieser Art wurde 2005 im Juni und 2006 im Juni und Juli verzeichnet. Im Jahr 2007 wurden weit weniger Exemplare der Art nachgewiesen, eine ausgesprochene Hauptaktivitätsphase konnte daher nicht ermittelt werden.

Tegenaria ferruginea wurde im Frühling und Herbst adult nachgewiesen. Die Länge der einzelnen Aktivitätsphasen dieser Art variierte stark, da von *T. ferruginea* über den gesamten Untersuchungszeitraum gesehen, fortwährend frühzeitiger geschlechtsreife Exemplare gefangen wurden. So reichte die erste Aktivitätsphase im Frühling 2005 von Mitte Mai bis Mitte Juni, 2006 von Ende März bis in den gesamten Juni und 2007 von Mitte März bis Mitte Juni. Im Jahr 2008 wurde *T. ferruginea* bereits Mitte Februar adult. Die zweite Aktivitätsphase reichte 2005 von Mitte Juli bis Mitte Oktober, Weibchen wurden noch bis Ende November angetroffen. In den Jahren 2006 und 2007 begann die zweite Aktivitätsphase erst Anfang September bzw. Ende August und reichte jeweils bis Anfang November. Innerhalb dieser zweiten Aktivitätsphase wurden von Ende September bis Mitte Oktober die meisten *T. ferruginea* gefangen.

FAZIT

Die höchste Artenvielfalt und Individuenanzahl erreichte die Spinnengemeinschaft des Auwalds während des Frühsommers. Dabei stiegen im Mai die Arten- und Individuenanzahlen vor allem in der Stammregion sehr rasch an. Nach einem Rückgang der Vielfalt im Hochsommer führte das Aufkommen von herbstaktiven Spezies zu einem erneuten Anstieg der Diversität im Oktober. Im Winter wurden dagegen nur wenige adulte Exemplare einiger Arten nachgewiesen.

Zu den individuenreichsten Spezies der Bodenregion zählten Arten mit ausgedehnten Aktivitätsperioden von mindestens vier bis fünf Monaten (eurychrone Arten). Zu nennen sind in erster Linie die sommeraktiven Spezies *Diplostyla concolor* und *Palliduphantes pallidus*, sowie die winteraktive Art *Centromerus sylvaticus*. Es kamen aber auch frühjahrs- bzw. sommeraktive Arten (*Trochosa terricola*, *Pardosa lugubris* und *Ozyptila praticola*) mit Hauptaktivitätsperioden von nur wenigen Wochen oder Monaten vor.

Die artenreiche Stammregion wurde dagegen fast ausschließlich von stenochronen Spezies dominiert. Die meisten dieser Arten sind sommeraktiv, sie kommen wegen ihres stenochronen Auftretens aber oft nicht zeitgleich miteinander vor. Im April und Mai wurden hauptsächlich *Anyphaenia accentuata*, *Clubiona pallidula*, *Dictyna pusilla*, *Neriene montana* und *Theridion mystaceum* gefangen. Im Juni und Juli waren es *Enoplognatha ovata*, *Philodromus aureolus*, *Tetragnatha extensa* und *Textrix denticulata*. Während des Augusts und im September dominierte *Cetonana laticeps* die Spinnenzönose. Unter den eurychronen Spinnen waren *Tegenaria ferruginea* im Oktober und *Lepthyphantes minutus* im November besonders häufig anzutreffen.

3.1.4 Bodenfallenfänge am Waldrand und in der Verlandungszone

Der äußere Waldrandbereich wurde von den Familien der Lycosidae (Individuenanteil 52%) und der Linyphiidae (Individuenanteil 37%) dominiert. Die meisten nachgewiesenen Arten (S=9) zählen zu den Zwergspinnen (Linyphiinae). Eine Liste aller nachgewiesenen Arten mit deren Häufigkeiten befindet sich im Anhang (Tab. A20). Dominante Spezies waren *Diplostyla concolor*, *Pardosa lugubris* und *Trochosa ruricola*. Zu den subdominanten Arten gehörten *Trochosa terricola*, *Centromerus sylvaticus* und *Enoplognatha thoracica*. Insgesamt wurden 15 Begleitarten gefunden. Die Hauptarten beinhalteten zusammen 85,3% aller am Waldrand gefangenen adulten Spinnen. Der Anteil an Jungspinnen betrug 17%. Die prozentuale Verteilung der Spezies wurde in Abbildung 81 dargestellt.

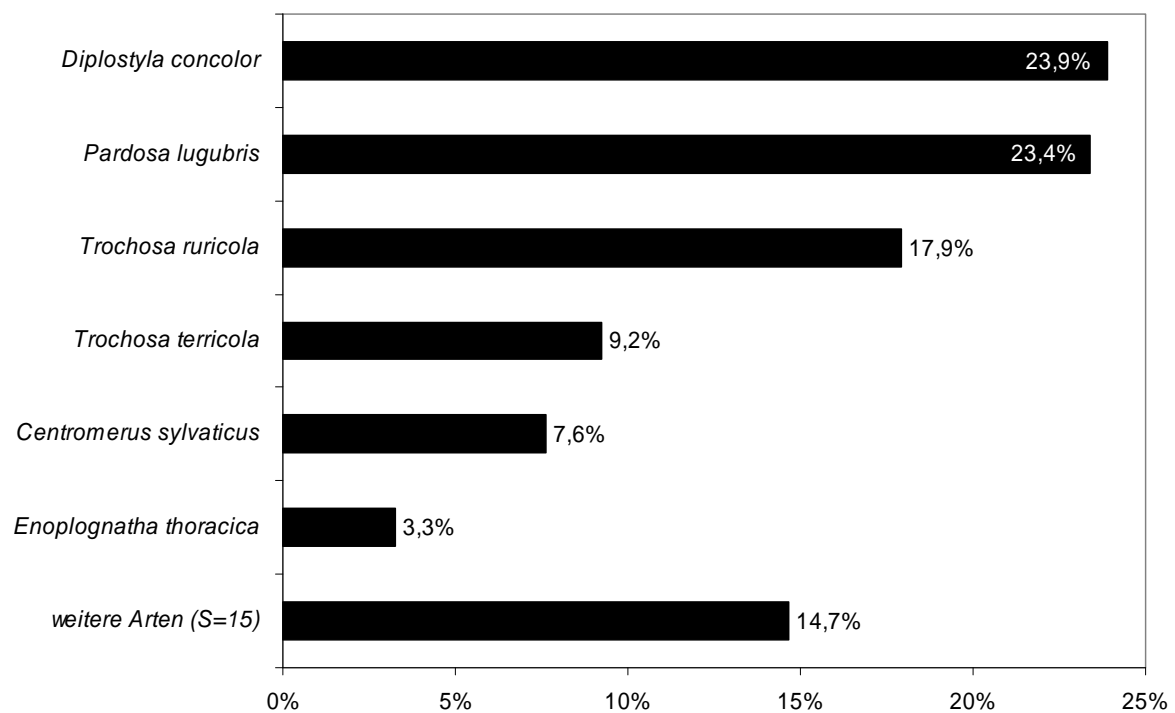


Abb. 81: Artendominanz der Webspinnen aus den Bodenfallenfängen des äußeren Waldrands der Hartholzau NSG Sandlache

Die am Waldrand gefangenen Arten wurden mit Ausnahme von *Haplodrassus signifer* und *Scotina celans* alle im Auwald nachgewiesen. Nach ihrem Schwerpunktorkommen überwogen daher Waldarten. Unter den Arten mittelfeuchter Laubwälder befanden sich die dominanten Spezies *Diplostyla concolor* und *Pardosa lugubris* sowie die subdominante Art *Centromerus sylvaticus*. *Trochosa terricola* bewohnt vorwiegend trockene Wälder. *Enoplognatha thoracica* ist vor allem auf Halbtrockenrasen anzutreffen. Spinnen der Ruderal- und Ackerflächen wurden verhältnismäßig artenreich angetroffen, dominant kam unter ihnen jedoch nur *Trochosa ruricola* vor. Die prozentuale Verteilung der Arten und Individuen nach Schwerpunktorkommen ist aus Abbildung 82 bzw. Abbildung 83 ersichtlich.

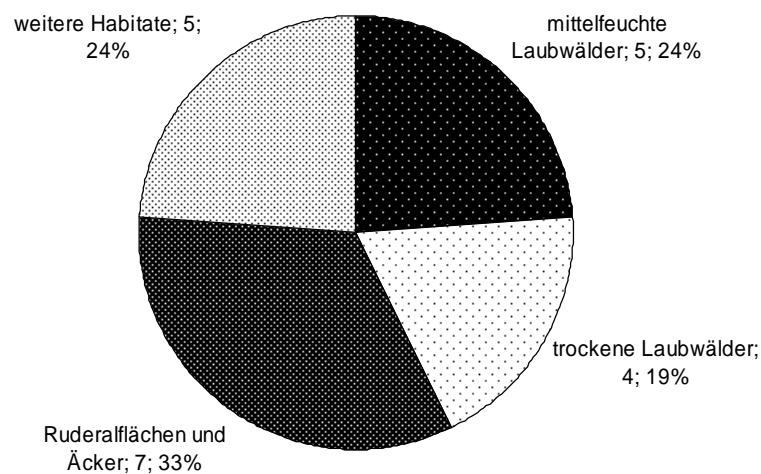


Abb. 82: Verteilung der am Waldrand vorgefundenen Arten nach dem Schwerpunktorkommen in Pflanzenformationen nach PLATEN et al. (1991, 1999) und KREUELS & PLATEN (2005)

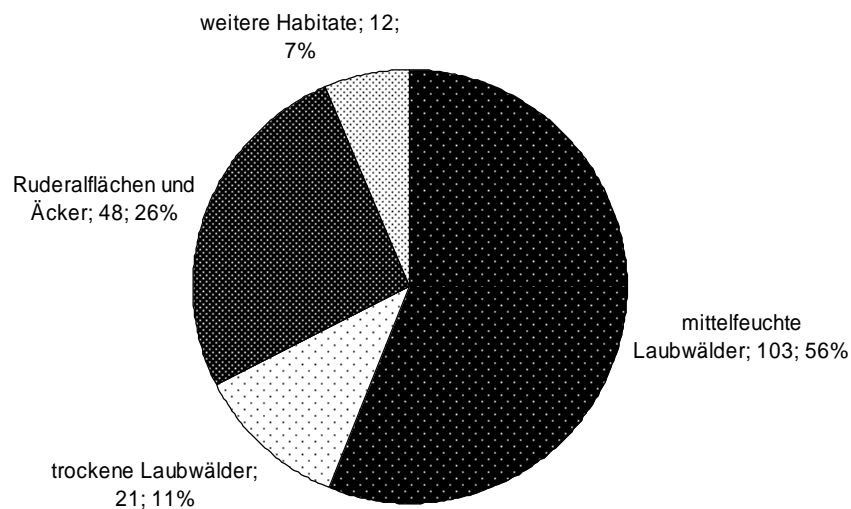


Abb. 83: Verteilung der am Waldrand vorgefundenen Individuen nach dem Schwerpunktorkommen in Pflanzenformationen nach PLATEN et al. (1991, 1999) und KREUELS & PLATEN (2005)

Die Fangzahlen in der Verlandungszone waren äußerst gering. Insgesamt wurden mit sechs Schwimmfallen zwei Exemplare von *Centromerus sylvaticus* gefangen und jeweils ein Einzelfund von *Oedothorax apicatus*, *Pachygnatha clercki* und *Trochosa ruricola* getätigt. Durch jeweils ein Jungtier wurden die Gattungen *Dictyna*, *Philodromus* und *Theridion* nachgewiesen. Bemerkenswert erscheint nur der Fund von *O. apicatus*, da diese Art nicht in der Hartholzauwe angetroffen wurde. Es handelt sich hierbei nach PLATEN et al. (1991, 1999) und KREUELS & PLATEN (2005) um eine hygrophile Spezies der Äcker und Freiflächen.

FAZIT

Am äußeren Waldrand wurden vor allem Wolfs- und Zwergspinnen gefangen. Zahlreich waren sowohl Waldarten (*Centromerus sylvaticus*, *Diplostyla concolor*, *Pardosa lugubris* und *Centromerus sylvaticus*) als auch Freilandarten (z.B. *Trochosa ruricola*) vertreten. Insbesondere die genannten Wolfsspinnenarten scheinen dieses Mikrohabitat bevorzugt aufzusuchen. In der Verlandungszone konnten hingegen keine nennenswerten Fänge getätigt werden.

3.1.5 Auswirkungen von Flut und Hitze

FLUTUNG DER SENKEN

Eine Flutung der Senken in der Hartholzau fand Mitte März 2006 statt. Zu dieser Zeit befand sich die Spinnenzönose vor dem Wechsel von der Winter- zur Frühjahrsfauna und zeichnete sich durch eine geringe Arten- und Individuenanzahl aus. Im April, zwei Wochen nach der Flut, vollzog sich der Übergang zur Frühjahrsfauna. Die im Frühjahr aufkommenden Arten (z. B. *Pardosa lugubris* und *Trochosa terricola*) zeigten keine Beeinträchtigungen in ihrem zeitlichen Auftreten oder in ihrer Abundanz. Bezüglich der Fangzahlen und des Artenspektrums glichen sich die überfluteten und die nicht überfluteten Bodenfallen und Eklektoren. Es ergaben sich außerdem keine Unterschiede zu den in den übrigen Jahren zu dieser Jahreszeit getätigten Fängen. Beispielsweise kam es während der Flut zu keinem Stammaufbau durch Bodenarten. Bemerkenswert war jedoch ein einmaliges massenhaftes Auftreten juveniler Linyphiidae (268 Exemplare) in der Stammregion während eines erhöhten Pegelstands Mitte Februar 2006, zwei bis drei Wochen vor der eigentlichen Flut. Als die Flut statt fand, wurden diese Jungspinnen nicht mehr in den Eklektoren nachgewiesen. Eine Flutung weniger besonders tief liegender Senken im August 2007 betraf die Fallenstandorte nicht. Dementsprechend konnten keine Auswirkungen dieses Ereignisses auf die Spinnenzönose festgestellt werden.

HITZE UND TROCKENHEIT IM FRÜHJAHR

Während des kalten Frühjahrs 2006 wurden am Boden von Februar bis Mitte März die winteraktiven Arten *Centromerus sylvaticus*, *Erigone atra*, *Palliduphantes pallidus* und eine *Diplostyla concolor* gefangen. Ende März kamen die ersten Individuen der im Frühling aktiven Arten *Pardosa lugubris* und *Trochosa terricola* auf. Im April nahm die Anzahl an *T. terricola* zu, Anfang Mai trat *P. lugubris* erstmals häufig auf. Die Jahresaktivitätsmaxima dieser Wolfsspinnen reichten von Ende April bis Anfang Mai (*T. terricola*) bzw. von Mitte bis Ende Mai (*P. lugubris*). Ein deutlicher Zuwachs weiterer sommeraktiver Arten konnte erst Anfang Mai registriert werden. Im sehr warmen Frühjahr 2007 hingegen wurden im Frühling reifende Spezies (z. B. *Diplostyla concolor*, *Neriere peltata*, *Neriere clathrata*, *Trochosa ruricola*, *Trochosa terricola*) ab Mitte März nachgewiesen. *T. terricola* erreichte ihr Jahresaktivitätsmaximum bereits in der ersten Aprilhälfte, *P. lugubris* schon in der zweiten Aprilhälfte. Während der milden Monate Februar und März 2008 lag die Artenanzahl zwar leicht über der von 2006, ein frühzeitiges und individuenreiches Auftreten geschlechtsreifer

Frühlingsarten konnte aber nicht beobachtet werden. Die ersten adulten *T. terricola* wurden zwar bereits ab März vorgefunden, zahlreich kam die Art aber erst ab Mitte April und vor allem Anfang Mai vor. *P. lugubris* wurde ab Mitte April erstmals und im Mai individuenreich nachgewiesen.

In der Stammregion traten 2006 die Frühjahrsarten *Cryphoeca silvicola* und *Moebelia penicillata* ab Februar, *Neriere clathrata* ab März adult auf. Ein merklicher Zuwachs der Artenanzahl von drei Spezies über acht auf 12 Arten erfolgte ab Ende März bis Anfang Mai. Im Jahr 2007 stieg die Anzahl der Arten von fünf Ende März auf 10 Mitte April an. Ende April konnten 22 Arten nachgewiesen werden. Viele Spezies traten bereits im April in einer derart hohen Anzahl auf, die von ihnen in den anderen Untersuchungsperioden erst im Mai erreicht wurde. Zu nennen wären *Anyphaenia accentuata*, *Clubiona pallidula*, *Dictyna pusilla*, *Neriere montana* und *Theridion mystaceum*. Im Jahr 2008 erfolgte der Anstieg der Artenanzahl von sieben auf 15 Spezies erst Anfang Mai. Die Individuenanzahl stieg ab Anfang April an, war aber als vergleichsweise niedrig anzusehen.

Negative Auswirkungen der enormen Trockenheit im April 2007 konnten nicht festgestellt werden. Alle erwarteten Arten kamen auf und die Spinnen zeigten eine hohe Laufaktivität.

HITZE UND TROCKENHEIT IM SOMMER

Während des Sommers wurde die höchste Artenanzahl und Individuenanzahl jeweils Ende Mai/ Anfang Juni verzeichnet. Danach fiel die Artenanzahl stetig ab, die Individuenanzahl nahm bereits im Juni deutlich ab, aber schwankte danach bis in den Herbst zum Teil erheblich. Abweichungen werden nachfolgend beschrieben. Nach einer Hitzewelle im Juni 2005 wurde Anfang Juli ein Einbruch der Arten- und Individuenanzahl am Boden registriert. Vom 30.06. bis 14.07. wurden lediglich die im Sommer dominant vorkommenden hygrophilen Arten *Diplostyla concolor* und *Palliduphantes pallidus* in geringer Anzahl, sowie zwei Exemplare von *Trochosa terricola* nachgewiesen. Die eudominante Spezies *D. concolor* reagierte sehr empfindlich auf die Austrocknung der Aue durch die Hitzewellen (siehe Abb. 84 und vgl. Abb. A10 und A11 im Anhang). Wurden noch im Juni innerhalb von zwei Wochen 46 bzw. 37 Exemplare der Art gefangen, waren es in der ersten Julihälfte nur 12 Spinnen. Ende Juli stieg die Individuenanzahl dieser Spezies wieder auf das Jahresmaximum von 53 Tieren an. Während der Hitzewelle im folgenden Jahr, stieg die Anzahl an *D. concolor* dagegen von Juni an über den gesamten Juli von 15 über 26 Spinnen auf 44 Exemplare an. Aber erst unter feuchteren Bedingungen im niederschlagsreichen August wurde das

Jahresmaximum von 73 Spinnen erreicht. Im regenreichen Sommer 2007 hingegen lag das Aktivitätsmaximum mit 75 Spinnen bereits im Juli.

Im Unterschied zu *Diplostyla concolor*, kam es bei *Palliduphantes pallidus* schon während und nicht nach den Trockenperioden 2005 und 2006 zu einem Rückgang in der Individuenanzahl (siehe Abb. 84 sowie Abb. A13 und A14 im Anhang). Wobei diese Effekte bei *P. pallidus* und *D. concolor* im Jahr 2005 wesentlich stärker als 2006 waren.

Die Krabbenspinnenspezies *Ozyptila praticola* bildete 2005 und 2006 zwei Aktivitätsmaxima, eines im Frühsommer und eines Herbst aus. Im Jahr 2007 blieb das zweite Maximum jedoch aus (siehe Abb. 84 und 85). Die sonst zahlreich im Hochsommer in der Stammregion gefundenen Jungspinnen der Art (vgl. Abb. A22 bis A27 im Anhang) wurden in diesem Jahr nicht angetroffen. Anhand dieser Beobachtungen sind ein positiver Effekt von Trockenheit und Hitze und ein negativer Einfluss von Feuchte auf die Entwicklung der Jungspinnen der xerophilen Spezies *O. praticola* anzunehmen.

Auf die Spinnenarten der Stammregion (siehe Abb. 85) hatte die Sommerhitze einen positiven Einfluss. Von den Spezies, die ihre Reifezeit während oder unmittelbar nach der Hitze hatten z. B. *Cetonana laticeps*, *Philodromus aureolus*, *Tetrax denticulata* und *Tetragnatha extensa* wurden im Juni und Juli 2005 und 2006 erheblich mehr Exemplare als 2007 aufgefunden. Wie schon bei den Frühlingsarten beobachtet, kam es durch erhöhte Temperaturen zu einer früheren Reife von Arten des Hoch- und Spätsommers. So wurden von der im August paarungsbereiten Spezies *C. laticeps* in den Jahren mit Sommerhitze (vor allem 2006) zwei Wochen früher geschlechtsreife Tiere (ab Mitte bis Ende Juli) in größerer Anzahl angetroffen. Auffällig ist auch das hohe Aufkommen von juvenilen und subadulten Sackspinnen der Art *Clubiona pallidula* im den Septemberwochen der Jahre mit Sommerhitze, während 2007 nur etwa ein Drittel an Jungtieren dieser Art vorgefunden wurden. Ein Massenvorkommen von Nymphen aus der Familie der Theridiidae während des Juni 2005 wiederholte sich 2006 und 2007 nicht. Dieses einmalige Ereignis konnte daher nicht in Zusammenhang mit den klimatischen Verhältnissen gebracht werden.

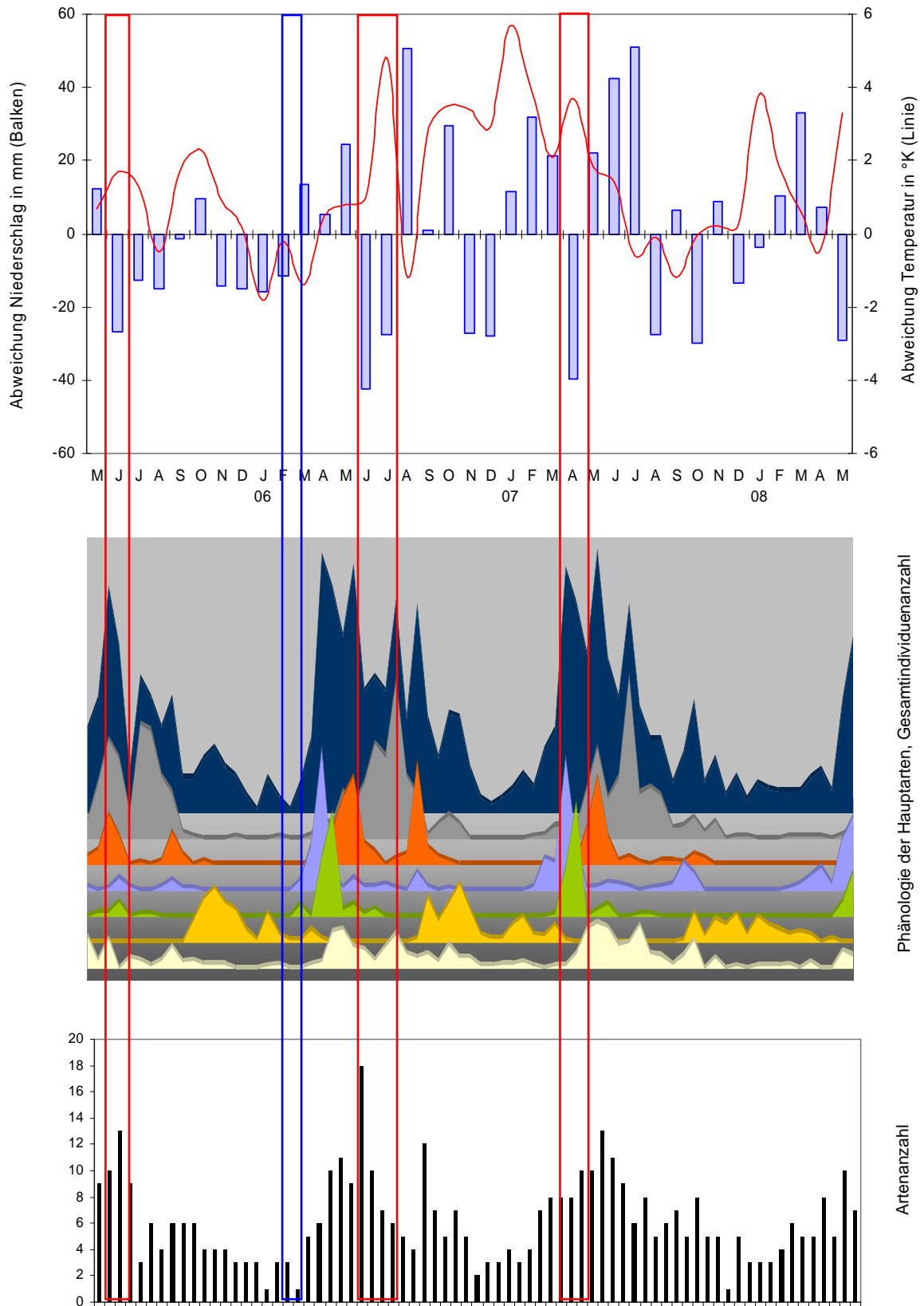


Abb. 84: Auswirkungen von Teilflut (blauer Balken), sowie Hitze und Trockenheit (rote Balken) auf die Phänologie der Hauptarten, der Arten- und Individuenanzahl der Bodenregion – beige: *P. pallidus*, orange: *C. sylvaticus*, grün: *P. lugubris*, hellblau: *T. terricola*, rot: *O. praticola*, grau: *D. concolor*, dunkelblau: Gesamtindividuenanzahl (Adulti)

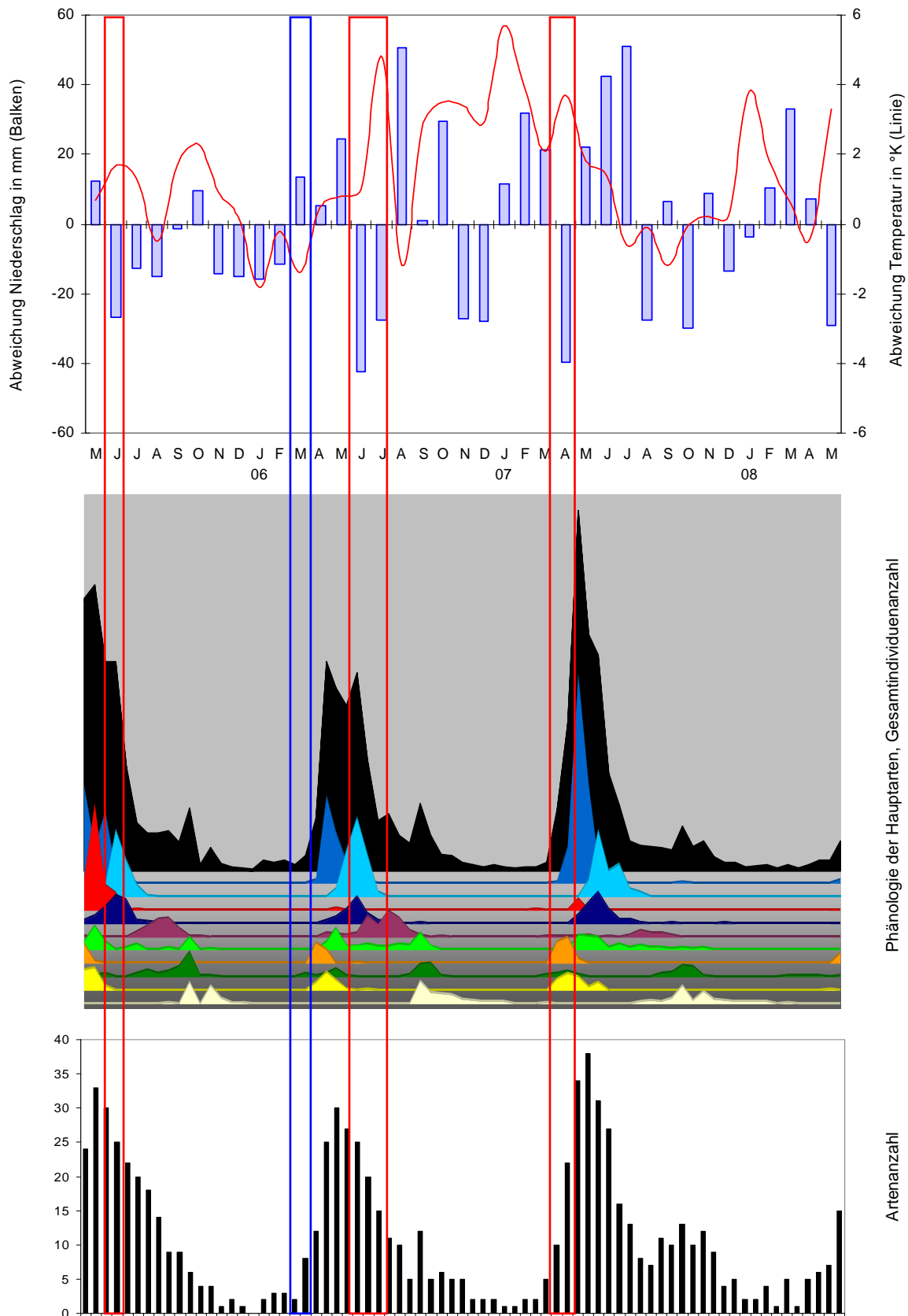


Abb. 85: Auswirkungen von Teilflut (blauer Balken), sowie Hitze und Trockenheit (rote Balken) auf die Phänologie der Hauptarten, der Arten- und Individuenanzahl der Stammregion
 – beige: *L. minutus*, gelb: *N. montana*, dunkelgrün: *T. ferruginea*, orange: *D. pusilla*, hellgrün: *O. praticola*, bordeaux-rot: *C. laticeps*, dunkelblau: *P. aureolus*, rot: *E. accuminata*, hellblau: *T. denticulata*, blau: *C. pallidula*, schwarz: Gesamtindividuenanzahl (Adulti)

FAZIT

Eine Überflutung der tiefer gelegenen Bereiche der Aue beeinträchtigte die Spinnengemeinschaft der Aue nicht. So konnte während der Flut kein Stammaufbau durch Bodenarten festgestellt werden und nach der Flut unterschieden sich die Spinnenfänge der Bodenfallen nicht von den vergleichbaren Fängen der anderen Untersuchungsjahre.

Im Unterschied zur Teilflut zeigte der niederschlagsfreie und sehr warme April 2007 deutliche Auswirkungen auf die Spinnen des Auwalds. Die Frühlings- und Frühsommerarten der Boden- und Stammregion wurden in diesem Jahr deutlich früher reif und traten außergewöhnlich zahlreich auf. Dies traf im Besonderen auf die Wolfsspinnenspezies *Trochosa terricola* und *Pardosa lugubris* innerhalb der Bodenregion und am Stamm auf die Arten *Anyphaena accentuata*, *Clubiona pallidula*, *Dictyna pusilla*, *Neriene montana* und *Theridion mystaceum* zu. Negative Auswirkungen der hohen Frühjahrstemperaturen und der Trockenheit im April 2007 konnten hingegen keine beobachtet werden.

Trockenheit in Folge geringer Niederschlagsmengen und hoher Verdunstung durch sehr hohe Temperaturen während der Sommer 2005 und 2006 resultierten insbesondere 2005 zu einem Rückgang der Artenanzahl und zu einem drastischen Einbruch der Aktivitätsdichte von am Boden lebenden Arten, wie *Diplostyla concolor* und *Palliduphantes pallidus*.

Auf die Arten der Stammregion hatte die Trockenheit und Hitze dagegen einen positiven Einfluss. Es wurden mehr Spinnen und vor allem auch mehr Nymphen als in dem vergleichsweise feuchten Sommer 2007 vorgefunden. Stenochrome Sommerarten (z.B. *Cetonana laticeps*, *Philodromus aureolus*, *Tetrax denticulata* und *Tetragnatha extensa*) wurden 2005 und 2006 früher reif als 2007 und dehnten ihre Aktivitätsperioden weiter aus.

3.2 Hochwasserschutzpolder Ingelheim

Im Polder Ingelheim wurden mit 18 Bodenfallen vom 11.10.2006 bis zum 07.05.2008 insgesamt 5339 Spinnen aus 48 Arten und 12 Familien gefangen. Vom 14.02.2007 bis zum 25.04.2007, vom 09.08.2007 bis zum 17.08.2007 und vom 06.12.2007 bis zum 03.01.2008 konnten wegen Überflutung keine Proben genommen werden. Ab 13.03.2008 bis zum Ende der Untersuchung am 07.05.2008 konnte nur ein Teil der Fallen wegen partieller Überflutung ausgewertet werden. Zusätzlich wurde mit einem Vakuumsauger vom 08.11.2006 bis zum 08.11.2007 einmal im Monat an fünf verschiedenen Stellen im Polder 119 Spinnen aus 18 Arten und sechs Familien gefangen. Insgesamt konnten im Polder 49 Spezies nachgewiesen werden.

3.2.1 Bodenfallenfänge im Polder

Dominant waren im Polder Lycosidae und Linyphiidae, subdominant Tetragnathidae und Gnaphosidae vertreten. Diese vier Familien beinhalteten 96% aller gefangenen Spinnen. Die restlichen Exemplare verteilten sich auf acht Familien (Abb. 86). Der Anteil an juvenilen Spinnen betrug 48,5%. Unter den dominierenden Familien war der Prozentsatz an Jungspinnen bei den Gnaphosidae mit 54% und den Lycosidae mit 49% gemessen am Gesamtanteil der juvenilen Spinnen als durchschnittlich zu erachten. Juvenilstadien wurden von den Tetragnathidae (11%) und Linyphiidae (7%) hingegen wesentlich weniger gefangen.

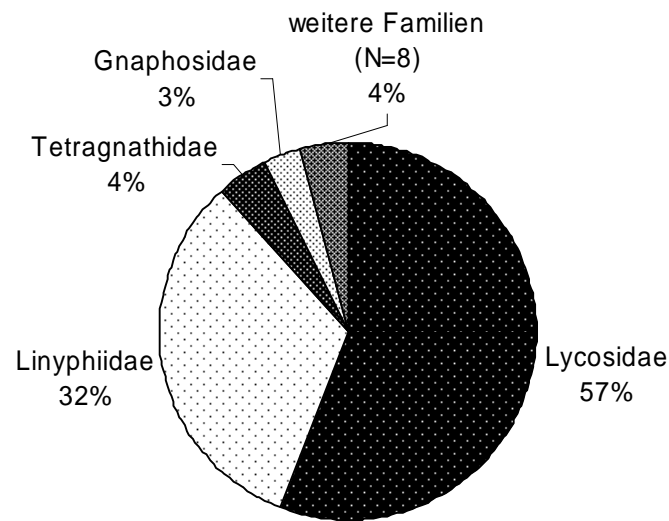


Abb. 86: Struktur der Webspinnengemeinschaft der Bodenregion im Hochwasserschutzpolder Ingelheim – prozentualer Anteil der häufigsten Familien am Gesamtfang

Zu den häufigsten Arten des Polders zählten die dominant vorkommenden Spinnen *Oedothorax apicatus*, *Pardosa agrestis* und *Trochosa ruricola*. Subdominant traten *Xerolycosa miniata*, *Erigone dentipalpis*, *Pachygnatha clercki* und *Meioneta rurestris* auf. Diese Hauptarten beinhalteten fast 80% aller adulten Spinnen (N=3594). Als Begleitarten wurden 41 Spezies eingestuft. Die prozentualen Anteile der Hauptarten am Gesamtfang wurden in Abbildung 87 dargestellt. Die relativen Häufigkeiten der Begleitarten können der Tabelle A23 im Anhang entnommen werden.

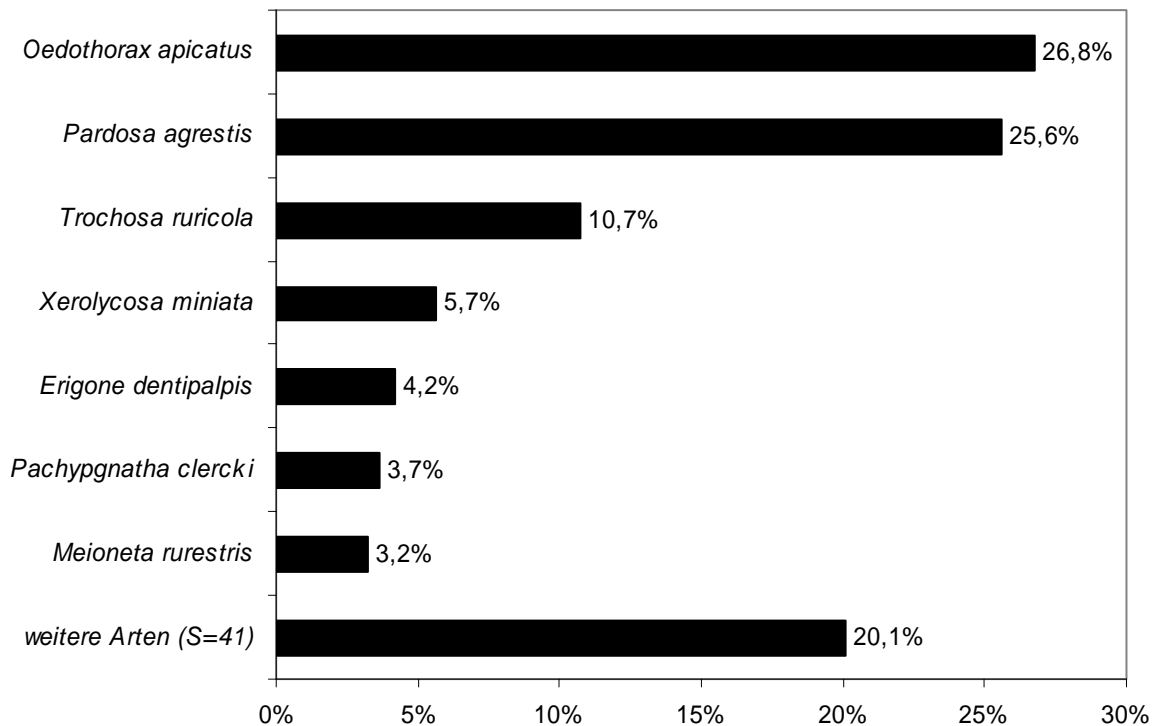


Abb. 87: Artendominanz der Webspinnen aus den Bodenfallenfängen des Polders Ingelheim

Im Polder wurden 18 Bodenfallen ausgebracht. Dies geschah in Dreiergruppen in vier Rand- und zwei Kernzonenbereichen. Die meisten Spinnenarten wurden in den Randzonenbereichen gefunden. An drei Standorten um die Kernzone herum betrug die Artenanzahl je 31 Spezies, in der Randzone Nord wurden 27 Arten nachgewiesen. Die zwei Fallengruppen der Kernzone beinhalteten 26 (Kernzone 1) bzw. 21 Spezies (Kernzone 2). Auch wiesen die jeweiligen Standorte eine unterschiedliche Artzusammensetzung und Aktivitätsdichte der jeweiligen Spezies auf. Die Anzahl an adulten Individuen lag in der Randzone bei 505 (Süd) bis 714 (Nord) Spinnen, in der Kernzone 1 bei 718 und in der Kernzone 2 bei 319 Exemplaren.

Verdeutlicht wurde die unterschiedliche Artzusammensetzung und Dominanzstruktur der einzelnen Bereiche durch die Darstellung in Form einer Clusteranalyse (Abb. 88). Die größten Distanzen ergaben sich zwischen dem inneren ökologischen Polderbereich (Cluster 1) und dessen äußerer Randzone (Cluster 2). Innerhalb der Randzone bilden die Fallengruppen Randzone West (P1-3) mit Randzone Nord (P10-12), sowie die Fallengruppen Randzone Süd (P4-6) mit Randzone Ost (P7-9) Untercluster.

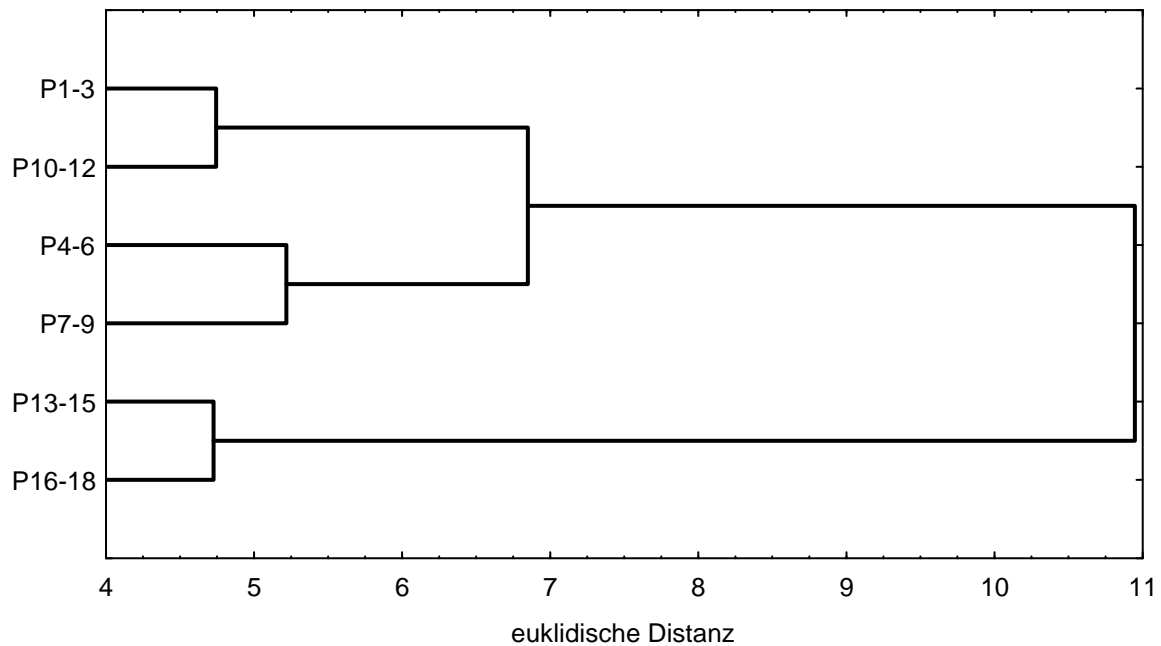


Abb. 88: Dendrogramm einer Clusteranalyse nach WARD für die Artzusammensetzung der Spinnengemeinschaft der sechs Beprobungsbereiche im Polder Ingelheim – P1-3 (Randzone West), P4-6 (Randzone Süd), P7-9 (Randzone Ost), P10-12 (Randzone Nord), P13-15 (Kernzone 1) und P16-18 (Kernzone 2)

Unter den Hauptarten bevorzugten *Meioneta rurestris* und *Oedothorax apicatus* den inneren und unbewachsenen Teil des ökologischen Polders. Diese beiden Arten waren in der dicht bewachsenen Randzone Süd dagegen selten anzutreffen. *Erigone dentipalpis* wurde in allen Bereichen gleich häufig nachgewiesen. *Pardosa agrestis* und *Pachygnatha clercki* bevorzugten die schwach bewachsenen und in Richtung der Acker gelegenen Randbereiche Nord, Ost und West des Polders und mieden die dicht bewachsene Randzone Süd, sowie den vegetationslosen inneren Bereich. Verglichen mit der hohen Anzahl an gefangenen Exemplaren in den Randzonen, wurde *Trochosa ruricola* in der Kernzone des ökologischen Polders nur selten angetroffen. Besonders deutlich waren diese Unterschiede in der Verteilung der Individuenanzahl bei *Xerolycosa miniata*. Von dieser Spezies wurden in der Kernzone signifikant weniger Exemplare als in den Randzone gefangen (U-Test nach MANN & WHITNEY; $p=0,024$). Die räumliche Verteilung der Hauptarten im Polder zeigt Abbildung 88.

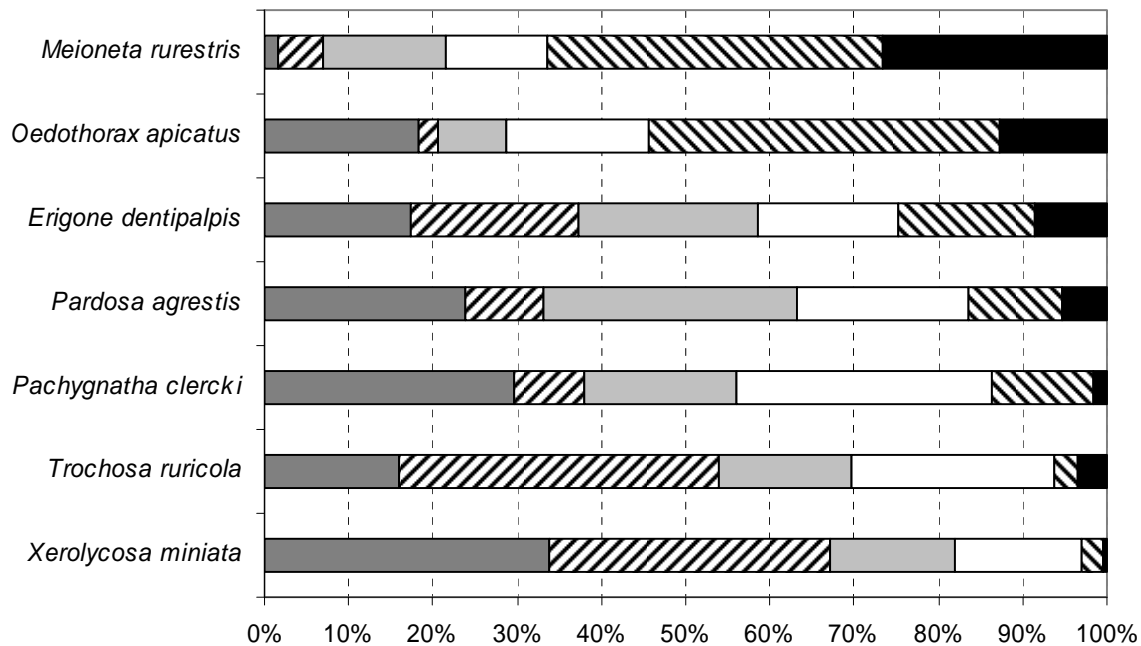


Abb. 89: Prozentuale Verteilung der Hauptarten innerhalb des Polders auf vier Rand- und zwei Kernzonenbereiche bezogen auf den Gesamtfang der jeweiligen Spezies
 – Balken von links nach rechts: Randzone West, Randzone Süd, Randzone Ost, Randzone Nord, Kernzone 1 und Kernzone 2

Die im Polder vorgefundene Spinnengemeinschaft setzte sich überwiegend aus Trockenrasen, Ruderalflächen und Äcker bewohnenden Spezies zusammen, beinhaltete aber auch viele Arten mit Schwerpunktorkommen in anderen Habitaten (siehe Abb. 90). Abgesehen von der Feuchtwiesenart *Pachygnatha clercki* erreichten diese Spezies jedoch nur geringe Dominanzwerte. Von den zehn im Polder gefangenen Arten mit Schwerpunktorkommen auf Ruderalflächen kamen die meisten (neun) in der Randzone West vor. In den anderen Breichen des Polders wurden nur jeweils fünf bis sieben, in der Kernzone 2 nur zwei dieser Arten nachgewiesen.

Der Individuenanteil der Ruderalarten war in der Randzone erheblich höher als in der Kernzone. Die meisten Exemplare der Spinnenspezies dieser Gruppe (vor allem *Trochosa ruricola*) wurden in der Randzone Süd, die wenigsten in der Kernzone 1 gefangen.

Vorzugsweise Trockenrasen bevölkernde Spezies wurden überwiegend in der Randzone Süd gefangen (sechs Arten), in der Kernzone 1 waren nur zwei dieser Arten vertreten. Während diese Artennachweise in den Kernzonen meist nur durch Einzelfunde erfolgten, erreichten die Spezies der Trockenrasen, beispielsweise *Xerolycosa miniata*, aber auch die Begleitarten *Xysticus kochi* und *Zelotes longipes* im äußeren Teil des Polders (vor allem in der Randzone Süd) erheblich größere Dominanzanteile.

Die meisten gefangenen Individuen zählten zu den Ackerarten (Abbildung 91). Darunter befanden sich die dominanten Arten *Oedothorax apicatus* und *Pardosa agrestis*, sowie die subdominanten Spezies *Erigone dentipalpis* und *Meioneta rurestris*. Sieben der acht Ackerarten waren im gesamten Bereich des Polders vertreten und stellten in den Kernzonen über 80% der gefangenen Individuen. In den Randzonen, mit Ausnahme der Randzone Süd, gehörten mehr als 60% der Spinnen dieser Gruppe an. In der Randzone Süd waren die Ackerarten nicht so häufig vertreten, ihr prozentualer Anteil lag aber immerhin noch bei 40%.

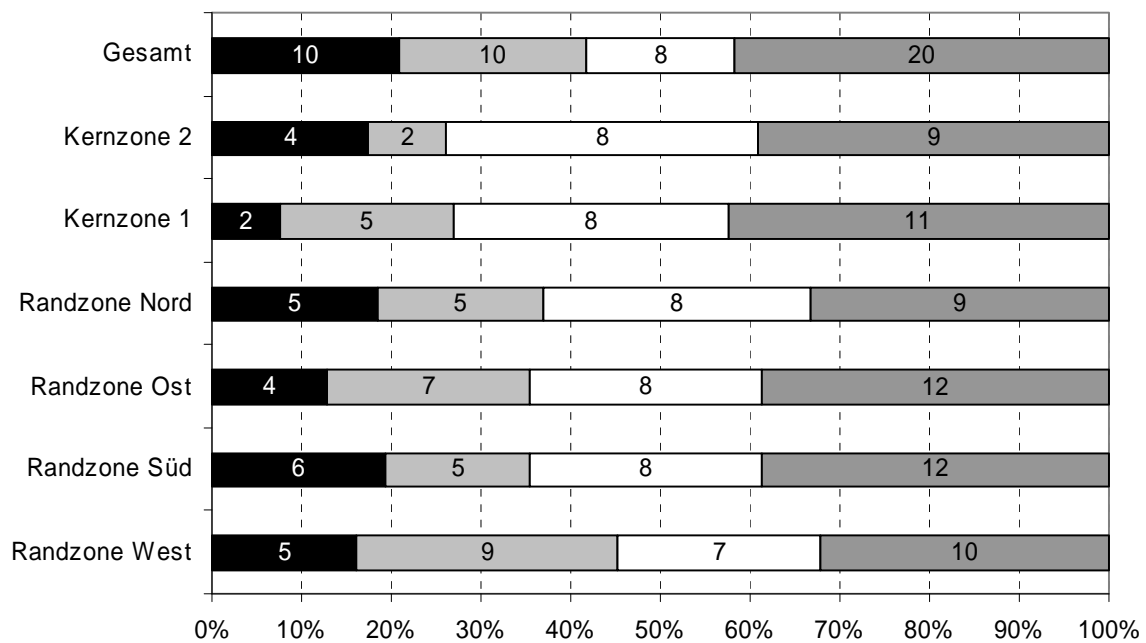


Abb. 90: Verteilung der im Polder vorgefundenen Arten nach dem Schwerpunktorkommen in Pflanzenformationen nach PLATEN et al. (1991, 1999) und KREUELS & PLATEN (2005) – Balken von links nach rechts: Trockenrasenarten, Ruderalflächenarten, Ackerarten, in sonstigen Habitaten Schwerpunktorkommen bildende Arten

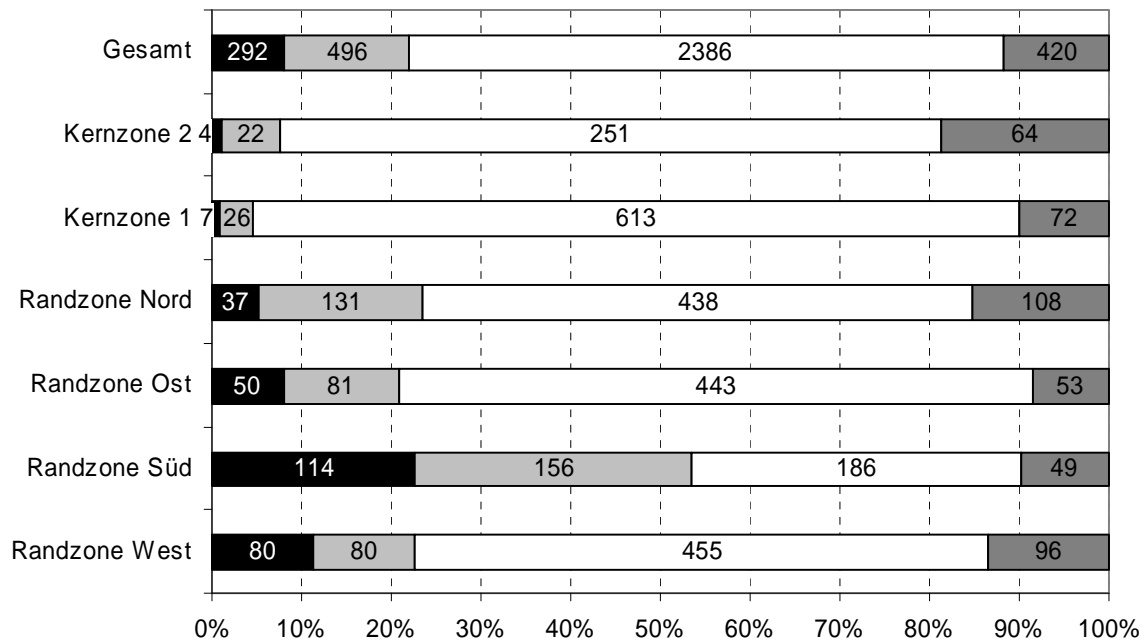


Abb. 91: Verteilung der im Polder vorgefundenen Individuen nach dem Schwerpunktorkommen in Pflanzenformationen nach PLATEN et al. (1991, 1999) und KREUELS & PLATEN (2005) – Balken von links nach rechts: Trockenrasenarten, Ruderalflächenarten, Ackerarten, in sonstigen Habitaten Schwerpunktorkommen bildende Arten

3.2.2 Fänge mit dem Vakuumsauger

Die Vakuumsaugerfänge unterschieden sich von den Bodenfallenfängen durch die geringe Anzahl von nur sechs Familien (siehe Abb. 92) und durch einen geringeren Anteil an laufaktiven Spinnen. Dafür traten vergleichsweise mehr Netze bauende Spinnen und Lauerjäger auf. Dementsprechend war der Anteil an Lycosidae mit 47% etwas niedriger, während mehr Linyphiidae (40%) und vor allem mehr Thomisidae (7%) gefangen wurden. Weiterhin konnten Vertreter der Familien der Tetragnathidae, Pisauridae und Theridiidae in geringer Anzahl erfasst werden. Andere in den Bodenfallen vertretene Familien mit zum Teil nachtaktiven Arten, wie z.B. die Gnaphosidae, konnten mit dieser Fangmethode nicht nachgewiesen werden.

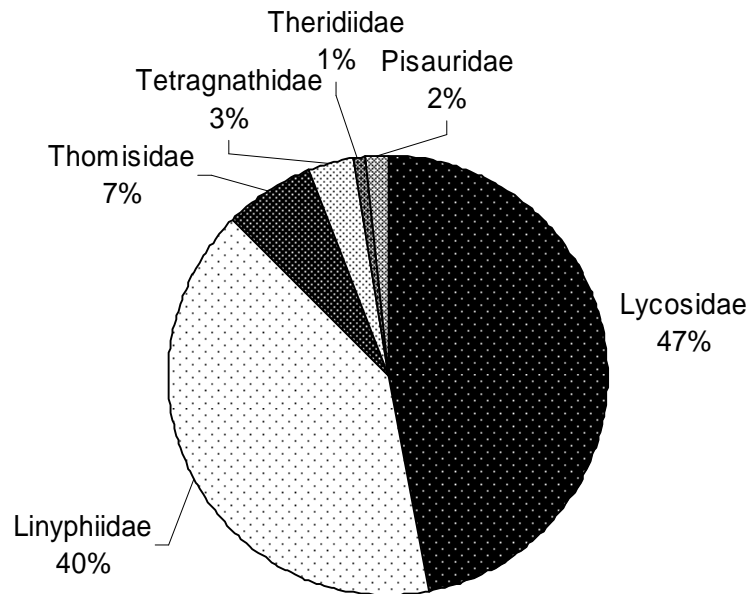


Abb. 92: Prozentuale Verteilung der Familien aus den Spinnenfängen mit dem Vakuumsauger im Polder Ingelheim

Von den 119 gefangenen Spinnen waren 79 adult (66,4%). Diese konnten 18 Arten zugewiesen werden. Von den 18 Arten wurden 17 auch mit den Bodenfallen nachgewiesen, d. h. die Artenliste des Polders konnte durch den Einsatz des Vakuumsaugers nur durch die Spezies *Frontinellina frutetorum* erweitert werden. Dominante Arten waren *Oedothorax apicatus* und *Pardosa agrestis*. Zu den subdominanten Spezies zählten *Erigone dentipalpis*, *Xerolycosa miniata*, *Xysticus kochi*, *Ozyptila simplex*, *Pachygnatha degeeri*, *Erigone atra* und *Centromerita bicolor* (Abb. 93). Bei den nachtaktiven Arten fielen die Fangzahlen sehr unterschiedlich aus. Von den großen nachtaktiven Spinnen, wie die in den Bodenfallen dominant auftretenden *Trochosa ruricola*, konnten nur zwei Exemplare mit dem Vakuumsauger gefangen werden. Die ebenfalls nachtaktiven aber sehr kleinen *O. apicatus* konnten jedoch mit dem Sauger problemlos aus ihren Verstecken heraus gesogen werden. Eine vollständige Artenliste der Spinnenfänge mit dem Vakuumsauger befindet sich im Anhang in Tabelle A24.

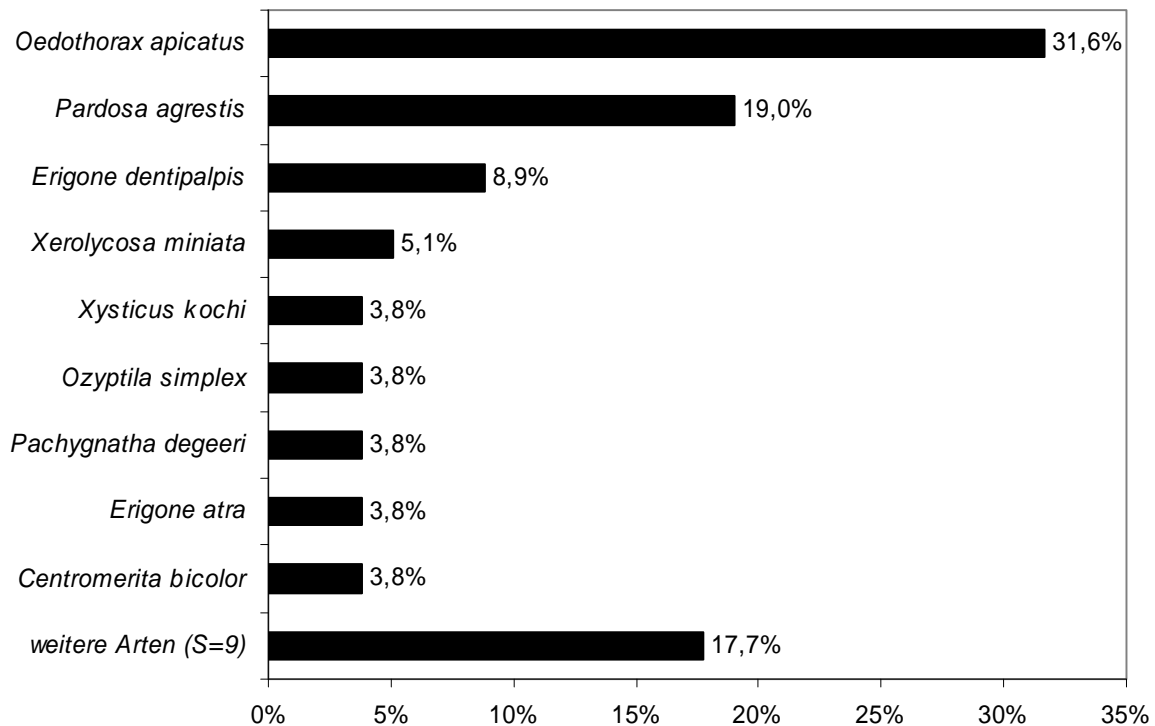


Abb. 93: Prozentuale Verteilung der Arten aus den Spinnenfängen mit dem Vakuumsauger im Polder Ingelheim

FAZIT

Im Polder Ingelheim wurden 48 Arten aus 12 Familien nachgewiesen. Zu den dominanten Familien zählten Lycosidae und Linyphiidae. Die häufigsten Arten waren *Oedothorax apicatus*, *Pardosa agrestis* und *Trochosa ruricola*. Subdominant traten *Xerolycosa miniata*, *Erigone dentipalpis*, *Pachygnatha clercki* und *Meioneta rurestris* auf. Die meisten der im Polder vorgefundenen Arten leben auf Trockenrasen, Ruderalflächen und in Äckern, wobei die Ackerarten bezüglich ihrer Individuenanzahl deutlich überwogen.

Während einige Spezies in den verschiedenen Bereichen des Polders gleich häufig auftraten (z.B. *Erigone dentipalpis*), bevorzugten andere die weitgehend bewuchslosen und extremer Trockenheit und Flut im Wechsel ausgesetzten Kernzonen (z.B. *Meioneta rurestris* und *Oedothorax apicatus*), bzw. die stärker bewachsenen Randzonen (z.B. *Trochosa ruricola* und *Xerolycosa miniata*) mit geringer Störungsintensität. Dies führte zu deutlichen Unterschieden im Dominanzgefüge und in der Zusammensetzung der Artengemeinschaften in diesen Zonen, was durch eine Clusteranalyse verdeutlicht werden konnte.

Mit 119 gefangenen Spinnen aus 18 Arten blieb die Fangleistung des Vakuumsaugers deutlich hinter den Erwartungen zurück. Das mit dieser Methode erfasste Artenspektrum

unterschied sich von dem der Bodenfallen durch die höhere Anzahl an Netzbauern und durch einen niedrigeren Anteil an großen nachtaktiven Spinnen (z.B. *Trochosa ruricola*). Kleine nachtaktive Spinnen (z.B. *Oedothorax apicatus*) konnten dagegen mit dem Sauger aus ihren Verstecken im trockenrissigen Boden herausgesaugt werden.

3.2.3 Phänologien der Arten des Polders

Im Polder Ingelheim wurde im Winter eine wesentlich höhere Artenanzahl als im Auwald festgestellt. Im Winterhalbjahr 2006/ 2007 konnten zwischen 6 und 13, im Winter 2007/ 2008 bis zur Flut im Dezember zwischen 9 und 14 Spezies je Beprobung nachgewiesen werden. Nach der Dezember-Flut mit Vereisung wurden von Januar bis März nur 4 bis 9 Arten gefangen. Ab Mitte März bis zum Ende der Untersuchung kamen nur wenige Fallen zum Einsatz, da weite Teile des Polders abermals unter Wasser standen. In diesem Zeitraum schwankte die Artenanzahl zwischen 4 und 8 Spezies. Im Sommer wurden nur in den Monaten Mai und Juni mit 17 bis 25 Arten wesentlich mehr Spezies als im Winterhalbjahr nachgewiesen. So sind bereits Anfang Mai, nach der Flut im März und der anschließenden starken Austrocknung des Polders im April, bereits 18 Arten angetroffen worden. Von Juli bis Oktober schwankte die Anzahl der Spezies zwischen 8 und 12. Der Verlauf der Artenanzahl während des gesamten Beprobungszeitraums zeigt Abbildung 94.

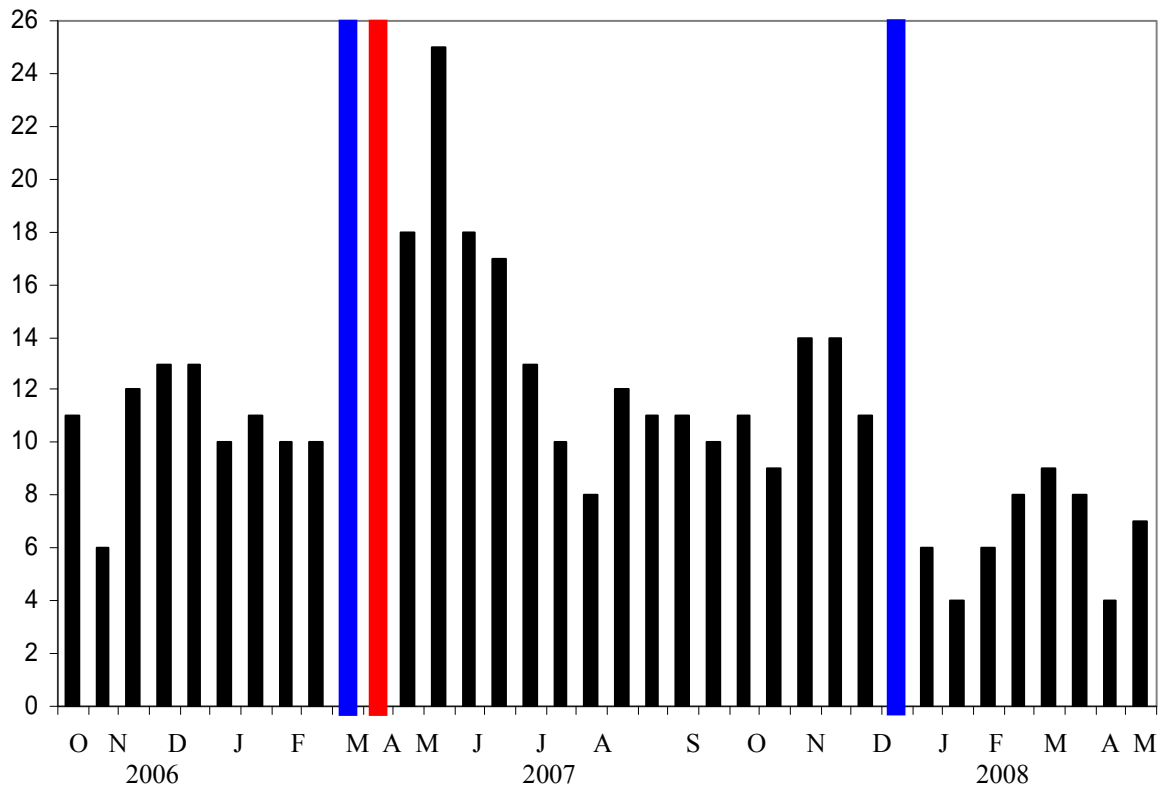


Abb. 94: Artenanzahl der Bodenfallenfänge im Polder Ingelheim während des Untersuchungszeitraums vom 11.10.2006 bis zum 09.05.2008
 – Die Anzahl der Arten wurde als schwarzer, Flut als blauer und Trockenheit als roter Balken dargestellt

Zu Beginn der Beprobung des kurz zuvor fertig gestellten Polders im Oktober 2006 konnten sehr viele Spinnen (385 Exemplare) gefangen werden. Bereits zur nächsten Leerung der Fallen fiel die Individuenanzahl auf 96 ab und schwankte bis Februar 2007 zwischen 54 und 143 Spinnen. Nach Wiederaufnahme der Beprobung Anfang Mai konnten 222 Exemplare gefangen werden. Diese Probennahme enthielt den niedrigsten Anteil an juvenilen Spinnen im gesamten Untersuchungszeitraum. Es konnten lediglich vier Jungspinnen nachgewiesen werden. Die Anzahl an Individuen stieg im Sommer weiter an. Am 07.06.2007 wurden die meisten Spinnen, 644 Exemplare, gezählt. Vor allem der Anteil an juvenilen Spinnen war während dieses Zeitraums hoch. Anfang Juli fiel die Anzahl an Spinnen auf unter 250 ab, stieg aber bereits in den nächsten zwei Wochen auf fast 400 an. Von Mitte August bis Dezember wurden zwischen 40 und 156 Exemplare gefangen. Der Anteil an juvenilen Tieren nahm dabei ab. Nach der Vereisung im Dezember wurden lediglich 16 Spinnen nachgewiesen. Die Individuenanzahl stieg allerdings bis März wieder kontinuierlich auf 87 an. Weibchen und Jungspinnen wurden jedoch 2008 nur wenige angetroffen. Im April und Mai war die Individuenanzahl durch den geringen Einsatz von Bodenfallen niedrig. Pro Falle

wurden mit etwa fünf Exemplaren aber genauso viele Spinnen wie im März gefangen. Der Verlauf der Individuenanzahl kann Abbildung 95 entnommen werden.

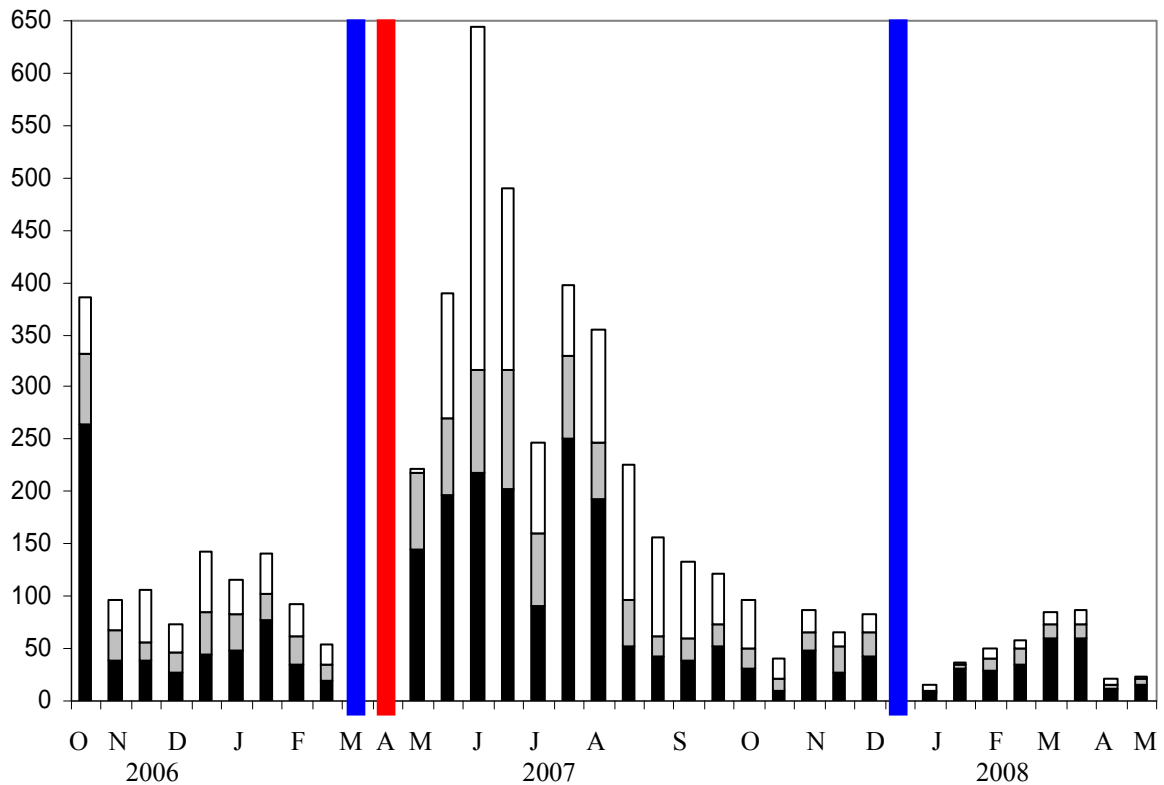


Abb. 95: Individuenanzahl der Bodenfallenfänge im Polder Ingelheim während des Untersuchungszeitraums vom 11.10.2006 bis zum 09.05.2008
 – Die Anzahl der Männchen wurde als schwarzer, die der Weibchen als graue, die der Jungspinnen als weißer, Flut als blauer und Trockenheit als roter Balken dargestellt

Die Diversität der Bodenfallenfänge nach SHANNON (Abb. 96) war von November 2006 bis Juni 2007 und von September 2007 bis Dezember 2007 mit Werten über 1,8 als hoch anzusehen. Dabei wurden die höchsten Werte der Jahre 2006 und 2007 mit 2,290 am 21.12.06 und mit 2,382 am 22.11.07 im Winter ermittelt. Niedrige Diversität (<1) ergab sich im Oktober 2006, während des Hochsommers 2007 und nach der Dezember-Flut im Januar 2008. Die Evenness nach PLOU (ebenfalls Abb. 96) ähnelte in ihrem Verlauf stark der Diversität, deren Werte sie maßgeblich mit beeinflusst. So konnte in den Zeiträumen, an denen eine hohe Diversität vorlag, auch eine ausgeprägte Gleichverteilung (Evenness $> 0,75$) der Individuen auf die einzelnen Arten festgestellt werden. Nur im Mai und Juni war die Evenness bei gleichzeitig hoher Diversität mit Werten um 0,6 als durchschnittlich anzusehen. Niedrige Evenness-Werte, bedingt durch die enorme Dominanz von *Oedothorax apicatus* bzw. *Pardosa agrestis*, führten im Oktober 2006 und im Juli/ August 2007 zu einer geringen

Diversität trotz durchschnittlicher Artenanzahl, während die geringe Diversität im Januar/Februar 2008 aus der geringen Artenanzahl resultierte.

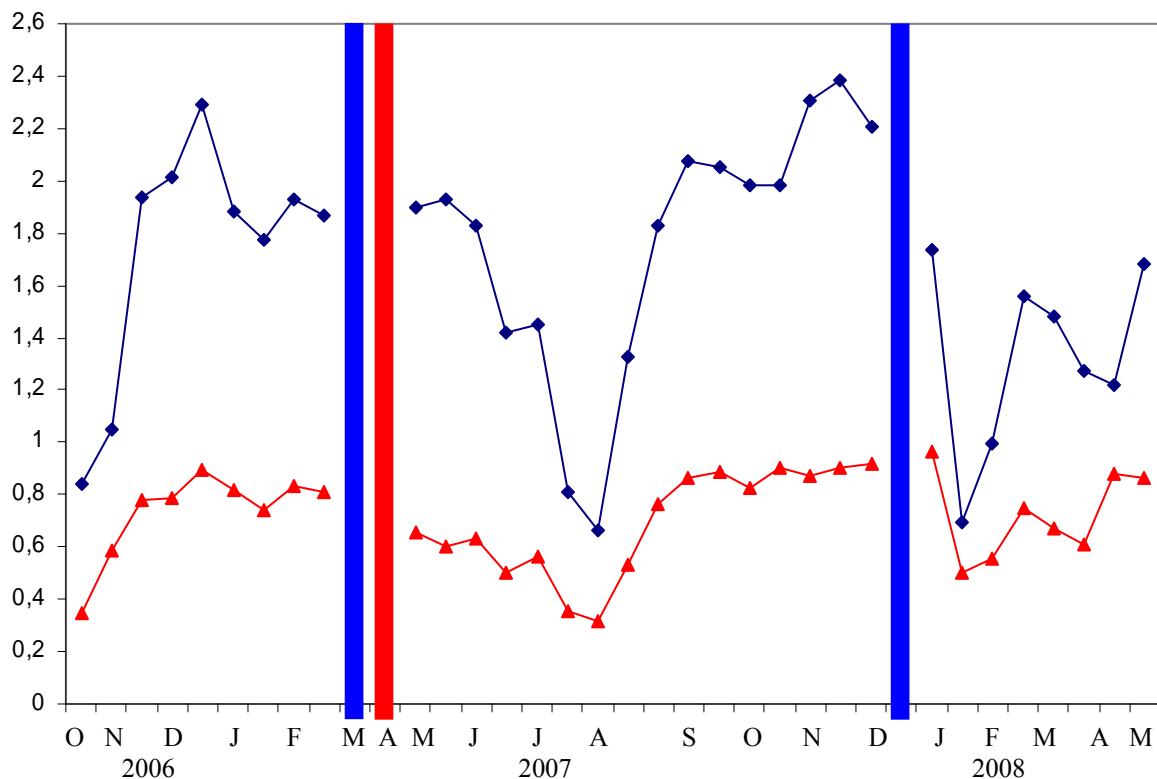


Abb. 96: Diversität nach SHANNON (blau) und Evenness nach PLOU (rot) der Bodenfallenfänge im Polder Ingelheim während des Untersuchungszeitraums vom 11.10.2006 bis zum 09.05.2008

Die Zwergspinnenart *Oedothorax apicatus* (Abb. 97) kam das ganze Jahr über adult vor. Die meisten Exemplare dieser Spezies wurden im Herbst und Sommer nachgewiesen. Kurz nach der Fertigstellung des Polders Ingelheim kam es im Oktober 2006 zu einem Massenaufreten von *O. apicatus*. Allein von Mitte bis Ende Oktober wurden 265 Spinnen dieser Art gefangen. Die Anzahl an *O. apicatus* nahm von November bis Dezember stark ab. Während des Januars und Februars 2007 wurden von der Art nur vereinzelt Weibchen gefangen. Nach der Frühjahrsflut im März und der Trockenheit und Hitze im April wurden Anfang Mai zunächst wenige *O. apicatus* nachgewiesen. Von Ende Mai bis Anfang Juni erfolgte ein starker Anstieg der Fangzahlen. *O. apicatus* wurde bis Ende Juni in großer Anzahl gefangen. Danach nahm die Anzahl dieser Spinnen wieder stark ab. Von Juli bis Dezember wurde die Art mäßig häufig angetroffen. Zu einem erneuten Massenaufreten im Oktober 2007 kam es nicht. Nach der Winterflut (Vereisung) 2007/ 2008 konnte *O. apicatus* nur noch vereinzelt gefunden werden.

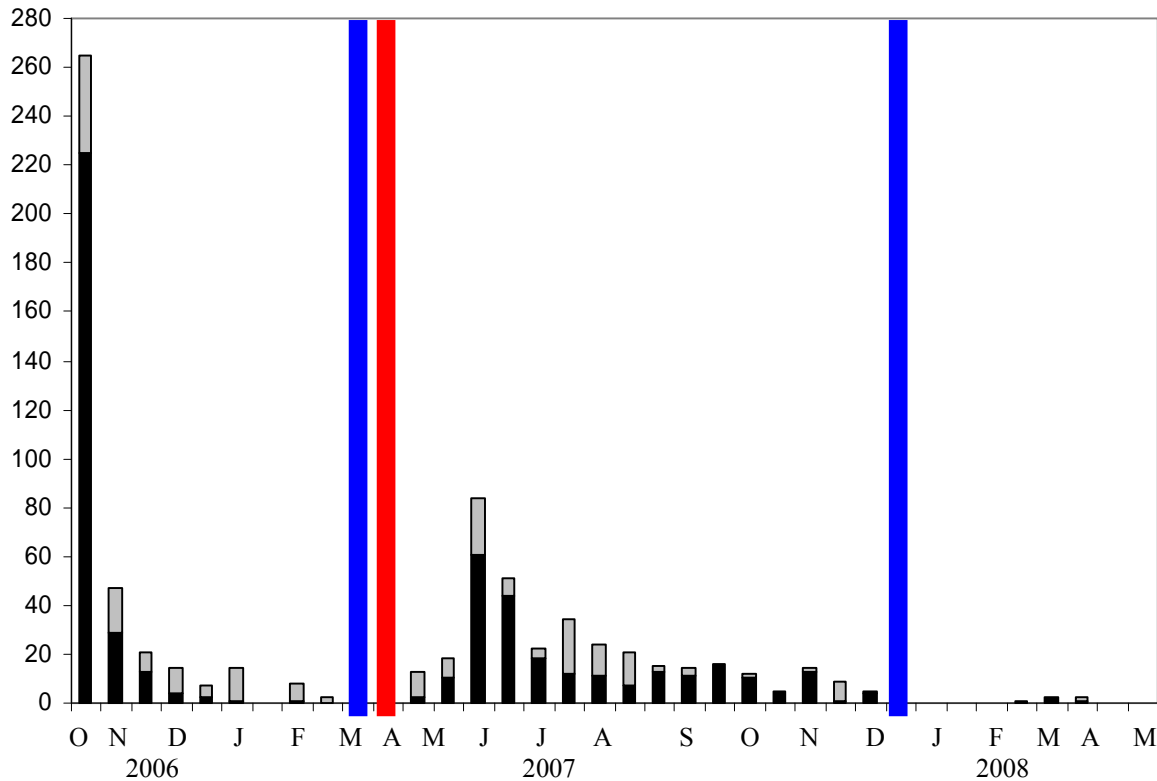


Abb. 97: Individuenanzahl von *Oedothorax apicatus* aus den Bodenfallenfängen im Polder Ingelheim von Oktober 2006 bis Mai 2008
 – Die Anzahl der Männchen wurde als schwarzer, die der Weibchen als grauer, Flut als blauer und Trockenheit als roter Balken dargestellt

Von der am zweithäufigsten im Polder nachgewiesenen Spezies *Pardosa agrestis* (Abb. 98) konnten wenige adulte Exemplare von Oktober bis November 2006 gefangen werden. Die Art war jedoch weiterhin bis zur Flut im Frühjahr 2007 durch überwinterte Subadulti vertreten. *P. agrestis* trat direkt nach der Trockenperiode häufig im Mai auf. Ab Juni wurden erstmals juvenile Spinnen der Art angetroffen. Diese Spezies erreichte ihre weitaus höchste Individuenanzahl allerdings erst während des Juli/ Anfang August. Ab Mitte August wurden nur noch wenige adulte Spinnen gefangen. Ein erneutes Aufkommen von Nymphen wurde Ende August/ Anfang September beobachtet. Ab Mitte September bis zum Ende der Untersuchung im Mai 2008 konnten nur noch vereinzelt Weibchen dieser Art nachgewiesen werden. Das zweimalige Aufkommen von Jungspinnen im Juni/ Juli und im September und die durch wenige Fänge im Juni in zwei Aktivitätsmaxima geteilte Aktivitätsperiode lässt (scheinbar) auf eine Haupt- und Nebenaktivitätsperiode schließen.

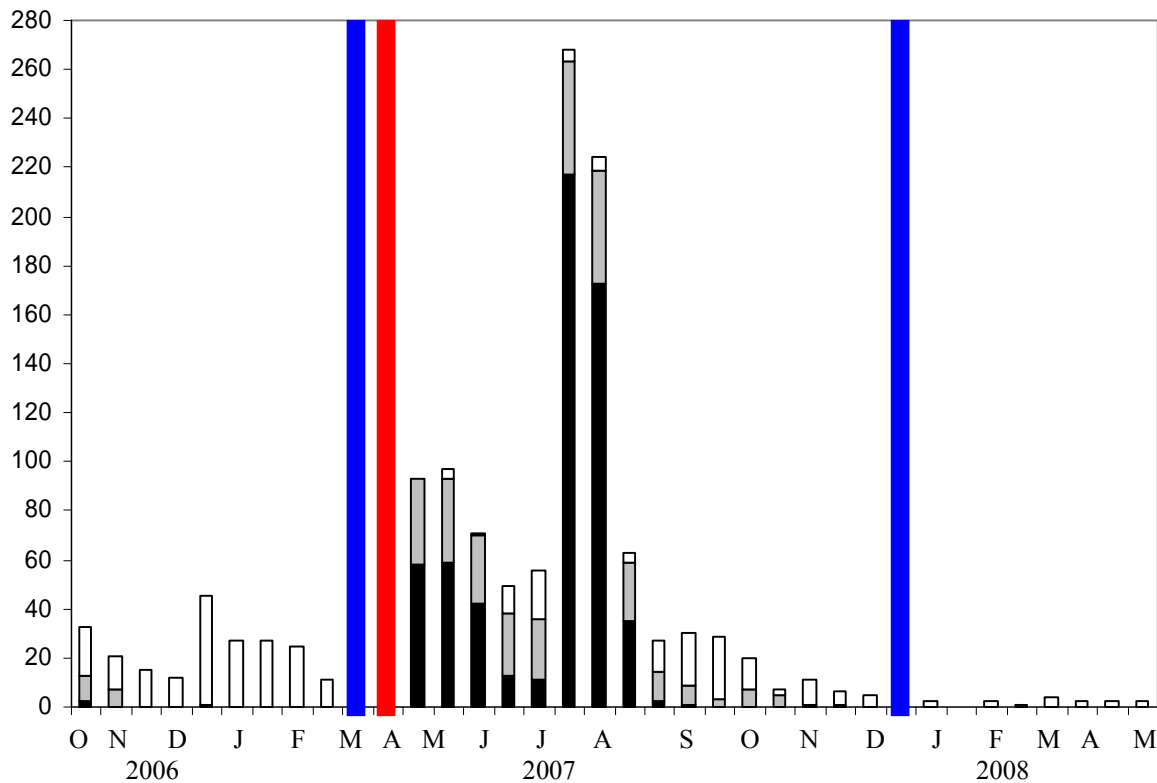


Abb. 98: Individuenanzahl von *Pardosa agrestis* aus den Bodenfallenfängen im Polder Ingelheim von Oktober 2006 bis Mai 2008
 – Die Anzahl der Männchen wurde als schwarzer, die der Weibchen als grauer, Flut als blauer und Trockenheit als roter Balken dargestellt

Trochosa ruricola (Abb. 99) wurde im Oktober 2006 recht häufig und von November bis Anfang Dezember vereinzelt adult nachgewiesen. Nach der Flut und der Trockenheit im Frühjahr 2007 wies die Art ihr Aktivitätsmaximum während des Monats Mai und zu Beginn des Junis auf. Adulti konnten bis Ende Juli nachgewiesen werden. Juvenile *T. ruricola* wurden vor allem Anfang August in großer Anzahl angetroffen. Die Nebenaktivitätsphase dieser Spezies reichte von September bis in den Oktober hinein. Von November 2007 bis Anfang Februar 2008 wurden keine *T. ruricola* gefunden. Ab Mitte Februar wurde die Art wieder adult angetroffen. Sie erreichte ihre höchste Aktivitätsdichte im März. Da von April bis Mai wegen der Teilflutung des Polders nur wenige Fallen im Einsatz waren konnten während dieser Zeitspanne nur wenige *T. ruricola* gefangen werden.

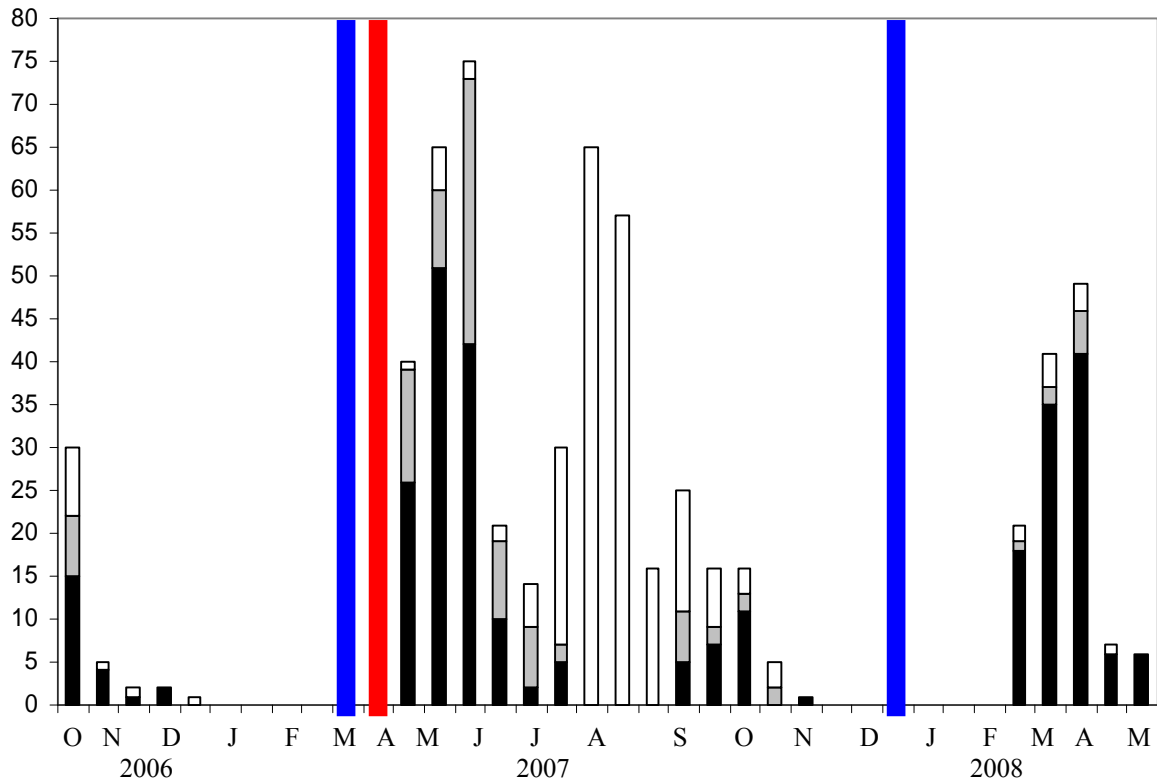


Abb. 99: Individuenanzahl von *Trochosa ruricola* aus den Bodenfallenfängen im Polder Ingelheim von Oktober 2006 bis Mai 2008
 – Die Anzahl der Männchen wurde als schwarzer, die der Weibchen als grauer, die der Jungspinnen als weißer, Flut als blauer und Trockenheit als roter Balken dargestellt

Mit der Art *Xerolycosa miniata* (Abb. 100) wurde eine weitere Lycoside adult im weiblichen und männlichen Geschlecht von Mai bis Ende Juli 2007 vorkommend nachgewiesen. Ihr Aktivitätsmaximum reichte von Mitte Mai bis Ende Juni. Jungtiere dieser Spezies konnten nur in sehr geringer Stückzahl im Frühjahr 2007 und 2008 sowie im Sommer 2007 gefangen werden.

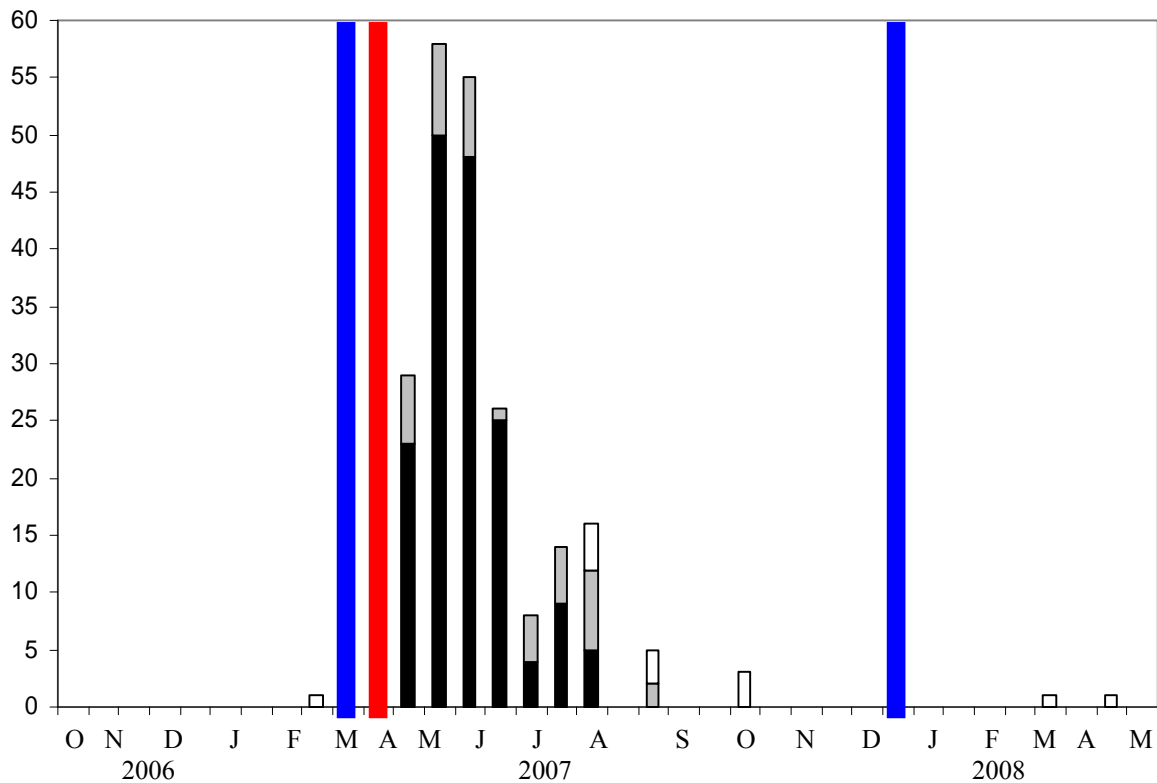


Abb. 100: Individuenanzahl von *Xerolycosa miniata* aus den Bodenfallenfängen im Polder Ingelheim von Oktober 2006 bis Mai 2008
 – Die Anzahl der Männchen wurde als schwarzer, die der Weibchen als grauer, die der Jungspinnen als weißer, Flut als blauer und Trockenheit als roter Balken dargestellt

FAZIT

Die größte Artenvielfalt wurde im Polder, wie in der Aue, in den Sommermonaten festgestellt. Allerdings waren die Unterschiede bezüglich der Arten- und Individuenanzahlen im Polder nicht so hoch wie in der Aue, da im Polder eine große Anzahl an winteraktiven Arten vorgefunden wurde. Daher lag die Diversität, bedingt durch eine hohe Gleichverteilung der Individuen auf die Arten, während des Winters oft sogar über den im Sommer ermittelten Werten. Unter den häufigsten Arten des Polders wurde *Oedothorax apicatus* das ganze Jahr über gefangen. *Xerolycosa miniata* wies im Frühsommer eine Aktivitätsperiode auf, *Trochosa ruricola* zeigte eine Hauptaktivitätsperiode im Frühsommer und eine Nebenaktivitätsperiode im Herbst. *Pardosa agrestis* zeigte eine Aktivitätsperiode von April/ Mai bis August. Allerdings ist bei dieser Art, durch besonders niedrige Fangzahlen im Juni und zwei Maxima im Mai und im Juli, eine Teilung in zwei Aktivitätsperioden (scheinbar) angedeutet.

Flut und Trockenheit hatten, je nach Jahreszeit, unterschiedliche Auswirkungen auf die Spinnenzönose des Polders. Nach der Märzflut 2007 und der anschließenden starken

Austrocknung des Polders wurden die Spinnen sofort wieder zahl- und artenreich nachgewiesen. Nach der Winterflut mit starker Vereisung des Polders 2007/2008 konnten dagegen noch Wochen nach dem Abtauen nur wenige Spinnen gefangen werden.

3.3 Rheininseln und Uferstandorte

Das aus Bodenfallenfängen der AG Prof. Dr. Alfred Seitz zur Verfügung gestellte Tiermaterial diente hauptsächlich der Einschätzung der Auswirkungen des Extremsommers 2003 auf Spinnen. Weiterhin sollte der Einfluss von Winterfluten auf das Vorkommen und die Häufigkeit dominant auftretender Arten aufgezeigt werden. Die Proben stammten von den Rheininseln Fulderaue und Winklraue sowie den Uferstandorten Gaulsheim, Ingelheim, Ingelheim „Große Heide“ und Mombach. Bearbeitet wurden insgesamt 6455 Spinnen aus 58 Arten und 13 Familien. Die Anzahl der nachgewiesenen Individuen und Arten variierte zwischen den Standorten und innerhalb der Standorte von Jahr zu Jahr zum Teil erheblich. Allen Beprobungsflächen gemein war jedoch ein Zusammenbrechen der Spinnenpopulationen während des Extremsommers 2003.

Da die Anzahl der Fallengänge und die Anzahl der eingesetzten Fallen pro Standort und Beprobungsjahr variierten, wurde die Anzahl an Spinnen in Individuen pro Falle einer Leerung angegeben. Dadurch wurden die Daten der unterschiedlichen Standorte und Jahre vergleichbar. Die Fangtermine und die absoluten Fangzahlen befinden sich im Anhang in den Tabellen A4 bis A7 und A25 bis A31.

3.3.1 Rheininseln

Auf den Rheininseln Fulderaue und Winklraue wurden von 2000 bis 2005 3138 Webspinnen aus 43 Arten und 13 Familien gefangen. Davon entfielen 1107 Spinnen aus 26 Arten und 10 Familien auf den Standort Fulderaue Ost und 917 Exemplare aus 29 Arten und 9 Familien auf den Standort Fulderaue West. Auf der Winklraue wurden 1114 Spinnen aus 29 Arten und 9 Familien nachgewiesen.

Der Verlauf der Artenanzahl von 2000 bis 2005 zeigte an allen Inselstandorten ähnliche Tendenzen (siehe Abbildung 101). Die Anzahl an Arten fiel in der Fulderaue Ost von 18 im Jahr 2000 kontinuierlich bis auf 6 im Hitzejahr 2003 ab. Danach stieg die Artenanzahl von 9 (2004) auf 12 Spezies im Jahr 2005 an. Am Standort Fulderaue West fiel die Artenanzahl von 18 (2000) auf 3 (2003), stieg 2004 auf 8 und 2005 auf 9 Spezies an. Auf

der Winklerauae fiel die Artenanzahl von 19 (2000) auf 6 (2003), im Jahr 2004 blieb die Anzahl an Arten konstant bei 6 und stieg im folgenden Jahr auf 10 an.

Im Jahr 2000 wurden in den Proben des Standorts Fulderauae Ost durchschnittlich 8,4 Spinnen, in der Fulderauae West 10,3 Exemplare und auf der Winklerauae 8 Individuen pro Falle eines Fallenganges gezählt. Im nächsten Jahr fiel die Anzahl an Tieren auf 6,5 in der Fulderauae Ost, 4,7 in der Fulderauae West und 4,6 in der Winklerauae ab. Im Jahr 2002 sank die Individuenanzahl pro Falle auf der Fulderauae Ost auf 6,2 Spinnen und auf der Fulderauae West auf 2,6 weiter ab. Der Standort Winklerauae verzeichnete dagegen im gleichen Jahr einen Anstieg auf 8,7 Spinnen. Im Hitzejahr 2003 wurden an allen Standorten sehr wenige Spinnen gefangen. Es waren 2,9 Exemplare auf der Fulderauae Ost, 1,2 auf der Fulderauae West und 3,1 auf der Winklerauae. Nach 2003 stiegen die Zahlen wieder an. In der Fulderauae Ost wurden 4,9, in der Fulderauae West 2,5 und auf der Winklerauae 4,9 Individuen gezählt. Im letzten Untersuchungsjahr fiel die Anzahl der Spinnen an allen Standorten wieder ab. Es wurden in der Fulderauae Ost 3,6 Exemplare, in der Fulderauae West 1,9 Tiere und 1,4 Individuen auf der Winklerauae gefangen. Der Verlauf der Individuenanzahl pro Falle und Fallengang auf den Rheininseln wurde in Abb. 102 dargestellt.

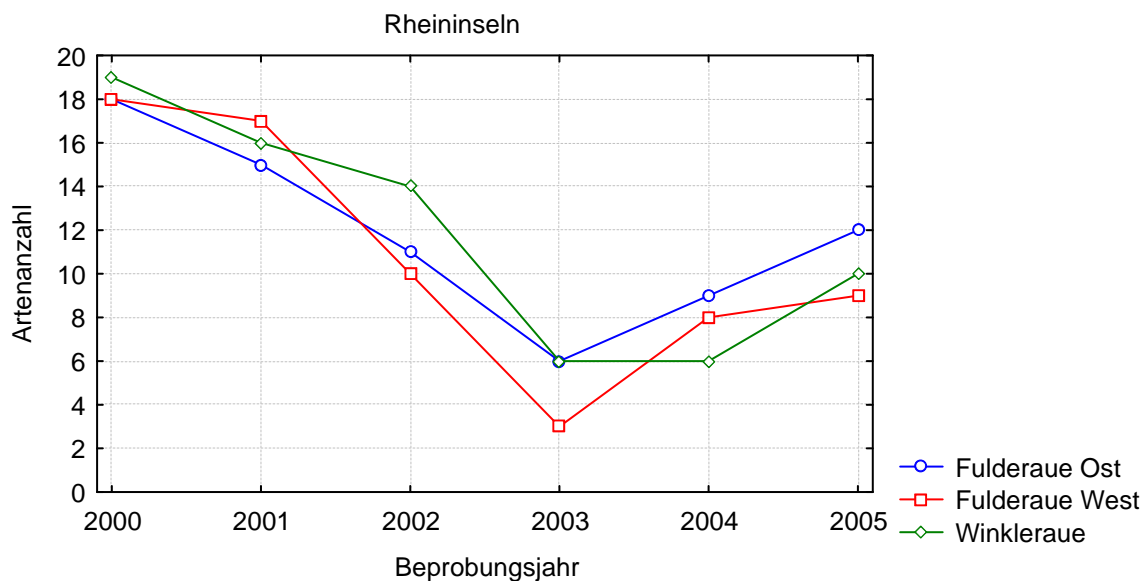


Abb. 101: Verlauf der Artenanzahl auf den Rheininselstandorten Fulderauae Ost (blau), Fulderauae West (rot) und Winklerauae (grün)
– bis in das Hitzejahr 2003 ist ein deutlicher Rückgang an Arten erkennbar. Danach steigt die Artenvielfalt wieder an.

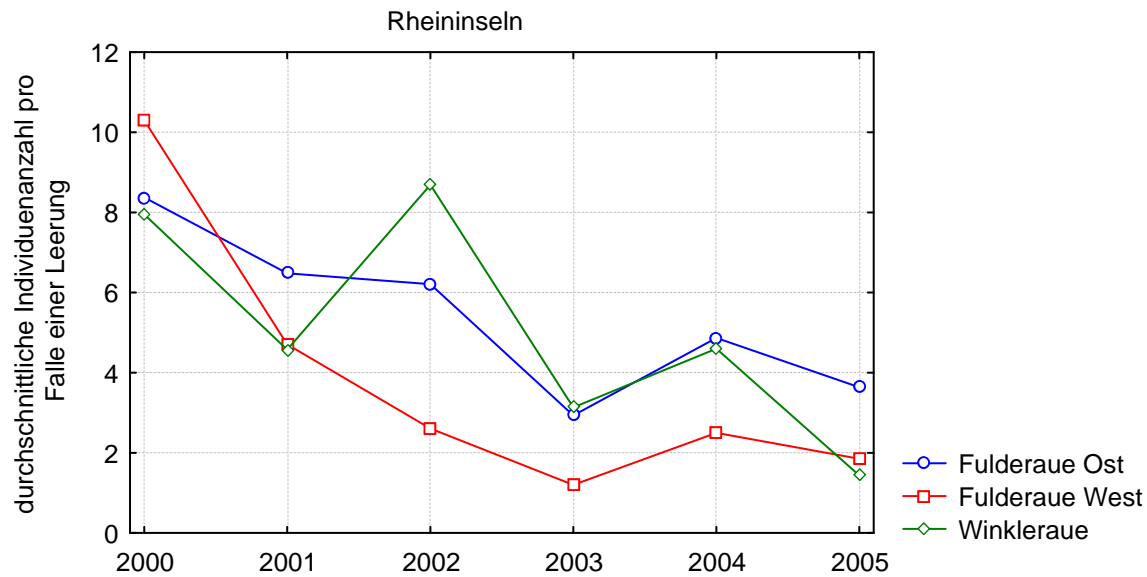


Abb. 102: Verlauf der durchschnittlichen Individuenanzahl pro Falle einer Leerung auf den Rheininselstandorten Fulderaue Ost (blau), Fulderaue West (rot) und Winklerau (grün)

Zu den Hauptarten der Fulderaue Ost (Hartholz) (Abb. 103) zählten von 2000 bis 2005 die Spezies *Diplostyla concolor*, *Ozyptila praticola* und *Tenuiphantes tenuis*. Die als „überwiegend hygrophil“ klassifizierte *D. concolor* war mit Ausnahme von 2003 die häufigste Art. Sie trat in den Jahren 2000 bis 2002 und 2004 eudominant, mit durchschnittlich 3,1 (2004) bis 5,28 (2000) Individuen pro Falle eines Beprobungsganges auf. Im Extremsommer 2003 wurden dagegen von *D. concolor* nur 0,6 Exemplare gefangen. Rückgänge der Individuenanzahl dieser Spezies wurden aber auch 2001 und 2005 verzeichnet. Bei den übrigen Hauptarten handelte es sich um „überwiegend xerophile“ Arten. *O. praticola* war von 2000 bis 2002 die zweithäufigste Spezies. Sie verzeichnete 2002 allerdings einen erheblichen Rückgang an Exemplaren pro Falle und wurde ab 2003 in ihrer Anzahl von *T. tenuis* übertroffen.

In der Fulderaue West (Weichholz) (Abb. 104) war *Diplostyla concolor* von 2000 bis 2005 die häufigste Art. Eudominant kam die Art jedoch nur im Jahr 2000 (4,5 Individuen pro Falle) vor. Abgesehen von 2003 betrug die Anzahl an gefangenen *D. concolor* ab 2001 zwischen 0,97 und 1,5 Spinnen. Im Extremsommer waren es nur 0,33 Tiere. In der Fulderaue West war der Anteil „hygrophiler/ -bionter“ Spezies und der von Pionierarten unter den Hauptarten (abgesehen von 2003) vergleichsweise hoch. Zu nennen sind *Pirata hygrophilus*, *Pirata piraticus* und *Pachygnatha clercki*, sowie die Pionierspezies *Erigone atra* und *Oedothorax retusus*. Xerophilere Arten traten 2001 und ab 2003 subdominant auf, erreichten aber keine hohe Individuenanzahl.

Die Art *Diplostyla concolor* stellte auch auf der Winklerae (Weichholz) (Abb. 105) von 2000 bis 2005 die meisten Individuen. Eudominant trat sie hier nur 2002 mit 6,04 Exemplaren pro Falle auf. Euryöke und xerophilere Spezies beinhalteten einen Großteil der Hauptarten. Vor 2003 wurden die als hygrophil/ -biont klassifizierten Arten *Pachygnatha clercki* (2000) und *Bathyphantes nigrinus* (2002) subdominant nachgewiesen, 2003 und 2005 wurde die xerophile/ -bionte Art *Troxochrus scabriculus* (forma *cirrifrons*) subdominant angetroffen. Während des Extremsommers 2003 zählten, abgesehen von *D. concolor*, nur xerophilere bis xerobionte Spezies zu den Hauptarten.

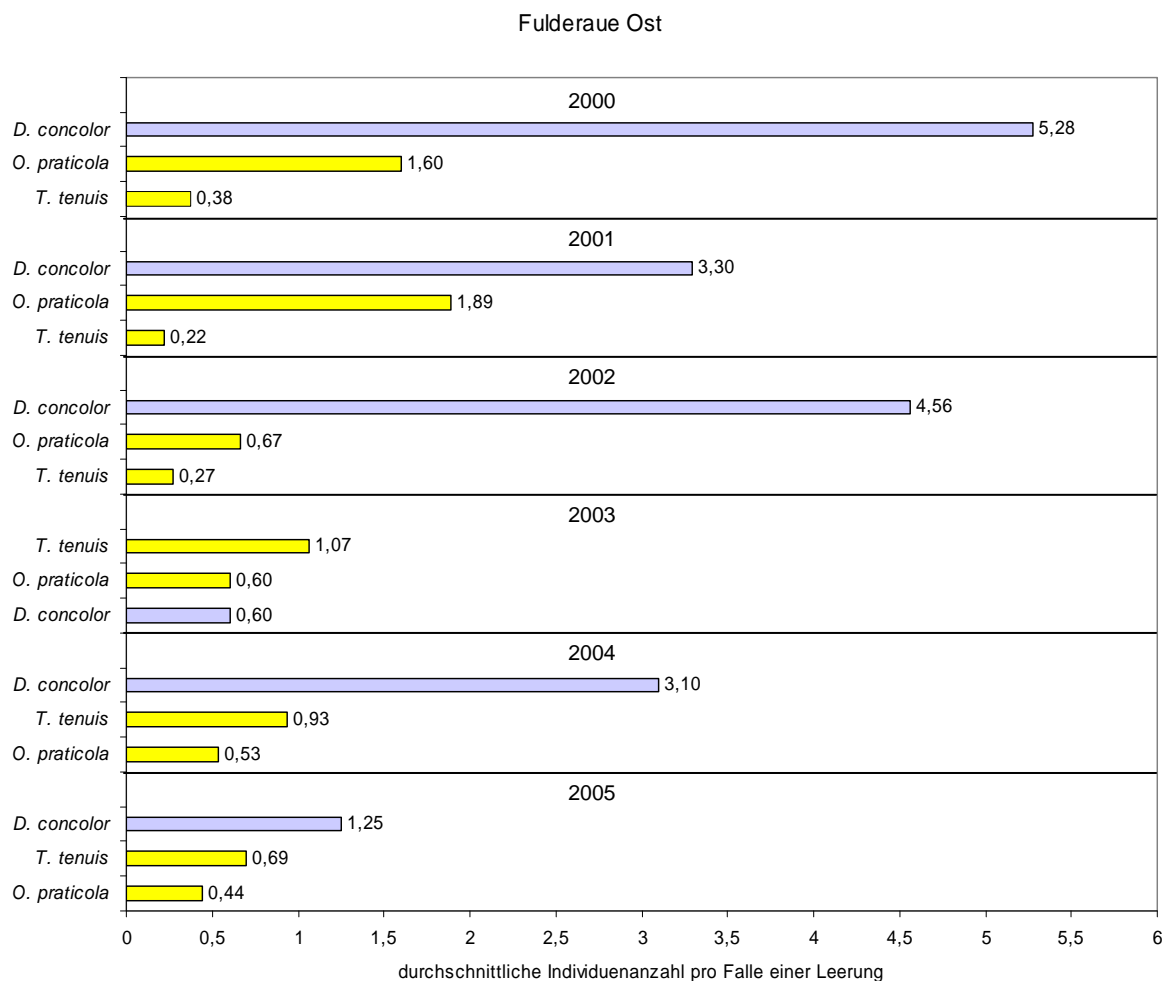


Abb. 103: Durchschnittliche Individuenanzahl pro Falle einer Leerung der Hauptarten in den Jahren 2000 bis 2005 am Standort Fulderaue Ost
 – Feuchtepräferenz nach PLATEN et al. (1991, 1999) und KREUELS & PLATEN (2005) (gelb: überwiegend xerophil, hellblau: überwiegend hygrophil)

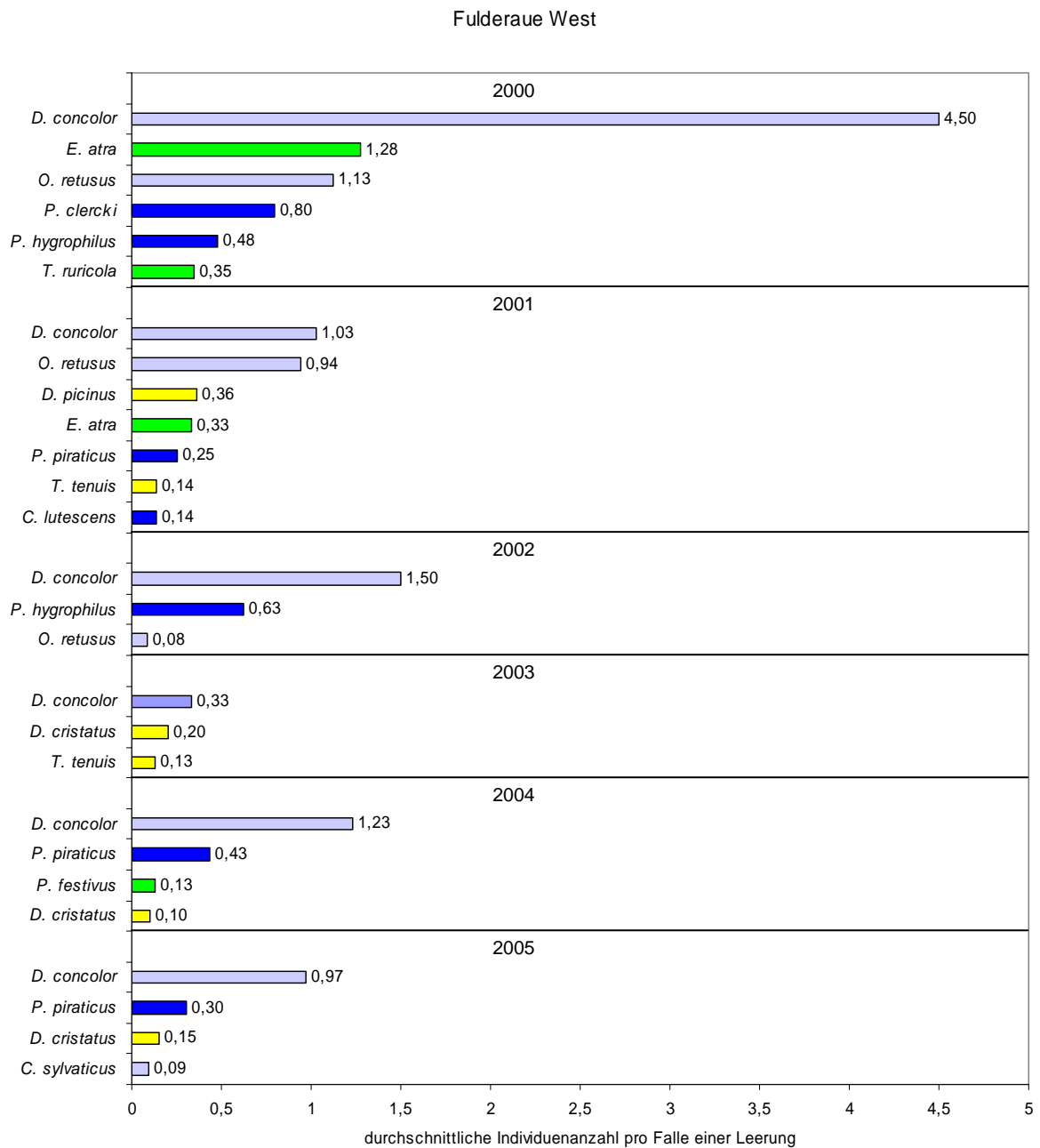


Abb. 104: Durchschnittliche Individuenanzahl pro Falle einer Leerung der Hauptarten in den Jahren 2000 bis 2005 am Standort Fulderaue West
– Feuchtepräferenz nach PLATEN et al. (1991, 1999) und KREUELS & PLATEN (2005) (gelb: überwiegend xerophil, grün: euryök, hellblau: überwiegend hygrophil, dunkelblau: hygrophil/ -biont)

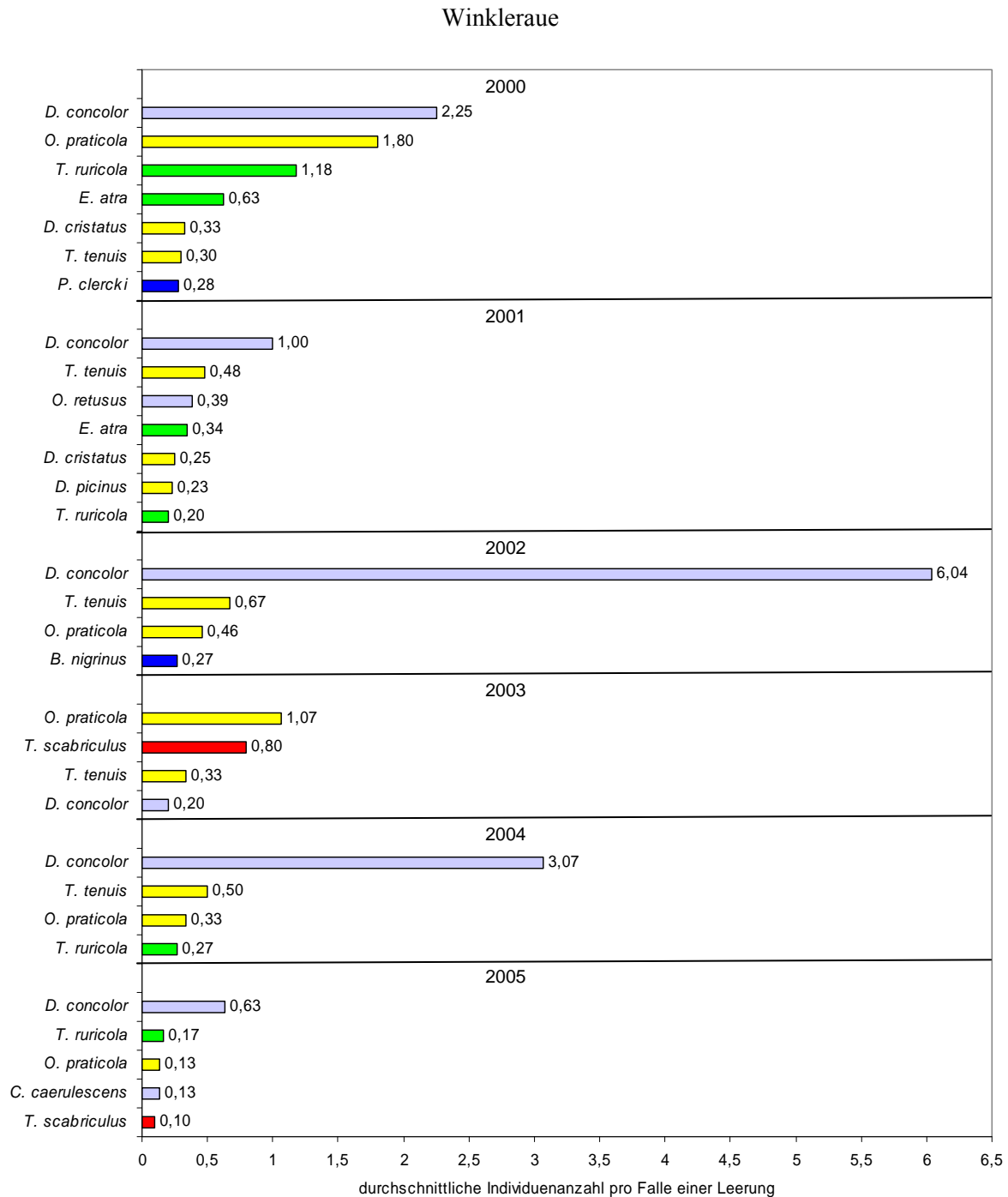


Abb. 105: Durchschnittliche Individuenanzahl pro Falle einer Leerung der Hauptarten in den Jahren 2000 bis 2005 am Standort Winklerau
 – Feuchtepräferenz nach PLATEN et al. (1991, 1999) und KREUELS & PLATEN (2005)
 (rot : xerophil/ -biont, gelb: überwiegend xerophil, grün: euryök, hellblau: überwiegend hygrophil, dunkelblau: hygrophil/ -biont)

3.3.2 Uferstandorte

Die Proben der Uferstandorte enthielten insgesamt 3317 Spinnen aus 44 Arten und 10 Familien. Im Unterschied zu der Untersuchung auf den Inseln, begann die AG Prof. Dr. Seitz im Jahr 2000 die Datenaufnahme an den Ufern mit nur einer Beprobungsfläche, dem Standort Ingelheim. Dort wurden bis einschließlich 2005 1772 Spinnen aus 26 Arten und 7 Familien gesammelt. Im nächsten Jahr wurde die Probennahme auf den Standort Ingelheim „Große Heide“ ausgeweitet. Auf dieser Fläche konnten von 2001 bis 2005 814 Spinnen aus 21 Arten und 8 Familien gefangen werden. Von 2002 bis 2005 wurden darüber hinaus die Ufer von Gaulsheim und Mombach beprobt. In Gaulsheim konnten insgesamt 438 Spinnen aus 26 Arten und 7 Familien und in Mombach 293 Spinnen aus 24 Arten und 7 Familien nachgewiesen werden.

Von 2000 bis 2002 wurde in Ingelheim ein stetiger Rückgang an Spinnenarten von 18 über 15 auf 12 Spezies verzeichnet. In Ingelheim „Große Heide“ stieg die Artenanzahl hingegen von 13 im Jahr 2001 auf 16 im Jahr 2002 an. Nach 2002 zeigten die Kurven der Artenanzahlen aller vier Beprobungsflächen sehr ähnliche Verläufe. Im Hitzejahr 2003 wurden die wenigsten Spezies (Minimum: 2 Arten in Ingelheim „Große Heide“) gefangen. Nach 2003 stieg die Artenzahl wieder kontinuierlich an, 2005 wurden zwischen 8 (Ingelheim „Große Heide“) und 15 (Mombach) Spezies nachgewiesen. Der Verlauf der Artenanzahl ist aus der Abbildung 106 ersichtlich.

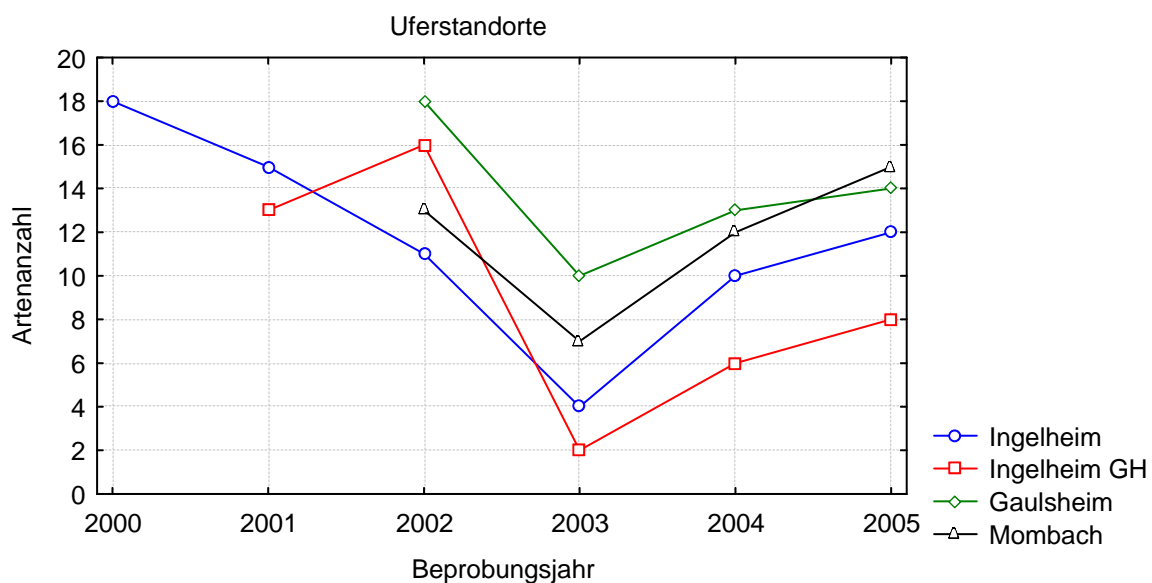


Abb. 106: Verlauf der Artenanzahl an den Uferstandorten Ingelheim (blau), Ingelheim „Große Heide“ (rot), Gaulsheim (grün) und Mombach (schwarz)
– 2003 wurden an allen Standorten die wenigsten Spezies nachgewiesen.

Die Ingelheimer Untersuchungsflächen wiesen vor 2002 eine hohe Anzahl an Spinnen auf. Am Standort Ingelheim wurden 16,5 im Jahr 2000 und 18,8 Exemplare im Jahr 2001 gefangen. Von 2002 an fiel die Anzahl an Spinnen kontinuierlich von 9,8 auf 3 Exemplare im Jahr 2005 ab. In Ingelheim „Große Heide“ konnten 2001 noch 16,1 Spinnen gezählt werden, hier fiel die Individuenanzahl stetig pro Falle auf 0,4 Spinnen ab. Im Jahr 2005 stieg die Anzahl der gefangenen Exemplare wieder auf 1,7 Tiere an. Am Standort Gaulsheim schwankte die Individuenanzahl von 2002 bis 2005 nur geringfügig zwischen 2,2 (Minimum im Jahr 2004) und 4,1 (Maximum im Jahr 2005). In Mombach wurden 2002 und 2003 zwischen 1,3 und 1,4 Spinnen pro Falle gefangen, in den Jahren 2004 und 2005 waren es 3,1 bzw. 3,3 Exemplare. Der Verlauf der Individuenanzahlen der Uferstandorte ist der Abbildung 107 zu entnehmen.

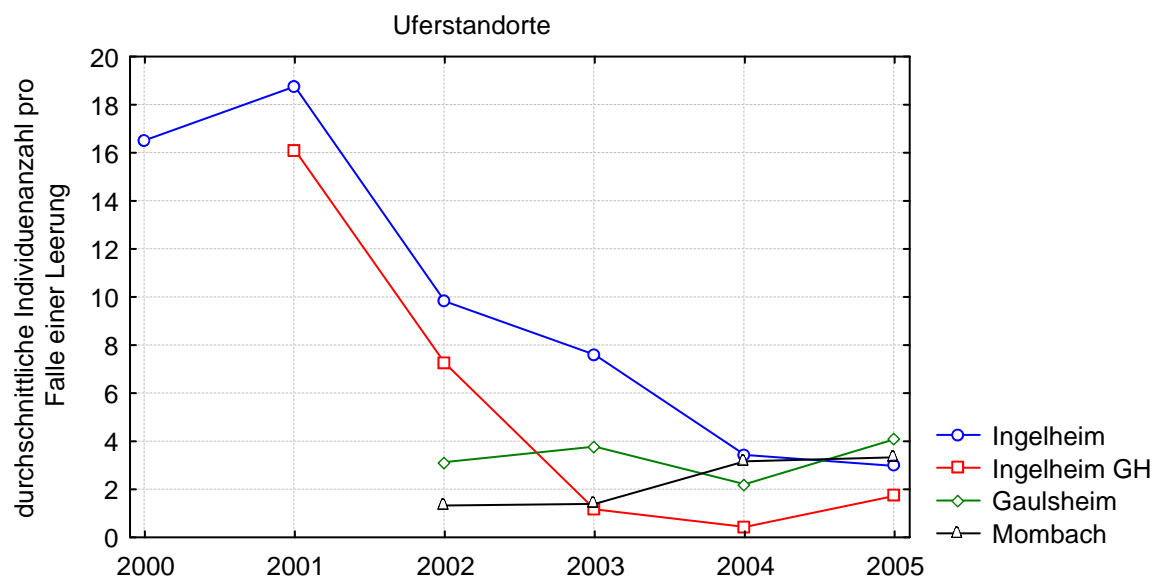


Abb. 107: Verlauf der Individuenanzahl an den Uferstandorten Ingelheim (blau), Ingelheim „Große Heide“ (rot), Gaulsheim (grün) und Mombach (schwarz)
– die hohe Anzahl an Spinnen der Ingelheimer Standorte vor 2003 konnte nach 2003 nicht wieder erreicht werden

Am Standort Ingelheim (Abb. 108) dominierten von 2000 bis 2004 an Feuchte angepasste Arten. Besonders hoch war 2000 die Anzahl an *Pirata piraticus* (7,4 Exemplare) und von 2001 bis 2003 die Anzahl an *Allomengea vidua* mit 4,6 (2002) bis 10,2 Spinnen im Jahr 2001. Im Jahr 2000 wurden wahrscheinlich nur wenige *A. vidua* erfasst, da in der Hauptaktivitätszeit im August in diesem Jahr nicht beprobt wurde. Ab 2004 wurden nur noch verhältnismäßig wenige *A. vidua* (0,2 bis 0,6) gefangen. Weiterhin traten Pionierarten der Gattung *Oedothorax* (*O. retusus* mit 3 Spinnen im Jahr 2000 und *O. apicatus* mit 0,7 Spinnen

im Jahr 2002) und die euryöke Spezies *Trochosa ruricola* häufig auf. *Diplostyla concolor* war 2000 mit 1,3 Individuen vertreten, 2002 und 2003 war diese Art nicht zu den Hauptarten gehörig. Erst ab 2004 wurde sie, durch den starken Rückgang an Individuen anderer Spezies, zur häufigsten Art am Standort Ingelheim (0,8 Exemplare) und verdoppelte 2005 fast ihre Individuenanzahl auf 1,4 Spinnen pro Falle eines Fallenganges.

Die Beprobungsfläche Ingelheim „Große Heide“ (Abb. 109) wies vor 2003 eine sehr ausgeglichene Dominanzstruktur auf. Allerdings wurden, im Verhältnis zu anderen Standorten, sehr wenige Spinnen gefangen. Zu den Hauptarten zählten die „hygrophilen/ -bionten“ Arten *Bathyphantes nigrinus*, *Pachygnatha clercki* und *Pirata piraticus*, die „weitgehend hygrophilen“ Arten *Diplostyla concolor*, *Pardosa lugubris* und *Oedothorax retusus* und die euryöken Spezies *Bathyphantes gracilis*, *Erigone atra* und *Trochosa ruricola*. In den Jahren 2003 und 2004 zählten keine hygrophilen/ -bionten und keine weitgehend hygrophilen Spezies zu den Hauptarten, erst ab 2005 nahm die Anzahl an *D. concolor* und *P. lugubris* wieder zu.

Am Standort Gauslsheim (Abb. 110) zählten 2002 die „hygrophilen/ -bionten“ Spezies *Pachygnatha clercki*, *Allomengea vidua*, *Bathyphantes nigrinus*, *Clubiona lutescens* und die „überwiegend hygrophilen“ Spezies *Diplostyla concolor* und *Oedothorax apicatus* zu den Hauptarten. Neben diesen Arten, kamen aber auch die „überwiegend xerophilen“ Spezies dominant *Ozyptila praticola* und *Tenuiphantes tenuis* subdominant vor. Im Jahr 2003 wurde nur *T. tenuis* und die „xerophile/ -bionte“ Art *Pardosa agricola* nachgewiesen. 2004 wurde nur eine „hygrophile/ -bionte“ Art, *P. clercki*, subdominant nachgewiesen. Zu den häufigsten Spezies zählten *D. concolor*, *O. praticola* und *T. tenuis*, sowie die euryöken Arten *Trochosa ruricola* und *Pardosa prativaga*. Im folgenden Jahr 2005 dominierte *D. concolor*. Pro Falle einer Leerung wurden durchschnittlich 2,1 Individuen der Art gefangen. Die zweithäufigste Spezies *T. tenuis* erreichte 0,4 Exemplare. In geringerer Anzahl wurden die euryöken Arten *Phrurolithus festivus* (0,2 Individuen) *Pardosa amentata* (0,1 Spinnen) und die „hygrophilen/ -bionten“ Spezies *B. nigrinus* und *Ozyptila simplex* vorgefunden.

Die häufigste Art am Mombacher Rheinufer (Abb. 111) war *Diplostyla concolor*. Die Art dominierte vor allem 2004 und 2005 mit 2,1 bzw. 2,2 Individuen pro Falle deutlich diese Spinnenzönose. Von den weiteren subdominant vorkommenden Spezies wurden nur wenige Exemplare gefangen. Darunter befanden sich sowohl vor, während und nach 2003 hygrophile/ -bionte Arten (*Allomengea vidua*, *Bathyphantes nigrinus*, *Clubiona lutescens*). Eine Zunahme an xerophileren Arten wurde während und nach 2003 an diesem Standort nicht beobachtet.

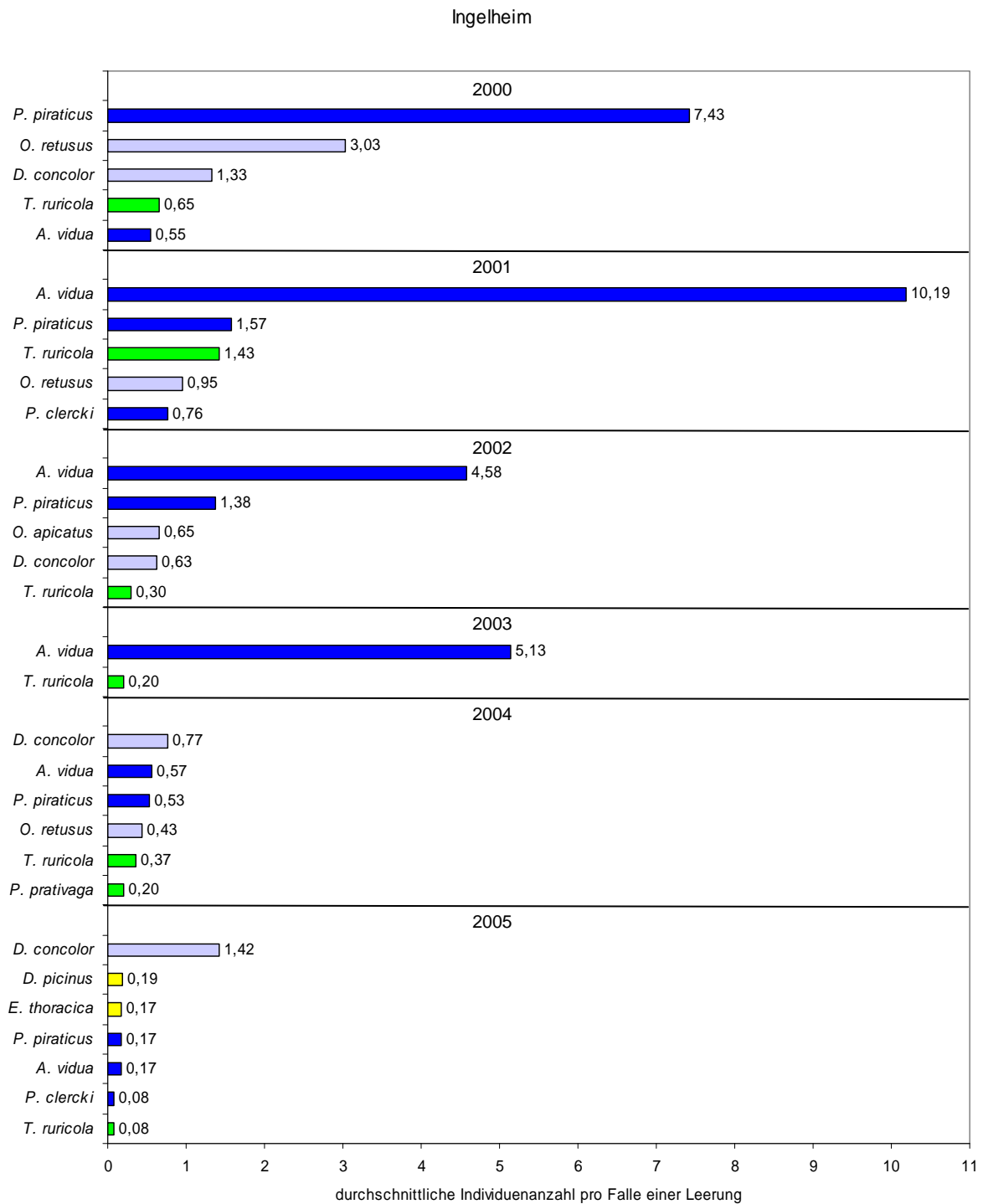


Abb. 108: Durchschnittliche Individuenanzahl pro Falle einer Leerung der Hauptarten in den Jahren 2000 bis 2005 am Standort Ingelheim
 – Feuchtepräferenz nach PLATEN et al. (1991, 1999) und KREUELS & PLATEN (2005)
 (gelb: überwiegend xerophil, grün: euryök, hellblau: überwiegend hygrophil, dunkelblau: hygrophil/ -biont)

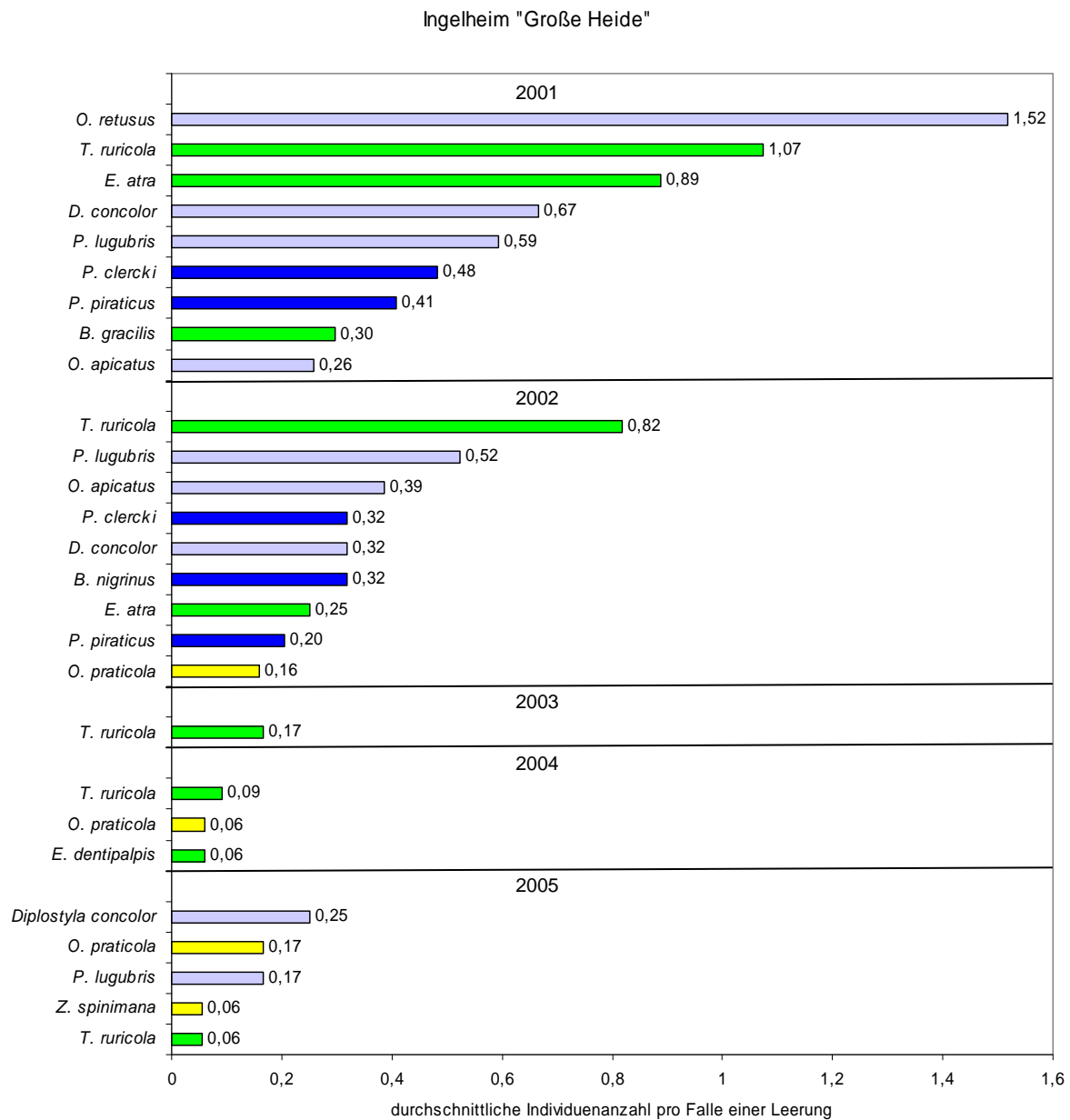


Abb. 109: Durchschnittliche Individuenanzahl pro Falle einer Leerung der Hauptarten in den Jahren 2001 bis 2005 am Standort Ingelheim „Große Heide“
– Feuchtepräferenz nach PLATEN et al. (1991, 1999) und KREUELS & PLATEN (2005)
(gelb: überwiegend xerophil, grün: euryök, hellblau: überwiegend hygrophil, dunkelblau: hygrophil/ -biont)

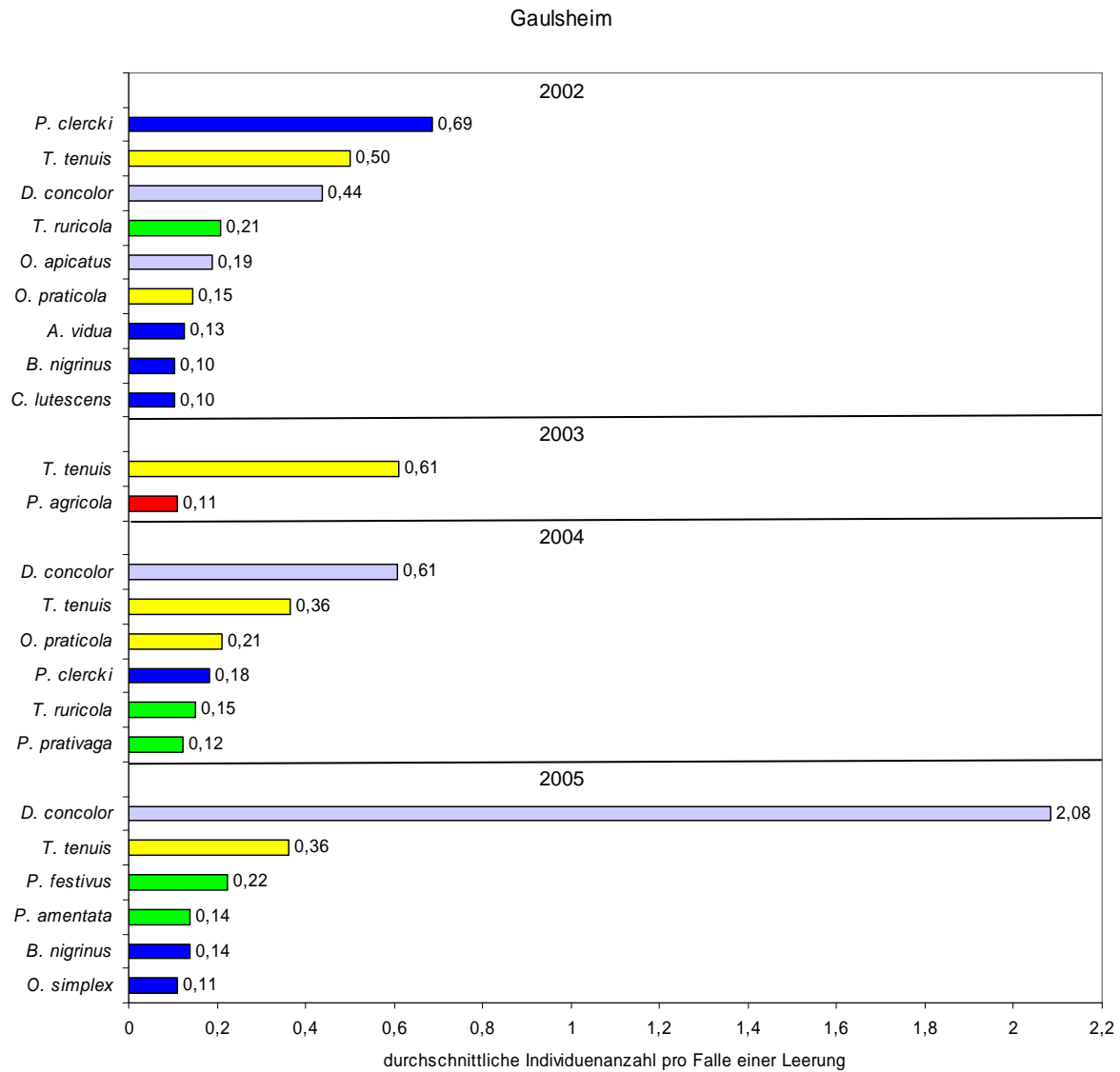


Abb. 110: Durchschnittliche Individuenanzahl pro Falle einer Leerung der Hauptarten in den Jahren 2002 bis 2005 am Standort Gaulsheim
 – Feuchtepräferenz nach PLATEN et al. (1991, 1999) und KREUELS & PLATEN (2005)
 (rot: xerophil/ -biont, gelb: überwiegend xerophil, grün: euryök, hellblau: überwiegend hygrophil, dunkelblau: hygrophil/ -biont)

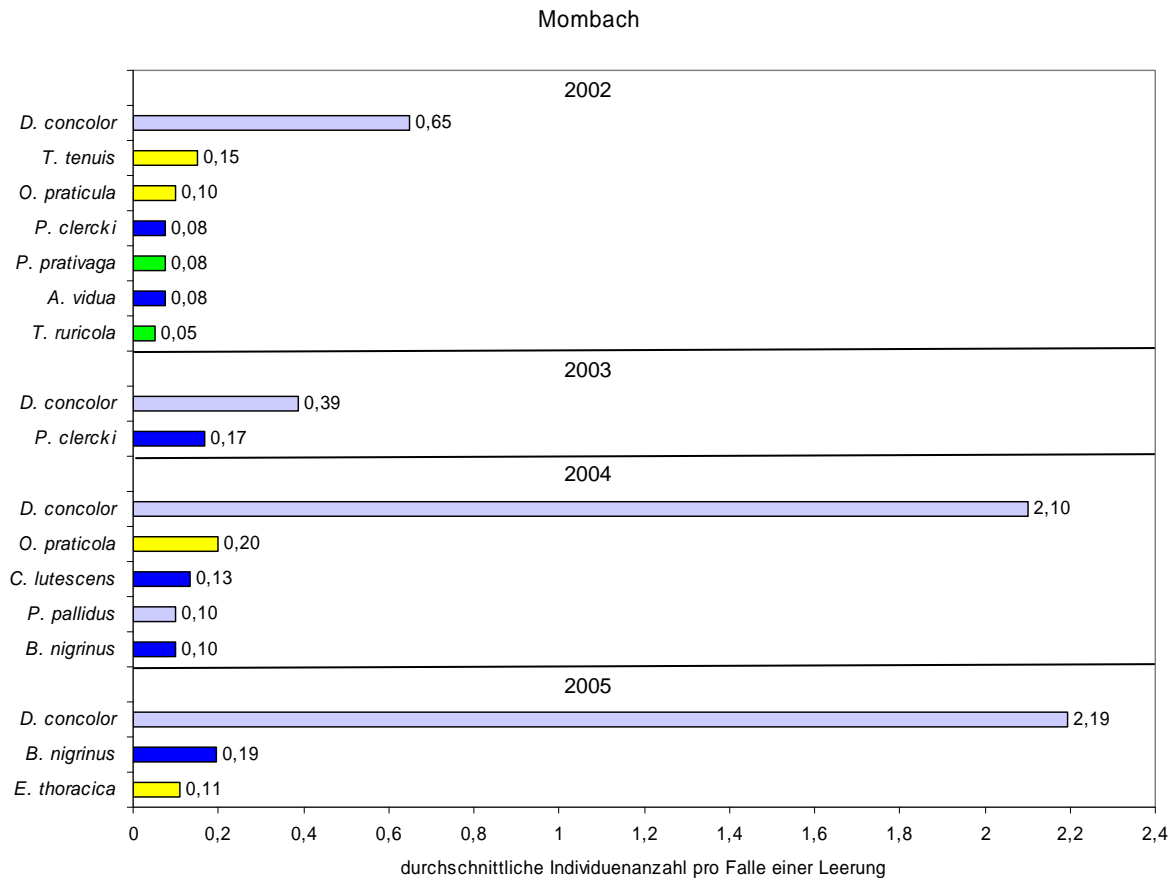


Abb. 111: Durchschnittliche Individuenanzahl pro Falle einer Leerung der Hauptarten in den Jahren 2002 bis 2005 am Standort Mombach
– Feuchtepräferenz nach PLATEN et al. (1991, 1999) und KREUELS & PLATEN (2005)
(gelb: überwiegend xerophil, grün: euryök, hellblau: überwiegend hygrophil, dunkelblau: hygrophil/ -biont)

3.3.3 Faunenähnlichkeit der Rheininseln und Uferstandorte

ÄHNLICHKEITSINDICES

Die Artenidentität der einzelnen Standorte (im jeweiligen Untersuchungsjahr) erfolgte mit Hilfe des SØRENSEN-Quotienten (Tab. 10 bis Tab. 14). Die Artzusammensetzung der Beprobungsflächen im Jahr 2000 reichte von 38,9% zwischen Ingelheim und Fulderaue Ost bis zu 66,7% zwischen den beiden Standorten auf der Fulderaue. Eine hohe Ähnlichkeit wiesen mit 64,9% auch Fulderaue West und Winklerau auf. Im darauf folgenden Jahr glichen sich der Standort Ingelheim „Große Heide“ und die Fulderaue West zu 80% sowie Ingelheim und Fulderaue West zu 75%. Eine sehr ähnliche Artzusammensetzung (71,4%) wiesen ebenfalls die beiden Ingelheimer Standorte auf. Wenig Übereinstimmung ergab sich hingegen zwischen den Ingelheimer Flächen und der Fulderaue Ost (46,7% bis 50%). Insgesamt ähnelte sich die Artzusammensetzung der jeweiligen Untersuchungsgebiete nach der Winterflut 2000/2001 stärker als im Jahr 2000.

Tab. 10: Vergleich der Artenidentität nach SØRENSEN (QS: %) im Jahr 2000 (links) und im Jahr 2001 (rechts)

– Fu/O (Fulderaue Ost), Fu/W (Fulderaue West), Ing/GH (Ingelheim „Große Heide“), ING (Ingelheim), Wink (Winklerau); Maxima wurden grün, Minima rot dargestellt

	Fu/O	Fu/W	ING	Wink		Fu/O	Fu/W	Ing/GH	ING	Wink
Fu/O					Fu/O					
Fu/W	66,7				Fu/W	56,3				
ING	38,9	55,6			Ing/GH	50,0	80,0			
Wink	54,1	64,9	48,6		ING	46,7	75,0	71,4		
					Wink	64,5	66,7	69,0	58,1	

Im Jahr 2002 wurden die zwei weiteren Standorte Gaulsheim und Mombach in die Untersuchung einbezogen. Die Artenidentität nach SØRENSEN reichte von 28,6% zwischen Ingelheim „Große Heide“ und Fulderaue West bis 75,9% zwischen Ingelheim „Große Heide“ und Mombach. Hohe Übereinstimmungen der Artengemeinschaften konnten darüber hinaus zwischen Gaulsheim und Mombach, sowie Gaulsheim und den Ingelheimer Flächen, zwischen Fulderaue Ost und Winklerau und zwischen den Ingelheimer Standorten festgestellt werden.

Tab. 11: Vergleich der Artenidentität nach SØRENSEN (QS: %) im Jahr 2002
 – Fu/O (Fulderau Ost), Fu/W (Fulderau West), Gaul (Gaulsheim), Ing/GH (Ingelheim
 „Große Heide“), ING (Ingelheim), Momb (Mombach), Wink (Winklerau); Maxima
 wurden grün, Minima rot dargestellt

	Fu/O	Fu/W	Gaul	Ing/GH	ING	Momb	Wink
Fu/O							
Fu/W	43,5						
Gaul	41,4	33,3					
Ing/GH	44,4	28,6	70,6				
ING	36,4	43,5	69,0	66,7			
Momb	50,0	40,0	71,0	75,9	58,3		
Wink	64,0	46,2	50,0	53,3	40,0	44,4	

Während des Extremsommers 2003 wies nur Fulderau Ost und Winklerau mit 66,7% eine hohe Artenübereinstimmung auf. Für alle weiteren Standorte ergaben sich Werte um bzw. unter 50%. Der Vergleich der Fulderau West mit den Ingelheimer Standorten erbrachte sogar keine gemeinsam vorkommenden Arten.

Tab. 12: Vergleich der Artenidentität nach SØRENSEN (QS: %) im Jahr 2003
 – Fu/O (Fulderau Ost), Fu/W (Fulderau West), Gaul (Gaulsheim), Ing/GH (Ingelheim
 „Große Heide“), ING (Ingelheim), Momb (Mombach), Wink (Winklerau); Maxima
 wurden grün, Minima rot dargestellt

	Fu/O	Fu/W	Gaul	Ing/GH	ING	Momb	Wink
Fu/O							
Fu/W	44,4						
Gaul	50,0	30,8					
Ing/GH	25,0	0,0	16,7				
ING	20,0	0,0	14,3	33,3			
Momb	46,2	20,0	35,3	22,2	36,4		
Wink	66,7	44,4	50,0	25,0	20,0	46,2	

Im Jahr 2004 erhöhte sich die Faunenähnlichkeit nach SØRENSEN der Untersuchungsgebiete wieder von 27,3% zwischen Fulderau Ost und Gaulsheim auf bis zu 75% zwischen den beiden Ingelheimer Untersuchungsflächen.

Tab. 13: Vergleich der Artenidentität nach SØRENSEN (QS: %) im Jahr 2004
 – Fu/O (Fulderau Ost), Fu/W (Fulderau West), Gaul (Gaulsheim), Ing/GH (Ingelheim
 „Große Heide“), ING (Ingelheim), Momb (Mombach), Wink (Winklerau); Maxima
 wurden grün, Minima rot dargestellt

	Fu/O	Fu/W	Gaul	Ing/GH	ING	Momb	Wink
Fu/O							
Fu/W	47,1						
Gaul	27,3	38,1					
Ing/GH	40,0	42,9	42,1				
ING	31,6	44,4	52,2	75,0			
Momb	38,1	30,0	56,0	33,3	45,5		
Wink	40,0	57,1	52,6	66,7	62,5	50,0	

Im letzten Untersuchungsjahr (2005) glichen sich die Gebiete Gaulsheim und Mombach mit 64,3% am stärksten. Die geringsten Ähnlichkeiten mit jeweils 31,6% wiesen die Fulderaue Ost mit Ingelheim „Große Heide“, sowie die Fulderaue West mit der Winklerau auf.

Tab. 14: Vergleich der Artenidentität nach SØRENSEN (QS: %) im Jahr 2005
– Fu/O (Fulderaue Ost), Fu/W (Fulderaue West), Gaul (Gaulsheim), Ing/GH (Ingelheim „Große Heide“), ING (Ingelheim), Momb (Mombach), Wink (Winklerau); Maxima wurden grün, Minima rot dargestellt

	Fu/O	Fu/W	Gaul	Ing/GH	ING	Momb	Wink
Fu/O							
Fu/W	50,0						
Gaul	58,3	36,4					
Ing/GH	31,6	35,3	47,6				
ING	34,8	38,1	56,0	50,0			
Momb	53,8	50,0	64,3	34,8	59,3		
Wink	38,1	31,6	34,8	55,6	36,4	32,0	

Bezüglich ihrer Artenidentität nach SØRENSEN ließen sich die Rheininseln nicht von den Uferstandorten unterscheiden. Die Ähnlichkeit der jeweiligen Standorte schwankte von Jahr zu Jahr stark. Allerdings glichen sich die Untersuchungsgebiete vor 2003 stärker in ihrer Artzusammensetzung als danach.

Zur Feststellung der Dominantenidentität der Artengemeinschaften wurde die RENKONEN'sche Zahl verwendet. Darüber hinaus wurde ein dritter Index benutzt, der die beiden Eigenschaften Artenidentität und Dominantenidentität verknüpft. Der Ähnlichkeitsindex nach WAINSTEIN. Beide Indices wurden in den Tabellen 15 bis 29 dargestellt. Die größten Dominantenidentitäten (54,3% bis 56,9%) und Faunenähnlichkeitswerte nach WAINSTEIN (15,4% bis 18,1%) wiesen im Jahr 2000 die Inselstandorte untereinander auf. 2001 ähnelte die Fulderaue West der Winklerau zu 67,7% (Re) bzw. 22,6% (K_w) und Ingelheim „Große Heide“ zu 60,9% (Re) bzw. 24,4% (K_w). Die beiden Beprobungsflächen der Fulderaue wiesen im Unterschied zu 2000 keine hohen Faunenähnlichkeiten untereinander auf. Als sehr unterschiedlich wurden 2000 und 2001 die Standorte Fulderaue Ost und Ingelheim beurteilt. Sie glichen sich nur zu 11,6% (2000) und 5,9% (2001) nach RENKONEN, sowie zu 2,2% (2000) und 1,4% (2001) nach WAINSTEIN.

Tab. 15: Vergleich der Dominantenidentität nach RENKONEN (Re: %) oberhalb und der Faunenähnlichkeit nach WAINSTEIN (K_w: %) unterhalb der Diagonalen im Jahr 2000 (links) und 2001 (rechts)
 – Fu/O (Fulderau Ost), Fu/W (Fulderau West), Ing/GH (Ingelheim „Große Heide“), ING (Ingelheim), Wink (Winklerau); Maxima wurden grün, Minima rot dargestellt

	Fu/O	Fu/W	ING	Wink		Fu/O	Fu/W	Ing/GH	ING	Wink
Fu/O	█	54,3	11,6	56,9	Fu/O	█	37,3	16,1	5,9	43,9
Fu/W	18,1	█	32,9	55,9	Fu/W	10,5	█	60,9	24,8	67,7
ING	2,2	9,1	█	24,4	Ing/GH	4,0	24,4	█	32,0	44,2
Wink	15,4	18,1	5,9	█	ING	1,4	9,3	11,4	█	18,7
					Wink	14,2	22,6	15,3	5,4	█

Im Jahr 2002 glichen sich die Inselstandorte untereinander sehr stark (Re: 67,9% bis 90,3%; K_w: 21,2% bis 35,1%), dabei erreichten Fulderau Ost und Winklerau die höchste Dominantenidentität und Faunenähnlichkeit. Außerdem ähnelten sich Mombach und Gaulsheim, sowie Mombach und Ingelheim „Große Heide“ und die Winklerau mit Mombach. Als sehr unterschiedlich erwiesen sich die Ingelheimer Flächen im Vergleich zu den Rheininseln (Re: 10,7 bis 25,1% und K_w: 2,4% bis 5,4%) und Gaulsheim von der Fulderau bezüglich des „Wainstein-Index“ (K_w: 3,7% bis 5,2%).

Tab. 16: Vergleich der Dominantenidentität nach RENKONEN (Re: %) oberhalb und der Faunenähnlichkeit nach WAINSTEIN (K_w: %) unterhalb der Diagonalen im Jahr 2002
 – Fu/O (Fulderau Ost), Fu/W (Fulderau West), Gaul (Gaulsheim), Ing/GH (Ingelheim „Große Heide“), ING (Ingelheim), Momb (Mombach), Wink (Winklerau); Maxima wurden grün, Minima rot dargestellt

	Fu/O	Fu/W	Gaul	Ing/GH	ING	Momb	Wink
Fu/O	█	67,9	25,1	18,9	10,7	59,3	90,3
Fu/W	21,2	█	22,5	13,6	11,9	59,1	68,8
Gaul	5,2	3,7	█	50,2	29,4	56,8	37,0
Ing/GH	5,4	2,5	27,4	█	29,6	30,3	21,2
ING	2,4	3,7	15,5	14,8	█	23,0	11,2
Momb	14,1	19,7	29,7	16,0	9,4	█	66,7
Wink	35,1	22,9	12,3	6,5	5,1	19,1	█

In Bezug zu den Werten der beiden Indices in den vorigen Jahren konnten nur zwischen der Fulderau Ost und Gaulsheim eine mittlere Dominantenidentität (Re: 53,1%) und für die Fulderau Ost und die Winklerau eine mittlere Faunenähnlichkeit (K_w: 15,6%) ermittelt werden, da in vielen Habitaten (fast) keine Arten gemeinsam vorkamen.

Tab. 17: Vergleich der Dominantenidentität nach RENKONEN (Re: %) oberhalb und der Faunenähnlichkeit nach WAINSTEIN (K_w: %) unterhalb der Diagonalen im Jahr 2003
 – Fu/O (Fulderau Ost), Fu/W (Fulderau West), Gaul (Gaulsheim), Ing/GH (Ingelheim „Große Heide“), ING (Ingelheim), Momb (Mombach), Wink (Winklerau); Maxima wurden grün, Minima rot dargestellt

	Fu/O	Fu/W	Gaul	Ing/GH	ING	Momb	Wink
Fu/O		43,1	53,1	2,6	2,6	32,3	46,9
Fu/W	9,6		24,8	0,0	0,0	46,7	21,1
Gaul	13,3	3,8		4,8	3,6	14,3	23,2
Ing/GH	0,3	0,0	0,4		3,6	6,7	2,6
ING	0,3	0,0	0,3	0,1		13,3	2,6
Momb	7,5	4,7	2,5	0,7	2,4		17,2
Wink	15,6	4,7	5,8	0,0	0,0	0,4	

Die höchsten Dominantenidentitäten ergaben sich 2004 für die Winklerau im Vergleich mit der Fulderau Ost (Re: 84%) und Mombach (Re: 81,1%). Die höchsten Faunenähnlichkeiten verzeichneten die Winklerau verglichen mit Mombach (K_w: 20,3%) und mit der Fulderau West (K_w: 19%). Als sehr unterschiedlich erwies sich Ingelheim „Große Heide“ von Mombach (Re: 18,8%; K_w: 0,3%) der Fulderau West (Re: 16,3%; K_w: 0,4%).

Tab. 18: Vergleich der Dominantenidentität nach RENKONEN (Re: %) oberhalb und der Faunenähnlichkeit nach WAINSTEIN (K_w: %) unterhalb der Diagonalen im Jahr 2004
 – Fu/O (Fulderau Ost), Fu/W (Fulderau West), Gaul (Gaulsheim), Ing/GH (Ingelheim „Große Heide“), ING (Ingelheim), Momb (Mombach), Wink (Winklerau); Maxima wurden grün, Minima rot dargestellt

	Fu/O	Fu/W	Gaul	Ing/GH	ING	Momb	Wink
Fu/O		64,8	60,9	31,2	29,3	73,0	84,0
Fu/W	15,2		43,8	16,3	46,7	62,0	66,3
Gaul	8,3	8,3		38,8	44,5	48,0	59,3
Ing/GH	6,2	0,4	8,2		36,3	18,8	33,6
ING	4,6	10,4	11,6	13,6		31,5	36,5
Momb	13,9	9,3	13,4	0,3	7,2		81,1
Wink	16,8	19,0	15,6	11,2	11,4	20,3	

Sehr ähnlich waren sich im Jahr 2005 Gaulsheim im Vergleich mit der Fulderau Ost (Re: 71%; K_w: 37,6%) und mit Mombach (Re: 69,1%; K_w: 36,4%). Die Ingelheimer Standorte unterschieden sich dagegen deutlich von Mombach, Gaulsheim und der Fulderau West. Die geringste Übereinstimmung ergab sich für Mombach und Ingelheim „Große Heide“ (Re: 36,8%; K_w: 7,7%).

Tab. 19: Vergleich der Dominantenidentität nach RENKONEN (Re: %) oberhalb und der Faunenähnlichkeit nach WAINSTEIN (K_w : %) unterhalb der Diagonalen im Jahr 2005
 – Fu/O (Fulderaue Ost), Fu/W (Fulderaue West), Gaul (Gaulsheim), Ing/GH (Ingelheim „Große Heide“), ING (Ingelheim), Momb (Mombach), Wink (Winklerau); Maxima wurden grün, Minima rot dargestellt

2005	Fu/O	Fu/W	Gaul	Ing/GH	ING	Momb	Wink
Fu/O		54,6	71,0	54,5	52,7	53,9	60,8
Fu/W	21,8		60,4	38,9	65,9	60,6	53,7
Gaul	37,6	16,8		37,9	66,6	69,1	54,6
Ing/GH	13,6	8,3	8,4		42,3	36,8	54,8
ING	13,9	15,5	24,5	14,1		68,4	52,9
Momb	22,7	15,9	36,4	7,7	23,9		53,2
Wink	13,5	14,3	14,4	21,1	11,8	13,3	

Bezüglich der Dominantenidentität nach Renkonen und der Faunenähnlichkeit nach Wainstein wiesen die Rheininselstandorte vor 2003 untereinander höhere Übereinstimmungen auf als mit den Uferstandorten. Im Jahr 2003 waren die einzelnen Untersuchungsflächen sehr verschieden. Nach 2003 ähnelten die Faunen von Mombach bzw. Gaulsheim stärker denen der Rheininseln als die Inselfaunen untereinander.

CLUSTERANALYSEN

Basierend auf den logarithmierten (LN) Abundanzen, der auf den jeweiligen Untersuchungsflächen vorgefundenen Spinnenarten, wurde für jedes Untersuchungsjahr eine Clusteranalyse mit den Euklidischen Distanzen nach der Ward-Methode durchgeführt (Abb. 112 bis 117). Von 2000 bis 2002 unterschieden sich die Spinnenfaunen der Rheininseln deutlich von denen der Ufergebiete (Abb. 112 bis 114). Innerhalb der Rheininseln bildeten die Weichholzaun Fulderaue West und Winklerau in den Jahren 2000 und 2001 einen Untercluster. Im Jahr 2002 ähnelten sich dagegen stärker die Fulderaue Ost und die Winklerau. Die Uferstandorte Gaulsheim, Mombach und Ingelheim bildeten einen Cluster, von dem sich die entfernter vom Ufer gelegene Fläche Ingelheim „Große Heide“ unterscheidet.

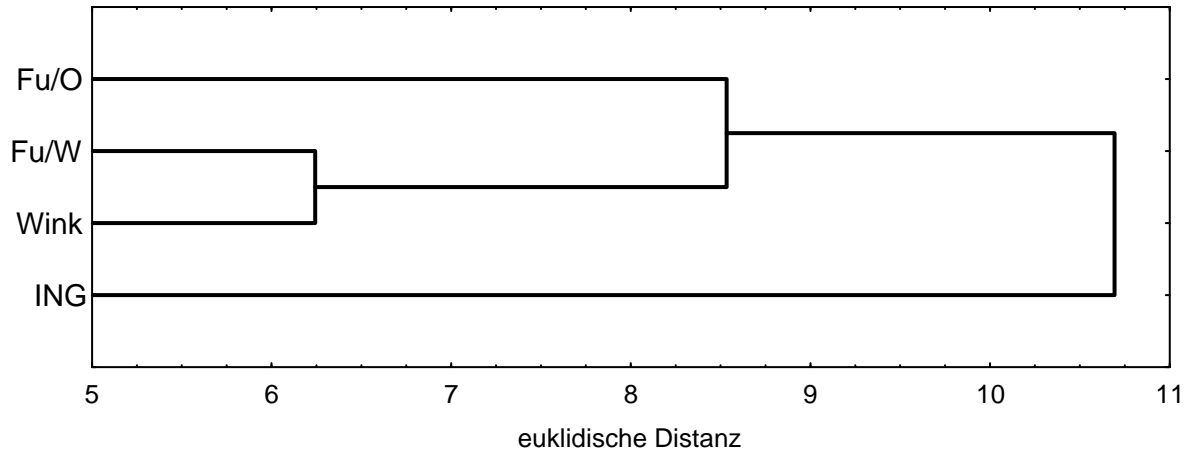


Abb. 112: Ähnlichkeits-Cluster nach WARD der Habitate Fulderaue Ost (Fu/O), Fulderaue West (Fu/W), Winklerau (Wink) und Ingelheim (ING) im Jahr 2000

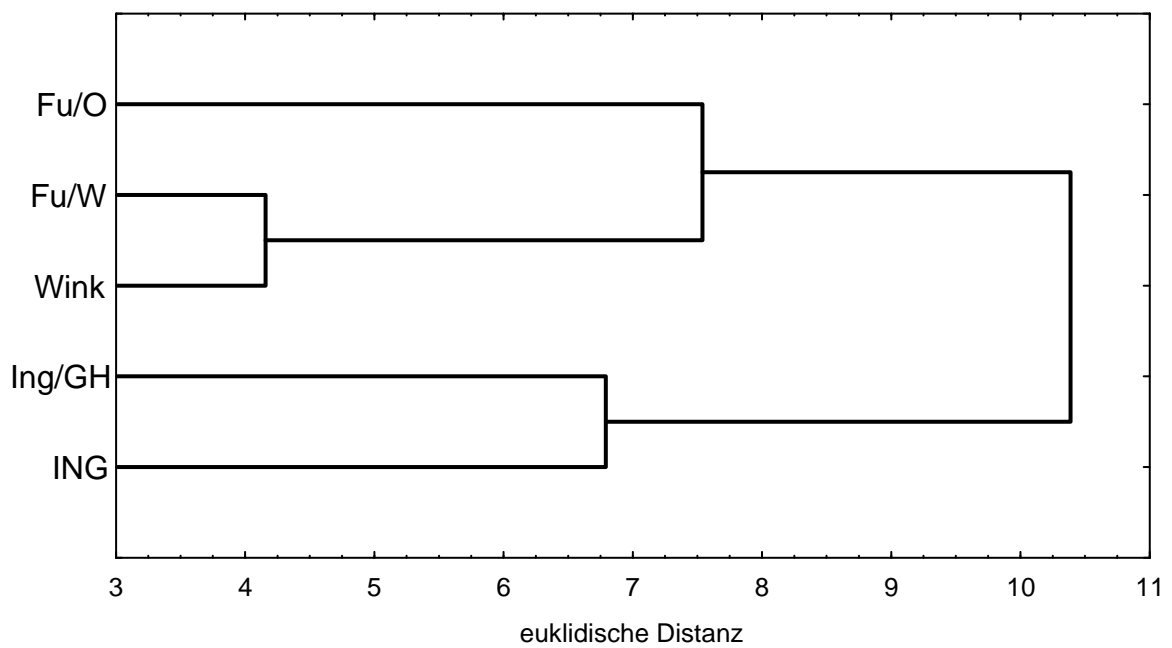


Abb. 113: Ähnlichkeits-Cluster nach WARD der Habitate Fulderaue Ost (Fu/O), Fulderaue West (Fu/W), Winklerau (Wink), Ingelheim „Große Heide“ (Ing/GH) und Ingelheim (ING) im Jahr 2001

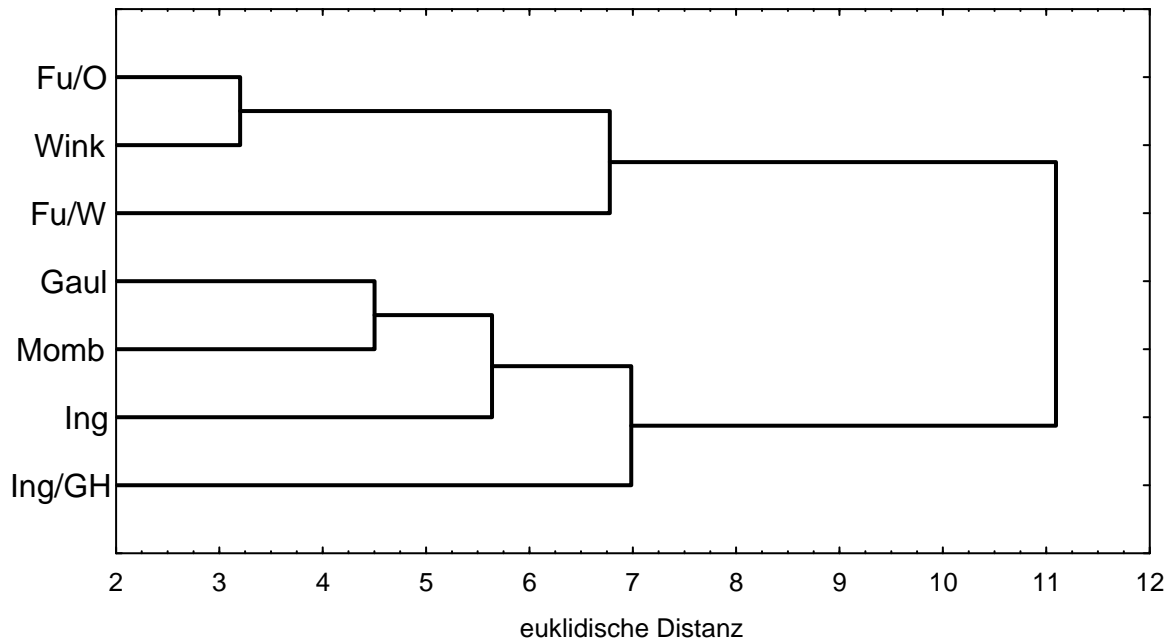


Abb. 114: Ähnlichkeits-Cluster nach WARD der Habitate Fulderaue Ost (Fu/O), Fulderaue West (Fu/W), Winklerau (Wink), Ingelheim „Große Heide“ (Ing/GH), Ingelheim (ING), Gaulsheim (Gaul) und Mombach (Momb) im Jahr 2002

Im Jahr 2003 (Abb. 115) konnten die Spinnengemeinschaften der Rheininseln nicht mehr vollständig von denen der Ufer abgetrennt werden. Aufgrund der geringen Individuen- und Artanzahl verringerten sich die Distanzen der Standorte untereinander drastisch. Dabei unterschied sich der Standort Ingelheim noch am deutlichsten von den anderen Flächen. Die Fulderaue Ost bildete mit der Winklerau den einen, die restlichen Beprobungsgebiete den anderen Untercluster.

Im nächsten Jahr lieferte die Analyse einen Cluster (Abb. 116) mit Fulderaue Ost, Winklerau und Gaulsheim und einen Cluster mit den restlichen Standorten. Innerhalb dieses zweiten Clusters unterschieden sich die Ingelheimer Flächen stärker von Fulderaue West und Mombach. Im Jahr 2005

Die Clusteranalyse der Daten aus 2005 (Abb. 117) teilte die Fulderaue Ost und Gaulsheim vom Rest ab in einen Cluster. Der Cluster mit den weiteren Untersuchungsgebieten spaltete sich in den Untercluster mit Fulderaue West, Ingelheim, Mombach und in den Untercluster mit Ingelheim „Große Heide“ und der Winklerau auf.

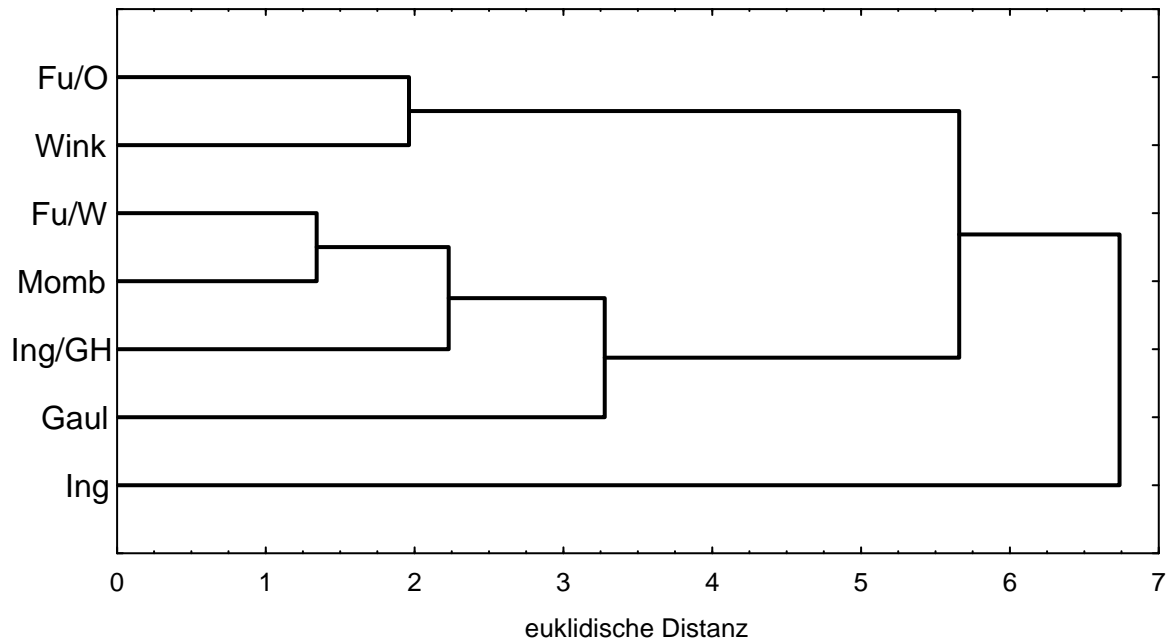


Abb. 115: Ähnlichkeits-Cluster nach WARD der Habitate Fulderaue Ost (Fu/O), Fulderaue West (Fu/W), Winklerau (Wink), Ingelheim „Große Heide“ (Ing/GH), Ingelheim (ING), Gaulsheim (Gaul) und Mombach (Momb) im Jahr 2003

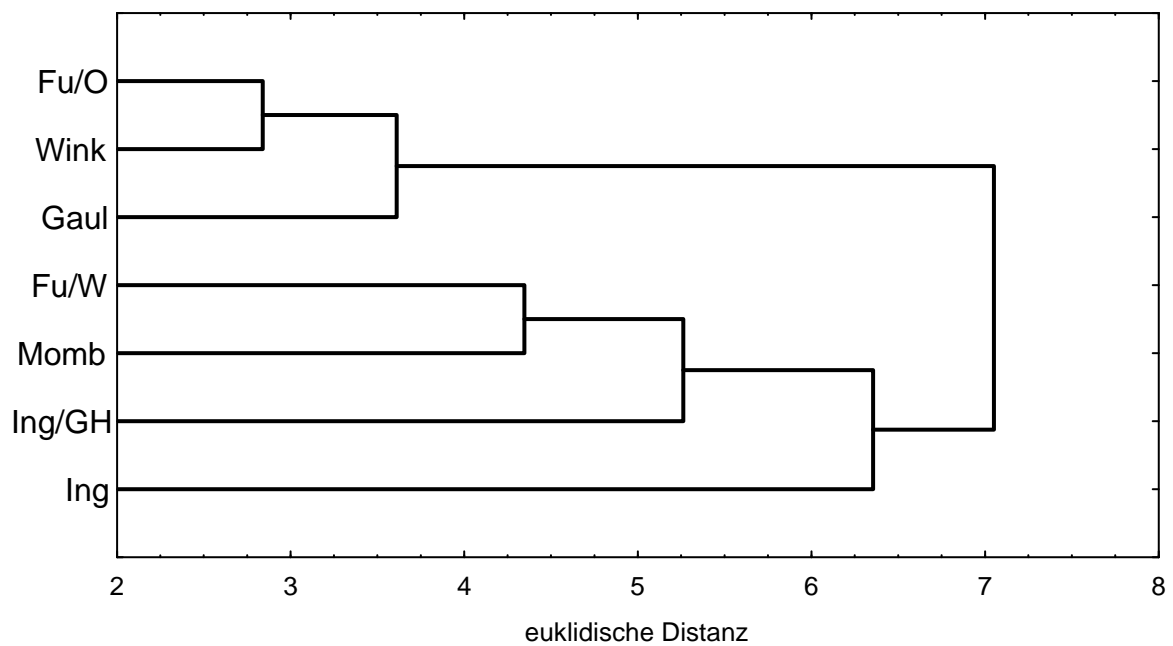


Abb. 116: Ähnlichkeits-Cluster nach WARD der Habitate Fulderaue Ost (Fu/O), Fulderaue West (Fu/W), Winklerau (Wink), Ingelheim „Große Heide“ (Ing/GH), Ingelheim (ING), Gaulsheim (Gaul) und Mombach (Momb) im Jahr 2004

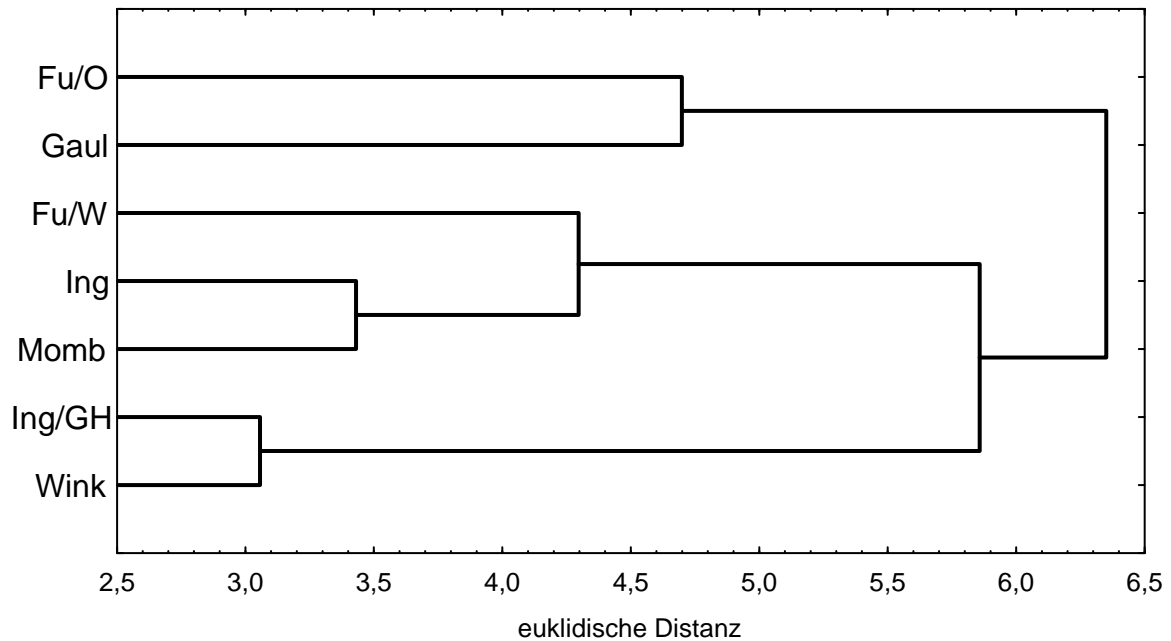


Abb. 117: Ähnlichkeits-Cluster nach WARD der Habitate Fulderaue Ost (Fu/O), Fulderaue West (Fu/W), Winklerau (Wink), Ingelheim „Große Heide“ (Ing/GH), Ingelheim (ING), Gaulsheim (Gaul) und Mombach (Momb) im Jahr 2005

FAZIT

Sowohl auf den Rheininseln als auch an den Uferstandorten führte der Extremsommer 2003 zu einem drastischen Rückgang der Arten- und Individuenanzahlen der Spinnen. Nach 2003 wurde der vor dem Extremsommer vorgefundene Artenreichtum nicht mehr erreicht. Insbesondere hygrophile Arten wie z. B. *Allomengea vidua*, *Pirata hygrophilus* und *Pirata piraticus* konnten nach 2003 in den zuvor sehr feuchten Uferhabitaten nicht mehr oder nur noch in geringer Anzahl nachgewiesen werden, während sich vor allem *Diplostyla concolor* und xerotolerante Arten stark vermehrten. Die Spinnenzönosen zeigten daher nach 2003 eine stärkere Ähnlichkeit zu den höher gelegenen und nicht so feuchten Inselstandorten, auf denen bereits vor dem Extremsommer *D. concolor* dominierte und xerotolerante Arten häufig zu finden waren. Daher glichen sich die die Faunenähnlichkeit beschreibenden Indicies dieser Habitate an. Veranschaulicht wurde dies in den Clusteranalysen. Die Spinnengemeinschaften der Insel- und Uferhabitate, welche sich vor 2003 klar voneinander trennen ließen, bildeten nach dem Extremsommer keine eigenen Cluster mehr.

3.4 Submersionstoleranz und Fluchtverhalten bei künstlicher Flutung

Im Labor wurde, zusammen mit Herrn Schneegaß, die Überlebensdauer von verschiedenen Spinnenarten unter Wasser ermittelt und das Fluchtverhalten bei ankommender Flut beobachtet.

SUBMERSIONSTOLERANZ

Die Wolfsspinnenarten *Pardosa agrestis*, *Pardosa amentata* und *Pardosa lugubris* wurden in mehreren Reihenversuchen zu jeweils fünf Exemplaren eine bestimmte Dauer unter Wasser gesetzt. Dabei konnten die Überlebensraten der Spezies ermittelt werden (Abb. 118 bis Abb. 123). Bei der Simulation der Sommerflut (siehe Abb. 118 bis 120) waren die getesteten Arten alle in der Lage, bei einer Wassertemperatur von 22°C und ohne zusätzliche Belüftung, eine Stunde submers zu überleben. *P. agrestis* wies die geringste Submersionstoleranz auf. Bei einer Dauer von zwei Stunden stellten sich leichte Verluste ein. Nach drei Stunden verstarb die Mehrzahl an Spinnen dieser Spezies. Aufenthalte von fünf bis sieben Stunden überlebte keines der getesteten Exemplare. *P. amentata* überstand zwei Stunden Flutung ohne Ausfälle, nach drei Stunden waren je Testreihe ein bis zwei Tiere verstorben. Vier bis fünf Stunden überlebten die meisten *P. amentata* nicht. Bei Tests mit einer Länge von sechs oder mehr Stunden verstarben alle Spinnen dieser Spezies. Die Art *P. lugubris* wies von allen getesteten Arten die höchste Submersionstoleranz auf. Die Mehrzahl dieser Spinnen verstarb erst nach fünf bis sechs Stunden, ein Exemplar überdauerte sieben Stunden Flut.

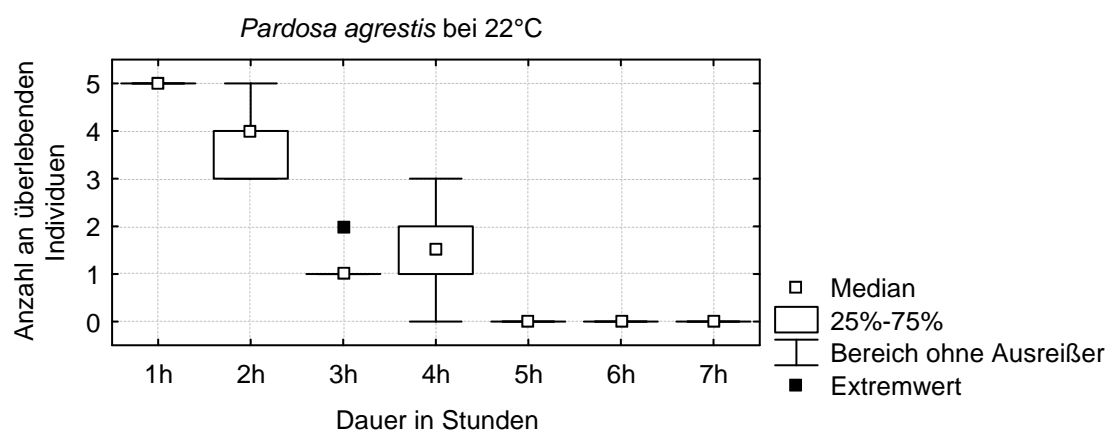


Abb. 118: Überlebensrate von *Pardosa agrestis* bei 22°C

– Daten aus je sechs Versuchsdurchgängen mit fünf Individuen pro Stunde (210 Spinnen)

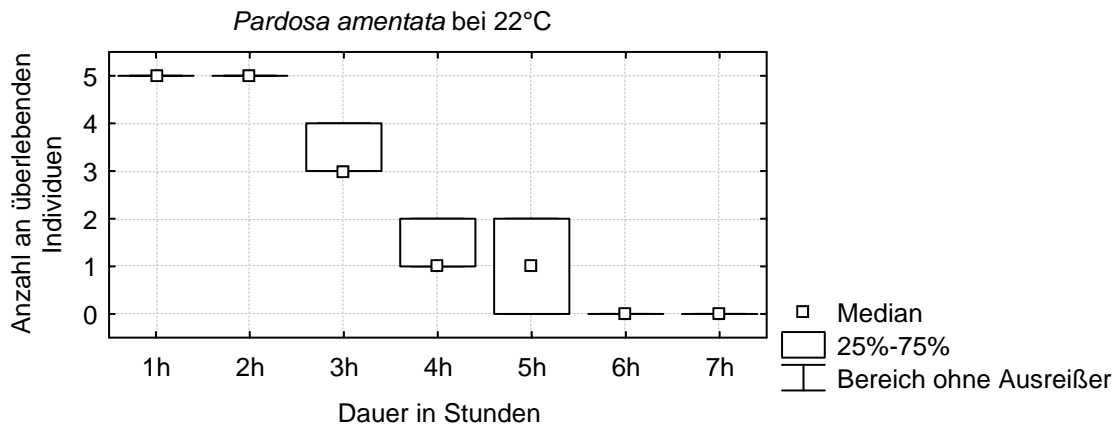


Abb. 119: Überlebensrate von *Pardosa amentata* bei 22°C
– Daten aus je drei Versuchsdurchgängen mit fünf Individuen pro Stunde (105 Spinnen)

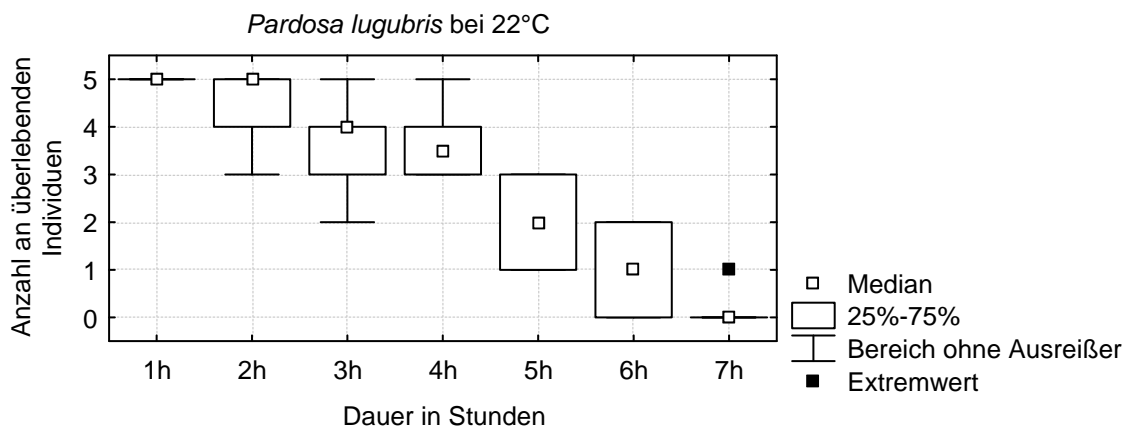


Abb. 120: Überlebensrate von *Pardosa lugubris* bei 22°C
– Daten aus je sechs Versuchsdurchgängen mit fünf Individuen pro Stunde (210 Spinnen)

Bei der Simulation der Winterflut (Abb. 121 bis 123) in belüftetem Wasser mit einer Temperatur von 4°C war die Überlebensdauer der getesteten Arten um ein Vielfaches höher als bei der Simulation der Sommerflut. Erste Ausfälle wies die Art *Pardosa agrestis* nach einem Tag auf. Exemplare der beiden weiteren Spezies überstanden hingegen diese Zeitspanne schadlos. Während bis zu drei Tage Flut von den meisten *P. agrestis* noch überlebt wurden, verstarb die Mehrzahl bei Versuchen von vier bis sieben Tagen Dauer. Acht Tage und länger überstand keine Spinne dieser Art. Die meisten Exemplare von *Pardosa amentata* waren in der Lage zwei bis drei Tage submers zu überdauern, vier bis fünf Tage erwiesen sich für die meisten getesteten Individuen als letal und sechs oder mehr Tage überstand keine dieser Spinnen. Wie bei den Versuchen mit einer Wassertemperatur von 22°C, erwies sich *Pardosa lugubris* auch in dem 4°C kalten Wasser als die am längsten submersiv überlebende Wolfsspinnenspezies. Alle Exemplare überlebten einen, die Mehrzahl

bis zu drei und etwas Mehr als die Hälfte bis zu sieben Tage unter Wasser. Erst nach acht Tagen verstarben die meisten *P. lugubris*. Die maximale Überlebensdauer betrug neun Tage.

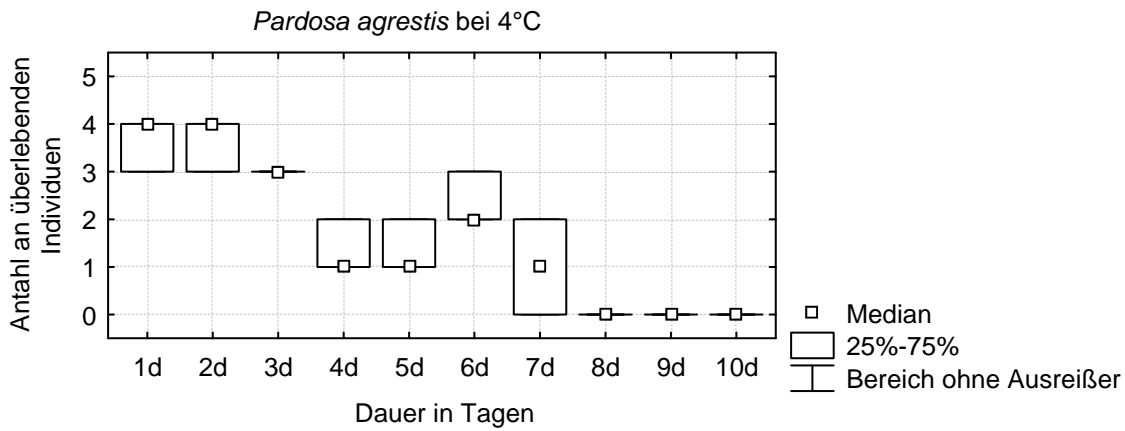


Abb. 121: Überlebensrate von *Pardosa agrestis* bei 4°C
 – Daten aus je drei Versuchsdurchgängen mit fünf Individuen pro Stunde (150 Spinnen)

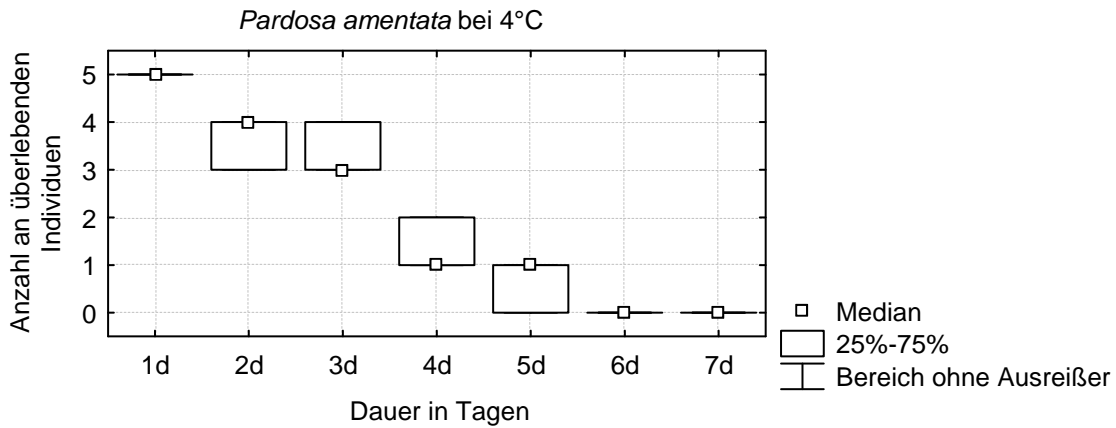


Abb. 122: Überlebensrate von *Pardosa amantata* bei 4°C
 – Daten aus je drei Versuchsdurchgängen mit fünf Individuen pro Stunde (105 Spinnen)

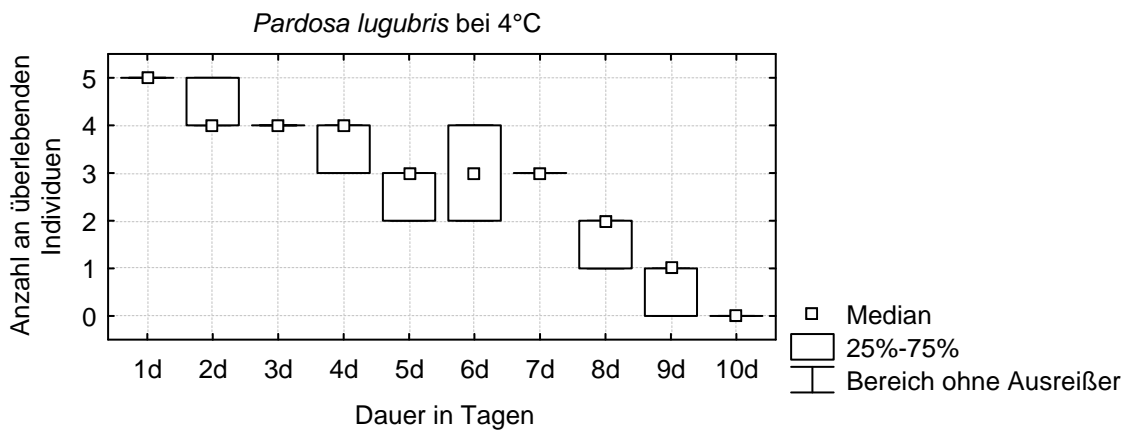


Abb. 123: Überlebensrate von *Pardosa lugubris* bei 4°C
 – Daten aus je drei Versuchsdurchgängen mit fünf Individuen pro Stunde (150 Spinnen)

Tauchversuche bei simulierter Sommerflut (Tab. 20) und Winterflut (Tab. 21) wurden darüber hinaus mit den Zwergspinnen *Tenuiphantes flavipes* und *Palliduphantes pallidus* durchgeführt. Da diese Arten lebend nicht determiniert werden konnten, wurde eine bestimmte Anzahl an Spinnen getestet und die betreffenden Spezies hinterher bestimmt. Daher variierte die Anzahl der pro Tauchgang verwendeten Versuchsexemplare. In 22°C warmem Wasser überlebten alle *T. flavipes* eine Stunde. Bei zwei bis sieben Stunden Tauchzeit schwankte die Überlebensrate dieser Spezies von 30% bis 56%. Die Versuchsexemplare von *P. pallidus* überlebten alle zwei Tage Flutung. Bei zunehmender Versuchsdauer sank die Überlebensrate von 75% nach drei Stunden kontinuierlich auf 0% nach sieben Tagen ab.

In 4°C kaltem Wasser fand bei *Tenuiphantes flavipes* ein Rückgang der Überlebensraten von 90% nach einem Tag auf 20% bzw. 25% nach vier bzw. fünf Tagen statt. Bei längerer Versuchsdauer schwankte die Anzahl überlebender Exemplare deutlich. Nach sechs bzw. sieben Tagen stieg sie auf 57% bzw. 44% an, während nach zehn Tagen Flutung alle *T. flavipes* verstarben. Nach 15 Tagen überlebten dagegen 30% der Individuen. Die Art *Palliduphantes pallidus* zeigte hingegen eine kontinuierliche Abnahme der Überlebensrate von 80% nach ein bis zwei Tagen auf 11% nach 15 Tagen Flutung.

Tab 20: Überlebensraten von *Tenuiphantes flavipes* und *Palliduphantes pallidus* bei 22°C – ohne Wiederverwendung der überlebenden Exemplare

Art	1h	2h	3h	4h	5h	6h	7h
<i>Tenuiphantes flavipes</i>	7/7 (100%)	1/2 (50%)	6/12 (50%)	5/9 (56%)	5/14 (36%)	8/12 (67%)	3/10 (30%)
<i>Palliduphantes pallidus</i>	9/9 (100%)	2/2 (100%)	6/8 (75%)	2/4 (50%)	3/9 (33%)	1/5 (20%)	0/3 (0%)

Tab 21: Überlebensraten von *Tenuiphantes flavipes* und *Palliduphantes pallidus* bei 4°C – ohne Wiederverwendung der überlebenden Exemplare

Art	1d	2d	3d	4d	5d	6d	7d	10d	15d
<i>Tenuiphantes flavipes</i>	9/10 (90%)	8/9 (89%)	1/2 (50%)	1/5 (20%)	1/4 (25%)	4/7 (57%)	4/9 (44%)	0/5 (0%)	2/7 (29%)
<i>Palliduphantes pallidus</i>	8/10 (80%)	8/10 (80%)	5/11 (45%)	7/11 (64%)	3/7 (43%)	3/8 (38%)	3/10 (30%)	4/13 (31%)	1/9 (11%)

Zusätzlich zu den von Herrn Schneegaß durchgeführten Versuchsreihen konnten weitere Spinnenarten auf ihre Submersionstoleranz bei simulierter Sommerflut (Tab. 22) und Winterflut (Tab. 23) getestet werden. Hierbei wurden die überlebenden Exemplare eines Tauchgangs im nächsten Tauchgang erneut verwendet. Die größten Submersionstoleranzen bei 22°C zeigten juvenile Linyphiinae, sowie die Arten *Bathyphantes nigrinus* und *Palliduphantes pallidus*. Von den in der Hartholzauwe „Sandlache“ häufig auftretenden Arten

Centromerus sylvaticus und *Diplostyla concolor* überstanden die meisten Exemplare nur drei Stunden Flut. Nur jeweils zwei Individuen dieser Spezies überdauerten sechs Stunden submers. Eine geringe Fluttoleranz wies auch die im Polder dominant vorkommende Art *Ozytilla apicatus* auf. Im Gegensatz zu den adulten Wolfsspinnen der Gattung *Pardosa*, verstarben alle Subadulten *Pardosa agrestis* nach zweistündiger Versuchsdauer. Ebenso bemerkenswert war, dass keine der sechs getesteten *Tenuiphantes flavipes* länger als zwei Stunden Tauchzeit überstand. Von den Arten weiterer Familien verfügte keine über eine ausgesprochene Submersionstoleranz. Bei 4°C Wassertemperatur erwies sich *B. nigrinus* ebenfalls als sehr ausdauernd. Alle Exemplare überstanden die zehn Tage dauernde Flutung. Alle *D. concolor*, die meisten Exemplare von *C. sylvaticus* und die juvenilen *Neriene sp.* überlebten jeweils fünf Tage unter Wasser. Bereits ein Tag Überflutung wirkte sich dagegen letal auf *Centromerita bicolor* und *Diaea dorsata* aus.

Tab 22: Überlebensraten von verschiedenen Spinnenarten bei 22°C
– mit Wiederverwendung der überlebenden Exemplare; 1/1 = Zahlen vor dem Schrägstrich überlebende Individuen, Zahlen nach dem Schrägstrich tote Individuen

Art	2h	3h	4h	5h	6h	7h	8h	9h
Araneidae								
<i>Singa hamata</i>	1/1	1/1	1/1	0/1				
Linyphiidae								
<i>Bathyphantes nigrinus</i>	4/4	4/4	4/4	4/4	4/4	2/4	0/2	
<i>Centromerita bicolor</i>	2/4	2/2	0/2					
<i>Centromerus sylvaticus</i>	12/12	8/12	2/8	2/2	2/2	0/2		
<i>Diplostyla concolor</i>	10/10	10/10	2/10	2/2	2/2	0/2		
<i>Neriene sp.</i> (juvenil)	6/8	6/6	0/6					
<i>Oedothorax apicatus</i>	3/3	3/3	0/3					
<i>Palliduphantes pallidus</i>	3/3	3/3	3/3	3/3	3/3	0/3		
<i>Tenuiphantes flavipes</i>	0/6							
Linyphiinae (juvenil)	3/3	3/3	3/3	3/3	3/3	3/3	3/3	0/3
Lycosidae								
<i>Pardosa agrestis</i>	0/1							
<i>Pardosa agrestis</i> (juvenil)	0/8							
Tetragnathidae								
<i>Tetragnatha sp.</i> (juvenil)	0/2							
Theridiidae								
<i>Theridion sp.</i> (juvenil)	1/3	1/1	0/1					
Thomisidae								
<i>Xysticus sp.</i> (juvenil)	1/1	1/1	1/1	0/1				

Tab 23: Überlebensraten von verschiedenen Spinnenarten bei 4°C
 – mit Wiederverwendung der überlebenden Exemplare; 1/1 = Zahlen vor dem Schrägstrich überlebende Individuen, Zahlen nach dem Schrägstrich tote Individuen

Art	1d	2d	5d	10d
Clubionidae				
<i>Clubiona</i> sp. (juvenil)	2/2	2/2	0/2	
Linyphiidae				
<i>Bathyphantes nigrinus</i>	4/4	4/4	4/4	4/4
<i>Centromerita bicolor</i>	0/2			
<i>Centromerus sylvaticus</i>	18/18	18/18	15/18	0/15
<i>Diplostyla concolor</i>	3/3	3/3	3/3	0/3
<i>Neriene</i> sp. (juvenil)	5/6	5/5	5/5	0/5
<i>Palliduphantes pallidus</i>	1/1	1/1	1/1	0/1
<i>Tenuiphantes flavipes</i>	1/4	1/1	1/1	0/1
Thomisidae				
<i>Diaea dorsata</i> (juvenil)	0/1			

FLUCHTVERHALTEN

Das Verhalten der Arten *Pardosa agrestis*, *Pardosa amentata* und *Pardosa lugubris* bei einsetzender Flut wurde im Aquarium untersucht. Den Spinnen wurde als horizontale Fluchtmöglichkeit ein ansteigendes Ufer und als vertikale Fluchtmöglichkeit Stöcke angeboten.

***Pardosa agrestis*:** Diese Spezies wurde in fünf Versuchsdurchgängen zu jeweils 15 Exemplaren getestet. Dabei zeigte sich die Art als äußerst agil. Die Tiere liefen rasch im gesamten Aquarium umher. Bei Kontakt zum Wasser änderte der Großteil der Spinnen jedoch sofort ihre Laufrichtung. Die Exemplare, welche die Wasseroberfläche aufsuchten, liefen ohne Beeinträchtigungen auf dem Wasser und zeigten keinerlei Fluchtreaktionen. Umspülte Stöcke wurden ab einer Entfernung von 4cm registriert, aber nur gelegentlich aufgesucht. Die Verweildauer auf den Stöcken betrug durchschnittlich ein bis drei Minuten. An Land befindliche Stöcke wurden nicht erklommen. Nach vollständiger Flutung des Landteils hielten sich insgesamt 11 *P. agrestis* auf den Stöcken und 54 *P. agrestis* auf der Wasseroberfläche, zumeist treibend, auf.

***Pardosa amentata*:** Der Versuchsumfang betrug bei dieser Art fünf Durchgänge mit jeweils zehn Tieren. *P. amentata* verhielt sich während der Versuchsdurchführung sehr ruhig. Die Tiere bewegten sich selten und sammelten sich häufig in der Nähe der Wasserlinie. Auf die Wasseroberfläche liefen insgesamt nur fünf Spinnen. *P. amentata* bewegte sich auf dem Wasser langsam fort. Weibchen mit Kokon sanken dabei mit dem Opisthosoma ein und verloren ihre Bewegungsfähigkeit. Wenn auf der Wasseroberfläche ruhende Spinnen an die Stöcke angetrieben wurden, versuchten diese die Stöcke zu erklimmen. Dabei bereitete die

Oberflächenspannung den Tieren erhebliche Schwierigkeiten. An Land befindliche Stöcke wurden nicht aufgesucht. Nach der Überflutung des Uferbereichs befanden sich 16 der 50 Spinnen auf den Stöcken, der Rest trieb auf dem Wasser.

Pardosa lugubris: Insgesamt wurden 200 dieser Spinnen in zehn Versuchen mit je 20 Exemplaren untersucht. Bezüglich der Laufaktivität ähnelte *P. lugubris* der Spezies *P. agrestis*. Diese agilen Spinnen suchten die Wasseroberfläche häufig auf. Sie waren in der Lage, sich mit hoher Geschwindigkeit und ohne einzusinken auf dem Wasser fortzubewegen. *P. lugubris* kletterte bei ansteigender Flut vom Land und vom bereits gefluteten Bereich aus auf die angebotenen Stöcke. Dort verweilte die Art durchschnittlich 15 bis 20 Minuten. Nach vollständiger Flutung des Uferbereichs kletterten weitere 18 *P. lugubris* auf die angebotenen Stöcke. Diese wurden von den Spinnen nicht mehr verlassen. Insgesamt hielten sich nach Ende der Versuche 59 von 200 *P. lugubris* auf den Stöcken auf.

FAZIT

Alle getesteten Spinnenarten verfügten bei 22°C Wassertemperatur nur über eine sehr geringe Submersionstoleranz von wenigen Stunden. Somit dürfte keine der behandelten Spezies in der Lage zu sein, eine Sommerflut submers zu überdauern. Bei 4°C hingegen waren vor allem die in feuchteren Lebensräumen vorkommenden Arten in der Lage mehrere Tage unter Wasser zu überleben. Unter den Wolfsspinnen erwies sich dabei *Pardosa lugubris* mit einer durchschnittlichen Überlebensdauer von fünf bis sieben Tagen, einzelne Exemplare überlebten über eine Woche, als verhältnismäßig ausdauernd. Vertreter der stenotopen Auenart *Bathyphantes nigrinus* (Linyphiidae) überstanden bei 4°C sogar zehn Tage unter Wasser. Von den in der Aue sehr häufigen Spezies *Diplostyla concolor*, *Centromerus sylvaticus* und *Palliduphantes pallidus* war zumindest ein Teil der getesteten Spinnen in der Lage, bei 4°C fünf Tage untergetaucht zu überleben. Aus den ermittelten Submersionstoleranzen der Spinnen lässt sich schließen, dass die betreffenden Arten in der Lage sind, eine kurze periodische Winterflut zu überstehen. Lange, über Wochen anhaltende Fluten, werden wohl nur von ausgesprochenen Bewohnern der Feuchtgebiete toleriert.

Bei der Simulation ansteigender Flut zeigten die in verschiedenen Habitaten Verbreitungsschwerpunkte bildenden Arten aus der Gattung *Pardosa* unterschiedliche Verhaltensmuster. Die Waldart *Pardosa lugubris* wies eine deutliche vertikale Fluchtreaktion auf, die Freiflächenart *Pardosa agrestis* beachtete die Stöcke kaum und lief über die Wasseroberfläche. Die auf Wiesen vorkommende *Pardosa amentata* zeigte dagegen ein als

eher passiv zu beschreibendes Verhaltensmuster. Diese Art ließ sich auf dem Wasser treiben, sank dabei tief ein und hatte durch die Oberflächenspannung des Wassers Probleme sich auf trockene Bereiche zu retten.

4. Diskussion

4.1 „Flut und Hitze“ – Folgen des Klimawandels und ihre Auswirkungen auf Bodenarthropoden

Im Hinblick auf die zukünftige Veränderung des Klimas werden detaillierte Kenntnisse auf diesem Gebiet elementar sein, um die weitere Entwicklung der Lebensgemeinschaften von Bodenarthropoden in flussnahen Lebensräumen einschätzen zu können. Denn das Wetter wird durch den Klimawandel extremer werden und Überflutungsereignisse als auch Trockenperioden werden häufiger auftreten (JENTSCH & BEIERKUHNLEIN 2008).

Verantwortlich hierfür ist die zunehmende Erwärmung der Atmosphäre. Das 20. Jahrhundert war das wärmste seit Beginn der Temperaturmessungen vor ungefähr 500 Jahren. Dabei konnte während des letzten Jahrhunderts ein starker Trend stetiger Erwärmung festgestellt werden. Die wärmste je gemessene Dekade ereignete sich in den Jahren 1994 bis 2003, die neun wärmsten Jahre in Europa wurden ab 1989 verzeichnet (LUTERBACHER et al. 2004). Dieser Trend setzt sich weiter fort (KERR 2007, MCMULLEN & JABBOUR 2009). Verschiedene Klimamodelle lassen wärmere, feuchte Winter und trockenere Sommer mit wesentlich variableren Temperaturen erwarten (KLEIN et al. 2003, SCHÄR 2004). Berechnungen von STOTT et al. (2004) zufolge ergibt sich eine anthropogen beeinflusste Erhöhung der Wahrscheinlichkeit weiterer Extremsommer um 75%. Im Jahr 2040 könnte bereits jeder zweite Sommer so warm wie der Extremsommer 2003 sein. Höhere Temperaturen führen zu erhöhter Wasseraufnahme in der Atmosphäre. SANTER et al. (2007) prognostizieren einen Anstieg des Wassergehalts von 7% pro einem Grad Kelvin Erderwärmung. Das nun in der Atmosphäre gebundene Wasser fehlt auf der Erde – sie trocknet stärker aus. Die Folge sind vermehrt auftretende, starke Trockenperioden bei lange anhaltenden Hochdrucklagen.

Eine größere Menge an Wasser in der Atmosphäre führt aber auch zu heftigeren Niederschlägen bei starker Abkühlung (CHRISTENSEN & CHRISTENSEN 2002, WENTZ et al. 2007, ALLAN & SODEN 2008). In Süddeutschland konnte bereits eine kontinuierliche Zunahme an überdurchschnittlich starken Regenfällen während der letzten 100 Jahre festgestellt werden (TRÖMEL & SCHÖNWIESE 2007). Solche sehr starken Niederschläge bewirkten die katastrophalen Sommerfluten, die sich in den letzten Jahren in Mitteleuropa ereigneten (Oder 1997, Weichsel 2001, Elbe 2002 und 2006, March 2005, Donau 2002 und 2006).

In Mitteleuropa wird in Zukunft eine generelle Erhöhung der Niederschlagsmenge im Winter und eine Abnahme im Sommer erwartet (GIORGI et al. 2004). Insgesamt wird die jährliche Niederschlagsmenge jedoch abnehmen. Die Flüsse Mitteleuropas und insbesondere der Rhein werden im Winter daher mehr und im Sommer weniger Wasser führen (MIDDELKOOP et al. 2001). Periodische Fluten während der Schneeschmelze werden, trotz höherer Pegelstände allerdings seltener vorkommen, da durch höhere Wintertemperaturen nur noch ein Teil der Niederschläge in Form von Schnee bis zum Frühjahr konserviert wird und der fehlende Schmelzwassereintrag wird sich zusätzlich negativ auf die Wasserführung im Sommer auswirken (SCHNEEBERGER et al. 2003). Durch den Klimawandel werden in Mitteleuropa folglich die Frequenzen von unperiodischen Hochwässern im Sommer zunehmen und die von periodischen Hochwässern im Frühjahr abnehmen. Wahrscheinlicher werden auch Hitzewellen und starke Austrocknung im Sommer.

Ufernahe Lebensräume sind erheblich durch wiederkehrende Überflutungen geprägt. Durch diese Störungen werden Arthropodengemeinschaften stark in ihrer Zusammensetzung beeinflusst. Viele ökologische Arbeiten über Arthropoden in Auwäldern, Poldern, Nasswiesen und anderen Feuchtgebieten beschäftigten sich daher mit den Auswirkungen solcher Überflutungsereignisse. Wichtig zum Verständnis des Einflusses von Überflutungen auf Bodenarthropoden sind Kenntnisse über deren Strategien zum Überleben einer solchen „Katastrophe“.

Zunächst sei zu erklären, was unter dem Begriff des Überschwemmungsgebietes zu verstehen ist. Überschwemmungsgebiete (engl. Floodplains) gehören zur Kategorie der Feuchtgebiete, die Übergangsbereiche von terrestrischen zu aquatischen Ökosystemen (sog. ATTZ: Aquatic/ Terrestrial Transition Zones) beinhalten. Sie unterliegen dem von JUNK et al. (1989) erstellten und von JUNK & WANTZEN (2004) überarbeiteten Flut-Puls-Konzept (FPC: Flood Pulse Concept). Dabei kommt es während periodischer mono- bzw. polymodaler Überflutungen zum Austausch von Wasser, Nährstoffen und Organismen zwischen dem (Fließ-) Gewässer und der überfluteten Fläche. Das FPC wurde anhand gesammelter Daten vom Mississippi- und Amazonasgebiet entwickelt, lässt sich aber auch auf den Rhein (VAN DEN BRINK et al. 1994) übertragen. Durch eine weniger saisonale Niederschlagsverteilung und Speisung durch Schmelzwasser ist allerdings der genaue Eintritt der Flut in Mitteleuropa nicht wie in den Tropen vorhersagbar. Weiterhin ist in Mitteleuropa der Wechsel zwischen den Jahreszeiten und nicht der Wechsel zwischen Flut und Trockenperiode (Regen- und Trockenzeit) der bestimmende Faktor der Lebensvorgänge der Tiere (ADIS & JUNK 2002).

Die längsten, kontinuierlich wieder kehrenden Überflutungsereignisse kennt man aus tropischen Gebieten. Ausführliche Beobachtungen zu Anpassungen an Überflutungsereignisse liegen aus dem Amazonas-Gebiet vor (BECK 1976, JUNK 1980, ADIS & MEISSNER 1991, ADIS 1992, ADIS & LATIF 1996, ADIS & JUNK 2002). Dort werden die Überschwemmungswälder und die ihnen vorgelagerten Uferbereiche, je nach Höhenlage, jährlich für 5 bis 7 Monate überflutet. Nach ADIS (1992) und ADIS & JUNK (2002) waren diese Bedingungen seit dem Pleistozän relativ stabil. Klimatische Veränderungen während der Eiszeiten werden als zu gering angesehen, um Einflüsse auf die Fauna zu nehmen. Daher konnten Arthropoden spezielle Anpassungen morphologischer, physiologischer, phänologischer oder ethologischer Art entwickeln. Andererseits gibt es auch die Ansicht, dass das Amazonasgebiet durch ein trockeneres Klima während der Würmeiszeit versteppte (TRICART 1974), bzw. danach nicht von Wald bedeckt war (MAYLE & POWER 2008). Für stabile klimatische Bedingungen während dieses Zeitraums sprechen dagegen Sediment- und Fossilbelege aus dem Oberen Miozän bis Pliozän von LATRUBESSE et al. (1997). Die Autoren konnten eine typische Wirbeltiergemeinschaft des Tiefland-Regenwaldes in Westamazonien rekonstruieren und schließen daher eine Versteppung der Region aus. Eine Versteppung wird ebenfalls von COLINVAUX et al. (1996) anhand kontinuierlicher Pollenfunde von tropischen Regenwald bildenden Baumarten für das Untere Pliozän und das Holozän ausgeschlossen. Wahrscheinlich liegt, wie so oft, die Wahrheit dazwischen. COOK & VIZY (2006) gehen davon aus, dass während der letzten Eiszeit zwischen 25 % und 30 % weniger Niederschlag im westlichen Amazonasbecken fiel, da ihre Klimamodelle ein späteres Einsetzen des Monsuns erkennen lassen. Eine vollständige Versteppung Amazoniens halten COOK & VIZY (2006) jedoch für unwahrscheinlich. Als wahrscheinlich werden hingegen versteppte Areale mit Primärwald bedeckten Refugialräumen im Südwesten Amazoniens angesehen (HAFFER & PRANCE 2001, 2002). Geringere Niederschlagsmengen während der letzten Eiszeit wirkten sich auch auf die Wasserführung des Amazonas aus. So stellten MASLIN & BURNS (2000) bei einer Sauerstoff-Isotopenuntersuchung an Foraminiferen aus dem Mündungsbereich des Amazonas fest, dass der Fluss zu dieser Zeit im Vergleich zu heute 40% weniger Wasser führte. Ein geringerer Einfluss des Überflutungsregimes in Amazonien ist durch die niedrigere Wasserführung des Stroms zu Ende der letzten Eiszeit anzunehmen, in wieweit sich dies auf die Tierwelt auswirkte ist jedoch schwer abzuschätzen. Doch nicht nur die Stärke der klimatischen Einflüsse auf die Tierwelt ist umstritten. BECK (1976) erachtet eine Dauer von ca. zwei Millionen Jahren als zu kurz für den evolutiven Erwerb von speziellen

Anpassungen an Flut. Daher geht er davon aus, dass während der periodischen Fluten in der Regenzeit eine weitgehende Vernichtung der terricolen Arthropodenfauna stattfindet.

ADIS (1992) und ADIS & JUNK (2002) nehmen an, dass der Hauptanteil der am Boden lebenden Arthropoden in Überflutungswäldern die Überschwemmungen durch vertikales Ausweichen in das Kronendach übersteht. Adis gelang es, bei bodenbewohnenden Gliedertieren, Horizontal- oder Vertikalwanderungen beziehungsweise Abflüge nachzuweisen. Diese Arten wurden als Migranten bezeichnet. Die Non-Migranten überstehen die Flutperioden in einem Ruhestadium, oder überdauern die Flut in Eiform. Zum Beispiel überleben terrestrische Milben (Oribatida) die Flutperiode und den damit verbundenen Sauerstoffmangel durch das Umschalten von aerobem Stoffwechsel zu einem anaeroben Stoffwechsel und fallen in eine Dormanz. Tausendfüßer der Gattung *Myrmecodesmus* sind in der Lage, mit Hilfe eines auf der Exocuticula abgesonderten Netzes (Cerotegument) Luft zu speichern und eine Plastronatmung zu betreiben. Sie können dadurch über ein Jahr submers überleben. Ein Teil der Migranten nimmt eine Vertikalwanderung vor. Diese Tiere weichen temporär vor der Flut in die Stamm- und Kronenregion ab. Dabei findet entweder unmittelbar vor der Überflutung, oder mehrere Wochen vorher, mit Beginn der Regenzeit, ein Stammaufbau aller, beziehungsweise bestimmter fortbewegungsfähiger Entwicklungsstadien statt. Die Fortpflanzungsphase findet während der Trockenzeit am Waldboden statt. Der Fortpflanzungszyklus ist mit dem periodischen Wasserwechsel synchronisiert. Unter den Spinnentieren (Arachnida) hat ADIS (1992) Vertikalwanderungen bei Weberknechten (Opilionida) und Pseudoskorpionen (Pseudoscorpionida) intensiv untersucht.

Bei den Weberknechtarten *Stygnidis influtus* und *Eucynortula lata* findet die gesamte Entwicklung am Waldboden statt. Bei auflaufendem Wasser sind die meisten Tiere adult und weichen in die Stamm- und Kronenregion aus. Nach dem Ende der Überschwemmungsperiode steigen die Tiere wieder herab und sterben während der nächsten Trockenperiode. Ob die Begattung am Waldboden, oder im Kronendach stattfindet, konnte nicht geklärt werden.

Für die zu den Pseudoskorpionen gehörenden Spezies *Tyrannochthonius amazonicus* und *Tyrannochthonius migrans* wurde ein juveniles Wanderstadium nachgewiesen. Das letzte Juvenilstadium, die Tritonymphe, verbringt die Überschwemmungszeit unter loser Rinde am Stamm und kehrt mit dem Trockenfallen auf den Waldboden zurück. Dort finden die Reife zum Adultus und die Paarung statt. Nach der Eiablage sterben die Pseudoskorpione rasch ab. Die Webspinnen wurden von Adis nur peripher untersucht, allerdings beobachtete er für einige Vertreter ein unmittelbares Ausweichen vor der Flut in die Stamm- und Kronenregion.

WEIGMANN & WOHLGEMUTH-VON REICHE (1999) vermuten prinzipiell ähnliche Überlebensstrategien bei der Bodenfauna mitteleuropäischer Tiefland-Flussauen. Allerdings können diese nicht Produkte eines Evolutionsprozesses sein, da die mitteleuropäischen Flussauen erst seit Ende der letzten Eiszeit existieren (seit 12000 Jahren), Winterhochwässer nicht jedes Jahr zum gleichen Zeitpunkt einsetzen und zusätzlich unperiodische Sommerfluten auftreten, die vermutlich eine verheerende Wirkung auf überflutungsempfindliche Entwicklungsstadien der Lebewesen haben. Demzufolge gibt es wahrscheinlich nur wenige Arten mit speziellen Anpassungen an den Überflutungsrhythmus im Jahresverlauf. Es handelt sich in diesen Fällen um phänologische Anpassungen oder Resistenzen (Prädispositionen), die die Tiere schon vor der Besiedlung der Flussauen erwarben (HILDEBRANDT 1997).

Folgend werden Prädispositionen, die dem Überleben von Fluten dienen, von verschiedenen in der AG Prof. Dr. Gerhard Eisenbeis behandelten Arthropodengruppen vorgestellt. Auf dem Boden lebende Springschwänze (Collembola) verfügen über eine spezielle Oberflächenstruktur der Epicuticula (Mikro- und Makrotuberkel), (HALE & SMITH 1966, LAWRENCE & MASSOUD 1973, EISENBEIS & WICHARD 1985) und eine Lipidschicht (GHIRADELLA & RADIGAN 1974), die den Tieren hydrophobe Eigenschaften verleiht und ein Untergehen verhindern. Bei Überflutungen entsteht darauf ein dünner Luftfilm, welcher als künstliche Lunge (Plastron) fungiert und den Collembolen die Atmung ermöglicht. Als eine physiologische Prädisposition an Flut einiger im Boden lebender Collembolenarten dient eine Stoffwechsellumstellung unter sauerstofffreien Bedingungen (Anoxie) (ZINKLER & PLATTHAEUS 1996). Die Tiere können somit im sauerstoffarmen überfluteten Boden länger überleben. Viele Collembolen überstehen Flutperioden durch resistente Eier. Die Jungtiere schlüpfen kurz nach dem Trockenfallen des Untersuchungshabitates aus (TAMM 1984, 1986, GAUER 1997).

Laufkäfer (Carabidae) wandern bzw. fliegen bei einsetzender Flut ab (SIEPE 1989, BONN & KLEINWÄCHTER 1999, SPANG 1999), besitzen aber auch die Fähigkeit eine bestimmte Zeit unter Wasser zu überleben (HILDEBRANDT & HANDKE 1997). In Gebieten mit kontinuierlichen Winterfluten lebt ein besonders hoher Anteil an Frühjahrsbrütern (LEHMANN 1965). Diese Arten überwintern als Imago und sind dadurch überflutungsresistenter als die überwinternden Larven der Herbstbrüter (FUELLHAAS 1998).

Bei Diplopoden und Chilopoden führen längere Überflutungen zu einem fast vollständigen Ausfall (ZERM 1999). Mit steigender Regelmäßigkeit, Intensität und Länge des Hochwassers sinkt die Artanzahl. Ein Vertreter der Risiko-Strategie der Opportunisten stellt *Lamyctes emarginatus* dar (WEIGMANN & WOHLGEMUTH- VON REICHE 1999). Durch

parthenogenetische Fortpflanzung und der kurzen Entwicklungszeit von 6 bis 12 Wochen bis zum Adult, kann dieser Chilopode dauerhaft offene, regelmäßig und lange überflutete Flächen wiederbesiedeln (ZERM 1997). Dagegen überleben die Bandfüßer (Polydesmida) *Polydesmus denticulatus* und *Brachydesmus superus* über 70 Tage (ZULKA 1991) und *Polyzonium germanicum* bis zu 43 Tage unter Wasser (TUFOVA & TUF 2005). Bei der einjährigen Art *L. emarginatus* überwintern nur die Eier, welche auch noch nach mehrwöchigen Winter- oder Frühjahrsüberflutungen entwicklungsfähig bleiben und eine rasche Wiederbesiedlung der Überschwemmungsflächen ermöglicht (ZERM 1997). Diese hohen Toleranzwerte werden allerdings nur bei kühlem (4-10°C) und sauerstoffgesättigtem Wasser erreicht. Ein sommerliches Hochwasser hat daher auf die bestehende Zönose weitaus negativere Auswirkungen, als die Überschwemmungsereignisse in der kühleren Jahreszeit.

Im Unterschied zu den Anpassungen an Überflutungen wurden die Anpassungen an Trockenperioden von Arthropoden aus Flusslandschaften sehr selten untersucht. Dies liegt mit hoher Wahrscheinlichkeit an der Problematik der Definition von Trockenheit in einem hydrologisch geprägten System (MCMAHON & FINLAYSON 2003). Nach HUMPHRIES & BALDWIN (2003) müsse daher in Zukunft der Begriff „Trockenheit“ hydrologisch für jedes verschiedene Untersuchungsgebiet passend definiert werden.

Folgend werden Anpassungen aufgeführt, die einen Selektionsvorteil von Mitteleuropäischen Arthropoden bei Trockenperioden darstellen. Viele der auf Bäumen lebenden Collembolen besitzen zum Schutz gegen Austrocknung eine verdickte Wachsschicht (VEGTER 1987, MEIER & ZETTEL 1997, SIMON 2007). Einige der vorwiegend am Boden lebenden Springschwänze können bei Trockenheit ihre Verdunstungsrate drastisch senken. Hierzu fallen die Tiere in einen anhydrobiotischen Zustand. In dieser Art Ruhestarre können Collembolen nicht nur Trockenheit sondern auch extreme Kälte überdauern (BELGNAOUI & BARRA 1989, POINSOT-BALAGUER & BARRA 1991). Finden häufiger kurze Trockenperioden hintereinander statt, können sich Springschwänze daran gewöhnen. So wies die Art *Folsomia candida* nach vorinduzierter Trockenheit im erneuten Versuch deutlich höhere Überlebensraten auf (SJURSEN et al. 2001).

Spezielle Anpassungen an Trockenheit bei mitteleuropäischen Laufkäfern sind nicht bekannt (MARX et al. 2008). Bei starker Trockenheit wandern hygrophile Carabidenarten ab (BONN et al. 2002). In trockenen Gebieten überwiegen Herbstbrüter, ihre Larven sind im Winter stärker vor Austrocknung geschützt als die sich während des Sommers entwickelnden Larven der Frühjahrsbrüter (MÜLLER- MOTZFELD 2004).

Chilopoden verfügen über keine wachsartige Cuticula, das kalzifizierte Exoskelett der Diplopoden ist stark wasserdurchlässig, daher verbringen beide Tiergruppen Trockenperioden im Erdreich (BLOWER 1955, EASON 1964, HAACKER 1968, DEMANGE & MAURIES 1975). Bei dem Pinselfüßer *Polyxenus lagurus* (Polyxenidae) konnten EISENBEIS & WICHARD (1985) einen sehr niedrigen Transpirationsverlust und die Aufnahme von Wasserdampf aus der Atmosphäre nachweisen. Hierzu wurden die Tiere in vollkommen trockener Luft (0% relative Luftfeuchte) über mehrere Tage gehalten. Die stündliche Abnahme der Wassermasse betrug in dieser extremen Umgebung weniger als 1%. In 98% relativer Luftfeuchte konnte sogar eine Absorption von Wasserdampf gemessen werden, der einer Gewichtszunahme von mehr als 3% pro Stunde entsprach. Der Zeitpunkt der Absorption lag zwischen 5 und 6 Uhr morgens. Dies entspricht dem Zeitpunkt der Taubildung, bei dem eine hohe Umgebungsfeuchte zu erwarten ist. Diese Anpassungen sind für den Lebensraum von *Polyxenus lagurus* sehr wichtig, da er als Rindenbewohner mit einer eher trockenen Umgebung zurechtkommen muss.

4.2 Allgemeiner Überblick über den Stand der Forschung an Webspinnen mit besonderer Berücksichtigung der Arbeiten aus ufernahen Habitaten

Dieses Kapitel dient dem Leser, eine detaillierte Übersicht zur Ökologie der Spinnen aus ufernahen Habitaten und aus der Agrarlandschaft Mitteleuropas zu erlangen. Im Vordergrund stehen die Anpassungen der Spinnen an das Überflutungsregime der Ströme, der Einfluss der Störungsintensität auf Spinnen in landwirtschaftlich genutzten Flächen und die Anpassungen der Spinnen an Trockenheit und Hitze. Beginnen möchte ich diesen allgemeinen Überblick mit einem kurzen Einblick in die Anfänge der Arachnologie im Zeitalter der Aufklärung, da ohne die Arbeit dieser Pioniere eine Forschung im heutigen Sinne schwer denkbar wäre.

Die Anfänge der Arachnologie

Erstmals fanden Spinnen wissenschaftliche Beachtung in den Lehrschriften des Aristoteles (384-322 v. Chr.). Bis ins Zeitalter der Aufklärung im 17ten und 18ten Jahrhundert galten die Schriften des Aristoteles, Plinius und arabischer Gelehrter als das Maß aller Dinge. Die Autoren der Renaissance beschränkten sich auf das Zusammentragen dieser Schriften, eigene Beiträge wurden selten beigefügt. Wenn zu dieser Zeit Artikel verfasst wurden, wie zum Beispiel von ALDROVANDI (1602) und MOFFET (1634), beinhalteten diese meist nur Berichte über Kuriositäten, Monstrositäten und Volksmedizin. Erste, auf genaue

Beobachtung und Beschreibung fundierende Abbildungen lieferten Jan Swammerdam (1637-1680), Martin Lister (1638-1712), Sibylla Merian (1647-1717) und August Johann Rösel von Rosenhof (1705-1759). Das erste Buch, welches ausschließlich den Spinnen gewidmet wurde trug den Titel Svenska Spindlar/ Aranei Svedici. Es wurde 1757 von Carl Alexander Clerck (1709-1765) verfasst. Die in diesem Werk verwendete Spinnennamen, sind die einzigen unter den vor der 10ten Auflage der Systema naturae (LINNAEUS 1758) publizierten Tiernamen, die die ICZN (International Commission on Zoological Nomenclature) akzeptierte. Dennoch war das Wissen über Spinnen zu dieser Zeit sehr lückenhaft. Ende des 18ten Jahrhunderts lagen zwar genaue Beschreibungen der Häutung, des Netzbaus und die Kenntnis von winter- bzw. sommeraktiven Arten vor, dennoch wurden den Spinnen die Fähigkeit zur Wettervorhersage und eine Vorliebe für Musik zugeschrieben (QUATREMERE-DISJONVAL 1798). Im 19ten Jahrhundert erschienen, dank zunehmendem Interesse an der Zoologie, eine Vielzahl wissenschaftlicher Artikel von diversen europäischen Autoren mit genauen Beschreibungen und Zeichnungen neu entdeckter Spinnenarten. Als Vater der Spinnen-Ökologie kann man den Engländer John Blackwall (1790-1881) bezeichnen (BELL 2005). Er entdeckte unter anderem die taxonomische Relevanz des männlichen Pedipalpus bei den Webspinnen und untersuchte als erster unter Laborbedingungen den genauen Vorgang der passiven Windverdriftung bei Spinnen. Im Südwestdeutschen Raum gehen die Wurzeln der Arachnologie auf Karl Friedrich Wider zurück. Der Oberpfarrer aus Beerfeld im Odenwald verfasste im Jahr 1834 die erste Abhandlung der Arachnologischen Gesellschaft des Senckenberg-Museums Frankfurt in der Reihe Museum Senckenbergianum (WALTER 2007).

Spinnen in ufernahen Lebensräumen und ihre Anpassungen ans Überflutungsregime

Die Spinnengemeinschaft ufernaher und dem Überflutungsregime ausgesetzter Lebensräume beinhaltet opportunistische, aber auch stenotope Arten. Beide Gruppen weisen nach WEIGMANN & WOHLGEMUTH-VON REICHE (1999) Prädispositionen auf, die es ihnen ermöglichen erfolgreich in Überflutungsgebieten zu siedeln. Die meisten Opportunisten sind euryöke Arten, welche in Ökosystemen mit hoher Störungsintensität (Agrarflächen und Überschwemmungsgebiete) vorkommen. Eine Prädisposition der Opportunisten an Überflutung stellt die „Risiko-Strategie“ dar. Opportunisten etablieren sich oft nicht dauerhaft, sondern meist nur in Phasen des Ressourcen-Überschusses und der Konkurrenzarmut. Also auf den Auenflächen nach Überflutungen, wenn dort viele Populationen weitgehend verschwunden sind. Durch ihr dynamisches Besiedlungsverhalten und ihre starke Vermehrungsfähigkeit können die Opportunisten nach dem Rückgang des

Wassers schnell ungenutzte Nischen besetzen. Eine starke Dispersion von Teilen der Population, besonders ein Abwandern in umgebende Areale, fördert die Chancen einer späteren Wiederbesiedlung. Eine solche Wiederbesiedlung eines nach der Überflutung trocken fallenden Areals erfolgt entweder durch eine terrestrische Einwanderung oder Windverdriftung (ballooning). WOHLGEMUTH-VON REICHE & GRUBE (1999) bezeichnen die aeronautische Verbreitung von vielen Zwergspinnen aus der Unterfamilie der Erigoninae und juvenilen Wolfsspinnen (Lycosidae) als ein besonderes Phänomen der ungerichteten Migration.

Potentiell können sich alle Spinnen unter einer Größe von drei Millimetern vom Wind verdriften lassen (BEYER & GRUBE 1997). Das zeigt zum Beispiel die Fülle an Arten und Familien von Primärbesiedlern auf Gründächern Londons (KADAS 2006). Besonders häufig ist die passive Windverdriftung bei den Erigoninae zu finden (WEYMAN et al. 2002, ÖBERG et al. 2008). Aeronautisch aktiv werden sie vor allem in den Morgenstunden nach Sonnenaufgang (THORBECK et al. 2002). Die Spinnen klettern hierbei auf windexponierte Stellen (Gräser, Zweige etc.) und geben einen Spinnfaden in die aufwärts strömenden Luftmassen ab (RICHTER 1970). Der Faden ist dem Luftstrom stärker als die vom Untergrund geschützte Spinne ausgesetzt und fungiert als Schleppseil bzw. Ballon (SUTER 1999). Leichten Spinnen mit langen Spinnfäden reichen, anhand des geringen Verhältnisses von Oberfläche zum Volumen, bereits geringste Aufwinde, um sich passiv verdriften zu lassen. Nach THOMAS & JEPSON (1999) steigt die Zahl an Stunden pro Tag, an denen die meteorologischen Bedingungen für das „ballooning“ ausreichen, von Juni bis Ende August kontinuierlich an. Die ideale horizontale Windgeschwindigkeit liegt bei drei Meter pro Sekunde. Unter diesen Bedingungen ist das Verhältnis von vertikalen zu horizontalen Luftströmen sehr groß und ermöglicht auch schwereren Spinnen, sich vom Untergrund abheben zu lassen.

Doch warum handelt es sich, wie von WEIGMANN & WOHLGEMUTH-VON REICHE (1999) beschrieben, bei den Aeronauten wirklich nur um ausschließlich euryöke Arten? Die starke Abhängigkeit von Windrichtung und Windgeschwindigkeit macht eine gezielte Ausbreitung für einen Aeronauten unmöglich. Daher setzt ein besonders ausgeprägtes aeronautisches Verbreitungspotential die Fähigkeit voraus, in vielen verschiedenen Habitaten zu überleben. Die Kosten für das „ballooning“ sind für euryöke Arten daher sicher niedriger als für stenöke Arten. Daher ist die Entwicklung von aeronautisch aktiven Generalisten gegenüber der von Spezialisten evolutiv begünstigt. Experimente von BONTE et al. (2003, 2004) scheinen diese Hypothese zu bestätigen. Sie ermittelten die „ballooning-frequency“ verschiedener Spinnenarten. Zu den Spezies mit besonders hohem aeronautischen

Verbreitungspotential zählten: *Erigone atra*, *Erigone dentipalpis*, *Meioneta rurestris*, *Tenuiphantes tenuis* und *Walckenaeria antica*. Bei diesen Spezies handelt es sich um euryöke Offenlandarten. Spezialisten wiesen hingegen Werte von Null bis 12 % auf. Dementsprechend sehen BONTE et al. (2003, 2004) eine negative Korrelation zwischen Habitatspezialisierung und aeronautischem Verbreitungspotential.

Die Voraussetzungen für ein erfolgreiches „ballooning“ sind: Eine gewisse ökologische Omnipotenz, ein geringes Eigengewicht, das Vorhandensein von Flächen mit ungenutzten Ressourcen und günstige Windbedingungen. Aber wie schnell und durch welche Spezies/ Familien erfolgt eine (Wieder-) Besiedelung eines trocken gefallenen Areals? GRUBE & BEYER (1997) fanden auf Flächen an der Unteren Oder nach starkem Überflutungseinfluss hauptsächlich euryöke Linyphiidae. Innerhalb der ersten vier Wochen nach der Mai-Flut wurde das trocken gefallene Gebiet von den Zwergspinnenarten *Erigone atra* und *Erigone dentipalpis* besiedelt. Ab dem Hochsommer bis in den Herbst folgten die Arten *Oedothorax apicatus* und *Oedothorax fuscus*. Bei der Interpretation ihrer Ergebnisse beachteten GRUBE & BEYER (1997) zwar, dass sie frühjahrsaktive Wolfsspinnen zum Zeitpunkt des Trockenfallens im Frühsommer nicht mehr antreffen konnten, erwähnten allerdings auch keine Vorkommen von juvenilen oder adulten Wolfsspinnen der zweiten Generation im Herbst. Zumal diskutierten diese Autoren nicht, ob die Besiedlungsabfolge durch ein höheres aeronautisches Potential der *Erigone*-Arten, oder durch phänologische Aspekte zustande kam. Untersuchungen über die Aeronautik verschiedener Wolfsspinnenstadien von RICHTER (1970) zeigten, dass Wolfsspinnen der Gattung *Pardosa* subadult überwintern. Die Geschlechtsreife und die Paarung erfolgen im April. Im Juli findet eine erneute Paarung statt. Die erste Generation an Jungtieren zeigt bis zur Häutung zum Subadultus im August ein migratorisches Verhalten. Euryöke *Pardosa*-Arten weisen dabei ein weniger ausgeprägtes aeronautisches Verhalten als stenöke Arten auf. Die zweite Generation wurde nicht untersucht. RICHTER (1970) vermutet, dass die Tiere durch die aeronautische Verbreitung im Frühsommer von den Auswirkungen der unperiodischen Sommerhochwasser nicht so stark erfasst werden. Dennoch scheint die Toleranz von Störungen durch häufige Fluten besser von den Linyphiidae als von Lycosidae verkraftet zu werden. So fand SIEPE (1985) am südlichen Oberrhein bei Bremgarten mit steigender Überflutungsintensität immer weniger Lycosidae, aber immer mehr Linyphiidae der Gattungen *Erigone* und *Oedothorax*. Juvenile und somit potentiell aeronautisch aktive Lycosidae wurden von SIEPE (1985) jedoch auf allen Flächen vorgefunden. Die höhere Konkurrenzfähigkeit der Linyphiidae gegenüber den Lycosidae auf störungsintensiven Flächen resultiert aus ihrer schnelleren Generationsfolge. Dieser Aspekt

wird im Abschnitt „Einfluss der Störungsintensität auf Spinnen des Offenlandes“ näher betrachtet werden.

Neben der Fähigkeit sich vom Wind verdriften zu lassen, existieren noch weitere Überlebensstrategien. Einen nicht unerheblichen Anteil an Spinnen in Feuchtbiotopen stellen hygrobionte Arten. Diese stenotopen Spezies sind in besonderem Maße auf feuchte bis nasse, zum Teil beschattete und regelmäßig überflutete Habitate angewiesen. Durch ihre enge Bindung an solche Lebensräume, kommt für diese Spezies eine Auswanderung meist nicht in Frage. Diese Arten können Überflutungen unbeschadet überstehen, daher nimmt ihre Anzahl bei stetigem Flutpuls zu. Sinkt die Überflutungsintensität ab, gehen diese stenotopen Arten zurück (KRUMPÁLOVÁ 2005). Bei ausbleibender Flut kann es sogar zu einer völligen Veränderung der Fauna innerhalb kurzer Zeit kommen (BALLINGER et al. 2005). So sehr die stenotopen Arten auf kontinuierliche Hochwässer angewiesen sind, sie müssen sich dennoch vor den anrückenden Fluten in Sicherheit bringen. Die einfachste Lösung für diese aeronautisch inaktiven Spinnen stellt sicherlich die Flucht in höher gelegene Bereiche dar. Diese kann in horizontaler, aber auch in vertikaler Richtung erfolgen. Die vertikale Flucht auf Bäume und andere höhere Vegetation wurde mehrfach beobachtet (ZULKA 1989, GOERTZ 1998, 1999, KUBCOVÁ & SCHLAGHAMERSKÝ 2002). So reagierten vor allem die Zwergspinnen *Bathyphantes approximatus*, *Diplostyla concolor*, *Porrhomma oblitum* und *Porrhomma pygmaeum* auf steigendes Qualmwasser mit der Flucht auf Bäume (GOERTZ 1998, 1999). Genaue Kenntnisse hierüber fehlen allerdings. Der Wissensstand über arborikole Spinnengemeinschaften ist nach wie vor niedrig (VON BROEN 1994, GUTBERLET 1997, KUBCOVÁ & SCHLAGHAMERSKÝ 2002, STENCHLY et al. 2007).

Eine horizontale Flucht vor dem ansteigenden Wasser dürfte ausgewachsenen Spinnen laufaktiver Familien durchaus gelingen. Die Laufaktivität von Lycisidae ist z. B. drei bis neunmal so hoch wie die der Linyphiidae (HEYDEMANN 1961). Immerhin betrug die Laufleistung eines markierten Männchens der Wolfsspinnenart *Trochosa terricola* 58 Meter Luftlinie in zweieinhalb Tagen in reich strukturiertem Gelände (ENGELHARDT 1964). Die juvenilen Stadien der ersten Frühjahrgeneration der Lycosidae verfügen allerdings nach MANDERBACH (2001) über ein zu geringes Laufvermögen, um einer Flut laufend zu entkommen. Die nach der Flut zurückkehrenden adulten Spinnen paaren sich erneut und die zweite Generation gleicht die Verluste der ersten aus. Diese zweite Generation kann sich dann potentiell bis in den Herbst hinein aeronautisch ausbreiten. Die horizontale Migration aus einer überfluteten Fläche, muss nicht zwingend über Land erfolgen. Einige Spinnen sind durchaus in der Lage sich auf der Wasseroberfläche zu halten. Vertreter der Lycosidae und

Pisauridae verfügen über eine hydrophobe Tarsen- und Körperbehaarung, die sie vor dem Einsinken bewahrt. Diese Spinnen können sich durch synchronen Beinschlag, von STRATTON et al. (2004) als „rowing“ bezeichnet, über Wasser fortbewegen.

Die Vertikal- bzw. Horizontalmigration und die Aeronautik schließen sich untereinander als Flucht- und Wiederbesiedlungs-Optionen für Spinnen keineswegs aus. LANG & PÜTZ (1999) untersuchten das Flucht- und Wiederbesiedlungsverhalten von Spinnen nach einem Winterhochwasser an der Oder. Der Stammaufbau von *Pardosa prativaga* im überfluteten Habitat trug nur in geringem Maße zum Überleben der Art bei, da die Spinnen den Frost nicht überlebten. Die meisten Individuen dieser Spezies wanderten in ein nahe gelegenes Trockengehölz aus und besiedelten den Standort von dort aus im Frühjahr erneut. *Alopecosa pulverulenta*, *Pardosa amantata* und *Trochosa ruricola* flohen auf dem Landweg und überwintern in nahe gelegenen, nicht überfluteten Standorten (Nah-Migration). Ein Nachweis aeronautischer Tätigkeit blieb aus. Die Arten zählten im folgenden Jahr zu den Spätbesiedlern der wieder trocken gefallenen Fläche. *P. prativaga* breitete sich laufend und aeronautisch aus. Die Art erwies sich als Frühbesiedler. Zum einen wanderte sie unmittelbar nach der Flut aus den nahe gelegenen Winterquartieren ein, zum anderen besiedelte sie die Aue durch Windverdriftung aus großer Distanz wieder (Nah- und Fern-Migration). Die dritte Besiedlungsstrategie (Fern-Migration) zeigten die früh besiedelnden Arten *Erigone atra* und *Pirata piraticus*. Diese Spezies erschließen Überflutungsgebiete aeronautisch, eine bedeutende pedestrische Ausbreitung konnte LANG & PÜTZ (1999) nicht nachweisen. Keine Flucht aus der überfluteten Aue zeigte die Tetragnathide *Pachygnatha clercki*. LANG & PÜTZ (1999) vermuten bei dieser Art ein Überdauern der Flut im Habitat, konnten (sich) den Sachverhalt jedoch nicht eindeutig erklären.

Ein Überwintern von Spinnen in luftgefüllten Hohlräumen unter Wasser in einem überfluteten Habitat wird von HILDEBRANDT (1997) als Überlebensstrategie angenommen. Während eines Winterhochwassers befinden sich viele Arthropoden in einer Ruhephase. Darunter zählen auch gewisse Spinnenarten. Sie überdauern den Winter in einer Art Hungerperiode in ihren Gespinsten (AITCHISON 1984b). Adulte Wolfsspinnen der Gattung *Trochosa* graben sich mehr als 10 cm tief im Boden ein (HEUBLEIN 1982). Selbst in leeren Schneckenhäusern wurden schon überwinterte Salticidae gesehen (BAUCHHENS 1995). Das Überdauern einer Winterflut in einem luftgefüllten Versteck, wie zum Beispiel ein Schneckenhaus, wäre ein denkbares, aber sicherlich zufälliges Ereignis. Aber nicht alle Spinnen verharren regungslos während des Winters, da es einen nicht unerheblichen Anteil an winteraktiven Spinnenarten gibt. Darunter zählen z. B. sehr viele Agrobionten aus der Familie

der Linyphiidae (TRETZEL 1954, SCHAEFER 1976, 1977, FLATZ & THALER 1980). Juvenile Lycosidae gehen im Winter in ein Ruhestadium über, in dem keine Häutungen stattfinden (KISS & SAMU 2002). Sie erbeuten aber weiterhin Nahrung. Im Experiment nahmen Vertreter der Linyphiidae, bei Temperaturen von minus zwei bis plus zwei Grad Celsius, bis 169 % an Gewicht zu – ohne sich zu häuten (AITCHISON 1984b).

Wegen der Undurchführbarkeit von kontinuierlichen (Boden-) Fallenfängen in überflutetem Gebiet, ist eine genaue Ermittlung der Überflutungstoleranz von Bodenarthropoden in Stunden bzw. in Tagen nur experimentell zu ermitteln. Überflutungsresistenzen anderer Arthropodengruppen wurden unter Laborbedingungen von TAMM (1984, 1986) (Collembola), HEBETS & CHAPMAN (1999) (Acari, Amblipygi) und TUFOVA & TUF (2005) (Diplopoda, Chilopoda, Oniscida) getestet.

ROVNER (1987) untersuchte die Überlebensdauer von Spinnen im Labor. Die Arten *Dysdera crocata* (Dysderidae) und *Ariadna bicolor* (Segestriidae) überlebten mehr als zehn Tage submers bei 21-24° C in Gespinsten, obwohl der eingeschlossene Luftvorrat theoretisch nur für zwei Tage ausreichte. Deshalb geht ROVNER (1987) davon aus, dass Spinnennester als physikalische Kiemen fungieren könnten.

Die bisher einzige vergleichende Studie von Freilandbeobachtungen und Laborversuchen mit Spinnen stammt von DECLEER (2003). Sie zeigte, dass stenotope Feuchthandarten eine deutlich höhere Überflutungstoleranz als ubiquitäre Spezies besitzen. DECLEER (2003) teilte Spinnenarten nach Freilandbeobachtungen in Gruppen ein. In eine Gruppe kamen die durch einen starken Rückgang an Individuen unmittelbar nach einer Flut charakterisierten Arten. In dieser Gruppe befanden sich typische Agrobionten. Diese Spezies überlebten in Aquarien bei vier Grad Celsius nicht länger als fünf Tage. Die andere Gruppe bildeten an Feuchte angepasste Spezies. Von diesen Spinnenarten überlebten einige zehn bzw. 20 Tage unter Wasser. Leider versäumte es DECLEER (2003) eine genauere Einteilung (Stunden bzw. Tage) vorzunehmen und die Versuche unter „sommerlichen“ Bedingungen im Labor zu wiederholen.

Zwei weitere Veröffentlichungen über Laborversuche zur Ermittlung der Submersionstoleranz von Spinnen erschienen vor kurzem. LAMBEETS et al. (2008) maßen die Zeit, die die Wolfsspinnenarten *Pardosa agricola* und *Pardosa amentata* bei künstliche Überflutung in Plastikbehältern überstanden. *P. agricola* überlebte im Durchschnitt 103 Stunden und *P. amentata* 130 Stunden unter Wasser. Allerdings unterschieden sich die Ergebnisse der Jahre 2005 und 2006 deutlich voneinander, denn die Studie wurde nicht unter

konstanten Laborbedingungen sondern im Freien durchgeführt. PÉTILLON et al. (2009) ermittelten die Überlebensdauer von *Arctosa fulvolineata*, *Pardosa purbeckensis* und *Pardosa lugubris* in Meerwasser. Dabei stellten sie bei der aus Salzmarschen stammenden *A. fulvolineata* eine erhöhte Submersionstoleranz fest. Diese Spinnen fielen in einen komatösen Zustand und konnten so unter Sauerstoffmangel länger überleben.

Die geschilderten Hypothesen und Ergebnisse zur Überflutungstoleranz und zu den Strategien der Spinnen Hochwässer zu überleben, lassen folgende Schlüsse zu. Die Auswirkungen der Intensität des Überflutungsregimes auf Spinnen aufzuzeigen, kann nur gelingen wenn: Das Artenspektrum kontinuierlich über einen möglichst langen Zeitraum untersucht wurde, der Anteil an euryöken Pionierarten bekannt ist, die Phänologien der Spezies bekannt sind und Migrationsbewegungen erfasst wurden. Die Verwendung stenotoper Auenarten als Indikatoren zur Einschätzung der Überflutungsintensität ist jedoch schwierig. Ihr Vorkommen in regelmäßig überfluteten Gebieten stellt keine Bedingung dar und das Artenspektrum an stenotopen Arten variiert nach der geographischen und klimatischen Lage stark (pers. Mitt. Z. Krumpálová).

Einfluss der Störungsintensität auf Spinnen des Offenlandes

Die Lebensräume Mitteleuropäischer Spinnen im Offenland lassen sich in Hochmoore, Niedermoore, Feuchte Wiesen, Frische Wiesen, Magerrasen, Heiden, Äcker, und Ruderalstandorte einteilen. Übergangsformen zwischen Offenland und Wald stellen Waldränder, Feldgehölze sowie Parks und Gärten dar (HÄNGGI et al. 1995). Äcker und Ruderalbrachen sind Lebensräume, denen der Polder Ingelheim und dessen unmittelbare Umgebung entsprechen. Äcker und Ruderalbrachen werden hauptsächlich durch agrobionte Linyphiide wie z. B. *Bathyphantes gracilis*, *Erigone atra*, *Erigone dentipalpis*, *Tenuiphantes tenuis*, *Meioneta rurestris*, *Oedothorax apicatus*, *Oedothorax fuscus* und *Oedothorax retusus*, die Lycoside *Pardosa agrestis* und die Tetragnathide *Pachygnatha degeeri* besiedelt (HÄNGGI et al. 1995, THOMAS & JEPSON 1997). Wobei *O. apicatus* als einzige Linyphiidae sehr einfach strukturierte Gebiete, wie Maisfelder, Winterweizen und Sandflächen, den mehrjährigen Anpflanzungen deutlich vorzieht (SCHMIDT & TSCHARNTKE 2005). Allerdings gibt es in landwirtschaftlich genutzten Lebensräumen auch eine gewisse Anzahl an seltenen und zum Teil gefährdeten Spezies (PLATEN et al. 1996, VOLKMAR & WETZEL 1998).

Die weit verbreiteten Agrobionten zeichnen sich durch eine schnelle Eireife von nur 13 bis 18 Tagen (bei 18° C) und einer schnellen Entwicklung vom Schlupf zum Adultus in weniger als 30 Tagen (bei 20° C) aus. Die Spezies sind eurychron, ihre Vermehrungszyklen

sind temperaturabhängig. In der Regel ist eine Eireife noch bei Temperaturen von 9-10° C möglich. Winteraktive Agrobionten können somit mehrere Generationen im Jahr hervorbringen und Verluste durch eine hohe Reproduktionsrate ausgleichen (THORBEC et al. 2003). Nur unter besonders kalten Bedingungen überwintern diese Linyphiidae im Juvenilstadium. Ihre Lebensspanne kann dadurch wesentlich verlängert werden (AITCHISON 1984a). Bei Waldarten aus der Familie der Linyphiidae ist hingegen der Lebenszyklus von der Photoperiode bestimmt. Die Tiere überwintern (oft) in Eiform und der Zeitpunkt der Fortpflanzung ist genau (er) festgelegt (SCHAEFER 1976a, 1977).

Spinnenzönosen sind stark von der Vegetationsstruktur beeinflusst (YSNEL & CANARD 2000, PERNER et al. 2005). Die Artengemeinschaft im Offenland verändert sich mit zu- bzw. abnehmender Dichte und Diversität des Bewuchses. Flächen wie Äcker, tidale oder saisonale Überflutungsgebiete, Felsformationen, Estuare und dergleichen unterliegen hohen Störungs-raten und sind folglich einfach strukturiert. Sie werden meist von nur einer Pionierart dominiert. Die Gesamtindividuenanzahl eines solchen Habitats ist, im Vergleich zu strukturierten Arealen, hoch. Die Artenanzahl der Spinnen ist jedoch niedrig (MARSHALL & RYPSTRA 1999). Von einer Vielzahl unterschiedlicher Pflanzen besiedelte, reich strukturierte Flächen, bieten Spinnen hingegen zahlreiche Ansatzpunkte zum Netzbau. Somit können sich verschiedene Repräsentanten unterschiedlicher Netzbautypen im gleichen Habitat ansiedeln. Lauer- und Nachtjäger profitieren vor allem von Ansitz- bzw. Versteckmöglichkeiten. Nach COLE et al. (2005) führen vor allem stetig vorhandene Nahrungsressourcen auf extensiv genutzten Flächen zu einem hohen Verhältnis von mehrjährigen Lycosidae zu kurzlebigen Linyphiidae. Aber auch Linyphiidae nutzen die strukturelle Vielfalt des Graslandes. *Oedothorax apicatus* wandert pedestrisch zur Überwinterung von Winterweizenfeldern in nahe gelegenes Grasland und Ruderalbrachen ein (SCHMIDT & TSCHARNTKE 2005).

Folgend werden einige Beispiele, wie sich stetig vorhandene Nahrungsressourcen und höhere Strukturvielfalt auf die Artzusammensetzung auswirken, aufgeführt. COLE et al. (2005) fanden unter den dominanten Arten auf Äckern Schottlands typische Agrobionten aus den Gattungen *Bathyphantes*, *Erigone*, *Oedothorax* und *Tenuiphantes* (alle Linyphiidae) vor. Auf intensiv genutzten Grasflächen kamen zu diesem Artenspektrum noch Spezies der Gattungen *Pardosa* (Lycisidae) und *Pachygnatha* (Tetragnathidae) hinzu. In naturnahem Grasland wurden zusätzlich häufig Vertreter der Thomisidae (Lauerjäger), sowie nachtaktive Lycosidae (Gattung: *Trochosa*) und Gnaphosidae (Gattung: *Drassodes*) gefangen. Häufig sind auf ungemähten Feuchtwiesen Thomisidae und Salticidae, sowie aus der Familie der Lycosidae die Gattung *Pirata*. (CATTIN et al. 2003). MEIJER (1980) untersuchte die

Besiedlung eines neu gebauten Polders an der holländischen Waddensee. Dieser Polder begann in den ersten Jahren nach der Fertigstellung zu entsalzen. Die Vegetation wechselte stellenweise von spärlichem Bewuchs durch Halophyten in eine stärker strukturierte Ruderalpflanzengesellschaft. Dementsprechend wandelte sich auch die Artzusammensetzung der Spinnengemeinschaft. Zu den Erstbesiedlern gehörten die klassischen Pionierarten *Bathyphantes gracilis*, *Erigone atra*, *Erigone dentipalpis*, *Tenuiphantes tenuis* und *Erigone longipalpis*. Danach folgten die spezialisierten Küsten-Spezies *Enoplognatha maritima* und *Pardosa purbeckensis*, sowie die Feucht- und Naßwiesenart *Pachygnatha clercki*. Bei einem Vergleich von beweideten und unbeweideten inländischen Salzwiesen in Österreich fanden ZULKA et al. (1997) zwei völlig voneinander verschiedene Spinnenfaunen. Während auf den beweideten Wiesen fast 50 % der Individuen zu den Pionierarten zählten, waren es auf den unbeweideten nur 0,38 % Pionierarten. Auch SAMU (2003) fand in Ungarn auf Versuchsfeldern nach der Mahd eine völlig andere Spinnenfauna als auf ungemähten Kontrollflächen vor. Nur die Wolfsspinne *Pardosa agrestis* kam in den beiden zuletzt genannten Untersuchungen sowohl auf bewirtschafteten als auch auf den unbewirtschafteten Flächen eudominant vor.

Anhand der genannten Beispiele kann gesagt werden, dass als Erstbesiedler gewisse Pionierarten erwartet werden können und die Veränderung der Artengemeinschaft mit der Zeit von der Zunahme der Diversität der Vegetation abhängt. Eine reich strukturierte Vegetation wiederum setzt eine geringe Störungsintensität voraus – oder würde sich durch Bepflanzung/ Aufforstung erreichen lassen. Interessant ist dieser Gedankengang vor allem im Hinblick auf die Eignung des Polders Ingelheim als naturnahes Refugium für stenotop-hygrophile Spezies der Uferregionen von Flusslandschaften.

Anpassungen der Spinnen an Trockenheit und Hitze

Die Spinnenfauna Mitteleuropas beinhaltet überwiegend nach ihrem Vorzugslebensraum verschiedenen Habitattypen der offenen Landschaft zuordenbare Arten. Einen großen Anteil stellen stenotope Bewohner mosaikartig strukturierter Wärmestandorte (STEINBERGER 2004). Gerade im Mainzer Becken ist der Anteil an xero- und thermophilen Arten besonders hoch (BRAUN 1969/1970, WEBER & EISENBEIS 1992, WEBER 1999). Diese Lebensräume konnten nur erfolgreich von Webspinnen besiedelt werden, da diese über verschiedene morphologische und ethologische Anpassungen an Trockenheit und Hitze aufweisen.

Spinnen sind aufgrund ihrer geringen Körpergröße und der im Verhältnis zum Körpervolumen großen Körperoberfläche hohen Verdunstungsraten ausgesetzt. Daher ist eine ihrer wichtigsten Adaptationen an das Landleben die Reduktion der cuticulären und respiratorischen Transpiration. Die Cuticula von Spinnen ähnelt in ihrem Aufbau der von Insekten (BARTH 1969, 1970). Die prinzipielle Barriere gegen Wasseraustausch stellt die Wachsschicht der Epicuticula dar. Sie ist daher bei thermo-/ xerophilen Spezies besonders effektiv aufgebaut (HADLEY & QUINLAN 1989). Die Wachsschicht dieser Arten weist eine hohe Dichte auf, da die ihr enthaltenen Kohlenwasserstoffe hauptsächlich aus mehrfach verzweigten Alkanen aufgebaut sind (HADLEY et al. 1981). Ab einer Temperatur von 40°C verliert die Wachsschicht ihre Stabilität und wird für Wasser permeabel (HUMPHREYS 1975). Spinnen sind in der Lage, mittels hygroszeptorischer Sensillen des Tarsalorgans, Veränderungen in der Luftfeuchte zu registrieren (EHN & TICHY 1994, TICHY & LOFTUS 1996). Sie reagieren auf sinkende Luftfeuchte mit der Verringerung des Wassergehalts in der Endocuticula und senken dadurch die Gesamtpermeabilität ihres Exoskeletts (MACHIN & LAMPERT 1985).

Die Atmung der meisten Spinnen (Tracheospira) erfolgt durch Diffusion über die Epithelien der Buchlungen und der Röhrentracheen. Während der über die Buchlungen aufgenommene Sauerstoff mit der Hämolymphe zu den Organen transportiert werden muss, erfolgt die Diffusion über die Tracheen direkt zu den Sauerstoff verbrauchenden Geweben. Laufaktive Spinnen mit einem hohen Sauerstoffverbrauch verfügen daher über ein weit verzweigtes Tracheensystem, bei gleichzeitiger Reduktion ihrer Buchlungen (OPELL 1998). Durch die Effektivität der Atmung über Röhrentracheen kommt die Spinne mit einer vergleichsweise geringen respiratorischen Oberfläche aus und verliert somit weniger Wasser. Einige Autoren sehen daher die Entwicklung komplexer Tracheensysteme als eine Anpassung an trockene Lebensräume (CLOUDSLEY-THOMPSON 1957, LEVI 1967, LEVI & KIRBER 1976). Eine ethologische Anpassung um Wasserverluste durch Respiration zu vermeiden, ist das Verschließen der Buchlungenöffnungen durch die Spirakel (HUMPHREYS 1975). Die Tiere halten während hoher körperlicher Beanspruchung die Atrien der Lungen verschlossen und gehen eine Sauerstoffschuld ein. Diese wird anschließend in längeren Ruhephasen durch eine starke Ventilation der Buchlungen beglichen (FINCKE & PAUL 1989). Wasserverluste durch Exkretion minimieren Spinnen durch die Bildung von hoch konzentriertem Urin (MADDELL 1981). Das verlorene Wasser wird durch die Nahrung und das Trinken von Kapillarwasser wieder aufgenommen (PARRY 1954). Coxalorgane sind bei weiter entwickelten Spinnen

reduziert. Sie besitzen lediglich bei Mygalomorpha (Vogelspinnen) eine regulative Funktion des Ionenhaushalts der Hämolymphe (BUTT & TAYLOR 1995).

Die meisten Spinnen umweben ihre Eier mit seidenen Kokons in denen den Embryo ausreift und die Nymphen schlüpfen. Je nach Art verlassen die Jungspinnen den Eikokon kurz nach der ersten Häutung, oder überwintern in seinem Schutz. Die Kokons überwinternder Arten schützen die Nymphen vor Austrocknung, Kokons von nicht überwinternden Spezies bieten den Eiern hingegen keinen Transpirationsschutz (HIEBER 1992). Die Kokons der Clubionidae (Sackspinnen) *Clubiona robusta* weisen nach AUSTIN (1984) eine höhere Luftfeuchte als die Umgebung auf und verhindern das Austrocknen der Eier. In Versuchen zeigte SCHAEFER (1976b), dass Eier von *Floronia bucculenta* (Linyphiidae) im Kokon 68 Tage bei 32% relativer Luftfeuchte und 5°C überstanden. Ohne Kokon vertrockneten diese nach 37 Tagen. Im Gegensatz dazu, stellten AUSTIN & ANDERSON (1978) fest, dass der Kokon der Araneidae (Radnetzspinnen) *Nephila edulis* keinen Schutz vor Austrocknung bietet.

Spinnen sind als poikilotherme Tiere darauf angewiesen, ihre Körpertemperatur durch das Verhalten zu steuern. Überhitzung vermeiden laufaktive Spinnen durch Abkühlen in schattigen Verstecken (HUMPHREYS 1975). Netzbauende Spezies platzieren ihren Körper parallel zum einfallenden Licht und reduzieren dadurch die der Sonnenstrahlung ausgesetzten Oberfläche auf ein Minimum (HUMPHREYS 1991). Zusätzlich schützen sie reflektierende Guaninkristalle in der Cuticula des Opisthosomas vor Überhitzung (FOELIX 1996).

4.3 Diskussion der Ergebnisse

In den ufernahen Standorten des nördlichen Oberrheins zwischen Mainz und Ingelheim (TK 5914 Eltville am Rhein, TK 5915 Wiesbaden, TK 6013 Bingen am Rhein und TK 6014 Ingelheim am Rhein) konnten 179 Webspinnenarten aus 24 Familien nachgewiesen werden. Das Mainzer Becken beinhaltet etwa 350 Spezies (STAUDT 2009; AraGes). Zum überwiegenden Teil stützen sich die Artennachweise auf Arbeiten von BRAUN (1955, 1957, 1960, 1966, 1969/1970, 1976), auf Untersuchungen von WEBER & EISENBEIS (1992) und auf die Stadtbiotopkartierung in Mainz (WEBER 1999). BRAUN (1976) gab die Anzahl an im Rhein-Main-Gebiet, dem Mainzer Becken und der Rheinpfalz nachgewiesenen Spinnenspezies auf 600 an. Das untere Oberrheingebiet ist folglich arachnologisch als artenreich einzustufen. In ganz Deutschland sind mittlerweile 1004 Arten aus 38 Familien bekannt (BLICK et al. 2004).

Etwas mehr als die Hälfte der aus dem Mainzer Becken bekannten Spinnenarten konnten durch die Verwendung von Bodenfallen, Stammeklektoren und eines Vakuumsaugers in ufernahen Gebieten gefangen werden. Diese Fülle an nachgewiesenen Spezies verdeutlicht die enorme Bedeutung dieser Lebensräume für die Artenvielfalt der Spinnen im Mainzer Becken.

4.3.1 Ergebnisse aus der Hartholzaue NSG „Sandlache“

In der Hartholzaue NSG „Sandlache“ lag der Schwerpunkt des Spinnenvorkommens eindeutig in der Stammregion. Die Bodenfallenfänge waren vergleichsweise artenarm und beinhalteten wenige Individuen. Derartige Resultate waren bezüglich der Stammregion durchaus zu erwarten, da Stammeklektorenfänge an Laubbäumen eine hohe Diversität an Spinnen aufweisen (RATSCHKER et al. 2005). Die Vielfalt ist in der unteren Stammregion besonders hoch, da sich dort viele Spezies aus anderen Mikrohabitaten fakultativ aufhalten. Die Artenanzahl nimmt mit zunehmender Höhe stark ab (BRAUN 1992), und es dominieren exklusive Kronenbewohner (STENCHLY et al. 2007). Exklusive Rindenbewohner stellen dagegen nur 1,2% der Spinnenspezies Mitteleuropas dar (WUNDERLICH 1982).

Die Spinnengemeinschaft des Waldbodens

Die Spinnengemeinschaft des Waldbodens wurde von den Linyphiidae beherrscht. Diese Familie ist die artenreichste in Mitteleuropa (BLICK et al. 2004). Sie beinhaltet sehr viele kleine Vertreter, die für dichte Naturwälder mit ausgeprägter Moosschicht typisch sind (PAJUNEN et al. 1995). Weitere dominante Familien waren die Lycosidae und Thomisidae. Insgesamt wurden 54 Arten aus 12 Familien nachgewiesen.

Verglichen mit anderen Untersuchungen in ähnlichen Habitaten an anderen Flüssen Mitteleuropas, wie z. B. THALER et al. (1984) und BAUCHHENSS (1991) an der Donau in Österreich bzw. Bayern, WOHLGEMUTH-VON REICHE & GRUBE (1999) an der Oder in Brandenburg, BONN et al. (1997) an Elbe und Weser, waren die Anzahl der am Waldboden vorgefundenen Waldarten (35 Spezies) und die Aktivitätsdichte als niedrig anzusehen. Um ein Habitat in hoher Artenanzahl bevölkern zu können, benötigen die den Boden bewohnenden Spinnen eine Vielzahl verschiedener Mikrohabitate (SÜHRIG 1997). Eine reichhaltige Krautschicht ist die Voraussetzung für das Vorhandensein unterschiedlicher ökologischer Nischen. Daher sind Spinnen erheblich von der strukturellen Vielfalt des Bodens abhängig (BULTMAN & UETZ 1982, YSNEL & CANARD 2000, PERNER et al. 2005). Im Untersuchungsgebiet ist eine stark ausgeprägte Streuschicht aufgrund der hohen

Dekompositionsrate im Untersuchungsgebiet nur teilweise vorhanden, jedoch befindet sich viel Totholz im Wald und der Unterbewuchs erwies sich als artenreich und dicht. Die Aue bietet daher eigentlich gute Voraussetzungen für das Vorkommen einer artenreichen Spinnengemeinschaft am Waldboden.

Die geringe Artenanzahl und vor allem der geringe Anteil an spezialisierten Auenarten (5 Spezies), sind wahrscheinlich auf die Auswirkungen des Extremsommers 2003 zurückzuführen, denn vergleichbare Untersuchungen der Spinnengemeinschaften von den Beprobungsflächen der Winklerau, der Fulderau und den Uferhabitaten bei Ingelheim, Gaulsheim und Mombach zeigten einen enormen Rückgang der Artenvielfalt durch den Extremsommer 2003 auf (siehe Ergebnisse Kapitel 3.3 ff).

Ein weiterer limitierender Faktor für die Artenanzahl könnte die geringe Größe des Waldgebietes von nur zwei Hektar sein, denn Habitatfragmente weisen im Allgemeinen weniger spezialisierte Arten als große zusammenhängende Gebiete auf. Die Individuen- bzw. Aktivitätsdichte solcher Spezies ist in solchen Fragmenten vergleichsweise niedrig und unterliegt starken Schwankungen. Allerdings können so genannte Randeffekte, das heißt das Einwandern von euryöken Arten in Fragmente, die Anzahl an euryöken Spezies beträchtlich erhöhen (DEBINSKI & HOLT 2000). Dementsprechend wurden auch 24 Arten mit Schwerpunkt vorkommen außerhalb von Wäldern im Untersuchungsgebiet nachgewiesen.

Die niedrige Aktivitätsdichte resultiert wahrscheinlich aus der Zusammensetzung der Spinnengemeinschaft aus vergleichsweise lafinaktiven Spezies aus der Familie der Linyphiidae. Obwohl laufaktive Spinnen aus der Familie der Lycosidae in Bodenfallenfängen allgemein überestimiert werden (FRANKE et al. 1988, TOPPING & SUNDERLAND 1992) und diese Familie in Auwäldern und Flussufern arten- und individuenreich vorkommen (KRUMPÁLOVÁ 2005), wurden von ihnen im Untersuchungsgebiet vergleichsweise wenige Exemplare gefangen. Dabei wäre ein höherer Anteil an Wolfsspinnen in dem seit Winter 2002/2003 nicht mehr komplett überfluteten Untersuchungsgebiet zu erwarten gewesen, da der Anteil an Lycosidae gegenüber den Linyphiidae mit sinkender Überflutungsfrequenz zunimmt (SIEPE 1985). Vergleichsweise hoch war hingegen der Anteil an Thomisidae. Mit sinkendem Überflutungseinfluss steigt die Anzahl der Krabbenspinnen (UETZ 1976). Das individuenreiche Auftreten dieser Familie im Untersuchungsgebiet begründet sich fast ausschließlich im dominanten Vorkommen einer einzigen Art, auf die im Verlaufe der Diskussion noch näher eingegangen wird.

Der Anteil an Jungspinnen variierte stark von Familie zu Familie. Von den selten am Boden nachgewiesenen silvicolen Arten der Familien Anyphaenidae, Clubionidae und Tetragrathidae wurden fast nur Jungtiere gefangen. Die Bewohner höherer Straten nutzen den Waldboden meist nur als Winterquartier (SCHAEFER 1976). Diese Jungspinnen dürften zum Großteil beim Aufsuchen/ Verlassen eines Winterquartiers in die Fallen gelangt sein.

Die Artenzusammensetzung des Waldbodens ähnelt stark anderer, selten überfluteter Uferabschnitte mit Hartholzbestand. Die dominierende Art im Untersuchungsgebiet ist *Diplostyla concolor*. Es handelt sich nach KREUELS & PLATEN (2005) um eine die Streu bewohnende Art, mit einem Schwerpunkt vorkommen in mittelfeuchten Edellaubwäldern. Die tagaktive Art (HENATSCH & BLICK 1993) ist eurychron im Sommer, vor allem von Mai bis September, auftretend (TRETZEL 1954). *D. concolor* ist aber keinesfalls nur auf diesen Lebensraumtypus beschränkt, sondern tritt in einer Vielzahl verschiedener Habitats, auch im Offenland, auf (HÄNGGI et al. 1995). Diese Zwergspinnenart wurde am Höllenberg bei Mainz von WEBER & EISENBEIS (1992) vorwiegend in Altobststreifen ohne Spritzmitteleinsatz und in einem Feldgehölz vorgefunden. Innerhalb von Auenbereichen zeigt die Art keine Spezialisierung eines Vegetationstyps. HOLLE (2004) fand *D. concolor* auf der Weserinsel Harriersand in Hart- und Weichholz, sowie im Röhricht. Entscheidend für das Vorkommen dieser Spezies in Auen erscheint vielmehr eine niedrige Überflutungsfrequenz. *D. concolor* wurde an der Oder von WOHLGEMUTH-VON REICHE & GRUBE (1999) sowie an Elbe und Weser von BONN et al. (1997) und BONN et al. (2002) fast ausschließlich an durch Deiche geschützten Standorten vorgefunden. An regelmäßig überfluteten Uferbereichen trat die Art selten auf. Dabei scheint diese Spezies eine hohe Bodenfeuchte durchaus zu tolerieren. So ist *D. concolor* in durch Qualmwasser gefluteten, aber vom Fluss abgedämmten Auen an der Saale zahlreich von GOERTZ (1998) nachgewiesen. Bei einer Untersuchung durch BAUCHHENSS (1991) ebenfalls abgedämmter Areale an der Donau, in einem Pappelaltbestand, einem Eschen-Weiden-Bestand, einem Stieleichen-Eschen-Bestand und in einem Eichen-Hainbuchen-Feldgehölz, war *D. concolor* mit 30% bis 50% Dominanz stets die häufigste Art.

Weitere dominante Arten der Bodenregion sind *Palliduphantes pallidus*, *Trochosa terricola*, *Centromerus sylvaticus* und *Ozyptila praticola*. *Pardosa lugubris* kommt subdominant vor. Eine weite Verbreitung dieser Spezies im Mainzer Becken ist anhand zahlreicher Fundortmeldungen bestätigt (STAUDT 2009). *P. pallidus* besiedelt vor allem Laubwälder mittlerer Feuchte (KREUELS & PLATEN 2005), kommt als eurytope Art aber auch häufig in trockenen bzw. feuchten Laubwäldern vor und ist oft mit den anderen genannten Spezies vergesellschaftet (HÄNGGI et al. 1995). Diese nachtaktive Spinne (HENATSCH &

BLICK 1993) scheint nach HEUBLEIN (1982) das Waldinnere und den Waldmantel zu bevorzugen. Dominante Vorkommen in Auwäldern und an Flussufern sind nicht bekannt und Fundortmeldungen aus diesen Habitattypen selten (HÄNGGI et al. 1995). *T. terricola* bevorzugt trockenere Laub- und mittelfeuchte Nadelwälder (PLATEN & RADEMACHER 2002, KREUELS & PLATEN 2005). Diese nachtaktive Spezies liebt beschattete Areale, da dort Temperaturschwankungen wegen der niedrigen Sonneneinstrahlung und der geringen nächtlichen Wärmeabstrahlung schwach ausgeprägt sind. Auf feuchteren baumlosen Flächen mit hohen Tagestemperaturen ist die Schwesternart *T. ruricola* wesentlich häufiger. Mit den Worten von ENGELHARDT (1964): „Die an sich geringen Unterschiede dieser beiden Arten hinsichtlich Vorzugstemperatur und Transpiration werden in erstaunlicher Weise durch entsprechende feine Abstufungen der betreffenden Eigenschaften ihrer Vorzugsbiotope bestätigt“. Die ökologischen Ansprüche von *C. sylvaticus* ähneln sehr stark denen von *Diplostyla concolor*. Diese beiden Spinnenarten treten oft im gleichen Habitat auf. Wie *D. concolor* meidet *C. sylvaticus* regelmäßig überflutete Bereiche und das direkte Ufer (SIEPE 1985). Im Gegensatz zu *D. concolor* ist *C. sylvaticus* allerdings winteraktiv (TRETZEL 1954, SCHAEFER 1976a, 1977). Die Krabbenspinne *O. praticola* kommt in Waldsäumen und trockeneren Wäldern mit *T. terricola* vergesellschaftet vor (STEINBERGER 2004). Trotz ihrer Verbreitung in trockenen Lebensräumen wurde diese Art von mehreren Autoren in Auwäldern gefunden (HÄNGGI et al. 1995). GAJDOŠ (1994) beschrieb dominante Vorkommen von *O. praticola* in Weichholzlauen an der March (Tschechien), THALER et al. (1984) fanden die Art an der Donau in Niederösterreich. Die einzige subdominante Spezies *P. lugubris* ist eine typische Art der lichten Laub- und Nadelwälder und der trockenwarmen Gehölzmosaiken (PLATEN & RADEMACHER 2002, KREUELS & PLATEN 2005). Sie hält sich überwiegend auf besonnten Lichtungen und im Waldsaumbereich auf (HALLANDER 1967, HEUBLEIN 1982, SEIFULINA 2008). In Auwäldern und an anderen Flussuferbereichen wurde *P. lugubris* selten und meist in geringer Aktivitätsdichte nachgewiesen (HÄNGGI et al. 1995). Nach LANG & PÜTZ (1997) meidet diese Spezies Wälder mit kontinuierlichem Winterhochwasser, wandert aber aus angrenzenden, höher gelegenen Waldgebieten während des Frühlings in diese ein. In über längere Zeit nicht gefluteten Auen ersetzt *P. lugubris* die abwandernde Art *Pirata hygrophilus* (KRUMPÁLOVÁ 2005).

Die beiden Wolfsspinnenarten bevorzugten den südlich gelegenen Waldrand. Bei *Pardosa lugubris* waren diese Verteilungsunterschiede in der Hauptaktivitätsphase signifikant, *Trocchosa terricola* zeigte einen klaren Trend. Zur Südseite hin weist der Auwald Lücken im Kronendach auf, die Sonne dringt hier bis auf den ansonsten überwiegend dunklen

Waldboden vor. An einem sonnigen Frühsommertag, bei einer Lichtintensität von 100000 Lux unter freiem Himmel, wurden im Auwald durchschnittlich 300 Lux in 20cm Höhe gemessen. Am Südrand waren es 10000 Lux und in den „Sonnenspots“ bis 40000 Lux. Die Wolfsspinnen nutzen diese Gegebenheiten offenbar aus, um ihre Vorzugstemperatur von 20°C bis 28°C möglichst schnell zu erlangen, denn hohe Temperaturen scheinen für die Entwicklung ihrer Brut sehr wichtig zu sein. So reiften im Experiment *P. lugubris*-Eier bei 26°C, aber nicht bei 16°C (HALLANDER 1967). *T. terricola* benötigt zur Eireife ebenfalls solch hohe Temperaturen (ENGELHARDT 1964). Denkbar wäre daher ein gezieltes Wandern der Wolfsspinnen mit der Sonne von Ost nach West am inneren Waldrand entlang.

Am Südrand wurden die beiden Zwergspinnenarten *Diplostyla concolor* und *Centromerus sylvaticus* wesentlich seltener gefangen als im Waldesinneren und in der Nähe des Ufers. Nach DUMPERT & PLATEN (1985) sind diese Arten auf eine dichte Krautschicht angewiesen und hätten daher gerade am mit Unterbewuchs stark bewachsenen Südrand häufig auftreten müssen. Offenbar meiden diese Spinnen aber Areale mit hoher Sonneneinstrahlung und somit hoher Verdunstung und großen Temperaturunterschieden. Sie halten sich lieber in den feuchteren inneren und dem Ufer zugewandten Zonen auf, ohne speziell auf diese Bedingungen angewiesen zu sein. Entscheidend dürften für die sommeraktive *D. concolor* die niedrigere Verdunstung und für die winteraktive *C. sylvaticus* gleichmäßigere Temperaturen im Waldesinneren sein. *Ozyptila praticola* und *Palliduphantes pallidus* verteilten sich hingegen gleichmäßiger im Wald. Sie wurden nur geringfügig häufiger am Südrand nachgewiesen. Ein Trend ließ sich aus deren Verteilungsmuster jedoch nicht erkennen.

Die Hauptarten des Untersuchungsgebietes können in Auwäldern auftreten, sind aber nicht auf die speziellen Bedingungen dieses Landschaftstyps angewiesen. Es handelt sich um eurytope Waldarten, die teils eher feuchtere teils auch trockenere Mikrohabitate bevorzugen. Unter den Begleitarten überwiegen ebenfalls Spezies mit Präferenzen für mittelfeuchte bzw. trockenere Laubwälder. Diese Arten stellen insgesamt 95% aller gefangenen Individuen. Im Unterschied zu regelmäßig gefluteten Auen kommen nur sehr wenige Pionierarten der Ackerfluren und Ruderalbrachen vor. Typische Primärbesiedler der Gattungen *Erigone* und *Oedothorax* (Erigoninae) fehlen (fast) völlig. Die Anzahl an stenotopen Auenarten und vor allem deren Dominanzwerte sind äußerst gering. In Auwäldern erwartete Spezies z.B. *Pirata hygrophilus*, *Pirata piraticus* (Lycosidae) sind durch ähnliche Arten der trockeneren Wälder aus diesem Familienkreis ersetzt (*Pardosa lugubris*, *Trochosa terricola*). Die einzige nach PLATEN et al. (1991, 1999) und KREUELS & PLATEN (2005) stenotope Auwaldart, von der mehr als sechs Exemplare gefangen wurden, nämlich insgesamt 52, war die Zwergspinne

Bathyphantes nigrinus (WESTRING, 1851). Wobei die Auflistung der Fundortmeldungen in (HÄNGGI et al. 1995) Zweifel an der Stenotopie dieser Spezies aufkommen lässt. Die Art wurde in nahezu allen Lebensraumtypen Mitteleuropas, wenn auch zum Teil nur in geringer Stückzahl, gefangen. In neuerer Zeit zum Beispiel von ZIESCHE et al. (2006) in einem Douglasienforst in Schwaben.

Wie schon angesprochen, ähnelte das Untersuchungsgebiet bereits 2005 in der Artzusammensetzung stark abgedeichten und daher nicht überschwemmten Trockenpoldern, obwohl die Aue bis zum Winter 2002/ 2003 kontinuierlich überflutet wurde. Wegen des Einflusses des Überflutungsregimes bis 2002/ 2003, ist aber davon auszugehen, dass auch in diesem Gebiet ein höherer Anteil an hygrophilen/-bionten Arten, wie vor 2003 auf den Rheininseln und den anderen untersuchten Uferstandorten angetroffen, vorhanden war. Da sich die Spinnengemeinschaft von 2005 bis 2008 bezüglich der Artzusammensetzung und der Dominanzverhältnisse trotz fortwährender Trockenheit relativ stabil zeigte, kein weiterer Rückgang der (wenigen) hygrophilen/ -bionten Arten stattfand und Hitzewellen sich nur kurzfristig auf diese Tiere auswirkten, ist anzunehmen dass auch in diesem Untersuchungsgebiet der Extremsommer 2003 der Grund für das Fehlen der hygrophilen/ -bionten Spezies ist. Dass ein Wandel einer Spinnenzönose in solch kurzer Zeit durchaus möglich ist, zeigten bereits Untersuchungen von BALLINGER et al. (2005) und KRUMPÁLOVÁ (2005). Die Auswertungen des Materials der AG Prof. Dr. Alfred Seitz zeigten ebenfalls einen starken Rückgang an hygrophilen/ -bionten Spezies im Jahr 2003 (siehe Ergebnisse Kapitel 3.3 ff). Im Falle der untersuchten Aue dürften vor allem hochmobile und in der Umgebung weit verbreitete Spezies wie z.B. *Diplostyla concolor*, *Palliduphantes pallidus*, *Pardosa lugubris* und *Trochosa terricola* noch im gleichen Jahr in den Auwald eingewandert sein, denn durch das hohe Migrationspotential (Aeronautik und Lokomotion) der Spinnen erfolgen Besiedlungseffekte rasch (vgl. LANG & PÜTZ 1999). Eine Wiederbesiedlung der Aue durch stenotope Auwaldarten verhinderte sehr wahrscheinlich die anhaltende Trockenheit.

Hält im Zuge der regionalen Klimaveränderung die Trockenheit an, und bleiben vor allem Überflutungen aus, wird sich die Spinnenzönose der Aue in den nächsten Jahren wohl nicht merklich verändern. Sie hat schon einen stabilen, für diese Klimabedingungen gut angepassten Zustand erreicht. Die geringe Größe und somit der offene Charakter des Walds führen im Sommer zu großer Austrocknung und instabilem Mikroklima, wodurch eine erneute Ansiedlung von stenotopen Auenarten unwahrscheinlich wird.

Fänden jedoch wieder mehrwöchige Winterhochwasser statt, würden sich diese sehr wahrscheinlich gravierend auf die Spinnengemeinschaft auswirken, denn die momentan die Aue dominierenden Spezies verfügen nur über eine geringe Überflutungstoleranz von wenigen Tagen bis zu etwa einer Woche (siehe Ergebnisse Kapitel 3.4). Blieben die Hochwasser völlig aus, wäre ein Übergang der Spinnenzönose zu einer mit Buchenmischwäldern vergleichbaren Spinnengemeinschaft jedoch nicht zu erwarten, denn Spinnenarten, die nach DUMPERT & PLATEN (1985) in Buchenmischwäldern bis zu 55% der Biomasse in Bodenfallenfängen ausmachen können, wie *Coelotes terrestris*, *Coelotes inermis* und *Histopona torpida*, fehlten im Untersuchungsgebiet völlig. Diese Arten benötigen wahrscheinlich stark beschattete, größere Waldareale mit stabilem Mikroklima und einer ausgeprägten Streu (HEUBLEIN 1982). Also Bedingungen die wegen der geringen Größe und der hohen Dekompositionsrate im Untersuchungsgebiet nicht gegeben sind.

Die Spinnengemeinschaft der Stammregion

Die Artenvielfalt und Aktivitätsdichte der Spinnen in der Stammregion der Hartholzaue waren hoch. Es wurden allein während eines Sommers im Untersuchungsgebiet mit Stammeklektoren mehr als dreimal so viele Arten nachgewiesen wie durch STENCHLY et al. (2007) in einem Hartholzauwald bei Leipzig. Insgesamt waren es 116 Arten aus 15 Familien. Beachtliche Unterschiede in der Anzahl und Vielfalt von Spinnen in Stammeklektorenfängen sind allerdings nichts Ungewöhnliches. Eine hohe Artenvielfalt kommt oft durch fakultative Rindenbewohner und Durchzügler zustande. WUNDERLICH (1982) hierzu: „Zahlreiche Spinnen wie *Agyneta*-, *Entelecara*-, *Trematocephalus*-, und *Dismodicus*-Arten (alle Linyphiidae), *Theridion*- und *Archeearanea*-Arten (Theridiidae), *Anyphaenia accentuata* (Anyphaenidae), *Philodromus*-Arten (Philodromidae) sowie *Dendryphantès*-Arten (Salticidae) sind auf ihren Wegen zu und von höheren Schichten (Blättern, Zweigen) der Bäume als Durchzügler gelegentlich auch auf Baumrinde anzutreffen“. Vergleichsweise hohe Fangergebnisse können in verschiedenen Regionen an der gleichen Baumart erzielt werden. Meist ist jedoch die Artenanzahl an Bäumen mit stark strukturierter Rinde höher und die Individuenanzahl niedriger als an glatten Stämmen (BRAUN 1992, RATSCHKER et al. 2005). Arten, die in der einen Untersuchung dominant am Stamm zu finden sind werden in anderen Untersuchungen mit Stammeklektoren nicht mal rezendend angetroffen (MUSTER 1998). Die Zusammensetzung der Spinnenzönosen hängt weniger von der Art des Pflanzenbestandes, als vom geographischen Gebiet, von der Belichtung, von der Feuchtigkeit und von der Struktur des Lebensraumes ab (DUMPERT & PLATEN 1985).

Literaturvergleiche sind darüber hinaus schwierig, da beim Einsatz von Stammeklektoren viele unterschiedliche Faktoren die Fangzahlen beeinflussen können. Zu nennen sind unterschiedliche Baumarten, -durchmesser, -alter, Makro- und Mikroklimata, unterschiedliche Höhe oder Größe der Stammeklektoren, unterschiedlich effektive Abdichtung der Fanggeräte, andere Fangzeiträume und vieles mehr. Ähnliche Faktoren beeinflussen zwar auch Bodenfallenfänge nach BARBER (1931), allerdings ist die Zahl an Untersuchungen mit diesen Fallen um ein Vielfaches höher als die der Arbeiten mit Stammeklektoren, so dass sich aus der Fülle von Bodenuntersuchungen (fast) immer methodisch ähnliche Untersuchungen finden.

Die in der Stammregion vorherrschenden Spinnenfamilien der Clubionidae, Theridiidae und Linyphiidae weisen viele silvikole und arborikole Vertreter auf und gehören zu den am weitesten verbreiteten Familien in Stammeklektorfängen (siehe PLATEN et al. 1991, HÄNGGI et al. 1995, PLATEN et al. 1999, KREUELS & PLATEN 2005). Hervorzuheben sind an dieser Stelle die subdominant auftretenden Familien der Agelenidae, Anyphaenidae, Thomisidae und Philodromidae. Diese Familien werden am Stamm fast ausschließlich durch jeweils nur eine Art vertreten. Diese stellt somit fast den gesamten Prozentsatz der Familie.

Die Eklektoren enthielten wesentlich mehr Jungtiere als die Bodenfallen. Jede zweite am Stamm gefangene Spinne war ein Jungtier. Hohe Fangzahlen von Jungspinnen aus Eklektoren sind bekannt (vgl. BRAUN 1992, VON BROEN 1994, GUTBERLET 1997, MUSTER 1998, KUBCOVÁ & SCHLAGHAMERSKÝ 2002, STENCHLY et al. 2007). MUSTER (1998) weist auf eine deutliche Ungleichverteilung der Jungtiere in den jeweiligen Familien hin. Er fand an Eichen vorwiegend juvenile Thomisidae und Anyphaenidae, aber nur wenige Exemplare der insgesamt vorherrschenden Familie der Linyphiidae. Unterschiedlich hohe Anteile an Jungspinnen wiesen auch die (sub-) dominanten Familien des Untersuchungsgebietes auf. Anyphaenidae und Clubionidae machten hier den Großteil der juvenilen Exemplare aus. Bei den Thomisidae, Linyphiidae und Philodromidae war das Verhältnis von adulten zu juvenilen Spinnen relativ ausgeglichen, während nur sehr wenige juvenile Agelenidae am Stamm gefangen wurden. Die Familien enthalten also unterschiedlich viele Arten, die entweder ihre Juvenilstadien bzw. ihr Adultstadium oder beides am Stamm verbringen. Genauere Aussagen lassen sich hierzu nur auf Artniveau machen.

In der Stammregion traten die Arten *Clubiona pallidula* und *Textrix denticulata* dominant auf. Beide Spezies bilden Schwerpunktorkommen in trockenen Laubwäldern und sind arborikol. Während *C. pallidula* überwiegend auf Bäumen lebt (KREUELS & PLATEN

2005), kommt *T. denticulata* in der Stammregion und am Boden vor (SIMON 1991). Sie ist eine hemisynanthrope Art (SACHER 1983) und bewohnt Spaltensysteme an Mauern, Schutthalden und an Bäumen in den unterschiedlichsten Lebensräumen (MALTEN & BLICK 2007). Die meisten Funde stammen von Waldsteppen (HÄNGGI et al. 1995). Diese Spezies wurde aber auch in einem feuchten Weidenwald bei Frankfurt am Main gefangen (MALTEN & BLICK 2007). RŮŽIČKA (2000) wies die Art in speziellen an Felsen hängenden Eklektoren nach. Im Untersuchungsgebiet wurde *T. denticulata* jedoch nur in der Stammregion vorgefunden. Von *C. pallidula* sind Vorkommen in Eichen- Kiefern- und Lindenwäldern, sowie in Weich- und Hartholzauwäldern bekannt. (BRAUN 1992, GUTBERLET 1997 GOERTZ 1998, MUSTER 1998, STENCHLY et al. 2007). Dabei stammen die Fundmeldungen von Untersuchungen in der Stamm- und Kronenregion, sowie an stehendem Totholz. *T. denticulata* ist tagaktiv (SIMON et al. 2001) *C. pallidula* nachtaktiv (STENCHLY et al. 2007).

Unter den subdominanten Arten der Stammregion befinden sich vor allem Vertreter mit Schwerpunktorkommen in trockenen Wäldern (*Philodromus aureolus*, *Ozyptila praticola*, *Entelecara acuminata*, *Cetonana laticeps*, *Lepthyphantes minutus*).

Philodromus aureolus lebt an Rinde, auf Zweigen und Kräutern (WUNDERLICH 1982). Sie ist eine thermophile Art (ALMQUIST 1970), die im Mainzer Becken zusammen mit weiteren Arten dieser Gattung häufig zu finden ist (BRAUN 1969/1970, WEBER & EISENBEIS 1992, WEBER 1999, STAUDT 2009). Im Untersuchungsgebiet ist sie allerdings die einzige *Philodromus*-Art. Die meisten Spezies dieser Gattung sind stenotop, die Vorkommen liegen je nach Art in Feldgehölz, Nadelwald oder Küstengebieten. Die einzige in nahezu allen bewaldeten Landschaftstypen lebende Art der Gattung ist *P. aureolus* (HÄNGGI et al. 1995). Funde aus Auwäldern z.B. durch STENCHLY et al. (2007) mit Asteklektoren sind daher nicht ungewöhnlich.

Die Thomisidae *Ozyptila praticola* trat als einzige Art im Untersuchungsgebiet sowohl am Boden als auch am Stamm sehr häufig auf. Ihre ökologischen Ansprüche wurden bereits bei der Bodenfauna diskutiert. Interessant ist ihr Vorkommen in der Stammregion. HÄNGGI et al. (1995) lagen von dieser Spezies nur fünf Fundortmeldungen an Bäumen vor, dazu kamen noch Funde von GOERTZ (1998) an Weiden. Aus den Fundortmeldungen von STAUDT (2009) geht leider nicht hervor, in welchem Stratum die Tiere gefangen wurden. Eine Verwechslung bzw. falsche Identifikation der Art kann anhand der leichten Bestimmbarkeit (siehe HEIMER & NENTWIG 1991, ROBERTS 2001) und dem zeitgleichen Auftreten an Stamm und Boden ausgeschlossen werden. Zumal unter den weiteren Vertretern dieser Gattung nur *O. atomaria*

als Waldart charakterisiert ist und diese Art als „nicht-arborikol“ angesehen wird (KREUELS & PLATEN 2005). Von *O. praticola* wurden am Stamm überwiegend Weibchen und Jungtiere gefangen, während in den Bodenfallen fast 90% der Exemplare Männchen waren. Gründe für eine eventuelle Wanderung der Weibchen in die Stammregion wurden unter dem Aspekt der Phänologie der Spezies im betreffenden Kapitel genannt.

Entelecara acuminata trat 2005 im Mai und Juni dominant auf und wurde in den folgenden Jahren nur noch rezident nachgewiesen. KREUELS & PLATEN (2005) bezeichnen die Art als arborikol und stenotop in trockenen Laubwäldern auftretend. Literaturlauswertungen von HÄNGGI et al. (1995) zeigen individuenreiche Vorkommen aus Fichtenwäldern und Urbanzonen (Hecken, Friedhöfe etc.), aber auch Fundortmeldungen aus Gärten, Steinbrüchen, Laubwäldern, Birkenmooren und Auwäldern. Erweitert werden die Lebensräume durch MARKÓ et al. (2008), die *E. acuminata* in Apfelpflanzungen Südenglands fanden. In Auwäldern ist *Entelecara eurythropus* nach HÄNGGI et al. (1995) weiter verbreitet als *E. acuminata*. Dies bestätigen Ergebnisse aus Stammeklektorenfängen von GOERTZ (1998) an der Saale. *E. eurythropus* wurde im Untersuchungsgebiet gar nicht gefunden. Warum kam ausgerechnet *E. acuminata* im Untersuchungsgebiet vor? Durch die Wärmelage des Mainzer Beckens kann das Vorkommen von *E. acuminata* nicht erklärt werden. Diese Spezies ist keineswegs wärmebedürftig und zählt auch in Südschwedens Wäldern zu den häufigen Arten (JONSSON 1998). Es existieren sogar Vorkommen im Ural (EFIMIK et al. 1997) und in Südsibirien (ESKOV 1992). Eventuell ist die Art in Auwäldern weiter verbreitet als angenommen und wurde in der Vergangenheit öfters übersehen, da sich die Art nur fakultativ am unteren Stamm aufhält und häufig nur im Kronenbereich zu finden ist (WUNDERLICH 1982). So fingen STENCHLY et al. (2007) *E. acuminata* im Hartholzauwald nicht in Stammeklektoren, sondern in Asteklektoren in großer Höhe.

Cetonana laticeps ist ein Lauerjäger unter der Rinde von Laubbäumen. Die Art ist sehr oft mit *Clubiona corticalis* vergesellschaftet (WUNDERLICH 1982). Mit dieser Art zusammen tritt sie auch im Untersuchungsgebiet auf. KREUELS & PLATEN (2005) nennen für die in Nordrhein-Westfalen gefährdete *C. laticeps* kein Schwerpunktorkommen und geben für *C. corticalis* trockene Wälder an. WUNDERLICH (1982) fand *C. laticeps* an Birnbäumen bei Pforzheim. In der von HÄNGGI et al. (1995) ausgewerteten Literatur finden sich keine Hinweise auf die Art. Fundortmeldungen liegen der Arachnologischen Gesellschaft Deutschlands hauptsächlich aus Baden, Süd-Hessen, Franken und dem Saarland vor (STAUDT 2009). Aus ihrem Hauptverbreitungsgebiet in Deutschlands Südwesten lässt sich schließen,

dass *C. laticeps* wahrscheinlich eine Wärme liebende Art ist. Die arborikole Spezies wurde bisher noch nicht im Mainzer Becken gefangen.

Lepthyphantes minutus bildet nach KREUELS & PLATEN (2005) Schwerpunkt-vorkommen an Stämmen und in Kronen trockener Laubwälder. Die Art ist in Deutschland weit verbreitet (STAUDT 2009). Fundortmeldungen dieser hauptsächlich arborikol lebenden Spezies stammen aus Auwaldgebieten, frischen und trockenen Nadelwäldern, sowie von Hecken und Feldgehölzen (HÄNGGI et al. 1995). STENCHLY et al. (2007) fingen *L. minutus* in einer Eichen-Aue sowohl in Ast- als auch in Stammeklektoren und mit Flugfallen.

Die euryöke Waldart *Tegenaria ferruginea* wurde wiederholt von PLATEN et al. (1991, 1996, 1999) und KREUELS & PLATEN (2005) als terrestrische Art eingestuft. Anhand von Funden am Stamm und in der Kronenregion forderte GUTBERLET (1997) eine Einstufung als arborikole Spezies. Von NYFFELER et al. (2001), HORVÁTH (2004) und STENCHLY et al. (2007) wird *T. ferruginea* bereits als arborikol angesehen. Die Ergebnisse aus dem Untersuchungsgebiet bestätigen diese Annahme. Diese Spezies wurde ausschließlich am Stamm gefangen. Ein gleichzeitiges Vorkommen am Boden dürfte allerdings sicher sein. In den Bodenfallen fanden sich wahrscheinlich keine *T. ferruginea*, da die langbeinigen und recht großen Spinnen (Weibchen bis 14mm) die Fallen möglicherweise überlaufen können. Im Eklektor können solch große Spinnen einen erheblichen Prädationsdruck ausüben, aber auch selbst von kleineren Spinnen überwältigt werden. Arten der Gattung *Tegenaria* und andere große Spinnen der Gattungen *Amaurobius* und *Trochosa*, aber auch kleinere *Pardosa*- und *Xysticus*-Arten ernähren sich unter anderem von sehr großer Nahrung. Sogar Schnecken (NYFFELER & SYMONDSON 2001) und Regenwürmer mit einer Länge von bis zu 10cm (NYFFELER et al. 2001) werden gefressen. *Tegenaria atrica* fiel der kleineren Gnaphosidae *Scothophaeus scutulatus* im Tierbestimmungskurs der Universität Mainz zum Opfer (JÄGER 2002). In eigenen Experimenten konnte ich selbst beobachten, wie eine Zitterspinne der Art *Pholcus opilionoides* eine *T. atrica* in Sekunden überwältigte und verspeiste.

Neriere montana weist nach PLATEN et al. (1991, 1999) und KREUELS & PLATEN (2005) als einzige Spezies unter den Hauptarten einen Verbreitungsschwerpunkt in feuchten Laubwäldern auf. Dort besiedelt die Art vorwiegend die Laubstreu und die Krautschicht. Fundortmeldungen aus Auwäldern sind häufig, dennoch handelt es sich bei *N. montana* um eine eurytope Art (HÄNGGI et al. 1995).

Dictyna pusilla ist eine an Obstbäumen dominant auftretende Spinne (ANGELI 2000). KREUELS & PLATEN (2005) charakterisieren diese Spezies als xerobionte und arborikole Art

der Ruderalbrachen und Ackerfluren. Die Art ist darüber hinaus in Nadelwäldern verbreitet. Weiterhin bekannt sind (seltene) Vorkommen an Ufern, Hochmooren, auf frischen Wiesen und feuchten Wiesen, in frischem und trockenem Laubwald, an Birken und Eichen (HÄNGGI et al. 1995). STAUDT (2003) fing *D. pusilla* im Buschland in der Umgebung einer alten Ziegelei. Eine Verbreitung der Art in Auwäldern ist nicht bekannt. *D. pusilla* ist wahrscheinlich in den umliegenden Obststreifen sehr häufig vorkommend und von dort in den Auwald eingewandert.

Während die Artenanzahlen in den jeweiligen Eklektoren fast gleich hoch waren, unterschieden sich die Individuenanzahlen in den einzelnen Stammeklektoren deutlich voneinander. Dabei scheinen erstens die Dichte der an den Eklektor heranreichenden Strauch- und Krautschicht, zweitens die Größe des Stammumfangs und drittens die Beschaffenheit der Rinde der jeweiligen Baumart wesentliche Faktoren zu sein. Artspezifische Verdunstungsraten und somit Temperaturen der Blätter verschiedener Baumarten (siehe LEUZINGER & KÖRNER 2007) führen zwar zu unterschiedlichen Mikrohabitatbedingungen in der Kronenregion, haben aber vermutlich keinen Einfluss auf die Spinnengemeinschaft der Stammregion, da arborikole Arthropoden ungünstige klimatische Bedingungen durch Mikrohabitatwechsel kompensieren und nicht in andere Straten oder gar Gebiete abwandern (PRINZING 2005). Für diese These sprechen auch die von STENCHLY et al. (2007) nachgewiesenen deutlichen Unterschiede in der Artzusammensetzung der beiden Straten und in der unterschiedlichen Individuenverteilung einer Art auf Stamm und Krone. D. h. sollte es einer Art in der Krone einer Baumart zu warm werden, würde sie nicht in die Stammregion absteigen, sondern in eine Krone einer benachbarten anderen Baumart mit günstigeren Bedingungen ausweichen.

Die meisten Spinnen wurden mit dem Eklektor SE 3 an einer vergleichsweise dünnen Winterlinde (Umfang 125cm) gefangen. Den Eklektor umgaben viele Zweige der dicht an diesem Baum stehenden jungen Bäume, die das „Einzugsgebiet“ der Falle erhöhten. Hohe Fangzahlen wurden auch mit SE 5 erbracht, an diesen Eklektor reichte ein dichter Brenneselbestand heran. In dem an einer solitär stehenden Eiche mit dickem Stamm (Umfang 171cm) angebrachten Eklektor SE 6 konnten hingegen nur sehr wenige Exemplare gefangen werden. An den beiden in der Stärke der sie umgebenden Strauchschicht vergleichbaren Eichen (SE 1 und SE 2), stieg die Anzahl der gefangenen Individuen hingegen proportional zum Durchmesser des dickeren Stammes (SE 2) an. An SE 4, dem Eklektor an dem bereits stark geschädigten, dünnstämmigen und solitär stehenden Feldahorn, wurden verhältnismäßig viele Spinnen pro cm Stammumfang gefangen. Gründe hierfür könnten in der großen

Oberfläche und in den vielen Versteckmöglichkeiten an und in der rissigen und abbröckelnden Rinde dieses Baumes zu sehen sein.

Die unterschiedlich hohen Individuenanzahlen der Stammeklektoren an den jeweiligen Bäumen spiegelten sich am deutlichsten im Verteilungsmuster der Hauptarten wieder. Obwohl das Versuchsdesign nicht auf den Nachweis einer Bevorzugung von speziellen Baumarten bzw. Standorten ausgelegt war, konnten anhand des Verteilungsmusters der Hauptarten Tendenzen aufgezeigt werden. *Tegenaria ferruginea* wurde häufiger an Eiche als an den anderen Baumarten gefunden. Auch GUTBERLET (1997), MUSTER (1998) und STENCHLY et al. 2007 fingen die Waldhauswinkelspinne häufig an dieser Baumart. *Ozyptila praticola* und *Cetonana laticeps* waren an der in der Waldmitte stehenden Winterlinde (SE 3) zahlreich vertreten. Während die Lebensweise von *O. praticola* am Stamm nicht hinreichend untersucht ist, ist *C. laticeps* als Jäger unter Rinde bekannt. Diese Spezies zieht sich zum Beuteverzehr und bei Gefahr in/ unter die Rinde zurück (WUNDERLICH 1982). *O. praticola* wurde am Boden gerade im mittleren Bereich des Auwaldes nicht so häufig wie am Waldrand gefunden. Vielleicht lag es ja daran, dass viele dieser Spinnen in der Waldmitte in der Stammregion abwanderten. Für *Lepthyphantes minutus* ergab sich eine Anhäufung auf der dem Ufer abgelegenen Seite des Auwaldes. Die Art kam bevorzugt an den beiden von einer lichten Strauchschicht und einer schwach ausgeprägten Krautschicht umgebenen Eichen SE 1 und SE 2 vor. An der näher am Ufer stehenden Eiche SE 5, mit an den Eklektor heranreichendem Brenneselunterbewuchs, wurde die Art wesentlich seltener vorgefunden. Am in Ufernähe stehenden, solitären Ahorn SE 6 ohne Unterbewuchs wurden äußerst wenige Exemplare von *L. minutus* gefangen. Eine Ursache hierfür könnte die stärkere Sonneneinstrahlung in Dammnähe sein. Zum Beispiel fand MUSTER (1998) *L. minutus* vorzugsweise an stärker besonnten Stämmen innerhalb eines Eichenwaldes. Bei den weiteren Hauptarten, z. B. bei der dominanten Sackspinne *Clubiona pallidula*, ergaben die Verteilungsmuster keine eindeutigen Zusammenhänge bezüglich der Baumart, oder anderen (erkennbaren) Faktoren. Entweder waren die Arten gleichmäßig auf die Bäume verteilt, oder einzelne Bäume wurden bevorzugt bzw. gemieden. Dies erfolgte unabhängig von der Ausprägung der umgebenden Strauch- und Krautschicht, der Baumart oder des genauen Standortes im Wald.

Die Spinnengemeinschaft der Stammregion setzt sich somit zum Großteil aus Arten der feuchten bzw. trockenen Laubwälder, sowie der Waldränder zusammen. Gerade die Arten der trockenen Laubwälder waren außerordentlich individuenreich vertreten. Unter den Begleitarten waren die nach BRÄSICKE et al. (2006) typischen Spezies der Eichenwälder *Moebelia pencillata*, *Keijia tincta*, *Theridion mystaceum* und *Anyphaena accentuata*

besonders häufig anzutreffen. Wie am Boden, so waren auch in der Stammregion stenotope Auwaldarten sehr selten und meist nur durch Einzelfunde belegt. Vorkommen von Arten der Äcker und Ruderalstandorte, sowie synanthrope Spezies erklären sich aus der Umgebung des Waldes durch landwirtschaftlich genutzte Flächen und aus der Nähe zum Siedlungsgebiet (Heidenfahrt). Eine Zusammensetzung aus vielen xerotoleranten und xerophilen Spezies, gerade unter den Hauptarten, war für die Stammregion zu erwarten. GUTBERLET (1997) vermutet, dass es sich bei xerophilen Arten allgemein um ein prägendes Element höherer Straten handelt. BRAUN (1992) begründet die Häufigkeit xerophiler Arten am Stamm durch die geringere Beschattung, höhere Temperaturen und durch eine höhere Verdunstungsrate. Darüber hinaus ist, bedingt durch die Wärmelage im Mainzer Becken, der Anteil xero- und thermophiler Arten im Untersuchungsgebiet ohnehin höher als in vielen anderen Regionen Deutschlands (BRAUN 1969/1979, WEBER & EISENBEIS 1992, WEBER 1999, STAUDT 2009).

WUNDERLICH (1982) bezeichnete 15 Spinnenarten als exklusiv/ obligat an bzw. unter Rinde lebend und acht Spezies als fakultativ an Rinde vorkommend (zur Nomenklatur siehe auch WUNDERLICH & BLICK 2006). Von der erstgenannten Klasse wurden sieben, von der zweiten Klasse sechs Arten am Stamm nachgewiesen. Statt einiger der von WUNDERLICH (1982) angegebenen Arten, wurden zum Teil sehr nahe verwandte Spezies angetroffen. Beispielsweise wurde nicht *Scotophaeus blackwalli* sondern vorwiegend *Scotophaeus scutulatus* und ein Exemplar von *Scotophaeus quadripunctatus* nachgewiesen. Die beiden letztgenannten Arten sind wesentlich wärmeliebender und kommen daher in kälteren Regionen sehr häufig synanthrop vor. Ursprünglich handelt es sich bei ihnen aber um Rindenzwoner (siehe HEIMER & NENTWIG 1991, PLATEN et al. 1991, 1999, ROBERTS 2001, KREUELS & PLATEN 2005). Alle drei Arten sind aus dem Mainzer Becken bekannt, wobei es von *S. scutulatus* die meisten Nachweise gibt (STAUDT 2009).

Die Phänologien der Spinnenarten aus der Hartholzaue NSG „Sandlache“

In diesem Abschnitt werden die Arten- und Individuenanzahlen in ihrem allgemeinen Verlauf diskutiert. Weiterhin werden die Phänologien von den Hauptarten und einiger ausgewählter Spezies vorgestellt. Vergleiche von Fangzahlen einzelner Jahre bzw. Monate untereinander, die Populationseinbrüche im Sommer und das frühere Aufkommen von Arten werden zwar angesprochen, aber erst unter dem Aspekt von Flut, Trockenheit und Hitze im Kapitel „Auswirkungen von Flut und Hitze“ ausführlich diskutiert.

a) Bodenfallenfänge

Die meisten Exemplare der Bodenspinnenfauna wurden in den Sommermonaten von Mai bis September gefangen. Die Individuenanzahl stieg im April und Mai stark an, erreichte im Juni/ Juli ihr Jahresmaximum und fiel danach bis in den September stetig ab. Dazwischen schwankte die Individuenanzahl zum Teil erheblich. Im Hochsommer 2005 ereignete sich ein besonders starker Einbruch der Arten- und Individuenanzahl. Allgemein konnte Ende September/ Anfang Oktober ein erneuter leichter Anstieg der Fangzahlen verzeichnet werden. Die größte Artenvielfalt herrschte von Ende Mai bis Juli. Die Diversität der Spinnengemeinschaft war vor allem von Mai bis Juli, wegen der großen Artenanzahl und von Ende September bis Anfang November, bedingt durch eine sehr ausgeglichene Verteilung der Individuen auf die Arten (Evenness), hoch. Im Winter waren die Arten- und Individuenanzahlen niedrig, denn die Winterarten erreichten keine so hohe Dominanz wie entsprechende Sommerspezies. Durch die Gleichverteilung der Arten war die Evenness entsprechend hoch, was auch in einer vergleichsweise hohen Diversität resultierte.

Der Jahresverlauf der Arten- und Individuenanzahlen, der Diversität und Evenness im Untersuchungsgebiet entsprach der Norm in diesem Landschaftstyp. THALER et al. (1984) und STEINBERGER & THALER (1990) bezeichnen hohe Fangzahlen von April bis Juli und einen Aktivitätsrückgang von August bis Oktober als typisch für das Epigäon mitteleuropäischer Tieflandauen. Ein Anstieg der Fangzahlen im Oktober wurde gelegentlich beobachtet (z. B. GAYDOŠ 1994). Zu sehr ähnlichen Ergebnissen kamen auch WEBER (1999) bei der Stadtbiotopkartierung Mainz, sowie HEUBLEIN (1982) bei einer Untersuchung in einem Buchenwald im Breisgau (Baden). Ein derartiger Verlauf der Anzahl von Arten und Individuen scheint daher nicht auf die Tieflandauen beschränkt, sondern allgemein gültig für mitteleuropäische (Laub-) Wälder (siehe auch TRETZEL 1954, SCHAEFER 1976a). Abrupte Populationseinbrüche und Artenrückgänge in den Sommermonaten, wie sie im Untersuchungsgebiet wiederholt festgestellt wurden, konnten von diesen Autoren nicht beobachtet werden. Wie die Verschiebungen der Geschlechtsreife und der Aktivitätsmaxima von Populationen im Untersuchungsgebiet, sind möglicherweise auch die genannten Populationseinbrüche auf die Hitzewellen 2005 und 2006 zurückzuführen und werden unter „Auswirkungen von Flut und Hitze“ behandelt.

Folgend werden die Jahresaktivitätszeiten der Hauptarten des Waldbodens diskutiert. Bei einigen Arten konnten zusätzlich juvenile Spinnen determiniert und in die Darstellung aufgenommen werden. Ausführliche Beschreibungen zur Reifezeit der Spinnen aus

Bodenfallenfängen nach BARBER (1931) erfolgten erstmals durch TRETZEL (1954), dem wohl die ersten in Deutschland von STAMMER (1949) mit „Barberfallen“ gefangenen Spinnen zur Verfügung standen. Auf Erwin Tretzels Einstufung der Arten in „phänologische Typengruppen“ stützen sich die noch heute verwendeten (z. B. in HOLLE 2004) „Zuordnungen der Arten zu bestimmten Fortpflanzungstypen“ von DUMPERT & PLATEN (1985) bzw. der „Aktivitätstyp“ von PLATEN et al. (1991). An dieses System wurde sich bei den allgemeinen Aussagen über die Phänologien der Arten (sofern nicht anders angegeben) gehalten.

Erste *Diplostyla concolor* traten in der Hartholzaue ab Februar / März adult auf. Die Art wurde hauptsächlich von April bis September gefangen, ihr Aktivitätsmaximum lag im Juli und August. Weibliche und männliche Exemplare kamen, zeitlich gesehen, stets zusammen vor. In der Literatur ist diese Spezies als eurychron bekannt, d. h. sie hat eine Aktivitätszeit von mehr als drei Monaten. Geschlechtseife *D. concolor* sind von Frühling bis Spätherbst zu finden, das Aktivitätsmaximum liegt zwischen Mai und September. *D. concolor* gehört zum *Pachygnatha clercki*-Typ. Bei Spinnen dieser Gruppe dehnt sich die Reifezeit der Männchen soweit aus, dass diese regelmäßig nur in den kältesten Wintermonaten fehlen. Bei anderen Vertretern dieser Kategorie nähert sich die Reifeperiode der stenochronen Arten an. Entsprechend ihrer ausgedehnten Reifezeit weisen diese Spinnen auch eine lange Kopulationszeit auf. Sie dauert bei den meisten Arten einen Monat, kann aber auch bis zu drei Monate anhalten.

Reife Weibchen der Art *Palliduphantes pallidus* wurden fast das ganze Jahr über nachgewiesen. Lücken in der Dokumentation im Winter eines Jahres entstanden wohl eher aus der geringen Laufaktivität der Spinnen, als an einem nicht Vorhandensein adulter Exemplare, da die weiblichen Spinnen im folgenden Jahr bzw. vorherigen Jahr zu dieser Jahreszeit adult vorkamen. Die Männchen wurden von April bis Dezember und vereinzelt im Januar und Februar 2007 adult nachgewiesen. Im Untersuchungsgebiet konnte ein sommerliches Aktivitätsmaximum, von April/ Mai bis September/ Oktober beobachtet werden. Reife Männchen von *P. pallidus* wurden von TRETZEL (1954) kontinuierlich von April bis August, die Weibchen kontinuierlich von März bis August und im Dezember gefangen. Einzelfänge der Männchen wurden im November und Januar getätigt. Die Hauptaktivitätszeit der Art reichte von Mai bis Juni. Diese Resultate decken sich mit denen aus dem Untersuchungsgebiet größtenteils. *P. pallidus* gehört zum *Tenuiphantes cristatus*-Typ. Im Gegensatz zum *Pachygnatha clercki*-Typ, dessen Reifezeit größtenteils in das Sommerhalbjahr fällt, ist die Fortpflanzungsperiode dieser eurychronen Arten in das Winterhalbjahr verschoben. Die Gruppe ist dadurch charakterisiert, dass der Höhepunkt der Kopulationszeit nicht wie bei den

ausgesprochenen winterharten Typen der *Centromerus sylvaticus*-Gruppe (s.u.) in die eigentlichen Wintermonate Dezember bis Februar fällt, sondern sich durch Kälte offensichtlich verzögert. Diese Arten werden im Herbst (September bis November) reif und zeigen gelegentlich schon zu dieser Zeit mäßig gesteigerte Aktivität und Paarungstendenz. Bei Einbruch der winterlichen Frostperiode aber verfallen sie in eine Art „Winterstarre“, und werden passiv und gehen kaum noch in Fallen. Erst im Vorfrühling, vor allem im März und April, werden sie wieder aktiv und geben dann den Höhepunkt ihrer Kopulationszeit durch das scharenweise Auftreten von Männchen zu erkennen. Diese Unterbrechung der Kopulationszeit durch klimatische Einflüsse täuscht mehr oder minder eine diplochrone Reifezeit mit Nebenkopulationszeit im Herbst und Hauptkopulationszeit im Vorfrühling vor. Bei diesem scheinbaren Diplochronismus sind auch unregelmäßig einzelne Männchen zwischen den beiden Höhepunkten zu finden, die bei den wirklich diplochronen Arten zwischen der Haupt- und der Nebenkopulationszeit fehlen.

Von *Trochosa terricola* konnten die Männchen von Februar/ März bis Mai / Juni und von August bis September/ Oktober gefunden werden. Weibchen wurden von März bis September/ Oktober, abgesehen von zwei Wochen im Hochsommer, in geringer Anzahl nachgewiesen. Die Hauptaktivität reichte von April bis Anfang Mai, die Nebenaktivitätszeit von August bis Oktober mit einem Maximum im September. Diese Ergebnisse decken sich mit den Angaben von ENGELHARDT (1964). Jungspinnen wurden während des Sommers vereinzelt gefangen, Subadulti vor allem im Frühjahr und im Sommer angetroffen. Ihre Anzahlen waren allerdings zu gering, um Aussagen über ihr zeitliches Vorkommen zu treffen. *T. terricola* ist eine diplochrone Art des *Coelotes inermis*-Typs. Reife Männchen können bereits ab Januar angetroffen werden, Weibchen ab März. Die Hauptaktivitätsphase reicht von März bis Ende Juni mit einem deutlichen Maximum Ende März/ Anfang April. Zwischen Haupt- und Nebenaktivitätsphase scheinen nach TRETZEL (1954), wie auch im Untersuchungsgebiet „Sandlache“ nur zwei Wochen zu liegen. Die Nebenaktivitätsphase beginnt ab Mitte Juli mit einem Maximum im September und Oktober und zeichnet sich durch das Vorhandensein vieler Männchen, aber fast keiner Weibchen aus. Die Männchen können vereinzelt bis in den Dezember aktiv sein.

Adulte männliche Exemplare der Spezies *Centromerus sylvaticus* fanden sich von Ende September/ Anfang Oktober bis Januar/ Februar, 2006 vereinzelt noch im März und April in den Fallen. Die Weibchen der Art wurden von September/ Oktober bis April/Mai gefangen. Dabei konnten vor allem im Oktober und November, sowie von Februar bis April weibliche *C. sylvaticus* erfasst werden. Die meisten Männchen wurden von Oktober bis

Dezember gefangen. Durch die rege Aktivität der Weibchen im Frühjahr ergab sich neben dem Hauptaktivitätsmaximum der Art im Oktober und November, zum Teil ein zweites, aber schwächeres und (fast) nur durch Weibchen gebildetes, (Neben-) Maximum im Februar. *C. sylvaticus* gilt als Typusart der winterreifen (Mitte November bis Mitte März) Spinnen. TRETZEL (1954) gab als Hauptaktivitätszeit der männlichen *C. sylvaticus* Oktober bis Dezember und für die Weibchen September bis Dezember an. Männliche Spinnen der Spezies fand Tretzel vereinzelt bis in den Mai, Weibchen etwas häufiger bis Juni und vereinzelt sogar das ganze Jahr über. Im Untersuchungsgebiet konnten von Mai bis September keine *C. sylvaticus* nachgewiesen werden, dafür aber wesentlich mehr Weibchen im Vorfrühling. Die Anhäufung von Weibchen im Frühjahr könnte sehr wahrscheinlich durch eine erhöhte Laufaktivität der Tiere unter den milden Bedingungen im Mainzer Becken resultieren. Dafür würde auch die deutlich erhöhte Anzahl der *C. sylvaticus*-Weibchen im vergleichsweise sehr warmen Frühjahr 2007 sprechen.

Im untersuchten Hartholzauwald kam *Ozyptila praticola* am Boden und am Stamm von April bis Juli und von Mitte August bis Ende Oktober adult vor. Beide Aktivitätsperioden waren 2005 und 2006 gleich stark ausgeprägt, 2007 war die zweite Periode schwächer. Am Boden ließ sich eine klare Trennung der Aktivitätszeiten erkennen. Am Stamm wurden die Grenzen der beiden Phasen leicht verwischt. Bedingt durch den hohen Anteil an Weibchen in diesem Stratum, wurde auch eine gewisse Anzahl an sehr langlebigen weiblichen Spinnen der ersten Phase zwischen den beiden Aktivitätsperioden gefunden. Angaben in der Literatur zu *O. praticola* sind zum Teil widersprüchlich. *O. praticola* ist nach DUMPERT & PLATEN (1985) und PLATEN et al. (1991) in Anlehnung an TRETZEL (1954) als stenochron-sommerreif (Mitte Juni bis Mitte September) vom *Histopona torpida*-Typ bezeichnet, obwohl Tretzel die betreffende Spezies nicht untersuchte. Nach HEIMER & NENTWIG (1991) ist die Art von März bis Dezember adult, nach ROBERTS (2001) kommen Männchen im Frühjahr und Sommer, die Weibchen möglicherweise das ganze Jahr über geschlechtsreif vor. TRETZEL (1954) beschrieb innerhalb der Gattung *Ozyptila* unterschiedliche Aktivitätsperioden. Er fand z. B. *Ozyptila atomaria* in zwei Aktivitätsphasen von April bis Juni und von September bis Oktober adult vor. Als stenochron erwiesen sich dagegen *Ozyptila simplex* und *Ozyptila trux* mit Aktivitätszeiten im Juni/ Juli bzw. Mai/ Juni. Wahrscheinlich ist *O. praticola* über einen längeren Zeitraum (März bis Oktober, Weibchen evtl. bis Dezember) adult, wird aber meist nur während ihrer Hauptaktivitätszeit (Juni bis September) gefangen. Die Ausbildung von zwei Aktivitätsperioden/ -maxima könnte, wie auch das Vorkommen an Stämmen, bisher übersehen worden sein. Möglicherweise ist die Ausbildung zweier Aktivitätsperioden/ -

maxima eine Reaktion der Population auf bestimmte Umstände im Untersuchungsgebiet. In den Fängen der AG Prof. Dr. Alfred Seitz trat *O. praticola* von Mai bis Oktober auf, die Hauptaktivitätsphase lag im Mai und Juni. Allerdings sind diese Daten kritisch zu betrachten, da *O. praticola* in einer für eine Phänologie hinreichenden Menge nur auf der Fulderaue Ost in den Jahren 2000 und 2001 auftrat und aus diesen Jahren kein Material von Mitte Juli bis Mitte August vorlag. Daher wurde auch auf eine Darstellung der Phänologien aus dem Datensatz dem Material der AG Seitz verzichtet. Dennoch sind diese Ergebnisse weitere Hinweise auf eine Stenochronie von *O. praticola*. Möglicherweise könnten Trockenheit und Hitze in den Sommern 2005 und 2006 ein diplochrones Auftreten bei *O. praticola* ausgelöst haben. Auf weitere Folgen dieser klimatischen Faktoren wird im Kapitel „Auswirkungen von Flut und Hitze“ näher eingegangen.

Männliche *Pardosa lugubris* wurden ab April (2006 bereits im März) bis Juni (2006 bis Ende Juli) adult angetroffen. Weibchen kamen gleichzeitig auf. Es wurden, im Unterschied zu den Männchen, aber nochmals im Juli und August adulte weibliche *P. lugubris* vorgefunden. Jungspinnen und Subadulti der Art konnten fast übers gesamte Jahr nachgewiesen werden. Nur bei besonders kalter Witterung im Winter waren sie in den Fallenfängen nicht vertreten. Im August und September, also etwa drei Monate nach der Hauptaktivitätsphase im April und Mai, wurden sehr viele juvenile *P. lugubris* gefangen. Die Art ist nach HOLLE (2004) stenochron, mit einer Hauptaktivitätszeit von Mitte März bis Mitte Juni. TRETZEL (1954) beschrieb die Art, damals noch unter ihrem Synonym *Lycosa chelata* (O. F. Müller 1764), als diplochrone Spezies des *Micrargus herbigradus*-Typs. Solche Arten weisen eine Hauptkopulationszeit im Sommer und eine Nebenkopulationszeit im Winter auf. Interessant ist, dass Tretzel die Art in diese Gruppe einordnete, obwohl ihm Funde der Männchen von April bis Juli, der Weibchen von April bis August/ September (Hauptaktivitätszeit Mai) vorlagen. Die Jahresaktivität also durchaus einer eurychronen Spezies im Sinne Tretzels entsprach. HEIMER & NENTWIG (1991) geben für *P. lugubris* in Mitteleuropa eine von März bis September reichende Aktivitätsphase an. Nach ROBERTS (2001) ist die Art in Britannien und Mitteleuropa ab dem Frühling aktiv, Männchen werden bis zum Hochsommer, Weibchen noch während des Spätsommers angetroffen. Stenochron sommerreif ist *P. lugubris*, bedingt durch einen späteren Beginn der von Juni bis Juli dauernden Reifezeit, nur in höheren Breiten (NIEMELÄ et al. 1994). Im Gegensatz zu vielen Wolfsspinnen aus Auenbereichen, die eine ausgeprägte Nebenkopulationszeit im Herbst aufweisen (vgl. RICHTER 1970), besitzt *P. lugubris* daher keine phänologische Präadaptation gegen Sommerfluten. Die Ausprägung von nur einer Aktivitätsphase könnte ein weiteres

Indiz dafür sein, dass diese Art (eigentlich) nur in nicht überfluteten Wäldern vorkommt (vgl. KRUMPÁLOVÁ 2005).

b) Stammeklektorenfänge

Bezüglich der Reifezeit unterschied sich die Spinnengemeinschaft der Stammregion von der Bodenregion durch das Fehlen echter winterreifer Arten vom *C. sylvaticus*-Typ und einer wesentlich höheren Artenanzahl zu der jahreszeitlichen Hauptaktivitätsphase der meisten Spezies Mitteleuropas, d. h. von Mai bis Juli. Die meisten Spezies der Stammregion traten stenochron auf, d. h. Männchen kommen nur bis zu drei Monate im Jahr adult vor. Am Boden wurden dagegen vergleichsweise wenige stenochrome Arten gefangen. Weiterhin ereigneten sich am Stamm keine Populationseinbrüche während der Sommer, stattdessen kam es im Juni/ Juli 2005 und im Februar 2006 zu einem Massenaufreten junger Theridiidae bzw. Linyphiidae. Unterschiede im Verlauf der Arten- und Individuenanzahlen einzelner Jahre bei den Stammeklektorenfängen untereinander ergaben sich durch Verschiebungen der Reifezeit verschiedener Spezies. Hohe Diversitätswerte wurden, wie bei den Bodenfallenfängen, in den Sommermonaten festgestellt und resultierten aus der in diesem Zeitraum hohen Artenanzahl. Sehr niedrige Diversitätswerte ergaben sich im Winter. Zu dieser Jahreszeit wurden kaum adulte Spinnen in der Stammregion gefangen, da die meisten arborikolen Spinnen am Boden überwintern (GIBSON 1947). Im Herbst und zeitigem Frühjahr waren die Arten bezüglich ihrer Individuenanzahl annähernd gleich verteilt. Dies führte zu einer höheren Diversität, da der SHANNON-Index mit steigender „Evenness“ zunimmt (LUDWIG & REYNOLDS 1988).

Die ausgewählten Arten aus den Stammeklektorenfängen wurden, sofern nicht anders angegeben, wie die Spezies aus den Bodenfallen entsprechend nach ihrer Phänologie-Charakterisierung durch TRETZEL (1954), DUMPERT & PLATEN 1985, sowie PLATEN et al. (1991) diskutiert. Die Phänologie der Spezies *Ozyptila praticola* wurde bereits unter dem Abschnitt „a) Bodenfallen“ behandelt.

Die häufigste Art im Auwald, *Clubiona pallidula*, trat adult von Mitte April bis Anfang Juli auf. Die Hauptaktivität lag im Mai und Juni. Jungtiere wurden den ganzen Sommer über bis in den Herbst (Anfang November) vorgefunden, subadulte *C. pallidula* konnten ab März nachgewiesen werden. Die Phänologie von *C. pallidula* wurde von Erwin Tretzel nicht behandelt. DUMPERT & PLATEN (1985) bezeichnen sie als eine stenochrome Spezies vom *Histopona torpida*-Typ (sommerreif von Mitte Juni bis Mitte September). Nach HEIMER & NENTWIG (1991) beginnt die Reifezeit bereits im April und endet erst im November. Die Monate Mai und Juni als festgestellte Hauptaktivitätsperiode bestätigen

Resultate von GOERTZ (1998) und STENCHLY et al. (2007). Angaben zum Vorkommen adulter *C. pallidula* beziehen sich wahrscheinlich ausschließlich auf unverpaarte Weibchen.

Die zweite dominant vorkommende Spezies *Tetrax denticulata* kam adult von Mitte Mai bis Mitte Juli vor, ihre Hauptaktivitätsphase wurde im Juni/ Juli festgestellt. Vereinzelt konnten noch Exemplare im August und September gefunden werden. Subadulte wurden von Ende Februar bis Mitte April, Jungspinnen ab Juli/ August bis in den Dezember beobachtet. *T. denticulata* ist eine nicht sehr oft und nicht gerade individuenreich nachgewiesene Art (siehe HÄNGGI et al. 1995). Daher beziehen sich Angaben zur Phänologie meist auf die Grundlage weniger Exemplare. TRETZEL (1954) lag nur eine weibliche Spinne aus dem Mai vor. Angaben zur genauen Fundzeit machten auch PEARSON & WHITE (1964), sie fingen drei Exemplare im Juli. Eine ausführlichere Darstellung der Phänologie durch SIMON (1991) beschreibt ein Vorkommen von Juni bis August, vereinzelte Exemplare bis Anfang Oktober und eine Hauptaktivitätsperiode im Juli. Allerdings unterschied SIMON (1991) nicht zwischen Männchen und Weibchen und gab keine Individuenanzahlen bekannt. In Standardwerken wurde die Aktivitätsperiode nur ungenau formuliert: HEIMER & NENTWIG (1991): Sommer, ROBERTS (2001): Männchen im Sommer und Weibchen das ganze Jahr über. Da sich die zeitliche Aktivität von *T. denticulata* während der drei Sommer im Untersuchungsgebiet fast genau glich, ist davon auszugehen, dass es keine z. B. klimatisch bedingte Schwankungen im Zeitpunkt der Reife gibt und die Hauptaktivitätsperiode zumindest im Mainzer Becken in den Monaten Juni und Juli liegt. Vereinzelt können, vor allem weibliche Exemplare, noch im Spätsommer und im Herbst auftreten, das ganze Jahr aktiv ist die Spezies in unseren Breiten wohl eher nicht.

Im Frühsommer, der Periode mit den meisten aktiven Arten, kamen vorwiegend stenochrome Spezies vor. Die Arten kamen nicht alle gleichzeitig auf, sondern variierten zumindest in ihrer Hauptaktivitätszeit um einige Wochen.

Fast das ganze Jahr über wurden am Stamm Jungtiere bzw. Subadulti der Arten *Philodromus aureolus* und *Neriene montana* angetroffen. *P. aureolus* kam adult von Mai bis Juli (Weibchen bis August, Einzelfunde im Herbst) vor. Bei *P. aureolus* konnte auch TRETZEL (1954) eine längere Aktivitätsperiode der Weibchen feststellen. Während die Männchen vereinzelt im Mai und vorwiegend im Juni auftraten, wurden Weibchen ab Juni bis Ende August gefangen. SIMON (1991) fand hingegen beide Geschlechter von *P. aureolus* nur in den ersten beiden Juniwochen. Zu dieser Jahreszeit fand auch GOERTZ (1998) die Art vor, allerdings endete die Untersuchungsperiode ihrer Arbeit Ende Juni. Man kann daher davon

ausgehen, dass *P. aureolus* in Mitteleuropa im Juni adult vorkommt, diese thermophile Spezies im warmen Mainzer Becken aber früher reift und deswegen im Untersuchungsgebiet bereits im Mai adult auftritt. Von einem Überwintern der Subadulti dieser Art an Stämmen von Apfelbäumen berichtete bereits PEKÁR (1999).

Eine frühere Reife als von TRETZEL (1954) angegeben (Männchen: Juli bis August, Weibchen: Juli bis Dezember!) fand auch bei *Neriere montana* statt. Die Art kam in der vorliegenden Untersuchung von Mai bis Juni adult vor. Auch WEBER & EISENBEIS wiesen *N. montana* im Mainzer Becken bereits im Frühling nach. HEIMER & NENTWIG (1991) nennen für Mitteleuropa April bis Juni, d. h. einen in etwa mit den Daten aus dem Untersuchungsgebiet übereinstimmender Zeitraum. ROBERTS (2001) gibt für Großbritannien und Nordeuropa Frühling bis Spätsommer als Aktivitätsperiode an. Eine bis in den Dezember ausgedehnte Aktivitätsperiode weiblicher Bergbaldachinspinnen konnte nicht beobachtet werden und wurde, außer bei TRETZEL (1954), in der Literatur nicht wieder gefunden.

Männliche *Anyphaena accentuata* wurden adult von April bis Juni, Weibchen noch bis Mitte Juli und Jungspinnen ab August/ September in der Stammregion gefangen. Als Reifezeit sind die Monate Mai bis August bekannt (HEIMER & NENTWIG 1991), Weibchen können bis in den Herbst auftreten (ROBERTS 2001). Besonders auffällig ist bei *A. accentuata* die starke Präsenz von subadulten Exemplaren ab November bis Mitte April. Die nachtaktive Art ist vor allem in der Kronenregion sehr häufig (BRÄSICKE et al. 2006, STENCHLY et al. 2007), in der Stammregion ist sie als Durchzügler bekannt (WUNDERLICH 1982). Das seltene Auftreten von frühen Häutungsstadien am Stamm lässt darauf schließen, dass die Jungspinnen erst ab einer gewissen Größe die Kronenregion verlassen. Dabei scheint die Art nicht abzuwandern, weil zum einen während des Spätherbsts und Winters für den Fadenflug ungünstigen Bedingungen vorherrschen (vgl. THOMAS & JEPSON 1999, THORBECK et al. 2002, BONTE et al. 2007), zum anderen keine lokomotorische Aktivität mit den Bodenfallen festgestellt werden konnte. Ein Überwintern von *A. accentuata* auf dem Boden ist deshalb sehr unwahrscheinlich, gerade weil die Art im Winter eine sehr hohe Aktivität am Stamm aufwies. Die Daten aus dem Untersuchungsgebiet deuten eher darauf hin, dass *A. accentuata* die Stammregion gerade im Winter gezielt aufsuchte. So berichteten schon MARC & CANARD (1997), dass *A. accentuata* im Sommer in der Kronenregion vorkommt, den Winter aber in der Stammregion verbringt.

Subadulte *Dictyna pusilla* konnten ab Februar/ März verstärkt am Stamm nachgewiesen werden. Adulte Spinnen dieser frühjahrs- und sommerreifen Spezies (HEIMER &

NENTWIG 1991, ROBERTS 2001) wurden hauptsächlich von April bis Mai nachgewiesen, vereinzelt konnten aber noch im Juli Weibchen gefangen werden. Jungspinnen traten sehr selten auf, nur im warmen November 2007 kam es zu einem gehäuften Vorkommen juveniler Stadien in den Eklektoren. Ob die Art am Stamm oder am Boden überwintert ist unklar. Von *Dictyna arundinacea* ist das Überwintern in der Streu bekannt (BONTE et al. 2000), während *Dictyna uncinata* auf Bäumen überwintert (PEKÁR 1999). In der vorliegenden Arbeit konnte eine gesteigerte Laufaktivität am Stamm im Winter bei milden Temperaturen festgestellt werden, während *D. pusilla* am Boden nicht gefangen wurde. Die Datenlage lässt daher eher auf ein Überwintern der Spezies am Stamm oder in der Krone schließen.

Lepthyphantes minutus kam geschlechtsreif von August bis Dezember, Weibchen vereinzelt bis Februar vor. Die Hauptaktivitätsperiode reichte von September bis November. Diese Spezies wurde nach TRETZEL (1954) als winterreif vom *Centromerus sylvaticus*-Typ bezeichnet, angegeben wurde eine Aktivitätszeit im Dezember und Januar. WUNDERLICH (1982) beschrieb sie als ganzjährig geschlechtsreif. Diese Einteilungen mussten von DUMPERT & PLATEN (1985) korrigiert werden, da die Art hauptsächlich von September bis November auftritt. Seither gilt sie als herbstreif (HEIMER & NENTWIG 1991, PLATEN et al. 1991, SIMON 1991, ROBERTS 2001, HOLLE 2004), was die phänologischen Daten aus dieser Arbeit voll und ganz bestätigen.

Von Juli bis September wurden Männchen von *Cetonana laticeps* vorgefunden. Weibchen dieser von Februar bis November anzutreffenden Art (HEIMER & NENTWIG 1991) wurden vereinzelt von März bis November gefangen. Wegen der zeitlich auf den Hoch- und Spätsommer beschränkten Aktivität der Männchen und einer Kopulationszeit im August und September ist diese Art zumindest im Untersuchungsgebiet als stenochron-sommerreif anzusehen. Eine ausgedehnte Reifezeit ist von Rindebewohnern bekannt und dürfte mit dem relativ ausgeglichenen Mikroklima unter Baumrinde zusammenhängen. Somit kann das Nahrungsangebot fast das ganze Jahr über genutzt werden. Unterschiedliche Größenklassen kommen zusammen vor, was zusätzlich die intraspezifische Konkurrenz vermindert (WUNDERLICH 1982).

Die häufig an Eiche (BRÄSICKE et al. 2006) aber auch an Fichte (WEISS 1995) vorkommende Haubennetzspinne *Theridion mystaceum* gehört zu den Fangnetze bauenden Arten der Rindenoberfläche und des Spaltensystems (WUNDERLICH 1982). Diese Art wurde überwiegend im Mai, seltener im Juni und Weibchen vereinzelt im Juli gefangen. Im Jahr 2007 konnte *T. mystaceum* bereits im April in hoher Anzahl erfasst werden. Die

Kopulationszeit (zur Hauptaktivitätsphase der Männchen) dieser ausgesprochen stenochronen Spezies erstreckte sich nur über wenige Wochen und scheint im Mainzer Becken um etwa eine Woche früher (Mitte bis Ende Mai) als von SIMON (1991) angegeben stattzufinden. Von juvenilen *T. mystaceum* wurde wie auch von juvenilen Exemplare der mit ihr verwandten Art *Kaijia tincta* ein Überwintern am Baum in Vogelnestern beobachtet (KLÜPPEL et al. 1984).

Im Juni und Juli (Schwerpunkt Mitte bis Ende Juni) konnte die am Stamm und in der Kronenregion aktive (STENCHLY et al. 2007) *Enoplognatha ovata* in den Stammeklektoren angetroffen werden. Die Art ist sommerreif (ROBERTS 2001), die Kopulationszeit liegt in Mitteleuropa Anfang Juli (SIMON 1991) und dürfte unter den klimatischen Bedingungen des Mainzer Beckens etwa ein bis zwei Wochen früher stattfinden. *E. ovata* ist in der Literatur hauptsächlich durch ihren ausbalancierten Polychromatismus und die damit verbundene Mikrohabitatwahl bekannt geworden. Die rote Morphe bevorzugt nach GRECO & KEVAN (1999) Blüten als Jagdansitz, während die schwarze Morphe sich öfters am Boden fortbewegt. Im Untersuchungsgebiet wurden beide Morphen am Stamm nachgewiesen.

Tetragnatha extensa konnte vor allem von Mitte Mai bis Mitte Juli (2007 bereits ab Ende April) nachgewiesen werden. Die meisten Exemplare wurden im Juni gefangen. Die Phänologie dieser nach HEIMER & NENTWIG (1991) von Mai bis Juli reifen Spezies wird im Kapitel „Auswirkungen von Flut und Hitze“ ausführlich diskutiert.

Tegenaria ferruginea wies zwei Aktivitätsmaxima auf. Eines im Frühling (März bis Juni) und das andere von August bis November. Die meisten Exemplare wurden im September und Oktober am Stamm nachgewiesen. Jungspinnen wurden vor allem von Juni bis August beobachtet. Nach HORVÁTH (2004) tritt die Art adult von Februar bis November und juvenil das ganze Jahr über am Stamm an und unter Rinde, sowie in hohlen Baumstümpfen auf. Die gesteigerte Aktivität im Frühjahr und Herbst spiegelt entweder Migrationsbewegungen in bzw. aus der Stamm- und Kronenregion wieder, oder lässt auf eine Übergangsform von einem eurychronen zu einem diplochronen Lebenslauf schließen. Dieser *Coelotes inermis*-Typus ist nach TRETZEL (1954) entweder aus einer Verlagerung der stenochronen Reifezeit, oder aus der Teilung einer eurychronen Reifezeit, hervorgegangen. Da im Auwald mit Bodenfallen keine *T. ferruginea* gefangen wurden, konnte diese Fragestellung aus den vorliegenden Datensätzen nicht beantwortet werden.

Subdominant von April bis Juli mit Schwerpunkt vorkommen im Juni vorkommend ist *Entelecara accuminata*. Diese Spezies wurde im Jahr 2005 von Mai bis Mitte Juni sehr häufig gefangen. In den folgenden Jahren konnte sie aber nur noch vereinzelt im Mai nachgewiesen

werden. Die Datenmenge reichte für die Darstellung einer Phänologie über drei Jahre nicht aus.

Bodenfallenfänge am Waldrand und in der Verlandungszone

Die hohe Anzahl an Waldarten in den Bodenfallen am äußeren Waldrand resultierte aus der unmittelbaren Nähe der Fallen zum Auwald. Sie waren in lediglich fünf Metern Entfernung zum Wald angebracht. Die dominanten und subdominanten Waldarten der Bodenregion des Auwalds nutzten den äußeren Saumbereich intensiv. Vor allem *Diplostyla concolor* und die im Frühling aktiven Wolfsspinnenarten *Pardosa lugubris* und *Trochosa terricola* wurden häufig gefangen. Von diesen Arten ist ein Ausstrahlen aus Wäldern in umliegende Bereiche bekannt (BLICK & BLISS 1991, SCHARDT et al. 2008). Die Wolfsspinnen suchten den südlichen Waldrand wahrscheinlich aus den gleichen Gründen wie die Lichtspots im Wald auf: Zum Erreichen der Vorzugstemperatur durch Sonnenbäder. Ebenfalls häufig war die überwiegend auf Freiflächen lebende Art *Trochosa ruricola*. Eine ausgesprochene Frühjahrs-Migration von den *Trochosa*-Arten in bzw. aus dem Wald ins Feld (vgl. HEUBLEIN 1982) fand vermutlich nicht statt, da *T. ruricola* nur sporadisch im Wald und *T. terricola* nur sporadisch im Polder vorgefunden wurde.

Insgesamt waren etwa ein Drittel der Arten und ein Viertel der Individuen Freiflächenbewohner der Äcker und Ruderalbrachen, die ebenfalls im Polder Ingelheim nachgewiesen wurden. Dies ist nicht verwunderlich, da sich direkt hinter dem Damm landwirtschaftlich intensiv genutzte Flächen befinden. Als typischer Bewohner des Halbtrockenrasens auf dem Damm ist *Enoplognatha thoracica* anzusehen (KREUELS & PLATEN 2005). Die im Frühsommer geschlechtsreife Spezies (HEIMER & NENTWIG 1991) ist aber auch in Weinbergen, Wacholderheiden und Ruderalstandorten anzutreffen (HÄNGGI et al. 1995). Weitere auf Wiesen und Ruderalbrachen verbreitete Spinnen waren die Begleitarten *Pachygnatha clercki* und *Pachygnatha degeeri*.

In der Verlandungszone vor dem Hartholzauwald wurde keine eigene Spinnenfauna vorgefunden. Obwohl solch sandige Uferbereiche typischen Pionierarten aus den Gattungen *Bathyphantes*, *Erigone*, *Oedothorax* und *Prinerigone*, sowie den *Pardosa*- und *Arctosa*-Arten ideale Voraussetzungen bieten (ANTHES 1999), konnten nur acht Exemplare gefangen werden, von denen bis auf *Oedothorax apicatus* alle Arten der Hartholzaue waren. Sicherlich waren während des Fangzeitraums im Winter keine ausgesprochen hohen Fangzahlen zu erwarten gewesen, da die genannten Pionierarten aber durchaus während des Winters in der Umgebung auftraten (siehe Ergebnisse und Diskussion Polder Ingelheim), hätten sie, falls in

der Verlandungszone vorhanden, mit den Fallen nachgewiesen werden müssen. Zahlreiche Beifänge von Arthropoden (z. B. Carabidae, Collembola, Diplopoda, Isopoda) in den Fallen bewiesen, dass sie funktionierten, wenn auch eine gewisse Verschlammung der Gefäße beobachtet wurde.

Auswirkungen von Flut und Hitze

Während die Auswirkungen von Fluten in Auen in der Vergangenheit Gegenstand zahlreicher ökologischer Arbeiten waren, wurden Spinnen bisher meist nur morphologisch und physiologisch auf ihre Toleranz für Trockenheit und Hitze untersucht (vgl. Abschnitt „Allgemeiner Überblick über den Stand der Forschung an Spinnen – Anpassungen an Flut und Hitze“).

Arbeiten von FRAMPTON et al. (2000) und LINDBERG et al. (2002) zeigen, dass außergewöhnlich heiße und trockene Sommer, wie der Extremsommer 2003, bei fast allen Bodenbewohnern zu erheblichen Verlusten führen. Sehr starke Populationsrückgänge erleiden bei Trockenheit vor allem Collembolen (ALVAREZ et al. 1999). Sie stellen eine der Hauptnahrungsquellen vieler am Boden lebender Spinnenarten dar (NYFFELER 1999, HARWOOD et al. 2001, 2003), daher wirkt sich wohl ein geringeres Nahrungsangebot auch langfristig negativ auf das Vorkommen von Spinnen aus.

a) Flutung der Senken

Eine dreitägige Flutung der tiefer gelegenen Bereiche der Hartholzaue durch Qualmwasser Mitte März 2006 beeinträchtigte die Spinnenfauna nicht. Es konnte während dieser Teilflut kein gesteigerter Stammauflauf von bodenbewohnenden Arten festgestellt werden. Ein erhöhtes Vorkommen von juvenilen Linyphiidae wurde lediglich im Februar 2006 zwei bis drei Wochen vor der Flut beobachtet und kann daher nicht in einen Zusammenhang mit diesem Ereignis gebracht werden. Zu dieser Zeit führte der Rhein ein leichtes Hochwasser, dieses erfasste das Untersuchungsgebiet jedoch nicht. Eventuell ließen sich die Spinnen aus tiefer gelegenen und zu dieser Zeit überschwemmten Uferregionen in die Hartholzaue mittels Aeronautik verdriften.

Erhöhte Stammauflaufzahlen bei Qualmwasser und aeronautische Fluchtbewegungen ergaben sich nach GOERTZ (1998, 1999) nur an vollständig vom Wasser umgebenen Bäumen. Die Autorin beschrieb eine deutliche Beeinträchtigung der Spinnengemeinschaft durch Qualmwasser in einer durch einen Damm vom Fluss abgetrennten Weichholzaue an der Saale. Sie konnte bei ansteigendem Pegel im März 1997 einen deutlich vermehrten Stammauflauf

von *Bathyphantes gracilis*, *Diplostyla concolor*, *Porhomma oblitum* und *Porhomma pygmaeum* feststellen. Stieg das Wasser zu hoch an, flüchtete *P. oblitum* durch Fadenflug.

Es kann daher gesagt werden, dass eine teilweise Flut, bei der trockene (Flucht-) Korridore bestehen bleiben, die mobilen Spinnen nicht veranlasst, in die höhere Vegetation auszuweichen. Offenbar wird ein solches Fluchtverhalten erst durch die vollständige Umgebung von Wasser ausgelöst und stellt, auch in Verbindung mit der darauf folgenden aeronautischen Aktivität, die letzte Rettungsmöglichkeit für die Spinnen dar.

b) Hitze und Trockenheit im Frühjahr

Die hohen Temperaturen im Winter 2006/2007 und im April 2007 nahmen großen Einfluss auf die Lebenszyklen der Spinnen. Diese Tiere sind bezüglich der Geschwindigkeit von Entwicklung und Reife zum Adultus temperaturabhängig. Dabei stellt das beschleunigte Wachstum eine Anpassung an warme, ein verlangsamtes Wachstum eine Anpassung an kalte klimatische Bedingungen bei Spinnen aus milden bis warmen Klimaten dar. Bei Spinnen aus kalten Klimaten verhält es sich umgekehrt, diese wachsen bei Wärme langsamer und bei Kälte schneller. (LI & JACKSON 1996). Dementsprechend wurden viele Spinnenarten der Boden- und Stammregion während des überaus warmen Frühjahrs 2007 frühzeitig geschlechtsreif. Weiterhin fand bei diesen Spezies die Kopulationszeit, erkennbar an der gesteigerten Laufaktivität der Männchen, um mindestens zwei Wochen früher statt. Die gleichen Beobachtungen machte TRETZEL (1954) nach dem warmen Winter 1948/ 1949 bei Fängen aus dem sehr warmen April 1949: „Dementsprechend wurden Arten, die bei normalen Temperaturen im Mai zur Fortpflanzung schreiten, 1949 schon im April geschlechtsreif und paarungsbereit.“

Besonders deutlich zeigte sich die frühzeitige Geschlechtsreife bei den Wolfsspinnen. Die milden Wintermonate Januar und Februar 2007 und 2008 führten zum Aufkommen erster adulter *Trochosa terricola*. Der außergewöhnlich warme April 2007 führte darüber hinaus zu einer um etwa zwei bis drei Wochen früheren Hauptaktivitäts- und somit Kopulationsphase dieser Art und zu einer wiederum etwa zwei bis drei Wochen früheren Reife von *Pardosa lugubris*. Im folgenden Jahr kam es, trotz des milden Winters, zu keiner vorverlegten Hauptaktivitäts- und Kopulationszeit. Während der ersten beiden Aprilwochen wurden nur sehr wenige Wolfsspinnen gefangen. Ursache hierfür war ein Kälteeinbruch Anfang April. Daraus kann geschlossen werden, dass die beiden Lycosidae bedingt durch hohe Temperaturen im Winter früher Geschlechtsreif werden, dies sich allerdings erst dann auf die Kopulationsperiode auswirkt, wenn zusätzlich hohe Temperaturen im Frühjahr vorherrschen.

Das heißt dass die früher geschlechtsreif gewordenen Spinnen erst ab einer gewissen Temperatur zur Paarung schreiten.

Die stenochron-frühsommerreifen Arten der Stammregion kamen bereits zu Beginn des Aprils auf und reagierten mit einem früheren Beginn der Kopulationszeit (=Hauptaktivitätszeit) Mitte April statt Anfang Mai. Dabei endete die Kopulationszeit bei den an Rinde lebenden Arten *Dictyna pusilla* und *Theridion mystaceum* auch zwei Wochen früher. Bei der häufig auf Blättern im Kronenbereich vorkommenden *Anyphaena accentuata* und der vorwiegend in der Strauchschicht lebenden *Neriere montana* endete die Kopulationszeit jedoch wie gewohnt Ende Mai. Wahrscheinlich waren die am Stamm gefangenen Exemplare der Rindenbewohner in ihrem Vorzugslebensraum schneller verpaart als die Angehörigen der zuletzt genannten Spezies, die die Stammregion zur Suche nach Geschlechtspartnern frequentierten.

Clubiona pallidula wies ihre Hauptaktivitätsperiode 2007 wie in den übrigen Jahren im Mai auf, allerdings wurden Spinnen dieser Art bereits in großer Anzahl im April gefangen. Positiv wirkte sich der April 2007 dennoch auf die Entwicklung der Art aus. Es konnten im Mai und Juni 2007 fast doppelt so viele *C. pallidula* wie in den anderen Jahren nachgewiesen werden, was sehr wahrscheinlich in Verbindung mit dem gesteigerten Nahrungsangebot am Stamm einherging.

Nicht in ihrer Phänologie beeinträchtigt wurde die im Juni reife Spezies *Enoplognatha ovata*. Selbst wenn diese Art, bedingt durch die hohen Temperaturen im April, innerhalb des Mais schneller heranreifte, was als spekulativ anzusehen ist, reichten die Temperaturen im Mai nicht aus, um diese Spinnen zur Kopulation schreiten zu lassen.

c) **Hitze und Trockenheit im Sommer**

Spinnen der Bodenregion

Der Hitzewelle von Mitte bis Ende Juni 2005 folgten zwei ungewöhnlich kühlen Wochen, gefolgt von einem drastischen Rückgang der Arten- und Individuenanzahlen bei der Spinnengemeinschaft der Bodenregion. In den Jahren 2006 und 2007 im Juli nachgewiesene Arten, wie z. B. *Bathyphantes gracilis*, *Bathyphantes nigrinus* und *Tenuiphantes flavipes* u. a. wurden in der ersten Julihälfte 2005 nicht gefangen. Der negative Einfluss der Hitze im Juni und die mit ihr verbundenen starken Austrocknung der Aue, führten bei den dominanten Arten *Diplostyla concolor* und *Palliduphantes pallidus*, zu ungewöhnlich niedrigen Fangzahlen. Diese Spinnen suchten wahrscheinlich Unterschlupf in feuchteren Bereichen, z.

B. in der unteren Streu (siehe LENSING et al. 2005) und stellten ihre Laufbereitschaft ein. Der schnelle Anstieg der Fangzahlen wenige Wochen nach der Hitzewelle belegt, dass die Spinnen dieses Extremereignis zu überleben vermochten. Darüber hinaus sind Populationen dieser eurychronen Arten, trotz gewisser Ansprüche an die Feuchte, besser in der Lage eine solche Wetterlage zu überdauern als stenochrome Arten. Im Unterschied zu den stenochronen Spinnen, bei denen alle Individuen gleichzeitig reif und paarungsbereit werden, paaren sich *D. concolor* und *P. pallidus* den ganzen Sommer über. Daher kommen mehrere Generationen (d. h. auch juvenile, subadulte und adulte Spinnen) dieser schnellwüchsigen Arten miteinander vor. Verluste werden daher, wie bei den Agrobioten, sehr schnell ausgeglichen.

Die Hitzewelle im Juli 2006 wirkte sich nicht so stark auf die Spinnengemeinschaft aus, wie die Hitzewelle ein Jahr zuvor. Neben *Diplostyla concolor* und *Palliduphantes pallidus* wurden noch weitere, z. T. im vorherigen Abschnitt genannte Arten angetroffen, und es kam nur zu einem leichteren Rückgang der Fangzahlen bei *P. pallidus*. Der Rückgang der Gesamtindividuenanzahl resultierte allerdings aus der phänologisch bedingten Abnahme der Spezies *Ozyptila praticola*.

Möglicherweise konnten sich die Spinnen durch den eher allmählichen Temperaturanstieg in diesem Jahr besser an die hohen Temperaturen gewöhnen. Erläutert wird dieser Gedankengang am Beispiel von *Diplostyla concolor*. Die Hitzewelle 2006 führte nicht zu einem Einbrechen der Individuenanzahl, sondern verlangsamte nur die Zunahme an Spinnen. Dadurch verschob sich das jährliche Maximum der Spezies auf August. Das heißt, *D. concolor* musste ihre Laufaktivität und Paarungsbereitschaft nicht einschränken um sich vor der Hitze/ Trockenheit zu schützen, zeigte aber erst im feuchteren August die höchste Aktivität und Paarungsbereitschaft.

Interessanterweise fiel die Anzahl von *Diplostyla concolor* erst nach der Hitzewelle 2005 bzw. stagnierte 2006 unter der starken Austrocknung, während die Anzahl von *Palliduphantes pallidus* während der Hitzewellen abfiel und trotz Trockenheit bei niedrigeren Temperaturen direkt nach den Hitzewellen wieder anstieg. Obwohl die Spinnen nach der am weitesten verbreiteten ökologischen Charakterisierungen durch PLATEN et al. 1991, 1999 und KREUELS & PLATEN (2005) die gleichen Ansprüche an die Feuchte stellen sollen, scheint es so, dass *P. pallidus* mit Trockenheit besser als *D. concolor* zurecht kommt. Dafür spräche auch das vermehrte Vorkommen von *P. pallidus* auf der trockeneren und dem Rhein abgewandten Südseite der Aue, sowie das generell seltenere Vorkommen dieser Art in Auwäldern. WEBER & EISENBEIS (1992) bezeichneten in Anlehnung an MAURER & HÄNGGI

(1990) *P. pallidus* als mesophil und *D. concolor* als hygrophil. Diese insgesamt sehr einfache Einteilung hatte sich allerdings nicht gegen das differenziertere, auch in dieser Arbeit verwendete, System von Ralph Platen durchgesetzt. Im Hinblick auf die festgestellten Reaktionen zur Hitze/ Trockenheit der beiden Arten und der Seltenheit von *P. pallidus* in Auwäldern (siehe HÄNGGI et al. 1995), kann die Einstufung von MAURER & HÄNGGI (1990) nur unterstützt werden.

Dennoch muss die Hitze/Trockenheit nicht unbedingt die alleinige Ursache für die Rückgänge der Individuenanzahl und Artenanzahl während der Trockenperiode 2005 gewesen sein. Erstens: Die Reaktion der Spinnenfauna 2006 unterschied sich von der aus 2005 trotz vergleichbarer Austrocknung. Zweitens: Auch im Sommer 2007 ereignete sich zwischenzeitlich ein geringer Rückgang der Gesamtindividuenanzahl. Nach persönlichen Mitteilungen von Dr. Oliver-D. Finch stellen derartige Schwankungen in der Individuenanzahl bei bodenlebenden Spinnen durchaus keine Seltenheit dar und ereignen sich auch unabhängig von extremen Wetterlagen.

Spinnen der Stammregion

Bei der während der Hitzewelle Anfang Juli 2006 heranreifenden Rindenspinne *Cetonana laticeps*, konnte ein früherer Eintritt der Geschlechtsreife festgestellt werden. Erkennbar an der starken Aktivitätsdichte der Männchen im Juli war auch ein um etwa zwei Wochen zeitigeres Einsetzen der Hauptkopulationsphase. Wie bereits bei den am Boden vorgefundenen Arten *Pardosa lugubris* und *Trochosa terricola* dürften als Ursachen einer schnelleren Reife höhere Temperaturen und ein größeres Nahrungsaufkommen anzusehen sein. Dies betraf bei *C. laticeps* übrigens nur die Männchen, da schon im Frühjahr reife Weibchen der Art vorkommen (HEIMER & NENTWIG 1991). Im Jahr 2005 konnte dagegen keine frühzeitige Reife der Art festgestellt werden. Die erste Junihälfte war sehr kalt, die Hitzewelle ereignete sich erst in den letzten beiden Wochen dieses Monats. Möglicherweise bremste der Kälteeinbruch Anfang Juni die Entwicklung der Art, die Hitze beschleunigte diese wieder und das Ergebnis war ein durchschnittliches Eintreten der Reifezeit.

Die während der Hitzewellen im Juni/ Juli 2005/ 2006 reifen stenochronen Arten der Stammregion, z. B. *Enoplognatha ovata*, *Philodromus aureolus*, *Tetragnatha extensa* und *Tetrax denticulata* zeigten eine gesteigerte Aktivitätsdominanz und keine Abweichungen bezüglich ihrer Phänologie. Eine hohe Aktivität entsprach durchaus den Erwartungen. Diese Arten sind als Bewohner höherer Straten an höhere Verdunstungsraten angepasst (BRAUN 1992, GUTBERLET 1997), einige Arten sind als ausgesprochen thermophil anzusehen und bei

Hitze äußerst aktiv (BRAUN 1969/1970). Zu einem früheren Einsetzen der Geschlechtsreife durch hohe Temperaturen kam es nicht, da die Populationen dieser Arten beim Eintritt der Hitzewelle schon zum Großteil geschlechtsreif waren. Warum aber keine Veränderungen in der Länge der Kopulationszeit festgestellt wurden, ist unklar. Nach TRETZEL (1954) reagieren Spinnen mit einer ausgedehnten Kopulationszeit bei warmem Wetter. Dabei führt die länger anhaltende und gesteigerte Laufaktivität der Männchen auf Partnersuche, zu einer Verlängerung des Aktivitätsmaximums. Erkennen lässt sich dies an einer so genannten Plateau-Bildung der Dominanzkurve im Schema. Hätte die Hitze Auswirkungen auf die oben genannten Spezies gehabt, wäre eine solche Entwicklung zumindest bei *T. extensa* zu sehen gewesen. Bei dieser Art finden mehrfach Paarungen zwischen einem Weibchen und vielen Männchen statt. Den Reproduktionserfolg verzeichnet dabei das letzte Männchen (AUSTAD 1984, WEST & TOFT 1999). Das bedeutet, dass gerade Männchen dieser Spezies unter den warmen Bedingungen im Juli 2006 länger als herkömmlich aktiv hätten sein müssen.

Allerdings darf nicht verschwiegen werden, dass es sich bei den genannten Gründen zur Veränderung der Reifezeit nur um Hypothesen handelt. Um diese zu überprüfen, müsste der direkte Einfluss der Temperatur auf die Reifedauer der jeweiligen Arten im Labor unter Standardbedingungen untersucht werden. Dann könnten auch Aussagen getroffen werden, warum Arten, die während der Hitzewelle adult vorkamen, nicht durch diese beeinflusst wurden.

d) Langfristige Auswirkungen der Veränderungen der Phänologien durch den Klimawandel

Durch den prognostizierten Klimawandel werden für unsere Region ungewöhnlich milde Winter, hohe Temperaturen im Frühjahr und Hitzewellen im Sommer immer wahrscheinlicher. Wie bereits diskutiert reagieren Spinnen sehr empfindlich auf diese wetterbedingten Veränderungen. Eine frühere Reife aufgrund hoher Temperaturen im Frühling und Rückgänge der Aktivitätsdichte während und unmittelbar nach Hitzewellen sind zu erwarten. Weiterhin wird die Rate an erfolgreich überwinterten Spinnen steigen.

Reaktionen auf klimatische Veränderungen können an stenochronen Spinnen besser beobachtet werden, da bei ihnen die Individuen einer Population relativ gleichzeitig adult werden, während bei eurychronen Spinnen mehrere Altersstufen und sogar Generationen zeitgleich vorkommen. Durch die gleichzeitige geschlechtsreife der stenochronen Spinnen, lassen sich die Kopulationszeiten einer Generation gut anhand der gesteigerten Aktivitätsdichte der Männchen feststellen und vergleichend betrachten.

Die Fähigkeit, durch Verschieben der Kopulationszeit auf klimatische Veränderungen zu reagieren, besitzen stenochrome Spinnen vermutlich, weil sie ursprünglich eurychron waren und die zeitliche Einnischung erst im Laufe der Evolution erworben wurde. Die treibende Kraft dieses Prozesses war wahrscheinlich die Konkurrenzvermeidung (siehe TRETZEL 1954). Das große Potential der stenotopen Spinnen ihre Reifezeiten zu verändern wird deutlich, wenn man die unterschiedlichen Zeiten des Einsetzens der Geschlechtsreife von Populationen gleicher Art aus unterschiedlichen Breiten oder Höhenlagen miteinander vergleicht. So werden Spinnen aus hohen Breiten oder aus Höhenlagen um Wochen später geschlechtsreif als ihre Artgenossen aus dem Süden bzw. aus niedrigeren Lagen. Unter veränderten klimatischen Bedingungen könnten sich die phänologischen Veränderungen der Spinnen vor allem in der Nahrungskette des Ökosystems Auwald auswirken. Das veränderte Aufkommen von Spinnen könnte je nach Organismus einen unterschiedlich starken Feindruck, als auch ein unterschiedlich hohes Nahrungsangebot bedeuten.

Ein verändertes Nahrungsangebot könnte sich aber auch auf die Spinnen selbst auswirken. Steht gerade Nahrungsspezialisten keine adäquate Beute zur Verfügung, werden, sie sich nicht optimal entwickeln, ihr Wachstum verlangsamt sich und die Tiere werden trotz optimaler klimatischer Bedingungen nicht (noch) früher geschlechtsreif werden. Somit sind der Verlagerung der Reifezeit neben dem Potential der Spinnen selbst natürlich auch umweltbedingte Grenzen gesetzt. Ein Beispiel hierfür liefern große Radnetzspinnen. *Argiope trifasciata* ist eine, auf junge Heuschrecken als Beute spezialisierte Art. Sie tritt daher im Herbst in den unteren Regionen von hohen Graswiesen auf. Diese Spezies überwintert nicht adult, da ihr die niedrigen Gräser des Frühjahres keine geeigneten Stellen zum Netzbau bieten und ihr keine jungen Heuschrecken als Beute zur Verfügung stehen (OLIVE 1980, 1981).

4.3.2 Polder Ingelheim

Der Polder Ingelheim kann, verglichen mit der Aue, als einfach strukturierte Fläche bezeichnet werden. Im Gegensatz zum Auwald fehlte eine Streuschicht, die Grasschicht war teilweise nur schwach ausgeprägt und größere verholzte Pflanzen fehlen völlig. Diese einfache Strukturierung wirkte sich natürlich auf die Spinnengemeinschaft aus. Verglichen mit der Aue wurden in den Bodenfallen weniger Arten, dafür aber mehr Individuen pro Falle gefangen. Der lange Beprobungszeitraum mit 18 Bodenfallen von Oktober 2006 bis Mai 2008 ermöglichte es, eine repräsentative Übersicht der Spinnengemeinschaft dieses Lebensraumes zu gewinnen, Phänologien der wichtigsten Arten aufzuzeigen und Auswirkungen von Flut und Hitze bzw. Austrocknung aufzuzeigen. Die Ein- oder Auswanderung, sei es nun

lokomotorisch oder per Fadenflug, wurde zwar nicht explizit untersucht, die jahreszeitlichen Aktivitätsmuster ließen jedoch Einwanderungen nach Extremereignissen vermuten.

Bodenfallenfänge im Polder

Die Dominanz der Lycosidae in den Bodenfallenfängen wies auf eine stetige Verfügbarkeit von Nahrung hin. Denn nur unter solchen Bedingungen können sich diese zweijährigen und großen Spinnen optimal entwickeln. Diese Voraussetzungen bieten extensiv genutzte bzw. nur selten auf natürliche Weise gestörte Areale (COLE et al. 2005). Auf intensiv genutzten bzw. häufig auf natürliche Weise gestörten Flächen herrscht öfters Nahrungsmangel und es überwiegen Linyphiidae. Diese kleinen Spinnen dominieren in solchen Habitaten, da sie durch eine schnelle Generationsfolge und durch ihr hohes Ausbreitungspotential den Lycosidae gegenüber im Vorteil sind. Dabei muss jedoch beachtet werden, dass die tatsächliche Individuenanzahl im Lebensraum nicht durch Bodenfallenfänge wiedergegeben wird. Diese erfassen nur die Aktivitätsdichte, was zu einem erhöhten Anteil von laufaktiven Spinnen (z. B. Wolfsspinnen) führt (LANG 2000). Dabei ist die Laufaktivität von Art zu Art verschieden und von so vielen Faktoren abhängig, dass der Versuch, die tatsächliche Anzahl an Individuen aus Bodenfallenfängen berechnen zu wollen, unmöglich ist. Eine ungefähre Vorstellung liefert HEYDEMANN (1961). Er beobachtete eine drei- bis neunfach höhere Laufleistung von Wolfsspinnen gegenüber Zwergspinnen. Zu einem gewissen, aber nicht errechenbaren Teil, beruhten die hohen Individuenanzahlen bei Spinnenfängen mit Bodenfallen in einfach strukturierten Habitaten ebenfalls aus der Funktionsweise der Falle. Die Aktivitätsdichte der Spinnen ist umso höher, je weniger Raumwiderstand die Umgebung den umherlaufenden Spinnen bietet (FRANKE et al. 1988). Ebenso entspricht das Verhältnis von Männchen zu Weibchen in Bodenfallen, bedingt durch die höhere Laufaktivität der Männchen, nicht den Verhältnissen im Habitat (TOPPING & SUNDERLAND 1992). Selbst das Verhältnis von sehr ähnlichen Arten mit gleicher Laufaktivität (z. B. verschiedene Zwergspinnenspezies) geben solche Fallen nur ungenau wieder, da die verschiedenen Spinnenarten unterschiedlich gut bzw. schlecht aus den Bodenfallen entkommen können (TOPPING 1993).

Bedingt durch ihre einjährige Reifezeit, die hohe Laufaktivität und das ausschließlich bei Jungtieren vorhandene aeronautische Einwanderungspotential, war der Anteil an Jungspinnen innerhalb der Familien der Gnaphosidae und Lycosidae höher als bei den Linyphiidae. Denn junge Linyphiidae wachsen rasch heran, bewegen sich vergleichsweise wenig und können aufgrund ihrer geringen Endgröße auch noch adult per Fadenflug

einwandern (BEYER & GRUBE 1997). Der geringe Anteil an juvenilen Tetragnathidae beruht auf der Tatsache, dass fast nur Arten der Gattung *Pachygnatha* erfasst wurden. Da deren Nachwuchs Netze baut und sie erst als Adulti beginnen, am Boden umher zu laufen (KASTON 1964).

Die dominanten Arten des ökologischen Teils des Polders Ingelheim, *Oedothorax apicatus*, *Pardosa agrestis* und *Trochosa ruricola* gehören zu den typischen Bewohnern von Ruderalflächen, Ackerbrachen und Äckern (BLICK et al. 2003, POLCHANINOVA 2004, CLOUGH et al. 2005, SCHMIDT & TSCHARNTKE 2005) und sind im Mainzer Becken weit verbreitet (BRAUN 1955, BRAUN 1969, WEBER & EISENBEIS 1992, WEBER 1999, STAUDT 2009). Unter den subdominanten Spezies kamen, neben weiteren Arten der Äcker (*Erigone dentipalpis* und *Meioneta rurestris*), auch auf Feuchtwiesen (*Pachygnatha clercki*) und Trockenrasen (*Xerolycosa miniata*) Schwerpunktorkommen bildende Spinnen vor. Unter den Begleitarten fanden sich sowohl hygrophile als auch xerophile, xerobionte und euryöke Spezies.

Das Untersuchungsgebiet erfüllte also die Lebensansprüche von Trockenheit und von Feuchte bevorzugenden Arten gleichermaßen. Die Ursache hierfür ist in der Beschaffenheit der Fläche und im Zusammenhang mit der Flutung und Austrocknung des Polders zu sehen. Durch das Ausheben von tiefer gelegenen Kernbereichen als Stauflächen und durch Randbereiche, die teils von Acker bzw. von Brachen umgeben sind, entstanden im Polder feuchte bis trockene Bereiche mit unterschiedlich starker Vegetationsdichte. In der Kernzone fehlte eine flächendeckende Vegetation durch die langen Vereisungs- / Überflutungsperioden im Winter und Frühling. Durch den fehlenden Schutz einer Grasschicht trocknete dieser sandig-lehmige Bereich unmittelbar nach dem Trockenfallen sehr stark aus. Somit standen den Spinnen nicht nur mehrere wechselfeuchte Areale zur Verfügung, zusätzlich wies ein und dasselbe Areal im Laufe des Jahres eine sehr unterschiedliche Feuchte auf.

Dementsprechend verteilten sich die Spinnen nicht gleichmäßig auf der Fläche des Polders, sondern bevorzugten gemäß ihrer artökologischen Ansprüche unterschiedliche Zonen. Besonders deutlich zeigte sich dies bei einem Vergleich von Rand- und Kernzone. Nach einer Clusteranalyse unterschieden sich die Kernzonen 1 und 2 (Vegetationszone LA0) von den Randbereichen (Vegetationszone HB0) deutlich in der Artzusammensetzung der Spinnengemeinschaft. In den Kernzonen kamen überwiegend Spinnenarten der Äcker vor. Trockenrasen- und Ruderalbrachenarten wiesen geringere Dominanzanteile als in den Randzonen auf. In den Kernzonen wurden vorwiegend die, nach BLANDENIER & FÜRST (1998), aeronautisch hochaktiven Zwergspinnenarten *Oedothorax apicatus* und *Meioneta*

rurestris gefangen. Diese beiden Spezies sind sehr individuenreich in strukturarmen Habitaten wie Getreidefeldern, Sand-/Freiflächen und auf Rohböden anzutreffen (ALDERWEIRELDT 1989, VOLKMAR 1997, RATSCHKER 2001, BLICK et al. 2003, VOLKMAR & KREUTER 2006). Sie zählen zu den wichtigsten Spinnenarten der Mitteleuropäischen Agrarlandschaft (VOLKMAR et al. 1998) und sind gerade im Winter auf Feldern überaus häufige Pionierarten (THALER & STEINER 1975). *O. apicatus* ist eine frei jagende Zwergspinne und daher nicht auf eine, zum Netzbau ausreichend dicht vorhandene, Vegetation angewiesen (THOMAS et al. 1990). In der Kernzone ist sie gegenüber den zum Netzbau Vegetation benötigenden Zwergspinnenspezies mit ähnlichen ökologischen Ansprüchen (z. B. die *Erigone*-Arten) im Vorteil.

Die Arten *Trochosa ruricola* und *Xerolycosa miniata* bevorzugten die dicht bewachsenen Randzonen Süd und Ost und waren äußerst selten in den sandigen und fast unbewachsenen Kernzonen anzutreffen. Diese Unterschiede im räumlichen Verteilungsmuster waren bei *X. miniata* sogar hochsignifikant ausgeprägt.

Xerolycosa miniata lebt auf Trockenrasen, in Ruderal-, Beifuss-, Schuttgesellschaften, auf Pionierstandorten, Rohböden nach Tagebau, in Steinbrüchen, Sandgruben, in Süß- und Salzmarschen und Dünen (PLATEN et al. 1991, HÄNGGI et al. 1995, PLATEN et al. 1999, GALLÉ & URÁK 2001, HOLLE 2004, KREUELS & PLATEN 2005, VAROL et al. 2006, FINCH et al. 2007). Dabei wird Grasland kahlen Pionierflächen vorgezogen (LISKEN-KLEINMANS 1998). Selbst in Dünen lebt *X. miniata* in vertikal strukturierten Bereichen, wie den gemischten *Amophila*-Gesellschaften und meidet unbewachsene Flächen (BELL et al. 1997).

Dies trifft übrigens auch auf viele, im Untersuchungsgebiet nachgewiesenen, Vertreter aus dem früheren *Zelotes*-Artenkomplex (Gnaphosidae) zu, von denen jedoch zu wenige Exemplare gefangen wurden, um Aussagen über eine Mikrozonierung treffen zu können.

Trochosa ruricola ist eine euryöke Offenlandart (HÄNGGI et al. 1995) und bildet Schwerpunktorkommen auf Ruderalflächen (PLATEN et al. 1991, 1999, KREUELS & PLATEN 2005). Die Art ist nicht so trockentolerant wie ihre Schwesternart *T. terricola* und durch das Vorkommen auf feuchteren und unbeschatteten Flächen (Süßgraswiesen) von ihr separiert. *T. ruricola* toleriert als typische Offenlandart niedrigere Nachttemperaturen und bevorzugt höhere Tagestemperaturen. Diese Spezies benötigt, wie alle nachtaktiven, mitteleuropäischen *Trochosa*-Arten, eine hohe Luftfeuchte von über 95%. Tagsüber schützt sie sich vor Austrocknung durch das Verkriechen in der Erde (ENGELHARDT 1964). Daher dürften die Kernzonen für diese Art zu trocken sein. Dort bieten zwar viele Spalten im rissigen

Lehmboden Versteckmöglichkeiten, aber der Boden heizt sich wahrscheinlich tagsüber zu stark auf, als dass *T. ruricola* an diesem Ort ausharren könnte. Wahrscheinlich dringt die Art nur nachts auf Nahrungssuche gelegentlich in die Kernzonen ein.

Die tagaktive Spezies *Pardosa agrestis* und die nachtaktive *Pachygnatha clercki* waren häufiger in den zu Äckern hin gelegenen und mäßig bewachsenen Randzonen Ost, West und Nord als in der stark bewachsenen Randzone Süd und den schwach bewachsenen bis kahlen Kernzonen 1 und 2 anzutreffen. Die dominant im Polder vorkommende *P. agrestis* ist eine der häufigsten Spinnen im Ackerland (KISS & SZINETÁR 2002, BLICK et al. 2003, ÖBERG et al. 2007). KISS & SAMU (2000) ermittelten eine Populationsdichte von bis zu neun Individuen pro Quadratmeter. ÖBERG et al. 2008 vermuten daher, dass *P. agrestis* in der Lage ist, Äcker von anderen offenen Landschaftstypen zu unterscheiden und diese gezielt zu besiedeln. Auf den angrenzenden Feldern wurde *P. agrestis* überaus häufig beobachtet, es ist anzunehmen dass sie dort noch höhere Dominanzanteile als im Polder hat und das Vorkommen aus den Äckern in den Polder einstrahlt. Ihr räumliches Verteilungsmuster im Polder erklärt sich also daher, dass die Art ihren Verbreitungsschwerpunkt außerhalb des Polders in einfach strukturierten Ackerflächen hat und daher nur in den angrenzenden Randzonen mit geringer Bewuchsdichte dominant auftritt.

Pachygnatha clercki weist zwar ein ähnliches Verteilungsmuster auf wie *Pardosa agrestis*, besitzt allerdings andere ökologische Ansprüche und kam nur subdominant vor. Sie bildet in der Krautschicht von Feuchtwiesen Schwerpunktorkommen (KREUELS & PLATEN 2005), ist aber auch auf Ruderal- und Ackerflächen zu finden (HÄNGII et al. 1995). Allerdings ist *P. clercki* dabei immer auf eine gewisse Feuchtigkeit angewiesen (WILLIAMS 1962). Daher dürfte auch dieser Art (vgl. *Trochosa ruricola*) die Kernzone zu stark austrocknen.

Fänge mit dem Vakuumsauger

Mit Hilfe des Vakuumsaugers konnte das Arteninventar des Polders nur um die Spezies *Frontinella frutetorum* (Einzelfund) erweitert werden. Diese Art bildet Schwerpunktorkommen in mittelfeuchten Edellaubwäldern (KREUELS & PLATEN 2005), kommt aber auch in Koniferenständen (HERBERSTEIN 1998) und Monokulturen wie Zitronenplantagen (GAVAMI & AMOOZ 2008) vor. Nach BAYRAM et al. (2007) ist sie mit Arten aus der Familie der Araneidae in bodennaher Vegetation vergesellschaftet. Aufgrund ihrer Verbreitung in Gehölzen handelt es sich bei diesem Fund wohl um ein zufälliges Ereignis. Eventuell wurde das Exemplar vom Wind in den Polder verdriftet.

Da der Einsatz des Saugers keine weiteren Artnachweise erbrachte und typische Netzbauer mit dieser Methode normalerweise effektiv erfasst werden (STANDON 2000, BORGES & BROWN 2003), ist davon auszugehen, dass der Polder Ingelheim den typischen netzbauenden Spinnen der Gras- und Strauchschicht keine (guten) Lebensbedingungen bietet. Zur Ansiedelung dieser Arten ist die Vegetationsdichte in weiten Teilen des Polders anscheinend nicht ausreichend. Doch auch die vergleichsweise dichten Ruderalpflanzengesellschaften in der Randzone Süd verfügten über keine derartige Spinnenfauna. Eventuell ist das Mikroklima im Polder durch starke Schwankungen der Temperatur und Luftfeuchte in dieser offenen Landschaft für viele Arten ungünstig und verhindert ihre Ansiedlung.

Das Dominanzgefüge unterschied sich, methodisch bedingt, von dem der Bodenfallenfänge. Mit dem Vakuumsauger wurden mehr laufinaktive Spinnen (Linyphiidae und Thomisidae) und weniger laufaktive Spinnen (Lycosidae) gefangen als mit den Bodenfallen. Weiterhin wurden sehr wenige große nachtaktive Spinnen (z. B. aus der Gattung: *Trochosa*, sowie Gnaphosidae) erfasst. Kleine nachtaktive Zwergspinnen, wie *Oedothorax apicatus*, konnten jedoch mit dem Sauger aus den Erdspalten, in denen sie die Tage verbringen, herausgesaugt werden. Beim Saugen konnte häufig beobachtet werden, wie gerade Wolfsspinnen bei Annäherung fliehen und entkommen. Daher konnte die tatsächliche Populationsdichte solcher Arten auch nicht mit dem Sauger erfasst werden. Selbst eine Umzäunung wäre wahrscheinlich nutzlos, da die Tiere schon beim Anbringen flüchten würden. Um ein vollständiges Artenspektrum zu erhalten, müsste nachts gesaugt werden, was praktisch kaum durchzuführen ist. Ein Vakuumsauger sollte daher immer nur in Kombination mit anderen Fangmethoden angewandt werden.

Phänologien der Arten des Polders

Die Unterschiede in der Arten- und erst recht in der Individuenanzahl der Spinnen im Polder variierten zwischen Sommer und Winter nicht so stark wie in der Hartholzaue. Verantwortlich für die hohe Anzahl an Arten und Individuen im Winter sind die Pionierspezies aus der Unterfamilie der Erigoninae (Zwergspinnen). Diese im Sommer und im Winter aktiven Agrobionten können unter günstigen Bedingungen mehrere Generationen im Jahr ausbilden (THORBEC et al. 2003). Sie sind auch bei niedrigen Temperaturen in der Lage zu jagen und zügig heranzureifen (AITCHISON 1984a). Nach der Flut im März 2007 und der anschließenden Trockenperiode im April wurden hohe Arten- und Individuenanzahlen ermittelt. Daher ist davon auszugehen, dass eine sehr schnelle Wiederbesiedlung nach dem Trockenfallen erfolgte und diese nicht durch die extreme Trockenheit im April behindert

wurde. Bei der Betrachtung der Dominanzanteile der Ende April gefangenen Arten fiel auf, dass primär lokomotorisch aktive Wolfsspinnenspezies den Polder schneller wiederbesiedelten, als die zumeist aeronautisch aktiven Zwergspinnen. Die direkte Wiederbesiedlung durch die Wolfsspinnen lässt vermuten, dass diese Arten nicht nur im Polder, sondern auch bzw. gerade in den umliegenden Feldern weit verbreitet sind. Ob die Zwergspinnen ebenfalls lokomotorisch einwanderten oder per Aeronautik wiederkehrten, ließe sich nur durch den gezielten Einsatz von Fangnetzen, Fensterfallen etc. untersuchen.

Die folgend genannte Zwergspinnenart und die drei Wolfsspinnenspezies sind, was die Wiederbesiedlung betrifft, sind als typische Vertreter der beiden Einwanderungstypen anzusehen. In den Phänologiebeschreibungen dieser Arten wurde daher nochmals auf die angesprochenen Aspekte kurz eingegangen.

Adulte *Oedothorax apicatus* waren ganzjährig aktiv. Der Schwerpunkt der Aktivität lag im Sommer und Herbst. Überaus häufig wurde diese Art kurz nach der Fertigstellung des Polders im Oktober 2006 angetroffen. Dagegen erfolgte im Herbst 2007 kein Anstieg der Individuenanzahl bei dieser Spezies. Daher wird vermutet, dass die erste Besiedlungswelle des Polders durch diese Aeronauten im Oktober 2006 erfolgte. Vergleichsweise hohe Fangzahlen der Art beschrieb auch MEIJER (1980), der die Erstbesiedlung eines Polders in den Niederlanden untersuchte. Für diese Art spielt der Polder Ingelheim möglicherweise eine wichtige Rolle als „Source-Habitat“. Während die ausschließlich in Getreidefeldern lebende *O. apicatus*, bedingt durch Kultivierungsmaßnahmen, nur eine Generation im Jahr hervorbringen (DINTER 1997), produziert die Art auf ungestörten Grasflächen zwei Generationen im Jahr (ALDERWEIRELDT & DE KEER 1988). Hierzu wandern diese Spinnen bei kalter Witterung im Herbst von Getreidefeldern in sie schützende Grasstreifen ein und vermehren sich. Ihre Nachkommen wandern im Frühjahr wieder aus (LEMKE & POEHLING 2002). Die Fortpflanzung erfolgt frühzeitig, die Mindesttemperatur zur Eireife beträgt bei dieser Art 6°C (THORBEC et al. 2003). Aus der Rückwanderung im Frühjahr resultiert wahrscheinlich die von THOMAS et al. (1990) festgestellte hohe Aktivitätsdichte von *O. apicatus* im April und Mai in Getreidefeldern. Nach der Flut im März und der anschließenden Trockenheit im April 2007 trat *O. apicatus* nicht sofort Ende April und im Mai individuenreich auf (vgl. THOMAS et al. 1990), sondern benötigte bis in den Juni, um höhere Individuenanzahl aufzuweisen. Die Überflutung des Polders im März dürfte dieser Art nicht sonderlich geschadet haben, denn *O. apicatus* ist nach ROTHENBÜCHER & SCHAEFER (2006) in der Lage, periodische Winter- und Frühjahrsfluten im Habitat zu überdauern. Anzunehmen ist deshalb, dass die Spezies die Trockenperiode nur schlecht im Polder überstand und ab Mai

erst wieder einwanderte. Im Herbst des Jahres 2007 konnte möglicherweise kein Anstieg der Individuenanzahl von *O. apicatus* festgestellt werden, da in diesem warmen Spätjahr die Temperaturen offenbar nicht tief genug sanken, um eine Einwanderung in den Polder auszulösen. Als es dann im Dezember kalt wurde, machte die Flut und spätere Vereisung den Polder unzugänglich.

Pardosa agrestis wurde direkt nach Flut und anschließender Trockenheit im Polder nachgewiesen. Die aus den umliegenden Feldern (wieder) eingewanderte Art kam im männlichen Geschlecht von Ende April bis Mitte August (Maxima Mai und vor allem Juli/August) vor. Weibchen konnten von Ende April bis November angetroffen werden. Juvenile und subadulte *P. agrestis* wurden vorwiegend im Frühjahr, Juli und Herbst gefangen. Zahlreiche Autoren (TRETZEL 1954, MERRETT 1968, SCHAEFER, 1972, WORKMAN 1979, STEINBERGER 1990) beschrieben ein Auftreten juveniler *P. agrestis* im späten Winter, ein Heranreifen zum Subadultus bis April und eine Kopulationszeit von Ende Mai bis Mitte Juni. Die Männchen verenden bis zum Juli, die Weibchen bis August. Erste Nymphen treten ab Mitte Juni aber hauptsächlich im Juli auf und diese Spinnen reifen bis zum nächsten Jahr heran. Von einem zweiten Maximum der Art im Juli bzw. August in Österreich und Ungarn berichteten ZULKA et al. (1997) und SAMU et al. (1998). SAMU et al. (1998) werteten zahlreiche Funde aus Ungarn aus und erarbeiteten zwei Hypothesen zum diplochronen Auftreten von *P. agrestis*. Erstens: *P. agrestis* bildet zwei Generationen pro Jahr. Das würde bedeuten, die adulten Spinnen des Spätsommers sind Nachkommen der Spinnen aus dem Frühsommer. Zweitens: Es existieren zwei, durch unterschiedliche Fortpflanzungszeiträume voneinander reproduktiv isolierte Kohorten von *P. agrestis*, die eine Reifedauer von jeweils einem Jahr haben. Dabei könnte die reproduktive Isolation durch zwei Kokons im Sommer bildende Weibchen unterbrochen sein. Nach SAMU et al. (1998) sind innerhalb der Gattung *Pardosa* beide Varianten bekannt. Aus der reinen Betrachtung der Phänologiekurven der Art lässt sich keine der Hypothesen bestätigen. Daher wurden Untersuchungen zur Morphometrie der Spezies, Paarungsversuche und eine Betrachtung der Reifestadien der Ovarien von den Autoren gefordert, erfolgten aber bisher nicht. Die im Polder Ingelheim gewonnenen Daten bestätigen ein diplochrones Auftreten von *P. agrestis* im Mainzer Becken. Welche der beiden von SAMU et al. (1998) genannten Hypothesen als Ursache in Frage kommt, kann allerdings ohne weitere Untersuchungen nicht beantwortet werden.

Trochosa ruricola wurde adult von Oktober 2006 bis Anfang Dezember 2006 gefangen. Im Jahr 2007 wurde die Art direkt nach der Flut und Trockenheit ab Ende April bis Juli (Maximum im Juni) nachgewiesen. Neben dieser Hauptaktivitätsphase gab es noch eine

Nebenaktivitätsphase von September bis November. Im folgenden Jahr konnte *T. ruricola* bereits ab Mitte Februar nachgewiesen werden. Ab Mitte April wurden, wegen der geringen Fallenzahl während der Teilflutung des Polders, nur wenige *T. ruricola* gefangen. Die ermittelten Phänologiedaten decken sich mit Angaben von PLATEN et al. (1991), HOLLE (2004) und BOLDUC et al. (2005). Diese Autoren beschrieben *T. ruricola* als diplochron-sommerreife Art, die eine Hauptaktivitätszeit im Frühjahr und eine Nebenaktivitätszeit im Spätsommer aufweist. Die Kopulationszeit findet nach TRETZEL (1954) im Juni statt, was ebenfalls mit den ermittelten Daten übereinstimmt.

Adulte Männchen und Weibchen der Art *Xerolycosa miniata* wurde von Ende April 2007 bis Mitte August 2007 gefangen. Die höchste Aktivitätsdichte (=Kopulationszeit) wurde Ende Mai bis Anfang Juni festgestellt. Jungtiere wurden vereinzelt ab August vorgefunden, wenige Subadulti konnten im Herbst und Winter nachgewiesen werden. Die ermittelte Aktivitätsperiode stimmt mit Angaben von PLATEN et al. (1991) und SZYMKOWIAK & WOŻNY (1998) überein. Wie die zuvor beschriebenen Wolfsspinnenarten, dürfte auch diese direkt nach dem Trockenfallen des Polders im April wieder eingewandert sein. Gerade diese xerophile Art hatte sehr wahrscheinlich von den warmen und trockenen Bedingungen im April 2007 profitiert. Während diese Spezies, unter feuchten Bedingungen, kaum im Polder angetroffen wurde. So konnten im April und Mai 2008 lediglich einige Subadulti im teilgefluteten Polder gefangen werden.

4.3.4 Beprobungsstandorte der AG Prof. Dr. Alfred Seitz

Sieben Untersuchungsflächen, drei auf zwei Rheininseln und vier an verschiedenen Uferstandorten, dienten der Feststellung der direkten Auswirkungen und der längerfristigen Folgen des Extremsommers 2003 auf Webspinnen (GUHMANN 2008). Während sich vor 2003 regelmäßig Winter- bzw. Frühjahrshochwässer ereigneten, blieben Überflutungsereignisse in den folgenden Jahren aus. Gründe hierfür waren die allgemein geringe Wasserführung des Rheins und fehlendes Schmelzwasser im Frühjahr. Da je nach Standort Material von 2000, 2001 bzw. 2002 bis 2005 zur Verfügung stand, konnten die Spinnenzönosen der Inseln und Ufer vor 2003 mit denen nach 2003 verglichen werden. Die tatsächliche Individuenanzahl pro Fallengang musste durch die Umrechnung auf Individuen pro Falle und Fangtag korrigiert werden, da die Anzahlen an Fallen und Beprobungsterminen der Standorte untereinander und in den verschiedenen Jahren variierten. Der Begriff der Individuenanzahl bezieht sich in diesem Kapitel daher (soweit nicht anders angegeben) auf den korrigierten Zahlenwert. Auf eine solche Korrektur wurde bezüglich der Anzahl der Arten verzichtet.

Anhand des Verlaufes der Arten- und Individuenanzahlen an allen Inselstandorten ist die negative Auswirkung des Extremsommers 2003 auf die Spinnengemeinschaften deutlich erkennbar. Im Spätsommer und Herbst 2003 wurden nach der Hitzewelle, je nach Vergleichsjahr und Standort, rund 50% bis 90% weniger Individuen und Arten auf allen drei Beprobungsflächen gefangen als vor 2003. Die niedrige Artenanzahl ergab sich aber auch aufgrund der kurzen Beprobungsperiode von August bis Oktober (sonst wurde Ende Mai bzw. Anfang Juni begonnen), denn im Frühsommer reife Spezies (z. B. Wolfsspinnenarten) wurden während dieses Zeitraumes nicht erfasst. Diese Arten stellten allerdings während der anderen Jahre auch nur einen sehr kleinen Teil des Artenspektrums dar, außerdem wurden insgesamt nur sehr wenige Individuen dieser Spezies auf den Rheininseln gefangen.

Ausschlaggebend für den negativen Einfluss der Hitzewelle auf die Spinnen dürfte vor allem die extreme Austrocknung des Bodens durch den starken Rückgang des Rheinpegels gewesen sein. In Freilandexperimenten konnten FRAMPTON et al. (2000) und LENSING et al. (2005) belegen, dass es auf Flächen mit künstlich erzeugter Trockenheit zu starken Rückgängen von Beutetieren der Spinnen (z. B: Collembola) kommt und in Folge dessen die Anzahl der Spinnen und anderer Prädatoren stark abnimmt. Nach BONTE et al. (2000) betrifft dies vor allem kleine Arten, während große Spinnen in der Lage sind, den Nahrungsmangel durch die Jagd von größeren Beutetieren zu kompensieren.

Die Artenidentität (Sørensen-Quotient) der jeweiligen Untersuchungsgebiete variierte von Jahr zu Jahr stark. Bezüglich der Artenzusammensetzung konnten die Rheininseln und Uferstandorte nur im Jahr 2000 klar voneinander getrennt werden. Standorte die sich in einem Jahr sehr ähnlich waren, wiesen im nächsten Jahr sehr unterschiedliche Artzusammensetzungen auf. Arten, die durch sehr wenige Individuen in einem Jahr repräsentiert waren, wurden in den weiteren Jahren häufig gar nicht erfasst. Durch die sehr niedrige Artenanzahl an allen Standorten im Jahr 2003 bestanden zwischen einzelnen Standorten überhaupt keine Übereinstimmungen, da keine gemeinsam vorkommenden Spezies auftraten. Anzunehmen ist daher eine unzureichende Erfassung des tatsächlich vorkommenden Artenbestands durch die geringe Anzahl von nur drei bis fünf Fallen und vier bis 12 Beprobungsgängen (siehe Material und Methoden Kapitel 2.2.1 und Anhang Tabellen A4 bis A7) pro Jahr. Nach STEIN (1965), RÜMER & MÜHLENBERG (1988), DUELLI et al. (1990) und ZULKA (1996) ist ein solches Minimalprogramm jedoch zur Erfassung von ökologisch aussagekräftigen Arten, also Spezies die rezident und häufiger vorkommen, ausreichend.

Übereinstimmungen bezüglich dieser individuenreich vorkommenden Arten werden aufgrund der großen relativen Häufigkeit dieser Spezies besonders gut durch die Renkonen'sche Zahl beschrieben. Betrachtet man die Dominantenidentität, lassen sich, von wenigen Ausnahmen abgesehen, von 2000 bis 2002 innerhalb der Inselstandorte bzw. Uferstandorte größere Übereinstimmungen feststellen, als zwischen Inseln und Ufern. Nach 2003 lassen sich hingegen bezüglich der Dominantenidentität keine deutlichen Unterschiede zwischen Insel- und Uferstandorten erkennen.

Die Faunenähnlichkeit nach Wainstein berücksichtigt sowohl die Dominanzverhältnisse als auch die Artenidentitäten von miteinander zu vergleichenden Artengemeinschaften. Nach diesem Index wiesen die Spinnenfaunen der Inseln vor 2003 deutlich mehr Gemeinsamkeiten untereinander auf als mit den Uferstandorten. Die Faunen der Uferstandorte variierten untereinander ebenfalls stark, am ähnlichsten waren sich die Zönosen aus den beiden Ingelheimer Standorten und Mombach und Gaulsheim. Im Jahr 2003 wurden geringe bis gar keine Übereinstimmungen zwischen den Faunen der einzelnen Standorte festgestellt, da nur sehr wenige bzw. keine gemeinsamen Arten vorkamen (siehe Artenidentität). Ab 2004 nahmen die Similaritäten innerhalb der Inselstandorte stark ab, die Spinnengemeinschaften der Insel- und Uferstandorte glichen sich zunehmend an, so dass 2005 auch bezüglich des Wainstein-Index keine Trennung von Insel- und Uferzönosen mehr möglich war.

Die Clusteranalysen bestätigen die Ergebnisse der Faunenvergleiche. Lediglich vor 2003 ist eine klare Trennung zwischen den Inselstandorten und den Uferstandorten zu erkennen, ab 2003 verringern sich die Distanzen zwischen den einzelnen Zönosen und die Spinnengemeinschaft der Inseln lässt sich nicht mehr durch einen Cluster von der der Ufergebiete abtrennen. Da zur Clusteranalyse die logarithmierten Abundanzen der Spezies verwendet wurden, wurde die Gewichtung der Hauptarten zwar abgeschwächt, dennoch wirkten sich Schwankungen der Abundanz häufiger Arten stärker auf die Analysen aus als das Vorhandensein oder nicht Vorhandensein sehr seltener Spezies. Diese stärkere Gewichtung der Hauptarten war gewollt, da diese eine wesentlich höhere Aussagekraft besitzen.

Folgend wurden diese dominierenden Spezies bezüglich ihrer unterschiedlichen Häufigkeiten in den jeweiligen Untersuchungsjahren aufgeführt und Flut, ausbleibende Flut und Trockenheit als Ursachen der Veränderungen der Dominanzverhältnisse diskutiert.

Die Spinnengemeinschaft der drei Rheininselstandorte war von 2000 bis 2005 durch das dominante Vorkommen von *Diplostyla concolor* geprägt. Dabei ergaben sich allerdings

beträchtliche Schwankungen in der Individuenanzahl dieser Art. Besonders deutlich wurde dieser Umstand vor 2003. Als Ursachen hierfür wird der unterschiedliche Überflutungseinfluss diskutiert. Allerdings sei hierbei zu berücksichtigen, dass der genaue Standort und damit die Höhe der Bodenfallen über dem Rheinpegel unbekannt waren. Aus den Pegelständen wurde ersichtlich, dass sich im Winter 1999/ 2000 keine Flut ereignete, die Flut im März 2001 mit Pegelständen bis zu 5,20 m deutlich höher als die Flut von März 2002 (Pegel bis 4,75 m) war. Mit einer Dauer von zwei Wochen hielt die Flut von 2001 doppelt so lange an wie die Flut von 2002. Dementsprechend wurden 2001 an allen Inselstandorten wesentlich weniger *D. concolor* gefangen als noch im Jahr 2000. Im Jahr 2002 kam es dagegen zu einer starken Vermehrung der Art auf der Fulderaue Ost und der Winkeleraue. Dies führte zu einer stärkeren Ähnlichkeit dieser Spinnenfaunen. In der Clusteranalyse wurden nicht mehr die beiden Weichholzaunen zusammengefasst, sondern die Hartholzaue Fulderaue Ost und die Weichholzaue Winkleraue in einen Untercluster gestellt. Daraus kann geschlossen werden, dass 2002 möglicherweise nur die Fulderaue West überflutet wurde, da dort keine Vermehrung der nach DECLEER (2003) nicht überflutungstoleranten *D. concolor* stattfand.

An den Uferstandorten bei Ingelheim und Gaulsheim spielte *Diplostyla concolor* vor 2003 eine untergeordnete Rolle. Das vermehrte Auftreten von *D. concolor* auf diesen Standorten nach 2003 wurde als ein Anzeichen für die Veränderung der Spinnenzönosen durch das Ausbleiben der Fluten und der zunehmenden Trockenheit interpretiert. Denn wie bereits in der Artbeschreibung angegeben, tritt *D. concolor* häufig in Trockenpoldern auf, während diese nicht submersionstolerante Spezies auf kontinuierlich gefluteten Flächen selten ist.

Anhand der hohen Individuenanzahl der überflutungstoleranten Art *Allomengea vidua* 2001 konnte geschlossen werden, dass zumindest der tief gelegene Standort Ingelheim vor 2003 überflutet wurde. Denn die am Standort Ingelheim vor 2004 eudominante Art *A. vidua* kann als ein Indikator zur Bestimmung des Einflusses der zunehmenden Trockenheit betrachtet werden. Diese mehrjährige Spinne verfügt über überflutungsresistente Eikokons (ROTHENBÜCHER & SCHAEFER 2006) und ist auf nasse Bedingungen und das Vorkommen von hohen Gräsern angewiesen (MERKENS 1997). Sie tritt besonders individuenreich auf Flächen mit langen periodischen Winterfluten auf (HELLER & IRMLER 1997, DECLEER 2003). Noch nach der März-Flut 2001 konnte eine starke Vermehrung der Art am Standort Ingelheim festgestellt werden. Nach dem Ausbleiben von Überflutungsereignissen wurde die Art in diesem Beprobungsgebiet kaum noch angetroffen. Dies traf auch auf weitere hygrobionte

bzw. hygrophile Spezies zu. Insbesondere in Ingelheim, aber auch an den anderen Uferstandorten, wurden Arten wie *Pirata hygrophilus*, *Pirata piraticus* und *Pachygnatha clercki*, aber auch klassische Pionierspezies (z. B. aus den Gattungen *Erigone* und *Oedothorax*) nach 2003 nur noch selten angetroffen. Die zunehmende Angleichung des Arteninventars und des Dominanzgefüges der Spinnengemeinschaften von den Inseln und der Ufer zeigte sich deutlich in den Clusteranalysen und in den Werten der Ähnlichkeitsindices. Ab 2003 waren die Unterschiede in der Artzusammensetzung und der Dominanzstruktur zwischen den einzelnen Habitaten und insbesondere zwischen den Insel- und Uferstandorten so gering, dass sich in den Clusteranalysen keine Auftrennung mehr zwischen Inseln und Ufer ergab. Eine Neuansiedlung hygrobionter Arten nach der Hitzewelle verhinderte wahrscheinlich die anhaltende Trockenheit (vgl. Ergebnisse aus der Hartholzauwe Sandlache). Daher wird bei zunehmender Dürre im Sommer und immer seltener stattfindenden Winterfluten eine Neuansiedlung dieser Arten unwahrscheinlich werden.

4.3.5 Laborversuche

Die Versuche zur Submersionstoleranz und zum Fluchtverhalten bei Flut dienten zur Einschätzung der Überlebenschance von Sommer- und Winterhochwässern der im Auwaldgebiet „Sandlache“ und im Polder Ingelheim verbreiteten Arten, wenn sie in temperiertem und abgekühltem Wasser überflutet wurden. Dies sollte der Simulation von Sommer- und Winterfluten dienen. Da keine speziellen morphologischen Merkmale bei Spinnen zur Submersionstoleranz bekannt sind (ROTHENBÜCHER & SCHAEFER 2006), wurden die in Frage kommenden Arten nach folgenden Kriterien ausgewählt:

Die Spinnen sollten aus Arten mit verschiedenen ökologischen Ansprüchen stammen. Sie sollten leicht zu ernähren sein, eine Unterbringung in Plastikdosen einige Tage überstehen und eine Größe aufweisen, die es ermöglicht die Tiere öfters ein-/ umzusetzen ohne sie zu beschädigen. Außerdem mussten die Arten häufig anzutreffen sein, im Feld erkennbar und tagsüber zahlreich per Hand zu fangen sein. Die Wahl fiel auf die Wolfsspinnenarten *Pardosa agrestis*, *Pardosa amantata* und *Pardosa lugubris*. Zwergspinnen boten sich wegen ihrer hohen Besiedlungsdichte und den leichten Fang durch Aussieben ebenfalls an, allerdings konnten diese erst nach den Versuchen auf Artniveau bestimmt werden. Von den Arten *Tenuiphantes tenuis* und *Palliduphantes pallidus* wurden genügend Exemplare für „Reihenversuche mit frischen Tieren“ gefangen, bei allen weiteren Spinnenarten (außer den oben genannten Wolfsspinnen) sei zu bedenken, dass die überlebenden Individuen weiter verwendet wurden.

Die bei der Simulation der Sommerflut ermittelten Überlebensraten zeigen deutlich, dass keine dieser Arten in der Lage ist, bei hohen Wassertemperaturen eine Flut in getauchtem Zustand zu überleben. Von insgesamt 525 Wolfsspinnen überlebte nur eine *Pardosa amantata* länger als sieben Stunden unter Wasser. Die höchste Submersionstoleranz der genannten Spezies hatte *Pardosa lugubris*. Die meisten Spinnen dieser Art überlebten vier Stunden unter Wasser, während sich größere Verluste bei *P. amantata* nach drei Stunden und bei *Pardosa agrestis* nach bereits zwei Stunden einstellten. Ein Verkriechen bei Sommerflut in Erdlöchern oder ähnlichen Verstecken kommt daher für die erwähnten Spezies nicht in Frage. Die ermittelte Überlebensdauer dürfte den Spinnen aber genügend Zeit geben, sich an über die Wasseroberfläche hinausragender Vegetation in Sicherheit zu bringen.

Doch geraten die nach STRATTON et al. (2004) zum „rowing“ befähigten *Pardosa*-Arten überhaupt unter Wasser? Der Beantwortung dieser Frage wurde in den Fluchtversuchen nachgegangen. Bei diesen Tests wurde deutlich, dass die an den Tarsen hydrophob behaarten *Pardosa*-Arten hervorragend über Wasser laufen konnten. Wenn sie einmal durch eine Welle unter Wasser gedrückt wurden, tauchten sie sofort wieder auf, da ihnen ein Luftpolster um das ebenfalls hydrophob behaarte Opisthosoma Auftrieb verschaffte. Bei anrückender Flut im Aquarium zeigten die drei getesteten Arten unterschiedliche Verhaltensmuster. *Pardosa lugubris* wies am ehesten eine gewisse Tendenz zum Aufsuchen vertikaler Strukturen auf, während sich *Pardosa amantata* sehr passiv verhielt und *Pardosa agrestis* eine horizontale Fluchtreaktion über der Wasseroberfläche zeigte. Die unterschiedlichen Verhaltensmuster könnten sich aus den Anpassungen der Spezies an ihre unterschiedlichen Lebensräume ergeben haben. So führten die höhere Feuchte der Wälder bei *P. lugubris* eventuell zu einer größeren Submersionstoleranz und die überwiegend silvicole Lebensweise der Art zum gesteigerten Aufsuchen vertikaler Strukturen. Die auf Freiflächen beheimatete *P. agrestis* hat hingegen kaum höhere Vegetation zur Auswahl und dürfte daher ihr Heil ausschließlich in der horizontalen Flucht und in ihrem ausgezeichneten Laufvermögen über Wasser suchen. Bei der vorwiegend Wiesen bewohnenden *P. amantata* ist hingegen weder ein horizontales, noch ein vertikales Fluchtverhalten besonders ausgeprägt. Da in ihrem bevorzugten Lebensraum verholzte vertikale Strukturen fehlen, erscheint ein passives Abwarten und sich an Gräsern oder an anderen höher gelegenen Bereichen anspülen zu lassen, als die beste Lösung eine Flut zu überstehen.

Aber was passiert wenn Spinnen trotz ihrer hydrophoben Körperbehaarung und ihres Laufvermögens auf der Wasseroberfläche unter Wasser geraten sollten? Angaben in der Literatur zur Überflutungsresistenz bei Spinnen sind sehr selten. Als Referenz steht zum einen

die Arbeit von LAMBEETS et al. (2008) zur Verfügung, die jedoch nicht unter Laborbedingungen durchgeführt wurde. In diesen Freilandexperimenten zeigte sich bei der euryöken Art *Pardosa amentata* ein sehr unterschiedliches Fluchtverhalten. Im Jahr 2005 flüchteten nur wenige Spinnen vor der Flut, allerdings überlebten die zurückgebliebenen Tiere lange submers. Im nächsten Jahr verhielt es sich genau umgekehrt. Die stenotope Art *Pardosa agricola*, ein Bewohner der Sandbänke und Ufer, wies dagegen während beider Versuchsperioden ein ähnlich stark ausgeprägtes Fluchtverhalten und eine etwa gleich hohe Submersionstoleranz auf. *P. agricola* wurde dadurch von LAMBERTS et al. (2008) als effizienter ans Überleben einer Flut angepasst bezeichnet. Eine weitere Studie zur Submersionstoleranz wurde von PÉTILLON et al. (2009) durchgeführt. Hierbei wurden je 120 Exemplare von zwei Salzmarschen besiedelten Wolfsspinnenarten (*Arctosa fulvolineata* und *Pardosa purbeckensis*) mit je 120 Individuen der Spezies *Pardosa lugubris* miteinander verglichen. Die Spinnen wurden bei 20°C Wassertemperatur in Salzwasser (33‰) in einem runden Gefäß von 6cm Durchmesser und 7cm Tiefe geflutet. *A. fulvolineata* überlebte durchschnittlich (Letalität 50%) 17 Stunden, *P. purbeckensis* 12 Stunden und *P. lugubris* 6 Stunden. PÉTILLON et al. (2009) legten die vermeintlich toten Spinnen nach den Versuchen zum Trocknen beiseite und stellten fest, dass die Tiere nach einiger Zeit wieder anfangen sich zu bewegen. Bei einem erneuten Versuch wurde nur die durchschnittliche Überlebensdauer von den Spinnen ausgewertet, welche in ein Koma fielen. 50% Letalität wurde bei *A. fulvoleaneata* erst nach 30 Stunden, bei *P. pebeckensis* nach 16 Stunden und bei *P. lugubris* nach 7 Stunden festgestellt. Die Autoren nehmen daher an, dass es sich bei dem „hypoxischen Koma“ um eine spezielle Anpassung der Art *A. fulvolineata* an die Bedingungen in der Gezeitenzone handelt. Denn diese Art flüchtet bei Flut nicht wie die beiden anderen auf höhere Bereiche oder aus dem Wasser ragende Vegetation sondern verkriecht sich am Boden.

Ein Zustand der Ruhestarre, wie er von PÉTILLON et al. (2009) als „hypoxisches Koma“ beschrieben wurde, konnte bei allen in dieser Arbeit getesteten Arten festgestellt werden. Viele Individuen, die längere Zeit unter Wasser gewesen sind, waren danach mehrere Stunden bewegungsunfähig (sie wurden zuerst ebenfalls für tot gehalten), fingen aber später wieder an umher zu laufen. Dies betraf auch die Art *Pardosa lugubris*, von der PÉTILLON et al. (2009) annehmen, sie sei entweder nicht in der Lage in ein hypoxisches Koma zu fallen, oder die Art fällt doch in ein Koma, kann aber durch Stoffwechselendprodukte entstandene Veränderungen des pH-Wertes und des osmotischen Potentials nicht verkraften. Da der komatöse Zustand bei allen getesteten Spinnenarten auftrat, ist daher anzunehmen, dass die zweite Vermutung Pétilions richtig ist. Spinnen fallen in ein „hypoxisches Koma“, aber nur

wenige Arten besitzen das Potential einen solchen Zustand länger zu überleben. Es könnte sich hierbei also um eine bisher unbekannte, echte physiologische Anpassung an Flut der stenotopen Spinnenarten handeln.

Die Submersionstoleranz der Wolfsspinnen unter winterlichen Bedingungen zeigte, dass zumindest *Pardosa lugubris* in der Lage ist, eine kurze Winterflut (unter einer Woche) untergetaucht in Verstecken mit Lufteinschlüssen zu überleben, da mehr als die Hälfte der getesteten Spinnen dieser Art sieben Tage, einige Exemplare sogar neun Tage unter Wasser überstanden. Bei den Arten *Pardosa agrestis* und *Pardosa amentata* überlebten mehr als die Hälfte der Individuen drei Tage, maximal überlebte *P. agrestis* sieben und *P. amentata* fünf Tage. Daher ist anzunehmen, dass beide Arten nur sehr kurze Überflutungen tolerieren. LAMBEETS et al. (2008) ermittelte in im Winter durchgeführten Freilandexperiment für *P. amentata* eine durchschnittliche Überlebensrate von 130 Stunden. Allerdings verzichteten LAMBEETS et al. (2008) bei ihren Versuchen auf eine konstante Temperatur und verwendeten unterschiedliche Anzahlen von Testindividuen. So lagen die durchschnittlichen Überlebensraten der Spinnen im Winter 2005 ($\bar{\theta} = 5,7^{\circ}\text{C}$) bei etwa 180 Stunden und im Winter 2006 ($\bar{\theta} = 3,5^{\circ}\text{C}$) bei etwa 60 Stunden. Verwunderlich ist, warum LAMBEETS et al. (2008) gerade bei höheren Durchschnittstemperaturen niedrigere Überlebensraten ermittelten. Hierzu machten die Autoren leider keine Angaben.

Zur Erhöhung der Submersionstoleranz trug wahrscheinlich ein Faktor wesentlich bei. Die Spinnen nehmen im Experiment durch ihre hydrophobe Körperbehaaarung einen Luftvorrat mit. Dieser verhindert zwar ein Untertauchen von frei laufenden Spinnen, befindet sich eine Spinne aber schon in ihrem Winterversteck, könnte sie dort eingeklemmt werden und nicht auftreiben. Dann könnte eine Luftblase um das Tier herum zu einer Art Plastronatmung dienen. HEBETS & CHAPMAN (1999) gehen davon aus, dass diese auch prinzipiell bei Webspinnen vorkommen kann. Bewiesen ist sie für zwei Gruppen der Spinnentiere (Acari und Amblypygi). Da sich eine Luftblase vorwiegend um das behaarte Opisthosoma bildet und dort die respiratorischen Organe der Gattung *Pardosa*, zwei gut entwickelte Buchlungen und vier unverzweigte Tracheen, münden, mag dies durchaus denkbar sein. Voraussetzung wäre allerdings eine kontinuierliche Wasserströmung im Versteck, um den Gasaustausch zwischen Luftblase und umgebendem Wasser zu ermöglichen (vgl. WOLVEKAMP 1955).

Die Submersionstoleranz der getesteten Zwergspinnen war, gerade bei Winterflut, höher als bei den Wolfsspinnen. Dabei zeigte sich, dass hygrobionte/-phile Arten länger unter

Wasser überlebten als xerophilere und sich kleine Arten bzw. juvenile Spinnen im Vorteil befanden. Dennoch betrugen auch die Überlebensraten dieser Spinnen bei simulierter Sommerflut nur wenige Stunden, sodass auch für die Zwergspinnen kein Überleben eines solchen Ereignisses unter Wasser möglich erscheint. Bei einer Winterflut jedoch erwies sich die stenotope Auenart *Bathyphantes nigrinus* als sehr tolerant. Alle der getesteten Individuen überlebten zehn Tage unter Wasser. Die hygrophilen Arten *Centromerus sylvaticus*, *Diplostyla concolor* und *Palliduphantes pallidus* scheinen wenigstens in der Lage eine kurze Flut von einigen Tagen zu überdauern, einzelne Exemplare von *P. pallidus* und von der Pionierart *Tenuiphantes tenuis* überlebten sogar zwei Wochen submers. Wobei diese lange Überlebensdauer verglichen mit den anderen getesteten Arten kritisch betrachtet werden muss, denn wiederholt traten in den für diese kleinen Spinnen verwendeten Röhrchen Luftblasen auf, von deren Vorrat die Spinnen zehren konnten. Dies zeigte aber auch, dass gerade Luft einschlüsse in Spalten, Höhlen, leeren Schneckenhäusern oder ähnliches die Überlebensdauer in der Natur erheblich verlängern können und dass die ermittelten Laborwerte zwar Anhaltspunkte zur Unterscheidung von submersionstoleranten Arten und nicht submersionstoleranten Arten liefern, die exakten Werte aber nicht auf Spinnen unter Freilandbedingungen übertragbar sind.

Zusammengefasst kann zur Submersionstoleranz der Spinnen gesagt werden, dass Luft einschlüsse in Verstecken bzw. am Körper mitgeführte Luft die Überlebensdauer wesentlich erhöht. Weiterhin können Spinnen durch eine Ruhestarre Energie einsparen und dadurch unter Sauerstoffmangel länger überleben. Dies reicht allerdings bei den meisten Spinnenarten nicht aus, um ein Sommerhochwasser getaucht zu überleben. Der niedrige Sauerstoffgehalt des warmen Wassers, verbunden mit dem hohen Sauerstoffverbrauch der Spinnen gestattet den Tieren nur einige Stunden zu überdauern. Während eines Winterhochwassers stehen die Chancen wesentlich besser. Gerade kleine Spinnen, für die eine aktive Flucht wegen ihrer geringen Mobilität ohnehin schwer möglich ist, sind durch ihren geringen Energieverbrauch (ANDERSON 1970) durchaus in der Lage kürzere Fluten zu überleben. Dabei zeigen stenotope Arten der Feuchtgebiete ein längeres Durchhaltevermögen, was sich mit den Ergebnissen von DECLEER (2003) deckt. Von den ermittelten Laborwerten ausgegangen, dürfte es daher den stenotopen Arten als einzige möglich sein, mehrere Wochen anhaltende Überflutungen im Habitat zu überleben. Alle anderen Spezies, auch die als hygrophil eingestuften Zwergspinnenarten *Centromerus sylvaticus*, *Diplostyla concolor* und *Palliduphantes pallidus* werden wohl die betreffenden Gebiete wiederbesiedeln müssen.

5. Zusammenfassung

Die vorliegende Arbeit ist ein Teil des Projektes „Flut und Hitze“ des Kompetenzzentrums „Überflutung“ an der Universität Mainz. Die Ziele dieser Untersuchung waren: Die Artzusammensetzung und Phänologien der Spinnengemeinschaften von Uferhabitaten zu ermitteln, anhand des Artenspektrums die Folgen langjähriger Trockenheit und die Auswirkungen des Extremsommers 2003 zu beschreiben, Einflüsse von Überflutungen festzustellen und die Submersionstoleranzen ausgewählter Arten zu bestimmen. Insgesamt wurden 27783 Spinnen aus 179 Arten und 24 Familien bearbeitet.

Die Untersuchung der Spinnenfauna verteilte sich auf vier Gebiete:

- 1) Hartholzaue eines Auwaldrestes bei Ingelheim mit angrenzenden Biotopen
- 2) Polder Ingelheim mit ökologischer Flutungszone
- 3) Fauna des Inselrheins auf zwei Rheininseln (Fulder- und Winklerau)
- 4) Ausgewählte Uferstandorte zwischen Mainz und Bingen

In der Hartholzaue des NSG „Sandlache“ bei Ingelheim wurden die Spinnen mit 12 Bodenfallen und 6 Stammeklektoren im Zeitraum vom 05.05.2005 bis zum 07.05.2008 erfasst. In diesem Untersuchungsgebiet konnten 15641 Spinnen aus 136 Arten und 22 Familien gefangen werden, davon entfielen 3661 Individuen aus 59 Arten und 15 Familien auf die Bodenfallen und 11980 Individuen aus 116 Arten und 22 Familien auf die Stammeklektoren. Zu den dominanten Spezies der Bodenregion zählten *Diplostyla concolor* (30,5%), *Palliduphantes pallidus* (13,1%), *Trochosa terricola* (12,8%), *Centromerus sylvaticus* (12%) und *Ozyptila praticola* (11,6%). Subdominant kam *Pardosa lugubris* (7,6%) vor. Stenotope Auenarten hatten nur einen Artenanteil von 8% (5 Spezies) und einen Individuenanteil von 2% (63 Exemplare). Die artenreiche Stammregion wies ein sehr ausgeglichenes Dominanzspektrum auf, es dominierten die Spezies *Clubiona pallidula* (19,6%) und *Textrix denticulata* (11,5%). Subdominant kamen 8 weitere Arten vor. Stenotope Auenarten waren auch an den Stämmen äußerst selten anzutreffen, nur 4% der Arten (5 Spezies) und 1% der Individuen (34 Exemplare) konnten dieser Kategorie zugeordnet werden. Das Artenspektrum der Aue beinhaltete am Waldboden zum Großteil Spezies der mittelfeuchten und trockenen Wälder, am Stamm überwogen Arten der trockenen Wälder. Demzufolge scheint die Spinnenzönose dieses Untersuchungsgebietes bereits gut an trockene klimatische Bedingungen angepasst zu sein, als Ursache hierfür werden die Folgen des

Extremsommers 2003, die geringe Größe des Waldes und die besonderen klimatischen Bedingungen im Mainzer Becken diskutiert.

In dieser Arbeit konnten die Phänologien von 18 in der Aue vorkommenden Spinnenspezies ausführlich beschrieben werden. Vor allem anhand stenochroner Arten konnten Einflüsse von Wärmeperioden auf die Entwicklung, den Eintritt der Geschlechtsreife und der Paarungs- und Fortpflanzungszeit aufgezeigt werden. *Trochosa terricola* und *Pardosa lugubris* zeigten unter außergewöhnlich hohen Temperaturen im Frühling eine deutlich schnellere Reife und eine höhere Aktivitätsdichte. Hitzeperioden im Sommer bewirkten ebenfalls positive phänologische Effekte bei den an Stämmen nachgewiesenen Arten (z. B. *Cetonana laticeps*, *Philodromus aureolus*, *Textrix denticulata* und *Tetragnatha extensa*), wirkten sich aber am Waldboden, einhergehend mit einer starken Austrocknung der Aue, negativ auf die am Boden lebenden eurychronen Spezies (z. B. *Diplostyla concolor*, *Palliduphantes pallidus*) aus.

In unmittelbarer Nähe zur Hartholzaue (äußerer Waldrand) wurden mit je 6 Bodenfallen im Zeitraum vom 11.10.2007 bis zum 09.05.2008 insgesamt 221 Spinnen aus 21 Arten und 11 Familien gefangen werden. Die am Waldrand gefangenen Arten wurden mit Ausnahme von *Haplodrassus signifer* und *Scotina celans* alle ebenfalls im Auwald nachgewiesen. Dominant traten hier die Spezies *Diplostyla concolor* (23,9%), *Pardosa lugubris* (23,4%) und *Trochosa ruricola* (17,9%) auf. In der zum Rhein hin dem Auwald vorgelagerten Verlandungszone konnten mit 6 Schwimmfallen vom 11.10.2007 bis zum 30.01.2008 nur 8 Spinnen gefangen werden, darunter mit *Oedothorax apicatus* allerdings eine nicht in der Aue angetroffene Art.

Der Polder Ingelheim wurde mit 18 Bodenfallen vom 11.10.2006 bis zum 07.05.2008 beprobt, zusätzlich wurden von November 2006 bis November 2007 einmal im Monat mit einem Vakuumsauger Spinnen gefangen. In dem Polder wurden mit den Bodenfallen 5339 Spinnen aus 48 Arten und 12 Familien erfasst, mit dem Vakuumsauger wurden 119 Spinnen aus 18 Arten und sechs Familien gefangen. Insgesamt konnten im Polder 49 Spezies nachgewiesen werden. Zu den dominanten Arten aus den Bodenfallenfängen zählten *Oedothorax apicatus* (26,8%), *Pardosa agrestis* (25,6%) und *Trochosa ruricola* (10,7%). Subdominant traten *Xerolycosa miniata*, *Erigone dentipalpis*, *Pachygnatha clercki* und *Meioneta rurestris* auf. Dominante Spezies der Vakuumsaugerfänge waren *Oedothorax apicatus* (31,6%) und *Pardosa agrestis* (19%). Die Spinnenfauna der Kernzone des Polders unterschied sich in ihrer Artzusammensetzung und vor allem in ihrer Dominanzstruktur

deutlich von den Randzonen. Dies konnte mit Hilfe einer Clusteranalyse veranschaulicht werden. In der Kernzone mit hoher Störungsintensität (starke Austrocknung im Wechsel mit Flutungsereignissen) überwogen Linyphiidae (z. B. *Meioneta rurestris* und *Oedothorax apicatus*), während in den Randzonen Lycosidae (z. B. *Pardosa agrestis* und *Xerolycosa miniata*) häufig vorkamen. Weiterhin konnten die Phänologien der vier am häufigsten gefangenen Spezies dargestellt werden und die Auswirkungen von Flut- und Trockenperioden auf Spinnen untersucht werden. Auffallend war die rasche Wiederbesiedlung durch Pionierarten nach Überschwemmungen und Trockenperioden.

Zusätzlich konnten 6455 Spinnen (58 Arten, 13 Familien) aus Bodenfallenfängen der AG Prof. Dr. Alfred Seitz von den Rheininseln Fulderau und Winklerau, sowie von Uferstandorten bei Gaulsheim, Ingelheim und Mombach aus den Jahren 2000 bis 2005 bearbeitet werden. Das Hauptaugenmerk lag bei dieser Untersuchung auf dem Vergleich der einzelnen Habitate vor, während und nach dem Extremsommer 2003. Dabei konnte gezeigt werden, dass der Extremsommer 2003 zu einer deutlichen Abnahme der Artenvielfalt und zu einem Rückgang der Individuenanzahl bei den Spinnen führte. Hiervon waren insbesondere die hygrophilen Arten der Uferstandorte (z. B. *Allomengea vidua*, *Pirata hygophilus* und *Pirata piraticus*) betroffen. Die anhaltende Trockenheit nach 2003 verhinderte wahrscheinlich eine Neuansiedlung dieser Spezies. Auf den höher gelegenen Rheininselstandorten fehlten hygrophile Arten hingegen auch vor 2003 weitgehend. Clusteranalysen und verschiedene Indices zur Faunenähnlichkeit zeigten daher eine zunehmende Ähnlichkeit der erhöht gelegenen Inselstandorten mit den tiefer gelegenen (vor 2003 stark vom Überflutungsregime beeinflussten) Untersuchungsgebieten der Uferregionen (insbesondere bei Ingelheim).

In Laborexperimenten wurde das Fluchtverhalten von Spinnen aus der Gattung *Pardosa* bei ansteigender Flut untersucht. Dabei wurde in einem Aquarium ein Uferanstieg modelliert und zusätzlich Stöcke als vertikale Fluchtmöglichkeit angeboten. Bezüglich ihrer Fluchtreaktionen unterschieden sich die getesteten Spezies deutlich voneinander. Die Waldart *Pardosa lugubris* nutzte die Stöcke zur Flucht. Die auf Äckern und Ruderalflächen lebende *Pardosa agrestis* zeigte sich äußerst agil auf der Wasseroberfläche, während die auf Wiesen heimische *Pardosa amentata* sehr passiv verhielt und außerdem tief ins Wasser sank. Weiterhin konnte die Submersionstoleranz bei den genannten Spezies ausführlich (105 bis 210 Individuen pro Art) im Labor bei 4°C und bei 22°C im Aquarium getestet werden. Bei 22°C vermochte keine Spinne länger als 7 Stunden unter Wasser zu überleben, bei 4°C wurden hingegen Überlebenszeiten von bis zu 9 Tagen von *Pardosa lugubris* erreicht. In geringer Individuenanzahl wurden darüber hinaus einige weitere Spinnenarten aus der

Hartholzaue „Sandlache“ auf ihre Submersionstoleranz untersucht. Unter den getesteten Spezies vermochte nur die hygrophile Auenart *Bathyphantes nigrinus* länger als 10 Tage submers bei 4°C zu überleben. Die ermittelten Ergebnissen der Laborversuche zeigen, dass die Mehrzahl der Arten aus der durch die Trockenheit geprägten Spinnenzönose der Hartholzaue „Sandlache“ nicht in der Lage sind, submers längere periodische Winterfluten zu überleben, Sommerhochwässer dürften sich, falls keine vorherige Flucht möglich ist, auf alle Arten katastrophal auswirken.

6. Literaturverzeichnis

- ADIS, J. (1992): Überlebensstrategien terrestrischer Invertebraten in Überschwemmungswäldern Zentralamazoniens. – Verh. naturwiss. Ver. Hamburg (NF) 33: 21-114
- ADIS, J. & W. J. JUNK (2002): Terrestrial invertebrates inhabiting lowland river floodplains of Central Amazonia and Central Europe: a review. – *Freshwater Biol.* 47: 711-731
- ADIS, J. & M. LATIF (1996): Amazonian Arthropods Respond to El Niño. – *Biotropica* 28 (3): 403-407
- ADIS, J. & B. MESSNER (1991): Langzeit-Überflutungsresistenz als Überlebensstrategie bei terrestrischen Arthropoden. – Beispiele aus zentralamazonischen Überschwemmungsgebieten. – *Dtsch. Ent. Z., N. F.* 38: 211-223
- AITCHISON, C. W. (1984a): The phenology of winter-active-spiders. – *J. Arachnol.* 12: 249-271
- AITCHISON, C. W. (1984b): Low temperature feeding by winter-active spiders. – *J. Arachnol.* 12: 297-305
- ALDERWEIRELDT, M. (1989): An ecological analysis of the spider fauna (Araneae) occurring in maize fields, Italian ryegrass fields and their edge zones, by means of different multivariate techniques. – *Agriculture, Ecosystems and Environment* 27: 293-306
- ALDERWEIRELDT, M. & R. DE KEER (1988): Comparison of the life cycle history of three *Oedothorax*-species (Araneae, Linyphiidae) in relation to laboratory observations. In: XI Europ. Arachnol. Coll., Berlin: 169-177
- ALDROVANDI, U. (1602): *De animalibus insectis libri septem*. Bellagamba, Bologna. 820 S. (Internet: <http://www.gallica.bnf.fr>)
- ALLAN, R. P. & B. J. SODEN (2008): Atmospheric Warming and the Amplification of Precipitation Extremes. – *Science* 321: 1481-1484
- ALMQUIST, S. (1970): Thermal tolerances and preferences of some dune-living spiders. – *Oikos* 21: 230-235
- ALVAREZ, T., G. K. FRAMPTON & D. GOULSON (1999): The effects of drought upon epigeal Collembola from arable soils. – *Agricultural and Forest Entomol.* 1: 243-248
- ANDERSON, J. F. (1970): Metabolic rates of spiders. – *Comp. Biochem. Physiol.* 33:51–72
- ANGELI, G. (2000): Indagine sui ragni epigei arboricoli del melo in Trentino – *Informatore Fitopatologico* 50 (1-2): 63-68
- ANTHES, N. (1999): Untersuchungen zur Webspinnenfauna (Arachnida: Araneae) der Emsaue bei Münster. – *NUA-Seminarbericht* 6: 92-94

- AUSTAD S. N. (1984): Evolution of sperm priority patterns in spiders. In: SMITH R. L. (Hrsg.) Sperm Competition and the Evolution of Mating Systems. Harvard University Press, Cambridge. P. 223-249
- AUSTIN, A. D. (1984): Life history of *Clubiona robusta* L. Koch and related species (Araneae: Clubionidae) in South Australia. – J. Arachnol. 12: 87-104
- AUSTIN, A. D. & D. T. ANDERSON (1978): Reproduction and development of the spider *Nephila edulis* (Koch) (Araneae: Araneidae). – Aust. J. Zool. 26: 501-518
- BALLINGER, A., R. MAC NALLY & P. S. LAKE (2005): Immediate and longer-term effects of managed flooding on floodplain invertebrate assemblages in south-eastern Australia: generation and maintenance of a mosaic landscape. – Freshw. Biol. 50: 1190-1205
- BARTH, F. G. (1969): Die Feinstruktur des Spinneninteguments. I. Die Cutucula des Laufbeins adulter häutungsferner Tiere (*Cupiennius salei* Keys.). – Z. Zellforsch. 97: 137-159
- BARTH, F. G. (1970): Die Feinstruktur des Spinneninteguments. II. Die räumliche Anordnung der Mikrofasern in der lamellierten Cuticula und ihre Beziehung zur Gestalt der Porenkanäle (*Cupiennius salei* Keys., adult, häutungsfern, Tarsus). – Z. Zellforsch. 104: 87-106
- BAUCHHENSS, E. (1991): Die epigäische Spinnenfauna eines Auwaldgebietes der Donau im Landkreis Dillingen/ Donau (Deutschland, Bayern). – Arachnol. Mitt. 2: 20-30
- BAUCHHENSS, E. (1995): Überwinternde Spinnen aus Schneckenhäusern. – Arachnol. Mitt. 9: 57-60
- BAYRAM, A., Z. SANCAK, T. DANIŞMAN & I. ÇORAK (2007): Spider Fauna of the Argyropiformia Group of the North-East-Blacksea Region (Superfamily: Argyropiformia, Araneae). – J. Appl. Biol. Sci. 1 (2): 13-17
- BEHRE, G. F. (1989): Freilandökologische Methoden zur Erfassung der Entomofauna. – Jber. naturwiss. Ver. Wuppertal 42: 238-242
- BELGNAOUI, S. & J. A. BARRA (1989): Water loss and survival in anhydrobiotic Collembola *Folsomides angularis* (Insecta). – Rev. Écol. Biol. Sol 26: 123-132
- BELL, J. R. (2005): The emergence of manipulative experiments in ecological spider research (1684-1973). – J. Arachnol. 33: 826-849
- BELL, J. R., A. J. HAUGHTON, W. R. CULLEN & C. PHILIP WHEATER (1997): The zonation and ecology of a sand-dune spider community. In: SELDEN, P. A. (Hrsg.) Proceedings of the 17th European Colloquium of Arachnology, Edinburgh
- BERGTHALER, G. J. & V. RÉLYS (2002): Suction sampling in alpine habitats: experiences and suggestions. In: Toft, S. & N. Scharff (Hrsg.) Proceedings of the 19th Congress of European Arachnology, Aarhus S. 291-297
- BEYER, W. & R. GRUBE (1997): Einfluss des Überflutungsregimes auf die epigäische Spinnen- und Laufkäferfauna an Uferabschnitten im Nationalpark „Unteres Odertal“. – Verh. d. Ges. Ökol. 27: 349-356

- BLANDENIER, G. & P. A. FÜRST (1998): Ballooning spiders caught by a suction trap in an agricultural landscape in Switzerland. In: SELDEN, P. A. (Hrsg.) Proceedings of the 17th European Colloquium of Arachnology, Edinburgh
- BLICK, T. & P. BLISS (1991): Spinnentiere und Laufkäfer am Wakdrand (Arachnida: Araneae, Opilliones, Pseudoscorpiones; Insecta: Coleoptera: Carabidae). – Bull. Soc. neuchâtel. Sci. nat. tome 116 (1): 25-34
- BLICK, T., H. LUKA, L. PFIFFNER & J. KIECHLE (2008): Spinnen ökologischer Ausgleichsflächen in den Schweizer Kantonen Aargau und Schaffhausen (Arachnida: Araneae) - mit Bemerkungen zu *Phrurolithus nigrinus* (Corinnidae). – Arachnol. Mitt. 35: 1-12
- BLICK, T., I. WEISS & F. BURGER (2003): Spinnentiere einer neu angelegten Pappel-Kurzumtriebsfläche (Energiewald) und eines Ackers bei Schwarzenau (Lkr. Kitzingen, Unterfranken, Bayern). – Arachnol. Mitt. 25: 1-16
- BLOWER, J.G. (1955): Millipedes and centipedes as soil animals. In: KEVAN, D.K. (Hrsg.) Soil zoology. S. 138-151
- BOLDUC, E., C. M. BUDDLE, N. J. BOSTANIAN & C. VINCENT (2005): Ground-Dwelling Spider Fauna (Araneae) of Two Vineyards in Southern Quebec. – Environ. Entomol. 34 (3): 635-645
- BONN, A., K. HAGEN & B. HELING (1997): Einfluss des Überschwemmungsregimes auf die Laufkäfer- und Spinnengemeinschaften in Uferbereichen der Mittleren Elbe und Weser. – Arbeitsber. Landschaftsökol. Münster 18: 177-191
- BONN, A., K. HAGEN & D. WOHLGEMUTH-VON REICHE (2002): The significance of flood regimes for carabid beetle and spider communities in riparian habitats - a comparison of tree major rivers in Germany. – River Res. Applic. 18: 43-64
- BONN, A. & M. KLEINWÄCHTER (1999): Microhabitat distribution of spider and ground beetle assemblages (Araneae, Carabidae) on frequently inundated river banks of the River Elbe. – Z. Ökologie u. Naturschutz 8: 109-123
- BONTE, D., J.-P. MAELFAIT, & M. HOFFMANN (2000): Seasonal and diurnal migration patterns of the spider (Araneae) fauna of coastal grey dunes. In GAJDOŠ, P. & PEKÁR, S. (Hrsg.): Proceedings of the 18th European Colloquium of Arachnology, Stará Lesná, 1999. Ekológia (Bratislava) 19 (4): 5-16
- BONTE, D., L. BAERT, N. VANDENBROECKE, L. LENS & J.-P. MAELFAIT (2003): Low propensity for aerial dispersal in specialist spiders from fragmented landscapes. – Proc. R. Soc. Lond. B 270: 1601–1607
- BONTE, D., L. BAERT, L. LENS & J.-P. MAELFAIT (2004): Effects of aerial dispersal, habitat specialisation, and landscape structure on spider distribution across fragmented grey dunes. – Ecography 27: 343-349
- BORGES, P. A. V. & V. K. BROWN (2003): Estimating Species Richness of Arthropods in Azorean Pastures: the Adequacy of Suction Sampling and Pitfall Trapping. – Graellsia 59 (2-3): 7-24

- BRAUN, D. (1992): Aspekte der Vertikalverteilung von Spinnen (Araneae) an Kiefernstämmen. – Arachnol. Mitt. 4: 1-20
- BRAUN, R. (1955): Zur Spinnenfauna von Mainz und Umgebung, mit besonderer Berücksichtigung des Gonsenheimer Waldes und Sandes. – Jb. Nass. Ver. Naturk. 92: 50-79
- BRAUN, R. (1957): Die Spinnen des Rhein-Main-Gebietes und der Rheinpfalz. – Jb. Nass. Ver. Naturk. 93: 21-95
- BRAUN, R. (1960): Neues zur Spinnenfauna des Rhein-Main-Gebietes und der Rheinpfalz (Mit einer Revision der Sammlung Bösenbergs, der Nachlaßsammlung Zimmermanns und der Geisenheim-Sammlung Jacobis). – Jb. Nass. Ver. Naturk. 95: 28-89
- BRAUN, R. (1966): Für das Rhein-Main-Gebiet und die Rheinpfalz neue Spinnenarten. – Jb. Nass. Ver. Naturk. 98: 124-131
- BRAUN, R. (1969/1970): Zur Autökologie und Phänologie der Spinnen (Araneida) des Naturschutzgebietes Mainzer Sand. Gleichzeitig ein Beitrag zur Kenntnis der Thermophilie bei Spinnen. – Mainzer Naturw. Archiv 8: 193-288
- BRAUN, R. (1976): Zur Autökologie und Phänologie einiger für das Rhein-Main-Gebiet und die Rheinpfalz neuer Spinnenarten (Arachnida: Araneida). – Jb. Nass. Ver. Naturk. 103: 24-68
- BROEN-VON, B. (1994): Spinnen aus Malaisefallen. – Arachnol. Mitt. 7: 31-40
- BRÄSICKE, N. U. M. RATSCHKER & M. ROTH (2006): Effekte des Waldumbaus von Kiefernbeständen auf die Spinnenfauna der Kronenregion (Arachnida: Araneae). – Mitt. Dtsch. Ges. Allg. Angew. Ent. 15: 189-194
- BUCHHOLZ, S. & V. HARTMANN (2008): Spider fauna of semi-dry grassland on a military training base in Northwest Germany (Münster). – Arachnol. Mitt. 35: 51-60
- BULTMAN T. & G. W. UETZ (1982): Abundance and Community Structure of Forest Floor Spiders Following Litter Manipulation. – Oekologia 55: 34-41
- BUTT, A. G. & H. H. TAYLOR (1995): Regulatory responses of the coxal organs and the anal excretory system to dehydration and feeding in the spider *Porrhothele antipodiana* (Mygalomorpha: Dipluridae). – J. Exp. Biol. 198: 1137-1149
- CATTIN, M-F., G. BLANDENIER, C. BANAŠEK-RICHTER & L-F. BERSIER (2003): The impact of mowing as a management strategy for wet meadows on spider (Araneae) communities. – Biological Conservation 113 (2): 179-188
- CHISTENSEN, J. H. & O. B. CHRISTENSEN (2003): Severe summertime flooding in Europe. – Nature 421: 805
- CHURCHILL, T. B. & J. M. ARTHUR (1999): Measuring spider richness: effects of different sampling methods and spatial and temporal scales. – J. Insect Conserv. 3: 287-295
- CLOUDSLEY-THOMPSON, J. (1957): Nocturnal ecology and water regulation of British cribellate spiders of the genus *Ciniflo*. – Biol. J. Linn. Soc. 43: 133-152

- CLOUGH, Y., A. KREUSS, D. KLEIJN & T. TSCHARNTKE (2005): Spider diversity in cereal fields: comparing factors at local, landscape and regional scales. – *J. Biogeogr.* 32: 2007-2014
- COLE, L. J., D. I. MCCRACKEN, I. S. DOWNIE, P. DENNIS, G. N. FOSTER, T. WATERHOUSE, K. J. MURPHY, A. L. GRIFFIN & M. P. KENNEDY (2005): Comparing the effects of farming practises on ground beetle (Coleoptera: Carabidae) and spider (Araneae) assemblages of Scottish farmland. – *Biodiversity and Conservation* 14: 441-460
- COOK, K. H., & E. K. VIZY (2006): South American climate during the Last Glacial Maximum: Delayed onset of the South American monsoon. – *J. Geophys. Res.* 111: 1-61
- DEBINSKI, D. M. & R. D. HOLT (2000): A Survey and Overview of Habitat Fragmentation Experiments. – *Conservation Biol.* 14 (2): 342-355
- DECLLEER, K. (2003): Population dynamics of marshland spiders and carabid beetles due to flooding: about drowning, air bubbling, floating, climbing and recolonisation. – International conference 'Towards natural flood reduction strategies', Warsaw. (Quelle:Internet:http://levis.sggw.waw.pl/ecoflood/contents/articles/S4/html/4_5L.pdf)
- DEMANGE, J.M. & MAURIES, J.P. (1975): Données de morphologie, tératologie, développement postembryonnaire, faunistique et écologie des Myriapodes Diplopodes nuisibles aux cultures du Sénégal. – *Bulletin du Muséum national d'histoire naturelle, 3eme série, Zoologie* 225: 1243-1255.
- DINTER, A., (1997): Density and activity fluctuations of *Oedothorax apicatus* (Blackwall) in winter wheat in northern Germany. – *Acta Jutland* 72: 87-99
- DINTER, A. (2004): A mass rearing method for the linyphiid spider species *Erigone atra* (Blackwall) (Araneae: Linyphiidae). – *J. Appl. Ent.* 128: 200-203
- DUELLI, P., STUDER, M. & E. KATZ (1990): Minimalprogramme für die Erhebung und Aufbereitung zooökologischer Daten als Fachbeiträge zu Planungen am Beispiel ausgewählter Arthropodengruppen. In: RIECKEN, U. (Hrsg.): Möglichkeiten und Grenzen der Bioindikation durch Tierarten und Tiergruppen im Rahmen raumrelevanter Planungen. Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz 32, Bonn-Bad Godesberg, 211-222.
- DUFFEY, E. (1966): Spider ecology and habitat structure (Arach., Araneae). – *Senck. Biol.* 47: 45
- DUFFEY, E. (2005): Regional variation of habitat tolerance by some European spiders (Araneae) - a review. – *Arachnol. Mitt.* 29: 25-34
- DUMPERT, K. & R. PLATEN (1985): Zur Biologie eines Buchenwaldbodens. 4. Die Spinnenfauna. – *Carolina* 42: 75-106
- DUNGER, W. & FIEDLER, H. J. (1997): Methoden der Bodenbiologie. – Verlag G. Fischer (Stuttgart) 539 S.
- EASON, E.H. (1964): The Centipedes of the British Isles (1. Aufl.) – Verlag Frederick Warne & Co. Ltd. (London) 294 S.

- EFIMIK, V. E., S. L. ESYUNIN & S. F. KUZNETSOV (1997): Remarks on the Ural spider fauna, 7. New data on the fauna of the Orenburg Area (Arachnida Aranei). – *Arthropoda Selecta* 6 (1/2): 85-90
- EHN, R. & H. TICHY (1994): Hygro- and thermoreceptive tarsal organ in the spider *Cupiennius salei*. – *J. Comp. Physiol. A.* 174: 345-350
- EISENBEIS, G. & W. WICHARD (1985): Atlas zur Biologie der Bodenarthropoden (1. Aufl.) – Verlag G. Fischer (Stuttgart) 434 S.
- ENGELHARDT, W. (1964): Die mitteleuropäischen Arten der Gattung *Trochosa* C. L. Koch (Araneae, Lycosidae). Morphologie, Chemotaxie, Biologie, Autökologie. – *Z. Morph. Ökol. Tiere* 54: 219-392
- ENGELMANN, H.-D. (1978): Zur Dominanzklassifizierung von Bodenarthropoden. – *Pedobiol.* 18: 378-380
- ESKOV, K. Y. (1992): New data on the linyphiid spider fauna of South Siberia (Aranei Linyphiidae). – *Arthropoda Selecta* 1 (2): 73-82
- FINCH, O.-D., H. KRUMMEN, F. PLAISIER & W. SCHULTZ (2007): Zonation of spiders (Araneae) and carabid beetles (Coleoptera: Carabidae) in island salt marshes at the North Sea coast. – *Wetlands Ecol. Manage.* 15:207–228
- FINKE, T. & R. PAUL (1989): Book lung function in arachnids III. The function of the spiracles. – *J. Comp. Physiol. B.* 159: 433-441
- FLATZ, S. & K. THALER (1980): Winteraktivität epigäischer Aranei und Carabidae des Innsbrucker Mittelgebirges (900m NN, Tirol, Österreich). – *Anz. Schädlingkd., Pflanzenschutz, Umweltschutz* 53: 40-45
- FOELIX, R. F. (1996): *Biology of Spiders*. – Oxford University Press, Inc. und Georg Thieme Verlag (New York) 330 S.
- FRAMPTON, G. K., P. J. VAN DEN BRINK & P. J. L. GOULD (2000): Effects of spring drought and irrigation on farmland arthropods in southern Britain. – *J. Appl. Ecol.* 37: 865-883
- FRANKE, U., B. FRIEBE & L. BECK (1988): Methodisches zur Ermittlung der Siedlungsdichte von Bodentieren aus Quadratproben und Barberfallen. – *Pedobiol.* 32: 253-264
- FUELLHAAS, U. (1998): Restitution von Feuchtgrünland auf Niedermoor - Der Einfluss mehrjähriger Überstau- und Vernässungsmaßnahmen auf Laufkäferzönosen. – *Angew. Carabidologie* 1: 3-12
- GHAVAMI, S. & S. G. AMOOZ (2008): Spider (Order Araneae) Fauna of Citrus Orchards in Northern Part of Iran. – *J. Appl. Biol. Sci.* 2 (1): 73-76
- GALLÉ, R. & I. URÁK (2001): Contribution to the spiders (Arachnida: Araneae) of upper Mureş river valley with some new data for the Romanian fauna. – *Entomol. Rom.* 6: 141-145
- GAUER, U. (1997): Collembola in Central Amazon inundation forests - strategies for surviving floods. – *Pedobiologia* 41: 69-73

- GAYDOŠ, P. (1994): The epigeic spider communities of floodplain forests in the surrounding of the Morava River. – *Ekologia* 1: 145-154
- GHIRADELLA, H. & W. RADIGAN (1974): Collembolan cuticle: Wax layer and anti-wetting properties. – *J. Insect Physiol.* 20: 301-306
- GIBSON, W. W. (1947): An Ecological Study of the Spiders of a River-Terrace Forest in Western Tennessee. – *Ohio J. Sci.* 47 (1): 38-44
- GIORGI, F., X. Q. BI & J. PAL (2004): Mean interannual variability and trends in a regional climate change experiment over Europe. II: climate change scenarios (2071-2100). – *Climate Dynamics* 23 (7-8): 839-858
- GOERTZ, D. (1998): Zur Refugialfunktion von Auwaldrelikten in der Kulturlandschaft des Mittleren Saaletals. Spinnen-Assoziationen als Modellgruppe zur Habitatbewertung. – Diplomarbeit Univ. Jena. 73 S. & Anhang, 39 Abb. & 36 Tab.
- GOERTZ, D. (1999): Zur Refugialfunktion von Auwaldrelikten in der Kulturlandschaft des Mittleren Saaletals. Spinnen-Assoziationen als Modellgruppe zur Habitatbewertung. – *Arachnol. Mitt.* 17: 72-73
- GRECO, C. F. & P. G. KEVAN (1999): Polyethism in foraging in a polymorphic predator, *Enoplognatha ovata* (Araneae: Theridiidae): A case for balance – *Can. Entomol.* 131 (2): 259-268
- GREENSLADE, P. J. M. (1973): Sampling Ants with Pitfall Traps: Digging-In Effects. – *Insectes Sociaux* 20 (4): 343-353
- GRUBE, R. & W. BEYER (1997): Einfluss eines naturnahen Überflutungsregimes auf die räumlich-zeitliche Dynamik der Spinnen- und Laufkäferfauna am Beispiel des Deichvorlandes der Unteren Oder. – *Arbeitsber. Landschaftsökol. Münster* 18: 209-226
- GUHMANN, P. (2008): Flut und Hitze: – Auswirkungen des Klimawandels auf die Biodiversität der Spinnenfauna des Europäischen Naturschutzraumes Inselrhein (Mainz-Bingen). In: FEIT, U, & H. KORN, Bundesamt für Naturschutz, Bonn (Hrsg.): *Treffpunkt Biologische Vielfalt* 8: 107-112.
- GUTBERLET, V. (1997): Untersuchungen zur Spinnenzönose (Araneae) der Stamm- und Kronenregion von Eichen unterschiedlich genutzter Waldstandorte unter Verwendung des Ökotypensystems nach PLATEN. – *Arachnol. Mitt.* 14: 16-27
- HAACKER, U. (1968): Deskriptive, experimentelle und vergleichende Untersuchungen zur Autökologie rhein-mainischer Diplopoden. – *Oecologia* 1: 87-129.
- HADLEY N. F., G. A. AHEARN & F. G. HOWARTH (1981): Water and metabolic relations of cave-adapted and epigeal lycosid spiders in Hawaii. – *J. Arachnol.* 9: 215-222
- HADLEY N. F. & M. C. QUINLAN (1989): Cuticular permeability of the black widow spider *Latrodectus hesperus*. – *J. Comp. Physiol. B.* 159: 243-248
- HAFFER, J. & E. G. T. PRANCE (2001): Climatic forcing of evolution in Amazonia during the Cenozoic: on the refuge theory of biotic differentiation. – *Amazoniana* 16: 579-607

- HAFFER, J. & E. G. T. PRANCE (2002): Impulsos climáticos da evolução na Amazônia durante o Cenozóico: sobre a teoria dos Refúgios da diferenciação biótica – Estudos Avançados 16 (46): 175-206
- HALE, W.G. & A. L. SMITH (1966): Scanning electron microscope studies of cuticular structures in the genus *Onychiurus* (Collembola). – Rev. Écol. Biol. Sol 3: 343-354
- HALLANDER, H. (1967): Courtship Display and Habitat Selection in the Wolf Spider *Pardosa chelata* (O. F. MÜLLER). – Oikos 18 (1): 145-150
- HARWOOD, J. D., K. D. SUNDERLAND & W. O. C. SYMONDSON (2001): Living where the food is: web location in relation to prey availability in winter wheat. – J. Appl. Ecol. 38: 88-99
- HARWOOD, J. D., K. D. SUNDERLAND & W. O. C. SYMONDSON (2003): Web-location by linyphiid spiders: prey-specific aggregation and foraging strategies. – J. Appl. Ecol. 72: 745-756
- HÄNGGI A., E. STÖCKLI, & W. NENTWIG (1995): Lebensräume Mitteleuropäischer Spinnen. – In: CSCF (Hrsg.): Misc. Faun. Helv. 4. Neuchâtel. 459 S.
- HEBETS, E. A. & R. F. CHAPMAN (1999): Surviving the flood: plastron respiration in the non-tracheate arthropod *Phrynus marginemaculatus* (Amblypygi: Arachnida). – J. Insect Physiol. 46: 13-19
- HEIMER, S. & W. NENTWIG (1991): Spinnen Mitteleuropas. Ein Bestimmungsbuch. – Verlag Paul Parey (Berlin-Hamburg) 543 S.
- HELLER, K. & U. IRMLER (1997): Auswirkungen der Wiedervernässung auf die Wirbellosengemeinschaften in Grünlandsystemen des NSG “Alte Sorge-Schleife”. – Arbeitsber. Landschaftsökol. Münster 18: 63-76
- HENATSCH, B. & T. BLICK (1993): Zur tageszeitlichen Laufaktivität der Laufkäfer, Kurzflügelkäfer und Spinnen in einer Hecke und einer angrenzenden Brachfläche (Carabidae, Staphilinidae, Araneae). – M. Dtsch. Ges. Allg. Angw. Ent. 8: 529-536
- HEPNER, M. & N. MILASOWSKY (2006a): Morphological separation of the Central European *Trochosa* females (araneae, Lycosidae). – Arachnol. Mitt. 31: 1-7
- HEPNER, M. & N. MILASOWSKY (2006b): A new feature for the separation of *Trochosa spinipalpis* and *Trochosa terricola* males (Araneae: Lycosidae). – Arachnol. Mitt. 32: 11-12
- HERBERSTEIN, M. E. (1998): Web placement in sympatric linyphiid spiders (Arachnida, Araneae): individual foraging decisions reveal inter-specific competition. – Acta Oekologia 19 (1): 67-71
- HEUBLEIN, D. (1982): Die epigäische Spinnenfauna eines Wald-Wiesen-Ökoton. Untersuchungen zum Randeffect (Edge Effect). Dissertation Univ. Freiburg 173 S.
- HEYDEMANN, B. (1961): Untersuchungen über die Aktivitäts- und Besiedlungsdichte bei epigäischen Spinnen. – Verh. d. Dtsch. Zool. Ges. 35: 538-556

- HIEBER, C. S. (1992): The role of spider cocoons in controlling desiccation. – *Oecologia* 89: 442-448
- HILDEBRANDT, J. (1997): Wie sind terrestrische Wirbellose an Überflutungen angepasst? – *Arbeitsber. Landschaftsökol. Münster* 18: 15-25
- HILDEBRANDT, J. & K. HANDKE (1997): Überflutung und Wirbellose - Eine Einführung. – *Arbeitsber. Landschaftsökol. Münster* 18: 9-13
- HOLLE, T. (2004): Zur Spinnenfauna der Weserinsel Harriersand - Araneae. – *Drosera* (1/2): 93-119
- HORVÁTH, R. (2004): Faunistical and ecological studies on the bark-dwelling spiders (Araneae) living on Black Pine (*Pinus nigra*) in urban and forest habitats. – *Dissertation Univ. Debrecen* 139 S.
- HUMPHREYS, W. F. (1975): The Influence of Burrowing and Thermoregulatory Behaviour on the Water Relations of *Geolycosa godeffroyi* (Araneae: Lycosidae), an Australian Wolf Spider. – *Oecologia* 21: 291-311
- HUMPHREYS, W. F. (1991): Thermal behaviour of a small spider (Araneae: Araneidae: Araneinae) on horizontal webs in semi-arid Western Australia. – *Behav. Eco. Sociobiol.* 28: 47-54
- JONSSON, L. J. (1998): Spiders of the Skärälid Gorge, southernmost Sweden. In: SELDEN, P. A. (Hrsg.) *Proceedings of the 17th European Colloquium of Arachnology, Edinburgh*. S. 273-276
- JUNK, W. J., P. B. BAYLEY & R. E. SPARKS (1989): The flood pulse concept in river-floodplain systems. – *Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci.* 106: 110-127
- JUNK, W. J. & K. M. WANTZEN (2004): The Flood Pulse Concept: New Aspects, Approaches and Applications - An Update. In: WELCOMME, R. L. & T. PETR (Hrsg.): *Proceedings of the Second International Symposium on the Management of Large Rivers for Fisheries Volume II*. FAO Regional Office for Asia and the Pacific, Bangkok, Thailand. S. 117-140
- JÄGER, P. (2002): Über eine bemerkenswerte Verhaltensweise von *Scotophaeus scutulatus* (Araneae: Gnaphosidae). – *Arachnol. Mitt.* 24: 72-75
- JENTSCH, A. & C. BEIERKUHNLEIN (2008): Research frontiers in climate change: Effects of extreme meteorological events on ecosystems. – *C. R. Geoscience* 340: 621–628
- KADAS, G. (2006): Rare Invertebrates Colonizing Green Roofs in London. – *Urban Habitats* 4 (1): 66-86
- KASTON, B. J. (1964): The evolution of spider webs. – *Am. Zoologist* 4: 191-207
- KERR, R. A. (2007): Global warming is changing the world. – *Science* 316: 188-190
- KISS, B. & F. SAMU (2000): Evaluation of population densities of the common wolf spider *Pardosa agrestis* (Araneae: Lycosidae) in Hungarian alfalfa fields using mark-recapture. – *Eur. J. Entomol.*: 97 (2): 191-195

- KISS, B. & F. SAMU (2002): Comparison of autumn and winter development of two Wolf Spider species (*Pardosa*, Lycosidae, Araneae) having different life history patterns. – J. Arachnol. 30: 409-415
- KISS, B. & C. SZINETÁR (2002): On the nature of agrobiont spiders. – J. Arachnol. 30: 389-402
- KLEIN, H., K. J. DOUBEN, W. VAN DEURSEN & E. VAN STEVENINCK (2003): Water, Climate, Food and Environment in the Rhine Basin. – Contributions to the project ADAPT (Adaptation strategies to changing environments). 58 S.
- KLÜPPEL, R., T. TSCHARNTKE & H. ZUCCHI (1984): Vogelnester als Überwinterungsorte von Insekten und Spinnen. – Anz. Schädlingskunde, Pflanzenschutz, Umweltschutz 57: 25-30
- KREUELS, M. & PLATEN, R. (2005): Rote Liste der gefährdeten Webspinnen (Arachnida: Araneae) in Nordrhein-Westfalen mit Checkliste und Angaben zur Ökologie der Arten. 1. Fassung (Quelle: Internet: <http://www.lanuv.nrw.de/veroeffentlichungen/loebf/schriftenreihe/roteliste/pdfs/s449.pdf>)
- KRUMPÁLOVÁ Z. (2005): Floods - as the factor of degradation and recovery of araneocoenoses. In: TAJOVSKÝ K., J. SCHLAGHAMERSKÝ & V. PIŽL (Hrsg.): Contributions to Soil Zoology in Central Europe I. Proceedings of the 7th Central European Workshop on Soil Zoology. České Budějovice, Czech Republic. S. 77-83
- KUBCOVÁ, L. (2004): A new spider species from the group *Philodromus aureolus* (Araneae, Philodromidae) in Central Europe. – Denisia 12, Neue Serie 14: 291-304
- KUBCOVÁ, L. & J. SCHLAGHAMERSKÝ (2002): Zur Spinnenfauna der Stammregion stehenden Totholzes in südmährischen Auenwäldern. – Arachnol. Mitt. 24: 36-61
- KUNDZEWICZ, Z. E. (2005): Summer Floods in Central Europe - Climate Change Track – Natural Hazards 36: 165-189
- KÖHLER, W. G. SCHACHTEL & P. VOLESKE (2007): Biostatistik. Eine Einführung für Biologen und Agrarwissenschaftler. – Springer-Verlag (Berlin-Heidelberg)
- LAMBEETS, K., J.-P. MAELFAIT & D. BONTE (2008): Plasticity in flood-avoiding behaviour in two congeneric riparian wolf spiders. – Animal Biol. 58 (4): 389-400
- LANG, O. (2000): The pitfalls of pitfalls: a comparison of pitfall trap catches and absolute density estimates of epigeal invertebrate predators in arable land. – Anz. Schädlingskunde/ J. Pest Science 73: 99-106
- LANG, O. & S. PÜTZ (1999): Frühjahrsbesiedlung eines im Winter überfluteten Naßpolders durch Laufkäfer und Spinnen im Nationalpark Unteres Odertal. – In: DOHLE/ BORNKAMM/ WEIGMANN (Hrsg.) Limnologie aktuell 9; Das Untere Odertal. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung (Nägele u. Obermiller) Stuttgart. S.171-195
- LATRUBESSE, E. M., J. BOCQUENTIN, J. C. R. SANTOS & C. G. RAMONELL (1997): Paleoenvironmental Model for the Late Cenozoic of Southwestern Amazonia: Paleontology and Geology. – Acta Amazonica 27 (2): 103-118

- LAWRENCE, P.N. & Z. MASSOUD (1973): Cuticle structures in the Collembola (Insecta). – Rev. Écol. Biol. Sol 10: 77-101
- LEHMANN, H. (1965): Ökologische Untersuchungen über die Carabidenfauna des Rheinuferes in der Umgebung von Köln. – Z. Morph. Ökol. Tiere 55: 597 - 630
- LEMKE, A. & H.-M. POEHLING (2002): Sown weed strips in cereal fields: overwintering site and “source” habitat for *Oedothorax apicatus* (Blackwall) and *Erigone atra* (Blackwall) (Araneae: Erigonidae). – Agriculture, Ecosystems and Environment 90: 67–80
- LENSING, J. R., S. TODD & D. H. WISE (2005): The impact of altered precipitation on spatial stratification and activity-densities of springtails (Collembola) and spiders (Araneae). – Ecol. Entomol. 30: 194-200
- LEUZINGER, S. & C. KÖRNER (2007): Tree species diversity affects canopy leaf temperatures in a mature temperate forest. – Agricult. a. Forest Meteorol. 146 (1-2): 29-37
- LEVI, H. W. (1967): Adaptations of respiratory systems of spiders. – Evolution 21: 571-583
- LEVI, H. W. & W. M. KIRBER (1976): On the evolution of tracheae in arachnids. – Bull. Br. Arachnol. Soc. 3: 187-188
- LI, D. & R. R. JACKSON (1996): How temperature affects development and reproduction in spiders: A review. – J. therm. Biol. 21 (4): 245-274
- LISKEN-KLEINMANS, A. (1998): The spider community of a northern German heathland: faunistic results. – In: SELDEN, P. A. (Hrsg.) Proceedings of the 17th European Colloquium of Arachnology, Edinburgh. S. 277-284
- LINDBERG, N., J. B. ENGTSSON & T. PERSSON (2002): Effects of experimental irrigation and drought on the composition and diversity of soil fauna in a coniferous stand. – J. Appl. Ecol. 39: 924-936
- LINNAEUS, C. (1758): Systema naturae. 10. überarbeitete Auflage. Salvius, Stockholmiae, Band 1, 721 S.
(Internet: http://dz1.gdz-cms.de/index.php?id=img&no_cache=1&IDDOC=265100)
- LUDWIG, J. A. J. F. & REYNOLDS (1988): Statistical Ecology – Verlag John Wiley & Sons (New York) 337 S.
- LUFF, M. L. (1975): Some Features Influencing the Efficiency of Pitfall Traps. – Oekologia 19: 345-357
- LUTERBACHER, J., D. DIETRICH, E. XOPLAKI, M. GROSJEAN, H. WANNER (2004): European Seasonal and Annual Temperature Variability, Trends and Extremes since 1500. – Science 303: 1499-1503
- MACHIN, J. & G. J. LAMPERT (1985): A passive two layer permeability-water model for *Periplaneta* cuticle. – J. Exp. Biol. 117: 171-179
- MADRELL, S. H. P. (1981): The functional design of the insect excretory system. – J. Exp. Biol. 90: 1-15

- MALTEN, A., & T. BLICK (2007): Hohestein – Zoologische Untersuchungen 2. In: DOROW, W. H. O. & J.-P. KOPELKE (Hrsg.): Naturwaldreservate in Hessen 7 (2.2): 7-93
- MANDERBACH, R. (2001): Der Stellenwert des Lebenszyklus für das Überleben der Ufer bewohnenden Wolfspinnenarten *Pardosa wagleri* (HAHN, 1822) und *Pirata knorri* (SCOPOLI, 1763). – Arachnol. Mitt. 21: 1-13
- MARC, P. & A. CANARD (1997): Maintaining spider biodiversity in agroecosystems as a tool in pest control. – Agriculture, Ecosystems and Environment 62: 229-235
- MARKÓ, V., B. KERESZTES, M. T. FOUNTAIN & J. V. CROSS (2009): Prey availability, pesticides and the abundance of orchard spider communities. – Biological Control 48: 115-124
- MARSHALL, S. D., A. L. RYPSTRA (1999): Spider competition in structurally simple ecosystems. – J. Arachnol. 27: 343-350
- MARX, M. T., P. GUHMANN, T. LESSEL, P. DECKER & G. EISENBEIS (2009): Die Anpassungen verschiedener Arthropoden (Araneae (Webspinnen); Coleoptera: Carabidae (Laufkäfer); Collembola (Springschwänze); Diplopoda und Chilopoda (Tausend- und Hundertfüßer)) an Trockenheit und Überflutung. – Mitt. POLLICHA 94: 1-22.
- MASLIN, M. A. & S. J. BURNS (2000): Reconstruction of the Amazon Basin Effective Moisture Availability over the Past 14000 Years. – Science 290: 2285-2287
- MAYLE, F. E., & M. J. POWER (2008): Impact of a drier Early-Mid-Holocene climate upon Amazonian forests. – Phil. Trans. R. Soc. B 363: 1829-1838
- MCMULLEN, C. P. & JABBOUR, J. (2009): Climate Change Science Compendium 2009. United Nations Environment Programme, Nairobi, EarthPrint (<http://www.earthprint.com>)
- MEEHL, G. A. & C. TEBALDI (2004): More Intense, More Frequent, and Longer Lasting Heat Waves in the 21st Century. – Science 305: 994-997
- MEIER, P. & ZETTEL, J. (1997): Cold hardiness in *Entomobrya nivalis* (Collembola, Entomobryidae): annual cycle of polyols and antifreeze proteins, and antifreeze triggering by temperature and photoperiod. – J. Comp. Physiol. (B) 167: 297-304
- MEIJER, J. (1980): The Development of Some Elements of the Arthropod Fauna of a New Polder. – Oecologia 45: 220-235
- MERKENS, S. (1997): Influence of environmental factors on the community structure of spiders in a humidity gradient of extensively managed, moist pastures. In: 16th Proceedings of the European Colloquium of Arachnology, Siedlce. S. 237-248
- MERRETT, P. (1968): The phenology of spiders on heathland in Dorset. Families Lycosidae, Pisauridae, Agelenidae, Mimetidae Theridiidae, Tetragnathidae, Argiopidae. – J. Zool. 156: 239-256
- MIDDELKOOP, H., K. DAAMEN, D. GELLENS, W. GRABS, J. C. J. KWADIJK, H. LANG, B. PARMET, B. SCHADLER, J. SCHULLA & K. WILKE (2001): Impact of climate change on hydrological regimes and water resources management in the Rhine basin. Climatic Change 49: 105-128

- MITCHELL, J. F. B., J. LOWE, R. A. WOOD & M. VELLINGA (2006): Extreme events due to human-induced climate change. – *Phil. Trans. R. Soc. A* 364, 2117–2133
- MOFFET, T. (1634): *Insectorum sive minimorum animalium theatrum*. London. 326 S.
(Internet: <http://www.gdz-sub.uni-goettingen.de/cgi-bin/digbib.cig?PPN371060702>)
- MOLNAR, P., V. FAVRE, P. PERONA, P. BURLANDO, C. RANDIN & W. RUF (2008): Floodplain forest dynamics in a hydrological altered mountain river. – *Peckiana* 5: 17-24
- MUSTER, C. (1998): Zur Bewertung von Totholz aus arachnologischer Sicht. Auswertung von Eklektorfängen aus einem niedersächsischen Naturwald. – *Arachnol. Mitt.* 15: 21-49
- MÜHLENBERG, M. (1989): *Freilandökologie*. – Verlag Quelle & Meyer (Heidelberg-Wiesbaden) 430 S.
- MÜLLER- MOTZFELD, G. (2004): Xerotherme Laufkäfer in Deutschland - Verbreitung und Gefährdung.- *Angew. Carabidologie Supplement III, Laufkäfer in Xerothermbiotopen*. S. 27 - 44.
- NEU, C. (2007): Einfluss der Habitatfragmentierung durch Überflutung auf Laufkäferpopulationen (Coleoptera; Carabidae). – *Dissertation Univ. Mainz*. 217 S.
- NIEMELÄ, J., T. PAJUNEN, Y. HAILA, P. PUNTTILA & E. HALME (1994): Seasonal Activity of Boreal Forest-Floor Spiders (Araneae). – *J. Arachnol.* 22: 23-31
- NYFFELER, M. (1999): Prey selection of spiders in the field. – *J. Arachnol.* 27: 317-324
- NYFFELER, M., H. MOOR & R. F. FOELIX (2001): Spiders feeding on earthworms. – *J. Archnol.* 29: 119-124
- NYFFELER, M., W. O. C. SYMONDSON (2001): Spiders as gastropod predators. – *Ecol. Entomol.* 26: 617-628
- OLIVE C. W. (1980): Foraging Specializations in Orb-weaving Spiders. – *Ecology* 61: 1133-1144
- OLIVE, C. W. (1981): Optimal Phenology and Body-Size of Orb-Weaving Spiders: Foraging Constraints. – *Oecologia* 49: 83-87
- OPELL, B. D. (1998): The Respiratory Complementarity of Spider Book Lung and Tracheal Systems. – *J. Morph.* 236: 57-64
- ÖBERG, S. B. EKBOM & R. BOMMARCO (2007): Influence of habitat type and surrounding landscape on spider diversity in Swedish agroecosystems. – *Agriculture, Ecosystems and Environment* 122: 211-219
- ÖBERG, S., S. MAYR & J. DAUBER (2008): Landscape effects on recolonisation patterns of spiders in arable fields. – *Agriculture, Ecosystems and Environment* 123: 211–218
- PAJUNEN, T., Y. HAILA, E. HALME, J. NIEMELA, & P. PUNTTILA (1995): Ground-dwelling spiders (Arachnida, Araneae) in fragmentd old forests and surrounding managed forests in southern Finland. – *Ecography* 18: 62-72

- PARRY, D.A. (1954): On the drinking of soil capillary water by spiders. – *J. Exp. Biol.* 31: 218–227
- PEARSON, R. G. & E. WHITE (1964): The Phenology of Some Surface-Active Arthropods of Moorland Country in North Wales. – *J. Animal Ecol.* 33 (2): 245-258
- PECH, I., M. BABOROWSKI, K.-E. LINDENSCHMIDT (2008): Auswahl der Modellkomplexität für die Beschreibung der Sauerstoffverhältnisse in Fließgewässern und Poldern während Hochwasserereignissen. – *Österreichische Wasser- und Abfallwirtschaft* 60 (9-10): 139-148
- PEKÁR, S. (1999): Some observations on overwintering of spiders (Araneae) in two contrasting orchards in the Czech Republic. – *Agriculture, Ecosystems and Environment* 73: 205-210
- PERNER, J., W. VOIGT, R. BAHRMANN, W. HEINRICH, R. MARSTALLER, B. FABIAN, K. GREGOR, D. LICHTER, F. W. SANDER & T. H. JONES (2003): Responses of arthropods to plant diversity: changes after pollution cessation. – *Ecography* 26: 788–800
- PERNER, J., C. WYTRYKUSH, I. EGERER, S. CREUTZBURG, N. ODAT & W. W. WEISSER (2005): Effects of plant diversity, plant productivity and habitat parameters on arthropod abundance in montane European grasslands. – *Ecography* 28: 429-442
- PÉTILLON, J., W. MONTAIGNE & D. RENAULT (2009): Hypoxic coma as a strategy to survive inundation in a salt-marsch inhabiting spider. – *Biol. Lett.* 5 (4): 442-445.
- PIELOU, E. C. (1975): *Ecological diversity*. – Verlag John Wiley & sons (New York)
- PIELOU, E. C. (1977): *Mathematical ecology*. – Verlag John Wiley & sons (New York)
- PLATEN, R., T. BLICK, P. SACHER & A. MALTEN (1996): Rote Liste der Webspinnen Deutschlands (Arachnida: Araneae). – *Arachnol. Mitt.* 11: 1-31
- PLATEN, R., B. BROEN-VON, A. HERRMANN, U. M. RATSCHKER, & P. SACHER (1999): Gesamtartenliste und Rote Liste der Webspinnen, Weberknechte und Pseudoskorpione des Landes Brandenburg (Arachnida: Araneae, Opiliones, Pseudoscorpiones) mit Angaben zur Häufigkeit und Ökologie. – *Natursch. u. Landschaftspfl. Brandenburg* 8 (2): 1-79
- PLATEN, R., M. MORITZ, B. BROEN-VON (1991): Liste der Webspinnen- und Weberknechtarten (Arach.: Araneida, Opilionida) des Berliner Raumes und ihre Auswertung für Naturschutzzwecke (Rote Liste). In: AUHAGEN, A., R. PLATEN & H. SUKOPP (Hrsg.): *Rote Listen der gefährdeten Tiere und Pflanzen in Berlin*. – *Landschaftsentw. Umweltf.* S 6: 169-205
- PLATEN, R. & J. RADEMACHER (2002): Charakterisierung von Kiefernwäldern und -forsten durch Spinnen in den Bundesländern Berlin und Brandenburg. – *Natursch. u. Landespl. Brandenburg* 11 (4): 243-251
- PLATNICK, N. I. (2009): *The World Spider Catalog, Version 9.5*. (Quelle: Internet: <http://research.amnh.org/entomology/spiders/catalog/INTRO3.html>)

- POINSOT-BALAGUER, N. & J. A. BARRA (1991): L'anhydrobiose: un problème biologique nouveau chez les Collemboles (Insecta). – Rev. Écol. Biol. Sol 28: 197-205
- POLCHANINOVA, N. Y. (2004): Effect of hay-mowing on the spider communities of the meadow steppes of the central forest steppe (Russia and Ukraine). In: LOGUNOV, D. V. & PENNEY, D. (Hrsg.): Arthropoda Selecta (Special Issue 1) Proceedings of the 21th European Colloquium of Arachnology, St. Petersburg, Russland
- PRINZING, A. (2005): Corticolous arthropods under climatic fluctuations: compensation is more important than migration. – Ecography 28 (1): 17-28
- QUATREMERE-DISJONVAL, D. B. (1798): Araneologie oder Naturgeschichte der Spinnen nach den neuesten bis jetzt unbekanntten Entdeckungen vorzüglich in Rücksicht auf die daraus hergeleitete Angabe atmosphärischer Veränderungen. Verlag Barrentrapp und Wenner (Frankfurt am Main) 117 S.
- RATSCHKER, U. M. (2001): Die Zönose der Spinnen und Weberknechte in der Agrarlandschaft des Biosphärenreservates Schorfheide-Chorin – ökologische und naturschutzfachliche Untersuchungen – (Arachnida: Araneae, Opiliones). – Dissertation TU Dresden 218 + 55 S.
- RATSCHKER, U. M. & J. MEIER & A. WETZEL (2005): Die Zönose der Araneae in Kiefern- und Birkenforsten rekultivierter Tagebaukippen in Sachsen und Brandenburg. – Arachnol. Mitt. 29: 3-16
- RICHTER, C. J. J. (1970): Aerial Dispersal in Relation to Habitat in Eight Wolf Spider Species (*Pardosa*, Araneae, Lycosidae). – Oecologia 5: 200-214
- RIECKEN, U. (1991): Einfluß landwirtschaftlicher Nutzung auf die Arthropodenfauna seeufnahen Grünlands am Beispiel der Spinnen (Araneae). – Faun.-Ökol. Mitt. 6: 243-259
- ROBERTS, M. J. (2001): Spiders of Britain and Northern Europe (Collins Field Guide). – Verlag Harpercollins (London) 320 S.
- ROMESBURG, H. C. (2004): Cluster Analyses for Researchers. – Lulu Press (North Carolina) 334 S.
- ROTHENBÜCHER, J. & M. SCHAEFER (2006): Submersion tolerance in floodplain arthropod communities. – Basic and Applied Ecology 7: 398-408
- ROVNER, J. S. (1987): Nests of terrestrial spiders maintain a physical gill: flooding and evolution of silk constructions. J. Arachnol. 14: 327-337
- RŮŽIČKA, V. (2000): Spiders in Rocky Habitats in Central Bohemia. – J. Arachnol. 28 (2): 217-222
- RÜMER, H. & MÜHLENBERG, M. (1988): Kritische Überprüfung von „Minimalprogrammen“ zur zoologischen Bestandserfassung. – Schriftenr. Bayer. Landesamt für Umweltschutz 83: 151-157.
- SAMU, F. (2003): Can field-scale habitat diversification enhance the biocontrol potential of spiders? – Pest Manag. Sci. 59:437–442

- SANTER, B. D., C. MEARS, F. J. WENTZ, K. E. TAYLOR, P. J. GLECKLER, T. M. L. WIGLEY, T. P. BARNETT, J. S. BOYLE, W. BRÜGGEMANN, N. P. GILLETT, S. A. KLEIN, G. A. MEEHL, T. NOZAWA, D. W. PIERCE, P. A. STOTT, W. M. WASHINGTON & M. F. WEHNER (2007): Identification of human-induced changes in atmospheric moisture content. – PNAS 104 (39): 15248-15253
- SCHAEFER, M. (1972): Ecological isolation and the importance of competition, exemplified by the distributional pattern of the lycosids of a coastal landscape. – Oecologia 9: 171-202
- SCHAEFER, M. (1976a): Experimentelle Untersuchungen zum Lebenszyklus und zur Überwinterung von Spinnen (Araneida). – Z. Jahrb. Abt. Syst. 103: 127-289
- SCHAEFER, M. (1976b): An analysis of diapause and resistance in the egg stage of *Floronia bucculenta* (Araneae: Linyphiidae). – Oecologia 25: 155-174
- SCHAEFER, M. (1977): Winter ecology of spiders (Araneida). Z. Angew. Entomol. 83: 113-134
- SCHARDT, M., F. BURGER & T. BLICK (2008): Ökologischer Vergleich der Spinnenfauna (Arachnida: Araneae) von Energiewäldern und Ackerland. – Mitt. Dtsch. allg. angew. Ent. 16: 131-136
- SCHÄR, C. (2004): The role of increasing temperature variability in European summer heatwaves. – Nature 427: 332-336
- SCHEFFER, F. & SCHACHTSCHABEL (2002): Lehrbuch der Bodenkunde. - Spektrum Verlag (Heidelberg-Berlin): 593 S.
- SCHINDLER, U., J. STEIDL, L. MÜLLER, F. EULENSTEIN & J. THIÈRE (2007): Drought risk to agricultural land in Northeast and Central Germany. – J. Plant. Nutr. Soil Sci. 170: 357-362
- SCHMIDT, M. H. & T. TSCHARNTKE (2005): The role of perennial habitats for Central European farmland spiders. – Agriculture, Ecosystems and Environment 105: 235-242
- SCHNEEBERGER, C., H. BLATTER, A. ABE-OUCHI & M. WILD (2003): Modelling changes in the mass balance of glaciers of the northern hemisphere for a transient 2 x CO² scenario. – J. Hydrol. 282:145-163
- SCHRÖTER, D., M. ZEBISCH & T. GROTHMANN (2005): Climate change in Germany - vulnerability and adaptation of climate-sensitive sectors. – Klimastatusbericht des DWD 2005: 44-56
- SCHWARTHOFF, H. (1993): Die Flora bemerkenswerter Lebensräume der Rheinniederung zwischen Budenheim und Heidenfahrt. – Diplomarbeit Universität Mainz
- SEIFULINA, R. R. (2008): The Fauna of Spiders (Arachnida, Araneae) in Agricultural Landscapes of the Moscow Area and the Kuban Plain. – Entomol. Review 88 (6): 730-743
- SHANNON, C. E. & W. WEAVER (1949): The mathematical theory of communication. – Univ. of Illinois Press (Urbana, IL)

- SIEPE, A. (1985): Einfluss häufiger Überflutungen auf die Spinnen-Besiedlung am Oberrhein-Ufer. – Mitt. dtsh. Ges. allg. angew. Ent. 4: 281-284
- SIEPE, A. (1989): Renaturierung von Auebiotopen am Oberrhein - Erste Erfolge des integrierten Rheinprogramms in den „Poldern Altenheim“. – Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, Angew. Zoologie 1/94: 1-24
- SIMON, H.R. (2007): *Entomobrya nivalis* (Linnaeus, 1758) als dominante Art im Nahrungssystem von Apfelbaumkronen - Zwischenergebnisse aus dem Projekt „Monitoring von Arthropoden in Apfelanlagen“ (Collembola). – Entomol. Z. 117: 184-189
- SIMON, U. (1991): Temporal species serie of web-spiders (Arachnida: Araneae) as a result of pine tree bark-structure. – Bull. Soc. Neuchâtel. Sci. Nat. 116 (1): 223-227
- SIMON, U., J. PFÜTZER, & D. THÖMEN (2001): A time-sorting stem-elector. – Ecol. Entomol. 26: 325-329
- SJURSEN, H., M. BAYLEY & M. HOLMSTRUP (2001): Enhanced drought tolerance of a soil-dwelling springtail by pre-acclimation to a mild drought stress. – J. Insect Physiol. 47: 1021-1027
- SPANG, W.D. (1999): Laufkäfer als Indikatoren hydrologischer Rahmenbedingungen in der Oberrheinaue. – Angew. Carabidologie Supplement I: Laufkäfer in Auen: 103-114
- STAMMER, H. J. (1949): Die Bedeutung der Aethylenglykolfallen für tierökologische und -phänologische Untersuchungen. – Verh. dtsh. Zool. Kiel 1948: 387-391
- STANDON, V. (2000): The adequacy of collecting techniques for estimating species richness of grassland invertebrates. – J. Appl. Ecol. 37: 884-893
- STAŃSKA M., I. HAJDAMOWICZ & M. ŻABKA (2000): Epigeic spiders of alder swamp forests in Eastern Poland. – In: Proceedings of the 19th European Colloquium of Arachnology. – Århus (Dänemark): 191-197
- STAUDT, A. (2003): Drei bemerkenswerte Spinnen aus Luxemburg: *Hylyphantes nigrinus* (Simon, 1881), *Synema globosum* Fabricius, 1775 und *Philodromus buxi* Simon, 1884. – Bull. Soc. Nat. luxemb. 104: 125-128
- STAUDT, A. (2009): Nachweiskarten der Spinnen (tiere) Deutschlands. (Quelle: Internet: <http://www.spiderling.de.vu/>)
- STEIN, W. (1965): Die Zusammensetzung der Carabidenfauna einer Wiese mit stark wechselnden Feuchtigkeitsverhältnissen. – Z. Morph. Tiere 55: 83-99.
- STEINBERGER, K.-H. (1990): Phenology and habitat selection of “xerothermic” spiders in Austria (Lycosidae, Gnaphosidae). In: 12e Colloque Européen d'Arachnologie. Bull. Soc. europ. Arachnol. (No. hors série 1): 325–333
- STEINBERGER, K.-H. (2004): Zur Spinnenfauna der Parndorfer Platte, einer Trockenlandschaft im Osten Österreichs (Burgenland) (Arachnida: Araneae, Opiliones). – Denisia 12, Neue Serie 14: 419-440

- STENCHLY, K., D. BERNHARD & O-D. FINCH (2007): Arboricolous spiders (Arachnida, Araneae) of the Leipzig floodplain forest - first results. In: UNTERSEHER M., W. MORAWETZ, S. KLOTZ & E. ARNDT (Hrsg.) *The Canopy of a Temperate Floodplain Forest – Results from five years of research at the Leipzig Canopy Crane*. S. 72-80
- STOTT, P. A., D. A. STONE & M. R. ALLEN (2004): Human contribution to the European heatwave of 2003. – *Nature* 432: 610-614
- STRATTON, G. E., R. B. SUTER & P. R. MILLER (2004): Evolution of water surface locomotion by spiders: a comparative approach. – *Biol. J. Linn. Soc.* 81: 63-78
- SUNDERLAND, K. D & F. SAMU (2000): Effects of agricultural diversification on the abundance, distribution, and pest control potential of spiders: a review. – *Entomol. Exp. Appl.* 95: 1-13
- SUTER, R. B. (1999): An aerial lottery: The physics of ballooning in a chaotic atmosphere. – *J. Arachnol.* 27: 281-293
- SZYMKOWIAK P. & M. WOŹNY (1998): Dominance structure and seasonal changes in the abundance of dominant epigeic spiders in pastures of northern Greater Poland. In: SELDEN, P. A. (Hrsg.) *Proceedings of the 17th European Colloquium of Arachnology, Edinburgh*. S. 245-252
- SÜHRIG A. (1997): Die Spinnenfauna des Göttinger Waldes. – *Gött. naturk. Schr.* 4: 117-135
- TAMM, J. C. (1984): Surviving long submergence in the egg stage – a successful strategy of terrestrial arthropods living on flood plains. – *Oecologica* 61: 417-419
- TAMM, J. C. (1986): Temperature-controlled under-water egg dormancy and postflood hatching in *Isotoma viridis* (Collembola) as forms of adaptation to annual long-term flooding. *Oecologica* – 68: 241-245
- THALER, K. & H. M. STEINER (1975): Winteraktive Spinnen auf einem Acker bei Grotenzersdorf (Niederösterreich). – *Anz. Schädlingskunde, Pflanzenschutz, Umweltschutz* 48: 184-187
- THALER, K., M. PINTAR & H. M. STEINER (1984): Fallenfänge von Spinnen in den östlichen Donauauen (Stockerau, Niederösterreich). – *Spixiana* 7 (2): 97-103
- THOMAS, C. F. G., E. H. A. HOL & J. W. EVERTS (1990): Modelling the Diffusion Component of Dispersal during Recovery of a Population of linyphiid Spiders from Exposure to an Insecticide – *Functional Ecology* 4: 357-368
- THOMAS, C. F. G., P. C. JEPSON (1997): Field-scale effects of farming practices on linyphiid spider populations in grass and cereals. – *Entomol. Exp. Appl.* 84: 59-69
- THOMAS, C. F. G. & P. C. JEPSON (1999): Differential aerial dispersal of linyphiid spiders from a grass and a cereal field. – *J. Arachnol.* 27: 294-300
- THORBEK, P., K. D. SUNDERLAND & C. J. TOPPING (2003): Eggsac development rates and phenology of agrobiont linyphiid spiders in relation to temperature. – *Entomol. Exp. Appl.* 109: 89-100

- THORBEK, P., C. J. TOPPING & K. D. SUNDERLAND (2002): Validation of a simple method for monitoring aerial activity of spiders. – J. Arachnol. 30: 57-64
- TICHY, H. & R. LOFTUS (1996): Hygroreceptors in Insects and a Spider: Humidity Transduction Models. – Naturwissensch. 83: 255-263
- TOPPING, C. J. (1993): Behavioural responses of three linyphiid spiders to pitfall traps. – Entomol. exp. appl. 68: 287-293
- TOPPING, C. J. & K. D. SUNDERLAND (1992): Limitations to the use of pitfall traps in ecological studies exemplified by a study of spiders in a field of winter wheat. – J. Appl. Ecol. 29: 485-491
- TRETZEL, E. (1954): Reife- und Fortpflanzungszeit bei Spinnen. – Z. Morph. Ökol. Tiere 42: 634-691
- TRICART, J. (1974): Existence de périodes sèches au Quaternaire en Amazonie et dans les regions voisines. – Rev. Géomorph. Dynam. 4: 145-158
- TRÖMEL, S. & C.-D. SCHÖNWIESE (2007): Probability change of extreme precipitation observed from 1901 to 2000 in Germany. – Theor. Appl. Climatol. 87: 29-39
- TUFOVÁ, J. & I. H. TUF (2005): Survival under water - comparative study of millipedes (Diplopoda), centipedes (Chilopoda) and terrestrial isopods (Oniscidea). In: TAJOVSKÝ K., J. SCHLAGHAMERSKÝ & V. PIŽL (Hrsg.): Contributions to Soil Zoology in Central Europe I. Proceedings of the 7th Central European Workshop on Soil Zoology. České Budějovice, Czech Republic. S. 195-198
- UETZ, G. W. (1976): Gradient Analysis of Spider Communities in a Streamside Forest. – Oecologia 22: 373-385
- VAN DEN BRINK F.W.B., M. J. BELJAARDS, N. C. A. BOTTS & G. VAN DER VELDE (1994): Macrozoobenthos abundance and community composition in 3 Lower Rhine floodplain lakes with varying inundation regimes. – Reg. Riv.: Res. & Managem. 9: 279-293
- VAROL I., M. OZASLAN, A. OZDEMIR, Z. AKAN, & F. KUTBAY (2006): Two Species of the Genus *Xerolycosa* (Araneae: Lycosidae) new to the Turkish Spider Fauna. – Biotechnol. & Biotechnol. Eq. 20: 69-73
- VEGTER, J.J. (1987): Phenology and seasonal resource partitioning in forest floor Collembola. – OIKOS 48: 175-185
- VOLKMAR, C. (1997): Vergleichende Betrachtung zum vorkommen epigäischer Spinnen im Tagebaurestloch Königsau und in angrenzenden Getreidefeldern. – Arch. Pflanzensch. 31: 51-61
- VOLKMAR, C. & T. KREUTER (2006): Zur Biodiversität von Spinnen (Araneae) und Laufkäfern (Carabidae) auf sächsischen Ackerflächen. – Mitt. Dtsch. Ges. Allg. Angew. Ent. 15: 97-102
- VOLKMAR, C. & T. WETZEL (1998): Zum Auftreten gefährdeter Spinnen (Arachnida: Araneae) auf Agrarflächen in Mitteldeutschland. – Arch. Pflanzensch. 31: 561-574

- VOLKMAR, C., E. XYLANDER & T. WETZEL (1998): Zur epigäischen Spinnenfauna im Mitteldeutschen Agrarraum, deren Beeinflussung durch unterschiedliche Pflanzenschutzmassnahmen und ihre Bedeutung für den integrierten Pflanzenbau. – Arch. 31: 349-361
- WALTER, J. E. (2007): 250 Jahre „Svenska spindlar/Aranei Svedici“. – Arachnol. Mitt. 33: 1-6
- WEBER, M. (1999): Artenliste der Spinnen (Araneae) aus der Stadtbiotopkartierung Mainz (Deutschland). – Arachnol. Mitt. 17: 51-71
- WEBER, M. & G. EISENBEIS (1992): Die Spinnenfauna (Arachnida: Araneae) des Höllenbergs bei Mainz. – Mainzer Naturw. Archiv 30: 267-284
- WEIGMANN, G. & WOHLGEMUTH-VON REICHE, D. (1999): Vergleichende Betrachtungen zu den Bodentieren im Überflutungsbereich von Tieflandauen. In: DOHLE/ BORNKAMM/ WEIGMANN (Hrsg.) Limnologie aktuell 9; Das Untere Odertal. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung (Nägele u. Obermiller) Stuttgart. S.147-169
- WEISS, I. (1995): Spinnen und Weberknechte auf Baumstämmen im Nationalpark Bayerischer Wald. In: RŮŽIČKA, V. R. (Hrsg.) Proceedings of the 15th European Colloquium of Arachnology, České Budějovice, Czech Republic: 184-192
- WENTZ, F. J., L. RICCIARDULLI, K. HILBURN & C. MEARS (2007): How much more rain will global warming bring? – Science 317: 233-235
- WEST H. P. & S. TOFT (1999): Last-Male Sperm Priority and the Mating System of the Haplogyne Spider *Tetragnatha extensa* (Araneae: Tetragnathidae). – J. Insect Behav. 12: 433-450.
- WEYMAN, G. S. & K. D. SUNDERLAND & P. C. JEPSON (2002): A review of the evolution and mechanisms of ballooning by spiders inhabiting arable farmland. – Ethology Ecology & Evolution 14: 307-326
- WILD, A-K (2008): Die Reaktion der Bodenarthropoden - unter besonderer Berücksichtigung der Collembolen - auf künstliche Flut- und Trockenheiten. – Staatsexamensarbeit Univ. Mainz
- WILLIAMS, G. (1962): Seasonal and Diurnal Activity of Harvestmen (Phalangida) and Spiders (Araneida) in Contrasted Habitats. – J. Animal Ecol. 31 (1): 23-42
- WOHLGEMUTH-VON REICHE D. & GRUBE, R. (1999): Zur Lebensraumbindung der Laufkäfer und Webspinnen (Coleoptera, Carabidae; Araneae) im Überflutungsbereich der Odertal-Auen. In: DOHLE/ BORNKAMM/ WEIGMANN (Hrsg.) Limnologie aktuell 9; Das Untere Odertal. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung (Nägele u. Obermiller) Stuttgart. S.147-169
- WOLTER, J. (1998): Die Flora der Rheinniederung zwischen Uhlerborn und Mainz unter besonderer Berücksichtigung der Naturschutzgebiete. – Diplomarbeit Univ. Mainz.
- WOLVEKAMP, H. P. (1955): Die physikalische Kieme der Wasserinsekten. – Experienta XI/8: 294-301.

- WORKMAN, C. (1979): Life-cycles, growth rates and reproductive effort in lycosid and other spiders. *Annis Univ. turku. Ser. A (II)* 15: 48-55
- WUNDERLICH, J. (1982): Mitteleuropäische Spinnen (Araneae) der Baumrinde. – *Z. ang. Ent.* 94: 9-21
- WUNDERLICH, J. & T. BLICK (2006): *Moebelia berolinensis* comb. nov., eine in Mitteleuropa selten gesammelte Zwergspinne der Baumrinde (Araneae: Linyphiidae: Erigoninae). – *Arachnol. Mitt.* 32: 13-18
- YSNEL, F. & A. CANARD (2000): Spider biodiversity in connection with the vegetation structure and the foliage orientation of hedges. – *J. Arachnol.* 28: 107-114.
- ZERM, M. (1997): Distribution and phenology of *Lamyctes fulvicornis* and other lithobiomorph centipedes in the floodplain of the Lower Oder Valley, Germany (Chilopoda: Henicopidae, Lithobiidae). In: ENGHOFF, H. (Hrsg.); Many-legged animals - A collection of papers on Myriapoda and Onychophora – *Entomologica scandinavia*, Supplement 51. S. 125-132
- ZERM, M. (1999): Vorkommen und Verteilung von Tausendfüßern, Hundertfüßern, Zwergfüßern (Myriapoda: Diplopoda, Chilopoda, Symphyla) und Landasseln (Isopoda: Oniscidea) in den Auen des Unteren Odertals. In: DOHLE/BORNKAMM/WEIGMANN (Hrsg.); *Limnologie aktuell Band 9; Das Untere Odertal*. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung (Nägele u. Obermiller) Stuttgart. S. 197-210
- ZIESCHE, T., G. FÖRSTER & M. ROTH (2006): Der Einfluss von Habitatparametern auf die epigäische Arthropodengemeinschaft in repräsentativen Bestandstypen mittelschwäbischer Wirtschaftswälder. – *Mitt. Dtsch. Ges. Allg. Angew. Ent.* 15: 239-244
- ZINKLER, D. & J. PLATTHAEUS (1996): Tolerance of soil-dwelling Collembola to high carbon dioxide concentrations.- *Eur. J. Entomol.* 93: 443-450
- ZORSCH, H. M. (1937): The Spider Genus *Lepthyphantes* in the United States. – *American Midland Naturalist* 18 (5): 856-898
- ZULKA, K. P. (1989): Einfluss der Hochwässer auf die epigäische Arthropodenfauna im Überschwemmungsbereich der March (Niederösterreich). – *Mitt. Dtsch. Allg. Angew. Ent.* 7: 74-75
- ZULKA, K. P. (1996): Methodisches Design für die Erfassung und Bewertung von Arthropodenbeständen und Arthropodenlebensräumen am Beispiel der Laufkäferfauna (Coleoptera, Carabidae) – *Wiss. Mitt. Niederösterr. Landesmuseum* 9: 341-363
- ZULKA, K. P., N. MILASOWSZKY & C. LETHMAYER (1997): Spider biodiversity potential of an ungrazed and a grazed inland salt meadow in the National Park „Neusiedler See-Seewinkel” (Austria): implications for management (Arachnida: Araneae). – *Biodiversity and Conservation* 6: 75-88

Anhang

Termine der Probennahmen

Tab. A1: Termine der Probennahmen mit Bodenfallen in der Hartholzaue NSG Sandlache
 – vom 11.10.07 bis zum 09.05.2008 wurden zusätzlich Bodenfallen am Waldrand und vom
 11.10.07 bis zum 30.01.08 Schwimmfallen im Leitwerk angebracht, die Termine sind mit
 denen der Bodenfallen in der Aue identisch

05.05.05 - 19.05.05	19.05.05 - 02.06.05	02.06.05 - 16.06.05	16.06.05 - 30.06.05	30.06.05 - 14.07.05	14.07.05 - 28.07.05	28.07.05 - 11.08.05	11.08.05 - 25.08.05
25.08.05 - 09.09.05	09.09.05 - 29.09.05	29.09.05 - 13.10.05	13.10.05 - 27.10.05	16.11.05 - 01.12.05	01.12.05 - 23.12.05	23.12.05 - 05.01.06	05.01.06 - 23.01.06
23.01.06 - 02.02.06	02.02.06 - 21.02.06	21.02.06 - 02.03.06	02.03.06 - 10.03.06	17.03.06 - 23.03.06	23.03.06 - 12.04.06	12.04.06 - 04.05.06	04.05.06 - 23.05.06
23.05.06 - 10.06.06	10.06.06 - 29.06.06	29.06.06 - 12.07.06	12.07.06 - 29.07.06	29.07.07 - 10.08.06	10.08.06 - 24.08.06	24.08.06 - 07.09.06	07.09.06 - 27.09.06
27.09.06 - 11.10.06	11.10.06 - 25.10.06	25.10.06 - 08.11.06	08.11.06 - 22.11.06	22.11.06 - 07.12.06	07.12.06 - 21.12.06	21.12.06 - 04.01.07	04.01.07 - 17.01.07
17.01.07 - 01.02.07	01.02.07 - 14.02.07	14.02.07 - 28.02.07	28.02.07 - 15.03.07	15.03.07 - 29.03.07	29.03.07 - 18.04.07	18.04.07 - 27.04.07	27.04.07 - 09.05.07
09.05.07 - 23.05.07	23.05.07 - 07.06.07	07.06.07 - 20.06.07	20.06.07 - 06.07.07	06.07.07 - 20.07.07	20.07.07 - 03.08.07	03.08.07 - 09.08.07	17.08.07 - 31.08.07
31.08.07 - 13.09.07	13.09.07 - 28.09.07	28.09.07 - 11.10.07	11.10.07 - 25.10.07	25.10.07 - 08.11.07	08.11.07 - 22.11.07	22.11.07 - 06.12.07	06.12.07 - 20.12.07
20.12.07 - 03.01.08	03.01.08 - 17.01.08	17.01.08 - 30.01.08	30.01.08 - 14.02.08	14.02.08 - 28.02.08	28.02.08 - 13.03.08	13.03.08 - 01.04.08	01.04.08 - 10.04.08
10.04.08 - 23.04.08	23.04.08 - 07.05.08						

Tab. A2: Termine der Probennahmen mit Stammeklektoren in der Hartholzaue NSG Sandlache

05.05.05 - 19.05.05	19.05.05 - 02.06.05	02.06.05 - 16.06.05	16.06.05 - 30.06.05	30.06.05 - 14.07.05	14.07.05 - 28.07.05	28.07.05 - 11.08.05	11.08.05 - 25.08.05
25.08.05 - 09.09.05	09.09.05 - 22.09.05	22.09.05 - 13.10.05	13.10.05 - 27.10.05	16.11.05 - 01.12.05	01.12.05 - 23.12.05	23.12.05 - 05.01.06	05.01.06 - 23.01.06
23.01.06 - 02.02.06	02.02.06 - 21.02.06	21.02.06 - 02.03.06	02.03.06 - 17.03.06	17.03.06 - 23.03.06	23.03.06 - 19.04.06	19.04.06 - 04.05.06	04.05.06 - 23.05.06
23.05.06 - 10.06.06	10.06.06 - 29.06.06	29.06.06 - 12.07.06	12.07.06 - 27.07.06	27.07.06 - 10.08.06	10.08.06 - 24.08.06	24.08.06 - 07.09.06	07.09.06 - 27.09.06
27.09.06 - 11.10.06	11.10.06 - 25.10.06	25.10.06 - 08.11.06	08.11.06 - 22.11.06	22.11.06 - 07.12.06	07.12.06 - 21.12.06	21.12.06 - 04.01.07	04.01.07 - 17.01.07
17.01.07 - 01.02.07	01.02.07 - 14.02.07	14.02.07 - 28.02.07	28.02.07 - 15.03.07	15.03.07 - 29.03.07	29.03.07 - 18.04.07	18.04.07 - 27.04.07	27.04.07 - 23.05.07
23.05.07 - 07.06.07	07.06.07 - 20.06.07	20.06.07 - 06.07.07	06.07.07 - 20.07.07	20.07.07 - 03.08.07	03.08.07 - 17.08.07	17.08.07 - 31.08.07	31.08.07 - 13.09.07
13.09.07 - 28.09.07	28.09.07 - 11.10.07	11.10.07 - 25.10.07	25.10.07 - 08.11.07	08.11.07 - 22.11.07	22.11.07 - 06.12.07	06.12.07 - 20.12.07	20.12.07 - 03.01.08
03.01.08 - 17.01.08	17.01.08 - 30.01.08	30.01.08 - 14.02.08	14.02.08 - 28.02.08	28.02.08 - 13.03.08	13.03.08 - 01.04.08	01.04.08 - 10.04.08	10.04.08 - 23.04.08
23.04.08 - 07.05.08							

Tab. A3: Termine der Bodenfallenfänge im Polder Ingelheim
 – Termine mit zusätzlichem Einsatz des Vakuumsaugers sind „Fett gedruckt“

11.10.06 - 25.10.06	25.10.06 - 08.11.06	08.11.06 - 22.11.06	22.11.06 - 07.12.06	07.12.06 - 21.12.06	21.12.06 - 04.01.07	04.01.07 - 17.01.07	17.01.07 - 01.02.07
01.02.07 - 14.02.07	27.04.07 - 09.05.07	09.05.07 - 23.05.07	23.05.07 - 07.06.07	07.06.07 - 22.06.07	22.06.07 - 06.07.07	06.07.07 - 20.07.07	20.07.07 - 03.08.07
03.08.07 - 09.08.07	17.08.07 - 31.08.07	31.08.07 - 13.09.07	13.09.07 - 28.09.07	28.09.07 - 11.10.07	11.10.07 - 25.10.07	25.10.07 - 08.11.07	08.11.07 - 22.11.07
22.11.07 - 06.12.07	03.01.08 - 17.01.08	17.01.08 - 30.01.08	30.01.08 - 14.02.08	14.02.08 - 28.02.08	28.02.08 - 13.03.08	13.03.08 - 28.03.08	28.03.08 - 23.04.08
23.04.08 - 07.05.08							

Tab. A4: Datierung der Proben der AG Prof. Dr. Seitz von den Rheininselstandorten Fulderaeue Ost, Fulderaeue West und Winkeleraue
 – * keine Proben von der Fulderaeue Ost, # keine Proben von der Winkeleraue

12.05.00 - 26.05.00	26.05.00 - 09.06.00	09.06.00 - 22.06.00	22.06.00 - 07.07.00	01.09.00 - 15.09.00	15.09.00 - 29.09.00	29.09.00 - 13.10.00	13.10.00 - 28.10.00
14.05.01 - 26.05.01	26.05.01 - 09.06.01	09.06.01 - 22.06.01	22.06.01 - 10.07.01	10.07.01 - 23.07.01 *	23.07.01 - 05.08.01 *	05.08.01 - 19.08.01	19.08.01 - 02.09.01
02.09.01 - 16.09.01	16.09.01 - 30.09.01	30.09.01 - 11.10.01	11.10.01 - 28.10.01 #	06.05.02 - 18.05.02	18.05.02 - 02.06.02	02.06.02 - 16.06.02	16.06.02 - 30.06.02
30.06.02 - 14.07.02	14.07.02 - 27.07.02	27.07.02 - 10.08.02	10.08.02 - 25.08.02	25.08.02 - 08.09.02	08.09.02 - 22.09.02	22.09.02 - 07.10.02	07.10.02 - 24.10.02
07.08.03 - 21.08.03	21.08.03 - 04.09.03	04.09.03 - 19.09.03	19.09.03 - 02.10.03	02.10.03 - 16.10.03	09.06.04 - 17.06.04	17.06.04 - 01.07.04	01.07.04 - 15.07.04
15.07.04 - 29.07.04	29.07.04 - 12.08.04	12.08.04 - 30.08.04	30.08.04 - 09.09.04	09.09.04 - 23.09.04	23.09.04 - 07.10.04	07.10.04 - 21.10.04	05.05.05 - 19.05.05
19.05.05 - 02.06.05	02.06.05 - 16.06.05	16.06.05 - 01.07.05	01.07.05 - 14.07.05	14.07.05 - 28.07.05	28.07.05 - 11.08.05	11.08.05 - 30.08.05	30.08.05 - 09.09.05
09.09.05 - 21.09.05	21.09.05 - 06.10.05 #	06.10.05 - 20.10.05 #					

Tab. A5: Datierung der Proben der AG Prof. Dr. Seitz von dem Uferstandort Ingelheim

12.05.00 - 26.05.00	26.05.00 - 09.06.00	09.06.00 - 23.06.00	23.06.00 - 07.07.00	31.08.00 - 15.09.00	15.09.00 - 29.09.00	29.09.00 - 13.10.00	13.10.00 - 27.10.00
26.06.01 - 10.07.01	10.07.01 - 23.07.01	06.08.01 - 20.08.01	20.08.01 - 03.09.01	03.09.01 - 17.09.01	17.09.01 - 04.10.01	04.10.01 - 15.10.01	03.06.02 - 17.06.02
17.06.02 - 30.06.02	30.06.02 - 14.07.02	14.07.02 - 27.07.02	27.07.02 - 10.08.02	10.08.02 - 24.08.02	24.08.02 - 07.09.02	07.09.02 - 22.09.02	22.09.02 - 05.10.02
05.10.02 - 19.10.02	08.08.03 - 22.08.03	22.08.03 - 05.09.03	05.09.03 - 19.09.03	19.09.03 - 03.10.03	03.10.03 - 17.10.03	04.06.04 - 18.06.04	19.06.04 - 02.07.04
02.07.04 - 16.07.04	16.07.04 - 30.07.04	30.07.04 - 13.08.04	13.08.04 - 27.08.04	28.08.04 - 10.09.04	10.09.04 - 24.09.04	24.09.04 - 08.10.04	08.10.04 - 22.10.04
08.05.05 - 20.05.05	20.05.05 - 03.06.05	03.06.05 - 17.06.05	17.06.05 - 01.07.05	01.07.05 - 15.07.05	15.07.05 - 28.07.05	28.07.05 - 12.08.05	12.08.05 - 26.08.05
26.08.05 - 09.09.05	09.09.05 - 23.09.05	23.09.05 - 07.10.05	07.10.05 - 21.10.05				

Tab. A6: Datierung der Proben der AG Prof. Dr. Seitz von dem Uferstandort Ingelheim „Große Heide“

26.06.01 - 10.07.01	10.07.01 - 23.07.01	23.07.01 - 06.08.01	06.08.01 - 20.08.01	20.08.01 - 03.09.01	03.09.01 - 17.09.01	17.09.01 - 04.10.01	04.10.01 - 15.10.01
15.10.01 - 29.10.01	18.05.02 - 03.06.02	03.06.02 - 17.06.02	17.06.02 - 30.06.02	30.06.02 - 14.07.02	14.07.02 - 27.07.02	27.07.02 - 10.08.02	10.08.02 - 24.08.02
22.08.03 - 05.09.03	05.09.03 - 19.09.03	19.09.03 - 03.10.03	03.10.03 - 17.10.03	04.06.04 - 18.06.04	19.06.04 - 02.07.04	02.07.04 - 16.07.04	16.07.04 - 30.07.04
30.07.04 - 13.08.04	13.08.04 - 27.08.04	28.08.04 - 10.09.04	10.09.04 - 24.09.04	24.09.04 - 08.10.04	08.10.04 - 22.10.04	08.05.05 - 20.05.05	20.05.05 - 03.06.05
03.06.05 - 17.06.05	17.06.05 - 01.07.05	01.07.05 - 15.07.05	15.07.05 - 28.07.05	28.07.05 - 12.08.05	12.08.05 - 26.08.05	26.08.05 - 09.09.05	09.09.05 - 23.09.05
23.09.05 - 07.10.05	23.09.05 - 07.10.05						

Tab. A7: Datierung der Proben der AG Prof. Dr. Seitz von den Uferstandorten Gaulsheim und Mombach
– * keine Proben von Mombach

06.05.02 - 18.05.02	18.05.02 - 03.06.02	03.06.02 - 17.06.02	17.06.02 - 30.06.02	30.06.02 - 14.07.02	14.07.02 - 27.07.02	27.07.02 - 10.08.02 *	10.08.02 - 24.08.02 *
24.08.02 - 08.09.02	08.09.02 - 22.09.02	22.09.02 - 05.10.02	05.10.02 - 19.10.02	25.07.03 - 08.08.03	08.08.03 - 22.08.03	22.08.03 - 05.09.03	05.09.03 - 19.09.03
19.09.03 - 03.10.03	03.10.03 - 17.10.03	17.05.04 - 03.06.04	04.06.04 - 18.06.04	19.06.04 - 02.07.04	02.07.04 - 16.07.04	16.07.04 - 30.07.04	30.07.04 - 13.08.04
13.08.04 - 27.08.04	28.08.04 - 10.09.04	10.09.04 - 24.09.04	24.09.04 - 08.10.04	08.10.04 - 22.10.04	08.05.05 - 20.5.05	20.05.05 - 03.06.05	03.06.05 - 17.06.05
17.06.05 - 01.07.05	01.07.05 - 15.07.05	15.07.05 - 28.07.05	28.07.05 - 12.08.05	12.08.05 - 26.08.05	26.08.05 - 09.09.05	09.09.05 - 23.09.05	23.09.05 - 07.10.05
07.10.05 - 21.10.05							

Wetter 2000 bis 2008

Tab. A8: Monatsmittelwerte (Temperatur und Niederschlag) der Wetterstation Heidenfahrt des Jahres 2000 im Vergleich zum Vieljährigen Mittel von 1951 bis 1980 Quelle: Agrarmeteorologie Rheinland-Pfalz; * Vieljähriges Mittel: Deutscher Wetterdienst (DWD)

Monatsmittelwerte Heidenfahrt (88 m) 2000						
Monat	Temperatur Ø (2 m)	Langjährige Temperatur Ø (2 m) *	Langjährige Temperatur (Abweichung abs.) *	Niederschlag Σ	Langjähriger Niederschlag Σ *	Langjähriger Niederschlag Abweichung abs.) *
	[°C]	[°C]	[K]	[mm]	[mm]	[mm]
Januar	2,9	1,0	1,9	22,3	39,0	-16,7
Februar	5,2	2,2	3,0	44,3	36,0	8,3
März	7,7	5,7	2,0	71,8	36,8	35,0
April	11,4	9,8	1,6	33,0	39,7	-6,7
Mai	16,1	14,2	1,9	73,2	54,7	18,5
Juni	18,4	17,6	0,8	42,0	64,0	-22,0
Juli	16,5	19,0	-2,5	178,6	62,1	116,5
August	19,5	18,2	1,3	35,4	67,8	-32,4
September	15,3	14,8	0,5	87,6	43,6	44,0
Oktober	10,9	9,7	1,2	138,5	42,3	96,2
November	6,3	5,1	1,2	74,6	50,5	24,1
Dezember	3,7	2,2	1,5	32,6	49,3	-16,7
Ø	11,2	10,0	1,2	69,5	48,8	20,7
Σ	-	-	-	833,9	585,8	248,1

Tab. A9: Monatsmittelwerte (Temperatur und Niederschlag) der Wetterstation Heidenfahrt des Jahres 2001 im Vergleich zum Vieljährigen Mittel von 1951 bis 1980 Quelle: Agrarmeteorologie Rheinland-Pfalz; * Vieljähriges Mittel: Deutscher Wetterdienst (DWD)

Monatsmittelwerte Heidenfahrt (88 m) 2001						
Monat	Temperatur Ø (2 m)	Langjährige Temperatur Ø (2 m) *	Langjährige Temperatur (Abweichung abs.) *	Niederschlag Σ	Langjähriger Niederschlag Σ *	Langjähriger Niederschlag Abweichung abs.) *
	[°C]	[°C]	[K]	[mm]	[mm]	[mm]
Januar	1,7	1,0	0,7	37,6	39,0	-1,4
Februar	4,4	2,2	2,2	62,0	36,0	26,0
März	6,4	5,7	0,7	125,7	36,8	88,9
April	8,7	9,8	-1,1	49,2	39,7	9,5
Mai	16,6	14,2	2,4	29,8	54,7	-24,9
Juni	16,3	17,6	-1,3	66,6	64,0	2,6
Juli	20,2	19,0	1,2	73,6	62,1	11,5
August	19,7	18,2	1,5	58,0	67,8	-9,8
September	12,8	14,8	-2,0	73,7	43,6	30,1
Oktober	12,5	9,7	2,8	39,1	42,3	-3,2
November	4,7	5,1	-0,4	96,1	50,5	45,6
Dezember	1,6	2,2	-0,6	29,8	49,3	-19,5
Ø	10,5	10,0	0,5	61,8	48,8	13,0
Σ	-	-	-	741,2	585,8	155,4

Tab. A10: Monatsmittelwerte (Temperatur und Niederschlag) der Wetterstation Heidenfahrt des Jahres 2002 im Vergleich zum Vieljährigen Mittel von 1951 bis 1980
Quelle: Agrarmeteorologie Rheinland-Pfalz; * Vieljähriges Mittel: Deutscher Wetterdienst (DWD)

Monatsmittelwerte Heidenfahrt (88 m) 2002						
Monat	Temperatur Ø (2 m)	Langjährige Temperatur Ø (2 m) *	Langjährige Temperatur (Abweichung abs.) *	Niederschlag Σ	Langjähriger Niederschlag Σ *	Langjähriger Niederschlag Abweichung abs.) *
	[°C]	[°C]	[K]	[mm]	[mm]	[mm]
Januar	1,2	1,0	0,2	10,9	39,0	-28,1
Februar	6,8	2,2	4,6	84,9	36,0	48,9
März	6,7	5,7	1,0	37,8	36,8	1,0
April	9,7	9,8	-0,1	47,8	39,7	8,1
Mai	14,2	14,2	0,0	47,4	54,7	-7,3
Juni	18,9	17,6	1,3	26,8	64,0	-37,2
Juli	18,5	19,0	-0,5	76,6	62,1	14,5
August	20,0	18,2	1,8	35,2	67,8	-32,6
September	14,6	14,8	-0,2	8,0	43,6	-35,6
Oktober	9,5	9,7	-0,2	78,8	42,3	36,5
November	7,9	5,1	2,8	83,1	50,5	32,6
Dezember	2,8	2,2	0,6	73,6	49,3	24,3
Ø	10,9	10,0	0,9	50,9	48,8	2,1
Σ	-	-	-	610,9	585,8	25,1

Tab. A11: Monatsmittelwerte (Temperatur und Niederschlag) der Wetterstation Heidenfahrt des Jahres 2003 im Vergleich zum Vieljährigen Mittel von 1951 bis 1980
Quelle: Agrarmeteorologie Rheinland-Pfalz; * Vieljähriges Mittel: Deutscher Wetterdienst (DWD)

Monatsmittelwerte Heidenfahrt (88 m) 2003						
Monat	Temperatur Ø (2 m)	Langjährige Temperatur Ø (2 m) *	Langjährige Temperatur (Abweichung abs.) *	Niederschlag Σ	Langjähriger Niederschlag Σ *	Langjähriger Niederschlag Abweichung abs.) *
	[°C]	[°C]	[K]	[mm]	[mm]	[mm]
Januar	0,4	1,0	-0,6	49,2	39,0	10,2
Februar	-0,6	2,2	-2,8	8,4	36,0	-27,6
März	7,5	5,7	1,8	17,2	36,8	-19,6
April	10,1	9,8	0,3	10,2	39,7	-29,5
Mai	15,1	14,2	0,9	73,0	54,7	18,3
Juni	21,3	17,6	3,7	25,2	64,0	-38,8
Juli	20,4	19,0	1,4	20,6	62,1	-41,5
August	22,7	18,2	4,5	24,8	67,8	-43,0
September	14,4	14,8	-0,4	28,8	43,6	-14,8
Oktober	7,1	9,7	-2,6	35,8	42,3	-6,5
November	6,4	5,1	1,3	36,2	50,5	-14,3
Dezember	1,9	2,2	-0,3	22,2	49,3	-27,1
Ø	10,6	10,0	0,6	29,3	48,8	-19,5
Σ	-	-	-	351,6	585,8	-234,2

Tab. A12: Monatsmittelwerte (Temperatur und Niederschlag) der Wetterstation Heidenfahrt des Jahres 2004 im Vergleich zum Vieljährigen Mittel von 1951 bis 1980
Quelle: Agrarmeteorologie Rheinland-Pfalz; * Vieljähriges Mittel: Deutscher Wetterdienst (DWD)

Monatsmittelwerte Heidenfahrt (88 m) 2004						
Monat	Temperatur Ø (2 m)	Langjährige Temperatur Ø (2 m) *	Langjährige Temperatur (Abweichung abs.) *	Niederschlag Σ	Langjähriger Niederschlag Σ *	Langjähriger Niederschlag Abweichung abs.) *
	[°C]	[°C]	[K]	[mm]	[mm]	[mm]
Januar	1,3	1,0	0,3	69,8	39,0	30,8
Februar	3,7	2,2	1,5	16,4	36,0	-19,6
März	5,0	5,7	-0,7	23,6	36,8	-13,2
April	10,8	9,8	1,0	14,4	39,7	-25,3
Mai	13,0	14,2	-1,2	35,8	54,7	-18,9
Juni	17,5	17,6	-0,1	10,4	64,0	-53,6
Juli	18,5	19,0	-0,5	79,8	62,1	17,7
August	19,5	18,2	1,3	84,6	67,8	16,8
September	15,1	14,8	0,3	33,6	43,6	-10,0
Oktober	10,3	9,7	0,6	48,4	42,3	6,1
November	4,9	5,1	-0,2	21,2	50,5	-29,3
Dezember	0,5	2,2	-1,7	20,6	49,3	-28,7
Ø	10,0	10,0	0,0	38,2	48,8	-10,6
Σ	-	-	-	458,6	585,8	-127,2

Tab. A13: Monatsmittelwerte (Temperatur und Niederschlag) der Wetterstation Heidenfahrt des Jahres 2005 im Vergleich zum Vieljährigen Mittel von 1951 bis 1980
Quelle: Agrarmeteorologie Rheinland-Pfalz; * Vieljähriges Mittel: Deutscher Wetterdienst (DWD)

Monatsmittelwerte Heidenfahrt (88 m) 2005						
Monat	Temperatur Ø (2 m)	Langjährige Temperatur Ø (2 m) *	Langjährige Temperatur (Abweichung abs.) *	Niederschlag Σ	Langjähriger Niederschlag Σ *	Langjähriger Niederschlag Abweichung abs.) *
	[°C]	[°C]	[K]	[mm]	[mm]	[mm]
Januar	2,6	1,0	1,6	29,8	39,0	-9,2
Februar	0,2	2,2	-2,0	34,8	36,0	-1,2
März	5,9	5,7	0,2	22,2	36,8	-14,6
April	10,9	9,8	1,1	54,0	39,7	14,3
Mai	14,9	14,2	0,7	67,2	54,7	12,5
Juni	19,3	17,6	1,7	37,2	64,0	-26,8
Juli	20,3	19,0	1,3	49,4	62,1	-12,7
August	17,7	18,2	-0,5	52,8	67,8	-15,0
September	16,5	14,8	1,7	42,4	43,6	-1,2
Oktober	12,0	9,7	2,3	52,0	42,3	9,7
November	6,0	5,1	0,9	36,2	50,5	-14,3
Dezember	2,4	2,2	0,2	34,4	49,3	-14,9
Ø	10,7	10,0	0,7	42,7	48,8	-6,1
Σ	-	-	-	512,4	585,8	-73,4

Tab. A14: Monatsmittelwerte (Temperatur und Niederschlag) der Wetterstation Heidenfahrt des Jahres 2006 im Vergleich zum Vieljährigen Mittel von 1951 bis 1980
Quelle: Agrarmeteorologie Rheinland-Pfalz; * Vieljähriges Mittel: Deutscher Wetterdienst (DWD)

Monatsmittelwerte Heidenfahrt (88 m) 2006						
Monat	Temperatur Ø (2 m)	Langjährige Temperatur Ø (2 m) *	Langjährige Temperatur (Abweichung abs.) *	Niederschlag Σ	Langjähriger Niederschlag Σ *	Langjähriger Niederschlag Abweichung abs.) *
	[°C]	[°C]	[K]	[mm]	[mm]	[mm]
Januar	-0,8	1,0	-1,8	23,0	39,0	-16,0
Februar	2,0	2,2	-0,2	24,4	36,0	-11,6
März	4,3	5,7	-1,4	50,2	36,8	13,4
April	10,3	9,8	0,5	44,8	39,7	5,1
Mai	15,0	14,2	0,8	79,0	54,7	24,3
Juni	18,6	17,6	1,0	21,4	64,0	-42,6
Juli	23,8	19,0	4,8	34,4	62,1	-27,7
August	17,0	18,2	-1,2	118,6	67,8	50,8
September	17,7	14,8	2,9	44,6	43,6	1,0
Oktober	13,2	9,7	3,5	72,0	42,3	29,7
November	8,5	5,1	3,4	23,4	50,5	-27,1
Dezember	5,1	2,2	2,9	21,2	49,3	-28,1
Ø	11,2	10,0	1,2	46,4	48,8	-2,4
Σ	-	-	-	557,0	585,8	-28,8

Tab. A15: Monatsmittelwerte (Temperatur und Niederschlag) der Wetterstation Heidenfahrt des Jahres 2007 im Vergleich zum Vieljährigen Mittel von 1951 bis 1980
Quelle: Agrarmeteorologie Rheinland-Pfalz; * Vieljähriges Mittel: Deutscher Wetterdienst (DWD)

Monatsmittelwerte Heidenfahrt (88 m) 2007						
Monat	Temperatur Ø (2 m)	Langjährige Temperatur Ø (2 m) *	Langjährige Temperatur (Abweichung abs.) *	Niederschlag Σ	Langjähriger Niederschlag Σ *	Langjähriger Niederschlag Abweichung abs.) *
	[°C]	[°C]	[K]	[mm]	[mm]	[mm]
Januar	6,7	1,0	5,7	50,6	39,0	11,6
Februar	6,1	2,2	3,9	68,0	36,0	32,0
März	7,8	5,7	2,1	58,0	36,8	21,2
April	13,5	9,8	3,7	0,2	39,7	-39,5
Mai	16,0	14,2	1,8	76,8	54,7	22,1
Juni	19,0	17,6	1,4	106,4	64,0	42,4
Juli	18,4	19,0	-0,6	113,0	62,1	50,9
August	18,1	18,2	-0,1	40,2	67,8	-27,6
September	13,6	14,8	-1,2	50,0	43,6	6,4
Oktober	9,7	9,7	0,0	12,4	42,3	-29,9
November	5,3	5,1	0,2	59,4	50,5	8,9
Dezember	2,4	2,2	0,2	36,0	49,3	-13,3
Ø	11,4	10,0	1,4	55,9	48,8	7,1
Σ	-	-	-	671,0	585,8	82,5

Tab. A16: Monatsmittelwerte (Temperatur und Niederschlag) der Wetterstation Heidenfahrt des Jahres 2008 im Vergleich zum Vieljährigen Mittel von 1951 bis 1980
 Quelle: Agrarmeteorologie Rheinland-Pfalz; * Vieljähriges Mittel: Deutscher Wetterdienst (DWD)

Monatsmittelwerte Heidenfahrt (88 m) 2008						
Monat	Temperatur Ø (2 m)	Langjährige Temperatur Ø (2 m) *	Langjährige Temperatur (Abweichung abs.) *	Niederschlag Σ	Langjähriger Niederschlag Σ *	Langjähriger Niederschlag Abweichung abs.) *
	[°C]	[°C]	[K]	[mm]	[mm]	[mm]
Januar	4,8	1,0	3,8	35,2	39,0	-3,8
Februar	4,0	2,2	1,8	46,4	36,0	10,4
März	6,3	5,7	0,6	69,8	36,8	33,0
April	9,4	9,8	-0,4	46,8	39,7	7,1
Mai	17,5	14,2	3,3	25,6	54,7	-29,1
Juni	19,0	17,6	1,4	97,6	64,0	33,6
Juli	19,6	19,0	0,6	38,8	62,1	-23,3
August	18,8	18,2	0,6	63,8	67,8	-4,0
September	13,2	14,8	-1,6	55,0	43,6	11,4
Oktober	9,7	9,7	0,0	63,6	42,3	21,3
November	6,5	5,1	1,4	22,6	50,5	-27,9
Dezember	2,2	2,2	0,0	30,6	49,3	-18,7
Ø	10,9	10,0	0,9	49,7	48,8	0,9
Σ	-	-	-	595,8	585,8	10,0

Tab. A17: Tagesmittelwerte im Juni 2005 (Temperatur, Niederschlag, Verdunstung und Wasserbilanz) der Wetterstation Heidenfahrt
Quelle: Agrarmeteorologie Rheinland-Pfalz

Tagesmittelwerte Heidenfahrt (88 m) Juni 2005									
Datum	Temp. Ø (2 m)	Temp. min (2 m)	Temp. max (2 m)	Temp. Ø (20 cm)	Temp. min (20 cm)	Temp. max (20 cm)	Niederschlag Σ	Verdunstung Σ (nach Penman)	Wasserbilanz Σ
	[°C]	[°C]	[°C]	°C]	[°C]	[°C]	[mm]	[mm]	[mm]
01.06.	15,0	7,0	20,9	15,0	6,5	22,8	0,0	4,3	-4,3
02.06.	16,8	6,4	24,8	16,6	5,6	25,8	0,0	4,2	-4,2
03.06.	20,1	10,4	29,8	20,2	9,5	31,7	4,6	5,1	-0,5
04.06.	17,3	13,1	20,9	17,2	12,7	22,2	0,2	4,2	-4,0
05.06.	15,3	10,1	19,1	15,1	9,7	19,5	0,0	3,2	-3,2
06.06.	15,3	11,3	19,5	15,3	10,5	20,6	1,0	3,6	-2,6
07.06.	12,0	8,4	15,8	11,8	6,7	17,2	0,0	3,6	-3,6
08.06.	13,4	4,3	18,4	13,5	2,8	20,2	0,0	3,8	-3,8
09.06.	13,7	4,5	19,6	13,7	3,5	21,5	0,0	4,0	-4,0
10.06.	14,2	4,8	20,5	14,1	3,9	21,9	0,0	3,8	-3,8
11.06.	13,7	10,2	16,1	13,7	9,6	17,3	0,0	2,6	-2,6
12.06.	12,2	4,1	18,9	12,1	2,9	20,2	0,0	3,3	-3,3
13.06.	14,9	4,0	23,7	15,0	3,0	25,9	0,0	4,5	-4,5
14.06.	14,8	7,4	20,5	14,7	6,7	21,5	2,6	2,2	0,4
15.06.	17,9	11,3	26,0	18,0	11,1	26,6	0,0	3,9	-3,9
16.06.	20,0	14,3	26,0	19,7	12,3	26,8	0,0	3,5	-3,5
17.06.	21,9	17,9	26,1	21,7	16,9	26,9	0,2	3,0	-2,8
18.06.	23,5	14,7	28,9	23,7	11,6	32,0	0,0	5,6	-5,6
19.06.	21,3	9,2	30,1	21,2	7,9	32,5	0,0	5,9	-5,9
20.06.	23,6	11,7	33,0	23,7	10,5	35,9	0,0	6,1	-6,1
21.06.	24,8	13,2	33,9	24,3	12,2	35,2	0,0	5,4	-5,4
22.06.	24,0	17,8	29,1	23,8	15,5	30,8	0,0	5,7	-5,7
23.06.	23,4	12,2	31,7	23,7	11,3	34,6	0,0	6,0	-6,0
24.06.	27,5	18,6	38,3	27,0	17,8	37,6	0,0	5,9	-5,9
25.06.	24,9	20,3	34,2	23,7	19,5	32,5	5,8	4,1	1,7
26.06.	24,0	17,6	32,3	23,4	16,9	32,4	0,0	4,6	-4,6
27.06.	25,3	14,3	33,1	24,4	13,7	34,6	0,0	5,8	-5,8
28.06.	25,2	15,7	32,4	25,6	15,0	37,5	0,0	5,7	-5,7
29.06.	21,9	17,9	28,9	22,4	17,7	32,0	22,8	4,1	18,7
30.06.	21,3	16,2	27,2	21,4	16,0	28,2	0,0	4,3	-4,3
Ø	19,3	-	-	19,2	-	-	-	-	-
Σ	-	-	-	-	-	-	37,2	132,0	-94,8

Tab. A18: Tagesmittelwerte im April 2007 (Temperatur, Niederschlag, Verdunstung und Wasserbilanz) der Wetterstation Heidenfahrt
Quelle: Agrarmeteorologie Rheinland-Pfalz

Tagesmittelwerte Heidenfahrt (88 m) April 2007									
Datum	Temp. Ø (2 m)	Temp. min (2 m)	Temp. max (2 m)	Temp. Ø (20 cm)	Temp. min (20 cm)	Temp. max (20 cm)	Niederschlag Σ	Verdunstung Σ (nach Penman)	Wasserbilanz Σ
	[°C]	[°C]	[°C]	°C]	[°C]	[°C]	[mm]	[mm]	[mm]
01.04.	13,8	7,4	19,8	13,5	4,3	21,8	0,0	3,2	-3,2
02.04.	11,6	3,4	19,9	11,2	1,9	22,7	0,0	2,6	-2,6
03.04.	9,5	5,2	15,7	10,0	4,2	18,7	0,0	2,3	-2,3
04.04.	8,1	1,7	13,4	8,5	-0,7	16,7	0,2	2,7	-2,5
05.04.	8,7	-1,8	17,3	8,5	-2,8	20,5	0,0	2,5	-2,5
06.04.	12,1	2,2	20,9	12,1	0,5	23,8	0,0	2,8	-2,8
07.04.	9,3	3,4	14,3	8,9	1,1	16,6	0,0	1,9	-1,9
08.04.	8,6	-1,0	17,7	9,1	-2,0	21,6	0,0	2,5	-2,5
09.04.	11,3	1,2	20,3	11,5	-0,1	23,4	0,0	2,9	-2,9
10.04.	11,5	4,0	17,8	10,9	2,0	19,4	0,0	2,3	-2,3
11.04.	12,2	3,0	20,9	12,4	1,6	24,5	0,0	2,8	-2,8
12.04.	14,5	4,7	24,6	14,4	2,9	26,6	0,0	3,2	-3,2
13.04.	16,7	7,8	26,7	16,4	6,3	29,1	0,0	3,1	-3,1
14.04.	17,8	6,8	29,2	17,6	5,4	31,8	0,0	3,8	-3,8
15.04.	17,2	6,1	28,9	17,0	4,1	32,4	0,0	3,9	-3,9
16.04.	15,6	4,9	27,0	16,1	3,5	31,1	0,0	3,4	-3,4
17.04.	15,1	5,1	23,8	15,4	3,8	27,7	0,0	3,2	-3,2
18.04.	9,7	1,4	14,6	9,9	0,7	17,8	0,0	2,5	-2,5
19.04.	9,8	-0,8	20,4	10,3	-1,5	22,7	0,0	3,1	-3,1
20.04.	12,5	4,1	17,6	13,1	2,4	21,4	0,0	3,6	-3,6
21.04.	9,9	-0,8	19,4	10,8	-1,3	23,3	0,0	3,3	-3,3
22.04.	11,5	0,2	22,7	12,7	-0,2	27,5	0,0	3,4	-3,4
23.04.	15,4	3,5	26,9	16,0	2,2	29,3	0,0	3,7	-3,7
24.04.	19,4	13,7	27,2	19,9	12,6	30,4	0,0	3,5	-3,5
25.04.	19,4	10,8	28,2	19,7	9,4	31,6	0,0	4,3	-4,3
26.04.	18,0	9,2	27,0	18,3	7,1	30,7	0,0	4,3	-4,3
27.04.	17,0	5,9	28,5	17,8	5,0	31,9	0,0	4,0	-4,0
28.04.	17,2	6,8	28,7	18,0	5,7	32,3	0,0	4,0	-4,0
29.04.	17,2	7,5	25,6	17,9	6,7	28,9	0,0	3,9	-3,9
30.04.	15,3	4,2	22,3	16,1	3,1	25,8	0,0	4,7	-4,7
Ø	13,5	-	-	13,8	-	-	-	-	-
Σ	-	-	-	-	-	-	0,2	97,4	-97,2

Rheinpegelstände 2000 bis 2008

PEGEL ÖSTRICH 2000

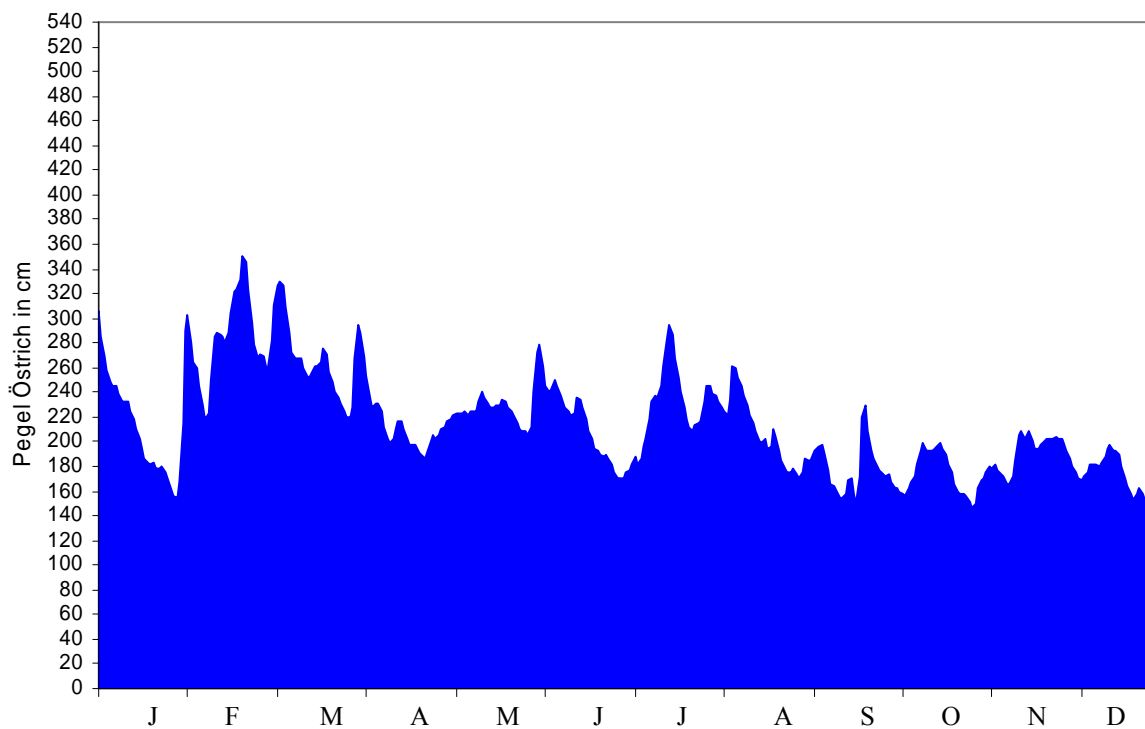


Abb. A1: Rheinpegelstände Östrich 2000

PEGEL ÖSTRICH 2001

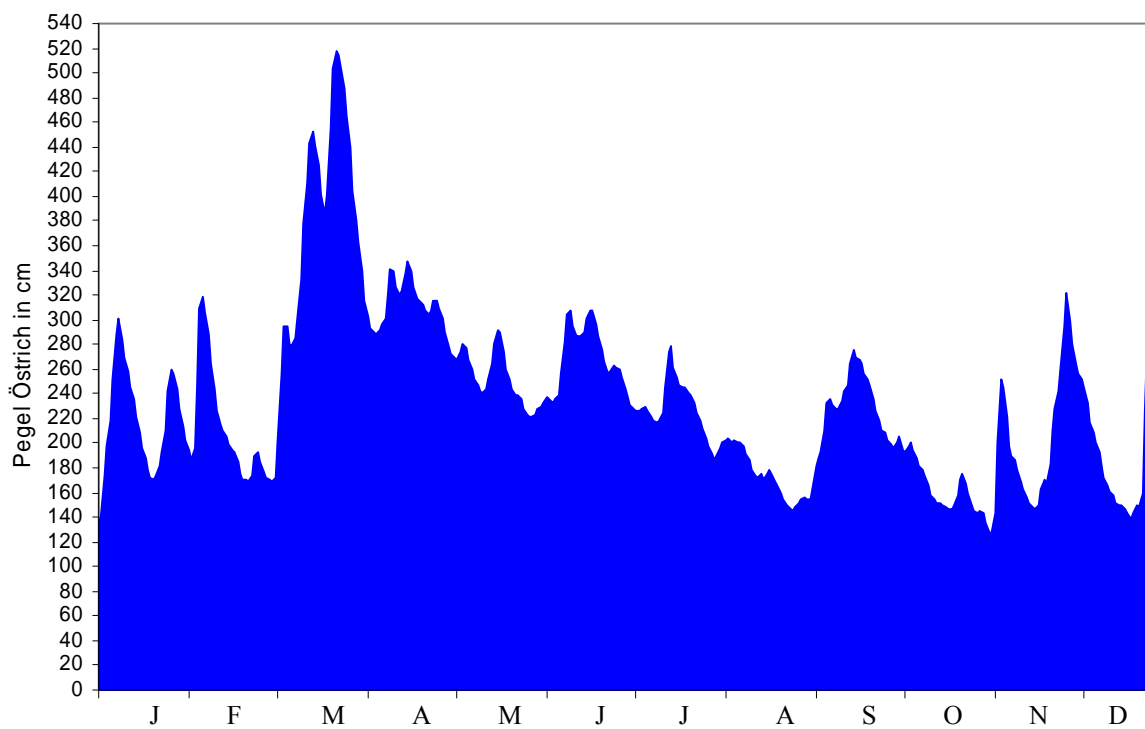


Abb. A2: Rheinpegelstände Östrich 2001

PEGEL ÖSTRICH 2002

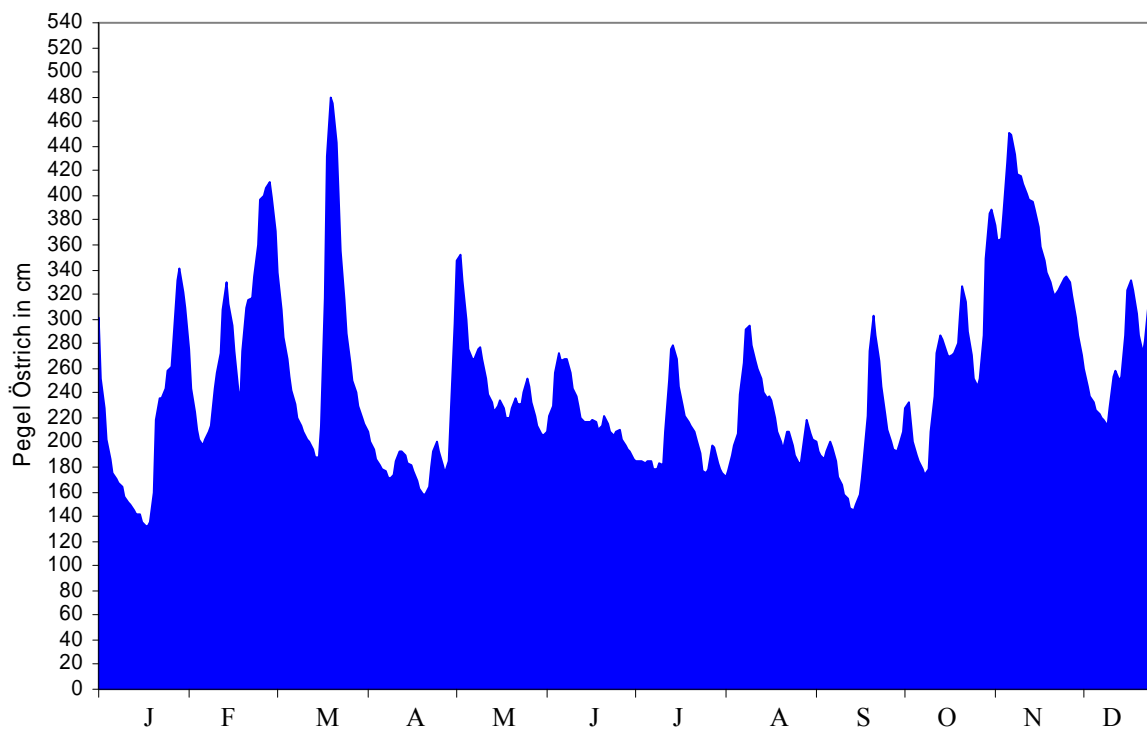


Abb. A3: Rheinpegelstände Östrich 2002

PEGEL ÖSTRICH 2003

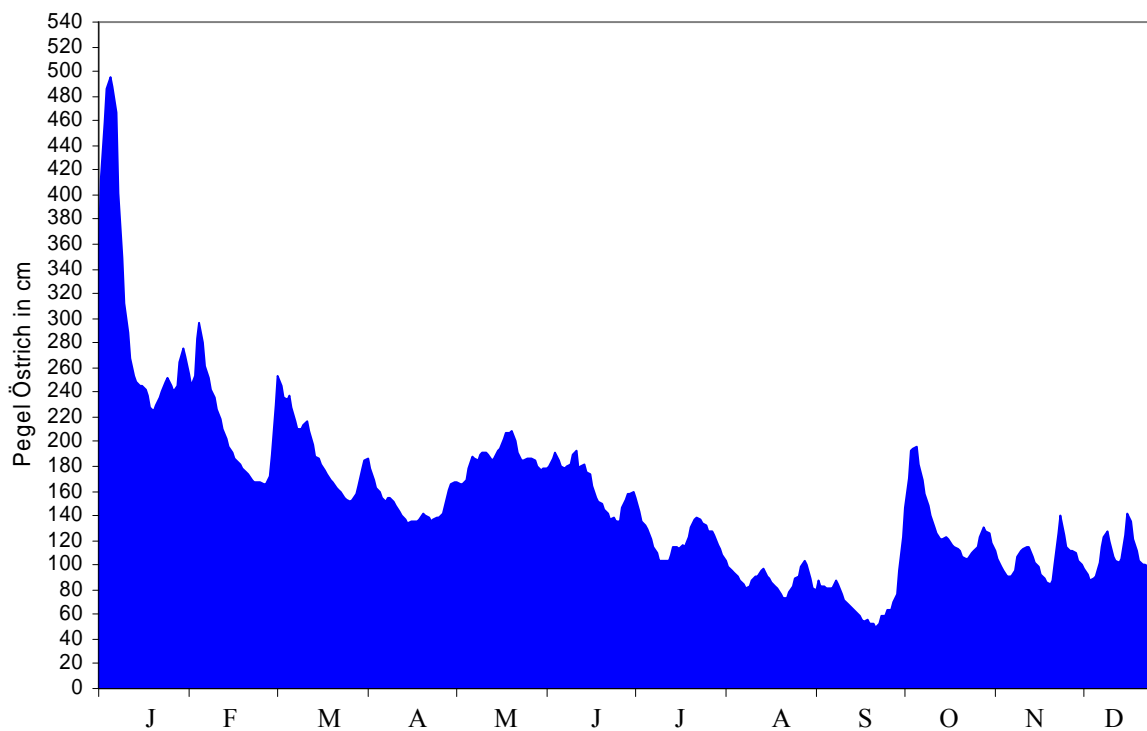


Abb. A4: Rheinpegelstände Östrich 2003

PEGEL ÖSTRICH 2004

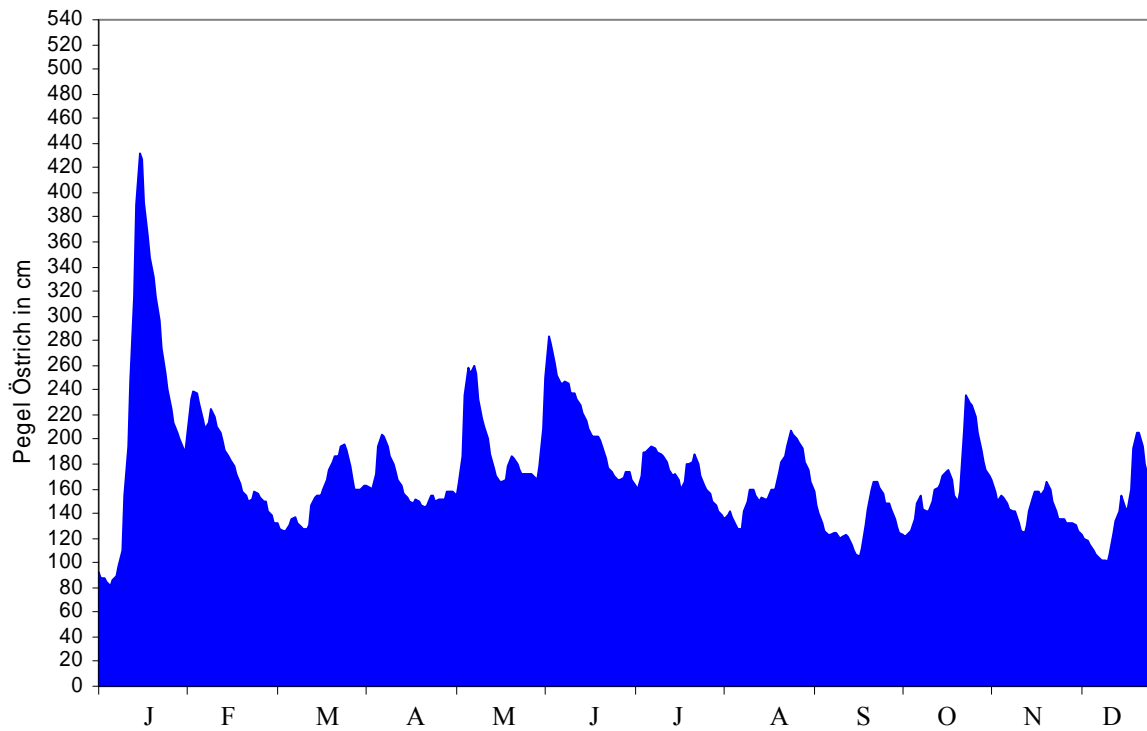


Abb. A5: Rheinpegelstände Östrich 2004

PEGEL ÖSTRICH 2005

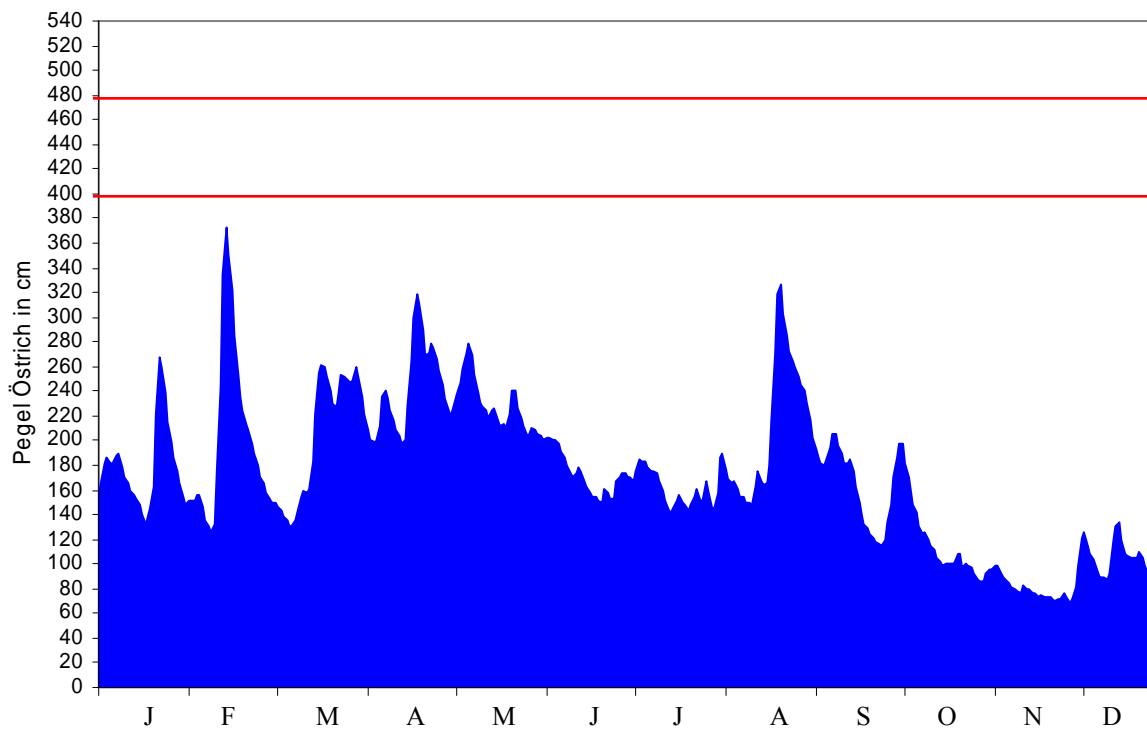


Abb. A6: Rheinpegelstände Östrich 2005
– bei 4,00m Flutung der Senken, bei 4,80m Voll-Flutung der Hartholzauwe NSG Sandlache

PEGEL ÖSTRICH 2006

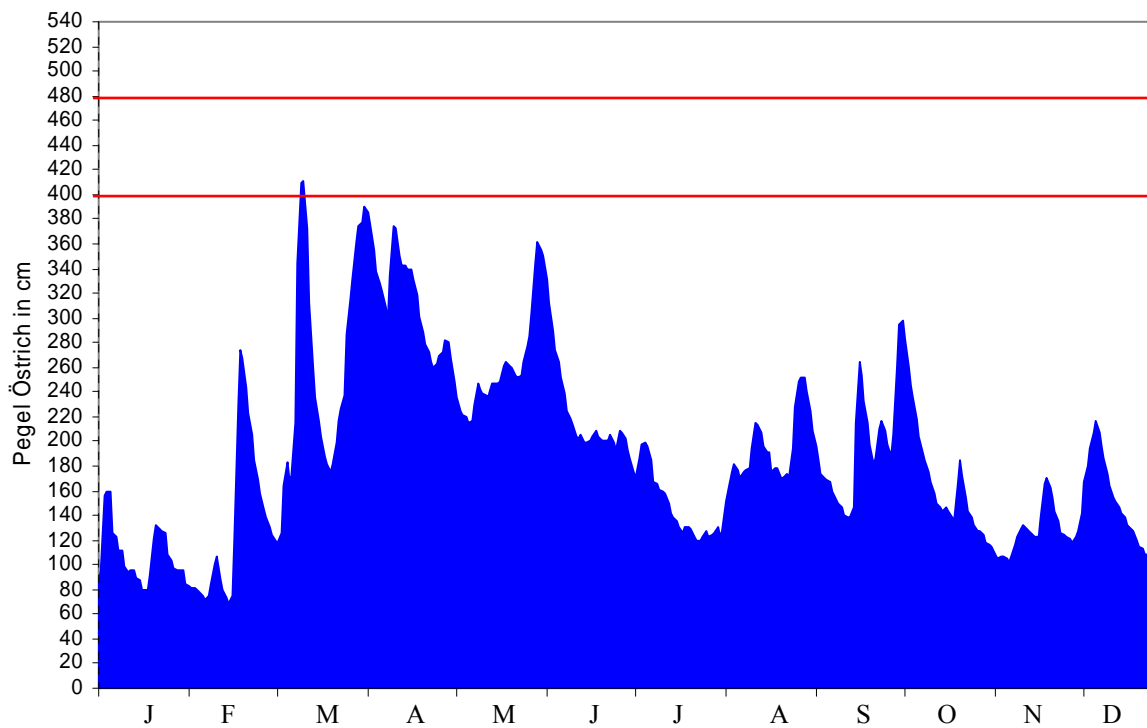


Abb. A7: Rheinpegelstände Östrich 2006
– bei 4,00m Flutung der Senken, bei 4,80m Voll-Flutung der Hartholzau NSG Sandlache

PEGEL ÖSTRICH 2007

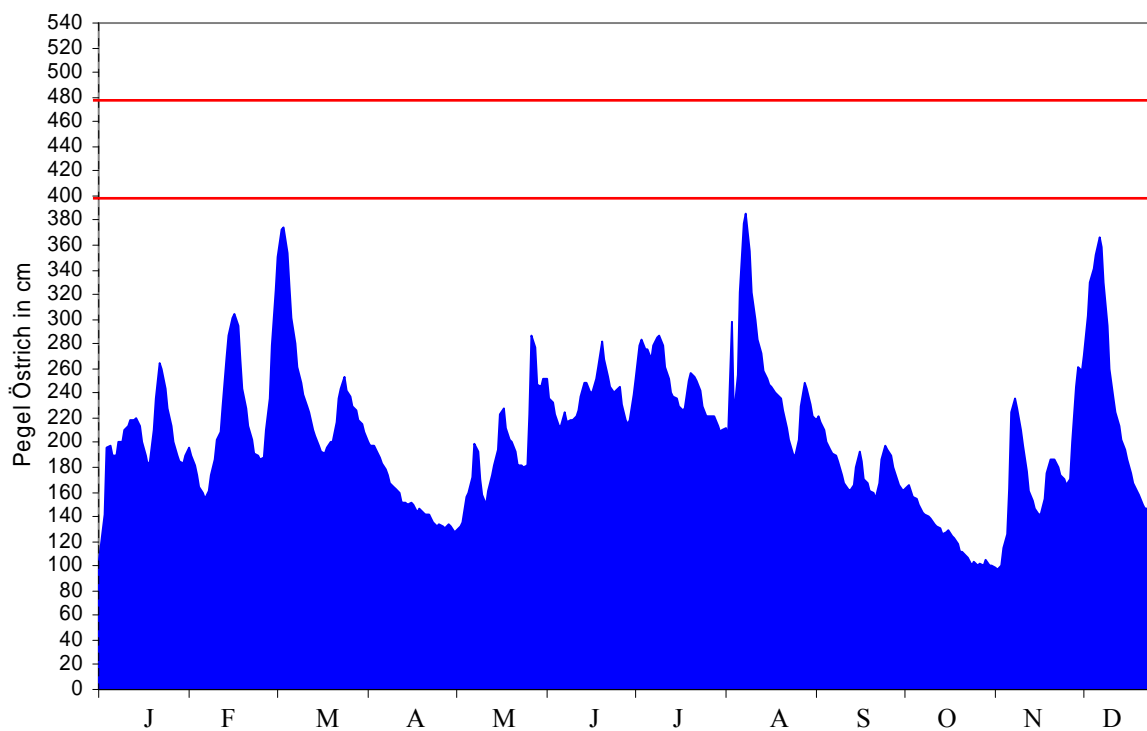


Abb. A8: Rheinpegelstände Östrich 2007
– bei 4,00m Flutung der Senken, bei 4,80m Voll-Flutung der Hartholzau NSG Sandlache

PEGEL ÖSTRICH 2008

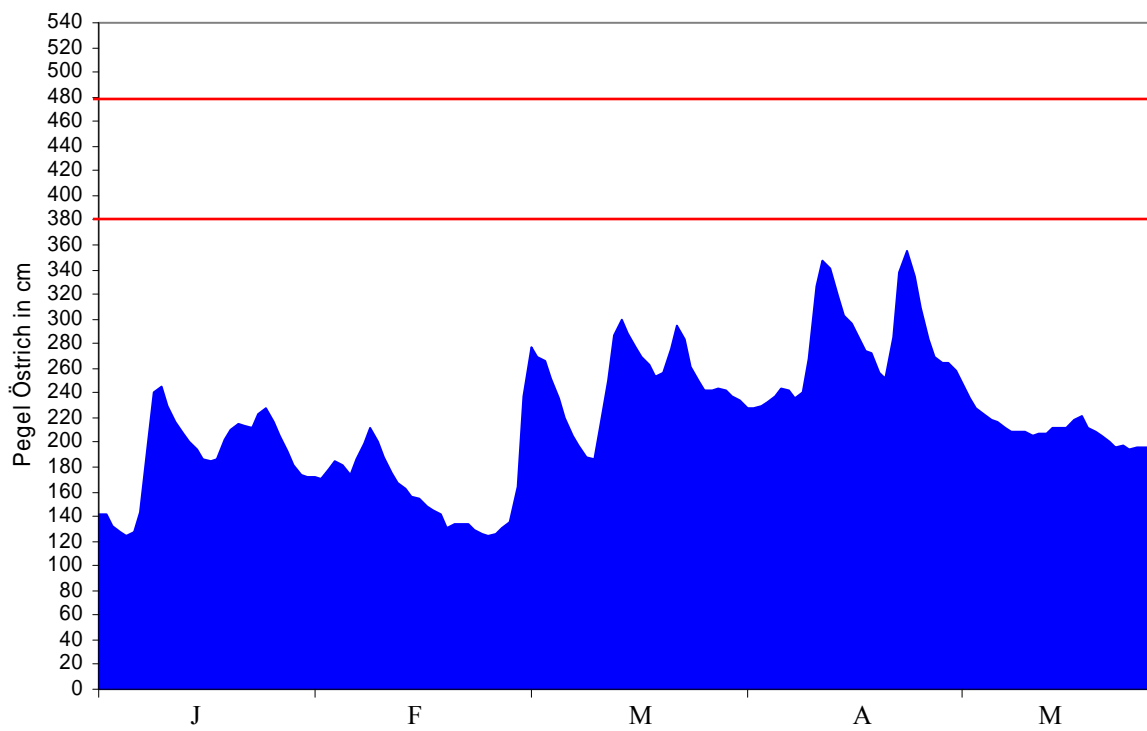


Abb. A9: Rheinpegelstände Östlich 2008

– bei 4,00m Flutung der Senken, bei 4,80m Voll-Flutung der Hartholzau NSG Sandlache

Artenlisten

Tab. A19: Artenliste der Bodenfallenfänge in der Hartholzaue NSG Sandlache mit ökologischer Charakterisierung der Spezies nach Platen et al. (1991, 1999), KREUELS & PLATEN (2005) (Tabelle fortführend)

ökologische Charakterisierung	Art	BF1-BF4		BF5-BF8		BF9-BF12		Σ	
		Anzahl	Anteil %	Anzahl	Anteil %	Anzahl	Anteil %	Anzahl	Anteil %
	Segestriidae								
arb, R H2, H8 8	<i>Segestria senoculata</i>	1	0,10	0	0,00	0	0,00	1	0,03
	Mimetidae								
(x) (w) H8, H9 9	<i>Ero furcata</i>	1	0,10	0	0,00	2	0,17	3	0,10
	Theridiidae								
arb H9 8	<i>Anelosimus vittatus</i>	2	0,21	1	0,13	0	0,00	3	0,10
arb H10 8 s	<i>Dipoena melanogaster</i>	1	0,10	0	0,00	0	0,00	1	0,03
(x)(w) H7 9	<i>Enoplognatha ovata</i>	1	0,10	1	0,13	1	0,08	3	0,10
(x) w H7 8 s	<i>Epsinus angulatus</i>	0	0,00	0	0,00	1	0,08	1	0,03
(x)(w) H3, H5 9c	<i>Euryopsis flavomaculata</i>	2	0,21	1	0,13	0	0,00	3	0,10
eu H3, H4 8	<i>Robertus lividus</i>	9	0,93	5	0,63	9	0,76	23	0,78
	Linyphiidae								
h (w) H3, H5 6	<i>Bathypantes approximatus</i>	2	0,21	4	0,51	1	0,08	7	0,24
eu H3-H5, H7 15 e	<i>Bathypantes gracilis</i>	15	1,56	13	1,65	9	0,76	37	1,26
h w H3, H7 6 s	<i>Bathypantes nigrinus</i>	20	2,07	30	3,80	2	0,17	52	1,77
eu H3, H5, H7 14	<i>Bathypantes parvulus</i>	2	0,21	0	0,00	0	0,00	2	0,07
(x) w, trog H2-H4 8s	<i>Centromerus sellarius</i>	2	0,21	0	0,00	1	0,08	3	0,10
(h) w, arb H3-H6, H8 7	<i>Centromerus sylvaticus</i>	126	13,07	147	18,63	78	6,62	351	11,97
(h) w H3-H5 7 e	<i>Diplostyla concolor</i>	392	40,66	310	39,29	191	16,20	893	30,46
(x) w, arb H3, H5, H10 8 s	<i>Entelecara acuminata</i>	0	0,00	1	0,13	2	0,17	3	0,10
eu H3, H5 15 e	<i>Erigone atra</i>	0	0,00	1	0,13	2	0,17	3	0,10
(h)(w) H3-H6 4 e	<i>Erigonella hiemalis</i>	4	0,41	2	0,25	6	0,51	12	0,41
arb H9 6	<i>Hypomma cornutum</i>	0	0,00	0	0,00	2	0,17	2	0,07
h H5, H7 3	<i>Kaestnaeria dorsalis</i>	1	0,10	0	0,00	0	0,00	1	0,03
trog, syn H2 16 s	<i>Megalephyphantes nebulosus</i>	0	0,00	1	0,13	0	0,00	1	0,03
(x) H1, H3-H7 15 e	<i>Meioneta rurestris</i>	1	0,10	0	0,00	0	0,00	1	0,03
(x) w H3-H6 8	<i>Micrargus herbigradus</i>	7	0,73	5	0,63	15	1,27	27	0,92
(h) w H3-H6 7	<i>Microneta viaria</i>	22	2,28	4	0,51	20	1,70	46	1,57
(x) w H3, H4 8 s	<i>Minyriolus pusillus</i>	0	0,00	1	0,13	0	0,00	1	0,03
arb, R H2, H8 8	<i>Moebelia penicillata</i>	1	0,10	0	0,00	0	0,00	1	0,03
(h) w H3-H5, H7 7	<i>Neriere clathrata</i>	2	0,21	3	0,38	5	0,42	10	0,34
(h) w H3, H7 7	<i>Neriere montana</i>	2	0,21	0	0,00	0	0,00	2	0,07
(x) w H3, H4, H7 8 s	<i>Neriere peltata</i>	1	0,10	1	0,13	0	0,00	2	0,07
(x) H1, H5 15 e	<i>Ostearius melanopygius</i>	0	0,00	1	0,13	0	0,00	1	0,03
(h)(w) H3-H7 7 e	<i>Palliduphantes pallidus</i>	109	11,31	78	9,89	196	16,62	383	13,06
(h) w, arb H3, H9 7 s	<i>Poecilonea variegata</i>	0	0,00	1	0,13	0	0,00	1	0,03
h H6, H7 2	<i>Taranucnus setosus</i>	1	0,10	0	0,00	0	0,00	1	0,03
(x) w, arb H3-H9 8 e	<i>Tenuiphantes flavipes</i>	33	3,42	14	1,77	17	1,44	64	2,18
(x) H1, H3-H5 14 e	<i>Tenuiphantes tenuis</i>	1	0,10	0	0,00	0	0,00	1	0,03
(x) w H3, H4 8	<i>Walckenaeria obtusa</i>	1	0,10	0	0,00	0	0,00	1	0,03
	Tetragnathidae								
(h)(w) H3, H4, H9 7	<i>Metellina segmentata</i>	0	0,00	0	0,00	1	0,08	1	0,03

h H5, H6 4 e	<i>Pachygnatha clercki</i>	1	0,10	0	0,00	1	0,08	2	0,07
eu H1, H5, H6 15 e	<i>Pachygnatha degeeri</i>	0	0,00	0	0,00	2	0,17	2	0,07
h H7 3	<i>Tetragnatha extensa</i>	0	0,00	0	0,00	1	0,08	1	0,03
	Lycosidae								
(h)(w) H3-H6 7 e	<i>Pardosa lugubris</i>	14	1,45	20	2,53	190	16,12	224	7,64
h (w) H3, H5, H6 6 e	<i>Pirata hygrophilus</i>	0	0,00	0	0,00	1	0,08	1	0,03
eu H1, H5, H3-H6 14 e	<i>Trochosa ruricola</i>	1	0,10	0	0,00	3	0,25	4	0,14
h (w) H5, H6 2	<i>Trochosa spinipalpis</i>	0	0,00	0	0,00	1	0,08	1	0,03
(x) (w) H3-H6 8 e	<i>Trochosa terricola</i>	58	6,02	65	8,24	252	21,37	375	12,79
	Agelenidae								
w H3, H4 7	<i>Histopona torpida</i>	0	0,00	0	0,00	2	0,17	2	0,07
	Dictynidae								
x, arb H5, H7, H8 14	<i>Dictyna pusilla</i>	1	0,10	0	0,00	0	0,00	1	0,03
	Clubionidae								
arb, R H2, H8-H10 8	<i>Clubiona brevipes</i>	0	0,00	0	0,00	1	0,08	1	0,03
(x) w H3, H4 8	<i>Clubiona comta</i>	1	0,10	0	0,00	1	0,08	2	0,07
h w H3 6	<i>Clubiona lutescens</i>	1	0,10	0	0,00	0	0,00	1	0,03
arb H8-H10 8	<i>Clubiona pallidula</i>	4	0,41	0	0,00	2	0,17	6	0,20
	Corinnidae								
eu, th H3-H5 14 e	<i>Phrurolithus festivus</i>	0	0,00	0	0,00	3	0,25	3	0,10
	Gnaphosidae								
x H2, H5 14 e	<i>Drassylus pusillus</i>	0	0,00	1	0,13	1	0,08	2	0,07
trog, syn H2, H8 16 s	<i>Scothophaeus scutulatus</i>	0	0,00	0	0,00	3	0,25	3	0,10
x H1 11 s	<i>Trachyzelotes pedestris</i>	0	0,00	1	0,13	1	0,08	2	0,07
x H1, H5 12	<i>Zelotes longipes</i>	1	0,10	0	0,00	0	0,00	1	0,03
	Philodromidae								
arg, R, th H2, H8-H10 8	<i>Philodromus aureolus</i>	4	0,41	0	0,00	2	0,17	6	0,20
	Thomisidae								
(x) w H4, H5 8	<i>Ozyptila praticola</i>	113	11,72	77	9,76	150	12,72	340	11,60
	Salticidae								
arb, R H2, H8 8	<i>Salticus zebraneus</i>	3	0,31	0	0,00	1	0,08	4	0,14
	Σ	964	100,00	789	100,00	1179	100,00	2932	100,00

Tab. A20: Artenliste der Bodenfallenfänge am Waldrand der Hartholzaue NSG Sandlache mit ökologischer Charakterisierung der Spezies nach PLATEN et al. (1991, 1999), KREUELS & PLATEN (2005)

ökologische Charakterisierung	Art	Σ BF13-BF18	
		Anzahl	Anteil %
	Dysderidae		
(x)(w) H2 14	<i>Harpactea rubicunda</i>	1	0,54
	Mimetidae		
(x) (w) H8, H9 9	<i>Ero furcata</i>	1	0,54
	Theridiidae		
(x)(w) H5 12	<i>Enoplognatha thoracica</i>	6	3,26
eu H3, H4 8	<i>Robertus lividus</i>	1	0,54
	Linyphiidae		
h w H3, H7 6 s	<i>Bathyphantes nigrinus</i>	1	0,54
(h) w, arb H3-H6, H8 7	<i>Centromerus sylvaticus</i>	13	7,07
	<i>Dicymbium nigrum</i>	5	2,72
(h) w H3-H5 7 e	<i>Diplostyla concolor</i>	41	22,28
(x) w H3-H6 8	<i>Micrargus herbigradus</i>	1	0,54
(h) w H3-H6 7	<i>Microneta viaria</i>	1	0,54
(h)(w) H3-H7 7 e	<i>Lepthyphantes pallidus</i>	1	0,54
(x) w, arb H3-H9 8 e	<i>Tenuiphantes flavipes</i>	2	1,09
(x) H1, H3-H5 14 e	<i>Tenuiphantes tenuis</i>	3	1,63
	Tetragnathidae		
h H5, H6 4 e	<i>Pachygnatha clercki</i>	3	1,63
eu H1, H5, H6 15 e	<i>Pachygnatha degeeri</i>	4	2,17
	Lycosidae		
(h)(w) H3-H6 7 e	<i>Pardosa lugubris</i>	43	23,37
eu H1, H5, H3-H6 14 e	<i>Trochosa ruricola</i>	32	17,39
(x) (w) H3-H6 8 e	<i>Trochosa terricola</i>	16	8,70
	Liocranidae		
	<i>Scotina celans</i>	1	0,54
	Corinnidae		
eu, th H3-H5 14 e	<i>Phrurolithus festinus</i>	1	0,54
	Gnaphosidae		
x H1, H2, H4, H5 14	<i>Haplodrassus signifer</i>	1	0,54
	Σ	184	100,00

Tab. A21: Artenliste der Schwimmfallenfänge am Waldrand der Hartholzaue NSG Sandlache mit ökologischer Charakterisierung der Spezies nach PLATEN et al. (1991, 1999), KREUELS & PLATEN (2005)

ökologische Charakterisierung	Art	Σ SF1-SF6	
		Anzahl	Anteil %
	Linyphiidae		
(h) w, arb H3-H6, H8 7	<i>Centromerus sylvaticus</i>	2	40,00
(h) H1, H5 15 e	<i>Oedothorax apicatus</i>	1	20,00
	Tetragnathidae		
h H5, H6 4 e	<i>Pachygnatha clercki</i>	1	20,00
	Lycosidae		
eu H1, H5, H3-H6 14 e	<i>Trochosa ruricola</i>	1	20,00
	Σ	5	100,00

Tab. A22: Artenliste der Stammeklektorenfänge in der Hartholzau NSG Sandlache mit ökologischer Charakterisierung der Spezies nach PLATEN et al. (1991, 1999), KREUELS & PLATEN (2005) (Tabelle fortführend)

ökologische Charakterisierung	Art	SE 1		SE 2		SE 3		SE 4		SE 5		SE 6		Σ	
		Anzahl	Anteil (%)	Anzahl	Anteil (%)	Anzahl	Anteil (%)	Anzahl	Anteil (%)	Anzahl	Anteil (%)	Anzahl	Anteil (%)	Anzahl	Anteil (%)
	Pholcidae														
trog, syn H2 16 s	<i>Pholcus opilionoides</i>	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	1	0,21	1	0,02
	Segestriidae														
arb, R H2, H8 8	<i>Segestria senoculata</i>	21	2,62	20	1,84	17	1,28	9	1,17	8	0,77	8	1,71	83	1,51
	Dysderidae														
(x)(w) H2 14	<i>Harpactea rubicunda</i>	1	0,12	0	0,00	1	0,08	0	0,00	0	0,00	0	0,00	2	0,04
	Mimetidae														
(x)(w), th H7, H8 9c s	<i>Ero aphana</i>	0	0,00	0	0,00	5	0,38	2	0,26	1	0,10	0	0,00	8	0,15
h H5 2 s	<i>Ero cambridgei</i>	0	0,00	1	0,09	0	0,00	1	0,13	0	0,00	0	0,00	2	0,04
(x) (w) H8, H9 9	<i>Ero furcata</i>	4	0,50	6	0,55	2	0,15	1	0,13	3	0,29	2	0,43	18	0,33
	Nesticidae														
trog, syn H2 16 s	<i>Nesticus cellulans</i>	0	0,00	0	0,00	0	0,00	1	0,13	4	0,39	0	0,00	5	0,09
	Theridiidae														
(h) w, arb H9 7 s	<i>Achaearanea lunata</i>	0	0,00	2	0,18	1	0,08	1	0,13	0	0,00	2	0,43	6	0,11
syn, arb H2, H9 16	<i>Achaearanea tepidariorum</i>	0	0,00	2	0,18	14	1,05	1	0,13	12	1,16	0	0,00	29	0,53
arb H9 8	<i>Anelesmosinus vittatus</i>	4	0,50	3	0,28	0	0,00	0	0,00	2	0,19	0	0,00	9	0,16
arb H10 8 s	<i>Dipoena melanogaster</i>	0	0,00	3	0,28	1	0,08	0	0,00	2	0,19	3	0,64	9	0,16
keine Angaben	<i>Dipoena prona</i>	0	0,00	0	0,00	0	0,00	1	0,13	0	0,00	0	0,00	1	0,02
(x)(w) H7 9	<i>Enoplognatha ovata</i>	13	1,62	28	2,57	24	1,81	5	0,65	41	3,97	6	1,28	117	2,13
(x)(w) H5 12	<i>Enoplognatha thoracica</i>	1	0,12	1	0,09	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	2	0,04
(x) (w), arb H10 9c s	<i>Kaijia tincta</i>	23	2,87	16	1,47	35	2,64	9	1,17	18	1,74	16	3,43	117	2,13
(x)(w) H7 9c	<i>Neottiura bimaculata</i>	1	0,12	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	1	0,02
(x) w, arb, H10 8 s	<i>Paidiscura pallens</i>	0	0,00	1	0,09	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	1	0,02
eu H3, H4 8	<i>Robertus lividus</i>	0	0,00	1	0,09	1	0,08	0	0,00	0	0,00	0	0,00	2	0,04
syn, arb H2, H8 16	<i>Steodea bipunctata</i>	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	1	0,10	0	0,00	1	0,02
(x) w, arb, th H8 8	<i>Theridion blackwalli</i>	3	0,37	2	0,18	6	0,45	9	1,17	3	0,29	1	0,21	24	0,44
(x) H5, H7 14	<i>Theridion impressum</i>	1	0,12	1	0,09	1	0,08	0	0,00	0	0,00	1	0,21	4	0,07
syn, th H2 16 s	<i>Theridion melanurum</i>	1	0,12	5	0,46	1	0,08	1	0,13	3	0,29	1	0,21	12	0,22
arb, R H2, H8-H10 7 s	<i>Theridion mystaceum</i>	12	1,50	12	1,10	23	1,73	12	1,55	36	3,48	12	2,57	107	1,95
h, arb H7, H9 4 s	<i>Theridion pictum</i>	1	0,12	0	0,00	0	0,00	0	0,00	1	0,10	4	0,86	6	0,11
(x) w, arb H9, H10 8 s	<i>Theridion pinastri</i>	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	1	0,10	0	0,00	1	0,02

(x) w, arb H7, H8, H10 8	<i>Theridion varians</i>	0	0,00	0	0,00	2	0,15	3	0,39	3	0,29	2	0,43	10	0,18
	Linyphiidae														
eu H3-H5, H7 15 e	<i>Bathypantes gracilis</i>	3	0,37	2	0,18	0	0,00	2	0,26	1	0,10	0	0,00	8	0,15
h w H3, H7 6 s	<i>Bathypantes nigrinus</i>	0	0,00	1	0,09	3	0,23	1	0,13	0	0,00	0	0,00	5	0,09
(h) w, arb H3-H6, H8 7	<i>Centromerus sylvaticus</i>	0	0,00	2	0,18	0	0,00	1	0,13	1	0,10	0	0,00	4	0,07
eu H3, H5 14	<i>Dicymbium nigrum</i>	0	0,00	1	0,09	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	1	0,02
(h) w H3-H5 7 e	<i>Diplostyla concolor</i>	1	0,12	7	0,64	2	0,15	3	0,39	0	0,00	1	0,21	14	0,26
(x) w, arb H3, H5, H10 8s	<i>Entelecara acuminata</i>	35	4,36	11	1,01	47	3,54	58	7,51	58	5,61	46	9,85	255	4,64
h H5, H7 3 s	<i>Entelecara eurytopus</i>	0	0,00	0	0,00	0	0,00	4	0,52	0	0,00	0	0,00	4	0,07
eu H3, H5 15 e	<i>Erigone atra</i>	1	0,12	1	0,09	6	0,45	1	0,13	1	0,10	1	0,21	11	0,20
arb H9 6	<i>Hypomma cornutum</i>	4	0,50	1	0,09	7	0,53	5	0,65	4	0,39	3	0,64	24	0,44
h H5, H7 3	<i>Kaestneria dorsalis</i>	1	0,12	0	0,00	2	0,15	1	0,13	0	0,00	0	0,00	4	0,07
arb, R H2, H8, H9 8	<i>Lepthyphantes minutus</i>	96	11,97	68	6,25	29	2,18	22	2,85	10	0,97	3	0,64	228	4,15
(h) w, H3-H5, H7 7	<i>Linyphia hortensis</i>	0	0,00	1	0,09	1	0,08	0	0,00	0	0,00	0	0,00	2	0,04
trog, syn H2 16 s	<i>Megalepthyphantes nebulosus</i>	1	0,12	0	0,00	4	0,30	1	0,13	3	0,29	0	0,00	9	0,16
arb, R H2, H8 7	<i>Meioneta innotabilis</i>	35	4,36	4	0,37	1	0,08	0	0,00	11	1,06	4	0,86	55	1,00
(x) H1, H3-H7 15 e	<i>Meioneta rurestris</i>	1	0,12	0	0,00	0	0,00	2	0,26	0	0,00	0	0,00	3	0,05
(x)(w) H1, H4-H6 8	<i>Meioneta saxatilis</i>	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	3	0,64	3	0,05
(x) w H3-H6 8	<i>Micrargus herbigradus</i>	1	0,12	0	0,00	1	0,08	1	0,13	2	0,19	0	0,00	5	0,09
arb, R H2, H8 8	<i>Moebelia penicillata</i>	2	0,25	25	2,30	12	0,90	3	0,39	18	1,74	6	1,28	66	1,20
(h) w H3-H5, H7 7	<i>Neriere clathrata</i>	3	0,37	6	0,55	1	0,08	0	0,00	1	0,10	0	0,00	11	0,20
(h) w H3, H7 7	<i>Neriere montana</i>	25	3,12	28	2,57	34	2,56	40	5,18	31	3,00	27	5,78	185	3,37
(x) w H3, H4, H7 8 s	<i>Neriere peltata</i>	1	0,12	0	0,00	0	0,00	1	0,13	1	0,10	0	0,00	3	0,05
(x) w, arb H3-H9 8 e	<i>Tenuiphantes flavipes</i>	9	1,12	12	1,10	41	3,09	35	4,53	31	3,00	9	1,93	137	2,50
(x) H1, H3-H5 14 e	<i>Tenuiphantes tenuis</i>	1	0,12	3	0,28	1	0,08	1	0,13	7	0,68	3	0,64	16	0,29
(h) w, arb H8, H9 7	<i>Thyreosthenius parasiticus</i>	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	1	0,10	0	0,00	1	0,02
	Tetragnathidae														
(h) w H3, H4, H9 7	<i>Metellina mendei</i>	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	2	0,43	2	0,04
trog, syn hw H2, H9 16	<i>Metellina merianae</i>	0	0,00	5	0,46	3	0,23	1	0,13	9	0,87	1	0,21	19	0,35
(h)(w) H3, H4, H9 7	<i>Metellina segmentata</i>	0	0,00	2	0,18	1	0,08	1	0,13	2	0,19	0	0,00	6	0,11
h H5, H6 4 e	<i>Pachygnatha clercki</i>	0	0,00	0	0,00	2	0,15	0	0,00	0	0,00	1	0,21	3	0,05
eu H1, H5, H6 15 e	<i>Pachygnatha degeeri</i>	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	2	0,19	2	0,43	4	0,07
h H7 3	<i>Tetragnatha extensa</i>	7	0,87	34	3,13	27	2,03	5	0,65	56	5,42	17	3,64	146	2,66
(h) w H9 7	<i>Tetragnatha nigrita</i>	0	0,00	2	0,18	0	0,00	0	0,00	1	0,10	0	0,00	3	0,05
w, arb H9 8	<i>Tetragnatha obstusa</i>	0	0,00	0	0,00	1	0,08	0	0,00	0	0,00	2	0,43	3	0,05

arb, R H2, H8-H10 8	<i>Clubiona brevipes</i>	4	0,50	0	0,00	3	0,23	1	0,13	7	0,68	7	1,50	22	0,40
(h) w, arb H8, H9 7	<i>Clubiona caerulescens</i>	0	0,00	1	0,09	0	0,00	0	0,00	1	0,10	0	0,00	2	0,04
(x) w H3, H4 8	<i>Clubiona comta</i>	9	1,12	13	1,19	13	0,98	12	1,55	20	1,94	5	1,07	72	1,31
arb, R H2, H8-H10 8	<i>Clubiona corticalis</i>	6	0,75	15	1,38	6	0,45	6	0,78	10	0,97	14	3,00	57	1,04
x H1, H5 12	<i>Clubiona frutetorum</i>	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	1	0,10	0	0,00	1	0,02
h w H3 6	<i>Clubiona lutescens</i>	0	0,00	2	0,18	1	0,08	0	0,00	2	0,19	0	0,00	5	0,09
keine Angaben	<i>Clubiona genevensis</i>	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	1	0,10	0	0,00	1	0,02
arb H8-H10 8	<i>Clubiona pallidula</i>	62	7,73	340	31,25	279	21,01	161	20,85	183	17,72	52	11,13	1077	19,62
h H5, H7 3	<i>Clubiona phragmitis</i>	0	0,00	0	0,00	0	0,00	1	0,13	0	0,00	0	0,00	1	0,02
(x)(w) H3-H5 8	<i>Clubiona terrestris</i>	0	0,00	1	0,09	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	1	0,02
	Corinnidae														
arb, R H2, H8 ?	<i>Cetonana laticeps</i>	30	3,74	41	3,77	106	7,98	33	4,27	21	2,03	21	4,50	252	4,59
eu, th H3-H5 14 e	<i>Phiurolithus festivus</i>	1	0,12	0	0,00	7	0,53	0	0,00	3	0,29	3	0,64	14	0,26
	Gnaphosidae														
arb, R H2, H8 8	<i>Micaria subopaga</i>	0	0,00	1	0,09	0	0,00	0	0,00	1	0,10	0	0,00	2	0,04
arb, syn H2, H8 8	<i>Scotophaeus quadripunctatus</i>	0	0,00	0	0,00	1	0,08	0	0,00	0	0,00	0	0,00	1	0,02
trog, syn H2, H8 16 s	<i>Scotophaeus scutulatus</i>	8	1,00	11	1,01	43	3,24	11	1,42	2	0,19	2	0,43	77	1,40
	Philodromidae														
arb, R, th H2, H8-H10 8	<i>Philodromus aureolus</i>	33	4,11	40	3,68	86	6,48	50	6,48	85	8,23	31	6,64	325	5,92
	Thomisidae														
arb, H9, H10 8	<i>Diaea dorsata</i>	0	0,00	1	0,09	0	0,00	0	0,00	2	0,19	0	0,00	3	0,05
eu, Blüt H7 5	<i>Misumena vatia</i>	0	0,00	0	0,00	1	0,08	0	0,00	0	0,00	1	0,21	2	0,04
arb, H9 9b	<i>Misumenops tricuspidatus</i>	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	1	0,21	1	0,02
(x) w H4, H5 8	<i>Ozyptila praticola</i>	56	6,98	48	4,41	138	10,39	15	1,94	27	2,61	28	6,00	312	5,68
arb, H9, H10 9c	<i>Pistius truncatus</i>	0	0,00	1	0,09	1	0,08	0	0,00	0	0,00	0	0,00	2	0,04
(h) w, arb H8, H9 7	<i>Xysticus lanio</i>	1	0,12	2	0,18	0	0,00	2	0,26	0	0,00	0	0,00	5	0,09
	Salticidae														
arb, H8, H9 9c s	<i>Ballus chalybeius</i>	0	0,00	1	0,09	0	0,00	0	0,00	3	0,29	0	0,00	4	0,07
arb, R H2, H8, H9 8 s	<i>Euophrys erratica</i>	0	0,00	0	0,00	3	0,23	0	0,00	3	0,29	0	0,00	6	0,11
(x)(w) H1, H3-H6 8 e	<i>Euophrys frontalis</i>	0	0,00	0	0,00	2	0,15	1	0,13	0	0,00	0	0,00	3	0,05
x H5, H7 12	<i>Evarcha falcata</i>	0	0,00	7	0,64	3	0,23	0	0,00	0	0,00	0	0,00	10	0,18
arb, R H2, H8 8	<i>Marpissa muscosa</i>	0	0,00	1	0,09	1	0,08	0	0,00	0	0,00	0	0,00	2	0,04
eu, myrm H2, H5, H6 ?	<i>Mymarachne formicaria</i>	0	0,00	0	0,00	2	0,15	0	0,00	0	0,00	0	0,00	2	0,04
(h) w, arb H3-H8 7	<i>Neon reticulatus</i>	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	1	0,10	0	0,00	1	0,02
keine Angaben	<i>Pseudicius encarpatus</i>	1	0,12	2	0,18	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	3	0,05

syn, th H1, H2 16	<i>Salticus scenicus</i>	0	0,00	1	0,09	0	0,00	2	0,26	0	0,00	1	0,21	4	0,07
arb, R H2, H8 8	<i>Salticus zabranus</i>	5	0,62	14	1,29	15	1,13	1	0,13	20	1,94	3	0,64	58	1,06
	Σ	802	100,00	1088	100,00	1328	100,00	772	100,00	1033	100,00	467	100,00	5490	100,00

Tab. A23: Artenliste der Bodenfallenfänge im Polder Ingelheim mit ökologischer Charakterisierung der Spezies nach PLATEN et al. (1991, 1999), KREUELS & PLATEN (2005) (Tabelle fortführend)

ökologische Charakterisierung	Art	P1-3		P4-6		P7-9		P10-12		P13-15		P16-18		Σ	
		An-zahl	Anteil (%)	An-zahl	Anteil (%)	An-zahl	Anteil (%)	An-zahl	Anteil (%)	An-zahl	Anteil (%)	An-zahl	Anteil (%)	An-zahl	Anteil (%)
	Theridiidae														
(x) (w) H4 9c s	<i>Pholcomma gibbum</i>	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	1	0,14	0	0,00	1	0,03
eu H3, H4 8	<i>Robertus lividus</i>	14	1,97	5	0,99	8	1,28	25	3,50	20	2,79	7	2,19	79	2,20
	Linyphiidae														
eu H3-H5, H7 15 e	<i>Bathyphantes gracilis</i>	3	0,42	3	0,59	3	0,48	6	0,84	8	1,11	13	4,08	36	1,00
h w H3, H7 6 s	<i>Bathyphantes nigrinus</i>	2	0,28	1	0,20	1	0,16	4	0,56	2	0,28	2	0,63	12	0,33
eu H3, H5, H7 14	<i>Bathyphantes parvulus</i>	1	0,14	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	1	0,03
eu H3-H5 14	<i>Centromerita bicolor</i>	4	0,56	2	0,40	7	1,12	5	0,70	1	0,14	0	0,00	19	0,53
(h) w, arb H3-H6, H8 7	<i>Centromerus sylvaticus</i>	7	0,98	1	0,20	1	0,16	7	0,98	1	0,14	0	0,00	17	0,47
(h) w H3-H5 7 e	<i>Diplostyla concolor</i>	10	1,41	15	2,97	4	0,64	14	1,96	16	2,23	5	1,57	64	1,78
eu H3, H5 15 e	<i>Erigone atra</i>	19	2,67	20	3,96	15	2,39	15	2,10	13	1,81	16	5,02	98	2,73
eu H3, H5 15 e	<i>Erigone dentipalpis</i>	26	3,66	30	5,94	32	5,10	25	3,50	24	3,34	13	4,08	150	4,17
h H5 1	<i>Gnathonarium dentatum</i>	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	1	0,14	0	0,00	1	0,03
(x) (w) H3-H6 8	<i>Gongilidium latebricola</i>	1	0,14	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	1	0,03
(x) H1, H3-H7 15 e	<i>Meioneta rurestris</i>	2	0,28	6	1,19	17	2,71	14	1,96	46	6,41	31	9,72	116	3,23
(h) H1, H5 15 e	<i>Oedothorax apicatus</i>	175	24,61	23	4,55	79	12,60	162	22,69	400	55,71	123	38,56	962	26,77
(x) H1, H5 15 e	<i>Ostearius melanopygius</i>	0	0,00	3	0,59	1	0,16	2	0,28	9	1,25	4	1,25	19	0,53
h H5 3 s	<i>Prinerigone vagans</i>	13	1,83	3	0,59	1	0,16	10	1,40	12	1,67	20	6,27	59	1,64
(x) H1, H3-H5 14 e	<i>Tenuiphantes tenuis</i>	3	0,42	4	0,79	7	1,12	23	3,22	12	1,67	9	2,82	58	1,61
h H5, H6 2	<i>Walckenaeria vigilax</i>	0	0,00	0	0,00	0	0,00	1	0,14	0	0,00	0	0,00	1	0,03
	Tetragnathidae														
h H5, H6 4 e	<i>Pachygnatha clercki</i>	39	5,49	11	2,18	24	3,83	40	5,60	16	2,23	2	0,63	132	3,67
eu H1, H5, H6 15 e	<i>Paqchygnatha degeeri</i>	11	1,55	16	3,17	18	2,87	26	3,64	12	1,67	1	0,31	84	2,34
	Lycosidae														
h H2, H4 4	<i>Arctosa leopardus</i>	0	0,00	3	0,59	0	0,00	0	0,00	1	0,14	5	1,57	9	0,25

(x) H1, H5 15	<i>Pardosa agrestis</i>	219	30,80	85	16,83	278	44,34	188	26,33	101	14,07	50	15,67	921	25,63
x H5 12 s	<i>Pardosa agricola</i>	0	0,00	0	0,00	6	0,96	0	0,00	0	0,00	0	0,00	6	0,17
eu H5 4 e	<i>Pardosa prativaga</i>	0	0,00	2	0,40	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	2	0,06
eu H1, H5, H3-H6 14 e	<i>Trochosa ruricola</i>	62	8,72	146	28,91	61	9,73	93	13,03	11	1,53	13	4,08	386	10,74
(x) (w) H3-H6 8 e	<i>Trochosa terricola</i>	0	0,00	2	0,40	0	0,00	2	0,28	0	0,00	0	0,00	4	0,11
x H1, H5 12	<i>Xerolycosa miniata</i>	69	9,70	68	13,47	30	4,78	31	4,34	5	0,70	1	0,31	204	5,68
	Pisauridae														
eu H5, H7 14 e	<i>Pisaura mirabilis</i>	2	0,28	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	2	0,06
	Corinnidae														
eu, th H3-H5 14 e	<i>Phrurolithes festivus</i>	3	0,42	2	0,40	2	0,32	3	0,42	1	0,14	0	0,00	11	0,31
	Gnaphosidae														
(h) H2, H5, H6 4	<i>Drassylus lutetianus</i>	0	0,00	1	0,20	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	1	0,03
x H2, H5 14 e	<i>Drassylus pusillus</i>	2	0,28	2	0,40	1	0,16	7	0,98	0	0,00	0	0,00	12	0,33
x H1, H2, H4, H5 14	<i>Haplodrassus signifer</i>	0	0,00	0	0,00	2	0,32	0	0,00	0	0,00	0	0,00	2	0,06
x H1, H5 12	<i>Micaria pulicaria</i>	2	0,28	3	0,59	0	0,00	1	0,14	0	0,00	0	0,00	6	0,17
x H1 11 s	<i>Trachyzelotes pedestris</i>	7	0,98	1	0,20	1	0,16	0	0,00	1	0,14	0	0,00	10	0,28
x H1, H5 12	<i>Zelotes longipes</i>	2	0,28	26	5,15	13	2,07	3	0,42	2	0,28	1	0,31	47	1,31
	Zoridae														
keine Angaben	<i>Zora armillata</i>	1	0,14	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	1	0,03
	Philodromidae														
(x) H5, H7 14	<i>Tibellus oblongus</i>	1	0,14	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	1	0,03
	Thomisidae														
(x) w H4, H5 8	<i>Ozyptila praticola</i>	0	0,00	0	0,00	1	0,16	0	0,00	0	0,00	0	0,00	1	0,03
h H5 3 s	<i>Ozyptila simplex</i>	2	0,28	4	0,79	9	1,44	5	0,70	1	0,14	1	0,31	22	0,61
x H1, H5 12 s	<i>Xysticus acerbus</i>	0	0,00	1	0,20	0	0,00	0	0,00	0	0,00	1	0,31	2	0,06
(x) H1, H5 14 e	<i>Xysticus cristatus</i>	2	0,28	0	0,00	1	0,16	0	0,00	1	0,14	0	0,00	4	0,11
(x) H1, H5 12	<i>Xysticus kochi</i>	3	0,42	15	2,97	0	0,00	1	0,14	0	0,00	1	0,31	20	0,56
x H1, H5 12 s	<i>Xysticus robustus</i>	0	0,00	0	0,00	0	0,00	1	0,14	0	0,00	0	0,00	1	0,03
	Salticidae														
(x) (w) H1, H3-H6 8 e	<i>Euophrys frontalis</i>	0	0,00	0	0,00	1	0,16	0	0,00	0	0,00	0	0,00	1	0,03
x H5, H7 12	<i>Evarcha falcata</i>	0	0,00	0	0,00	1	0,16	0	0,00	0	0,00	0	0,00	1	0,03
eu, myrm H2, H5, H6 ?	<i>Myrmarachne formicaria</i>	0	0,00	0	0,00	1	0,16	0	0,00	0	0,00	0	0,00	1	0,03
x H1, H5, H7 12	<i>Phlegra fasciata</i>	4	0,56	1	0,20	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	5	0,14
(x) H1, H5, H7 12	<i>Talavera aequipes</i>	0	0,00	0	0,00	1	0,16	0	0,00	0	0,00	0	0,00	1	0,03
	Σ	711	100,00	505	100,00	627	100,00	714	100,00	718	100,00	319	100,00	3594	100,00

Tab. A24: Artenliste der Fänge mit dem Vakuumsauger im Polder Ingelheim mit ökologischer Charakterisierung der Spezies nach PLATEN et al. (1991, 1999), KREUELS & PLATEN (2005)

ökologische Charakterisierung	Art	VS 1		VS 2		VS 3		VS 4		VS 5		Σ	
		Anzahl	Anteil (%)	Anzahl	Anteil (%)	Anzahl	Anteil (%)	Anzahl	Anteil (%)	Anzahl	Anteil (%)	Anzahl	Anteil (%)
	Theridiidae												
eu H3, H4 8	<i>Robertus lividus</i>		0,00		0,00	1	9,09		0,00		0,00	1	1,27
	Linyphiidae												
eu H3-H5, H7 15 e	<i>Bathyphantes gracilis</i>	1	5,88		0,00		0,00		0,00	1	8,33	2	2,53
eu H3-H5 14	<i>Centromerita bicolor</i>	1	5,88	1	5,00	1	9,09		0,00		0,00	3	3,80
(h) w H3-H5 7 e	<i>Diplostyla concolor</i>	1	5,88		0,00		0,00	1	5,26		0,00	2	2,53
eu H3, H5 15 e	<i>Erigone atra</i>	1	5,88		0,00		0,00	2	10,53		0,00	3	3,80
eu H3, H5 15 e	<i>Erigone dentipalpis</i>	1	5,88	2	10,00	3	27,27	1	5,26		0,00	6	7,59
(h) w H8-H10 7	<i>Frontinellina frutetorum</i>		0,00		0,00	1	9,09		0,00		0,00	1	1,27
(x) H1, H3-H7 15 e	<i>Meioneta ruretris</i>	1	5,88		0,00		0,00		0,00		0,00	1	1,27
(h) H1, H5 15 e	<i>Oedothorax apicatus</i>	3	17,65	4	20,00		0,00	7	36,84	10	83,33	25	31,65
(x) H1, H5 15 e	<i>Ostearius melanopygius</i>		0,00	1	5,00		0,00		0,00		0,00	1	1,27
(x) H1, H3-H5 14 e	<i>Tenuiphantes tenuis</i>		0,00	2	10,00		0,00		0,00		0,00	2	2,53
	Tetragnathidae												
h H5, H6 4 e	<i>Pachygnatha clercki</i>	1	5,88		0,00		0,00		0,00		0,00	2	2,53
eu H1, H5, H6 15 e	<i>Pachygnatha degeeri</i>		0,00	1	5,00	1	9,09	1	5,26		0,00	3	3,80
	Lycosidae												
(x) H1, H5 15	<i>Pardosa agrestis</i>	5	29,41	4	20,00	2	18,18	5	26,32	1	8,33	15	18,99
eu H1, H5, H3-H6 14 e	<i>Trochosa ruricola</i>	1	5,88		0,00		0,00		0,00		0,00	2	2,53
x H1, H5 12	<i>Xerolycosa minniata</i>	1	5,88	3	15,00		0,00		0,00		0,00	4	5,06
	Thomisidae												
h H5 3 s	<i>Ozyptila simplex</i>		0,00		0,00	1	9,09	2	10,53		0,00	3	3,80
(x) H1, H5 12	<i>Xysticus kochi</i>		0,00	2	10,00	1	9,09		0,00		0,00	3	3,80
	Σ	17	100,00	20	100,00	11	100,00	19	100,00	12	100,00	79	100,00

Tab. A25: Artenliste der Bodenfallenfänge der AG Prof. Dr. Seitz aus der Fulderaue Ost von 2000 bis 2005 mit ökologischer Charakterisierung nach PLATEN et al. (1991,1999), KREUELS & PLATEN 2005

ökologische Charakterisierung	Art	Anzahl	Anteil (%)
	Theridiidae		
eu H3, H4 8	<i>Robertus lividus</i>	13	1,23
h H6 2 s	<i>Theonoe minutissima</i>	1	0,09
	Linyphiidae		
eu H3-H5, H7 15 e	<i>Bathypantes gracilis</i>	2	0,19
h w H3, H7 6 s	<i>Bathypantes nigrinus</i>	12	1,13
(h) w, arb H3-H6, H8 7	<i>Centromerus sylvaticus</i>	7	0,66
(x) H5 14	<i>Diplocephalus cristatus</i>	13	1,23
(x) w H3, H4 8	<i>Diplocephalus picinus</i>	7	0,66
(h) w H3-H5 7 e	<i>Diplostyla concolor</i>	666	62,95
eu H3, H5 15 e	<i>Erigone atra</i>	4	0,38
(h) w H3, H7 7	<i>Neriene montana</i>	1	0,09
(h) (w) H3-H7 7 e	<i>Palliduphantes pallidus</i>	6	0,57
(x) H1, H3-H5 14 e	<i>Tenuiphantes tenuis</i>	103	9,74
(h) w, arb H8, H9 7	<i>Thyreostenius parasiticus</i>	1	0,09
	Tetragnathidae		
(h) w H3, H4, H9 7	<i>Metellina menzei</i>	1	0,09
h H7 3	<i>Tetragnatha extensa</i>	1	0,09
(h) w H9 7	<i>Tetragnatha nigrata</i>	4	0,38
	Araneidae		
(x)(w) H9 9c	<i>Larinioides patagiatus</i>	1	0,09
	Lycosidae		
eu H5, H7 4 e	<i>Pardosa amentata</i>	1	0,09
(h) w H3-H6 7 e	<i>Pardosa lugubris</i>	2	0,19
eu H1, H5, H3-H6 14 e	<i>Trochosa ruricola</i>	5	0,47
	Agelenidae		
trog, syn H2 16	<i>Tegenaria domestica</i>	4	0,38
w H2 7	<i>Tegenaria ferruginea</i>	6	0,57
	Clubionidae		
h H5, H7 3	<i>Clubiona phragmitis</i>	7	0,66
	Corinnidae		
eu, th H3-H5 14 e	<i>Phrurolithus festivus</i>	1	0,09
	Gnaphosidae		
x H1 11 s	<i>Trachyzelotes pedestris</i>	1	0,09
	Thomisidae		
(x) w H3, H4 8	<i>Ozyptila praticola</i>	188	17,77
	Σ	1053	100

Tab. A26: Artenliste der Bodenfallenfänge der AG Prof. Dr. Seitz aus der Fulderaue West von 2000 bis 2005 mit ökologischer Charakterisierung nach PLATEN et al. (1991,1999), KREUELS & PLATEN 2005

ökologische Charakterisierung	Art	Anzahl	Anteil (%)
	Theridiidae		
eu H3, H4 8	<i>Robertus lividus</i>	3	0,38
	Linyphiidae		
h H5 4	<i>Allomengea vidua</i>	1	0,13
eu H3-H5, H7 15 e	<i>Bathyphantes gracilis</i>	3	0,38
h w H3, H7 6 s	<i>Bathyphantes nigrinus</i>	2	0,26
(h) w, arb H3-H6, H8 7	<i>Centromerus sylvaticus</i>	3	0,38
(x) H5 14	<i>Diplocephalus cristatus</i>	20	2,55
(x) w H3, H4 8	<i>Diplocephalus picinus</i>	16	2,04
(h) w H3-H5 7 e	<i>Diplostyla concolor</i>	363	46,36
eu H3, H5 15 e	<i>Erigone atra</i>	63	8,05
eu H3, H5 15 e	<i>Erigone dentipalpis</i>	1	0,13
keine Angaben	<i>Evansia merens</i>	2	0,26
(x) w H3-H6 8	<i>Micrargus herbigradus</i>	1	0,13
(h) H1, H5 15 e	<i>Oedothorax apicatus</i>	3	0,38
(h) H3, H5, H6 4 e	<i>Oedothorax retusus</i>	83	10,60
(x) H1, H3-H5 14 e	<i>Tenuiphantes tenuis</i>	22	2,81
(h) w, arb H8, H9 7	<i>Thyreostenius parasiticus</i>	2	0,26
	Tetragnathidae		
h H5, H6 4 e	<i>Pachygnatha clercki</i>	35	4,47
(h) w H9 7	<i>Tetragnatha nigrata</i>	3	0,38
	Lycosidae		
eu H5, H7 4 e	<i>Pardosa amentata</i>	5	0,64
(h) w H3-H6 7 e	<i>Pardosa lugubris</i>	9	1,15
(h) w H3, H5, H6 6 e	<i>Pirata hygrophilus</i>	50	6,39
h H5, H6 2	<i>Pirata piraticus</i>	41	5,24
eu H1, H5, H3-H6 14 e	<i>Trochosa ruricola</i>	19	2,43
	Anyphaenidae		
arb, H8-H10 7	<i>Anyphaena accentuata</i>	2	0,26
	Clubionidae		
h w H3 6	<i>Clubiona lutescens</i>	7	0,89
h H5, H7 3	<i>Clubiona phragmitis</i>	2	0,26
	Corinnidae		
eu, th H3-H5 14 e	<i>Phrurolithus festivus</i>	5	0,64
	Gnaphosidae		
(x) H5 10	<i>Zelotes latreillei</i>	1	0,13
	Thomisidae		
(x) w H3, H4 8	<i>Ozyptila praticola</i>	16	2,04
	Σ	783	100

Tab. A27: Artenliste der Bodenfallenfänge der AG Prof. Dr. Seitz aus der Winkelerau von 2000 bis 2005 mit ökologischer Charakterisierung nach PLATEN et al. (1991,1999), KREUELS & PLATEN 2005

ökologische Charakterisierung	Art	Anzahl	Anteil (%)
	Theridiidae		
eu H3, H4 8	<i>Robertus lividus</i>	4	0,38
	Linyphiidae		
h w H3, H7 6 s	<i>Bathyphantes nigrinus</i>	21	2,01
(x) H5 14	<i>Diplocephalus cristatus</i>	35	3,36
(x) w H3, H4 8	<i>Diplocephalus picinus</i>	11	1,05
(h) w H3-H5 7 e	<i>Diplostyla concolor</i>	538	51,58
h H5-H7 3 s	<i>Entelecara eurythropus</i>	3	0,29
eu H3, H5 15 e	<i>Erigone atra</i>	45	4,31
eu H3, H5 15 e	<i>Erigone dentipalpis</i>	5	0,48
(h) w H3, H7 7	<i>Neriere montana</i>	1	0,10
(h) H3, H5, H6 4 e	<i>Oedothorax retusus</i>	29	2,78
(x) H1, H5 15 e	<i>Ostearius melanopygius</i>	1	0,10
(h) w H3 7 s	<i>Saloca diceros</i>	1	0,10
(x) H1, H3-H5 14 e	<i>Tenuiphantes tenuis</i>	87	8,34
(h) w, arb H8, H9 7	<i>Thyrostenius parasiticus</i>	4	0,38
x H1, H5 12	<i>Troxochrus scabriculus</i>	16	1,53
	Tetragnathidae		
h H5, H6 4 e	<i>Pachygnatha clercki</i>	11	1,05
h (w) H9 6	<i>Tetragnatha montana</i>	3	0,29
	Lycosidae		
(x) H1, H5 15	<i>Pardosa agrestis</i>	1	0,10
(h) w H3-H6 7 e	<i>Pardosa lugubris</i>	2	0,19
eu H5 4 e	<i>Pardosa prativaga</i>	5	0,48
eu H1, H5, H3-H6 14 e	<i>Trochosa ruricola</i>	72	6,90
	Clubionidae		
(h) w, arb H8, H9 7	<i>Clubiona caerulescens</i>	4	0,38
h w H3 6	<i>Clubiona lutescens</i>	13	1,25
h H5, H7 3	<i>Clubiona phragmitis</i>	2	0,19
	Corinnidae		
eu, th H3-H5 14 e	<i>Phrurolithes festivus</i>	1	0,10
	Zoridae		
(x) H1, H3-H6 13 e	<i>Zora spinimana</i>	1	0,10
	Philodromidae		
arb, R, th H2, H8-H10 8	<i>Philodromus aureolus</i>	1	0,10
	Thomisidae		
(x) w H3, H4 8	<i>Ozyptila praticola</i>	126	12,08
	Σ	1043	100

Tab. A28: Artenliste der Bodenfallenfänge der AG Prof. Dr. Seitz vom Standort Ingelheim von 2000 bis 2005 mit ökologischer Charakterisierung nach PLATEN et al. (1991,1999), KREUELS & PLATEN 2005

ökologische Charakterisierung	Art	Anzahl	Anteil (%)
	Theridiidae		
(x) (w) H5 12	<i>Enoplognatha thoracica</i>	12	0,79
eu H3, H4 8	<i>Robertus lividus</i>	1	0,07
	Linyphiidae		
h H5 4	<i>Allomengea vidua</i>	519	34,14
h (w) H3, H5 6	<i>Bathyphantes approximatus</i>	2	0,13
h w H3, H7 6 s	<i>Bathyphantes nigrinus</i>	11	0,72
(h) w, arb H3-H6, H8 7	<i>Centromerus sylvaticus</i>	1	0,07
(x) w H3, H4 8	<i>Diplocephalus picinus</i>	8	0,53
(h) w H3-H5 7 e	<i>Diplostyla concolor</i>	160	10,53
eu H3, H5 15 e	<i>Erigone atra</i>	20	1,32
(h) w H3, H7 7	<i>Neriere montana</i>	1	0,07
(h) H1, H5 15 e	<i>Oedothorax apicatus</i>	27	1,78
(h) H3, H5, H6 4 e	<i>Oedothorax retusus</i>	157	10,33
(x) H1, H5 15 e	<i>Ostearius melanopygius</i>	1	0,07
(x) H1, H3-H5 14 e	<i>Tenuiphantes tenuis</i>	11	0,72
	Tetragnathidae		
h H5, H6 4 e	<i>Pachygnatha clercki</i>	39	2,57
eu H5, H6 15 e	<i>Pachygnatha degeeri</i>	4	0,26
h (w) H9 6	<i>Tetragnatha montana</i>	1	0,07
	Lycosidae		
eu H5, H7 4 e	<i>Pardosa amantata</i>	9	0,59
(h) w H3-H6 7 e	<i>Pardosa lugubris</i>	5	0,33
eu H5 4 e	<i>Pardosa prativaga</i>	6	0,39
(h) w H3, H5, H6 6 e	<i>Pirata hygrophilus</i>	7	0,46
h H5, H6 2	<i>Pirata piraticus</i>	407	26,78
eu H1, H5, H3-H6 14 e	<i>Trochosa ruricola</i>	85	5,59
	Pisauridae		
eu H5, H7 15 e	<i>Pisaura mirabilis</i>	2	0,13
	Clubionidae		
h w H3 6	<i>Clubiona lutescens</i>	15	0,99
	Thomisidae		
(x) w H3, H4 8	<i>Ozyptila praticola</i>	9	0,59
	Σ	1520	100

Tab. A29: Artenliste der Bodenfallenfänge der AG Prof. Dr. Seitz vom Standort Ingelheim „Große Heide“ von 2001 bis 2005 mit ökologischer Charakterisierung nach PLATEN et al. (1991,1999), KREUELS & PLATEN 2005

ökologische Charakterisierung	Art	Anzahl	Anteil (%)
	Theridiidae		
keine Angaben	<i>Anelosimus aulicus</i>	5	1,31
	Linyphiidae		
h H5 4	<i>Allomengea vidua</i>	3	0,79
	<i>Bathyphantes gracilis</i>	8	2,10
h w H3, H7 6 s	<i>Bathyphantes nigrinus</i>	16	4,20
(x) w H3, H4 8	<i>Diplocephalus picinus</i>	2	0,52
(h) w H3-H5 7 e	<i>Diplostyla concolor</i>	42	11,02
h H5-H7 3 s	<i>Entelecara eurythropus</i>	1	0,26
eu H3, H5 15 e	<i>Erigone atra</i>	35	9,19
eu H3, H5 15 e	<i>Erigone dentipalpis</i>	2	0,52
(h) H1, H5 15 e	<i>Oedothorax apicatus</i>	24	6,30
(h) H3, H5, H6 4 e	<i>Oedothorax retusus</i>	42	11,02
(x) H1, H3-H5 14 e	<i>Tenuiphantes tenuis</i>	11	2,89
(x) H1, H5 14	<i>Walckenaeria antica</i>	4	1,05
	Tetragnathidae		
h H5, H6 4 e	<i>Pachygnatha clercki</i>	27	7,09
	Lycosidae		
(h) w H3-H6 7 e	<i>Pardosa lugubris</i>	45	11,81
eu H5 4 e	<i>Pardosa prativaga</i>	1	0,26
h H5, H6 2	<i>Pirata piraticus</i>	20	5,25
eu H1, H5, H3-H6 14 e	<i>Trochosa ruricola</i>	72	18,90
	Clubionidae		
h w H3 6	<i>Clubiona lutescens</i>	4	1,05
	Zoridae		
(x) H1, H3-H6 13 e	<i>Zora spinimana</i>	2	0,52
	Thomisidae		
(x) w H3, H4 8	<i>Ozyptila praticola</i>	15	3,94
	Σ	381	100

Tab. A30: Artenliste der Bodenfallenfänge der AG Prof. Dr. Seitz vom Standort Gaulsheim von 2002 bis 2005 mit ökologischer Charakterisierung nach PLATEN et al. (1991, 1999), KREUELS & PLATEN 2005

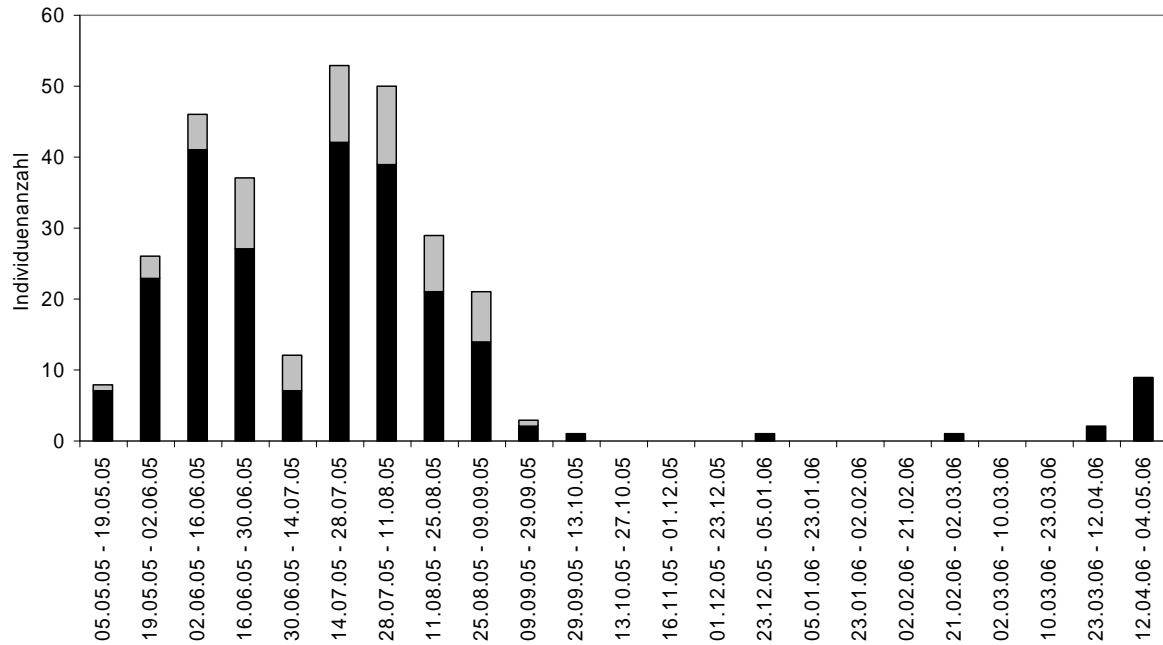
ökologische Charakterisierung	Art	Anzahl	Anteil (%)
	Theridiidae		
(x) (w) H5 12	<i>Enoplognatha thoracica</i>	2	0,59
eu H3, H4 8	<i>Robertus lividus</i>	3	0,88
	Linyphiidae		
h H5 4	<i>Allomengea vidua</i>	7	2,05
h w H3, H7 6 s	<i>Bathyphantes nigrinus</i>	13	3,81
(h) w, arb H3-H6, H8 7	<i>Centromerus sylvaticus</i>	2	0,59
(x) w H3, H4 8	<i>Diplocephalus picinus</i>	3	0,88
(h) w H3-H5 7 e	<i>Diplostyla concolor</i>	117	34,31
eu H3, H5 15 e	<i>Erigone atra</i>	2	0,59
(h) H1, H5 15 e	<i>Oedothorax apicatus</i>	10	0,59
(h) (w) H3-H7 7 e	<i>Palliduphantess pallidus</i>	2	2,93
(x) H1, H3-H5 14 e	<i>Tenuiphantes tenuis</i>	60	17,60
(h) w, arb H8, H9 7	<i>Thyreostenius parasiticus</i>	4	1,17
	Tetragnathidae		
h H5, H6 4 e	<i>Pachygnatha clercki</i>	41	12,02
h (w) H9 6	<i>Tetragnatha montana</i>	2	0,59
	Lycosidae		
x H5 12 s	<i>Pardosa agricola</i>	2	0,59
eu H5, H7 4 e	<i>Pardosa amenata</i>	6	1,76
(h) w H3-H6 7 e	<i>Pardosa lugubris</i>	1	0,29
eu H1, H3-H6 4 e	<i>Pardosa palustris</i>	1	0,29
eu H5 4 e	<i>Pardosa prativaga</i>	7	2,05
eu H1, H5, H3-H6 14 e	<i>Trochosa ruricola</i>	18	5,28
(x) (w) H3-H6 8 e	<i>Trochosa terricola</i>	1	0,29
	Clubionidae		
h w H3 6	<i>Clubiona lutescens</i>	6	1,76
	Corinnidae		
eu, th H3-H5 14 e	<i>Phrurolithus festivus</i>	9	2,64
	Philodromidae		
arb, R, th H2, H8-H10 8	<i>Philodromus aureolus</i>	1	0,29
	Thomisidae		
(x) w H3, H4 8	<i>Ozyptila praticola</i>	15	4,40
	Σ	335	100

Tab. A31: Artenliste der Bodenfallenfänge der AG Prof. Dr. Seitz von Standort Mombach von 2002 bis 2005 mit ökologischer Charakterisierung nach PLATEN et al. (1991, 1999), KREUELS & PLATEN 2005

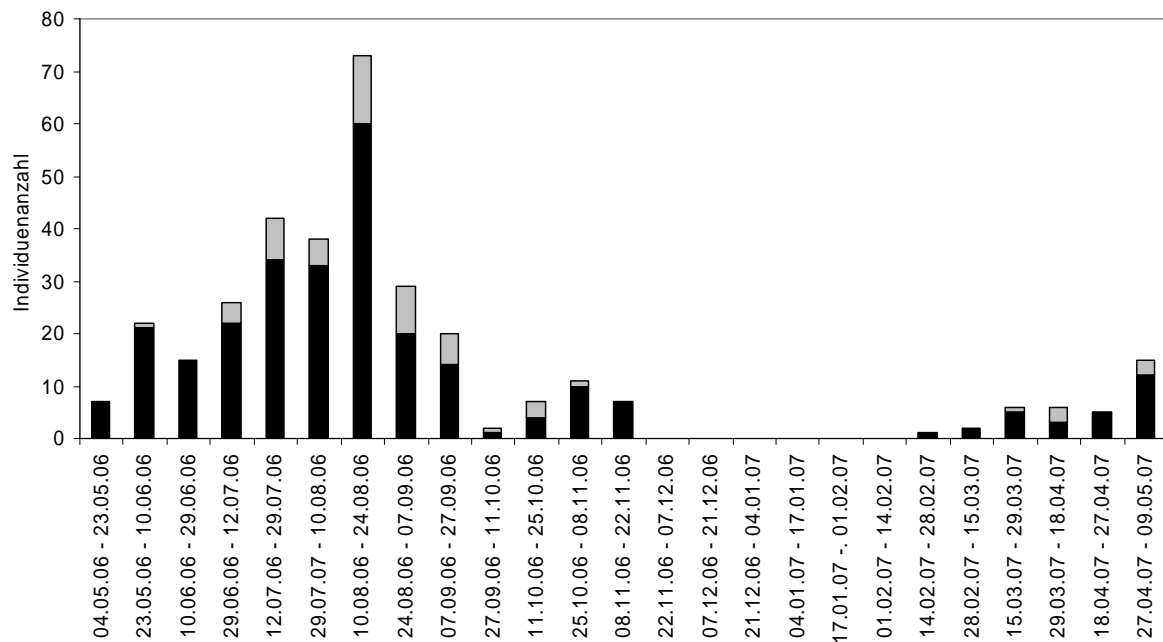
ökologische Charakterisierung	Art	Anzahl	Anteil (%)
	Theridiidae		
(x) (w) H5 12	<i>Enoplognatha thoracica</i>	6	2,25
eu H3, H4 8	<i>Robertus lividus</i>	1	0,37
	Linyphiidae		
h H5 4	<i>Allomengea vidua</i>	4	1,50
h w H3, H7 6 s	<i>Bathyphantes nigrinus</i>	12	4,49
(h) w, arb H3-H6, H8 7	<i>Centromerus sylvaticus</i>	3	1,12
(x) H5 14	<i>Diplocephalus cristatus</i>	1	0,37
(x) w H3, H4 8	<i>Diplocephalus picinus</i>	2	0,75
(h) w H3-H5 7 e	<i>Diplostyla concolor</i>	175	65,54
eu H3, H5 15 e	<i>Erigone atra</i>	1	0,37
(h) w H3-H5, H7 7	<i>Neriere clathrata</i>	2	0,75
(h) H1, H5 15 e	<i>Oedothorax apicatus</i>	1	0,37
(h) (w) H3-H7 7 e	<i>Palliduphantes pallidus</i>	4	1,50
(x) H1, H3-H5 14 e	<i>Tenuiphantes tenuis</i>	8	3,00
	Tetragnathidae		
h H5, H6 4 e	<i>Pachygnatha clercki</i>	7	2,62
	Lycosidae		
eu H5, H7 4 e	<i>Pardosa amentata</i>	1	0,37
(h) w H3-H6 7 e	<i>Pardosa lugubris</i>	2	0,75
eu H5 4 e	<i>Pardosa prativaga</i>	5	1,87
(h) w H3, H5, H6 6 e	<i>Pirata hygrophilus</i>	5	1,87
eu H1, H5, H3-H6 14 e	<i>Trochosa ruricola</i>	5	1,87
	Clubionidae		
arb, R H2, H8-H10 8	<i>Clubiona brevipes</i>	1	0,37
h w H3 6	<i>Clubiona lutescens</i>	6	2,25
	Corinnidae		
eu, th H3-H5 14 e	<i>Phrurolithus festivus</i>	2	0,75
	Thomisidae		
(x) w H3, H4 8	<i>Ozyptila praticola</i>	11	4,12
h H5 3 s	<i>Ozyptila simplex</i>	2	0,75
	Σ	267	100

Phänologien der Spinnen – Arten der Bodenregion

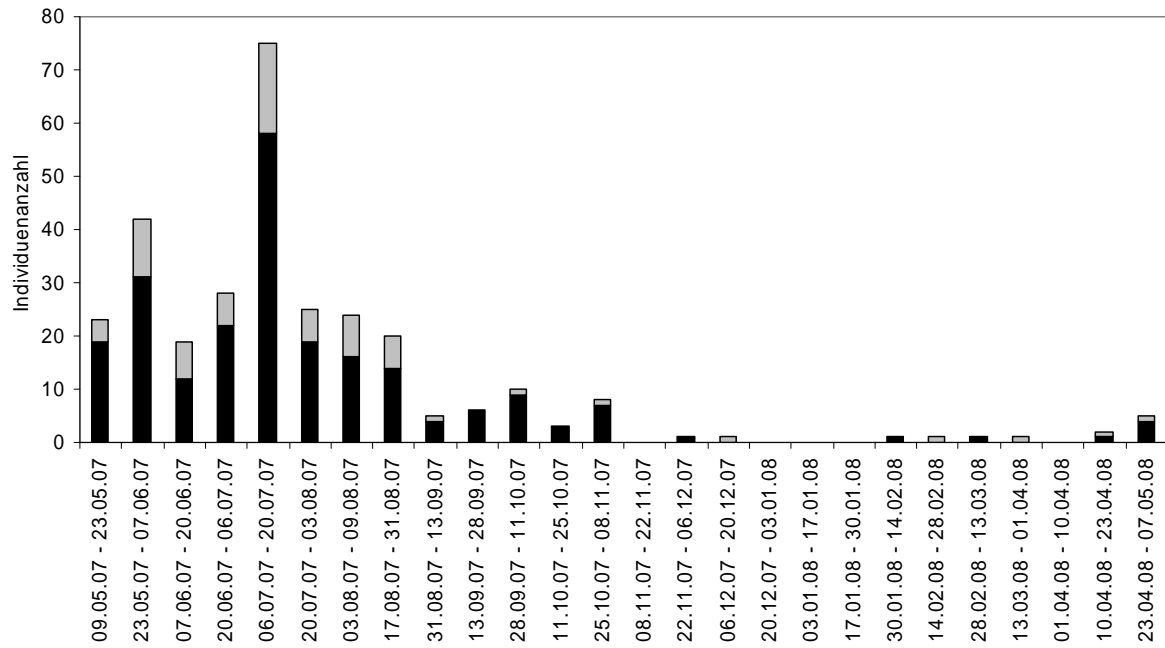
1 PHÄNOLOGIE VON DIPLOSTYLA CONCOLOR

Diplostyla concolor 2005/2006Abb. A10: Phänologie von *Diplostyla concolor* 2005/ 2006

– ♂♂ schwarz, ♀♀ grau

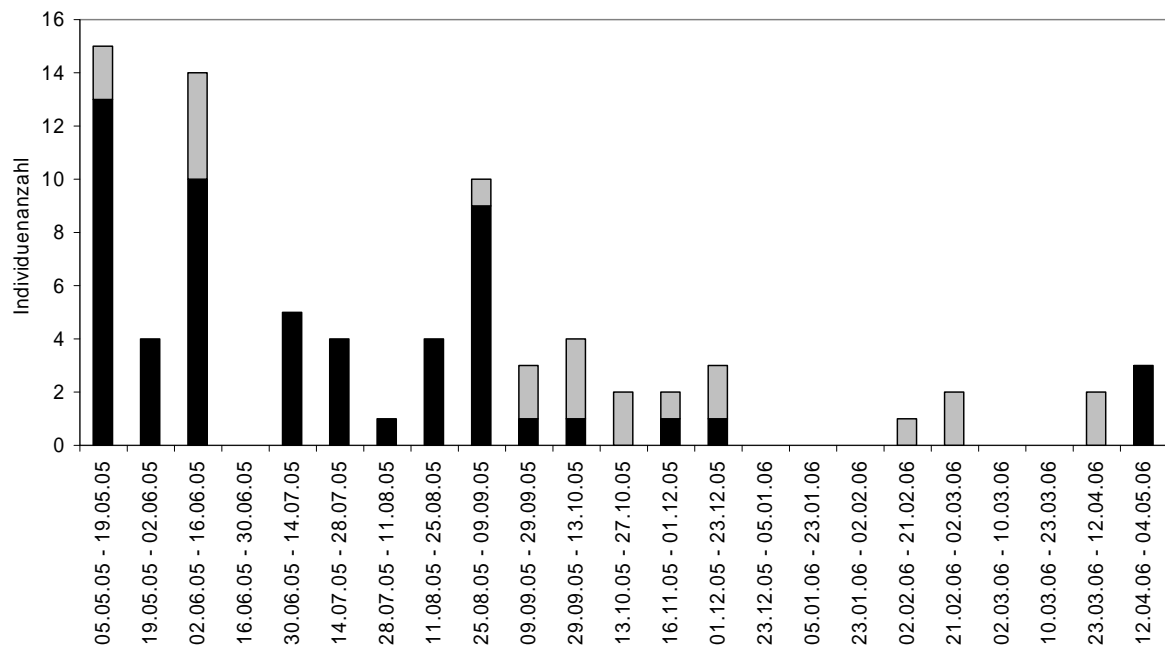
Diplostyla concolor 2006/2007Abb. A11: Phänologie von *Diplostyla concolor* 2006/ 2007

– ♂♂ schwarz, ♀♀ grau

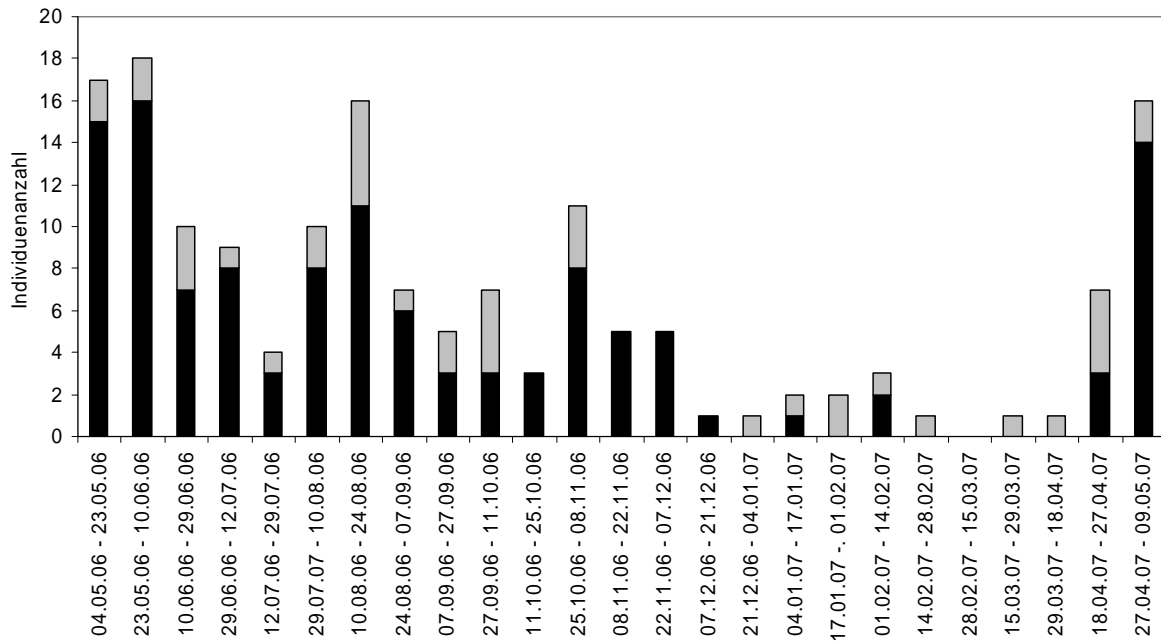
Diplostyla concolor 2007/2008Abb. A12: Phänologie von *Diplostyla concolor* 2007/ 2008

- ♂♂ schwarz, ♀♀ grau

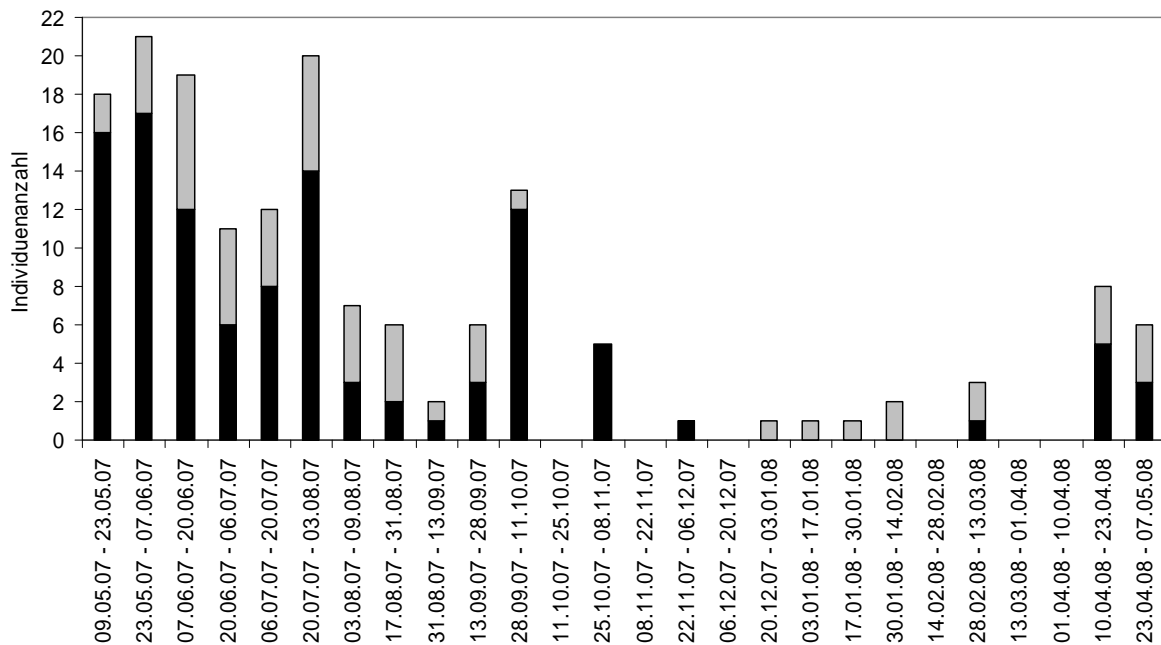
2 PHÄNOLOGIE VON PALLIDUPHANTES PALLIDUS

Palliduphantes pallidus 2005/2006Abb. A13: Phänologie von *Palliduphantes pallidus* 2005/ 2006

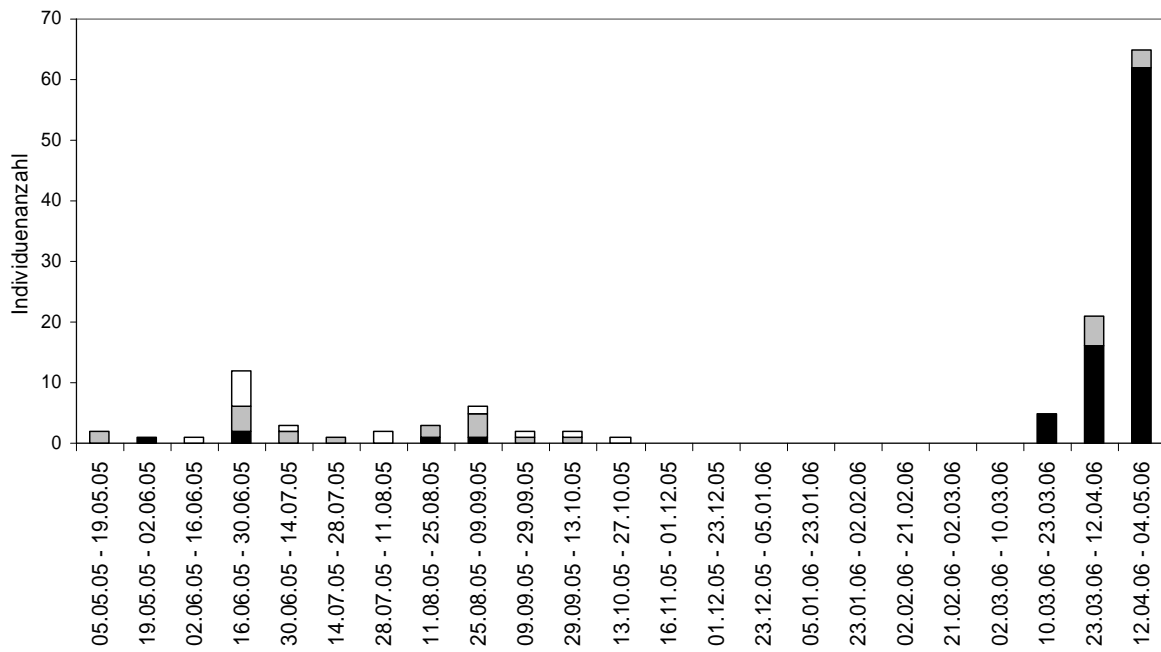
- ♂♂ schwarz, ♀♀ grau

Palliduphantes pallidus 2006/2007Abb. A14: Phänologie von *Palliduphantes pallidus* 2006/ 2007

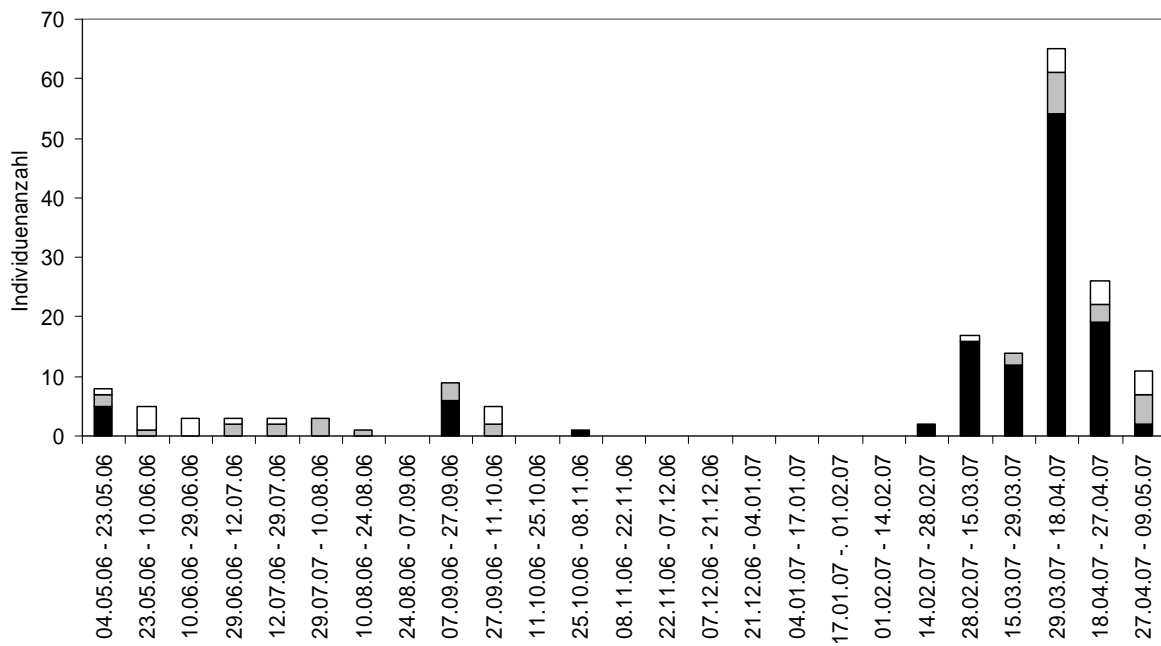
- ♂♂ schwarz, ♀♀ grau

Palliduphantes pallidus 2007/2008Abb. A15: Phänologie von *Palliduphantes pallidus* 2007/ 2008

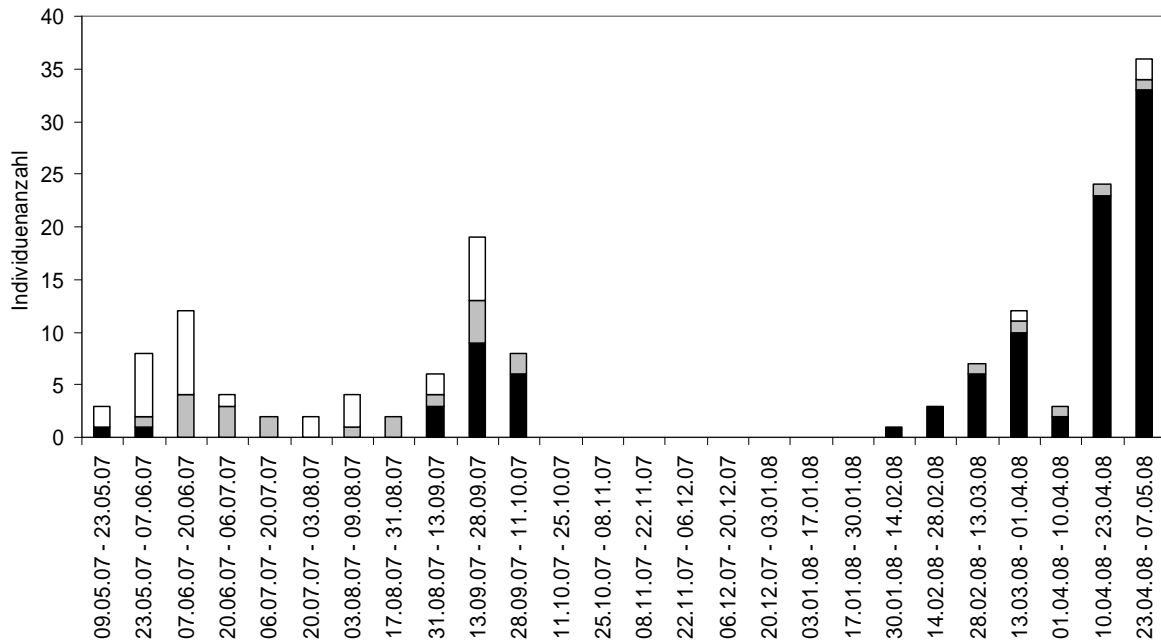
- ♂♂ schwarz, ♀♀ grau

3 PHÄNOLOGIE VON *TROCHOSA TERRICOLA**Trochosa terricola* 2005/2006Abb. A16: Phänologie von *Trochosa terricola* 2005/ 2006

– ♂♂ schwarz, ♀♀ grau, juvenile weiß

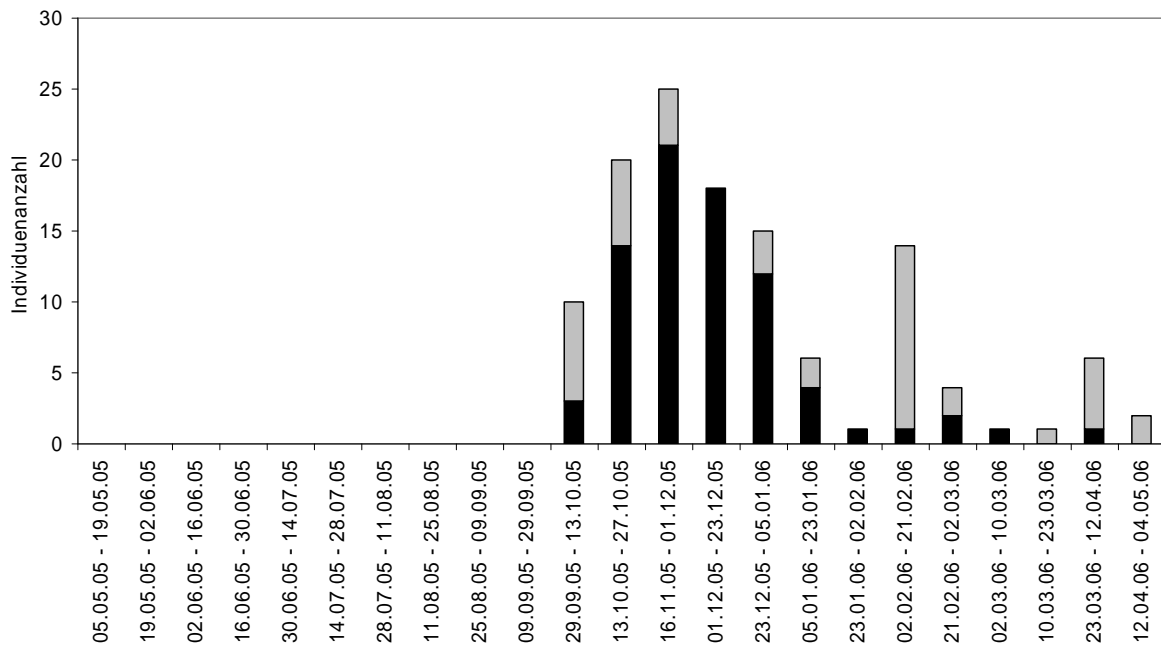
Trochosa terricola 2006/2007Abb. A17: Phänologie von *Trochosa terricola* 2006/ 2007

– ♂♂ schwarz, ♀♀ grau, juvenile weiß

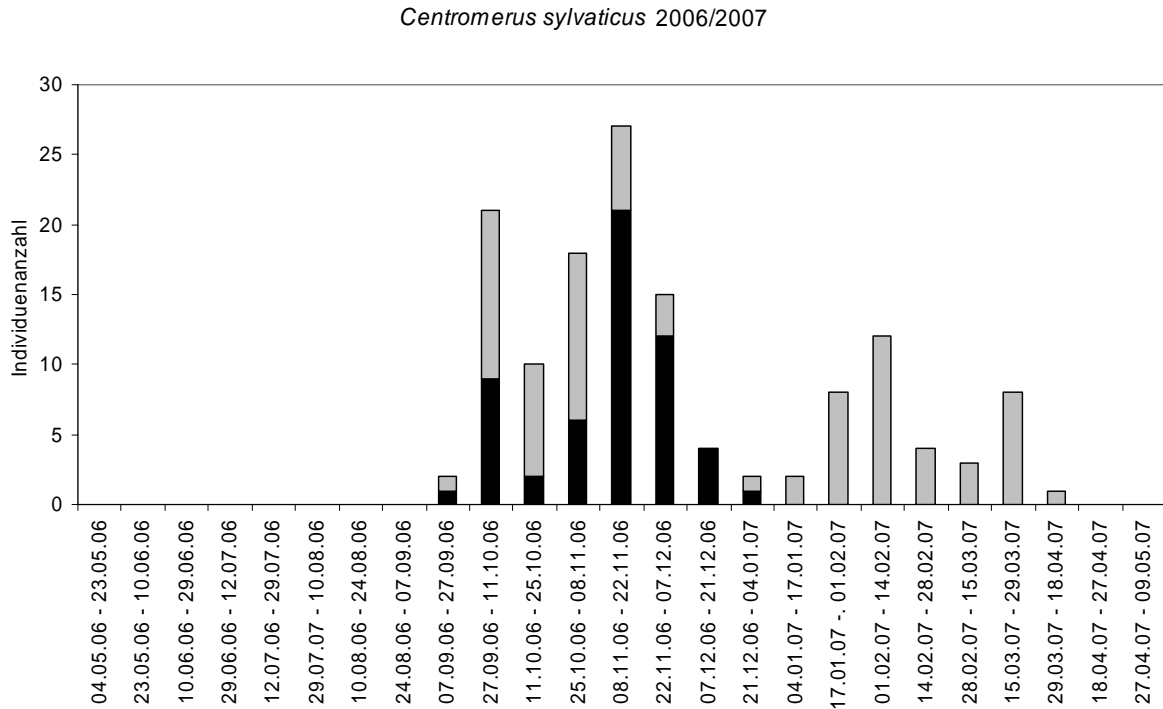
Trochosa terricola 2007/2008Abb. A18: Phänologie von *Trochosa terricola* 2007/ 2008

– ♂♂ schwarz, ♀♀ grau, juvenile weiß

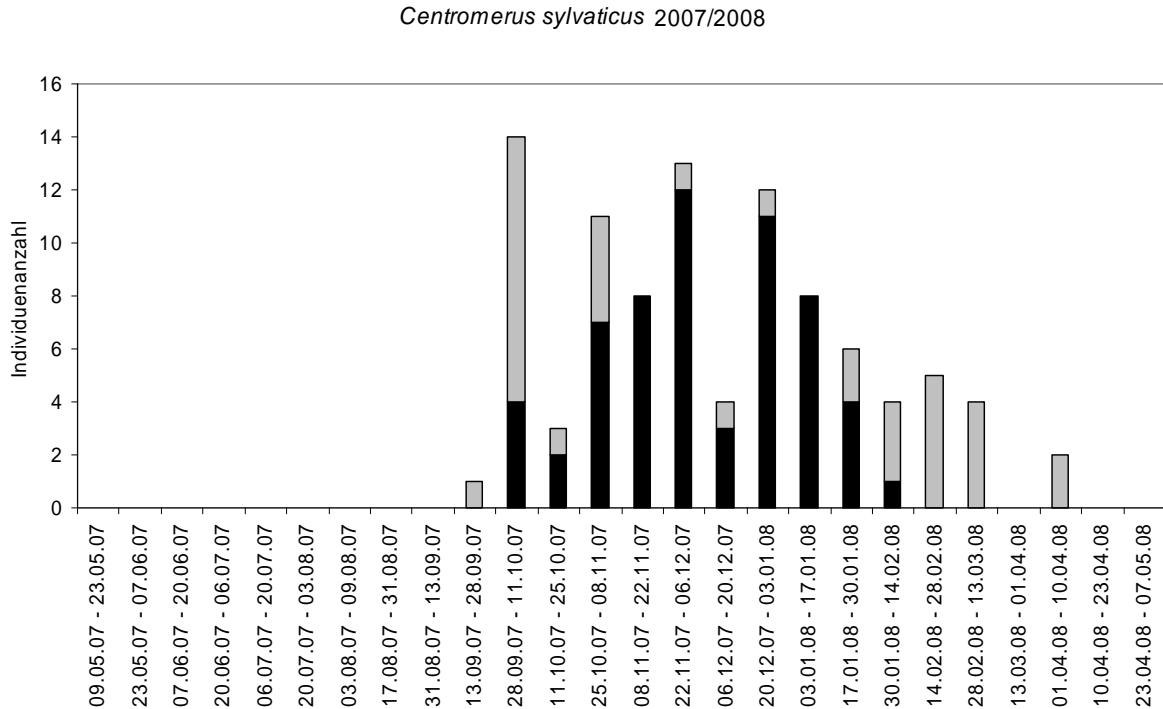
4 PHÄNOLOGIE VON CENTROMERUS SYLVATICUS

Centromerus sylvaticus 2005/2006Abb. A19: Phänologie von *Centromerus sylvaticus* 2005/ 2006

– ♂♂ schwarz, ♀♀ grau

Abb. A20: Phänologie von *Centromerus sylvaticus* 2006/ 2007

– ♂♂ schwarz, ♀♀ grau

Abb. A21: Phänologie von *Centromerus sylvaticus* 2007/ 2008

– ♂♂ schwarz, ♀♀ grau

5 PHÄNOLOGIE VON OZYPTILA PRATICOLA

Ozyptila praticola 2005/2006 (Boden)

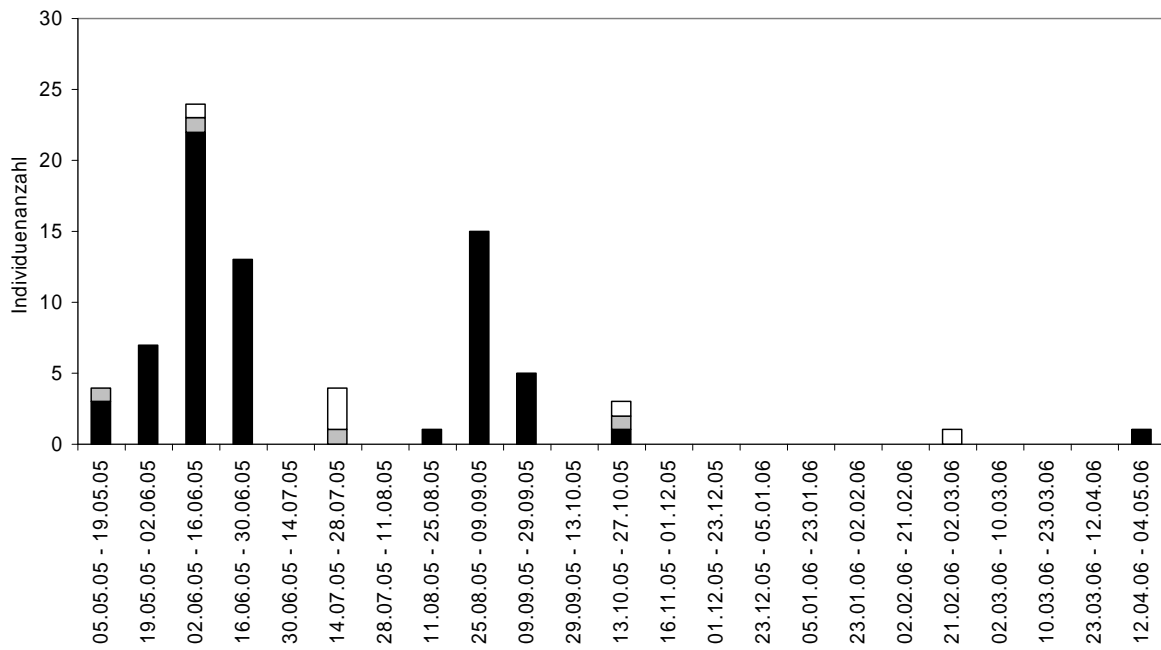


Abb. A22: Phänologie von *Ozyptila praticola* 2005/ 2006 aus Bodenfallenfängen
 – ♂♂ schwarz, ♀♀ grau, juvenile weiß

Ozyptila praticola 2005/2006 (Stamm)

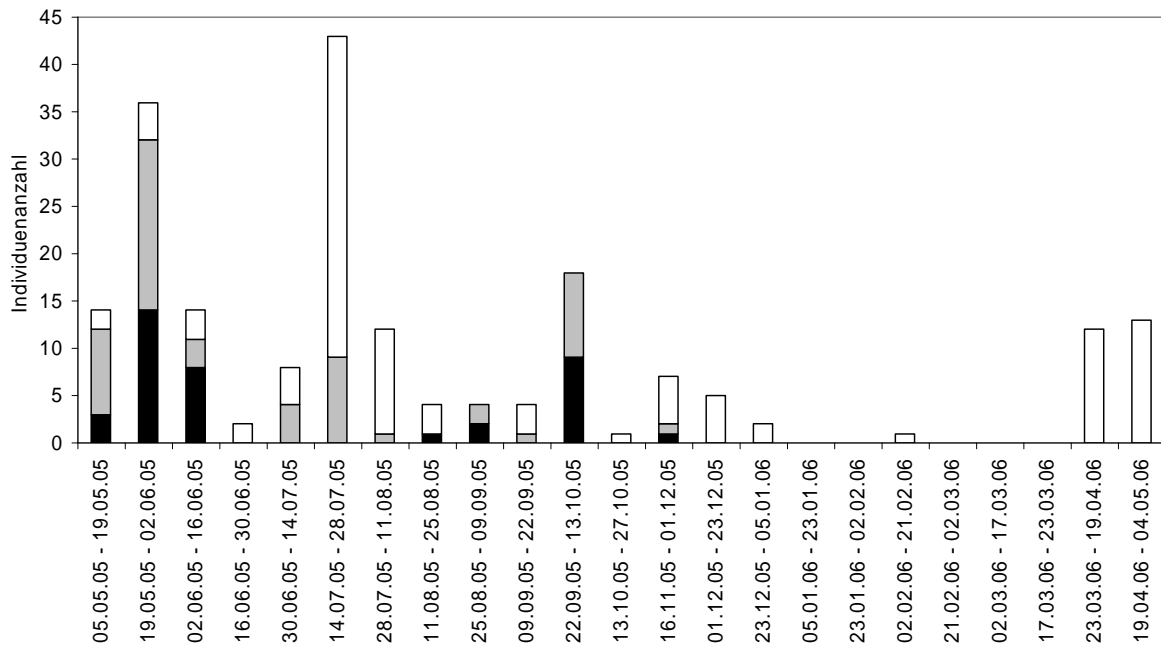


Abb. A23: Phänologie von *Ozyptila praticola* 2005/ 2006 aus Stammektorenfängen
 – ♂♂ schwarz, ♀♀ grau, juvenile weiß

Ozyptila praticola 2006/2007 (Boden)

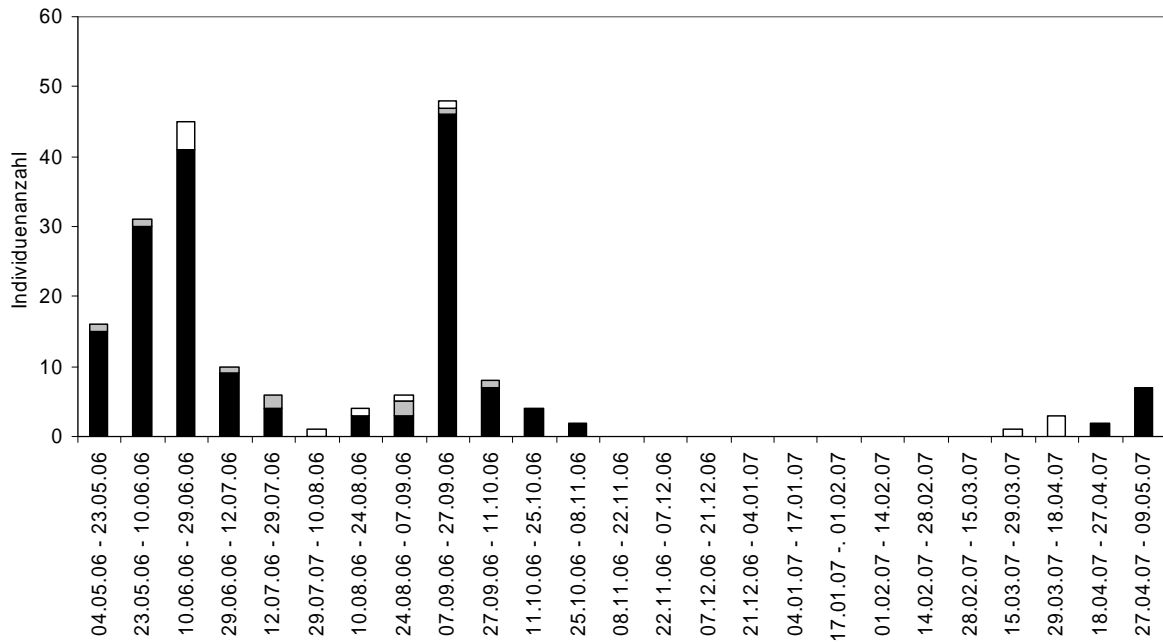


Abb. A24: Phänologie von *Ozyptila praticola* 2006/ 2007 aus Bodenfallenfängen
 – ♂♂ schwarz, ♀♀ grau, juvenile weiß

Ozyptila praticola 2006/2007 (Stamm)

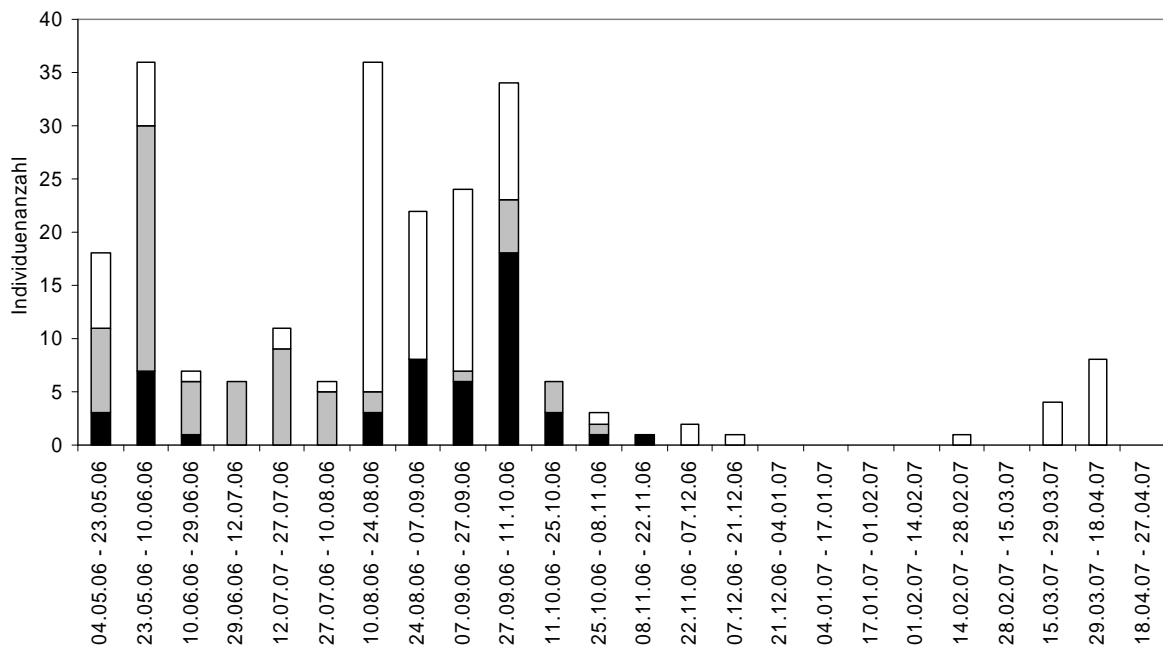


Abb. A25: Phänologie von *Ozyptila praticola* 2006/ 2007 aus Stammektorenfängen
 – ♂♂ schwarz, ♀♀ grau, juvenile weiß

Ozyptila praticola 2007/2008 (Boden)

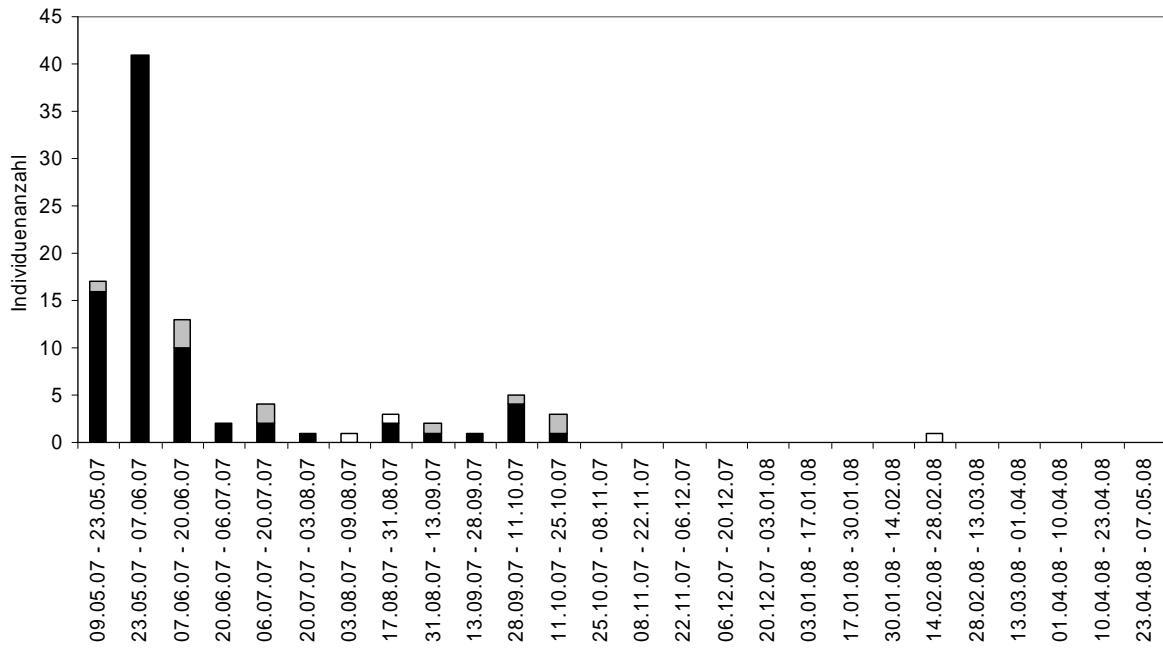


Abb. A26: Phänologie von *Ozyptila praticola* 2007/ 2008 aus Bodenfallenfängen
 – ♂♂ schwarz, ♀♀ grau, juvenile weiß

Ozyptila praticola 2007/2008 (Stamm)

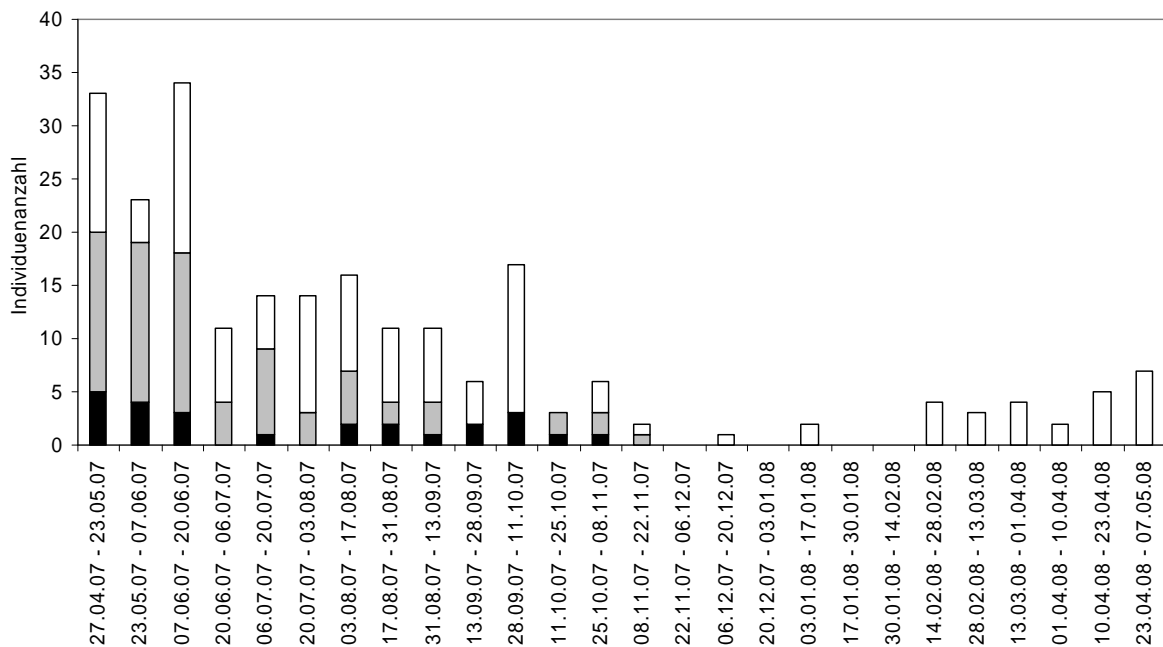


Abb. A27: Phänologie von *Ozyptila praticola* 2007/ 2008 aus Stammektorenfängen
 – ♂♂ schwarz, ♀♀ grau, juvenile weiß

6 PHÄNOLOGIE VON PARDOSA LUGUBRIS

Pardosa lugubris 2005/2006

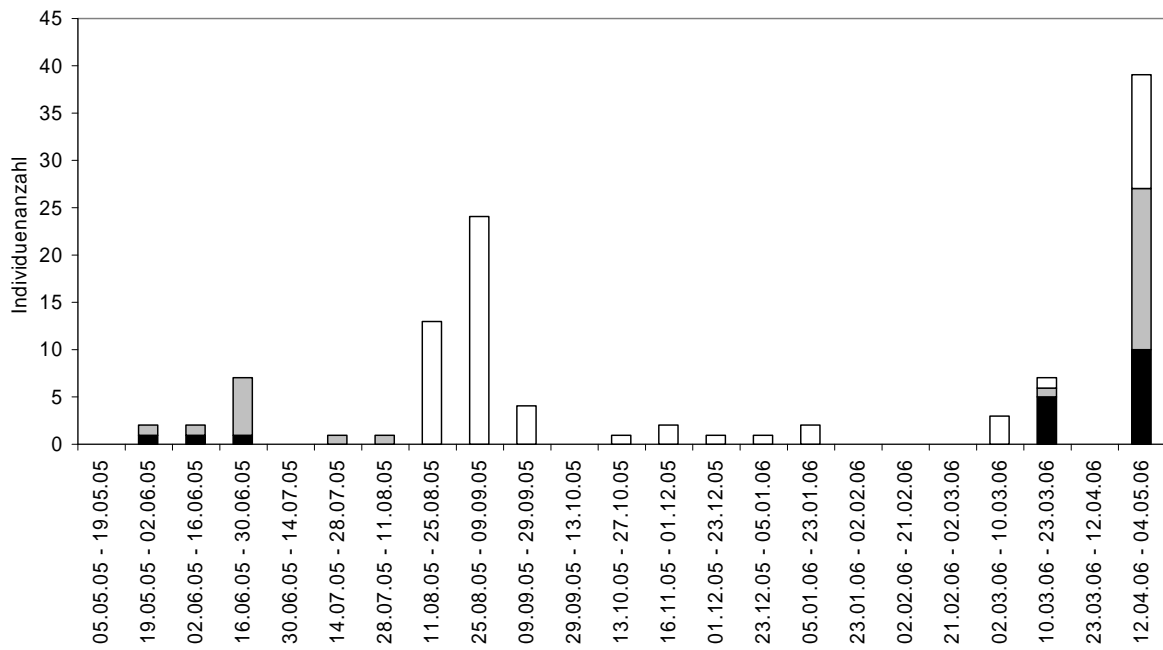


Abb. A28: Phänologie von *Pardosa lugubris* 2005/ 2006
 – ♂♂ schwarz, ♀♀ grau, juvenile weiß

Pardosa lugubris 2006/2007

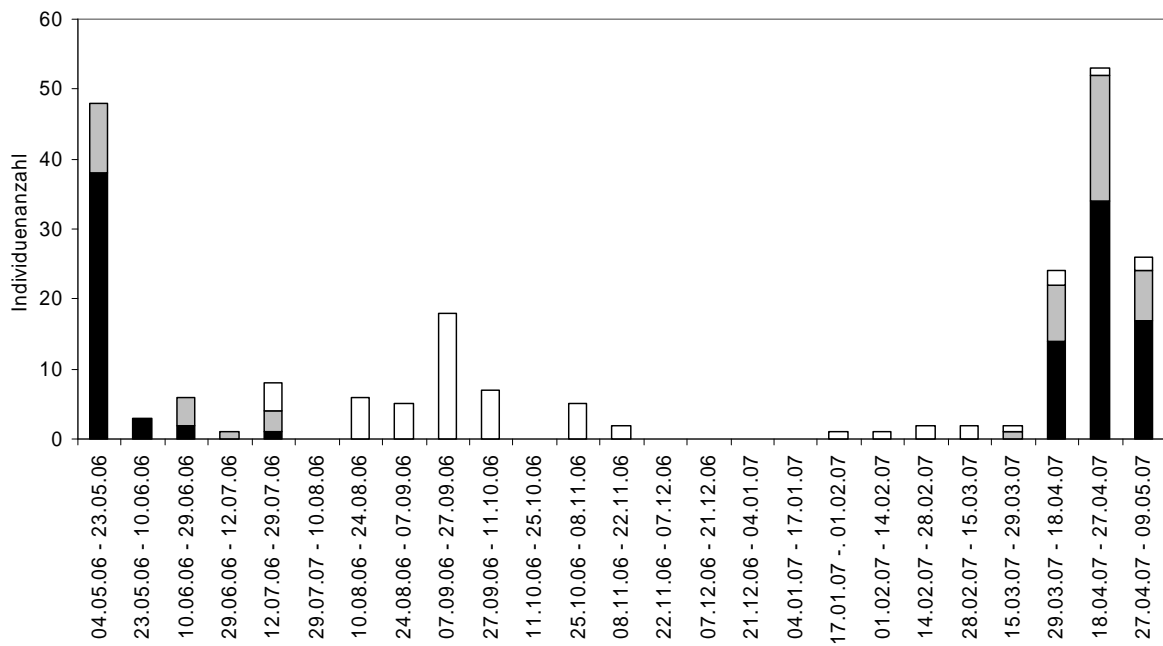
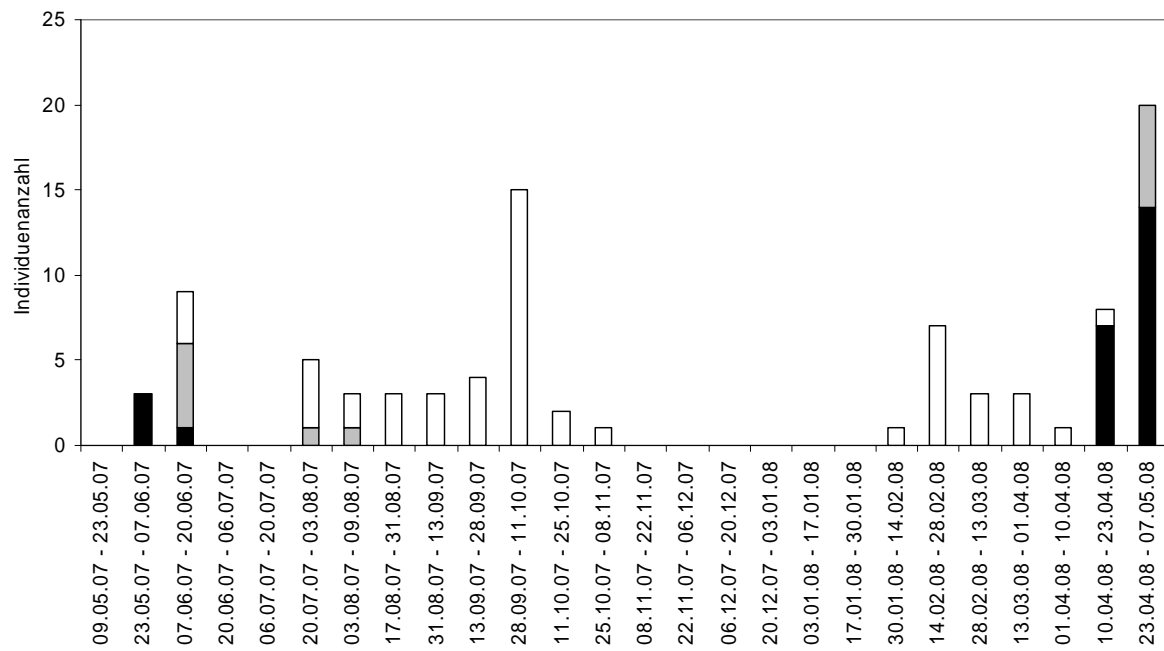


Abb. A29: Phänologie von *Pardosa lugubris* 2006/ 2007
 – ♂♂ schwarz, ♀♀ grau, juvenile weiß

Pardosa lugubris 2007/2008Abb. A30: Phänologie von *Pardosa lugubris* 2007/ 2008

– ♂♂ schwarz, ♀♀ grau, juvenile weiß

Phänologien der Spinnen – Arten der Stammregion

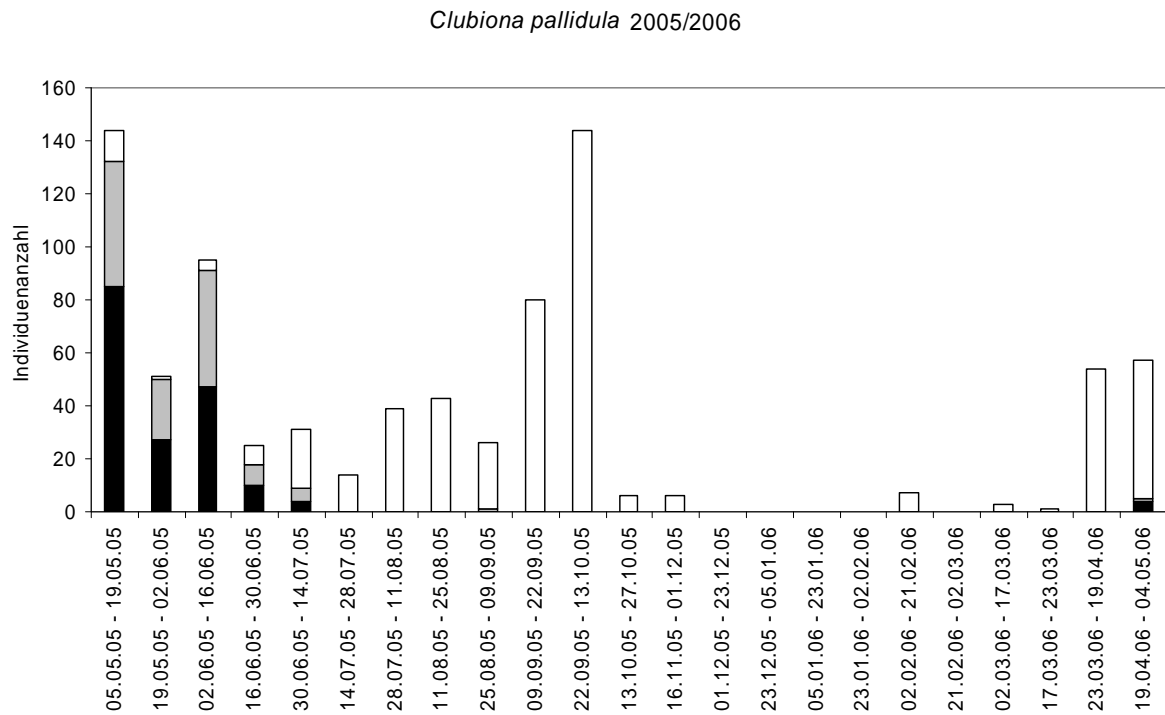
7 PHÄNOLOGIE VON *CLUBIONA PALLIDULA*

Abb. A31: Phänologie von *Clubiona pallidula* 2005/ 2006
 – ♂♂ schwarz, ♀♀ grau, juvenile weiß

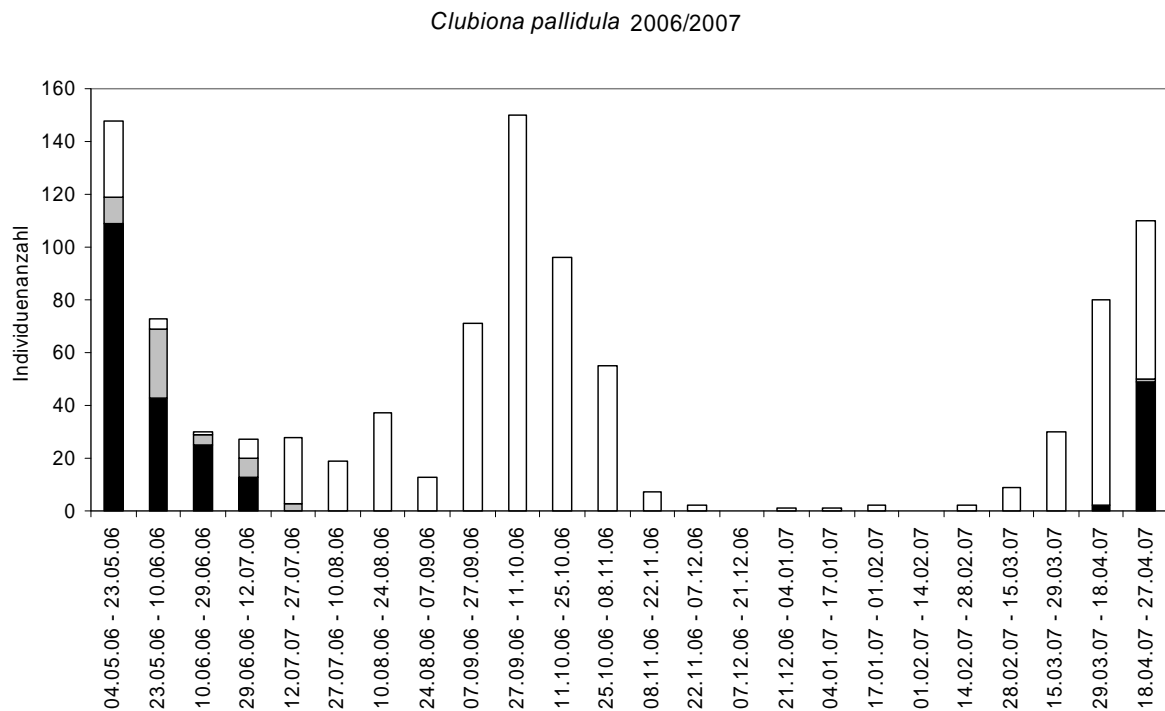


Abb. A32: Phänologie von *Clubiona pallidula* 2006/ 2007
 – ♂♂ schwarz, ♀♀ grau, juvenile weiß

Clubiona pallidula 2007/2008

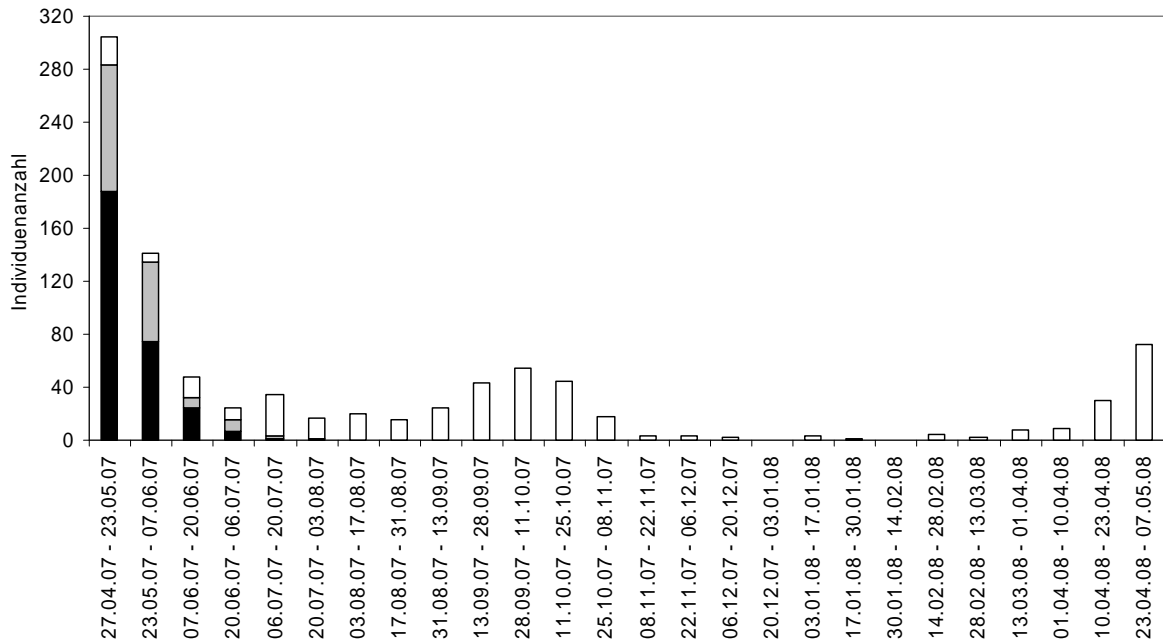


Abb. A33: Phänologie von *Clubiona pallidula* 2007/ 2008

- ♂♂ schwarz, ♀♀ grau, juvenile weiß

8 PHÄNOLOGIE VON *TEXTRIX DENTICULATA*

Textrix denticulata 2005/2006

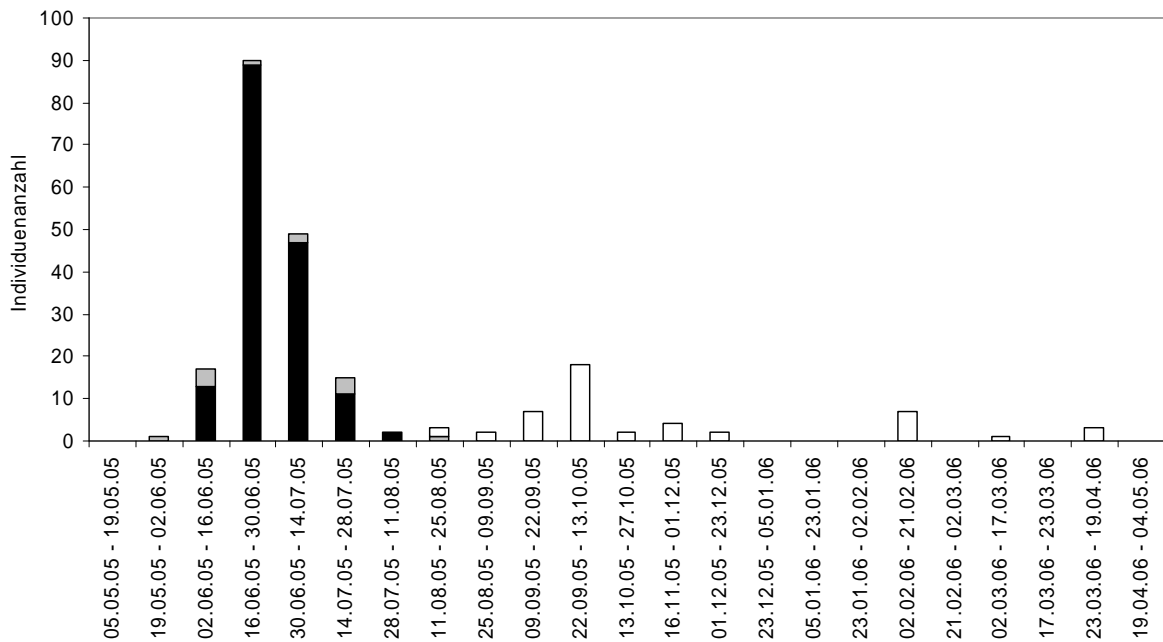


Abb. A34: Phänologie von *Textrix denticulata* 2005/ 2006

- ♂♂ schwarz, ♀♀ grau, juvenile weiß

Textrix denticulata 2006/2007

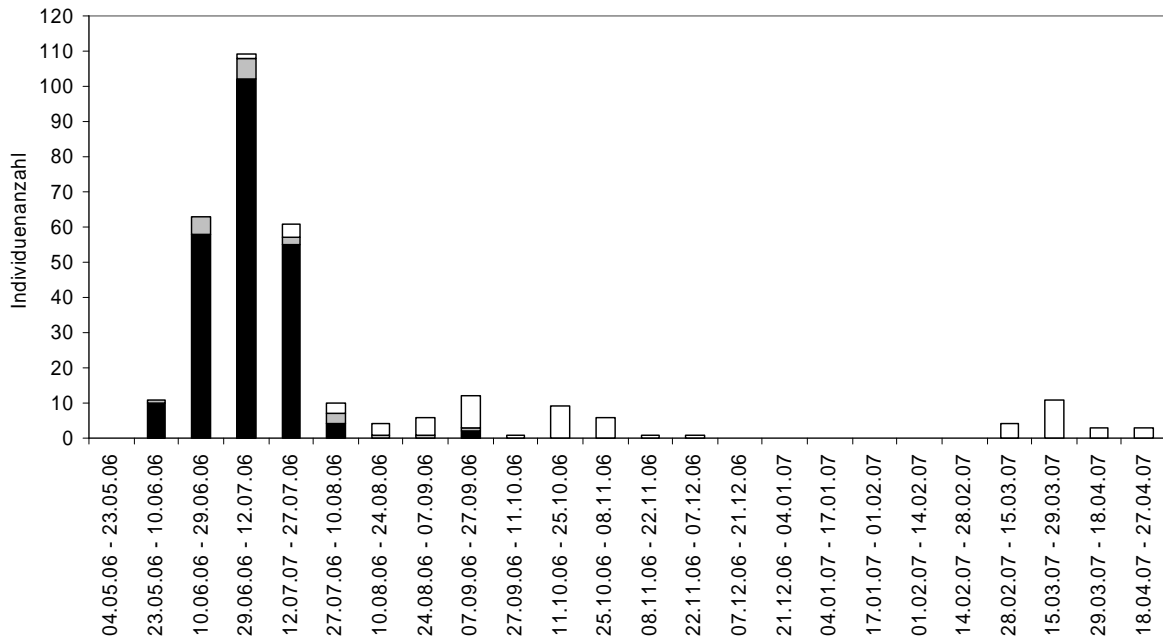


Abb. A35: Phänologie von *Textrix denticulata* 2006/ 2007

- ♂♂ schwarz, ♀♀ grau, juvenile weiß

Textrix denticulata 2007/2008

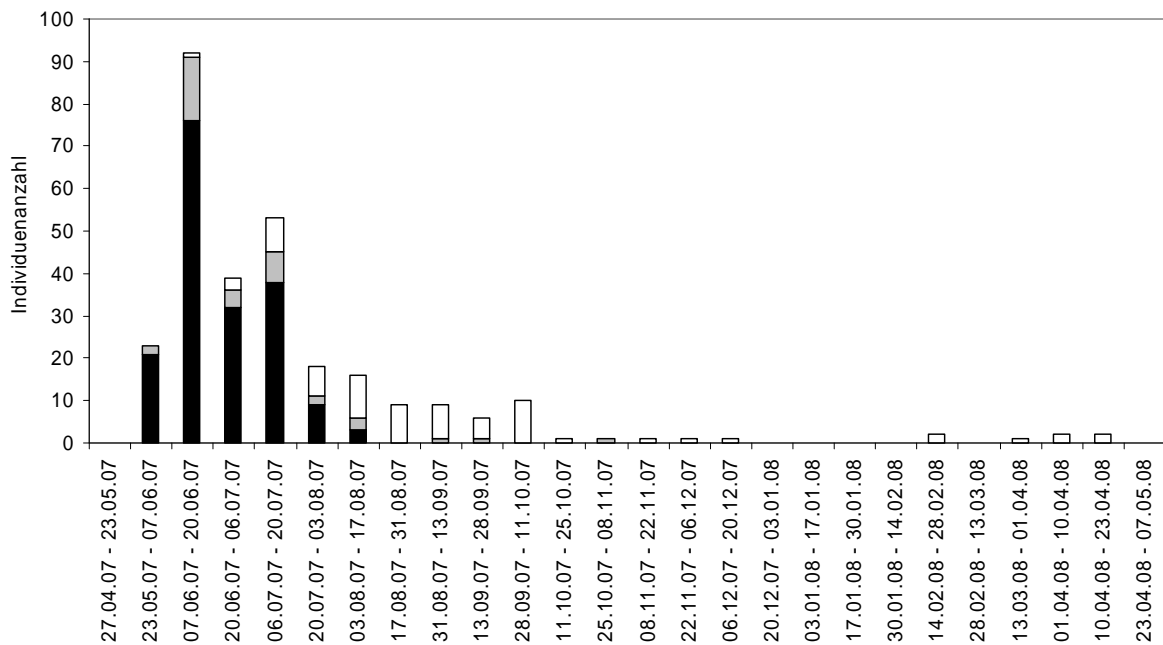


Abb. A36: Phänologie von *Textrix denticulata* 2007/ 2008

- ♂♂ schwarz, ♀♀ grau, juvenile weiß

9 PHÄNOLOGIE VON *PHILODROMUS AUREOLUS*

Philodromus aureolus 2005/2006

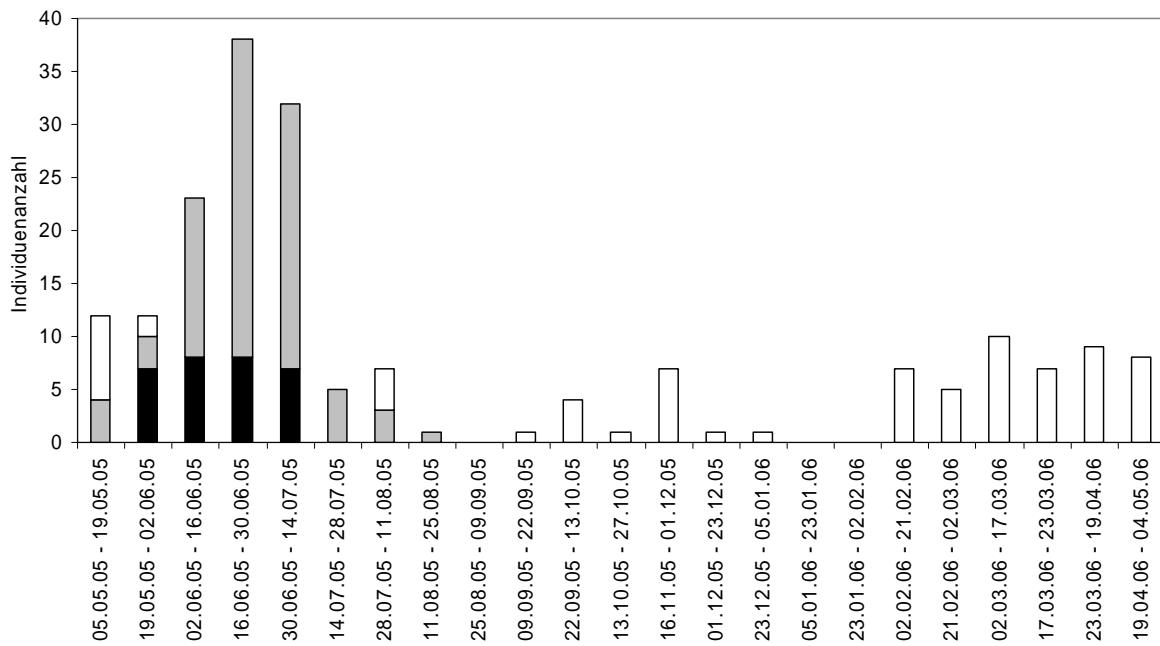


Abb. A37: Phänologie von *Philodromus aureolus* 2005/ 2006
 – ♂♂ schwarz, ♀♀ grau, juvenile weiß

Philodromus aureolus 2006/2007

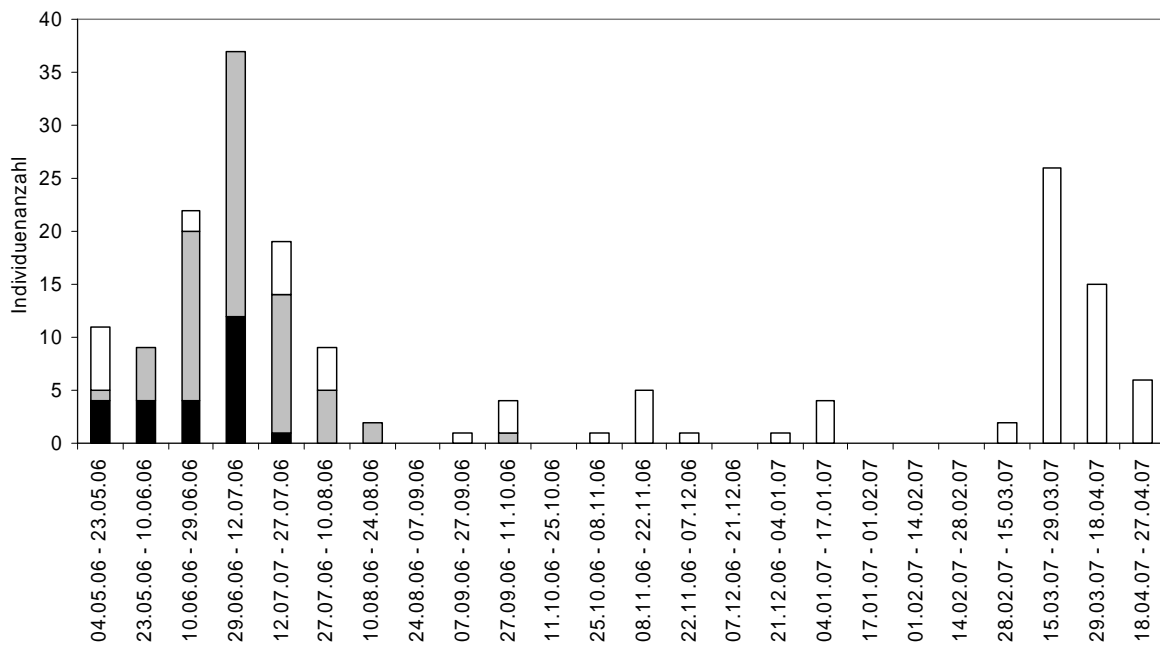


Abb. A38: Phänologie von *Philodromus aureolus* 2006/ 2007
 – ♂♂ schwarz, ♀♀ grau, juvenile weiß

Philodromus aureolus 2007/2008

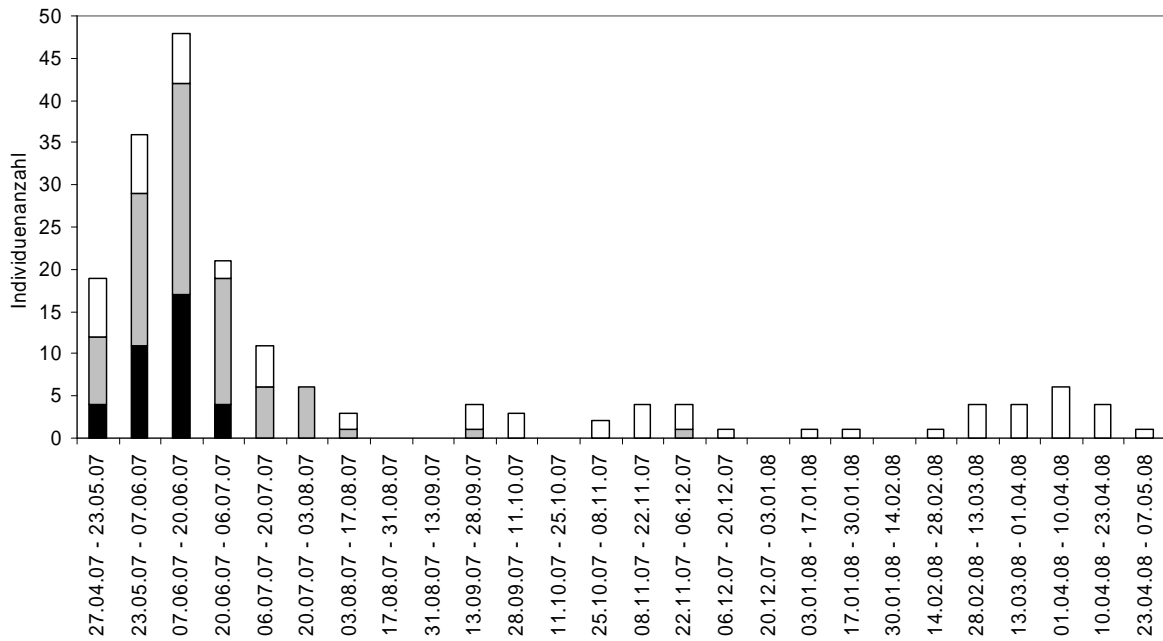


Abb. A39: Phänologie von *Philodromus aureolus* 2007/ 2008
 - ♂♂ schwarz, ♀♀ grau, juvenile weiß

10 PHÄNOLOGIE VON *NERIENE MONTANA*

Neriere montana 2005/2006

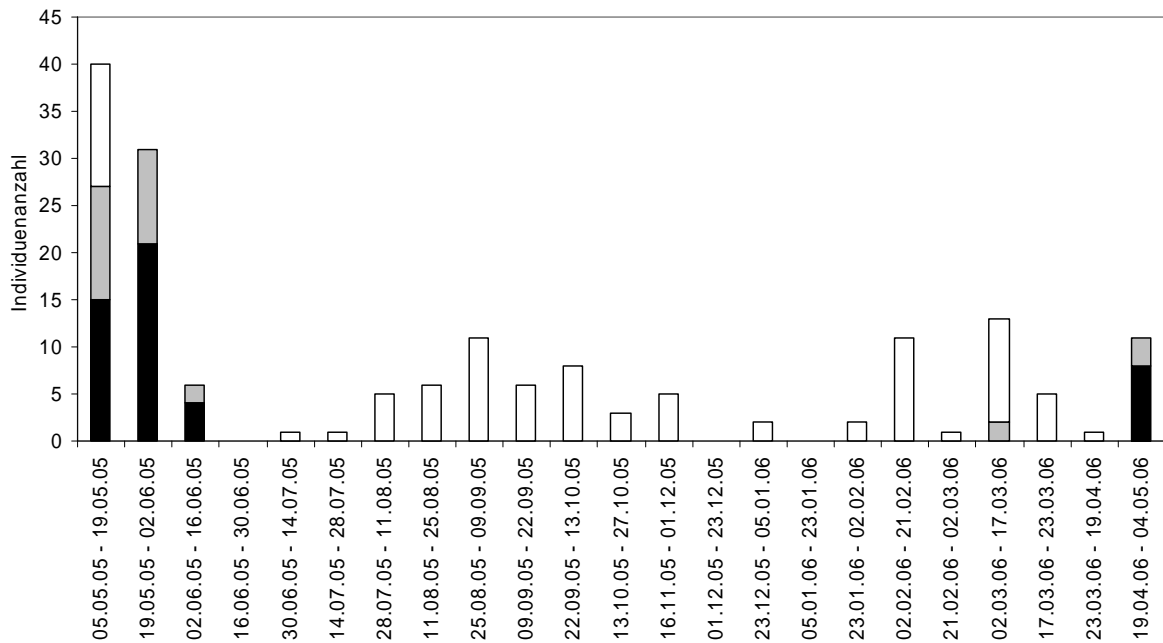


Abb. A40: Phänologie von *Neriere montana* 2005/ 2006
 - ♂♂ schwarz, ♀♀ grau, juvenile weiß

Neriere montana 2006/2007

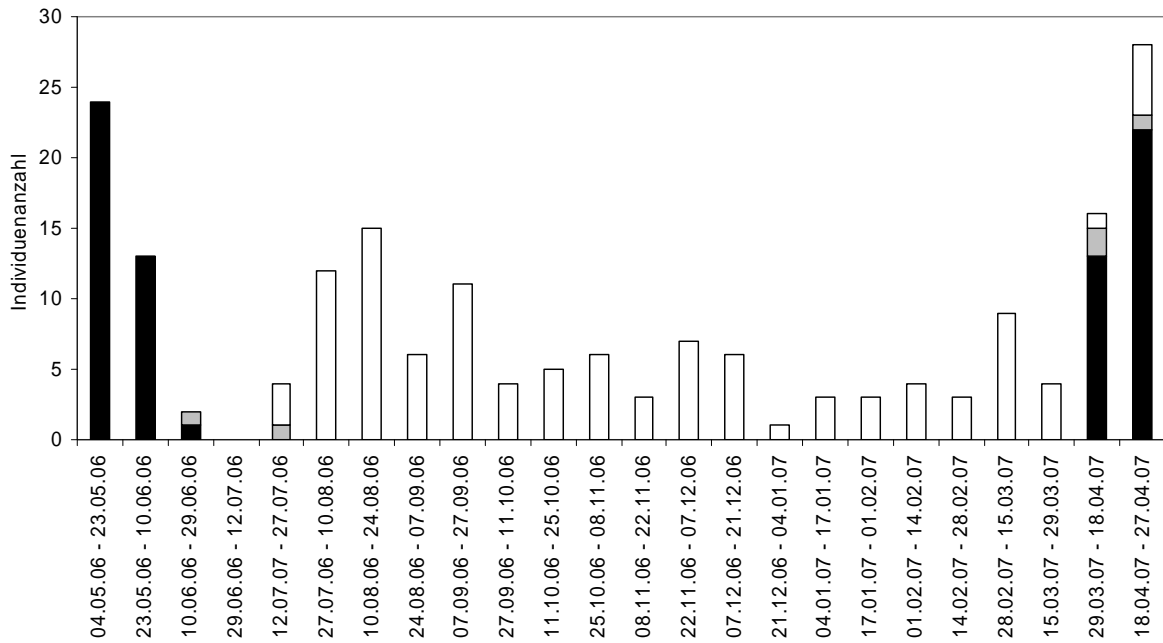


Abb. A41: Phänologie von *Neriere montana* 2006/ 2007

– ♂♂ schwarz, ♀♀ grau, juvenile weiß

Neriere montana 2007/2008

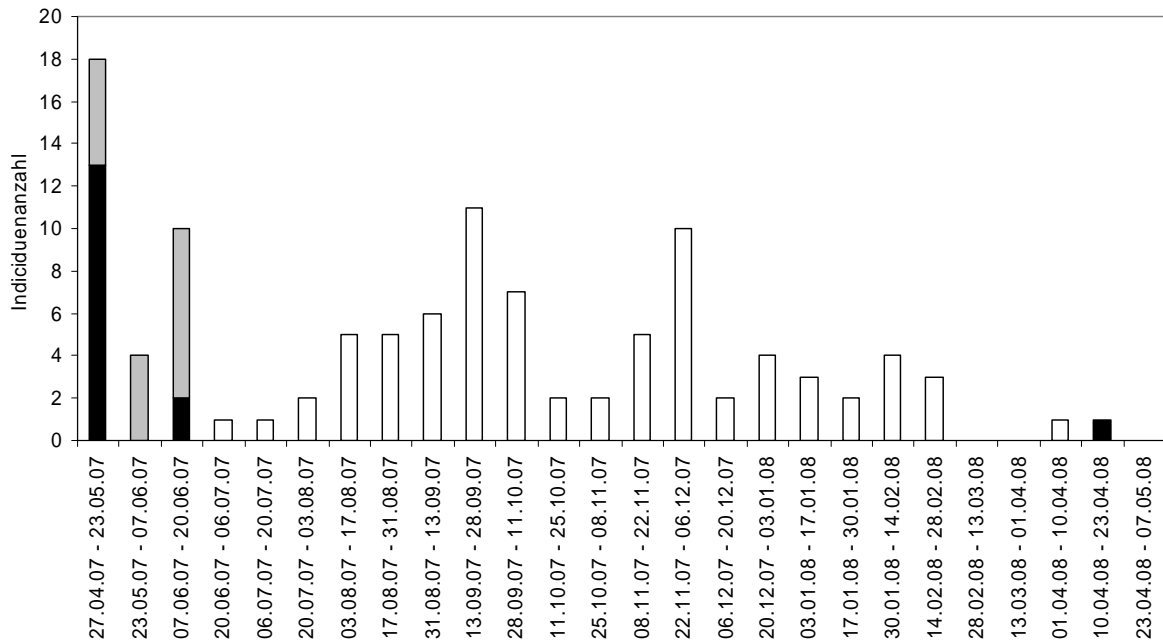
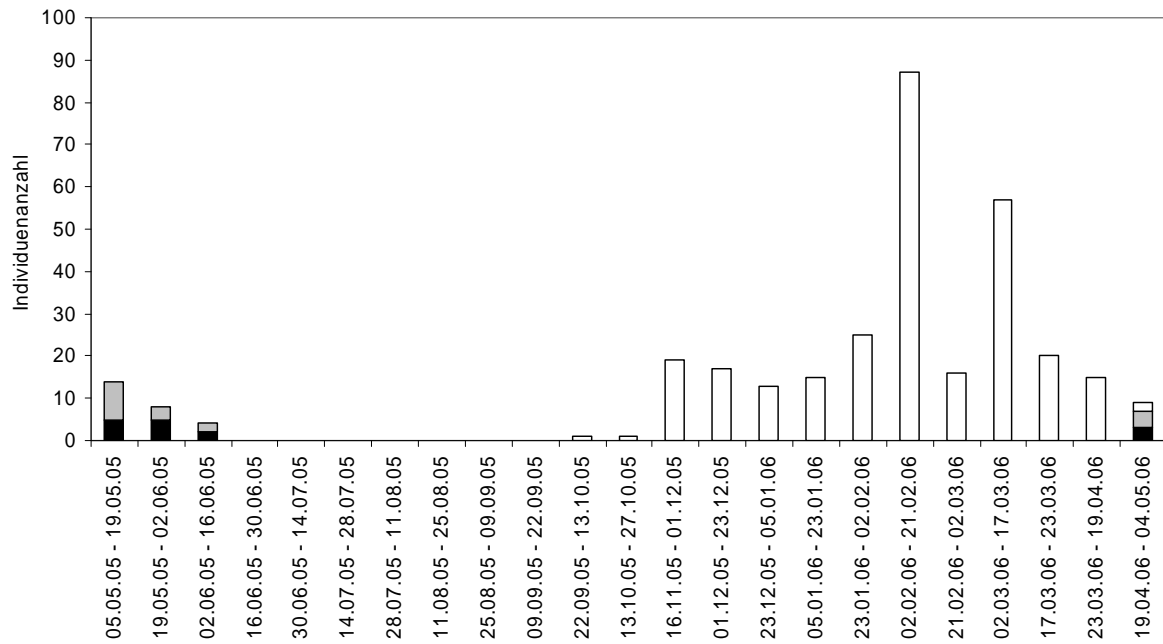
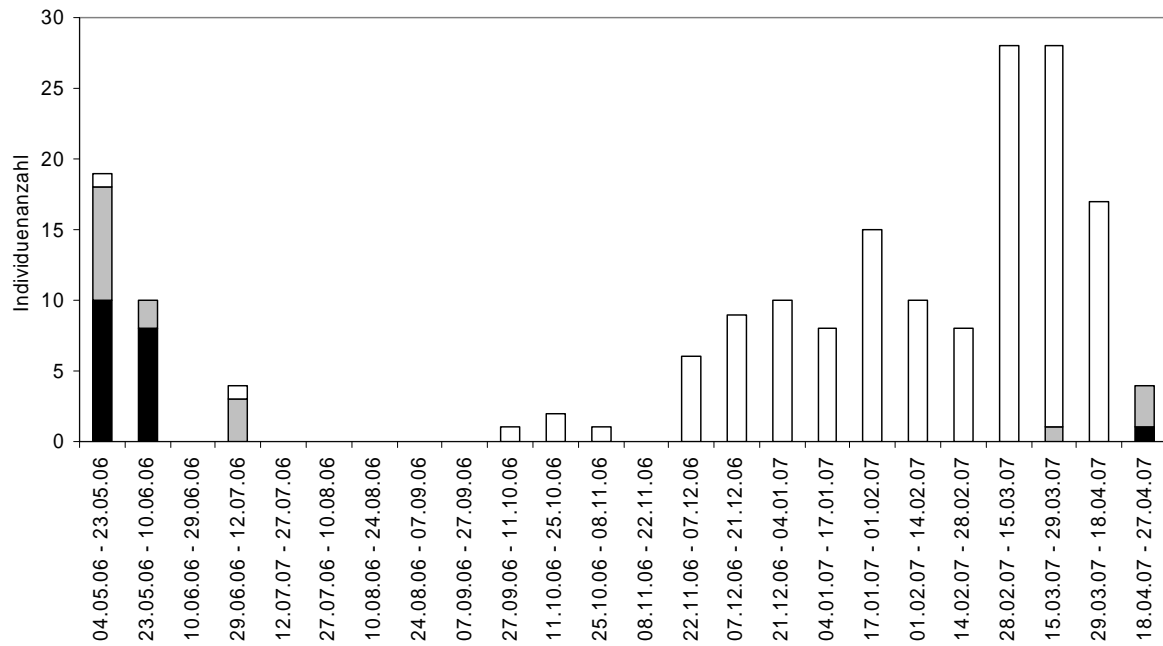


Abb. A42: Phänologie von *Neriere montana* 2007/ 2008

– ♂♂ schwarz, ♀♀ grau, juvenile weiß

11 PHÄNOLOGIE VON *ANYPHAENA ACCENTUATA**Anyphaena accentuata* 2005/2006Abb. A43: Phänologie von *Anyphaena accentuata* 2005/ 2006

- ♂♂ schwarz, ♀♀ grau, juvenile weiß

Anyphaena accentuata 2006/2007Abb. A44: Phänologie von *Anyphaena accentuata* 2006/ 2007

- ♂♂ schwarz, ♀♀ grau, juvenile weiß

Anyphaena accentuata 2007/2008

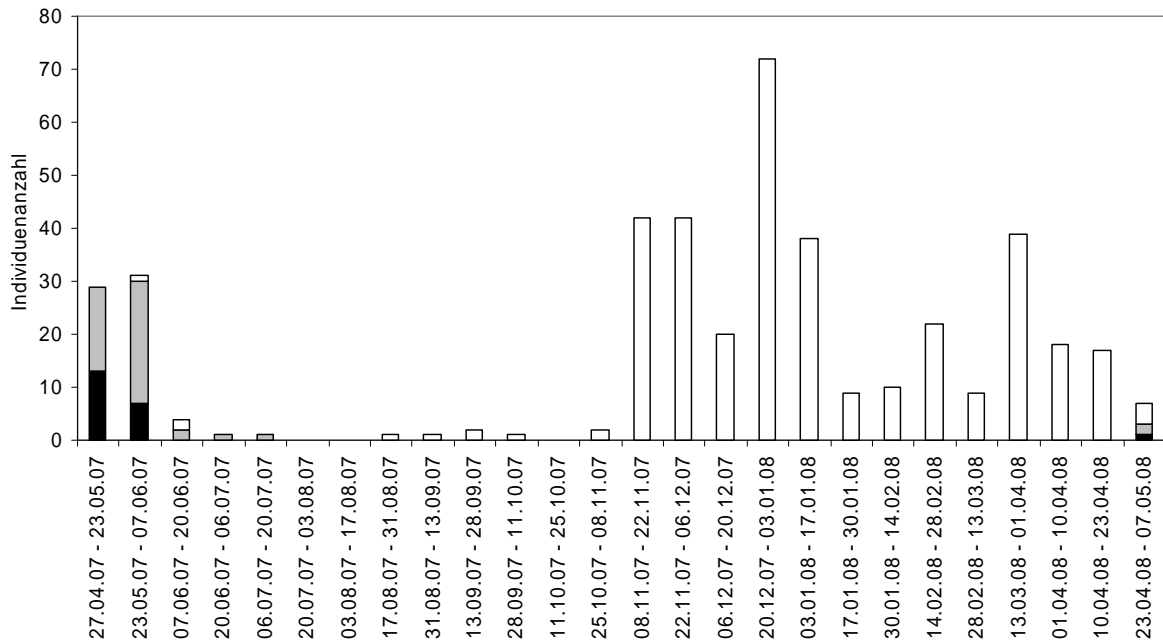


Abb. A45: Phänologie von *Anyphaena accentuata* 2007/ 2008
 – ♂♂ schwarz, ♀♀ grau, juvenile weiß

12 PHÄNOLOGIE VON *DICTYNA PUSILLA*

Dictyna pusilla 2005/2006

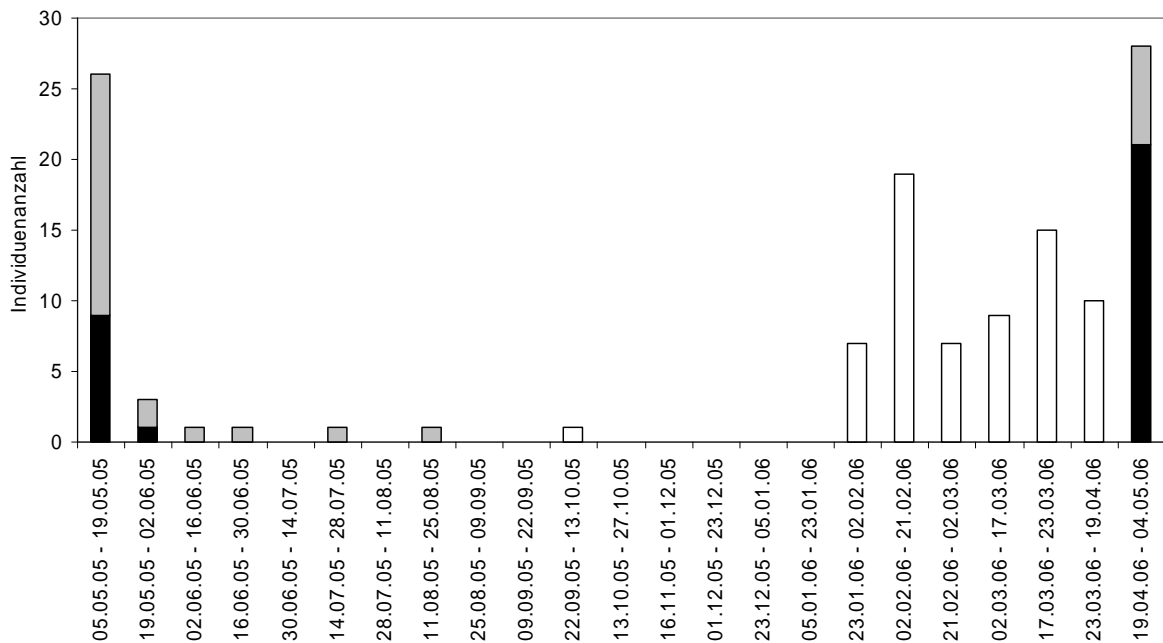


Abb. A46: Phänologie von *Dictyna pusilla* 2005/ 2006
 – ♂♂ schwarz, ♀♀ grau, juvenile weiß

Dictyna pusilla 2006/2007

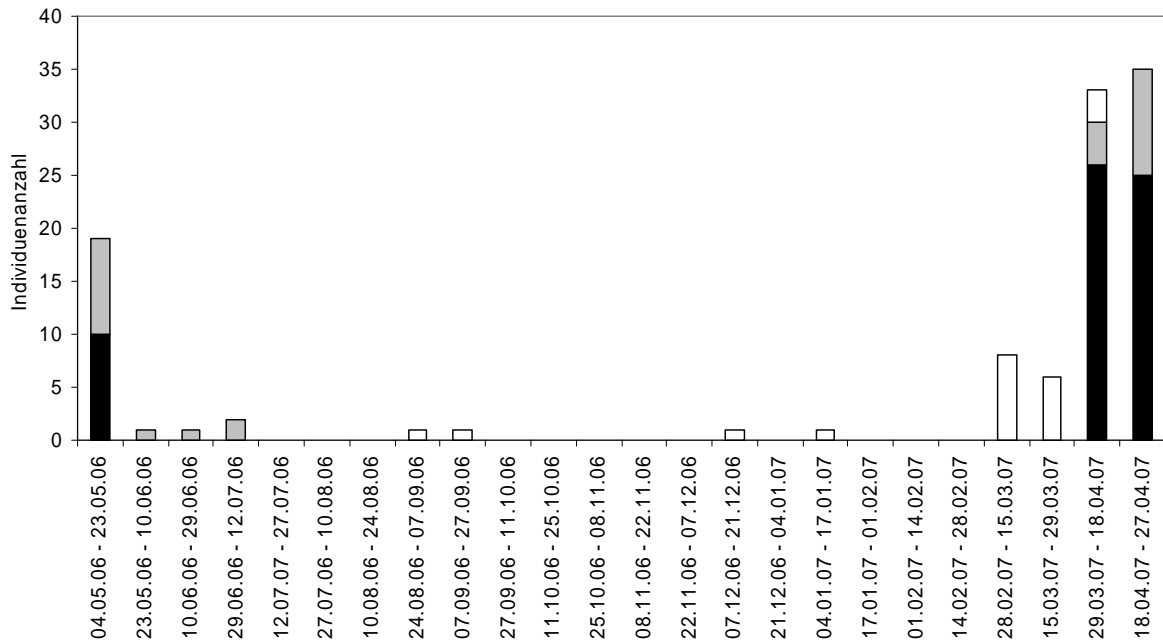


Abb. A47: Phänologie von *Dictyna pusilla* 2006/ 2007

– ♂♂ schwarz, ♀♀ grau, juvenile weiß

Dictyna pusilla 2007/2008

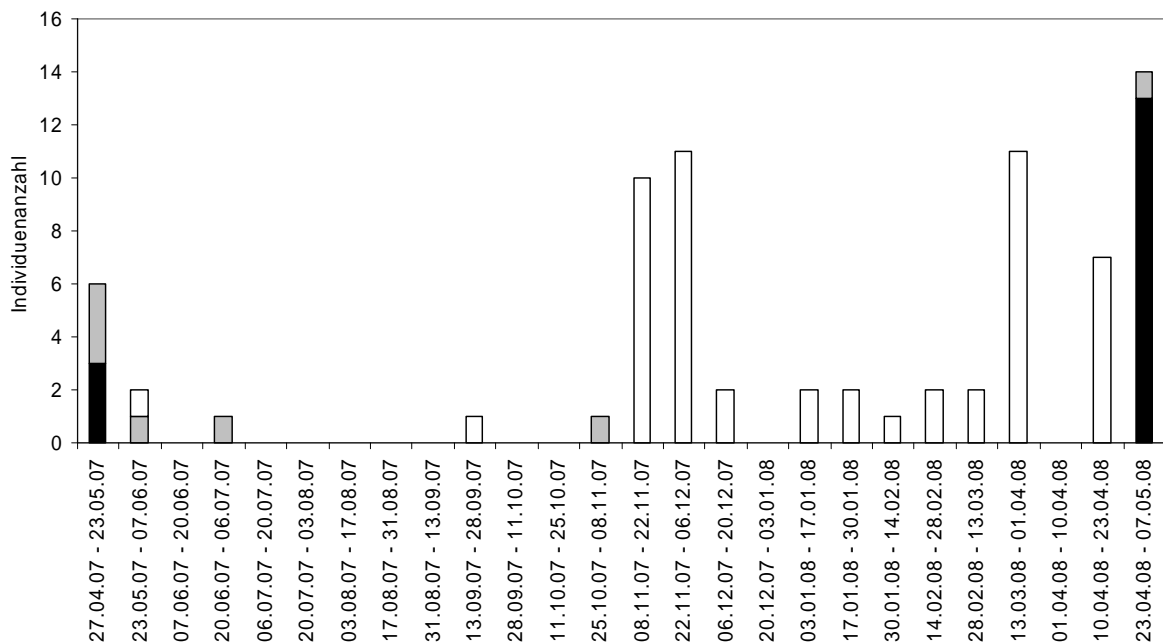
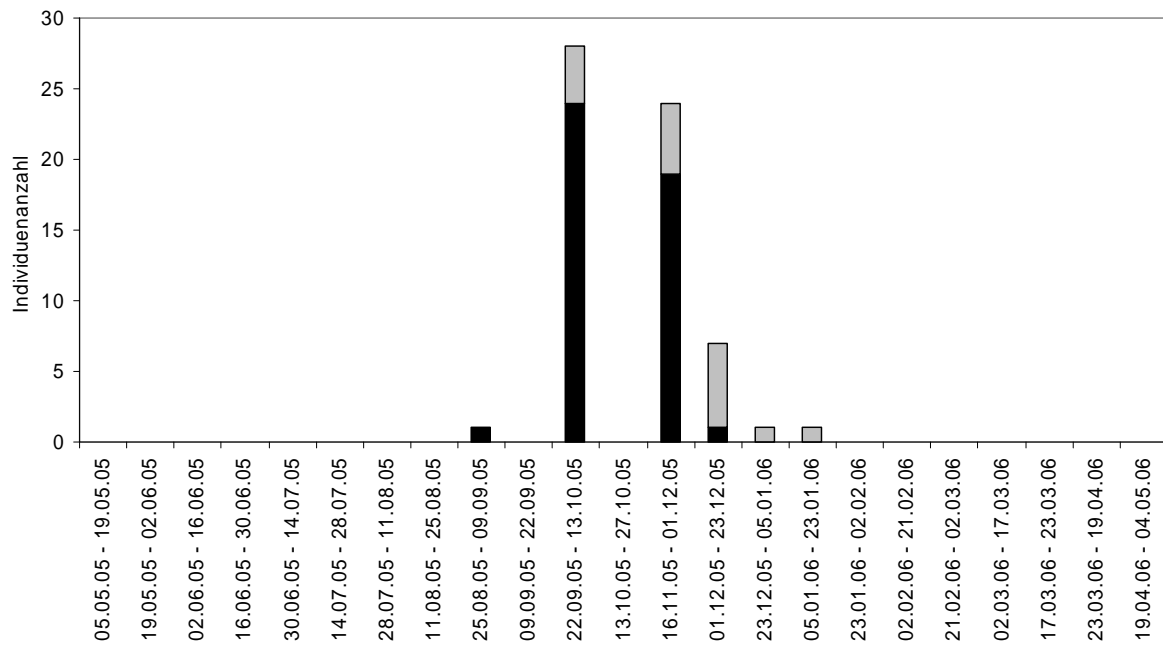
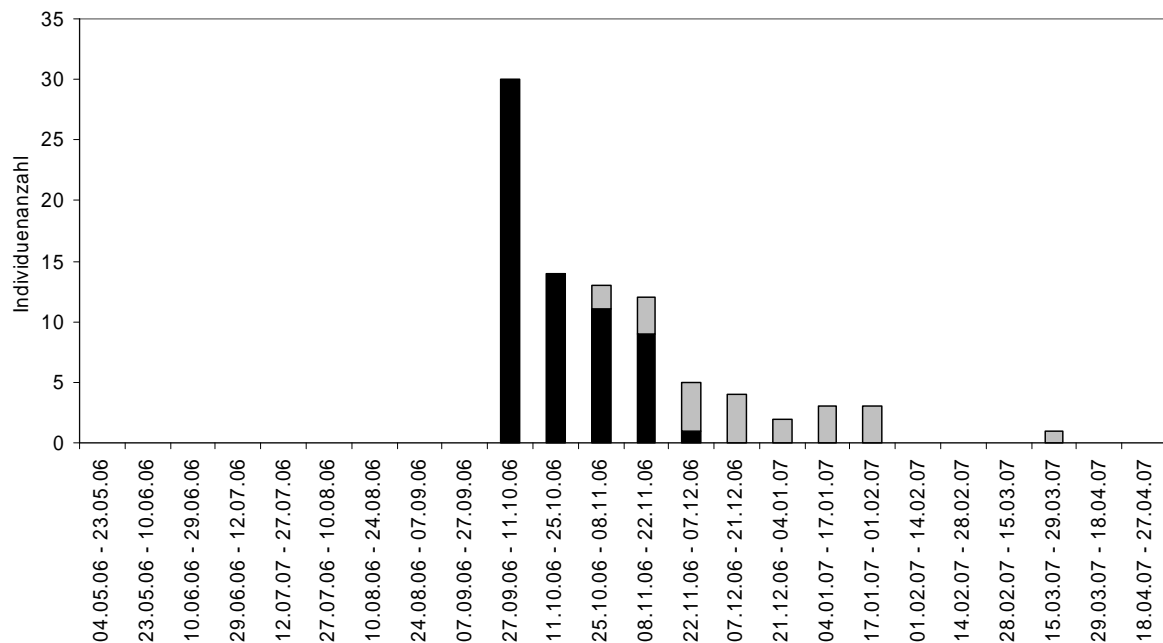


Abb. A48: Phänologie von *Dictyna pusilla* 2007/ 2008

– ♂♂ schwarz, ♀♀ grau, juvenile weiß

13 PHÄNOLOGIE VON *LEPTYPHANTES MINUTUS**Lepthyphantes minutus* 2005/2006Abb. A49: Phänologie von *Lepthyphantes minutus* 2005/ 2006

– ♂♂ schwarz, ♀♀ grau

Lepthyphantes minutus 2006/2007Abb. A50: Phänologie von *Lepthyphantes minutus* 2006/ 2007

– ♂♂ schwarz, ♀♀ grau

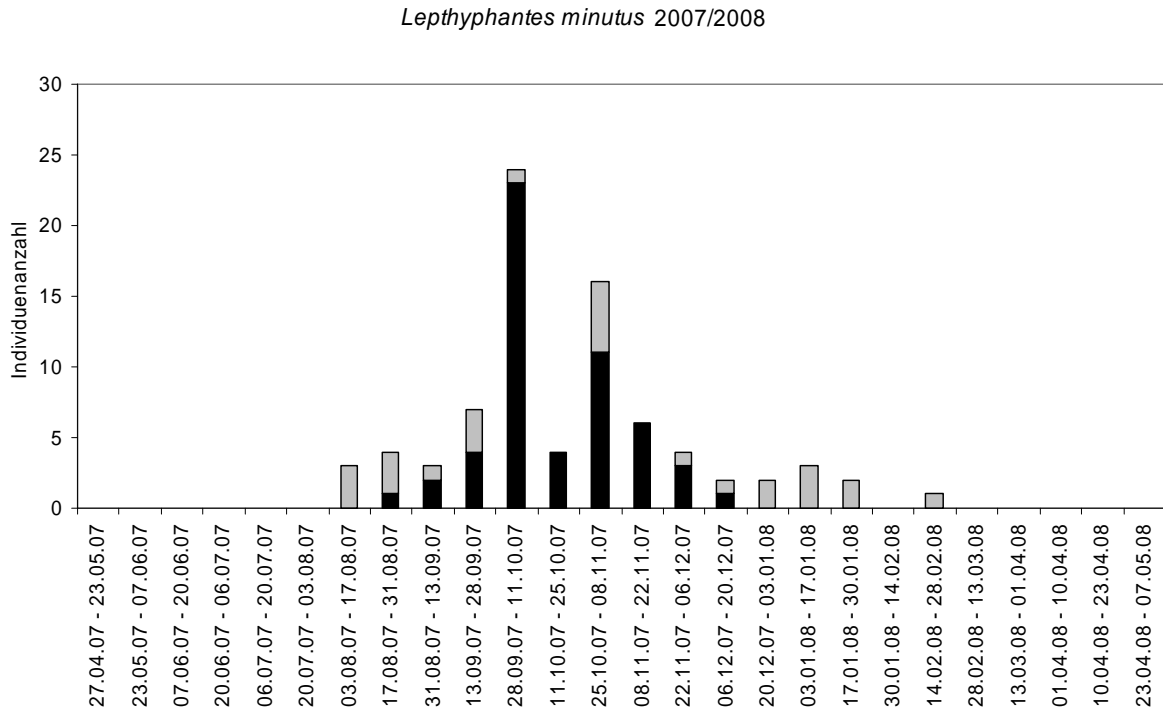


Abb. A51: Phänologie von *Lepthyphantes minutus* 2007/ 2008
 – ♂♂ schwarz, ♀♀ grau

14 PHÄNOLOGIE VON *CETONANA LATICEPS*

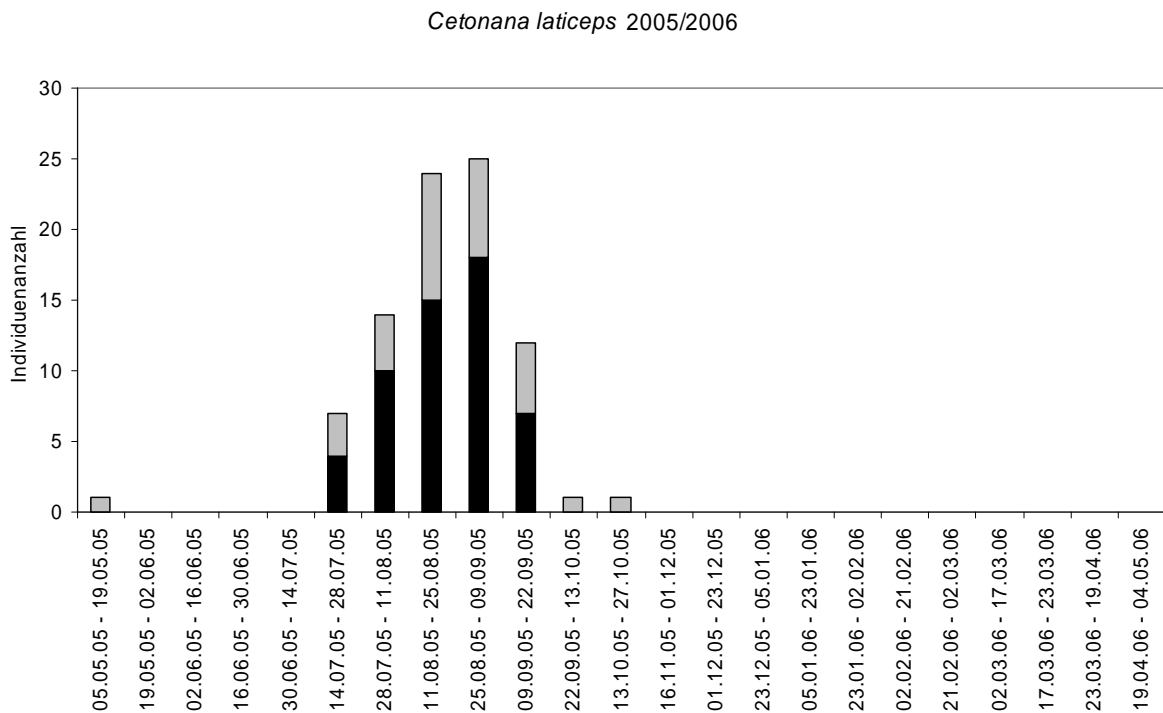


Abb. A52: Phänologie von *Cetonana laticeps* 2005/ 2006
 – ♂♂ schwarz, ♀♀ grau, juvenile weiß

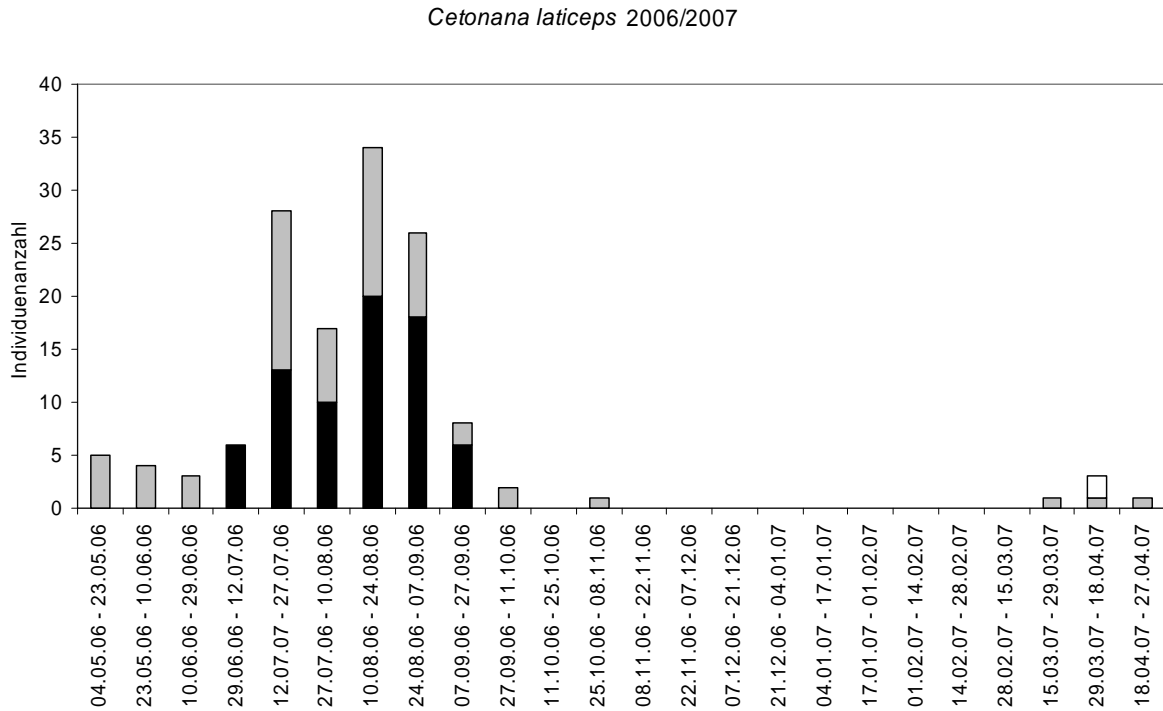


Abb. A53: Phänologie von *Cetonana laticeps* 2006/ 2007

– ♂♂ schwarz, ♀♀ grau, juvenile weiß

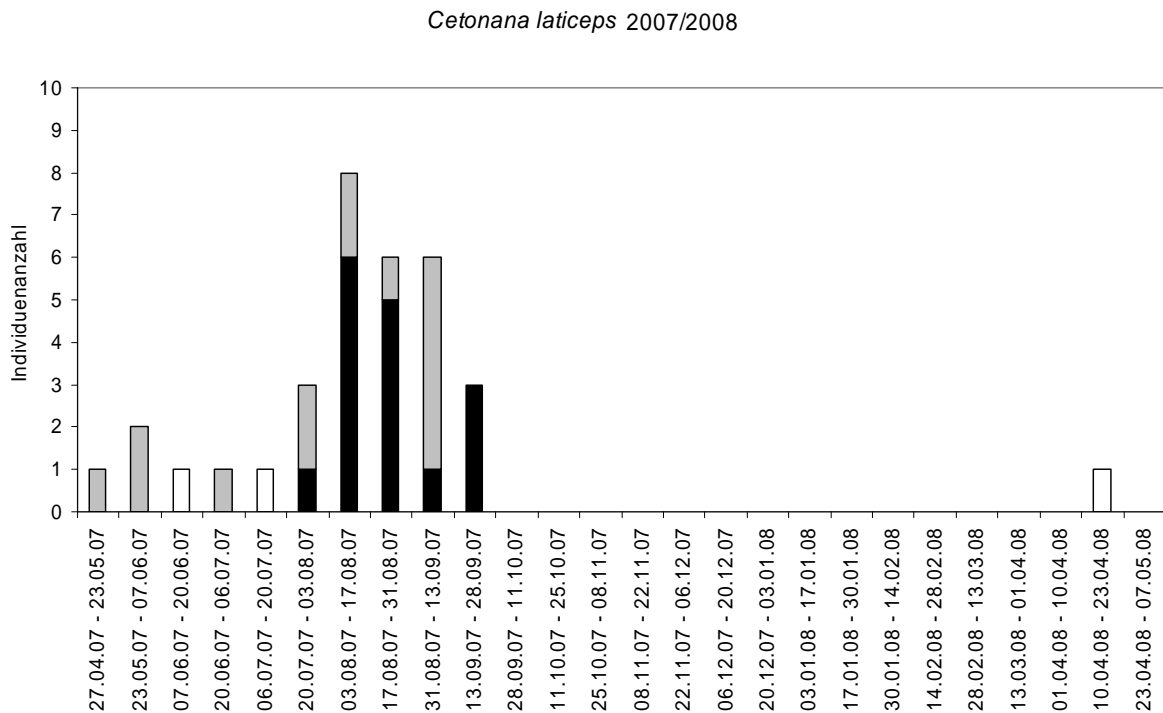


Abb. A54: Phänologie von *Cetonana laticeps* 2007/ 2008

– ♂♂ schwarz, ♀♀ grau, juvenile weiß

15 PHÄNOLOGIE VON *THERIDION MYSTACEUM*

Theridion mystaceum 2005/2006

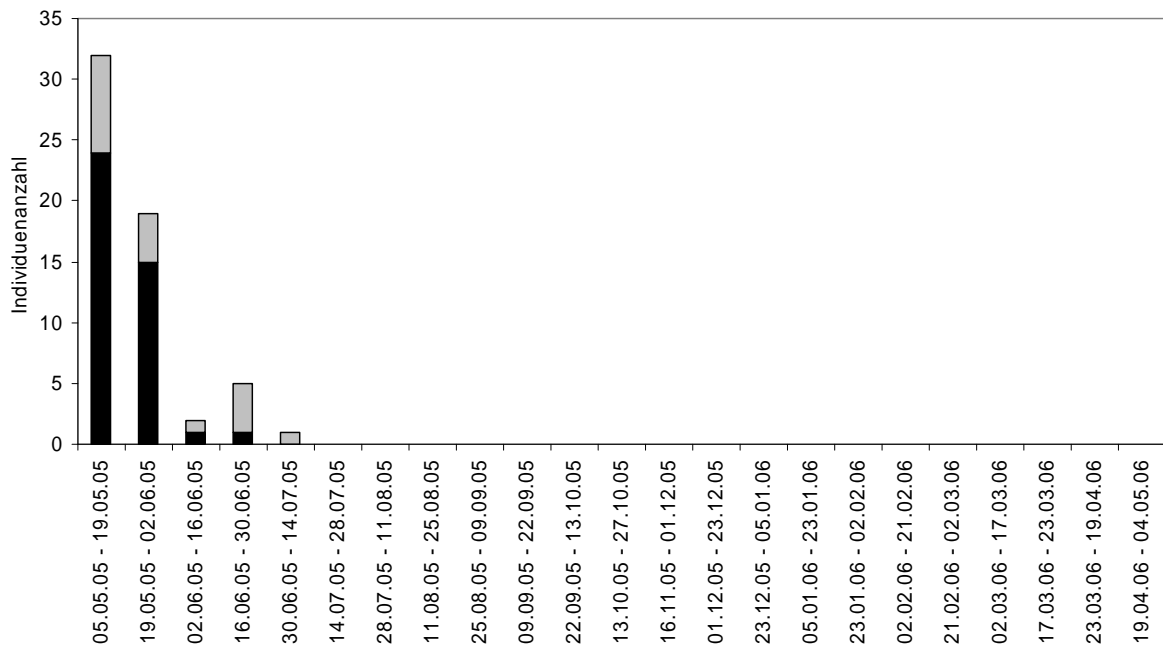


Abb. A55: Phänologie von *Theridion mystaceum* 2005/ 2006
 – ♂♂ schwarz, ♀♀ grau

Theridion mystaceum 2006/2007

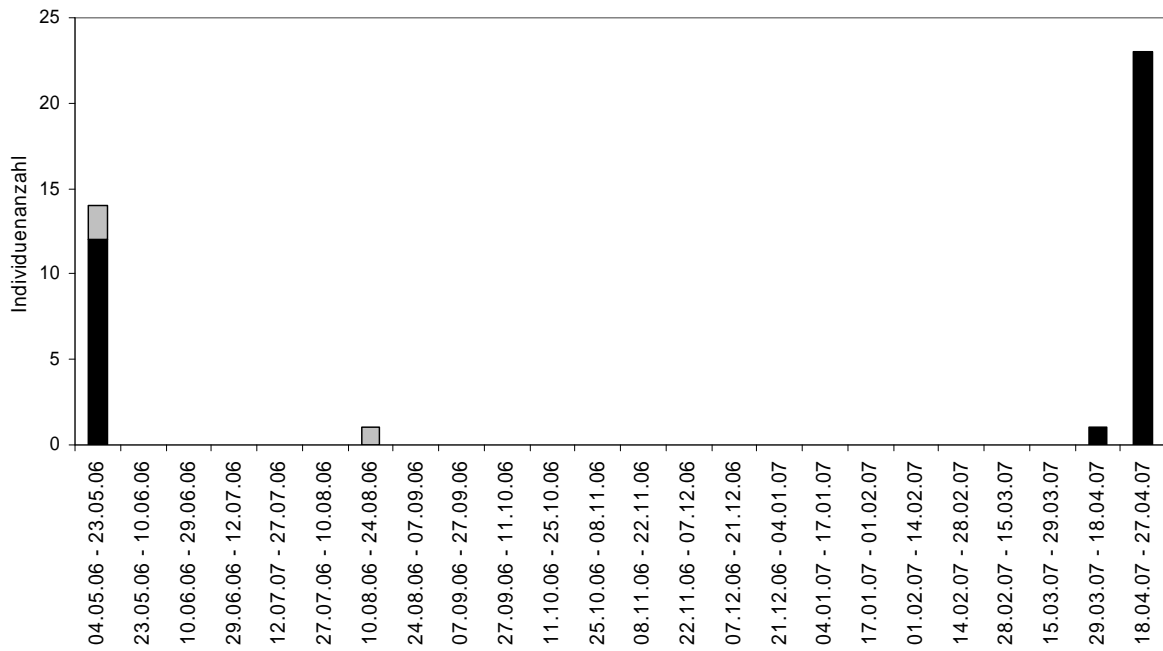
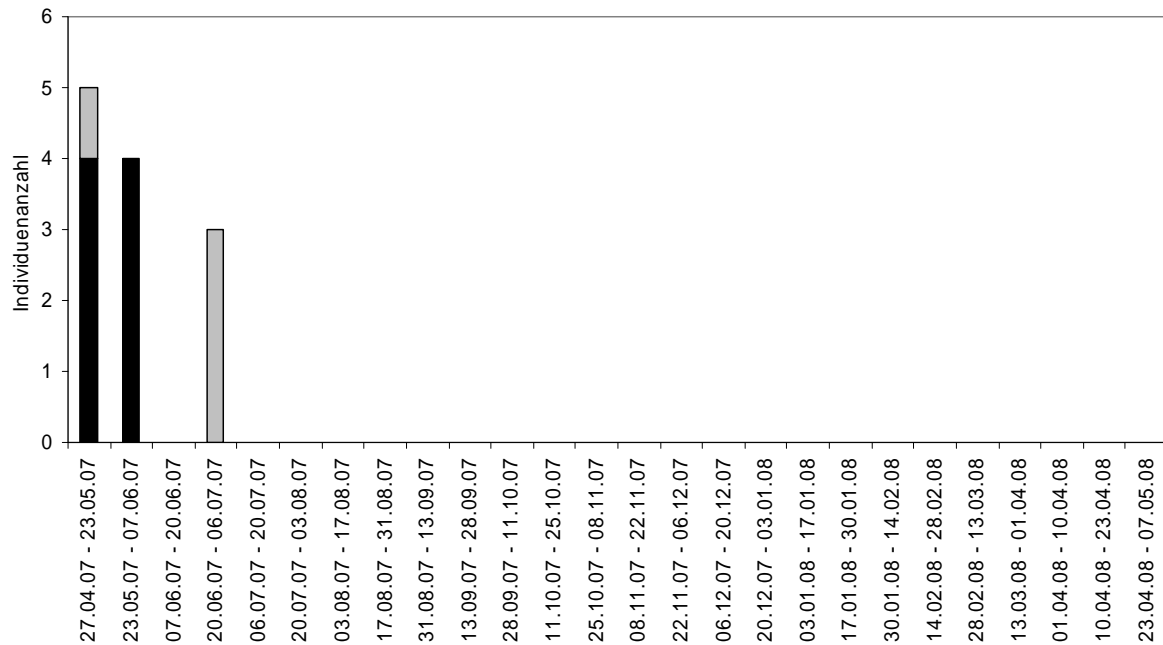
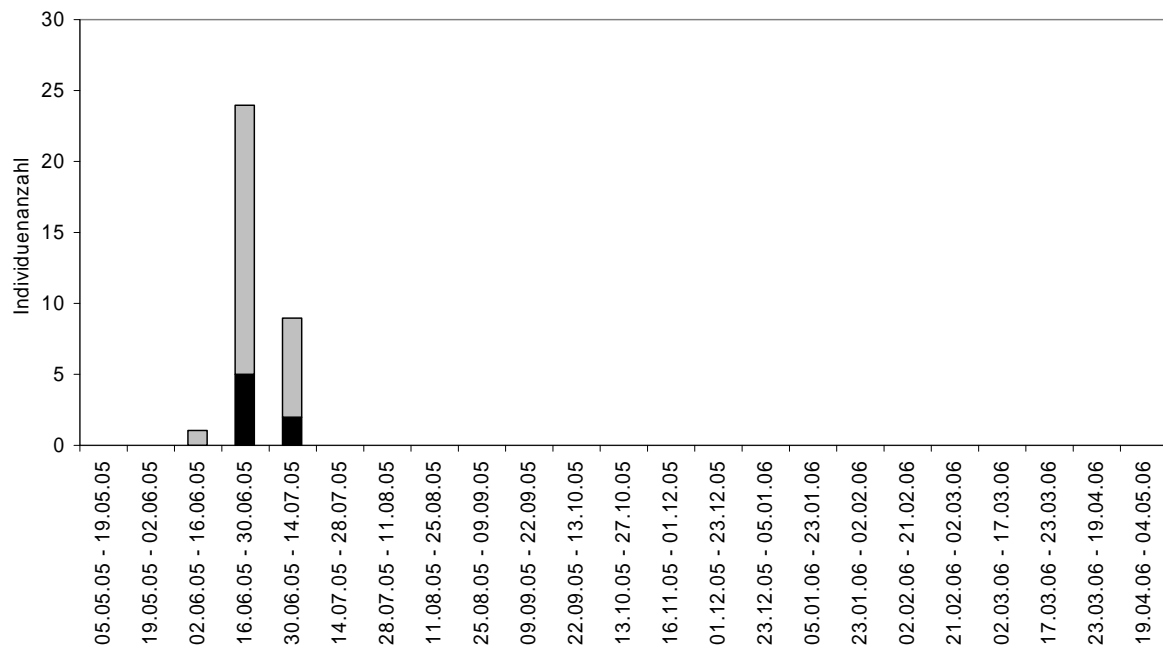


Abb. A56: Phänologie von *Theridion mystaceum* 2006/ 2007
 – ♂♂ schwarz, ♀♀ grau

Theridion mystaceum 2007/2008Abb. A57: Phänologie von *Theridion mystaceum* 2007/ 2008

- ♂♂ schwarz, ♀♀ grau

16 PHÄNOLOGIE VON ENOPLIGNATHA OVATA

Enoplognatha ovata 2005/2006Abb. A58: Phänologie von *Enoplognatha ovata* 2005/ 2006

- ♂♂ schwarz, ♀♀ grau

Enoplognatha ovata 2006/2007

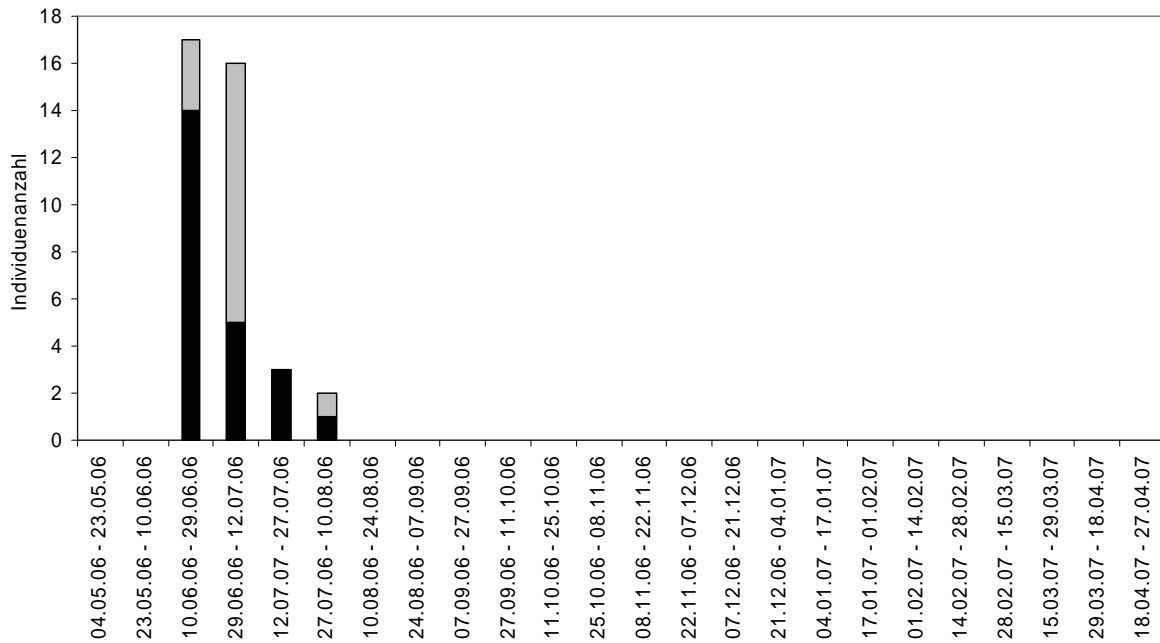


Abb. A59: Phänologie von *Enoplognatha ovata* 2006/ 2007

– ♂♂ schwarz, ♀♀ grau

Enoplognatha ovata 2007/2008

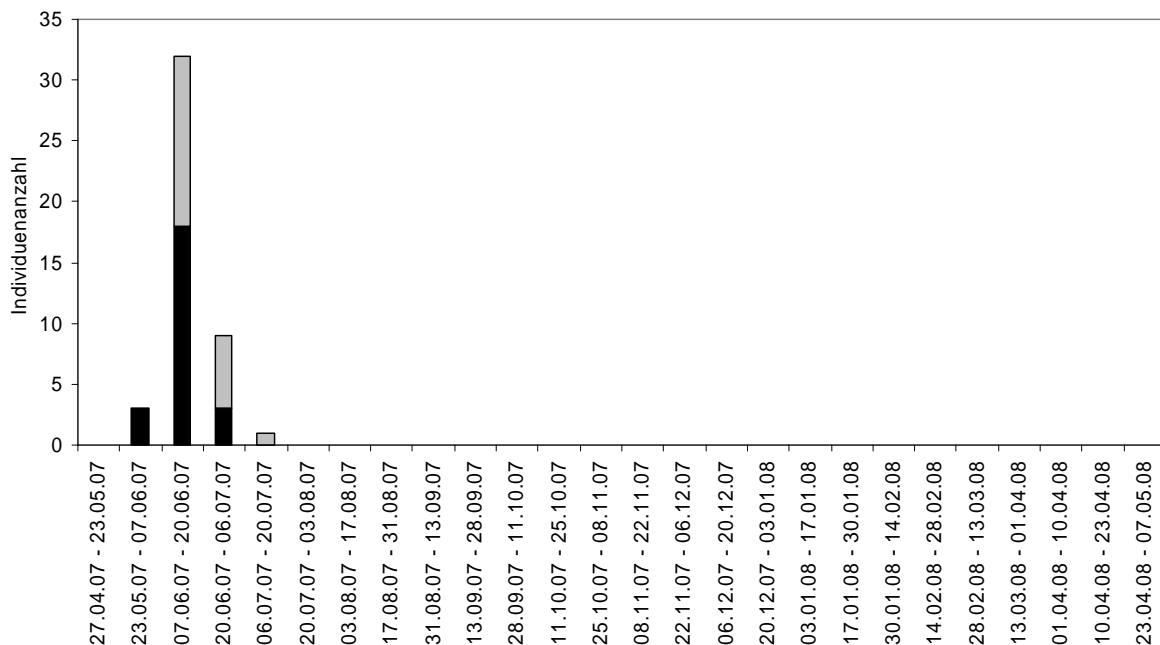
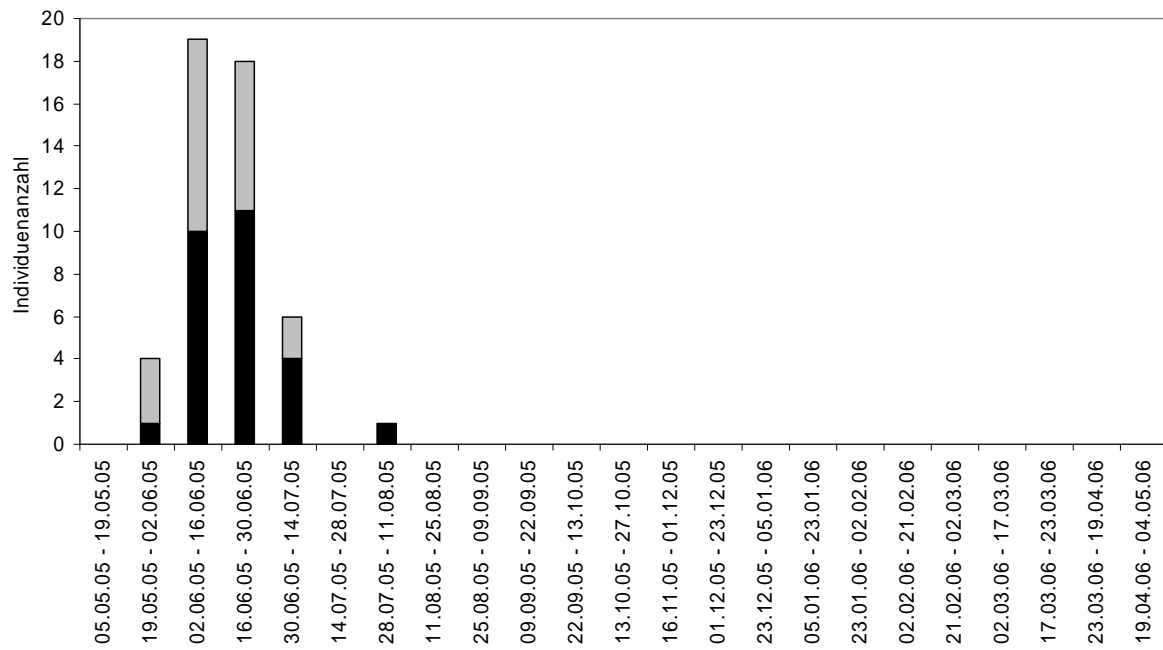


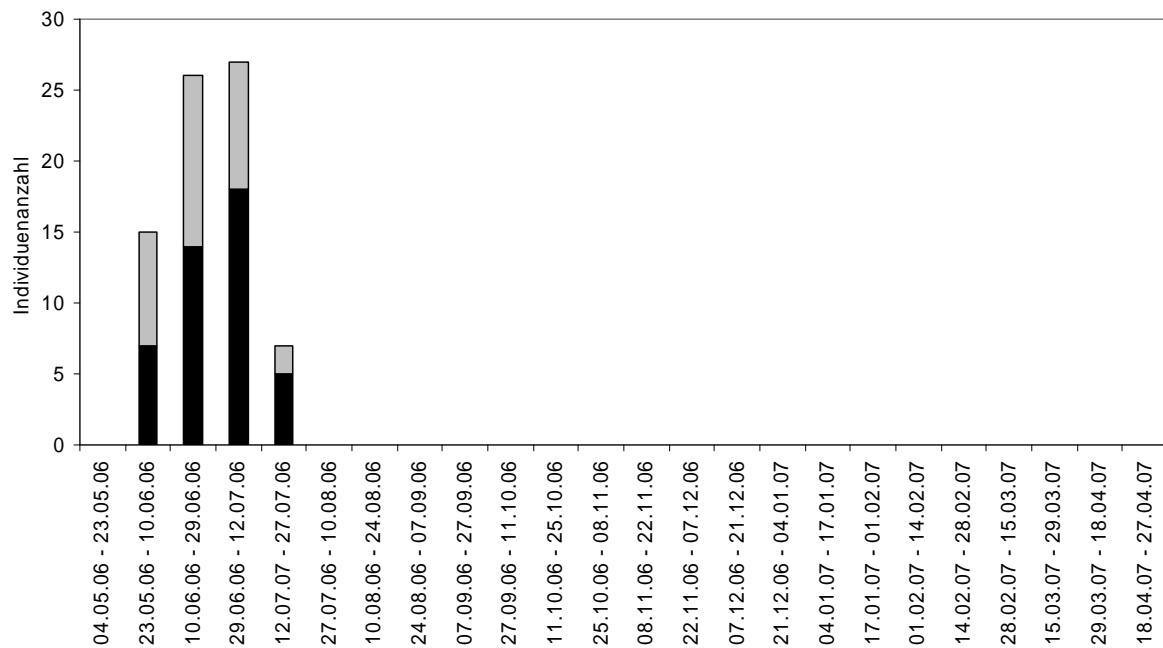
Abb. A60: Phänologie von *Enoplognatha ovata* 2007/ 2008

– ♂♂ schwarz, ♀♀ grau

17 PHÄNOLOGIE VON TETRAGNATHA EXTENSA

Tetragnatha extensa 2005/2006Abb. A61: Phänologie von *Tetragnatha extensa* 2005/ 2006

– ♂♂ schwarz, ♀♀ grau

Tetragnatha extensa 2006/2007Abb. A62: Phänologie von *Tetragnatha extensa* 2006/ 2007

– ♂♂ schwarz, ♀♀ grau

Tetragnatha extensa 2007/2008

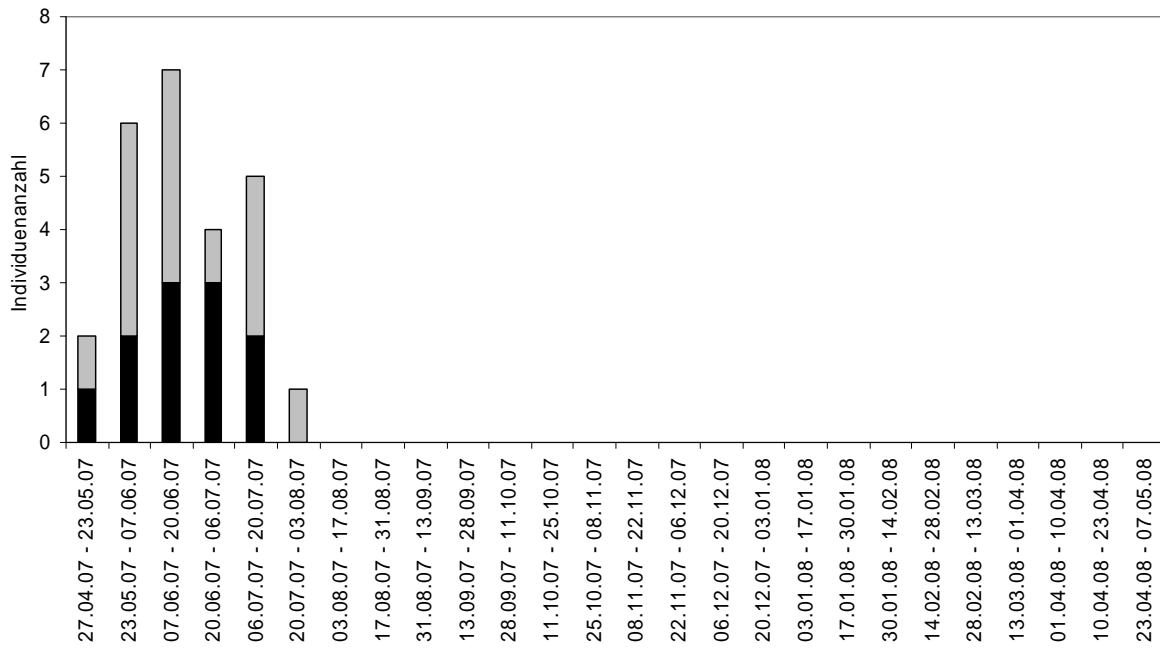


Abb. A63: Phänologie von *Tetragnatha extensa* 2007/ 2008

- ♂♂ schwarz, ♀♀ grau

18 PHÄNOLOGIE VON *TEGENARIA FERRUGINEA*

Tegenaria ferruginea 2005/2006

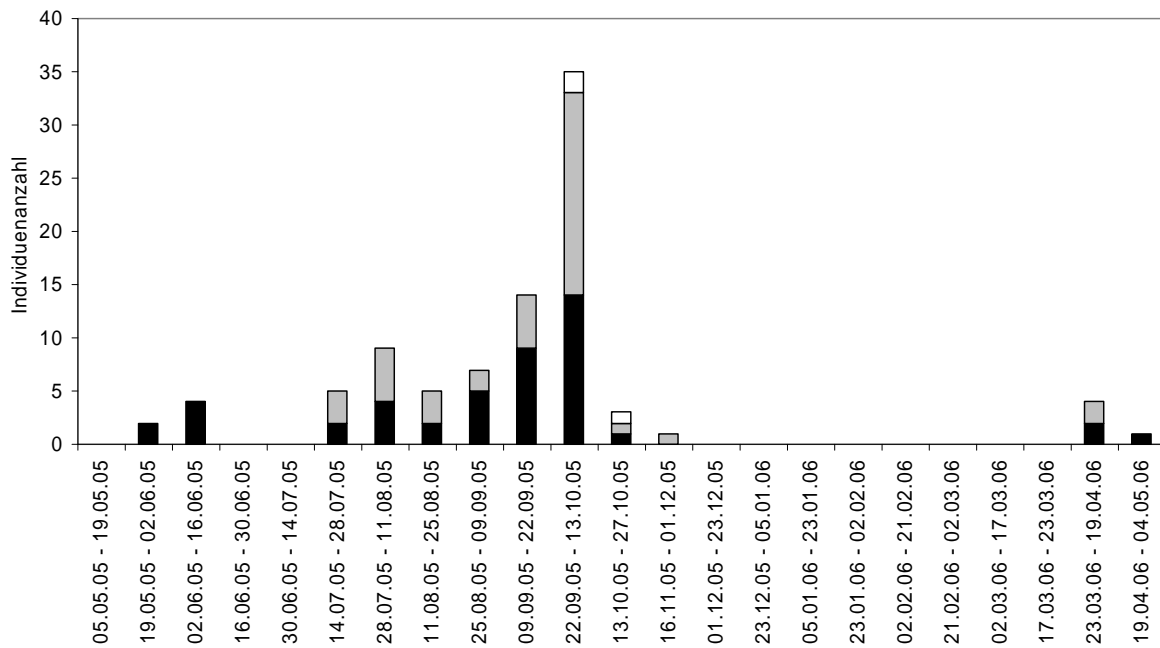


Abb. A64: Phänologie von *Tetragnatha extensa* 2005/ 2006

- ♂♂ schwarz, ♀♀ grau, juvenile weiß

Tegenaria ferruginea 2006/2007

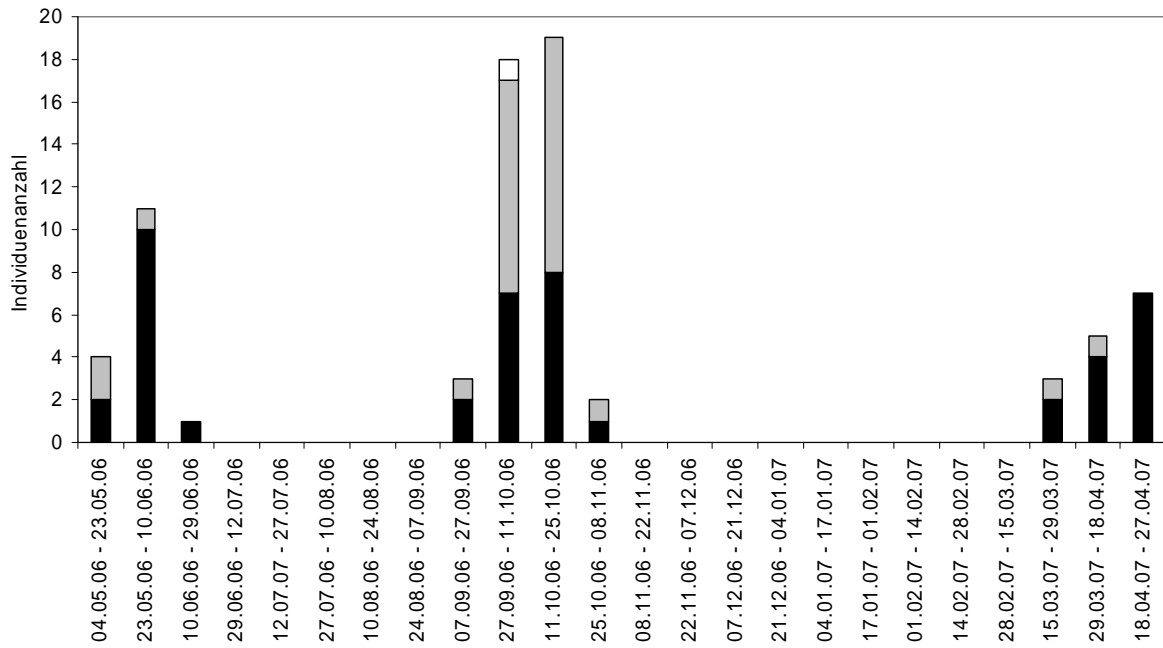


Abb. A65: Phänologie von *Tetragnatha extensa* 2006/ 2007

– ♂♂ schwarz, ♀♀ grau, juvenile weiß

Tegenaria ferruginea 2007/2008

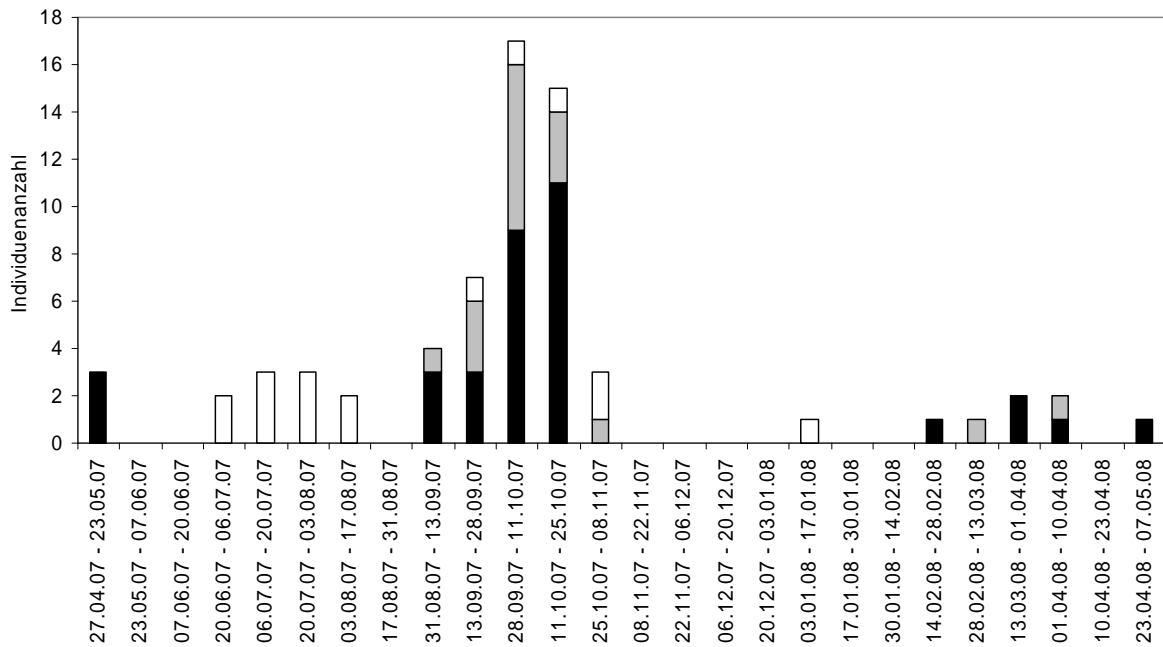


Abb. A66: Phänologie von *Tetragnatha extensa* 2007/ 2008

– ♂♂ schwarz, ♀♀ grau, juvenile weiß