Wissenschaftliche Begleitung verschiedener forstlicher Bewirtschaftungsmaßnahmen im NSG „Burgaue“ (im LSG „Leipziger Auwald“)

zur Optimierung der forstlichen Planungen und Pflegemaßnahmen im Sinne der nachhaltigen Sicherung und Verbesserung der Biodiversität

Abschlussbericht (Fassung 2012)

Auftraggeber: Stadt Leipzig, Grünflächenamt, Abt. Stadtforsten

Förderung: Sächsische Landesstiftung Natur und Umwelt

Auftragnehmer: Prof. Hellriegel-Institut e.V. an der HS Anhalt
Strenzfelder Allee 28
06406 Bernburg

Projektleitung: Prof. Dr. K. Richter
Bearbeiter: H. Teubert, R. Böckelmann, C. Teumer, M. Pietzsch, J. Kipping, M. Hüttner, M. Franz, S. Röhling, R. Micksch, S. Everz, T. Laermer

Mitarbeit: Dr. A. Floren (Univ. Würzburg),
Dr. habil. P. Gutte,
Prof. Dr. H. Heinrich, Dr. A. Krüger, Dr. B. Schneider (Univ. Leipzig),
Dipl.-Biol. K. Heyde,
Dipl-Forsting. (FH) B. Messing u. Mitarbeiter (Stadt Leipzig, Abt. Stadtforsten),
Dr. D. Sattler, Dipl.-Biol. A. Lindner (Univ. Leipzig).

Inhalt

1. Aufgabenstellung und Projektziel ... 10

2. Grundlagen ... 12

2.1 Der Untersuchungsraum ... 12

2.1.1 Lage und naturräumliche Einordnung ... 12

2.1.2 Abiotische Verhältnisse ... 13

2.1.3 Historische und heutige Wald-Nutzung ... 14

2.2. Grundsätze des Untersuchungsdesign ... 17

3. Methoden und Ergebnisse der Teiluntersuchungen ... 22

3.1 Kronenstrukturdaten (LINDNER & SATTLER 2007, 2008, Univ. Leipzig) ... 22

3.1.1 Angewandte Methoden ... 22

3.1.2 Ergebnisse und Diskussion ... 25

3.2 Gehölzvegetation (MESSING 2007, 2008, Stadt Leipzig, Abt. Stadt forsten) ... 33

3.2.1 Untersuchungen zum Wildverbiss ... 33

3.2.1.1 Angewandte Methoden ... 33

3.2.1.2 Ergebnisse und Diskussion ... 34

3.2.2 Gehölzerfassung ... 45

3.3 Bodenvegetation ... 47

3.3.1 Aufnahmen nach BYTH & RIPLEY (HELLRIEGEL-INSTITUT) ... 47

3.3.1.1 Erfassungsmethodik und Untersuchungsumfang ... 47

3.3.2.2 Auswertungsmethodik ... 50

3.3.2.3 Ergebnisse und Diskussion ... 50

3.3.2 Aufnahmen nach BRAUN-BLANQUET (nach GUTTE 2007, 2008) ... 58

3.3.2.1 Erfassungsmethodik und Untersuchungsumfang ... 58

3.3.2.2 Auswertungsmethodik ... 58

3.3.2.3 Ergebnisse und Diskussion ... 59

3.3.3 Gesamtbetrachtung Bodenvegetation ... 60

3.4 Faunistische Standarduntersuchungen (HELLRIEGEL-INSTITUT) ... 67

3.4.1. Erfassungsmethodik und Untersuchungsumfang ... 67

3.4.2 Auswertungsmethodik ... 70

3.4.3 Ergebnisse und Diskussion ... 75

3.4.3.1 Landmollusken ... 75

3.4.3.2 Spinnen aus Bodenfallen ... 80

3.4.3.3 Spinnen aus Fensterfallen / Leimringfängen ... 86

3.4.3.4 Xylobionte Käfer aus Fensterfallen ... 94

3.4.3.5 Xylobionte Käfer aus Leimringfängen ... 108
3.4.3.6 Laufkäfer ... 117
3.4.3.7 Tagfalter ... 123
3.4.3.8 Nachtfalter (nach HEYDE 2007, 2008) ... 129
3.4.3.9 Brutvögel ... 145
3.4.3.10 Fledermäuse ... 153
3.5 Faunistische Spezialuntersuchungen - Baumkronenbenebelung (FLOREN 2009, Univ. Würzburg) ... 159
3.5.1 Erfassungsmethodik und Untersuchungsumfang ... 161
3.5.1.1 Die Methode der Insektizidvernebelung ... 161
3.5.1.2 Untersuchungsflächen, untersuchte Baumarten, Vorgehensweise ... 164
3.5.2 Grundlagen der Auswertungsmethodik ... 166
3.5.2.1 Ökologische Gilden ... 166
3.5.2.2 Rote Liste-Arten ... 167
3.5.2.3 Statistische Auswertungen ... 168
3.5.3 Ergebnisse und Diskussion ... 170
3.5.3.1 Ergebnisse und deren Interpretation – Erfassungsjahr 2006 ... 170
3.5.3.2 Ergebnisse und deren Interpretation – Erfassungsjahr 2008 ... 191
3.5.3.3 Zusammenfassung und vergleichende Betrachtung der Ergebnisse aus 2006 und 2008 ... 213
3.6 Bodenuntersuchungen ... 223
3.6.1 pH-Werte Boden (HELLRIEGEL-INSTITUT) ... 223
3.6.1 Stoffliche Analysen (KRÜGER 2009, Inst. f. Geographie Univ. Leipzig) ... 223

4. Resümee ... 227

4.1 Zusammenfassung der Untersuchungsergebnisse ... 227
4.2 Hinweise zur weiteren Bewirtschaftung / Gebietsbehandlung ... 234
4.3 Vorschläge zur Modifikation des Untersuchungsprogramms ... 235

5. Kurzfassung ... 239

6. Quellenverzeichnis ... 242

6.1 Verwendete Unterlagen (Teilprojektberichte) ... 242
6.2 Literatur ... 243

Anhang (Einzeldaten)

Tabellenverzeichnis

Tabelle 2.2-1: Grundsätze des Untersuchungsdesign 18

Tabelle 3.1-1: Vergleich der Werte der Kronenöffnung (CO) (je Probefläche und Untersuchungsjahr) 26

Tabelle 3.1-2: Vergleich der Werte des Blattflächenindex (LAI) (je Probefläche und Untersuchungsjahr) 27

Tabelle 3.3-1: Ergebnisse der Point to organism-Untersuchungen in Fläche P4 51

Tabelle 3.3-2: Ergebnisse der Organism to nearest neighbour-Untersuchungen in Fläche P4 51

Tabelle 3.3-3: Ergebnisse der Point to organism-Untersuchungen in Fläche E6 52

Tabelle 3.3-4: Ergebnisse der Organism to nearest neighbour-Untersuchungen in Fläche E6 53

Tabelle 3.3-5: Ergebnisse der Point to organism-Untersuchungen in Fläche M1 54

Tabelle 3.3-6: Ergebnisse der Organism to nearest neighbour-Untersuchungen in Fläche M1 55

Tabelle 3.3-7: Vergleich wesentlicher Ergebnisse und Entwicklungen in den 3 Untersuchungsflächen P4 (Prozessschutzfläche), E8 (Femelhiebfläche) und M1 (Mittelwaldfläche) 56

Tabelle 3.3-8: Vorkommen naturschutzfachlich relevanter Gefäßpflanzenarten 63

Tabelle 3.3-9: Mögliche künftige Ansiedlungen naturschutzfachlich relevanter Gefäßpflanzenarten 65

Tabelle 3.4-1: Aktivitäten (Nachweis-Status) bei den Vögeln (nach LfUG 2006) 69

Tabelle 3.4-2 : Verwendete Rote Listen / Vorwarnlisten 74

Tabelle 3.4-3: Ergebnisse Landmolluskenerfassung (zusammengefasste Darstellung) 75

Tabelle 3.4-4: Ergebnisse Spinnenerfassung aus Bodenfallen (zusammengefasste Darstellung) 80

Tabelle 3.4-5: Ergebnisse Spinnenerfassung aus Fensterfallen / Leimringfängen (zus.gef. Darstellung) 86

Tabelle 3.4-6: Ergebnisse Erfassung xylob. Käfer aus Fensterfallen (zusammengefasste Darstellung) 94

Tabelle 3.4-7: Ergebnisse Erfassung xylob. Käfer aus Leinringfängen (zusammengefasste Darstellung) 108

Tabelle 3.4-8: Ergebnisse Laufkäfererfassung (zusammengefasste Darstellung) 117

Tabelle 3.4-9: Ergebnisse Tagfaltererfassung (zusammengefasste Darstellung) 123

Tabelle 3.4-10: Ergebnisse Nachtfaltererfassung (zusammengefasste Darstellung) 132

Tabelle 3.4-11: Ergebnisse Brutvogelerfassung (zusammengefasste Darstellung) 145

Tabelle 3.4-12: Ergebnisse Fledermauserfassung (zusammengefasste Darstellung) 153

Tabelle 3.5-1: Für Benebelungen ausgewählte Bäume 164

Tabelle 3.5-2: Durch Benebelung erfasste xylobionte Käfer (Diversitätswerte) - 2006 171

Tabelle 3.5-3: Die fünf Hauptarten - xylobionte Käfer - sortiert für den gesamten Datensatz (Gesamt), sowie für jede der drei Untersuchungsflächen - 2006 172

Tabelle 3.5-4: Erfasste Xyliobionte Käferarten der Roten Liste Deutschlands - 2006 180

Tabelle 3.5-5: Die wärmeliebenden xylobionten Käfer - 2006 181

Tabelle 3.5-6: Durch Benebelung erfasste Kronen-Spinnen (Diversitätswerte) - 2006..... 182

Tabelle 3.5-7: Die fünf Hauptarten –Kronen-Spinnen - sortiert für den gesamten Datensatz (Gesamt), sowie für jede der drei Untersuchungsflächen - 2006 183

Tabelle 3.5-8: Gildenzusammensetzung der Kronenspinnen - 2006..... 186

Tabelle 3.5-9: Erfasste Spinnenarten der Roten Liste Sachsens (PLATEN et al. 1999)..... 189

Tabelle 3.5-10: Durch Benebelung erfasste xylobionte Käfer (Diversitätswerte) - 2008..... 192

Tabelle 3.5-11: Die fünf Hauptarten - xylobionte Käfer - sortiert für den gesamten Datensatz (Gesamt), sowie für jede der drei Untersuchungsflächen - 2008 193

Tabelle 3.5-12: Erfasste Xyliobionte Käferarten der Roten Liste Deutschlands - 2008 200

Tabelle 3.5-13: Familienzugehörigkeit der bei allen 30 Benebelungen gesammelten adulten Spinnen. 202

Tabelle 3.5-14: Durch Benebelung erfasste Kronen-Spinnen (Diversitätswerte) - 2008..... 203

Tabelle 3.5-15: Die fünf Hauptarten –Kronen-Spinnen - sortiert für den gesamten Datensatz (Gesamt), sowie für jede der drei Untersuchungsflächen - 2006 204

Tabelle 3.5-16: Gildenzusammensetzung der Kronenspinnen - 2008..... 208

Tabelle 3.5-17: Erfasste Spinnenarten der Roten Liste Sachsens (PLATEN et al. 1999)..... 210

Tabelle 3.5-18: Fangzahlen und Rote-Liste-Arten (Holzkäfer, Spinnen) der Untersuchungsjahre 2006 und 2008 214

Tabelle 3.5-19: Arten- und Individuen der xylobionten Käfer und Spinnen der Untersuchungsjahre 2006 und 2008, unterteilt nach ökologischen Gilden. 217

Tabelle 3.5-20: Verteilung der häufigen Arten beider Erfassungszeiträume..... 220

Tabelle 3.5-21: Xylobionte Käferarten und Spinnen der Roten-Liste – Neunachweise 2008 221

Tabelle 3.6-1: Untersuchungsverfahren im Rahmen der Bodenuntersuchungen nach Holzeinschlag im Leipziger Auwald, NSG Burgaue. 225

Tabelle 4.1-1: Zusammengefasste Darstellung der Ergebnisse und Prognosen untersuchter Organismengruppen..... 231

Abbildungsverzeichnis

Abb. 2.1-1: Lageskizze ... 12
Abb. 2.1-2: Naturschutzgebiet „Burgaue“ (aus Jansen & Kirmse 1999) ... 13
Abb. 2.1-3: Prinzip der Mittelwaldbewirtschaftung (aus Alsing et al.1995, S. 458) ... 15
Abb. 2.1-4: Prinzip der Femelwirtschaft (aus Burschel & Huss 1997, S. 128) ... 16
Abb. 2.1-5 a-c: Prinzip der Femelartigen Bewirtschaftung im Leipziger Stadtwald ... 16
Abb. 2.1-1: Lage und Verteilung der Untersuchungsflächen ... 19
Abb. 2.2-2: Untersuchungsfläche P4 ... 20
Abb. 2.2-3: Untersuchungsfläche M1 nach dem Eingriff (Foto: S. Eversz) ... 21
Abb. 2.2-4 Untersuchungsfläche E6 nach dem Eingriff (Foto: S. Eversz) ... 21
Abb. 3.1-1: Lage der 1ha großen Untersuchungsflächen im Bereich der Leipziger Burgaue ... 23
Abb. 3.1-2: Plotstruktur der einzelnen Untersuchungsflächen und Referenznummerierung der Fotopunkte ... 24
Abb. 3.1-3: Box-Whisker Plot der Kronenöffnungswerte (je Probefläche und Untersuchungsjahr) ... 25
Abb. 3.1-4: Box-Whisker Plot des Blattflächenindex (je Probefläche und Untersuchungsjahr) ... 26
Abb. 3.1-5 a-c: Isolinien-Konturplots der Kronenöffnung und des Blattflächenindex in den Untersuchungsflächen – 2006/07 ... 28
Abb. 3.1-6 a-c: Isolinien-Konturplots der Kronenöffnung und des Blattflächenindex in den Untersuchungsfläche-2008 ... 29
Abb. 3.1-7 a-c: Isolinien-Konturplots der Differenzen des Blattflächenindex (LAI) in den Untersuchungsflächen zwischen 2006 und 2008 ... 30
Abb. 3.2-1: Gehölzverjüngung nach Baumarten (Gesamtgebiet, 2007) ... 35
Abb. 3.2-2: Gehölzverjüngung nach Baumarten (Gesamtgebiet, 2008) ... 36
Abb. 3.2-3: Gehölzverjüngung und deren Verbissanteile – Prozessschutzfläche 2007 ... 37
Abb. 3.2-4: Gehölzverjüngung und deren Verbissanteile – Prozessschutzfläche 2008 ... 38
Abb. 3.2-5: Gehölzverjüngung und deren Verbissanteile – Mittelwaldfläche 2007 ... 39
Abb. 3.2-6: Gehölzverjüngung und deren Verbissanteile – Mittelwaldfläche 2008 ... 41
Abb. 3.2-7: Gehölzverjüngung und deren Verbissanteile – Femelwaldfläche 2007 ... 42
Abb. 3.2-8: Gehölzverjüngung und deren Verbissanteile – Femelwaldfläche 2007 ... 43
Abb. 3.2-9: Gehölzerfassung BHD < 5 cm – Anteile Einzelarten (Gesamtgebiet) ... 46
Abb. 3.3-1: Probeflächendesign gemäß Bythe & Ripley (2008), Nr. 3, 5, 6, und 8 = „Point to organism-Untersuchung”, Nr. 1, 2, 4 und 7 = “Organism to nearest neighbour-Untersuchung” ... 49
Abb. 3.4.-1: Dominanzverteilung Landmollusken (Anteile ökol. Gilden) je Probefläche und Untersuchungsjahr ... 76
Abb. 3.4-2a/b: Clusteranalyse und Matrix nach „Artähnlichkeit“ – Landmollusken ... 77
Abb. 3.4-3a/b: Clusteranalyse und Matrix nach „Dominanzähnlichkeit“ – Landmollusken ... 78
Abb.: 3.4-4: nachgewiesene Artenzahl Landmollusken (unterteilt nach ökol. Gilden) je Probefläche und Untersuchungsjahr ... 78
Abb. 3.4-5: nachgewiesene Individuenzahl Landmollusken (unterteilt nach ökol. Gilden) je Probefläche und Untersuchungsjahr ... 79
Abb. 3.4-6: Artenwechsel von 07 nach 08 (je Probefläche) - Landmollusken ... 79
Abb. 3.4-7: Dominanzverteilung Bodenspinnen (Anteile ökol. Gilden) je Probefläche und Untersuchungsjahr ... 82
Abb. 3.4-8a/b: Clusteranalyse und Matrix nach „Artähnlichkeit“ – Spinnen aus Bodenfallen ... 83

Abb. 3.4-9a/b: Clusteranalyse und Matrix nach „Dominanzähnlichkeit“ – Spinnen aus Bodenfallen 84

Abb.: 3.4-10: nachgewiesene Artenzahl Bodenspinnen (unterteilt nach ökol. Gilden) je Probefläche und Untersuchungsjahr 85

Abb.: 3.4-11: nachgewiesene Individuenzahl Bodenspinnen (unterteilt nach ökol. Gilden) je Probefläche und Untersuchungsjahr 85

Abb: 3.4-12: Artenwechsel von 07 nach 08 (je Probefläche) - Bodenspinnen 86

Abb. 3.4-13: Artenspektrum Spinnen aus Fensterfallen / Leimringfängen (Anteile ökol. Gruppen an Gesamtartenzahl) je untersuchte Baumart 88

Abb. 3.4-14: Dominanzspektrum Spinnen aus Fensterfallen / Leimringfängen (Anteile ökol. Gruppen an Gesamtindividuenzahl) je untersuchte Baumart 89

Abb. 3.4-15: Mittlere Individuenzahl / Artenzahl - Spinnen aus Fensterfallen / Leinringfängen – je untersuchte Baumart 89

Abb. 3.4.-16a/b: Clusteranalyse und Matrix nach „Artenähnlichkeit“ – Spinnen aus Fensterfallen / Leimringfängen ... 91

Abb. 3.4-17 a/b: Matrix und Clusteranalyse nach „Dominanzähnlichkeit“ – Spinnen aus Fensterfallen 91

Abb. 3.4-18: nachgewiesene Artenzahl Spinnen aus Fensterfallen / Leimringfängen (unterteilt nach ökol. Gilden) je Probefläche und Untersuchungsjahr 92

Abb. 3.4-19: nachgewiesene Individuenzahl Spinnen aus Fensterfallen / Leimringfängen (unterteilt nach ökol. Gilden) je Probefläche und Untersuchungsjahr 92

Abb: 3.4-20: Artenwechsel von 07 nach 08 (je Probefläche) - Spinnen aus Fensterfallen / Leimringfängen 93

Abb. 3.4-21: Dominanzspektrum Xylobionte Käfer aus Fensterfallen (Anteile ökol. Gruppen an Gesamtindividuenzahl) je untersuchte Baumart 99

Abb. 3.4-22: Artenspektrum Xylobionte Käfer aus Fensterfallen (Anteile ökol. Gruppen an Gesamtartenzahl) je untersuchte Baumart 100

Abb. 3.4-23: Mittlere Individuenzahl / Artenzahl – Xylob. Käfer aus Fensterfallen– je untersuchte Baumart 101

Abb. 3.4-24: Mittlere Individuenzahl / Artenzahl Rote Liste Arten – Xylob. Käfer aus Fensterfallen – je untersuchte Baumart 101

Abb. 3.4-25a/b: Clusteranalyse und Matrix nach „Artenähnlichkeit“ – Xylob. Käfer aus Fensterfallen 102

Abb. 3.4-26a/b: Clusteranalyse und Matrix nach „Dominanzähnlichkeit“ – Xylob. Käfer aus Fensterfallen 103

Abb. 3.4.-27: nachgewiesene Artenzahl Xylob. Käfer aus Fensterfallen (unterteilt nach ökol. Gilden) je Probefläche und Untersuchungsjahr 104

Abb. 3.4.-28: nachgewiesene Individuenzahl Xylob. Käfer aus Fensterfallen (unterteilt nach ökol. Gilden) je Probefläche und Untersuchungsjahr 104

Abb. 3.4.-29: Artenwechsel von 07 nach 08 (je Probefläche) - Xylobionte Käfer aus Fensterfallen 105

Abb.3.4-30: Individuen- u. Artenzahl Rote-Liste-Arten – Xylob. Käfer aus Fensterfallen – je Probefläche und Untersuchungsjahr 106

Abb. 3.4-31: Artenzahl (Rote-Liste-Arten / übrige) – Xylob. Käfer aus Fensterfallen – je ökologische Gilde 106

Abb. 3.4-32: Individuenzahl (Rote-Liste-Arten / übrige) – Xylob. Käfer aus Fensterfallen – je ökologische Gilde 107

Abb. 3.4-33: Artenspektrum Xylobionte Käfer aus Leimringfängen (Anteile ökol. Gruppen an Gesamtartenzahl) je untersuchte Baumart 110

Abb. 3.4-34: Dominanzspektrum Xylobionte Käfer aus Leimringfängen (Anteile ökol. Gruppen an Gesamtindividuenzahl) je untersuchte Baumart 111

Abb. 3.4-35: Mittlere Individuenzahl / Artenzahl – Xylob. Käfer aus Leimringfängen – je untersuchte Baumart 111

Abb. 3.4-36: Mittlere Individuenzahl / Artenzahl Rote Liste-Arten – Xylob. Käfer aus Leimringfängen– je untersuchte Baumart 112

Abb. 3.4-37a/b: Clusteranalyse und Matrix nach „Artenähnlichkeit“ – Xylob. Käfer aus Leimringfängen 113

Abb. 3.4-38a/b: Clusteranalyse und Matrix nach „Dominanzähnlichkeit“ – Xylob. Käfer aus Leimringfängen 113

Abb. 3.4.-39: nachgewiesene Artenzahl Xylob. Käfer aus Leimringfängen (unterteilt nach ökol. Gilden) je Probefläche und Untersuchungsjahr 114

Abb. 3.4.-40: nachgewiesene Individuenzahl Xylob. Käfer aus Leimringfängen (unterteilt nach ökol. Gilden) je Probefläche und Untersuchungsjahr 114

Abb. 3.4.-41: Artenwechsel von 07 nach 08 (je Probefläche) - Xylobionte Käfer aus Leimringfängen 115

Abb. 3.4-42 : Individuen- u. Artenzahl Rote-Liste-Arten – Xylob. Käfer aus Leimringfängen – je Probefläche und Untersuchungsjahr 116

Abb. 3.4-43: Artenzahl (Rote-Liste-Arten / übrige) – Xylob. Käfer aus Leimringfängen – je ökologische Gilde 116

Abb. 3.4-44: Individuenzahl (Rote-Liste-Arten / übrige) – Xylob. Käfer aus Fensterfallen – je ökologische Gilde 117

Abb. 3.4.-45: Dominanzverteilung Laufkäfer (Anteile ökol. Gilden) je Probefläche und Untersuchungsjahr 119

Abb, 3.4-46a/b: Clusteranalyse und Matrix nach „Artenähnlichkeit“ – Laufkäfer 120

Abb. 3.4-47a/b: Clusteranalyse und Matrix nach „Dominanzähnlichkeit“ – Laufkäfer 121

Abb. 3.4-48: Artenwechsel von 07 nach 08 (je Probefläche) - Laufkäfer 122

Abb. 3.4-49: nachgewiesene Artenzahl Laufkäfer (unterteilt nach ökol. Gilden) je Probefläche und Untersuchungsjahr 122

Abb. 3.4-50: nachgewiesene Individuenzahl Laufkäfer (unterteilt nach ökol. Gilden) je Probefläche und Untersuchungsjahr 123

Abb. 3.4.-51a/b: Clusteranalyse und Matrix nach „Artenähnlichkeit“ – Tagfalter 125

Abb. 3.4-52a/b: Clusteranalyse und Matrix nach „Dominanzähnlichkeit“ – Tagfalter 126

Abb. 3.4-53: Artenwechsel von 07 nach 08 (je Probefläche) - Tagfalter 127

Abb. 3.4-54: nachgewiesene Artenzahl Tagfalter (unterteilt nach ökol. Gilden) je Probefläche und Untersuchungsjahr 127

Abb. 3.4-55: nachgewiesene Individuenzahl Tagfalter (unterteilt nach ökol. Gilden) je Probefläche und Untersuchungsjahr 128

Abb. 3.4.-56a/b: Clusteranalyse und Matrix nach „Artenähnlichkeit“ – Nachtfalter 131

Abb. 3.4.-57a/b: Clusteranalyse und Matrix nach „Dominanzähnlichkeit“ – Nachtfalter 131

Abb. 3.4-58: Artenwechsel von 07 nach 08 (je Probefläche) - Nachtfalter 142

Abb. 3.4-59: relative Artenzahl* Nachtfalter (unterteilt nach ökol. Hauptgilden) je Probefläche und Untersuchungsjahr 142

Abb. 3.4-60: relative Individuenzahl* Nachtfalter (unterteilt nach ökol. Hauptgilden) je Probefläche und Untersuchungsjahr 143

Abb.3.4-61: relative Individuen- u. Artenzahl Rote-Liste-Arten* – Nachtfalter – je Probefläche und Untersuchungsjahr 144

Abb. 3.4.-62: Dominanzverteilung Brutvögel (Anteile ökol. Gilden an Gesamt Brutpaarzahl) je Probefläche und Untersuchungsjahr 145

Abb. 3.4-63a/b: Clusteranalyse und Matrix nach „Artenähnlichkeit“ – Brutvögel 148

Abb. 3.4-64a/b: Clusteranalyse und Matrix nach „Dominanzähnlichkeit“ – Brutvögel 149

Abb. 3.4.-65: Besiedlungsdichte Avifauna (unterteilt nach ökol. Gilden) je Probefläche und Untersuchungsjahr 150

Abb. 3.4.-66: Artenzahlen Avifauna (unterteilt nach ökol. Gilden) je Probefläche und Untersuchungsjahr 151

Abb: 3.4.-67: Artenwechsel von 07 nach 08 (je Probefläche) - Brutvögel 152

Abb. 3.4-68 : Brutpaar- und Artenzahlen Rote-Liste / Vorwarnlisten-Arten (Vögel) – je Probefläche und Untersuchungsjahr 152

Abb. 3.4-69a/b Clusteranalyse und Matrix nach „Artenähnlichkeit“ – Fledermäuse 154

Abb. 3.4-70a/b: Clusteranalyse und Matrix nach „Dominanzähnlichkeit“ – Fledermäuse 155

Abb. 3.4-71: nachgewiesene Arten- und Individuenzahlen Fledermäuse je Probefläche und Untersuchungsjahr 156

Abb. 3.4-72: Artenwechsel von 07 nach 08 (je Probefläche) - Fledermäuse 156

Abb.3.4-73: Individuen- und Artenzahlen Rote-Liste -Arten (Fledermäuse) – je Probefläche und Untersuchungsjahr 157

Abb. 3.5-1: Arbeitsweise eines Benebelungsgerätes (Schemazeichnung). 162

Abb. 3.5-2: Durchführung einer Benebelung am frühen Morgen. 163

Abb. 3.5-3: Lage der Probeflächen und Probebäume (Benebelung) 165

Abb. 3.5-4: Die „ökologisch wertgebenden“ Arten Euglenes oculatus (Payk.) (Aderidae, linkes Bild) und Dorcatoma chrysomelina (Anobiidae, rechtes Bild) 172

Abb. 3.5-5: Rank-Abundanzverteilung xylobionte Käfer - 2006 173

Abb. 3.5-6: Arten-Akkumulationskurven xylobionte Käfer - 2006. 174

Abb. 3.5-7: Gildenzusammensetzung xylobionte Käfer - 2006 175

Abb. 3.5-8: Sinozaki-Kurven für die xylobionten Käfergemeinschaften – 2006 176

Abb. 3.5-9: Korrespondenzanalyse xylobionte Käfer - 2006. 177

Abb. 3.5-10: Die Urwaldreliktart Lacon querceus (Hbst., 1784) 179

Abb. 3.5-11: Der Glänzendschwarze Buchthüften-Schnellkäfer Procraerus tibialis (Elateridae) 179

Abb. 3.5-12: Rank-Abundanzverteilung Kronenspinnen - 2006 184

Abb. 3.5-13: Arten-Akkumulationskurven Kronenspinnen – 2006 185

Abb. 3.5-14: Gildenzusammensetzung Kronenspinnen - 2006 186

Abb. 3.5-15: Shinozaki-Kurven für die arborikolen Spinnengemeinschaften 187

Abb. 3.5-16: Korrespondenzanalyse Kronenspinnen - 2006 188

Abb. 3.5-17: Durchführung der Benebelungen 191

Abb. 3.5-18: Rank-Abundanz Verteilung xylobionte Käfer - 2008. 194

Abb. 3.5-19: Malthinus fasciatus (Cantharidae). 195

Abb. 3.5-20 Arten-Akkumulationskurven xylobionte Käfer - 2008. 195

Abb. 3.5-21: Shinozaki-kurven für die xylobionten Käfergemeinschaften - 2008. 196

Abb. 3.5-22: Die Art Globicornis nigripes (Dermestidae) lebt in Tiernestern und Holzhöhlen. 197

Abb. 3.5-23: Gildenzusammensetzung xylobionte Käfer - 2008 198

Abb. 3.5-24: Korrespondenzanalyse xylobionte Käfer - 2008. 199

Abb. 3.5-25: Verteilung adulte Kronenspinnen. 203

Abb. 3.5-26: Rank-Abundanzverteilung Kronenspinnen - 2008 205

Abb. 3.5-27: Arten-Akkumulationskurven Kronenspinnen – 2008 206

Abb. 3.5-28: Arten-Akkumulationskurven Kronenspinnen – 2008 207

Abb. 3.5-29: Gildenzusammensetzung Kronenspinnen - 2008 208

Abb. 3.5-30: Korrespondenzanalyse Kronenspinnen - 2006 209

Abb. 3.5-31: Paidiscura pallens (Theridiidae) 211

Abb. 3.5-32: Verringerung an Artenzahlen und Häufigkeiten xylobionter Käfer und arborikoler Spinnen auf der Mittelwald- und der Femelfläche. 216

Abb. 3.5-33: Ordination der 2006 und 2008 gesammelten xylobionten Käfergemeinschaften. 218

Abb. 3.5-34: Ordination der 2006 und 2008 gesammelten Kronen-Spinnengemeinschaften. 219

1. Aufgabenstellung und Projektziel

Betrachtungsraum der Studie ist das Gebiet der „Burgaue“, ein Hartholzauwald innerhalb eines Naturschutzgebietes (NSG) nordwestlich des Stadtkerns von Leipzig. Auf ausdrückliche Anregung des Naturschutzes hin (u.a. JANSEN & KIRMSE 1999) sind hier von der zuständigen Forstverwaltung (Stadt Leipzig, Abt. Stadtforsten) eine Prozessschutzfläche sowie eine Fläche zur Wiederaufnahme der historischen Mittelwaldbewirtschaftung ausgewiesen und in die laufende Betriebsplanung aufgenommen worden (Hauptgrund für die naturschutzfachliche Empfehlung waren vorherige Untersuchungen zur xylobionten Käferfauna: BENSE 1996). Die übrigen Forstflächen des NSG sollen in der im Gebiet aktuell allgemein üblichen femelartigen Weise genutzt werden.

Die betreffenden Auwaldgebiete waren bislang in Struktur und Artenzusammensetzung relativ einheitlich ausgestattet. Im Winter 2007 / 08 wurde mit den geplanten forstlichen Maßnahmen (Femelung, Rückführung Mittelwald) auf ersten Teilparzellen planmäßig begonnen. Insbesondere die Mittelwald-Rückführung, aber auch der Prozessschutz, stellen ein für Hartholzauengebiete einzigartiges Experiment dar, sowohl aus forstlicher als auch aus naturschutzfachlicher Sicht. Dies gilt im Hinblick auf den Prozessschutz auch vor dem Hintergrund, dass es sich um anthropogen teils recht stark veränderte / vorbelastete Hartholzauen handelt.

Ziel des vorliegenden Projektes ist es vor allem, die naturschutzfachliche Wertigkeit der einzelnen Waldbehandlungen im Gebiet (Prozessschutz, Mittelwald, femelartige Nutzung) vergleichend zu untersuchen. Anhand der gewonnen Ergebnisse, welche die unterschiedlichen Auswirkungen dokumentieren, sollen auch Erkenntnisse gewonnen werden, wie die betreffenden Flächen im Detail (d.h. über den grundsätzlichen Typus hinaus) forstlich weiter behandelt werden sollten. Nicht zuletzt sollen daraus wichtige Empfehlungen für die forstliche und naturschutzfachliche Behandlung des Leipziger Auwaldgebietes insgesamt abgleitet oder auch allgemein gültige Aussagen für Fragestellungen des Naturschutzes im Wald gefolgert werden.

Das Projekt ist grundsätzlich als ein langfristiges Monitoringprogramm angelegt worden, da die Behandlung und Entwicklung der Flächen (und somit ebenso deren ökologische Wirkung) überwiegend erst nach und nach zur Geltung kommen dürfte, mithin also ziemliche Zeiträume in Anspruch nimmt. Im Rahmen der aktuell zur Verfügung stehenden Mittel (Förderung: Sächsische Landesstiftung Natur und Umwelt) konnte zunächst eine zweijährige Untersuchung in Auftrag gegeben werden. Obgleich – insbesondere bei faunistischen Parametern – eine insgesamt zweijährige Erfassung gleicher Zustandsmerkmale geboten erscheint (um die teils erheblichen extern bedingten Schwankungen im Datenmaterial „auszugleichen“), wurde aus Kostengründen der Ausgangszustand lediglich im ersten Jahr ermittelt. Im zweiten Jahr (2008) wurden bereits die ersten, infolge forstlicher Maßnahmen zwischenzeitlich veränderten Parzellen gezielt in das Untersuchungsprogramm einbezogen. Dadurch sollte auch ermittelt werden, ob ggf. bereits im ersten Jahr nach Eingriffsbeginn deutliche Veränderungen der untersuchten Parameter feststellbar waren.

Das umfangreiche Untersuchungsprogramm wurde, entsprechend der Problem- und Fragestellungen, vom Leiter des Stadtforstamtes Herrn Sickert, teils unter Einbezug externer Fachleute (z.B. Univ Leipzig, Prof. Hellriegel-Institut usw.), zusammengestellt. Die Federführung des vorliegenden Berichtes obliegt dem Prof.- Hellriegel-Institut (an der Hochschule Anhalt, Bernburg). Für die Bearbeitung einzelner Erfassungsparameter waren teils verschiedene Institutionen zuständig (die verantwortliche Autorenschaft ist im Bericht entsprechend gekennzeichnet).

2. Grundlagen

2.1 Der Untersuchungsraum

2.1.1 Lage und naturräumliche Einordnung

Abb. 2.1-1: Lageskizze

Der Untersuchungsraum befindet sich im Naturschutzgebiet „Burgaue“ (letzte Festsetzung 1998), im nordwestlichen Teil des Landschaftsschutzgebietes „Leipziger Auwald“, etwa fünf km nordwestlich des Leipziger Stadtzentrums, zwischen den Ortsteilen Lützschena-Stahmeln (im Norden) und Böhlitz-Ehrenberg (im Süden).

Das weitgehend ebene Gebiet (Höhe über NN ca. 102 m, planare Stufe) ist Bestandteil des Auentals der Weißen Elster im Nordwesten des Naturraumes „Leipziger Land“ (MANSFELD & RICHTER 1995), unweit des Mitteldeutschen Trockengebietes (Sachsen-Anhalt).

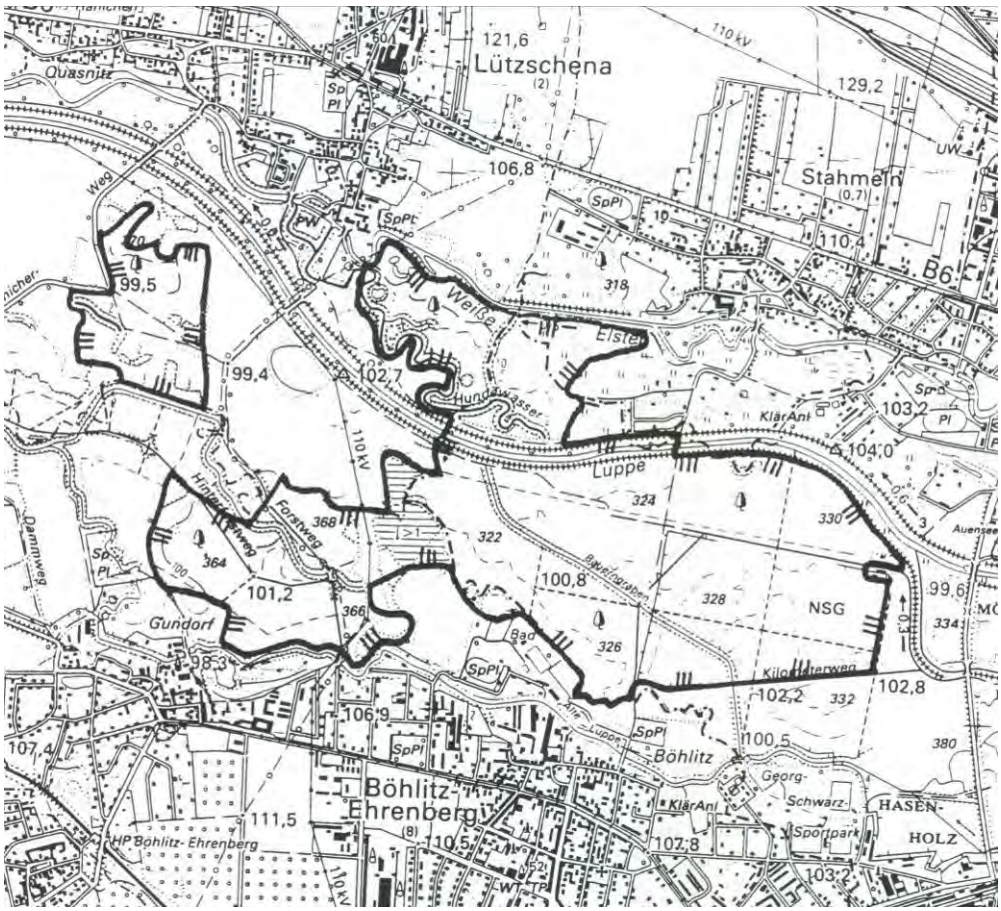


Abb. 2.1-2: Naturschutzgebiet „Burgaue“ (aus JANSEN & KIRMSE 1999)

2.1.2 Abiotische Verhältnisse

a) Klima

Der Untersuchungsraum liegt am Südostrand des Mitteldeutschen Trockengebietes, das maßgeblich durch den Regenschatten des Harzes bestimmt wird. Die Jahresniederschläge liegen im Durchschnitt bei 500 bis 550 mm, die mittleren Jahrestemperaturen zwischen 8,9 und 9,5℃ (zit. in ZÄUMER 1996, TEUBERT 1999). Die langjährigen Niederschlagsmaxima entfallen auf die Monate Juni / Juli, die Minima auf Januar / Februar; wärmster Monat ist im Mittel der Juli (über 18℃), kältester der Januar (um 0 ℃). Damit befindet sich die Burgaue in einem wärmebegünstigten Gebiet mit vergleichsweise geringen Niederschlagsmengen und (nach NW hin) zunehmend subkontinentaler Prägung (JANSEN & KIRMSE 1999).

b) Geomorphologie, Boden, Geologie

Die Oberfläche des (weitgehend ebenen) Talbodens senkt sich, entsprechend der Fließrichtung der Weißen Elster, nach Westen hin leicht ab (mittleres Gefälle: rd. 1 ‰, BAUDENBACHER 1993). Zuoberst lagert ein holozäner, meist mehrere Meter mächtiger, nährstoffreicher, überwiegend schluffiger

Auenlehm, der in mehreren Schichten / Phasen alluvial aufgetragen wurde. Typologisch handelt es sich um Vega-Böden, die (aufgrund der heute verringerten Wasserdynamik, s. Hydrologie) von unten her zunehmend Merkmale aufweisen, wie sie für Braunerden außerhalb von Auen typisch sind. Darunter folgen Flussschotter verschiedener Altersstufen.

c) Hydrologie

Ursprünglich gebietsprägend sind die Fließsysteme von Weißer Elster und Luppe, und die von ihnen ausgehenden landschaftsdynamischen Prozesse (± regelmäßige Überflutungen, erhebliche Grundwasserstandsschwankungen im Jahreslauf, Flusslaufverlagerungen usw.) Vor allem infolge der Eindeichung und Kanalisierung des Luppesytems in den 1930er Jahren und weiterer Maßnahmen im 20. Jh. (Betrieb von Elsterbecken und Elterflutbett im Stadtgebiet Leipzig, fortschreitende Erhöhung der Speicherkapazitäten an der oberen bis mittleren Weißen Elster; weitgehend künstliche Regelung / relative Konstanz des Abflussgeschehens) ist die auentypische Wasserdynamik seit vielen Jahrzehnten nahezu vollständig eingeschränkt worden (Lagebeziehungen zu heute vorhandenen künstlichen Fließen und naturnahen Restgewässern innerhalb des Burgauengebietes s. auch Abb. 2.1.-2, Kap. 2.1.1).

2.1.3 Historische und heutige Wald-Nutzung

Bis etwa 1870 war Mittelwaldwirtschaft die dominierende Betriebsart (BORMANN et. al. 1998, SICKERT 2002). Es ist dies eine Waldnutzungsform, die Elemente von Hoch- und Niederwald kombiniert. Kennzeichnend sind zwei Hauptschichten, das sogenannte Unter- und Oberholz. Die relativ geschlossene Unterschicht besteht aus ausschlägfähigen und regenerationsfreudigen Baumarten, die nach einer kurzen Umtriebszeit als Brennholz geerntet werden. Der Holzeinschlag erfolgt jährlich auf jeweils wechselnden Teilflächen, wobei eine solche Jahreshiebfläche nur alle 15 bis 30 Jahre genutzt werden kann (Anonymus 1986). Lediglich sogenannte Lassreitel (Belassen von Kernwüchsen) bleiben im Unterholz zur Übernahme in das Oberholz stehen. Die Oberschicht wird überwiegend von licht stehenden Eichen mit großen und gelockerten Kronen geprägt, die nach langer Umtriebszeit zur Gewinnung von wertvollem Bauholz dienen. Dabei erfolgt die Holzernte über einzelstammweise Entnahme. So sind vegetative Verjüngung über Stockausschläge (niederwaldartige Nutzung) und generative (Natur-)Verjüngung durch Kernwüchse aus Samen (hochwaldartige Nutzung), meist ergänzt durch Pflanzungen, miteinander kombiniert (ROSSMANN 1996). Durch die besondere Art der Bewirtschaftung weisen Mittelwälder auf relativ kleiner Fläche sehr unterschiedliche Standortbedingungen und Biotopstrukturen auf.

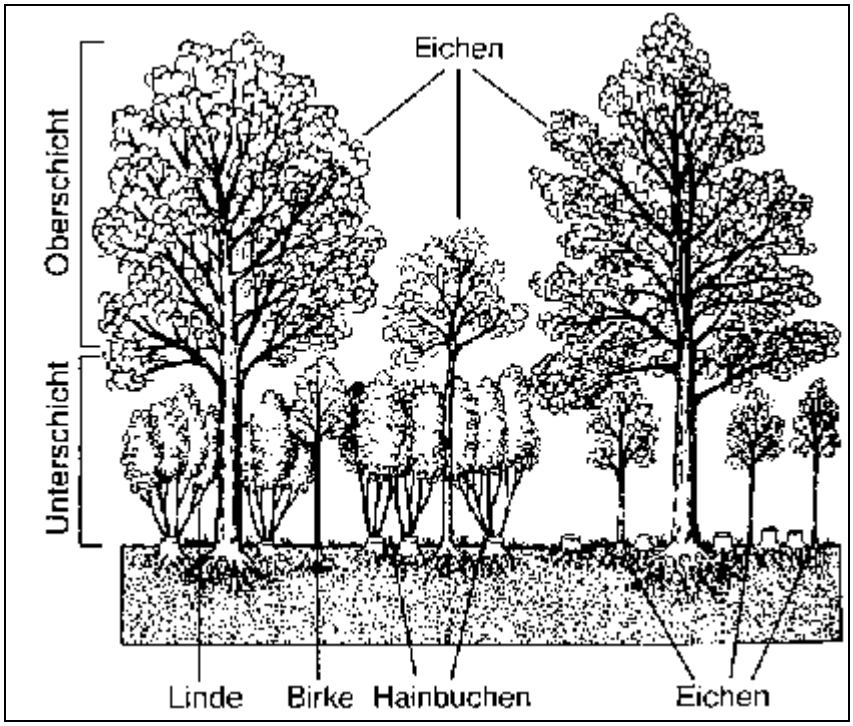


Abb. 2.1-3: Prinzip der Mittelwaldbewirtschaftung (aus ALSING et al.1995, S. 458)

Zudem überließ man große Teile der Bestände auch sich selbst. Forstwirtschaftlich gefördert wurden nun v.a. Gemeine Esche und später auch Bergahorn sowie (zeitweilig) Pappeln. Der Anteil der Eichen hingegen ging stetig zurück. Aber auch typische Arten des früheren Unterstandes, wie Hainbuche, nahmen ab (vgl. BORMANN et al. 1998, SICKERT 2002, GLÄSER 2005). Außerdem führte das so genannte Ulmensterben, ausgelöst durch eingeschleppte epidemische Pilzerkrankung, zu einem enormen Rückgang des Anteils älterer Feldulmen, bis hin zur forstwirtschaftlichen Bedeutungslosigkeit (in den Strauch- und unteren Baumschichten ist die Art aber auch heute noch maßgeblich am Bestandsaufbau beteiligt).

Es sei ferner angemerkt, dass in wesentlichen Teilbereichen, v.a. in Schutzgebieten und besonders erholungsrelevanten Stadtwaldflächen, die Nutzung über Jahrzehnte auf eine einzelstammweise Entnahme reduziert wurde.

Während in der Nachkriegs- und DDR-Zeit (zumindest außerhalb des stadtnahen Erholungswaldes wie der Burgaue) recht erhebliche Einschläge im Kahlhiebsbetrieb durchgeführt wurden, und somit eine strukturelle Annäherung zum Altersklassenwald erfolgte, wird heute v.a. eine femelartige Nutzung favorisiert. Bei dieser Bewirtschaftungsmaßnahme werden hiebsreife Bäume in kleinen Gruppen entnommen (um 0,5 ha). Dabei schafft man kleine, unregelmäßig verteilte, aufgelichtete Stellen, deren Größe zumindest keine allzu erheblichen Veränderungen des Kleinklimas und des Bodens nach sich zieht. Diese Femellöcher oder Lochhiebe werden, bei klassischer Vorgehensweise, schrittweise und über längere Zeiträume hinweg, mithilfe von Rändelungshieben, ringförmig erweitert. Durch den Lichteinfall wird die natürliche Verjüngung angeregt, ermöglicht und gefördert. Alternativ kann auch eine

künstliche Bestandesbegründung angewendet werden. Die entstehenden Verjüngungskegel werden anschließend halbmondförmig ausgebaut, bis die letzten Altbäume erreicht sind, die mit einem Räumungshieb entfernt werden. Infolge des Verfahrens entsteht – je nach detaillierter räumlich-zeitlicher Vorgehensweise - ein relativer Strukturreichtum auf kleinem Raum.

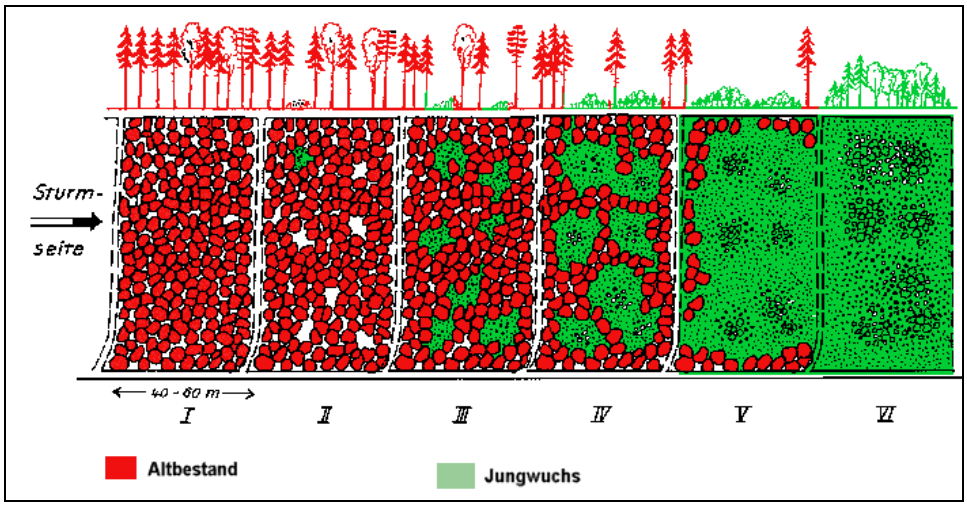


Abb. 2.1-4: Prinzip der Femelwirtschaft (aus BURSCHEL & HUSS 1997, S. 128)

Abweichend von der erläuterten „klassischen“ Vorgehensweise sind die Femel- bzw. Lochhiebe im Gebiet des Leipziger Stadtwaldes aktuell i.d.R. nur 0,1 bis 0,3 ha groß. Mit Erstanlage der Kleinhiebe wird der verbleibende Altbestand einer Durchforstung unterzogen. Generell verbleiben außerdem größere Altholzbereiche auf der Fläche (zwischen den Lochhieben) (s. Abb. 2.1-5 a-c).

a) Schaffung Verjüngungskegel (Restbestand: Durchforstung)

b) Bestandsbegründung (im Lochhieb lichtbedürft. Arten, im Altbestand schattenertragende)

c) Entwicklung eines vielstufigens Waldaufbaus

Abb. 2.1-5 a-c: Prinzip der Femelartigen Bewirtschaftung im Leipziger Stadtwald
(Quelle: www.leipzig.de/de/buerger/freizeit/leipzig/stadtwald/forst/ziele/, 06.2009)

„Dabei geht die Stadtforstverwaltung davon aus, dass solche Eingriffe aller 10 Jahre auf der gleichen Fläche wiederholt werden. Durch die beschriebene Vorgehensweise ist nicht nur abgesichert, dass die Baumartenzusammensetzung der Leipziger Hartholzauen erhalten bzw. wiederhergestellt wird, es ist gleichzeitig gesichert, dass ein Mosaik an unterschiedlichsten Bestandesstrukturen mit verschiedenen Lichtangeboten, Schichtungen und Randbeziehungen erhalten bleibt bzw. geschaffen wird“ (SICKERT, ebd.)

Das Gebiet der Burgaue enthält derzeit überwiegend großflächige, aus forstlicher Sicht weitgehend ± hiebsreife, oft nahezu gleichaltrige Altholzbestände, teils noch mit erkennbaren Strukturresten des ehem. Mittelwaldes (eingestreute Starkeichen). Die Eingriffsintensität war in den vergangenen Jahrzehnten sehr gering, bis auf einige Lochhiebe (heute: eingestreute kleinflächige Stangenhölzer). Gemäß der aktuellen forstlichen Betriebsplanung sollen die Bestände nun femelartig genutzt werden. Jedoch ist, angeregt durch fachliche Inhalte der gültigen Rechtsverordnung (1998), der südwestliche Gebietsteil als Prozessschutzzone* ausgewiesen worden, soll also vollkommen nutzungsfrei bleiben. Ebenso wurde die Festsetzung der genannten Verordnung aufgegriffen, einen Teilbereich beispielhaft in die historische Mittelwaldnutzung rückzuführen. Hierzu wurde eine Fläche im Zentrum des Gebietes ausgewählt (REICHHOFF et al. 2000) und in die forstliche Betriebsplanung übernommen. Im Winter 2007 / 2008 wurde mit den Bewirtschaftungsmaßnahmen begonnen (Räumung der ersten ca. 0,5 ha großen Mittelwaldparzelle bis auf ausgewählte Bäume des künftigen Oberstandes; Durchführung der ersten Femel- bzw. Lochhiebe).

** Nach STURM (1993) verfolgt der Prozessschutz im Wald primär das Ziel einer möglichst großen Naturnähe und damit des Zulassens von möglichst ungestörten natürlichen Prozessen. Ohne das aktive Eingreifen des Menschen werden ökologische Abläufe und Veränderungen raum- und zeitversetzt im Ökosystem, einschließlich seiner Arten, Biozönosen und Biotope, ermöglicht. In den Wäldern sind es hauptsächlich natürliche endogene und exogene Störungen, die temporär neue Lebensräume bzw. Entwicklungsphasen (z.B. lichte Waldstrukturen oder Offenlandflächen) schaffen (GÜTHLER et al. 2005). Dabei werden natürliche Vorgänge wie Windwurf, die Überalterung von Bäumen u.a.m., die eine entscheidende Bedeutung in der Walddynamik haben, bewusst zugelassen. Nach STURM (1993) lassen sich demnach natürliche Wälder in Mitteleuropa als „zufallsbeeinflusste multivariable Sukzessionsmosaike“ beschreiben, so dass Prozessschutz bedeutet, nicht primär die Zustände, sondern die Entwicklungsbedingungen zu schützen.*

2.2. Grundsätze des Untersuchungsdesign

Der Untersuchungsraum (Gesamtfläche ca. 85 ha) umfasst die Forstabteilungen 122, 125, 126, 127, 128 und 131 des Burgauengebietes. Im Norden wird das Bearbeitungsgebiet von einem gerade verlaufenden Waldweg begrenzt, im Osten von einer Waldschneise. Die Südgrenze folgt dem Kilometerweg, Südost- und Ost-Grenze der Gemarkungslinie.

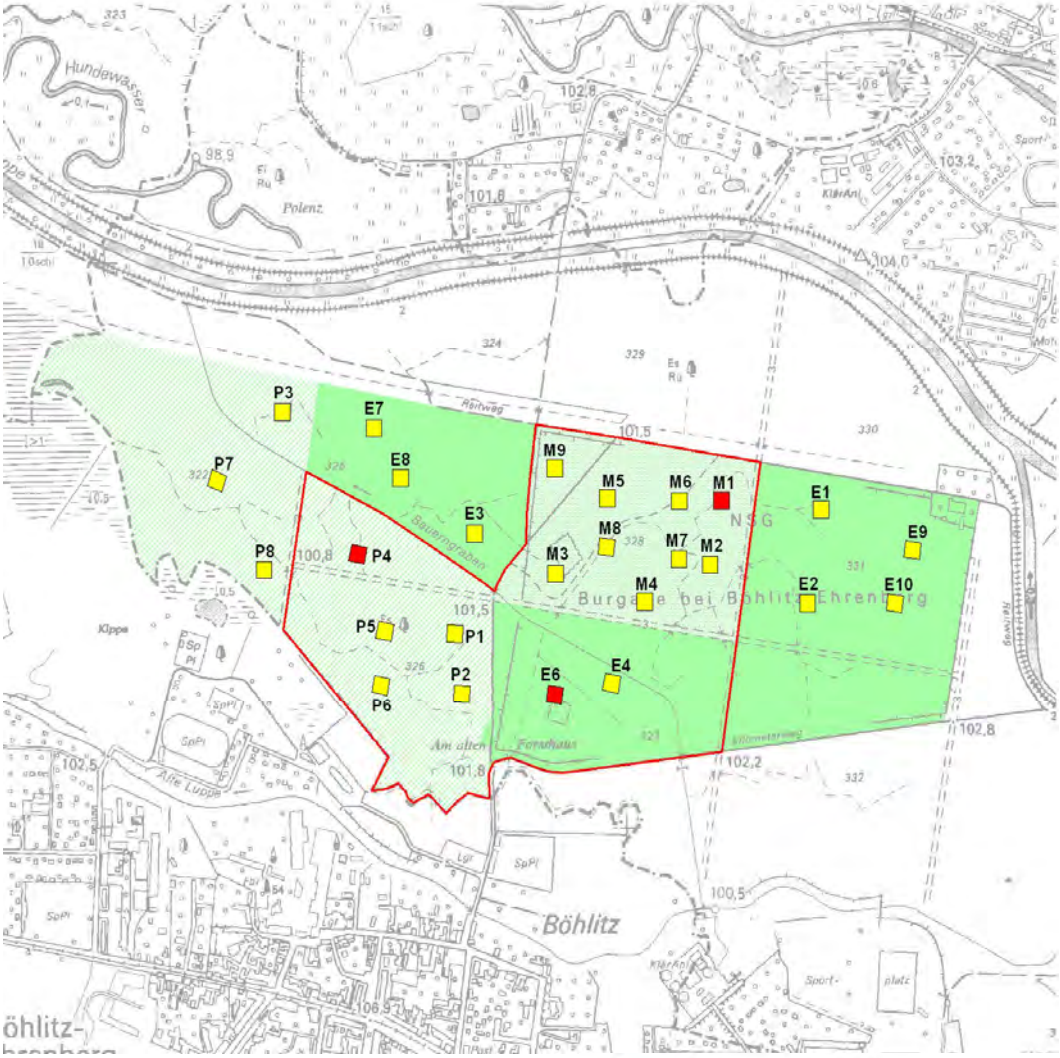
Die Lage und Abgrenzung der Einzeluntersuchungsflächen (UF), auch in Bezug zur Art der Waldbehandlung, ist aus Karte 1 (s. Anhang, verkleinerte, unmaßstäbige Darstellung in Abb. 2.1-1) ersicht-

lich. Je nach Aufgabenstellung und Bearbeitungsgegenstand werden folgende Untersuchungsbereiche unterschieden:

Tabelle 2.2-1: Grundsätze des Untersuchungsdesign

Größe UF	Untersuchungsgegenstand	Anzahl UF, davon in den Behandlungsbereichen:			Summe Anzahl UF
		Mittelwald	Femelhieb	Prozessschutz	
14,1 ha	- Brutvögel	1			3
11,4 ha	- Fledermäuse*		1		
15,5 ha	- Tagfalter*			1	
1 ha	- Kronenstruktur	1	1	1	3
30 x 30 m	- Vegetationsaufnahmen nach BRAUN-BLANQUET (Feldschicht)** - Gehölzaufnahmen - pH-Werte Boden	9 (M1-M9)	9 (E1-E9)	8 (P1-P8)	26
30 x 30 m	- Vegetationsaufnahmen nach BYTH & RIPLEY (Feldschicht) - Landmollusken - Laufkäfer - Xylobionte Käfer - Nachtfalter***	1 (M1)	1 (E6)	1 (P4)	3
30 x 30 m	- stoffliche Bodenanalysen****	2 (M1, M5)	1 (E1)	1 (P1)	4
5 x 5 m	Aufnahmen Wildverbiss	27 (je 3 in M1-M9)	27 (je 3 in E1-E9)	24 (je 3 in P1-P8)	78

* Transektuntersuchung, in 2008 einbezogen sind jeweils M1, E6, P4; ** im Vorfeld vorgesehen für Baumschicht. Da diese aber bereits durch Gehölzaufnahmen vollständig abgedeckt und UF für Anwendung der Methode bei Geholzschichten zu klein, wurde Untersuchungsprogramm durch Auftraggeber entsprechend angepasst; *** hier Durchführung der Lichtfänge (s. Kap. 3.4.1, 3.4.3.8), tatsächlicher Einzugsbereich größer als UF ; **** zusätzlich (nicht im ursprünglichen Untersuchungsprogramm)



Prozessschutzfläche

Mittelwaldfläche

Femelwaldfläche

Untersuchungsfläche für Brutvögel, Tagfalter und Fledermäuse

Untersuchungsflächen
- Landmollusken
- Spinnen
- Xylobionte Käfer
- Laufkäfer
- Nachtfalter
- Gehölzvegetation
- Vegetationsaufnahmen nach Braun-Banquet (Feldschicht)
- Vegetationsaufnahmen nach Byth und Ripley (Feldschicht)

Untersuchungsflächen
- Gehölzvegetation
- Vegetationsaufnahmen nach Braun-Banquet (Feldschicht)

P1 Nr. der Untersuchungsfläche

Abb. 2.1-1: Lage und Verteilung der Untersuchungsflächen

Die Erhebung der Kronenstrukturdaten fand im Bereich der (auf bis 1 ha) erweiterten Flächen M1, P4 und E6 statt (Abb. 3.1.-1).

Die Untersuchungs- und Stichprobenbereiche wurden in 2007, von Mitarbeitern des Hellriegelinstituts unter Mithilfe von Angestellten des städtischen Forstbetriebs, mit D-GPS eingemessen (Liste der Messpunkte 30 x 30 m Flächen s. Anhang, vollständiges GIS-shape dem Bericht beiliegend). Zusätzlich erfolgte die Markierung der Eckpunkte sowohl der 30 x 30 als auch der 5 x 5 m – Untersuchungsbereiche mit Hilfe von Dauermagneten (durch Eingraben in den Boden, ca. eine Spatentiefe). Außerdem wurden die Eck-Koordinaten der 1 ha – großen, N-S- ausgerichteten Erhebungsflächen zur Kronenstruktur ermittelt.

Bis auf die zusätzlich durchgeführten Bodenuntersuchungen (stoffl. Analysen) wurden sämtliche Parameter über zwei Jahre untersucht. I.d.R. sind dies die Jahre 2006 oder 07 und 2008 (stoffliche Bodenanalysen ausschließlich in 08). Die Ergebnisse des ersten Untersuchungsjahres können als Nullprobe aufgefasst werden. Danach (im Winter 2007 / 2008) erfolgten die ersten der geplanten forstlichen Eingriffe, wobei hier auch und vor allem die Probeflächen M1 und E6 einbezogen wurden. Somit sind im Rahmen der ersten Wiederholungsuntersuchung (2008) diese Eingriffsbereiche explizit enthalten (betrifft insbesondere die auf lediglich je 3 Stichprobenflächen untersuchten Gruppen / Parameter; Tabelle 2.2-1, Abb. 2.2-1).

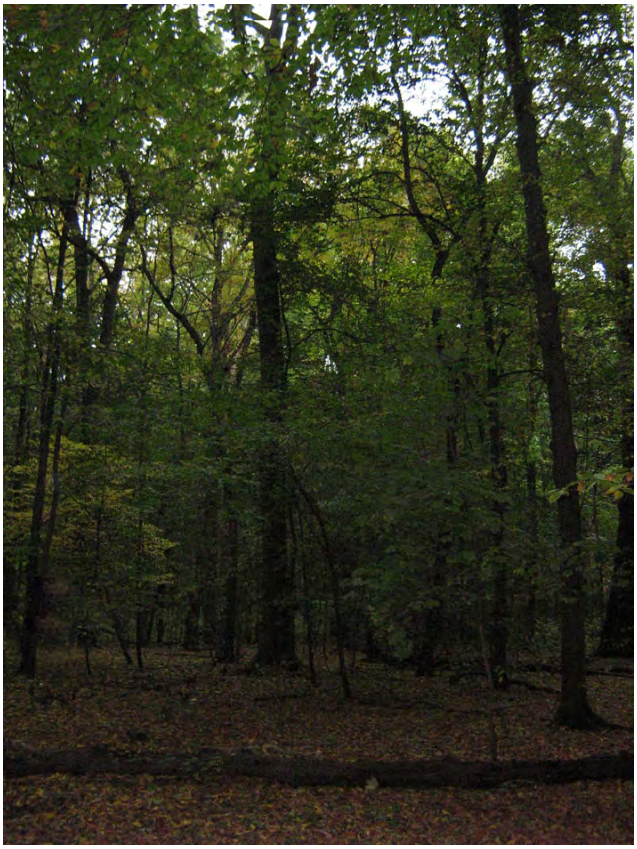


Abb. 2.2-2: Untersuchungsfläche P4 (Foto: S. Eversz) - *(entspricht grundsätzlich auch M1 u. E6 vor dem Eingriff)*

Abb. 2.2-3: Untersuchungsfläche M1 nach dem Eingriff (Foto: S. Eversz)

Abb. 2.2-4 Untersuchungsfläche E6 nach dem Eingriff (Foto: S. Eversz)

3. Methoden und Ergebnisse der Teiluntersuchungen

3.1 Kronenstrukturdaten (LINDNER & SATTLER 2007, 2008, Univ. Leipzig)

Vorbemerkungen

Die Analyse der Bestands- und insbesondere der Kronenstruktur von Wäldern hat in den letzten Jahrzehnten immer mehr an Bedeutung gewonnen. Besonders vor dem Hintergrund der Klimaproblematik und der biotischen und abiotischen Interaktionen im Kronenbereich als auch der Biomasseproduktion, und somit der biologischen Bindung von Kohlenstoff, sind Daten zu den Strukturkomponenten des Waldes und ihrer Dynamik von Belang [CUTINI & HAJNY, LUO et al. 2004, PENG et al. 2003, POORTER 2001, POTTER et al. 2001]. Um diese Interaktionen und den Einfluss des Kronenraumes auf die Habitatstruktur der Wälder besser und vollständiger zu verstehen, sind langfristige Monitoring-Programme von Wäldern und deren Management erforderlich. Diese Art Studien wurden bisher meist in borealen Nadelwäldern Skandinaviens und Nordamerikas durchgeführt. Zum Monitoring der Bestands- und Kronenraumdynamik mitteleuropäischer Laub- oder gar Auenwälder existieren bisher nur wenige Informationen [CUTINI 2006, CERMAK 1998, HAGER et al. 1999, TEWARI et al. 2003].

3.1.1 Angewandte Methoden

Bei der vorliegenden Erfassung des Zustandes der Kronenraumstruktur dreier ausgewählter Flächen der Leipziger Burgaue wurden zwei Hauptparameter des Kronenraumes untersucht: Der Blattflächenindex und die Kronenöffnung. Unter Kronenöffnung versteht man den nicht von Pflanzenstrukturen bedeckten prozentualen Anteil der auf die Grundfläche vertikal projizierten Himmelsregion oder Sky Region [FRAZEr et al. 2000, SILBERNAGEL & MOEUR 2001]. Der Blattflächenindex (Leaf Area Index – LAI) beschreibt die gesamte projizierte einseitige Blattfläche pro Einheit Grundfläche. Der LAI kann direkt durch Vermessung statistisch gesammelter lebender oder toter Blätter ermittelt werden (direkte Methode), welche allerdings sehr zeit- und arbeitsaufwändig ist und daher schlecht für große Flächen und mehrere Wiederholungen geeignet ist. Die letztgenannten Anforderungen erfüllen indirekte Methoden, welche auf der optischen Erfassung dieser Parameter durch Messung des transmittierten Lichtes oder hemisphärische Fotografie erreicht werden. In dieser Studie wurde die hemisphärische Kronenfotografie angewandt, welche als etablierte Methode anzusehen ist, auch wenn die Ergebnisse dieser Messungen meist zu einer geringfügigen Unterbewertung der gemessenen Parameter führt [ASNER et al. 2003, JONCKHEERE et al. 2004, KARLIK & MCKAY 2002]. Die hohe kleinräumige Auflösung der Daten als auch die einfache Wiederholbarkeit der Datenerhebung mit dieser Methode erweisen sich für Monitoring-Vorhaben als äußerst vorteilhaft.

Die in den in der Leipziger Burgaue befindlichen, 1ha großen Beispielflächen der Waldnutzungen Femel-Wirtschaft (E6) und Mittelwaldwirtschaft (M1) wurden im August 2006, die Fläche Prozessschutz (P4) im August 2007 mittels hemisphärischer Fotografie dokumentiert (siehe Abb.1). Da in diesem Zeitraum noch keinerlei Veränderungen am Baumbestand vorgenommen wurden, war die gemeinsame Bearbeitung der Daten aus zwei Jahren vertretbar. Im August 2008 erfolgte (nach Durchführung der forstlichen Maßnahmen, s. Kap. 2.1.3, 2.2) für alle drei Flächen die erste Wiederholungsuntersuchung. Die hemisphärischen Fotografien wurden bei bedecktem Himmel mit einer Digitalkamera NIKON Coolpix 4500 und einem NIKON FC-E8 Fisheye-Ojektiv (180°) in einer Höhe von 1,30m über dem Boden aufgenommen. Unter direktem Sonnenlicht ist eine Datenaufnahme nicht zu empfehlen, da die abzubildenden Kronenstrukturen stark überblendet werden, was zu fehlerhaften Werten bei der nachfolgende Datenauswertung führt. Da das optische System in 1,30m Höhe eine Fläche mit ca. 12m Durchmesser abbildet, ist für eine lückenlose Erfassung der Kronenparameter ein Raster von 10x10m angemessen.

Abb. 3.1-1: Lage der 1ha großen Untersuchungsflächen im Bereich der Leipziger Burgaue

Als Fotopunktreferenz wurde das in den Flächen bereits dauerhaft markierte Bodenraster von 10x10m genutzt (Abb. 2). Somit wurden für jede Untersuchungsfläche 121 hemisphärische Digitalfotos angefertigt. Die Auswertung der hemisphärischen Digitalfotos erfolgte mit der Software WinSCANOPY 2005 (Regent Instruments Inc.), wobei die Berechnung des Blattflächenindex´ (LAI) mit dem „LAI 2000 generalized method“ Algorithmus erfolgte [Regent-Instruments 2005] [PEPER & MCPHERSON 1998]. Im Ergebnis dieser Auswertung wurde aus jedem hemisphärischen Digitalfoto ein Datenpaar (LAI, Kro-

nenöffnung) generiert. Pro Fläche wurden demnach 242 Werte für die Beschreibung der Kronenraumstruktur statistisch analysiert und interpoliert. Mittelwerte (oder Durschnittswerte) der Flächen werden als Median (Zentralwert) angegeben, da dieser 50%-Grenzwert extrem abweichende Werte gut ausgleicht. Der Blattflächenindex wird ohne Einheit angegeben, da es sich hierbei um ein Verhältnis von Flächeneinheit pro Flächeneinheit handelt. Die Kronenöffnung ist der prozentuale Anteil (%) von nicht durch Vegetation verdeckter Himmelsregion.

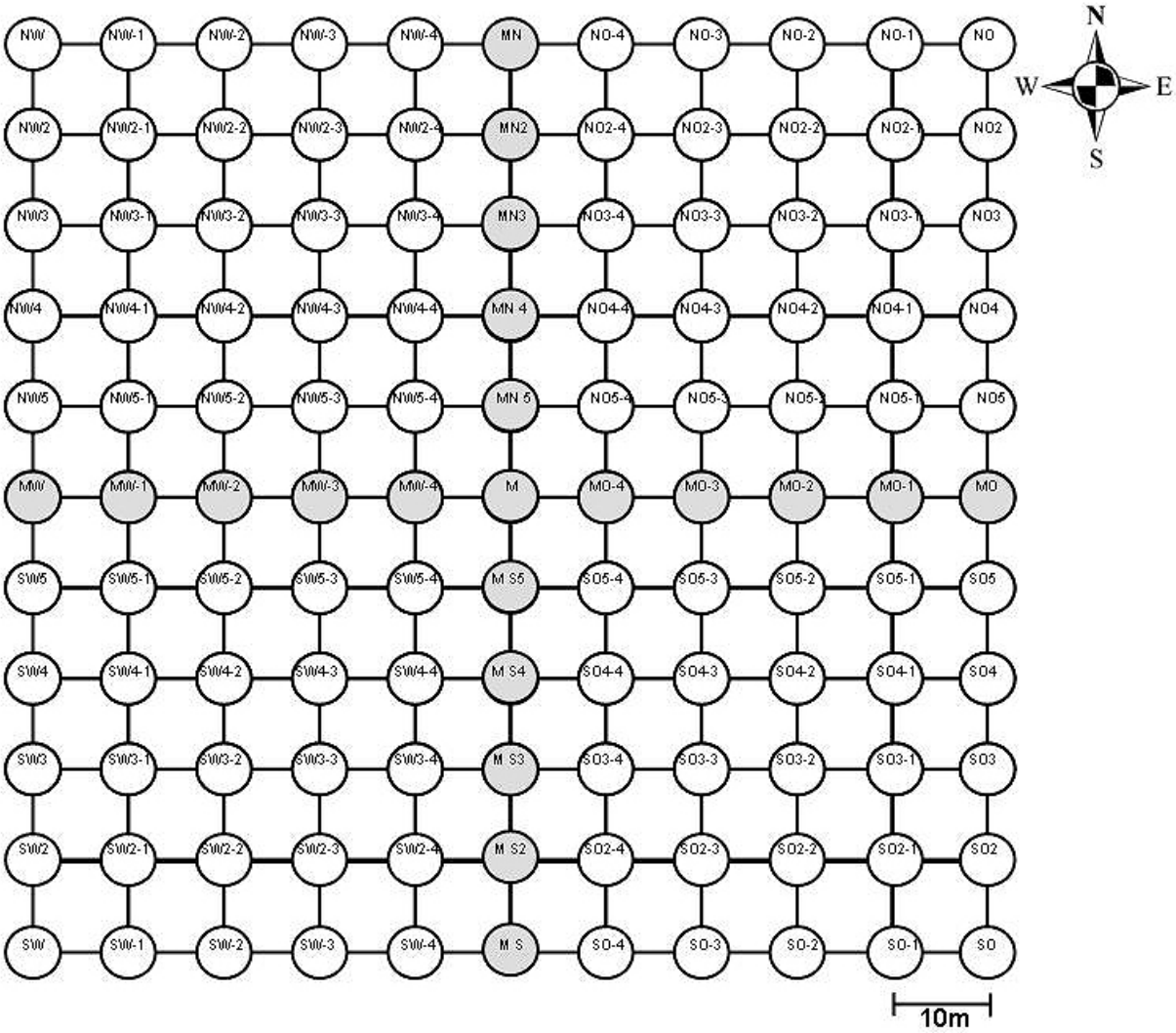


Abb. 3.1-2: Plotstruktur der einzelnen Untersuchungsflächen und Referenznummerierung der Fotopunkte

3.1.2 Ergebnisse und Diskussion

a) Kronenöffnung (Canopy Openness - CO)

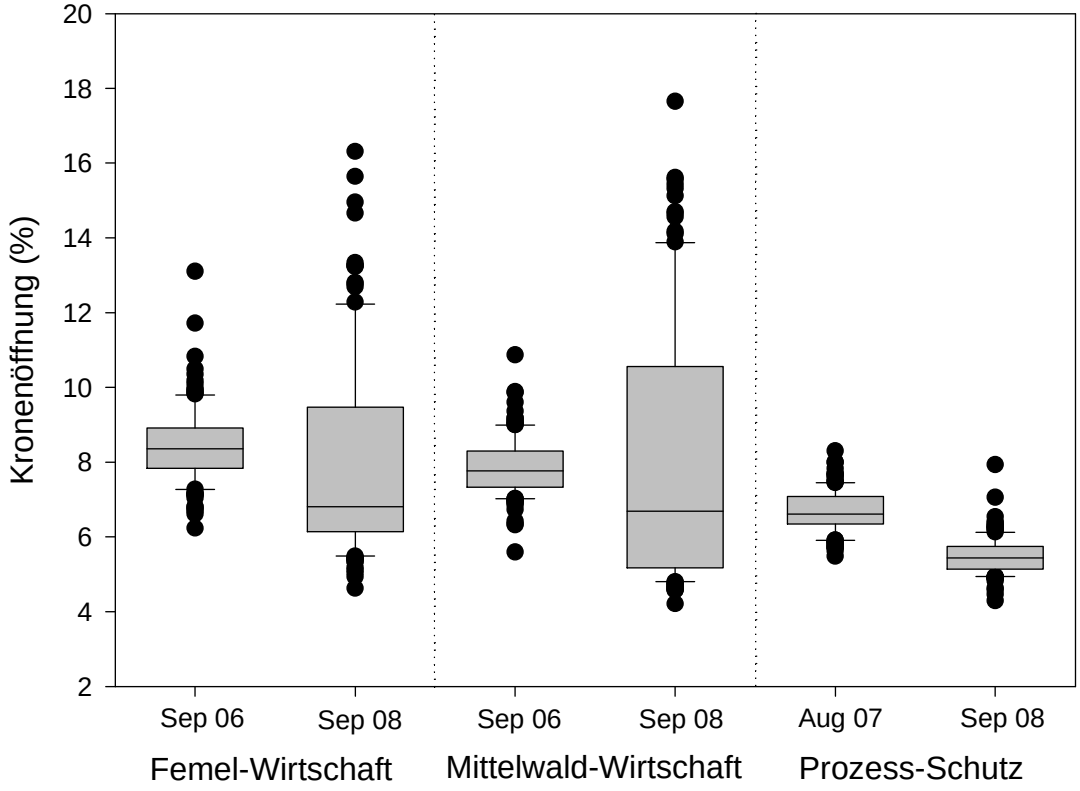


Abb. 3.1-3: Box-Whisker Plot der Kronenöffnungswerte (je Probefläche und Untersuchungsjahr)

Nach der Durchführung der Management-Maßnahmen hat sich die durchschnittliche Kronenöffnung in der Fläche E6 signifikant verringert. In der Fläche M1 ist ebenfalls eine Verringerung der Kronenöffnung zu verzeichnen, diese ist jedoch statistisch nicht absicherbar (Irrtumswahrscheinlichkeit $p > 0,05$, s. Tab. 3.1.-1). Auch in der nicht gemanagten Prozessschutzfläche (P4) ist eine signifikante Abnahme der CO festzustellen (Tab. 3.1-1). Im Unterschied zu den beiden anderen Flächen hat sich hier aber die Schwankungsbreite der Werte kaum verändert (Abb. 3.1-3, Tab. 3.1-1).

Tabelle 3.1-1: Vergleich der Werte der Kronenöffnung (CO) (je Probefläche und Untersuchungsjahr)

		median (%)			Schwankungsbreite (Max. … Min. in %)	
CO	n	06/07	08	p	06/07	08
Femel-Wirtschaft (E6)	121	8,360	6,810	0,004	6,2…13,1	4,2 …17,6
Mittelwald-Wirtschaft (M1)	121	7,770	6,690	0,688	5,6…10,9	4,6 …17,3
Prozess-Schutz (P4)	121	6,610	5,440	<0,001	5,5…8,4	4,3 …7,9

b) Blattflächenindex (Leaf Area Index – LAI)

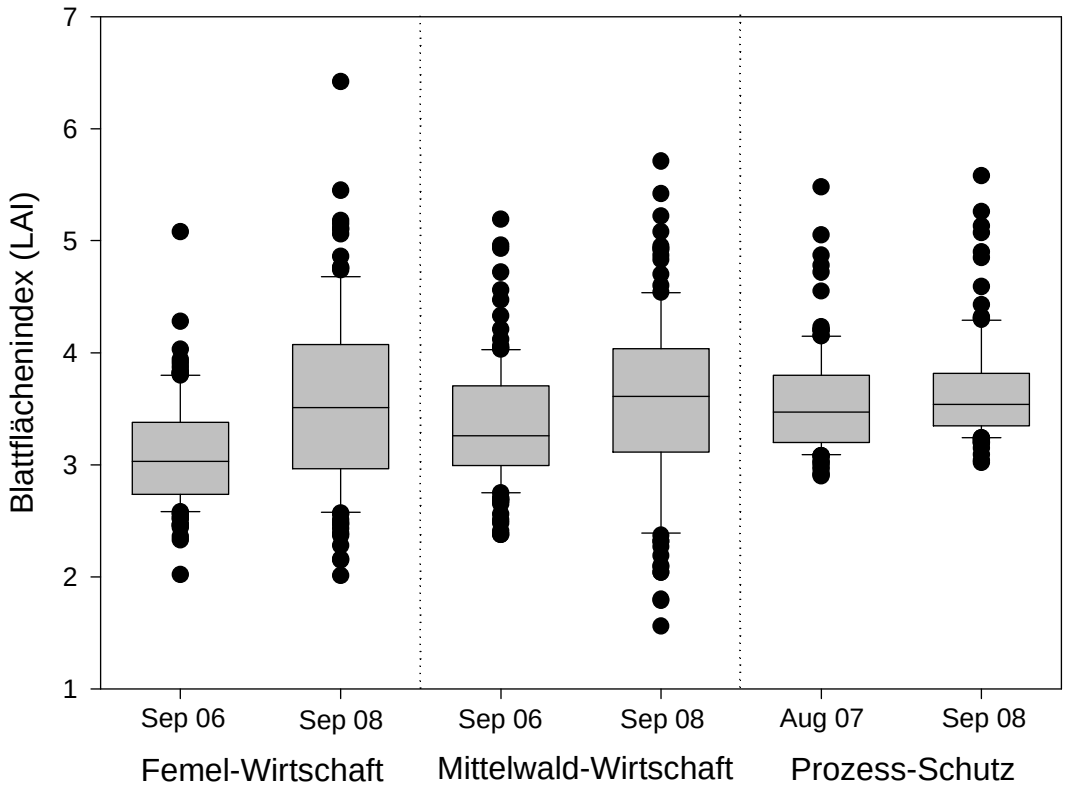


Abb. 3.1-4: Box-Whisker Plot des Blattflächenindex (je Probefläche und Untersuchungsjahr)

Nach der Durchführung der Management-Maßnahmen hat sich der durchschnittliche Blattflächenindex in den Flächen E6 und M1 signifikant erhöht. In der Fläche P4 ist ebenfalls eine Erhöhung des Blattflächenindex zu verzeichnen, diese ist jedoch statistisch nicht absicherbar (Irrtumswahrscheinlichkeit p > 0,05; Tab. 3.1-2). V.a. in E6 (tendenziell auch in M1) ist (im Unterschied zu P4) im zweiten Untersuchungsjahr eine erhöhte Schwankungsbreite der Werte zu verzeichnen.

Tabelle 3.1-2: Vergleich der Werte des Blattflächenindex (LAI) (je Probefläche und Untersuchungsjahr)

		median (%)			Schwankungsbreite (Max. … Min. in %)	
LAI	n	06/07	08	p	06/07	08
Femel-Wirtschaft	121	3,030	3,510	<0,001	2,0…5,1	2,2…6,4
Mittelwald-Wirtschaft	121	3,260	3,610	0,012	2,4…5,2	1,6…5,7
Prozess-Schutz	121	3,470	3,540	0,162	2,9…4,5	3,0…5,6

c) Vergleichende Isolinien-Darstellung der Parameter

Um eine möglichst deutliche räumliche Darstellung der gemessenen Kronenparameter zu erreichen, wurden die Wertepaare CO und LAI pro Fläche als Isolininen-Konturplots dargestellt. Die Interpolation der diskreten Messwerte erfolgte nach der Kriging Methode und mittels der Software SURFER 8 ©. Die Kronenöffnungswerte wurden als Farbflächen in Abstufungen von Rot (hohe Werte) nach Blau (niedrige Werte) dargestellt. Die Werte des Blattflächenindex überlagern die Farbflächen der Kronenöffnung als beschriftete Isolinien. Es wurden zwei Typen von Isolinien-Darstellungen verwendet. In den Abbildungen 3a-c und … wird die Flächenverteilung der ermittelten Werte für die Kronenöffnung und den Blattflächenindex - getrennt nach den beiden Untersuchungszeiträumen (2006/07, 2008) - dargestellt. Die Abbildungen 4a-c veranschaulichen die Differenzwerte des Blattflächenindex der Datenerfassung von 2008 im Vergleich zu den im Jahr 2006/07 ermittelten LAI-Werten. Sind die aktuell gemessenen Werte größer als vor zwei Jahren, ergeben sich positive Differenzwerte, welche in abgestuften Grüntönen dargestellt sind. Bei einer Verringerung der LAI-Werte gegenüber der Datenaufnahme vor Beginn der Management-Maßnahmen ergeben sich negative Differenzwerte, welche in abgestuften Rosatönen dargestellt wurden.

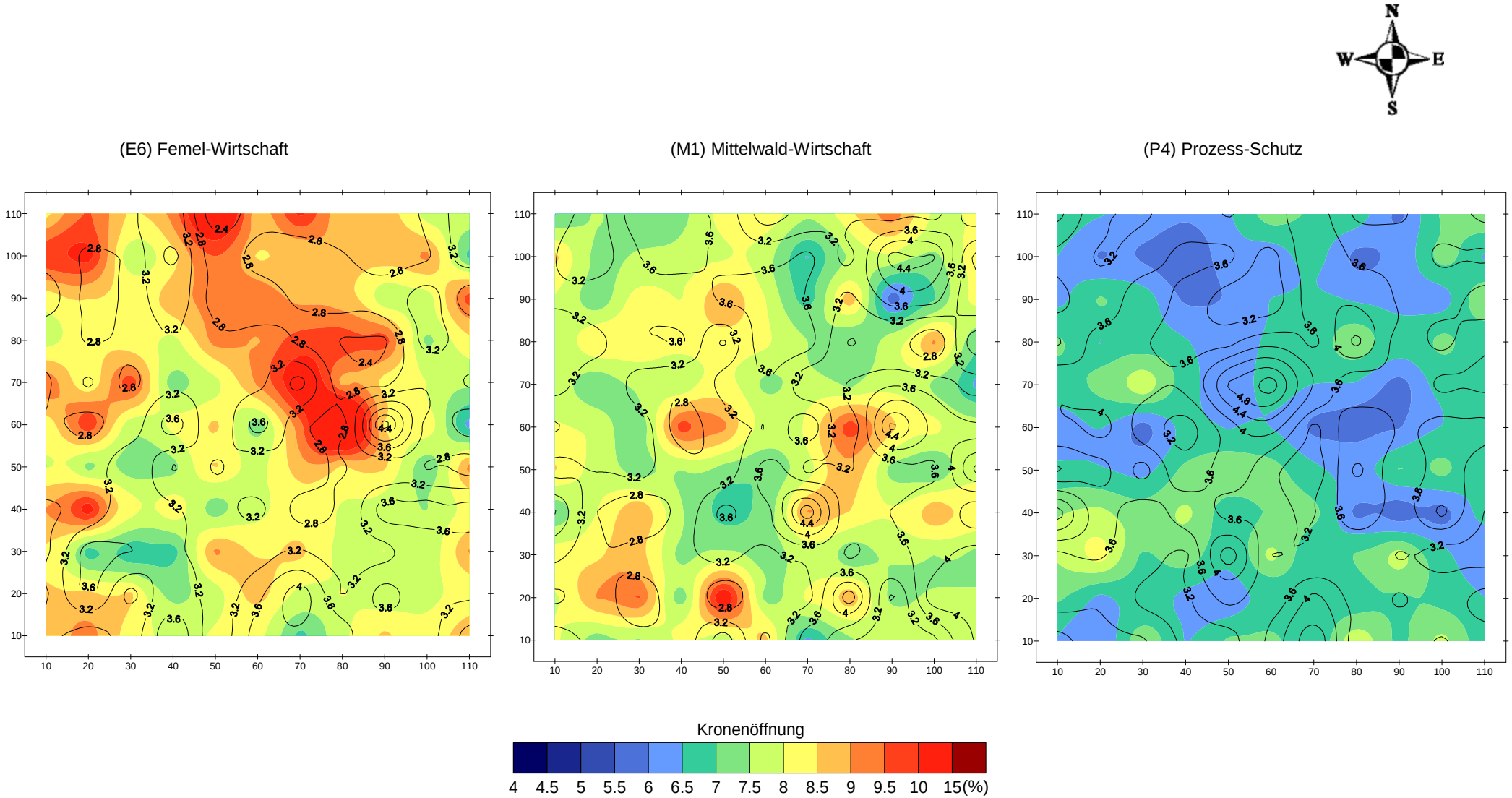
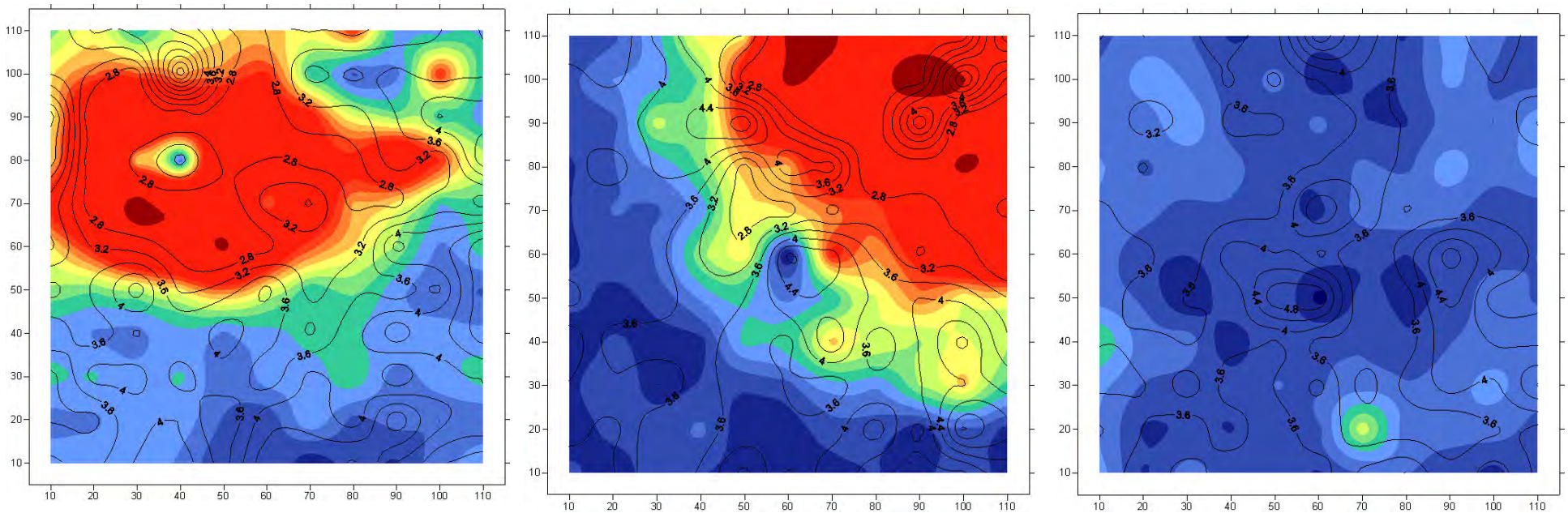


Abb. 3.1-5 a-c: Isolinien-Konturplots der Kronenöffnung und des Blattflächenindex in den Untersuchungsflächen – 2006/07

a) E6 Femel-Bewirtschaftung

b) M1 Mittelwald-Bewirtschaftung

c) P4 Prozess-Schutz



Kronenöffnung

4 4.5 5 5.5 6 6.5 7 7.5 8 8.5 9 9.5 10 15(%)

Abb. 3.1-6 a-c: Isolinien-Konturplots der Kronenöffnung und des Blattflächenindex in den Untersuchungsfläche- 2008

a) E6 Femel-Bewirtschaftung

b) M1 Mittelwald-Bewirtschaftung

c) P4 Prozess-Schutz

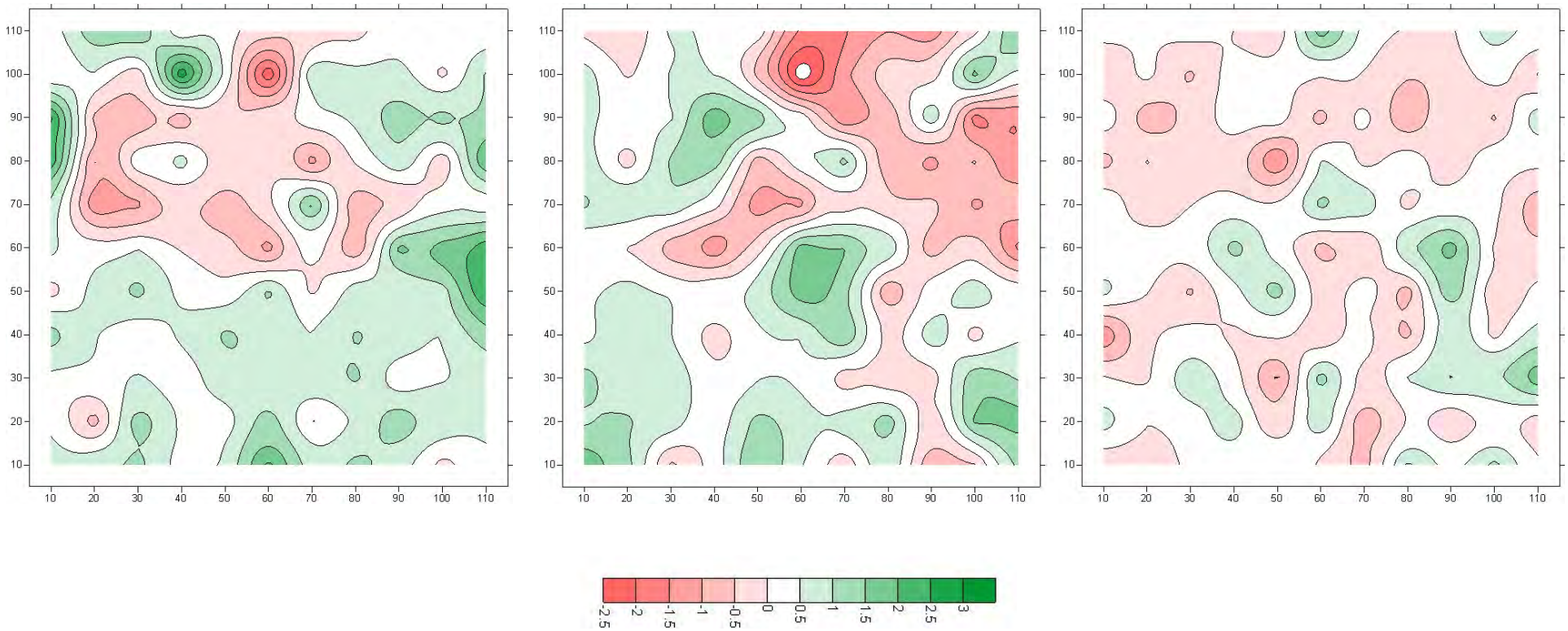


Abb. 3.1-7 a-c: Isolinien-Konturplots der Differenzen des Blattflächenindex (LAI) in den Untersuchungsflächen zwischen 2006 und 2008

d) Erläuterung und Diskussion

Von allen drei untersuchten Flächen weist im Ausgangszustand (2006/07) die Fläche P4 (Prozesschutz) mit median 3,47 den höchsten Blattflächenindex und mit median 6,6% die geringste Kronenöffnung auf. Die Fläche M1 (Mittelwaldwirtschaft) zeigt mit einem LAI median 3,26 und einer Kronenöffnung von median 7,7% intermediäre Werte. Die geringsten LAI- Werte mit median 3,03 und die höchste Kronenöffnung mit median 8,4 sind in der Fläche E6 (Femel-Wirtschaft) anzutreffen. Die Werte der Prozessschutzfläche decken sich sehr gut mit Messungen in anderen europäischen, von *Quercus robur* und *Fraxinus excelsior* dominierten Laubwäldern wie z.B. dem Aelmoeseneie-Wald bei Gent in Belgien [MUSSCHE et al. 2001] und liegen etwas unter denen tschechischer Donau-Auwälder [HAGER et al. 1999], welche allerdings stärker von *Populus*-Arten dominiert sind. Im Vergleich zu weltweit zusammenfassend untersuchten LAI-Daten verschiedener Waldökosysteme sind die im Prozessschutz ermittelten LAI-Werte ebenfalls etwas geringer als der mit ca. 5 ermittelte Mittelwert für temperate, breitblättrige und laubwerfende Wälder [ASNER et al. 2003, SCURLOCK et al 2001]. Dies ist aber meist auf verschiedene, in den Studien berücksichtigte Methoden der LAI-Messung zurückzuführen. Sicher muss auch die gebietstypische Eschen-Dominanz im Oberstand bei der überregionalen Einordnung der Burgauen-Werte berücksichtigt werden.

Die Werte der durchschnittlichen Kronenöffnung sind 2008 im Vergleich zu 2006/07 gesunken, allerdings sind die durchschnittlichen (median-) Werte im vorliegenden Fall nicht sehr aussagekräftig, da die Streuung der Einzelwerte sehr stark zugenommen hat. Besonders in den beiden bewirtschafteten Flächen (E6 und M1) schwanken die Kronenöffnungswerte innerhalb der Flächen extrem – ein Umstand, der ganz offensichtlich auf die forstlichen Eingriffe zurückzuführen ist. Das Ausmaß der Schwankung lässt sich sehr gut im Vergleich zur Prozessschutzfläche beurteilen. Hier findet sich lediglich eine moderate Abnahme der Kronenöffnung, also eine geringfügig dichtere Baumkrone als im Vorjahr mit geringen lokalen Schwankungen innerhalb der Fläche.

Die durchschnittlichen Werte des Blattflächenindex haben sich, trotz Bewirtschaftung, in den Flächen E6 und M1 leicht erhöht, wohingegen sie in der Prozessschutzfläche nahezu gleich geblieben sind. Für den Blattflächenindex gelten dieselben Einschränkungen wie für die Kronenöffnung, da auch hier die Einzelwerte in 2008 sehr stark schwanken.

Anhand der Isolinien-Darstellung beider Parameter (Abb. 3.1-6 a-c) lassen sich sehr gut die durch die Bewirtschaftung entstandenen Auflichtungen des Kronenraumes erkennen. Diese sind ± lokal begrenzt vorgenommen worden, konkret im nordwestlichen Bereich der Femel-Fläche und im Nordöstlichen Bereich der Mittelwald-Fläche. Die dadurch entstandenen Randbereiche der Lichtungen haben durch die damit verbundene, verbesserte Lichtausbeute zu einem dichteren Blattbewuchs der Baumkronen und des Unterwuchses über 1,30m Höhe geführt, wodurch trotz Auflichtung der durchschnittliche Blattflächenindex der Flächen im Vergleich zu 2006 sogar noch angestiegen ist. Die innerhalb der Untersuchungsflächen räumlich sehr differenziert abgestuften Veränderungen des Blattflächenin-

dex lassen sich sehr gut anhand der Isolinien-Darstellung der Differenzwerte (Abb. 3.1-7 a-c) verdeutlichen. Besonders im peripheren Bereich der Auflichtungen in den Flächen E6 und M1 sind positive Differenzen, also Zunahmen des LAI gegenüber der Ausgangssituation 2006 zu erkennen. Im Gegensatz dazu zeigen sich große Bereiche der Prozessschutzfläche hinsichtlich des LAI im Vergleich zu 2006 unverändert (weiße Bereiche). Dennoch überwiegt auf dieser Fläche ein leichter Rückgang des Blattflächenindex. Zwar wurde die Datennahme in beiden Untersuchungsserien im selben Monat (August) durchgeführt, dennoch scheinen im Vergleich der einzelnen Jahre generelle, klimabedingte Intensitätsschwankungen der Belaubung und somit des LAI gegeben zu sein. Die Prozessschutzfläche ist für die Erfassung dieser Schwankungen eine wertvolle Referenz.

Bezogen auf die Gesamtfläche zeigt E6 deutlichere Änderungstendenzen als M1. Dies begründet sich offenbar auch aus der Tatsache, dass in E6 (neben dem lokalen Lochhieb) eine flächige Altdurchforstung im verbliebenen Bestand durchgeführt wurde. Im Unterschied dazu blieben die übrigen Parzellen der Mittelwaldfläche bislang unberührt (s. Kap. 2.1.1, 2.2). In M1 werden die großen Unterschiede zwischen Eingriffs- und unberührten Flächen auch in der besonders weiten Schwankungsbreite der Kronenöffnungswerte deutlich.

3.2 Gehölzvegetation (MESSING 2007, 2008, Stadt Leipzig, Abt. Stadt forsten)

3.2.1 Untersuchungen zum Wildverbiss

3.2.1.1 Angewandte Methoden

Im Rahmen dieses Teilprojektes wurde 2007 und (wiederholend) 2008 innerhalb der 26 Probeflächen in den Forstabteilungen 122, 125, 126, 127, 128 und 131 (Kap. 2.2.) die Gehölzverjüngung* und deren Wildverbisssituation untersucht. Für die wissenschaftlichen Auswertungen soll dieses Verbissgutachten auch weiterhin jährlich wiederholt werden. Eine detaillierte und vergleichbare Ausführung und Auswertung erfolgt im Dreijahresrhythmus, da jährliche Veränderungen kaum signifikant sind.

* erfasst wurden ausschließlich Individuen in „verbissfähiger“ Höhe / Altersstufe

Entsprechend der geplanten / in 2007/08 beginnend durchgeführten forstlichen Bewirtschaftungsmaßnahmen verteilen sich diese Probeflächen wie folgt (vgl. Kap. 2.2.):

Prozessschutzfläche

Unterabt./Teilfl. 122a/b, 125b, 126a1:	8 Probeflächen á 3 Aufnahmeflächen

Mittelwaldfläche

Unterabt. 128a:	9 Probeflächen á 3 Aufnahmeflächen

Fläche Altdurchforstung/Femelhieb

Unterabt./Teilfl. 125a, 127b1/2, 131a:	9 Probeflächen á 3 Aufnahmeflächen

Die Probeflächen haben jeweils eine Ausdehnung von 30 x 30 Meter. In jeder Probefläche wurden an jeweils drei Eckpunkten nochmals Aufnahmeflächen in einer Ausdehnung von 5 x 5 Meter ausgeschieden. Die Untersuchungen wurden, innerhalb dieser 25 qm-großen Aufnahmeflächen, in Anlehnung an die „Verwaltungsvorschrift für die forstlichen Gutachten über den Vegetationszustand, entstandene Verbiss- und Schälschäden und den Stand der Waldverjüngung“ (VwV Forstgutachten) durchgeführt. Ziel der Erhebungen, welche jährlich durchgeführt werden sollen, war die Feststellung der Beeinflussung vorhandener Waldverjüngung durch Rehwild, innerhalb der verschiedenen forstlichen Bewirtschaftungsmaßnahmen. Dabei sind die Erfassungen aus 2007 als „Nullprobe“ anzusehen (Kap. 2.2). Entsprechend des erläuterten Probedesigns (s.o. u. Kap. 2.2) erfolgten insgesamt 78 Aufnahmen. Da gemäß VwV Forstgutachten bei jeder Aufnahme mindestens 10 Forstpflanzen erfasst

werden sollen, hätten gesamtheitlich 780 Forstpflanzen erhoben werden müssen. Ausnahmslos wurde innerhalb der Aufnahmeflächen vorhandene Naturverjüngung erfasst. Es befanden sich keinerlei Probeflächen in Kunstverjüngungen.

Bei der Forstpflanzenerfassung wurden, bedingt durch die gering vorhandene Naturverjüngung, Haupt- und Nebenbaumarten zusammen erfasst.

Die Darstellung der Verbissschäden erfolgte in drei Schadensstufen:

a) bis 20 % Verbissschäden — Schadensstufe 1

b) über 20 bis 50 % Verbissschäden — Schadensstufe 2

c) über 50 % Verbissschäden — Schadensstufe 3

3.2.1.2 Ergebnisse und Diskussion

Die Einzelergebnisse sind den Erfassungsprotokollen des Anhangs zu entnehmen. Nachstehend erfolgt eine zusammenfassende Darstellung und Beschreibung der vorliegenden Daten, getrennt nach Untersuchungsjahren:

a) Gesamtaufkommen Naturverjüngung

2007:

In Folge nicht oder nur spärlich vorhandener Naturverjüngung konnten letztlich in 22 Probeflächen 381 Forstpflanzen erfasst werden. In 4 Probeflächen war keinerlei Verjüngung vorhanden. Folgende Baumarten wurden in entsprechender Stückzahl erfasst:

	Hauptbaumarten				***Nebenbaumarten***					
Baumarten	SEI	GES	BAH	WLI	FUL	SAH	HBU	FAH	REI	RBU
Stück	14	100	102	42	74	36	4	5	1	3

SEI Stieleiche
GES Gemeine Esche
BAH Bergahorn
WLI Winterlinde

FUL (Feld-)Ulme
SAH Spitzahorn
HBU Hainbuche
FAH Feldahorn

REI Roteiche
RBU Rotbuche

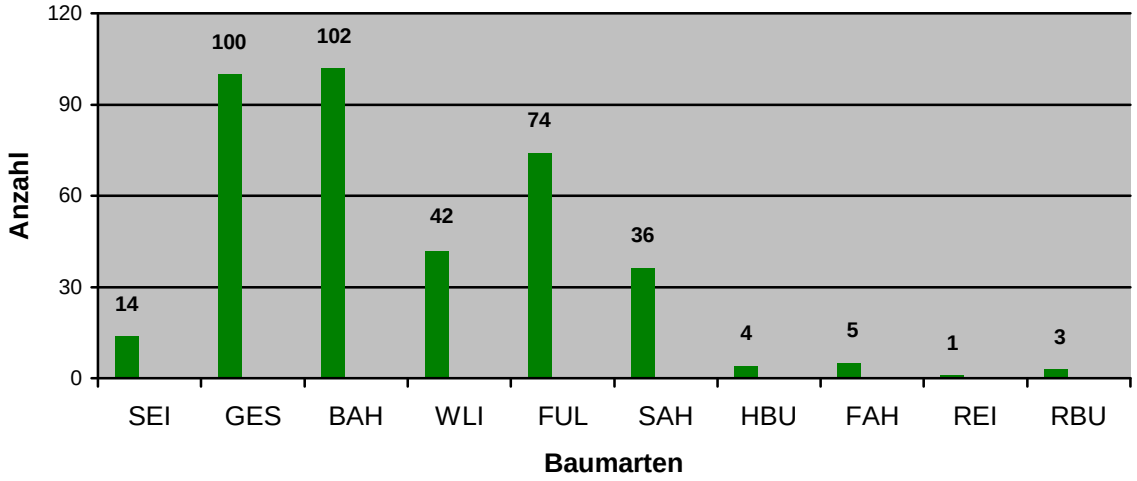


Abb. 3.2-1: Gehölzverjüngung nach Baumarten (Gesamtgebiet, 2007)

Auf Grund der derzeitigen, im Leipziger Auenwald vorherrschenden Baumartenzusammensetzung / den gegebenen Standortbedingungen war die Dominanz der Hauptbaumarten Gemeine Esche und Bergahorn, sowie der Nebenbaumarten Ulme und Spitzahorn bei der vorhandenen Naturverjüngung zu erwarten. Äußerst gering war der Naturverjüngungsanteil der Hauptbaumart Stieleiche. Außer Linde, Ulme und Spitzahron spielen Nebenbaumarten nur eine weitgehend untergeordnete Rolle an der Gehölzverjüngung.

2008:

Auf 22 Probeflächen konnten 378 Forstpflanzen erfasst werden. In 3 Probeflächen war keinerlei Verjüngung vorhanden. Eine Probefläche (M1) befindet sich gänzlich innerhalb des Forstschutzzauns und fällt somit aus der Aufnahme. Folgende Baumarten wurden in entsprechender Stückzahl erfasst:

	Hauptbaumarten				***Nebenbaumarten***					
Baum-arten	SEI	GES	BAH	WLI	FUL	SAH	HBU	FAH	REI	RBU
Stück		128	140	35	46	27		2		

SEI	Stieleiche	FUL	(Feld-)Ulme	REI	Roteiche
GES	Gemeine Esche	SAH	Spitzahorn	RBU	Rotbuche
BAH	Bergahorn	HBU	Hainbuche		
WLI	Winterlinde	FAH	Feldahorn		

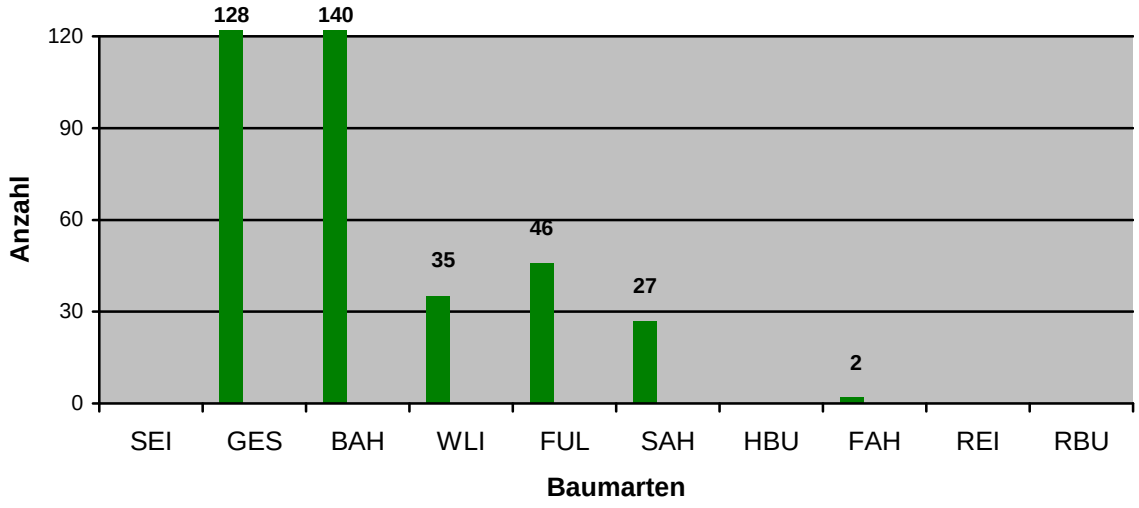


Abb. 3.2-2: Gehölzverjüngung nach Baumarten (Gesamtgebiet, 2008)

Auf Grund der derzeitigen, nach wie vor im Leipziger Auenwald vorherrschenden Baumartenzusammensetzung war wiederum die Dominanz der Hauptbaumarten Gemeine Esche und Bergahorn, sowie der Nebenbaumarten Ulme und Spitzahorn bei der vorhandenen Naturverjüngung festzustellen. Eine Naturverjüngung der Hauptbaumart Stieleiche (wie auch einiger Nebenbaumarten) konnte in den Probeflächen nicht mehr festgestellt werden.

b) Prozessschutzfläche

Im Bereich der forstlichen Prozessschutzfläche (Unterabt./Teilfl. 122a/b, 125b, 126a1) konnten in beiden Untersuchungsjahren auf 6 Probeflächen (P 2; P 3; P 4; P 6; P 7; P 8) Daten zum Verbissgutachten erhoben werden.

2007:

Insgesamt wurden 129 Forstpflanzen erfasst. Dies waren 34 % aller im Verbissgutachten erfassten Forstpflanzen. Von diesen waren 69 Stück verbissen und 60 Stück unverbissen.

	Hauptbaumarten								***Nebenbaumarten***											
Baum-arten	SEI		GES		BAH		WLI		FUL		SAH		HBU		FAH		REI		RBU	
verbissen/ unverbissen	v	uv	v	uv	v	uv	v	uv	v	uv	v	uv	v	uv	v	uv	v	uv	v	uv
Stück			26	22	19	16	3	5	15	8	4	9			1		1			
% - Anteil			54	46	54	46	38	62	65	35	31	69			100		100			

v – verbissen uv - unverbissen

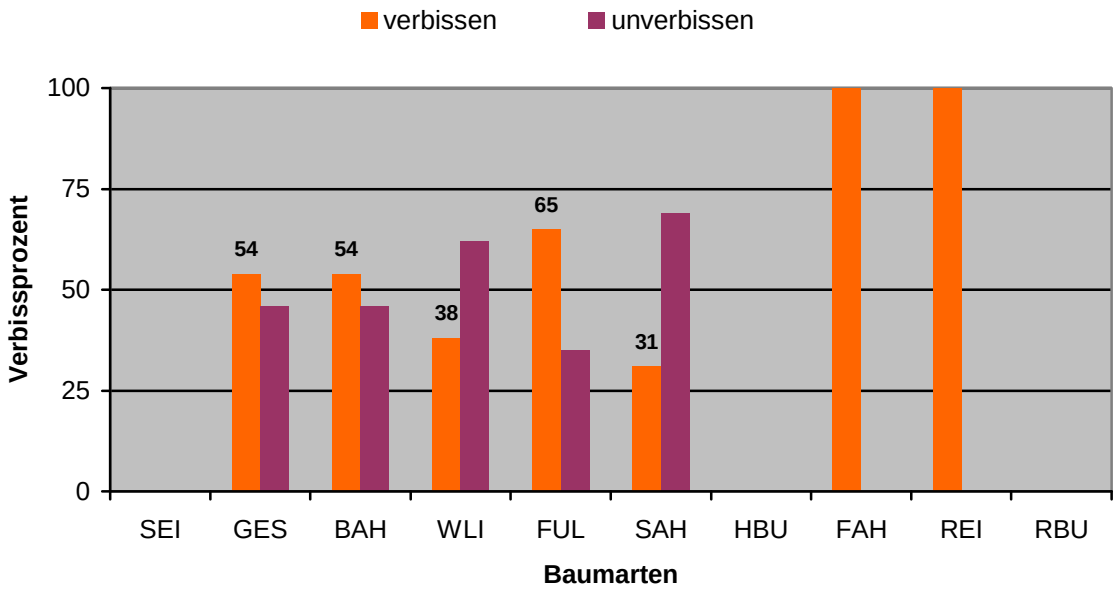


Abb. 3.2-3: Gehölzverjüngung und deren Verbissanteile – Prozessschutzfläche 2007

Die Verbisssituation innerhalb der einzelnen Probeflächen stellte sich wie folgt dar:

Probefläche	P 2	P 3	P 4	P 6	P 7	P 8	Verbissprozent gesamt
Verbissprozent	33	90	65	25	60	65	56

Der ermittelte Gesamtverbiss über diese Probeflächen beträgt 56 %. Dies bedeutet die Zuordnung der Prozessschutzfläche in die **Schadensstufe 3**.

2008:

Insgesamt wurden hier 150 Forstpflanzen erfasst. Dies waren 40 % aller im Verbissgutachten erfassten Forstpflanzen. Von diesen waren 69 Stück verbissen und 81 Stück unverbissen.

	Hauptbaumarten								***Nebenbaumarten***											
Baum-arten	SEI		GES		BAH		WLI		FUL		SAH		HBU		FAH		REI		RBU	
verbissen/ unverbissen	v	uv	v	uv	v	uv	v	uv	v	uv	v	uv	v	uv	v	uv	v	uv	v	uv
Stück			22	43	23	22	5	2	16	3	3	11								
% - Anteil			34	66	51	49	71	29	84	16	21	79								

v – verbissen uv - unverbissen

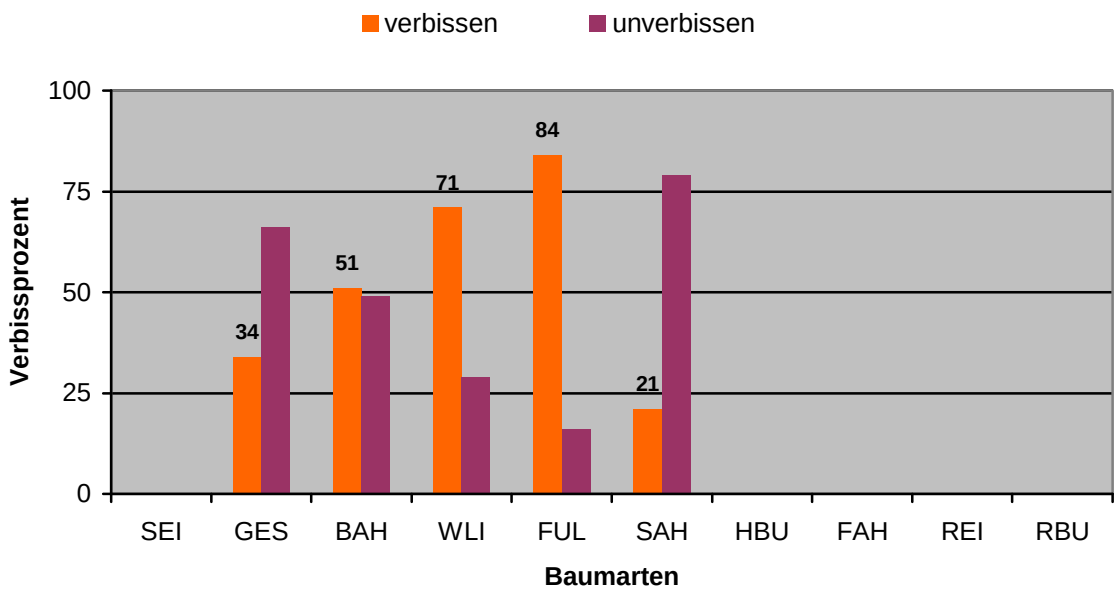


Abb. 3.2-4: Gehölzverjüngung und deren Verbissanteile – Prozessschutzfläche 2008

Die Verbisssituation innerhalb der einzelnen Probeflächen stellte sich wie folgt dar:

Probefläche	P 2	P 3	P 4	P 6	P 7	P 8	Verbissprozent gesamt
Verbissprozent	27	93	70	5	70	13	46

Der ermittelte Gesamtverbiss über diese Probeflächen beträgt 46 %. Dies bedeutet die Zuordnung der Prozessschutzfläche in die **Schadensstufe 2**.

c) Mittelwaldfläche

Im Bereich der geplanten Mittelwaldfläche (Unterabt. 128a) konnten (in beiden Untersuchungsjahren) auf 7 Probeflächen (M 3; M 4; M 5; M 6; M 7; M 8; M 9) Daten zum Verbissgutachten erhoben werden.

2007:

Insgesamt wurden 90 Forstpflanzen erfasst, was nur 24 % aller im Verbissgutachten erfassten Forstpflanzen waren. Von diesen waren lediglich 14 Stück verbissen. 76 Stück waren unverbissen.

	Hauptbaumarten								**Nebenbaumarten**											
Baum-arten	SEI		GES		BAH		WLI		FUL		SAH		HBU		FAH		REI		RBU	
verbissen/ unverbissen	v	uv	v	uv	v	uv	v	uv	v	uv	v	uv	v	uv	v	uv	v	uv	v	uv
Stück		5		24		11	2	16	9	9	3	11								
% - Anteil		100		100		100	11	89	50	50	21	79								

v – verbissen uv - unverbissen

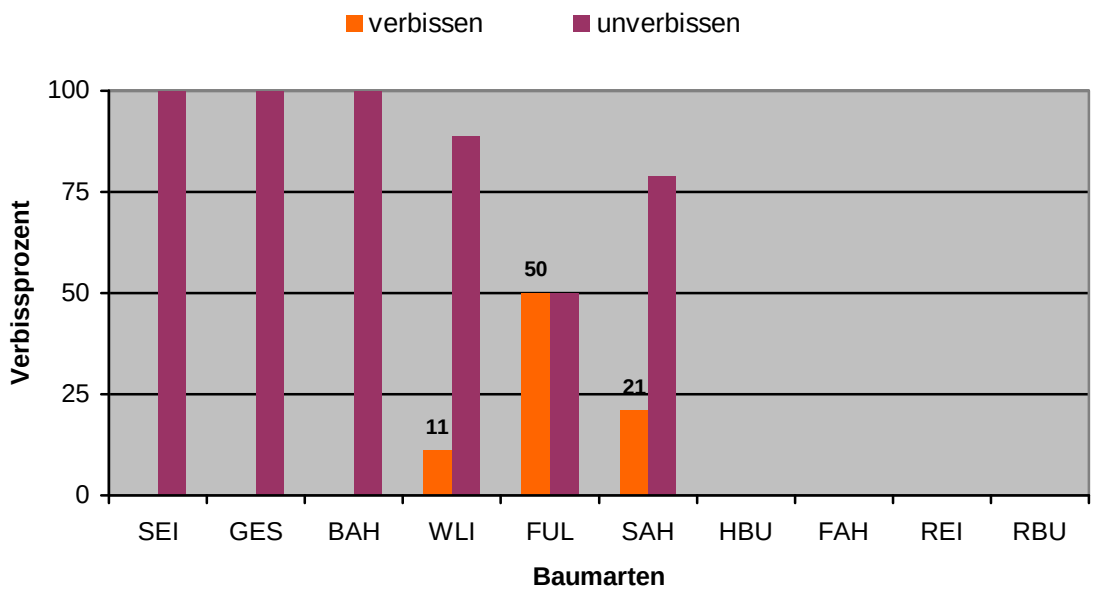


Abb. 3.2-5: Gehölzverjüngung und deren Verbissanteile – Mittelwaldfläche 2007

Die Verbisssituation innerhalb der einzelnen Probeflächen stellte sich wie folgt dar:

Probefläche	M 3	M 4	M 5	M 6	M 7	M 8	M 9	Verbissprozent gesamt
Verbissprozent	0	60	0	30	0	50	0	20

Der ermittelte Gesamtverbiss über diese Probeflächen beträgt 20 %. Dies bedeutet die Zuordnung der geplanten Mittelwaldfläche in die **Schadensstufe 1**.

Auf Grund des hier herrschenden sehr geringen Potentials an Naturverjüngung waren die Ergebnisse jedoch mit einiger Vorsicht zu betrachten (*„Wo nichts wächst, kann auch nichts verbissen werden.“*). Andererseits erfolgte bisher die erfolgreiche Rehwildbejagung im Bereich der geplanten Mittelwaldfläche in deutlich größerem Maße als im Bereich der Prozessschutzfläche. Auf Grund der kleinflächigen Standorttreue des Rehwildes ließe sich aus der dortigen stärkeren Bejagung und höheren Jagdstrecke ein eventuell positiver Effekt für vorhandene Naturverjüngung ableiten. Darauf deutete hier vor allem der fast völlig fehlende Verbiss an Verjüngung der Hauptbaumarten.

2008:

Insgesamt wurden 88 Forstpflanzen erfasst, was 23 % aller im Verbissgutachten erfassten Forstpflanzen waren. Von diesen waren lediglich 16 Stück verbissen. 72 Stück waren unverbissen.

	Hauptbaumarten								***Nebenbaumarten***											
Baum-arten	SEI		GES		BAH		WLI		FUL		SAH		HBU		FAH		REI		RBU	
verbissen/ unverbissen	v	uv	v	uv	v	uv	v	uv	v	uv	v	uv	v	uv	v	uv	v	uv	v	uv
Stück			2	22	4	25		19	7	1	3	5								
% -Anteil			8	92	14	86		100	88	12	38	62								

v – verbissen uv - unverbissen

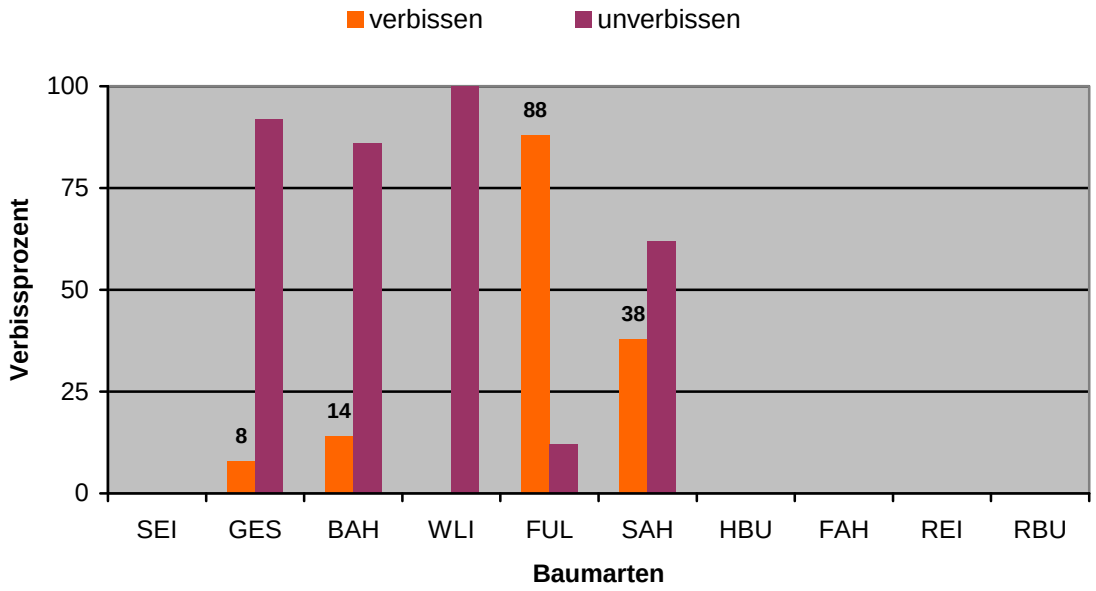


Abb. 3.2-6: Gehölzverjüngung und deren Verbissanteile – Mittelwaldfläche 2008

Die Verbisssituation innerhalb der einzelnen Probeflächen stellte sich wie folgt dar:

Probefläche	M 3	M 4	M 5	M 6	M 7	M 8	M 9	Verbissprozent gesamt
Verbissprozent	10	70	30	0	0	15	10	19

Der ermittelte Gesamtverbiss über diese Probeflächen beträgt 19 %. Dies bedeutet die Zuordnung der geplanten Mittelwaldfläche in die **Schadensstufe 1**.

c) Fläche Altdurchforstung/Femelhieb

Im Bereich der konventionell in Durchforstung und Femelhieb bewirtschafteten Flächen (Unterabt./Teilfl. 125a, 127b1/2, 131a) konnten (je Untersuchungjahr) auf 9 Probeflächen (E 1 – E 4; E 6 – E 10) Daten zum Verbissgutachten erhoben werden.

2007:

Insgesamt wurden hier 159 Forstpflanzen erfasst. Dies waren 42 % aller im Verbissgutachten erfassten Forstpflanzen. Davon waren 83 Stück verbissen. 76 waren unverbissen.

	Hauptbaumarten								***Nebenbaumarten***											
Baum-arten	SEI		GES		BAH		WLI		FUL		SAH		HBU		FAH		REI		RBU	
verbissen/ unverbissen	v	uv	v	uv	v	uv	v	uv	v	uv	v	uv	v	uv	v	uv	v	uv	v	uv
Stück	1	8	17	10	37	19		16	20	13	4	4		4	3				1	2
% -Anteil	11	89	63	37	66	34		100	61	39	50	50		100	100				33	67

v – verbissen uv - unverbissen

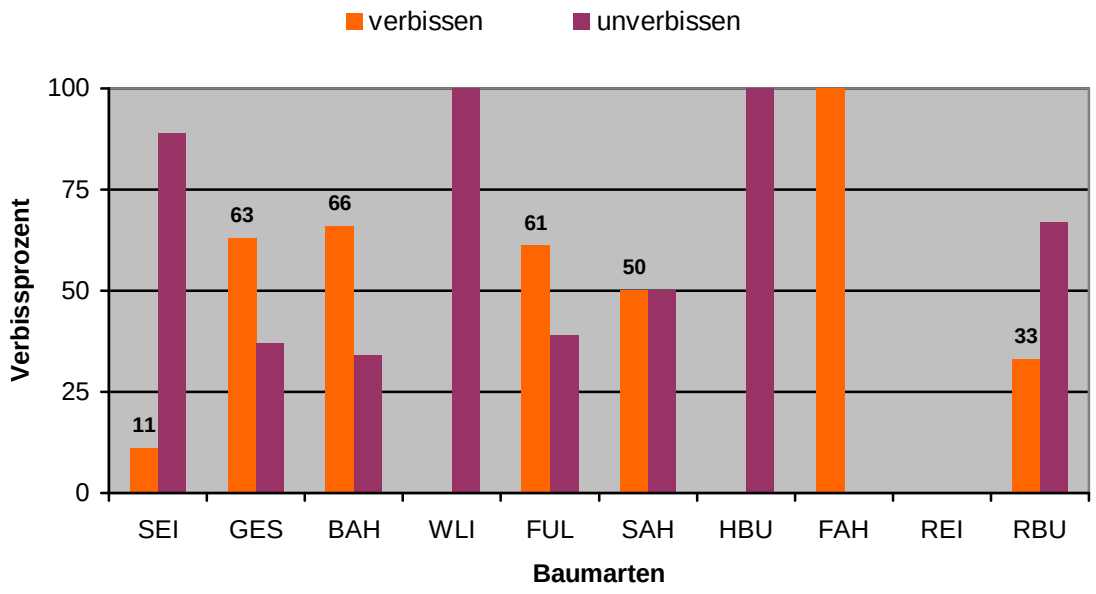


Abb. 3.2-7: Gehölzverjüngung und deren Verbissanteile – Femelwaldfläche 2007

Die Verbisssituation innerhalb der einzelnen Probeflächen stellte sich wie folgt dar:

Probefläche	E 1	E 2	E 3	E 4	E 6	E 7	E 8	E 9	E 10	Verbissprozent gesamt
Verbissprozent	50	20	60	100	37	83	65	25	0	49

Der ermittelte Gesamtverbiss über diese Probeflächen beträgt 49 %. Dies bedeutet die Zuordnung der Prozessschutzfläche in die **Schadensstufe 2**.

2008:

Insgesamt wurden 140 Forstpflanzen erfasst. Dies waren 37 % aller im Verbissgutachten erfassten Forstpflanzen. Davon waren 72 Stück verbissen. 68 waren unverbissen.

	Hauptbaumarten								***Nebenbaumarten***											
Baum-arten	SEI		GES		BAH		WLI		FUL		SAH		HBU		FAH		REI		RBU	
verbissen/ unverbissen	v	uv	v	uv	v	uv	v	uv	v	uv	v	uv	v	uv	v	uv	v	uv	v	uv
Stück			21	18	34	32		9	13	6	2	3		4	2					
% -Anteil			54	46	52	48		100	68	32	40	60		100	100					

v – verbissen uv - unverbissen

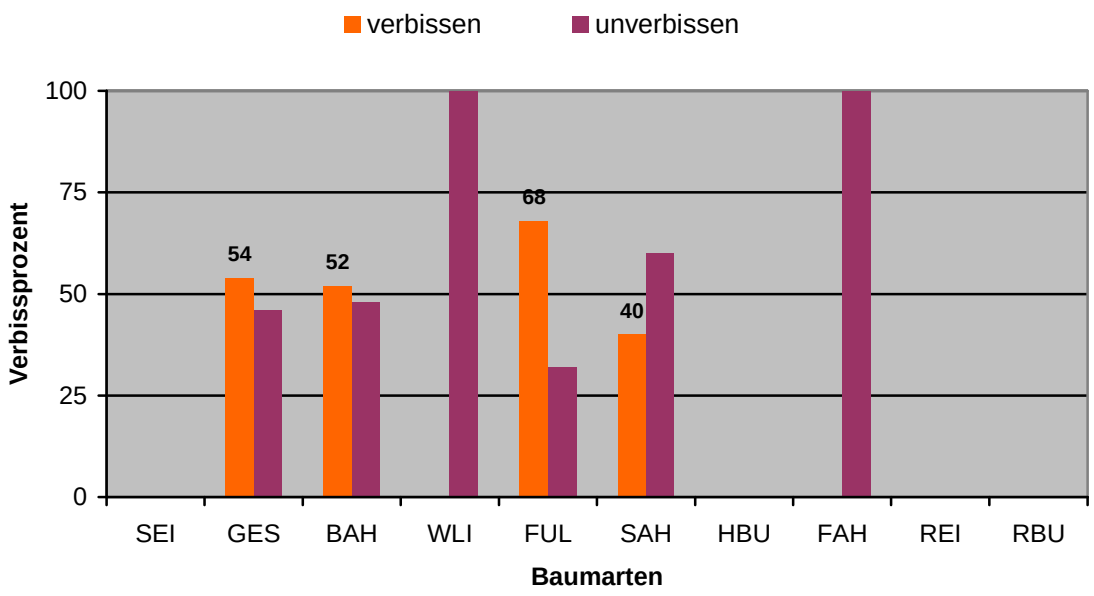


Abb. 3.2-8: Gehölzverjüngung und deren Verbissanteile – Femelwaldfläche 2007

Die Verbisssituation innerhalb der einzelnen Probeflächen stellte sich wie folgt dar:

Probefläche	E 1	E 2	E 3	E 4	E 6	E 7	E 8	E 9	E 10	Verbissprozent gesamt
Verbissprozent	40	50	65	80	40	67	45	45	10	49

Der ermittelte Gesamtverbiss über diese Probeflächen beträgt 49 %. Dies bedeutet die Zuordnung der Prozessschutzfläche in die **Schadensstufe 2**.

d) Fazit

In Auswertung der Verbissermittlung auf allen bearbeiteten Probeflächen ergibt sich ein Gesamtverbissprozent von 42 (2007) bzw. 39 (2008), was jeweils der Schadensstufe 2 entspricht. Zwischen den Untersuchungsjahren haben sich somit keine wesentlichen Änderungen ergeben. Der genannte Wert (Stufe 2) stimmt nicht überein mit der für die gesamten Jagdbezirke der Stadt Leipzig in 2006 regulär durchgeführten Verbisserhebung, die lediglich einen geringen Verbiss ermittelte (Schadensstufe 1). Dieses Ergebnis lässt sich allerdings insofern nicht mit den für die Burgaue festgestellten Werten vergleichen, als hier die Bonitur-/Probeflächendichte westentlich geringer war als bei den nunmehr (aus 07 und 08) vorliegenden Untersuchungen (s.o.).

Gemessen an ihren Vorkommensanteilen (s. Kap. 3.2.2) ist die Verbissrate insbesondere bei Nebenbaumarten (v.a. Ulme, Spitz- und Feldahorn) relativ erhöht. Die Verbissintensität auf Einzelflächen ist – neben dem Angebot (vorkommende Gehölzverjüngung) – insbesondere vom Wildbestand bzw. der Verweildauer des Wildes abhängig. Die vorliegenden Datensätze zeigen, dass Gebietsteile mit erhöhtem Jagddruck aber auch mit sonstig verstärktem Störpotenzial (Teilflächen in unmittelbarer Nähe von Hauptwegen, Siedlungsbereichen) eine tendenziell verringerte Verbissrate aufweisen.

Insgesamt war festzustellen, dass Naturverjüngung auf allen Flächen nur in geringem Umfang zu finden war (offenbar auch auf Grund noch nicht erfolgter bzw. erst begonnener Bewirtschaftungsmaßnahmen wie Durchforstung, Femelung, Abtrieb). Diese Situation wird sich sicherlich erst einige Jahre nach den durchgeführten Bewirtschaftungsmaßnahmen (bzw. bei Fortgang dieser) ändern (erhöhte Verjüngungsrate infolge verbesserten Lichtgenusses). Auf der Prozessschutzfläche wird dies voraussichtlich ungleich länger dauern.

Im Hinblick auf die weitere wissenschaftliche Betreuung der verschiedenen Bewirtschaftungsformen wird sich - bei, wie geplant, jährlich durchzuführendem Verbissgutachten - frühestens in 3 bis 5 Jahren eine deutliche Veränderung feststellen lassen. Sollten nach erfolgten forstlichen Maßnahmen Teile der Bewirtschaftungs-flächen eingezäunt werden, müssen diese entsprechend zeitlich begrenzt oder dauerhaft von der weiteren Verbissaufnahme ausgeschlossen werden.

Auf vielen der willkürlich festgelegten 5 x 5m-Probeflächen konnten keine Erhebungen durchgeführt werden (da hier keine Verjüngung gegeben), oder die Anzahl der verbissfähigen Gehölze war so gering, dass eine statitistische Absicherung der gewonnenen Daten nicht möglich erscheint. Zumeist war Verjüngung aber in unmittelbar angrenzenden Bereichen recht zahlreich vorhanden. Vor diesem Hintergrund ist zu überlegen, bei zukünftigen Untersuchungen die Probenahme innerhalb der 30 x 30 m-Flächen örtlich flexibler zu gestalten (dadurch bessere Auswertbarkeit des gewonnenen Materials, würde auch dem Verfahren der VwV Forstgutachten eher entsprechen). Dies erscheint einerseits vertretbar, da im Rahmen der Untersuchungen vorrangig die Verbissrate erfasst werden soll, und nicht die Verjüngungsrate (die auch über die generelle Gehölzerfassung ermittelt wird, s. Kap. 3.2.2, hier eher klar festgelegtes Probeflächendesign erforderlich). Zum anderen ist dies auch geboten, weil die

Verbissrate nur bei einem vorhandenen Mindestangebot aufkommender Gehölze ermittelt werden kann. Im Sinne einer Auswertbarkeit der Datensätze wäre darauf zu achten, dass das den Berechnungen zugrunde liegende Angebot in den einzelnen Stichproben etwa gleich groß ist (lt. VwV Forstgutachten n = 10). Eine Vergleichbarkeit mit den aktuell erhobenen Daten der Nullprobe ist insofern gewährleistbar, als aufgrund der noch nicht (oder kaum) wirksam gewordenen Eingriffe alle aktuellen Stichproben (mit entsprechendem Angebot) von der künftigen Flächenbehandlung unabhängige Ergebnisse liefern, und somit der Umfang der vorliegenden Ausgangsstichprobe, auch bei Nichtbeachtung der Flächen ohne derzeit hinreichendes Angebot, in einer insgesamt verwert- und vergleichbaren Größenordnung vorliegt.

3.2.2 Gehölzerfassung

2006 und 2008 wurden sämtliche Gehölze (getrennt nach Brusthöhendurchmesser über und unter 5 cm) im Bereich der 26 30 x 30 großen Probeflächen (s. Kap. 2.2. und 3.2.1) vollständig erfasst. Ziel ist die Beobachtung der Artenzusammensetzung und Bestandesstruktur, insbesondere in Abhängigkeit von der Flächenbehandlung (Prozessschutz, Mittel- und Femelwaldbetrieb). Die detaillierten Erfassungsergebnisse sind tabellarisch im Anhang dargestellt.

a) Brusthöhendurchmesser (BHD) < 5 cm

Die grundsätzliche Struktur und Zusammensetzung der Junggehölze (BHD < 5 cm) ist für beide Untersuchungsjahre zunächst noch recht ähnlich: Berg-Ahorn und Gem. Esche dominieren stark, daneben sind Linde, Ulme und Spitz-Ahorn nennenswert beteiligt (auf Teilflächen ggf. auch dominierend). Stiel-Eiche und weitere Arten sind lediglich marginal vorhanden (Abb. 3.2-8).

Jedoch ist die Anzahl der erfassten Junggehölze im zweiten Untersuchungsjahr wesentlich höher (s. Einzelwerte im Anhang). Da dies aber im Bereich der forstwirtschaftlich unveränderten Prozessschutzfläche ebenso der Fall der ist, kann (bislang) ein Zusammenhang mit den Bewirtschaftungsmaßnahmen nicht hergestellt werden. Vielmehr scheint hier ein genereller Trend zu Grunde zu liegen.

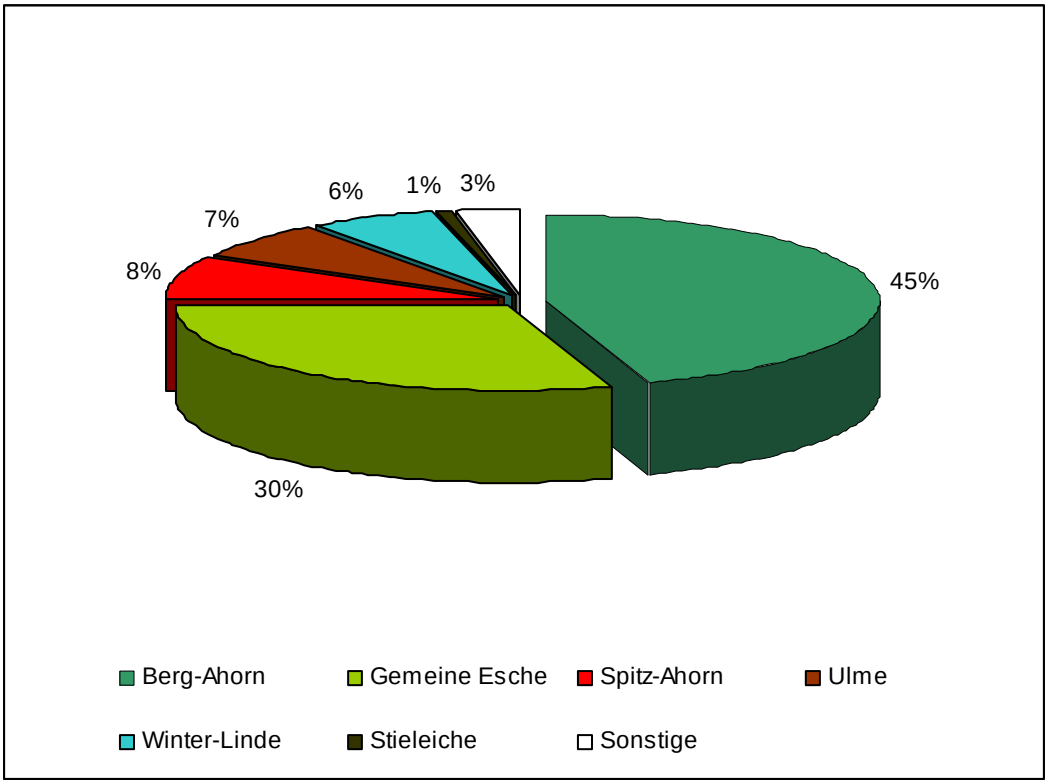


Abb. 3.2-9: Gehölzerfassung BHD < 5 cm – Anteile Einzelarten (Gesamtgebiet)

b) Brusthöhendurchmesser (BHD) > 5 cm

Die bisherigen Erfassungsergebnisse (s. Anhang*) können lediglich als Ausgangsdatenbestand angesehen werden. Die Anhanglisten enthalten zunächst das Ergebnis der Ersterfassung (2006). Im Rahmen der Bewirtschaftung (2007 / 2008) abgegangene Individuen wurden nach der Wiederholungskartierung (2008) in den Tabellen entsprechend gekennzeichnet (betrifft ausschließlich M- und E-Flächen). Die Relevanz der Dokumentation wird erst mit dem weiteren Fortgang der Bewirtschaftungsmaßnahmen und Beobachtungen deutlich werden.

* Tabellen enthalten z.T. auch Individuen BHD < 5 cm, diese sind auch nach Pkt. a erfasst worden

3.3 Bodenvegetation

3.3.1 Aufnahmen nach BYTH & RIPLEY (HELLRIEGEL-INSTITUT)

3.3.1.1 Erfassungsmethodik und Untersuchungsumfang

a) Grundsätze der Methode

Zur Untersuchung der Bodenvegetation fand die Samplingemthode nach BYTH & RIPLEY (1980) Verwendung, die der Ermittlung der Populationsdichte von Arten dient. Da die Methode keine Einrichtung von dauerhaften Probeflächen (keine Vegetationsaufnahmeflächen) vorsieht, handelt es sich um ein sogenanntes „plotless sampling“. Es werden keine Deckungsgrade von Arten erhoben, stattdessen es ist erforderlich, die Abstände von zufällig ausgewählten Punkten zum nächsten Individuum bzw. von einem zufällig ausgewählten Individuum zum nächsten Nachbarorganismus zu ermitteln. Deshalb spricht man auch von einer „Entfernungsmethode“ („distance method“).

Die „distance methods“ sind insbesondere für die Untersuchung von Populationen geeignet, deren Individuen über ein großes Gebiet verteilt sind (z.B. Bäume). Werden die Methoden für solche Fragestellungen angewandt, dann wird auch der statistischen Anforderung Rechnung getragen, dass die Probepunkte weit voneinander entfernt liegen, um eine gegenseitige Beeinflussung zu vermeiden (Nicht mehr als 15% der Gesamtpopulation sollten mit Entfernungsmethoden erfasst werden.). Entfernungsmethoden sind nur für Organismen mit einer zufälligen und nicht für eine geklumpte Verteilung im Raum geeignet!

b) Vorgehensweise

Die Geländeerfassungen fanden am 06. Juli 2007 (vor Durchführung der Maßnahmen) sowie am 21. August 2008 (nach Durchführung der Maßnahmen). Dabei wurden in jeder Untersuchungsfläche (P4 - Prozessschutzfläche, E6 - Femelhiebfläche, M1 - Mittelwaldfläche) 8 Punkte (2n) systematisch im Raster verteilt (Abstand zwischen den Punkten 7 – 10m, vgl. Abb.3.3-1).

Aus den 8 Punkten wurden im **Schritt 1 („Point to organism“/ „Punkt-Organismus-Methode“)** 4 Punkte zufällig ausgewählt (n), von denen aus eine Entfernungsmessung zum nächst gelegenen Individuum der betrachteten Art erfolgte (Entfernung = x_1, x_2, x_3, x_4). Hierfür wurden i.d.R. nur solche Arten ausgewählt, deren Verteilung im Raum gleichmäßig und nicht geklumpt ist. Zudem konnten lediglich Arten mittlerer Häufigkeit verwendet werden. Sehr dicht wachsende Arten, die zahlreiche unterirdische Ausläufer bilden wie *Anemone spec*. oder *Allium ursinum* erwiesen sich als unpraktikabel für die Abstandsmessung

und wurden deshalb von vornherein vernachlässigt. Problematisch war weiterhin die Tatsache, dass einige Arten derartig spärlich über die Probeflächen verteilt vorkamen, dass ein und dasselbe Individuum theoretisch gleichzeitig bei mehreren Probepunkten den am nächsten gelegenen Organismus darstellte. Normalerweise legt die BYTH & RIPLEY-Methode es nahe, die Probepunkte (2n) in solchen Fällen weiter voneinander entfernt zu positionieren. Dies war im Rahmen der Untersuchungen in der Burgaue jedoch wegen der Fixierung auf die 4 festgelegten Untersuchungsflächen à 30 x 30m nicht möglich. Weil das o. geschilderte Problem regelmäßig auftrat, wurde um die 4 Punkte herum ein gedachter Puffer (ca. 4-7 m) gelegt. Trat eine Art, die mittels Punkt-Individuum-Messung erhoben werden sollte, innerhalb des Puffers nicht auf, so wurde sie für denjenigen Punkt als „nicht vorhanden“ eingestuft. Dies hat zur Folge, dass einige Arten nur mit geringer Stetigkeit auftreten und in der Auswertung streng genommen nicht verwendet werden können (vgl. Excel-Tabellen im Anhang).

Im **Schritt 2** (**„Organism to nearest neighbour“** / **„Organismus-nächster Nachbar-Methode“**) wurden diese Arten mit geringer Stetigkeit von vornherein vernachlässigt, sie tauchen deshalb in den entsprechenden Tabellen nicht mehr auf. Für die Organismus-nächster Nachbar-Untersuchung wurde um die verbliebenen 4 Punkte (= n) eine Probefläche gelegt, die groß genug war, um etwa 5 Individuen der betrachteten Art zu enthalten (was wiederum aufgrund der gedrängten Lage der Punkte nicht immer möglich war). Alle Individuen dieser Art wurden innerhalb aller 4 gedachten Probeflächen (soweit möglich) durchnummeriert. Daraus wurden wiederum 4 Individuen (je Art) ausgewählt, von denen aus der Abstand zum nächst gelegenen Organismus derselben Art (r1,r2,r3,r4) gemessen wurde.

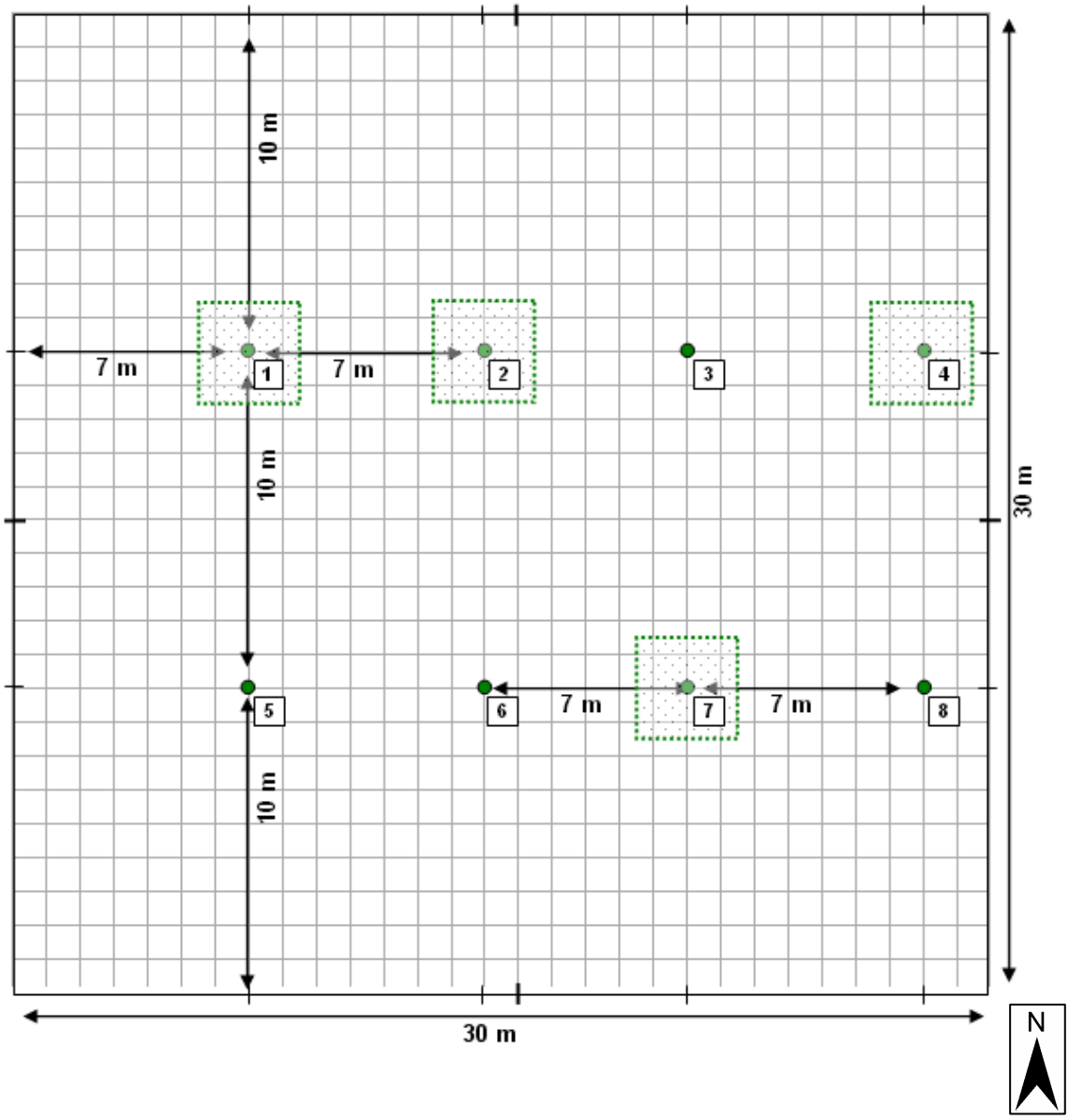


Abb. 3.3-1: Probeflächendesign gemäß BYTHE & RIPLEY (2008), Nr. 3, 5, 6, und 8 = „Point to organism-Untersuchung", Nr. 1, 2, 4 und 7 = "Organism to nearest neighbour-Untersuchung"

3.3.2.2 Auswertungsmethodik

Die erhobenen Daten der „Point to organism-Untersuchung“ wurden mit folgender Formel ausgewertet:

$$\mathbf{N1} = \frac{n}{\pi \Sigma (x_i^2)}$$

N1= Populationsdichte aus den Punkt-Organismus-Daten
n = Stichprobeanzahl (hier 4)
x_i = Entfernung vom Zufallspunkt i zum nächsten Organismus

Die erhobenen Daten der „Organism to nearest neighbour-Untersuchung“ wurden mit folgender Formel ausgewertet:

$$\mathbf{N2} = \frac{n}{\pi \Sigma (r_i^2)}$$

N2= Populationsdichte aus den Organismus-nächster Nachbar-Daten
n = Stichprobeanzahl (hier 4)
r_i = Entfernung vom Zufallsorganismus i zum nächsten Nachbarn

In Kapitel 3.3.3 werden die Ergebnisse der bodenfloristischen Untersuchungen insgesamt (BRAUN-BLANQUET + BYTH & RIPLEY) ausgewertet (Angaben zur typischen Artengemeinschaft, floristischer Vergleich der Untersuchungsflächen / -jahre, Vorkommen naturschutzfachlich relevanter Arten*; Entwicklungsprognose bei Fortgang der Eingriffe, auf der Basis bisheriger Befunde und des allgemeinen wissenschaftlichen Kenntnisstandes)

* detaillierte Definition s. Kap. . 3.4.2

3.3.2.3 Ergebnisse und Diskussion

a) Probefläche P4 (Prozessschutz)

Es wurden im Jahr 2007 12 Arten untersucht, 2008 9 Arten. Verwertbar für die **Punkt-Organismus-Methode** waren 2007 lediglich die Daten von 6 Arten (z.B. *Ulmus x hollandica*, *Milium effusum,* vgl. Tab. 3.3-1). Die größte Populationsdichte wies hier *Ulmus x hollandica* auf (N1= 0,608), gefolgt von *Lamium galeobdolon* (N1=0,261). Im darauf folgenden Untersuchungsjahr war die Verwertbarkeit nur bei 2 Arten (*Lamium galeobdolon, Urtica dioica*) gegeben, wobei der höchste N1-Wert erneut *Ulmus x hollandica* zufiel. Im Vergleich der Untersuchungjahre ist bei *Ulmus x hollandica* ein geringer Zuwachs, bei *Lamium galeobdolon* eine leichte Verringerung der Populationsdichte feststellbar. Die fehlende Auswertbarkeit (aufgrund zu geringer Abundanz in 2008 – Arten nicht an allen 4 Probepunkten vorgefunden) von 4 im Jahre 2007 noch untersuchten Arten ist mutmaßlich phänologisch bedingt.

Tabelle 3.3-1: Ergebnisse der Point to organism-Untersuchungen in Fläche P4

P4, Point to organism		N1	N1	Entwicklung der Abstände
Gruppe	Art	2007	2008	
1	Glechoma hederacea	0,007		-
1	Milium effusum	0,020		-
1	Quercus robur	0,016		-
1	Viola reichenbachiana	0,016		-
2	Lamium galeobdolon	0,261	0,209	>
3	Ulmus x hollandica	0,608	0,803	<

Je größer N1, desto geringer der Abstand vom Punkt zum nächsten Organismus der betrachteten Art. „>“ Vergrößerung der Abstände (Verringerung von N1); „<“ Verringerung der Abstände (Vergrößerung von N1);

Gruppen: 1 = Art, die im 2. Untersuchungsjahr nicht in der Nähe aller 4 Probepunkte vorgefunden werden konnte und damit nicht in die Auswertung einbezogen werden kann (Symbol "-"). 2 = Art, bei der sich die Populationsdichte N1 verringert hat (Symbol ">"). 3 = Art, bei der sich die Populationsdichte N1 vergrößert hat (Symbol "<").

Bei der **Organismus-nächster Nachbar**-Untersuchung konnten in beiden Jahren die Arten *Ulmus x hollandica, Milium effusum* und *Lamium galeobdolon* ausgewertet werden (vgl. Tab. 3.3-2), in 2007 zusätzlich *Viola reichenbachiana.* In beiden Untersuchungsjahren wies *Lamium galeobdolon* die jeweils höchste Populationsdichte auf. Im Jahresvergleich ist bei allen Arten ein Rückgang der Populationsdichte zu verzeichnen (mutmaßlich phänologisch bedingt).

Übereinstimmend bei beiden Untersuchungsmethoden ist die Verringerung der Populationsdichte von *Lamium galeobdolon* im Jahr 2008 sowie die fehlende Auswertbarkeit von *Viola reichenbachiana* im Jahr 2008.

Tabelle 3.3-2: Ergebnisse der Organism to nearest neighbour-Untersuchungen in Fläche P4

P4, Organism to nearest neighbour		N2	N2	Entwicklung der Abstände
Gruppe	Art	2007	2008	
1	Viola reichenbachiana	0,235		-
2	Lamium galeobdolon	8,399	0,359	>
2	Milium effusum	0,046	0,021	>
2	Ulmus x hollandica	0,357	0,078	>

Je größer N2, desto geringer der Abstand von einem zum nächsten Individuum der betrachteten Art. „>“ Vergrößerung der Abstände (Verringerung von N2); „<“ Verringerung der Abstände (Vergrößerung von N2);

Gruppen: 1 = Art, die im 2. Untersuchungsjahr nicht in der Nähe aller 4 Probepunkte vorgefunden werden konnte und damit nicht in die Auswertung einbezogen werden kann (Symbol "-"). 2 = Art, bei der sich die Populationsdichte N2 verringert hat (Symbol ">").

b) Probefläche E6 (Femelhieb)

Hier wurden im Zuge der **Punkt-Organismus-Methode** im Jahr 2007 15 Arten untersucht, von denen 4 wegen unzureichender Stetigkeit nicht verwertbar waren (vgl. Tabelle 3.3-3, Exceltabelle im Anhang). Die mit Abstand höchste Populationsdichte (N1=4,244) erlangte wie in P4 (Point to Organism) *Lamium galeobdolon*. Während des Folgejahres waren die Daten von 12 aus ursprünglich 17 untersuchten Arten auswertbar. Erneut erwies sich die Populationsdichte von *Lamium galeobdolon* als am höchsten (N1= 1,525).

Im Jahresvergleich sind zum einen deutliche Unterschiede bezüglich des Inventars an auswertbaren Arten (mit hinreichender Stetigkeit an den Probepunkten) auffällig. So sind zahlreiche Arten hinzugekommen, die vorher in der Fläche E6 gänzlich fehlten (z.B. *Juncus effusus*) oder nur sehr vereinzelt vorkamen (z.B. *Circaea lutetiana*). Andere Arten waren aufgrund der Stetigkeitsabnahme im Jahr 2008 nicht mehr auswertbar (z.B. *Dactylis polygama, Tilia x vulgaris*).

Insgesamt waren nur 6 Arten während beider Untersuchungsjahre auswertbar. Darunter war bei 3 Arten eine Erhöhung von N1 zu beobachten (besonders deutlich bei *Milium effusum*), bei den 3 übrigen Arten nahm die Populationsdichte ab (u.a. *Lamium galeobdolon*).

Tabelle 3.3-3: Ergebnisse der Point to organism-Untersuchungen in Fläche E6

E6, Point to organism		N1	N1	Entwicklung der Abstände
Gruppe	Art	2007	2008	
1	Acer platanoides	0,110		-
1	Dactylis polygama	0,017		-
1	Quercus robur	0,024		-
1	Sambucus nigra	0,019		-
1	Tilia x vulgaris	0,083		-
2	Acer pseudoplatanus	0,471	0,134	>
2	Fraxinus excelsior	0,154	0,111	>
2	Lamium galeobdolon	4,244	1,525	>
3	Alliaria petiolata	0,020	0,074	<
3	Milium effusum	0,298	0,750	<
3	Ulmus x hollandica	0,144	0,378	<
4	Carex brizoides		0,174	+
4	Circaea lutetiana		0,037	+
4	Epilobium tetragonum		0,084	+
4	Glechoma hederacea		0,046	+
4	Juncus effusus		0,318	+
4	Urtica dioica		0,468	+

Je größer N1, desto geringer der Abstand vom Punkt zum nächsten Organismus der betrachteten Art. „>“ Vergrößerung der Abstände (Verringerung von N1); „<“ Verringerung der Abstände (Vergrößerung von N1);

Gruppen: 1 = Art, die im 2. Untersuchungsjahr nicht in der Nähe aller 4 Probepunkte vorgefunden werden konnte und damit nicht in die Auswertung einbezogen werden kann (Symbol "-"). 2 = Art, bei der sich die Populationsdichte N1 verringert hat (Symbol ">"). 3 = Art, bei der sich die Populationsdichte N1 vergrößert hat (Symbol "<"). 4 = 2008 neu hinzu gekommene Art (Symbol "+"), die an allen 4 Probepunkten vorgefunden wurde und damit in die Auswertung einbezogen werden kann.

Im Zuge der **Organismus-nächster Nachbar**-Untersuchung, bei der 2007 nur 7 von 11 herangezogenen Arten (z.B. *Acer platanoides, Quercus robur, Ulmus x hollandica, Dactylis polygama, Sambucus nigra,* vgl. Tabelle 3.3-4, Exceltabelle im Anhang) und 2008 alle untersuchten Arten ausgewertet werden konnten, war es wiederum *Lamium galeobdolon*, die die höchste Populationsdichte erlangte ($N2_{2007}$ = 1,357, $N2_{2008}$ = 6,625).

Wie bei der vorangegangenen Methode konnte im Jahr 2008 ein hoher Zugewinn an bislang im Bereich der Probepunkte fehlenden oder in zu geringer Stetigkeit vorhandenen Arten beobachtet werden. Im Unterschied zur Punkt-Organismus-Untersuchung nahm die Populationsdichte von *Milium effusum* ab, ein deutlicher Anstieg von N2 war hingegen abweichend von der Punkt-Organismus-Methode bei *Lamium galeobdolon* zu verzeichnen (s.o.).

Übereinstimmend mit der Point to organism-Untersuchung nahm die Populationsdichte von *Acer pseudoplatanus* ab, bezüglich N1 und N2 von *Ulmus x hollandica* war ein Zuwachs zu verzeichnen. *Acer platanoides* und *Quercus robur* fielen bei beidem Methoden im 2. Untersuchungsjahr wegen geringer Stetigkeiten aus, wohingegen 6 vormals fehlende oder nur in geringer Stetigkeit vorhandene Arten neu hinzutraten (*Carex brizoides, Circaea lutetiana, Epilobium tetragonum, Glechoma hederacea, Juncus effusus, Urtica dioica*). In allen Untersuchungsjahren und bei beiden Methoden erwies sich *Lamium galeobdolon* als die Art mit der höchsten Populationsdichte.

Tabelle 3.3-4: Ergebnisse der Organism to nearest neighbour-Untersuchungen in Fläche E6

E6, Organism to nearest neighbour		**N2**	**N2**	**Entwicklung der Abstände**
Gruppe	**Art**	**2007**	**2008**	
1	Acer platanoides	0,312		-
1	Quercus robur	0,057		-
2	Acer pseudoplatanus	0,596	0,376	>
2	Milium effusum	0,872	0,243	>
3	Fraxinus excelsior	0,205	0,477	<
3	Lamium galeobdolon	1,357	6,625	<
3	Ulmus x hollandica	0,185	0,350	<
4	Carex brizoides		4,698	+
4	Circaea lutetiana		0,058	+
4	Epilobium tetragonum		0,013	+
4	Glechoma hederacea		0,107	+
4	Juncus effusus		1,412	+
4	Urtica dioica		2,064	+

Je größer N2, desto geringer der Abstand von einem zum nächsten Individuum der betrachteten Art. „>“ Vergrößerung der Abstände (Verringerung von N2); „<“ Verringerung der Abstände (Vergrößerung von N2);

Gruppen: 1 = Art, die im 2. Untersuchungsjahr nicht in der Nähe aller 4 Probepunkte vorgefunden werden konnte und damit nicht in die Auswertung einbezogen werden kann (Symbol "-"). 2 = Art, bei der sich die Populationsdichte N2 verringert hat (Symbol ">"). 3 = Art, bei der sich die Populationsdichte N2 vergrößert hat (Symbol "<"). 4 = 2008 neu hinzu gekommene Art (Symbol "+"), die an allen 4 Probepunkten vorgefunden wurde und damit in die Auswertung einbezogen werden kann.

c) Probefläche M1 (Mittelwald)

In der Probefläche M1 erreichen alle potenziell auswertbaren (weil nicht von Natur aus geklumpt auftretenden) Arten im ersten Untersuchungsjahr gemäß der **Punkt-Organismus-Methode** nur eine geringe Populationsdichte. Deshalb konnte von den vorausgewählten 14 Arten nur die Hälfte (z.B. *Ulmus x hollandica, Fraxinus excelsior, Milium effusum,* vgl. Tab. 3.3-4) in die Berechnung einbezogen werden. Darunter erreichten *Acer pseudoplatanus* (N1 = 0,07) und *Lamium galeobdolon* (N1 = 0,02) die höchsten Populationsdichten. Im Jahr 2008 waren 10 Arten einer Auswertung zugänglich, von denen *Fraxinus excelsior* den höchsten N1-Wert aufwies, gefolgt von *Lamium galeobdolon* (N1 = 0,247) und *Acer pseudoplatanus* (N1 = 0,106).

Ähnlich wie bei der vorangegangenen Fläche war 2008 das hochstete Auftreten einiger vormals seltener bzw. an den Probepunkten bis dato fehlender Arten auffällig (z.B. *Circaea lutetiana, Glechoma hederacea*). Bei insgesamt 5 Arten stieg die Populationsdichte im 2. Untersuchungsdurchgang verglichen mit dem Vorjahr an (z.B. *Fraxinus excelsior, Urtica dioica*, vgl. Tab. 3.3-4). Nicht mehr mit hinreichender Stetigkeit im Bereich der Beprobungspunkte auffindbar waren im Jahr 2008 *Quercus robur* und *Ulmus x hollandica*. Bei allen Arten, die über beide Untersuchungsjahre hinweg ausgewertet werden konnten, (insgesamt 5) ist ein Anstieg der Populationsdichte zu verzeichnen.

Tabelle 3.3-5: Ergebnisse der Point to organism-Untersuchungen in Fläche M1

M1, Point to organism		**N1**	**N1**	**Entwicklung der Abstände**
Gruppe	**Art**	**2007**	**2008**	
1	Quercus robur	0,014		-
1	Ulmus x hollandica	0,026		-
3	Acer pseudoplatanus	0,070	0,106	<
3	Fraxinus excelsior	0,012	0,397	<
3	Lamium galeobdolon	0,020	0,247	<
3	Milium effusum	0,017	0,085	<
3	Urtica dioica	0,005	0,046	<
4	Acer platanoides		0,081	+
4	Circaea lutetiana		0,083	+
4	Glechoma hederacea		0,061	+
4	Stachys sylvatica		0,054	+
4	**Viola reichenbachiana**		0,036	+

Je größer N1, desto geringer der Abstand vom Punkt zum nächsten Organismus der betrachteten Art. „>“ Vergrößerung der Abstände (Verringerung von N1); „<“ Verringerung der Abstände (Vergrößerung von N1);

Gruppen:1 = Art, die im 2. Untersuchungsjahr nicht in der Nähe aller 4 Probepunkte vorgefunden werden konnte und damit nicht in die Auswertung einbezogen werden kann (Symbol "-"). 3 (oliv) = Art, bei der sich die Populationsdichte N1 vergrößert hat (Symbol "<"). 4 (grün) = 2008 neu hinzu gekommene Art (Symbol "+"), die an allen 4 Probepunkten vorgefunden wurde und damit in die Auswertung einbezogen werden kann.

Bei der **Organismus-nächster Nachbar**-Untersuchung erwies sich im Jahr 2007 *Lamium galeobdolon* als die Art mit der dichtesten Population (N2= 1,263), gefolgt von *Fraxinus excelsior* (N2 = 0,631). Daneben konnten im ersten Untersuchungsjahr nur die Daten von *Milium effusum* und *Urtica*

dioica ausgewertet werden. Bei der Folgeuntersuchung 2008 erreichten deutlich mehr Arten hinreichende Stetigkeiten für eine Auswertung. Die höchsten Populationsdichten erlangten in diesem Jahr *Glechoma hederacea* (N2= 2,038), *Circaea lutetiana* (N2 = 0,554) und *Lamium galeobdolon* (N2 = 0,215).
Deutlich ansteigende Populationsdichten im Vergleich zum Vorjahr waren bei *Milium effusum* und *Urtica dioica* zu verzeichnen. Als genau gegenläufig erwiesen sich die Entwicklungstendenzen bei *Fraxinus excelsior* und *Lamium galeobdolon.*

Gemeinsames Ergebnis beider Untersuchungsmethoden sind ansteigende Populationsdichten von *Milium effusum* und *Urtica dioica* sowie das Hinzutreten der vormals nur in geringer Stetigkeit vorhandenen Arten *Circaea lutetiana, Glechoma hederacea* und *Stachys sylvatica.*

Tabelle 3.3-6: Ergebnisse der Organism to nearest neighbour-Untersuchungen in Fläche M1

M1, Organism to nearest neighbour		N2	N2	Entwicklung der Abstände
Gruppe	**Art**	**2007**	**2008**	
2	Fraxinus excelsior	0,631	0,123	>
2	Lamium galeobdolon	1,263	0,215	>
3	Milium effusum	0,097	0,202	<
3	Urtica dioica	0,020	0,059	<
4	Acer pseudoplatanus		0,098	+
4	Circaea lutetiana		0,554	+
4	Glechoma hederacea		2,038	+
4	Stachys sylvatica		0,045	+

Je größer N2, desto geringer der Abstand von einem zum nächsten Individuum der betrachteten Art. „>“ Vergrößerung der Abstände (Verringerung von N2); „<“ Verringerung der Abstände (Vergrößerung von N2);

Gruppen: 2 = Art, bei der sich die Populationsdichte N2 verringert hat (Symbol ">"). 3 = Art, bei der sich die Populationsdichte N2 vergrößert hat (Symbol "<"). 4= 2008 neu hinzu gekommene Art (Symbol "+"), die an allen 4 Probepunkten vorgefunden wurde und damit in die Auswertung einbezogen werden kann.

d) Diskussion

Der Diskussion vorangestellt werden muss der Hinweis, dass die Anwendung der Methode nach BYTH & RIPLEY (1980) in den relativ kleinen Untersuchungsflächen der Burgaue nur wenig aussagefähig sein kann. So liegen die Probepunkte der Punkt-Organismus/ Organismus-nächster Nachbar-Messung derartig dicht beieinander, dass eine gegenseitige Beeinflussung der Untersuchungsergebnisse unvermeidbar ist. Zudem sind die Abstände zwischen den Probepunkten so gering, dass insbesondere bei zerstreut verteilten Arten nicht genügend Individuen um die Probepunkte herum vorhanden sind, um die Untersuchungen vorschriftgemäß durchzuführen. (Die Methode erfordert streng genommen artspezifisch unterschiedliche Abstände zwischen den Probepunkten. Dies ist jedoch aufgrund der Beschränkung der Untersuchungen auf die Probequadrate P4, E6 und M1 nicht möglich.) Außerdem können geklumpt auftretende Arten wie *Allium ursinum* und *Anemone nemorosa,* deren Populationsentwicklung nach Umsetzung der verschiedenen forstlichen Maßnahmen durchaus von Interesse ist,

streng genommen nicht in die Auswertung einbezogen werden. Von daher muss die Sinnfälligkeit der Untersuchungen nach BYTH & RIPLEY (1980) für die Fragestellungen konkret in der Burgaue kritisch geprüft werden.

Im Folgenden in die fachliche Diskussion einbezogen wurden nur solche Ergebnisse und Entwicklungen, die innerhalb einer Untersuchungsfläche jeweils bei beiden Methoden (Punkt-Organismus und Organismus-nächster Nachbar) beobachtet werden konnten (vgl. Tabelle 3.3-7).

Tabelle 3.3-7: Vergleich wesentlicher Ergebnisse und Entwicklungen in den 3 Untersuchungsflächen P4 (Prozessschutzfläche), E8 (Femelhiebfläche) und M1 (Mittelwaldfläche).

Entwicklungen		P4	E6	M1
2008 neu hinzugekommene Arten[1]		-	*Carex brizoides, Circaea lutetiana, Epilobium tetragonum, Glechoma hederacea, Juncus effusus, Urtica dioica*	*Circaea lutetiana, Glechoma hederacea, Stachys sylvatica*
Zunahme der Populationsdichte (N1 und N2)		*Nur PTO: Ulmus x hollandica*	*Ulmus x hollandica*	*Milium effusum, Urtica dioica*
Verringerung der Populationsdichte (N1 und N2)		*Lamium galeobdolon*	*Acer pseudoplatanus*	Nur OTN: *Fraxinus excelsior, Lamium galeobdolon*
2008 entfallene Arten[2]		*Viola reichenbachiana*	*Acer platanoides, Quercus robur*	Nur PTO: *Quercus robur, Ulmus x hollandica*
Höchste Populationsdichte	**2007**	**Beide Jahre:** **PTO:** *Ulmus x hollandica*, gefolgt v. *Lamium galeobdolon* **OTN:** *Lamium galeobdolon*, gefolgt v. *Ulmus x hollandica*	*Lamium galeobdolon*	PTO: *Acer pseudoplatanus* gefolgt v. *Ulmus x hollandica* OTN: *Lamium galeobdolon* gefolgt von *Fraxinus excelsior*
	2008		*Lamium galeobdolon*	PTO: *Fraxinus excelsior gefolgt* v. *Lamium galeobdolon* OTN: *Glechoma hederacea*, gefolgt v. *Circaea lutetiana*

PTO: Point to organism – Untersuchung, OTN: Organism to nearest neighbour-Untersuchung; Grau: wegen unterschiedlicher Ergebnisse in der PTO- und der OTN-Untersuchung wenig nicht signifikante Entwicklungen.

Im Bereich der **Prozesschutzfläche P4** konnten im Zuge der Byth & Ripley-Untersuchungen keine nennenswerten Veränderungen festgestellt werden. Änderungen der Populationsdichte (hier im Wst. Verringerung) basieren auf phänologischen Ursachen.

Signifikante Veränderungen im Bereich der **Femelhieb-Fläche E6 und der Mittelwaldfläche M1** begründen sich vor allem auf einen hohen Arten-Overturn, der nach den erfolgten forstlichen Eingriffen auch zu erwarten gewesen ist. Bedingt durch die veränderten Standortfaktoren (z.B. Lichtverhältnisse, damit einhergehende Änderungen im Nährstoffumsatz, Mikroklima) treten zahlreiche Arten neu hinzu bzw. gewinnen an Populationsdichte. Es sind dies vor allem Halblicht- bis Halbschattenpflanzen wie

[1] 2007 im Bereich der Probepunkte fehlend oder in zu geringer Stetigkeit vorhanden
[2] 2008 im Bereich der Probepunkte fehlend oder in zu geringer Stetigkeit vorhanden

Flatterbinse (*Juncus effusus*), Vierkantiges Weidenröschen (*Epilobium tetragonum*) und Gundelrebe (*Glechoma hederacea*) (vgl. Tab. 3.3-7; die beiden erstgenannten profitieren auch von Stör- und Verdichtungswirkungen, etwa infolge der bewirtschaftungsbedingten Maschinenbefahrung). Hinzu kommen Waldbodenpflanzen wie Gewöhnl. Hexenkraut (*Circaea lutetiana*), Waldflatter-Gras (*Milium effusum*) und Wald-Ziest (*Stachys sylvatica*), die sich vor Durchführung der Maßnahmen unter dem dichten Blätterdach (v.a. dichter Ahorn-Aufwuchs im Jungwuchs und Stangenholz) kaum zu behaupten vermochten und die generell eine gewisse Affinität zu Schlagflur-ähnlichen Strukturen aufweisen (Schlagfluren i.e.S. kommen auf charakteristischen Standorten der genannten Arten nicht vor). Neben den verbesserten Lichtbedingungen kann v. a. für die Erhöhung der Populationsdichte der Brennnessel u. U. auch der aus der Renaturierungsökologie bekannte „first-comer-Effekt“ verantwortlich gemacht werden (vgl. z.B. TISCHEW 2004). Dieser tritt auf, wenn bereits auf der Fläche vorhandene Arten („gründer-kontrollierte“ Sukzession vgl. WIEGLEB et al. 2000) besonders gut an die neuen Standortbedingungen angepasst sind, wenn diese zudem in der Lage sind, sich schnell in der neu entstandenen ökologischen Nische auszubreiten und dabei andere (z.B. neu auf der Fläche hinzu kommende, langsamer wachsende) Arten effektiv auskonkurrieren können.

Signifikante Verringerungen der Populationsdichten erfahren auf der Fläche E6 vor allem die Schattenkeimer Spitz- und Bergahorn (*Acer platanoides et pseudoplatanus*). Im Bereich der Fläche M1 weichen die Ergebnisse der Point to organism – Untersuchungen teilweise deutlich ab von den Organism to nearest neighbour – Untersuchungspunkten, was zur Folge hat, dass zahlreiche Datensätze nicht auswertbar sind (vgl. grau gedruckte Bestandteile der Tabelle xy Spalte 4). Ursache hierfür können die nach Eingriffen in Ökosysteme häufig zuerst entstehenden „chaotischen“ Bedingungen sein, die noch keine konkrete Entwicklungstendenz erkennen lassen. Ein weiterer Grund hierfür kann auch die inhomogene Standort- und Geländesituation (Lage partiell innerhalb einer großen Senke) innerhalb der Fläche M1 sein. Ein Vergleich der Entwicklungen in den Flächen E6 und M1 ist damit aktuell nicht möglich.

Generell wären zur sicheren Beurteilung der Effekte der verschiedenen Bewirtschaftungsmaßnahmen auf die Bodenvegetation langfristigere Folgeuntersuchungen notwendig. Das ungünstige Aufwand-Nutzen-Verhältnis der hier vorgestellten Methode legt jedoch die Empfehlung nahe, für Folgeuntersuchungen auf andere Verfahren der Vegetationserhebung zurückzugreifen.

3.3.2 Aufnahmen nach BRAUN-BLANQUET (nach GUTTE 2007, 2008)

3.3.2.1 Erfassungsmethodik und Untersuchungsumfang

Im Frühjahr 2006 wurde die Bodenvegetation von 26 von der Forstverwaltung Leipzig ausgewählten Flächen (s. Kap. 2.2) floristisch-vegetationskundlich aufgenommen. Die Größe der Untersuchungsflächen („Aufnahmen“) beträgt jeweils 30 x 30 m. Gemäß Vorgabe ist nur die Zusammensetzung der Krautschicht untersucht worden.

Um die möglichen Veränderungen der Bodenvegetation zu dokumentieren, ist im Jahre 2008 an den gleichen Stellen erneut die Zusammensetzung der Bodenvegetation analysiert worden. Leider sind die Untersuchungen fast 4 Wochen später als 2006 durchgeführt worden (14. bis 21. 5. 2008), so dass die jahreszeitlich bedingten Unterschiede auffällig sind. Hinzu kommt, dass das sehr zeitige Frühjahr 2008 bereits im März zu einer sehr guten Entwicklung der Auwald-Bodenpflanzen führte.

Häufigkeit und Deckungsgrad der Pflanzen wurden nach der Methode von BRAUN-BLANQUET (1964) aufgenommen. Um im mittleren Bereich der Schätzungsskala die Daten genauer zu erfassen, wurde der Wert „2“ der Skala von BRAUN-BLANQUET nach BARKMAN et al. (1964) nochmals unterteilt. Damit ergibt sich für die Schätzung der Artmächtigkeit der ausgesuchten Flächen folgende Abstufung:

5: mehr als ¾ der Fläche deckend, Individuenzahl beliebig
4: ½ bis ¾ der Fläche deckend, Individuenzahl beliebig
3: ¼ bis ½ der Fläche deckend, Individuenzahl beliebig
2m: sehr zahlreich (> 100 Individuen, aber < 5 % deckend)
2a: Individuenzahl beliebig, Deckung 5 – 12,5 % (1/20 bis 1/8)
2b: Individuenzahl beliebig, Deckung 12,5 – 25 % (1/8 bis ¼)
1: reichlich, aber mit geringem Deckungsgrad oder ziemlich spärlich, aber mit größerem Deckungsgrad
+: spärlich, mit sehr geringem Deckungsgrad
r: ganz vereinzelt (höchstens drei Exemplare)

3.3.2.2 Auswertungsmethodik

Die Auswertung erfolgt durch Gegenüberstellung der Aufnahmen aus den beiden Untersuchungsjahren (s. Anhang; am Ende einzelner Aufnahmen werden nötige Kommentare zu Veränderungen gegeben) und die verbal-argumentative Diskussion eventuell auftretender Änderungstendenzen im nachstehenden Kapitel. Von deutlichen Umschichtungen in der Vegetationszusammensetzung wird ausgegangen, wenn sich

die Artmächtigkeit einer Art um mindestens zwei Grade verändert hat (bei geringeren Änderungen wird unterstellt, dass sie im Bereich der „normalen“ Schwankungsbreite liegen bzw. auf Schätzfehler zurückzuführen sind).

In Kapitel 3.3.3 werden die Ergebnisse der bodenfloristischen Untersuchungen insgesamt (BRAUN-BLANQUET + BYTH & RIPLEY) ausgewertet (Angaben zur typischen Artengemeinschaft, floristischer Vergleich der Untersuchungsflächen / -jahre, Vorkommen naturschutzfachlich relevanter Arten*; Entwicklungsprognose bei Fortgang der Eingriffe, auf der Basis bisheriger Befunde und des allgemeinen wissenschaftlichen Kenntnisstandes)

* detaillierte Definition s. Kap. 3.4.2

3.3.2.3 Ergebnisse und Diskussion

Folgende generelle Unterschiede ergeben sich zu der 2006 durchgeführten Untersuchung:

Auf Grund des späteren Aufnahmetermins sind einige Frühjahrspflanzen – unterschiedlich in den einzelnen Aufnahmeflächen – völlig oder fast völlig abgestorben und höchstens in Resten auffindbar: Moschuskraut (*Adoxa moschatellina*), Wald-Goldstern (*Gagea lutea*), Scheiden-Goldstern (*Gagea spathacea*), Märzbecher (*Leucojum vernum*), Mittlerer und Hohler Lerchensporn (*Corydalis fabacea, C. cava*). Etwas besser noch zu sehen, doch bereits weitgehend vertrocknet findet man Gelbes und Busch-Windröschen (*Anemone ranunculoides, A. nemorosa*) und den Hain-Ehrenpreis (Veronica sublobata). Auch das Scharbockskraut (Ranunculus ficaria) war stellenweise weitgehend abgestorben. Alle diese Arten dürften aber in ± gleicher Weise wie 2006 vorhanden sein.

Dagegen nehmen die Sommerblüher flächenmäßig einen größeren Raum ein, besonders Großes Hexenkraut (*Circaea lutetiana*) und Große Brennnessel (*Urtica dioica*).

Der fast durchweg etwas höhere Moos-Deckungsgrad mag darin begründet sein, dass der April recht feucht war und zudem in Folge der bereits abgestorbenen Arten mehr Licht auf den Boden des Waldes gelangte.

Im Grunde ergaben sich von 2006 zu 2008 keine signifikanten Veränderungen. Einige der untersuchten Flächen sind nahezu identisch, z. B. die Fläche E 8. Manche Unterschiede beruhen sicherlich auf Populationsschwankungen. Trotz intensiver Suche mögen auch 2006 bzw. 2008 einige wenige Arten, die sich unter der dichten Laubschicht vom Bärlauch (*Allium ursinum*) verbargen, übersehen worden sein. Ein- bzw. kurzlebige Arten, die vorwiegend auf offenen, gestörten Stellen siedeln, z. B. Knochlauchsrauke (*Alliaria petiolata*), Bunter Hohlzahn (*Galeopsis speciosa*) und Kleinblütiges Springkraut (Impatiens parviflora), sind ohnehin jahrweise unterschiedlich anzutreffen, je nach Störungs- und/oder Lichtverhältnissen. In mehreren Aufnahmen, z. B. E 10, E 7, E 9, P 3 ist das Klebk-

raut (*Galium aparine*) häufiger als 2006. Ein plausibler Grund für die Zunahme des Störungszeigers ist nicht erkennbar.

Der oft niedrigere Gesamtdeckungswert im Jahre 2008 erklärt sich daraus, dass auch beim Bärlauch bereits viele Blätter abgestorben waren.

3.3.3 Gesamtbetrachtung Bodenvegetation

a) Allgemeine Angaben zur Artengemeinschaft

Nach GUTTE (2006) sind „alle Untersuchungsflächen dem Hartholz-Auenwald, auch Stieleichen-Feldulmen-Auenwald (Querco-Ulmetum minoris) genannt“, zuzuordnen, „und zwar der auf feuchten, nährstoffreichen Auenlehm weit verbreiteten Bärlauch-Variante* (MÜLLER 1995, REICHHOFF 2000), auch als ‚geophytenreiche Ausbildung’ bezeichnet (SCHMIDT et al. 2002). Dieser Typ des Auwaldes besiedelt nährstoff- und feinsubstratreiche Standorte, die im Vergleich zu der im Leipziger Gebiet fehlenden (?) Rohrglanzgras-Ausbildung nasser, oft überschwemmter Böden schon etwas trockener ist. Kennzeichnende Arten dieser Ausbildungs-form sind die Geophyten Bärlauch (*Allium ursinum*), der hochstet und dominant auftritt, sowie Märzbecher (*Leucojum vernum*) und Hohler Lerchensporn (*Corydalis cava*). Weitere in der Bärlauch-Variante vorkommende Frühlingsgeophyten sind die in der 2. Gruppe in der Tabelle zusammengefassten Arten. Hinzu kommen mit Süßer Wolfsmilch (*Euphorbia dulcis*), Mittleren Lerchen-sporn (*Corydalis intermedia*) und Scheiden-Goldstern (*Gagea spathacea*) einige seltenere Arten dieser Lebensform. Die Flächen P 1, vor allem aber P 2, sind Beispiele dafür, wie der Bärlauch absolut dominieren kann und damit andere Pflanzen fast vollständig unterdrückt.

Von den Arten des Sommeraspekts sind zu nennen: Gundermann (*Glechoma hederacea*), Gefleckte Taubnessel (*Lamium maculatum*), Goldnessel (*Galeobdolon luteum*), Giersch (*Aegopodium podagraria*), Große Brennnessel (*Urtica dioica*), Kratzbeere (*Rubus caesius*) und der für Auenwälder sehr kennzeichnende Wald-Ziest (*Stachys sylvatica*). Pflanzen des Sommeraspekts sind auch die Süßgräser Wald-Flattergras (*Milium effusum*), Wald-Knaulgras (*Dactylis polygama*) und Gewöhnliches Rispengras (*Poa trivialis*) sowie das Sauergras Zittergras-Segge (*Carex brizoides*). Von den Frühlingsgeophyten überdauern bis in den Herbst die Blätter vom Dunklen Lungenkraut (*Pulmonaria obscura*) und z. T. diejenigen der Vielblütigen Weißwurz (*Polygonatum multiflorum*). Die Echte Sternmiere (*Stellaria holostea*) hat ihren Schwerpunkt in trockeneren Waldtypen. Folgerichtig kommt sie in der Bärlauch-Variante geringmächtig vor (meist geschätzte Artmächtigkeit + bis 2). Nur in der Fläche P 4 erreicht sie bei gleichzeitig verminder ter Dominanz des Bärlauchs einen Artmächtigkeitswert von „3“. Im Vergleich zu anderen Untersuchungsflächen sind auch E 7 und E 9 um ein weniges trockener als die übrigen.

** s. Anmerkung S. 62*

Dort, wo der Oberboden verwundert wurde, und sei es auch nur kleinflächig, siedeln sich Störungszeiger an. Dies sind vor allem Klebkraut (*Galium aparine*), Knoblauchsrauke (*Alliaria petiolata*), Bunter Hohlzahn (*Galeopsis speciosa*) und Kleinblütiges Springkraut (*Impatiens parviflora*). Hier hat auch der Hain-Ehrenpreis (*Veronica sublobata*) seinen Schwerpunkt.

Besonders hinzuweisen ist auf das Vorkommen von Jungpflanzen der Gehölze. In keiner Untersuchungsfläche fehlt der Berg-Ahorn (*Acer pseudoplatanus*). In den meisten sind Spitz-Ahorn (*Acer platanoides*), Gewöhnliche Esche (*Fraxinus excelsior*) und Schwarzer Holunder (*Sambucus nigra*) anzutreffen. Bei der Rotbuche (*Fagus sylvatica*) handelt es sich in allen Fällen um das Vorkommen von Keimlingen!“

An dieser Stelle sei jedoch angemerkt, dass die die Untergliederungen nach MÜLLER bzw. REICHHOFF (s.o), die auf Daten aus den 1950er Jahren basieren, aufgrund der fortschreitenden Wirkung der Flussregulierungen offensichtlich nicht mehr hinreichend gültig sind (vgl. auch Vegetationskartierung HELLRIEGEL-INSTITUT 2007). So ist etwa aufgrund der verringerten Wasserstandsdynamik aktuell keine „Schwarzerlen“- oder „Hainbuchen-Subassoziation“ (REICHHOFF) mehr erkennbar. Diese Randausbildungen der Hartholzaue sind offenbar zwischenzeitlich in andere Gesellschaften überführt worden (in Schwarzerlen-Auwald bzw. Stieleichen-Hainbuchen-Wald, vgl. auch HELLRIEGEL-INSTITUT 2008). Entsprechend eines neuen Untergliederungsversuchs (TEUBERT n.p.) können nahezu alle verbliebenen Bereiche der Hartholzaue bei Leipzig (und so auch die Bestände im Burgauengebiet) einer Subassoziationsgruppe von *Acer pseudoplatanus* („Bergahorn-Hartholzaue“) zugeordnet werden (entspricht etwa den Standorten der früheren, von MÜLLER / REICHHOFF als typische und lindenreiche Subass. gefassten Bestände). Die Gruppe (auch gemeint i.S. einer Gebietsausprägung) umfasst (innerhalb gemäßigt kontinentaler Gebiete) Ausbildungen des Querco-Ulmetum auf vorwiegend schluffig-lehmigen (feinsubstratreichen) Standorten, die infolge der verringerten Wasserstandsdynamik weitgehend überflutungsfrei und gleichzeitig relativ grundfeucht sind*. Sie sind dem Querco-Ulmetum nur noch randlich zuzuordnen und vermitteln floristisch gleichermaßen zu Bergahorn-Gründchen-Wäldern („Adoxo-Aceretum“) wie zu Stieleichen-Hainbuchen-Wäldern („Stellario-Carpinetum“). Außerdem sind Tendenzen zu „halbruderalen Spitzahornwäldern“, wie sie insbesondere auf anthropogen beeinflussten, sehr stickstoffreichen Standorten in siedlungsnahen Bereichen zu finden sind, erkennbar. Zur durchgängig charakteristischen (und hochsteten) Artenverbindung zählen gegenüber anderen Ausbildungsgruppen (Gebietsausprägungen) der Hartholzaue insbesondere: Berg- und Spitzahorn (*Acer pseudoplatanus et platanoides*), Schwarzer Holunder (*Sambucus nigra*), Goldnessel (*Lamium galeobdolon*), Waldflattergras (*Milium effisum*), Bärlauch (*Allium ursinum*)*, sowie ferner (in geringerer Stetigkeit) Märzenbecher (*Leucojum vernum*), Hainbuche (*Carpinus betulus*) und Winter- bzw. Bastardlinde (*Tilia cordata et x vulgaris*). Kennzeichnend erscheint außerdem ein relativer Rückgang der Stieleiche (*Quercus robur*), insbesondere in den Verjüngungsstadien, sowie das beginnende Eindringen der Rotbuche (*Fagus sylvatica*).

** s. Anmerkung S. 62*

Darüber hinaus spielen in der Feldschicht neben *Allium ursinum* zahlreiche weitere Frühjahrs-Geophyten sowie Arten mittlerer Standorte (z.B. Gr. Sternmiere - *Stellaria holostea*, Vielblüt. Weißwurz - *Polygonatum multiflorum*) eine wichtige Rolle am Bestandsaufbau der meisten Ausbildungen. Gegenüber überflutenen Ausbildungen treten außerdem zurück: Blut-Ampfer (*Rumex sanguineus*), Rasenschmiele (*Deschampsia cespitosa*), Riesen-Schwingel (*Festuca gigantea*) und Flatterulme (*Ulmus laevis*).

Die Subass.Gruppe kann entsprechend des Nährstoff- und Wasserhaushaltes in drei Subassoziationen gegliedert werden (1. floristisch verarmte Subass, v.a. in erhöht liegenden Bereichen, ausschließlich negativ gekennzeichnet, vielfach mit Eudominanzen von *Allium ursinum*; 2. mittlere / typische Subass., gegenüber 1. gekennzeichnet durch mehr Nährstoff- und Grundfeuchtezeiger; 3. verstärkt wechselfeuchte Subass., v.a. über zunehmend tonigen Substraten / tendenziell pseudovergleyten Böden, floristische Zusammensetzung etwa wie 2. + zahlreiche Wechselfeuchtezeiger aber auch relativ trockenheitsbedürftige Arten; alle drei Subassoziationen lassen sich weiter in Varianten und Subvarianten differenzieren). Entsprechend dieses Gliederungsversuchs sind die Aufnahmen des Burgauengebietes ganz überwiegend der mittleren Subassoziation zuzuordnen (teilweise bereits mit Tendenzen zur verarmten Subass.).

** <u>Anmerkung</u>: Insbesondere wegen der Grundfeuchte sind heute vielfach Vegetationsbilder bezeichnend, die eine Zuordnung zur Bärlauch-Variante nach Müller / Reichhoff nahe legen. Die dort gemeinte Bärlauch-Variante ist jedoch ausschließlich Bestandteil der seinerzeit noch kurzzeitig überfluteten, bei Müller als „typisch“ bezeichneten Subass. Diese ist aber (s. Reichhoff et al. 2000) charakterisiert durch das Fehlen von äußerst überflutungsempfindlichen Arten, die heute regelmäßig gemeinsam mit Allium ursinum vorkommen. In deutlich erhöhten Lagen wiederum (diese auch damals mit Vorkommen sehr überflutungsempfindlicher Arten = „Linden-Subass.“ nach Müller, oder auch typ. Variante der typ. Subass.) haben die Arten der Bärlauchgruppe ursprünglich gefehlt, wohl aufgrund der dort früher sehr ausgeprägten Wechseltrockenheit (wohingegen sie hier heute, infolge zunehmend gleichmäßig hoher Grundwasserstände, evtl. auch wegen allgemeiner Erhöhung diffuser N-Einträge, oft häufig vorkommen). Mithin sind die Artenkombinationen der Bärlauch-reichen Bestände nach Müller nicht mehr mit den heutigen, die nunmehr in der gesamten Hartholzaue vorkommen, vergleichbar. Zu vermuten ist, dass die früheren Ausbildungen nach Müller (die Originaltabellen sind leider verschollen) in einer eigenene Subass.Gruppe (von Fraxinus excelsior) zusammengezogen werden können; diese würde die Untergliederungen des Querco-Ulmetum auf feinsubstratreichen und noch kurzzeitig bzw. flach überfluteten Standorten zusammenfassen. In Hartholzauen mit noch stärkerer Wasserstandsdynamik würde wohl auch die Esche (und im übrigen ebenfalls der Bärlauch) zunehmend ausfallen; sie könnten in einer „reinen“, d.h. weitgehend trennartenfreien Subass.Gruppe vereint werden und sind heute in Mitteldeutschland wahrscheinlich, wenn überhaupt, in Größenordnungen nur noch an der Elbe (fragmentarisch evtl. auch im Mündungsgebiet der Weißen Elster) zu finden. Wasserhaushaltlich stehen die Ausprägungen nach Müller also offenbar zwischen diesen und der heute vorzufindenden, oben umrissenen Gruppe der „Bergahorn-Hartholzaue“.*

b) Vergleich der Untersuchungsflächen /-jahre

Im Rahmen der Untersuchungen nach BRAUN-BLANQUET ist eine sehr hohe floristische Ähnlichkeit der untersuchten Flächen festgestellt worden; auch für die zwischenzeitlich bewirtschafteten Flächenteile waren (noch) keine wesentlichen Änderungen konstatierbar. Ggf. leichte Wandlungen in der Artmächtigkeit begründen sich vorwiegend aus den in 2006 und 2008 unterschiedlichen Aufnahmezeitpunkten oder haben ihre Ursachen in externen Wirkfaktoren (Witterungsverlauf etc.). Diese scheinbare Konstanz – auch im Bereich der Eingriffsflächen – ergibt sich aber wohl auch aus der Tatsache, dass die Vegetationsaufnahmen ausschließlich im Frühjahr erhoben wurden. Denn aus den Untersuchungen nach BYTH & RIPLEY, die auch später (im Hochsommer) erfolgten, sind durchaus erste floristische Umstrukturierungen in den Maßnahmeflächen M1 und E6 erkennbar. Sie äußern sich vorwiegend in der relativen Zunahme von schlag- und lichttoleranten Arten / Sommerblühern, in E6 auch von Stör- und Verdichtungszeigern (s. Kap. 3.3.2.3). Überhaupt sind in E6 die Wirkungen des Eingriffs deutlicher, offenbar in Folge der hier höheren Intensität des Eingriffs (nahezu komplette Beseitigung aller Strauch- und Baumschichten; in M1 hingegen Verbleib eines Oberstandes). Hier (in E6) sind auch die im Jugendstadium schattenbedürftigen Ahornarten (Verjüngung von *Acer pseudoplatanus et platanoides*) signifikant zurückgegangen (ein Effekt, der sicher auch durch die intensive Befahrung der Standorte und somit eine unmittelbare Schädigung der Gehölzverjüngung begünstigt wird; es ist dies jedoch nicht überzubewerten, da andere Arten, z.B. *Ulmus*, partiell auch *Fraxinus*, in der Gehöltzverjüngung zugenommen haben). Im Weiteren war eine Abnahme der waldtypischen Bodenflora (Geophyten etc.) noch nicht feststellbar.

d) Vorkommen naturschutzfachlich relevanter Arten

Unter den in M1 und E6 hinzugekommenen Arten sind (bislang) nahezu keine naturschutzfachlich relevanten. Generell zu erwähnen ist die infolge des Ulmensterbens überregional gefährdete Feldulme (im Gebiet überwiegend Tendenz *Ulmus x hollandica*). Individuen der Art (bzw. deren Bastarde) sind aber im gesamten Gebiet des Leipziger Auwaldes noch allgemein verbreitet und insbesondere in Verjüngungsstadien (Jungwuchs- bis Stangenholzphase) zahlreich vorhanden (± hochgradig gefährdet sind allerdings Altbäume). Die gebietstypische Waldbodenflora weist einige in Sachsen bzw. Deutschland leicht gefährdete bzw. rückläufige Arten auf. Im Rahmen der Untersuchungen nach BRAUN-BLANQUET sind insbesondere folgende relevante Arten nachgewiesen worden:

Tabelle 3.3-8: Vorkommen naturschutzfachlich relevanter Gefäßpflanzenarten

Art	RL D*	RL, VL SN**	Frequenz / Häufigkeit
Gagea spathacea (Scheiden-Goldstern)	3	2	sehr gering
Leucojum vernum (Märzenbecher)	3	3	gering

Art	RL D*	RL, VL SN**	Frequenz / Häufigkeit
Paris quadrifolia (Einbeere)	-	3	sehr gering
Allium ursinum (Bärlauch)	-	V	sehr hoch
Anemone ranunculoides (Gelbes Windröschen)	-	V	mittel
Pulmonaria obscura (Dunkles Lungenkraut)	-	V	mittel
Lathyrus vernus (Frühlings-Platterbse)	-	V	mittel
Primula elatior (Hohe Schlüsselblume)	-	V	gering
Corydalis intermedia (Mittlerer Lerchensporn)	-	V	sehr gering

* BFN 2008, ** SCHULZ 1999, D = Deutschland, SN = Sachsen, RL = Rote Liste, VL = Vorwarnliste, 2 = stark gefährdet, 3 = gefährdet, V = Art der Vorwarnliste: rückläufig, aber noch ungefährdet

Nahezu alle genannten Arten kommen grundsätzlich im gesamten Leipziger Auengebiet vor, dabei in anderen Gebietsteilen vielfach häufiger als im Untersuchungsraum (eig. Beob., HEYDE in litt.). Ausschließlich der Scheiden-Goldstern scheint innerhalb des LSG einen Schwerpunkt in den stadtnahen Teilen des nordwestlichen Leipziger Auwaldes (Burgaue, Leutzscher Holz, Polenz), wozu auch der Untersuchungsraum zählt, zu besitzen (vgl. HARDTKE & IHL 2000; evtl. ist dies aber auch auf den seinerzeit nur lückenhaften Kenntnisstand zurückzuführen, und die Art ist im Gebiet verbreiteter als dort angegeben). Ausschließlich für diese Art, die offenbar generell nur in geringer Dichte siedelt, obliegt dem Gebiet auch eine überregionale Verantwortung (bei Leipzig einer von zwei Hauptvorkommensräumen in Sachsen, vgl. ebenfalls HARDTKE & IHL 2000; sehr hoher Anteil des weltweiten Areals der Art in Deutschland, dadurch auch national sehr hohe Verantwortlichkeit, vgl. BFN 2008: www.floraweb.de/pflanzenarten/verbreitung).

c) Entwicklungsprognose

Infolge der eingriffsbedingten Auflichtungen der Gehölzbestände sind mit Fortgang der forstlichen Maßnahmen mehr oder minder deutliche Umstrukturierungen in der Bodenvegetation zu erwarten. Insbesondere Verschattungszeiger (z.B. Ahorn-Jungwuchs, Bärlauch) werden abnehmen (ohne jedoch gänzlich zu verschwinden), während lichtbedürftige Saumarten zunehmen, darunter zunächst auch in erheblichem Maße sehr stickstoffliebende Arten (Gr. Brennessel, Gefleckte Taubnessel, Kratzbeere etc.), da umfassende Auflichtungen immer mit einer (vorübergehenden) Nitrifizierung der Standorte einhergehen (verstärkter Biomasseumsatz infolge verbesserter Sonneneinstrahlung). Vegetationstypologisch ist eine Etablierung bzw. Ausbreitung von nitrophilen Säumen frischer Standorte zu erwarten: In halbschattigen Bereichen sind dies v.a. Knoblauchhederich-Säume (Geo-Alliarion), in etwas besser besonnten Giersch-Säume (Aegopodion; im Gebiet zumeist ausgebildet als Rübenkälberkropf-Gesellschaft). Die Ausdehnungen des Hartholz-Auwaldes (Querco-Ulmetum) werden dadurch nur geringfügig bzw. zeitweilig eingeschränkt, da mit fortschreitendem Aufwuchs etablierter Junggehölze in aller Regel auch wieder eine Entwicklung der waldtypischen Bodenflora erwartet wer-

den kann. Gleichwohl sind insbesondere beim Mittelwald auch dauerhafte Veränderungen in der Bodenvegetation denkbar und möglich, da hier die Eingriffsintervalle relativ kurz sind und die mittelwaldartigen Strukturen evtl. ein weniger ausgeprägtes Waldinnenklima zulassen, als dies beim Hochwald der Fall ist. Umstrukturierungen in der Bodenvegetation äußern sich mutmaßlich vorrangig in Dominanzverschiebungen, ggf. auch in der Neuetablierung einiger Arten. Gänzliche Artenverluste sind kaum anzunehmen und mithin auch keine erhebliche Flächenminderung des Hartholzauwaldes. Im Sinne des Erhalts dieser Pflanzengesellschaft ist nicht zuletzt auch die mittelwaldtypische Eichen-Förderung. Bezüglich der o.g. aktuell vorkommenden naturschutzrelevanten Arten der Waldbodenflora ist sowohl bei femelartiger als auch bei Mittelwaldbewirtschaftung mittel- bis langfristig mit einem (zeitweiligem) Rückgang zu rechnen, ohne dass die (meisten) Arten jedoch gänzlich verschwinden dürften: Viele der angeführten Arten kommen auch noch in waldnahen Saumgesellschaften vor (Geo-Alliarion, TEUBERT n.p.) bzw. sind in der Lage vorübergehende Freistellungen zumindest kurzzeitig zu überstehen (eig. Beob.). Hinzu kommt, dass von unmittelbar benachbarten (partiell oder gänzlich bestehend bleibenden) Waldflächen ein sehr günstiges Wiederbesiedlungspotenzial ausgeht. Außerdem ist im Bereich der zeitweilig aufgelichteten Bereiche auch mit der (temporären) Ansiedlung weiterer in Sachsen gefährdeter bzw. rückläufiger Gefäßpflanzenarten zu rechnen (darunter allerdings keine bundesweit gefährdeten). Es sind dies einige regelmäßig oder gelegentlich im auentypisch ausgeprägten Geo-Alliarion / Aegopodion vorkommende Arten (eig. Beob.) Namentlich könnten dies insbesondere sein:

Tabelle 3.3-9: Mögliche künftige Ansiedlungen naturschutzfachlich relevanter Gefäßpflanzenarten

Art	RL, VL SN*	zu erwartende Frequenz / Häufigkeit
Myosotis sparsiflora (Zertreutblüt. Vergißmeinnicht)**	2	gering
Rumex sanguineus (Hain-Ampfer)	G	hoch
Hypericum hirsutum (Behaartes Johanniskraut)	3	gering
Veronica montana (Berg-Ehrenpreis)	3	gering
Dipsacus pilosus (Schuppen-Karde)	3	gering
Sanguisorba officinalis (Gr. Wiesenknopf)	V	gering
Cardamine impatiens (Spring-Schaumkraut)	V	gering
Allium scorodoprasum (Schlangen-Lauch)	V	gering
Pimpinella major (Gr. Bibernelle)	V	sehr gering
Viola hirta (Rauhhaariges Veilchen)	V	sehr gering

* SCHULZ 1999, D = Deutschland, SN = Sachsen, RL = Rote Liste, VL = Vorwarnliste, 2 = stark gefährdet, 3 = gefährdet, G = Gefährdung anzunehmen, V = Art der Vorwarnliste: rückläufig, aber noch ungefährdet

** aktuell im Leipziger Auengebiet nicht mehr nachgewiesen (HARDTKE & IHL 2000), aber bereits unmittelbar westl. Landesgrenze bei Kleinliebenau (STOLLE + eig. Beob.), evtl. im Leipziger Gebiet übersehen?

Für die oben ebenfalls erwähnte Feldulme (bzw. deren Bastarde) sind keine negativen Veränderungen zu erwarten, soweit samenspendende Altbäume möglichst geschont werden und die Naturverjüngung im Bereich der bewirtschafteten Flächen grundsätzlich gefördert wird.

Vor dem Hintergrund der skizzierten voraussichtlichen Entwicklungen sind die forstlichen Maßnahmen aus der Sicht des floristischen Artenschutzes grundsätzlich positiv, zumindest aber nicht negativ zu bewerten. Es verbleibt allerdings ein gewisses Restrisiko im Hinblick auf die möglichen Auswirkungen auf den Bestand des Scheiden-Goldsterns. Dies ist vor allem insoweit beachtenswert, als es sich um eine Art handelt, für die das Gebiet eine hohe Verantwortlichkeit besitzt. Hinreichende Erfahrungswerte über die Wirkungen moderater forstlicher Maßnahmen liegen für die Art nicht vor. Umso wichtiger ist es, die Entwicklungen der Art künftig im Besonderen zu prüfen und zu beobachten.

3.4 Faunistische Standarduntersuchungen (HELLRIEGEL-INSTITUT)

3.4.1. Erfassungsmethodik und Untersuchungsumfang

Nachstehend werden die Erfassungsmethoden der bearbeiteten Artengruppen kurz dargestellt. Ggf. wird innerhalb einer Tiergruppe (Spinnen) zwischen verschiedenen Erfassungsmethoden differenziert (soweit unterschiedliche Lebensraumbereiche / ökologische Gilden betreffend). Alle Gruppen wurden für die Probeflächen P4, E6 und M1 jeweils in den Jahren 2007 (vor den forstlichen Eingriffen) und 2008 (unmittelbar nach den Bewirtschaftungsmaßnahmen in M1 und E6) untersucht.

(1) Landmollusken

Die Bestandsaufnahme der Landschnecken (Gastropoda terrestria) wurde auf den drei Untersuchungsflächen mithilfe von Handfängen und Gesiebeproben durchgeführt. Bei der Handaufsammlung werden Strauch-, Kraut- und Moosschicht, Bodenoberfläche und weitere Unterschlupfmöglichkeiten (Steine, Totholz) intensiv nach Gastropoden abgesucht. Erfahrungsgemäß lassen sich so mittelgroße bis große Landschneckenarten gut erfassen (COLLING 1992). Bei der Substratsiebung wird eine Laubstreu- und Bodenprobe genommen, aus der die Schnecken ausgelesen werden. Dadurch wird die Erfassung von Klein- und Kleinstschnecken gewährleistet. Insgesamt wurden je Untersuchungsjahr 4 Begehungen, die sich auf den Zeitraum Mai bis Oktober (in einem Mindestabstand von 4 Wochen) verteilten, mit einer Dauer von jeweils 1,5 h vorgenommen.

(2) Laufkäfer und Boden-Spinnen

Als standardisierte Fangmethode kamen Bodenfallen nach BARBER zur Anwendung. Hierfür wurden offene Fanggefäße mit einem Durchmesser von 7cm, gefüllt mit 4%igem Formalin als Konservierungsmittel, ebenerdig in den Boden eingegraben. Somit fallen die sich auf der Bodenoberfläche bewegenden Arthropoden zufällig in die mit dem Boden abschließenden Behälter der ausgewählten, repräsentativen Fallenstandorte. Jede Probefläche wurde mit jeweils fünf Barberfallen versehen, die jeweils nach einer Standzeit von 14 Tagen entleert wurden. Insgesamt wurden sieben Fangperioden innerhalb eines Zeitraumes von 14 Wochen durchgeführt, von denen vier Durchgänge im Frühjahr/Frühsommer (ca. Mitte April bis Ende Juni) und weitere drei im Spätsommer/Herbst (ca. Ende August bis Anfang Oktober) erfolgten.

(3) Xylobionte Käfer und strauch- und baumbewohnende Spinnen

Die Bestandserfassung der genannten Artengruppen wurde mithilfe von Flug- und Klebfallen durchgeführt.

Bei den Flugfallen handelt es sich um so genannte Kreuzfensterfallen. Der obere Bereich dieser besteht aus einer Aufhängekonstruktion zum Befestigen der Vorrichtung an einem Baum bzw. an dessen Ast. Darunter folgen ein Regenschutz sowie zwei überkreuzte Plexiglas- oder auch Kunststoffscheiben. Am unteren Ende befindet sich ein austauschbarer Auffangbecher mit Konservierungsflüssigkeit (Formaldehydlösung). Die Methode ermöglicht den Fang flugaktiver Insekten, die nach dem Gegenprallen auf die Plexiglasscheibe in die Fangflüssigkeit fallen (MÜHLENBERG 1993). Die Fallen wurden in einer Höhe von etwa 10 bis 20 m angebracht.

Die Klebfallen bestehen aus einer Folie, die mit einem Leim bestrichen ist, so dass daran Insekten haften bleiben. Diese Klebfolien wurden etwa in Brusthöhe ringartig am ausgewählten Baumstamm befestigt.

Insgesamt kamen je 6 Flug- und Klebfallen auf jeder Probefläche zum Einsatz, von denen jeweils 2 an einer Stieleiche (*Quercus robur*), einer Gemeinen Esche (*Fraxinus excelsior*) und einem Bergahorn (*Acer pseudoplatanus*) angebracht wurden. Die Erfassung begann jeweils Mitte April und endete Anfang Oktober. In einem etwa 14-tägigen Rhythmus erfolgte die Kontrolle und Leerung der Fallen.

(4) Tagfalter

Zur Bestandsaufnahme der Tagfalterfauna wurde die Transekt-Methode (oder auch Linientaxierung) eingesetzt. Im Bereich der drei verschiedenen Behandlungsflächen wurde jeweils eine repräsentative Wegstrecke mit einer Länge von rund 250 m festgelegt. Beim langsamen Abschreiten der Transekte wurden alle gesehenen Tagschmetterlinge erfasst (Sichtbeobachtung, Kescherfang). Es erfolgten je sechs Begehungen im Zeitraum zwischen Ende April und Anfang August (in etwa gleichmäßigen Abständen verteilt, bei jeweils günstigen Witterungsbedingungen).

(5) Nachtfalter

Als Nachweismethode zur Bestandsaufnahme nachtaktiver Schmetterlinge kam der „persönliche Lichtfang“ (händischer Fang) zum Einsatz. Hierbei wird ein aufgespanntes weißes Leinentuch mit einer Halogen-Lichtquelle angestrahlt. Das Tuch dient als Reflektor und sorgt für eine Verstärkung der Lichtwirkung. Durch das künstlich erzeugte, sehr helle Licht werden die Nachtfalter angelockt, lassen sich auf das Leinentuch nieder und können so beobachtet bzw. erfasst werden. Im Zeitraum von Mitte April bis Mitte Oktober wurden für jede Probefläche 10-11 Leuchtnächte bei günstig warmer Wetterla-

ge durchgeführt. Die Leuchtzeit lag - je nach Jahreszeit - zwischen 19 und 5 Uhr. Zudem wurde darauf geachtet, dass für die Vergleichbarkeit der Falterdaten ein jeder Durchgang bei allen drei Untersuchungsflächen ± zur selben Uhrzeit begann. Diese Lichtfangeinsätze wurden im Rhythmus von ca. 2-4 Wochen wiederholt und dauerten im Durchschnitt 6 Stunden. Erfasst und bewertet wurden insbesondere nachtaktive Großschmetterlinge (Schwärmer, Spinner, Eulen und Spanner).

(6) Vögel

Als Standardverfahren zur Erfassung der Avifauna wurde die flächendeckende Revierkartierung angewandt (vgl. z.B. FLADE 1994, BIBBY et al. 1995). Bei dieser Erfassungsmethode werden entlang tageszeitlich wechselnder Wegstrecken alle optisch und akustisch wahrgenommenen revieranzeigenden Verhaltensweisen (Tab. 3.4-1) protokolliert. Soweit mindestens zwei Wiederholungsbeobachtungen entsprechender Aktivitäten (innerhalb des artspezifischen Aktionsraumes) vorliegen, wird von einem besetzten Brutrevier ausgegangen (bei D-Nachweisen, s.u., gilt dies bereits bei einmaliger Beobachtung).

Tabelle 3.4-1: Aktivitäten (Nachweis-Status) bei den Vögeln (nach LfUG 2006)

B1	Art zur Brutzeit im typischen Lebensraum beobachtet	C9	Nestbau oder Anlage einer Nisthöhle
B2	singendes Männchen, Paarungs- und Balzlaute zur Brutzeit	D10	Altvogel verleitet
C3	ein Paar während der Brutzeit im typischen Lebensraum	D11	benutztes Nest oder Eierschalen gefunden
C4	Revier mindestens nach einer Woche noch besetzt	D12	ebenflügge juv. oder Dunenjunge festgestellt
C5	Paarungsverhalten und Balz	D13	ad. brütet bzw. fliegt zum oder vom (unereichb.) Nest
C6	wahrscheinlich Nistplatz aufsuchend	D14	Altvogel trägt Futter oder Kotballen
C7	Verhalten der Altvögel deutet auf Nest oder Jungvögel	D15	Nest mit Eiern
C8	gefangener Altvogel mit Brutfleck	D16	Jungvogel im Nest (gesehen/gehört)

Die Gesamtgröße des Untersuchungsraumes beträgt 45,4 ha; er unterteilt sich in drei etwa gleichgroße Teilbereiche, die den jeweils unterschiedlichen Bewirtschaftungsformen zuzuordnen sind. Insgesamt wurden 6 Kontrollgänge (v.a. zu avifaunistisch besonders aktiven Tageszeiten) mit einem Zeitaufwand von ca. 10 Minuten/ha durchgeführt. Die Begehungen erfolgten im Zeitraum von Ende März bis Anfang Juni in ca. 10- bis 20-tägigen Abständen.

(7) Fledermäuse

Als Nachweismethode bei der Erfassung der Fledermausfauna kam die Detektorkartierung zum Einsatz. Mit einem Ultraschalldetektor können die Laute fliegender Tiere wahrgenommen, analysiert und die jeweilige Art identifiziert werden. Ultraschallsensoren wandeln die Schallwellen der Ortungslaute in elektrische Spannungsschwankungen um und machen damit die Ortungsrufe vorbeifliegender Fledermäuse hörbar (SIEMERS & NILL 2000).

Für jede der drei Untersuchungsflächen (Mittelwald, Femelhieb, Prozesschutz) wurde ein Transekt (repräsentativer linienhafter Kontrollabschnitt, Länge ca. 500 m) festgelegt. Im zweiten Untersuchungsjahr sind die Transektverläufe leicht korrigiert worden, v.a. um die Bereiche mit den zwischenzeitlich erfolgten forstlichen Eingriffen hinreichend mit einzubeziehen.

Insgesamt wurden je Untersuchungsjahr fünf Begehungen in der ersten Nachthälfte (zwischen 22 Uhr und 1 Uhr) mit einer Dauer von jeweils 15 Minuten im Zeitraum Juni bis August (= Zeitraum der höchsten Aktivität) vorgenommen.

3.4.2 Auswertungsmethodik

Wurden innerhalb einer Artengruppe unterschiedliche Fangmethoden angewendet (Spinnen, Xylobionte Käfer, vgl. Kap. 3.4.1), erfolgt auch die Auswertung der Fangergebnisse (zunächst) nach den Methoden getrennt, da hierdurch teils andere Gilden, auf die die forstlichen Maßnahmen evtl. eine differenzierte Auswirkung haben können, erfasst worden sind. Zum anderen soll die getrennte Auswertung auch Aufschluss geben über die Effizienz der jeweiligen Fangmethode (Ergänzen sich die Methoden? Sind zwei verschiedene Vorgehensweisen erforderlich?). Voraussetzung für die getrennte Auswertung ist eine hinreichend hohe Fangzahl. Wenn eine zusätzliche Erfassungsmethodik nur sehr geringe Zahlen und keine neuen Arten erbrachte, werden die Ergebnisse von vornherein in die Auswertung einer anderen (± ähnlichen) Methode integriert (betrifft Spinnen aus Leimringfängen: Daten wurden in Fensterfallenfänge eingeordnet).

Für alle bearbeiteten Artengruppen wird dargestellt:

a) <u>allgemeine Angaben zur Artengemeinschaft</u> (grundsätzliche Zusammensetzung der angetroffenen, gebietstypischen Zoozönosen, insbesondere anhand ökologischer Gilden)

b) <u>Vergleich der Untersuchungsflächen / -jahre</u> (Herausarbeiten von Unterschieden zwischen den Datensätzen; insbesondere Aufzeigen möglicher Entwicklungen in den im Winter 2007 / 08 bewirtschafteten Flächen E6 und M1 gegenüber der unberührt gebliebenen Fläche P4)*

c) <u>Vorkommen naturschutzrelevanter Arten</u> (Auswertung zu nachgewiesenen Arten der Roten Listen, ggf. auch der Vorwarnlisten; dabei ggf. Beschreibung von Tendenzen im Bereich der Eingriffsflächen E6 und M1)*

d) <u>Entwicklungsprognose</u> (voraussichtliche Entwicklung, insbesondere in Bezug auf Artenvielfalt / Vorkommen naturschutzfachl. relevanter Arten, bei Fortgang der geplanten Eingriffe, auf der Grundlage bisheriger Befunde, genereller Gebietserfahrungen und des allgemeinen wissenschaftlichen Kenntnisstandes; die Angaben richten sich in ihrer Detailliertheit auch nach dem generellen Wissenstand zu den einzelnen Artengruppen und müssen daher z.T. relativ unscharf bleiben. Vorrangig berücksichtigt werden mittel- bis langfristige Änderungstendenzen im Bereich der Nutzungsflächen; innerhalb dieses Prognosezeitraums sind im Bereich der Prozesschutzfläche gene-

rell keine wesentlichen Wandlungen zu erwarten; zu perspektivisch vermuteten Trends, auch im Prozessschutz, s. Kap. 4.1 Pkt. c)

* Bei Fensterfallen- und Leimringfängen (Spinnen, Xylobionte Käfer) zusätzlich: Vergleich der untersuchten Baumarten (Stieleiche, Gem. Esche, Bergahorn) (dadurch jedoch nur Tendenzen ablesbar, da auch das unmittelbare Umfeld die Fangzahlen beeinflusst, nicht nur die Baumart, an der die Fallen befestigt worden sind!)

zu a) und b)

Als Basis dargestellt wird (am Beginn der jeweiligen Kapitel) eine zusammengefasste Ergebnistabelle (Vorkommen der Einzelarten in den Untersuchungsflächen P4, E6, M1, getrennt nach Untersuchungsjahren; halbquantitative Angaben als Abundanz- oder Dominanzklasse, Erläuterung dieser am jeweiligen Tabellenende; Zuordnung der Einzelarten zu ökologischen Gruppen; Reihenfolge innerhalb dieser Gruppen: nach Häufigkeit; detaillierte Einzeldatentabellen s. Anhang).

Die Auswertung der Ergebnisse erfolgt mit Hilfe von Diagrammen und Ähnlichkeitsanalysen, deren Darstellungen ggf. verbal-argumentativ erörtert werden (weitere, spezielle statitistische Verfahren Statistik werden nicht angewendet, da die Anzahl der Datensätze noch sehr gering ist und auch Unterschiede zwischen diesen teils recht gering sind; die Interpretationsfähigkeit solcher Verfahrens- und Berechnungsergebnisse ist dann oft nicht gegeben, s. hierzu auch Kap. 3.5).

Diagrammdarstellungen umfassen insbesondere (jeweils getrennt nach Stichprobenfläche und Untersuchungsjahr):

- Anteile ökologischer Gilden* am Gesamtspektrum erfasster Individuen (Dominanzverteilung in %; Darstellung insbesondere bei hohen Individuenzahlen), **
- Arten- und Individuenzahlen (bei Vögeln auch Brutpaarzahlen) **, z.T. unterteilt nach ökologischen Gilden*
- Artenwechsel 2008 gegenüber 2007 (Gegenüberstellung Anzahl Neue Arten / Fehlarten)

* Gruppierungen von Arten ähnlicher ökologischer Anspruchsprofile, gemäß den Angaben in der Standardlitertaur, des allgemeinen wissenschaftlichen Kenntnistandes, teils auch eigener Erfahrungswerte (Art und Tiefe der Untergliederung sind z.T. auch artengruppenspezifisch und orientieren sich ggf. vorrangig an der Problemstellung dieser Studie)

** bei Fensterfallenuntersuchungen / Leimringfängen (Spinnen, xylobionte Käfer) auch getrennt nach untersuchten Baumarten

Zum Verständnis der Analysen werden nachstehende Begriffe und Berechnungsmethoden erläutert:

(1) Dominanz

Die Dominanzstruktur beschreibt die Verteilung der Individuen auf die Arten innerhalb einer Artengemeinschaft (MÜHLENBERG 1993). Dabei wird die relative Häufigkeit einer Art / Artengruppe zu der Gesamtindividuenzahl aller Arten eines bestimmten Lebensraumes / einer größeren Artengruppe ins

Verhältnis gesetzt. Daraus ergibt sich ein prozentualer Anteil, mit dem die Art in der Individuenzahl sämtlicher Arten der Bezugseinheit (Lokalität / Artengruppe) vertreten ist.

Bei der Berechnung der Dominanz (D) kommt folgende Formel zur Anwendung:

$$D_i = \frac{A_i \; x\,100}{G}$$

A_i = Individuenzahl der Art i; G = Gesamtzahl der Individuen in der Artengemeinschaft

Die Dominanz wird nach verschiedenen Autoren unterschiedlich klassifiziert (MÜHLENBERG 1993). In der vorliegenden Arbeit wurde die logarithmische Einteilung der Häufigkeiten nach ENGELMANN (1978) (zit. ebd.) gewählt (Kap. 3.4.3.2, 3.4.3.6):

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

"Begleitarten"	
rezedent	1,0 - 3,1%
subrezedent	0,32 - 0,99%
sporadisch	unter 0,32%

Diese Klasseneinteilung ist so angelegt, dass mit den „Hauptarten“ 85% der erfassten Individuen eingeschlossen sind (MÜHLENBERG 1993). Nach MÜHLENBERG bilden die subdominanten Arten normalerweise die „Differentialarten“, anhand derer sich die Gebiete bzw. Probeflächen unterscheiden.

Auswertungen nach Dominanzverteilungen sind insbesondere üblich bei Ergebnissen aus Bodenfallenfängen (Kap. 3.4.3.2, 3.4.3.6).

(2) Artenähnlichkeit nach SÖRENSEN

Der Sörensenindex ermöglicht einen einfachen Vergleich von Artengemeinschaften. Das bedeutet, dass man eine Aussage zum Grad der Übereinstimmung des Arteninventars zweier Gebiete oder Probeflächen treffen kann. Gemäß MÜHLENBERG (1993) berücksichtigt dieser Index nur die Zahl der gemeinsamen Arten. Die Häufigkeit der einzelnen Arten wird nicht einbezogen. Seltene Arten werden also genauso gewichtet wie häufige Arten (RAUH 1993). Der Sörensenquotient liegt zwischen 0% und 100%; je höher der Wert, umso größer die Ähnlichkeit in der Artenzusammensetzung.

Die Artenidentität wird nach folgender Formel berechnet:

$$G_s(\%) = \frac{2c}{a+b} \; x\,100$$

a = Zahl der Arten in Gebiet A, b = Zahl der Arten in Gebiet B, c = Zahl der in beiden Gebieten gemeinsam vorkommenden Arten

(3) Dominanzähnlichkeit nach RENKONEN

Die Renkonenzahl (R_e) ist eine Maßzahl für die Übereinstimmung in den Dominanzverhältnissen von zwei Artengemeinschaften (MÜHLENBERG 1993). Zur Ermittlung wird von jeder in beiden Gebieten bzw. Probeflächen auftretenden Art der jeweils kleinere Dominanzwert aufaddiert. Der Renkonenindex hat eine starke Gewichtung auf individuenreiche (dominante) Arten. Individuenschwache Artnachweise dagegen beeinflussen den Renkonenwert kaum. Wie der Sörensenindex kann er Werte von 0% bis 100% erreichen.

Die Formel für die Berechnung der Dominanzidentität lautet:

$$R_e(\%) = \sum_{i=1}^{G} \min D_{A,B} \qquad D = \frac{n_A}{N_A}\ bzw.\ \frac{n_B}{N_B}$$

min $D_{A,B}$ = Summe der jeweils kleineren Dominanzwerte (D) 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. B

Da die Datensätze i.d.R. nicht normal (im mathematischen Sinn) verteilt sind, dies das Berechnungsverfahren aber grundsätzlich erfordert, gehen nur logarithmierte Werte in die Berechnung ein (dadurch Annäherung an die erforderliche Normalverteilung, vgl. LEYER & WESCHE 2007).

zu 3.

In den oben genannten Ergebnistabellen sind immer auch (sofern zutreffend) Einstufungen nach Roten- bzw. Vorwarnlisten (RL, VL) Sachsens (SN) bzw. Deutschlands (D) angegeben. Für die einzelnen Kategorien werden folgende (in den jeweiligen Listen übliche) Abkürzungen verwendet:

0	Ausgestorben oder verschollen
1	Vom Aussterben bedroht
2	Stark gefährdet
3	Gefährdet
G	Gefährdung anzunehmen, aber Status unbekannt
R*	Extrem selten, mit geographischer Restriktion
V**	Arten der Vorwarnliste

* in älteren Listen auch 4 oder P, ** in älteren Listen auch R oder P

In der vorliegenden Arbeit wird auf folgende Rote Listen (teils mit integrierten Vorwarnlisten) Bezug genommen:

Tabelle 3.4-2 : Verwendete Rote Listen / Vorwarnlisten

Artengruppe	Autor(en) / Erscheinungsjahr	
	Deutschland (D)	Sachsen (SN)
Mollusken	JUNBLUTH & KNORRE 1998	SCHNIEBS et al. 2006
Spinnen	PLATEN et al. 1998	HIEBSCH & TOLKE 1996
Laufkäfer	TRAUTNER et al. 1998	GEBERT 2009
Xylobionte Käfer	GEISER et al. 1998	KLAUSNITZER 1994, 1995 (nur ausgewählte Familien !)
Nachtfalter	PRETSCHER et al. 1998	FISCHER 1995, GELBRECHT & SCHOTTSTÄDT 1996, FISCHER & SOBCYK 2002,
Tagfalter	PRETSCHER et al. 1998	REINHARDT et al. 2007
Vögel	AUTORENKOLLEKTIV 2008	RAU et al. 1999
Fledermäuse	BOYE et al. 1998	RAU et al. 1999

Soweit naturschutzfachlich relevante Arten zahlreich nachgewiesen wurden, werden die jeweiligen Ergebnisse auch hier in Diagrammen dargestellt (Arten- und Individuenzahlen, bei Vögeln auch Brutpaarzahlen, getrennt nach Untersuchungsjahren und Stichprobenflächen; bei Fensterfallenuntersuchungen / Leimringfängen [xylobionte Käfer] auch gesondert nach ökologischen Gilden bzw. als mittlere Anzahlen nach untersuchten Baumarten).

3.4.3 Ergebnisse und Diskussion

3.4.3.1 Landmollusken

Tabelle 3.4-3: Ergebnisse Landmolluskenerfassung (zusammengefasste Darstellung)

			RL	P4	P4	E6	E6	M1	M1
			D	07	08	07	08	07	08
Waldarten feuchter Standorte									
	Balea biplicata	Gem.Schließmundschnecke		5	5	5	5	5	5
	Discus rotundatus	Gefleckte Schüsselschnecke		5	5	5	4	5	5
	Bradybaena fruticum	Strauchschnecke		2	3	3	2	2	2
	Perforatella umbrosa	Schatten-Laubschnecke	V	2		2		3	2
	Punctum pygmaeum	Punktschnecke				1		+	
	Semilimax semilimax	Weitmündige Glasschnecke		1					
Waldarten mit breiter Standortamplitude									
	Perforatella incarnata	Rötliche Laubschnecke		4	5	4	3	5	4
	Arion rufus	Große Wegschnecke		3	3	3	2	3	3
	Malacolimax tenellus	Pilzschnegel		1	1	+	+	1	1
	Limax cinereoniger	Schwarzer Schnegel				+			
Eurytope Arten feuchter Standorte									
	Aegopinella nitidula	Rötliche Glanzschnecke		5	4	4	3	4	3
	Cepaea hortensis	Weißmündige Bänderschnecke		2	1	3	2	3	2
	Arianta arbustrum	Gefleckte Schnirkelschnecke				1			
Eurytope Arten mit breiter Standortamplitude									
	Trichia hispida	Gemeine Haarschnecke		3	3	3	2	3	2
	Helix pomatia	Weinbergschnecke		3	2	3	2	3	2
	Cepaea nemoralis	Schwarzmündige Bänderschnecke		2	2	3	2	2	2
	Arion hortensis	Garten-Wegschnecke		2	2	2	2	2	2
	Arion subfuscus	Braune Wegschnecke		1	1	2	1	3	2
	Limax maximus	Großer Schnegel		1	1	1		2	1
Offenlandarten feuchter Standorte									
	Succinea putris	Gemeine Bernsteinschnecke						2	1
Artenzahl				*16*	*14*	*18*	*13*	*17*	*16*

+ = spärlich (bis 5 Ind.), 1 = zerstreut (6-10 Ind.), 2 = mäßig zahlreich (11-20 Ind.),

3 = häufig (21-50 Ind.) 4, = sehr häufig (51-100 Ind.); 5 = massenhaft (> 100 Ind.) (nach LfUG 2006)

a) Allgemeine Angaben zur Artengemeinschaft

Die Molluskenfauna der untersuchten Standorte wird grundsätzlich bestimmt durch ± feuchtigkeitsliebende, allgemein verbreitete Arten der Wälder (zumeist Laubwälder bzw. Wälder mit Laubholzanteilen) (Abb. 3.4-1). Darüber hinaus kommen nennenswert weitere Waldarten (mit breiter Standortamlitude) vor, sowie eurytope Arten (welche gleichermaßen Wald- wie offene Standorte bewohnen), darunter vielfach wiederum mehr oder minder hygrophile Arten (ausschließlich in M1 wurde in beiden Jahren auch eine feuchtebedürftige Offenlandart festgestellt).

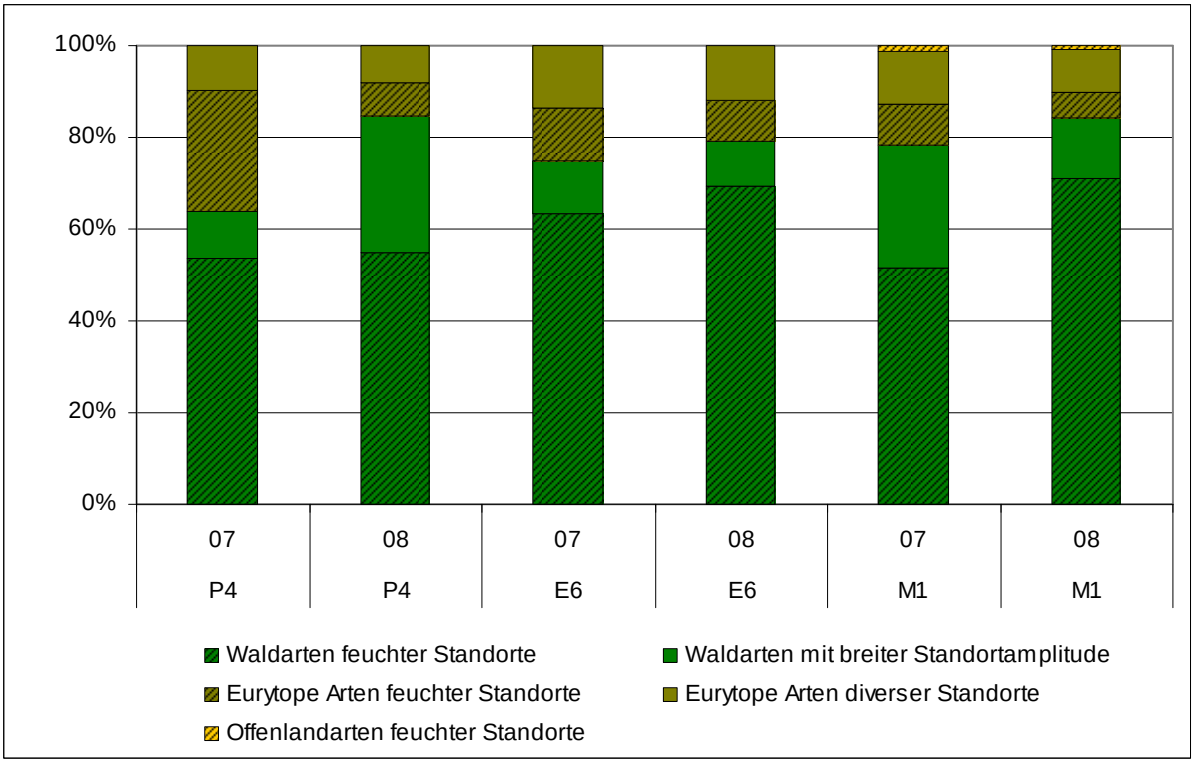
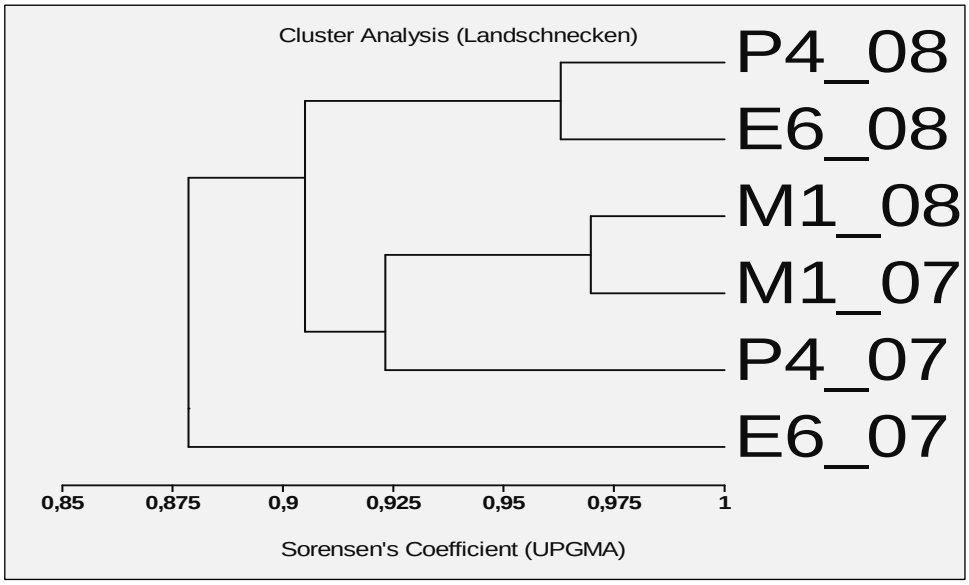


Abb. 3.4.-1: Dominanzverteilung Landmollusken (Anteile ökol. Gilden) je Probefläche und Untersuchungsjahr

In allen Flächen und Untersuchungsjahren hochabundant sind insbesondere *Balea biplicata* (Gem. Schließmundschnecke), *Discus rotundatus* (Gefleckte Schlüsselschnecke), *Perforatella incarnata* (Rötliche Laubschnecke) und *Aegopinella nitidula* (Rötliche Glanzschnecke) (s. Tabelle 3.4-3). Die vorgefundene Molluskengemeinschaft kann als repräsentativer Ausschnitt des Leipziger Auwaldgebietes angesehen werden (vgl. z.B. ZEISSLER 1971, 1977, 1995). Stenöke, ökologisch anspruchsvolle Arten fehlen hier weitgehend bzw. kommen ausschließlich in Randgebieten vor (s. ZEISSLER 1986, 1988, 1995), – ein Umstand, der sicher auch auf die (ehemals) widrigen (wechselfeuchten) Lebensumstände der früheren Überflutungsaue zurückgeführt werden kann.

Die Untersuchungsergebnisse der einzelnen Jahre und Flächen sind von sehr hoher Ähnlichkeit (s. Abb. 3.4-2, 3.4-3), so schwankt etwa die „Artähnlichkeit“ zwischen ca. 85 und 95%, die „Dominanzähnlichkeit“ zwischen etwa 80 und 90 %. Die Artenzahl geht im zweiten Untersuchungsjahr generell leicht zurück (Abb. 3.4.-4, 3.4-6), betrifft also auch die unveränderte Probefläche P4, so dass hieraus zunächst keine eingriffsbedingten Veränderungen abgeleitet werden können (Unterschiede erscheinen vorrangig durch externe Faktoren bedingt oder beruhen auf systematischen Erfassungsfehlern im zweiten Jahr).

b) Vergleich der Untersuchungsflächen /-jahre

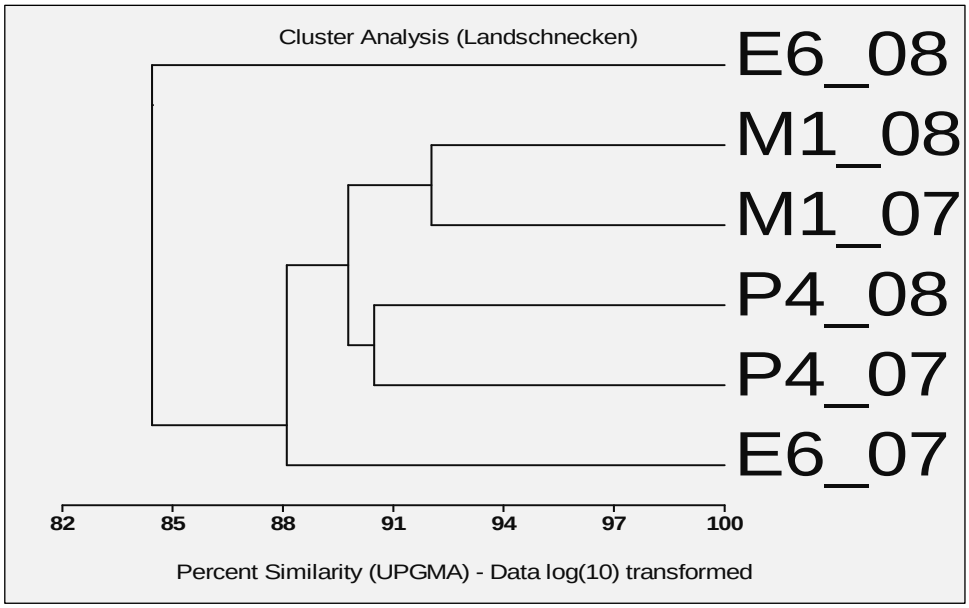


	E6_07	P4_07	M1_07	E6_08	P4_08	M1_08
E6_07	100,0%					
P4_07	88,2%	100,0%				
M1_07	91,4%	90,9%	100,0%			
E6_08	83,9%	89,7%	86,7%	100,0%		
P4_08	87,5%	93,3%	90,3%	96,3%	100,0%	
M1_08	88,2%	93,8%	97,0%	89,7%	93,3%	100,0%

Abb. 3.4-2a/b: Clusteranalyse und Matrix nach „Artähnlichkeit“ – Landmollusken

Ähnlichkeit > 80 %

Auffällig ist allerdings ein vergleichsweise erheblicher Rückgang der festgestellten Arten- wie auch der Individuenzahlen in E6 (ebd.). Möglicherweise steht dies in engem Zusammenhang mit dem hier erfolgten Lochhieb (infolge der vollständigen Rücknahme des Kronenschirms extreme Veränderung der Lebensbedingungen, z.B. durch weitgehend ungehinderte Sonneneinstrahlung, verstärkte Zersetzung der Laubstreu usw.; nicht zu vernachlässigen ist außerdem die unmittelbare Wirkung des Eingriffs durch intensive Maschinenbefahrung). Auch in M1 kann ein verstärkter Rückgang zumindest der Individuenzahlen beobachtet werden (die Wirkung des Eingriffs erscheint hier aber abgeschwächt, da ein Teil des Baumbestandes verblieben ist). Neue Arten sind in beiden Probeflächen aufgrund der geringen Mobilität von Mollusken noch nicht vorhanden (Abb. 3.4-6)



	E6_07	P4_07	M1_07	E6_08	P4_08	M1_08
E6_07	100,0%					
P4_07	88,5%	100,0%				
M1_07	89,2%	88,8%	100,0%			
E6_08	80,7%	84,8%	80,0%	100,0%		
P4_08	86,8%	90,4%	88,2%	88,8%	100,0%	
M1_08	87,7%	91,8%	92,0%	87,7%	90,2%	100,0%

Abb. 3.4-3a/b: Clusteranalyse und Matrix nach „Dominanzähnlichkeit“ – Landmollusken

Ähnlichkeit > 80 %

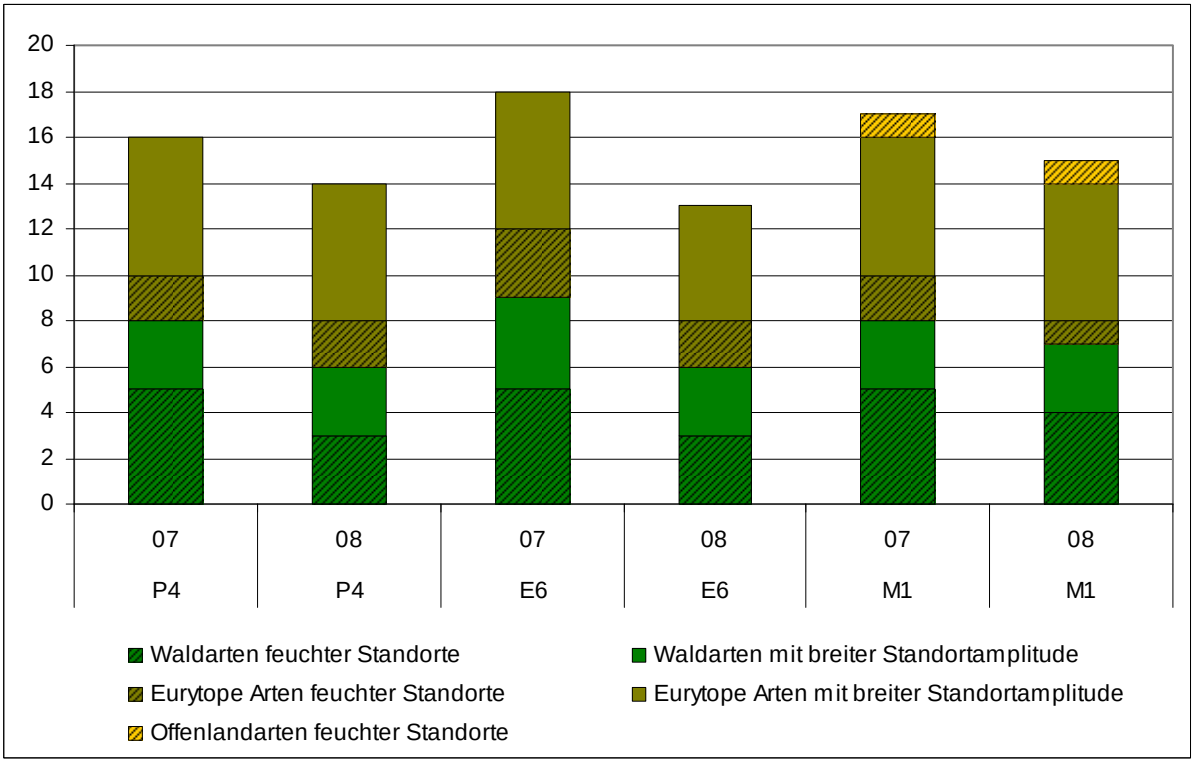


Abb. 3.4-4: nachgewiesene Artenzahl Landmollusken (unterteilt nach ökol. Gilden) je Probefläche und Untersuchungsjahr

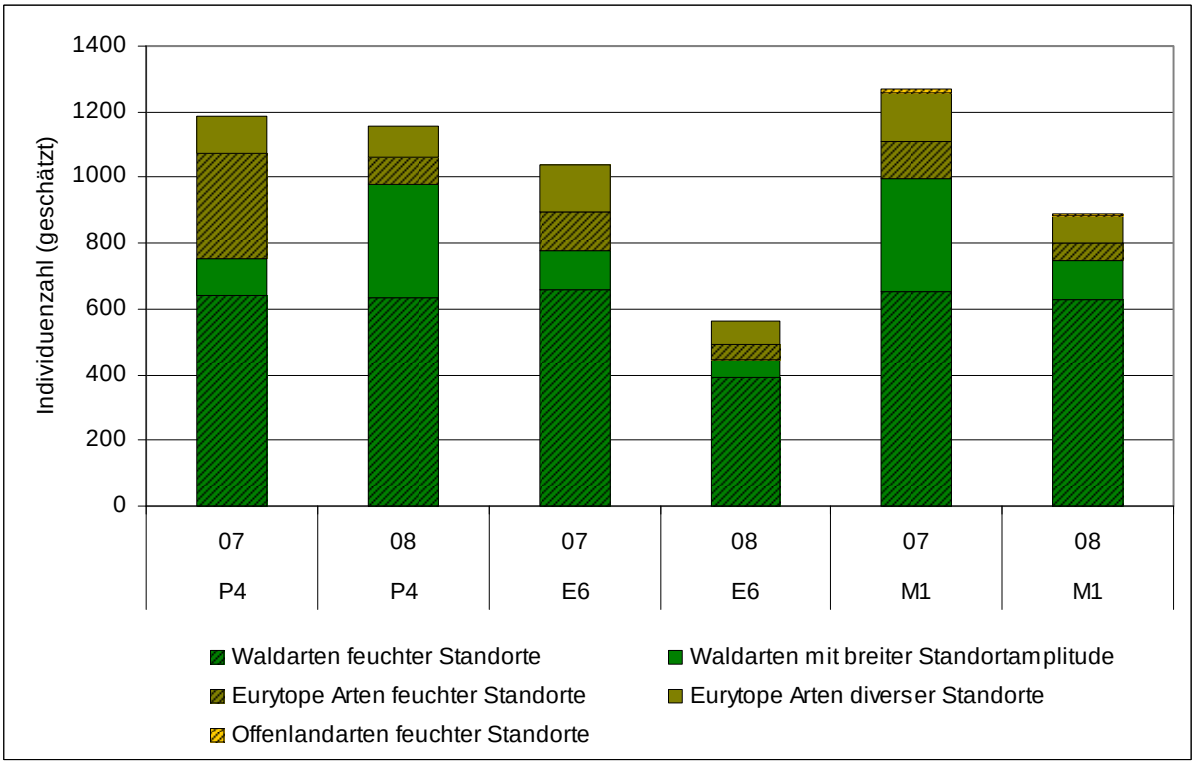


Abb. 3.4-5: nachgewiesene Individuenzahl Landmollusken (unterteilt nach ökol. Gilden) je Probefläche und Untersuchungsjahr

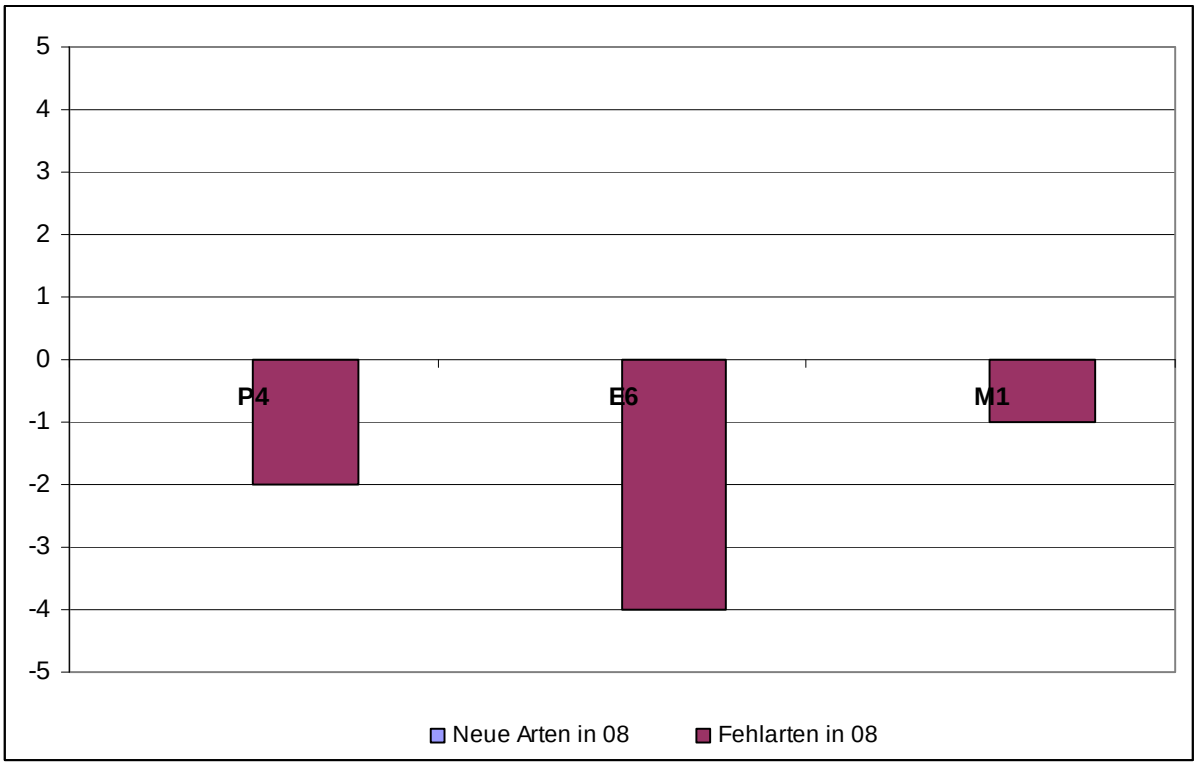


Abb. 3.4-6: Artenwechsel von 07 nach 08 (je Probefläche) - Landmollusken

c) Vorkommen naturschutzfachlich relevanter Arten

Entsprechende Arten waren generell nicht feststellbar (mögliche allgemeine Begründung: Flächenhistorie / generelle Standortbedingungen, s.o. unter Pkt a). Zu nennen ist lediglich die in Deutschland auf der Vorwarnliste verzeichnete *Perforatella umbrosa*, die auf allen Teilflächen nachgewiesen wurde.

d) Entwicklungsprognose

Mit Fortgang der Bewirtschaftung ist, v.a. im Rahmen der Femel- und Lochhiebe, ferner auch im Zuge der Mittelwaldbewirtschaftung, grundsätzlich mit einer weiteren Beeinträchtigung der bisher typischen Artengemeinschaft zu rechnen, wobei unmittelbar eingriffsbedingte Wirkungen (z.B. infolge Maschinenbefahrung), soweit hinreichende Lebensbedingungen prinzipiell noch gegeben sind, sicher in relativ kurzer Zeit ausgeglichen werden können, allein aufgrund der unmittelbaren Nähe von Lieferhabitaten (benachbarte Waldflächen ohne aktuelle Eingriffe). Mittel- bis langfristig ist hier aber auch ein verstärktes Auftreten von neuen, ± offenlandbewohnenden Arten möglich. Aus Naturschutzsicht sind diese Prozesse kaum relevant, da im ggf. teil-verlustig gehenden Artenspektrum naturschutzfachlich nennenswerte Arten nicht vorhanden sind, und solche im evtl. veränderten Gefüge künftig auch nicht erwartet werden können.

3.4.3.2 Spinnen aus Bodenfallen

Tabelle 3.4-4: Ergebnisse Spinnenerfassung aus Bodenfallen (zusammengefasste Darstellung)

		RL		P4	P4	E6	E6	M1	M1
		S	D	07	08	07	08	07	08
Waldarten, hygrophil									
	Coelotes terrestris (WIDER, 1834)			III	III	IV	IV	III	III
	Ozyptila trux (BLACKWALL, 1846)			II	III	III	IV	I	I
	Ceratinella brevis (WIDER, 1834)				III	II	III	II	II
	Pardosa lugubris (WALCKENAER, 1802)					II	r	II	III
	Diplocephalus latifrons (O.P.-CAMBRIGDE, 1863)				II		I	I	II
	Ceratinella scabrosa (O.P.-CAMBRIGDE, 1871)			I	II		I	I	r
	Linyphia hortensis SUNDEVALL, 1830			II	r	I	r	I	
	Xysticus lanio C.L. KOCH, 1824					II			
	Microneta viaria (BLACKWALL, 1841)			I	r				
	Pachygnatha listeri (SUNDEVALL, 1830)						r		r
	Lepthyphantes cristatus (MENGE, 1866)			I					
	Neriene montana (CLERCK, 1757)					I			
	Walckenaeria cuspidata (BLACKWALL, 1833)				r				
Waldarten, sonstige									
	Agroeca brunnea (BLACKWALL, 1833)			III	II	I	II	I	I
	Walckenaeria obtusa (Blackwall, 1836)			III		I		I	
	Anyphaena accentuata (Walckenaer, 1802)			II	r	II	II	I	
	Cicurina cicur (FABRICIUS, 1793)						r	I	I

		RL		P4	P4	E6	E6	M1	M1
		S	D	07	08	07	08	07	08
	Walckenaeria atrotibialis (O.P.-CAMBRIGDE, 1878)				I				I
	Alopecosa aculeata (CLERCK, 1757)	3	3						I
	Histopona torpida (C.L. KOCH, 1834)								I
	Clubiona comta (C.L. KOCH, 1839)					I		I	
	Tegenaria silvestris (L. KOCH, 1872)				I				
	Drapetisca socialis (SUNDEVALL, 1832)			I					
	Clubiona terrestris (WESTRING, 1851)				r		r		
	Diaea dorsata (FABRICIUS, 1777)			I					
	Clubiona subsultans (THORELL, 1875)								r
	Robertus lividus (BLACKWALL, 1836)								r
	Walckenaeria acuminata (BLACKWALL, 1833)				r				
Eurytope Arten, hygrophil									
	Pirata hygrophilus (THORELL, 1872)			V	V	V	V	V	V
	Micrargus herbigradus (BLACKWALL, 1854)			II	III	II	I	I	I
	Walckenaeria alticeps (DENIS, 1952)				III		I		I
	Walckenaeria nudipalpis (WESTRING, 1851)					III			
	Ceratinella brevipes (WESTRING, 1851)			II		I		I	
	Trochosa spinipalpis (F.O.P.-CAMBRIGDE, 1895)				r	I		I	
	Centromerus sylvaticus (BLACKWALL, 1841)							I	
	Pachygnatha clercki SUNDEVALL, 1823								r
Eurytope Arten, sonstige									
	Diplostyla concolor (WIDER, 1834)			III	III	II	II	III	III
	Lepthyphantes flavipes (BLACKWALL, 1854)			II	II	IV	II	II	I
	Bathyphantes parvulus (WESTRING, 1851)				r	III	III		r
	Zelotes pusillus (C.L. KOCH, 1833)								II
	Diplocephalus picinus (BLACKWALL, 1841)				r	I		II	r
	Linyphia triangularis (CLERCK, 1757)			II					
	Meioneta rurestris (C.L. Koch, 1836)			I				I	
	Drassodes pubescens (THORELL, 1856)								r
	Bathyphantes gracilis (BLACKWALL, 1841)					I			
	Trochosa terricola (THORELL, 1856)						r		
	Euophrys frontalis (WALCKENAER, 1802)								r
	Lepthyphantes tenuis (BLACKWALL, 1852)			I					
Offenlandarten, hygrophil									
	Pardosa prativaga (L. KOCH, 1870)								III
	Aulonia albimana (WALCKENAER, 1805)								II
	Oedothorax agrestis (BLACKWALL, 1853)						r		II
	Tetragnatha extensa (LINNE, 1758)						r		
	Clubiona similis (L. KOCH, 1867)	3	3	I					
Offenlandarten, sonstige									
	Cheiracanthium virescens (SUNDEVALL, 1833)	3	3					II	
	Microlinyphia pusilla (SUNDEVALL, 1830)				r	I			r
	Pisaura mirabilis (CLERCK, 1757)								I
	Erigone dentipalpis (WIDER, 1834)								I
	Alopecosa pulverulenta (CLERCK, 1757)				r				r
	Trichopterna cito (O.P.-CAMBRIGDE, 1872)	3	3						I
	Pachygnatha degeeri (SUNDEVALL, 1830)			I					
	Xysticus kochi (THORELL, 1872)								r
	Erigone atra (BLACKWALL, 1831)								r
	Zora spinimana (SUNDEVALL, 1833)								r

		RL		P4	P4	E6	E6	M1	M1
		S	D	07	08	07	08	07	08
	Entelecara acuminata (WIDER, 1834)						r		
	Pardosa palustris (LINNAEUS, 1758)								r
	Metellina merianae (SCOPOLI, 1763)					I			
Artenzahl				*21*	*25*	*23*	*22*	*22*	*38*

V = eudominant (32,0-100%); IV = dominant (10,0-31,9%); III = subdominant (3,2-9,9%);

II = rezedent (1,0-3,1%); I = subrezedent (0,32-0,99%); r = sporadisch (< 0,32%) (nach ENGELMANN, zit. in MÜHLENBERG 1993)

+ Tegenaria ferruginea (PANZER, 1804) (ein Ind. in P4/08);

nicht dargestellt sind Fänge, die (z.B. wg. Juvenilität) nur bis zur Gattung / Familie bestimmt werden konnten (hierzu s. Anhangtabellen)

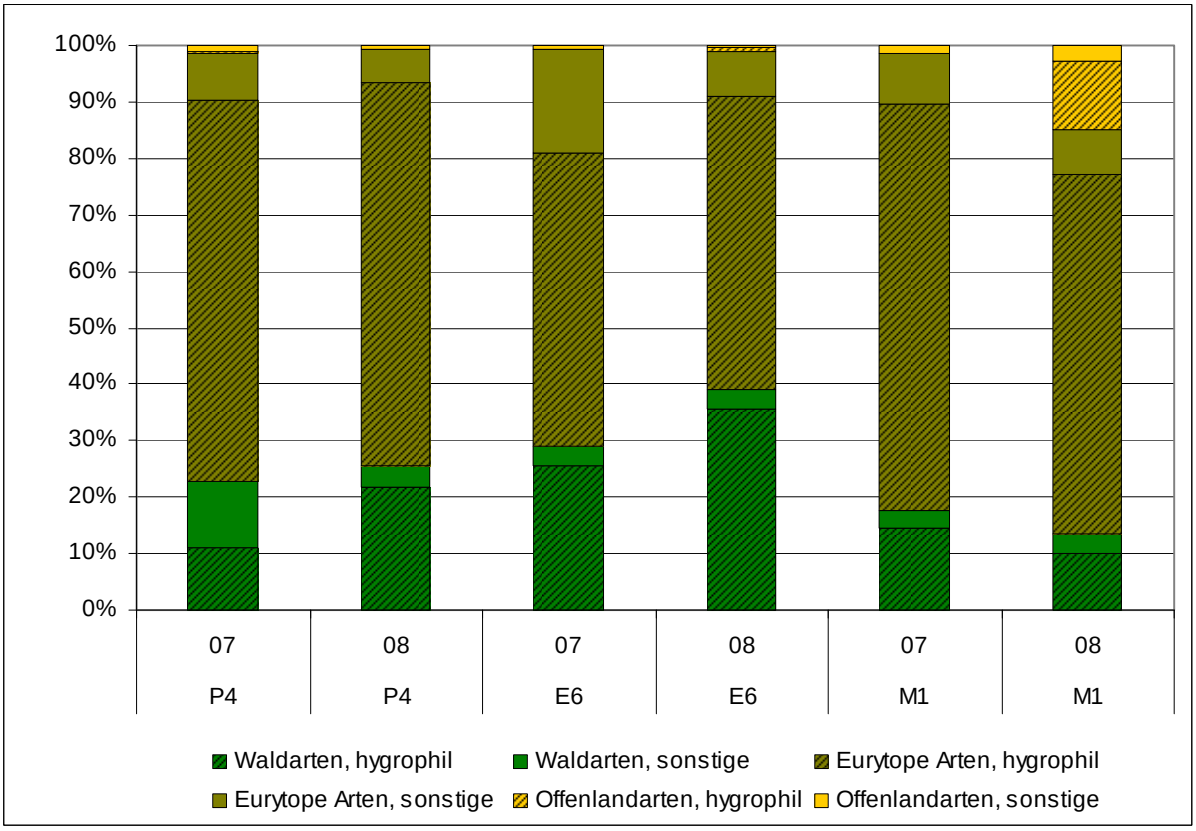


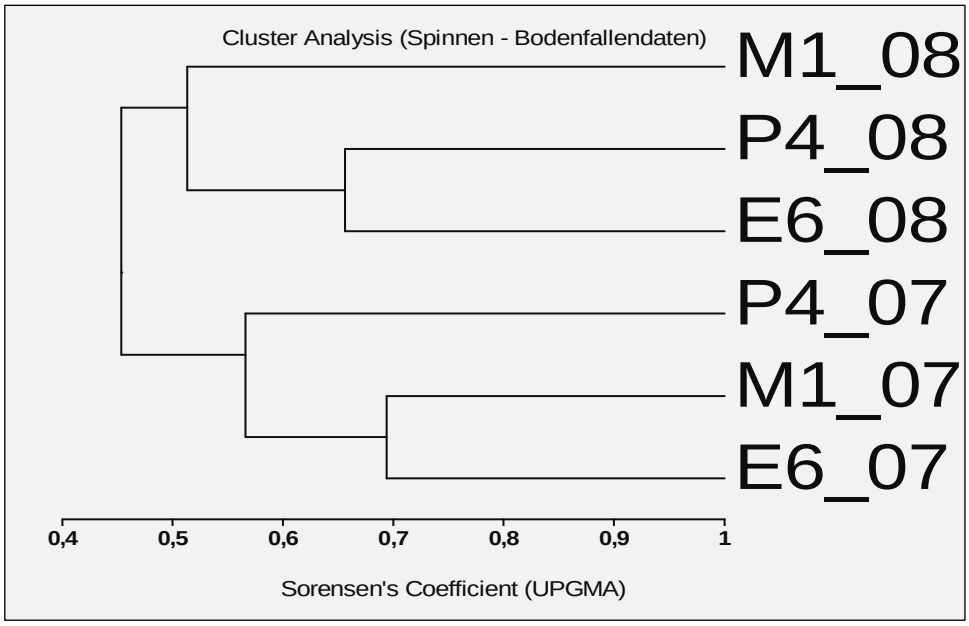
Abb. 3.4-7: Dominanzverteilung Bodenspinnen (Anteile ökol. Gilden) je Probefläche und Untersuchungsjahr

a) Allgemeine Angaben zur Artengemeinschaft

Bestimmend sind ± hygrophile Arten, darunter v.a. eurytope (gleichermaßen in Wäldern und Offenländern vorkommende) aber auch unmittelbar an Wälder gebundene Arten (s. Abb. 3.4-7). Die mit Abstand häufigste (eudominante) Art ist über alle Flächen und Untersuchungsjahre *Pirata hygrophilus* (s. Tabelle 3.4-4).

b) Vergleich der Untersuchungsflächen /-jahre

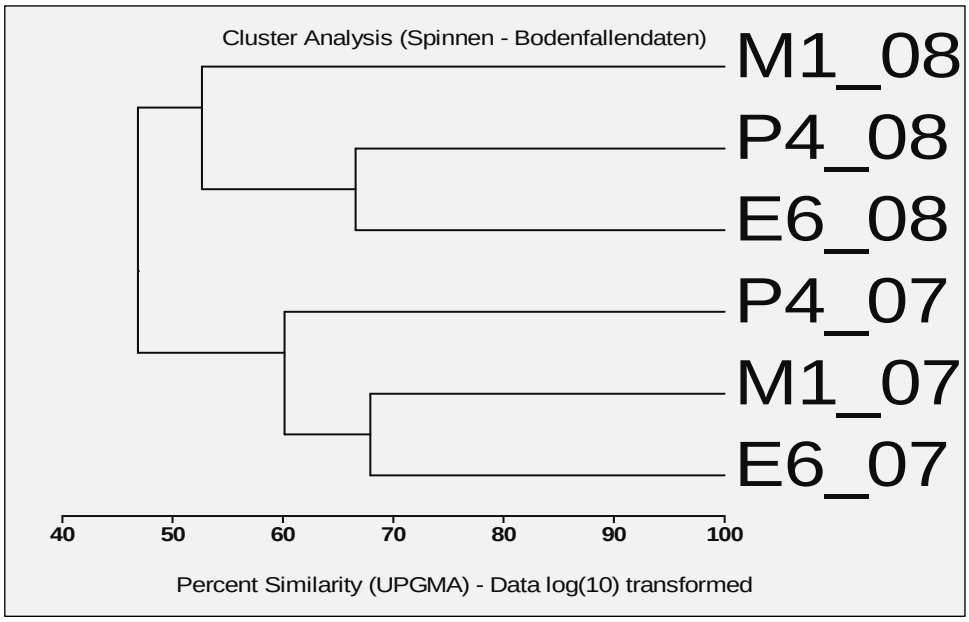
Unterschiede zwischen den Teilergebnissen gruppieren sich, sowohl im Hinblick auf die Artenzusammensetzung als auch unter Beachtung der jeweiligen Dominanzen, zunächst v.a. nach den Untersuchungsjahren. Es sind dies also Veränderungen (in 08 z.B. generelle Zunahme der nachgewiesen Individuenzahlen, s. Abb. 3.4-11), die offensichtlich auf allgemeine Schwankungen (z.B. infolge des Witterungseinflusses) zurückzuführen sind. Innerhalb des zweiten Untersuchungsjahres entsteht aber eine zunehmende Differenzierung, v.a. M1 hebt sich deutlich ab (Abb.3.4-8 bis 3.4-12). Insbesondere im Vergleich zu P4 erwähnenswert ist hier die quantitative und qualitative Zunahme von Offenlandarten. Auch E6 weist solche Tendenzen auf (s. z.B. Abb. 3.4-10), allerdings weit weniger deutlich. Mögliche Ursachen für die verstärkte Änderung in M1 sind der hier größere Flächenumfang des Eingriffs sowie die relative Nähe zu halboffenen Bereichen (Waldwiese im Nordwesten; dem gegenüber ist E6 stärker isoliert).



	E6_07	P4_07	M1_07	E6_08	P4_08	M1_08
E6_07	100,0%					
P4_07	52,0%	100,0%				
M1_07	69,4%	61,2%	100,0%			
E6_08	49,1%	42,1%	53,6%	100,0%		
P4_08	56,1%	45,6%	53,6%	65,6%	100,0%	
M1_08	37,7%	29,0%	41,2%	52,6%	50,0%	100,0%

Abb. 3.4-8a/b: Clusteranalyse und Matrix nach „Artähnlichkeit“ – Spinnen aus Bodenfallen

Ähnlichkeit ≥ 60 %
Ähnlichkeit ≥ 45 %



	E6_07	P4_07	M1_07	E6_08	P4_08	M1_08
E6_07	100,0%					
P4_07	57,5%	100,0%				
M1_07	67,8%	62,7%	100,0%			
E6_08	57,3%	47,2%	50,5%	100,0%		
P4_08	53,3%	47,1%	50,9%	66,5%	100,0%	
M1_08	39,7%	31,9%	43,2%	52,9%	52,2%	100,0%

Abb. 3.4-9a/b: Clusteranalyse und Matrix nach „Dominanzähnlichkeit“ – Spinnen aus Bodenfallen

Ähnlichkeit ≥ 60 %
Ähnlichkeit ≥ 50 %

c) Vorkommen naturschutzfachlich relevanter Arten

Über alle Datensätze hinweg konnten insgesamt lediglich vier in Deutschland und Sachsen (leicht) gefährdete Arten nachgewiesen werden, wobei drei der vier als Offenlandbewohner gelten (Tabelle 3.4-4). Dies entspricht lediglich 6 % des Gesamtartenspektrums. Alle vier Arten konnten nur in geringer Individuenzahl / Dominanz nachgewiesen werden. Ein Entwicklungstrend zwischen den Untersuchungsflächen /-jahren ist bislang nicht erkennbar.

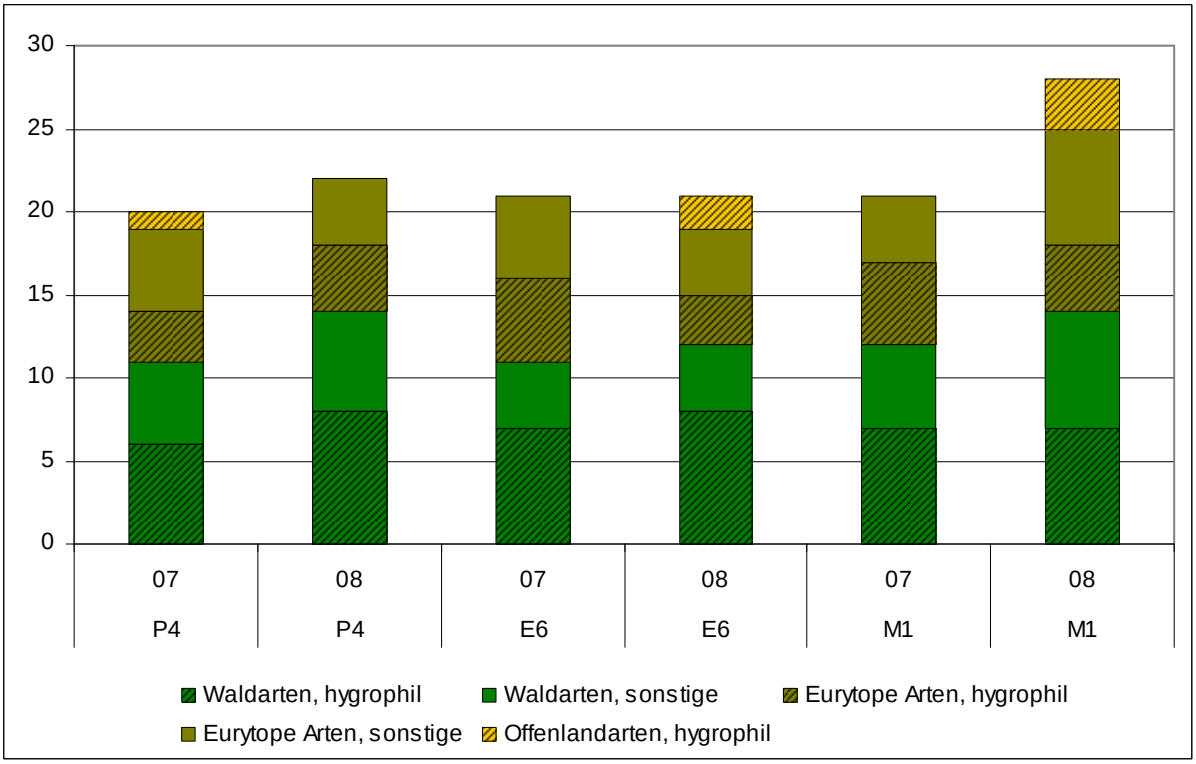


Abb. 3.4-10: nachgewiesene Artenzahl Bodenspinnen (unterteilt nach ökol. Gilden) je Probefläche und Untersuchungsjahr

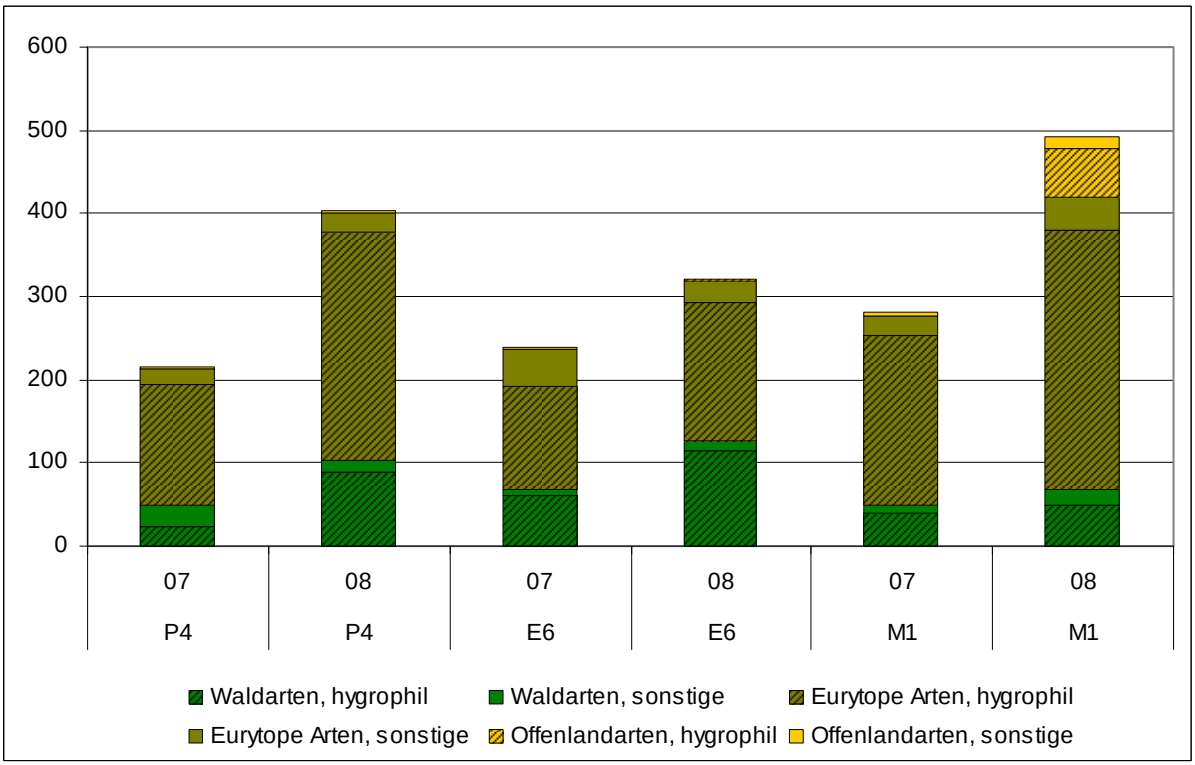


Abb. 3.4-11: nachgewiesene Individuenzahl Bodenspinnen (unterteilt nach ökol. Gilden) je Probefläche und Untersuchungsjahr

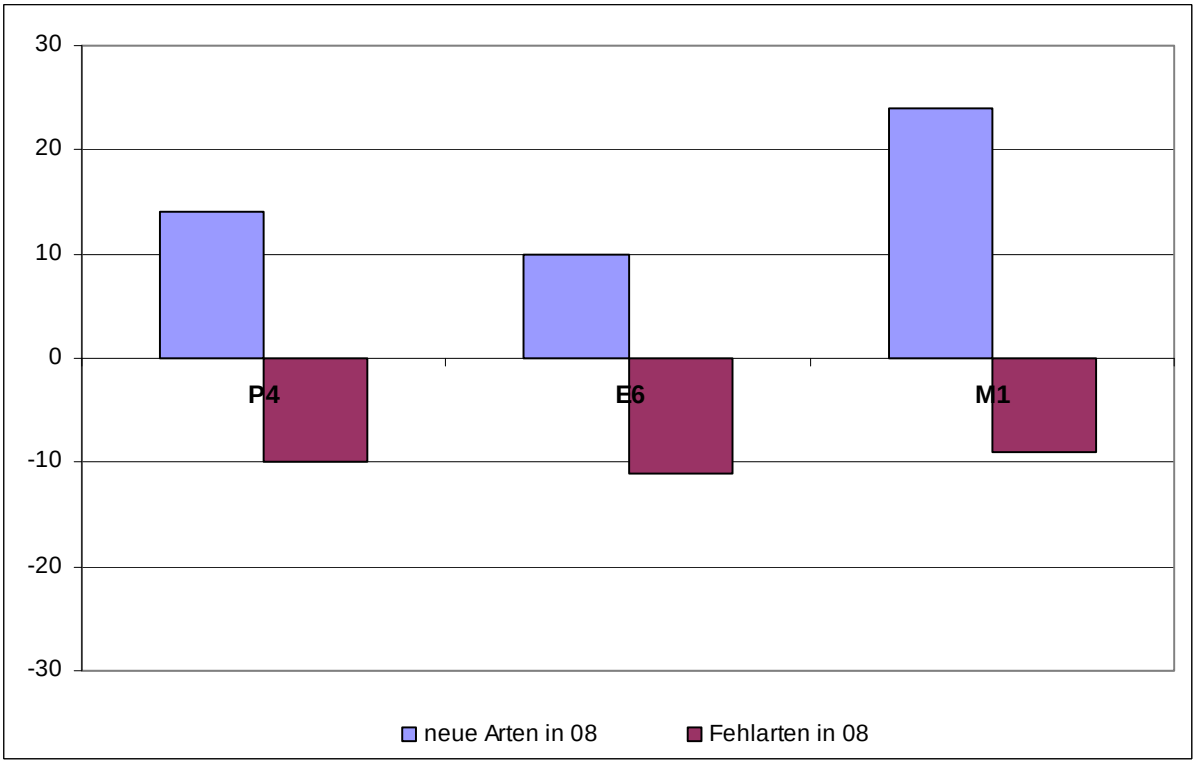


Abb: 3.4-12: Artenwechsel von 07 nach 08 (je Probefläche) - Bodenspinnen

d) Entwicklungsprognose

Bei Fortführung / Erweiterung der Bewirtschaftung (Mittelwald, Loch- und Femelhiebe) ist mit einer weiteren Veränderung der Artenzusammensetzung zugunsten von Offenlandarten zu rechnen. Damit verbunden ist evtl. auch eine Zunahme naturschutzfachlich relevanter Arten, da solche im Spektrum potenziell vorkommender Offenlandarten eher zu erwarten sind als bei eurytopen oder Waldarten.

3.4.3.3 Spinnen aus Fensterfallen / Leimringfängen

Tabelle 3.4-5: Ergebnisse Spinnenerfassung aus Fensterfallen / Leimringfängen (zus.gef. Darstellung)

		RL		P4	P4	E6	E6	M1	M1
		SN	D	07	08	07	08	07	08
Waldarten									
a	Anyphaena accentuata (WALCKENAER, 1802)			3	3	2	3	3	3
a	Theridion mystaceum (L. KOCH, 1870)			1		r		1	
a	Salticus zebraneus (C.L. KOCH, 1837)			r			r	r	1
a	Theridion pinastri (L. KOCH, 1872)			+				+	
a	Clubiona brevipes (BLACKWALL, 1841)					r	+		r
a	Xysticus lanio (C.L. KOCH, 1824)			+				+	
a	Achaeranea lunata (CLERCK, 1757)			r				+	
	Micrargus herbigradus (BLACKWALL, 1854)							r	+
a	Theridion tinctum (WALCKENAER, 1802)				r			r	

		RL		P4	P4	E6	E6	M1	M1
		SN	D	07	08	07	08	07	08
	Achaeranea simulans (THORELL, 1875)			+					
a	Theridion varians (HAHN, 1833)						r		
	Clubiona comta (C.L. KOCH, 1839)				r				
	Diplocephalus latifrons (O.P.-CAMB., 1863)								r
a	Clubiona corticalis (WALCKENAER, 1802)						r		
Eurytope Arten									
a	Lathys humilis (BLACKWALL, 1855)	3		r	+	+		r	
	Araneus diadematus (CLERCK, 1757)				r	r	r		
	Lepthyphantes tenuis (BLACKWALL, 1852)				r				+
	Oedothorax apicatus (BLACKWALL, 1850)						+		r
	Robertus lividus (BLACKWALL, 1836)						+		
	Bathyphantes parvulus (WESTRING, 1851)						r		r
	Enoplognatha lineata (CLERCK, 1757)				+				
a	Nuctenea umbratica (CLERCK, 1757)			r					
	Pardosa lugubris (WALCKENAER, 1802)				r				
	Linyphia hortensis (SUNDEVALL, 1830)					r			
a	Lepthyphantes flavipes (BLACKWALL, 1854)								r
	Enoplognatha ovata (CLERCK, 1757)							r	
	Metellina segmentata (CLERCK, 1757)								r
Offenlandarten									
	Linyphiidae spec.			+	r	+	1	r	r
	Theridion pictum (WALCKENAER, 1802)					2		+	
	Erigone atra (BLACKWALL, 1831)				r			r	+
	Mangora acalypha (WALCKENAER, 1802)				+		+		
	Theridion impressum (L. KOCH, 1881)				+		r		r
	Steatoda albomaculata (DE GEER, 1778)								+
a	Clubiona pallidula (CLERCK, 1757)			r	r				r
a	Anelosimus vittatus (C.L. KOCH, 1836)							+	
	Araeoncus crassiceps (WESTRING, 1862)	3	3				+		
	Tetragnatha extensa (LINNE, 1758)							r	
a	Misumenops tricuspidata (FABRICIUS, 1775)							r	
a	Araniella cucurbitina (CLERCK, 1757)						r		
	Pachygnatha degeeri (SUNDEVALL, 1830)					r			
Artenzahl				*11*	*13*	*9*	*14*	*16*	*15*

a = arbusticol / arboricol (strauch- und baumbewohnend)

Abundanzklassen (verändert nach LfUG 2006): r = vereinzelt (1 Ind.); + = spärlich (2-5 Ind.); 1 = zerstreut (6-10 Ind.); 2 = mäßig zahlreich (11-20 Ind.); 3 = zahlreich (21-50 Ind.); 4 = sehr zahlreich (51-100 Ind.); 5 = massenhaft (> 100-500 Ind.); 6 = extrem massenhaft (> 500 Ind.).

a) Allgemeine Angaben zur Artengemeinschaft

Unter Berücksichtigung der Individuenzahl dominieren zumeist ± weit verbreitete, überwiegend strauch- und baumbewohnende Arten (Abb. 3.4-14, Tabelle 3.4-5). Aber auch diverse als offenland-bewohnend oder eurytop geltende Arten (z.T. ebenfalls an Bäumen und Sträucher lebend) sind grundsätzlich am Nachweisspektrum nennenswert beteiligt (ebd.).

b) Vergleich der untersuchten Baumarten (Bah = Bergahorn, SEi = Stieleiche, GEs = Gemeine Esche)

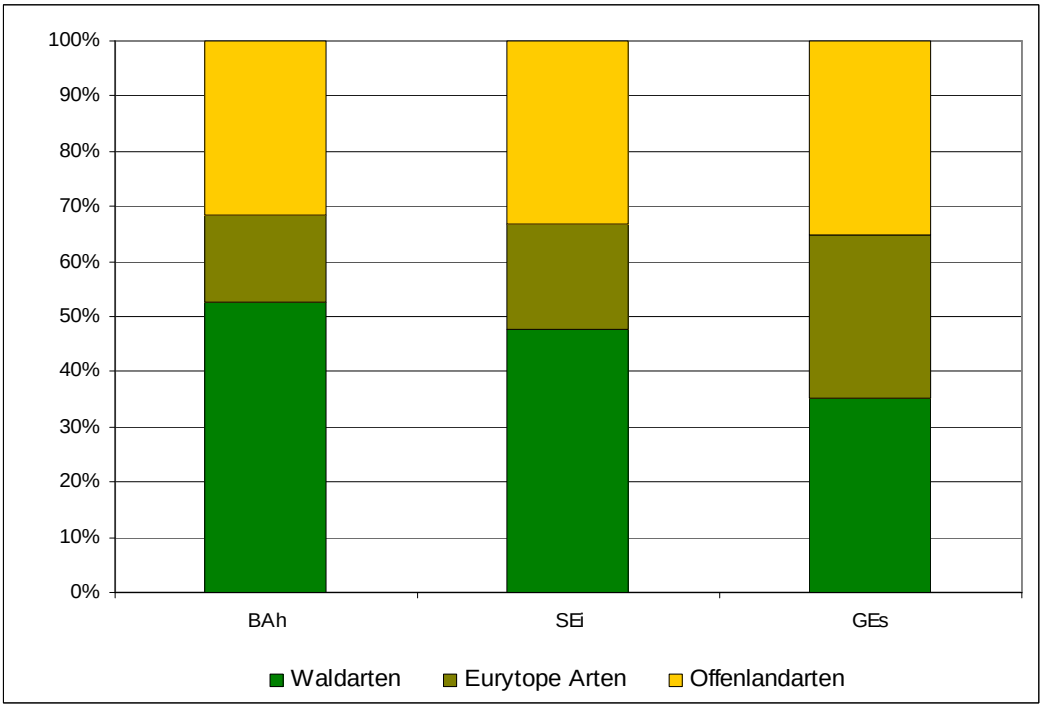


Abb. 3.4-13: Artenspektrum Spinnen aus Fensterfallen / Leimringfängen (Anteile ökol. Gruppen an Gesamtartenzahl) je untersuchte Baumart

Es fällt auf, dass die Zusammensetzung der Spinnenfauna offenbar mit der baumartspezifischen Belaubungsdichte / Kronendurchlichtung korreliert (Abb. 3.4-13, 3.4-14). Unter dem relativ stark verschattenden Bergahorn wurden die höchsten Anteile an Wald- und die geringsten an Offenlandarten gefangen. Bei der vergleichsweise lichtdurchlässigen Esche war dies umgekehrt, während die Stieleiche eine Mittelstellung einnimmt. Die konstatierten mittleren Artenzahlen waren bei allen drei Baumarten etwa gleich hoch, die Aktivitätsdichten unter Esche jedoch etwas geringer als unter Eiche und Ahorn (Abb. 3.4-15).

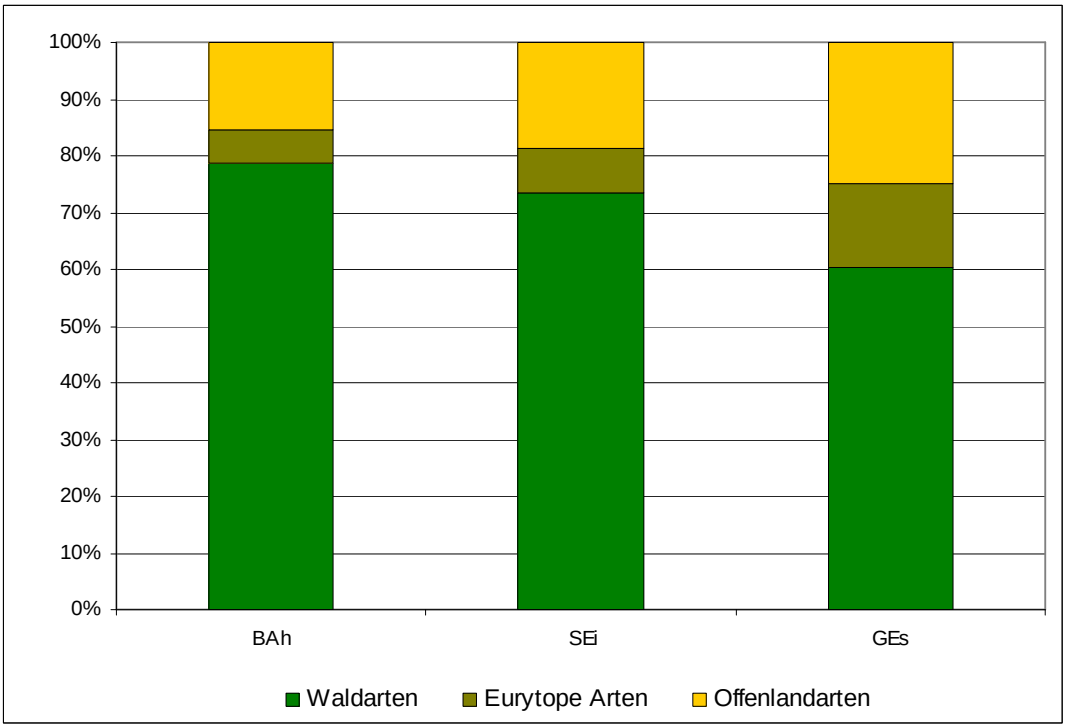


Abb. 3.4-14: Dominanzspektrum Spinnen aus Fensterfallen / Leimringfängen (Anteile ökol. Gruppen an Gesamtindividuenzahl) je untersuchte Baumart

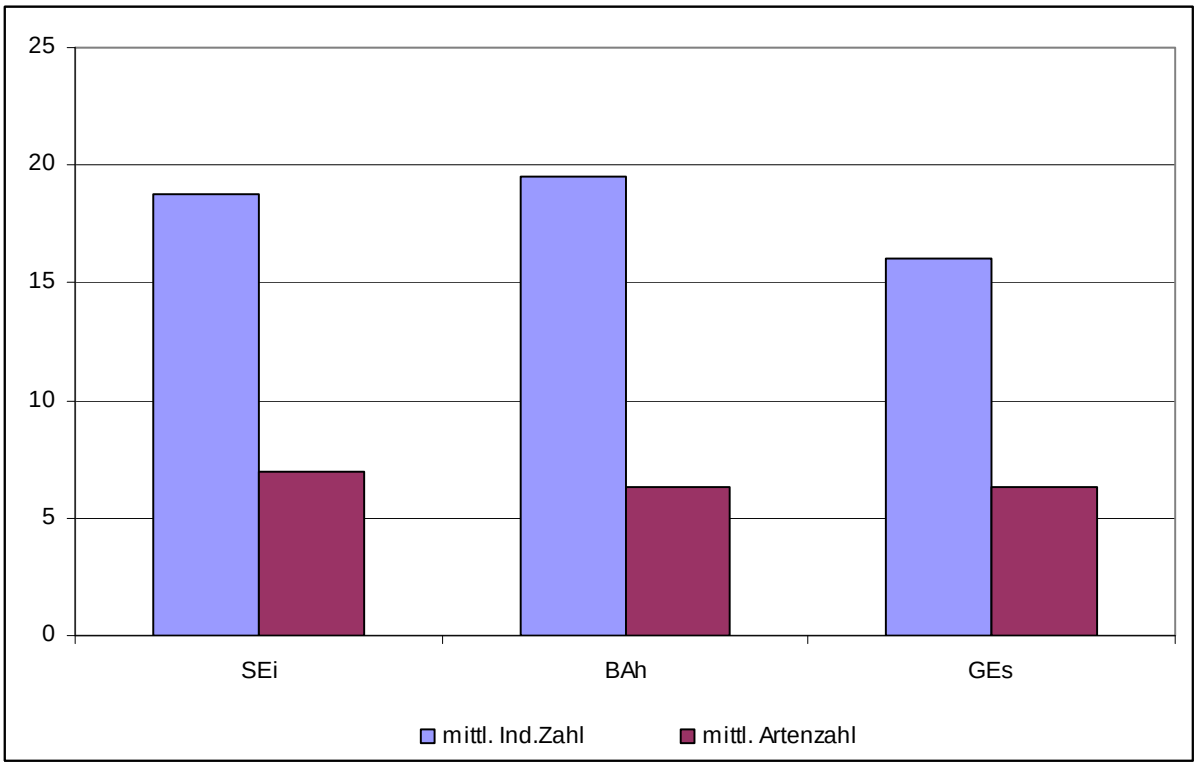
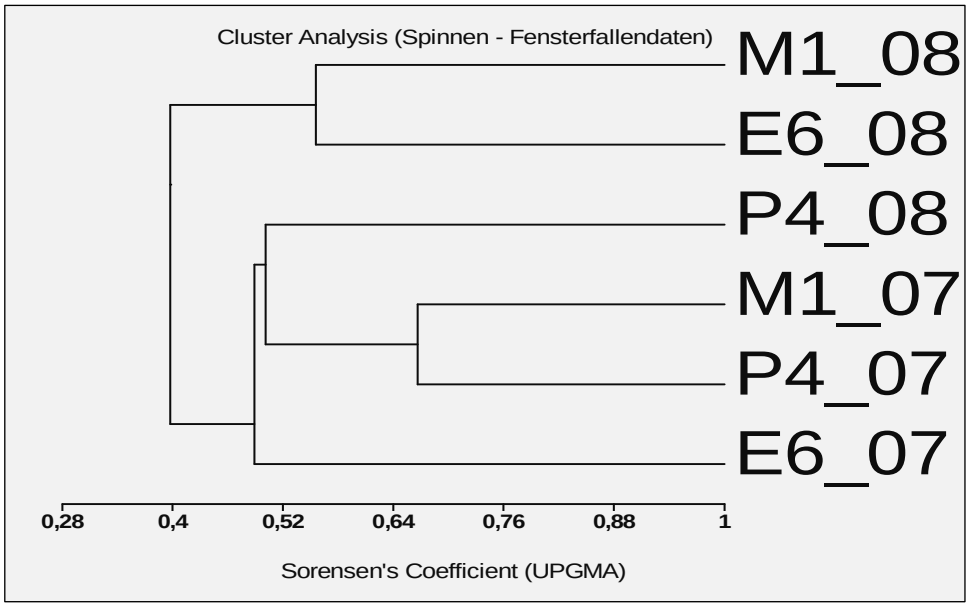


Abb. 3.4-15: Mittlere Individuenzahl / Artenzahl - Spinnen aus Fensterfallen / Leinringfängen – je untersuchte Baumart

SEi = Stieleiche, Bah = Bergahorn, GEs = Gemeine Esche

c) Vergleich der Untersuchungsflächen /-jahre

Unterschiede zwischen den Teilergebnissen gruppieren sich, zumindest unter Beachtung der jeweiligen Dominanzen, zunächst v.a. nach den Untersuchungsjahren (Abb. 3.4-17). Es sind dies also Veränderungen, die offensichtlich auf allgemeine Schwankungen (z.B. infolge des Witterungseinflusses) zurückzuführen sind. Jedoch zeigen M1 und E6 zwischen den Untersuchungsjahren stärkere Veränderungen als P4. Bei Betrachtung des reinen Artenspektrums (ohne Dominanzen) wird für die Flächen in 2008 eine leicht zunehmende Annäherung deutlich (Abb. 3.4-16). Auch hinsichtlich des Artenwechsels (Abb. 3.4-20) sind die Unterschiede zwischen den einzelnen Probeflächen gering, wenngleich M1 hier etwas deutlichere Tendenzen aufweist. Außerdem sinkt hier in 08 gegenüber 07 sowohl die Arten- als auch die Individuenzahl geringfügig, während diese in P4 und E6 ansteigen (Abb. 3.4-18, 20). Möglicherweise stehen diese Befunde im Zusammenhang mit der in M1 höheren Intensität des Eingriffs bezüglich des Flächenumfangs (zusätzlich zu berücksichtigen ist, dass die Fensterfallen in E6 im zweiten Jahr nicht auf der unmittelbaren Eingriffsfläche installiert werden konnten, sondern nur am Rand, da auf der Fläche keine geeigneten Bäume verblieben sind; infolgedessen gab es hier sicher auch maßgebliche Einflüsse des angrenzenden Altbestandes auf das Fangspektrum; im Unterschied dazu konnten bei M1 die Fallen auch in 08 im Zentrum der Fläche verbleiben, so dass die Wirksamkeit von Randeinflüssen hier mutmaßlich geringer war; gleichwohl kann nicht ausgeschlossen werden, dass die in E6 entstandene abrupte Waldrandsituation günstiger ist, s. hierzu auch Pkt c) in Kap. 3.4.3.4; es kann dies aber nur durch weiter gehende Untersuchungen festgestellt werden). Insgesamt erscheinen die Entwicklungen (bislang) kaum gerichtet und entziehen sich somit weitgehend einer schlüssigen Interpretation. Diesbezüglich erschwerend ist ggf. auch der allgemein geringe Kenntnisstand zur Autökologie betreffender Arten und somit auch eine evtl. nicht immer ganz korrekte Einstufung der Arten in die ökologischen Gilden.

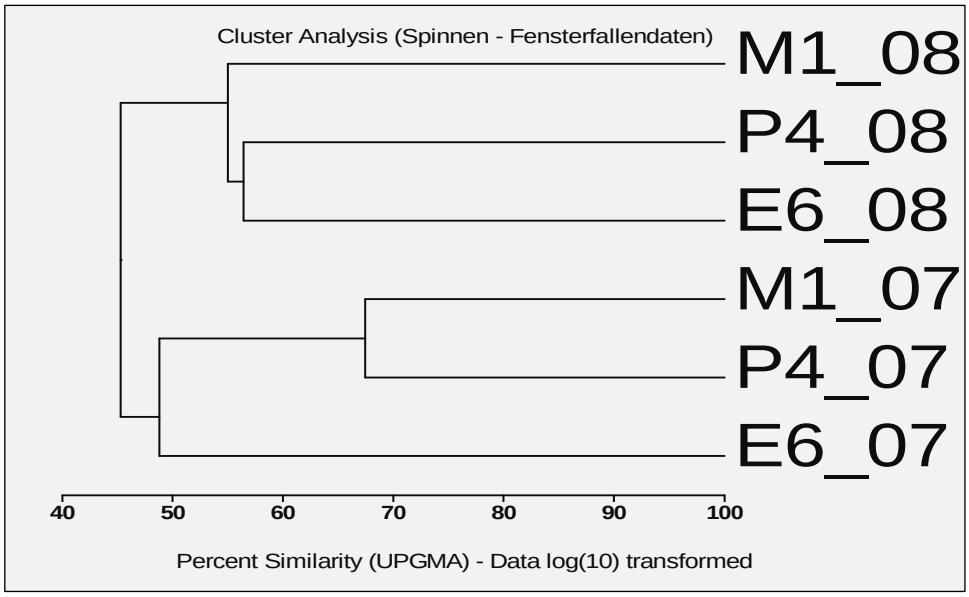


	E6_07	P4_07	M1_07	E6_08	P4_08	M1_08
E6_07	100,0%					
P4_07	50,0%	100,0%				
M1_07	50,0%	66,7%	100,0%			
E6_08	41,4%	36,4%	32,4%	100,0%		
P4_08	46,7%	52,9%	47,4%	45,7%	100,0%	
M1_08	32,3%	40,0%	41,0%	55,6%	48,6%	100,0%

Abb. 3.4.-16a/b: Clusteranalyse und Matrix nach „Artenähnlichkeit“ – Spinnen aus Fensterfallen / Leimringfängen

Ähnlichkeit ≥ 60 %

Ähnlichkeit ≥ 50 %



	E6_07	P4_07	M1_07	E6_08	P4_08	M1_08
E6_07	100,0%					
P4_07	47,5%	100,0%				
M1_07	50,0%	67,4%	100,0%			
E6_08	43,3%	45,7%	38,5%	100,0%		
P4_08	47,8%	56,0%	50,6%	56,4%	100,0%	
M1_08	34,8%	46,7%	43,9%	55,2%	54,7%	100,0%

Abb. 3.4-17 a/b: Matrix und Clusteranalyse nach „Dominanzähnlichkeit“ – Spinnen aus Fensterfallen

Ähnlichkeit ≥ 60 %

Ähnlichkeit ≥ 50 %

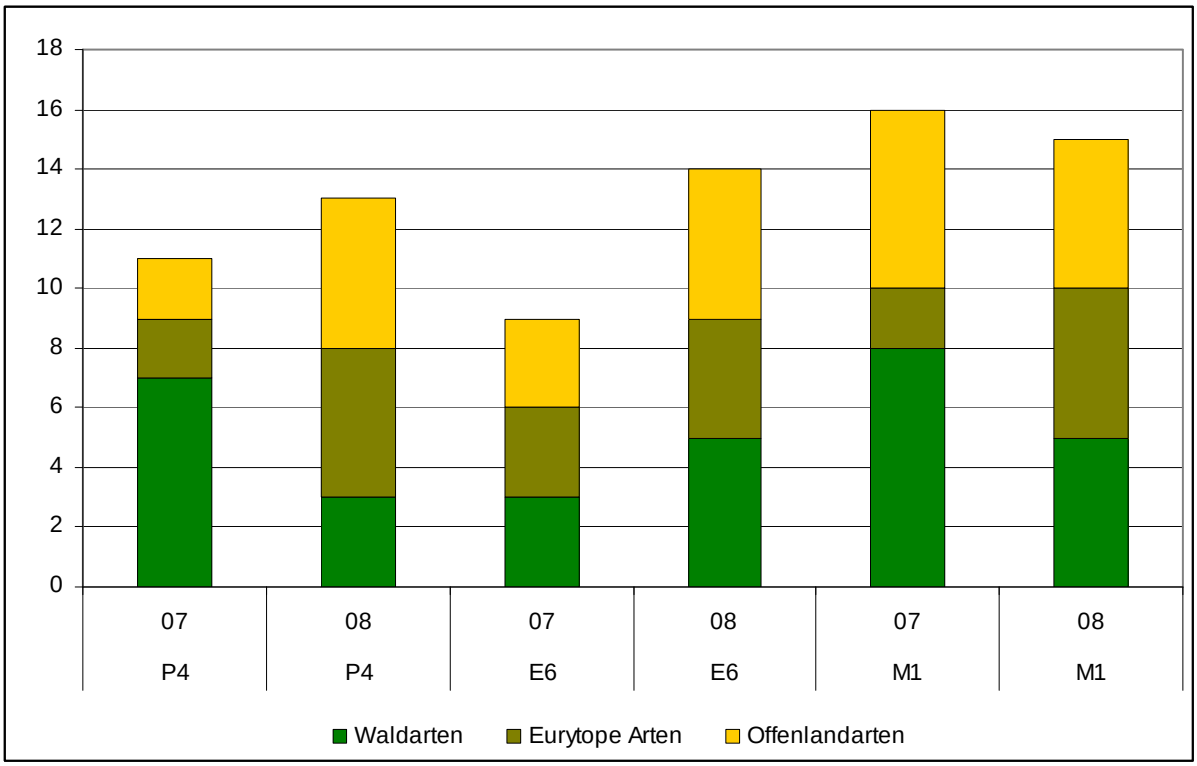


Abb. 3.4-18: nachgewiesene Artenzahl Spinnen aus Fensterfallen / Leimringfängen (unterteilt nach ökol. Gilden) je Probefläche und Untersuchungsjahr

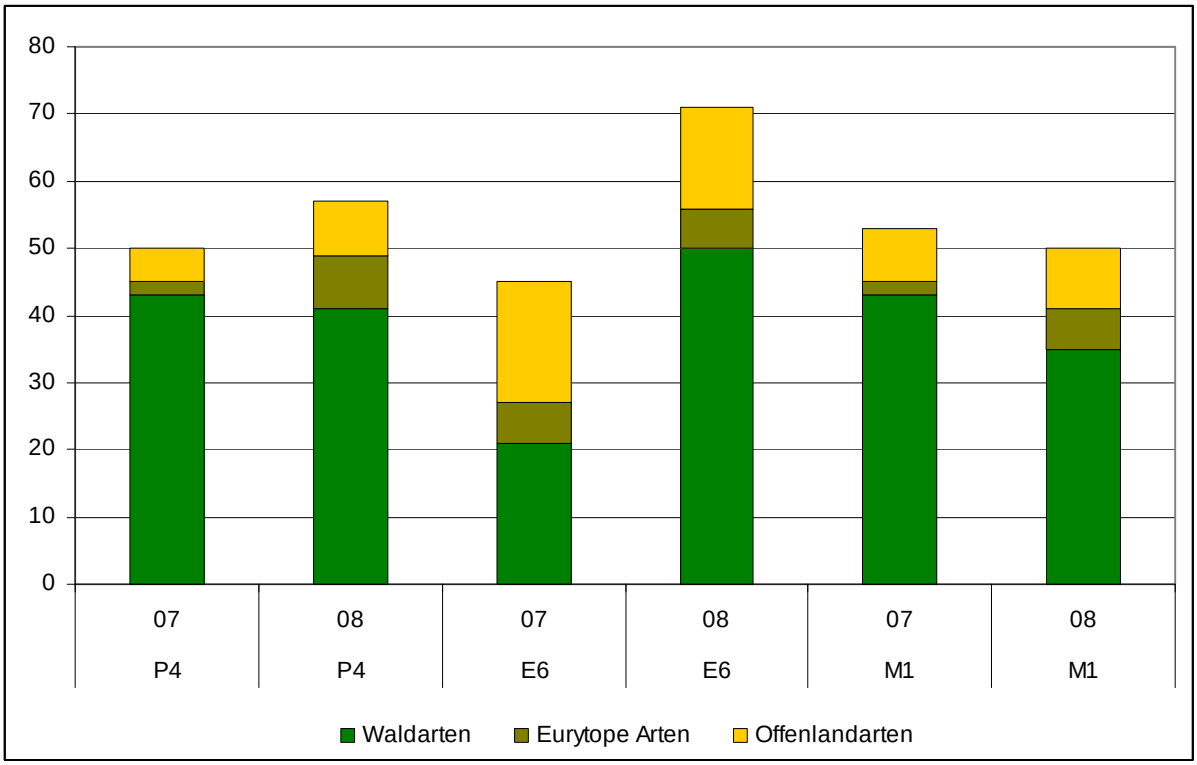


Abb. 3.4-19: nachgewiesene Individuenzahl Spinnen aus Fensterfallen / Leimringfängen (unterteilt nach ökol. Gilden) je Probefläche und Untersuchungsjahr

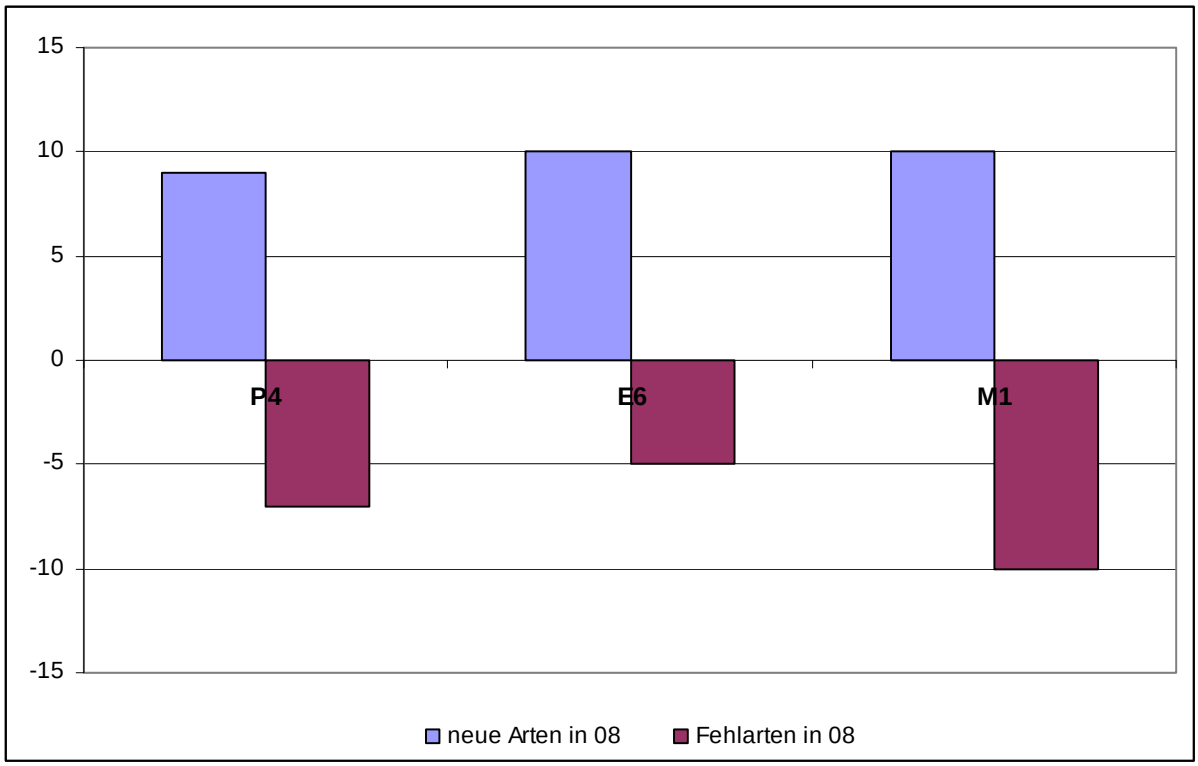


Abb. 3.4-20: Artenwechsel von 07 nach 08 (je Probefläche) - Spinnen aus Fensterfallen / Leimringfängen

d) Vorkommen naturschutzfachlich relevanter Arten

Von den insgesamt 40 nachgewiesenen Arten sind lediglich zwei nach den Roten Listen Sachsens und/oder Deutschlands als (leicht) gefährdet eingestuft (Tabelle 3.4-5). Beide Arten sind nicht an typische (Hoch-)Waldstrukturen gebunden, sondern treten auch oder vorrangig im Offenland auf. Eindeutige Entwicklungstendenzen sind zwischen den Untersuchungsjahren nicht erkennbar. Weitergehende Interpretationsversuche verbieten sich auch wegen der nur geringfügigen Nachweisdichte beider Arten.

e) Entwicklungsprognose

Die tendenziellen Befunde aus M1 (s.o. unter Pkt. c) deuten darauf hin, dass es bei einer Ausweitung der forstlichen Eingriffe u.U. zunächst zu einem geringem Rückgang der Arten- und Individuenzahlen kommen kann. Dies gilt v.a. für baum- und strauchbewohnende Waldarten und ist insbesondere für die Mittelwaldbewirtschaftung anzunehmen, da hier die Eingriffsfläche von Anbeginn stetig erweitert werden soll (s. Kap. 2.1.3). Ferner gilt entsprechendes tendenziell auch für die Loch- und Femelhiebwirtschaft. Da hier aber zunächst nur inselartig eingegriffen wird (s. Kap. 2.1.3), sind dahingehende Veränderungen (bezogen auf die Gesamtfläche) wohl vorerst eher sehr gering. Aufgrund geeigneter Lieferhabitate im Umfeld dürften solche Entwicklungen zudem relativ rasch wieder ausgeglichen werden können. Aus rein naturschutzfachlicher Sicht sind diese Prozesse weitgehend ohne Belang, da

unter den vorkommenden waldgebunden (und somit rückgangsbedrohten) Arten offenbar keine gefährdeten sind. Hingegen kann eine fortschreitende Auflichtung insoweit von Vorteil sein, als dann ggf. einwandernde / zunehmende Offenlandarten auch solche der Roten Listen sind.

3.4.3.4 Xylobionte Käfer aus Fensterfallen

Tabelle 3.4-6: Ergebnisse Erfassung xylob. Käfer aus Fensterfallen (zusammengefasste Darstellung)

		RL		P4	P4	E6	E6	M1	M1
		D	SN	07	08	07	08	07	08
Altholzbesiedler									
	Ptilinus pectinicornis (LINNAEUS, 1758)			3	1		3	3	3
	Dasytes aeratus (STEPHENS, 1830)					1	2		2
	Tomoxia biguttata (COSTA, 1854)			+	+	+	+	1	2
	Grammoptera ruficornis (FABRICIUS, 1781)			1	2	+		1	+
	Conopalpus testaceus (OLIVIER, 1790)			2	r	+	+	+	+
	Mycetochara linearis (ILLIGER,1794)			3				+	
	Mordellochroa abdominalis (FABRICIUS, 1775)			1	+	+	+	+	+
	Denticollis linearis (LINNAEUS, 1758)			r		+		1	1
	Oligomerus brunneus (OLIVIER, 1790)	3		+	+		1		+
	Anobium fulvicorne (STURM ,1837)			+	+	r	+	+	
	Hedobia imperialis (LINNAEUS, 1767)			+	1		+		+
	Ampedus pomorum (HERBST, 1984)			+	r		r	+	1
	Brachygonus mergelei (LACORDAIRE, 1835)	2		+	+		r	+	1
	Dorcatoma chrysomelina (STURM, 1837)	3				r	r		2
	Dasytes virens (MARSHAM, 1802)					1	1		+
	Uleiota planata (LINNAEUS, 1761)				+		+	r	+
	Melanotus rufipes (HERBST, 1784)			+	+		r	+	+
	Dasytes plumbeus (MÜLLER, 1776)			r		1	r	+	r
	Stenocorus meridianus (LINNAEUS, 1758)		3		r		+	1	r
	Pycnomerus terebrans (OLIVIER, 1790)	1		r		1	+		
	Anobium nitidum (FABRICIUS, 1792)					r	+		1
	Hylis cariniceps (REITTER, 1902)	3				r	1	r	+
Ei	Ischnomera caerulea (LINNAEUS, 1758)	3		+	r	r	r	+	
	Ampedus nigroflavus (GOEZE, 1777)	3		+			r	+	r
	Dorcatoma flavicornis (F.,1792)								1
	Aplocnemus impressus (MARSHAM, 1802)			+			+	+	r
	Eucnemis capucina (AHRENS, 1812)	3		+	+			+	
	Silvanus unidentatus (FABRICIUS, 1792)			+		+		+	
	Anitys rubens (HOFFMANN, 1803)	2							1
	Synchita humeralis (FABRICIUS, 1792)			r		+	+		
	Xestobium plumbeum (ILLIGER, 1801)						1		
	Grammoptera ustulata (SCHALLER, 1783)		2	r		r	+		
	Tillus elongatus (LINNAEUS, 1758)	3			r		+		+
	Dromaeolus barnabita (VILLA, A. & J. B. VILLA, 1838)	2					+		r
	Tropideres albirostris (HERBST, 1783)	3					+		
	Xestobium rufovillosum (DE GEER, 1774)			r	+				r
	Ischnomera sanguinicollis (FABRICIUS, 1787)	3					+	r	

		RL		P4	P4	E6	E6	M1	M1
		D	SN	07	08	07	08	07	08
	Anthribus albinus (LINNAEUS, 1758)			r		r	r		
	Cerophytum elateroides (LATR., 1804)	2					+		
	Stenagostus rhombeus (OLIVIER, 1790)	3			r		r		
	Lymexylon navale (LINNAEUS, 1758)	3			r				r
	Valgus hemipterus (LINNAEUS, 1758)		4						+
	Brachytarsus nebulosus (FORSTER, 1771)						+		
	Ampedus sanguineus (LINNAEUS, 1758)								+
	Ptinus rufipes (OLIVIER 1790)						+		
	Dirhagus pygmaeus (VILLA, A. & J. B. VILLA, 1838)	3				r			r
	Platycerus caraboides (LINNAEUS, 1758)					r	r		
	Pyrochroa coccinea (LINNAEUS, 1761)							r	r
	Anobium costatum (ARRAG.,1830)								r
	Dorcus parallelipipedus (LINNAEUS, 1758)								r
	Teretrius fabricii MAZUR, 1972						r		
	Rhyncolus punctatulus (BOHEMAN, 1838)	2						r	
	Mesosa nebulosa (FABRICIUS, 1781)	3	4			r			
	Cossonus parallelepipedus (HERBST, 1795)	3						r	
Frischholzbesiedler									
	Leperisinus fraxini (PANZER, 1799)			r	3		6		5
	Hylesinus oleiperda (FABRICIUS, 1792)			4	5	3	5	5	5
	Salpingus planirostris (FABRICIUS, 1787)			4	4	4	3	5	3
	Xyleborus saxeseni (RATZEBURG, 1837)			4	2	4	4	4	3
	Hylesinus crenatus (FABRICIUS, 1787)			4	4	1	3	2	3
	Xyleborus monographus (FABRICIUS, 1792)			1	1	1	3	2	5
	Rhizophagus bipustulatus (FABRICIUS, 1792)			2	3	2	2	2	1
	Epuraea melanocephala (MARSHAM, 1802)			+	3	2	2	1	3
	Scolytus multistriatus (MARSHAM, 1802)			1	r	2	3		+
	Nemosoma elongatum (LINNAEUS, 1761)			1	2	r	1	1	2
Ul	Pteleobius vittatus (FABRICIUS, 1787)	3					3		+
	Vincenzellus ruficollis (PANZER, 1794)			r	2	1	2		+
	Magdalinus caucasica, (TOURNIER, 1872)	1			+		3	r	r
	Lissodema cursor (GYLLENHAL, 1813)			1	r	2		1	
	Ernoporus tiliae (PANZER, 1793)			1	+		+	+	2
	Lissodema denticolle (GYLLENHAL, 1813)				+	+	1	1	1
	Salpingus ruficollis (LINNAEUS, 1761)			+	1	1	+	1	r
	Scolytus intricatus (RATZEBURG, 1837)					1	2		r
	Plagionotus detritus (LINNAEUS, 1758)	2	3						2
Ei	Agrilus sulcicollis (LACORDAIRE, 1835)						1	+	1
	Xyleborus dispar (FABRICIUS, 1792)					2	r	+	
	Agrilus laticornis (ILLIGER, 1803)						2	r	+
	Thanasimus formicarius (LINNAEUS, 1758)			r		+	1	r	r
	Leiopus nebulosus (LINNAEUS, 1758)			1	r	+		r	r
	Stenostola ferrea (SCHRANK, 1776)	3		+	+		r		+
Ul	Magdalis armigera (GEOFFROY, 1785)						1	r	
Ul	Exocentrus punctipennis (MULSANT & GUILL. 1856)	2	1				1		
	Xyleborus cryptographus (RATZEBURG, 1837)			1					
	Scolytus pygmaeus (FABRICIUS, 1787)					+	+		
	Tetrops starkii (CHEVROLAT, 1859)		4				+		r
	Exocentrus adspersus (MULSANT, 1846)		1		r	+	r	r	
	Corticeus unicolor (PILL. Mitt., 1783)	3					r		+
	Phymatodes testaceus (LINNAEUS, 1758)				r		r		+

		RL		P4	P4	E6	E6	M1	M1
		D	SN	07	08	07	08	07	08
	Corticeus bicolor (OLIVIER, 1790)	3						+	r
	Tetrops praeustus (LINNAEUS, 1758)				+				
	Glischrochilus quadripunctatus (LINNAEUS, 1758)					+			r
	Rhizophagus parvulus (PAYKULL, 1800)						+		
	Xyloterus signatus (FABRICIUS, 1787)				r			+	
Ul	Saperda punctata (LINNAEUS, 1767)	1	1			+			
Ei	Agrilus biguttatus (FABRICIUS, 1777)								+
	Melasis buprestoides (LINNAEUS, 1761)						+		
	Corticeus fasciatus F., 1790	3							r
Ei	Xylotrechus antilope (SCHÖNHERR, 1817)		1						r
	Agrilus convexicollis (L. REDTENBACHER, 1849)						r		
	Anaglyptus mysticus (LINNAEUS, 1758)								r
	Clytus arietis (LINNAEUS, 1758)						r		
	Pogonocherus hispidus (LINNAEUS, 1758)			r					
	Saperda scalaris (LINNAEUS, 1758)								r
	Scolytus scolytus (FABRICIUS, 1775)					r			
Mulmhöhlenbesiedler									
	Protaetia lugubris (HBST., 1786)				r	+	+	r	r
	Prionychus ater (FABRICIUS, 1775)	3			+	r	r		r
Ei	Ampedus cardinalis (SCHIøDTE, 1865)	1						+	
	Allecula morio (FABRICIUS, 1787)	3							+
	Protaetia aeruginosa (DRURY, 1770)	1	1				r		r
	Protaetia cuprea (FABRICIUS, 1787)		4				+		
	Elater ferrugineus (LINNAEUS, 1758)	2					r		
Pilzbesiedler									
	Litargus connexus (FOURCROY, 1785)			4	3	4	3	4	3
	Cortinicara gibbosa (HERBST, 1793)			+	3	2	3	2	3
	Tritoma bipustulata (FABRICIUS, 1775)			1	1	2	+	2	1
	Dacne bipustulata (THUNBERG, 1781)			+		+	1	1	1
	Agathidium nigripenne (FABRICIUS, 1792)				+	+		1	+
	Mycetophagus piceus (FABRICIUS, 1792)	3		+	r		r		1
	Latridus hirtus (GYLLENHAL, 1827)			+		+		1	
	Enicmus rugosus (HERBST, 1793)							+	1
	Mycetophagus fulvicollis (FABRICIUS, 1792)	2					+	+	+
	Enicmus brevicornis (MANNERHEIM, 1844)	3			+	+	r		r
	Ennearthron cornutum (GYLLENHAL, 1827)				r		r	+	r
	Cicones undatus (GUERIN-MENVILLE, 1844)	3				+		+	r
	Orthocis alni (GYLLENHAL, 1813)					+	+		
	Stephostethus angusticollis (GYLLENHAL, 1827)					+		+	
	Mycetophagus populi (FABRICIUS, 1798)	2		+	r	r			
	Orchesia undulata (KRAATZ, 1853)			+				+	
	Sulcacis bidentulus (ROSH., 1847)	2		+					r
	Enicmus testaceus (STEPHENS, 1830)	2		r		+			
	Stephosthetus alternans (MANNH., 1844)			+					
	Stephostethus lardarius (DEGEER, 1775)				+				
	Anisotoma axillaris (GYLLENHAL, 1810)						r		r
	Platydema violaceum (FABRICIUS, 1790)	3						r	
	Enicmus histrio (JOYTOMLINJoyt, 1910)						r		
	Melanimon tibiale (FABRICIUS, 1781)							r	
Arten mit Sonderbiologie									
	Megatoma undata (LINNAEUS, 1758)	3		r	+	+	+	1	1

		RL		P4	P4	E6	E6	M1	M1
		D	SN	07	08	07	08	07	08
	Attagenus punctatus (SCOPOLI, 1772)	2					+		
Artenzahl				*55*	*53*	*59*	*86*	*64*	*86*

Ul /Ei = obligate Ulmen-/Eichenbesiedler (nach KÖHLER 2000)

Abundanzklassen (verändert nach LfUG 2006): r = vereinzelt (1 Ind.); + = spärlich (2-5 Ind.); 1 = zerstreut (6-10 Ind.); 2 = mäßig zahlreich (11-20 Ind.); 3 = zahlreich (21-50 Ind.); 4 = sehr zahlreich (51-100 Ind.); 5 = massenhaft (> 100-500 Ind.); 6 = extrem massenhaft (> 500 Ind.).

Substrat- und Sukzessionsgilden nach SCHMIDL & BUSSLER (2004):

Altholzbesiedler (a-Arten): Saproxylophage und zoophage Besiedler von seit längerer Zeit abgestorbenem Holz (Altholz, Moderholz, Holzhumus)

Frischtotholz- und Lebendholzbesiedler (f-Arten): Vivixylophage und zoophage Besiedler lebender oder frisch toter Holzpartien; die Erstbelegung des Substrats erfolgt, abhängig von der Holzfeuchte, bis ca. ein Jahr nach Absterben des Gehölzes

Mulmhöhlenbesiedler (m-Arten): Xylodetritophage und zoophage Besiedler von zu Mulm zersetztem Holzmaterial im Inneren noch fester Holzstrukturen (Mulmhöhlen, Kernfäulen etc. in anbrüchigen und abgestorbenen Bäumen)

Holzpilzbesiedler (p-Arten): Mycetophage Besiedler von verpilzten Holzteilen oder ausschließlich auf Holz wachsenden Pilzfruchtkörpern

Xylobionte Sonderbiologien (s-Arten): Succiphage, necrophage, coprophage, saprophage, nidicole, pollenophage etc. Besiedler von Holzstrukturen (Baumsaftfresser, Kommensalen, Schmarotzer, Chitin-, Leichen- und Kotfresser in Vogel- und Hautflüglernestern oder in Brutgängen anderer holzbesiedelnder Insekten), Baumphytotelmen-Besiedler (wassergefüllte Höhlungen an Bäumen) u.a.

a) Allgemeine Angaben zur Artengemeinschaft

Die ausgesprochen artenreiche Holzkäfergemeinschaft (insgesamt knapp 140 Spezies) ist vorrangig gekennzeichnet durch typische Laubholzbewohner, darunter auch solche, die als charakteristische Arten von Feuchtwäldern gelten sowie einige mit strenger Gehölzartenbindung (namentlich an Eiche und Ulme, s. Tabelle 3.4-6) (vgl. KÖHLER 2000). Entsprechend des vorhandenen Dargebots besiedlungsfähiger Materialien dominieren „Frischholzbesiedler“, gefolgt von typischen Arten weitgehend abgestorbener Bäume („Altholzbesiedler“) und Bewohnern verpilzter Hölzer bzw. von auf Hölzern wachsenden Pilzfruchtkörpern („Pilzbesiedler“) (Abb. 3.4-21, 22). Am artenreichsten vertreten ist die Gruppe der „Altholzbesiedler“. Weitere Gilden (Mulmhöhlenbesiedler, Arten mit Sonderbiologien) sind (sowohl im Hinblick auf die Arten- wie auch die Individuenzahlen) lediglich geringfügig beteiligt. (Ökologische Gilden nach SCHMIDL & BUSER 2004; Erläuterung s.o.).

b) Vergleich der untersuchten Baumarten

Die ermittelten Anteile ökologischer Gilden in der jeweiligen Artenzusammensetzung sind, bezogen auf die untersuchten Baumarten (Stieleiche, Gemeine Esche, Bergahorn), sehr ähnlich und nur durch geringfügige Differenzen gekennzeichnet (s. Abb. 3.4-22). Unter Berücksichtigung der Artdominanzen

/ Individuenzahlen sind bei der Gemeinen Esche Frischholzbesiedler deutlich stärker (und dafür Altholzbesiedler deutlich geringer) am Fangspektrum beteiligt als bei den beiden anderen untersuchten Baumarten (Abb. 3.4-22). Es ist allerdings zu beachten, dass dieser Effekt vorrangig auf die außerordentlich hohen Individuenzahlen von *Hylesinus oleiperda* und *Leperisinus fraxini* in 2008 zurückzuführen ist. Beide Arten leben bevorzugt aber nicht ausschließlich an Esche. Diese Fangergebnisse spiegeln sich auch in Abb. 3.4-23 wieder (somit an Esche höhere Individuenzahlen als an Eiche und Ahorn). Beim Vergleich der Artenzahlen hingegen steht die Stieleiche an der Spitze der untersuchten Baumarten, gefolgt von Esche und Ahorn (s. ebd.). Noch deutlicher werden die Unterschiede beim Vergleich der Individuen- und Artzahlen gefährdeter Spezies (soweit bekannt; Abb. 3.4-24). Hier nimmt die Stieleiche eine deutliche Spitzenposition ein. Dem gegenüber besitzt der Bergahorn offenbar eine geringe Bedeutung für naturschutzfachlich relevante Arten, während die Gemeine Esche eine Mittelstellung einnimmt. Diese Ergebnisse spiegeln auch die Befunde der einschlägigen Literatur wieder (vgl. u.a. SCHMIDT 2004; dort wurde zudem *Tilia cordata* als die nach *Quercus robur* bedeutsamste Baumart ermittelt; Linden wurden jedoch im vorliegenden Projekt nicht genauer untersucht, so dass hier keine weitergehende Aussage dazu möglich ist).

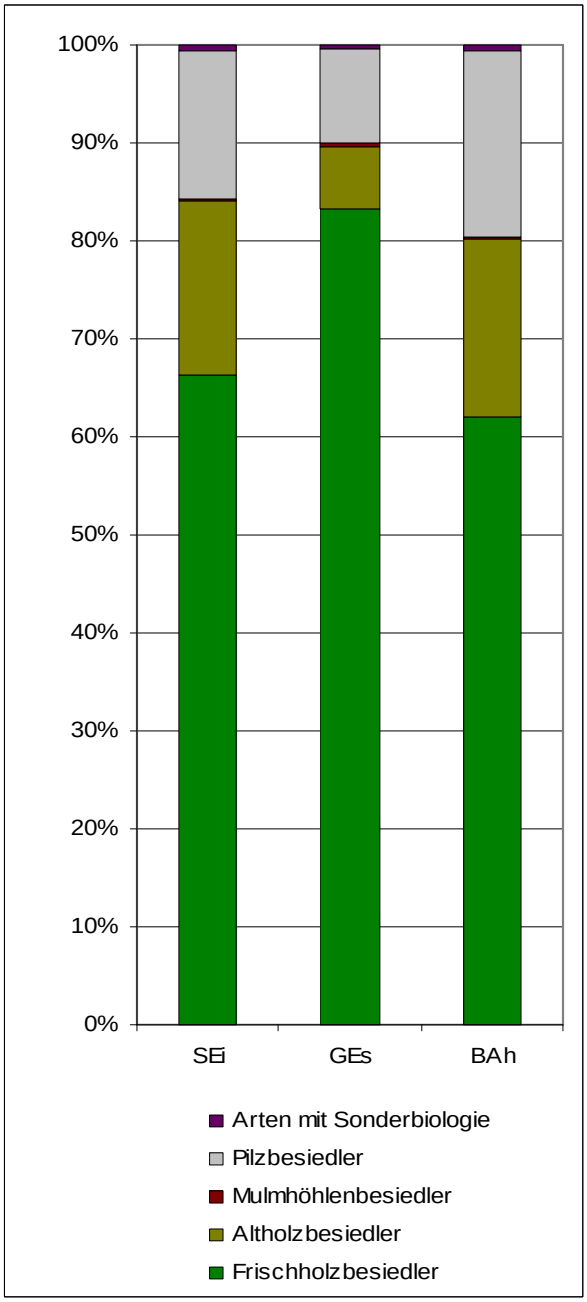


Abb. 3.4-21: Dominanzspektrum Xylobionte Käfer aus Fensterfallen (Anteile ökol. Gruppen an Gesamtindividuenzahl) je untersuchte Baumart

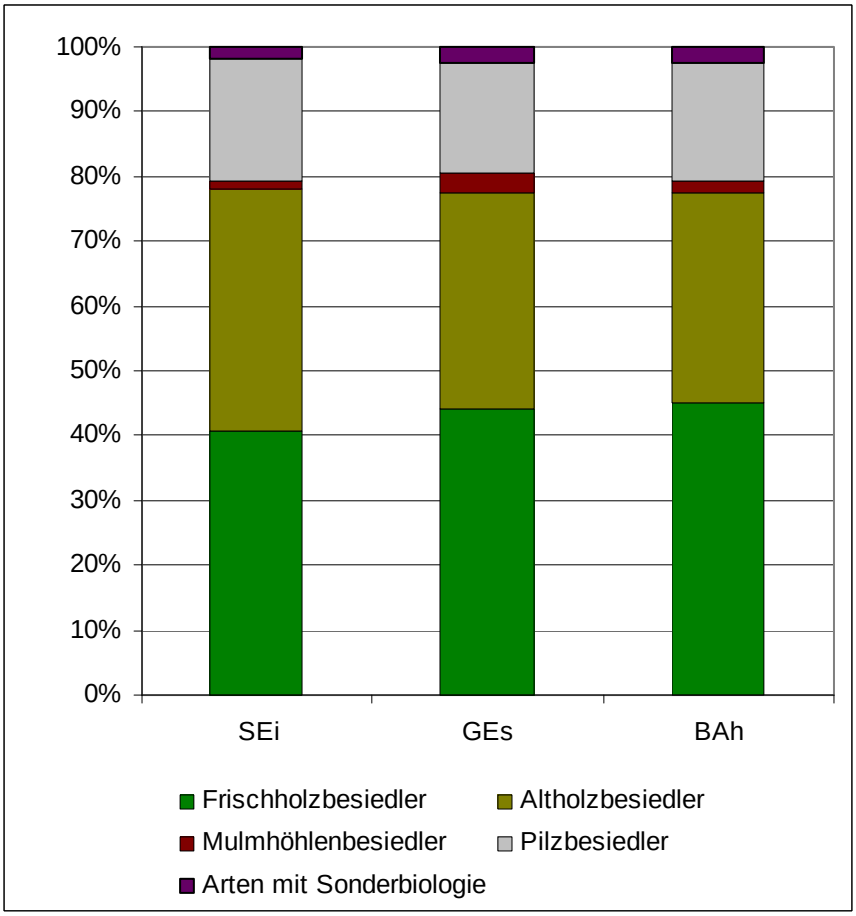


Abb. 3.4-22: Artenspektrum Xylobionte Käfer aus Fensterfallen (Anteile ökol. Gruppen an Gesamtartenzahl) je untersuchte Baumart

SEi = Stieleiche, GEs = Gemeine Esche, Bah = Bergahorn

c) Vergleich der Untersuchungsflächen /-jahre

Beide Cluster (Arten- und Dominanzähnlichkeit, Abb. 3.4-25 und 26) zeigen für M1 und E6 in 2008 gegenüber dem Jahr der „Nullprobe“ / Erstuntersuchung eine deutliche Annäherung in ihrer Faunenähnlichkeit und gleichzeitig eine zunehmende Entfernung von den Befunden aus P4. Dies ist, obgleich aus den genannten Abbildungen auch generelle (alle UF betreffende, also offenbar extern bedingte) Trends ablesbar sind, als deutliches Indiz für die Wirksamkeit der forstlichen Eingriffe zu werten. Bestätigt wird die Aussage auch beim Vergleich der Arten- oder Individuenzahlen (Abb. 3.4-27, 28, 29): Während in P4 kaum bemerkbare Veränderungen feststellbar waren bzw. sich z.T. sogar ein leicht negativer Trend abzeichnete (Abb. 3.4-29), fand in E6 und M1 im zweiten Untersuchungsjahr ein starker Anstieg der ermittelten Artenzahlen statt. Unter Einbezug der Individuenzahlen ist v.a. bei Frischholzbesiedlern eine überproportionale Steigerung zu verzeichnen (Abb. 3.4-28). Bei genauerer Betrachtung der ökologischen Anspruchprofile wird deutlich, dass v.a. vergleichsweise heliophile Arten (d.h. solche mit Bindung an offene / besonnte Strukturen, vgl. KÖHLER 2000) profitiert haben (teilweise Verfielfachung der Individuenzahlen!).

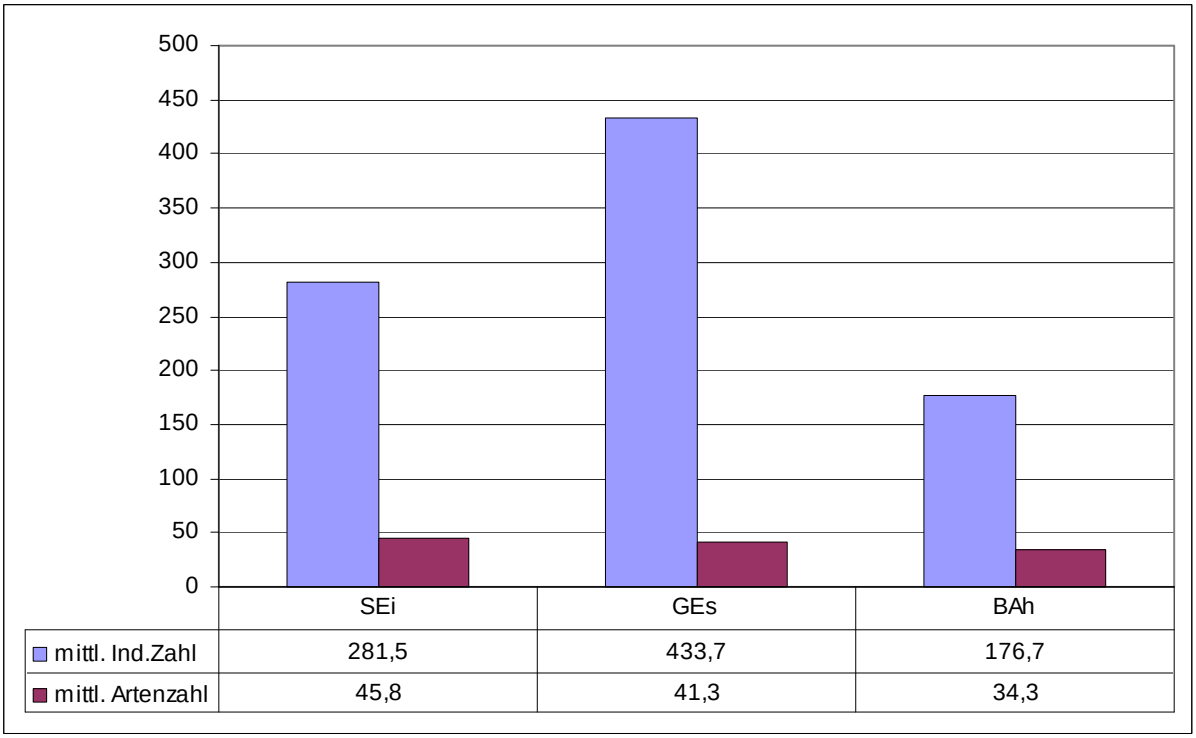


Abb. 3.4-23: Mittlere Individuenzahl / Artenzahl – Xylob. Käfer aus Fensterfallen– je untersuchte Baumart

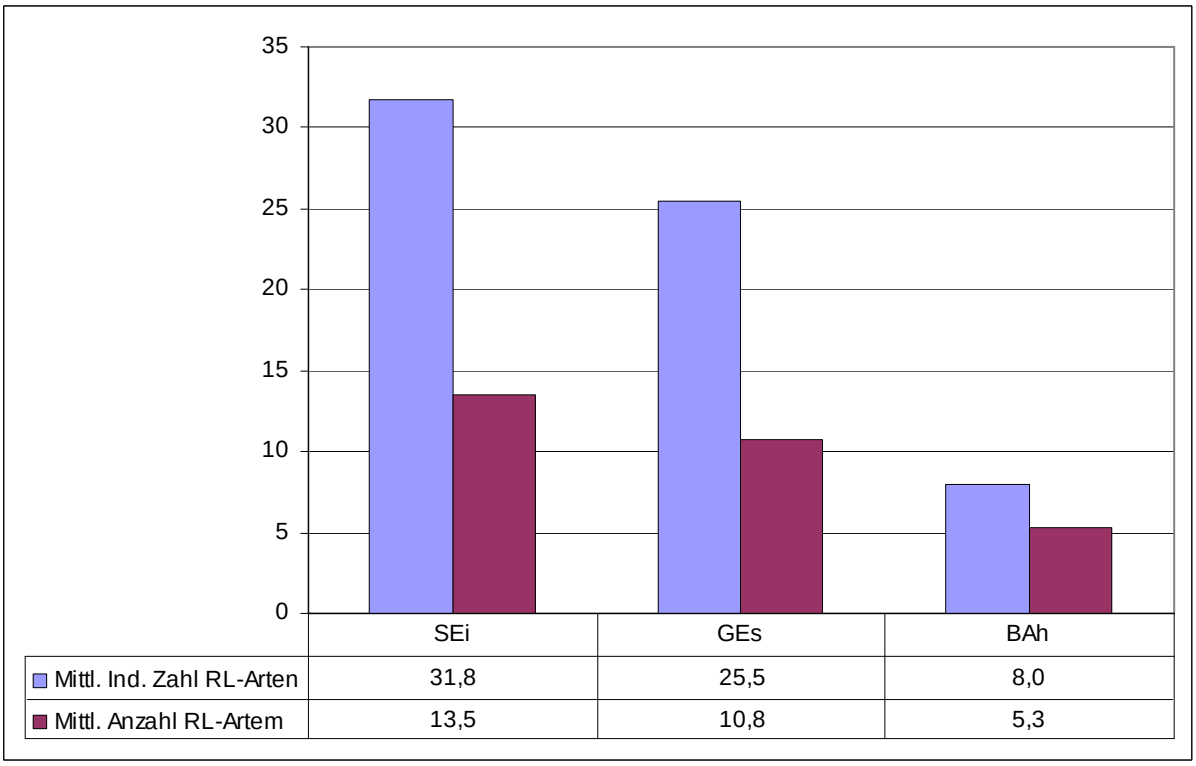
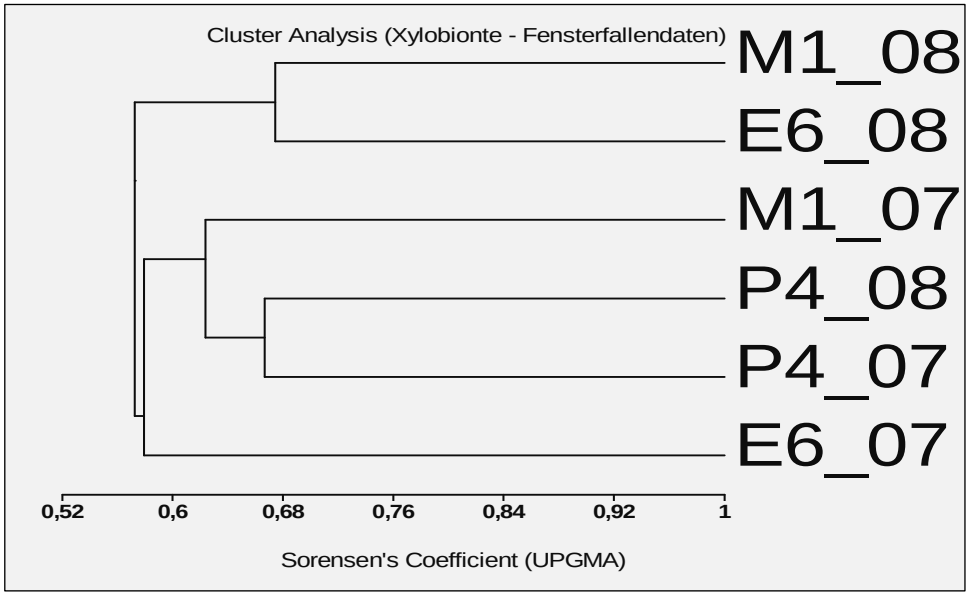


Abb. 3.4-24: Mittlere Individuenzahl / Artenzahl Rote Liste Arten – Xylob. Käfer aus Fensterfallen – je untersuchte Baumart

Die neu hinzugekommenen Arten sind im Gebiet allerdings ganz überwiegend nicht gänzlich neu (vgl. BENSE 1996, SCHMIDT 2004), sondern dürften von unweit entfernten Strukturen (z.B. Waldränder, Lichtungen) in die Probeflächen eingewandert sein. Einige sind vielleicht auch nur in der Strata (von oberen, bereits vorher durchlichteten Bereichen aus) nach unten „gerückt“, infolge dessen sie nun mit Hilfe der Fallen erfasst werden konnten. Lediglich in der Gruppe „Arten mit Sonderbiologie“ sowie bei „Pilzbesiedlern“ war kein deutlicher Zuwachs zu verzeichnen. Letztere haben auch auf der unbehandelten Fläche (P4) abgenommen, so dass es sich um einen allgemeinen Trend zu handeln scheint. Darüber hinaus ist anzumerken, dass die Arten dieser Gilde überwiegend nicht heliophil sind (vgl. KÖHLER 2000), da eine intensive Besonnung und somit Abtrocknung der Habitate i.d.R. auch dem essentiellen Pilzbewuchs, der ein zumeist feuchtes Mikroklima erfordert, entgegensteht.

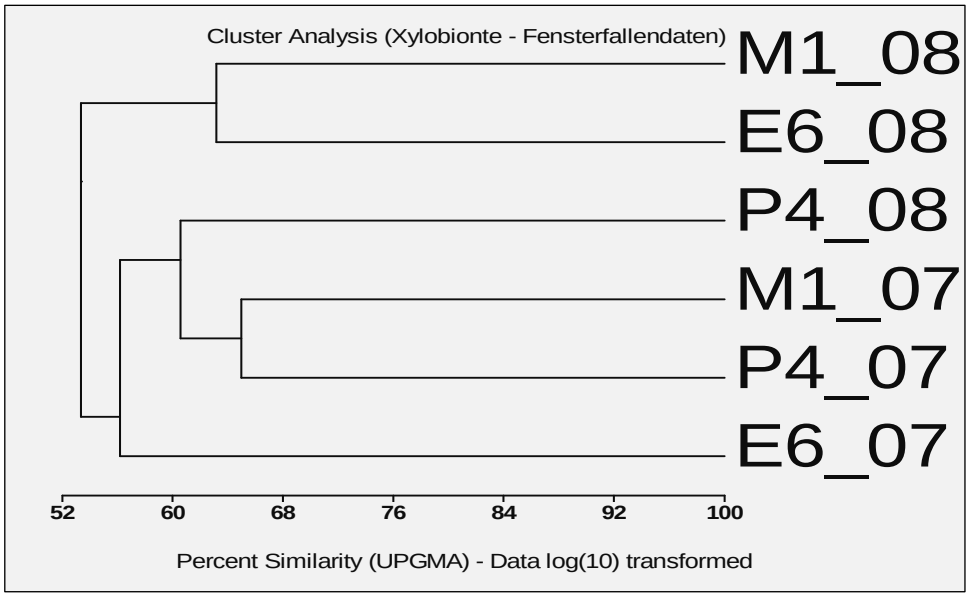


	E6_07	P4_07	M1_07	E6_08	P4_08	M1_08
E6_07	100,0%					
P4_07	61,9%	100,0%				
M1_07	57,9%	62,7%	100,0%			
E6_08	57,5%	54,5%	55,6%	100,0%		
P4_08	54,1%	66,7%	62,1%	59,6%	100,0%	
M1_08	53,5%	54,7%	59,9%	67,4%	62,8%	100,0%

Abb. 3.4-25a/b: Clusteranalyse und Matrix nach „Artenähnlichkeit“ – Xylob. Käfer aus Fensterfallen

Ähnlichkeit ≥ 80 %

Ähnlichkeit ≥ 60 %

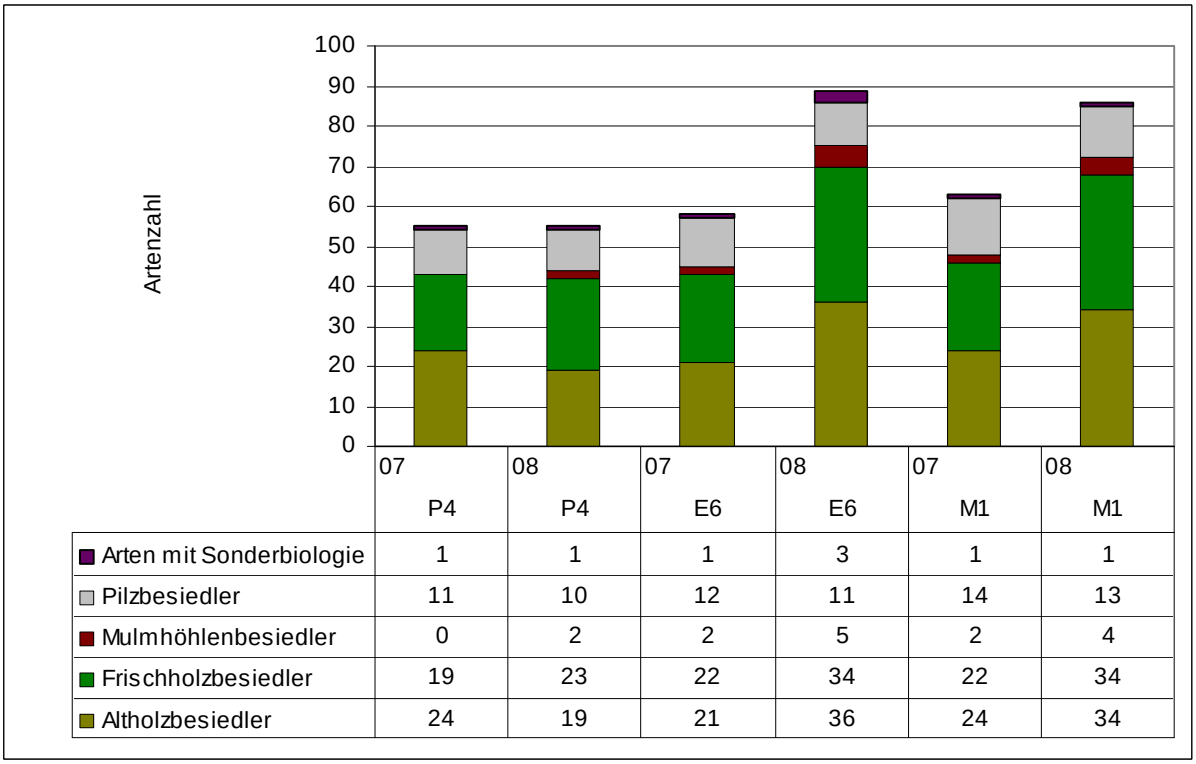


	E6_07	P4_07	M1_07	E6_08	P4_08	M1_08
E6_07	100,0%					
P4_07	57,1%	100,0%				
M1_07	59,1%	64,9%	100,0%			
E6_08	53,8%	48,9%	50,7%	100,0%		
P4_08	52,1%	62,2%	58,8%	56,9%	100,0%	
M1_08	47,3%	51,7%	56,6%	63,1%	60,5%	100,0%

Abb. 3.4-26a/b: Clusteranalyse und Matrix nach „Dominanzähnlichkeit“ – Xylob. Käfer aus Fensterfallen

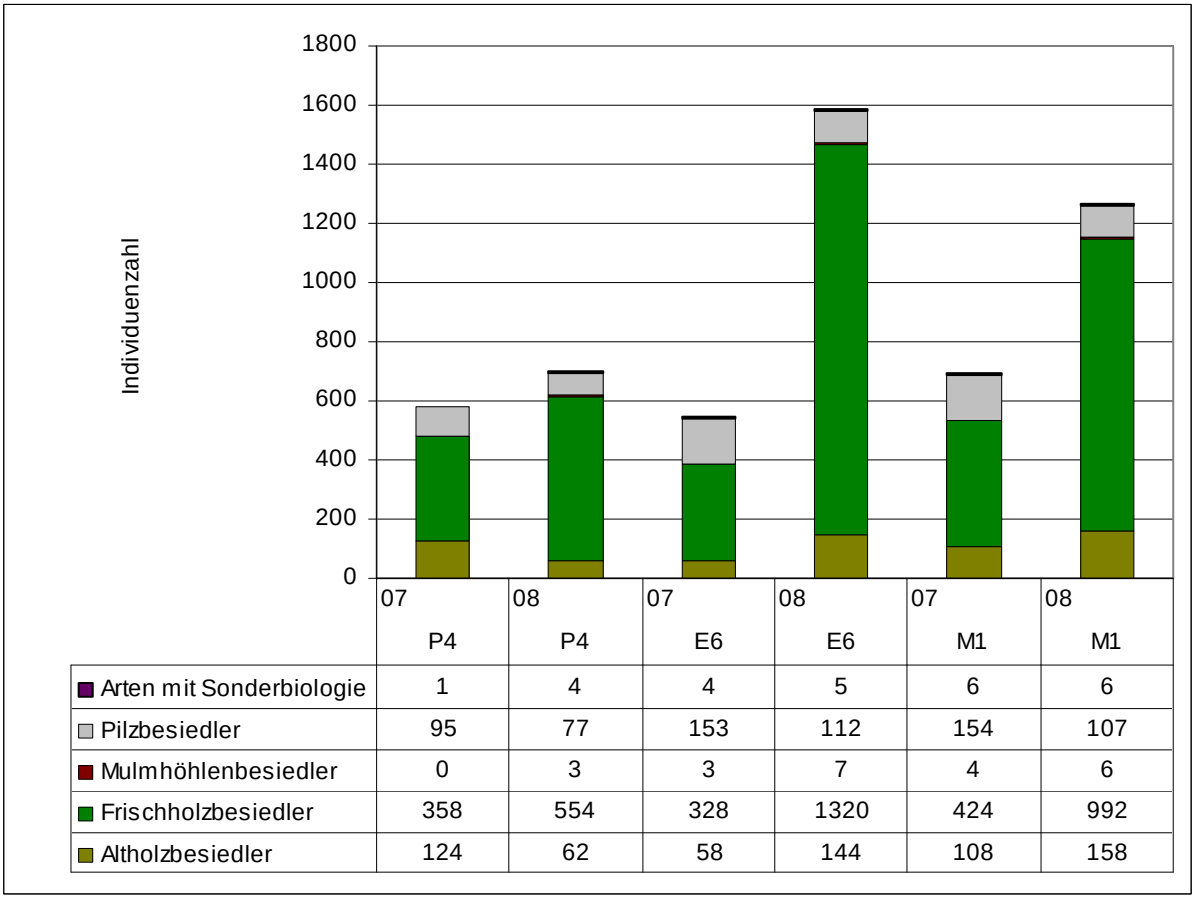
Ähnlichkeit ≥ 60 %
Ähnlichkeit ≥ 55 %

Insgesamt erscheinen die Veränderungen in ihrer Gesamtbilanz bei E6 (zunächst) noch etwas positiver als in M1 (vgl. Abb. 3.4-27 bis 29). Die hier (E6) entstandene klare Randsituation (Wald und Blöße lösen sich unmittelbar ab) ermöglicht offenbar einerseits eine verstärkte Einwanderung lichtbedürftiger Arten. Andererseits bleibt die unmittelbar benachbarte Altwaldfläche (die zwangsläufig ebenfalls „abgefangen“ wurde) vom Eingriff weitgehend unberührt, so dass evtl. eingriffsbedingte Artenverluste hier etwas geringer zur Geltung kommen (Abb. 3.4-29). Es muss aber betont werden, dass die Unterschiede zwischen E6 und M1 recht gering und sicher auch vom konkret gewählten bzw. (aufgrund struktureller Voraussetztungen) „erzwungenen“ Fallenstandort beeinflusst sind (vgl. Kap. 3.4.3.3 Pkt c und *Anmerkung* in Kap. 4.1). Klarheit kann daher nur durch fortlaufende Untersuchungen erreicht werden.



	07 P4	08 P4	07 E6	08 E6	07 M1	08 M1
Arten mit Sonderbiologie	1	1	1	3	1	1
Pilzbesiedler	11	10	12	11	14	13
Mulmhöhlenbesiedler	0	2	2	5	2	4
Frischholzbesiedler	19	23	22	34	22	34
Altholzbesiedler	24	19	21	36	24	34

Abb. 3.4.-27: nachgewiesene Artenzahl Xylob. Käfer aus Fensterfallen (unterteilt nach ökol. Gilden) je Probefläche und Untersuchungsjahr



	07 P4	08 P4	07 E6	08 E6	07 M1	08 M1
Arten mit Sonderbiologie	1	4	4	5	6	6
Pilzbesiedler	95	77	153	112	154	107
Mulmhöhlenbesiedler	0	3	3	7	4	6
Frischholzbesiedler	358	554	328	1320	424	992
Altholzbesiedler	124	62	58	144	108	158

Abb. 3.4.-28: nachgewiesene Individuenzahl Xylob. Käfer aus Fensterfallen (unterteilt nach ökol. Gilden) je Probefläche und Untersuchungsjahr

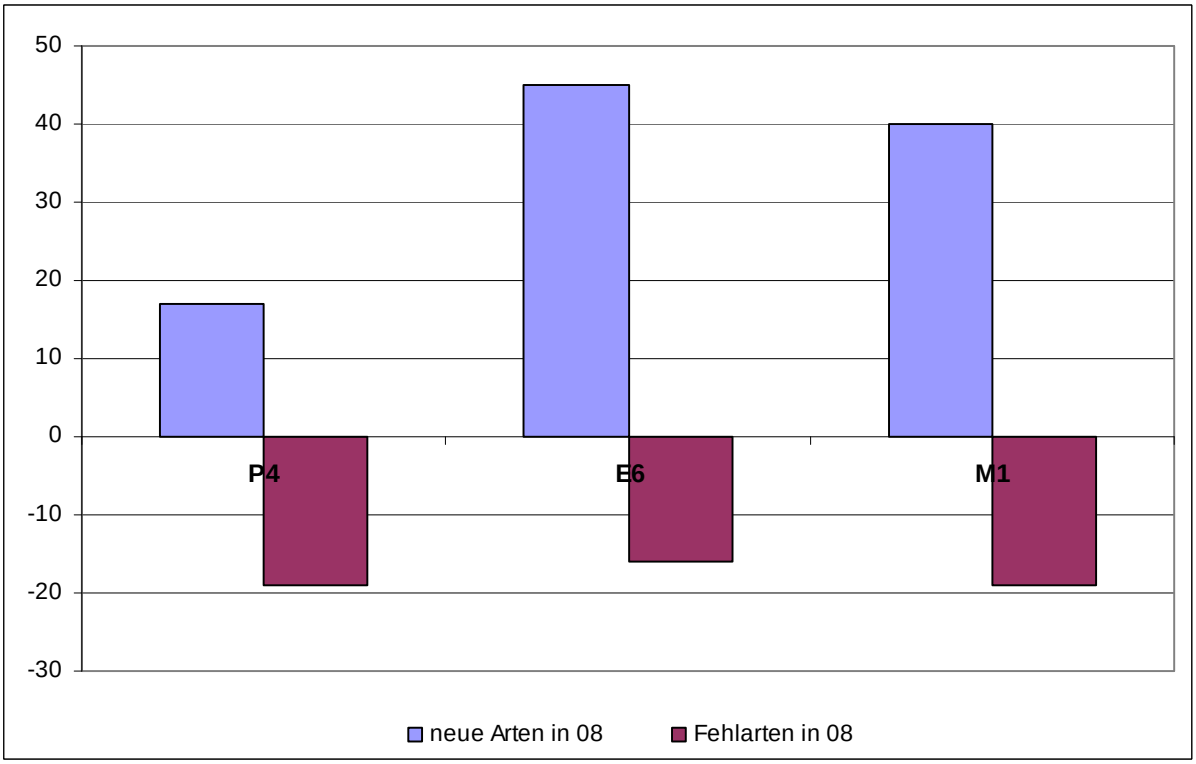
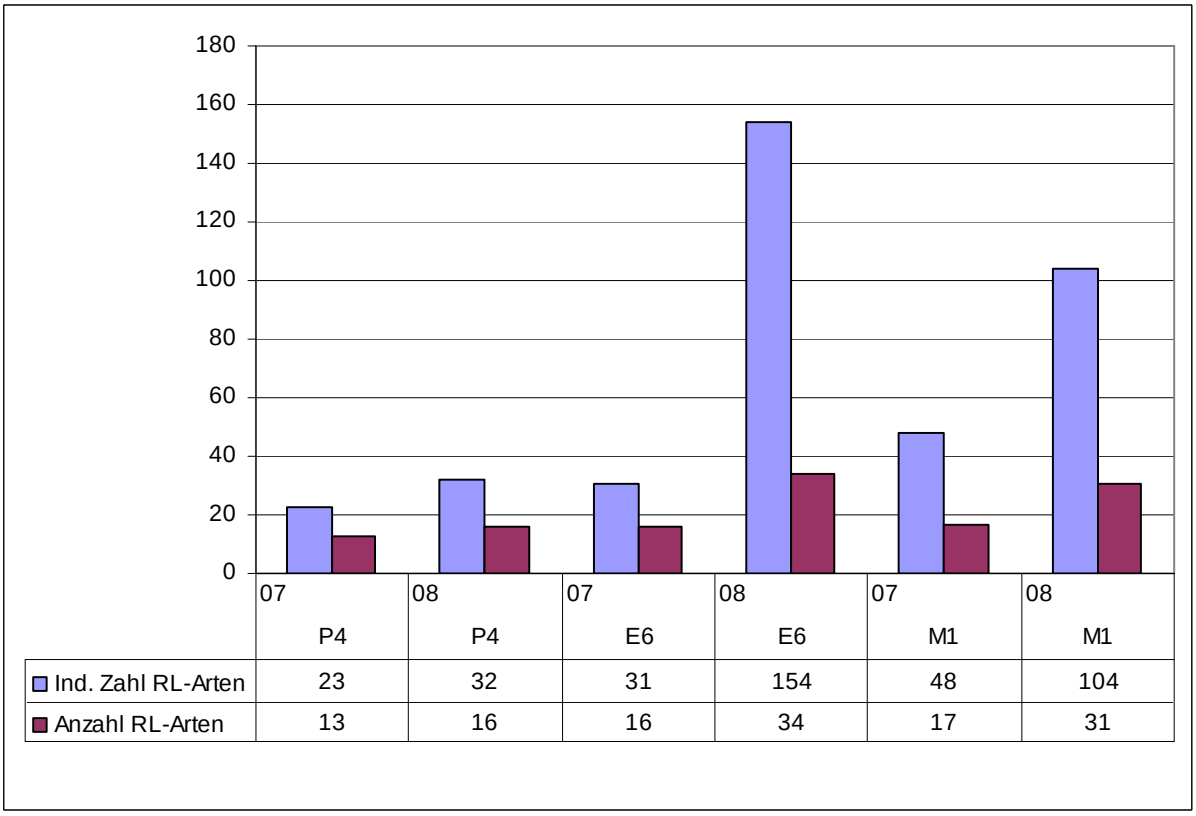


Abb. 3.4.-29: Artenwechsel von 07 nach 08 (je Probefläche) - Xylobionte Käfer aus Fensterfallen

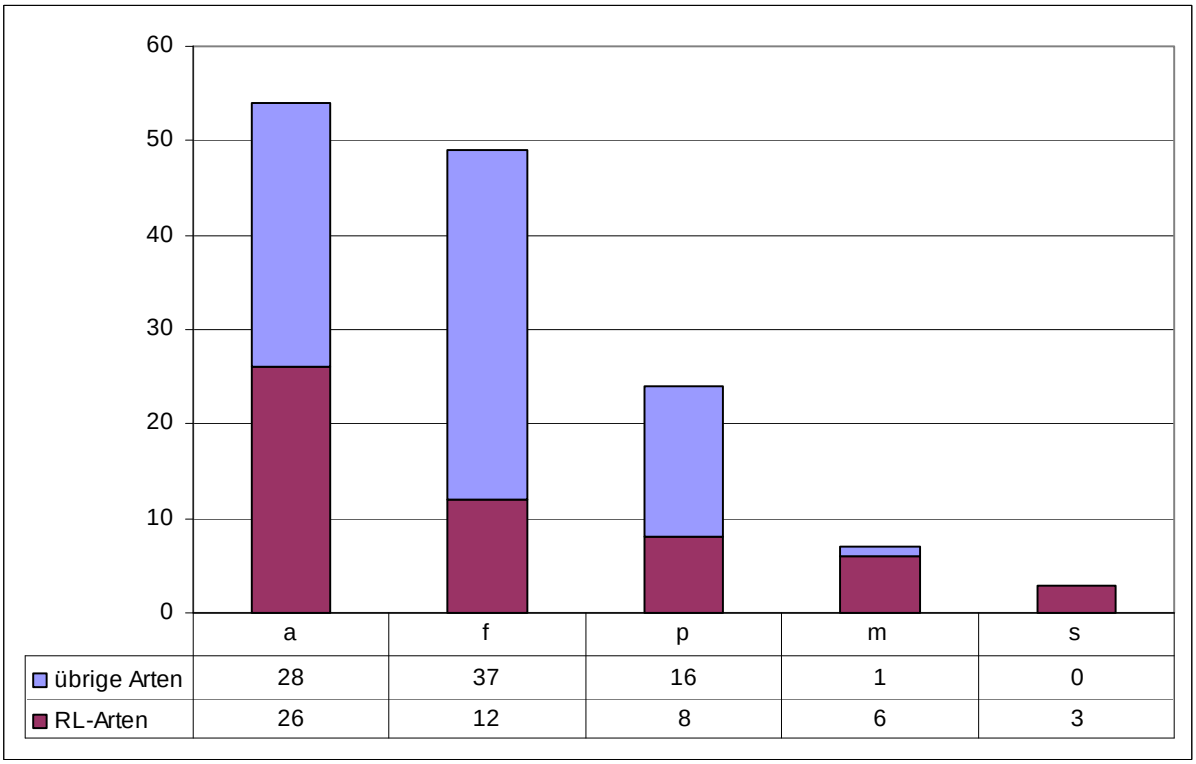
d) Vorkommen naturschutzfachlich relevanter Arten

Außerordentlich bemerkenswert ist der Umstand, dass sich die Vorkommen von (bekannten) Rote-Liste-Arten in E6 und M1 gegenüber dem Vorjahreszeitraum etwa verdoppelt haben, wohingegen in P4 nur ein geringfügiger Anstieg ermittelbar war (Abb. 3.4-30). Hervorgehoben sei außerdem die Verfielfachung der Individuenzahl dieser Arten in E6 (ebd.). Möglicherweise steht dies in Zusammenhang mit der hier (auch gegenüber M1, wo ein gewisser Kronenschirm verblieben ist) nunmehr besonders intensiven Besonnung der freigestellten Strukturen. Es ist an dieser Stelle auch zu beachten, dass auf Länderebene für etliche der betreffenden Käferfamilien bislang keine Rote Liste erarbeitet wurde. Insoweit muss angenommen werden, dass die tatsächliche Anzahl gefährdeter Arten weitaus höher ist als bislang angegeben (55 Arten). Die meisten der (bekannten) Rote-Liste-Arten sind „Altholzbesiedler“ (Abb. 3.4-31). Außerdem ist anzumerken, dass unter den „Arten mit Sonderbiolgie“ und den „Mulmhöhlenbewohnern“ sämtliche bzw. nahezu sämtliche nachgewiesene Arten solche der Roten Listen sind. Relativ gering ist der Anteil an naturschutzrelevanten Arten hingegen bei den „Frischholz“- und „Pilzbesiedlern“, sicher auch, weil für diese Gilden allgemein in Wirtschaftswäldern ein günstigeres Dargebot an geeigneten Strukturen besteht. In den ermittelten Individuenzahlen von Rote-Liste-Arten je Gilde (Abb. 3.4-31) spiegeln sich die generell vorgefundenen Anteile der Gilden wider (s. unter Pkt. a).



	07 P4	08 P4	07 E6	08 E6	07 M1	08 M1
Ind. Zahl RL-Arten	23	32	31	154	48	104
Anzahl RL-Arten	13	16	16	34	17	31

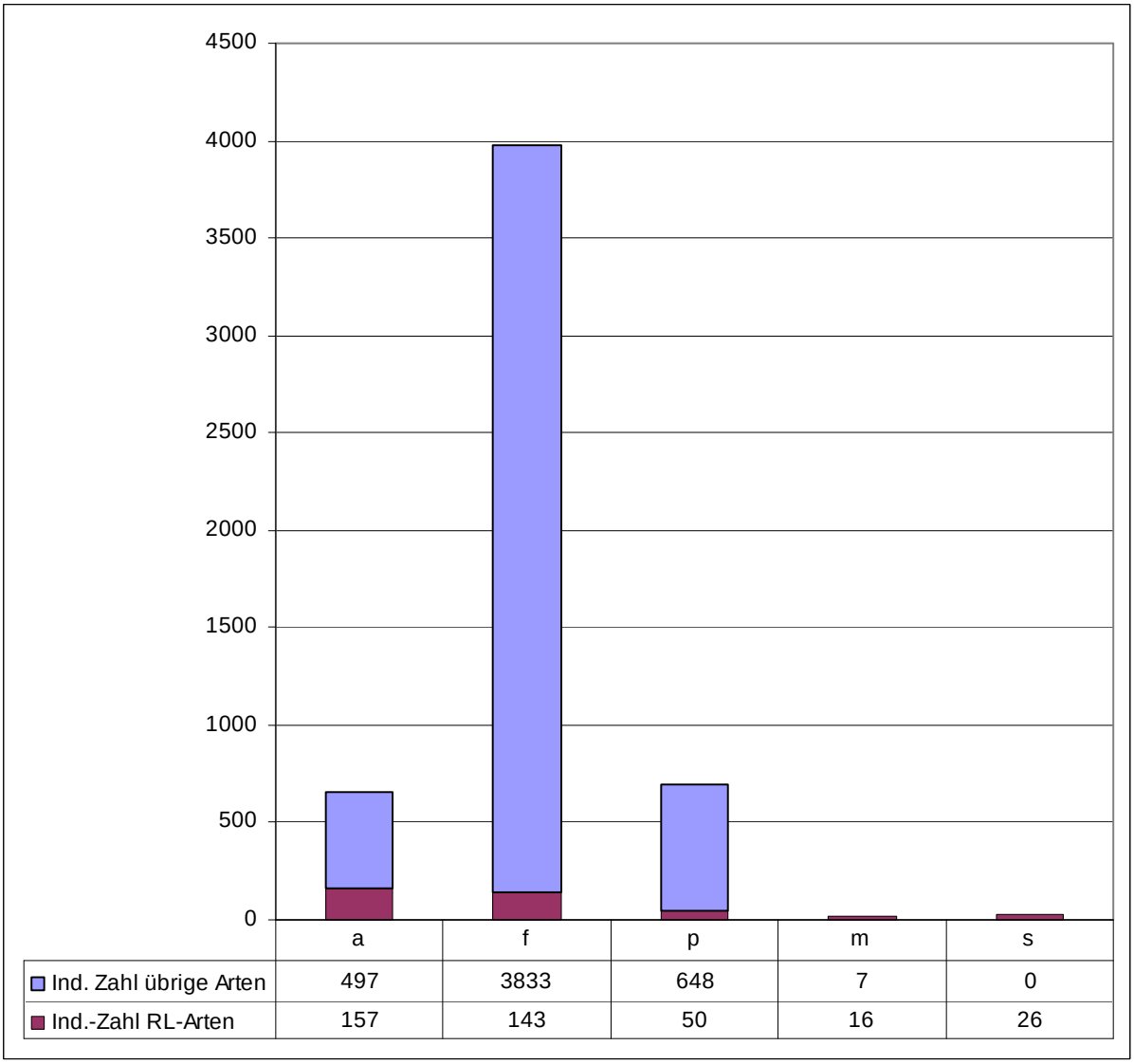
Abb. 3.4-30: Individuen- u. Artenzahl Rote-Liste-Arten – Xylob. Käfer aus Fensterfallen – je Probefläche und Untersuchungsjahr



	a	f	p	m	s
übrige Arten	28	37	16	1	0
RL-Arten	26	12	8	6	3

Abb. 3.4-31: Artenzahl (Rote-Liste-Arten / übrige) – Xylob. Käfer aus Fensterfallen – je ökologische Gilde

(Erläuterung Gilden- Abkürzung s. Folgeseite)



	a	f	p	m	s
Ind. Zahl übrige Arten	497	3833	648	7	0
Ind.-Zahl RL-Arten	157	143	50	16	26

Abb. 3.4-32: Individuenzahl (Rote-Liste-Arten / übrige) – Xylob. Käfer aus Fensterfallen – je ökologische Gilde

a = „Altholzbesiedler“, f = „Frischholzbesiedler“, p = „Pilzbesiedler“, m = „Mulmhöhlenbesiedler“, s = Arten mit „Sonderbiologie“ (genauere Erläuterung: s.zu Beginn des Kapitels)

e) Entwicklungsprognose

Da sehr viele Arten, darunter die meisten naturschutzfachlich relevanten, von einer intensiven Besonnung der lebensraumbildenden Strukturen maßgeblich profitieren bzw. diese grundsätzlich erfordern, ist bei Fortführung der forstlichen Eingriffe mit einer weiter zunehmenden Bedeutung betreffender Teilflächen für diese Tiergruppe zu rechnen (vgl. auch BENSE 1996, JANSEN & KIRMSE 1999). Dabei scheint der Lochhieb- und Femelbetrieb – soweit hierdurch entsprechend geeignete Strukturen, wie z.B. Alteichen, frei gestellt werden – zunächst etwas Erfolg versprechender als der Mittelwaldbetrieb (wobei aber methodische Unzulänglichkeiten zumindest als Teilursache der Befunde ebenfalls anzunehmen sind, s. Pkt. c). Langfristig und perspektifisch kann sich dies insoweit wieder relativieren,

als mit Fortgang der Lochhieb- und Femelbewirtschaftung letztlich auch wieder eine Annäherung an den Altersklassenwald stattfindet (nähere Erläuterungen s. Kap. 4.1, Pkt. c). So erzielt die Mittelwaldbewirtschaftung auf lange Sicht vermutlich eine beständigere Wirkung, da hier geeignete Strukturen infolge des Rotationsprinzips auf Dauer erhalten werden. Umgekehrt lassen sich raschere Erfolge im Mittelwald ggf. auch durch eine etwas intensivere Auflichtung erzielen (in Teilen stärkere Reduzierung des Oberstandes); und die möglicherweise langfristige (Wieder-)vereinheitlichung der Lochhieb-/Femelfläche kann durch eine zeitliche Verzögerung der Teilflächen-Eingriffe bzw. das Belassen von Altholzbereichen abgeschwächt werden (wie auch praktiziert und beabsichtigt, s. Kap. 2.1.3). Für den Bereich der Prozessschutzfläche ist zunächst nicht mit erheblichen Veränderungen zu rechnen. Langfristig ist einerseits eine leichte Verbesserung der Lebensbedingungen zu erwarten (weitere Erhöhung des Totholzanteils, Entstehung kleiner Auflichtung durch zusammenbrechende „Uraltbäume“); andererseits steht dem der zu erwartende komplette Verlust der (als Lebenraum besonders bedeutsamen) Eichen gegenüber (sämtliche Individuen der Art sind stark überaltert, nachwachsende Exemplare stehen nicht zur Verfügung, vgl. Kap. 4.1, Pkt. c).

3.4.3.5 Xylobionte Käfer aus Leimringfängen

Tabelle 3.4-7: Ergebnisse Erfassung xylob. Käfer aus Leinringfängen (zusammengefasste Darstellung)

		RL		P4	P4	E6	E6	M1	M1
		D	SN	07	08	07	08	07	08
Altholzbesiedler									
	Ptilinus pectinicornis (LINNAEUS, 1758)			1	2		2	2	2
	Dasytes aeratus (STEPHENS, 1830)					+	+		+
Ei	Ischnomera caerulea (LINNAEUS, 1758)	3		+	r	+	+	r	r
	Mordellochroa abdominalis (FABRICIUS, 1775)			r	+		r		+
	Hylis cariniceps (REITTER, 1902)	3				+			+
	Tomoxia biguttata (COSTA, 1854)					r	r	+	+
	Mycetochara linearis (ILLIGER,1794)			+					
	Anobium fulvicorne (STURM ,1837)			r			r		+
	Dasytes virens (MARSHAM, 1802)					+	+		
	Grammoptera ruficornis (FABRICIUS, 1781)				+			r	
	Conopalpus testaceus (OLIVIER, 1790)			+				r	
	Cerophytum elateroides (LATR., 1804)	2				r		r	
	Eucnemis capucina (AHRENS, 1812)	3		r				r	
	Xestobium rufovillosum (DE GEER, 1774)			+					
	Synchita humeralis (FABRICIUS, 1792)						+		
	Dasytes plumbeus (MÜLLER, 1776)					r		r	
	Ampedus pomorum (HERBST, 1984)								+
	Dorcatoma chrysomelina STURM,1837	3					r		
	Tropideres albirostris (HERBST, 1783)	3							r
	Cossonus parallelepipedus (HERBST, 1795)	3						r	
	Xestobium plumbeum (ILLIGER, 1801)						r		
	Denticollis linearis (LINNAEUS, 1758)			r					
	Melanotus rufipes (HERBST, 1784)			r					
Frischholzbesiedler									
	Hylesinus oleiperda (FABRICIUS, 1792)			2	3	1	4	2	4
	Leperisinus fraxini (PANZER, 1799)				+		4		3

		RL		P4	P4	E6	E6	M1	M1
		D	SN	07	08	07	08	07	08
	Salpingus planirostris (FABRICIUS, 1787)			2	1	2	1	2	1
	Xyleborus saxeseni (RATZEBURG, 1837)			1	+	2	3	2	1
	Hylesinus crenatus (FABRICIUS, 1787)			1	2		1	1	1
	Xyleborus monographus (FABRICIUS, 1792)			r					2
	Thanasimus formicarius (LINNAEUS, 1758)			+			1	r	r
	Vincenzellus ruficollis (PANZER, 1794)			+	+		1		
	Nemosoma elongatum (LINNAEUS, 1761)			+	+	r	+		r
	Rhizophagus bipustulatus (FABRICIUS, 1792)			+	+	r	+		
	Scolytus multistriatus (MARSHAM, 1802)			+		r	+		+
	Agrilus laticornis (ILLIGER, 1803)			r			+		
Ei	Agrilus sulcicollis (LACORDAIRE, 1835)						r		+
Ul	Pteleobius vittatus (FABRICIUS, 1787)	3					+		
	Ernoporus tiliae (PANZER, 1793)			+					
	Scolytus intricatus (RATZEBURG, 1837)						r		
Pilzbesiedler									
	Litargus connexus (FOURCROY, 1785)			3	3	3	3	3	2
	Cortinicara gibbosa (HERBST, 1793)					+	1		+
	Dacne bipustulata (THUNBERG, 1781)			r		r	+	+	+
	Tritoma bipustulata (FABRICIUS, 1775)			+		+	r	+	
	Orchesia undulata (KRAATZ, 1853)			r				r	
	Ennearthron cornutum (GYLLENHAL, 1827)							r	
	Agathidium nigripenne (FABRICIUS, 1792)								r
	Scaphidema metallicum (F., 1792)			r					
Arten mit Sonderbiologie									
	Megatoma undata (LINNAEUS, 1758)	3				r			
Artenzahl				*27*	*13*	*18*	*28*	*19*	*23*

Abundanzklassen (verändert nach LfUG 2006): r = vereinzelt (1 Ind.); + = spärlich (2-5 Ind.); 1 = zerstreut (6-10 Ind.); 2 = mäßig zahlreich (11-20 Ind.); 3 = zahlreich (21-50 Ind.); 4 = sehr zahlreich (51-100 Ind.); 5 = massenhaft (> 100-500 Ind.); 6 = extrem massenhaft (> 500 Ind.).

Erläuterung der Gilden s. Kap. 3.4.3.4

Die Befunde sind grundsätzlich ähnlich wie sie im vorigen Kapitel beschrieben wurden und sollen hier nicht wiederholt diskutiert werden. Insofern wird im Folgenden v.a. auf eventuelle Unterschiede zwischen den Ergebnissen der Fensterfallen- und Leimringfänge eingegangen.

a) Allgemeine Angaben zur Artengemeinschaft

Es gelten die Angaben aus Kap. 3.4.3.4 entsprechend (vgl. auch Abb. 3.4-33, 34). Es sei allerdings hier darauf verwiesen, dass im Zuge der Leimringfänge nur etwa 35 % des Artenspektrums der Fensterfallenfänge nachgewiesen wurde. Nur eine (ungefährdete) Art (*Scaphidema metallicum*, 1 Individium, s. Tabelle 3.4-7) wurde mit Hilfe der Leimringe zusätzlich (über die Fensterfallenfänge hinaus) nachgewiesen.

b) Vergleich der untersuchten Baumarten (SEi = Stieleiche, GEs = Gemeine Esche, Bah = Bergahorn)

S. Pkt. b) Kap. 3.4.3.4 (bei Leimringfängen keine wesentlichen Abweichungen, s. Abb. 3.4-33, 34, 35; im Unterschied zum Fensterfallenfang wird allerdings im Hinblick auf Rote-Liste-Arten hier keine Differenzierung zwischen Esche und Ahorn deutlich; diese Unschärfe liegt offensichtlich auch begründet in der generell viel geringeren Fangzahl und somit auch Nachweiszahl von Rote-Liste-Arten beim Leimringfang; s. Abb. 3.4-35, 36).

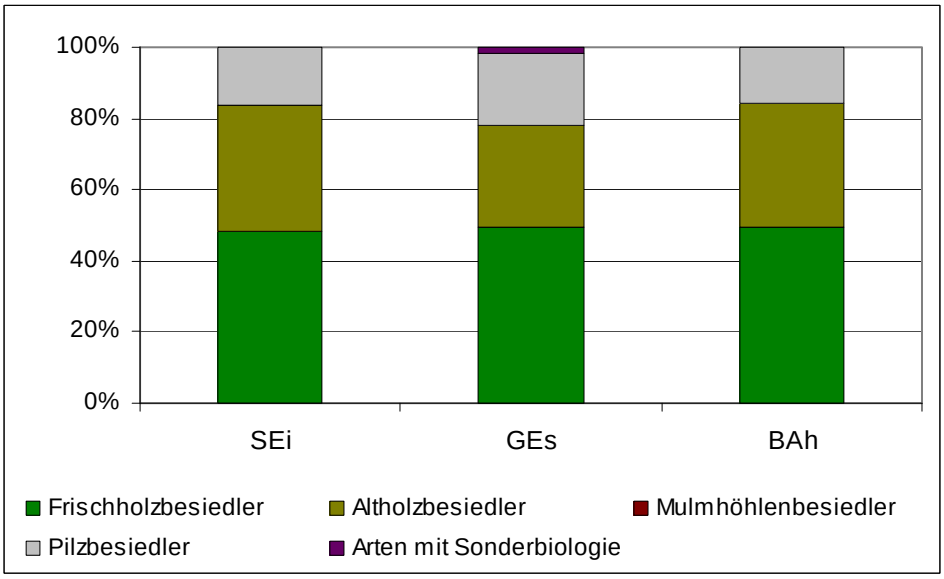


Abb. 3.4-33: Artenspektrum Xylobionte Käfer aus Leimringfängen (Anteile ökol. Gruppen an Gesamtartenzahl) je untersuchte Baumart

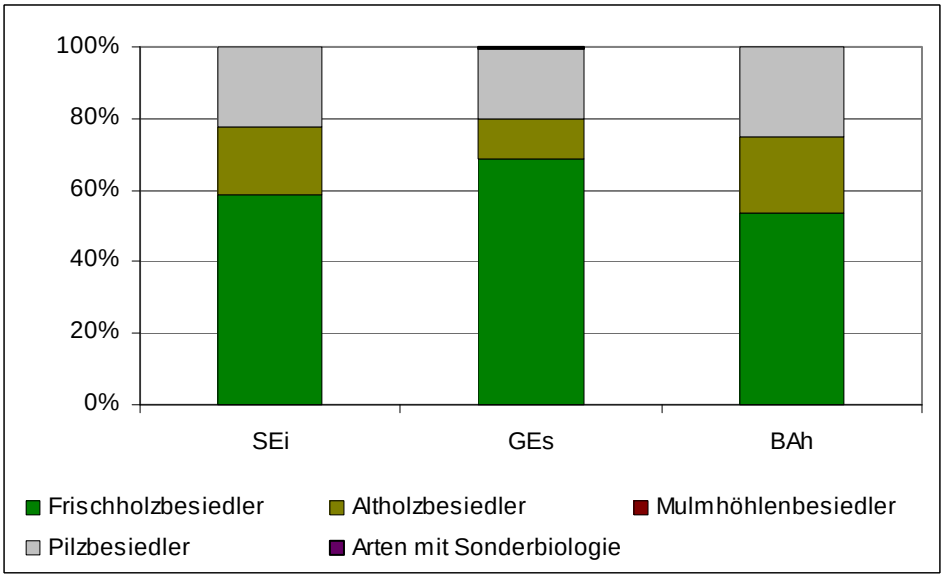
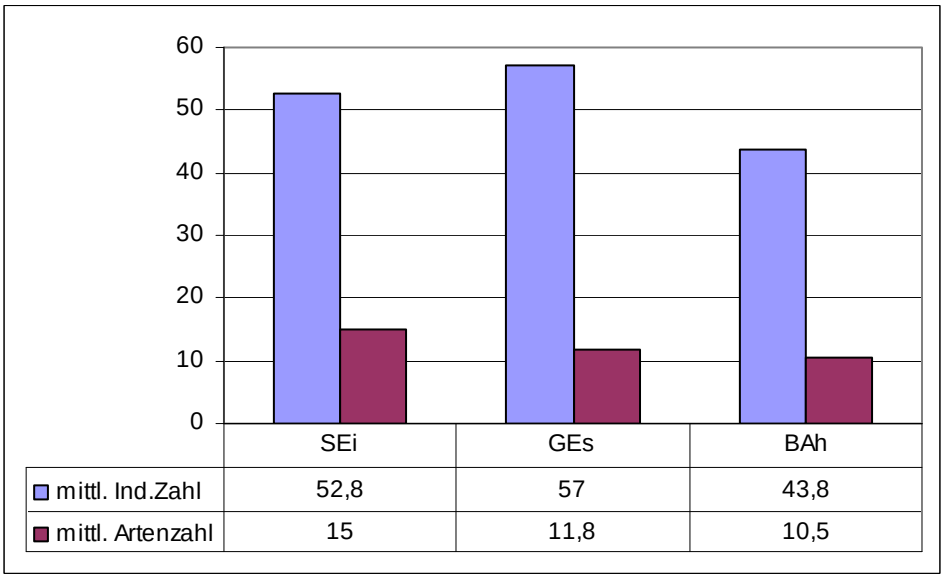


Abb. 3.4-34: Dominanzspektrum Xylobionte Käfer aus Leimringfängen (Anteile ökol. Gruppen an Gesamtindividuenzahl) je untersuchte Baumart



	SEi	GEs	BAh
mittl. Ind.Zahl	52,8	57	43,8
mittl. Artenzahl	15	11,8	10,5

Abb. 3.4-35: Mittlere Individuenzahl / Artenzahl – Xylob. Käfer aus Leimringfängen – je untersuchte Baumart

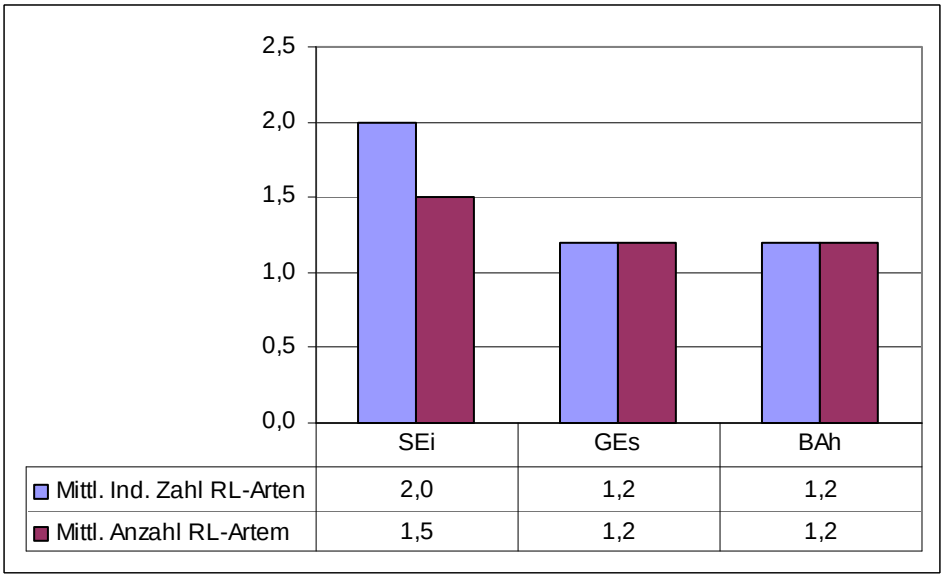
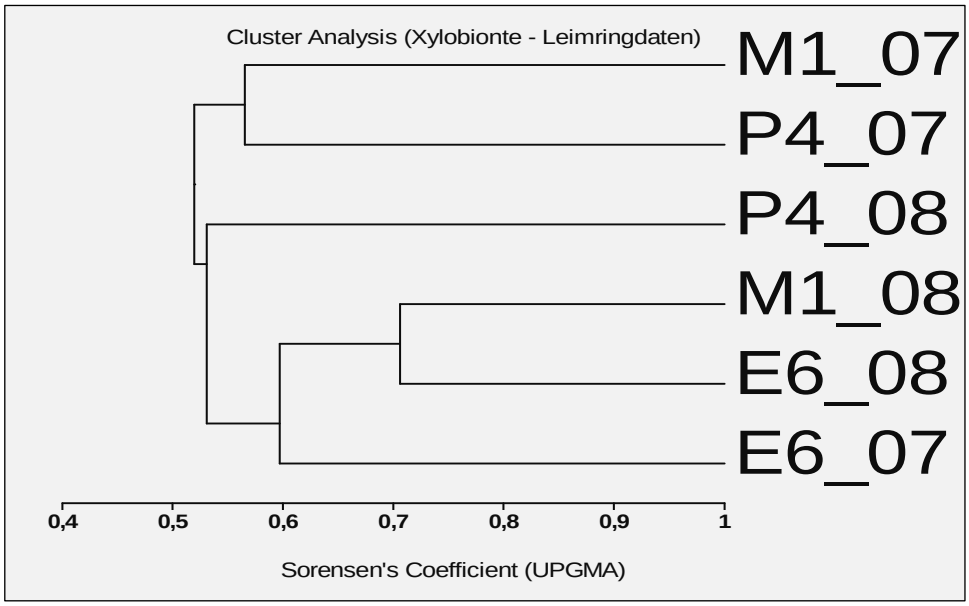


Abb. 3.4-36: Mittlere Individuenzahl / Artenzahl Rote Liste-Arten – Xylob. Käfer aus Leimringfängen– je untersuchte Baumart

SEi = Stieleiche, GEs = Gemeine Esche, Bah = Bergahorn

c) Vergleich der Untersuchungsflächen /-jahre

Die Befunde decken sich weitgehend mit den in Kap. 3.4.3.4 erläuterten (s. dort + Abb. 3.4-37 bis 41), wobei die Tendenzen unter Einbezug der Individuenzahlen / Dominanzen (Abb. 3.4-38) eindeutiger sind. Im Unterschied zu den Fensterfallenfängen ist der Negativtrend der Artenzahlen in P4 hier noch deutlicher (Abb. 3.4-39, 40). Der positive Trend der Arten- und Individuenzahlen ist bei E6 wiederum eindeutiger als bei M1 (mögliche Begründungen s. Kap. 3.4.3.4 und 3.4.3.3). Insgesamt weist M1 die höchste Intensität der Veränderungen auf (Abb. 3.4-37, 38, 41).

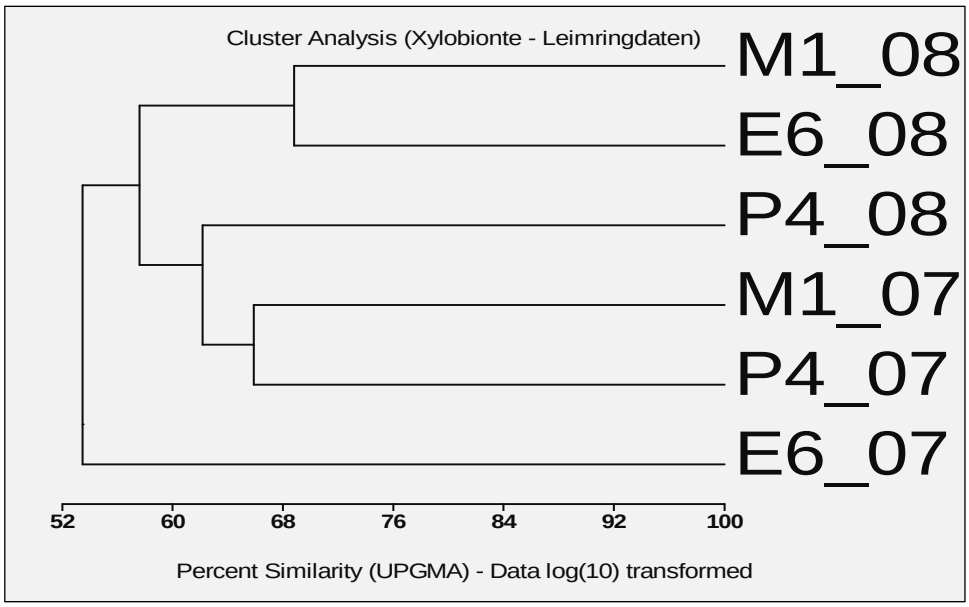


	E6_07	P4_07	M1_07	E6_08	P4_08	M1_08
E6_07	100,0%					
P4_07	44,4%	100,0%				
M1_07	54,1%	56,5%	100,0%			
E6_08	60,9%	61,8%	46,8%	100,0%		
P4_08	45,2%	55,0%	50,0%	58,5%	100,0%	
M1_08	58,5%	56,0%	47,6%	70,6%	55,6%	100,0%

Abb. 3.4-37a/b: Clusteranalyse und Matrix nach „Artenähnlichkeit“ – Xylob. Käfer aus Leimringfängen

Ähnlichkeit ≥ 65 %

Ähnlichkeit ≥ 55 %

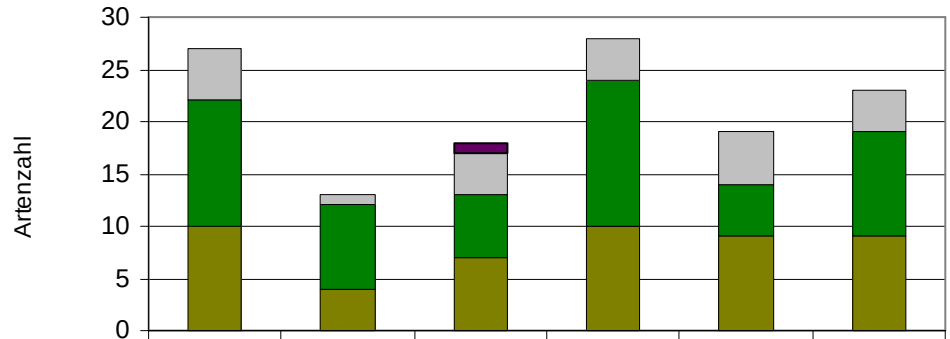


	E6_07	P4_07	M1_07	E6_08	P4_08	M1_08
E6_07	100,0%					
P4_07	51,1%	100,0%				
M1_07	60,0%	65,8%	100,0%			
E6_08	56,3%	63,0%	53,8%	100,0%		
P4_08	46,7%	62,7%	61,5%	62,9%	100,0%	
M1_08	53,1%	52,7%	55,4%	68,8%	57,7%	100,0%

Abb. 3.4-38a/b: Clusteranalyse und Matrix nach „Dominanzähnlichkeit“ – Xylob. Käfer aus Leimringfängen

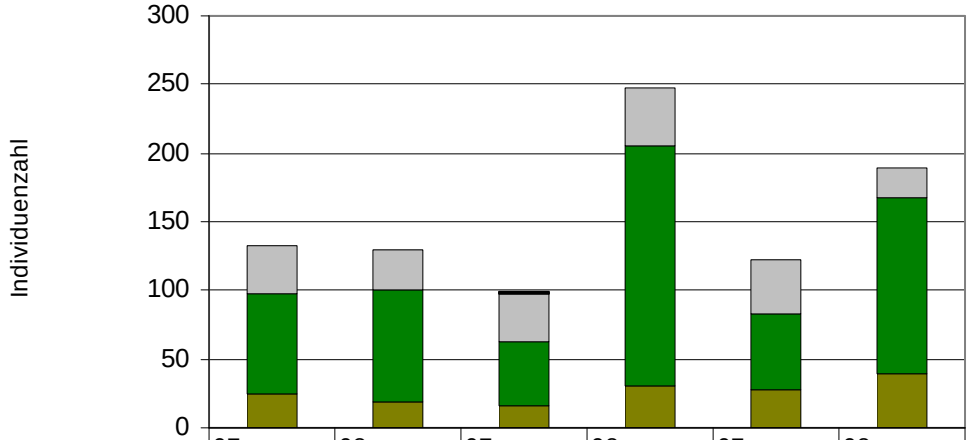
Ähnlichkeit ≥ 65 %

Ähnlichkeit ≥ 55 %



	07 P4	08 P4	07 E6	08 E6	07 M1	08 M1
Arten mit Sonderbiologie	0	0	1	0	0	0
Pilzbesiedler	5	1	4	4	5	4
Mulmhöhlenbesiedler	0	0	0	0	0	0
Frischholzbesiedler	12	8	6	14	5	10
Altholzbesiedler	10	4	7	10	9	9

Abb. 3.4.-39: nachgewiesene Artenzahl Xylob. Käfer aus Leimringfängen (unterteilt nach ökol. Gilden) je Probefläche und Untersuchungsjahr



	07 P4	08 P4	07 E6	08 E6	07 M1	08 M1
Arten mit Sonderbiologie	0	0	1	0	0	0
Pilzbesiedler	36	29	35	41	40	22
Mulmhöhlenbesiedler	0	0	0	0	0	0
Frischholzbesiedler	72	82	47	175	56	128
Altholzbesiedler	25	19	16	31	27	40

Abb. 3.4.-40: nachgewiesene Individuenzahl Xylob. Käfer aus Leimringfängen (unterteilt nach ökol. Gilden) je Probefläche und Untersuchungsjahr

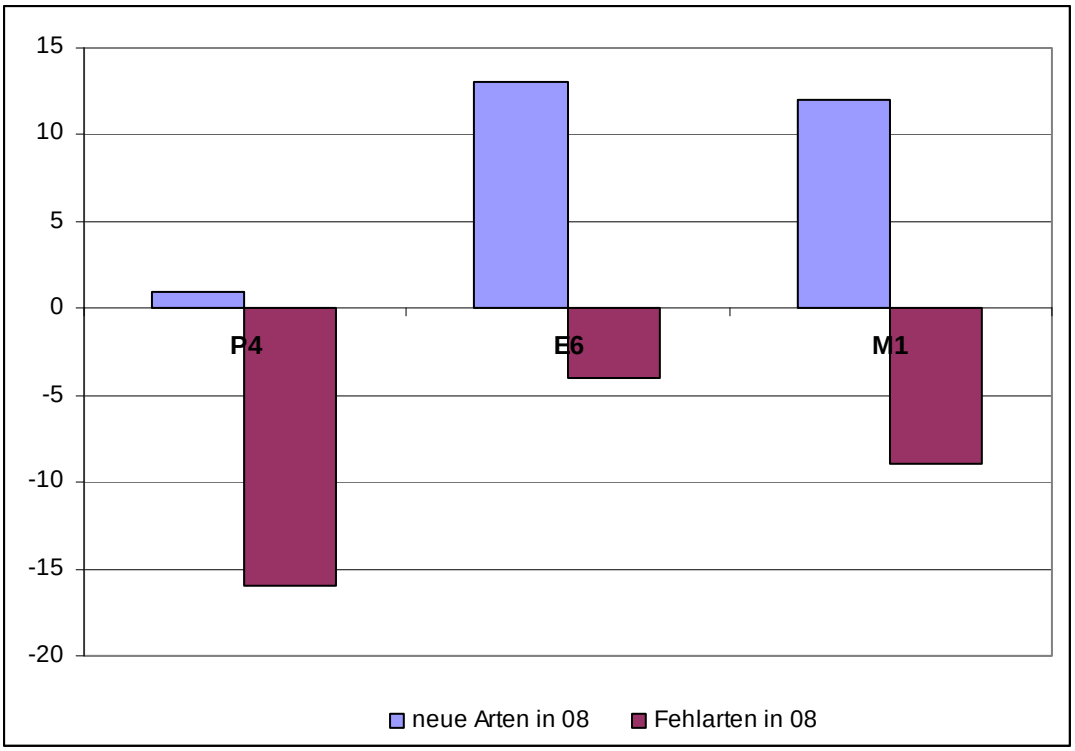
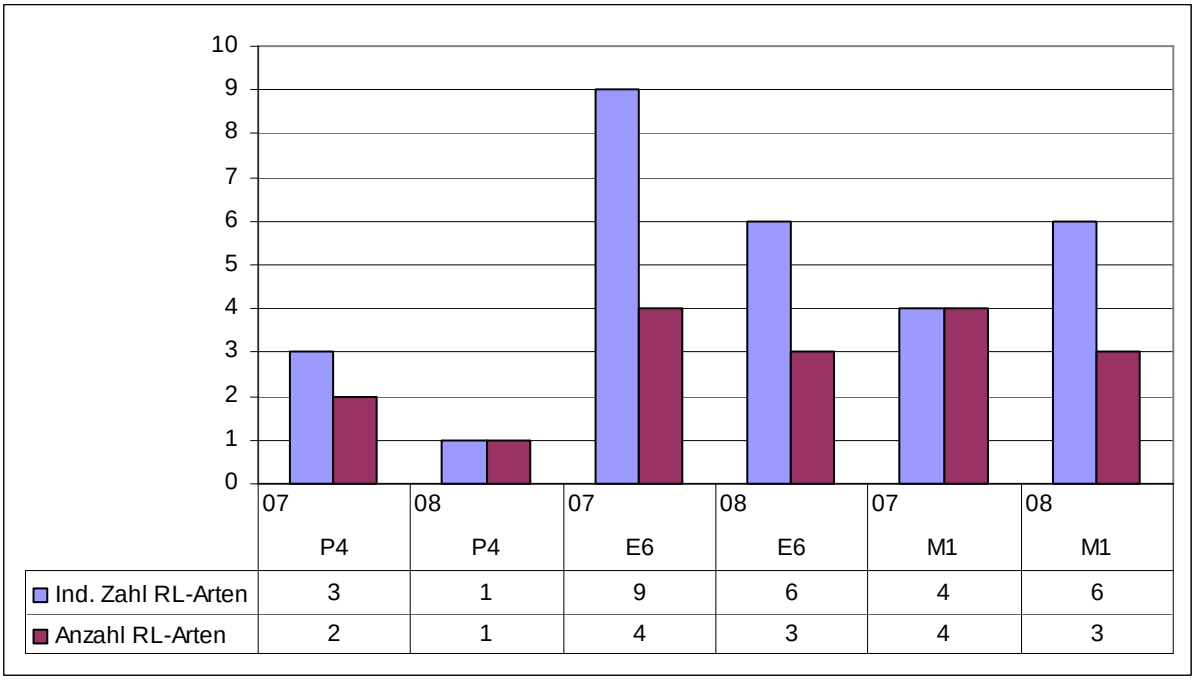


Abb. 3.4.-41: Artenwechsel von 07 nach 08 (je Probefläche) - Xylobionte Käfer aus Leimringfängen

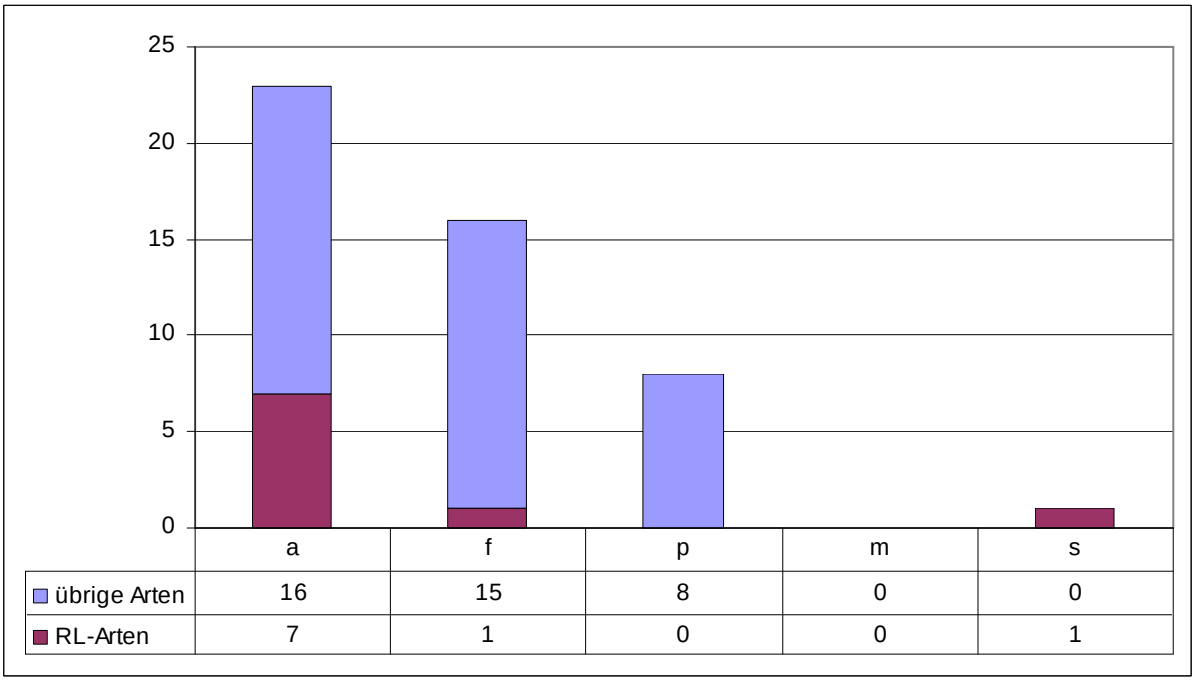
d) Vorkommen naturschutzfachlich relevanter Arten

Im Gegensatz zum Fensterfallenfang ist der ermittelte Trend (s. Abb. 3.4-42), bis auf die Individuenzahlen in M1, auf allen Probeflächen leicht negativ. Da aber im Rahmen der Leimringfänge viel weniger Arten und Individuen nachgewiesen werden konnten als mit Hilfe der Fensterfallen (s.o. unter Pkt. a), erscheint dieser Befund v.a. methodisch bedingt (vgl. hierzu auch Abb 3.4-43/44 mit Abb. 3.4-31/32). Die Ergebnisse der Fensterfallenfänge sind allein aufgrund der hier günstigeren Fangintensität besser abgesichert. Insoweit können die Resultate der Leinringfänge, die nur einen Bruchteil der Arten- und Individuenzahlen aus Fensterfallen umfassen, in der Gesamtbilanz vernachlässigt werden. Ferner werden aus Abb. 3.4-43 und 44 werden die enstsprechenden Ausaagen in Kap. 3.4.3.4 grundsätzlich bestätigt (s. dort unter Pkt. d).



	07 P4	08 P4	07 E6	08 E6	07 M1	08 M1
Ind. Zahl RL-Arten	3	1	9	6	4	6
Anzahl RL-Arten	2	1	4	3	4	3

Abb. 3.4-42 : Individuen- u. Artenzahl Rote-Liste-Arten – Xylob. Käfer aus Leimringfängen – je Probefläche und Untersuchungsjahr



	a	f	p	m	s
übrige Arten	16	15	8	0	0
RL-Arten	7	1	0	0	1

Abb. 3.4-43: Artenzahl (Rote-Liste-Arten / übrige) – Xylob. Käfer aus Leimringfängen – je ökologische Gilde

a = „Altholzbesiedler“, f = „Frischholzbesiedler“, p = „Pilzbesiedler“, m = „Mulmhöhlenbesiedler“, s = Arten mit „Sonderbiologie“ (genauere Erläuterung: s.zu Beginn des Kapitels 3.4.3.4)

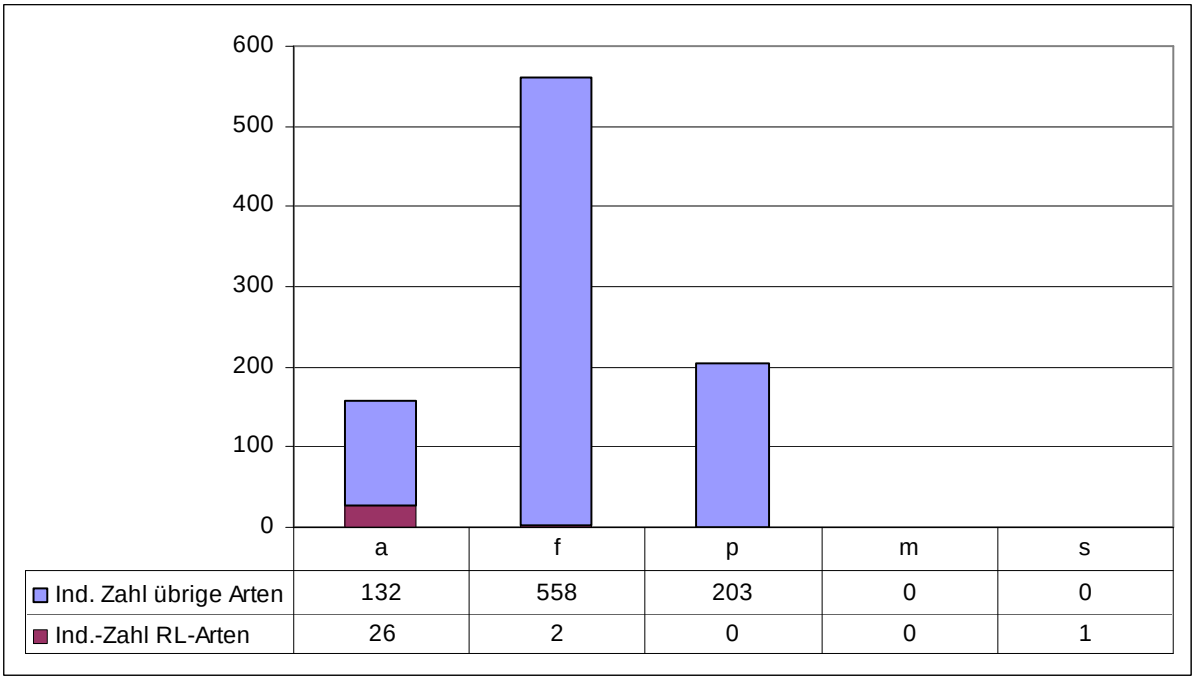


Abb. 3.4-44: Individuenzahl (Rote-Liste-Arten / übrige) – Xylob. Käfer aus Fensterfallen – je ökologische Gilde

a = „Altholzbesiedler“, f = „Frischholzbesiedler“, p = „Pilzbesiedler“, m = „Mulmhöhlenbesiedler“, s = Arten mit „Sonderbiologie“ (genauere Erläuterung: s.zu Beginn des Kapitels 3.4.3.4)

d) Entwicklungsprognose

s. Kap. 3.4.3.4

3.4.3.6 Laufkäfer

Tabelle 3.4-8: Ergebnisse Laufkäfererfassung (zusammengefasste Darstellung)

		RL		P4	P4	E6	E6	M1	M1
		S	D	07	08	07	08	07	08
Waldarten frischer bis feuchter Standorte									
	Nebria brevicollis			IV	IV	IV	IV	III	IV
	Abax parallelus			IV	III	IV	IV	III	III
	Abax paralellepipedus			IV	IV	III	III	III	III
	Limodromus assimilis			III	IV	III	III	III	III
	Notiophilus biguttatus			III	III	II	III	III	II
	Carabus coriaceus			II	II	II	III	III	II
	Pterostichus niger			II	I	II	II	III	III
	Badister lacertosus			III	I	II	II	III	III
	Abax carinatus	V		II		II		I	
Waldarten trockener Standorte									
	Pterostichus oblongopunctatus			II	III	I	II	III	III
	Notiophilus rufipes	R		I					
Eurytope Arten mit breiter Standortamplitude									
	Carabus nemoralis			IV	IV	IV	IV	IV	IV

		RL		P4	P4	E6	E6	M1	M1
		S	D	07	08	07	08	07	08
	Pterostichus melanarius			II	III	III	III	II	II
Eurytope Arten feuchter Standorte									
	Carabus granulatus			I		III	II	III	II
	Loricera pilicornis				I	r			
	Bembidion deletum					r			
Offenlandarten mit breiter Standortamplitude									
	Poecilus cupreus			I	III		II		II
	Bembidion lampros				I			I	III
	Amara communis						r		
Offenlandarten frischer bis trockener Standorte									
	Amara similata				III		III	I	IV
	Amara familiaris				II		I		II
	Pseudoophonus rufipes								I
	Synuchus nivalis								I
	Bembidion quadrimaculatum								I
	Harpalus distingueudus						I		
	Leistus ferrugineus				I				
	Harpalus latus						r		
	Harpalus tardus								I
	Microlestes minutulus					r			
	Notiophilus aesthuans	V				r			
Offenlandarten feuchter Standorte									
	Pterostichus strenuus							I	II
	Stomis pumicatus			I	I			I	
	Anisodactylus binotatus						r		I
	Asaphidion flavipes				I				
	Badister sodalis	R							I
	Clivina fossor						r		
Artenzahl				*16*	*19*	*17*	*20*	*17*	*23*

V = eudominant (32,0-100%); IV = dominant (10,0-31,9%); III = subdominant (3,2-9,9%);
II = rezedent (1,0-3,1%); I = subrezedent (0,32-0,99%); r = sporadisch (< 0,32%) (nach ENGELMANN, zit. in MÜHLENBERG 1993)

a) Allgemeine Angaben zur Artengemeinschaft

Die Laufkäferzönose der untersuchten Standorte wird v.a. von ± hygrophilen, vorrangig allgemein verbreiteten Waldarten charakterisiert (Abb. 3.4-45, Tabelle 3.4-8). Daneben spielen weitgehend anspruchslose, eurytope Arten eine maßgebliche Rolle am Aufbau des Dominanzspektrums. Ferner sind auch (übergreifende) Offenlandarten Bestandteil aller Datensätze. Etwas verstärkt treten diese aber nur im zweiten Untersuchungsjahr auf, insbesondere in M1.

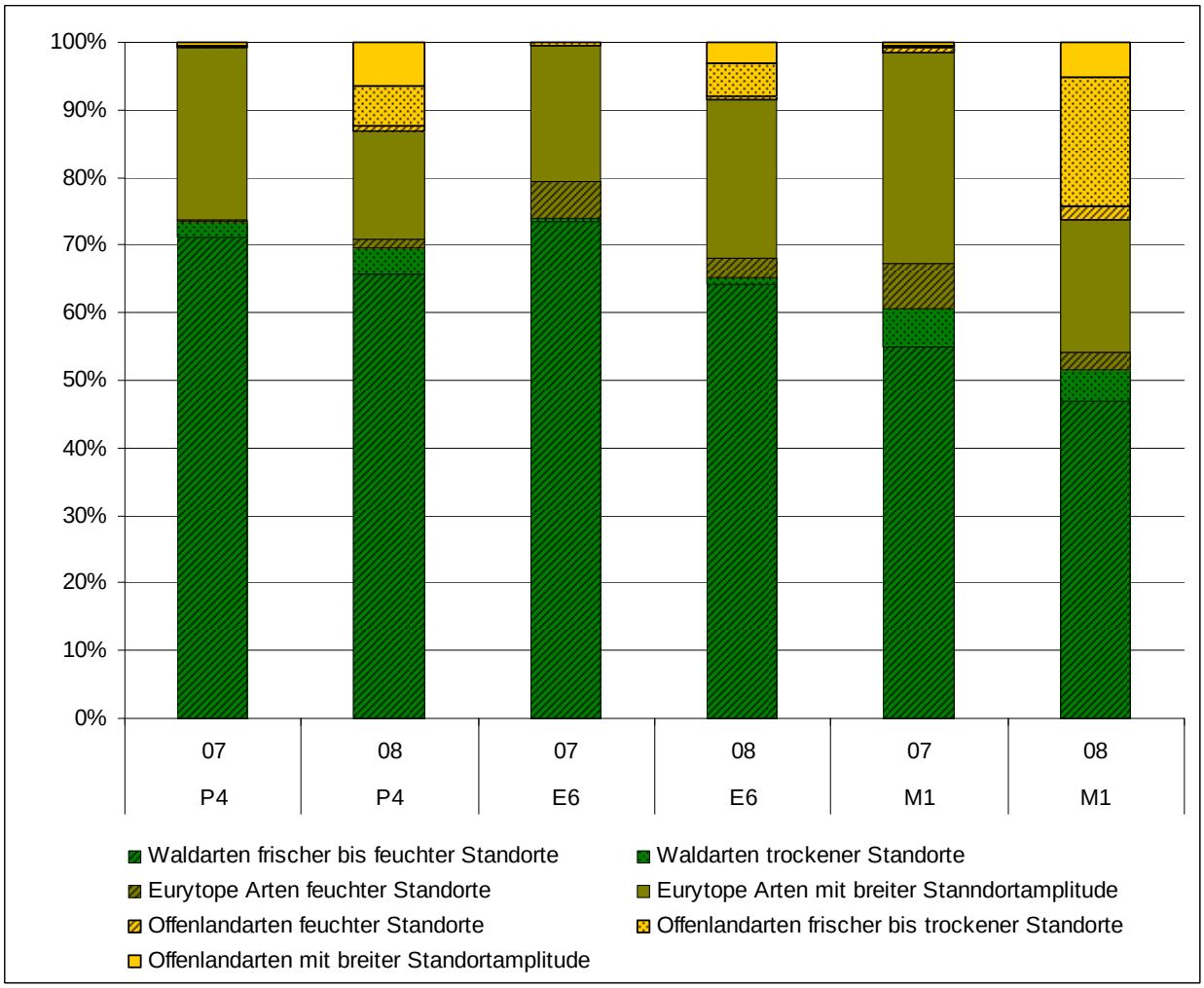
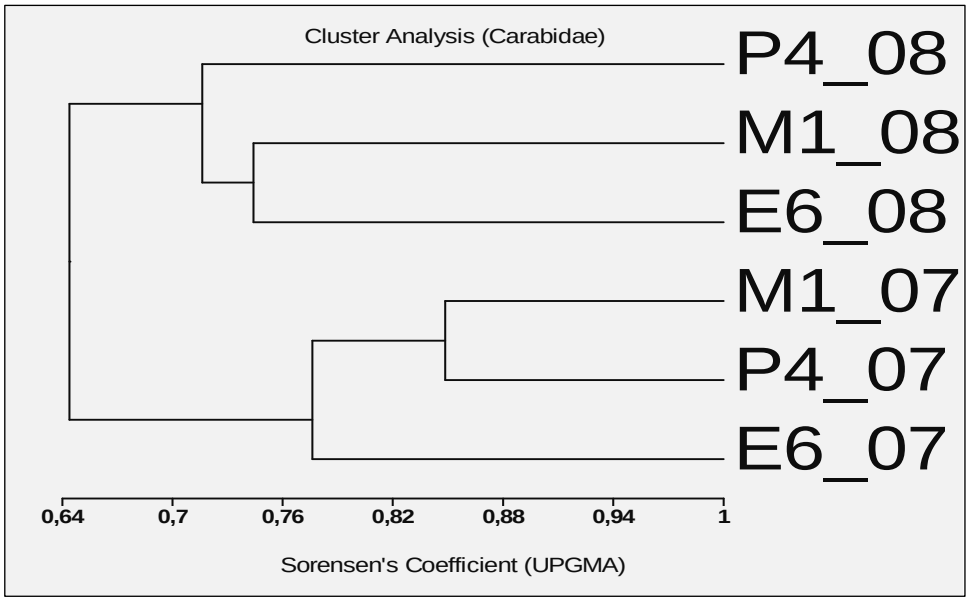


Abb. 3.4.-45: Dominanzverteilung Laufkäfer (Anteile ökol. Gilden) je Probefläche und Untersuchungsjahr

b) Vergleich der Untersuchungsflächen /-jahre

Insgesamt zeigen die Datensätze, auch im Vergleich der Untersuchungsjahre, eine hohe Übereinstimmung. Die Ähnlichkeitsanalyse (Abb. 3.4-46, 47) zeigt außerdem zunächst eine eindeutige Gruppierung in Abhängigkeit von den Untersuchungsjahren. Die meisten Veränderungen in 08 gegenüber 07 sind somit offensichtlich auf allgemeine Schwankungen, etwa infolge des Witterungsverlaufs oder sonstiger externer Faktoren, zurückzuführen (betrifft z.B. die generelle Zunahme von Offenlandarten in 08). Es wird aber aus den Clustern auch deutlich, dass sich in 2008, bezogen auf die „Artenähnlichkeit“ (Abb. 3.4-46), M1 und E6 annähern und gleichzeitig von P4 entfernen. Unter Beachtung der Dominanzstruktur (Abb. 3.4-47) rückt M1 in 08 zunehmend von E6 und P4 ab. Deutlich wird dies hier in einer relativen Zunahme von Offenland- bei gleichzeitig relativer Abnahme von Waldarten (Abb. 3.4-50, 45). In E6 werden ähnliche Tendenzen deutlich (Abb 3.4-45, 49, 50). Mögliche Ursachen für die verstärkte Änderung in M1 sind der hier größere Flächenumfang des Eingriffs sowie die relative Nähe zu halboffenen Bereichen (Waldwiese im Nordwesten; dem gegenüber ist E6 stärker isoliert). Die Bilanz des Artenwechsels (Abb. 3.4-48) ist für alle Probeflächen grundsätzlich positiv (genereller Jah-

restrend, s. allgemeine oben erwähnte Zunahme von Offenlandarten), fällt jedoch für M1 besonders günstig aus. Der größte Artenumsatz fand in E6 statt; möglicherweise begründet sich dies aus der hier besonders hohen Intensität des Eingriffs (komplette Beseitigung der Gehölzschichten).



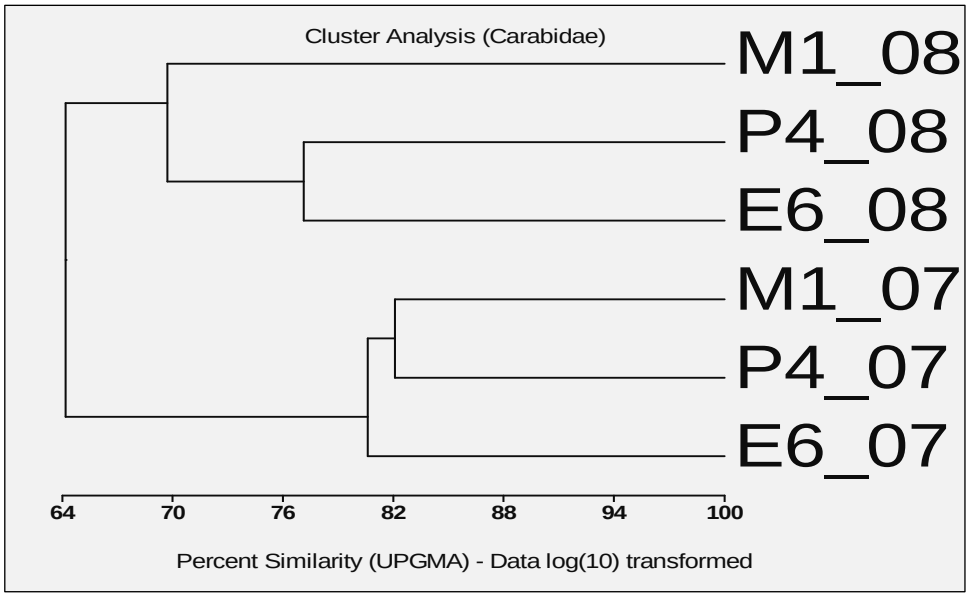
	E6_07	P4_07	M1_07	E6_08	P4_08	M1_08
E6_07	100,0%					
P4_07	78,8%	100,0%				
M1_07	76,5%	84,8%	100,0%			
E6_08	59,5%	66,7%	64,9%	100,0%		
P4_08	61,1%	68,6%	72,2%	71,8%	100,0%	
M1_08	55,0%	61,5%	70,0%	74,4%	71,4%	100,0%

Abb, 3.4-46a/b: Clusteranalyse und Matrix nach „Artenähnlichkeit“ – Laufkäfer

Ähnlichkeit ≥ 75 %, Ähnlichkeit ≥ 65 %

c) Vorkommen naturschutzfachlich relevanter Arten

Nur vier der insgesamt 36 vorgefundenen Arten werden in Sachsen als naturschutzrelevant eingestuft (zwei infolge Seltenheit potenziell gefährdete sowie ferner zwei Vorwarnlisten-Arten; s. Tabelle 3.4-8; bundesweit gilt keine der nachgewiesenen Arten als gefährdet). Die Aktivitätsdichte der naturschutzrelevanten Laufkäfer (je zwei Offenland- und zwei Waldarten) ist durchgängig gering. Unterschiede zwischen den Jahren sind eher allgemeiner Natur und stehen kaum im Zusammenhang mit den Eingriffen (s. z.B. generelles Fehlen von *Abax carinatus* in 08).



	E6_07	P4_07	M1_07	E6_08	P4_08	M1_08
E6_07	100,0%					
P4_07	81,6%	100,0%				
M1_07	79,6%	82,0%	100,0%			
E6_08	70,5%	66,9%	69,5%	100,0%		
P4_08	59,5%	63,7%	64,2%	77,1%	100,0%	
M1_08	55,6%	59,5%	67,9%	72,2%	67,2%	100,0%

Abb. 3.4-47a/b: Clusteranalyse und Matrix nach „Dominanzähnlichkeit“ – Laufkäfer

Ähnlichkeit ≥ 75 %
Ähnlichkeit ≥ 65 %

d) Entwicklungsprognose

Bei Fortführung / Erweiterung der Bewirtschaftung (Mittelwald, Loch- und Femelhiebe) ist mit einer weiteren Veränderung der Artenzusammensetzung zugunsten von Offenlandarten zu rechnen. Damit verbunden ist evtl. auch eine Zunahme naturschutzfachlich relevanter Arten, da solche im Spektrum potenziell vorkommender Offenlandarten eher zu erwarten sind als bei eurytopen oder Waldarten.

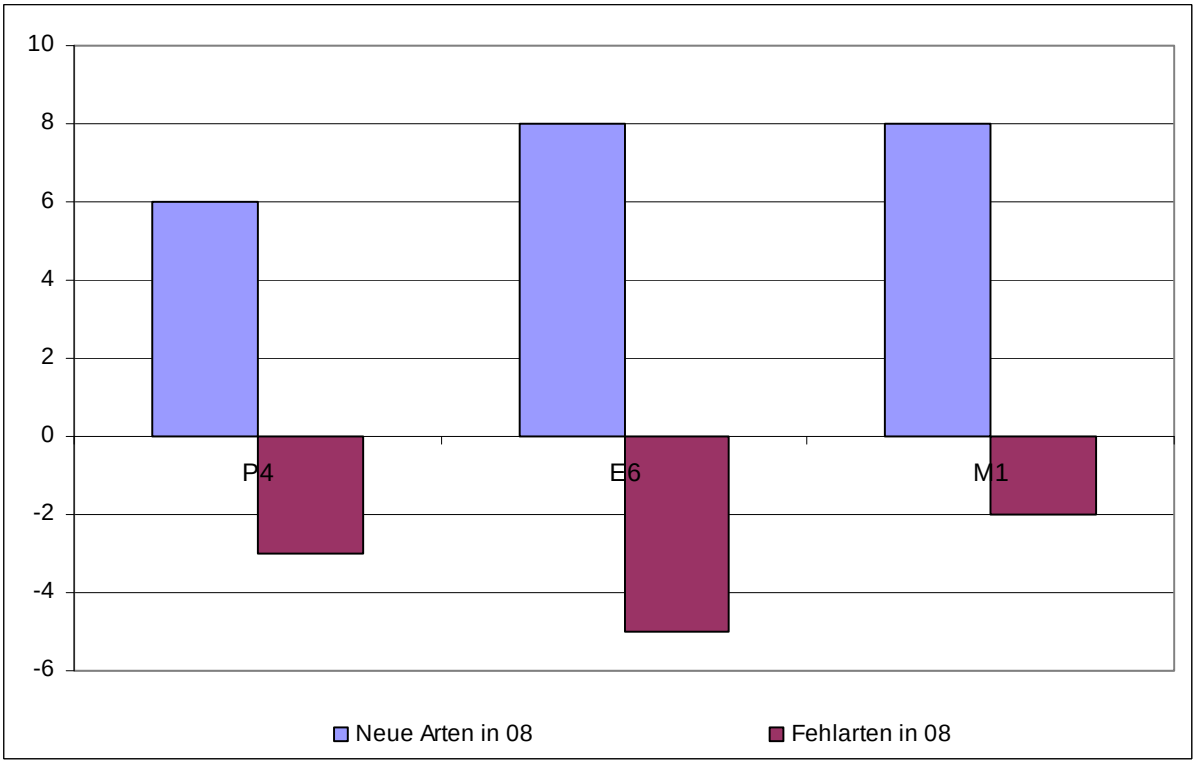


Abb. 3.4-48: Artenwechsel von 07 nach 08 (je Probefläche) - Laufkäfer

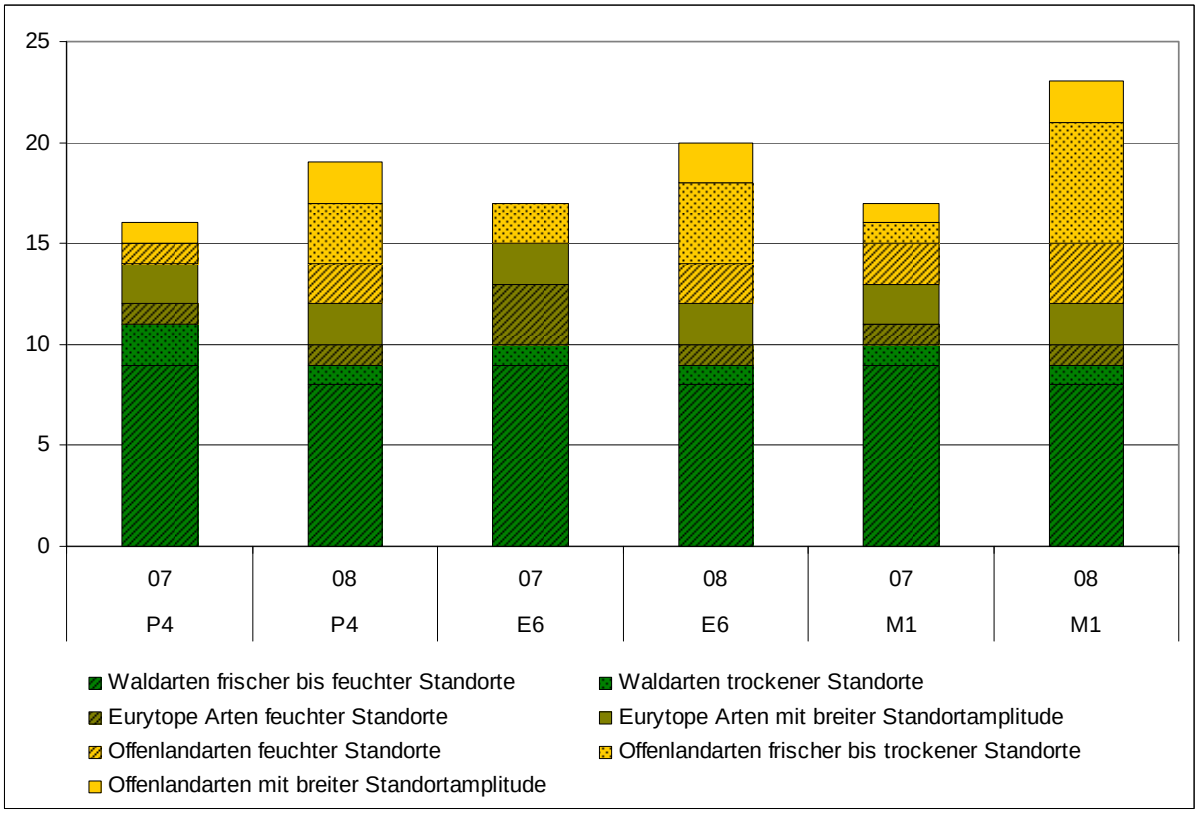


Abb. 3.4-49: nachgewiesene Artenzahl Laufkäfer (unterteilt nach ökol. Gilden) je Probefläche und Untersuchungsjahr

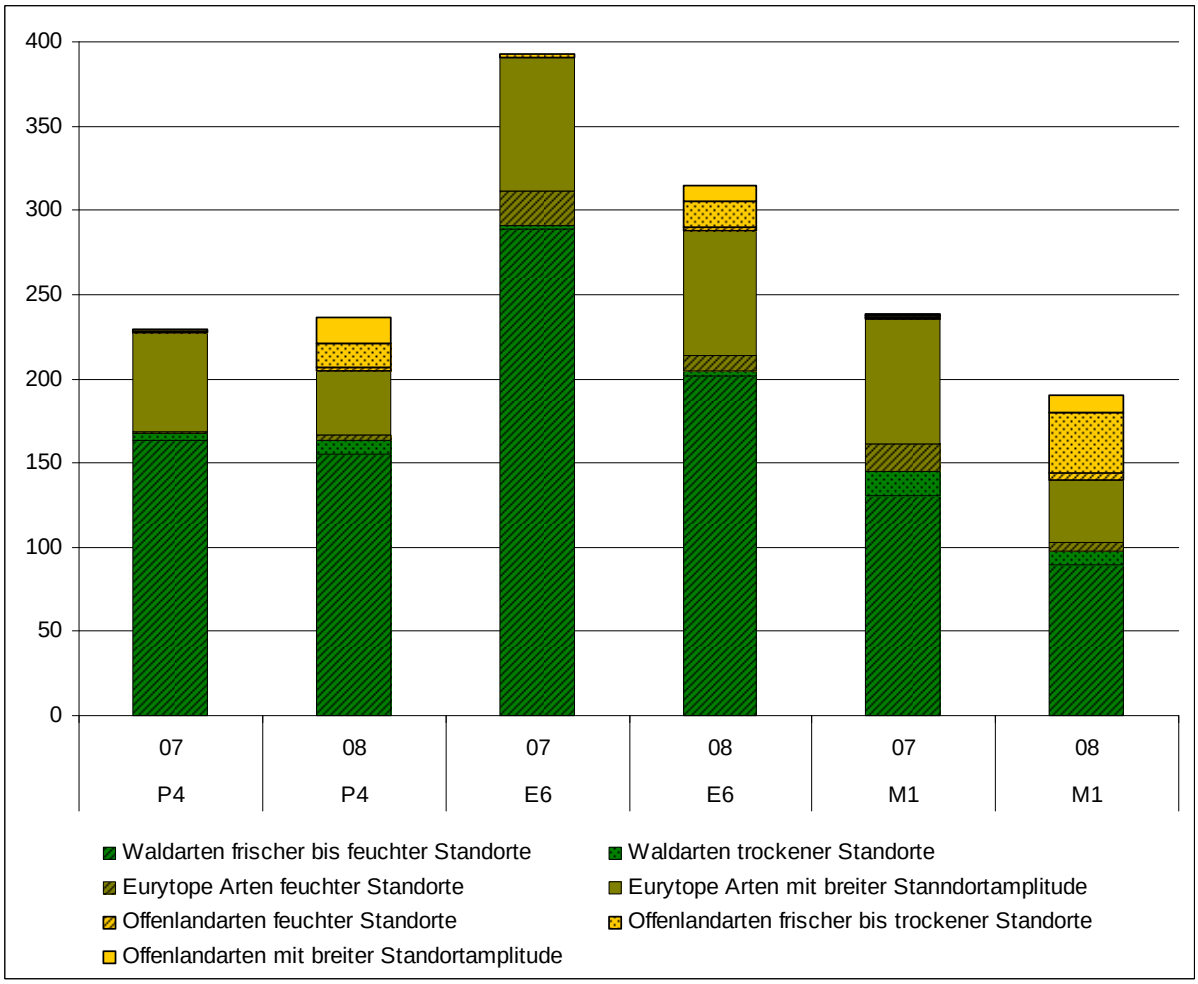


Abb. 3.4-50: nachgewiesene Individuenzahl Laufkäfer (unterteilt nach ökol. Gilden) je Probefläche und Untersuchungsjahr

3.4.3.7 Tagfalter

Tabelle 3.4-9: Ergebnisse Tagfaltererfassung (zusammengefasste Darstellung)

	RL	P4	P4	M1	M1	E6	E6
	SN	07	08	07	08	07	08
Arten mit VS in (durchlichteten) Wäldern							
Gonepteryx rhamni (Zitr.falt.)		1	+	+	1	1	+
Pararge aegeria (Waldbrettspiel)		+	+	r		r	
Arten mit VS an Wald-Innensäumen							
Anthocharis cardamines (Aurorafalt.)		2	1	1	3	r	+
Argynnis paphia (Kaisermantel)		r	r		r		1
Nymphalis c-album (C-Falt.)		+	1	r	+	1	
Arten mit VS an Wald-Außensäumen (inkl. angrenzende Offenländer)							
Aphantopus hyperantus (Schornsteinfeger)		1		r	r	1	1
Thymelicus lineola (Schwarkolb. Dickkopf)					r	r	

		RL	P4	P4	M1	M1	E6	E6
		SN	07	08	07	08	07	08
	Leptidea sinapis (Senfweißl.)	V	r					
Euryöke Halboffenlandarten								
	Pieris napi (Grünaderweißl.)		r	1		2	+	2
	Nymphalis io (Tagpfauenauge)		r		2	r	1	r
	Vanessa atalanta (Admiral)		r	r		r	r	1
Euryöke Offenlandarten								
	Pieris rapae (Kl. Kohlweißl.)			+	r	3	r	1
	Issoria lathonia (Kl. Perlmutterfalt.)		r		r	1		1
	Nymphalis urticae (Kl. Fuchs)		r		r	1	r	
	Pieris brassicae (Gr. Kohlweißl.)					+		1
Artenzahl			*12*	*8*	*9*	*13*	*11*	*10*

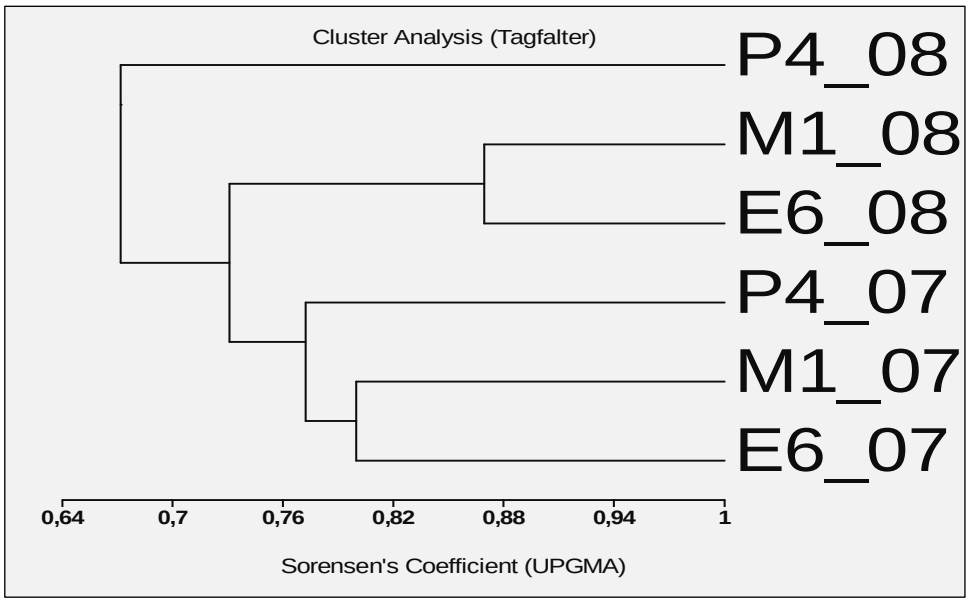
VS = Verbreitungsschwerpunkt

Abundanz (nach ECKARDT, zit. in SETTELE et al. 1999): r = selten (1 Ind./VP/1000 qm); + = selten (2 Ind./VP/1000 qm); 1 = zerstreut (3-4 Ind./VP/1000qm; 2 = ziemlich häufig (>4 Ind./VP. Max.< 4 Ind./1000 qm); 3 = häufig (> 4 Ind./VP, Max. 4-16 Ind./1000 qm); 4 = sehr häufig (Max. 17-20 Ind./1000 qm); 5 = massenhaft (Max. > 40 Ind./1000 qm); Ind. = Individium, Individuen; VP = Vegetationsperiode

a) Allgemeine Angaben zur Artengemeinschaft

Bezogen auf alle Probeflächen und beide Untersuchungsjahre wird die Tagfaltergemeinschaft des Erfassungsgebietes vorrangig von Arten bestimmt, deren Besiedlungsschwerpunkt ± im Bereich von Waldsäumen liegt (Verlichtungsbereiche innerhalb des Waldes und/oder waldnahe Saumstadien). Überwiegend sind dies Arten, die – auch aufgrund ihrer bevorzugten Futterpflanzen – v.a. nitrophile Säume frischfeuchter Standorte bewohnen. Namentlich zu nennen sind Aurorafalter (*Anthocharis cardamines*), C-Falter (*Nymphalis c-album*) und Grünaderweißling (*Pieris napi*) (wobei letzterer sehr mobil ist und so, stärker als die anderen Arten, ggf. auch maßgeblich in Offenlandhabitate übergreift; daher in Tabelle 3.4-9 als „euryöke Halboffenlandart“ eingestuft). Als weitere „Saumarten“ treten Schornsteinfeger-Falter (*Aphanthopus hyperantus*) sowie Kaisermantel (*Argynnis paphia*) auf. Darüber hinaus kommen typische Bewohner durchlichteter Wälder vor. Im Gebiet sind dies nur zwei Arten (Zitronenfalter, Waldbrettspiel), auch weil es in der Gruppe der Tagfalter generell wenig Arten gibt, die vorrangig in Wäldern vorkommen. Weiterhin zu nennen sind einige allgemein verbreitete, euryöke und hochmobile (teils aus dem weiteren Umfeld übergreifende) Offenlandarten, die im ersten Jahr vor allem in M1 auftraten (hier bereits vor Beginn der Eingriffe Auflichtungsbereiche vorhanden, zudem befindet sich unweit der Fläche eine Waldwiese). Im zweiten Untersuchungsjahr nehmen die Vertreter dieser Gruppe im Bereich der Eingriffsflächen (M1, E6) zumeist deutlich zu (s.u., Pkt. b). Nahezu alle Arten konnten nur in geringen bis mittleren Abundanzen nachgewiesen werden. Lediglich in M1 wurden Aurorafalter und Kleiner Kohlweißling im zweiten Untersuchungsjahr als „häufig“ festgestellt. Dabei ist sicher auch zu berücksichtigen, dass die Erfassungsjahre 07 und 08 als deutschlandweit „schlechte Tagfalterjahre“ galten (Mitt. UfZ).

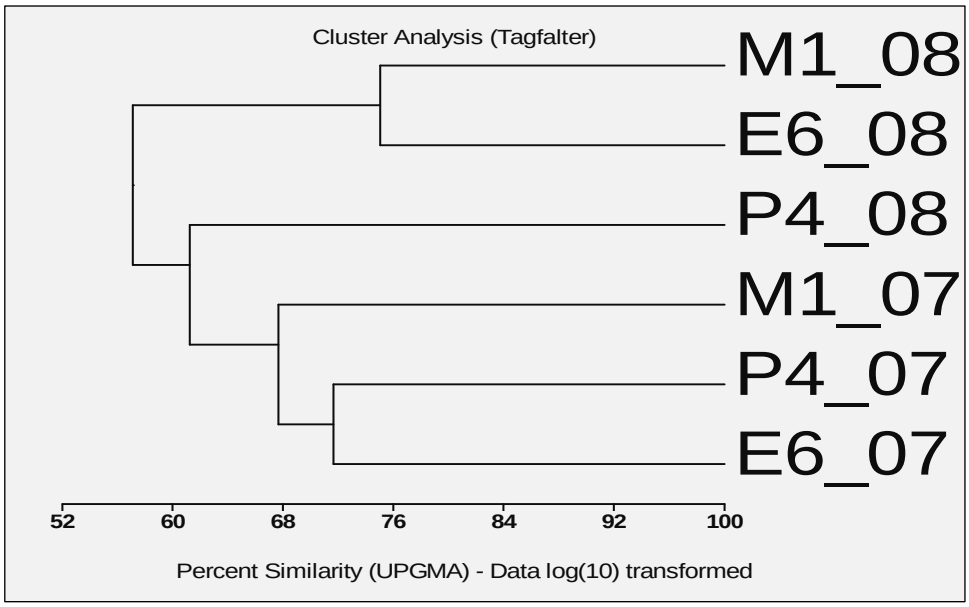
b) Vergleich der Untersuchungsflächen /-jahre



	E6_07	P4_07	M1_07	E6_08	P4_08	M1_08
E6_07	100,0%					
P4_07	78,3%	100,0%				
M1_07	80,0%	76,2%	100,0%			
E6_08	66,7%	72,7%	63,2%	100,0%		
P4_08	73,7%	70,0%	58,8%	66,7%	100,0%	
M1_08	83,3%	80,0%	72,7%	**87,0%**	66,7%	100,0%

Abb. 3.4.-51a/b: Clusteranalyse und Matrix nach „Artenähnlichkeit“ – Tagfalter

Ähnlichkeit ≥ 75 %
Ähnlichkeit ≥ 65 %



	E6_07	P4_07	M1_07	E6_08	P4_08	M1_08
E6_07	100,0%					
P4_07	71,6%	100,0%				
M1_07	69,0%	66,2%	100,0%			
E6_08	52,9%	56,7%	45,8%	100,0%		
P4_08	64,7%	66,1%	52,8%	55,0%	100,0%	
M1_08	63,6%	66,8%	55,0%	75,0%	60,7%	100,0%

Abb 3.4-52a/b: Clusteranalyse und Matrix nach „Dominanzähnlichkeit“ – Tagfalter

Ähnlichkeit ≥ 70 %
Ähnlichkeit ≥ 65 %

Für alle Probeflächen sind aus den Clusteranalysen, sowohl in der Arten- als auch in der Dominanzähnlichkeit mehr oder minder deutliche Veränderungen erkennbar (Abb. 3.4-51, 3.4-52). Es sind dies zumindest teilweise offenbar Entwicklungen, die auf allgemeine bzw. extern verursachte Schwankungen zurückzuführen sind, also nicht im Zusammenhang mit den Eingriffen stehen (betrifft z.B. in 08 deutlich abnehmende Arten, s. Tabelle 3.4-9). Ungeachtet dessen ist in 08 eine deutlich zunehmende Angleichung der Tagfalterfauna in den Probeflächen M1 und E6 zu verzeichnen. Beide Teilbereiche zeigen in 08 einen Anstieg der Arten- und Individuenzahlen, während in P4 eine entgegengesetzte Tendenz besteht (Abb. 3.4-53 bis 55). Eine Zunahme (in M1, E6) ist insbesondere für euryöke Offenlandarten feststellbar (Abb. 3.4-55, Tabelle 3.4-9) – ein Umstand, der ganz offensichtlich auf die forstlichen Eingriffen zurückzuführen ist. Es sind dies überwiegend in der weiteren Umgegend überall häufig vorkommende und zugleich hochmobile Arten, die somit in der Lage sind auf strukturelle Veränderungen im Gebiet besonders rasch zu reagieren. In M1 ist außerdem ein deutlicher Anstieg der Nachweiszahlen des Aurorafalters zu konstatieren (Tabelle 3.4-9). Dass diese Entwicklung in E6 (noch) nicht stattfand, dürfte in der isolierten Lage des durchgeführten / untersuchten Lochhiebs begründet liegen: *Anthocharis cardamines* benötigt zur Ausbreitung / Mobilität verbindende Saumstrukturen; im Unterschied dazu überwinden die hochmobilen Offenlandarten ggf. auch Baumkronenbereiche; in M1 besteht ein unmittelbarer Anschluss zu Waldwegsäumen, hingegen ist der Lochhieb in E6 vollständig von hohen Altbaumbeständen umgeben. Darüber hinaus geht die insgesamt besonders positive Arten-Bilanz in M1 (Abb.3.4-53) sicher auch generell auf die relative Nähe zu Lieferhabitaten (halboffene Auenbereiche im NW) zurück. Angemerkt sei außerdem aber auch, dass die scheinbar erheblichen Artenrückgänge in P4 und E6 (ebd.) vielfach Arten betreffen, die in 07 nur vereinzelt nachgewiesen werden konnten (s. Tab. 3.4-9); mithin liegen diese Schwankungen vermutl. im Zufallsbereich.

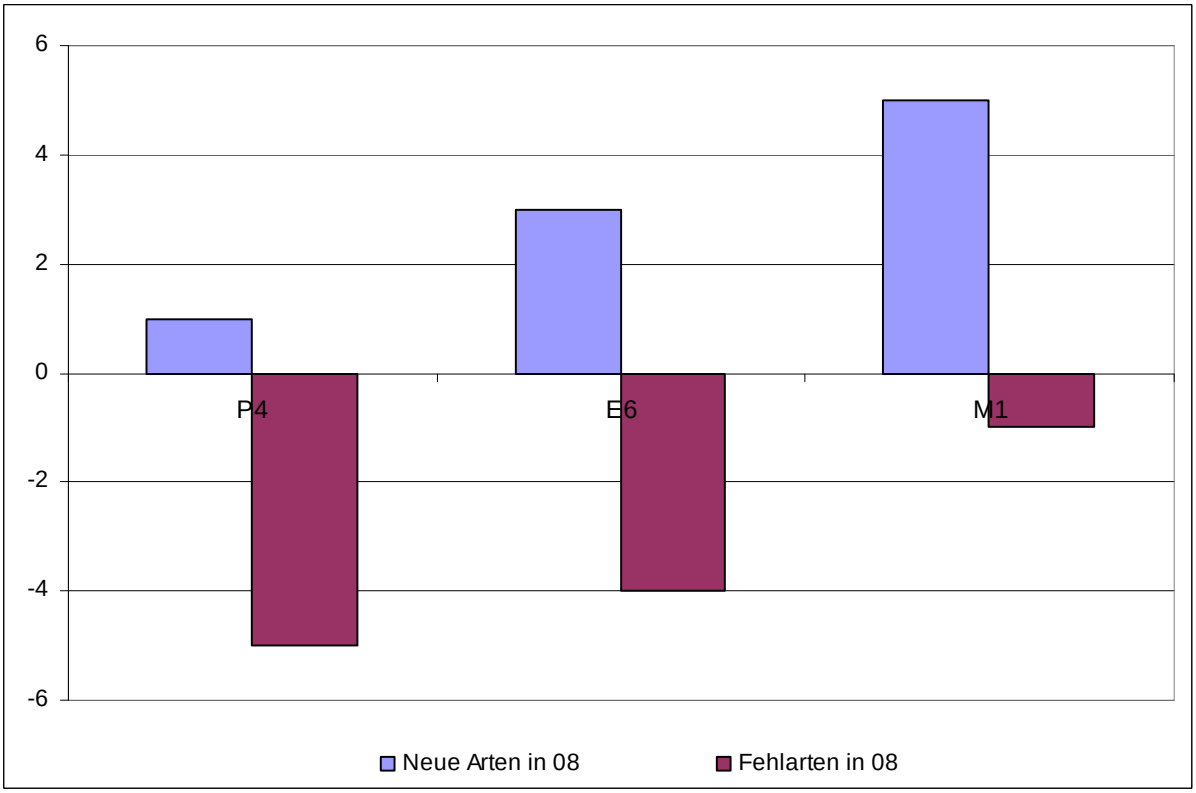


Abb: 3.4-53: Artenwechsel von 07 nach 08 (je Probefläche) - Tagfalter

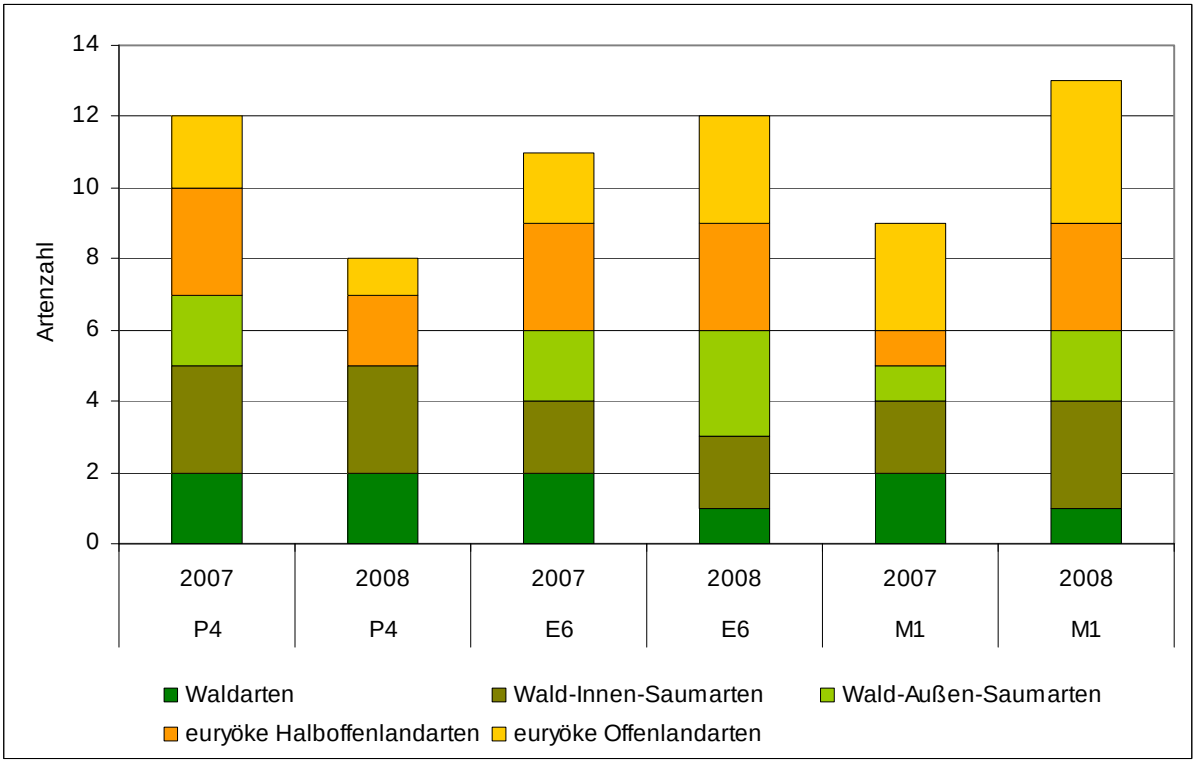


Abb. 3.4-54: nachgewiesene Artenzahl Tagfalter (unterteilt nach ökol. Gilden) je Probefläche und Untersuchungsjahr

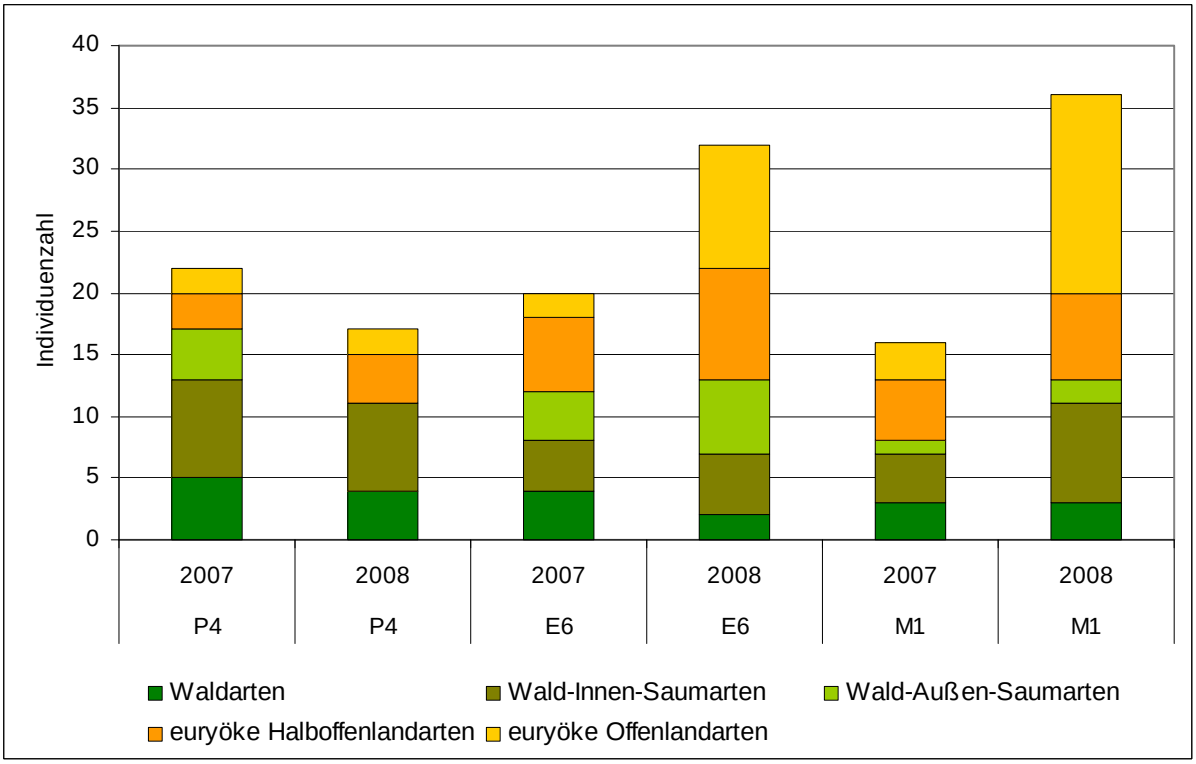


Abb. 3.4-55: nachgewiesene Individuenzahl Tagfalter (unterteilt nach ökol. Gilden) je Probefläche und Untersuchungsjahr

c) Vorkommen naturschutzfachlich relevanter Arten

Im ermittelten Spektrum sind bislang keine Rote-Liste-Arten enthalten. Lediglich der Senfweißling (*Leptidia sinapis*) ist Bestandteil der sächsischen Vorwarnliste. Die Art wurde aber innerhalb des Untersuchungszeitraums nur in einem Individuum nachgewiesen. Aufgrund ihrer Singularität ist die Beobachtung als ± zufällig zu betrachten.

d) Entwicklungsprognose

Auf der Basis der Befunde ist davon auszugehen, dass mit Fortgang der forstlichen Eingriffe die Artenvielfalt weiter zunimmt (Zunahme von Saum- und Offenlandarten, ohne dass dabei Waldarten nennenswert abnehmen). Langfristig ist allerdings ein Rückgang / Schwund von Waldbewohnern nicht ausschließbar. Dies gilt zumindest – je nach Staffelung und Anordnung der Hiebsbereiche - für Teile der konventionell bewirtschafteten Flächen. In der Mittelwaldbewirtschaftung dürfte der verbleibende Oberstand für den Fortbestand der Arten hinreichend sein. Aber auch bei femelartiger Nutzung können - bei entsprechend sorgfältiger Vorgehensweise - solche Effekte ggf. vermieden werden (z.B. durch räumlich günstige Verteilung der Hiebsflächen, allmähliche Staffelung, Belassen von Altholzinseln). Außerdem gilt: da dies nur wenige Arten betrifft (s.o) und in der weiteren Umgebung noch hinreichende Habitatflächen vorhanden sind, ist eine solche (mögliche) Entwicklung in der Gesamtbilanz

sicher vernachlässigbar. Außer den bislang beobachteten können, aufgrund ihrer Anspruchsprofile und aktuellen Verbreitung in der Region, künftig insbesondere noch folgende Arten erwartet werden: Braunkolbiger Braun-Dickkopf (*Thymelicus sylvestris*), Rostfarbiger Dickkkopf (*Ochlodes venatus*), Blauer Eichen-Zipfelfalter (*Neozephyrus quercus*), Faulbaumbläuling (*Celastrina argiolus*), Landkärtchen (*Araschnia laevana*), Großes Ochsenauge (*Maniola jurtina*). Hinzu kommen die überregional gefährdeten und somit naturschutzfachlich besonders relevanten Arten Ulmen-Zipfelfalter (*Satyrium w-album*), Großer Fuchs (*Nymphalis polychloros*), Kleiner Maivogel *(Euphydrias maturna*) und Kleiner Schillerfalter (*Apatura ilia*). Insbesondere für die FFH-Art *Euphydrias maturna* besitzt das Leipziger Auengebiet eine überregional herausragende Verantwortung (hier eins der insgesamt vier verbliebenen größeren Restvorkommen im Bundesgebiet, dabei das einzige in Ostdeutschland). Sowohl Mittelwaldbetrieb als auch femelartige Nutzungsweisen kommen den strukturellen Ansprüchen der Art sehr entgegen. Werden im Rahmen der weiteren Flächenbewirtschaftung einige Grundsätze beachtet (v.a. Belassen / Fördern von Jungeschen in sonnenexponierten und zugleich windgeschützten Bereichen, vgl. HELLRIEGEL-INSTITUT 2008), kann mit einer Ansiedlung der als ausgesprochen mobil geltenden Art gerechnet werden (der nächste ± aktuelle Vorkommensort befindet sich nur etwa 2 km westlich des Burgauenwaldes; bis zum derzeitigen Hauptvorkommengebiet innerhalb der Leipziger Auen sind es allerdings ca. 6 km). Zumindest nicht ausschließbar sind ferner ggf. auch Ansiedlungen der - im Leipziger Auengebiet aber generell noch häufigen - FFH-Art *Glaucopsyche nausithous* (Dunkler Wiesenknopf-Ameisenbläuling), da im Zuge der Auflichtungsprozesse auch mit einer (wenngleich geringfügigen) Etablierung der Raupenfutterpflanze *Sanguisorba officinalis* (Großer Wiesenknopf) grundsätzlich gerechnet werden kann (vgl. Kap. 3.3.3).

3.4.3.8 Nachtfalter (nach HEYDE 2007, 2008)

a) Allgemeine Angaben zur Artengemeinschaft

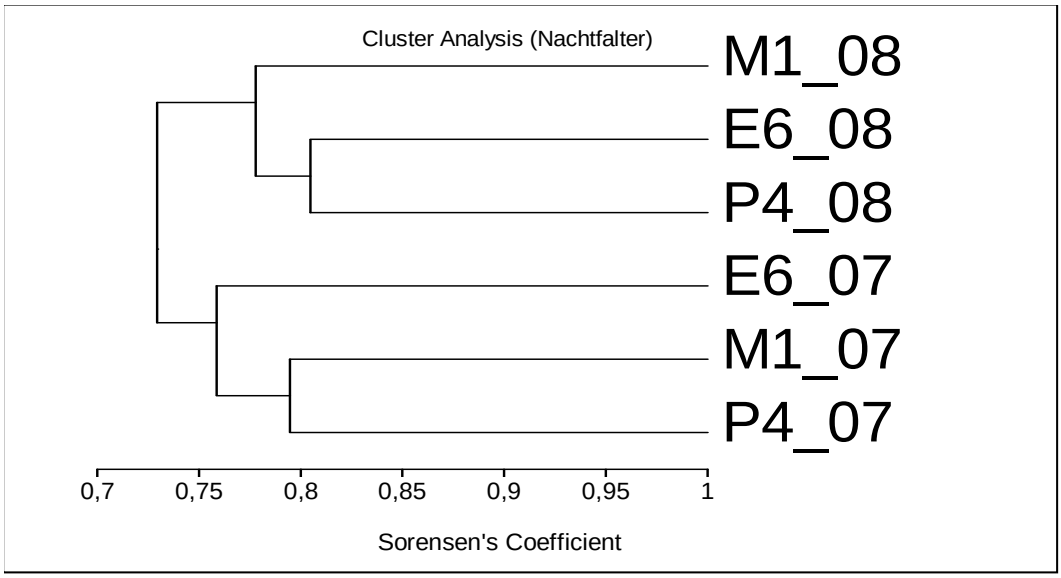
In den beiden Untersuchungsjahren wurden insgesamt 291 Arten in knapp 21000 Individuen nachgewiesen (2007: 254 Arten / 7615 Ind.; 2008: 221 Arten / 13370 Ind.). 81 Arten sind für das Burgauengebiet damit erstmalig belegt worden, während 41 früher beobachtete Arten* nicht erneut bestätigt werden konnten. Im aktuellen Nachweisspektrum überwiegen ± allgemein verbreitete und eurytope Arten bzw. solche, die gleichermaßen in Waldgebieten wie gehölzreichen Offenlandbereichen siedeln. Nur ca. ein Drittel der nachgewiesenen Spezies sind je etwa zur Hälfte obligat an Wälder bzw. Offenlandbereiche gebunden. Bei den Waldbesiedlern sind dies ganz überwiegend typische Laubwaldbewohner, darunter auch mehr oder minder charakteristische Auwaldarten. Unter den Offenlandbewohnern finden sich – soweit für die einzelnen Arten relevant bzw. bekannt – sowohl Arten trockener als auch mittlerer und feuchter Standorte. Außerdem sind am Artenspektrum einige typische Arten der Siedlungen beteiligt, worin die Stadtnähe der Untersuchungsstandorte zu Ausdruck kommt. Geringfü-

gig treten ferner in Erscheinung: Arten mit relativer Gewässerbindung und solche mit Sonderbiologie (insbesondere Besiedler spezieller Substrate wie Pilze und Flechten).

*bisherige Funde gemäß Datenbestand Naturkundemuseum Leipzig

b) Vergleich der Untersuchungsflächen /-jahre

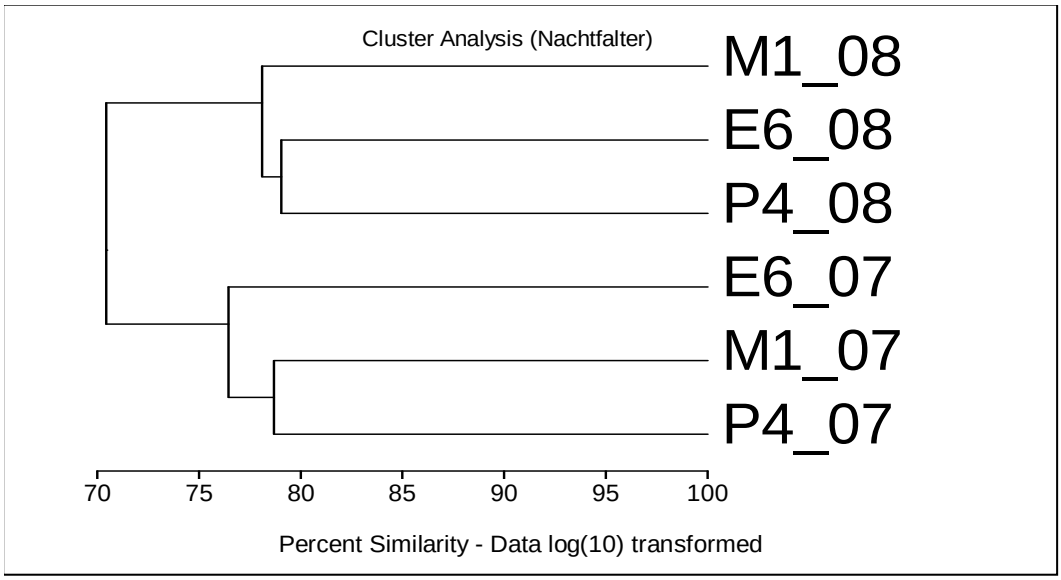
Die Clusteranalysen zeigen (sowohl bei rein qualitativem Vergleich als auch unter Beachtung der Dominanzen) in erster Linie eine Gruppierung nach Untersuchungsjahren (Abb. 3.4.-56 a/b und 57a/b). Entsprechendes lässt sich auch aus der Gegenüberstellung der Arten- und Individuenzahlen ablesen (Abb. 3.4-59 und 60): Auf allen Untersuchungsflächen nimmt im zweiten Erfassungsjahr die Artenzahl um etwa die gleiche Relation ab, während sich die Individuenzahl vergrößert (letzteres liegt vorrangig in der Massenentwicklung einiger weniger Arten begründet!). Allgemein wirkende Faktoren (Witterung etc.) haben somit einen größeren Einfluss auf die Zusammensetzung der Nachtfalterfauna als die forstlichen Eingriffe. Ungeachtet dessen ist jedoch bemerkenswert, dass die Artenzusammensetzung und Dominanzverteilung der Mittelwaldfläche im zweiten Untersuchungsjahr zumindest geringfügig von der der Prozesschutzfläche abrückt (Abb. 3.4.-56 a/b und 57 a/b). Hier kommt u.U. die (im Vergleich zu E6) größerflächige Auflichtung der Waldbestände in M1 zum Ausdruck. Einen Hinweis hierfür liefern die im zweiten Jahr bei M1 leicht erhöhten Individuenzahlen an Offenlandarten (Abb. 3.4.-60). Außerdem sind hier die „Artenverluste“ in 2008 am geringsten (Abb. 3.4-58 und 59).



	P4_07	M1_07	E6_07	P4_08	M1_08	E6_08
P4_07	100,0%					
M1_07	79,5%	100,0%				
E6_07	74,1%	77,6%	100,0%			
P4_08	76,5%	76,9%	71,9%	100,0%		
M1_08	70,9%	73,4%	67,2%	78,9%	100,0%	
E6_08	74,3%	75,3%	69,9%	80,5%	76,7%	100,0%

Abb. 3.4.-56a/b: Clusteranalyse und Matrix nach „Artenähnlichkeit“ – Nachtfalter

Ähnlichkeit ≥ 75 %
Ähnlichkeit ≥ 65 %



	P4_07	M1_07	E6_07	P4_08	M1_08	E6_08
P4_07	100,0%					
M1_07	78,7%	100,0%				
E6_07	75,6%	77,3%	100,0%			
P4_08	71,5%	73,3%	67,9%	100,0%		
M1_08	69,2%	71,4%	66,4%	78,8%	100,0%	
E6_08	72,1%	72,6%	69,3%	79,1%	77,4%	100,0%

Abb. 3.4.-57a/b: Clusteranalyse und Matrix nach „Dominanzähnlichkeit“ – Nachtfalter

Ähnlichkeit ≥ 75 %
Ähnlichkeit ≥ 65 %

Tabelle 3.4-10: Ergebnisse Nachtfaltererfassung (zusammengefasste Darstellung)

Gattung	Art	Autor	dt. Bezeichnung	RL / VL		A	P4	P4	E6	E6	M1	M1
				D	SN		07	08	07	08	07	08
Überwiegend an Offenland gebundene Arten												
Abrostola	*triplasia*	(Linnaeus, 1758)	Brennnesseleule				+	+	r	+	r	+
Acronicta	*rumicis*	(Linnaeus, 1758)	Ampfer-Rindeneule				r	r			r	+
Actinodia	*polyodon*	(Clerck, 1759)	Vielzahn-Johanniskrauteule		3		r					
Agrochola	*lota*	(Clerck, 1759)	Dunkelgraue Herbsteule						r			
Agrochola	*nitida*	([Denis & Schiffermüller], 1775)	Rotbraune Herbsteule	3		a)					r	
Agrotis	*exclamationis*	(Linnaeus, 1758)	Gewöhnliche Graseule				+	+	+	r	+	+
Agrotis	*segetum*	([Denis & Schiffermüller], 1775)	Saateule				2	3	1	2	3	3
Anticollix	*sparsata*	(Treitschke, 1828)	Gilbweiderichspanner		3						r	
Apamea	*ophiogramma*	(Esper, [1794])	Schlangenlinien-Grasbüscheleule		3			r	r		r	r
Apamea	*sordens*	(Hufnagel, 1766)	Ackerrand-Grasbüscheleule				r				r	
Aplocera	*plagiata*	(Linnaeus, 1758)	Grauspanner				r		r			
Autographa	*pulchrina*	(Haworth, 1809)	Ziest-Silbereile					r	r	r	r	r
Calliclystis	*chloerata*	(Mabille, 1830)	Schlehen-Blütenspanner		3				+			
Charanyca	*trigrammica*	(Hufnagel, 1766)	Dreilinieneule				+		+		r	r
Chortodes	*fluxa*	(Hübner, 1809)	Kleine Landreitgraseule						r			
Craniophora	*ligustri*	([Denis & Schiffermüller], 1775)	Liguster-Rindeneule				2	1	2	2	2	2
Deilephila	*elpenor*	(Linnaeus, 1758)	Mittlerer Weinschwärmer				r				r	
Deltote	*bankiana*	(Fabricius, 1775)	Silbereulchen		3		r	r			r	r
Deltote	*deceptoria*	(Scopoli, 1763)	Buschrasen-Grasmotteneulchen							r		
Discestra	*trifolii*	(Hufnagel, 1766)	Kleefeldeule						r		r	
Dypterygia	*scabriuscula*	(Linnaeus, 1758)	Trauereule				r	r		r	r	r
Elaphria	*venustula*	(Hübner, 1790)	Marmoriertes Gebüscheulchen				r	r			r	r
Eupithecia	*linariata*	([Denis & Schiffermüller], 1775)	Leinkraut-Blütenspanner				r					
Euproctis	*chrysorrhoea*	(Linnaeus, 1758)	Goldafter				r	+		+	+	+
Euxoa	*nigricans*	(Linnaeus, 1758)	Schwarze Erdeule				r					
Habrosyne	*pyritoides*	(Hufnagel, 1766)	Achat-Eulenspinner					r	r	r	r	+
Hadena	*rivularis*	(Fabricius, 1775)	Violettbraune Kapseleule						r			r
Heliophobus	*reticulata*	(Goeze, 1781)	Netzeule		V				r			
Heliothis	*viriplaca*	(Hufnagel, 1766)	Karden-Sonneneule									r

Gattung	Art	Autor	dt. Bezeichnung	RL / VL		A	P4	P4	E6	E6	M1	M1
				D	SN		07	08	07	08	07	08
Herminia	*grisealis*	([Denis & Schiffermüller], 1775)	Bogenlinien-Sapnnereule				+	+	1	+	1	+
Herminia	*tarsicrinalis*	(Knoch, 1782)	Braungestreifte Spannereule				+	r	r		r	+
Herminia	*tarsipennialis*	(Treitschke, 1835)	Laubgehölz-Spannereule				r					
Hoplodrina	*ambigua*	([Denis & Schiffermüller], 1775)	Hellbraune Staubeule				+	+	+		+	r
Hoplodrina	*blanda*	([Denis & Schiffermüller], 1775)	Graubraune Staubeule				r	r	r			
Hydraecia	*micacea*	(Esper, [1789])	Markeule						r		r	r
Hypena	*rostralis*	(Linnaeus, 1758)	Hopfen-Schnabeleule		V		r		r		r	
Idaea	*fuscovenosa*	(Goeze, 1781)	Graurandiger Zwergspanner				r					
Idaea	*ochrata*	(Scopoli, 1763)	Ockerfarb. Steppenheiden-Zwergspanner		2		r					
Ipimorpha	*subtusa*	([Denis & Schiffermüller], 1775)	Pappel-Blatteule					r	r		r	r
Korscheltellus	*lupulina*	(Linnaeus, 1758)	Kleiner Hopfen-Wurzelbohrer				r		1	r		
Lacanobia	*oleracea*	(Linnaeus, 1758)	Gemüseeule				+	1	+	1	+	+
Lacanobia	*suasa*	([Denis & Schiffermüller], 1775)	Veränderliche Kräutereule				+	3	1	2	1	4
Laothoe	*populi*	(Linnaeus, 1758)	Pappel-Schwärmer				+	r	r	r	+	+
Luperina	*testacea*	([Denis & Schiffermüller], 1775)	Lehmfarbene Graswurzeleule						r			
Macdunnoughia	*confusa*	(Stephens, 1850)	Schafgarben-Silbereule					r		r	r	r
Mamestra	*brassicae*	(Linnaeus, 1758)	Kohleule				2	1	+	r	2	1
Meganola	*albula*	([Denis & Schiffermüller], 1775)	Weiße Kleineule	V	4		r	r		r		
Mesapamea	*secalis*	(Linnaeus, 1758)	Getreide-Halmeule					1	r			r
Mesoligia	*furuncula*	([Denis & Schiffermüller], 1775)	Spitzbubeneulchen		V		r	+	r	r		1
Mimas	*tiliae*	(Linnaeus, 1758)	Linden-Schwärmer				+		+	+	+	
Mythimna	*l-album*	(Linnaeus, 1767)	Weißes L									r
Mythimna	*albipuncta*	([Denis & Schiffermüller], 1775)	Weißpunkteule				+	3	+	3	1	4
Mythimna	*conigera*	([Denis & Schiffermüller], 1775)	Weißfleck-Graseule				r					
Mythimna	*impura*	(Hübner, [1808])	Schmutzige Weißadereule				+	+	r	r	r	+
Mythimna	*pallens*	(Linnaeus, 1758)	Bleiche Graseule									r
Noctua	*comes*	Hübner, [1813]	Komma-Bandeule				r	r				r
Paradrina	*clavipalpis*	(Scopoli, 1763)	Heu-Staubeule				r		r		r	
Paradrina	*selini*	(Boisduval, 1840)	Sandflur-Staubeule		4						r	
Pheosia	*tremula*	(Clerck, 1759)	Pappel-Zahnspinner					r	r	r	+	
Polia	*nebulosa*	(Hufnagel, 1766)	Waldstauden-Blättereule						r			
Rivula	*sericealis*	(Scopoli, 1763)	Seideneulchen				2	2	2	2	1	2

Gattung	Art	Autor	dt. Bezeichnung	RL / VL		A	P4	P4	E6	E6	M1	M1
				D	SN		07	08	07	08	07	08
Scopula	*incanata*	(Linnaeus, 1758)	Weißgrauer Kleinspanner		3				r		r	
Scopula	*immutata*	(Linnaeus, 1758)	Vierpunkt-Kleinspanner					r				
Siona	*lineata*	(Scopoli, 1763)	Hartheu-Spanner							r		
Tethea	*ocularis*	(Linnaeus, 1767)	Augen-Eulenspinner		V					r	r	r
Thalera	*fimbrialis*	(Scopoli, 1763)	Magerrasen-Grünspanner									r
Thalpophila	*matura*	(Hufnagel, 1766)	Gelbflügel-Raseneule									+
Thera	*juniperata*	(Linnaeus, 1758)	Grauer Wacholder-Nadelholzspanner						r			
Thyatira	*batis*	(Linnaeus, 1758)	Rosen-Eulenspinner				1	1	1	1	1	1
Trachea	*atriplicis*	(Linnaeus, 1758)	Grüne Meldeneule						r			r
Triodia	*sylvina*	(Linnaeus, 1761)	Ampfer-Wurzelbohrer					r	+			r
Xanthia	*togata*	(Esper, [1785])	Weiden-Gelbeule				r					
Xestia	*sexstrigata*	([Denis & Schiffermüller], 1775)	Sechslinien-Bodeneule				r	+		+	r	r
Xestia	*triangulum*	(Hufnagel, 1766)	Triangel-Bodeneule				r	+	r	+	+	r
Zeuzera	*pyrina*	(Linnaeus, 1761)	Blausieb						r			
Überwiegend an Wald (zumeist Laubwald) gebundene Arten												
Asthena	*anseraria*	(Herrich-Schäffer, 1855)	Weißer Hartriegel-Zierspanner							r		
Aethalura	*punctulata*	([Denis & Schiffermüller], 1775)	Grauer Erlen-Rindenspanner				r					
Amphipyra	*pyramidea*	(Linnaeus, 1758)	Pyramideneule						r	r		
Apeira	*syringaria*	(Linnaeus, 1758)	Fliederspanner	3	4		r	r	r			
Apoda	*avellana*	(Linnaeus, 1758)	Große Schildmotte				r	2	r	1	+	1
Atolmis	*rubricollis*	(Linnaeus, 1758)	Rothals-Flechtenbär	G	3		+	+	r	r	r	r
Atypha	*pulmonaris*	(Esper, [1790])	Lungenkraut-Staubeule		3		+	2	+	2	1	2
Bena	*prasinana*	(Linnaeus, 1758)	Kleine Kahnspinnereule		2		r	r	r	r		
Cepphis	*advenaria*	(Hübner, 1790)	Zackensaum-Heidelbeerspanner								r	
Chloroclysta	*siterata*	(Hufnagel, 1767)	Olivgrüner Bindenspanner		3		+	r		+	r	r
Colocasia	*coryli*	(Linnaeus, 1758)	Haseleule				2	2	1	1	2	2
Comibaena	*bajularia*	([Denis & Schiffermüller], 1775)	Pustelspanner	V	4		1	+	+	2	1	1
Conistra	*vacinii*	(Linnaeus, 1761)	Heidelbeer-Wintereule				1	+	+	+	2	+
Cosmia	*affinis*	(Linnaeus, 1767)	Rotbraune Ulmeneule	3	2		r	+	r	r	+	+
Cosmia	*diffinis*	(Linnaeus, 1767)	Weißflecken-Ulmeneule	2	1	b)	r				r	
Cybosia	*mesomella*	(Linnaeus, 1758)	Elfenbein-Flechtenbär					r	r		r	
Cyclophora	*annularia*	(Fabricius, 1775)	Ahorn-Gürtelpuppenspanner	V	4		2	2	3	2	3	2

Gattung	Art	Autor	dt. Bezeichnung	RL / VL		A	P4	P4	E6	E6	M1	M1
				D	SN		07	08	07	08	07	08
Cyclophora	*linearia*	(Hübner, [1799])	Rotbuchen-Gürtelpuppenspanner				+	+	r	r	r	+
Cyclophora	*porata*	(Linnaeus, 1767)	Gelbbrauner Eichen-Gürtelpuppenspanner		2				r			
Drymonia	*ruficornis*	(Hufnagel 1766)	Dunkelgrauer Zahnspinner				+	r	r		+	
Ecliptopera	*capitata*	(Herrich-Schäffer, 1839)	Gelbleibiger Springkrautspanner	V	3						r	
Eilema	*deplana*	(Esper, 1787)	Flachflügel-Flechtenbär					r		r		r
Eilema	*lurideola*	(Zincken, 1817)	Laubholz-Flechtenbär									
Eilema	*sororcula*	(Hufnagel, 1766)	Frühlings-Flechtenbär		2		1	+	2	+	1	r
Ennomos	*quercinaria*	(Hufnagel, 1767)	Eichen-Zackenrandspanner		4		r	r	+			
Eupithecia	*inturbata*	(Hübner, [1817])	Feldahorn-Blütenspanner	V	4		5		4			
Eupithecia	*egenaria*	Herrich-Schäfer, 1848	Linden-Blütenspanner						+		+	
Eupithecia	*tantillaria*	Boisduval, 1840	Nadelgehölz-Blütenspanner				+		r	r	+	
Eupithecia	*trisignaria*	Herrich-Schäfer, 1848	Bergwald-Doldengewächs-Blütenspanner						r			
Hemithea	*aestivaria*	(Hübner, 1789)	Sommer-Grünspanner				+	r	+	1	1	2
Horisme	*tersata*	([Denis & Schiffermüller], 1775)	Waldrebenspanner		4		r		+		r	
Ipimorpha	*retusa*	(Linnaeus, 1761)	Weiden-Blatteule					r				r
Itame	*brunneata*	(Thunberg, 1784)	Waldmoorspanner				r	r				
Laspeyria	*flexula*	([Denis & Schiffermüller], 1775)	Nadelwald-Flechteneule					r			r	
Leucodonta	*bicoloria*	([Denis & Schiffermüller], 1775)	Weißer Zahnspinner									r
Lithosia	*quadra*	(Linnaeus, 1758)	Vierpunkt-Flechtenbär	G	1	c)						r
Lymantria	*monacha*	(Linnaeus, 1758)	Nonne				+	r	r	r	r	
Melanchra	*persicariae*	(Linnaeus, 1761)	Flohkraut-Eule									r
Melanthia	*procellata*	([Denis & Schiffermüller], 1775)	Sturmvogel				r	r	r	r	r	
Ochropacha	*duplaris*	(Linnaeus, 1761)	Zweipunkt-Eulenspinner					r				
Odontosia	*carmelita*	(Esper, 1799)	Mönch-Zahnspinner									r
Paracolax	*tristalis*	(Fabricius, 1794)	Trübgelbe Spannereule									r
Parascotia	*fuliginaria*	(Linnaeus, 1761)	Pilzeule		V			r			r	
Parectropis	*similaria*	(Hufnagel, 1767)	Weißfleck-Rindenspanner				r	+	+	+	r	r
Perizoma	*didymata*	(Linnaeus, 1758)	Bergwald-Kräuterspanner				r		r	r	r	r
Perizoma	*affinitata*	(Stephens, 1831)	Dunkler Lichtnelkenkapselspanner	V	2		r		r			
Pheosia	*gnoma*	(Fabricius, 1776)	Birken-Zahnspinner									r
Phragmatobia	*fuliginosa*	(Linnaeus, 1758)	Zimtbär								r	
Plagodis	*pulveraria*	(Linnaeus, 1767)	Pulverspanner			d)			r			

Gattung	Art	Autor	dt. Bezeichnung	RL / VL		A	P4	P4	E6	E6	M1	M1
				D	SN		07	08	07	08	07	08
Rusina	*ferruginea*	(Esper, [1785])	Dunkle Waldschatteneule				+	+	+	1	+	+
Sabra	*harpagula*	(Esper, 1786)	Linden-Sichelspinner	2	1	e)	+	+		1	r	1
Scopula	*nigropunctata*	(Hufnagel,1767)	Eckflügel-Kleinspanner				r	r			r	r
Stauropus	*fagi*	(Linnaeus, 1758)	Buchen-Zahnspinner				r		+	r	+	r
Trisateles	*emortualis*	([Denis & Schiffermüller], 1775)	Gelblinien-Spannereule		4		r	1	+	+	r	1
Watsonalla	*binaria*	(Hufnagel, 1769)	Zweipunkt-Sichelspinner				r	+	r	r	+	+
Watsonalla	*cultraria*	(Fabricius, 1775)	Buchen-Sichelspinner				r	r	r	r		r
Xanthia	*aurago*	([Denis & Schiffermüller], 1775)	Gold-Gelbeule				r	r		r		r
Sonstige Arten												
Abraxas	*sylvata*	(Scopoli, 1763)	Ulmen-Harlekin				1	+	1	+	1	1
Acronicta	*aceris*	(Linnaeus, 1758)	Ahorn-Rindeneule								r	
Acronicta	*alni*	(Linnaeus, 1758)	Erlen-Rindeneule						r			
Acronicta	*psi*	(Linnaeus, 1758)	Pfeileule				r					
Acronicta	*megacephala*	([Denis & Schiffermüller], 1775)	Großkopf-Rindeneule						r			r
Agriopis	*aurantiaria*	(Hübner, 1829)	Orangegelber Breitflügelspanner						r			
Agriopis	*marginaria*	(Fabricius, 1777)	Graugelber Breitflügelspanner					r				
Agrochola	*circellaris*	(Hufnagel, 1766)	Ulmen-Herbsteule				+	2	r	2	3	+
Agrochola	*macilienta*	(Hübner, [1809])	Gelbbraune Herbsteule				+	1	r	+	1	+
Agrotis	*ipsilon*	(Hufnagel, 1766)	Ypsiloneule				+	+	r	r	r	+
Alcis	*repandata*	(Linnaeus, 1758)	Wellenlinien-Rindenspanner				+	1	1	r	1	+
Allophyes	*oxyacanthae*	(Linnaeus, 1761)	Weißdorneule					r		r		r
Alsophila	*aescularia*	([Denis & Schiffermüller], 1775)	Frühlings-Kreuzflügel				+	+		r	r	r
Amphipyra	*berbera*	(Rungs, 1949)	Svenssons Pyramideneule					r				r
Amphipyra	*tragopoginis*	(Clerck, 1759)	Dreipunkteule									+
Angerona	*prunaria*	(Linnaeus, 1758)	Schlehenspanner				r	r	r	r	r	r
Apamea	*monoglypha*	(Hufnagel, 1766)	Große Grasbüscheleule				r	r	r	r	r	
Apamea	*scolopacina*	(Esper, [1788])	Bräunlichgelbe Grasbüscheleule					r	r		r	
Apterogenum	*ypsillon*	([Denis & Schiffermüller], 1775)	Weiden-Pappel-Rindeneule					r		r		
Arctia	*caja*	(Linnaeus, 1758)	Brauner Bär	V				r				
Atethmia	*centrago*	(Haworth, 1809)	Ockergelbe Escheneule	3		f)		+		r		r
Autographa	*gamma*	(Linnaeus, 1758)	Gammaeule				r	3	r	1	+	+
Axylia	*putris*	(Linnaeus, 1761)	Putris-Erdeule				r		r		r	

Gattung	Art	Autor	dt. Bezeichnung	RL / VL		A	P4	P4	E6	E6	M1	M1
				D	SN		07	08	07	08	07	08
Biston	*betularius*	(Linnaeus, 1758)	Birkenspanner				1	2	2	2	2	2
Biston	*stratarius*	(Hufnagel, 1767)	Pappel-Dickleibspanner					+		+		+
Cabera	*exanthemata*	(Scopoli, 1763)	Braunstirn-Weißspanner				2	+	1	r	+	r
Cabera	*pusaria*	(Linnaeus, 1758)	Weißstirn-Weißspanner				1	1	+	+	+	+
Calliclystis	*rectangulata*	(Linnaeus, 1758)	Obstbaum-Blütenspanner				r	r	r	r		
Calliteara	*pudibunda*	(Linnaeus, 1758)	Streckfuß				3	r	2	r	2	
Campaea	*margaritata*	(Linnaeus, 1767)	Perlglanzspanner				4	4	4	4	4	3
Camptogramma	*bilineata*	(Linnaeus, 1758)	Ockergelber Blattspanner				+	1	+	+	+	2
Catarhoe	*cuculata*	(Hufnagel, 1767)	Braunbinden-Blattspanner					r				
Catocala	*nupta*	(Linnaeus, 1767)	Rotes Ordensband				r	r		r	r	
Cerastis	*leucographa*	([Denis & Schiffermüller], 1775)	Gelbfleck-Frühlings-Bodeneule				r	r	r			
Chloroclysta	*truncata*	(Hufnagel, 1767)	Mondflecken-Bindenspanner				+	1	1	2	+	1
Chloroclystis	*v-ata*	(Haworth, 1809)	Grüner Blütenspanner				1	r	+		+	r
Cidaria	*fulvata*	(Forster, 1771)	Gelber Rosen-Bindenspanner					r				
Colobochyla	*salicalis*	([Denis & Schiffermüller], 1775)	Weidenknospeneule		V		r		r		r	
Colostygia	*pectinataria*	(Knoch, 1781)	Prachtgrüner Bindenspanner				+	r	1	+	1	+
Colotois	*pennaria*	(Linnaeus, 1761)	Federfühler-Herbstspanner					r	r	r	r	+
Cosmia	*pyralina*	([Denis & Schiffermüller], 1775)	Violettbraune Ulmeneule				r				r	r
Cosmia	*trapezina*	(Linnaeus, 1758)	Trapezeule				3	4	3	4	3	4
Cosmorhoe	*ocellata*	(Linnaeus, 1758)	Schwarzaugen-Bindenspanner				r	r	r			
Crocallis	*elinguaria*	(Linnaeus, 1758)	Heller Safranspanner				r		r		r	
Cryphia	*algae*	(Fabricius, 1775)	Dunkelgrüne Flechteneule		3		r	r	r	r	r	+
Cyclophora	*punctaria*	(Linnaeus, 1758)	Gepunkteter Eichen-Gürtelpuppenspanner				+	r	+	r	+	r
Cyclophora	*albipunctata*	(Hufnagel,1767)	Birken-Gürtelpuppenspanner				r			r	+	r
Diachrysia	*chrysitis*	(Linnaeus, 1758)	Messingeule				+	r	+	+	+	+
Diarsia	*brunnea*	([Denis & Schiffermüller], 1775)	Braune Erdeule				1	1	1		1	
Diarsia	*mendica*	(Fabricius, 1775)	Primel-Erdeule				2	+	2	1	2	+
Diarsia	*rubi*	(Vieweg, 1790)	Rötliche Erdeule									+
Drepana	*falcataria*	(Linnaeus, 1758)	Sichelspinner				r		r		r	
Drymonia	*dodonaea*	([Denis & Schiffermüller], 1775)	Ungefleckter Zahnspinner				1	1	+	+	1	r
Drymonia	*querna*	([Denis & Schiffermüller], 1775)	Weißbinden-Zahnspinner					r		+	r	+
Ecliptopera	*silaceata*	([Denis & Schiffermüller], 1775)	Braunleibiger Springkrautspanner				r	r		+	1	r

Gattung	Art	Autor	dt. Bezeichnung	RL / VL		A	P4	P4	E6	E6	M1	M1
				D	SN		07	08	07	08	07	08
Ectropis	*crepuscularia*	([Denis & Schiffermüller], 1775)	Zackenbinden-Rindenspanner				2	1	1	r	2	1
Eilema	*complana*	(Linnaeus, 1758)	Gelbleib-Flechtenbär				r	1		2		+
Electrophaes	*corylata*	(Thunberg, 1792)	Laubholz-Bindenspanner				r	r	r	+	r	r
Ematurga	*atomaria*	(Linnaeus, 1758)	Heideland-Tagspanner				r				r	
Ennomos	*fuscantaria*	(Haworth, 1809)	Eschen-Zackenrandspanner									r
Epione	*repandaria*	(Hufnagel, 1767)	Weiden-Saumbandspanner				r					
Epirrhoe	*alternata*	(O.F.Müller, 1764)	Graubinden-Labkrautspanner				1	1	+	1	2	+
Epirrita	*dilutata*	([Denis & Schiffermüller], 1775)	Gehölzflur-Herbstspanner				r	r			r	r
Euchoeca	*nebulata*	(Scopoli, 1763)	Erlengebüschspanner						r	r		r
Eulithis	*mellinata*	(Fabricius, 1787)	Honiggelber Haarbüschelspanner									r
Eulithis	*prunata*	(Linnaeus, 1758)	Dunkelbrauner Haarbüschelspanner				+		+	+	r	+
Eulithis	*pyraliata*	([Denis & Schiffermüller], 1775)	Schwefelgelber Haarbüschelspanner				2	+	1	2	3	2
Euphyia	*unangulata*	(Haworth, 1809)	Einzahn-Winkelspanner				r	r	+	r	r	+
Eupithecia	*assimilata*	(Doubleday, 1856)	Hopfen-Blütenspanner				r		r		r	
Eupithecia	*intricata*	(Zettstedt, 1839)	Großer Wacholder-Blütenspanner				r		r		r	
Eupithecia	*absinthiata*	(Clerck, 1759)	Absinth-Blütenspanner				r				r	
Eupithecia	*centaureata*	([Denis & Schiffermüller], 1775)	Flockenblumen-Blütenspanner				r			r		r
Eupithecia	*icterata*	(De Villers, 1789)	Schafgarben-Blütenspanner				r	r	r		r	r
Eupithecia	*innotata*	(Hufnagel, 1767)	Feldbeifuß-Blütenspanner				+		r		r	
Eupithecia	*ochridata*	(Pinker, 1968)	Feldbeifuß-Blütenspanner						r		r	
Eupithecia	*virgaureata*	Doubleday, 1861	Goldruten-Blütenspanner				1	r	1	r	1	
Euplexia	*lucipara*	(Linnaeus, 1758)	Gelbfleck-Waldschatteneule					+		r	r	
Eupsilia	*transversa*	(Hufnagel, 1766)	Satelit-Wintereule				1	+	+	1	3	1
Gluphisia	*crenata*	(Esper, 1785)	Pappelauen-Zahnspinner		3			r	+			
Gymnoscelis	*rufifasciata*	(Haworth, 1809)	Rotgebänderter Blütenspanner				2	+	3	1	+	+
Hoplodrina	*octogenaria*	(Goeze, 1781)	Gewöhnliche Staubeule				1	1	1	1	+	+
Horisme	*vitalbata*	([Denis & Schiffermüller], 1775)	Zweifarbiger Waldrebenspanner									r
Hydrelia	*flammeolaria*	(Hufnagel, 1767)	Gelbgestreifter Erlenspanner				+	1	+	2	+	2
Hydriomena	*furcata*	(Thunberg, 1784)	Heidelbeer-Palpenspanner								r	
Hylaea	*fasciaria*	(Linnaeus, 1767)	Zweibindiger Nadelwaldspanner						r			
Hypena	*proboscidalis*	(Linnaeus, 1758)	Nessel-Schnabeleule				3	3	3	3	3	3
Hypomecis	*punctinalis*	(Scopoli, 1763)	Aschgrauer Rindenspanner				3	2	4	2	4	4

Gattung	Art	Autor	dt. Bezeichnung	RL / VL		A	P4	P4	E6	E6	M1	M1
				D	SN		07	08	07	08	07	08
Hypomecis	*roboraria*	([Denis & Schiffermüller], 1775)	Großer Rindenspanner				1	+	1	1	2	1
Idaea	*aversata*	(Linnaeus, 1758)	Dunkelbindiger Doppellinien-Zwergspanner				2	3	4	3	3	4
Idaea	*biselata*	(Hufnagel, 1767)	Breitgesäumter Zwergspanner				4	4	4	4	4	4
Idaea	*dimidiata*	(Hufnagel, 1767)	Braungewinkelter Zwergspanner				r		r		r	r
Idaea	*muricata*	(Hufnagel,1767)	Purpurstreifen-Zwergspanner					r				
Lacanobia	*contigua*	([Denis & Schiffermüller], 1775)	Pfeilflecken-Kräutereule				r	r				
Leucoma	*salicis*	(Linnaeus, 1758)	Pappelspinner					r				
Ligdia	*adustata*	([Denis & Schiffermüller], 1775)	Pfaffenhütchen-Harlekin				+	+	2	+	+	+
Lithophane	*ornitopus*	(Hufnagel, 1766)	Hellgraue Holzeule		V						r	
Lobophora	*halterata*	(Hufnagel, 1767)	Grauer Lappenspanner				r					
Lomaspilis	*marginata*	(Linnaeus, 1758)	Schwarzrand-Harlekin				2	3	2	2	2	2
Lomographa	*bimaculata*	(Fabricius, 1775)	Zweifleck-Weißspanner						r		r	
Lomographa	*temerata*	([Denis & Schiffermüller], 1775)	Schattenbinden-Weißspanner					r	r			
Lycia	*hirtaria*	(Clerck, 1759)	Schwarzfühler-Dickleibspanner					r	+		+	+
Lymantria	*dispar*	(Linnaeus, 1758)	Schwammspinner				r	1	+	r	r	+
Mesoleuca	*albicillata*	(Linnaeus, 1758)	Brombeer-Blattspanner					+	r	+	r	+
Mormo	*maura*	(Linnaeus, 1758)	Schwarzes Ordensband	V	3	g)	r					
Noctua	*fimbriata*	(Schreber, 1759)	Gelbe Bandeule				r	3	r	2	+	2
Noctua	*interjecta*	Hübner, [1803]	Hellbraune Bandeule									r
Noctua	*janthina*	([Denis & Schiffermüller], 1775)	Violette Gelbbandeule				2	5	+	4	2	4
Noctua	*pronuba*	(Linnaeus, 1758)	Hausmutter				3	4	3	4	4	4
Nola	*confusalis*	(Herrich-Schäffer, 1847)	Hainbuchen-Kleinbärchen		0	h)	r					
Notodonta	*dromedarius*	(Linnaeus, 1767)	Erlen-Zahnspinner				r					
Nycteola	*revayana*	(Scopoli, 1772)	Eichen-Wicklereulchen		3				r			
Ochropleura	*plecta*	(Linnaeus, 1761)	Violette Flechteneule				2	4	2	3	3	3
Oligia	*latruncula*	([Denis & Schiffermüller], 1775)	Dunkles Halmeulchen				+	r	r		+	+
Oligia	*strigilis*	(Linnaeus, 1758)	Striegel-Halmeulchen				r					
Opisthograptis	*luteolata*	(Linnaeus, 1758)	Gelbspanner						r			
Orgyia	*antiqua*	(Linnaeus, 1758)	Schlehenspinner						r			
Orthosia	*cerasi*	(Fabricius, 1775)	Gewöhnliche Kätzcheneule				r	+	r		+	r
Orthosia	*cruda*	([Denis & Schiffermüller], 1775)	Kleine Kätzcheneule				+	1	+	+	1	+
Orthosia	*gothica*	(Linnaeus, 1758)	C-Kätzcheneule				+	1	+		+	+

Gattung	Art	Autor	dt. Bezeichnung	RL / VL		A	P4	P4	E6	E6	M1	M1
				D	SN		07	08	07	08	07	08
Orthosia	*incerta*	(Hufnagel, 1766)	Veränderliche Kätzcheneule					+	r	r	+	
Orthosia	*munda*	([Denis & Schiffermüller], 1775)	Helle Kätzcheneule				r	r		r		
Ourapteryx	*sambucaria*	(Linnaeus, 1758)	Nachtschwalbenschwanz				r	r				r
Pelurga	*comitata*	(Linnaeus, 1758)	Melden-Blattspanner				r		r			
Peribatodes	*rhomboidaria*	([Denis & Schiffermüller], 1775)	Rauten-Rindenspanner				+	r	2	+	1	1
Peribatodes	*secundaria*	([Denis & Schiffermüller], 1775)	Nadelholz-Rindenspanner				r					
Perizoma	*alchemilata*	(Linnaeus, 1758)	Hohlzahn-Kapselspanner				2	2	3	3	2	4
Perizoma	*flavofasciata*	(Thungerg, 1792)	Gelber Lichtnelken-Kapselspanner				r	r			r	r
Phalera	*bucephala*	(Linnaeus, 1758)	Mondvogel				1	+	+	+	1	+
Philereme	*transversata*	(Hufnagel, 1767)	Großer Kreuzdornspanner						r			
Phlogophora	*meticulosa*	(Linnaeus, 1758)	Achateule				+	1	+	+	+	1
Plemyra	*rubiginata*	([Denis & Schiffermüller], 1775)	Milchweißer Bindenspanner						+		r	
Protodeltote	*pygarga*	(Hufnagel, 1766)	Waldrasen-Grasmotteneulchen				r	+	+	+	+	r
Pterostoma	*palpina*	(Clerck, 1759)	Schnauzen-Zahnspinner				+	+	r	+	+	r
Ptilodon	*capucina*	(Linnaeus, 1758)	Kamel-Zahnspinner				r	r			r	r
Ptilodontella	*cucullina*	([Denis & Schiffermüller], 1775)	Ahorn-Zahnspinner				1	+	1	1	2	+
Scotopteryx	*chenopodiata*	(Linnaeus, 1758)	Wellenstriemenspanner					r				
Scoliopteryx	*libatrix*	(Linnaeus, 1758)	Krebssuppe, Zimteule						r			r
Selenia	*dentaria*	(Fabricius, 1775)	Dreistreifiger Mondfleckspanner				r		r		r	
Selenia	*tetralunaria*	(Hufnagel, 1767)	Violettbrauner Mondfleckspanner				+	1	+	+	+	r
Semiothisa	*alternata*	([Denis & Schiffermüller], 1775)	Dunkelgrauer Eckflügelspanner				1	2	1	2	2	1
Semiothisa	*clathrata*	(Linnaeus, 1758)	Klee-Gitterspanner				+	r	+	r	+	r
Semiothisa	*liturata*	(Clerck, 1759)	Violettgrauer Eckflügelspanner				r		r	r	r	
Semiothisa	*notata*	(Linnaeus, 1758)	Hellgrauer Eckflügelspanner				2	2	1	2	1	2
Sphrageidus	*similis*	(Fuessly, 1775)	Schwan				2	1		r	+	r
Spilosoma	*lubricipeda*	(Linnaeus, 1758)	Weißer Tigerbär				r	+	+	1	+	r
Spilosoma	*lutea*	(Hufnagel, 1766)	Gelber Tigerbär				r	+	+	r	r	
Stegania	*trimaculata*	(De Villers, 1789)	Dreifleck-Pappelspanner			i)	r	r		r		r
Thera	*obeliscata*	(Hübner, [1799])	Zweibrütiger Kiefern-Nadelholzspanner							r	r	
Timandra	*griseata*	(W. Petersen,1902)	Ampferspanner				1	+	1	+	1	1
Xanthia	*citrago*	(Linnaeus, 1758)	Linden-Gelbeule					r	r		r	
Xanthorhoe	*fluctuata*	(Linnaeus, 1758)	Garten-Blattspanner				r	r		r	r	

Gattung	Art	Autor	dt. Bezeichnung	RL / VL		A	P4	P4	E6	E6	M1	M1
				D	SN		07	08	07	08	07	08
Xanthorhoe	*designata*	(Hufnagel, 1767)	Kohl-Blattspanner				r	r	r	r	r	
Xanthorhoe	*ferrugata*	(Clerck, 1759)	Dunkler Rostfarben-Blattspanner				r	r	+	+	r	r
Xanthorhoe	*montanata*	([Denis & Schiffermüller], 1775)	Schwarzbraunbinden-Blattspanner				2	+	3	r	2	r
Xanthorhoe	*quadrifasciata*	(Clerck, 1759)	Vierbinden-Blattspanner				2	3	1	2	2	4
Xanthorhoe	*spadicearia*	([Denis & Schiffermüller], 1775)	Heller Rostfarben-Blattspanner				r	+	+	+	+	+
Xestia	*c-nigrum*	(Linnaeus, 1758)	Schwarzes C				5	6	4	5	4	6
Xestia	*rhomboidea*	(Esper, [1790])	Rhombus-Bodeneule				+	1	+	+	r	1
Xestia	*xanthographa*	([Denis & Schiffermüller], 1775)	Braune Spätsommer-Bodeneule				r	1	r	r		+
			Artenzahlen	*16*	*40*	*9*	*191*	*179*	*187*	*147*	*184*	*169*

Abundanzklassen (verändert nach LfUG 2006): r = vereinzelt (1-3 Ind.); + = spärlich (4-10 Ind.); 1 = zerstreut (11-20 Ind.); 2 = mäßig zahlreich (21-50 Ind.); 3 = zahlreich (51-100 Ind.); 4 = sehr zahlreich (101-500 Ind.); 5 = massenhaft (> 501-1000 Ind.); 6 = extrem massenhaft (> 1000 Ind.).

A = Anmerkungen zur lokalen / regionalen Relevanz (nach Angaben von HEYDE & SCHILLER): a) Erstnachweis seit 1990, aber Bestimmung nicht vollk. sicher; b) in letzten Jahren sonst nur aus Elbaue bekannt; c) galt im Raum Leipzig als ausgestorben; d) letzter Beleg für Leipzig um 1900; e) in Leipzig landesweiter Verbreitungssschwerpunkt; f) Erstnachweis für Sachsen; g) in NW-Sachsen extrem selten; h) Wiederfund nach 50 Jahren, vermutl. oft übersehen; i) Erstnachweis außerhalb Siedlungsgebiete.

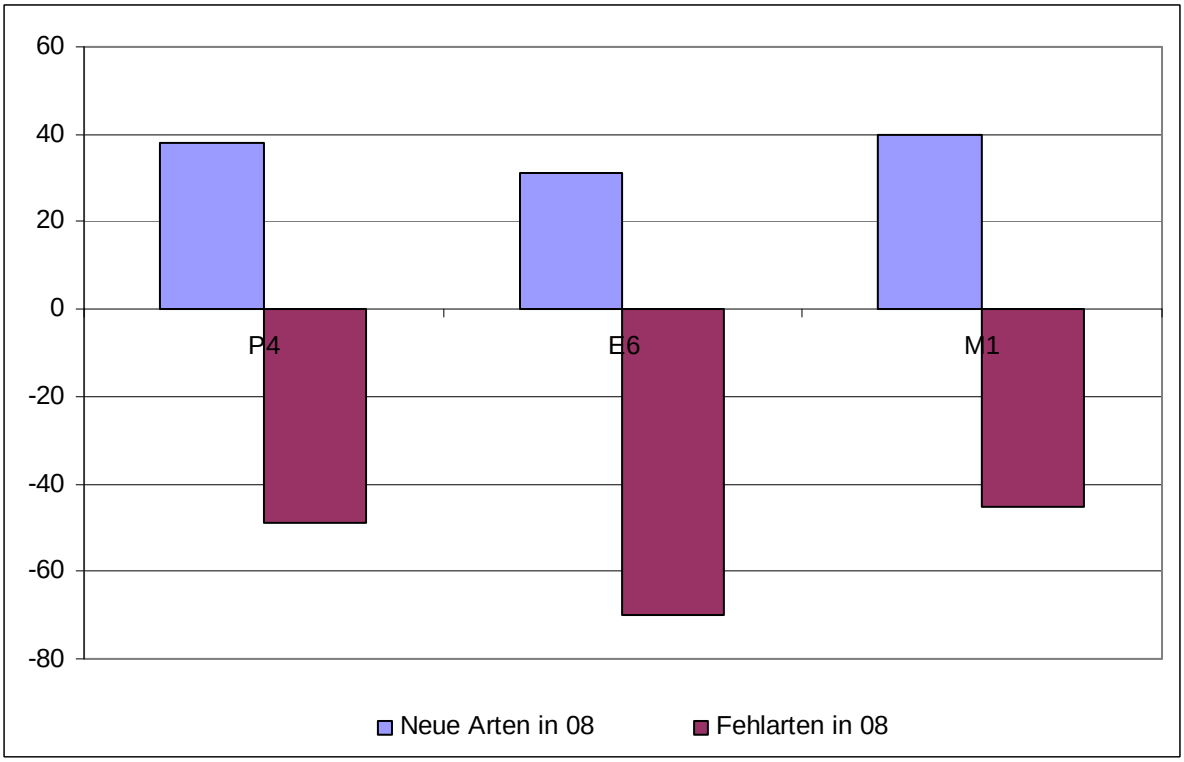


Abb. 3.4-58: Artenwechsel von 07 nach 08 (je Probefläche) - Nachtfalter

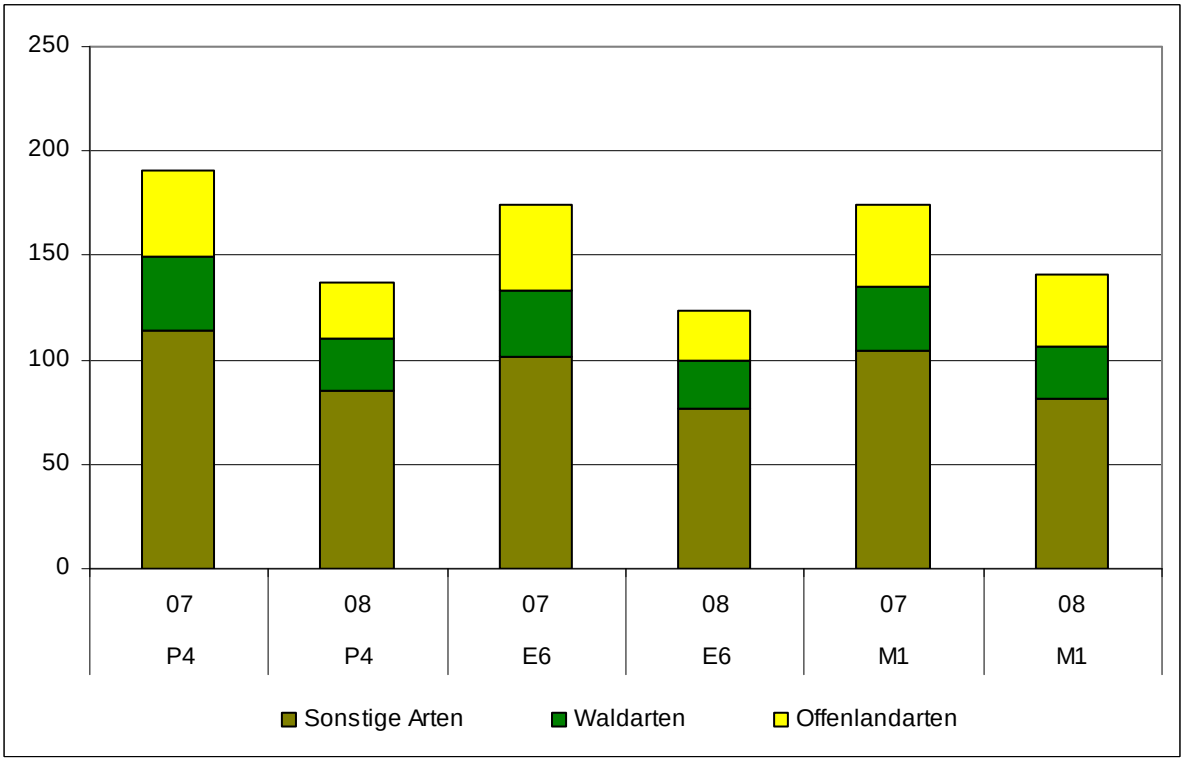


Abb. 3.4-59: relative Artenzahl* Nachtfalter (unterteilt nach ökol. Hauptgilden) je Probefläche und Untersuchungsjahr

* s. Folgeseite

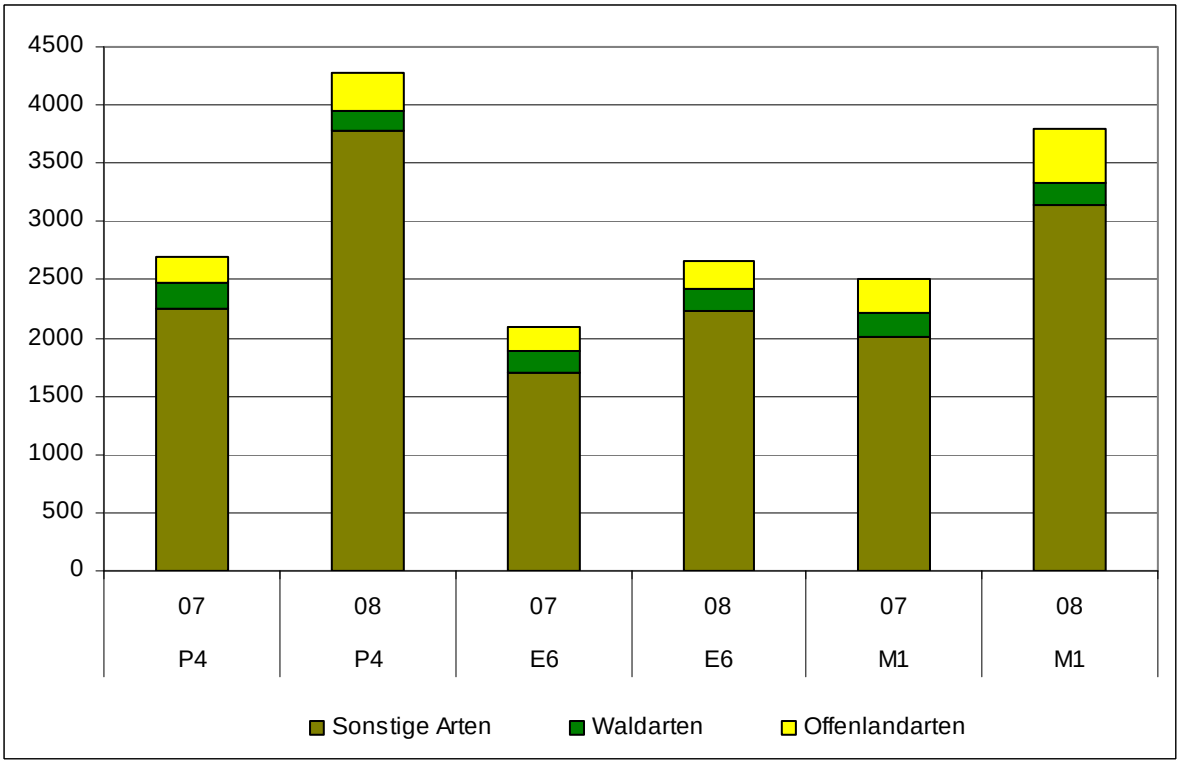


Abb. 3.4-60: relative Individuenzahl* Nachtfalter (unterteilt nach ökol. Hauptgilden) je Probefläche und Untersuchungsjahr

* Da die Fangzeiten an den Standorten / in den Untersuchungsjahren z.T. differieren (s. Anhang), werden – zur besseren Vergleichbarkeit der Datensätze – die Fangzahlen auf den Standort / das Jahr mit der geringsten Fangzeit bezogen (P4_07).

c) Vorkommen naturschutzfachlich relevanter Arten

Es sind insgesamt acht in Deutschland gefährdete und 33 Arten der Roten Listen Sachsens nachgewiesen worden. Hinzu kommen acht bzw. sieben Arten entsprechender Vorwarnlisten (Tab. 3.4.-10). Diese Befunde sind bedeutsam, lassen aber keine herausragende Verantwortung des Gebietes für die Nachtfalterfauna erkennen. Beachtenswert sind allerdings einige Wiederfunde für die Region Leipzig und ein sächsischer Erstnachweis (s. Anmerkungen zu Tab. 3.4.-10). Auf einen gleichartigen Erfassungszeitraum bezogen (vgl. Anmerkung zu Abb. 3.4-59 bis 61) nehmen Häufigkeit und Anzahl nachgewiesener Rote-Liste-Arten im zweiten Untersuchungsjahr auf allen Flächen um ähnliche Verhältnisse ab (Abb. 3.4-61). Als Ursachen sind somit allgemeine Gründe (externe Gegebenheiten wie Witterungsverlauf) anzunehmen. Ein Zusammenhang mit den Eingriffen ist nicht konstatierbar. Mehr als die Hälfte nachgewiesener Rote-Liste-Arten sind ± an Laubwälder gebunden (Lage des Gebietes in einem Auwaldkomplex!).

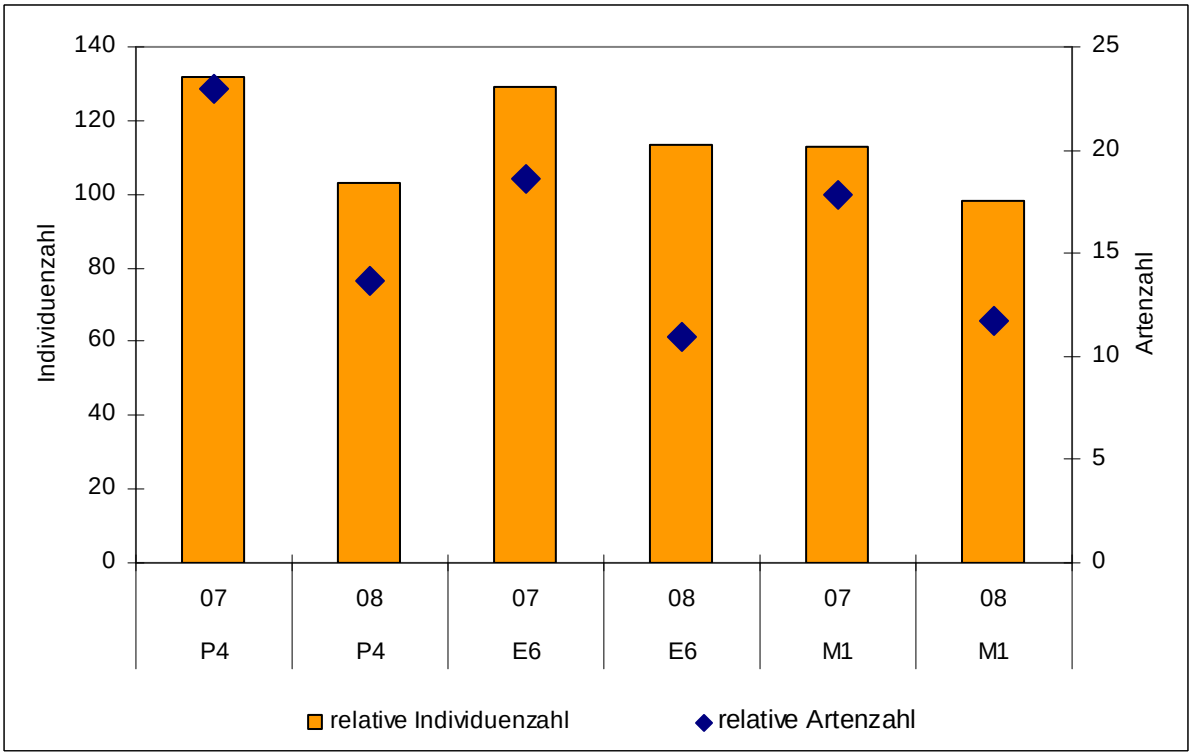


Abb. 3.4-61: relative Individuen- u. Artenzahl Rote-Liste-Arten* – Nachtfalter – je Probefläche und Untersuchungsjahr

* Da die Fangzeiten an den Standorten / in den Untersuchungsjahren z.T. differieren (s. Anhang), werden – zur besseren Vergleichbarkeit der Datensätze – die Fangzahlen auf den Standort / das Jahr mit der geringsten Fangzeit bezogen (P4_07).

d) Entwicklungsprognose

Es sei zunächst darauf hingewiesen, dass die Ermittlung und Beurteilung der jeweils typischen Nachtfalterfauna mit Problemen behaftet ist: Der üblicherweise anzuwendende Lichtfang entfaltet seine Wirkungen auch in größeren Entfernungen, die über die vergleichsweise kleinflächigen Untersuchungsräume hinausreichen. Dabei ist davon auszugehen, dass die Reaktionsintensität der einzelnen Arten differiert. Die Fangergebnisse spiegeln somit u.U. nicht das tatsächliche Arten- und Dominanzspektrum wieder. Dessen ungeachtet kann davon ausgegangen werden, dass mit Fortgang der Eingriffe der Anteil von Offenland- bzw. lichtliebenden Arten weiter zunehmen wird. Dies gilt insbesondere für die Mittelwaldfläche; im Bereich der Femelhiebe ist dies auch von der Größe und Anordnung der Auflichtungen abhängig. Ob gleichzeitig die an Wälder gebundenen Arten zurückgehen, ist anhand des gegenwärtigen Daten- und Wissensstandes nicht vorhersehbar. Bislang ebenfalls nicht prognostizierbar ist die Entwicklung des Aufkommens von Rote-Liste-Arten. Im gegenwärtigen Spektrum überwiegen unter den gefährdeten Arten solche mit Bindung an Laubwälder (s.o.). Ob diese auch mit Fortgang der Eingriffe im Gebiet verbleiben oder durch gefährdete Arten des Offenlandes* „ersetzt“ werden, bleibt abzuwarten.

* Durch gezielte Espenanpflanzungen im Bereich der Mittelwaldfläche ist z.B. beabsichtigt, die Wiederansiedlung des vom Aussterben bedrohten Pappelkarmins (*Catocala elocata*) zu ermöglichen.

3.4.3.9 Brutvögel

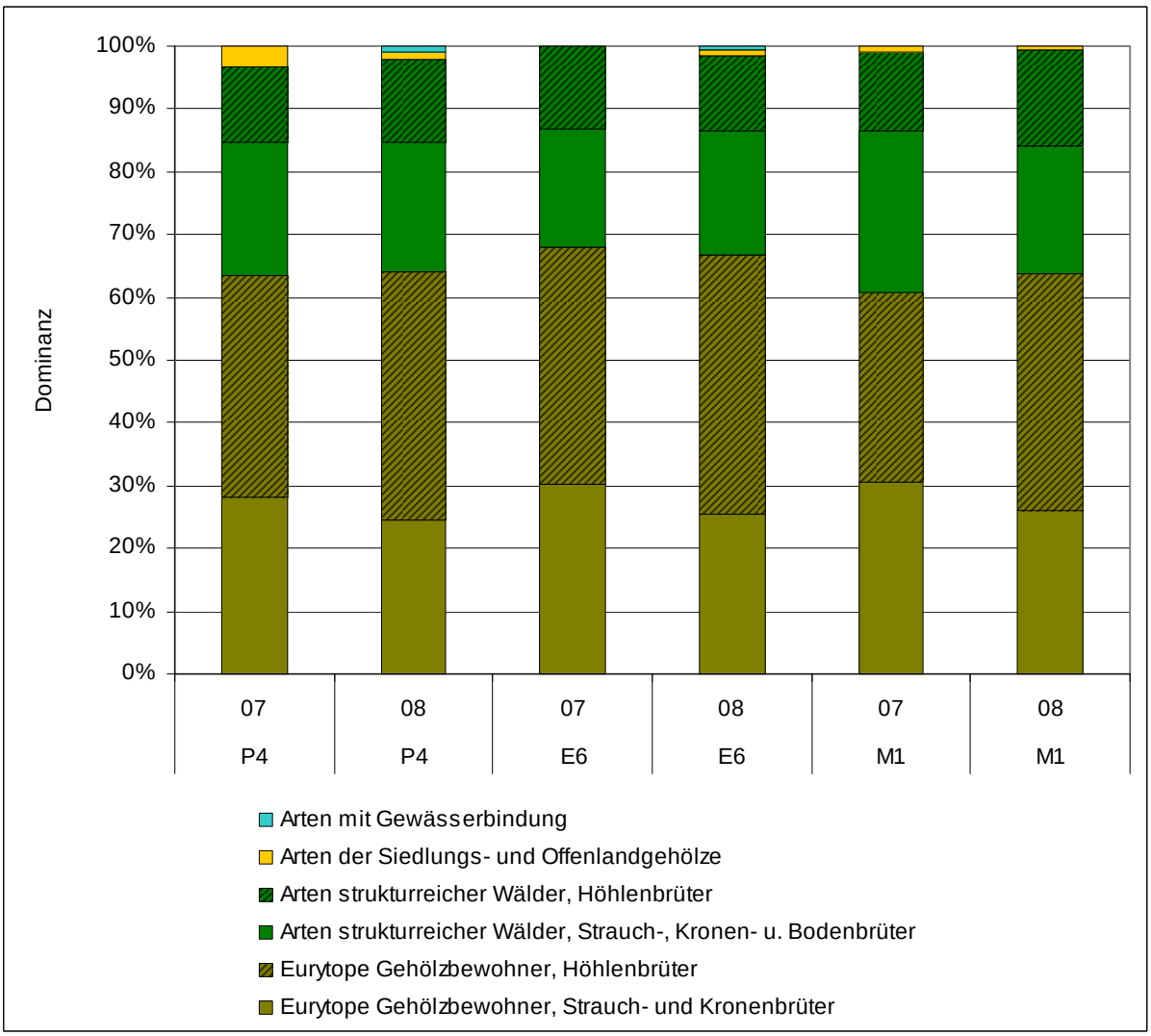


Abb. 3.4.-62: Dominanzverteilung Brutvögel (Anteile ökol. Gilden an Gesamt Brutpaarzahl) je Probefläche und Untersuchungsjahr

Tabelle 3.4-11: Ergebnisse Brutvogelerfassung (zusammengefasste Darstellung)

		RL / VL		P4	P4	E6	E6	M1	M1
		D	SN	07	08	07	08	07	08
Eurytope Gehölzbewohner, Strauch- und Kronenbrüter									
	Buchfink			V	V	V	V	V	V
	Mönchsgrasmücke			IV	IV	IV	IV	IV	IV
	Amsel			IV	IV	IV	IV	III	III
	Ringeltaube			III	II	II	II	II	II
	Mäusebussard								I
Eurytope Gehölzbewohner, Höhlenbrüter									
	Star			V	V	IV	V	IV	V
	Kohlmeise			IV	V	IV	IV	IV	V
	Blaumeise			IV	V	V	V	IV	V
	Buntspecht			III	IV	II	III	III	III
	Grauschnäpper			II	II		III		II

	RL / VL		P4	P4	E6	E6	M1	M1
	D	SN	07	08	07	08	07	08
Arten strukturreicher Wälder, Strauch-, Kronen- u. Bodenbrüter								
Rotkehlchen			IV	IV	IV	IV	IV	IV
Zaunkönig			IV	IV	IV	IV	III	IV
Kernbeißer			I	III	I	III	II	III
Zilpzalp			III	II	II	I	III	II
Singdrossel		V	III	III	I	III	I	II
Eichelhäher			II	II	I	I		I
Fitislaubsänger		V	II				II	
Heckenbraunelle		V	I	I				
Schwanzmeise				I			I	I
Waldlaubsänger		V						I
Habicht			I					I
Wespenbussard	V					I		
Arten strukturreicher Wälder, Höhlenbrüter								
Trauerschnäpper		V	III	III	IV	III	IV	IV
Kleiber			III	IV	III	III	I	IV
Waldbaumläufer			II	II	I	I	II	I
Gartenrotschwanz		V	I	I	I	II	I	I
Mittelspecht*		3	II	II		II	I	II
Gartenbaumläufer				II		I		I
Kleinspecht						I		I
Grünspecht			I	I				
Weidenmeise					I			
Sumpfmeise		V		I				I
Hohltaube				I				
Schwarzspecht				I				
Arten der Siedlungs- und Offenlandgehölze								
Grünfink		V	II			I	I	I
Feldsperling	V	V	II					
Nachtigall			I					
Stieglitz				I				
Waldohreule		V		I				
Arten mit Gewässerbindung								
Gebirgsstelze				I		I		
Stockente		V		I				
Summe Brutpaare / 10 ha			*114,8*	*125,8*	*93,0*	*124,6*	*79,3*	*119,9*
Brutvogelarten:			*27*	*31*	*19*	*25*	*21*	*28*

* Art nach Anhang I EU-Vogelschutzrichtlinie

Abundanz (in Anlehnung an FLADE 1994): I = spärlich (< 1 BP/ 10 ha), II = zerstreut (1-2 BP / 10 ha), III = mäßig zahlreich (2-5 BP / 10 ha), IV = zahlreich (5-10 BP / 10 ha), V = sehr zahlreich (> 10 BP / 10 ha)

a) Allgemeine Angaben zur Artengemeinschaft

Die Avizönose aller drei (unmittelbar benachbarten) Probeflächen wird bestimmt von allgemein verbreiteten eurytopen (d.h. z.B. auch in Siedlungsräumen oder Feldgehölzen zahlreich vorkommenden) Gehölzbewohnern. Als besonders dominante Arten sind hervorzuheben: Buchfink, Star, Mönchgrasmücke, Kohl- und Blaumeise. Darüber hinaus sind Arten bezeichnend, die ihren Verbreitungsschwerpunkt in strukturreichen Wäldern, v.a. Laubwäldern, besitzen (s. Tabelle 3.4-11, z.B. Rotkehlchen, Zaunkönig, Trauerschnäpper, Kleiber). Dabei fällt auf, dass Arten, die eine üppige Bodenvegetation

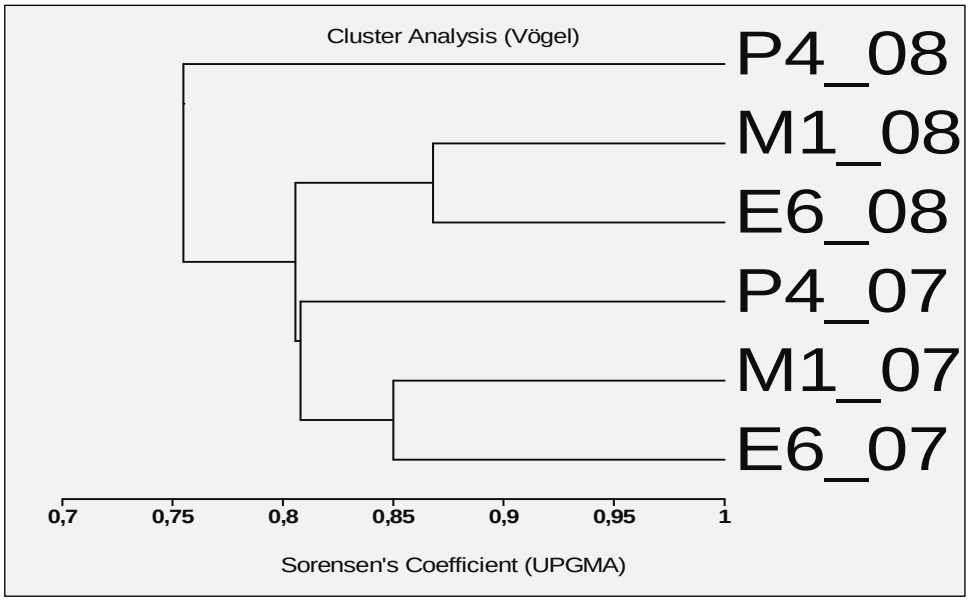
erfordern (z.B. Zilpzalp, Fitis) relativ zurücktreten – ein Indiz auch für die fortgeschrittene Verschattung der untersuchten Waldgebiete. Dem gegenüber ist der Anteil an Höhlenbrütern ausgesprochen hoch (Abb. 3.4-62). Mit im Mittel mehr als 100 Brutpaaren pro 10 ha zeigt die ermittelte Siedlungsdichte einen für das Leipziger Auengebiet repräsentativen, zugleich aber durchaus recht hohen Wert. Als regional kennzeichnend gelten die vergleichsweise hohen Bestände von Kernbeißer und Mittelspecht (vgl. u.a. ERDMANN 1970, 1989, 1995, 1996). Insbesondere letzterer erreicht eine auch für den Leipziger Auwald deutlich überdurchschnittliche Dichte (vgl. HELLRIEGEL-INSTITUT 2008).

b) Vergleich der Untersuchungsflächen /-jahre

Es besteht insgesamt eine sehr hohe Ähnlichkeit zwischen den Datensätzen der einzelnen Flächen und Jahre (Abb 3,4-63, 64). Vor allem unter Beachtung der Dominanzverteilung sind Unterschiede zwischen den Untersuchungsjahren deutlich größer als zwischen den Flächen (Abb. 3,4-58). Es ist dies ein wichtiger Hinweis dafür, dass Veränderungen im zweiten Jahr der Beobachtung vorrangig auf zufällige oder allgemeine bzw. extern bedingte Schwankungen zurückzuführen sind. So weisen z.B. alle drei Probeflächen in 08 erhöhte Arten- und Brutpaarzahlen auf (Abb. 3.4-65 bis 67), wobei eine eindeutige Zunahme von verlichtungsabhängigen Arten (noch) nicht konstatierbar ist. Auch die Verteilung der Brutvögel im zweiten Untersuchungsjahr (Karte 3 im Anhang) lässt keinen Einfluss der forstlichen Eingriffe erkennen. Insgesamt sind somit bislang keine Auswirkungen der Eingriffe auf die Avizönose ermittelbar. Als mögliche Ursachen sind zu nennen: Die Eingriffsflächen sind für eine avifaunistische Wirksamkeit v.a. noch zu kleinflächig, aber auch zu jung (erst begonnen haben z.B. die eingriffsbedingten floristischen und strukturellen Umschichtungen der Bodenvegetation, s. Kap. 3.3 – als ggf. wichtiges Requisit / essentielle Voraussetzung für Neuansiedlungen von Arten).

c) Vorkommen naturschutzfachlich relevanter Arten

Die einzige auch überregional gefährdete Art ist der Mittelspecht. Die Nachweise erstrecken sich auf (nahezu) alle Teilflächen und Untersuchungsjahre. Für diese Art besteht im Leipziger Auengebiet eine besondere Verantwortung (Besiedlungsschwerpunkt in Sachsen, Lage des Gebietes innerhalb des weltweiten Verbreitungskerns, vgl. HELLRIEGEL-INSTITUT 2008), wenngleich sich dies derzeit insoweit relativiert, als sich die Art generell in leichter Ausbreitung befindet (u.a. STEFFENS et al. 1998). Ferner zu nennen sind 12 nachgewiesene Arten der aktuellen Vorwarnlisten. Besiedlungsunterschiede in den einzelnen Flächen und Jahren sind relativ gering (Abb. 3.4-68) und vorrangig anderen Faktoren als den forstlichen Maßnahmen zuzuschreiben (s.o., Pkt. b).



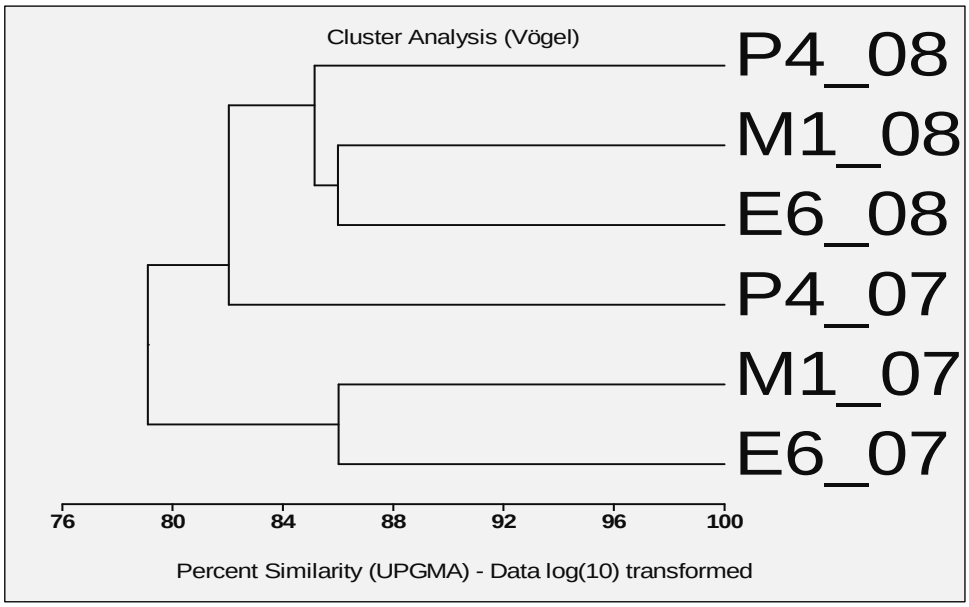
	E6_07	P4_07	M1_07	E6_08	P4_08	M1_08
E6_07	100,0%					
P4_07	78,3%	100,0%				
M1_07	85,0%	83,3%	100,0%			
E6_08	81,8%	80,8%	82,6%	100,0%		
P4_08	72,0%	75,9%	73,1%	78,6%	100,0%	
M1_08	76,6%	80,0%	81,6%	86,8%	78,0%	100,0%

Abb. 3.4-63a/b: Clusteranalyse und Matrix nach „Artenähnlichkeit“ – Brutvögel

Ähnlichkeit ≥ 75 %
Ähnlichkeit ≥ 70 %

d) Entwicklungsprognose

Mittel- bis langfristig ist bei Fortsetzung der Eingriffe die zunehmende Ansiedlung von Arten der Waldverlichtungen, -säume, -randgebüsche und -jugendstadien zu erwarten (im Bereich der ± konventionell genutzten Fläche allerdings einige Arten nur dann in nennenswertem Umfang, wenn die Lochhiebe nicht zu klein sind: um 0,5 ha). Insbesondere könnten dies sein: Baumpieper, Heckenbraunelle, Feld- und Schlagschwirl, Sumpfrohrsänger, Gelbspötter, Dorn- und Gartengrasmücke, Fitislaubsänger, Nachtigall, Feldsperling sowie Goldammer (vgl. auch ERDMANN 1996). Die meisten der genannten Arten gelten (v.a. in der Agrarlandschaft) als stark rückläufig. Sie sind daher vielfach in aktuellen Vorwarnlisten verzeichnet; der Schlagschwirl gilt in Sachsen als gefährdet.



	E6_07	P4_07	M1_07	E6_08	P4_08	M1_08
E6_07	100,0%					
P4_07	80,1%	100,0%				
M1_07	86,0%	80,1%	100,0%			
E6_08	81,1%	82,2%	76,3%	100,0%		
P4_08	78,0%	82,6%	74,0%	85,4%	100,0%	
M1_08	82,2%	81,1%	80,6%	86,0%	84,8%	100,0%

Abb. 3.4-64a/b: Clusteranalyse und Matrix nach „Dominanzähnlichkeit“ – Brutvögel

Ähnlichkeit ≥ 75 %
Ähnlichkeit ≥ 70 %

Auf lange Sicht sind abnehmende Tendenzen bei (den gegenwärtig sehr zahlreichen) Höhlenbrütern nicht ausschließbar. Wesentlich abgemildert wird dies aber durch das Belassen von Altbäumen in nennenwerten Anteilen (bei Mittelwaldfläche: verbleibender Oberstand, bei Femelfläche: belassene Altholzbereiche, s. Kap. 2.1.3). Potenziell betroffen sind ohnehin v.a. Ubiquisten (Kohl- und Blaumeise, Star etc.), während für naturschutzfachlich relevante Arten (z.B. Mittelspecht), die natürlicherweise in geringerer Dichte siedeln, das verbleibende Angebot an nutzbaren Brutbäumen, allein aufgrund der artspezifisch höheren Flächenansprüche, hinreichend bleiben dürfte. Perspektivisch kann gerade der Mittelspecht nur profitieren, da der für diese Art essentiell notwendige Eichenanteil nur im Rahmen der Mittelwald- und Lochhiebbewirtschaftung erhalten, gefördert bzw. erneuert werden kann. Es ist dies auch insoweit notwendig, da der Alteichenanteil infolge von Verdrängungs- und Alterungsprozessen stetig sinkt.

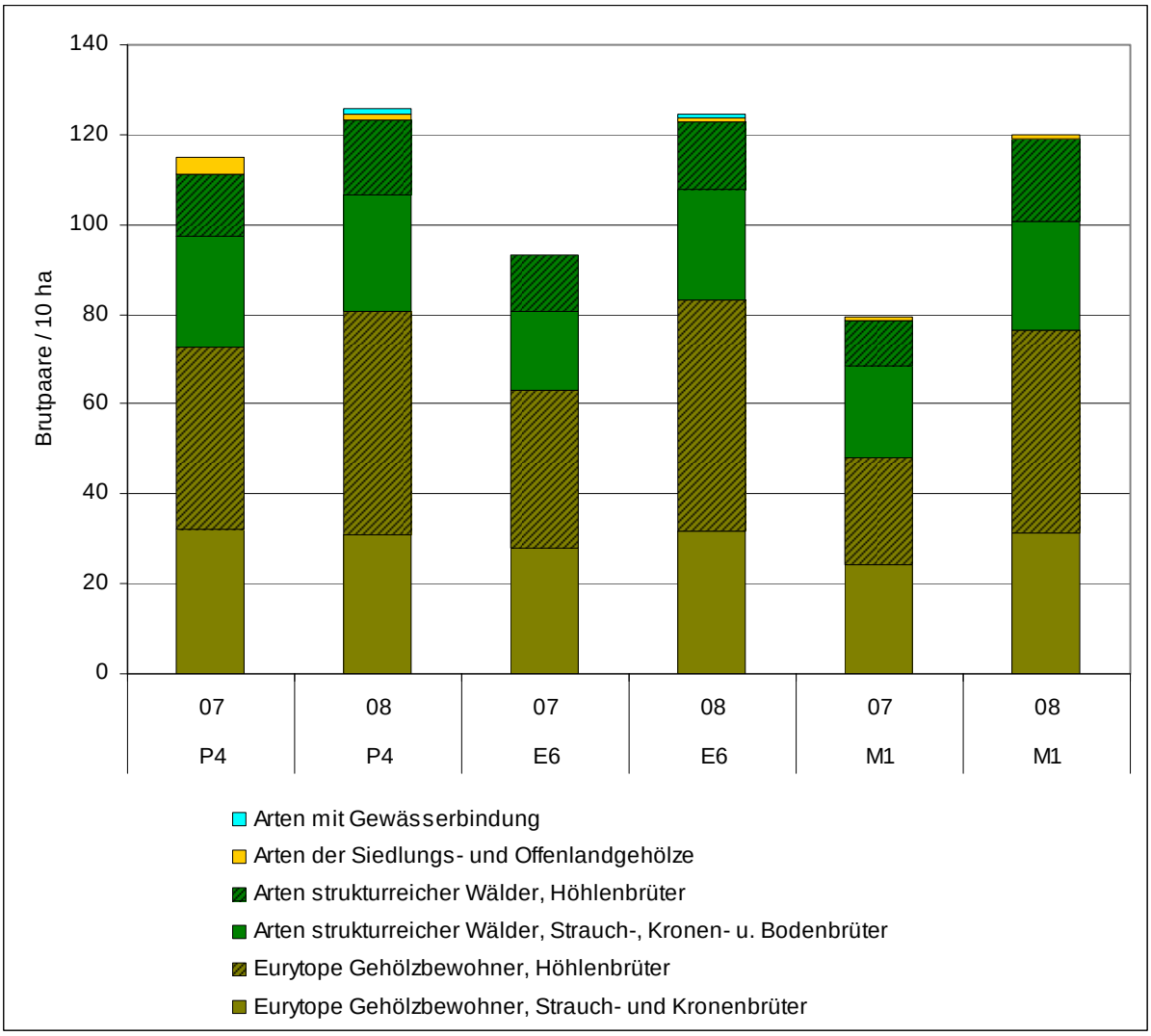


Abb. 3.4.-65: Besiedlungsdichte Avifauna (unterteilt nach ökol. Gilden) je Probefläche und Untersuchungsjahr

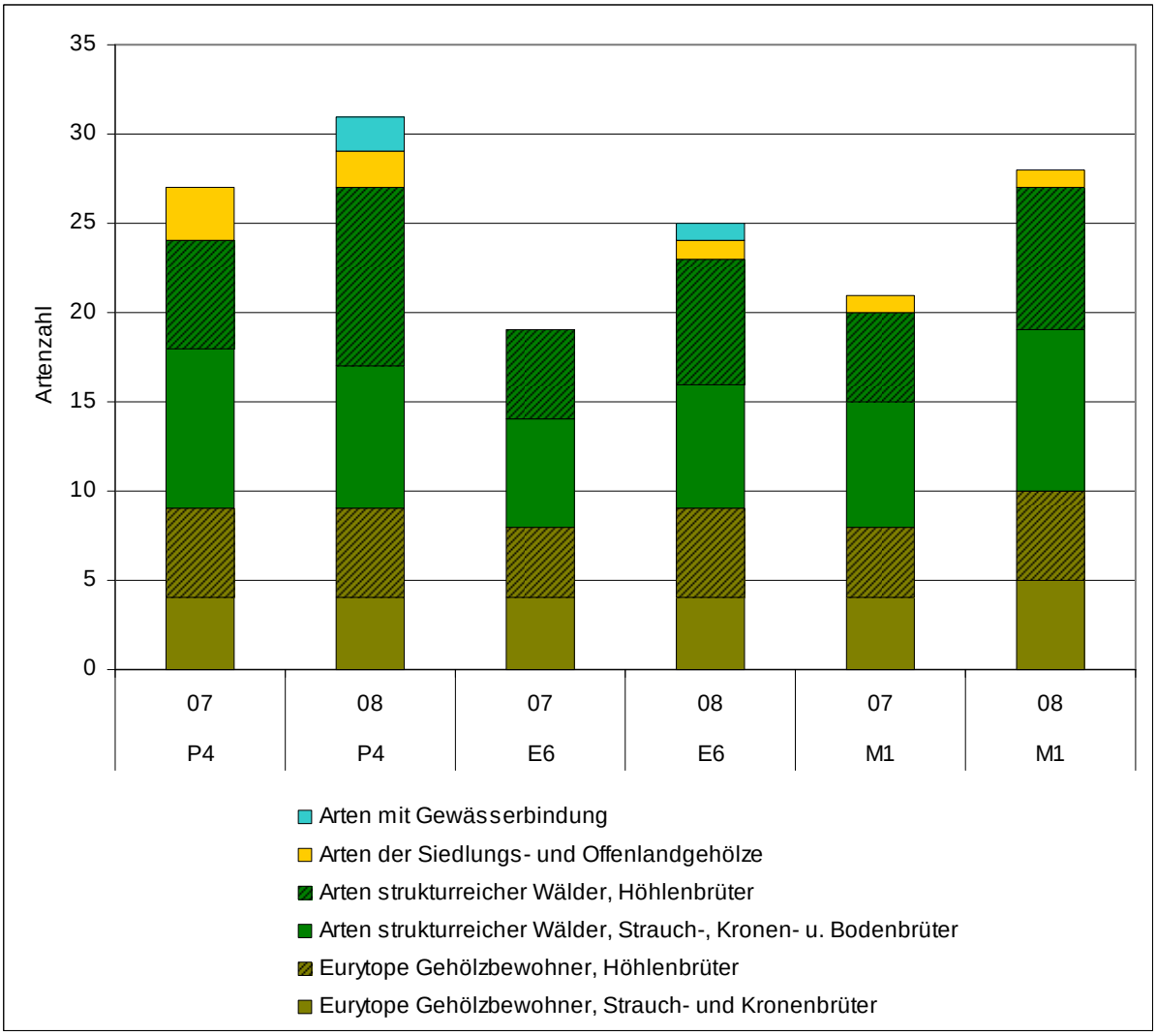


Abb. 3.4.-66: Artenzahlen Avifauna (unterteilt nach ökol. Gilden) je Probefläche und Untersuchungsjahr

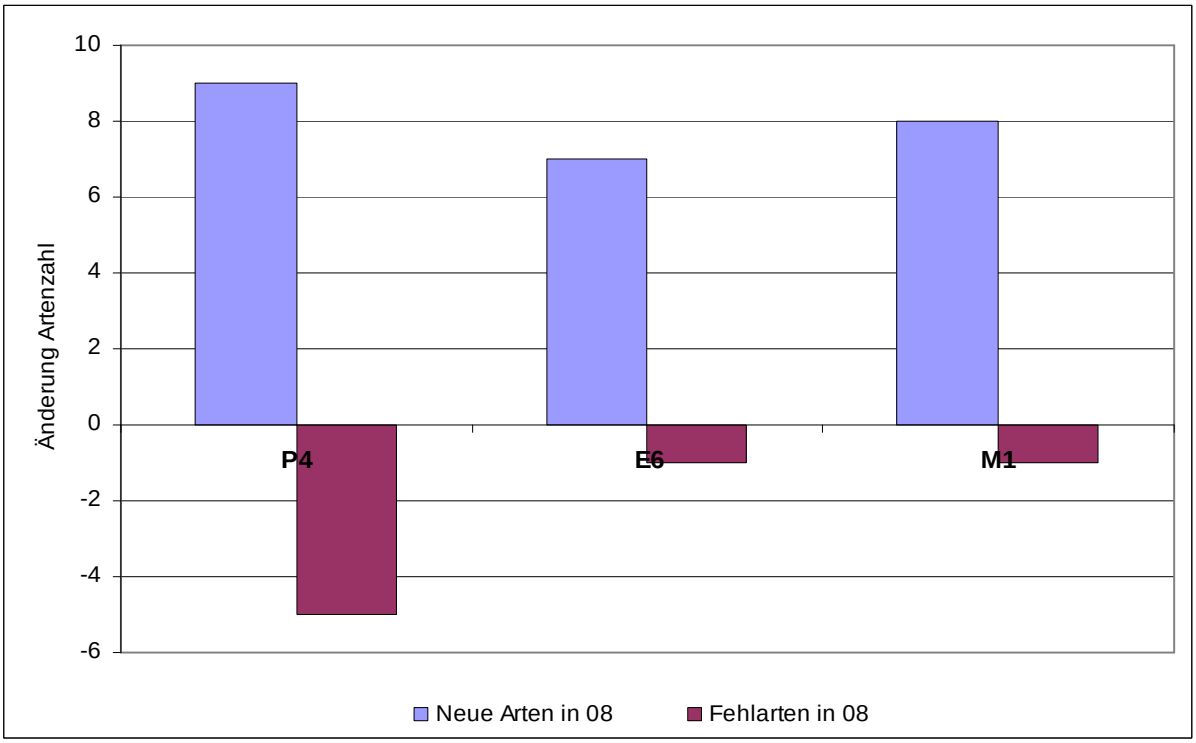


Abb. 3.4.-67: Artenwechsel von 07 nach 08 (je Probefläche) - Brutvögel

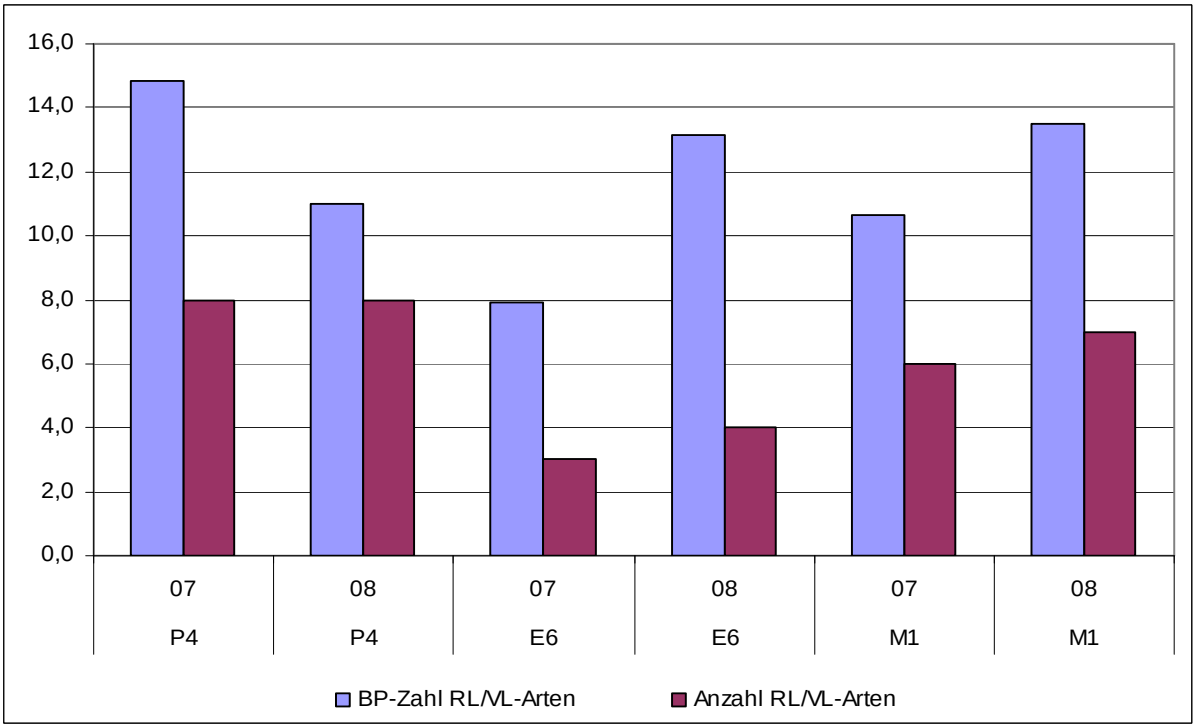


Abb. 3.4-68: Brutpaar- und Artenzahlen Rote-Liste / Vorwarnlisten-Arten (Vögel) – je Probefläche und Untersuchungsjahr

3.4.3.10 Fledermäuse

Tabelle 3.4-12: Ergebnisse Fledermauserfassung (zusammengefasste Darstellung)

	RL		P4	P4	E6	E6	M1	M1
	D	SN	07	08	07	08	07	08
Wasserfledermaus	-	-	V	III	III	V	II	II
Großer Abendsegler	3	3	II	II	II	I	IV	III
Gr./ Kl. Bartfledermaus**	2	2	II	I	III	III	II	III
Zwergfledermaus	-	-	III	I	II	II	II	II
Rauhhautfledermaus	R	G	II	I	II	III		II
Mopsfledermaus*	2	1	III			I	III	I
Breitflügelfledermaus	V	3			I			III
Mückenfledermaus	-	-	II		I			I
Artenzahl			*7*	*5*	*7*	*6*	*5*	*8*

* Art nach Anhang II FFH-Richtlinie;

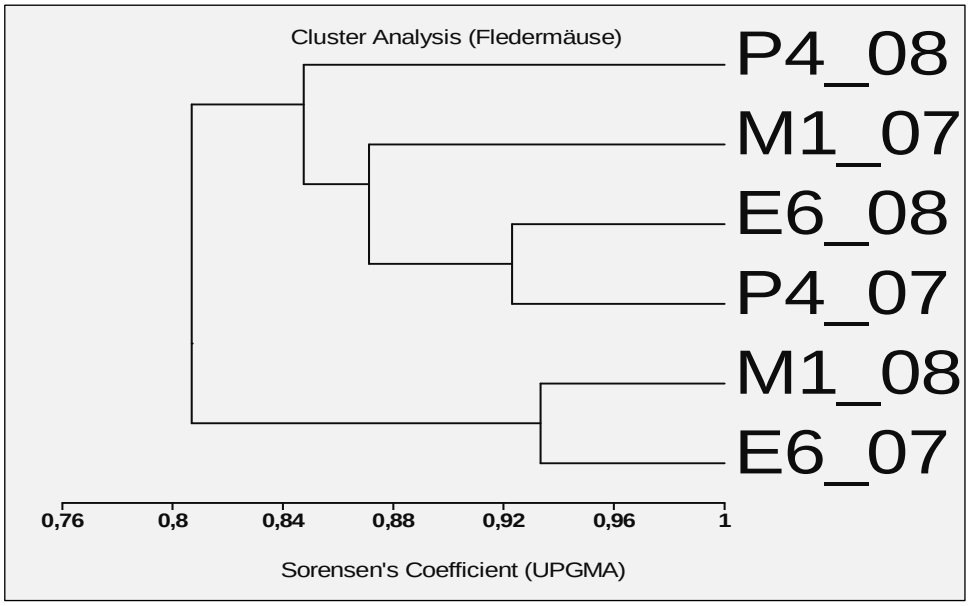
** Große und Kleine Bartfledermaus anhand Untersuchungsmethodik (Detektor) nicht unterscheidbar; gemäß Habitatanspruch im Gebiet vermutl. überwiegend Große Bartfledermaus

Abundanzklassen: I = vereinzelt (1 Tier), II = spärlich (2 Tiere), III = zerstreut (3-5 Tiere), IV = mäßig zahlreich (6-10 Tiere), V = zahlreich (> 10 Tiere)

a) Allgemeine Angaben zur Artengemeinschaft

Für das Leipziger Auengebiet insgesamt wie auch für die untersuchten Flächen der Burgaue können v.a. Wasserfledermaus, Großer Abendsegler und Rauhhautfledermaus als charakteristisch gelten. Erstere gilt als Bewohner abwechslungsreicher Landschaften mit hohen Gewässeranteilen, die beiden anderen sind ausgesprochene Waldarten, wobei strukturreiche Laubwälder i.d.R. bevorzugt werden. Regelmäßige Nachweise liegen außerdem für Mops- und Bartfledermaus vor. Sie nutzen die Auwaldgebiete zumindest als Nahrungshabitat und Sommerquartier (Wochenstuben sind nicht bekannt aber möglich; evtl. liegen solche auch in umliegenden Siedlungsgebieten). Darüber hinaus dient das Gebiet auch kennzeichnenden Arten der Siedlungsgebiete als Nahrungsrevier (in der Burgaue sind dies Breitflügel-, Zwerg- und Mückenfledermaus). Insgesamt wurden nahezu ¾ der aktuell für den Leipziger Auwald nachgewiesenen Arten auch aktuell in der Burgaue belegt (vgl. HELLRIEGEL-INSTITUT 2008).

b) Vergleich der Untersuchungsflächen /-jahre

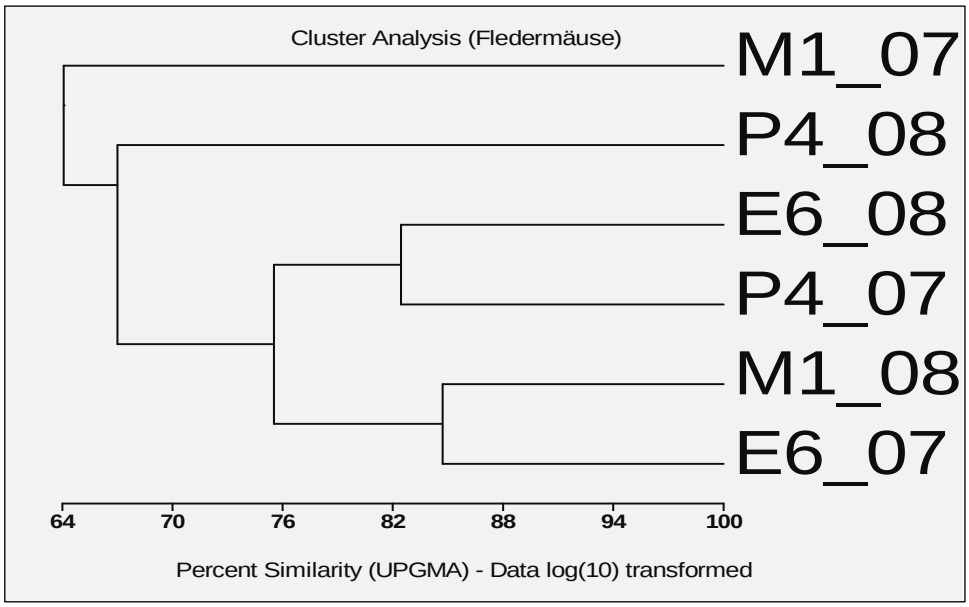


	E6_07	P4_07	M1_07	E6_08	P4_08	M1_08
E6_07	100,0%					
P4_07	85,7%	100,0%				
M1_07	66,7%	83,3%	100,0%			
E6_08	76,9%	92,3%	90,9%	100,0%		
P4_08	83,3%	83,3%	80,0%	90,9%	100,0%	
M1_08	93,3%	93,3%	76,9%	85,7%	76,9%	100,0%

Abb. 3.4-69a/b Clusteranalyse und Matrix nach „Artenähnlichkeit“ – Fledermäuse

Ähnlichkeit ≥ 80 %

Ähnlichkeit ≥ 65 %



	E6_07	P4_07	M1_07	E6_08	P4_08	M1_08
E6_07	100,0%					
P4_07	78,5%	100,0%				
M1_07	59,4%	67,4%	100,0%			
E6_08	77,7%	82,4%	63,8%	100,0%		
P4_08	73,4%	64,2%	62,4%	67,5%	100,0%	
M1_08	84,6%	73,5%	67,2%	72,2%	62,7%	100,0%

Abb. 3.4-70a/b: Clusteranalyse und Matrix nach „Dominanzähnlichkeit“ – Fledermäuse

Ähnlichkeit ≥ 75 %
Ähnlichkeit ≥ 60 %

Die Ähnlichkeit der Datensätze aus den einzelnen Jahren und Flächen ist sehr groß (Abb. 3.4-69, 70). Gerichtete / deutbare Unterschiede sind kaum erkennbar. Sie sind vermutlich ± zufälliger Natur oder liegen (zwischen den Jahren) evtl. auch in leichten Veränderungen der Begehungsstrecken begründet (Anpassung der Transekte in 08 an die Orte der forstlichen Eingriffe, s. Kap. 3.4.1). Für die Nachweisdichte der Wasserfledermaus spielt offenbar die unmittelbare Nähe auch kleinster Gewässer zum Transektverlauf eine nicht unerhebliche Rolle (Burgauenbach kreuzt die Untersuchungsflächen). Auffällig ist zumindest die deutliche Zunahme der Breitflügelfledermausnachweise in M1 (s. Tabelle 3.4.12). Da die Art bevorzugt entlang von Gehölz- und Waldrändern jagt (vgl. u.a. GÖRNER & HACKETHAL 1988), diente der forstliche Eingriff offenbar einer Erweiterung nutzbarer Jagdbereiche (halboffene Auenbereiche und breite Wege grenzen an die Maßnahmefläche an; im Unterschied dazu ist die Auflichtung in E6 vollständig von Wald umgeben – ein möglicher Grund, dass hier entsprechende Effekte nicht feststellbar waren). In der Gesamtbilanz kann zumindest konstatiert werden, dass in M1 die nachgewiesenen Arten- und Individuenzahlen und in E6 die Individuenzahlen zugenommen haben, während für P4 ein gegenläufiger Trend bestand (Abb. 3.4-71, 72).

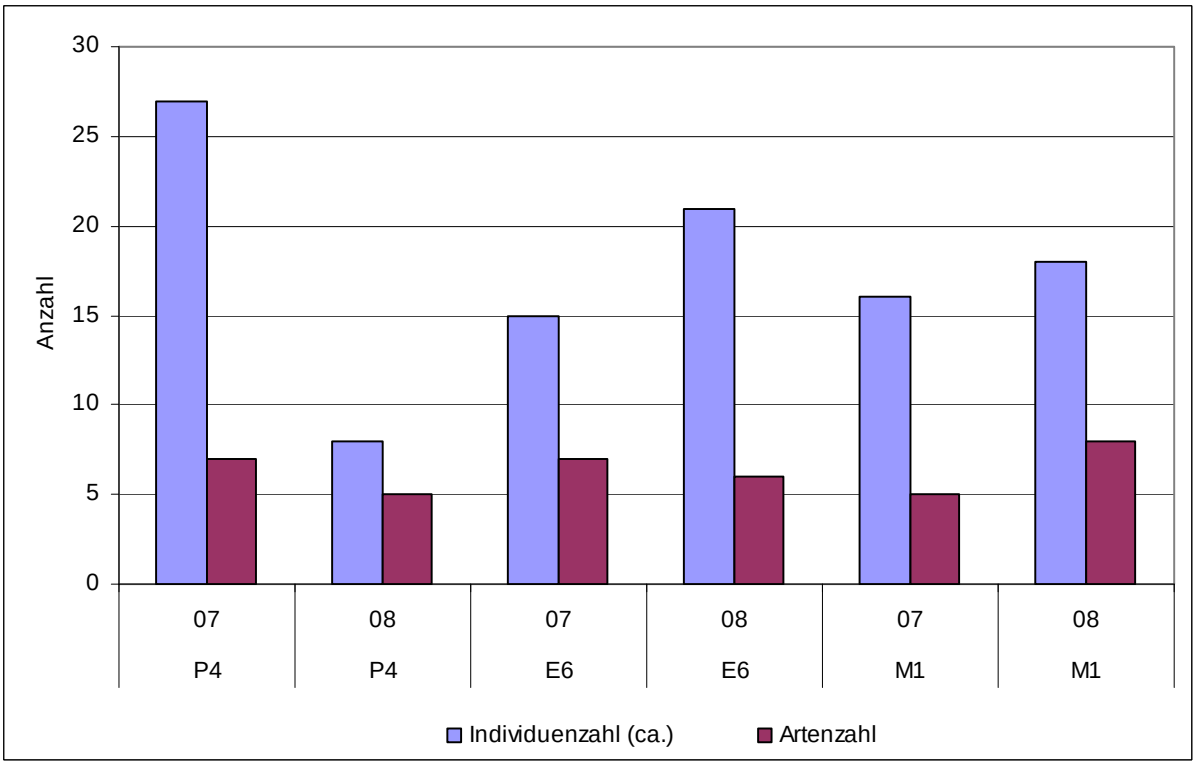


Abb. 3.4-71: nachgewiesene Arten- und Individuenzahlen Fledermäuse je Probefläche und Untersuchungsjahr

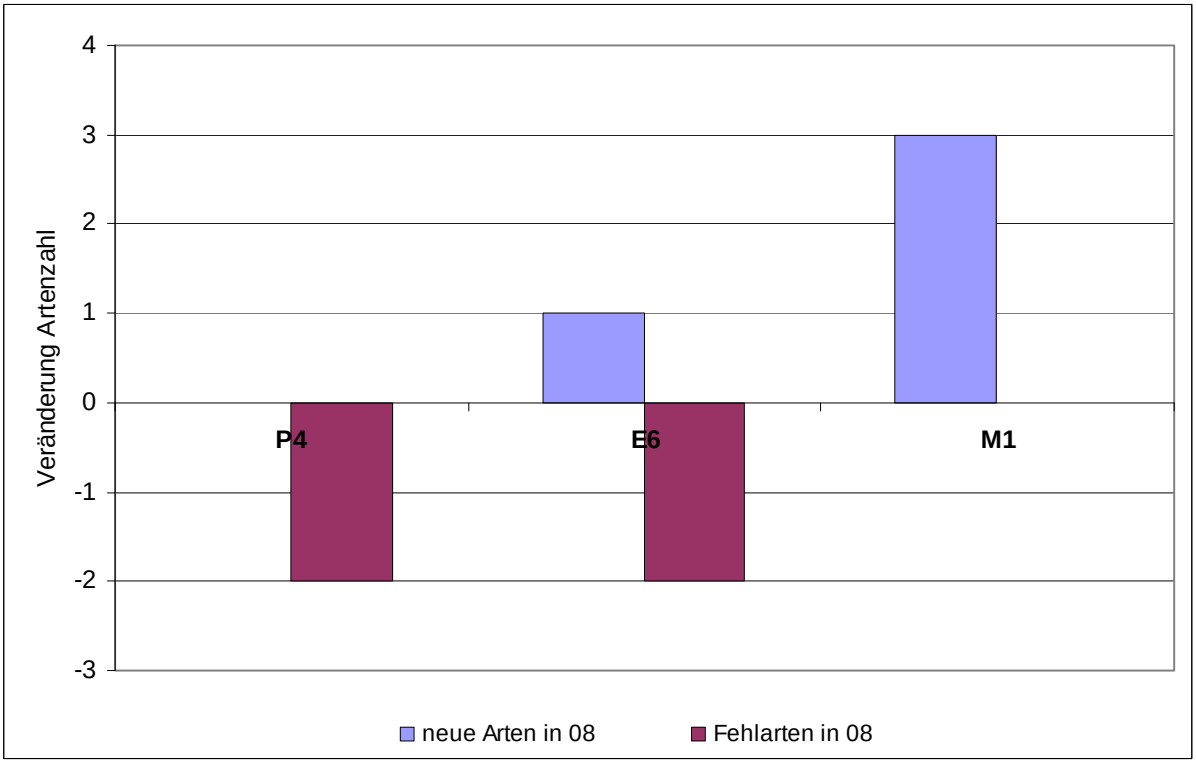


Abb. 3.4-72: Artenwechsel von 07 nach 08 (je Probefläche) - Fledermäuse

c) Vorkommen naturschutzfachlich relevanter Arten

Besonders beachtenswürdig sind die Nachweise der in Sachsen vom Aussterben bedrohten Mopsfledermaus – einer Art nach Anhang II der FFH-Richtlinie. Es besteht nach bisherigem Kenntnisstand allerdings keine besondere Verantwortung des Leipziger Gebietes für diese Art (HELLRIEGEL-INSTITUT 2008). Eine solche ist vielmehr gegeben für die ebenfalls nachgewiesenen und gefährdeten Arten Großer Abendsegler und Rauhautfledermaus (ebd.). Insgesamt sind fünf der acht nachgewiesenen Arten solche der gültigen Roten Listen (s. Tabelle 3.4-12). Unterschiede in der Nachweisdichte einzelner Flächen und Untersuchungsjahre erscheinen wenig gerichtet und ± zufällig (s.o., Pkt. b). Zumindest kann aber konstatiert werden, dass in M1 die nachgewiesenen Artenzahlen und in E6 die Individuenzahlen zugenommen haben (wenngleich nur geringfügig), während für P4 ein insgesamt gegenläufiger Trend bestand (Abb. 3.4-73).

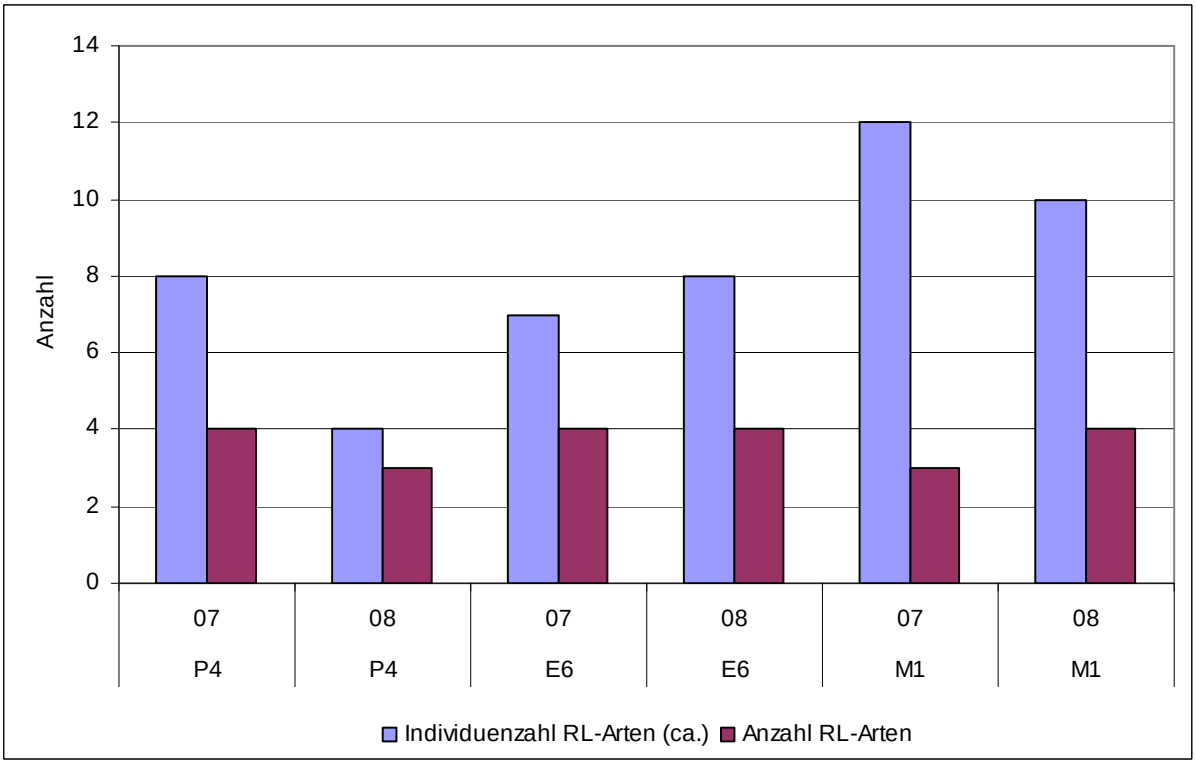


Abb. 3.4-73: Individuen- und Artenzahlen Rote-Liste -Arten (Fledermäuse) – je Probefläche und Untersuchungsjahr

d) Entwicklungsprognose

Generell besteht die Tendenz, dass im Kontaktbereich Wald / Offenland bzw. an Freiflächen innerhalb des Waldes oft mehr nahrungssuchende Fledermäuse / Fledermausarten nachgewiesen werden als in weitgehend geschlossenen Waldgebieten (vgl. z.B. Begehungsprotokolle in HELLRIEGEL-INSTITUT 2008). Vor diesem Hintergrund ist auch in der Burgaue mit Fortgang der forstlichen Eingriffe grundsätzlich mit einer erhöhten Nutzungsfähigkeit der betreffenden Bereiche als Nahrungshabitat für Fle-

dermäuse zu rechnen. Ausgesprochene „Waldrand- und Offenlandjäger“ sind v.a. Breitflügel- und Fransenfledermaus (vgl. u.a. GÖRNER & HACKETHAL 1988, SCHOBER & GRIMMBERGER 1998) (beide Arten gelten aktuell allerdings als nicht gefährdet). Eine gewisse Affinität in dieser Richtung (vgl. z.B. FICHTNER 2004) zeigen ferner Kleiner Abendsegler und Rauhautfledermaus (beide sind landes- und bundesweit gefährdet). Alle weiteren grundsätzlich in Frage kommenden Arten erscheinen kaum an Lichtungs- und Offenlandstrukturen gebunden, sondern sind auch in der Lage im Inneren der Waldbestände zu jagen (zumindest so lange der Baumbestand nicht allzu dichtwüchsig ist) bzw. jagen auch oder vorwiegend oberhalb der Baumkronen, weitgehend unabhängig von der Bestandesstruktur (letzteres betrifft v.a. den Großen Abendsegler). Eine Sonderrolle ist dem Großen Mausohr zuzuordnen: Bei üppig ausgebildeten Kraut- und Strauchschichten weicht die generell sehr bodennah jagende Art auf angrenzende Offenländer aus; nutzbar sind hier aber wohl nur niedrigwüchsige Kulturflächen (z.B. Grünländer, zeitweilig auch Ackerflächen), nicht aber hochwüchsige, von Junggehölzen durchsetzte Staudenfluren, wie sie im Nachfeld der forstlichen Eingriffe erwartet werden können (vgl. HELLRIEGEL-INSTITUT 2008). Eine relativ starke Waldbindung scheint (auch bei der Wahl der Nahrungshabitate) die Mopsfledermaus aufzuweisen; insoweit ist für diese Art eine (in Teilen) verminderte Nutzungsfähigkeit bei Fortschreiten der Eingriffe nicht auszuschließen. Gleichwohl erscheint ein gänzlicher Bedeutungsverlust als Nahrungshabitat unwahrscheinlich und kann zudem gebietsbezogen ausgeglichen werden (Ausweichen der flugstarken Art in andere geeignete Altwaldbereiche). Außerdem gilt: Zwar sind Quartiere nicht Gegenstand der Untersuchungen. Es sei jedoch erwähnt, dass infolge der Eingriffe der Altholzanteil naturgemäß erheblich abnimmt und somit auch die Anzahl potenziell nutzbarer Quartierbäume (betrifft alle ± waldbewohnenden Arten; ausschließbar sind lediglich „reine“ Siedlungsarten wie Breitflügel-, Zwerg- und Mückenfledermaus). Über die tatsächliche Quartierdichte liegen allerdings keinerlei gesicherte Daten vor (und sind in der Praxis auch nicht erhebungsfähig, da sich potenzielle Quartiere vielfach im Kronenbereich befinden, sich also einer möglichen Kontrolle entziehen). Insoweit haben solche Aussagen ausschließlich hypothetischen Charakter.

3.5 Faunistische Spezialuntersuchungen - Baumkronenbenebelung (FLOREN 2009, Univ. Würzburg)

a) Zielstellung

Die in diesem Berichtsteil (Kap. 3.5) zusammengefassten Untersuchungen aus den Jahren 2006 und 2008 hatten die folgenden Ziele:

1) die Artenvielfalt der xylobionten Käfer und Spinnen in den Kronen verschiedener Laubbaumarten des Leipziger Auwaldes zu erfassen und die Struktur ihrer Gemeinschaften zu charakterisieren.

2) Auf Grundlage dieser Daten sollten die Auswirkungen forstlicher Waldeingriffe auf die Kronengemeinschaften analysiert werden. Hierzu wurde eine Waldfläche für die Mittelwaldnutzung vorbereitet, für eine Fläche wurde, der früheren Nutzung entsprechend, die femelartigen Nutzung beibehalten und schließlich wurde eine dritte Fläche als Prozessschutzfläche von jeglicher forstlicher Nutzung ausgenommen.

Nach der Ersterfassung der arborikolen Arthropodenfauna 2006 mit Hilfe der Insektizidvernebelungsmethode wurden 2007 die waldbaulichen Arbeiten und im Frühsommer 2008 die Folgeuntersuchungen durchgeführt. In beiden Jahren wurden auf jeder der drei Untersuchungsflächen je zehn Bäume (Eichen, Ahorne, Eschen sowie eine einzelne Ulme) beprobt, so dass insgesamt 60 Benebelungsproben für die Auswertung zur Verfügung stehen.

b) Bedeutung der xylobionten Coleopteren und der Araneae

Ursprünglich ist Mitteleuropa von Wald bewachsen. So ist zu verstehen, dass ein hoher Anteil der Arthropodenfauna daran angepasst ist, die Ressource Holz zu nutzen. Dies zeigt sich besonders deutlich an den Coleopteren, für die ein sehr umfangreiches autökologisches Wissen vorhanden ist. Von allen 6479 in Deutschland nachgewiesenen Käferarten (KÖHLER & KLAUSNITZER 1988) gehören etwa ein Drittel zu den Xylobionten, also zu den Arten, die in ihrer Lebensspanne an die Ressource Holz gebunden sind. Hierunter findet sich eine Vielfalt von Nutzungsstrategien, die verschiedenen Gilden zugeordnet werden können (KÖHLER 2000, SCHMIDL & BUSSLER 2004b).

Die ökologische Bedeutung der xylobionten Käfer liegt einerseits in ihrer Beteiligung beim Abbau des Holzes. Dabei schaffen sie Sekundärstrukturen, wie Bohrgänge, Mulm etc., die in Folge wieder von anderen Tiergruppen besiedelt werden. Andererseits findet sich unter den Xylobionten aber auch ein hoher Anteil räuberischer Arten, die als wichtige Antagonisten potentieller Schadarten fungieren. Aufgrund ihrer hohen Artendiversität und der Vielfalt der ökologischen Einnischungen ergibt sich ein ins-

gesamt äußerst komplexes Beziehungsgefüge zwischen den Arten und ihrer Umwelt, dessen Bedeutung für die Ökologie erst seit den letzten Jahren gesehen und verstärkt wissenschaftlich untersucht wird, z. B. (GROVE 2002).

Die Kenntnis der mit Totholz assoziierten Fauna ist aber nicht nur von grundlagentheoretischem Interesse. Da Totholz in unserer Kulturlandschaft eine seltene Ressource geworden ist, eignen sich xylobionte Arten auch für die Bewertung landschaftsökologischer Fragestellungen, da sich aus ihrem Vorhandensein Rückschlüsse auf den Strukturreichtum von Wäldern und deren Bedeutung für die Artenvielfalt ergeben. Insbesondere unter den xylobionten Coleopteren gibt es eine Vielzahl von Arten, die sehr spezifische Habitatbedingungen benötigen und einen entsprechend hohen Indikationswert besitzen (SCHMIDL & BUSSLER 2004b).

Neben Käfern werden heute auch vermehrt Spinnen (Araneae) als Zielgruppe zur Analyse und Bewertung von Lebensräumen eingesetzt. In den Baumkronen stellen sie meist zwischen 2 und 5% der Arthropoden (FLOREN & SPRICK 2007) und sind damit eine der häufigsten Prädatorengruppen (NYFFELER 2000). PLATEN et al. (1999) schätzen in einer Studie, dass etwa 37% aller Waldarten zumindest teilweise auch arborikol sind. Ihr Vorkommen wird durch das Vorhandensein spezifischer Habitatstrukturen zum Errichten ihrer Netze sowie von den mikroklimatischen Bedingungen bestimmt (MUSTER 1998, HALAJ et al. 2000). Aus diesem Grunde kann man erwarten, dass der Vergleich unterschiedlich strukturierter Habitate, wie sie unterschiedliche Bewirtschaftungsformen repräsentieren, auch entsprechende Unterschiede in den Spinnengemeinschaften zeigen. Die besondere Eignung der Spinnen ergibt sich auch daraus, dass für sie im Allgemeinen baumartenspezifische Bindungen von geringer Bedeutung sind.

c) Die ökosytemare Bedeutung der Baumkronen

Nach wie vor werden die Baumkronen als ausgedehnter und hochkomplexer Lebensraum, der nur wenige Meter über unseren Köpfen beginnt, in der Grundlagenforschung und entsprechend auch in der angewandten Naturschutzforschung nur marginal berücksichtigt. Dies ist umso unverständlicher, als dass heute gut belegt ist, dass in den Bäumen eine artenreiche und abundante Arthropodenfauna lebt, z.B. (FLOREN & SCHMIDL 1999, FLOREN & OTTO 2002, FLOREN & SPRICK 2007), die unzweifelhaft viele ökologische Prozesse beeinflusst und für viele ökologische Leistungen, wie beispielsweise die Kontrolle so genannter Schadarten, die Zersetzung organischen Materials, für Bestäubung und Samenverbreitung etc. enorm wichtig ist. Die Vernachlässigung dieser Fauna dürfte ein wesentlicher Grund für unser noch immer sehr begrenztes Wissen um die funktionalen Zusammenhänge in Waldökosystemen sein. Es ist daher ganz besonders hervorzuheben, dass die vorliegende Untersuchung eine der ersten ist, in denen der Lebensraum der Baumkronen explizit Berücksichtigung findet.

3.5.1 Erfassungsmethodik und Untersuchungsumfang

3.5.1.1 Die Methode der Insektizidvernebelung

Die Baumkronen bilden einen schwer erreichbaren, hochkomplexen Lebensraum, über den bis heute nur wenig bekannt ist (siehe FLOREN & SCHMIDL 2008). Aufgrund der schweren Zugänglichkeit bedarf es spezieller Methoden, um die Arthropodenfauna, die diesen Lebensraum bewohnt, untersuchen zu können.

Eine der effektivsten Methoden ist die Baumkronenbenebelung (‚canopy fogging'). Einzig auf diese Weise können die Gemeinschaften der freilebenden Kronenarthropoden weitgehend vollständig und baumselektiv erfasst werden. Damit ist es möglich ein genaues Abbild der faunistischen Zusammensetzung, der Diversität, und Struktur der Kronengemeinschaften zu ermitteln. Bei dieser erstmals in den Tropen standardisiert eingesetzten Methodik (FLOREN & LINSENMAIR 1997) wird ein Insektizid in den Bäumen vernebelt und die heruntergefallenen Arthropoden werden in unter der Baumkrone aufgespannten Fangfolien gesammelt (s. Abb. 3.5-2). Durch genaue Platzierung der Fangtrichter unter jeder Baumkrone lässt sich eine hohe Baumselektivität der Benebelungsprobe erreichen.

Als Insektizid kam ausschließlich natürliches Pyrethrum, das aus den Blüten von Chrysanthemen (*Chrysanthemum cinerariifolium* (Trev.)) gewonnen wird, zum Einsatz. Das Insektizid wird in einem hochraffinierten Weißöl (ESSOBAYOL 82) gelöst, das als Trägerstoff dient und selber frei von chemischen Zusatzstoffen ist. Natürliches Pyrethrum ist ein Nervengift, das hochgradig arthropodenspezifisch ist und die Natriumkanäle der Nervenmembranen verändert (SCHULZ et al. 1993). Betroffene Tiere bewegen sich unkoordiniert und fallen so in die Fangfolien. Das Gift wirkt schon Sekunden nach der Applikation. Zwei Stunden nach einer Benebelung werden die vom Baum heruntergefallenen Tiere eingesammelt, mit Essigsäureethylester abgetötet und für die spätere Sortierung in 70%-igem Ethanol konserviert (FLOREN & SCHMIDL 2003).

Das Insektizidgemisch wird mit Hilfe eines speziellen Benebelungsgerätes [einem SN-50 der Fa. Swingfog] in die Baumkronen ausgebracht. Technisch wird dies durch Erzeugen einer sehr schnell schwingenden Luftsäule erreicht, die das am Austrittsrohr eingeleitete Insektizidgemisch in Tröpfchengrößen von kleiner 10µm zerschlägt (Abbildung 3.5-1). Auf diese Weise wird ein warmer, nicht benetzender Nebel mit einer sehr großen Oberfläche produziert, der in die Baumkrone steigt und sich in höheren Luftschichten verdünnt. Das Weißöl bedingt auch die gute Sichtbarkeit des Nebels und erlaubt so die direkte Beurteilung der Effektivität der Benebelung. Um das Insektizidgemisch zielgenau in der Baumkrone auszubringen sollte weitgehend Windstille herrschen. Aus diesem Grunde werden die Benebelungen früh am Morgen oder am frühen Abend, zwischen beginnender Dämmerung und einsetzender Thermik, durchgeführt. Je nach Größe eines Baumes und der aktuellen Witterungsverhältnisse, variiert die Benebelungszeit jedes Baumes zwischen fünf und zehn Minuten.

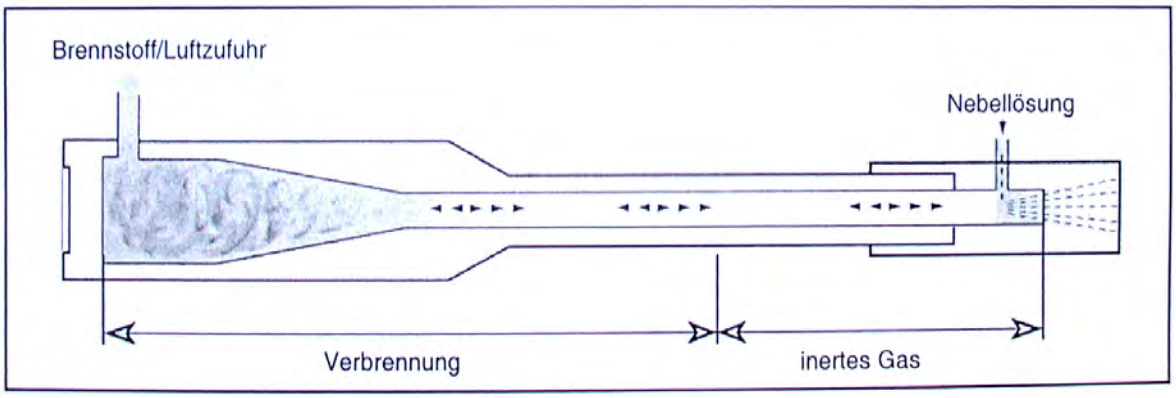


Abb. 3.5-1: Arbeitsweise eines Benebelungsgerätes (Schemazeichnung).

Ein Benzin-Luft-Gemisch wird in der Brennkammer gezündet und lässt eine Gassäule ca. 90-mal pro Sekunde schwingen. Am Ende des Resonators wird der Wirkstoff eingespritzt und zu einem feinen Aerosolnebel zerschlagen (Nach: Bedienungsanleitung swingfog SN 50 der Swingtec GmbH, Isny).

Natürliches Pyrethrum besitzt eine sehr hohe ‚knock-down' Wirkung bei gleichzeitig geringer ‚knock-out' Wirkung. In der richtigen Dosierung von 1% aktiver Wirkstoffsubstanz ist die schnelle und weitgehend quantitative Erfassung der freilebenden Arthropoden bei gleichzeitig geringer zeitlicher und räumlicher Störung gewährleistet (FLOREN & LINSENMAIR 2007, BUSSLER et al. 2004). Diese wird auch dadurch erreicht, dass sich natürliches Pyrethrum innerhalb weniger Stunden photochemisch zersetzt und keinerlei Rückstände in den Bäumen hinterlässt. Zudem verdünnt sich der Insektizidnebel mit zunehmender Entfernung vom Benebelungsort, so dass in größerer Entfernung deutlich weniger Arthropoden gefangen werden (FLOREN & SCHMIDL 1999). Bei zu geringer Konzentration können sich deshalb viele der heruntergefallenen Tiere erholen und aus den Fangtrichtern wegfliegen bzw. laufen.

Insgesamt kann man davon ausgehen, dass sich mit Hilfe der Benebelungen die freilebenden Arthropoden weitgehend quantitativ erfassen lassen (FLOREN & LINSENMAIR 1997, FLOREN & SCHMIDL 2003). Von den xylobionten Käfern unterscheidet sich dies je nach Lebensart: solche Arten sind gut mit der Benebelungsmethode zu erfassen, die Äste und Zweige besiedelnden (a- und f-Arten) wie z.B. viele Anobiiden oder Arten der Gattung *Magdalis* (Curculionidae). Diese stellen 75% der Totholzkäfer Deutschlands.

Weniger gut zu sammeln sind die im Holz oder in Baumhöhlungen (Mulmhöhlen) lebenden Arten, obwohl dies bei gegebener Ressource und dem Erfassen des richtigen Schlupfzeitpunktes auch anders sein kann. Dies zeigen die hohen Abundanzen von *Euglenes oculatus* (Payk.) (Aderidae) auf der Eiche #29, der mit 440 Individuen die häufigste xylobionte Art überhaupt war.

Da die meisten Spinnen freilebend sind, lassen sie sich mit den Benebelungen gut erfassen. Dies gilt auch für die Netze bauenden Arten. Die Wirkungsweise des Pyrethrums (s. O.) führt dazu, dass sie ihr Netz verlassen und sich am Faden bis in die Fangtrichter herablassen.

Abb. 3.5-2: Durchführung einer Benebelung am frühen Morgen.

Der warme Insektizidnebel steigt in die Baumkrone. Im Hintergrund die unter den Kronen ausgebreiteten Fangplanen. Juni 2006.

Die in die Fangfolien gefallenen Arthropoden werden vorsichtig zusammengefegt und in Fangbehältnisse befördert. Juni 2006.

3.5.1.2 Untersuchungsflächen, untersuchte Baumarten, Vorgehensweise

Für die Untersuchung der Totholzkäfer und Spinnen in den Baumkronen wurden 30 Laubbäume auf drei aneinander grenzenden Probeflächen im Leipziger Auenwald ausgewählt (s. Kap. 2.2). Insgesamt wurden in beiden Untersuchungsjahren jeweils 11 Stieleichen (*Quercus robur*), 9 Bergahorne *(Acer pseudoplatanus*), 9 Gemeine Eschen (*Fraxinus excelsior*), und 1 Ulme (*Ulmus spec.*] ausgewählt, von denen jeweils 10 Bäume auf jeder der drei Untersuchungsflächen standen (Tabelle 3.5-1, Abb. 3.5.-3).

Tabelle 3.5-1: Für Benebelungen ausgewählte Bäume

	2006 erstmals bene-belte Bäume [Baumnummer]	Baumalter [Jahre, ca.]	2008 erstmals be-nebelte Bäume Rechts: wiederholt benebelt	Baumart
Prozessschutz Fläche 1 (P) [Abt. 126a]	1	130	1	*F. excelsior*
	2	130	2	*F. excelsior*
	3	80	3	*A. pseudoplatanus*
	4	80	4	*A. pseudoplatanus*
	5	130	**5**	*F. excelsior*
	6	300	6	*Q. robur*
	7	80	**7**	*A. pseudoplatanus*
	8	300	**8**	*Q. robur*
	9	--	**9**	*U. spec.*
	10	300	**10**	*Q. robur*
Mittelwald Fläche 2 (M) [Abt. 128a]	11	280	11	*Q. robur*
	12	280	12	*Q. robur*
	13	280	13	*Q. robur*
	14	280	14	*Q. robur*
	15	80	15	*A. pseudoplatanus*
	16	80	16	*A. pseudoplatanus*
	17	80	17	*A. pseudoplatanus*
	18	130	18	*F. excelsior*
	19	130	19	*F. excelsior*
	20	130	20	*F. excelsior*
Femel Fläche 3 (E) [Abt. 127b]	21	130	21	*F. excelsior*
	22	90	22	*Q. robur*
	23	90	23	*Q. robur*
	24	130	24	*F. excelsior*
	25	65	25	*A. pseudoplatanus*
	26	90	**26**	*Q. robur*
	27	65	27	*A. pseudoplatanus*
	28	130	28	*F. excelsior*
	29	90	**29**	*Q. robur*
	30	65	30	*A. pseudoplatanus*

1. Prozessschutzfläche [Abt. 126a] P4 (Baumnummern 1-10; 3 Stieleichen, ca. 300 Jahre, 3 Eschen, ca. 130 Jahre, 3 Bergahorne, ca. 80 Jahre, 1 Ulme sp., Keine Altersangabe).

2. Vorgesehen zur Mittelwaldbewirtschaftung [Abt. 128a] M1 (Baumnummern 11-20; 4 Stieleichen, ca. 280 Jahre und ein Baum 110 Jahre, 3 Eschen, ca. 130 Jahre, 3 Bergahorne, ca. 80 Jahre).
3. Vorgesehen zur femelartigen Bewirtschaftung [Abt. 127b] E6 (Baumnummern 21-30; 4 Stieleichen, ca. 90 Jahre, 3 Eschen, ca. 130 Jahre, 3 Bergahorne, ca. 65 Jahre).

Die folgende Karte zeigt die Lage der Bäume auf den Untersuchungsflächen. Die Lage der Probebäume in den drei Flächen ist durch die Ellipsen gekennzeichnet.

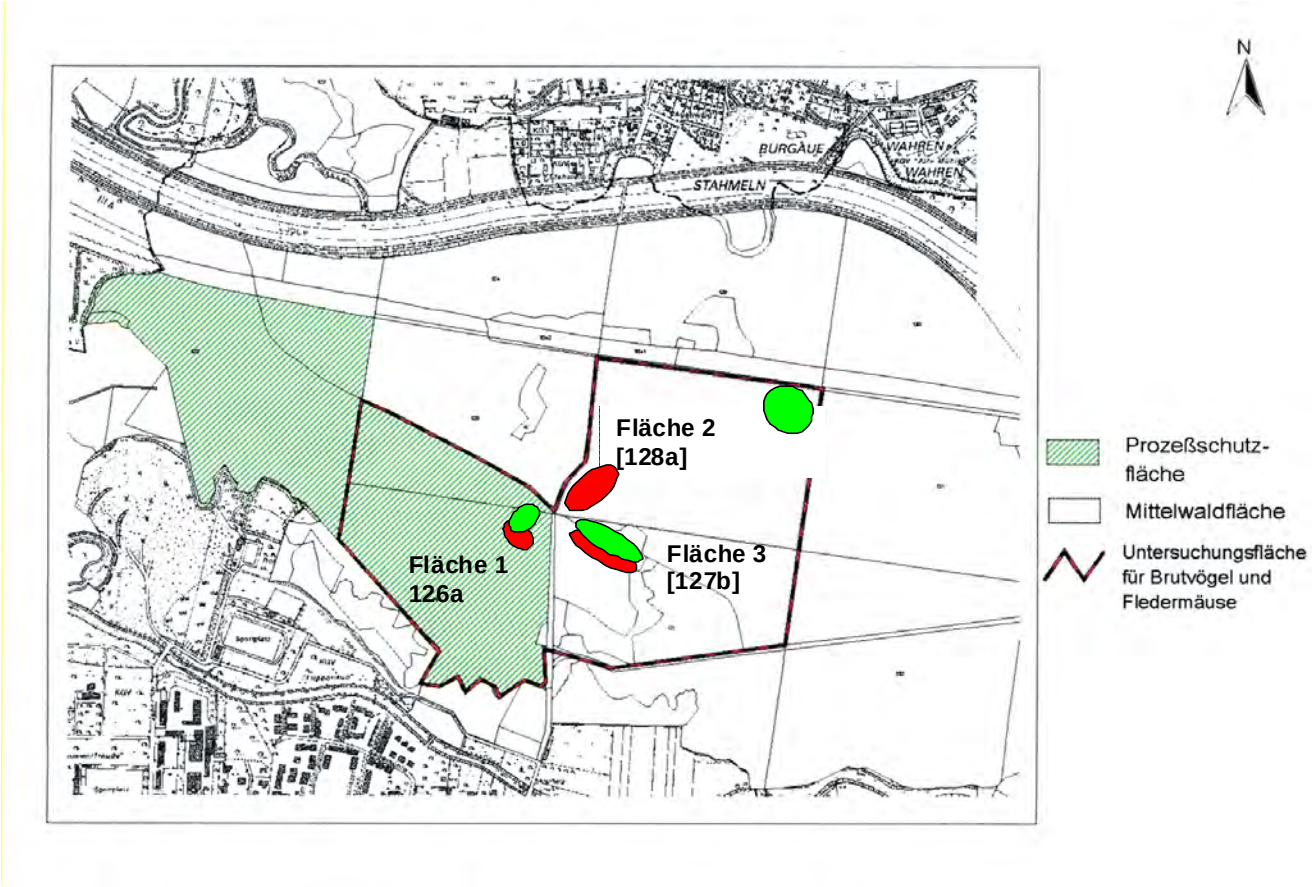


Abb. 3.5-3: Lage der Probeflächen und Probebäume (Benebelung)

Waldabteilungen 126a [Prozessschutzfläche], 127b [Mittelwaldnutzung] und 128a [Femelnutzung]. Die Standorte der Bäume sind einzelnen Flächen zugeordnet, die für 2006 rot und für 2008 grün gekennzeichnet sind.

Die Bäume waren auf jeder Untersuchungsfläche 10 bis maximal 300 Meter von einander entfernt. Tabelle 1 zeigt, dass für die Benebelungen 2008 die meisten Bäume neu ausgewählt worden waren. Sieben Bäume wurden 2008 zum wiederholten male benebelt. Insgesamt beruht die Auswertung auf 60 baumspezifischen Benebelungsproben.

Bedingt durch widrige Wetterverhältnisse (Regen, Wind etc.) konnten die Benebelungen in beiden Erfassungsjahren erst nach mehreren Versuchen durchgeführt werden. Im Frühsommer 2006 wurden hierzu zwei Tage benötigt, nämlich der 23. und der 24. Juni. Auch im Juni 2008 wurden zwei Tage für die Freilandarbeit benötigt, nämlich der 17. und 18 Juni. Benebelt wurde sowohl am frühen Morgen als auch am späten Nachmittag. Je nach Kronengröße wurden unter jedem Baum zwischen 20 und ma-

ximal 70 Quadratmeter Fangfolienfläche ausgebreitet (im Mittel waren es 39m²). Dies war ausreichend, um den größten Teil jeder Kronenprojektionsfläche abzudecken. Nach der Benebelung wurde eine zweistündige Zeitspanne abgewartet, in der die Arthropoden aus den Baumkronen in die Fangtrichter fielen. Anschließend wurden diese eingesammelt und in 70% Ethanol konserviert (Foto 2).

3.5.2 Grundlagen der Auswertungsmethodik

3.5.2.1 Ökologische Gilden

a) Einteilung der xylobionten Coleopteren in Substratgilden

Unter xylobionten Käfern werden hier alle die Arten zusammengefasst, die sich während ihres Lebens überwiegend am oder im Holz jeglicher Zustandsform und Zersetzungsphase, einschließlich der Holz bewohnenden Pilze, entwickeln. Die Einteilung der xylobionten Käfer in Substratgilden folgt der Definition von SCHMIDL & BUSSLER 2004a, die folgende Differenzierung vorschlagen:

a-Arten: Altholzbesiedler: Saproyoxylophage und zoophage Arten, die seit längerem abgestorbenes Holz besiedeln (Alt- und Moderholz)

f-Arten: Frischholzbesiedler: Vivixylophage und zoophage Arten, die lebendes Holz besiedeln. Die Besiedlung erfolgt bis etwa ein Jahr nach Absterben des Holzes

p-Arten: Holzpilzbesiedler: Mycetophage Arten, die verpilzte Holzteile besiedeln oder auf Holz wachsende Pilzfruchtkörper

m-Arten: Mulmhöhlenbesiedler: Xylodetritophage und zoophage Arten, die zu Mulm zerfallenes Holz besiedeln (Mulmhöhlen, Kernfäulen etc.)

s-Arten: Sonderbiologien: von den oben beschriebenen Substratgilden abweichende Biologien, z.B. saphrophage, nekrophage Arten etc.

!: „Wertgebende, ökologisch bedeutsame Arten“ *

* fragwürdige Angabe, ohne nähere Definition bei SCHMIDL & BUSSLER

Zusätzlich zu dieser Einteilung werden die Biotop- und Habitatpräferenzen, sowie die Ernährungsweise nach (KÖHLER 2000) angegeben, um ein vollständigeres Bild über die Ökologie der Arten zu erhalten. Dabei werden folgende Parameter unterschieden:

Biotoppräferenz: w = Wald- u. Gehölzbiotope; wo = offene, besonnte Strukturen; wf = feuchte Wälder

Waldtyp: l = Laubwald; b = Laub- und Nadelwald

Habitatpräferenz: t = lignicol (Holz); tm = xylodetriticol (Mulm); tn = nidicol (Nester); tp = polyporicol (Pilze); tr = corticol (Rinde)

Ernährungsweise: m = mycetophag (Pilzfruchtkörper); ms = mycetophag an Schimmelpilzen; n = nekrophag (tierische Faulstoffe); x = xylophag (Holz); xm = xylomycetophag (verpilztes Holz); z = zoophag

Diese Einteilung ermöglicht einen ökologisch aussagekräftigen Vergleich der Flächen und Baumarten. Da sich mit dem Prinzip der Substratgildeneinteilung keine historischen Aspekte eines Waldbestandes erfassen lassen, wie dies über Indikatorarten möglich ist, werden in Übereinstimmung mit SCHMIDL & BUSSLER die „ökologisch besonders bedeutsamen Arten“ mit “!“ gekennzeichnet.

b) Gildeneinteilung der Araneae

Die Gildeneinteilung der Spinnen folgt den Empfehlungen von (Hatley and MacMahon 1980, Halaj et al. 1998, Uetz et al. 1999), die die Jagdstrategien zu Grunde legt. Unterschieden werden die folgenden vier Gruppen:

1) Radnetzbauer: Araneidae, Tetragnathidae.

2) Raumnetzbauer: Spinnen, die ein Netz in dreidimensionaler Orientierung bauen; Theridiidae, Linyphiidae, Dictynidae. Dies sind z.B. die unregelmäßigen Netze der Kugelspinnen (Theridiidae) und die horizontalen Netze vieler Baldachinspinnenarten (Linyphiidae).

3) Aktive Jagdspinnen: Spinnen die sich frei im Habitat bewegen und ihre Beute entweder taktil (Clubionidae, Anyphaenidae) oder optisch (z.B. Salticidae) fangen; Anyphaenidae, Clubionidae, Gnaphosidae, Philodromidae, Salticidae, Sparassidae.

Weitere Informationen zur Häufigkeit* und Biologie* der Spinnen folgen den Angaben von PLATEN et al. 1998, 1999. In dieser Untersuchung wurden nur die adulten Spinnen analysiert, da bei den Juvenilen die eindeutige Artzuordnung nicht immer möglich ist.

* eingeschränkte Gültigkeit, da ausschließlich auf das Land Brandenburg bezogen bzw. nicht für alle Arten vorliegend

3.5.2.2 Rote Liste-Arten

Neben der Gildenzuordnung und der Kennzeichnung der „wertgebenden Arten“ ist der Rote Liste-Status der Arten nach der aktuellen Fassung für die BRD (GEISER 1998) angegeben. Eine vollständige und aktuelle Bearbeitung der Roten Liste Sachsens liegt für xylobionte Käfer nicht vor [Von allen in dieser Untersuchung nachgewiesenen Arten wurden lediglich zwei Bockkäferarten gesammelt, für die eine ältere Schätzung vorliegt und zwar sind dies *Exocentrus lusitanus* (Linnaeus, 1767) und *E. adspersus* Mulsant, 1846 (KLAUSNITZER 1994)].

Die Rote Liste (inkl. Vorwarnliste) für die Spinnen Sachsens folgt der Fassung von HIEBSCH & TOLKE 1996.

Rote-Liste- bzw. Vorwarnlisten Kategorien: 0 ausgestorben, 1 vom Aussterben bedroht, 2 stark gefährdet, 3 gefährdet, V Vorwarnliste, G Gefährdung anzunehmen, Status unbekannt, R sehr seltene Arten oder solche mit geographischer Vorkommensbeschränkung, D Daten defizitär.

3.5.2.3 Statistische Auswertungen

Änderungen in Folge der vorgesehenen forstlichen Eingriffe sind insbesondere in der Faunistik, in der Diversität und dem Maß der Gleichverteilung (Evenness) der Arten in ihren Gemeinschaften sowie in der Gildenzusammensetzung zu erwarten. Entsprechende Daten wurden für die Versuchsflächen erhoben. Folgende statistische Analyseverfahren wurden angewandt.

a) Diversität

Neben der reinen Artenvielfalt sind Artendiversitätswerte nützliche Maßzahlen, um Gemeinschaften zu beschreiben. Man unterscheidet Alpha- und Beta-Diversitätswerte, wobei erstere die Artenvielfalt in einem Habitat, letztere die Artenvielfalt zwischen Habitaten beschreibt. Von der Vielzahl der zur Verfügung stehenden Indizes wurden für diese Arbeit folgende gewählt: der Shannon-Wiener-Index und die Evenness, Fischers Alpha und Simpsons Index, der den Einfluss der häufigen Arten stärker bewertet, so dass er auch ein Maß für die Gleichverteilung der Arten in ihrer Gemeinschaft ist (Magurran 1988). Die Spannweite des Wertes geht von 1 bis *S*, der Artenzahl der Probe, wobei hohe Werte aufgrund hoher Evenness auch für eine hohe Diversität stehen.

Als Maßzahl für die Verschiedenheit in der Artenzusammensetzung (ihre Beta-Diversität) wurde der Soerensen Index gewählt, der nur die Zahl der gemeinsam in den Proben vorkommenden Arten berücksichtigt. Der Index korreliert mit der relativen Artenübereinstimmung, die Werte liegen zwischen 0 und 100% und sind umso größer je ähnlicher die Gemeinschaften sind.

‚Rarefaction' bedeutet Verdünnung und bezeichnet ein statistisches Verfahren, bei dem auch solche Datensätze miteinander verglichen werden können, die mit unterschiedlich hohem Sammelaufwand beprobt wurden. Beispielsweise lässt sich auf diese Weise die Artenvielfalt von Bäumen standardisiert vergleichen, auch wenn sehr unterschiedlich viele Individuen gefangen wurden. Das Prinzip beruht darauf, dass die Proben auf eine vergleichbare Teilstichprobe der Größe (m) herunter ‚verdünnt' werden. Der Diversitätsvergleich findet dann auf Grundlage dieser Teilstichprobe statt (ACHTZIGER et al. 1992).

Die sogenannten Shinozaki-Kurven werden nach dem gleichen Verfahren wie die Rarefactionkurven berechnet, mit dem Unterschied, dass nur Arten-Anwesenheits-Abwesenheits-Daten (SHINOZAKI 1963) berücksichtigt werden. Weil sie Proben in Hinblick auf ihre Artenähnlichkeit vergleichen, sind sie Shinozaki-Kurven ein Maß für die Beta-Diversität, liefern also Informationen über Unterschiede in der Artenzusammensetzung verschiedener Proben. Berechnet wird für steigende Teilstichprobengrößen (m) der Anteil Arten, den die Proben gemeinsam haben. Werden die Werte graphisch aufgetragen ergeben sich sog. Shinozaki-Kurven, deren Steigung Rückschlüsse auf die Effektivität der Sammlung und die Ähnlichkeit der Artenzusammensetzung der Gemeinschaften erlaubt.

b) Artensättigungskurven

Für den direkten Vergleich der Sammlungseffektivität wurden klassische Artensättigungskurven berechnet, die eine Abschätzung erlauben ob die Gemeinschaften repräsentativ erfasst werden konnten. Bei Abflachung der Kurve mit zunehmendem Probenumfang kann man davon ausgehen, dass der überwiegende Anteil der vorhandenen Artengemeinschaft repräsentativ erfasst wurde. Um unabhängig von der Reihenfolge zu werden, in der die Proben erhoben wurden, wurde diese 500mal mit Hilfe eines Computers randomisiert. Hieraus lassen sich geglättete Kurven berechnen, die eine genauere Bewertung der Artenverteilung ermöglichen.

c) Korrespondenzanalyse

Mit Hilfe einer Korrespondenzanalyse wurden die Ähnlichkeit der Kronengemeinschaften sowohl der Probeflächen wie auch der Baumarten überprüft (JONGMAN et al. 1995). Dabei werden die Daten entlang der wichtigsten Gradienten, die ihre Ausprägung bestimmt haben, in einem mehrdimensionalen Raum angeordnet. Für jede der Achsen, die diesen Raum aufspannen, wird ein Eigenwert berechnet, der beschreibt wie gut sich die Arten entlang einer Achse auftrennen. Der Eigenwert liegt zwischen 0 und 1 und ist umso größer, je stärker sich die Artwerte auf dieser Achse unterscheiden. Allgemein geht man davon aus, dass je höher der Eigenwert ist, desto höher der Anteil der erklärten Variabilität in dem Datensatz ist. Werte um 0.5 zeigen eine gute Trennung der Arten. Die Summe der Eigenwerte kann als ein Maß für die Gesamtvarianz in den Daten (der total inertia) interpretiert werden.

3.5.3 Ergebnisse und Diskussion

3.5.3.1 Ergebnisse und deren Interpretation – Erfassungsjahr 2006

a) Xylobionte Käfer

Von allen 30 Benebelungen, die im Frühsommer 2006 durchgeführt worden waren, wurden 3473 Coleopteren gefangen, von denen 1894 Individuen (54.5% der Gesamtkäferfraktion) den xylobionten Arten zugerechnet wurden. Diese repräsentierten 101 Arten (siehe Anhangliste Coleopteren).

Alpha-Diversität

Informationen zur Diversität der xylobionten Käfer sind in Tabelle 3.5-2, getrennt für die Gesamtprobe, die Probeflächen und die Baumarten, zusammengefasst (angegeben, aber für die diversitätsspezifische Analyse der Baumartengemeinschaften nicht berücksichtigt, sind auch die Werte für die Berechnungsergebnisse für die Ulme, die nur in einem Exemplar benebelt wurde und daher nur eine ‚Rumpfgemeinschaft' beherbergte). Die standardisierten Maßzahlen (relative Anteile der Einzeltiere, relative Anteile der fünf häufigsten Arten an der Gesamtabundanz und die Rarefactionwerte) deuten auf eine hohe Übereinstimmung der Artengemeinschaften auf den Flächen wie auf den Baumarten. Fläche 3 (femelartige Bewirtschaftung) und die Eichenprobe bilden Ausnahmen, die sich deutlich an den Diversitätsindices ablesen lassen. So nehmen der Shannon-Weaner Index, die Evenness und der Simpson- Index niedrige Werte an. Dies ist auf die hohen Abundanzen der beiden Arten *Euglenes oculatus* (Aderidae), und *Dorcatoma chrysomelina* (Anobiidae) zurückzuführen, die mit 397 bzw. 96 Individuen von nur einem Baum, nämlich *Quercus robur* #29, gesammelt wurden (vergleiche Anhangtabelle xylobionte Coleopteren). Dies deutet auf das Vorhandensein von rotfaulem Holz, in dem sich beide Arten massenhaft entwickeln konnten. Im baumartenspezifischen Vergleich ist die hohe Artendiversität der Eichen aber klar zu erkennen.

Tabelle 3.5-2: Durch Benebelung erfasste xylobionte Käfer (Diversitätswerte) - 2006

sortiert nach Probeflächen und Baumarten. Fläche1 (P)= Prozessschutz (Bäume 1 bis 10); Fläche 2 (M) = Vorgesehen zur Mittelwaldbewirtschaftung (Bäume 11-20); Fläche 3 (E) = Femelartige Bewirtschaftung. Fehlende Rarefactionwerte = keine Teilstichprobe dieser Größe vorliegend.

	Gesamt	Fläche 1 (P)	Fläche 2 (M)	Fläche 3 (E)	*Q. robur* (n=11)	*A. pseud.* (n=9)	*F. exc.* (n=9)	*Ul. spec.* (n=1)
Artenzahl	101	56	64	69	81	50	41	22
Abundanz	1894	367	491	1036	1295	372	161	66
Einzeltiere %	33 32.7%	20 35.7%	21 32.8%	24 34.8%	28 34.6%	18 36.0%	17 41.5%	12 54.5%
Abundanz häufigste 5 Arten %	906 47.8%	157 42.8%	227 46.2%	661 63.8%	774 59.8%	157 42.2%	78 48.5%	43 65.2%
Shannon-Wiener	3.33	3.39	3.34	2.62	2.92	3.26	3.12	2.60
Evenness	0.72	0.73	0.72	0.57	0.63	0.71	0.68	0.56
Alpha	22.81	18.41	19.64	16.67	19.18	15.54	17.75	11.56
Simpson	12.77	20.79	16.22	5.19	7.35	19.41	14.74	11.56
RAF (m=366)	58.3	56.0	58.0	46.8	48.9	42.3	--	--
RAF (m=161)	--	--	--	--	35.5	33.5	33.9	--

Die fünf häufigsten Arten repräsentieren 906 Individuen und stellen zwischen 42% und 64% der Holzkäferfauna. Diese Werte sind mit solchen anderer Untersuchungen vergleichbar. Beispielsweise stellten die fünf Hauptarten in der Arbeit von SCHMIDT (2004), der in Baumkronen des Leipziger Auenwaldes mit Hilfe von Flugfensterfallen und verschiedenen Eklektoren fing, 57.6% aller Individuen (SCHMIDT 2004). In einer eigenen Untersuchung aus dem Jahre 2003, für die 21 Bäume im Leipziger Auenwald, darunter allerdings keine Eichen, benebelt wurden lag ihr Anteil bei 39.9% (FLOREN & SPRICK 2007).

Auf die hohen Abundanzen der Arten *E. oculatus* und *D. chrysomelina* wurde bereits hingewiesen. *D. aeratus* und *L. cursor* wurden auf allen Flächen regelmäßig angetroffen, während weiter nur noch *A. frontalis* in höheren Zahlen gefunden wurde. Die übrigen Arten waren mit weniger als 40 Individuen gesammelt worden. *Malthinus balteatus* und *Malthodes minimus* wurden von fast allen Bäumen gesammelt, was mit Hinweisen aus der Literatur übereinstimmt (FREUDE et al. 1964-1983). Die räuberischen Scheinrüssler *Salpingus planirostris* und *Vincenzellus ruficollis* wurden regelmäßig, letzterer auf einer Esche mit 21 Individuen, gefunden, wo sie im Holz lebende Käfer und ihren Larven jagen. *T. hirtus* wurde schwerpunktmäßig von den Eichen gefangen.

Tabelle 3.5-3: Die fünf Hauptarten - xylobionte Käfer - sortiert für den gesamten Datensatz (Gesamt), sowie für jede der drei Untersuchungsflächen - 2006

Fläche 1 (P) = Prozessschutz; Fläche 2 (M) = Mittelwaldnutzung; Fläche 3 (E) = Femelnutzung.

Familie	Gattung	Art	Autor	Gilde	!	RLD	Abu.
GESAMT							
Aderidae	*Euglenes*	*oculatus*	(Payk.)	m	!	2	440
Melyridae	*Dasytes*	*aeratus*	Steph., 1830	a			135
Scraptiidae	*Anaspis*	*frontalis*	(L., 1758)	a			119
Anobiidae	*Dorcatoma*	*chrysomelina*	Sturm, 1837	a	!	3	108
Salpingidae	*Lissodema*	*cursor*	(Gyll., 1813)	f			104
FLÄCHE 1 (P)							
Cantharidae	*Malthinus*	*balteatus*	Suffr., 1851	a			37
Salpingidae	*Lissodema*	*cursor*	(Gyll., 1813)	f			36
Cantharidae	*Malthodes*	*minimus*	(L., 1758)	a			35
Melyridae	*Dasytes*	*aeratus*	Steph., 1830	a			32
Salpingidae	*Salpingus*	*planirostris*	(F., 1787)	f			17
FLÄCHE 2 (M)							
Scraptiidae	*Anaspis*	*frontalis*	(L., 1758)	a			83
Melyridae	*Dasytes*	*aeratus*	Steph., 1830	a			60
Cantharidae	*Malthodes*	*minimus*	(L., 1758)	a			37
Salpingidae	*Lissodema*	*cursor*	(Gyll., 1813)	f			26
Salpingidae	*Vincenzellus*	*ruficollis*	(Panz., 1794)	f			21
FLÄCHE 3 (E)							
Aderidae	*Euglenes*	*oculatus*	(Payk.)	m	!	2	430
Anobiidae	*Dorcatoma*	*chrysomelina*	Sturm, 1837	a	!	3	105
Melyridae	*Dasytes*	*aeratus*	Steph., 1830	a			43
Salpingidae	*Lissodema*	*cursor*	(Gyll., 1813)	f			42
Dermestidae	*Trinodes*	*hirtus*	(F., 1781)	s		3	41

Abb. 3.5-4: Die „ökologisch wertgebenden“ Arten Euglenes oculatus (Payk.) (Aderidae, linkes Bild) und Dorcatoma chrysomelina (Anobiidae, rechtes Bild) waren beide häufig in den Benebelungen (Fotos F. Köhler).

Abundanzverteilung

Hinweise auf die Struktur der Käfergemeinschaften lassen sich aus der Artenabundanzverteilung ableiten (Abbildung 3.5-5). Die Gesamterfassung zeigt eine Gemeinschaft mit ausgeprägten Häufigkeitsklassen, die durch einen Anteil von 33% an Arten mit nur einem Individuum gekennzeichnet ist. Die entsprechenden Kurven für die einzelnen Untersuchungsflächen (wie auch der Baumarten, Daten nicht aufgeführt) zeigen einen ähnlichen Verlauf. Aufgrund der jeweils geringeren Sammelaktivität sind hier die Häufigkeitsklassen nicht so stark aufgefüllt.

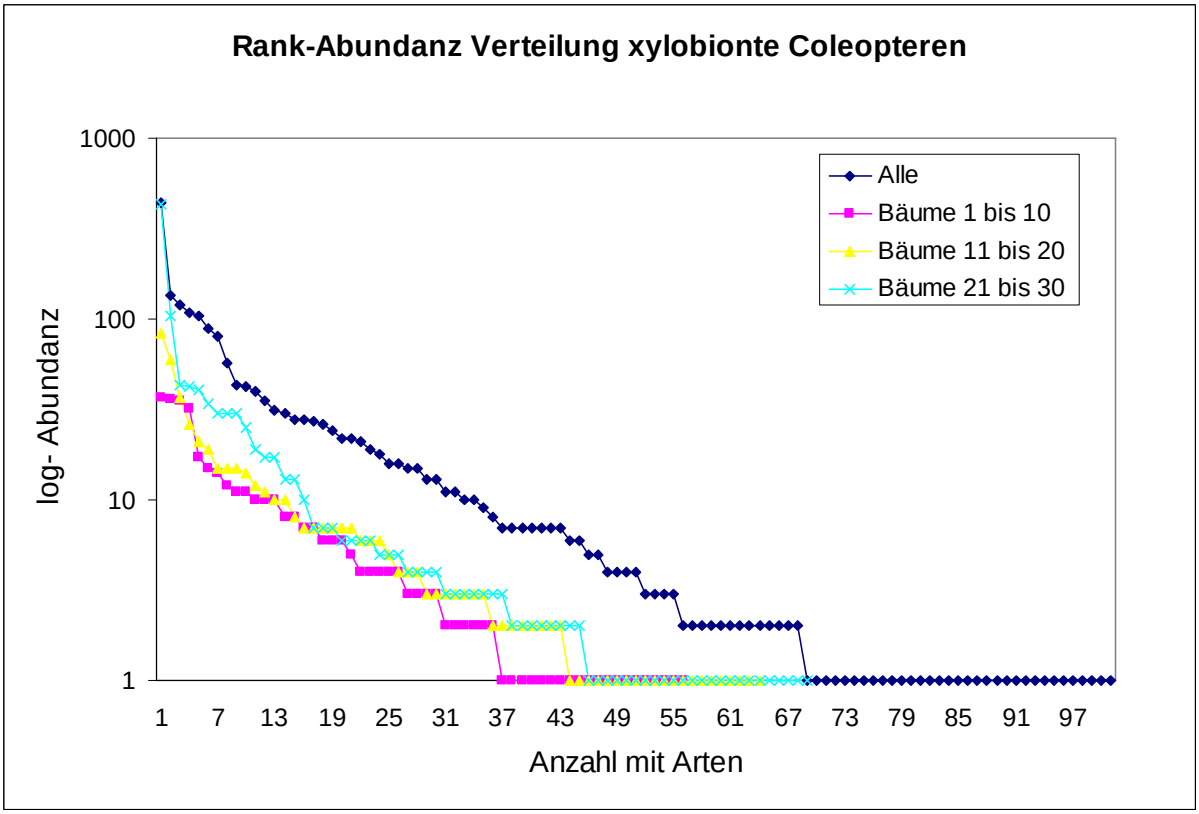


Abb. 3.5-5: Rank-Abundanzverteilung xylobionte Käfer - 2006

Bäume 1-10 = Prozessschutzfläche; Bäume 11-20 = Vorgesehen zur Mittelwaldbewirtschaftung; Bäume 21-30 = Femelartige Bewirtschaftung.

Effektivität der Benebelungen

Wie die Artenakkumulationskurven (Abbildung 3.5-6) sowohl für die Untersuchungsflächen als auch für die einzelnen Baumarten zeigen, wurden die freilebend im Auenwald vorkommenden xylobionten Käfer weitgehend vollständig erfasst (die Kurven zeigen eine deutliche asymptotische Abflachung). Deutlich wird die hohe Artendiversität, die sich auf *Quercus* findet. Die ‚Eichenkurve' zeigt einen steileren Anstieg als die Kurven der Untersuchungsflächen und auch als die Kurve der Gesamtprobe. Insgesamt waren es nur 20 Arten, die nicht auch von den Eichen gesammelt wurden. Die artenärmste Gemeinschaft lebte auf den Eschen. Anders als für die Eiche ist der Artenreichtum auf Esche und Ahorn niedriger als der auf den Untersuchungsflächen.

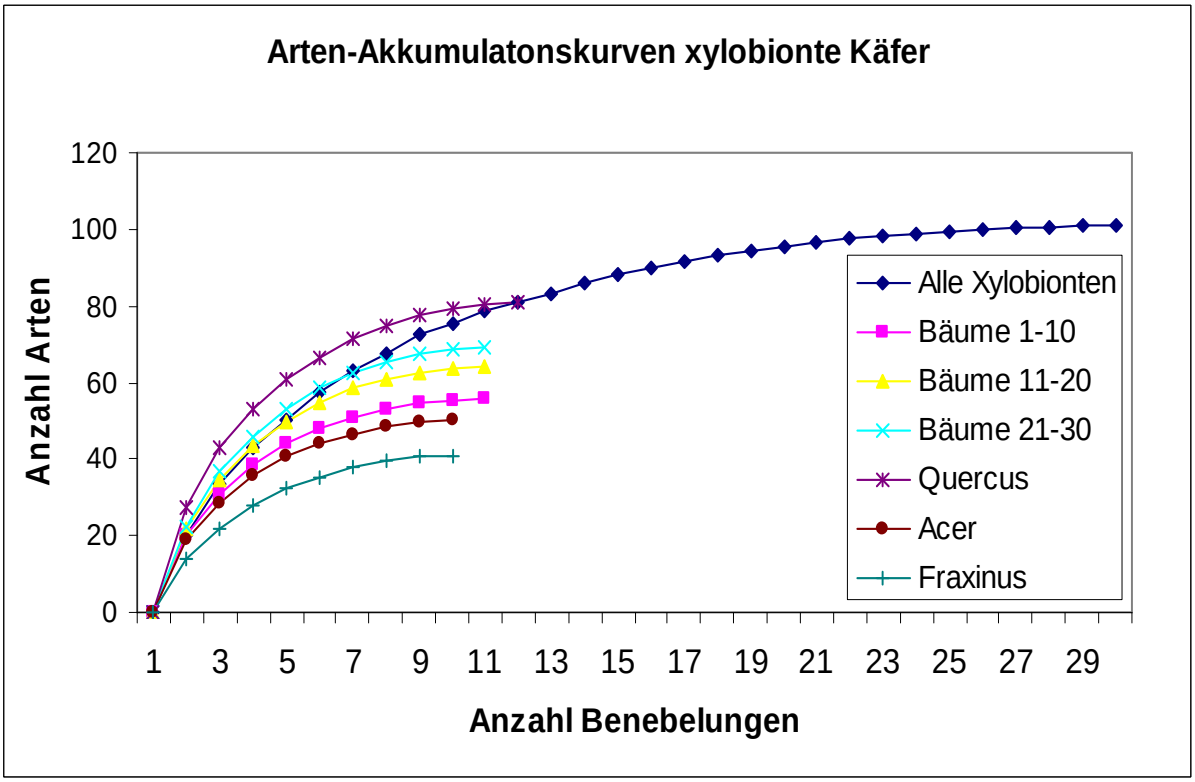


Abb. 3.5-6: Arten-Akkumulationskurven xylobionte Käfer - 2006

berechnet jeweils für alle benebelte Bäume (= Alle Xylobionten), für die Untersuchungsflächen (Bäume 1-10 = Prozessschutzfläche; 11-20 = Vorgesehen zur Mittelwaldnutzung; 21-30 = Femelartige Nutzung) und für die Baumarten.

Gildenzusammensetzung

Als Grundlage für den Vergleich der Gildenzusammensetzung zwischen den Untersuchungsflächen und den Baumarten dient die Gesamtprobe (Abbildung 3.5-7). In allen Fällen dominieren die Alttotholzbesiedler (a-Arten), die zwischen 40% und maximal 69% aller xylobionten Käfer und zwischen 45% und 64% der Arten stellen. Nachfolgend kommen die frisches Totholz besiedelnden Arten (f-Arten), die in der Gesamtprobe im Mittel 28% der Arten und 18% aller Käferindividuen repräsentieren. Die schon genannten hohen Individuenzahlen von *E. oculatus* und *D. chrysomelina* beeinflussen die Zusammensetzung der Gilden in der Gesamtprobe, auf den Eichen und auf Fläche 3. Erkennbar ist dies besonders an dem hohen Anteil an Mulmhöhlen-Käfern. Lässt man die Häufigkeiten dieser beiden Arten unberücksichtigt, minimieren sich die Unterschiede zwischen den Baumarten und Untersuchungsflächen und der Anteil der a-Arten an der Gesamtabundanz auf den Eichen steigt auf 66%.

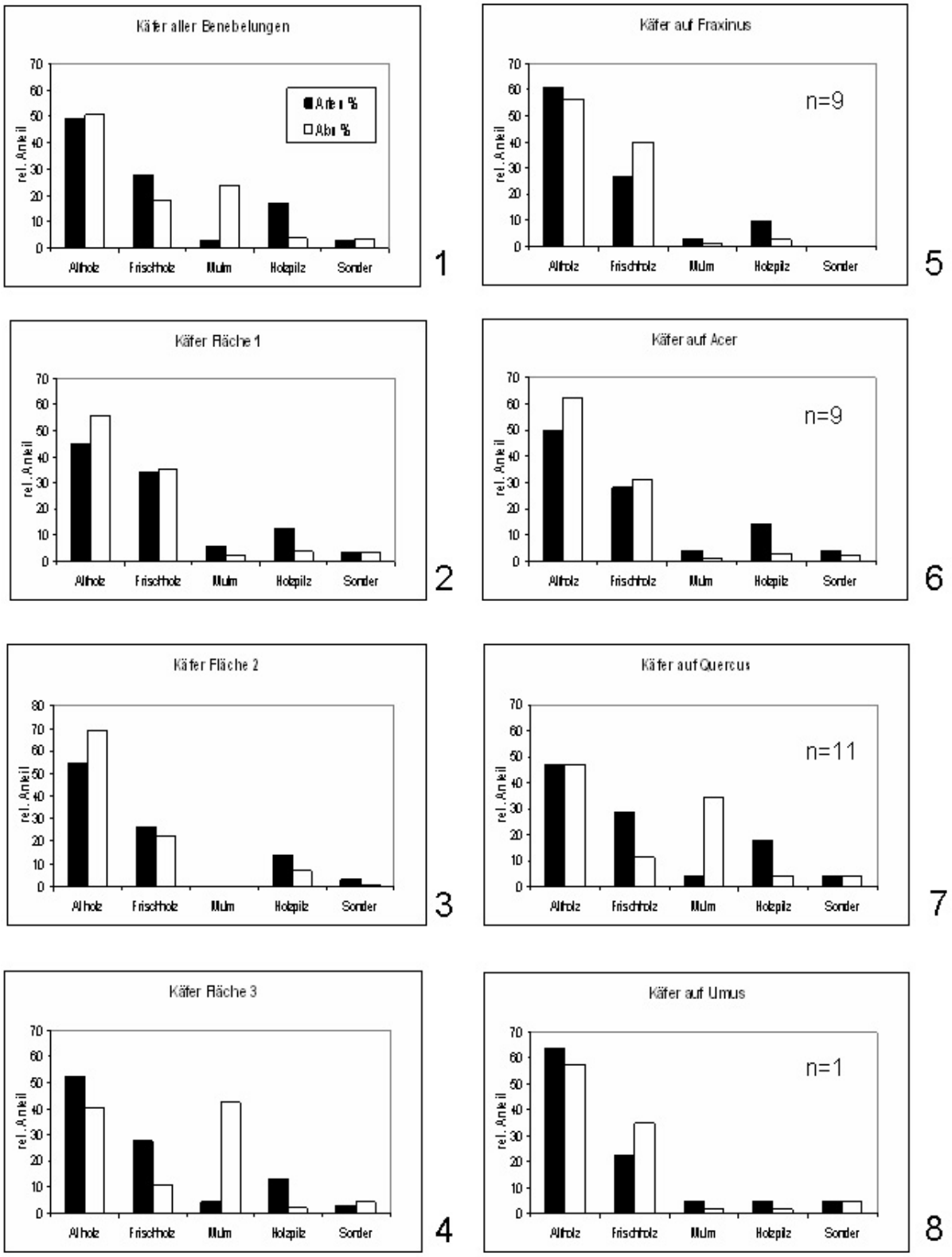


Abb. 3.5-7: Gildenzusammensetzung xylobionte Käfer - 2006

sortiert nach Gesamtprobe (1), den Versuchsflächen (2-4) und den Baumarten (5-8), n gibt die Anzahl der benebelten Bäume wieder. Für die Versuchsflächen war n immer gleich 10.

Die Holzpilze besiedelnden Arten (p-Arten) stellten auf den Untersuchungsflächen wenigstens 10% der Arten, allerdings ohne, dass einzelne Arten häufig auftreten (mittlerer relativer Anteil an der Gesamtabundanz ist 3.5%). Insgesamt wurden nur drei Arten mit Sonderbiologien gefangen: Die Dermestiden *Trinodes hirtus*, der in alten Holzhöhlungen von Insektenresten lebt und schwerpunktmäßig von Eiche gesammelt wurde, sowie *Globicornis nigripes*, eine nekrophage Art, deren Larven sich in alten Bäumen entwickeln, außerdem die zoophage Kurzflüglerart *Euryusa optabilis*. Damit ergibt sich ein einheitliches Bild der Gildenzusammensetzung zwischen den Untersuchungsflächen und Baumarten.

Beta-Diversität

Ein Maß für die Verschiedenheit der xylobionten Käfergemeinschaften auf den Untersuchungsflächen und Baumarten liefern die Shinozaki-Kurven. Anders als die Artenakkumulationskurven zeigen sie eine geringere asymptotische Abflachung, was auf die Unterschiede in der Artenzusammensetzung zwischen den Baumarten/Untersuchungsflächen weist. Auffallend ist aber auch hier der steile Verlauf der Eichenkurve, verursacht durch die hohe Artenzahl und die Unterschiede in den Gemeinschaften. Klar erkennbar ist die hohe Anzahl an Arten auf der Untersuchungsfläche 3 (siehe Tabelle 3.5-1).

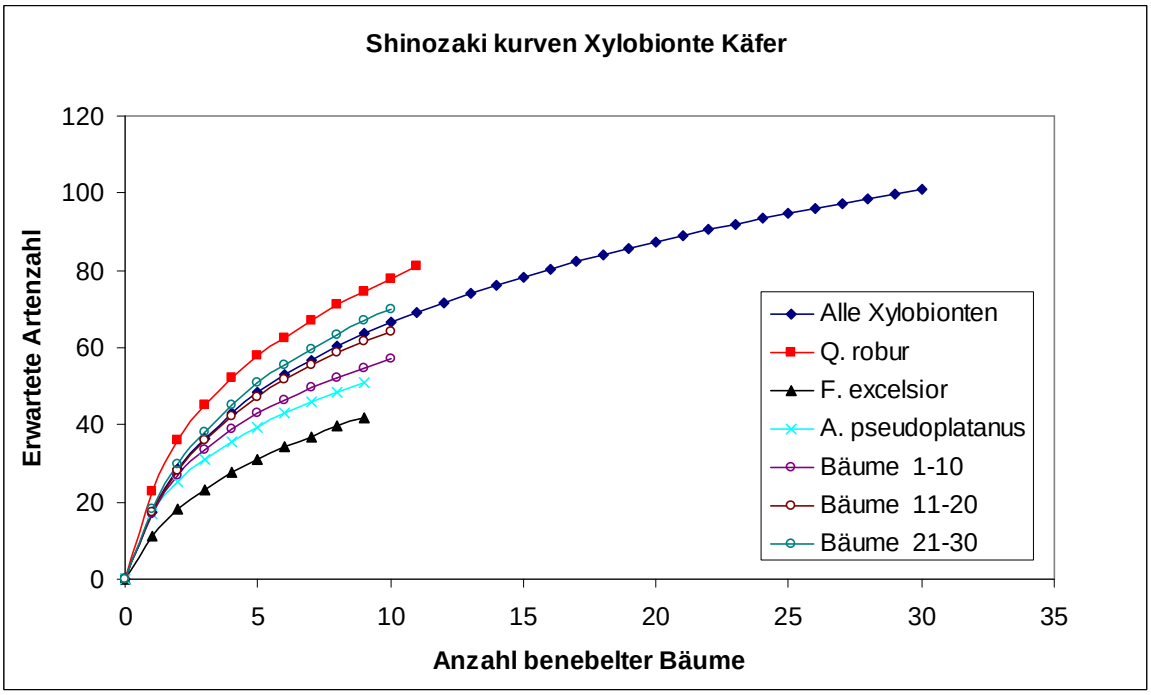


Abb. 3.5-8: Sinozaki-Kurven für die xylobionten Käfergemeinschaften – 2006

Alle = Gesamtprobe; Bäume 1-10 = Prozessschutzfläche; Bäume 11-20 = Vorgesehen zur Mittelwaldbewirtschaftung; Bäume 21-30 = Femelartige Bewirtschaftung und für die Baumarten.

Wie stark die Unterschiede zwischen den Gemeinschaften sind, das zeigen die Werte des Soerensen-Index. Die durchschnittliche Übereinstimmung im Artenvorkommen auf allen Bäumen jeder der drei untersuchten Flächen variiert zwischen 0.33 und 0.38 (die Soerensen-Werte korrelieren mit der prozentualen Übereinstimmung der Arten in den Gemeinschaften). Vergleicht man die Käfergemeinschaf-

ten der Baumarten untereinander, so zeigen die Werte für Ahorn die höchste gefundene Übereinstimmung im Arteninventar, Index = 0.48, für die artenreichen Gemeinschaften der Eiche findet man eine Übereinstimmung von 0.38 und für die vergleichsweise artenarmen Gemeinschaften auf Esche von 0.32. Der Vergleich zwischen den Flächen zeigt, aufgrund der jeweils ähnlichen Zahl der Baumarten eine Übereinstimmung von 0.65. Zwischen den Baumarten errechnet sich eine Ähnlichkeit von 0.57. Insgesamt ergibt sich für den Vergleich aller Bäume untereinander ein Wert von 0.33 (0.12 Standardabweichung).

Korrespondenzanalyse

Die Korrespondenzanalyse zeigt eine Aufteilung der Gemeinschaften vornehmlich entlang der ersten Hauptachse (erklärte kumulative Varianz der ersten vier Hauptachsen: 16.8; 26.6; 33.5; 39.6 Prozent). Allerdings wird diese Achse insbesondere durch die beiden Eichen #29 und #30 erklärt. Ohne die Ausreißer wird der Erklärungswert dieser Achse sehr viel niedriger (erklärte kumulative Varianz der ersten vier Hauptachsen: 10.1; 19.4; 26.7; 33.2). Entsprechendes gilt für die zweite Achse, die stark durch den Ahorn #18 bestimmt wird. Der Anteil der erklärten Varianz der ersten Achse liegt nur bei 16.8%, die zweite Achse erklärt noch einmal 10% zusätzliche Varianz.

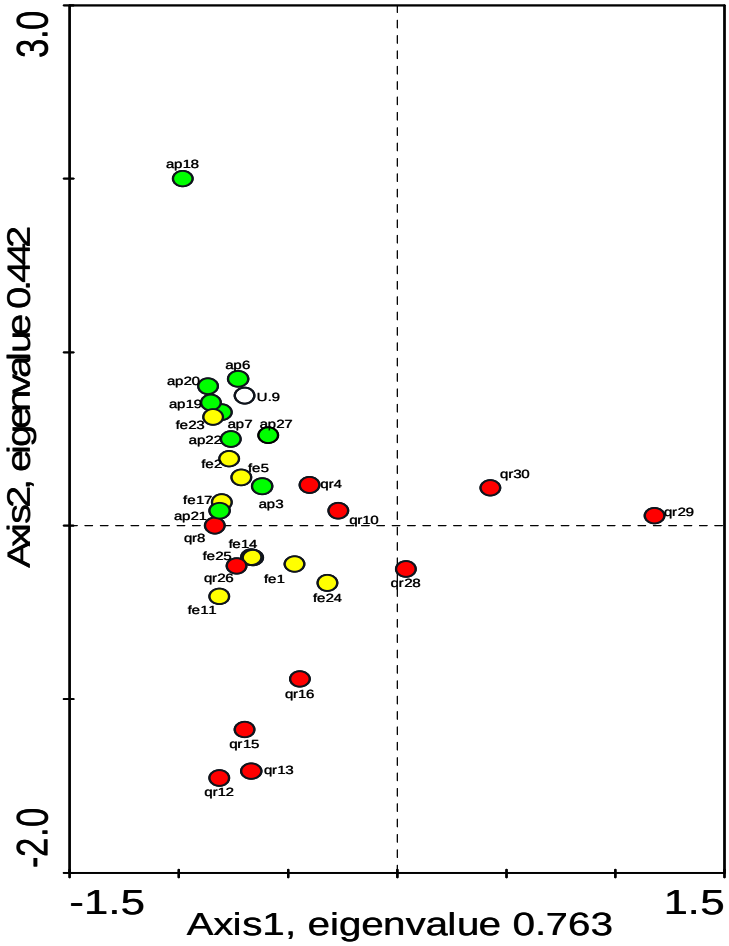


Abb. 3.5-9: Korrespondenzanalyse xylobionte Käfer - 2006.
Acer = grün; *Fraxinus* = gelb; *Quercus* = rot; *Ulmus* = weiß. Summe der Eigenwerte = 4.538.

Insgesamt deutet sich eine Trennung der Eichen- und Ahorngemeinschaften an, während sich die Gemeinschaften auf *Fraxinus* nicht von diesen abgrenzen lassen. Dies stimmt mit der durchschnittlichen Übereinstimmung im Artenvorkommen auf den einzelnen Bäumen der drei Baumarten überein (siehe die Soerensen-Werte), auf Ahorn finden sich 13 Arten, die auf mehr als 5 Bäumen vorkommen und die 68% der xylobionten Käfer stellen, auf Eiche sind es 21 Arten (72% aller Käfer). Auf Esche sind es dagegen lediglich 3 Arten (37%). Eine Gruppierung nach den Untersuchungsflächen ist nicht zu erkennen.

Vorkommen gefährdeter Arten

Insgesamt wurden in dieser Untersuchung 31 xylobionte Käferarten der Roten Liste Deutschlands (GEISER 1998) gesammelt (Tabelle 3.5-4), die 779 Individuen oder 41.1% aller gesammelten xylobionten Käfer repräsentieren! Dabei war es besonders die Eiche #29 in der zur femelartigen Nutzung vorgesehenen Untersuchungsfläche 3, von der viele bemerkenswerte Arten gesammelt wurden. Alleine von diesem Baum wurden 13 Rote Liste-Arten in 579 Individuen gesammelt, was 31% des Gesamtfangs oder 74% nur der Rote Liste Arten entspricht. Fünf Arten, *Anitys rubens, Cyphea curtula, Pentaphyllus testaceus, Tropideres albirostris* und *Agrilus graminis*, wurden ausschließlich auf diesem Baum gefunden.

Die Mehrzahl der bedrohten Arten sind lignicole Arten, die Alt- und Moderholz besiedeln und xylodetriticole, also an Mulmhöhlen gebundene Arten, die xylophag, mycetophag oder zoophag sind. Insbesondere Mulmhöhlen sind seltene Ressourcen in unseren Wirtschaftswäldern, so dass viele dieser Arten auch Indikatorarten für strukturreiche, alte Wälder sind. Dagegen wurden insgesamt nur vier f-Arten gefunden, also solche, die frisch abgestorbenes Totholz besiedeln, die in ihrem Fortbestand bedroht sind, von denen Cyphea curtula räuberisch, die anderen Arten lignicol sind.

Besonders bemerkenswert sind die Belege folgender, zum Teil in hohen Individuenzahlen gefundenen Arten: *Lacon querceus* (Hbst., 1784), dem Hellgelbschuppigen Grubenstirn-Schnellkäfer, einer Urwaldreliktart, die in Deutschland vom Aussterben bedroht ist. Die Art wurde ausschließlich auf Eiche gefunden, wo sie in rotfaulem Holz lebt. Ihre Larven sind räuberisch und ernähren sich von Insektenlarven. *Euglenes oculatus* (397 Individuen) und *Dorcatoma chrysomelina* (96 Individuen) sind ökologisch wertgebende Arten, die in Mulmhöhlen bzw. an altem Totholz leben. Zu diesem Artenkomplex gehören auch *Anitys rubens, Dromaeolus barnabita* und *Procraerus tibialis*, der Glänzendschwarze Buchthüften-Schnellkäfer, sowie die Speckkäfer *Trinodes hirtus* und *Globicornis nigripes*, die in Tiernestern in Holzhöhlungen leben.

Die einzigen beiden Arten, für die eine Einschätzungen des Gefährdungsgrades der alten Roten Liste Sachsens (Klausnitzer 1994) vorliegt, sind die beiden Bockkäfer *Exocentrus lusitanus*, der Wimpernhornbock, (Rote Liste 3) und *E. adspersus*, der Weißgefleckte Wimpernhornbock (Rote Liste 1).

Abb. 3.5-10: Die Urwaldreliktart Lacon querceus (Hbst., 1784), der Hellgelbschuppige Grubenstirn-Schnellkäfer (Foto F. Köhler).

Nur wenige der xylobionten Arten haben baumartenspezifische Assoziationen entwickelt. Vornehmlich sind dies Arten, die frisches Totholz besiedeln (f-Arten), in dem noch Pflanzeninhaltsstoffe vorhanden sind. Wichtiger für das Vorkommen einer Art sind neben der geographischen Lage die Habitatbedingungen wie Sonnenexposition, der Grad der Holzzersetzung, der Pilzbefall usw. (KÖHLER 2000). In dieser Untersuchung wurden keine Arten mit strenger Bindung an eine Baumart gefunden. Für *Ischnomera caerulea* ist eine enge Bindung an Eichen bekannt, diese Art wurde aber nur in einem Individuum gesammelt.

Die im Auenwald nachgewiesenen wärmeliebenden Arten, die offene besonnte Strukturen bevorzugen, wurden alle nur in niedrigen Abundanzen gesammelt (siehe Tabelle 5). Diese Arten würden von einer stärkeren Belichtung profitieren.

Abb. 3.5-11: Der Glänzendschwarze Buchthüften-Schnellkäfer Procraerus tibialis (Elateridae) (Foto F. Köhler).

Tabelle 3.5-4: Erfasste Xyliobionte Käferarten der Roten Liste Deutschlands - 2006

Es bedeuten: B = Biotoppräferenz [w = Wald- und Gehölzbiotope; wo = offene, besonnte Strukturen; wf = Feuchte Wälder]. W= Waldtyp [l = Laubwald; b = Laub- und Nadelwald]. H = Habitatpräferenz [t = lignicol (Holz); tm = xylodetriticol (Mulm); tn = nidicol (Nester); tp = polyporicol (Pilze); tr = corticol (Rinde)]. E = Ernährungsweise [m = mycetophag (Pilzfruchtkörper); ms = mycetophag an Schimmelpilzen; n = nekrophag (tierische Faulstoffe; x = xylophag (Holz); xm = xylomycetophag (verpilztes Holz); z = zoophag].

Familie	Gattung	Art	Gilde	!	RLD	B	W	H	E	Abu.
Elateridae	*Lacon*	*querceus*	m	!	1	w	l	tm	x	11
Cryptophagidae	*Cryptophagus*	*intermedius*	a		1	wf	l	tm	ms	2
Aderidae	*Euglenes*	*oculatus*	m	!	2	w	l	tm	xm	440
Anobiidae	*Anitys*	*rubens*	a	!	2	w	l	t	m	4
Curculionidae	*Rhyncolus*	*punctatulus*	a		2	w	l	t	x	2
Staphylinidae	*Cyphea*	*curtula*	f		2	w	l	tr	z	2
Elateridae	*Procraerus*	*tibialis*	m	!	2	w	l	tm	x	2
Cantharidae	*Malthodes*	*lobatus*	a		2	wo	l	tm	z	1
Eucnemidae	*Dromaeolus*	*barnabita*	a	!	2	wo	l	t	xm	1
Corylophidae	*Sacium*	*pusillum*	a		2	wo	l	tr	z	1
Anobiidae	*Dorcatoma*	*chrysomelina*	a	!	3	w	l	t	xm	108
Dermestidae	*Trinodes*	*hirtus*	s		3	w	l	tn	n	57
Cantharidae	*Malthinus*	*fasciatus*	a		3	w	l	tm	z	40
Scraptiidae	*Scraptia*	*fuscula*	a		3	w	l	t	xz	35
Malachiidae	*Hypebaeus*	*flavipes*	a		3	w	l	t	z	27
Cerambycidae	*Exocentrus*	*lusitanus*	f		3	w	l	t	x	16
Anobiidae	*Dorcatoma*	*flavicornis*	p	!	3	w	l	t	xm	7
Eucnemidae	*Dirhagus*	*lepidus*	a		3	w	l	t	xm	5
Dermestidae	*Globicornis*	*nigripes*	s		3	wo	l	tn	m	5
Lathridiidae	*Stephostethus*	*pandellei*	p		3	w	b	tp	ms	2
Cleridae	*Tillus*	*elongatus*	a		3	w	l	t	z	1
Eucnemidae	*Eucnemis*	*capucina*	a		3	w	l	t	xm	1
Oedemeridae	*Ischnomera*	*caerulea*	a		3	wo	l	t	x	1
Tenebrionidae	*Pentaphyllus*	*testaceus*	a		3	w	l	tm	xm	1
Anthribidae	*Tropideres*	*albirostris*	a		3	wo	l	t	xm	1
Anthribidae	*Choragus*	*sheppardi*	a		3	wo	l	tp	xm	1
Buprestidae	*Agrilus*	*graminis*	f		3	wo	l	tr	x	1
Cerambycidae	*Exocentrus*	*adspersus*	F		3	w	l	t	x	1
Staphylinidae	*Gyrophaena*	*polita*	p		3	w	l	tp	m	1
Lathridiidae	*Latridius*	*hirtus*	P		3	w	l	tp	m	1
Melandryidae	*Anisoxya*	*fuscula*	P		3	wo	l	t	xm	1

Tabelle 3.5-5: Die wärmeliebenden xylobionten Käfer - 2006

Die Einteilung folgt KÖHLER 2000, wo = offene, besonnte Strukturen; wf = feuchte Wälder.

Family	Gattung	Art	Autor	Gilde	!	RLD	Biotop
Cryptophagidae	*Cryptophagus*	*intermedius*	Bruce, 1934	a		1	wf
Cantharidae	*Malthodes*	*lobatus*	Kiesw., 1852	a		2	wo
Eucnemidae	*Dromaeolus*	*barnabita*	(Villa, 1838)	a	!	2	wo
Corylophidae	*Sacium*	*pusillum*	(Gyll., 1810)	a		2	wo
Dermestidae	*Globicornis*	*nigripes*	(F., 1792)	s		3	wo
Oedemeridae	*Ischnomera*	*caerulea*	(L., 1758)	a		3	wo
Anthribidae	*Tropideres*	*albirostris*	(Hbst., 1783)	a		3	wo
Anthribidae	*Choragus*	*sheppardi*	Kirby, 1818	a		3	wo
Buprestidae	*Agrilus*	*graminis*	Cast.Gory, 1837	f		3	wo
Melandryidae	*Anisoxya*	*fuscula*	(Ill., 1798)	p		3	wo

b) Spinnen

Mit den 30 Benebelungsproben wurden insgesamt 1586 Spinnen gesammelt, von denen 502 adulte Tiere (31.7% aller Spinnen) zu 48 Arten sortiert wurden (siehe Anhangliste Araneae). Die Linyphiiden stellten mit 39.6% die meisten der Arten und 26.5% der Individuen. Dem stehen die Kugelspinnen gegenüber, die zwar „nur“ 27.1% der Arten, aber 57.3% aller Spinnen stellen. Somit repräsentieren nur diese beiden Familien 84% aller Spinnenindividuen und 66.7% aller Arten. Ganz anders sieht die Familienzusammensetzung aus, wenn Spinnen mit Kreuzfensterfallen in den Baumkronen gefangen werden. Hier dominieren neben den Theridiidae oft die Philodromidae und Anyphaenidae (Stenchly et al. 2007), was auf die Bedeutung der Fangmethode für die Interpretation der Resultate weist.

Alpha-Diversität

Die Informationen zur Diversität der Araneae sind in Tabelle 3.5-6, getrennt für die Gesamtprobe, die einzelnen Untersuchungsflächen und die Baumarten, zusammengefasst. Wie bei den Käfern wird auch für die Spinnen, die nur in einem Exemplar benebelte Ulme bei dieser Betrachtung ausgelassen. Die Artenvielfalt zwischen den Untersuchungsflächen unterscheidet sich nur um 7 Arten. Allerdings wurden auf Fläche 1, bei geringster Gesamtabundanz (138 Tiere), die meisten Arten gesammelt. Mit 35 Arten waren dies ebenso viele Arten wie auf den Eichen, was wiederum vergleichbar zu der von *Acer* gesammelten Artenzahl war. Im Vergleich hierzu wurden auf den Eschen auffällig wenig Arten gefunden. Diese Verhältnisse spiegeln sich entsprechend in den Rarefactionwerten und Diversitätsindices. Die Simpsondiversität, die häufige Arten stärker bewertet, erreicht in Folge der niedrigen Gesamtindividuenzahlen bei hoher Artenvielfalt auf Fläche 1 maximale Ausprägung. Dagegen deutet die niedrige Evenness auf eine stärkere Dominanzstruktur in den Gemeinschaften. Hier

dominieren die beiden Arten *Enoplognatha ovata (*48 Individuen) und *Paidiscura pallens* (39 Individuen).

Tabelle 3.5-6: Durch Benebelung erfasste Kronen-Spinnen (Diversitätswerte) - 2006

sortiert nach Probeflächen und Baumarten. Fläche 1= Prozessschutz (Bäume 1 bis 10); Fläche 2 = Vorgesehen zur Mittelwaldbewirtschaftung (Bäume 11-20); Fläche 3 = Femelartige Bewirtschaftung.

	Gesamt	Fläche P	Fläche M	Fläche E	*Q. robur* (n=11)	*A. pseud.* (n=9)	*F. exc.* (n=9)	*Ul. spec.* (n=1)
Artenzahl	48	35	29	28	35	33	21	7
Abundanz	502	138	155	209	230	172	90	10
Einzeltiere %	20 41.7%	13 37.1%	11 37.9%	8 28.6%	13 37.1%	17 51.5%	8 38%	5 71.4%
Abund.häufigste 5 Arten %	275 54.8%	65 47.1%	84 54.2%	131 62.7%	119 51.7%	95 55.2%	54 60.0%	5 50%
Shannon-Wiener	2.96	3.10	2.79	2.64	2.96	2.87	2.60	1.83
Evenness	0.77	0.80	0.72	0.68	0.84	0.82	0.67	0.47
Alpha	13.05	15.11	10.52	8.69	11.49	12.13	8.62	10.36
Simpson	12.29	17.09	11.31	9.19	13.57	13.52	11.09	11.25
RAF (m=138)	29.5	35	27.8	24.8	--	--	--	--
RAF (m=90)	--	--	--	--	25.2	24.1	21	--

Allerdings sind die Unterschiede in der Struktur der Gemeinschaften zwischen Flächen und Baumarten gering. Dies zeigt sich auch in den weiteren der berechneten Parametern: So stellten die fünf häufigsten Arten immer etwa die Hälfte aller Spinnenindividuen. Mit Ausnahme von *Achaearanea simulans*, einer sehr seltenen Kugelspinne, die bereits mit sieben Individuen zu den häufigen Arten auf der Untersuchungsfläche gehörte, sowie der Baldachinspinne *Entelecara acuminata*, waren dies immer die gleichen Arten (Tabelle 3.5-7). Mit den Kugelspinnen *Paidiscura pallens* und *Enoplognatha ovata*, sowie der Baldachinspinne *Moebelia penicillata* und der Kräuselspinne *Nigma flavescens* sind dies häufig in Baumkronen gefundene Arten (PLATEN et al. 1999, OTTO & FLOREN 2007). Die nur in einem Individuum nachgewiesenen Arten repräsentierten, mit Ausnahme von Fläche 3, immer über 37% aller Arten. Mit 52% war ihr Anteil auf Ahorn maximal.

Tabelle 3.5-7: Die fünf Hauptarten –Kronen-Spinnen - sortiert für den gesamten Datensatz (Gesamt), sowie für jede der drei Untersuchungsflächen - 2006

mit Angaben zur Häufigkeit und Habitatanspruch nach PLATEN et. al. 1999: s.h.= sehr häufig; h = häufig; ss = sehr selten, F = Feuchte Wälder; T = Trockene Wälder; Wr = Waldrand; arb = arborikol

Family	Gattung, Art	Häufig-keit	Habitat	Abundanz
GESAMT				
Theridiidae	*Paidiscura pallens*	s.h.	F, arb,	88
Theridiidae	*Enoplognatha ovata*	s.h.	T, Wr	76
Linyphiidae	*Moebelia penicillata*	häufig	T, arb	56
Linyphiidae	*Entelecara acuminata*	selten	T, arb	31
Dictynidae	*Nigma flavescens*	häufig	Wr, arb	24
FLÄCHE 1 (P)				
Linyphiidae	*Moebelia penicillata*			22
Theridiidae	*Enoplognatha ovata*			15
Theridiidae	*Paidiscura pallens*			13
Linyphiidae	*Entelecara acuminata*			8
Theridiidae	*Achaearanea simulans*	s.s.	T, arb	7
FLÄCHE 2 (M)				
Theridiidae	*Paidiscura pallens*			36
Linyphiidae	*Moebelia penicillata*			15
Theridiidae	*Enoplognatha ovata*			13
Dictynidae	*Nigma flavescens*			10
Linyphiidae	*Entelecara acuminata*			10
FLÄCHE 3 (E)				
Theridiidae	*Enoplognatha ovata*			48
Theridiidae	*Paidiscura pallens*			39
Linyphiidae	*Moebelia penicillata*			19
Linyphiidae	*Entelecara acuminata*			13
Dictynidae	*Nigma flavescens*			12

Abundanzverteilung

Ein entsprechend einheitliches Bild zeigen die Rank-Abundanzkurven (Abbildung 3.5-12). Wie bei den xylobionten Coleopteren sind Gemeinschaften mit ähnlicher Häufigkeitsverteilung zu erkennen. Als Referenz dient die Kurve der Gesamtprobe. Für die Baumarten ergibt sich ein ähnliches Bild (Daten nicht gezeigt).

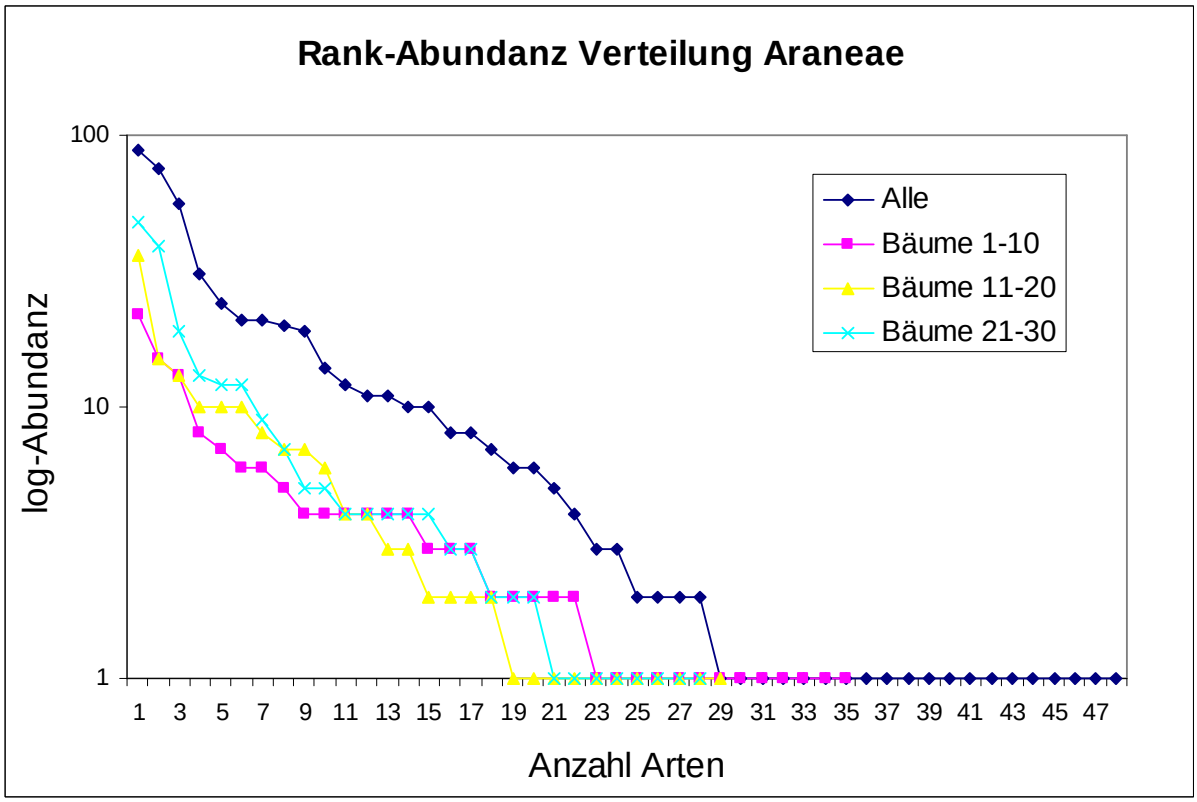


Abb. 3.5-12: Rank-Abundanzverteilung Kronenspinnen - 2006

berechnet jeweils für alle benebelten Bäume (Alle = Gesamtprobe); Bäume 1-10 = Prozessschutzfläche; Bäume 11-20 = Vorgesehen zur Mittelwaldbewirtschaftung; Bäume 21-30 = Femelartige Bewirtschaftung.

Effektivität der Benebelungen

Die Artenakkumulationskurven sowohl für die Untersuchungsflächen als auch für die einzelnen Baumarten lassen darauf schließen, dass die in den Bäumen lebende Spinnenfauna repräsentativ erfasst werden konnte. Alle Kurven zeigen eine deutliche asymptotische Abflachung mit Unterschieden in der Artendiversität, wie sie in Tabelle 6 gezeigt wurden. Auch hier bestätigt sich die hohe Artenvielfalt auf Fläche 1, die vergleichbar zum Verlauf für die Gemeinschaften auf Eiche und Ahorn ist. Wie bei den xylobionten Käfern wurde die artenärmste Gemeinschaft von den Eschen gesammelt.

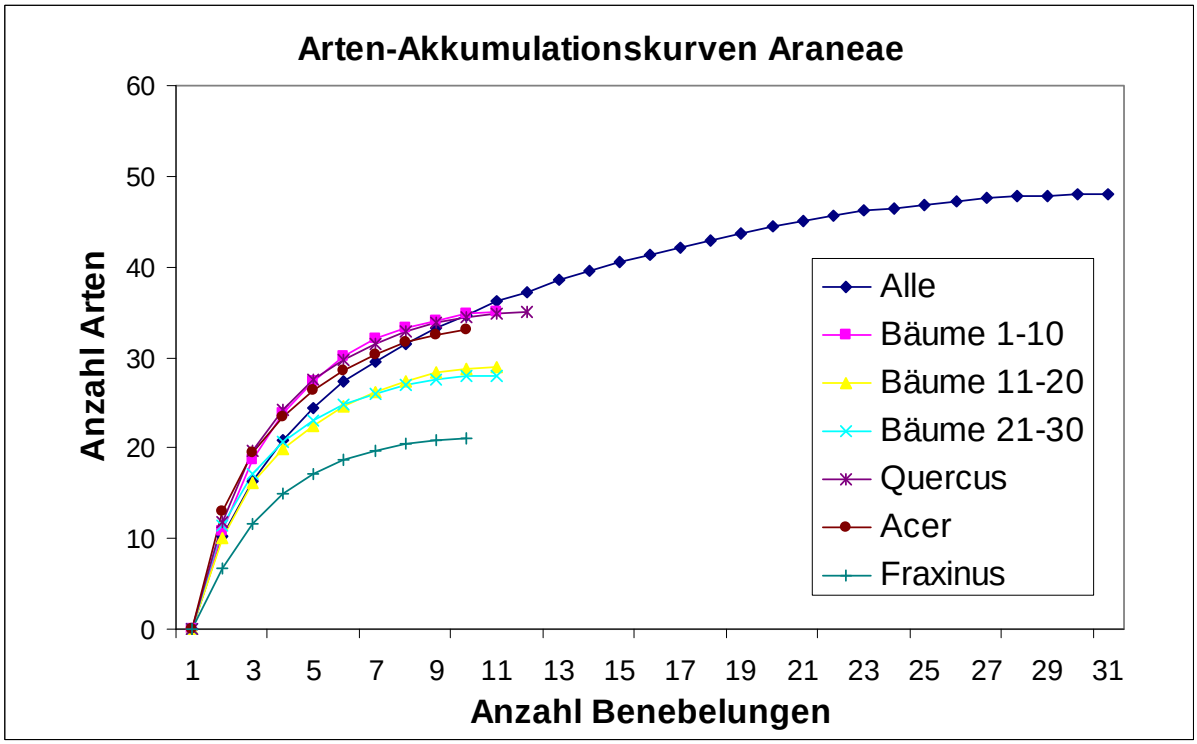


Abb. 3.5-13: Arten-Akkumulationskurven Kronenspinnen – 2006

berechnet jeweils für alle benebelten Bäume (Alle = Gesamtprobe), für die Untersuchungsflächen: Bäume 1-10 = Prozessschutzfläche; Bäume 11-20 = Vorgesehen zur Mittelwaldbewirtschaftung; Bäume 21-30 = Femelartige Bewirtschaftung; und für die Baumarten.

Gildenzusammensetzung

Die Gildenzusammensetzung der Spinnengemeinschaften wird dominiert von Raumnetzbauern, die immer über 85% aller Spinnen repräsentieren (Abbildung 10; Tabelle 8). Die Radnetze bauenden Arten stellen im Mittel zwischen 3% und 6.5% aller Spinnen. Der Anteil an Jagdspinnen liegt mit 2.9% auf Ahorn am niedrigsten. Von der einzelnen Ulme wurden ausschließlich raumnetzbauende Arten gesammelt. Entsprechend den Häufigkeiten der Gilden verteilen sich auch die Arten, wobei die Radnetzbauer und die Jagdspinnen etwa zwei- bis dreimal mehr Arten zu den Gemeinschaften beitragen als Individuen.

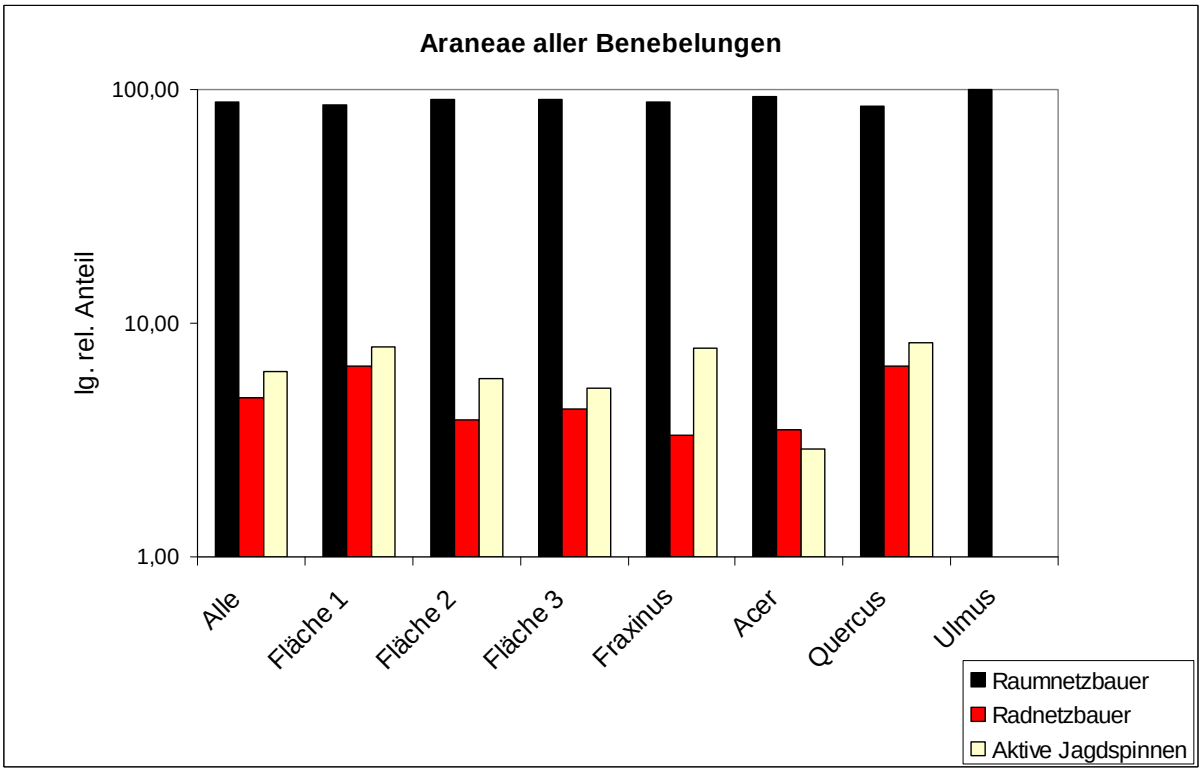


Abb. 3.5-14: Gildenzusammensetzung Kronenspinnen - 2006

sortiert nach Gesamtprobe, Versuchsflächen und Baumarten. Benebelungen Alle=30; pro Fläche n=10, *Fraxinus*=9, Acer=9, Quercus=11, Ulmus=1.

Tabelle 3.5-8: Gildenzusammensetzung der Kronenspinnen - 2006

sortiert nach den Untersuchungsflächen und Baumarten, in %

	Alle	**Fläche 1 (P)**	**Fläche 2 (M)**	**Fläche 3 (E)**	***Fraxinus***	***Acer***	***Quercus***	***Ulmus***
Individuenzahl								
Raumnetzbauer	89.0	85.6	90.3	90.4	88.9	93.6	85.2	100.0
Radnetzbauer	4.8	6.5	3.8	4.3	3.3	3.5	6.5	0.0
Aktive Jagdspinnen	6.2	8.0	5.8	5.3	7.8	2.9	8.3	0.0
Arten								
Raumnetzbauer	2.9	80.0	69.0	67.9	76.2	84.9	68.6	100.0
Radnetzbauer	10.4	8.6	13.8	14.3	9.5	6.1	11.4	0.0
Aktive Jagdspinnen	16.7	11.4	17.2	17.9	14.3	9.1	20.0	0.0

Betadiversität

Da die Shinozaki-Kurven nicht nur die Zahl der Arten sondern auch die Unterschiede in der Ähnlichkeit der Artenzusammensetzung zwischen den Gemeinschaften messen, zeigen sie einen steileren Anstieg als die Arten-Akkumulationskurven. Wie für die Käfer ist der steile Verlauf der für die Eichen errechneten Kurven auffällig, was auf deren Bedeutung für die Artenvielfalt auch für die räuberischen Spinnen hinweist. Ebenso auffallend ist die niedrige Diversität der Esche. Vergleicht man die Spinnengemeinschaften aller Bäume untereinander mit dem Soerensen Index findet man eine Übereinstimmung im Arteninventar von 0.38 (Standardabweichung 0.16). Zwischen den Baumarten wie auch zwischen den Untersuchungsflächen errechnen sich deutlich höhere Werte von 0.65 und 0.67.

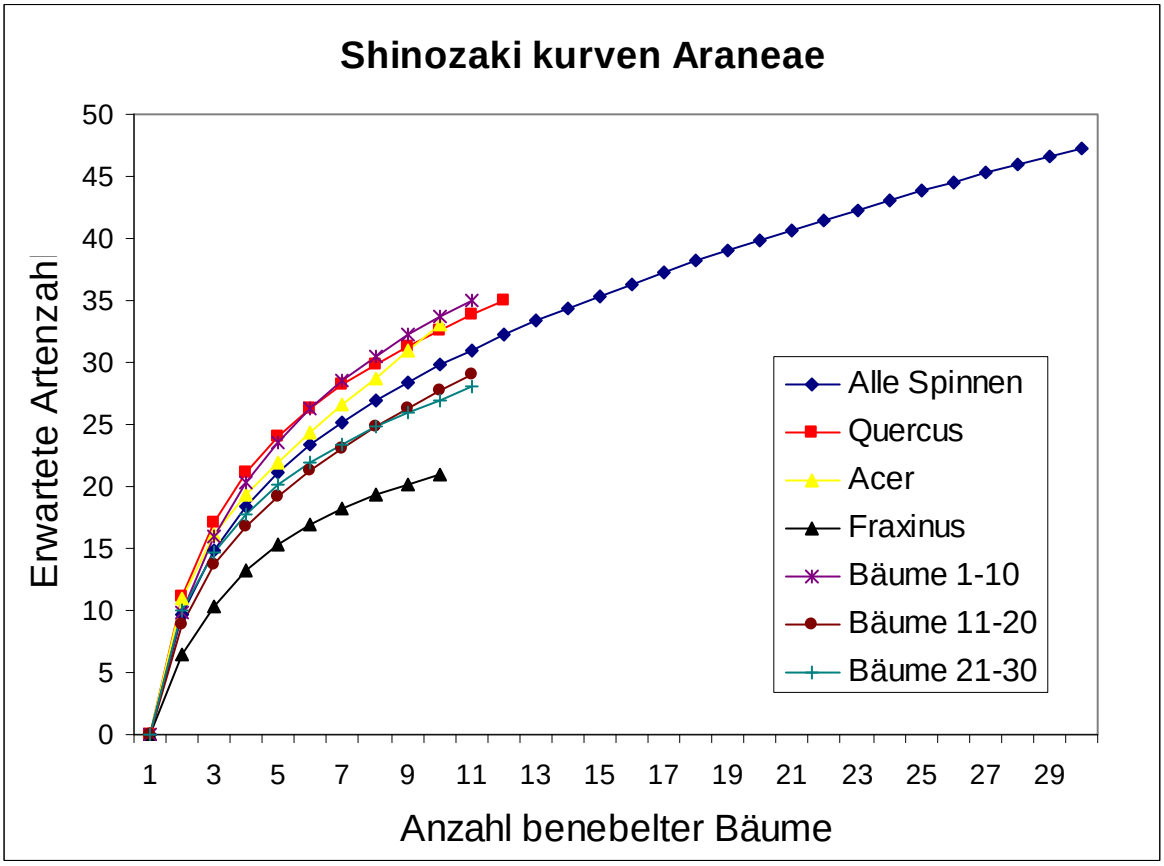


Abb. 3.5-15: Shinozaki-Kurven für die arborikolen Spinnengemeinschaften

Alle = Gesamtprobe Bäume 1-10 = Prozessschutzfläche; Bäume 11-20 = Vorgesehen zur Mittelwaldbewirtschaftung; Bäume 21-30 = Femelartige Bewirtschaftung und für die Baumarten.

Korrespondenzanalyse

Entsprechend der wenig ausgeprägten Baumartenspezifität der arborikolen Spinnen, lässt die Korrespondenzanalyse keine Trennung der Spinnengemeinschaften zwischen den Baumarten erkennen. Dies zeigen auch die niedrigen Eigenwerte und die geringe kumulative Varianz (erklärte kumulative Varianz der ersten vier Hauptachsen: 10.0; 19.1; 27.3; 34.4 Prozent). Eine Gruppierung nach den Untersuchungsflächen ist nicht zu erkennen.

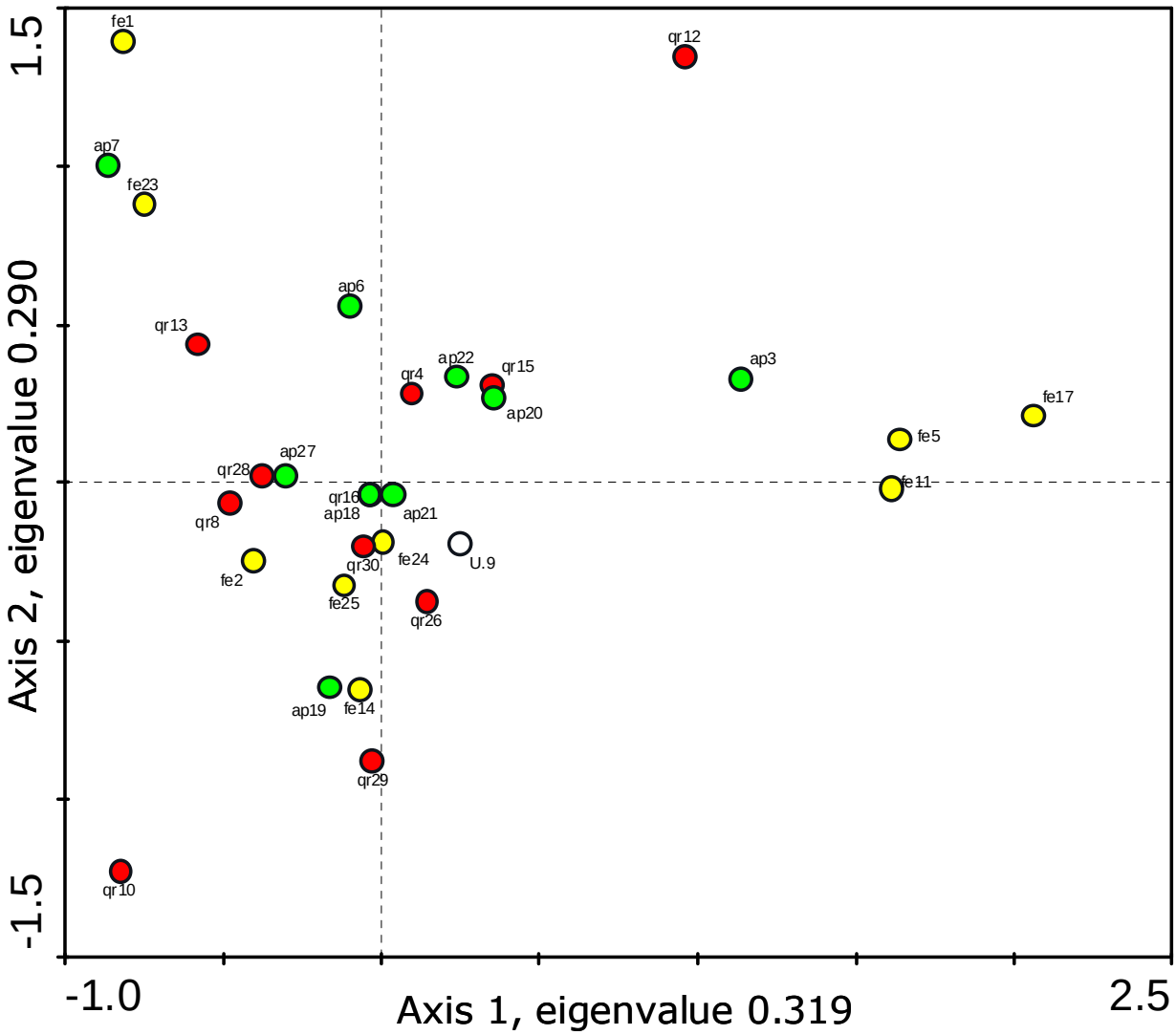


Abb. 3.5-16: Korrespondenzanalyse Kronenspinnen - 2006

Acer = grün; *Fraxinus* = gelb; *Quercus* = rot; *Ulmus* = weiß. Summe der Eigenwerte = 3.191.

Vorkommen gefährdeter Arten

Von allen 48 nachgewiesenen Spinnenarten gelten 14 Arten (29% der Arten und 16% der Individuen) als selten oder sehr selten (vergl. Anhangtabelle Araneae). Insgesamt 39 Arten (81%) sind Arten feuchter oder trockener Laubwälder. Von diesen besitzen 13 Arten (27%) einen Vorkommensschwerpunkt in feuchten Wäldern und 26 Arten (54%) in trockenen Wäldern und Waldrändern. Nur fünf Arten werden typischerweise von Äckern und Ruderalflächen beschrieben und 1 Art (*Gongylidiellum murcidum*, Rote Liste 3) von Mooren. Der hohe Anteil an Arten trockener Wälder könnte auf die bekannte Problematik einer sich verändernden Überflutungsdynamik hinweisen, in dessen Folge der Auenwald deutlich trockener wird (KRÜGER et al. 2007).

Sechsundzwanzig Arten (54% aller Spinnen) werden als arborikol eingestuft (Platen et al. 1999). Von diesen sind 18 Arten (52% aller Individuen), als häufig bis sehr häufig einzustufen. Zwei Arten,

Entelecara congenera (Linyphiidae) und *Dipoena torva* (Theridiidae) sind sehr selten, fünf weitere Arten (*Meioneta innotabilis, Gibbaranea gibbosa, Micaria subopaca, Entelecara acuminata, Theridion blackwalli*) gelten als selten. Bemerkenswert ist, dass *E. acuminata* mit 31 Individuen die vierthäufigste Spinne überhaupt ist.

In dieser Untersuchung wurden fünf Spinnenarten der Roten Liste Sachsens nachgewiesen, von denen nur *Micaria subopaca* mit drei Individuen, alle anderen Arten als Einzeltiere nachgewiesen wurden (Tabelle 9; Anhangtabelle Araneae). Bis auf *Gongylidiellum murcidum*, die von unbewaldeten Mooren, Nasswiesen etc. bekannt ist, sind alles arborikole Arten trockener oder feuchter Wälder. Insbesondere zu erwähnen sind hier die sehr seltenen Arten *Entelecara congenera*, eine stenotope Art feuchter Wälder und *Lathys humilis* eine aufgrund ihrer geringen Größe sehr selten gefundene, ebenfalls stenotope Art, die vorwiegend in mittelfeuchten Edellaubwäldern (in der Laubstreu, am Stamm und in den Baumkronen) lebt. *Gibbaranea gibbosa* ist eine in mitteleuropäischen Laubwäldern weit verbreitete Radnetzspinne, *Micaria subopaca* eine corticol lebende Art mäßig trockener bis trockener Laubwälder.

Tabelle 3.5-9: Erfasste Spinnenarten der Roten Liste Sachsens (PLATEN et al. 1999)

Familie	Art	Häufigkeit	Lebensweise	RLS	Summe
Linyphiidae	*Entelecara congenera*	sehr selten	arborikol	2	1
Araneidae	*Gibbaranea gibbosa*	selten	arborikol	3	1
Dictynidae	*Lathys humilis*	sehr selten	arborikol	3	1
Gnaphosidae	*Micaria subopaca*	selten	arborikol	3	3
Linyphiidae	*Gongylidiellum murcidum*	häufig	arborikol	3	1

c) Fazit

Die Ergebnisse dieser Untersuchung unterstreichen die Bedeutung der Baumkronen als Lebensraum einer artenreichen Arthropodengemeinschaft, deren Eignung als Modellsystem für ökologische Untersuchungen in den letzten Jahren gezeigt wurde, z.B. (FLOREN & DEELEMAN-REINHOLD 2005, FLOREN & LINSENMAIR 2005). Bis heute werden die Baumkronen in der Forschung allerdings noch weitgehend ausgelassen. Diese Untersuchung ist eine der ersten, in denen der Lebensraum der Baumkronen berücksichtigt findet.

Mit Hilfe von Insektizidvernebelungen an 30 Laubbäumen wurden 1894 xylobionte Käfer in 101 Arten und 502 Araneae in 48 Arten gesammelt. Welche Bedeutung die xylobionten Käfer für Ökosysteme besitzen, lässt sich schon daran ablesen, dass sie mehr als 50% aller bei den Benebelungen gesammelten Käfer stellten. Unter den xylobionten Käfern befanden sich eine Vielzahl, nämlich 31 gefährdete Arten, von denen sieben als „ökologisch bedeutsame, wertgebende“ Arten benannt werden. Bei

den komplett erfassten Spinnen wurden fünf Arten der Roten-Liste Kategorien 3 und 2 gesammelt. Da das Vorkommen der Arten beider Tiergruppen insbesondere durch die Habitatstruktur, der biotischen wie der abiotischen Bedingungen bestimmt wird, eignen sie sich gut für eine Analyse der vorgesehen forstlichen Eingriffe.

Wie die untersuchten Parameter zeigen, wurden die Zieltaxa repräsentativ erfasst, womit eine wesentliche Voraussetzung für den späteren Vergleich der Kronengemeinschaften, nach Durchführung der forstlichen Managementmaßnahmen, möglich ist. Weiter wurden solche Parameter berechnet, von denen angenommen werden kann, dass sie die in Folge der Habitatveränderungen auftretenden Veränderungen gut beschreiben (Diversitätsindices, Artenakkumulationskurven etc.).

Alle Ergebnisse lassen darauf schließen, dass die Untersuchungsflächen weitgehend einheitlich und damit untereinander vergleichbar sind. Es ist nicht davon auszugehen, dass (im Vorfeld beteits bestehende) Flächenunterschiede die Analyse der Auswirkungen der forstlichen Eingriffe auf die Kronenfauna beeinflussen. Für die Totholzkäfer zeigen sich klare Unterschiede in der Diversität und Struktur ihrer Gemeinschaften zwischen den Baumarten.

Alle Parameter belegen die besondere Bedeutung der Eichen für die Artendiversität der Tiergruppen. Im Gegensatz hierzu wurden auf den Eschen immer deutlich artenärmere Gemeinschaften gesammelt, während die Fauna auf Ahorn dazwischen lag. Die Unterschiede zwischen den Baumarten waren bei den Spinnen nicht so stark ausgeprägt, was Folge der (wenn auch in geringem Maße) stärker ausgeprägten Spezifität der Käfer für einzelne Baumarten ist. In jeder Hinsicht bemerkenswert waren die beiden Eichen #28 und insbesondere #29 auf der femelartig genutzten Untersuchungsfläche 3, auf denen eine Vielzahl ökologisch wertgebender Käferarten gefunden wurde.

Wie dargestellt waren die xylobionten Käfer nicht gleichmäßig auf die Bäume verteilt. Insbesondere sind es die beiden genannten Eichen (*Q. robur* #28 und #29 auf der für die femelartige Nutzung vorgesehenen Waldfläche), die aufgrund ihres hohen Anteils an Mulm und Alttotholzbesiedlern von besonderer faunistischer Bedeutung sind. Diese eine Eiche besaß, trotz ihres mit ca. 90 Jahren relativ jungen Alters, sehr günstige Habitateigenschaften für viele xylobionte Käfer, insbesondere rotfaules Holz mit Mulmhöhlen, in dem sich ein ganzer Komplex entsprechend angepasster Arten fand. Hierunter waren verschiedene, sehr seltene und in Deutschland bereits teilweise ausgestorbene Arten. Der hohe Anteil gefährdeter Arten, von denen einige in großer Individuenzahl gefangen wurden, zeigt auch den großen Wert einzelner Bäume für Arten mit spezifischen Habitatanforderungen wie allgemein für die Artenvielfalt. Dieses Ergebnis rechtfertigt, unabhängig von der Verfahrensweise und der Flächenplanung, den besonderen Schutz dieser Bäume, die von jeglichen Eingriffen ausgenommen bleiben sollten. Bei der Durchführung der forstlichen Maßnahmen sollte ein möglichst großer Abstand, mindestens aber 30 Metern eingehalten werden, um die Habitatbedingungen möglichst zu erhalten.

3.5.3.2 Ergebnisse und deren Interpretation – Erfassungsjahr 2008

Abb. 3.5-17: Durchführung der Benebelungen

auf der für die zukünftige Mittelwaldbewirtschaftung vorbereiteten Fläche (links), sowie auf der Prozessschutzfläche (rechts). Die strukturellen Unterschiede der Waldfläche vor und nach dem forstlichen Eingriff zeigen sich auf der Mittelwaldfläche am deutlichsten.

a) Xylobionte Käfer

Mit Hilfe der Insektizidvernebelungen wurden 2008 von allen 30 Bäumen 3500 Coleopteren gesammelt, von denen 1252 Individuen (35.7% der Gesamtkäferfraktion) zu den xylobionten Arten gehörten. Diese wurden zu 88 Arten sortiert (siehe Anhangliste Coleopteren).

Alpha-Diversität

Die Informationen zur Diversität der xylobionten Käfer sind in Tabelle 3.5-10 zusammengefasst. Die Daten wurden für die Gesamtprobe, die einzelnen Probeflächen und die Baumarten erstellt. Die nur in einem Exemplar benebelte Ulme wurde für die Diversitätsvergleiche zwischen den Baumarten außer Acht gelassen. Insgesamt wurden weniger Käferindividuen und auch weniger Käferarten gefangen als 2006. Diese Unterschiede sind zwischen den Flächen und Baumarten aber nicht einheitlich. Die größten Abweichungen wurden auf der Mittelwaldfläche gefunden, von der lediglich 91 xylobionte Käfer in 32 Arten gesammelt wurden. Häufige Arten fehlen. Nur die beiden Arten *Lissodema cursor* (Salpingidae) (Gyll., 1813) und *Scraptia fuscula* (Scraptiidae) Müll., 1821 wurden mit mehr als 10 Individuen gesammelt (mit 18 bzw. 12 Individuen). Trotz der geringen Anzahl von Käfern wird die Mittelwaldfläche durch die Alpha-diversitätsindices als die Waldfläche mit der höchsten Diversität charakterisiert. An diesem Beispiel lässt sich besonders gut die Problematik bei der Interpretation von Diversitätswerten erkennen, die trotz niedriger Artenzahl und dem weitgehenden Fehlen bedrohter Arten auf die hohe Gleichverteilung der Arten – d. h. in diesem Falle auf das überwiegende Auftreten

geringabundanter Arten – zurückzuführen ist. Dies veranschaulicht auch der Simpson-index, der die Bedeutung der häufigeren Arten misst und damit ein Maßstab für die Gleichverteilung (Eveness) ist. Mit den 91 Käfern ist die Teilstichprobe bei der Rarefactionanalyse begrenzend und lässt nur einen bedingten Vergleich zwischen den Flächen und Baumarten zu. Wie die Anteile der Einzeltiere (44% an der Gesamtartenzahl) sowie der fünf häufigsten Arten (51% der Gesamtgemeinschaft) zeigen, bleiben diese strukturellen Merkmale hiervon weitgehend unbeeinträchtigt. Bemerkenswert sind die erneut festgestellten hohen Artenzahlen auf den Eichen, was darauf hinweist, dass die Bedeutung dieser Baumart für die Artendiversität der Arthropoden nicht auf einen jahreszeitlichen Effekt zurückzuführen ist, siehe hierzu auch Literaturangaben in (FLOREN & SCHMIDL 2008).

Die mit Abstand häufigsten Arten des gesamten Datensatzes waren *Malthinus fasciatus* (Cantharidae) (Ol., 1790) und *Euglenes oculatus* (Aderidae) (Payk.) von denen erstere auf der Prozessschutzfläche besonders häufig war. Die hohen Abundanzen von *E. oculatus* auf der Femelfläche waren erneut Folge eines Massenauftretens auf der Eiche #29. (Ein ähnliches Resultat liegt schon von 2006 vor – dieser Baum wurde 2008 wiederbenebelt – und ist als Hinweis auf die Persistenz von Mulmhöhlen rotfaulen Holzes zu interpretieren). Auf der Mittelwaldfläche wurden beide Arten nur in wenigen Exemplaren von den Bäumen gesammelt (vergleiche Anhangtabelle xylobionte Coleopteren).

Tabelle 3.5-10: Durch Benebelung erfasste xylobionte Käfer (Diversitätswerte) - 2008

sortiert nach Probeflächen und Baumarten. Fläche 1 (P) = Prozessschutz; Fläche 2 (M) = Mittelwaldnutzung; Fläche 3 (E) = Femelnutzung. Fehlende Rarefactionwerte = keine Teilstichprobe dieser Größe vorliegend. Q.r.=*Quercus robur*, A.p.=*Acer pseudoplatanus*, F.e.=*Fraxinus excelsior*, U.sp.=Ulmus spec.

Erfassung 2008	Gesamt	Fläche 1 (P)	Fläche 2 (M)	Fläche 3 (E)	*Q.r.* (n=11)	*A. p.* (n=9)	*F.e.* (n=9)	*U.sp.* (n=1)
Artenzahl	88	59	32	55	65	38	45	13
Abundanz	1252	597	91	564	674	254	248	76
Einzeltiere	34	20	14	18	23	17	21	3
%	38.64	33.89	43.75	32.73	35.39	44.74	46.70	23.08
Abundanz häufigste 5 Arten	761	367	46	398	440	168	150	56
%	60.78	61.47	50.55	70.57	65.28	66.14	60.48	73.68
Sh.-Wiener	2.95	2.74	3.01	2.34	2.63	2.49	2.85	2.22
Evenness	0.66	0.67	0.01	0.58	0.54	0.51	0.59	0.87
Alpha	21.60	16.24	17.57	15.06	17.73	12.38	16.08	4.51
Simpson	8.28	6.05	1.47	3.83	5.54	5.26	9.37	8.29
RAF (m=91)	28	27	32	23	27	26	24	--
RAF (m=248)	46	42	--	39	43	38	45	--

Um einen Eindruck von der Dominanzhierarchie auf den Flächen zu erhalten, sind die fünf häufigsten Arten mit ihrer Gildenzugehörigkeit und ökologischen Wertigkeit für den Gesamtprobensatz wie für

jede Fläche in Tabelle 3.5-11 aufgeführt. Insgesamt repräsentieren sie 761 Individuen (61%) und stellen zwischen 51% und 74% der Holzkäferarten auf den einzelnen Flächen. Obwohl die absolute Käferzahl auf der Mittelwaldfläche (M) sehr niedrig ist (nur zwei Arten wurden mit mehr als 10 aber immer mit weniger als 20 Individuen gesammelt), unterscheiden sich die relativen Anteile, die die häufigen Arten an der Gemeinschaft stellen, zwischen den Flächen und Baumarten vergleichsweise wenig.

Tabelle 3.5-11: Die fünf Hauptarten - xylobionte Käfer - sortiert für den gesamten Datensatz (Gesamt), sowie für jede der drei Untersuchungsflächen - 2008

Fläche 1 (P) = Prozessschutz; Fläche 2 (M) = Mittelwaldnutzung; Fläche 3 (E) = Femelnutzung.

Familie	Gattung	Art	Autor	Gilde	!	RLD	Abu.
GESAMT							
Cantharidae	*Malthinus*	*fasciatus*	(Ol., 1790)	A		3	310
Aderidae	*Euglenes*	*oculatus*	(Payk.)	m	!	2	274
Cantharidae	*Malthinus*	*balteatus*	Suffr., 1851	A			82
Salpingidae	*Lissodema*	*cursor*	(Gyll., 1813)	f			57
Melyridae	*Dasytes*	*aeratus*	Steph., 1830	a			38
FLÄCHE 1 (P)							
Cantharidae	*Malthinus*	*fasciatus*	(Ol., 1790)	a		3	226
Cantharidae	*Malthinus*	*balteatus*	Suffr., 1851	a			66
Cantharidae	*Malthodes*	*minimus*	(L., 1758)	a			26
Salpingidae	*Lissodema*	*cursor*	(Gyll., 1813)	f			25
Melyridae	*Dasytes*	*aeratus*	Steph., 1830	a			24
FLÄCHE 2 (M)							
Salpingidae	*Lissodema*	*cursor*	(Gyll., 1813)	f			18
Scraptiidae	*Scraptia*	*fuscula*	Müll., 1821	a		3	12
Buprestidae	*Agrilus*	*convexicollis*	Redt., 1849	f			7
Anobiidae	*Anobium*	*nitidum*	F., 1792	a			5
Aderidae	*Euglenes*	*oculatus*	(Payk.)	m	!	2	4
FLÄCHE 3 (E)							
Aderidae	*Euglenes*	*oculatus*	(Payk.)	m	!	2	268
Cantharidae	*Malthinus*	*fasciatus*	(Ol., 1790)	a		3	81
Melyridae	*Dasytes*	*plumbeus*	(Müll., 1776)	a			19
Cantharidae	*Malthinus*	*balteatus*	Suffr., 1851	a			16
Salpingidae	*Lissodema*	*cursor*	(Gyll., 1813)	F			14

Abundanzverteilung

Dagegen wird die Rank-Abundanzverteilung stark durch die Gesamtzahl der Käfer bestimmt (Abbildung 3.5-18). Wieder ist klar erkennbar, dass die größten Auswirkungen der waldbaulichen Maßnahmen auf der Mittelwaldfläche zu den stärksten Veränderungen geführt hatten. Die Gesamterfassung zeigt eine Gemeinschaft mit ausgeprägten Häufigkeitsklassen, die durch einen Anteil von 34% an Arten mit nur einem Individuum gekennzeichnet ist. Für die „Mittelwaldfläche“ liegt die Auffälligkeit gar nicht so sehr in dem Fehlen seltener Arten, sondern an dem ersichtlichen Fehlen von Arten der anderen Häufigkeitsklassen. Die aus dem Femelwald gesammelten Käfergemeinschaften lagen zwischen der Kontroll- und der am stärksten gestörten Mittelwaldfläche.

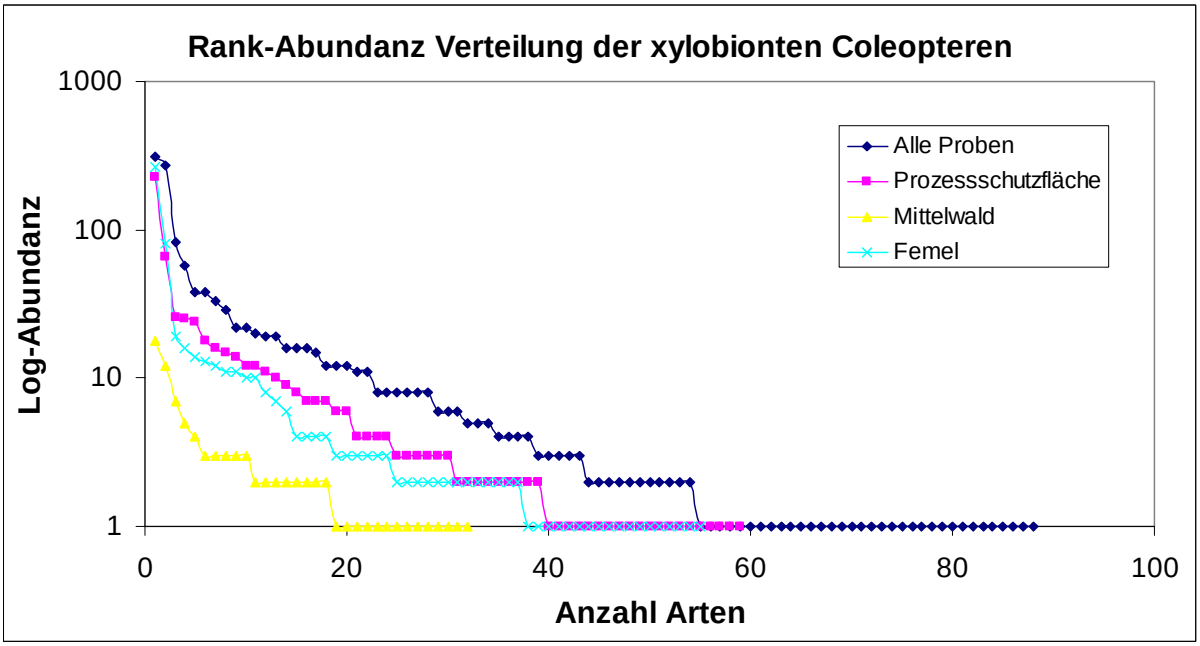


Abb. 3.5-18: Rank-Abundanz Verteilung xylobionte Käfer - 2008

Die geringe Artenzahl und das Fehlen von Arten in den Häufigkeitsklassen unterscheidet die für die zukünftige Mittelwaldnutzung umgewandelte Fläche.

Effektivität der Benebelungen

Die für die Käfergemeinschaften der Untersuchungsflächen und der Baumarten berechneten Artenakkumulationskurven zeigen, dass die freilebend im Auenwald in den Bäumen vorkommenden xylobionten Käfer weitgehend erfasst wurden (alle Kurven zeigen eine deutliche asymptotische Abflachung, d. h., dass mit steigendem Sammelaufwand immer weniger neue Arten nachgewiesen wurden). Vergleicht man die Untersuchungsgebiete untereinander ist der Verlauf der Artenakkumulationskurve der Mittelwaldfläche auffallend, die die geringsten Artenzahlen aufweist, jedoch wurden die wenigen hier gesammelten Arten repräsentativ erfasst, so dass davon auszugehen ist, dass hier tatsächlich auch nicht mehr Arten vorkamen. Im Gegensatz hierzu wurden auf der Prozessschutzfläche wie auf der Femelfläche nicht nur mehr, sondern nur unwesentlich unterschiedliche Artenzahlen festgestellt, nämlich 55 beziehungsweise 59 Arten. Auf der Mittelwaldfläche wurden auch von den Eichen nur sehr wenig Käfer gesammelt. Auf fünf von zehn Bäumen der Mittelwaldfläche wurden nur Einzeltiere gesammelt und auf drei weiteren Bäumen zählte die „häufigste“ Art nicht mehr als 3 Individuen (vergleiche Tabelle 2 und Anhangtabelle xylobionte Käfer). Im Gesamtvergleich findet sich auf den Eichen aber die höchste Artenvielfalt, mit mehr Arten als auf den Versuchsflächen. Die meisten der auf Eiche gefundenen Arten wurden auch von den anderen Baumarten gesammelt, während umgekehrt der Anteil der hier exklusiv gesammelten Arten niedrig war. So wurden 74% aller Arten auf *Quercus* gefunden, 51% aller Arten auf *Fraxinus*, und 43% aller Arten auf *Acer*. Da die Ulme nur mit einem Exemplar besammelt wurde, sind die von diesem Baum ermittelten Werte wenig aussagekräftig. Insgesamt waren es nur 20 Arten, die nicht auch von den Eichen gesammelt wurden. Die artenärmsten Gemeinschaftn waren die auf Bergahornen. Offensichtlich sind Eichenbäume ein sehr geeignetes Habitat, das die für Totholzkäfer notwendigen Strukturen besitzt. Insbesondere dürfte dies an

dem hohen Anteil stehenden Totholz liegen, das sich schon in früherem Alter als bei anderen Baumarten bildet.

Abb. 3.5-19: *Malthinus fasciatus* (Cantharidae) wurde mit Ausnahme der Mittelwaldfläche 2008 regelmäßig aus den Baumkronen gesammelt.

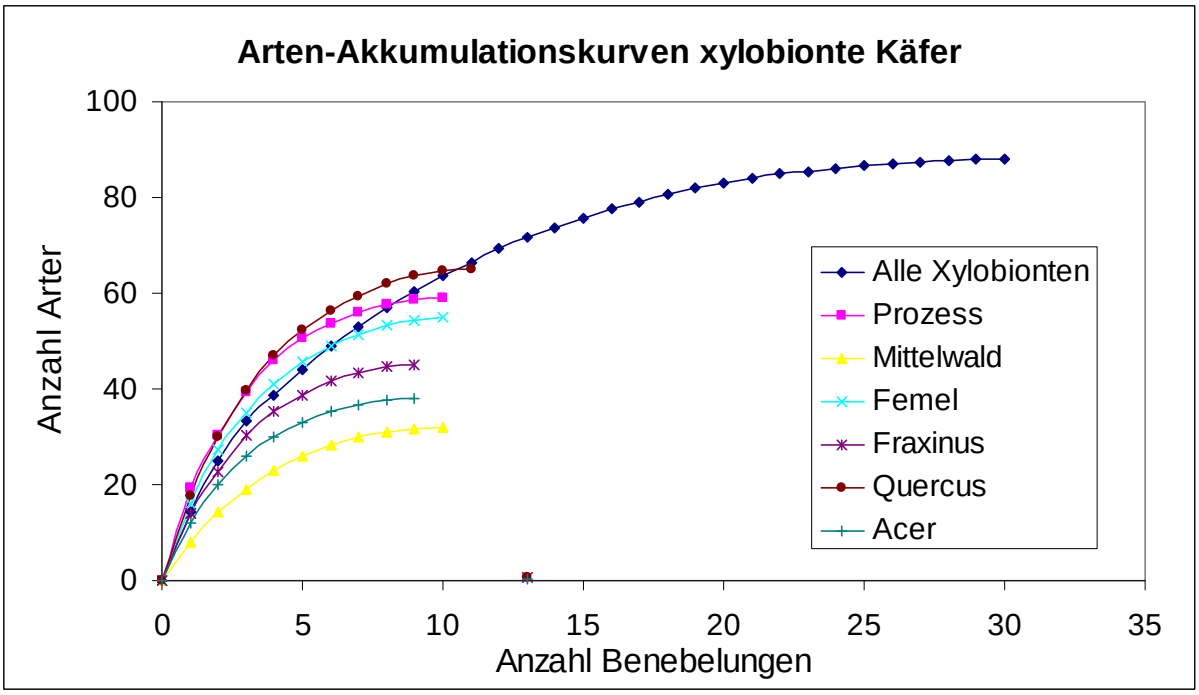


Abb. 3.5-20 Arten-Akkumulationskurven xylobionte Käfer - 2008

berechnet jeweils für alle benebelte Bäume (= Alle Xylobionten), für die Untersuchungsflächen (Bäume 1-10 = Prozessschutzfläche; 11-20 = Vorgesehen zur Mittelwaldnutzung; 21-30 = Femelartige Nutzung) und für die Baumarten.

Beta-Diversität

Ein Maß dafür, wie ähnlich oder verschieden die Käfergemeinschaften in Hinblick auf die vorkommenden Arten sind, liefern die Shinozaki-Kurven. Anders als die Arten-Akkumulationskurven zeigen diese Kurven eine geringere asymptotische Abflachung, was auf größere Unterschiede in der Artenzusammensetzung weist.

Die größte Variabilität in der Gemeinschaftszusammensetzung findet sich in den Eichengemeinschaften. Die für die Prozessschutzfläche und den Femelwald berechneten Kurven deuten auf eine insgesamt ähnlich hohe Diversität in der Artenzusammensetzung der Gemeinschaften. Die größte Übereinstimmung in den Käfergemeinschaften findet sich auf Esche und Ahorn. Auffallend auch in dieser Abbildung wieder, welche Auswirkungen der Einschlag auf der Mittelwaldfläche hatte. Korrelierend mit der geringen Artenvielfalt sind die hier gesammelten Gemeinschaften auch die am wenigsten heterogenen Gemeinschaften. In Übereinstimmung mit den vorherigen Ergebnissen liegt die Shinozakikurve für die Gemeinschaften der Femelfläche zwischen der für den Mittelwald und der Prozessschutzfläche.

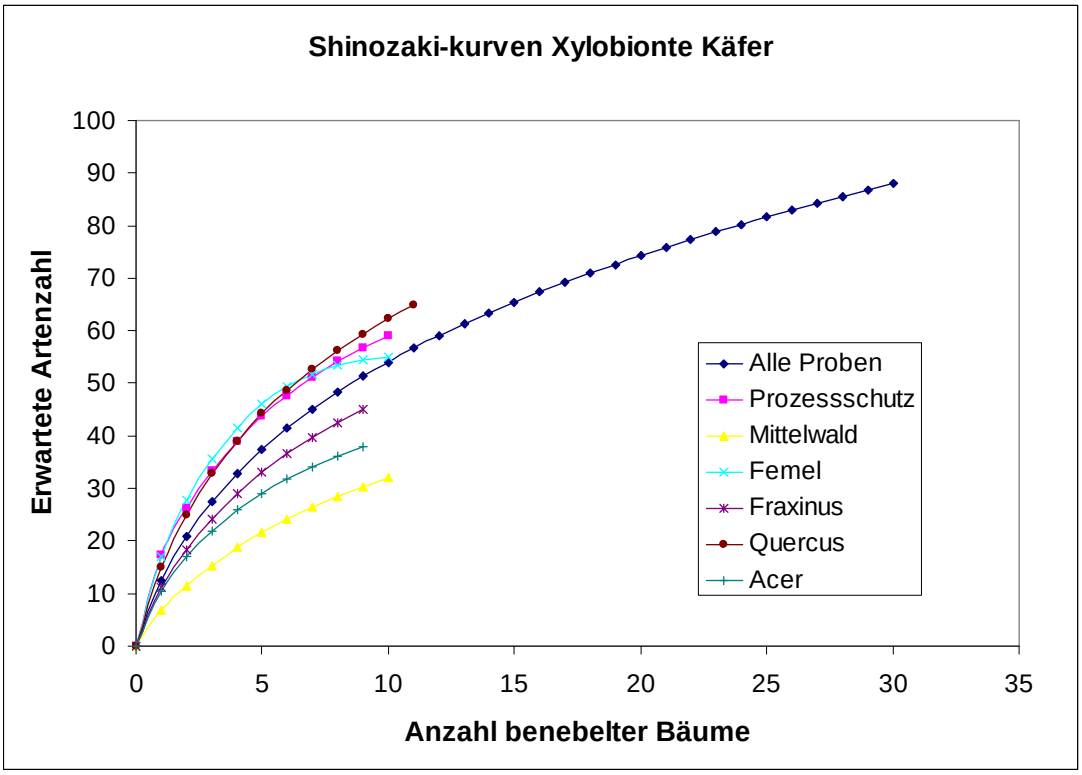


Abb. 3.5-21: Shinozaki-kurven für die xylobionten Käfergemeinschaften - 2008

Alle = Gesamtprobe; Bäume 1-10 = Prozessschutzfläche; Bäume 11-20 = Vorgesehen zur Mittelwaldbewirtschaftung; Bäume 21-30 = Femelartige Bewirtschaftung und für die Baumarten.

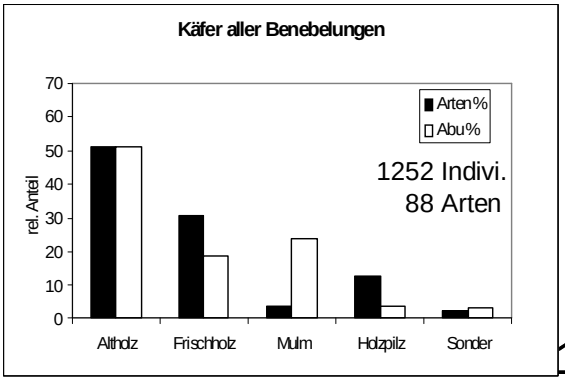
Das Ausmaß der Unterschiede zwischen den Gemeinschaften gibt entsprechend der Soerensen-Index wieder. Die durchschnittliche Übereinstimmung im Artenvorkommen auf allen Bäumen jeder der

drei untersuchten Flächen variiert zwischen 0.19 auf der Mittelwaldfläche und 0.44 auf der Prozessschutzfläche (die Soerensen-Werte korrelieren mit der prozentualen Übereinstimmung der Arten in den Gemeinschaften). Vergleicht man die Käfergemeinschaften der Baumarten untereinander, so zeigen sie ein vergleichbares Maß an Artenübereinstimmung von 25% zwischen den Baumarten.

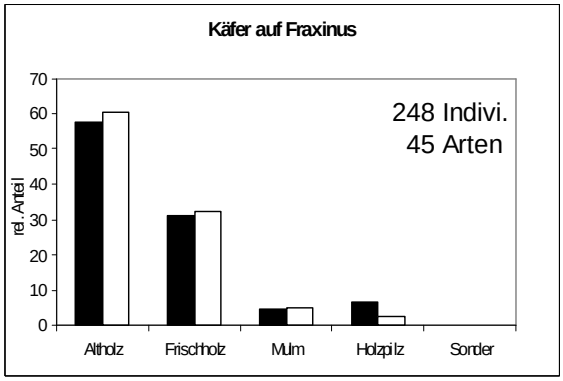
Gildenzusammensetzung

Die Grundlage für den Vergleich der Gildenzusammensetzung zwischen den Untersuchungsflächen und den Baumarten bildet die Gesamtprobe (Abbildung 16.1). Insgesamt ergibt sich eine ähnliche Gildenanordnung zu der Untersuchung 2006, mit den größten Unterschieden auf der Mittelwaldfläche. Die Alttotholzbesiedler (a-Arten) dominieren. Sie stellen zwischen 37% und maximal 79% aller xylobionten Käfer, sowie zwischen 37% und 79% der Arten. Im Unterschied zu allen anderen Flächen und Baumarten sind die Anteile der frisches Totholz besiedelnden Arten auf der Mittelwaldfläche am höchsten, auf der sie etwa die Hälfte der Arten und Individuen repräsentieren. Dagegen wird die Gildenkomposition der Gesamtprobe, der Femelfläche sowie die der nur von Eichen gesammelten Arten, durch die Käferart *Eugelnes oculatus* (Rote-Liste 2) bestimmt, einer in Mulmhölen nistenden Art (m-Art), die sich in großer Häufigkeit in der Krone der Eiche #29 entwickelte. Lässt man die Häufigkeit dieser einen Art unberücksichtigt, minimieren sich die Unterschiede zwischen den Baumarten und Untersuchungsflächen (der Anteil der m-Arten reduziert sich auf 1% an der Gesamtabundanz der Käfer). Jetzt liegt der Anteil der a-Arten bei mehr als 70%, der Anteil der f-Arten bei 22%. Entsprechende Veränderungen ergeben sich natürlich auch für die Gesamtprobe sowie für die Gemeinschaften auf Eiche. Der Anteil der Holzpilze besiedelnden Arten (p-Arten) beträgt etwa 10%, allerdings ohne, dass einzelne Arten häufig wären. Von allen 11 dieser Gilde angehörenden Arten, kamen 10 mit höchstens 5 und nur eine Art mit 8 Individuen vor. Nur zwei Arten mit Sonderbiologien wurden in den Benebelungsproben gesammelt, wie 2006 sind dies die Dermestiden *Trinodes hirtus* (die Art lebt in alten Holzhöhlungen von Insektenresten), sowie *Globicornis nigripes*, eine nekrophage Art, deren Larven sich in alten Bäumen entwickeln.

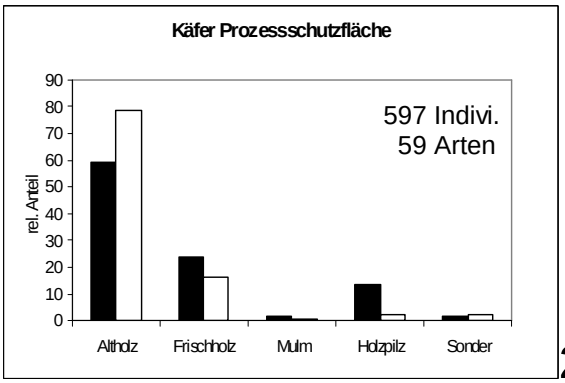
Abb. 3.5-22: Die Art Globicornis nigripes (Dermestidae) lebt in Tiernestern und Holzhöhlen (Foto F. Köhler).



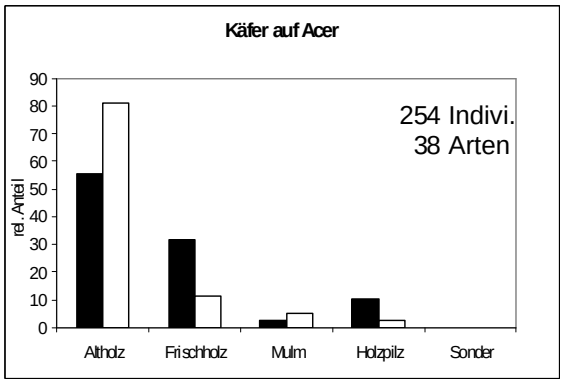
1



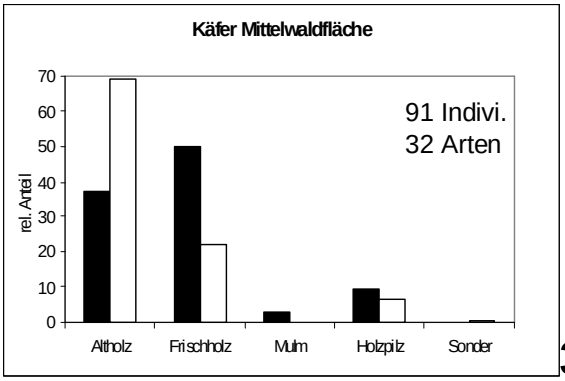
5



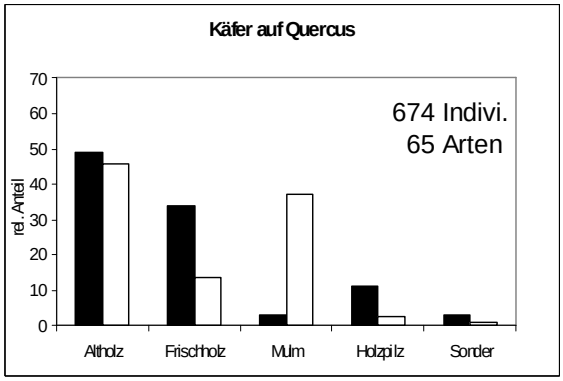
2



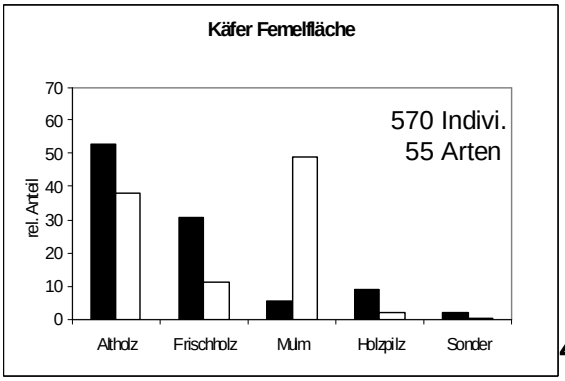
6



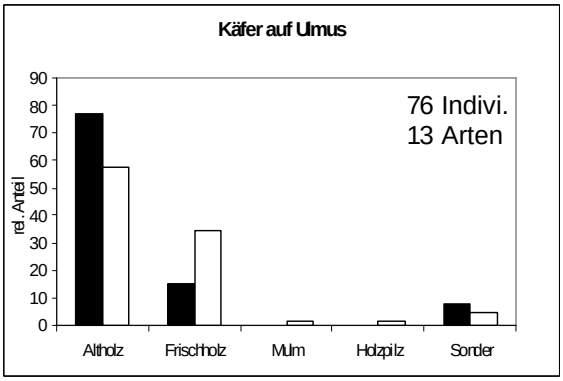
3



7



4



8

Abb. 3.5-23: Gildenzusammensetzung xylobionte Käfer - 2008

sortiert nach Gesamtprobe (1), den Versuchsflächen (2-4) und den Baumarten (5-8). Auf den Versuchsflächen wurden je 10 Bäume beprobt, von *Acer* und *Fraxinus* je 9, von *Quercus* 11 und von *Ulmus* 1 Baum.

Korrespondenzanalyse

Die Korrespondenzanalyse für die xylobionten Käfer zeigt eine Aufteilung der Gemeinschaften entlang der ersten zwei Hauptachsen (erklärte kumulative Varianz der ersten vier Hauptachsen: 13.8; 20.8; 26.5; 30.8 Prozent), wobei sich kein eindeutiger Gradient erkennen lässt. Wie die Abbildung zeigt, ergeben sich keine klar abgrenzbaren baumartenspezifischen Gemeinschaften, was entsprechend auch für die Untersuchungsgebiete gilt. Allerdings lassen die Prozessschutzfläche wie auch die Femelfläche eine teilweise Gruppierung verschiedener Baumarten erkennen, während die Bäume der Mittelwaldfläche über den ganzen durch die Hauptachsen aufgespannten Raum verteilt sind. Der Grund hierfür liegt in den geringen Artenzahlen und der geringen Ähnlichkeit (Soerensen-index Mittelwald = 0.19±0.15) und den hierdurch bedingten großen Unterschieden in den Käfergemeinschaften auf diesen Bäumen.

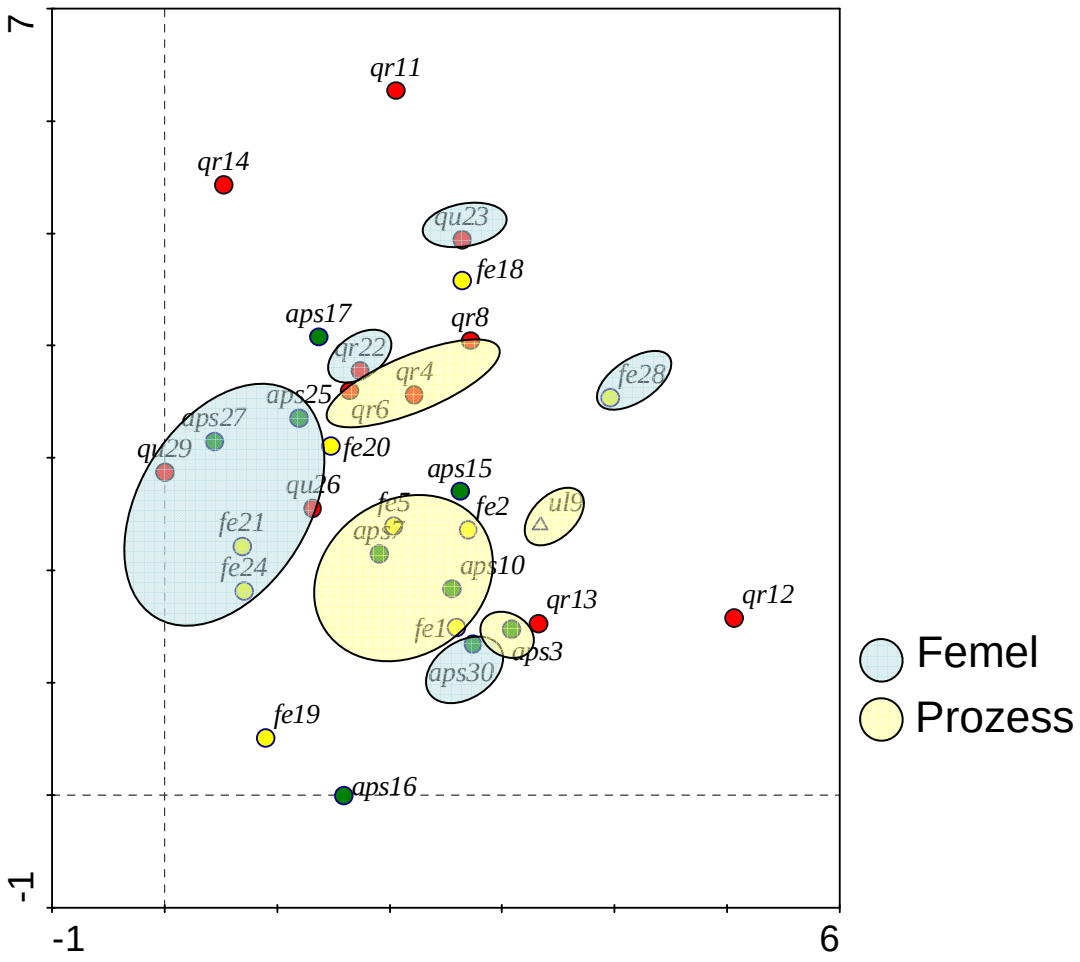


Abb. 3.5-24: Korrespondenzanalyse xylobionte Käfer - 2008

Acer = grün; *Fraxinus* = gelb; *Quercus* = rot; *Ulmus* = weiß. Summe der Eigenwerte = 5.216. Die Bäume der Mittelwaldfläche zeigen keine Gruppierung.

Vorkommen gefährdeter Arten

Insgesamt wurden 2008 die in Tabelle 12 gelisteten 26 xylobionten Käferarten der Roten Liste Deutschlands (Geiser 1998) gesammelt, die 724 Individuen oder 57.4% aller in dieser Studie gesammelten xylobionten Käfer repräsentieren! Dabei war es besonders die Eiche #29 auf der Femelfläche, von der viele bemerkenswerte Arten gesammelt wurden, nämlich 11 Rote Liste-Arten in 303 Individuen, was 24% des Gesamtfangs oder 42% nur der Rote-Liste Arten entspricht. Die mit Abstand häufigsten Arten waren die Cantharidae *Malthinus fasciatus* (Ol., 1790) und die Aderidae *Euglenes oculatus* (Payk.) mit 310 bzw. 276 Individuen, von denen erstere Art regelmäßig aus der Prozessschutz und der Femelfläche, aber nur in einzelnen Individuen aus der Mittelwaldfläche gesammelt wurden. Wie bereits erwähnt wurde *E. oculatus* hauptsächlich von der Eiche #29 auf der Femelfläche, ansonsten aber nur in wenigen Exemplaren gesammelt.

Die überwiegende Zahl der Roten Liste Arten sind lignicole Arten, die Alt- und Moderholz besiedeln (14 a-Arten zu 400 Individuen). Xylodetriticole Arten, also an Mulmhöhlen gebundene Arten, die xylophag, mycetophag oder zoophag sind, Frischtotholz- und Holzpilzbesiedelnde Arten stellen dagegen nur jeweils 3 bzw. letztere 4 Arten. Auf die Bedeutung einzelner Bäume für die Artenvielfalt in unseren Wirtschaftswäldern, in denen Totholzstrukturen, wie Altäste, rotfaules Holz, Mulmhöhlen etc. allgemein zu selten sind um Populationen dauerhaft zu erhalten, wurde mehrfach hingewiesen. Aus dieser Situation resultiert die große Bedeutung der Rote-Liste Arten als Indikatorarten für strukturreiche, alte Wälder. Insbesondere zu erwähnen sind die Rote-Liste 1 Arten *Lacon querceus* (Hbst., 1784) (Elateridae), *Cryptophagus intermedius*, Bruce, 1934 (Cryptophagidae), *Pycnomerus terebrans* (Oliver, 1790) (Colydiidae), *Magdalis caucasica* (Tourn., 1872) (Curculionidae) und *Opilio pallidus* (Ol., 1795) (Cleridae), von denen die drei letzt genannten Arten 2008 erstmalig nachgewiesen wurden. Auf die ökologische Bedeutung der Eichenart *Lacon querceus* (Hbst., 1784), dem Hellgelbschuppigen Grubenstirn-Schnellkäfer, einer Urwaldreliktart, die an rotfaulem Holz lebt, wurde bereits im ersten Berichtsteil hingewiesen. Entsprechendes gilt für die in Mulmhöhlen lebende Art *Euglenes oculatus*. Die neu nachgewiesenen Arten sind typische Laubwaldarten (a- und m-Arten). Alle diese Arten wurden nur in geringer Individuenzahl nachgewiesen.

Tabelle 3.5-12: Erfasste Xyliobionte Käferarten der Roten Liste Deutschlands - 2008

Es bedeuten: B = Biotoppräferenz [w = Wald- und Gehölzbiotope; wo = offene, besonnte Strukturen; wf = Feuchte Wälder]. W= Waldtyp [l = Laubwald; b = Laub- und Nadelwald]. H = Habitatpräferenz [t = lignicol (Holz); tm = xylodetriticol (Mulm); tn = nidicol (Nester); tp = polyporicol (Pilze); tr = corticol (Rinde)]. E = Ernährungsweise [m = mycetophag (Pilzfruchtkörper); ms = mycetophag an Schimmelpilzen; n = nekrophag (tierische Faulstoffe; x = xylophag (Holz); xm = xylomycetophag (verpilztes Holz); z = zoophag]. * = ausschließlich in 08 nachgewiesene Arten

Familie	Gattung	Art	Gilde	!	RLD	B	W	H	E	Abu.
Cleridae	*Opilo*	*pallidus**	a	!	1	wo	l	t	z	2
Curculionidae	*Magdalis*	*caucasica**	f		1	wf	l	t	x	2
Colydiidae	*Pycnomerus*	*terebrans**	a	!	1	w	l	tm	m	1

Familie	Gattung	Art	Gilde	!	RLD	B	W	H	E	Abu.
Elateridae	*Lacon*	*querceus*	m	!	1	w	l	tm	x	1
Cryptophagidae	*Cryptophagus*	*intermedius*	a		1	wf	l	tm	ms	1
Aderidae	*Euglenes*	*oculatus*	m	!	2	w	l	tm	xm	274
Anobiidae	*Gastrallus*	*laevigatus**	a	!	2	wo	l	t	x	2
Elateridae	*Procraerus*	*tibialis*	m	!	2	w	l	tm	x	1
Elateridae	*Brachygonus*	*megerlei**	a	!	2	w	l	tm	x	1
Anobiidae	*Xyletinus*	*fibyensis**	a		2	wo	l	t	x	1
Cerambycidae	*Exocentrus*	*punctipennis+*	f		2	wf	l	t	x	1
Anobiidae	*Dorcatoma*	*chrysomelina*	a	!	3	w	l	t	xm	11
Dermestidae	*Trinodes*	*hirtus*	s		3	w	l	tn	n	12
Cantharidae	*Malthinus*	*fasciatus*	a		3	w	l	tm	z	310
Scraptiidae	*Scraptia*	*fuscula*	a		3	w	l	t	xz	33
Anobiidae	*Dorcatoma*	*dresdensis**	p		3	w	l	tp	m	2
Eucnemidae	*Dirhagus*	*pygmaeus**	a	!	3	w	l	t	xm	1
Anobiidae	*Mesocoelopus*	*niger**	a		3	wo	l	t	x	1
Malachiidae	*Hypebaeus*	*flavipes*	a		3	w	l	t	z	19
Cerambycidae	*Exocentrus*	*lusitanus*	f		3	w	l	t	x	15
Anobiidae	*Dorcatoma*	*flavicornis*	p	!	3	w	l	t	xm	4
Eucnemidae	*Dirhagus*	*lepidus*	a		3	w	l	t	xm	1
Dermestidae	*Globicornis*	*nigripes*	s		3	wo	l	tn	m	1
Lathridiidae	*Stephostethus*	*pandellei*	p		3	w	b	tp	ms	8
Cleridae	*Tillus*	*elongatus*	a		3	w	l	t	z	16
Melandryidae	*Anisoxya*	*fuscula*	P		3	wo	l	t	xm	3

b) Spinnen

Von den 30 benebelten Bäumen wurden 2008 insgesamt 789 Spinnen gesammelt, von denen die 330 adulten Tiere (41.8% aller Spinnen) zu 52 Arten sortiert wurden (siehe Anhangliste Araneae). Damit lag die Zahl der gefangenen Spinnen deutlich unter der des Untersuchungsjahres 2006. Von 26 Bäumen wurden weniger als 20 Tiere gesammelt, von denen wiederum 16 Bäume weniger als 10 bestimmbare Spinnen aufwiesen (siehe auch Abbildung 18). Auf diesem Hintergrund sind die 52 nachgewiesenen Spinnenarten - 2006 waren es 48 Arten – als erstaunlich hoch zu sehen.

Wie in der Untersuchung 2006 stellten die Linyphiiden (Baldachinspinnen) 38.5% die meisten der Arten und 29.4% der Individuen. Folgend in der Rangfolge waren die Theridiiden (Kugelspinnen), die 25% der Arten und 51% der Spinnen-individuen repräsentieren. Beide Familien repräsentieren 80.3% aller Spinnenindividuen und 63.5% aller Arten.

Tabelle 3.5-13: Familienzugehörigkeit der bei allen 30 Benebelungen gesammelten adulten Spinnen.

Familie	Arten	Rel. Anteil	Individuen	Rel. Anteil
Anyphaenidae	1	1.92	3	0.91
Araneidae	3	5.77	9	2.73
Clubionidae	3	5.77	4	1.21
Dictynidae	2	3.85	12	3.64
Gnaphosidae	1	1.92	1	0.30
Linyphiidae	20	38.46	97	29.39
Lycosidae	1	1.92	1	0.30
Philodromidae	2	3.85	23	6.97
Salticidae	1	1.92	1	0.30
Tetragnathidae	3	5.77	8	2.42
Theridiidae	13	25.00	168	50.91
Thomisidae	2	3.85	3	0.91
Summen	**52**	**100**	**330**	**100**

Alpha-Diversität

Die Informationen zur Diversität der Spinnen sind in Tabelle 14 zusammengefasst. Die Daten für die nur in einem Exemplar benebelte Ulme werden bei der Betrachtung außer Acht gelassen. Wie bei den Coleopteren zeigt sich auch bei den Kronenspinnen, dass die waldbaulichen Managementmaßnahmen die stärksten Auswirkungen auf die Spinnenfauna auf der Mittelwaldfläche hatten (vergleiche auch Abbildung 12 und die Anhangliste der Spinnenarten). Während sich die Artenvielfalt auf der Prozessschutzfläche und der Femelfläche numerisch nur um zwei Arten unterscheidet, wurden auf der Mittelwaldfläche um mehr als die Hälfte weniger Arten gefangen. Aufgrund des hohen Arten/Individuenverhältnisses erreichen aber auch hier die Diversitätsindizes recht hohe Werte, was sich in dem hohen Maß der Gleichverteilung begründet. Wieder ist die Artendiversität der von den Eichen gesammelten Spinnen höher als die auf den einzelnen Flächen und Baumarten. Wie die Rarefactionwerte zeigen, wurden aber auf gleichem Probenumfang (n=24) vergleichbar viele Arten von den Baumarten gesammelt. Wie bei den Käfern zeigt sich, dass sich die berechneten Werte auf so kleinen Teilstichproben nicht mehr sinnvoll interpretieren lassen. Dieser Effekt wird bei den Spinnen der Mittelwaldfläche besonders deutlich, die nur wenige Individuen zählen (Abbildung 3.5-26). Auch in dieser Darstellung nimmt der Femelwald eine intermediäre Position ein.

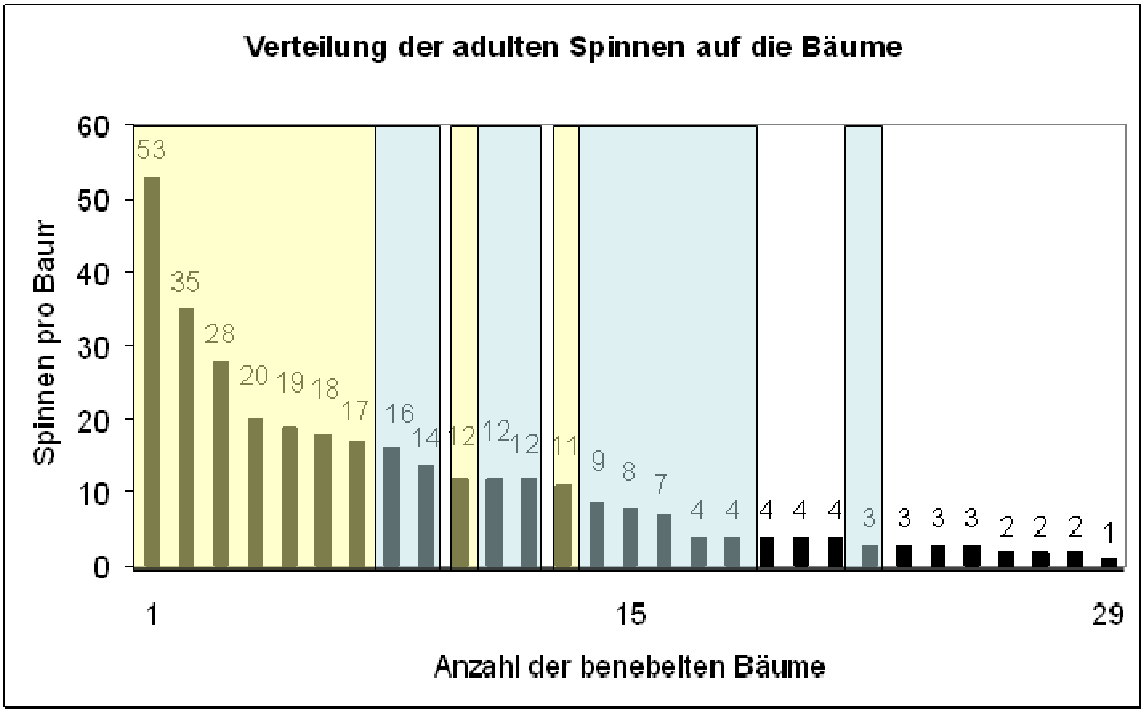


Abb. 3.5-25: Verteilung adulte Kronenspinnen.

Hellgelb eingerahmt sind die Bäume auf der Prozessschutzfläche, blau die Bäume auf der Femelfläche und ohne Rahmung die Bäume auf der Mittelwaldfläche. Von einem Baum der Mittelwaldfläche wurden keine Spinnen gesammelt.

Tabelle 3.5-14: Durch Benebelung erfasste Kronen-Spinnen (Diversitätswerte) - 2008

sortiert nach Probeflächen und Baumarten. Fläche 1 (P) = Prozessschutz; Fläche 2 (M) = Mittelwald; Fläche 3 (E) = Femelwald. *Q.r = Quercus robur, A.p. = Acer pseudoplatanus, F.e. = Fraxinus excelsior, U. sp. = Ulmus spec.*

	Gesamt	Fläch. 1 (P)	Fläche 2 (M)	Fläch. 3 (E)	*Q.r.* (n=11)	*A. p.* (n=9)	*F.e.* (n=9)	*U.sp.* (n=1)
Artenzahl	52	36	16	34	38	30	26	7
Abundanz	330	217	24	89	154	103	62	11
Einzeltiere	19	15	10	19	22	14	15	4
%	36.54	41.67	62.50	55.88	57.89	46.67	57.69	57.14
Abundanz häufigste 5 Arten	175	133	12	44	91	59	33	8
%	53.03	61.29	50.00	49.44	59.09	57.28	53.23	72.73
Sh.-Wiener	3.11	2.74	2.66	2.84	2.81	2.86	2.84	1.85
Evenness	0.79	0.70	0.96	0.87	0.77	0.84	0.87	0.95
Alpha	17.35	16.24	20.98	16.85	16.13	14.23	16.85	8.29
Simpson	12.62	6.05	25.09	13.51	8.72	12.45	13.51	11.00
RAF (m=24)	14	12	16	15	13	13	14	--
RAF (m=62)	24	21	--	28	23	23	26	--

Wie sich aus dem Vergleich der Anteile der nur mit einem Individuum gesammelten Arten sowie der Bedeutung der 5 häufigsten Arten zeigt, unterscheiden sich die Gemeinschaften in Hinblick dieser Parameter nur wenig. So stellen die fünf häufigsten Arten immer auch etwa die Hälfte aller Spinnenindividuen, wenn es insbesondere auf der Mittelwald- und der Femelfläche ökologisch auch wenig Sinn macht bei derart niedrigen Abundanzen von der Dominanz einzelner Arten zu sprechen. Zu den häufigeren Arten gehören die regelmäßig aus den Baumkronen gesammelten Kugelspinnen *Paidiscura pallens* und *Enoplognatha ovata*, sowie die Baldachinspinne *Moebelia penicillata* (PLATEN et al. 1999, OTTO & FLOREN 2007).

Tabelle 3.5-15: Die fünf Hauptarten –Kronen-Spinnen - sortiert für den gesamten Datensatz (Gesamt), sowie für jede der drei Untersuchungsflächen - 2006

mit Angaben zur Häufigkeit und Habitatanspruch nach PLATEN et. al. 1999: s.h.= sehr häufig; h = häufig; s.s. = sehr selten, F = Feuchte Wälder; T = Trockene Wälder; Wr = Waldrand; arb = arborikol.

Familie	Gattung, Art	Häufig keit	Habitat	Abundanz
Gesamt				
Theridiidae	*Paidiscura pallens*	s.h.	F, arb,	72
Theridiidae	*Enoplognatha ovata*	s.h.	T, Wr	32
Linyphiidae	*Moebelia penicillata*	häufig	T, arb	29
	Lepthyphantes flavipes	selten	T, arb	22
	Philodromus praedatus	häufig	Wr, arb	20
Prozesschutzfläche				
Theridiidae	*Paidiscura pallens*			60
Theridiidae	*Enoplognatha ovata*			28
	Lepthyphantes flavipes			16
Linyphiidae	*Moebelia penicillata*			15
Philodromidae	*Philodromus praedatus*			14
Mittelwaldfläche				
Dictynidae	*Nigma flavescens*			4
	Anyphaena accentuata			2
	Meioneta rurestris			2
	Moebelia penicillata			2
	Entelecara acuminata			2
Femelfläche				
Linyphiidae	*Moebelia penicillata*			12
Theridiidae	*Paidiscura pallens*			12
	Theridion pinastri			8
Linyphiidae	*Lepthyphantes flavipes*			6
	Philodromus praedatus			6

Abundanzverteilung

Wie bereits für die Coleopteren beschrieben sind auch die für die Spinnengemeinschaften berechneten Rank-Abundanzkurven (Abbildung 3.5-27) einander ähnlich. Am deutlichsten unterscheidet sich die Mittelwaldfläche, doch passt auch die intermediäre Lage der Kurve für die Femelfläche zur inter-

mediären Störung. Für die Baumarten zeigen die Kurven entsprechend ähnlich strukturierte Gemeinschaften (Daten nicht gezeigt).

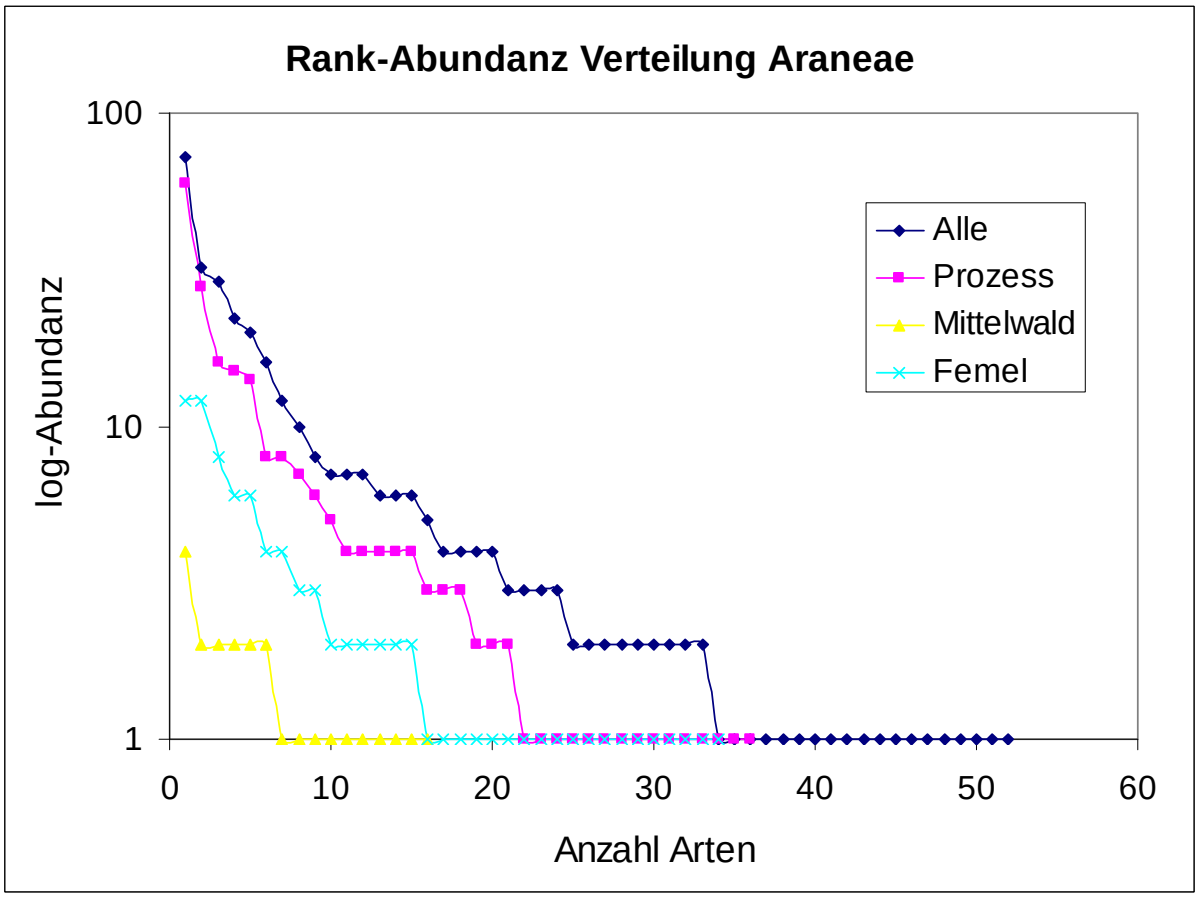


Abb. 3.5-26: Rank-Abundanzverteilung Kronenspinnen - 2008

berechnet jeweils für alle benebelten Bäume (Alle = Gesamtprobe); Bäume 1-10 = Prozessschutzfläche; Bäume 11-20 = Vorgesehen zur Mittelwaldbewirtschaftung; Bäume 21-30 = Femelartige Bewirtschaftung.

Die deutlich voneinander abgegrenzten Kurven zeigen, wie unterschiedlich stark die Häufigkeitsklassen in den Gemeinschaften besetzt sind.

Effektivität der Benebelungen

Auch die Artenakkumulationskurven belegen ein weiteres Mal die Unterschiede zwischen den Gemeinschafen. Interessant ist, dass die Kurven für alle Vergleiche die weitgehend vollständige Erfassung der Artenvielfalt und damit die von der Artenvielfalt unabhängige Vergleichbarkeit der Waldflächen andeuten. Somit kann davon ausgegangen werden, dass die meisten Arten, die sich zur Zeit der Benebelungen in den Bäumen der Untersuchungsflächen aufhielten, tatsächlich auch erfasst wurden. Dieser Schluss ergibt sich auch für die Mittelwaldfläche, die lediglich 16 Arten aufwies. Dies bestätigt eindrücklich, dass die Bäume der für die Mittelwaldnutzung vorbereiteten Fläche im ersten Jahr nach den Baumfällungen für die Tiere kein geeignetes Habitat darstellten. Wie für die Käfer zeigt sich die große Bedeutung der Eichen für die Artendiversität auch der rein räuberischen Spinnen.

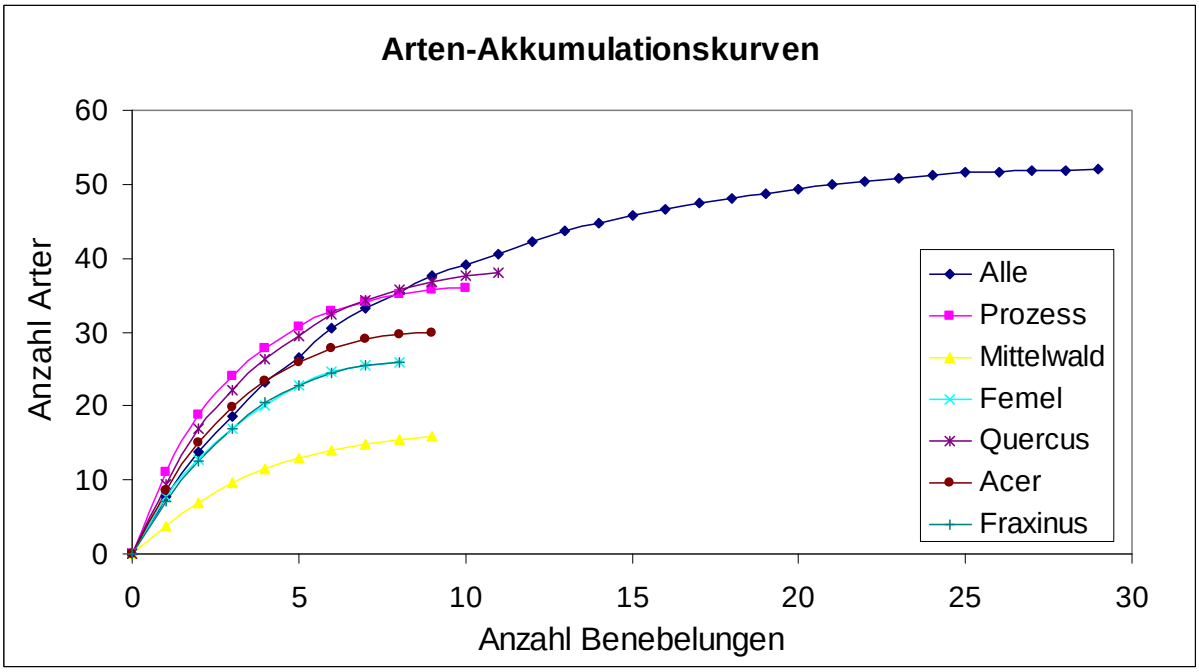


Abb. 3.5-27: Arten-Akkumulationskurven Kronenspinnen – 2008

berechnet jeweils für alle benebelten Bäume (Alle = Gesamtprobe), für die Untersuchungsflächen: Bäume 1-10 = Prozessschutzfläche; Bäume 11-20 = Vorgesehen zur Mittelwaldbewirtschaftung; Bäume 21-30 = Femelartige Bewirtschaftung und für die Baumarten.

Die nur von den Eichen gesammelten Spinnen bilden artenreichere Gemeinschaften als die von Waldflächen mit ihren verschiedenen Baumarten.

Beta-diversität

Wie der steile Verlauf der dicht beieinander liegenden Shinozaki-kurven (Abbildung 3.5-29) zeigt, war die Artenzusammensetzung der Spinnengemeinschaften im Baumarten- und Waldflächenvergleich von vergleichbarer Ähnlichkeit/Unähnlichkeit. Wieder fällt besonders die Mittelwaldfläche heraus. Zwischen den Baumarten errechnen sich Ähnlichkeitswerte (Soerensen-Index) zwischen 0.12 und 0.18, während sie für die Wäldflächen bei 0.32 (Prozessschutzfläche) und 0.21 (Femelfläche) liegen. Für die Mittelwaldfläche mit ihrer untypischen, in Folge des forstlichen Eingriffs stark reduzierten Fauna errechnet sich ein Ähnlichkeitsindex von nur 0.09. Die größere Übereinstimmung zwischen den Flächen weist auf die Bedeutung der strukturellen Vielfalt der verschiedenen Baumarten auf den Untersuchungsflächen für die Spinnenfauna. Berechnet man die Soerensen-Indices für die Baumarten ohne Berücksichtigung der Mittelwaldbäume, zeigen sie eine höhere Ähnlichkeit untereinander. Hieraus lässt sich folgern, dass die Ähnlichkeit der Spinnengemeinschaften selbst eine Funktion des Sammelaufwandes ist: je mehr Arten gesammelt werden, desto größer ist die Wahrscheinlichkeit, dass sie auch von allen Bäumen gesammelt werden. Dies entspricht den Erwartungen für die Spinnen, die als räuberische Gruppe keine baumartenspezifische Bindung aufweisen. Von der einen Ulme wurden lediglich 11 Spinnen in 7 Arten gesammelt, von denen eine, nämlich die Krabbenspinne *Ozyptila praticola* (C.L. Koch, 1837), eine Art dunkler Wälder, nur in dieser Probe gefunden wurde.

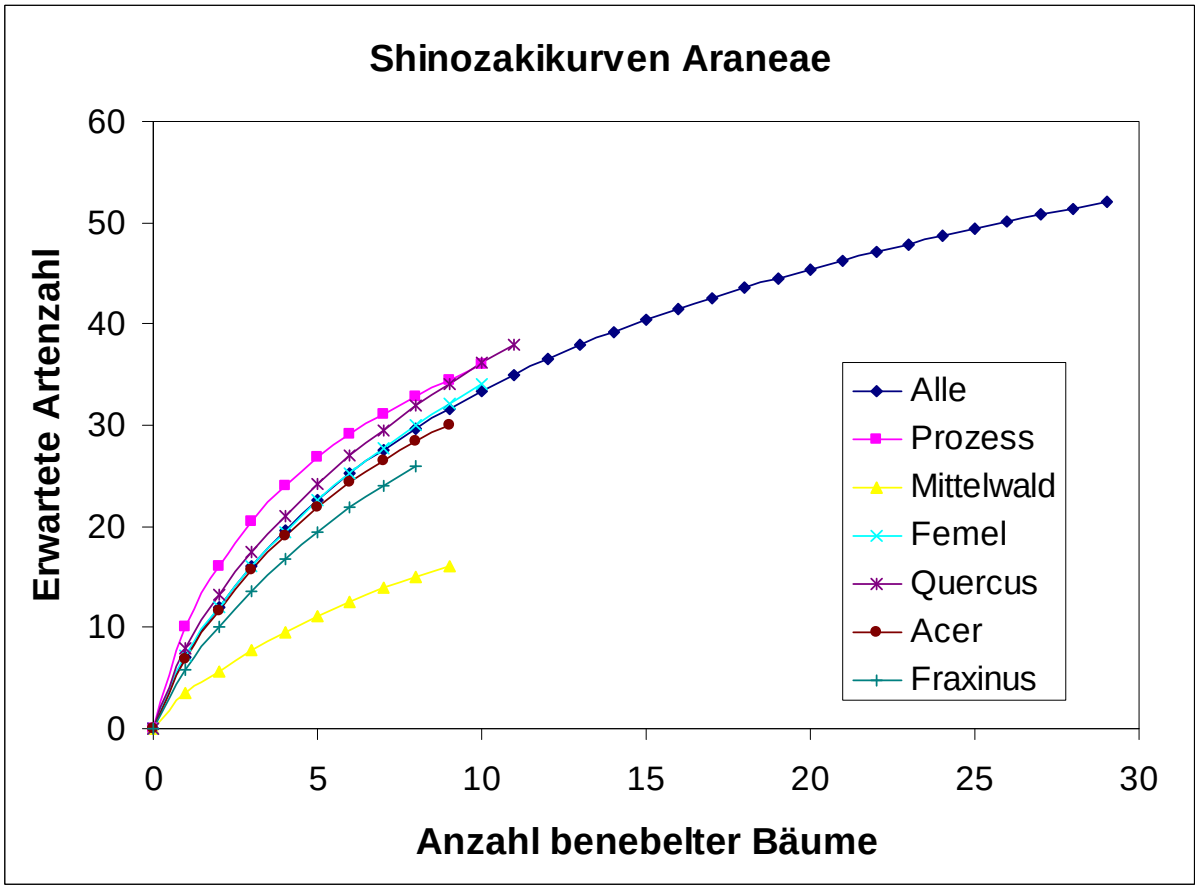


Abb. 3.5-28: Arten-Akkumulationskurven Kronenspinnen – 2008

berechnet jeweils für alle benebelten Bäume (Alle = Gesamtprobe), für die Untersuchungsflächen: Bäume 1-10 = Prozessschutzfläche; Bäume 11-20 = Vorgesehen zur Mittelwaldbewirtschaftung; Bäume 21-30 = Femelartige Bewirtschaftung; und für die Baumarten.

Gildenzusammensetzung

Die Spinnengemeinschaften werden klar von der Gilde der Raumnetzbauer dominiert, die über 81% aller Spinnen repräsentieren und auch auf der Mittelwaldfläche 79% erreichen (Abbildung 3.5-30; Tabelle 16). Die Radnetze bauenden Arten stellen im Mittel zwischen 4% und 5.8% aller Spinnen. Der Anteil an aktiven Jagdspinnen liegt zwischen 8 und 13% und war auf Ahorn mit 5% am niedrigsten. Entsprechend den Häufigkeiten der Gilden verteilen sich auch die Arten, wobei die Radnetzbauer und die Jagdspinnen etwa doppelt soviel Arten zu den Gemeinschaften beitragen als Individuen.

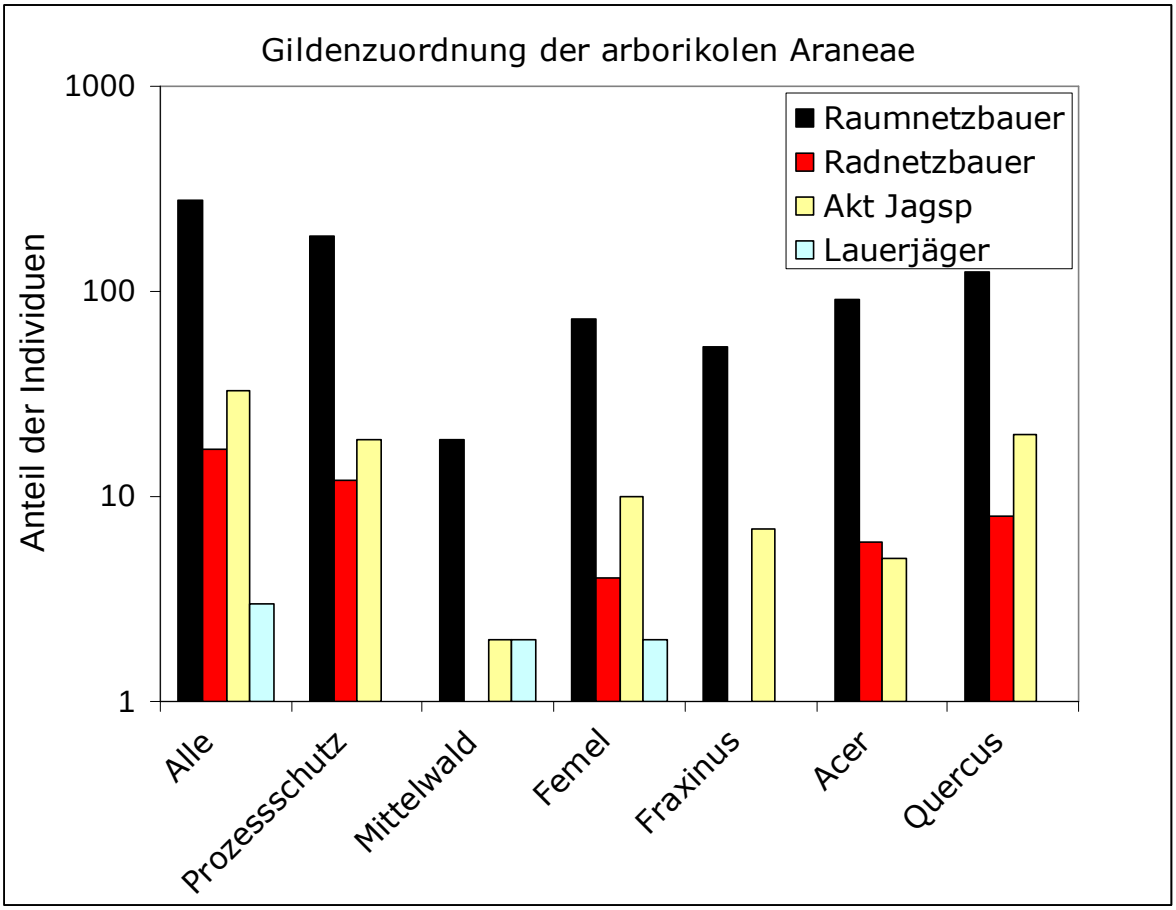


Abb. 3.5-29: Gildenzusammensetzung Kronenspinnen - 2008

sortiert nach Gesamtprobe, Versuchsflächen und Baumarten. Benebelungen Alle=30; pro Fläche n=10, *Fraxinus*=9, *Acer*=9, *Quercus*=11, Aufgrund der geringen Anzahl von Spinnen wurde auf die Darstellung für die Ulme verzichtet.

Tabelle 3.5-16: Gildenzusammensetzung der Kronenspinnen - 2008

sortiert nach den Untersuchungsflächen und Baumarten, in %

	Alle	**Fläche 1 (P)**	**Fläche 2 (M)**	**Fläche 3 (E)**	***Fraxinus***	***Acer***	***Quercus***
Individuenzahl							
Raumnetzbauer	83.9	85.3	79.2	82.0	87.1	89.3	81.2
Radnetzbauer	5.2	5.5	4.2	4.5	0.0	5.8	5.2
Jagdspinnen	10.0	8.8	8.3	11.2	11.3	4.9	13.0
Lauerjäger	0.9	0.5	8.3	2.2	1.6	0.0	0.6
Arten							
Raumnetzbauer	67.3	72.2	75.0	73.5	88.5	76.7	71.1
Radnetzbauer	11.5	11.1	6.3	8.8	0.0	10.0	13.2
Jagdspinnen	17.3	13.9	12.5	14.7	7.7	13.3	13.2
Lauerjäger	3.8	2.8	6.3	2.9	3.8	0.0	2.6

Korrespondenzanalyse

Entsprechend der nicht ausgeprägten Baumartenspezifität der arborikolen Spinnen, lässt die Korrespondenzanalyse keine Waldtypen- oder baumartenspezifische Trennung der Spinnengemeinschaften erkennen. Dies zeigen auch die niedrigen Eigenwerte und die geringe erklärte kumulative Varianz (erklärte kumulative Varianz der ersten vier Hauptachsen: 10.8; 20.0; 28.5; 35.9 Prozent). Bis auf wenige Ausnahmen werden alle Gemeinschaften zu einer Gruppe zusammengefasst. Bezeichnenderweise liegen vier der Mittelwaldbäume außerhalb des Hauptclusters; nur die Esche fe21 stand auf der Femelfläche.

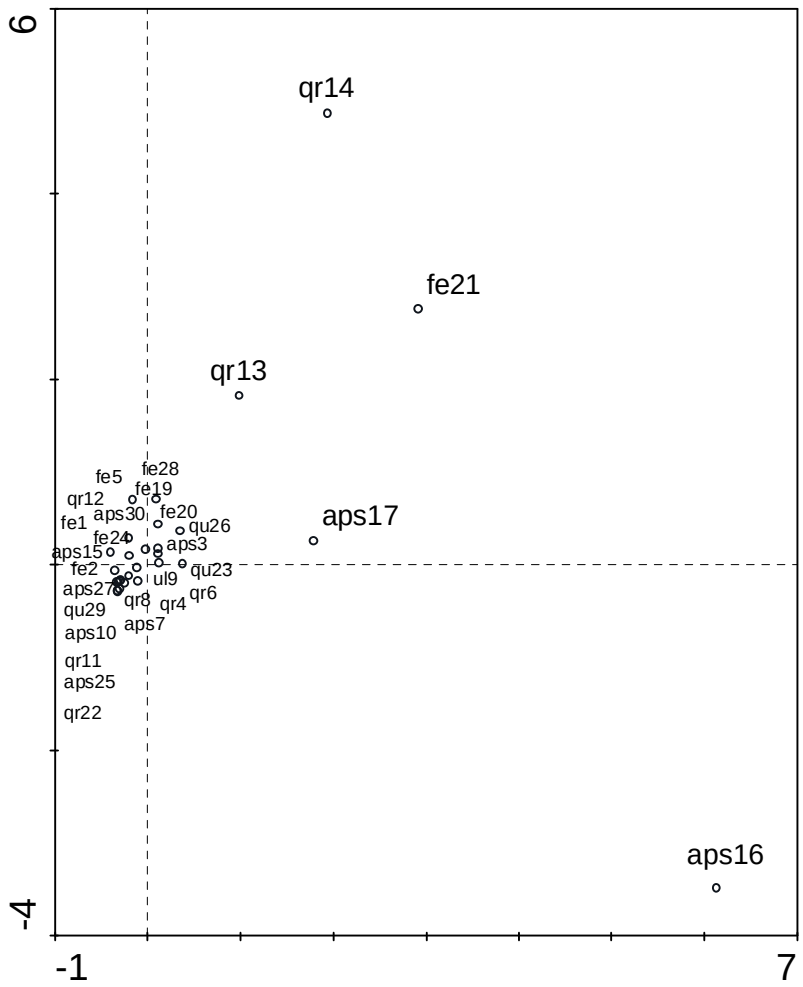


Abb. 3.5-30: Korrespondenzanalyse Kronenspinnen - 2006

Summe der Eigenwerte = 6.476. Eigenwert der Achse 1 = 0.699, der Achse 2 = 0.593. In der Ordination lassen sich die Gemeinschaften nicht differenzieren. Auf eine farbliche Charakerisierung wird deshalb verzichtet. Bis auf *Fraxinus* #21 (Femelwald) sind die von diesem Cluster abweichenden Gemeinschaften Mittelwaldbäume.

Vorkommen gefährdeter Arten

Von allen 52 nachgewiesenen Spinnenarten gelten 6 Arten (entsprechend 11% aller Arten und 11% aller Individuen) als selten oder sehr selten (siehe Anhangtabelle Araneae). Die häufigste dieser Arten war *Theridion pinastri* L. Koch, 1872 mit 16 Individuen, einer Art trockener Wälder, die in den Kronen von Nadelbäumen vorkommt, gefolgt von den *Achaearanea simulans* (Thorell, 1875), Theridiidae (8 Individuen), *Erigone atra* Blackwall, 1833, Linyphiidae (6 Individuen) sowie den mit einem oder zwei Individuen gesammelten Arten der gleichen Familie *Ceratinella brevis* (Wider, 1834) und *Maso sundevalli* (Westring, 1851) und der Theridiidae *Dipoena torva* (Thorell, 1875). Insgesamt 16 Arten sind typische Vertreter trockener Wälder. Diese repräsentieren 203 Individuen oder 62% aller Spinnen. Dagegen wurden nur acht Arten in 23 Individuen (15% bzw. 7%) gefunden, die feuchte Wälder bevorzugen.

Von allen Spinnen werden 61% (200 Individuen sortiert zu 17 Arten) als arborikol eingestuft. Darunter sind auch die beiden Rote-Liste Arten *Micaria subopaca* Westring,1861 (Gnaphosidae, Rote-Liste 3) und *Neriene peltata* (Wider, 1834) (Linyphiidae, Rote-Liste 4). Auch die letzte 2008 gefangene Rote-Liste Art, die Dictynidae *Lathys humilis* (Blackwall, 1855), (Rote-Liste 3) ist von Baumstämmen oder Sträuchern aber auch vom Boden bekannt. Zu den arborikolen Arten zählen auch die häufigsten Spinnen, *Paidiscura pallens* (Blackwall, 1834) (Theridiidae, 72 Tiere) *Enoplognatha ovata* (Clerck, 1757) (Theridiidae, 32 Tiere) und *Moebelia penicillata* (Westring, 1851) (Linyphiidae, 29 Tiere).

Die drei nur 2008 nachgewiesenen Spinnenarten der Roten Liste Sachsens sind in Tabelle 3.5-17 mit Angaben zur Biologie gelistet. Von allen im Vergleich zu der Untersuchung 2006 neu nachgewiesenen Arten zählte keine mehr als vier Individuen (s. Anhangliste Spinnen); bedrohte oder bemerkenswerte Arten waren nicht darunter. *Lathys humilis* und *Micaria subopaca* wurden bereits auch vor zwei Jahren gesammelt.

Tabelle 3.5-17: Erfasste Spinnenarten der Roten Liste Sachsens (PLATEN et al. 1999)

Familie	Art	Häufigkeit	Lebensweise	RLS	Summe
Linyphiidae	*Neriene pellata*	häufig	arborikol	4	5
Dictynidae	*Lathys humilis*	sehr selten	arborikol	3	2
Gnaphosidae	*Micaria subopaca*	selten	arborikol	3	1

Abb. 3.5-31: Paidiscura pallens (Theridiidae)
war in beiden Erfassungsjahren die häufigste Spinne in den Baumkronen (Foto C. Devillers).

c) Fazit

Im Frühsommer 2008 wurden die Arthropodengemeinschaften von 30 Laubbäumen mittels Insektizidvernebelungen gesammelt. Ziel dieser Untersuchung war es die Artenzusammensetzung, Diversität und Struktur der Kronengemeinschaften auf drei Waldflächen zu vergleichen, die unterschiedlichen forstlichen Managementmaßnahmen unterzogen waren. Erstens war dies eine für die Mittelwaldbewirtschaftung vorbereitete Waldfläche, 2. eine für die femelartig genutzte Fläche und 3. eine Prozessschutzfläche, die unverändert blieb. Die Baumfällarbeiten waren im Winter 2007 erfolgt.

Insgesamt wurden aus allen 30 Benebelungsproben (10 pro Untersuchungsfläche) 1252 xylobionte Käfer in 88 Arten und 330 adulte Spinnen in 52 Arten gesammelt. Ähnlich wie bei der Erstuntersuchung stellten die xylobionten Käfer 36% der gesamten Käferfraktion. Unter ihnen befanden sich eine Vielzahl, nämlich 31 gefährdete Arten (Rote-Liste Arten), die 58% aller Käferindividuen repräsentierten. Diese hohe Repräsentanz war insbesondere zurückzuführen auf die beiden Arten *Malthinus fasciatus* (Cantharidae) und *Euglenes oculatus* (Aderidae), die zusammen 47% aller Individuen stellten, aber ein unterschiedliches Verteilungsmuster auf den Bäumen zeigten. Während *M. fasciatus* mit Ausnahme der Mittelwaldfläche regelmäßig von den Bäumen gesammelt wurde, wurden 89% aller Individuen von *E. oculatus* von nur einem Baum gesammelt. Diese Zahlen belegen eindrucksvoll die Bedeutung der Baumkronen als Lebensraum einer diversen Totholzkäferfauna mit einer Vielzahl bedrohter Arten. Sie zeigen weiterhin die große Bedeutung einzelner Bäume als Habitat ökologisch wertgebender Arten.

Etwas anders stellen sich die Ergebnisse für die Kronenspinnen dar. In dieser Gruppe wurden deutlich weniger Arten und nur drei Rote-Liste Arten neu nachgewiesen, nämlich *Neriene peltata* (Baldachinspinne), *Micaria subopaca* (Plattbauchspinne) und *Lathys humilis* (Kräuselspinne). Diese Arten stellten maximal 5 Individuen und spielten mengenmäßig keine Rolle.

Wie schon bei der Erstbenebelung vor zwei Jahren wurde die besondere Bedeutung der Eichen für die Artendiversität dokumentiert. Auf den Eichen wurden 65 aller nachgewiesenen Totholzkäferarten (74% aller Arten) und 38 der Spinnenarten (73% aller Arten) gefunden wurden. Dagegen wiesen Ahorn und Esche artenärmere, ähnlich strukturierte Gemeinschaften vergleichbarer Diversität auf. Die einzelne Ulme trug keine neue Käferart zur Gesamtdiversität bei. Bei den Spinnen wurde nur eine Art ausschließlich von Ulme gesammelt.

Wie die Ergebnisse zeigen, konnte mit den Benebelungen der überwiegende Teil der lokal zu dieser Zeit in diesem Waldgebiet vorkommenden, frei lebenden Totholzkäfer und Spinnen erfasst werden. Andere Untersuchungen zeigen, dass sich die freilebenden Kronenarthropoden tatsächlich quantitativ mit den Benebelungen erfassen lassen. Es ist also nicht damit zu rechnen, dass sich die Kronenfauna unter ähnlichen Habitatbedingungen anderswo im Leipziger Auwald von der dokumentierten Fauna unterscheidet. Dies ist entscheidend, um auszuschließen, dass nicht die Quantität der Artenerfassung, sondern tatsächlich die Unterschiede zwischen den Waldflächen für die Unterschiede zwischen den Gemeinschaften verantwortlich sind.

Wie alle Resultate übereinstimmend zeigen, hatte sich der Einschlag auf der Mittelwaldfläche dramatisch auf die Diversität und Struktur der Käfer und Spinnengemeinschaften ausgewirkt. Bezogen auf die Gesamtzahl der gesammelten Arten wurden auf dieser Fläche sehr viel weniger Arten gesammelt, nämlich nur noch 36% der Käfer- und 31% der Spinnenarten, während dies auf der Prozessschutz- und der Femelfläche jeweils deutlich über 60% der Arten waren. In Hinblick auf die Häufigkeiten waren es sogar lediglich 7% der Spinnen und Käfer. Bei den Spinnen wurden nur wenige aus den Bäumen gesammelt (aus einer Baumkrone wurde nicht eine einzige adulte Spinne gesammelt).

Auf der Femelfläche waren deutlich weniger Bäume eingeschlagen worden und entsprechend waren die Auswirkungen auch nicht so stark wie auf der Mittelwaldfläche. Sowohl für die Käfer als auch für die Spinnen waren die Effekte des Einschlages aber klar zu erkennen und führten zu einer intermediären Stellung zwischen Mittelwald und Prozessschutzfläche.

Die in den beiden Erfassungsjahren 2006 und 2008 dokumentierten Kronengemeinschaften lieferten in vieler Hinsicht überraschende und unerwartete Resultate und weisen auf die Notwendigkeit weiterführender Untersuchungen, um die dynamischen Prozesse über einen längeren Zeitraum dokumentieren und analysieren zu können.

3.5.3.3 Zusammenfassung und vergleichende Betrachtung der Ergebnisse aus 2006 und 2008

Aufgrund ihrer ökologischen Bedeutung, des umfangreichen autökologischen Wissens, sowie ihres hohen Indikatorwertes für Habitatveränderungen basiert die Analyse auf den xylobionten Coleopteren und den Araneae. Anders als phytophage Gruppen zeigen diese Taxa eine nur geringe baumarten-spezifische Bindung; die Spinnen weniger noch als die Totholzkäfer von denen zumindest die Arten, die frisch abgestorbenes Holz besiedeln noch mit den in der Rinde vorhandenen sekundären Pflanzenstoffen konfrontiert sind und über entsprechende Entgiftungsmechanismen verfügen müssen. Aufgrund dessen wurde 2006 eine teilweise Separierung der Käfergemeinschaften (auf Ahorn und Eiche) beobachtet.

Ergebnisse der beiden Fangjahre

Insgesamt wurden in dieser Untersuchung 6973 Käfer und 2375 Spinnen gefangen (Tabelle 3.5-18). Von diesen gelten 45% als xylobiont während 35% der Spinnen adult und damit bestimmbar waren (die Mehrzahl der juvenilen Spinnenarten ist nicht sicher determinierbar). Während sich die absolute Zahl der Käfer zwischen beiden Fangjahren nur wenig unterscheidet, lag der Anteil der xylobionten Arten 2008 etwa 20% unter dem der Ersterfassung 2006. Dies entspricht einer um 13% geringeren Artenzahl. Demgegenüber wurden fast 50% weniger Spinnen von den Bäumen gefangen, was einer um 34% erniedrigten Anzahl adulter und damit identifizierter Tiere entspricht. Interessanterweise waren aber unter den doch deutlich weniger Spinnen mehr Arten. Dies spiegelt sich auch in der Relation von Individuen zu Arten; so kamen 2006 auf eine Art 11 Spinnen, während 2008 auf eine Art 6 Spinnen gesammelt wurden.

Diese Daten zeigen, dass sich aus den Häufigkeitsunterschieden keine Rückschlüsse auf die Artenvielfalt oder gar auf die Anzahl der bedrohten Arten ziehen lassen. Dies trifft auch auf die Totholzkäferarten der Roten Liste zu: diese repräsentieren zwischen beiden Fangjahren etwa gleich viele Arten, waren 2008 jedoch mit 58% mit deutlich mehr Individuen vorhanden als 2006, wo ihr Anteil 42% betrug. Allerdings ist dieser Effekt auf wenige Arten zurückzuführen. So dominierten 2006 *Euglenes oculatus* und *Dorcatoma chrysomelina*, während es 2008 *Malthinus fasciatus* und *E. oculatus* waren.

Insgesamt gesehen ist es bemerkenswert, dass die xylobionten Käfer fast die Hälfte aller Käferindividuen stellen – immerhin gelten hiervon etwa ein Drittel als bedroht und werden in der Roten Liste geführt (GEISER 1998). Inwieweit diese Zahlen mit einer Veränderung der funktionellen Bedeutung korrelieren, z.B. beim Totholzabbau oder bei der Kontrolle potentieller Schadarten (alle Spinnen und etwa 40% der xylobionten Käferarten sind räuberisch), ist gegenwärtig Thematik verschiedener Forschungsprojekte (z.B. der Biodiversitäts Exploratorien; www.biodiversity-exploratories.de). Anders als bei den Käfern lag der Anteil gefährdeter Arten bei den Kronenspinnen sehr viel niedriger. 2006 waren es 5 und 2008 nur 3 Arten, von denen 2 Arten auch schon 2006 gefunden worden waren. Zudem waren diese Arten alle nur mit wenigen Individuen in den Proben vertreten.

Tabelle 3.5-18: Fangzahlen und Rote-Liste-Arten (Holzkäfer, Spinnen) der Untersuchungsjahre 2006 und 2008

	2006	2008	Gesamt
KÄFER GESAMT	**3473**	**3500**	**6973**
Abundanz Xylobionte	1894	1252	3146
Rel. Anteil an allen Käfern (%)	54.53	35.77	45.12
Artenzahl	101	88	127
Individuen Rote-Liste Tiere	794	724	1518
Rel. Anteil (%)	(41.92)	(57.83)	(48.25)
Anzahl Rote-Liste Arten	32	26	42
Rel. Anteil (%)	(31.68)	(29.55)	(33.07)
SPINNEN GESAMT	**1586**	**789**	**2375**
Adulte Spinnen	502	330	832
Rel. Anteil an allen Spinnen (%)	31.7	41.8	350
Artenzahl	48	52	82
Individuen Rote-Liste Tiere	7	8	15
Rel. Anteil (%)	(1.4%)	(2.4)	(1.8)
Anzahl Rote-Liste Arten	5	3	6
Rel. Anteil (%)	(10.4%)	(5.8)	(7.3)

Eignung der Baumkronenfauna zur Beurteilung forstlicher Managementmaßnahmen

Die Unterschiede in den Anteilen auswertungsrelevanter Käfer und Spinnen in den Benebelungsproben beider Erfassungsjahre deuten auf witterungsbedingte Unterschiede zwischen den Jahren und zeigen, wie stark die Fauna der Baumkronen auf die variierenden Umweltbedingungen reagiert. Zur Beantwortung der Frage nach der Eignung der Kronengemeinschaften für die Bewertung der Auswirkungen forstlichen Managementarbeiten war zu klären, ob der Stichprobenumfang von 10 Bäumen pro Walduntersuchungsfläche ausreichend groß war, um die Kronenarten der auswertungsrelevanten Zielgruppen repräsentativ zu erfassen. Dies lässt sich an Hand der Artenakkumulationskurven beurteilen. Wie sich zeigte, war der Artenreichtum zwar positiv mit dem Sammelaufwand korreliert (je größer die Probenzahl, desto größer war auch die Zahl gesammelter Arten), doch war die Anzahl der benebelten Bäume ausreichend hoch, um den lokalen Artenpool jeweils repräsentativ zu erfassen. Dies wird sehr deutlich an der asymptotischen Abflachung der Artenakkumulationskurven. Mit zunehmender Anzahl von Benebelungen wurden die vorkommenden Arten nach und nach gesammelt, bis schließlich nur noch vereinzelt neue Arten hinzukamen. Ohne Ausnahme waren alle der 2008 neu nachgewiesenen Arten mit nur wenigen Individuen vertreten. Dies gilt auf hohem Artendiversitätsniveau für die xylobionten Käfer ebenso wie auf niedrigerem Artendiversitätsniveau für die Spinnen. Damit lässt sich die oben gestellte Frage eindeutig beantworten: Die Anzahl der Benebe-

lungsproben war auch für die Gesamtprobe ausreichend, um sicherzustellen, dass die Unterschiede zwischen den Gemeinschaften der Untersuchungsflächen nicht einfach nur auf kontinuierlich neu gesammelte Arten zurückzuführen ist.

Artendiversität

Wie ausführlich für die einzelnen Untersuchungsjahre beschrieben, zeigt die Diversität der xylobionten Käfer und Spinnen der Prozessschutzflächen 2006 und 2008 eine weitgehende Übereinstimmung in Artenreichtum und Gemeinschaftszusammensetzung. Dies belegt die strukturelle und faunistische Ähnlichkeit der Waldflächen. Nach den Baumfällarbeiten im Rahmen der Managementmaßnahmen beschreibt die Aufsammlung 2008 deren Auswirkungen auf die Arthropodengemeinschaften der Baumkronen. Diese stellen sich auf unterschiedlichen Ebenen dar, so waren 2008 die auswertungsrelevanten Gruppen weniger zahlreich vertreten als 2006: die xylobionten Käfer wie die Spinnen stellten im Vergleich zur vorangegangenen Untersuchung jeweils 34% weniger Individuen. In Hinblick auf die Artenzahlen waren es 13 Käferarten weniger, allerdings wurden 8% mehr Spinnenarten gesammelt. Die Anzahl der ausschließlich 2006 gesammelten Käferarten betrug 39 während 2008 weitere 26 Arten neu nachgewiesen werden konnten. Alle diese Arten wurden nur mit einem oder zwei Individuen gesammelt. Andererseits waren die häufigsten Arten alle bereits von der Aufsammlung 2006 bekannt. Hier kam es lediglich zu Veränderungen in der Rankdominanz.

Bei den Spinnen wurden alle der 20 bei der Folgeuntersuchung neu nachgewiesenen Arten mit nur wenigen Individuen gefunden und 2008 wurden nur zwei Arten in neuer dominanter Position gefunden; nämlich *Lepthyphantes flavipes* (Linyphiidae) und *Philodromus praedatus* (Philodromidae). Beide Arten wurden immer nur in wenigen Exemplaren, jedoch regelmäßig aus den Baumkronen gesammelt.

Die auffälligsten Veränderungen zeigten sich an den Gemeinschaften, die von den Bäumen auf der für die Mittelwaldnutzung vorbereiteten Fläche gesammelt wurden. In Folge der Managementmaßnahmen sank die Zahl der Arthropoden in den Baumkronen dramatisch. So wurden nur noch 91 Käfer gesammelt; 15% der auf der Prozessschutzfläche gesammelten Anzahl Käferindividuen und 16% der Femelfläche – was einer Verminderung auf ein Sechstel der Käfer entspricht (vergl. auch Tabelle 3.5-10, Kap. 3.5.4.2a). Noch dramatischer stellen sich diese Zahlen für die Spinnen dar, die lediglich 24 adulte Individuen (11% der auf der Prozessschutzfläche gesammelten Anzahl und 27% der Femelfläche) von den jeweils zehn Bäumen erbrachten (vergl. auch Tabelle 3.5-14, Kap. 3.5.4.2b).

Überspitzt ausgedrückt kann man sagen, dass die untersuchten Gemeinschaften der Kronenarthropoden im Mittelwald eine größere Ähnlichkeit mit der in einem Exemplar benebelten Ulme aufweisen als mit den anderen Untersuchungsflächen. Auf der Femelfläche waren die Unterschiede nicht so dramatisch wie auf der Mittelwaldfläche und bei den Spinnen deutlicher ausgeprägt als bei den Käfern. Im Vergleich zur Prozessschutzfläche wurden hier nur 41% der Individuen gesammelt.

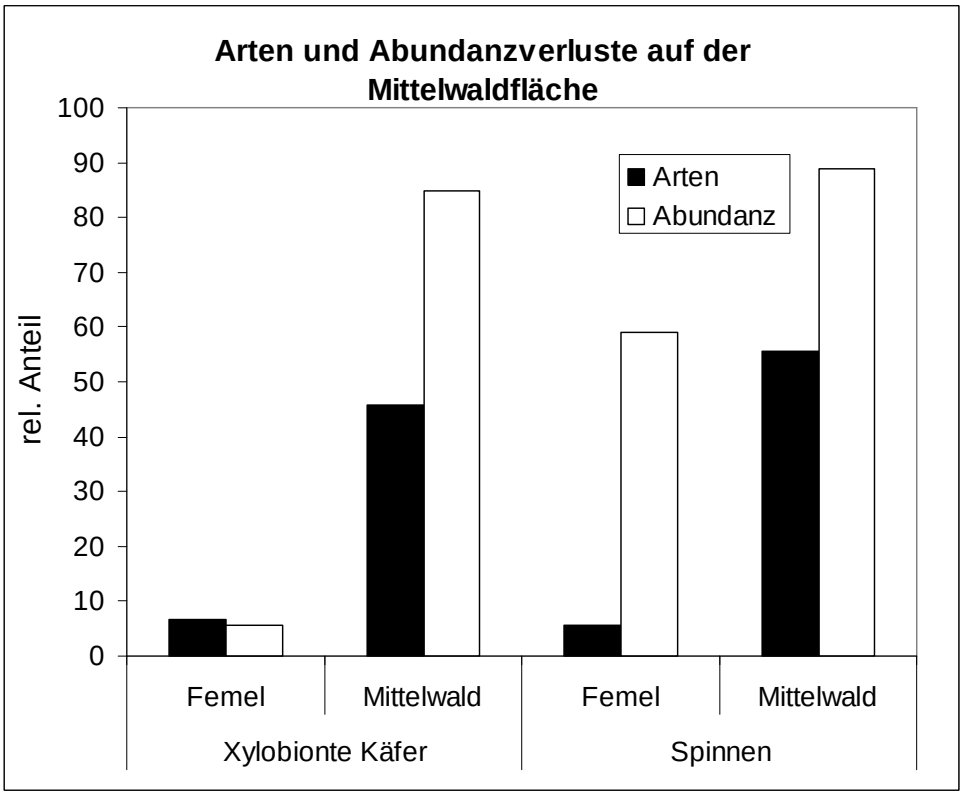


Abb. 3.5-32: Verringerung an Artenzahlen und Häufigkeiten xylobionter Käfer und arborikoler Spinnen auf der Mittelwald- und der Femelfläche.
Die Werte beziehen sich auf die für die Prozessschutzfläche ermittelten Werte.

Struktur der Artengemeinschaften

Neben der Artendiversität wurde auch die Struktur der Kronengemeinschaften in die Analyse mit einbezogen. Weder der Anteil der Einzeltiere (also Arten, die nur in einem Exemplar gesammelt wurden) oder der Anteil der fünf häufigsten Arten in den Gemeinschaften – beides sind wichtige strukturelle Merkmale einer Gemeinschaft – zeigte größere Unterschiede, die man als Folge der forstlichen Eingriffe deuten könnte. Es gab auch keine Anzeichen dafür, dass einzelne Arten in den neu geschaffenen Habitaten profitierten, wie man dies in der Zunahme der Häufigkeit ablesen könnte. Solche Veränderungen der Dominanzstruktur sind aber charakteristisch für die Besiedlung neu geschaffener Habitate und in Zukunft zu erwarten. Dieses Projekt bietet ideale Voraussetzungen, um solche dynamischen Prozesse weiter zu analysieren; eine Gelegenheit, die insbesondere für die wenig untersuchte Kronenfauna unbedingt genutzt werden sollte.

Aufgrund ihrer Abhängigkeit von der Gesamtartenzahl vermitteln die Rank-Abundanzkurven ein anderes Bild. In Folge der nur mit wenigen Arten besetzten Häufigkeitsklassen ist das Ausmaß der Veränderungen auf der Mittelwaldfläche besonders deutlich. Der Femelwald nimmt eine intermediäre Stellung ein. Entsprechend Veränderungen sollten sich auch auf der funktionellen Ebene auswirken, worauf auch die Gildenzusammensetzung der Gemeinschaften deuten. Wie in Tabelle 3.5-19 vergleichend für beide Fangjahre gegenübergestellt, haben die Arten-Abundanzverluste auf der Mittelwald- und der Femelfläche auch zu einem veränderten Gildenarrangement geführt. Diese betreffen für die

Käfer vor allem die arten- und individuenreichen Gilden der an altem- und frischem Totholz lebenden Arten (a- und f-Arten). Während auf den Prozessschutzflächen (ohne Baumeinschlag) die a-Arten dominieren, waren diese nach dem Einschlag auf der Mittelwaldfläche stark reduziert. Dagegen waren die f-Arten zwar ähnlich artenreich, zählten aber deutlich weniger Individuen. Die Effekte auf der Femelfläche waren weniger stark ausgeprägt und führten deshalb auch nicht zu einer Änderung der relativen Gildenanteile.

Tabelle 3.5-19: Arten- und Individuen der xylobionten Käfer und Spinnen der Untersuchungsjahre 2006 und 2008, unterteilt nach ökologischen Gilden.

	Prozessschutz		**Mittelwald**		**Femel**	
Gilde	Arten	Abundanz	Arten	Abundanz	Arten	Abundanz
XYLOBIONTE KÄFER 2006						
Alttotholz	25	205	35	339	36	419
Frischtotholz	19	128	17	109	19	111
Mulm	3	7	0	0	3	441
Holzpilz	7	14	9	33	9	20
Sonderbiologien	2	13	2	2	2	45
Total	**56**	**367**	**64**	**491**	**69**	**1036**
XYLOBIONTE KÄFER 2008						
Alttotholz	35	470	12	34	29	218
Frischtotholz	14	98	16	49	17	64
Mulm	1	2	1	4	3	276
Holzpilz	8	15	3	4	5	11
Sonderbiologien	1	12	0	0	1	1
Total	**59**	**597**	**32**	**91**	**55**	**570**
SPINNEN 2006						
Raumnetzbauer	28	118	20	140	19	189
Radnetzbauer	3	9	4	6	4	9
Aktive Jagdspinnen	4	11	5	9	5	11
Lauerjäger	0	0	0	0	0	0
Total	**35**	**138**	**29**	**155**	**28**	**209**
SPINNEN 2008						
Raumnetzbauer	26	185	4	19	25	73
Radnetzbauer	4	12	1	1	3	4
Aktive Jagdspinnen	5	19	2	2	5	10
Lauerjäger	1	1	1	2	1	2
Total	**36**	**217**	**16**	**24**	**34**	**89**

Bei den Kronenspinnen waren vor allem die Raumnetzbauer und die Radnetze bauenden Arten betroffen. Die Ergebnisse zeichnen das Bild drastisch veränderter Habitatbedingungen, in deren unmittelbarer Folge die Bäume nicht mehr besiedelt wurden. Wie bei den Käfern hatte auch keine Spinnenart von den Habitatveränderungen profitieren können.

Vergleicht man die Käfer und Spinnengemeinschaften beider Jahre mit Hilfe von Ordinationstechniken (Abbildung 3.5-34 und 35), so findet man für die Käfer eine weitgehende Auftrennung zwischen 2006 und 2008, aber keine Trennung, die sich mit der forstlichen Managementmaßnahmen korrelieren lie-

ße. Die Separierung zwischen den Erfassungsjahren ist verursacht durch die insgesamt 65 Arten (51% aller 127 nachgewiesenen Arten, vergl. Tabelle 3.5-10, Kap. 3.5.4.2a), die nur in einem Jahr gesammelt worden waren, sowie durch die beschriebenen Veränderungen in der Verteilungsmuster. Die 2006 dokumentierte Trennung der Käfergemeinschaften zwischen Eiche und Ahorn wurde 2008 nicht mehr beobachtet.

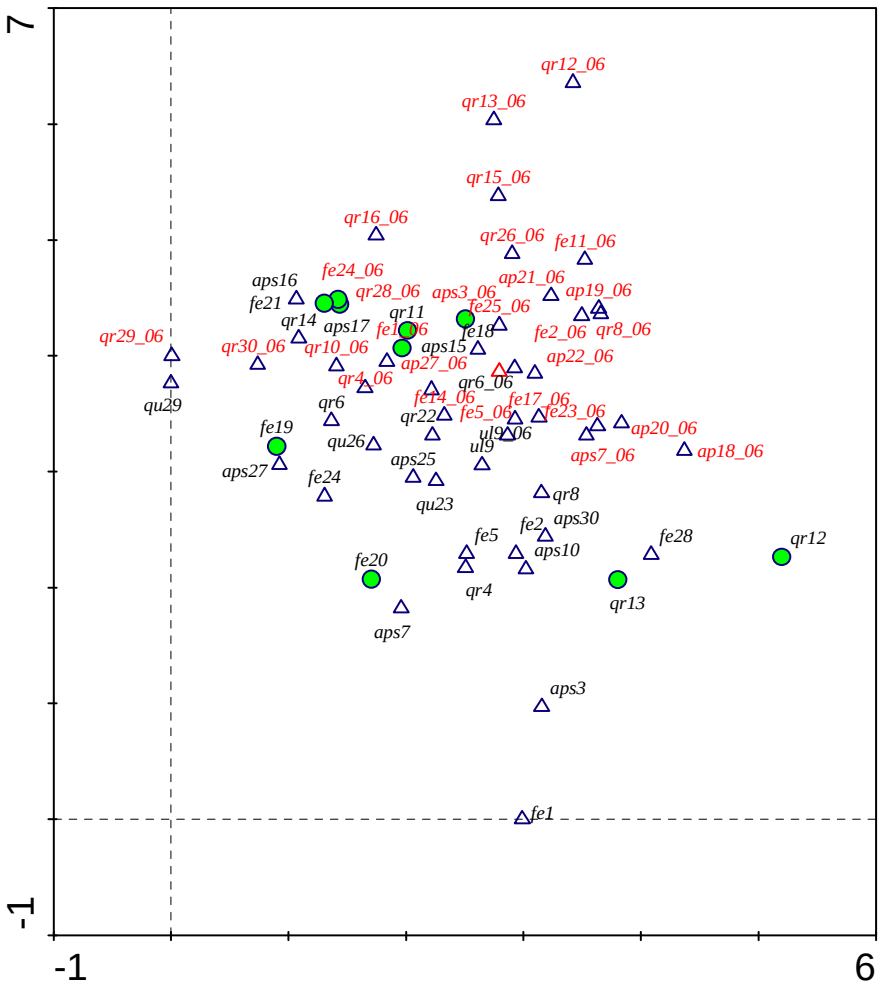


Abb. 3.5-33: Ordination der 2006 und 2008 gesammelten xylobionten Käfergemeinschaften.

Rot = Benebelungen 2006, weiße Dreiecke = Benebelungen 2008. Grüne Kreise = Bäume auf der für die Mittelwaldnutzung vorbereiteten Fläche 2008.

Für die Spinnengemeinschaften ist das Ergebnis ähnlich, wenn die Gemeinschaften der Jahre 2006 und 2008 auch nicht so deutlich getrennt erscheinen wie für die Käfer beobachtet (17 Bäume liegen außerhalb, 13 innerhalb des berechneten Clusters). Baumartenspezifische Spinnengemeinschaften wurden in keinem Fall gefunden, allerdings gruppieren sich die Gemeinschaften der Mittelwaldfläche entlang eines durch die erste Hauptachse aufgespannten Gradienten.

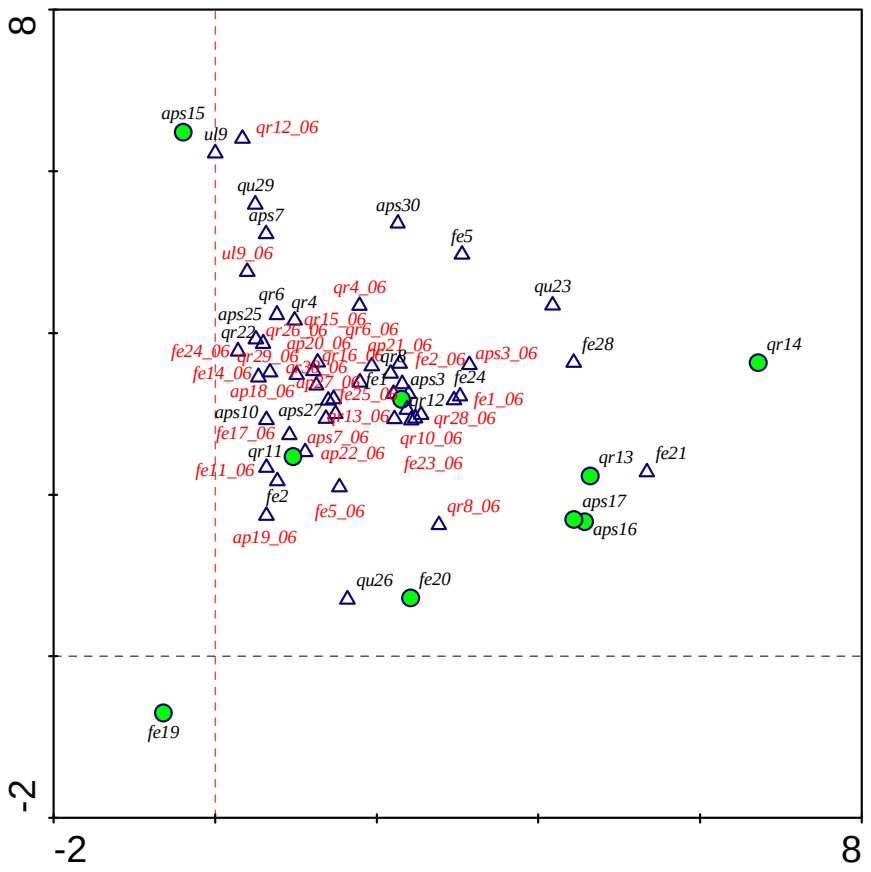


Abb. 3.5-34: Ordination der 2006 und 2008 gesammelten Kronen-Spinnengemeinschaften.

Rot = Benebelungen 2006, weiße Dreiecke = Benebelungen 2008. Grüne Kreise = Bäume auf der für die Mittelwaldnutzung vorbereiteten Fläche 2008.

Faunistisch bemerkenswerte Arten

Wie bereits geschildert, wurden während der zweiten Erfassung noch einmal 26 Totholzkäferarten gesammelt, so dass die Gesamtzahl identifizierter Arten 127 beträgt. Von diesen werden 42 auf der Roten Liste Deutschland geführt (5 Arten der Roten-Liste Kategorie 1, 13 Arten der Roten-Liste Kategorie 2, 24 Arten der Roten-Liste Kategorie 3), die zusammen fast 50% aller xylobionten Käfer repräsentieren (Tabelle 3.5-10, Kap. 3.5.4.2a). Die einzelnen Arten und ihre ökologische Bedeutung wurden bereits oben für die Erfassungsjahre 2006 und 2008 beschrieben, so dass dies hier nicht mehr wiederholt werden muss. Es ist noch einmal zu betonen, dass sich die bedrohten Arten nicht immer auch die seltenen Arten waren, wie die Beispiele von *Malthinus fasciatus*, *Euglenes oculatus* und *Dorcatoma chrysomelina*, die die häufigsten Arten überhaupt waren, zeigen. Unter den Roten-Liste Arten befinden sich auch die von Schmidl und Bußler (2004) als ökologisch wertgebend bezeichneten Arten (vergl. Anhangliste Coleopteren). Bei den Spinnen wurden dagegen 2008 nur 4 neue Arten nachgewiesen, was auf einen erheblich kleineren Artenpool hinweist. Zudem waren die neu gesammelten Arten alle selten.

Tabelle 3.5-20: Verteilung der häufigen Arten beider Erfassungszeiträume

Familie	Gattung	Art	Gilde	2006	2008	MW fläche 2008
Aderidae	*Euglenes*	*oculatus*	m	440	274	Einzeltiere
Cantharidae	*Malthinus*	*fasciatus*	a	40	310	Einzeltiere
Melyridae	*Dasytes*	*aeratus*	a	135	38	Einzeltiere
Cantharidae	*Malthinus*	*balteatus*	a	81	82	Nicht gefunden
Salpingidae	*Lissodema*	*cursor*	f	104	57	Einzeltiere
Scraptiidae	*Anaspis*	*frontalis*	a	119	12	Einzeltiere
Cantharidae	*Malthodes*	*minimus*	a	89	38	Nicht gefunden
Anobiidae	*Dorcatoma*	*chrysomelina*	a	108	11	Nicht gefunden

Auch aus der faunistischen Analyse ergibt sich ein klares Muster. Die auf der Prozessschutz- und der Femelfläche häufigen Arten wurden auf der für die Mittelwaldnutzung vorbereiteten Fläche gar nicht mehr oder nur in wenigen Exemplaren gesammelt. Die häufigste Art *E. oculatus* (Aderidae) war in ihrem Vorkommen insbesondere auf zwei Eichen beschränkt, wo sie sich massenweise an rotfaulem Holz entwickelte. 2008 waren bei der Wiederbenebelung einer dieser Eichen (Baum#29) erneut 243 Individuen gesammelt worden. Dieses Ergebnis ist aus zweierlei Gründen interessant, zum einen belegt es die ökologische Wertigkeit von Einzelbäumen für die Artenvielfalt und zum anderen deutet es darauf hin, dass Baumkronenbenebelungen kaum in der Lage sind, diese Populationen ernsthaft in ihrer Existenz zu gefährden. Die 2008 häufigste Art *M. fasciatus* (Cantharidae), eine typische Art von Wald und Gehölzbiotopen, die von Köhler (2000) als xylodetriticol beschrieben wird, wurde regelmäßig und in hoher Stückzahl von der Prozessschutz- und der Femelfläche gesammelt. Auf der Mittelwaldfläche wurden dagegen lediglich drei Einzeltiere von drei Bäumen gesammelt. Die Canthariden *Malthinus balteatus* und *Malthodes minimus* sowie die ökologisch wertgebende Art *Dorcatoma chrysomelina* (Anobiidae) wurden gar nicht von der Mittelwaldfläche gesammelt.

Für die Spinnen waren die Unterschiede zwischen den Flächen noch drastischer als für die Käfer. Von den Bäumen der Mittelwaldfläche wurden kaum adulte Spinnen, nämlich maximal 4 Individuen aus einem Baum und insgesamt, von allen 10 Bäumen nur 24 Individuen, gesammelt! Dem stehen 217 Individuen auf der Prozessschutzfläche und 89 Spinnen auf der Femelfläche gegenüber. 2008 wurden lediglich 20 Spinnenarten nachgewiesen, die noch nicht 2006 gesammelt worden waren. Alle diese Arten wurden jeweils als Einzeltiere aus den Bäumen gesammelt, wobei die häufigste Art, *Meioneta rurestris* (Linyphiidae), aus den Kronen von vier Bäumen gesammelt wurde (vergl. Anhangliste Spinnen). Und auch was die fünf häufigsten Arten betrifft, so wurden von diesen nur zwei Einzeltiere der Art *Moebelia penicilata* (Linyphiidae) auf der Mittelwaldfläche gesammelt, während die fünf häufigsten Arten 133 Individuen auf der Prozessschutzfläche und 40 auf der Femelfläche zählten. Damit ist die Spinnenprobe der Mittelwaldfläche am ehesten vergleichbar mit der Einzelprobe der Ulme. Die geringere Gesamtabundanz der Spinnen auf der Femelfläche mag eine Folge des forstlichen Eingriffes sein, doch wird diese Interpretation nicht einheitlich durch die anderen Indices und auch nicht durch die Korrespondenzanalyse unterstützt.

Während unter den 26 Käferarten, die 2008 neu nachgewiesenen wurden, 10 Arten auf der Roten-Liste geführt werden (38.5%), wurde unter den 20 Spinnenneufunden nur eine Rote-Liste Art, die Linyphiidae *Neriene pellata* gefunden (Tabelle 13).

Tabelle 3.5-21: Xylobionte Käferarten und Spinnen der Roten-Liste – Neunachweise 2008

Familie	Gattung	Art	Rote-Liste	Abundanz
Xyolbionte Käfer				
Colydiidae	*Pycnomerus*	*terebrans*	1	1
Cleridae	*Opilo*	*pallidus*	1	2
Curculionidae	*Magdalis*	*caucasica*	1	2
Elateridae	*Brachygonus*	*megerlei*	2	1
Anobiidae	*Xyletinus*	*fibyensis*	2	1
Cerambycidae	*Exocentrus*	*punctipennis*	2	1
Anobiidae	*Gastrallus*	*laevigatus*	2	2
Eucnemidae	*Dirhagus*	*pygmaeus*	3	1
Anobiidae	*Mesocoelopus*	*niger*	3	1
Anobiidae	*Dorcatoma*	*dresdensis*	3	2
Spinnen				
Linyphiidae	*Neriene pellata*	*Linyphiidae*	4	5

Fazit

Mit diesem Teil-Projekt wird versucht, die Auswirkungen forstlicher Managementmaßnahmen auf die Arthropodenfauna zu untersuchen. Als eine der ersten Studien wurde hierzu die Baumkronenfauna berücksichtigt. Diese zeigen eine deutliche Reaktion auf die im Rahmen der forstlichen Management-maßnahmen durchgeführten Baumfällungen. Zu den stärksten Veränderungen kam es auf der Mittel-waldfläche, die in Folge der Habitatveränderung kaum mehr besiedelt wurde, weder von den xylobionten Käfern noch von den Spinnen. Die von der Femelwaldfläche gesammelten Gemeinschaf-ten zeigten, in Übereinstimmung mit der geringeren Intensität der Managementmaßnahmen auch nur intermediäre Effekte auf die untersuchte Fauna.

Aus ökologisch wissenschaftlicher Sicht ist festzuhalten, dass mit den bisherigen Untersuchungen ein Startpunkt gesetzt wurde, um die Auswirkungen auf die Kronenfauna zu analysieren. Insbesondere hatte die Auflichtung der Wälder noch nicht zu einer Besiedlung durch eine mehr wärmeliebende und offene Strukturen bevorzugende Fauna geführt. Mit solchen Veränderungen ist in den Folgejahren zu rechnen. Eine Weiterführung der Untersuchungen würde nicht nur eine genaue Dokumentation dieses

Prozesses ermöglichen, sondern auch zu einem Verständnis der dynamischen Prozesse führen und somit die Grundlagen für einen fundierten Naturschutz liefern.

Die Weiterführung dieser Untersuchungen ist insbesondere auch deshalb von großer Wichtigkeit, da die Ergebnisse für die Kronenarthropoden unerwartet und zum Teil entgegengesetzt zu anderen Untersuchungen dieser Studie waren. Es ist daher zu erwarten, dass sie unser Wissen über die dynamischen Prozesse in den Baumkronen erheblich erweitern. Alleine schon der Befund, dass die Kronenarthropoden einen so erheblichen Anteil an der Waldfauna stellen, und doch bislang weitgehend von jeder Ökosystemanalyse ausgenommen sind, weist auf die Bedeutung dieses Forschungsprojektes, das nicht nur für die Grundlagenforschung wichtig ist, sondern entsprechend auch für die Naturschutzforschung.

3.6 Bodenuntersuchungen

3.6.1 pH-Werte Boden (HELLRIEGEL-INSTITUT)

a) Erfassungs- und Untersuchungsmethodik

Insgesamt wurden 2007 und 2008 (außerhalb der Vegetationszeit) je 12 Oberbodenproben auf 26 30 x 30 m großen, über das Gebiet ± gleichmäßig verteilten Untersuchungsflächen (s. Kap. 2.2. i.V. m. Karte 1), entnommen. Innerhalb der Untersuchungsflächen verteilen sich die Proben wie folgt:

- an je drei Punkten des Stammfußes von drei zufällig ausgewählten Bäumen BHD ≥ 40 cm*
- drei weitere (zufällig ausgewählte) Proben außerhalb von Stammfußbereichen, in einer Mindestenentfernung von 3 m zum nächtsen Baum BHD > 10.

* bei nicht hinreichender Anzahl von Bäumen BHD ≥ 40 cm, hätte sich die Probenzahl entsprechend reduziert

Die Messung der pH-Werte erfolgte im Labor gemäß DIN 383414 S5.

b) Ergebnisse

Die Ergebnislisten sind im Anhang dargestellt. Die ermittelten Werte liegen überwiegend im ± mäßig sauren Bereich, wobei im unmittelbaren Umfeld der Stammfüße (etwa infolge Regenwasserabfluss) eine Tendenz zu erhöhten Säuregraden deutlich wird. Im Bereich der im Winter 07/08 forstlich genutzten Teilflächen (E6, M1) besteht hingegen ein Trend zu etwas erhöhten Werten (vermutl. wegen auflichtungsbedingter Mineralisierungsprozesse). Ein, gegenüber anderen Größen, maßgeblicher Einfluss des pH-Wertes auf die untersuchte Biozönose (Kap. 3.2 bis 3.5) ist nicht erkennbar (nur einer von zahlreichen abiotischen Faktoren, im Gebiet offenbar keine begrenzende Schlüsselgröße). Es liegen zwar keine Messwerte aus früherer Zeit vor, die mit den heutigen verglichen werden könnten. Grundsätzlich ist jedoch zu erwarten, dass die pH-Werte, über längere Zeiträume betrachtet, tendenziell gesunken sind. Als maßgeblicher Gründe sind (neben allgemeinen Effekten, wie „saurer Regen“) das Ausbleiben von Überflutungsereignissen, und damit die fehlende stoffliche Versorgung über das Flusswasser, anzunehmen.

3.6.2 Stoffliche Analysen (KRÜGER 2009, Inst. f. Geographie Univ. Leipzig)

a) Erfassungs- und Untersuchungsmethodik

An repräsentativen Beispielen sowohl für Femel-, Mittelwald- und Prozessschutzflächen (Teilflächen E1, P1, M1, M5, s. Kap. 2.2. i.V.m. Karte 1) wurden in den ausgewiesenen Untersuchungsflächen (Karte 1) im März 2008 insgesamt 16 Oberbodenproben mit einer Entnahmetiefe von bis zu 15 cm unter Geländeoberfläche entnommen:

Pr.-Nr.	Probenbezeichnung
1	E1/01/Ah (0- 5cm)
2	E1/01/aM (5-15 cm)
3	E1/02/aM$_{(1)}$ (0-10 cm)
4	E1/02/aM$_{(2)}$ (0-10 cm)
5	E1/03/Ah (0- 5cm)
6	E1/03/aM (5-15 cm)
7	P1/01 Ah (0- 5cm)
8	P1/01 aM (5-15cm)
9	P1/02 Ah (0- 5cm)
10	P1/02 Ah-aM (5-15cm)
11	M1/01/Ah (0- 3cm)
12	M1/01/Ah-aM (5-15cm)
13	M1/02/Ah (0- 5cm)
14	M1/02/aM (5-15cm)
15	M5/01aAh-aM (0-15cm)
16	M5/02/Ah-aM (0-15cm)

Ah = humoser Oberboden; aM = mineralischer Horizont aus Auensedimenten

Die konkrete Anzahl der Probenahmestellen ist an der standörtlichen Vielfalt der jeweiligen Untersuchungsfläche (UF) ausgerichtet (repräsentative Auswahl, je nach UF zwei bis drei Stellen). Eine Beschreibung der UF und Entnahmestellen (Zustand zum Zeitpunkt der Probenahme) befindet sich im Anhang.

Die gewonnenen Bodenproben wurden nach Lufttrocknung, Absiebung des Feinbodens (< 2mm) und Homogenisierung durch Trockensiebung sowohl hinsichtlich ihres Stoffbestandes (Gesamtgehalte in

mg/kg Trockensunbstanz) als auch hinsichtlich mobiler Stoffe (wasserlösliche Anteile in % des Gesamtgehaltes nach Elution mit destilliertem Wasser nach DIN 38 414 S4) untersucht (Tab.3.6-1).

Tabelle 3.6-1: Untersuchungsverfahren im Rahmen der Bodenuntersuchungen nach Holzeinschlag im Leipziger Auwald, NSG Burgaue.

Analyt	Messmethode	Literatur / Verordnung
F^-, NO_3^-, Cl^-, SO_4^{2-}, PO_4^{3-}, NO_2^-	Ionenchromatographie	DIN EN ISO 10304
Al, Fe, Mn, Na, K, Ca, Mg (Gesamtgehalte und wasserlösliche Anteile in %)	Flammen – AAS	DIN 38 414
Zn, Ni, Cu, Cr, Co, Cd, Pb (Gesamtgehalte und wasserlösliche Anteile in %)	Graphitrohr-AAS	DIN 38 414
TC, IC, TN, DOC (wasserlösliche Anteile in %)	Direktmessung: Multi N/C	

b) Ergebnisse

Die Ergebnisse der Gesamtaufschlüsse der Bodenproben (Gesamtgehalte in mg/kg) sowie deren wasserlösliche Anteile (Angaben in % des Gesamtgehaltes) sind in den Tabellen und Diagrammen des Anhangs dargestellt.

Für die einzelnen Bewirtschaftungsflächen werden teilweise Unterschiede in Bezug auf die Metallgesamtgehalte gefunden. Dies bezieht sich insbesondere auf Na, z.T. Ca, Mn, Al, Fe, Cd und Pb. Die ermittelten Werte sind jedoch im normal für Bodenproben zu erwartenden Schwankungsbereich, so dass man hier noch keine Aussagen entsprechend der Auswirkungen von Bodenvegetation, Bodenfeuchte, kleinräumig differenzierten Reliefunterschieden und Bewirtschaftungsformen treffen kann. Die Standorte zeichnen sich insgesamt durch ein gutes Nährstoffangebot, aber z.T. durch hohe Anteile an umweltrelevanten Schwermetallen aus (in Auen häufig generell relevant aufgrund früherer Überschwemmungen mit belastetem Flusswasser).

Die wasserlöslichen Anteile der Metalle (vgl. Anhang-Tabellen) zeigen sich ebenfalls recht unterschiedlich für die einzelnen Bewirtschaftungsflächen. In Bezug auf Na, Mg und Ca werden die höchsten wasserlöslichen Anteile in der Prozessschutzfläche P1 gefunden, für K dagegen in den Mittelwaldflächen, wobei die Proben der Fläche M1 höhere Anteile als M5 aufweisen. Hier sind Unterschiede entsprechend der Bodenfeuchte als Ursache anzusehen. Ebenfalls scheinen sich unterschiedliche

Baumbestände (Kastanien versus Buchen) innerhalb der Bewirtschaftungsflächen P1 auf die wasserlöslichen Anteile von Ca und Mg (Betrachtung des Ah-Horizontes) auszuwirken.

Die wasserlöslichen Anteile an Al, Fe und Mn zeigen sich etwas geringer in der Prozessschutzfläche P1, sind aber insgesamt relativ auf ähnlichem Niveau. Für Zn werden die höchsten Werte in der dem Flusslauf der Luppe am nächsten gelegenen Femelfläche E1 gefunden. Für die untersuchten Proben wird der Prüfwert nach LAWA (10/1993) in Höhe von 200 µg/kg fast immer überschritten, der Maßnahmewert (1000 µg/kg) aber nicht erreicht. Für die anderen Schwermetalle Ni, Cu, Cr, Cd und Co wird der Prüfwert nach LAWA 10/1993 nicht erreicht (Ni, Cu, Cr, Co: 250 µg/kg, Cd: 20 µg/kg). Unterschiede in den Flächen unterschiedlicher Bewirtschaftungsform zeigen sich v.a. für Ni (Prozess-Schutzfläche P1 deutlich kleiner, Femelfläche E1 am höchsten), nicht bzw. weniger aber für Cu, Cr, Co und Cd. Unterschiede betreffend der Gehalte wasserlöslicher Anionen, insbesondere für Nitrat und Sulfat, werden als Funktion der Bodenfeuchte für die einzelnen Bodenproben gefunden (vgl. Anhang-Tabellen). Die ermittelten Werte des Total Carbon (TC), Dissolved Organic Carbon (DOC) und Total Nitrogen (TN) zeigen sich für die untersuchten Bodeneluate mit destilliertem Wasser insgesamt recht hoch, sind aber für die untersuchten nährstoffreichen, humosen Auensedimente (Fluvilehm bis Fluvitone) so zu erwarten.

Insgesamt lassen sich aufgrund der geringen Probenanzahl noch keine Abhängigkeiten von der Bewirtschaftungsform diskutieren; die gefundenen Unterschiede werden ebenfalls durch Variabilitäten für Proben innerhalb der einzelnen Bewirtschaftungsflächen gezeigt. Die ermittelten Werte zeigen zunächst v.a. den aktuellen Ist-Zustand an.

4. Resümee

4.1 Zusammenfassung der Untersuchungsergebnisse

a) Kronenstrukturdaten

Untersuchungen der Kronenstruktur (SATTLER & LINDNER, Univ. Leipzig) erbrachten für alle Probeflächen im Mittel eine (zumindest tendenzielle) Verringerung der Kronenöffnung und Erhöhung des Blattindex. Es spiegelt sich hierin zunächst ein allgemeiner Trend wieder (bedingt durch externe Faktoren, wie z. B. den Witterungsverlauf). Ungeachtet dessen sind die Tendenzen in M1 deutlicher und in E6 erheblich deutlicher als in P4. Auch die Schwankungsbreite der Messwerte nimmt in den (teil-) bewirtschafteten Probeflächen sehr zu: Zum einen bestehen hier Teilbereiche mit enormer Vergrößerung der Kronenöffnung (infolge der Hiebsmaßnahmen), zum anderen nimmt die Blattbedeckung partiell deutlich zu, die Kronenöffnung hingegen ab (allgemeiner Trend + in Randbereichen der Eingriffsflächen dichterer Blattbewuchs infolge des hier nun höheren Lichtgenusses). Dass in diesen Flächen die Verringerung der Kronenöffnung bzw. die Erhöhung des Blattindex überwiegt (d.h. die Wirkungen der Auflichtungsmaßnahmen, die an sich eine Kronenöffnung hervorrufen, überlagern), liegt neben dem allgemeinen Trend (s.o.) auch im Zuschnitt der Probeflächen begründet (Fläche der Kronenstrukturanalyse ist ca. 4 bis 5-mal so groß wie bisheriger Lochhieb bzw. bislang genutzte Mittelwaldparzelle). Ungeachtet dessen sind die Bereiche lokal erhöhter Auflichtungen (Mittelwald- und Lochhieb) in Konturdarstellungen präzise und detailgenau ermittelt worden. Es sind dies die Teil-Flächen, für die bereits teils erhebliche biozönotische Veränderungen konstatiert werden konnten (s.u.).

b) Gehölzvegetation

Im Rahmen des Verbissgutachtens wurde insgesamt die (mittlere) Schadensstufe 2 ermittelt. Tendenziell stärkere Schäden wurden für die Prozesschutzfläche, geringere für die Mittelwaldfläche festgestellt. Ein Zusammenhang mit den beginnend durchgeführten Bewirtschaftungsmaßnahmen kann nicht hergestellt werden. Vielmehr liegen die Unterschiede offensichtlich im differenzierten Angebot (Aufkommen verbissfähiger Gehölze) der Stichprobenflächen begründet. Daneben sind weitere Einflüsse wie die Intensität der jagdlichen Nutzung oder die Nähe zu stark frequentierten Bereichen (Hauptwege, Siedlungsränder) zu erkennen (Probeflächen der M-Fläche überwiegend in Hauptwegnähe, die der P-Fläche zumeist in wenig gestörten Bereichen, E-Flächen divers verteilt). Die Verbissintensität einzelner Gehölzarten spiegelt grundsätzlich das vorhandene Angebot wider, jedoch werden (seltenere) Nebenbaumarten relativ stärker geschädigt. Bei Fortführung der Bewirtschaf-

tungsmaßnahmen ist künftig von einem erhöhten Einfluss dieser auf die Gehölzjüngung auszugehen (dadurch auch Auswirkungen auf das Angebot und somit die örtliche Verbissintensität).

Erfassungen zur Artenzusammensetzung und Struktur der Gehölzbestände geben Aufschluss über die bestehende Ausgangssituation (Altbäume: relative Dominanz von Gem. Esche, örtlich auch Stieleiche, Bergahorn, Linde und Hainbuche; Gehölzverjüngung: sehr starke Dominanz von Berg-Ahorn und Gem. Esche, daneben nennswerte Anteile Ulme, Linde, Spitz-Ahorn; Stiel-Eiche nur marginal; Verjüngungsrate generell teils nur gering). Mehr oder minder deutliche Veränderungen sind im Nachgang der begonnenen Bewirtschaftungsmaßnahmen lediglich punktuell festgestellt worden und gehen ausschließlich auf die Entnahme von Großbäumen zurück (lokale Verdichtungen solcher Entnahmen in M1 und einigen Lochhieben, vgl. Pkt a, hier infolge dessen teils erhebliche Umstrukturierungen der Biozönose bereits erkennbar, s. Pkt. c und d). Bei Fortgang der Maßnahmen sind weitere Wandlungen des Gehölzbestandes zu erwarten (z.B. allgemein erhöhte Verjüngungrate, Eichen-Förderung), die sich wiederum auf weitere Aspekte der Biozönose auswirken werden.

c) Standarduntersuchungen Bodenvegetation und Fauna

Zusammenfassend kann festgestellt werden, dass (im Unterschied zur Prozesschutzfläche) für die aktuell bewirtschafteten Untersuchungsbereiche, sowohl im Hinblick auf die Artenvielfalt als auch in Bezug auf die Vorkommen naturschutzfachlich bedeutsamer Arten, derzeit ein überwiegend positiver Trend ermittelt wurde. Und wo dies für einzelne Artengruppen nicht der Fall ist, kann zumindest eine negative Auswirkung der Bewirtschaftung weitestgehend ausgeschlossen oder mittel- bis langfristig ausgeglichen werden (vgl. Tabelle 4.1-1, Angaben zu einzelnen Artengruppen s. Kap. 3.3, 3.4). Es ist grundsätzlich davon auszugehen, dass, bei Fortgang der geplanten Maßnahmen, mittel- bis langfristig eine weitere Verstärkung der o.g. Positiv-Effekte eintritt. Hervorzuheben sind die besonders günstigen Entwicklungen und Erwartungen für die Gruppe der Xylobionten Käfer.

Eindeutige Unterschiede in der mittelwald- und femelartigen Betriebsform sind bislang nicht erkennbar. Zwar wurden teils unterschiedliche Tendenzen festgestellt (Tab. 4.1-1, Spalten aktuell bis kurzfristig). Aber diese können z.B. auch methodisch bedingt sein (Spinnen und Xylobionte Käfer aus Fensterfallen, s. Kap. 3.4.3.3, 3.4.3.4.). Und die derzeit teils offenbar günstigeren Wirkungen im Bereich der Mittelwaldfläche (betrifft z.B. Fledermäuse, Laufkäfer, Spinnen aus Bodenfallen) sind evtl. auch der Lage der Probefläche geschuldet (relative Nähe zu bestehenden Saumbiotopen / Halboffenräumen).

Im Hinblick auf die drei verschiedenen Varianten der Waldbehandlung werden folgende Wirkungen und Entwicklungen prognostiziert (vgl. hierzu Tabelle 4.1-1, Angaben zu einzelnen Artengruppen s. Kap. 3.3, 3.4):

Im Bereich der Prozessschutzfläche bleibt - in Bezug auf die untersuchten Artengruppen - voraussichtlich zunächst das ermittelte Ausgangsniveau erhalten. Über längere Zeiträume betrachtet ist davon auszugehen, dass mit fortlaufender Entwicklung der Strukturreichtum leicht zunimmt (Entstehung kleinerer Lichtungen durch zusammenbrechende „Uralteichen“, weitere Erhöhung der Totholzanteile und abgängigen, als Habitat besonders nutzungsfähigen Baumindividuen). Infolge dessen ist – wenngleich erst langfristig und nur einige Gruppen betreffend – auch mit einer leichten Zunahme sowohl der Artenvielfalt als auch der Vorkommen naturschutzfachlich bedeutsamer Arten grundsätzlich zu rechnen. Dies gilt insbesondere für Arten und Artengruppen, die in der Lage sind, die oben genannten (Klein-) Strukturen zu nutzen. Ein negativer Effekt besteht insoweit, als die wenigen noch vorhandenen Stieleichen stark überaltert sind und nicht durch nachwachsende Individuen der gleichen Art ersetzt werden können, da jüngere Eichen-Stadien nahezu komplett fehlen. Dies wird nicht ohne Auswirkungen insbesondere auf den Bestand der xylobionten Käfer bleiben, so dass sich der zunächst als positiv prognostizierte Trend hier sogar umkehren kann. Die Lücken, die die zusammenbrechenden Alteichen hinterlassen werden, werden mutmaßlich (vorerst?) durch den sich zahlreich verjüngenden Bergahorn (ggf. auch Esche) aufgefüllt, so dass (aus Konkurrenzgründen) auch mit einer nennenswerten Eichenverjüngung (zumindest bei Aufrechterhaltung der standörtlichen und sonstigen Rahmenbedingungen) nicht gerechnet werden kann (ungeachtet dessen sind früher oder später ohnehin keine samenspendenen Alteichen mehr verfügbar, wg. o.g. Überalterung). Insgesamt ist im Prognosezeitraum vorrangig von plenterartigen Bestandsstrukturen auszugehen. Die weitere Entwicklung erscheint kaum vorhersehbar, auch weil für solche relativ kleinflächigen und zudem anthropogen beeinflussten (d.h. standörtlich veränderten) Flächen keine hinreichend auswertbaren Langzeituntersuchungen vorliegen, wenngleich grundsätzlich sicher auch hier – über sehr lange Zeiträume hinweg – die Prinzipien der so genannten Mosaik-Zyklus-Theorie, die von einem flächigen Wechsel verschiedener Reifestadien ausgeht, zumindest partiell zum Tragen kommen. Vor diesem Hintergrund ist nicht gänzlich ausschließbar, dass hier ggf. (irgendwann) weitgehend günstige Strukturen vorhanden sind. Jedoch sind die dazu erforderlichen Entwicklungszeiträume enorm. Mithin wäre davon auszugehen, dass ein (gesamtgebietsbezogener) Vorrang des Prozessschutzes aktuell eine drastische Unterbrechung der „Artentradition“ bedeutet, also mutmaßlich zum Aussterben von Arten führt. Gleichwohl ist die Ausweisung solcher Flächen (in vertretbarem Umfang) und deren Beobachtung von hohem wissenschaftlichem Wert und außerordentlichem Interesse, allein aufgrund des noch geringen Kenntnisstandes über die tatsächliche und detaillierte Genese solcher Bereiche.

Bei Fortführung der femelartigen Bewirtschaftung ist mittel- bis langfristig eine weitere Zunahme der Artenvielfalt für nahezu alle untersuchten Organismengruppen zu erwarten. Dies gilt überwiegend auch für die Vorkommen naturschutzfachlich bedeutsamer Arten. Dieser Zustand kann bei räumlich und zeitlich gestaffelter Vorgehensweise und der partiellen Schonung verbliebener Altholzbestände durchaus über längere Zeiträume aufrechterhalten werden. Auf Dauer ist dies jedoch, zumindest bei begrenzter Größe der (Rahmen-)Fläche, nicht möglich, da entweder keine neuen Lochhiebe mehr angelegt werden (können) oder aber die verbliebenen Altholzbestände „aufgebraucht“ sind. Allein wegen des hohen Umtriebsalters ist beim Hochwaldbetrieb eine Rotationswirtschaft (wie beim Mittel-

wald, s.u.) nicht durchführbar. Folglich wird früher oder später zwangsläufig ein Zustand erreicht, in dem die zeitweilig hohe Artenvielfalt wieder zurückgehen muss (relative Annäherung an den Altersklassenwald). Aus naturschutzfachlicher Sicht ist dies aber (zumindest für hinreichend mobile Artengruppen) insoweit vertretbar, als gewährleistet wird, dass die femelartige Nutzung dann in räumlich nahe liegenden Bereichen fortgeführt wird, so dass - großflächig gesehen - keine wesentlich Unterbrechung der „Artentradition“ stattfinden muss („großräumiges Quasi-Rotationsprinzip“).

Aus Sicht der meisten untersuchten Artengruppen nahezu optimal erscheint (für den Betrachtungszeitraum) die Mittelwaldwirtschaft. Aufgrund des vergleichsweise kleinräumig und in kurzen Intervallen angewendeten Rotationsprinzips sowie der getrennten Behandlung von Ober- und Unterstand (Kap. 2.1.3) entstehen hier unterschiedlichste Biotopstrukturen (in zudem differenzierter Größenordnung) auf relativ engem Raum: offene und dichte, hoch- und niedrigwüchsige, besonnte und schattige Bereiche, Starkbäume und Junggehölze wechseln einander ab. Und dieser (differenzierte) Zustand wird praktisch permanent aufrechterhalten. Mithin bleibt die „Artentradition“ auf kleinstem Raum dauerhaft erhalten. Vor diesem Hintergrund stellt die Fläche (künftig) ein hoch bedeutsames und konstantes Artenreservoir /- refugium bzw. Lieferhabitat / Ausbreitungszentrum dar.

Tabelle 4.1-1: Zusammengefasste Darstellung der Ergebnisse und Prognosen untersuchter Organismengruppen

bearbeitete Artengruppe	Prozessschutz						Loch- und Femelhiebbetrieb						Mittelwaldbetrieb					
	Artenvielfalt			bedeutsame Arten			Artenvielfalt			bedeutsame Arten			Artenvielfalt			bedeutsame Arten		
	a-k	m-l	l-p	a-k	m-l	l-p	a-k	m-l	l-p	a-k	m-l	l-p	a-k	m-l	l-p	a-k	m-l	l-p
Mollusken	→	→	→	→	→	→	↓	↓↑	→	→	→	→	↓	↑	→	→	→	→
Spinnen (Boden)	→	→	↑	→	→	↑	→	↑	→↓	→	↑	→↓	↑	↑	→	→	↑	→
Spinnen (Gehölzschichten)	→	→	↑	→	→	↑	↑	↑?	→↓	→	↑?	→↓	↓	↑?	→	→	↑?	→
Xylobionte Käfer	→	→	↑↓	→	→	↑↓	↑↑	↑↑	→↓	↑↑	↑↑	→↓	↑(↑)	↑↑	→	↑(↑)	↑↑	→
Laufkäfer	→	→	↑	→	→	→	→	↑	→↓	→	↑	→↓	↑	↑	→	↑	↑	→
Tagfalter	→	→	↑	→	→	→	↑	↑	→↓	→	↑	→↓	↑	↑	→	→	↑	→
Nachtfalter	→	→	→	→	→	→	→	?	?	→	?	?	→	?	?	→	?	?
Vögel	→	→	↑	→	→	↑	→	↑*	→↓	→	↑*	→↓	→	↑	→	→	↑	→
Fledermäuse (Nahrungshabitat)	→	→	→	→	→	→	→	↑	→↓	→	→?	→	↑	↑	→	→	→?	→
Gefäßpflanzen	→	→	↑	→	→	→	↑	↑	→↓	→	→?	→	↑	↑	→	→	→?	→
Gesamtbilanz	→	→	↑?	→	→	↑?	↑	↑↑	→↓	→	↑↑	→↓	↑	↑↑	→	↑	↑↑	→

a-k = aktuell bis kurzfristig (1 bis 3 Jahre)

m-l = mittel- bis langfristig (4 bis 20 Jahre)

l-p = langfristig bis perspektivisch (> 20 Jahre)

* Voraussetzung: Auch größere Lochhiebe, um 0,5 ha

d) Spezialuntersuchungen Fauna (Baumkronenbenebelung)*

Im Rahmen der Unteruchungen wurde sowohl die arborikole Käferfauna als auch die Spinnenfauna repräsentativ erfasst. Die Gemeinschaften der im Rahmen der Erhebung untersuchten Waldflächen waren in Diversität und Struktur vergleichbar. Hinweise auf waldflächenspezifische Unterschiede (etwa in Struktur, Artendiversität, den mikroklimatischen Bedingungen etc.), die einen Vergleich erschwert hätten, wurden nicht gefunden. Eine besonders hohe Anzahl naturschutzfachlich relevanter (gefährdeter) Arten wurden für die Gruppe der xylobionte Käfer festgestellt. Darüber hinaus konnten baumartenspezifische Unterschiede für die Diversität der Kronenarthropoden ermittelt werden, die sich insbesondere in der hohen Bedeutung der Eichen zeigten. Des Weiteren ist eine (von außen nicht immer erkennbare) herausragende Relevanz auch von Einzelbaum-Individuen belegt worden (hier z.T. Haupt- bzw. ‚Massenvorkommen' Wert gebender Arten).

Die Gemeinschaften der Totholzkäfer beider Erfassungsjahre zeigten eine große Variabilität in ihren Gemeinschaften, die zu einer Trennung zwischen den Jahren führte (bei den Baumkronenspinnen war eine entsprechende Trennung nicht festzustellen). Ungeachtet dessen sind erhebliche Auswirkungen der forstlichen Managementmaßnahmen beobachtet worden. Namentlich für die Gemeinschaften auf der Mittelwaldfläche zeigte sich ein drastischer Rückgang der Artenzahlen wie auch der Abundanzen, während die Gemeinschaften der Femelwaldfläche, aufgrund der geringeren Zahl von Baumfällungen, intermediäre Wirkungen (zwischen Mittelwald- und Prozessschutzfläche) zeigten*. Es sind dies jedoch ganz offensichtlich vorübergehende Effekte. Mit fortschreitender Entwicklung ist die erneute Besiedlung zu erwarten, darunter auch wärme- und lichtliebende Arten, die bislang fehlten. Da gerade die neu geschaffenen, zunehmend besonnten / offenen Strukturen in Wäldern heute sehr rar geworden sind, ist unter den Neubesiedlern mit einem noch höheren Anteil an seltenen und hochgradig bedrohten Arten zu rechnen.

** vgl. Anmerkung folgende Seite*

e) Bodenuntersuchungen (pH-Werte, stoffliche Analysen)

Die Messung der pH-Werte ergab überwiegend ± mäßig saure Reaktionen (mit unterschiedlichen Tendenzen im Bereich von Stammfüßen sowie auf gelichteten Flächen). In den Untersuchungen zur Bodenchemie wird zunächst die Auenlage und frühere Wasserdynamik deutlich (hohe Nährstoffgehalte, überdurchschnittliche Anteile einiger Schwermetalle, jedoch deutlich unterhalb bedenklicher Werte). Unterschiede zwischen den Beprobungen sind relativ gering und ohne detaillierte Kenntnis aller Faktoren nicht präzise interpretierbar (Ursachen multifaktoriell, am deutlichsten konnte der Bodenfeuchtehaushalt herauskristalisiert werden). Ein unmittelbarer Einfluss der festgestellten Größen auf die Zusammensetzung der Biozönose ist (bislang) nicht offensichtlich. Die erhobenen Parameter stellen zunächst eine wichtige Grundlage dar (Ermittlung der Ausgangssituation), an die bei Fortgang des Monitorings im Bedarfsfall angeknüpft werden kann.

**** Anmerkungen zu widersprüchlichen Ergebnissen (xylobionte Käfer, teils auch Kronen-Spinnen) zwischen Standarduntersuchungen und Baumkronenbenebelung***

Während im Rahmen der Standarduntersuchungen (Pkt c, Kap. 3.4) gerade für xylobionte Käfer (und tendenziell bzw. partiell auch für Kronenspinnen) im Bereich der bewirtschafteten Untersuchungsflächen (M1, E6) bereits sehr positive Entwicklungen konstatiert wurden (Zunahme Artenvielfalt und naturschutzfachl. relevante Arten, auch im Vergleich mit der Prozessschutzfläche), konnte dies durch die Ergebnisse der Baumkronenbenebelung (Pkt. d, Kap. 3.5) aktuell (noch) nicht bestätigt werden (hier gegenläufige Befunde: Rückgang der Arten- und Individuenzahlen v.a. in M1, tendenziell auch in E6; hingegen in P4 gleichbleibend hohes Niveau). Bei der Dateninterpretation ist jedoch zu beachten, dass die Baumkronenbenebelung nur eine Momentaufnahme darstellt, die zudem nahezu unmittelbar im Nachfeld der Bewirtschaftungsmaßnahmen durchgeführt wurde. Insoweit sind hier die (vorübergehenden) Störeffekte der Eingriffe in den Ergebnissen deutlicher spürbar als im Rahmen der faunistischen Standarduntersuchungen, die über die gesamte Vegetationsperiode erfolgten (Zwar werden hier auch fluktuierende, d.h. ggf. nicht zwingend am Standort lebende Einzel-Individuen, stärker erfasst als durch die Benebelung; jedoch sind diese Effekte angesichts der festgestellten Abundanzstruktur und der teils hohen Individuenzahlen neuer Arten, insbesondere bei xylobionten Käfern, weitgehend vernachlässigbar).

Im Unterschied zur Standarduntersuchung zeigen die Ergebnisse der Baumkronenbenebelung zudem deutliche Differenzen auch innerhalb der Eingriffsflächen (in M1 im zweiten Untersuchungsjahr erheblich geringere Arten- und Individuenzahlen als in E6). Auch hierbei ist zu berücksichtigen, dass die Benebelung (im Gegensatz zum Fallenfang der Standarduntersuchung) nur eine Momentaufnahme abbilden kann. Darüber hinaus muss in die Überlegungen einbezogen werden: Im Bereich des Femel- bzw. Lochhiebbetriebs konnte zwangsläufig nur am Flächenrand erfasst werden (da im Bereich des eigentlichen Lochhiebs keine verbliebenen Alt-Bäume), während die (zudem größere) aktuelle Mittelwald-Teilfläche ± im Zentrum beprobt wurde. Folglich sind die „Ergebnis-abmildernden" Randeffekte bei E6 ungleich größer, da die extremeren Bedingungen im Flächenzentrum nicht abgeprüft werden konnten (s. hierzu auch Kap. 3.4.3.3 und 3.4.3.4).

Übereinstimmend sind bei Standard- und Benebelungsuntersuchungen, innerhalb der Holzkäfer, für die Gilde der Altholzbesiedler die höchsten Artenzahlen festgestellt worden. Während dies gemäß den Ergebnissen der Benebelung analog für Individuenzahlen gilt, dominieren gemäß Standarderhebung grundsätzlich die Arten der Gilde „Frischholzbesiedler". Dieser scheinbare Widerspruch dürfte vorrangig methodisch bedingt sein: Im Rahmen der Benebelung wurden ausschließlich Altbäume gezielt und unmittelbar analysiert. Dem gegenüber ist der Erfassungsradius der Fensterfallen (Standarduntersuchung) ungleich größer und bezieht die Käfergemeinschaften der unmittelbaren Umgebung des Fallenstandortes mit ein; bezogen auf die Untersuchungsfläche erscheinen die Ergebnisse mithin repräsentativer (zumindest bezüglich der unteren Kronenbereiche).

Beide Erfassungsmethoden haben die hohe Bedeutung der Eichen als Lebensraum v.a. für xylobionte Käfer bestätigt. Zur Relevanz von Gemeiner Esche und Bergahorn liegen teils widersprüchliche Ergebnisse vor: Während die Standarduntersuchungen die Esche bedeutsamer als den Ahorn erscheinen lassen, sind die Ergebnisse der Benebelung teils entgegen gerichtet. Einerseits ist die Stichprobenzahl bei den Benebelungen wesentlich höher (was eher für die Annahme der hier erhobenen Befunde spricht). Andererseits sind die Ergebnisse der Benebelungen nicht immer eindeutung, und auch hier ist wieder zu beachten, dass die Methodik ausschließlich eine Momentaufnahme zulässt. Aufgrund der artspezifisch recht hohen Lichtdurchlässigkeit der Eschenkronen ist anzunehmen, dass diese den oft lichtliebenden Xylobionten (Imagines) als „Aufenthaltsraum" dienen, auch wenn die Fortpflanzung nicht unmittelbar hier stattfindet. Solche Effekte sind im Rahmen der Standarduntersuchungen aufgrund des hier über die gesamte Vegetationsperiode ausgedehnten Fangzeitraums besser erfass- und belegbar.

4.2 Hinweise zur weiteren Bewirtschaftung / Gebietsbehandlung

Da die Bewirtschaftungsmaßnahmen erst begonnen haben und im Rahmen der Untersuchungen zunächst nur erste Tendenzen / beginnende Entwicklungen aufgezeigt werden konnten, sind detaillierte Vorschläge zur weiteren Vorgehensweise noch verfrüht. Ungeachtet dessen können aus den Ausführungen dieser Studie dennoch einige grundsätzliche Hinweise abgeleitet werden. Es sind dies derzeit noch recht allgemeine Empfehlungen, die ganz überwiegend so oder ähnlich bereits Bestandteil von Konzeptionen sind, die das Leipziger Auengebiet generell betreffen (SICKERT 2003, 2005, HELLRIEGEL-INSTITUT 2008; dort teilweise genauer ausgeführt / untersetzt), und die infolge dieser Studie zumindest bekräftigt werden:

Damit im Bereich der Loch- und Femelhiebflächen die gewünschten Wirkungen möglichst lange gewährleistet werden, empfiehlt es sich die zeitliche Staffelung so weit als möglich auszudehnen, möglichst Überhälter und Altholzinseln in nennenswertem Umfang zu belassen, sowie die Hiebsflächen zeitlich und räumlich etwas unregelmäßig zu verteilen (nicht zu kontinuierlich / gleichmäßig, aber auch nicht zu konzentriert). Für die Mittelwaldfläche wird außerdem angeregt, die Dichte des Oberstandes kleinräumig ± wechselhaft zu gestalten.

Generell wichtig erscheint außerdem ein nicht zu kleinteiliger räumlicher Wechsel ganz unterschiedlicher Bestandesstrukturen. Während dies für die Mittelwaldfläche – allein aufrund des alternierenden Rotationsprinzps – grundsätzlich gewährleistet erscheint (räumlich-zeitlicher Wechsel von 0,5 ha großen Flächen in sehr unterschiedlicher Dichte und Höhe des Gehölzstandes), sind im Bereich der femelartigen Bewirtschaftung hierzu Modifizierungen der bisherigen (gebietsspezifischen) Vorgehensweise erforderlich. So sollte ein maßgeblicher Teil der Lochhiebe durchaus Größen von etwa 0,5 ha erreichen (nur dann für etliche naturschutzfachlich relevante Arten nutzbar, v.a. diverse Vögel) und nicht nur im Bestandesinneren sondern auch entlang vorhandener Schneisen und Wege angelegt

werden (dadurch Vernetzung mit vorhandenen Säumen / Ausbreitungslinien der auf Ökotone angewiesenen Arten). Auf der anderen Seite sollte der verbleibende Altbestand nicht (wie bisher) einer vollflächigen Durchforstung gleicher Intensität unterzogen werden. Wichtig ist vielmehr auch das Belassen von größeren Teilflächen mit ± dicht schließendem Kronendach, da auch dies einige (potenziell vorkommende) Wert gebende Arten benötigen (vgl. HELLRIEGEL-INSTITUT 2008).

Grundsätzlich und auf (sehr) lange Sicht ist - auf Ebene des Forstreviers - außerdem zu beachten, dass Flächen mit femelartiger Nutzung in aufeinanderfolgenden Entwicklungszuständen jeweils ± im Verbund, d.h. in räumlich-zeitlicher Kontinuität vorhanden sind („großräumiges Quasi-Rotationsprinzip“, dadurch weitgehende Gewährleistung einer stetigen „Artentradition“). Ferner gilt: Je größer der Lochhieb (s.o.), desto wichtiger ist eine differnzierte Gestaltung der Grenzlinien zum verbleibenden Altbestand hin („buchtige“ Linienführung, dadurch Optimierung der Ökoton-Ausbildungen).

Allgemein sollte darüber hinaus, wie auch bisher praktiziert, beachtet werden, dass Altulmen (gegen das Ulmensterben evtl. zunehmend resistente Individuen) und ausgewählte Starkeichen / sonstige Starkbäume / abgängige bzw. tote Individuen (als besonders wichtige Lebensräume zahlreicher Holzkäferarten) nach Möglichkeit von Hiebsmaßnahmen verschont bleiben, und dass bei Verjüngungsmaßnahmen vor allem Stieleiche, (Feld-)Ulme, Gemeine Esche und Espe, ferner Winterlinde (als wichtige Nahrungspflanzen stark bedrohter Arten) gezielt und an geeigneter Stelle (in standortgemäßen Anteilen) gefördert werden (wobei auf die Verwendung autochthonen Materials zu achten ist). (zur Eschenförderung in potenziellen Maivogel-Habitaten s. Kap. 3.4.3.7 Pkt d bzw. HELLRIEGEL-INSTITUT 2008).

4.3 Vorschläge zur Modifikation des Untersuchungsprogramms

Weil die vorliegenden Untersuchungsergebnisse bestenfalls einen ersten Trend aufzeigen können, teils auch noch ungerichtet / widerspruchsbehaftet erscheinen, sind hinreichend abgesicherte Ergebnisse nur bei einer Fortführung der Beobachtungen möglich. Entsprechende Erhebungen sind zwar nicht jedes Jahr erforderlich, sollten aber, bis zum Vorliegen präziser Befunde, zumindest in mehrjährigen Abständen durchgeführt werden. Während für floristisch-vegetationskundliche Untersuchungen grundsätzlich je ein Untersuchungsjahr als ausreichend erachtet werden kann, werden für die Erhebungen faunistischer Parameter jeweils (mindestens) zwei aufeinander folgende Vegetationsperioden empfohlen (dadurch Ausgleich natürlicher bzw. extern verursachter, z.B. witterungsbedingter Schwankungen/Unschärfen im Datensatz, da diese bei der Fauna i.d.R. weitaus erheblicher ausfallen als bei Flora / Vegetation). In Bezug auf das künftige Untersuchungsprogramm selbst können aus den Erfahrungen der Projektbearbeitung folgende Hinweise abgleitet werden:

Die Erhebungen der Vegetation nach BYTH & RIPLEY sind, wie sich herausgestellt hat, im Hinblick auf die Fragestellungen des Projektes / die geringe Größe der Stichprobenflächen methodisch wenig geeignet / aussagefähig. Auf sie kann daher künftig verzichtet werden. Dafür sollte der Aufwand für Vegetationsaufnahmen nach BRAUN-BLANQUET erhöht werden: Statt, wie bisher, nur einer Begehung im Frühjahr, sollte im Hochsommer zusätzlich eine zweite durchgeführt werden, um die Arten des Sommeraspektes, die im Frühjahr z.T. noch nicht hinreichend sichtbar sind, teils auch im Jugendstadium vom Bärlauch überdeckt werden, gleichberechtigt zu berücksichtigen (im Ergebnis geht die jeweils höchste Deckung einer Art in die Gesamtaufnahme ein).

Aus fachlicher Sicht zunächst nicht fortgeführt werden braucht außerdem die Untersuchung der Landmolluskenfauna, da für diese wenig mobile Gruppe, die im Gebiet keine naturschutzrelevanten Arten enthält noch erwarten lässt, keine Erheblichkeit in Bezug auf die Bewirtschaftungsvarianten nachgewiesen oder prognostiziert werden konnte. Ungeachtet dessen ist eine Wiederholungsuntersuchung aus rein ökologisch-faunistischer Sicht durchaus von Interesse (inwieweit ändert sich die Artenzusammensetzung bei Fortgang der Maßnahmen?). Jedoch sind für mögliche Umstrukturierungen der Mollusken-Zönose mutmaßlich erhebliche Zeiträume vonnöten, so dass mindestens im nächsten Untersuchungsturnus keine Erfassung erforderlich ist.

Zu erwähnen ist außerdem, dass die Leimringfänge (im Vergleich zu den Fensterfallenfängen) für die betreffenden Tiergruppen (Spinnen, xylobionte Käfer) nahezu keine zusätzlichen Informationen erbracht haben. Für das Ergebnis der vorliegenden Studie waren die mit dieser Methodik gewonnenen Daten nicht relevant. Insofern können die Leimringfänge künftig weggelassen werden (nicht zuletzt auch angesichts des hohen Aufwandes der Bergung des Fangmaterials, das zudem meist nur in einem schlechten / unvollständigen Zustand gewonnen werden kann).

Außerdem kann in Erwägung gezogen werden, beim Fensterfallenfang künftig auf die September- und Oktoberfänge zu verzichten, da die Fangquote in den Spätsommer und Frühherbstmonaten sehr stark (z.T. gegen Null) absinkt und i.d.R. keine neuen Informationen (Arten) erbringt (vgl. Einzeldaten xylobionte Käfer im Anhang).

Recht vage sind ferner die bisherigen Befunde und Prognosen zu Fledermäusen. Angesichts des allgemein geringen Kenntnisstandes zur räumlichen Nutzung in Nahrungshabitaten, können die Prognosen allerdings nicht als sicher gelten, so dass (zur Gewinnung abschließender Aussagen) zumindest eine Wiederholungsuntersuchung notwendig erscheint.

Als Quintessenz der Standarduntersuchungen sei noch darauf verwiesen, dass für die Tierartengruppe der Xylobionten Käfer die stärksten Zuwächse an naturschutzfachlich relevanten Arten erwartet werden können. An zweiter Stelle gilt dies auch für Tagfalter, so dass diese beiden Gruppen in jedem Fall in weiteren Untersuchungen berücksichtigt werden sollten. Überdies lassen Laufkäfer, Spinnen und Vögel mittel- bis langfristig gut auswertbare Ergebnisse erwarten. Dies gilt hier allerdings weniger

in Bezug auf naturschutzfachlich relevante Arten, die bei diesen Tiergruppen im Gebiet offenbar generell nur einen geringen Anteil einnehmen.

Die Baumkronenbenebelungen erfassen ein teilweise anderes Artenspektrum, als dies im Rahmen faunistischer Standartuntersuchungen (Fensterfallen etc.) der Fall ist. Sie stellen daher eine wichtige fachliche Ergänzung dar und sollten, soweit finanziell möglich, fortgeführt werden.

Gegenwärtig noch nicht hinreichend abschätzbar ist die Relevanz von Nachtfaltererhebungen, wenngleich allein der hohe Wirkungsradius der einzigen praktikablen Erfassungsmethode (Lichtfang) Zweifel an der Aussagefähigkeit der Datensätze im Hinblick auf die gebietsspezifischen Fragestellungen aufkommen lässt. Abschließend kann dies jedoch nur nach einer weiteren Wiederholungsuntersuchung bewertet werden. Eine präzisere Beurteilung erscheint insbeondere möglich, wenn diese erst bei einem deutlichen Fortschritt der Eingriffs- und Umgestaltungsmaßnahmen durchgeführt wird. Aufgrund des hohen Wirkungsradius kann der Lichtfang dann evtl. auf einen Standort (M1) beschränkt werden. Mit Hilfe der gewonnenen Daten wären zwar keine Flächen-, aber zumindest Zeitreihenvergleiche möglich.

Bislang wenig aussagerelevant erscheinen die umfangreichen Untersuchungen bodenchemischer Parameter (pH-Wert, stoffliche Analysen). Zumindest im nächsten Untersuchungsturnus kann darauf verzichtet werden. Entsprechende Erhebungen sind erst dann wieder (anknüpfend an die Null-Aufnahme) erforderlich, wenn die hier untersuchten Faktoren, bzw. eine Veränderung dieser, als Ursache für biozönotische Veränderungen maßgeblich in Betracht kommt, im Rahmen einer Ursachen- und Wirkungsanalyse also notwendig werden.

Die Erhebung von Kronenstrukturdaten stellt grundsätzlich eine wichtige Zusatzinformation dar. Aus dem gegenwärtigen Kenntnisstand heraus erscheint es aber unsicher, ob aus den hier gewonnenen (teils sehr detaillierten) Informationen ein Bezug zu anderen biozönotischen Parametern / Teilergebnissen hergestellt werden kann und muss (deutliche Auflichtungen / Veränderungen sind auch ohne den Aufwand der hemisphärischen Fotografie hinreichend lokalisierbar; bei diversen Feinabstufungen kann ein Zusammenhang zu den relevanten Arten und Artengruppen, aufgrund der Vielzahl an nicht verifizierbaren Einflussfaktoren, mutmaßlich nicht hinreichend oder nur vage hergestellt werden). Auch hier gilt, vergleichbar wie bei bodenchemischen Paramatern, dass eine Wiederholungsuntersuchung v.a. dann stattfinden soll, wenn - am konkreten Fallbeispiel - Ursachen für festgestellte biozönotische Entwicklungen, die einen Zusammenhang mit Feinabstufungen in der Kronenstruktur nahe legen, bestätigt oder ausgeschlossen werden sollen.

Anzufügen ist, dass für viele der untersuchten Organismengruppen artspezifische Detailansprüche an die Habitatstruktur, aufgrund der hohen Komplexität gerade waldökosytemarer Wirkmechanismen, nur grundlegend bekannt sind. Insofern lassen sich Zusammenhänge zu (konkret erfassbaren) abiotischen Parametern zumeist lediglich auf grundsätzlicher Ebene herstellen. Wären die Anspruchsprofile

der Arten vollständig und gänzlich bekannt, bräuchten sie nicht erfasst werden, denn dann würde eine Erhebung der maßgeblichen strukturellen und stofflichen Parameter hinreichende Rückschlüsse auf die Zusammensetzung der Biozönose zulassen. Andererseits kann eine alleinige Aufnahme abiotischer Größen die Untersuchung biozönotischer Faktoren insoweit nicht ersetzen, als erstere oft nur als Momentaufnahme erfassbar sind, während Artengemeinschaften die Summe der Einflussfaktoren, auch über längere Zeiträume betrachtet, widerspiegeln. Letztlich kann also die Wirkung der Maßnahmen nur über die Artebene, also die Erfassung und Auswertung repräsentativer biozönotischer Parameter, festgestellt werden, auch wenn nicht immer sämtliche Wirkmechanismen offen gelegt werden können. Die (ausschnittweise) Erfassung von abiotischen Einflussfaktoren ist dann v.a. bedarfsweise für eine - bei entsprechenden Verdachtsmomenten als notwendig erachtete - gezielte Ursachenforschung relevant.

Dessen ungeachtet war die Breite des Untersuchungsprogramms im Rahmen der Ersterhebung richtig und wichtig. Nur so konnte herausgearbeitet werden, welche Parameter (auch bizönotische) und Erfassungsmethoden letztlich relevant und aussagefähig sind.

5. Kurzfassung

Zielstellung

Ziel des Projektes ist - anhand eines Beispielgebietes (Burgaue) im Leipziger Stadtwald - eine vergleichende Betrachtung der Auswirkung verschiedener Waldbehandlungsmaßnahmen (Prozessschutz, Mittelwaldbetrieb u. femelartige Nutzung) auf die Biodiversität, und hierbei insbesondere auch auf die Vielfalt und Vorkommensgröße naturschutzfachlich relevanter (d.h. überregional ± bestandsbedrohter) Arten. Aus den Ergebnissen sollen Erkenntnisse über Erfordernisse der weiteren Flächenbehandlung (Burgaue + Gesamtgebiet des Leipziger Stadtwaldes) gewonnen werden – sowohl aus naturschutzfachlicher wie auch aus forstlicher Sicht. Daraus sind weiterhin verallgemeinerungsfähige Aussagen zum Problemkreis Naturschutz und Forstwirtschaft zu erwarten. Die derzeit vorliegende (Pilot-) Studie umfasst zunächst lediglich die Ergebnisse aus zwei Untersuchungsjahren (1. Nullprobe, d.h. Erfassung der Ausgangssituation, 2. erste Veränderungen unmittelbar nach Durchführung forstlicher Eingriffe). Um weiterführende und v.a. abgesicherte Ergebnisse zu erlangen, ist das Projekt grundsätzlich als langfristiges Monitoring angelegt worden. Das Vorhaben ist in seiner Form einzigartig, insbesondere auch in Bezug auf die Wiederaufnahme der historischen Mittelwaldbewirtschaftung.

Gebietssituation

Der Revierort „Burgaue“ im nordwestlichen Gebiet des Leipziger Stadtwaldes ist gekennzeichnet durch weitgehend einheitliche standörtliche und biotische Verhältnisse. Charakteristisch sind - anthropogen bedingt - weitgehend überflutungsfreie (Grenz-)Ausbildungen der Hartholzaue; es überwiegen Eschen-reiche Altholzbestände mit im Unterwuchs zumeist ± dominierendem Berg-Ahorn (darüber hinaus zahlreiche weitere, vorwiegend Hartholzauen-typische oder -begleitende Holzarten in allen Schichten). Der Betrachtungsraum ist zentraler Bestandteil des Naturschutzgebietes (NSG) „Burgaue“ im Landschaftssschutzgebiet (LSG) „Leipziger Auwald“. Gemäß der gültigen NSG-Rechtsverordnung (RVO) sind Teile des Gebietes als Prozesschutzflächen ausgewiesen worden; für eine weitere Fläche wurde, ebenfalls der NSG-RVO folgend, die Wiederaufnahme der historischen Mittelwaldbewirtschung geplant. Die verbleibende NSG-Fläche soll der aktuell generell gebietstypischen Art und Weise einer femelartigen Nutzung (inkl. Durchfortung verbleibender Altholzbereiche) unterzogen werden. Im Winterhalbjahr 2007 /08 wurden plangemäß die ersten Bewirtschaftungsschritte vollzogen (Wiederanlage der ersten Mittelwaldparzelle, Durchführung einiger Lochhiebe und Durchforstungsmaßnahmen).

Untersuchungsumfang

In 2006 bzw. 2007 wurde, anhand ausgewählter und repräsentativer biotischer bzw. abiotischer Parameter, der auf den Flächen der verschiedenen Waldbehandlungformen (Prozessschutz, Mittelwald. femelartige Nutzung) vorgefundene Ausgangszustand ermittelt. 2008, nach Durchführung der ersten Bewirtschaftungsmaßnahmen, fand eine erste Wiederholungskartierung der gleichen Parameter statt. Maßgebende Erfassungsgrößen waren insbesondere:

- Kronenstruktur (Durchlichtung und Blattflächenindex),
- bodenchemische Parameter (pH-Werte und stoffliche Analysen)
- Gehölzbestand (getrennt nach Größenklassen, inkl. Verjüngung und deren Wildverbiss),
- Bodenvegetation (Aufnahmen nach BRAUN-BLANQUET und BYTH & RIPLEY) sowie
- verschiedene faunistische Artengruppen: Brutvögel, Fledermäuse (im Nahrungshabitat), Laufkäfer und Bodenspinnen, Tag- und Nachtfalter, Landmollusken, Xylobionte Käfer* und Kronenspinnen*

* hier Erfassung mit zwei verschiedenen Methoden: Fensterfallenfang und Baumkronenbenebelung

Die Anzahl und Größe der hierzu ausgewählten Probenbereiche ist angepasst an die Spezifik der einzelnen Paramter und deren Erfassungsmethoden.

Ergebnisse

Im Rahmen der Darstellung und Auswertung des Datenmaterials wurden insbesondere Unterschiede zwischen den Erfassungsjahren (vor und nach Beginn der forstlichen Eingriffe) herausgearbeitet, interpetiert und bewertet, wobei generell die Daten aus dem ersten Untersuchunsjahr, aber auch die der unverändert gebliebenen Prozessschutzfläche, als Vergleichsmaterial herangezogen wurden.

In den bodenchemischen Befunden spiegelt sich vorrangig die Ermittlung des Ausgangszustandes wieder, auch weil mit deutlichen Veränderungen dieser Parameter innerhalb des Untersuchungszeitraumes noch nicht gerechnet werden kann (Grundlagendaten, an die bei Fortgang des Monitorings im Bedarfsfall angeknüpft werden kann).

Anhand der Untersuchungen zur Kronenstruktur und zum Gehölzbestand konnten zunächst v.a. die unmittelbaren Wirkungen der Eingriffe (Gehölzentnahme) dokumentiert werden. Weiter gehende Befunde sind erst bei Forgang des Monitorings zu erwarten.

Teils recht erhebliche Umstrukturierungen, auch über die ursprünglichen Erwartungen hinaus, sind v.a. für die indirekt betroffenen biotischen Erfassungsparameter festgestellt worden. Dies gilt insbesondere für faunistische Artengruppen, die naturgemäß rascher auf Veränderungen ihrer Umwelt reagieren (können) als dies bei der Vegetation der Fall ist (obgleich tendenzielle / beginnende Umstellungen auch bei der Bodenflora bereits erkennbar sind). Die festgestellten Änderungstendenzen sind aus naturschutzfachlicher Sicht überwiegend positiv zu bewerten. So wurde – gegenüber den Vergleichsdatensätzen – mehrfach eine tendenziell erhöhte Artenvielfalt wie auch eine Zunahme von Vorkommen naturschutzfachlich relevanter (gefährdeter) Arten festgestellt. Besonders augenfällige Befunde liefern Xylobionte Käfer und Tagfalter, teils auch Spinnen und Laufkäfer, während für Artengruppen mit höheren Raumansprüchen (Vögel, Fledermäuse) erhebliche Wirkungen erst mit fortschreitender Ausdehnung der Maßnahmen erwartet werden. Zwar konnten ferner partiell auch negative Effekte der Eingriffe konstatiert werden, jedoch sind diese naturschutzfachlich ohne Belang (da keine diesbezüglich relevanten Arten betreffend) und/oder von vorübergehender Natur (unmittelbare

Wirkungen der gerade erst erfolgten Gehölzentnahmen, die kurz- bis mittelfristig wieder ausgeglichen werden).

Gleichwohl sind die Ergebnisse noch nicht hinreichend abgesichert, teils auch noch widerspruchsbehaftet. So zeigen etwa die mit verschiedenen Methoden durchgeführten Untersuchungen zu xylobionten Käfern und Kronenspinnen teils gegenläufige Trends. Als „Hauptursache“ für diese scheinbar diametralen Ergebnisse konnten aber überwiegend (unvermeidbare) methodische Unzulänglichkeiten herausgearbeitet werden.

Deutliche Unterschiede zwischen den Bewirtschaftungsvarianten Mittelwald und Loch- bzw. Femelhieb sind bislang bestenfalls partiell zu erkennen oder liegen offenbar in den gegebenen Rahmenbedingungen begründet (Lage bzw. Umgebung der Untersuchungeflächen, methodische Ursachen). Es konnte jedoch mit Hilfe von Entwicklungsprognosen herausgearbeitet werden, dass, zumindest auf lange Sicht, der Mittelwaldbetrieb, nach naturschutzfachlichen Kriterien, die tendenziell günstigste Variante darstellen dürfte. Die geringsten positiven Änderungstendenzen wurden, auf absehbare Zeit, für die Prozessschutzfläche prognostiziert.

Da Prognosen aber immer mit Unsicherheiten behaftet sind, können letztendlich tatsächlich abgesicherte Befunde nur bei Fortführung der Untersuchungen erbracht werden. Aus den Erfahrungen der vorliegenden Studie heraus wurden hierzu konkrete Vorschläge für ein künftig modifiziertes (teils verschlanktes) Untersuchungsprogramm erarbeitet.

Außerdem konnten erste Empfehlungen für eine generelle naturschutzgerechte forstliche Bewirtschaftung der Auwaldflächen im Betrachtungsraum, v.a. die ortsübliche femelartige Nutzung betreffend, herauskristallisiert werden. Teilweise sind dies Aspekte, die in der aktuellen Pflege und Nutzung bereits berücksichtigt werden, im Ergebnis dieser Studie jedoch nochmals bekräftigt werden konnten (Stichworte: Ausdehnung der zeitlichen und räumliche Staffelungen, Belassen von Überhältern und [auch nicht durchforsteten] Altholzbereichen, Varianz in Größe, Verteilung, Form und Intensität der Nutzungseinheiten, Vorrang des Rotationsprinzips, Schonung und Etablierung bestimmter Habitatrequisiten).

6. Quellenverzeichnis

6.1 Verwendete Unterlagen (Teilprojektberichte)

FLOREN, A. (Univ. Würzburg): Baumkronenbenebelung im Leipziger Auenwald Vergleichende Untersuchung 2006 und 2008, Teilstudie xylobionte Coleopteren und Araneae,- Zwischenbericht 2007, Endbricht 2009

GUTTE, P.: Die Bodenvegetation ausgewählter Flächen in der Burgaue. - Zuarbeit zum Forschungsvorhaben „Auwald-Monitoring“ (Arbeitsthema). – Berichte 2006, 2008

HEINRICH, J., KRÜGER A & B. SCHNEIDER (Univ. Leipzig): Wissenschaftliche Begleitung forstlicher Bewirtschaftungsmaßnahmen im NSG Burgaue und im Landschaftsschutzgebiet „Leipziger Auewald“ - chemische Analytik Bodenproben. – Bericht 2008

HEYDE, K.: Lichtfangergebnisse Burgaue 2007, 2008. – Rohdaten, tabell. Darstellungen / Diagramme

HELLRIEGEL-INSTITUT (HS Anhalt): Wissenschaftliche Begleitung verschiedener forstlicher Bewirtschaftungsmaßnahmen im NSG Burgaue (im LSG „Leipziger Auwald“) zur Optimierung der fortslichen Planungen und Pflegemaßnahmen im Sinne einer Nachhaltigen Sicherung und Verbesserung der Biodiversität – Bodenvegation nach Byth & Ripley, faunistische Standarduntersuchungen, pH-Werte, Einmessung UF – Zwischenberichte 2007, 2008

MESSING, B.: (Stadtforsten Leipzig): Verbissgutachten im Rahmen der wissenschaftlich begleiteten Forstwirtschaftim Leipziger Stadtwaldbereich „Burgaue“. – Berichte 2007, 2008; inkl. Feldaufnahmen Gehölzbestand

SATTLER, D. & A. LINDNER (Univ. Leipzig): Erhebung von Kronenstrukturdaten ausgewählter Auenwaldflächen zum begleitenden Monitoring unterschiedlicher Waldnutzungskonzepte. – Berichte 2007, 2008

6.2 Literatur

ACHTZIGER, R., U. NIGMANN & H. ZWÖLFER (1992): Rarefaction-Methoden und ihre Einsatzmöglichkeiten bei der zooökologischen Zustandsanalyse und Bewertung von Biotopen. Zeitschrift für Ökologie und Naturschutz 1:89-105.

ALSING, I. et al. (1995): Lexikon Landwirtschaft . 3. Aufl., BLV, München BLV

ANONYMUS (1986). *Mittelwälder - erhaltenswerte Raritäten*. AFZ (Allgemeine Forstzeitschrift) 47: 1165

ASNER, G.P., SCURLOCK, J.M.O. & HICKE, J.A. (2003): Global synthesis of leaf area index observations: implications for ecological and remote sensing studies. *Global Ecology & Biogeography* 12 191-205.

AUTORENKOLLEKTIV (2008): Rote Liste der Brutvögel Deutschlands, unter www.nabu.de

BARKMAN, J. J., DOING, H. & SEGAL, S. (1964): Kritische Bemerkungen und Vorschläge zur quantitativen Vegetationsanalyse. – Acta Bot. Neerl. 13: 394-419. Zit. nach DIERSCHKE, H. (1994, p. 160): Pflanzensoziologie. – Ulmer. Stuttgart.

BAUDENBACHER, R. (1993): Die geologischen Verhältnisse – In: Müller, G.K. et al.: Das Leipziger Auensystem – Biologische Bestandsaufnahme und naturschutzfachliche Konzeption,- Ms., S. 5-7

BENSE, U. (1996): Untersuchungen zur Holzkäferfauna im NSG Burgaue einschließlich der geplanten Erweiterungsflächen. unveröff. MS, 39 S.

BIBBY, C.J.; BURGESS, N.D & D.A. HILL (1992): Methoden der Feldornithologie - Bestandserfassung in der Praxis, Radebeul 1995

BORMANN & PARTNER; INTERAGRARKOOPERATION LIEBERTWOLKWITZ; ADRIAN-LANDSCHAFTSPLANUNG (1998): Agrarstrukturelle Entwicklungsplanung des Zweckverbandes Leipzig Nordwest. unveröff. MS, Bd. 1 und 2.

BOYE, P. , HUTTERER, R. & BENKE, H. (1998). Rote Liste der Säugetiere (Mammalia) (Bearbeitungsstand 1997). In Bundesamt für Naturschutz (Hrsg.) (1998): *Rote Liste gefährdeter Tiere Deutschlands*. Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz, Heft 55: 33-39

BRAUN-BLANQUET, J. (1964): Pflanzensoziologie. 3. Aufl. – Springer. Wien, New York. 865 S.

Bundesamt für Naturschutz (Hrsg.) (2008): Rote Liste Farn- und Blütenpflanzen Deutschlands, www.flora.web.de

BURSCHEL, P. & J. HUSS (1997): Grundriß des Waldbaus. 2. Aufl., Parey , Berlin

BUSSLER, H., J. MÜLLER, & U. SIMON (2004): Erfassung xylobionter Käfer in Waldökosyste-men. Ein Methodenvergleich unter besonderer Berücksichtigung der Kronenfauna. Naturschutz und Landschaftsplanung 36:197-201.

CERMAK, J. (1998): Leaf distribution in large trees and stands of the floodplain forest in southern Moravia. *Tree Physiology* 18 (11), 727-737.

COLLING, M. (1992). Muscheln und Schnecken - Einführung in die Untersuchungsmethodik. In Trautner, J. (Hrsg.) (1992). *Arten- und Biotopschutz in der Planung: Methodische Standards zur Erfassung von Tierartengruppen* [BVDL-Tagung Bad Wurzach, 9.-10. November 1991]. Ökologie in Forschung und Anwendung, 5: 111-118

CUTINI, A. & HAJNY, M. (2006): Effects of the silvicultural treatment on litter production, canopy characteristics and stand efficiency in a Turkey oak coppice in conversion to high forest. *Annali dell'Istituto Sperimentale per la Selvicoltura* 33, 133-142.

ERDMANN, G. (1995): Vögel. – In: MÜLLER, G.K. (Hrsg.) (1995): Die Leipziger Auen – Bestandsaufnahme und Vorschläge für die Gebietsentwicklung . – Materialien zu Naturschutz und Landschaftspflege, Freistatt Sachsen, SMUL. S. 51-55.

ERDMANN, G. 1970: Ergebnisse einer dreijährigen Bestandsaufnahme in einem Auwaldrevier bei Leipzig. – Mitt. IG Avifauna DDR 3: 51-59

ERDMANN, G. 1989: Eine weitere Vogelbestandsaufnahme im Leipziger Elster-Pleiße-Auwald. – Naturschutz i. S. 31: 17-24

ERDMANN, G. 1996: Die Vögel im NSG „Elster-Pleiße-Auwald“ . – in Naturschutzbund Deutschland, LV Sachen e.V., KV Leipzig (Hrsg): Natur und Naturschutz im Raum Leipzig, T. II: 104-109

FICHTNER, S. (2004): Räumlich und zeitliche Nutzung des Kronenraumes durch Fledermäuse im Leipziger Auwald.- Dipl. Univ. Leipzig, 90 S.

FISCHER, U. (1995). *R*ote Liste Eulenfalter. Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie (Hrsg.). Materialien zu Naturschutz und Landschaftspflege

FISCHER, U., SOBCYZK, T. (2002). Rote Liste Schwärmer. Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie (Hrsg.). Materialien zu Naturschutz und Landschaftspflege

FLADE, M. (1994): Die Brutvogelgemeinschaften Mittel- und Nordostdeutschlands: Grundlagen für den Gebrauch vogelkundlicher Daten in der Landschaftsplanung. IHW Verlag, Eching.

FLOREN, A. & K. E. LINSENMAIR (1997). Diversity and recolonisation dynamics of selected arthropod groups on different tree species in a lowland rain forest in Sabah, Malaysia with special reference to Formicidae. Pages 344-381 in N. E. Stork,

FLOREN, A. & C. L. DEELEMAN-REINHOLD (2005): Diversity of arboreal spiders in primary and disturbed tropical forests. Journal of Arachnology 33:323-333.

FLOREN, A. & J. SCHMIDL (1999): Faunistisch-ökologische Ergebnisse eines Baumkronen-Benebelungsprojektes in einem Eichenhochwald des Steigerwaldes. Beiträge zur bayerischen Entomofaunistik 3:179-195.

FLOREN, A. & J. SCHMIDL (2003). Die Baumkronenbenebelung - Eine Methode zur Erfassung arborikoler Lebensgemeinschaften. Natur und Landschaft 35:69-73.

FLOREN, A. & K. E. LINSENMAIR (2005): The importance of primary tropical rain forest for species diversity: an investigation using arboreal ants as an example. Ecosystems 8:559-567.

FLOREN, A. & P. SPRICK (2007). Arthropod communities of various deciduous trees in the canopy of the Leipzig riparian forest with special reference to phytophagous Coleop-tera. Pages 127-140 in M. Unterseher, W. Morawetz, S. Klotz, and E. Arndt, editors. The Canopy of an European Floodplain Forest - First Results. University of Leipzig, Leipzig.

FLOREN, A. & S. OTTO (2002): Beeinflußt die Anwesenheit der Waldameise Formica polyctena FOERSTER die Artenzusammensetzung und Struktur von Spinnengemeinschaften auf Eichen? Arachnologische Mitteilungen 24:1-18.

Floren, A., and J. Schmidl. 2008. Canopy Arthropod Research in Europe. Bioform Verlag, Nürnberg.

FRAZER, G.W., TROFYMOW, J.A. & LERTZMAN, K.P. (2000): Canopy openness and leaf area in chronosequences of coastal temperate rainforests. *Can. J. For. Res.* 30 239-256.

FREUDE, H., K. W. HARDE & G. A. LOHSE (ed.) (1964-1983): Die Käfer Mitteleuropas. Band 1-11. Goecke, Evers Verlag, Krefeld.

FREUDE, H.; HARDE, K.; LOHSE, G.: *Die Käfer Mitteleuropas.* Band 1-11. Krefeld:

GEBERT, J. (2009): Rote Liste Laufkäfer. Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie (Hrsg.). Materialien zu Naturschutz und Landschaftspflege

GEISER, R. (1998): Rote Liste der Käfer (Coleoptera). S. 168-230 in M. Binot, R. Bless, P. Boye, H. Gruttke, and P. Pretscher, editors. Rote Liste gefährdeter Tiere Deutschlands. Schr. Landschaftspflege Natursch., Bonn-Bad Godesberg.

GEISER, R. et al. (1998). Rote Liste der Käfer (Coleoptera) (Bearbeitungsstand 1997). In Bundesamt für Naturschutz (Hrsg.) (1998). *Rote Liste gefährdeter Tiere Deutschlands*. Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz, Heft 55: 168-230

GELBRECHT, J., SCHOTTSTÄDT, D. (1996). Rote Liste Spanner. Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie (Hrsg.). Materialien zu Naturschutz und Landschaftspflege

GLÄSER, J. (2005): Wie beeinflusste der Mensch die Baumartenzusammensetzung?. – In: 4. Leipziger Auensymposium, Tagungsband, S. 34-36

Goecke& Evers Verlag, 1965-1983

GÖRNER, M & H. HACKETHAL (1988): Säugetiere Europas. – Neumann-V. Leipzig-Radebeul. 371 S-

GROVE, S. J. (2002): Saproxylic insect ecology and the sustainable management of forests. Annual Review of Ecology and Systematics:1-23.

GÜTHLER, W., MARKET, R. & HÄUSLER, A. (2005). *Vertragsnaturschutz im Wald*. Bundesweite Bestandsaufnahme und Auswertung. BfN-Skripten 146.

HAGER, H., HASLINGER, R. & SCHUME, H. (1999): Productivity and LAI of floodplain forest sites in relationship to water supply. *Ekologia* 18 (Suppl.1), 5-14.

HALAJ, J., D. W. ROSS & A. R. MOLDENKE (1998): Habitat structure and prey availability as predictors of the abundance and community organization af spiders in Western Oregon forest canopies. The Journal of Arachnology 26:203-220.

HALAJ, J., D. W. ROSS & A. R. MOLDENKE (2000): Importance of habitat structure to the arthropod food-web in Douglas-fir canopies. Oikos 90:139-152.

HATLEY, C. L. & J. A. MACMAHON (1980): Spider Community Organization: Seasonal Varia-tion and the Role of Vegetation Architecture. Environmental Entomology 9.

HELLRIEGEL INSTITUT (2008). *Managementplan für das FFH-Gebiet Landesmeldenummer 050 E „Leipziger Auensystem“ (SCI 4639-301) und das SPA V05 „Leipziger Auwald“ (SCI 4639-451)*. Entwurf Entbericht 06/08. unveröffentlicht

HELLRIEGEL-INSTITUT (2007): Vegetationskundliche Kartierung und Darstellung des Leipziger Stadtwaldes im LSG ‚Leipziger Auwald’, Projektstudie i.A. der Stadt Leipzig, Abt. Stadtforsten, 16 S + Anh.

HIEBSCH, H. & D. TOLKE (1996): Rote Liste Weberknechte und Webspinnen im Freistaat Sachsen - 1996. Materialien zu Naturschutz und Landschaftspflege:1-12.

J. A. ADIS & R. K. DIDHAM (ed.): Canopy Arthropods. Chapman & Hall, London.

JANSEN, E.& K. KIRMSE, (1999). *Das Naturschutzgebiet „Burgaue“*. Staatliches Umweltfachamt Leipzig (Hrsg.) (1999). Materialien zu Naturschutz und Landschaftspflege

JONCKHEERE, I., FLECK, S., NACKAERTS, K., MUYS, B., COPPIN, P., WEISS, M. & BARET, F. (2004): Review of methods for in situ leaf area index determination Part I. Theories, sensors and hemispherical photography. *Agricultural and Forest Meteorology* 121 19-35.

JONGMAN, R.H.G. BRAAK, C.F.J.T. & O.F.R. TONGEREN (ed.) (1995): Data analysis in community and landscape ecology, Wageneningen.

JUNGBLUTH, J.H., KNORRE, D. V. (1998). Rote Liste der Binnenmollusken [Schnecken (Gastropoda) und Muscheln (Bivalvia)] (Bearbeitungsstand 1994). In Bundesamt für Naturschutz (Hrsg.) (1998). *Rote Liste gefährdeter Tiere Deutschlands*. Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz, Heft 55: 283-289

KARLIK, J.F. & MCKAY, A.H. (2002): Leaf Area Index, Leaf Mass Density, and Allometric Relationships Derived From Harvest of Blue Oaks in a California Oak Savanna. *USDA Forest Service Gen. Tech. Rep.* PSW-GTR-184 719-729.

KLAUSNITZER, B. (1994). Kommentiertes Verzeichnis der Bockkäfer (Coleoptera, Cerambycidae) des Freistaates Sachsen. Mitt. Sächs. Entomol. 27:2-9.

KLAUSNITZER, B. (1994). *Rote Liste Bockkäfer.* Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie (Hrsg.). Materialien zu Naturschutz und Landschaftspflege

KLAUSNITZER, B. (1995). *Rote Liste Blatthornkäfer und Hirschkäfer.* Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie (Hrsg.). Materialien zu Naturschutz und Landschaftspflege

KÖHLER, F. & B. KLAUSNITZER (ed.) (1998): Verzeichnis der Käfer Deutschlands. Entomologische Nachrichten und Berichte, Dresden.

KÖHLER, F. (2000): Totholzkäfer in Naturwaldzellen des nördlichen Rheinlands , Schriftenreihe der LÖBF, Bd. 18, Recklunghausen, 352 S.

KRÜGER, A., M. GORNY & H. NEUMEISTER (2007): High scale diversity of soil and relief attributes in the LAK investigation area. Pages 3-11 in M. Unterseher, W. Morawetz, S. Klotz, and E. Arndt, editors. The canopy of a temperate floodplain forest. University Leipzig, Leipzig.

LEYER, I. & K. WESCHE (2007): Multivariate Statistik in der Ökologie – eine Einführung, Berlin-Heidelberg, 221 S..

LFUG (2005): Standardmethodenkatalog zu faunistischen Indikatoren, Ms., Landesamt für Umwelt und Geologie, Sachsen.

LPR LANDSCHAFTSPLANUNG DR. REICHHOFF GMBH (2000): Erweiterter Maßnahmeplan Flussauenlandschaft von Elster und Pleiße im Rahmen des regionalen Handlungskonzepts „Grüner Ring Leipzig“. Abschlussbericht – unveröff. Arbeit im Auftrag der Stadt Leipzig Amt für Umwelt, Abt. Naturschutz.

LUO, T., PAN, Y., OUYANG, H., SHI, P., LUO, J., YU, Z. & LU, Q. (2004): Leaf area index and net primary productivity along subtropical to alpine gradients in the Tibetan Plateau. *Global Ecology & Biogeography* 13 345-358.

MAGURRAN, A. E. (1988): Ecological diversity and its measurement. Princeton University Press, Princeton.

MANNSFELD, K. & H. RICHTER [Hrsg.] (1995): Naturräume in Sachsen. – In: Forschungen zur deutschen Landeskunde, Bd. 238, 228 S.

MÜHLENBERG, M. (1993). *Freilandökologie* (3., überarb. Auflage). Heidelberg: Quelle und Meyer

MÜLLER, G. K. (Herausg.) (1995): Die Leipziger Auen. Materialien zu Naturschutz und Landschaftspflege. Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie. 102 S.

MUSSCHE, S., SAMSON, R., NACHTERGALE, L., DE SCHRIJVER, A., LEMEUR, R. & LUST, N. (2001): A comparison of optical and direct methods for monitoring the seasonal dynamics of Leaf Area Index in deciduous forests. *Silva Fennica* 35 (4), 373-384.

MUSTER, C. (1998): Zur Bedeutung von Totholz aus arachnologischer Sicht - Auswertung von Eklektorfängen aus einem niedersächsischen Naturwald. Arachnologische Mitteilungen:21-49.

NYFFELER, M. (2000): Ecological impact of spider predation: a critical assessment of Bristowe's and Turnbull's estimates. Bulletin of the British Arachnological Society:367-373.

OTTO, S. & A. FLOREN (2007): The spider fauna (Araneae) of tree canopies in the Bialowieza Forest. Fragmenta Faunistica 50:57-70.

PENG, C., ZHOU, X., DANG, Q. & CHEN, J. (2003): Quantifying carbon sequestration of the Lake Abitibi Model Forest in Ontario. *Ecological Society of America Annual Meeting Abstracts* 88 (266).

PEPER, P.J. & MCPHERSON, E.G. (1998): Comparison of five methods for estimating leaf area index of open grown deciduous trees. *Journal of Arboriculture* 24 (2), 98-111.

PLATEN, R., B. VON BOEN, A. HERRMANN, U. M. RATSCHKER & P. SACHER (1999): Gesamtartenliste und Rote Liste der Webspinnen, Weberknechte und Pseudoskorpione des Landes Brandenburg

(Arachnida: Araneae, Opiliones, Pseudoskorpiones) mit Angaben zur Häufigkeit und Ökologie. Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg:1-79.

PLATEN, R., BLICK, T. & SACHER, P. (1998). Rote Liste der Webspinnen (Arachnida: Araneae) (Bearbeitungsstand 1996, 2.Fassung). In Bundesamt für Naturschutz (Hrsg.) (1998): *Rote Liste gefährdeter Tiere Deutschlands*. Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz, Heft 55: 268-275

POORTER, L. (2001): Light-dependent changes in biomass allocation and their importance for growth of rain forest tree species. *Functional Ecology* 15 113-123.

POTTER, B.E., TECLAW, R.M. & ZASADA, J.C. (2001): The impact of forest structure on near-ground temperatures during two years of contrasting temperature extremes. *Agricultural & Forest Meteorology* 106 (4), 331-336.

PRETSCHER, P. et al. (1998). Rote Liste der Großschmetterlinge (Macrolepidoptera) (Bearbeitungsstand 1995/96). In Bundesamt für Naturschutz (Hrsg.) (1998): *Rote Liste gefährdeter Tiere Deutschlands*. Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz, Heft 55: 87-111

RAU, S., STEFFENS, R. & ZÖPHEL, U. (1999). *Rote Liste Wirbeltiere*. Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie (Hrsg.). Materialien zu Naturschutz und Landschaftspflege

RAUH, J. (1993). *Naturwaldreservate in Bayern*. Band 2: Faunistisch-ökologische Bewertung von Naturwaldreservaten anhand repräsentativer Tiergruppen. Schriftenreihe des Bayerischen Staatsministeriums für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten

Regent-Instruments (2005): WinScanopy - Canopy analysis with Digital Fisheye Imaging. Quebec

REICHHOFF, L. (2000): Erweiterter Maßnahmeplan Flussauenlandschaft von Elster und Pleiße im Rahmen des Regionalen Handlungskonzepts „Grüner Ring Leipzig“. Gutachten.

REINHARDT, R. et al. (2007): Tagfalter von Sachsen. – Beiträge zur Insektenfauna, Bd. 6, entomol. Nachr. u. Berichte, BH 11, 696 S.

REINHARDT, R., SBIESCHNE, H. & SETTELE, J. (2007). *Tagfalter von Sachsen*. In Klausnitzer, B. & Reinhardt, R. (Hrsg.) Beiträge zur Insektenfauna Sachsens Band 6. Entomologische Nachrichten und Berichte, Beiheft 11. Dresden

ROSSMANN, D. (1996). *Lebensraumtyp Nieder- und Mittelwälder-Landschaftspflegekonzept Bayern,* Band II.13. Bayerisches Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen (StMLU) und Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege (ANL) (Hrsg.), München

ROTHMALER, W. (2002): Exkursionsflora von Deutschland. Band 4. Herausgegeben von JÄGER, E. J. und WERNER, K.9. Aufl.– Spektrum Akademischer Verlag Heidelberg Berlin. 948 S.

S. HEIMER & W. NENTWIG (1991): Spinnen Mitteleuropas, Verlag Pareys, Berlin, Hambutg, 543 S.

SCHMIDL, J. & H. BUSSLER (2004A): Ökologische Gilden xylobionter Käfer Deutschlands. Naturschutz und Landschaftsplanung 36:202-218.

SCHMIDL, J. & H. BUSSLER (2004B): Ökologische Gilden xylobionter Käfer Deutschlands und ihr Einsatz in der landschaftsökologischen Praxis - ein Bearbeitungsstandard. Naturschutz und Landschaftsplanung.:202-218.

SCHMIDL, J., BUßLER, H. (2004). *Ökologische Gilden xylobionter Käfer Deutschlands*. Einsatz in der landschaftsökologischen Praxis - ein Bearbeitungsstandard. Naturschutz und Landschaftsplanung 36 (7): 202-218

SCHMIDT, C. (2004): Räumliche und zeitliche Diversitätsmuster xylobionter Coleoptera im Kronenraum des Leipziger Auwaldes. – Dipl.Arb. Univ. Leipzig, 81 S.

SCHMIDT, C. (2004): Räumliche und zeitliche Diversitätsmuster xylobionter Coleoptera im Kronenraum des Leipziger Auwaldes v. Leipzig, Leipzig.

SCHMIDT, P. A., HEMPEL, W., DENNER, M., DÖRING, N., GNÜCHTEL, A., WALTER, B., WENDEL., D. (2002): Potentielle Natürliche Vegetation Sachsens mit Karte 1 : 200 000. Materialien zu Naturschutz und Landschaftspflege. Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie. 230 S.

SCHNIEBS, K.; REISE, H. & U. BÖßNECK (2006). Rote Liste Land- und Süßwassermollusken. Mat. Natsch. u. Landschpfl.. Landesamt für Umwelt und Geologie, Sachsen.

SCHOBER, W & E. GRIMMBERGER (1998): Die Fledermäuse Europas. – 2. Aufl., Stuttgart, 265 S.

Schulz, D. (1999): Rote Liste Farn und Blütenpflanzen. Mat. Natsch. u. Landschpfl.. Landesamt für Umwelt und Geologie, Sachsen.

SCHULZ, J., A. SCHMOLDT & M. SCHULZ (1993): Phyrethroide: Chemie und Toxikologie einer Insektizidgruppe. Pharmakologische Zeitschrift 15:1141-1156.

SCURLOCK, J.M.O.; ASNER, G.P.; GOWER, S.T. 2001. Worldwide historical estimates of Leaf Area Index, 1932-2000. ORNL Technical Memorandum ORNL/TM 2001/268. Oak Ridge National Laboratory, Tennesee, U.S.A.

SETTELE, J. et al. (1999): Die Tagfalter Deutschlands, Stuttgart, 452 S.

SHINOZAKI, K. (1963): Note on the species-area curve. Proceedings of the 1th Annual Meeting of the Ecological Society of Japan (Tokyo): 5 (vom Japanischen ins Englische übersetzt von S. Kobayashi).

SICKERT, A, (2003): Konzeption zur forstlichen Pflege des Leipziger Auenwaldes – Kurzform.- in Reichhoff, L u. Mitarb.: Fortschreibung Erweiterter Maßnahemenplan von Elster und Pleiße

SICKERT, A. (2002): Die Geschichte der Waldbestände des Leipziger Raumes. unveröff. MS Grünflächenamt Abt. Stadtforsten der Stadt Leipzig.

SICKERT, A. (2005): Konzeption zur forstlichen Pflege des Leipziger Auenwaldes. 185 S.. – in Reichhoff, L. u. Mitarb.: Fortschreibung Erweiterter Maßnahemenplan von Elster und Pleiße

SIEMERS, B. & NILL, D. (2000). *Fledermäuse*. Das Praxisbuch. München: BLV

SILBERNAGEL, J. & MOEUR, M. (2001): Modeling canopy openness and understory gap patterns based on image analysis and mapped tree data. *Forest Ecology and Management* 149 217-233.

STEFFENS, R.; KRETZSCHMAR, R. & S. RAU (1998): Atlas der Brutvögel Sachsens. – Mat. Natsch. u. Landschpfl., Sächs. Landesamt für Umwelt und Geologie (Hrsg.), 130 S.

STEFFENS, R.; SAEMANN, D. & K. GRÖßLER [Hrsg.] (1998): Die Vogelwelt Sachsens. – G. Fischer. 530 S.

STENCHLY, K., D. BERNHARD & O. D. FINCH (2007): Arboricolous spiders (Arachnida, Araneae) of the Leipzig floodplain forest - first results. Pages 72-80 in M. Unterseher, W. Morawetz, S. Klotz, and E. Arndt, editors. The canopy of temperate floodplain forest. University Leipzig, Leipzig.

STURM, K. (1993). *Prozeßschutz - ein Konzept für naturschutzgerechte Waldwirtschaft*. Zeitschrift für Ökologie und Naturschutz 2: 181-192

TEUBERT, H. (1999): Das Grünland im sächsischen Teil der Elster-Luppe-Aue – vegetationskundliche und floristische Untersuchungen nach naturschutzfachlichen Gesichtspunkten. Dipl. Arbeit HS Anhalt (FH), 222 S.

TEWARI, S., KULHAVY, J., ROCK, B.N. & HADAS, P. (2003): Remote monitoring of forest response to changed soil moisture regime due to river regulation. *Journal of Forest Science* 49 (9), 429-438.

TRAUTNER, J. et al. (1998). Rote Liste der Sandlaufkäfer und Laufkäfer (Coleoptera: Cicindelidae et Carabidae) (Bearbeitungsstand 1996). In BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ (Hrsg.) (1998). *Rote Liste gefährdeter Tiere Deutschlands*. Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz, Heft 55: 159-167

UETZ, G. W., J. HALAJ & A. B. CADY (1999): Guild structure of spiders in major crops. Journal of Arachnology 27:270-280.

ZÄUMER, U. (1996): Das NSG Burgaue. Historische Entwicklung des Gebietes. – In: Natur und Naturschutz im Raum Leipzig. H.2, S. 67 – 73.

ZEISSLER, H. (1971): Schnecken im Auenwaldgebiet nordwestlich von Leipzig. Malak. Abh. Mus. Tierkunde Dresden 3 / 15: 175-223

ZEISSLER, H. (1977): Schnecken in den nordwestlichen Wäldern des Leipziger Stadtgebietes. Malak. Abh. Mus. Tierkunde Dresden 5 / 16: 313-236

ZEISSLER, H. (1986): Schnecken im südlichen Auenwald beiderseits der Koburger Str. (Gastropoda). Malak. Abh. Mus. Tierkunde Dresden 11 / 11: 135-145

ZEISSLER, H. (1988): Landschnecken im Waldkomplex Grünitz an der Straße zwischen Schkeuditz und Dölzig (Kreis Leipzig Land). Malak. Abh. Mus. Tierkunde Dresden 13 / 16: 159-174

ZEISSLER, H. (1995): Landschnecken. – In: Müller, G.K. et al. (1995): Die Leipziger Auen – Bestandsaufnahme und Vorschläge für die Gebietsentwicklung. Mat Natsch. u. Landschpfl. SMUL, H. 1/95, S. 68-71.