



**Vergleich der Carabidenpopulation  
im Gefolge von Flut und Trockenheit  
in ufernahen Lebensräumen des Rheins  
(Auwald, Polder)**

DISSERTATION

Zur Erlangung des Grades

„Doktor der Naturwissenschaften“

(Dr. rer. nat.)

am Fachbereich Biologie

der Johannes Gutenberg- Universität Mainz

vorgelegt von

**Tanja Lessel**

Geb. am 15.02.1977 in Saarlouis

Mainz, Oktober 2013

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

Tanja Lessel, Mainz, im Oktober 2013

<b>1. Einleitung</b>	<b>1</b>
<b>2. Material und Methoden</b>	<b>13</b>
<b>2.1 Untersuchungsgebiete</b>	<b>13</b>
2.1.1 Hartholz- Auwald bei Ingelheim	13
2.1.2 Polder bei Ingelheim	19
2.1.3 Polder Bürgerweide bei Worms	28
2.1.4 Klima & Rheinpegelstände	40
2.1.4.1 Wetterdaten der Untersuchungsgebiete Ingelheim und Worms	40
2.1.4.2 Rheinpegelstände	47
<b>2.2 Probenahme und Determination</b>	<b>52</b>
2.2.1 Zeitraum und Daten der Probenahmen im Auwald	52
2.2.2 Zeitraum und Daten der Probenahmen im Polder Ingelheim	54
2.2.3 Zeitraum und Daten der Probenahmen im Polder Bürgerweide in Worms	57
2.2.3.1 Beprobung des Polders durch die AG Seitz 2001-2004	57
2.2.3.2 Beprobung des Polders durch die AG Eisenbeis 2008-2010	58
2.2.4 Beschreibung der Fangmethoden	60
2.2.4.1 Bodenfallen	60
2.2.4.2 Stammeklektoren	66
2.2.4.3 Bodenbohrungen	69
<b>2.3 Arbeiten im Labor</b>	<b>70</b>
2.3.1 Vorbereitung des Untersuchungsmaterials	70
2.3.2 Bestimmung der Carabiden	70
2.3.3 Charakterisierung der Carabiden	71
2.3.4 Bestimmung des Bodenwassergehalts	74
<b>2.4 Statistik</b>	<b>75</b>
2.5.1 Beschreibende Statistik	75
2.5.2 Wertende Statistik	81

<b>3. Ergebnisse</b>	<b>83</b>
<b>3.1 Ergebnisse der Untersuchungen im Auwald</b>	<b>83</b>
3.1.1 Ergebnisse der Bodenfallen; Mai 2005- April 2006	83
3.1.2 Ergebnisse der Bodenfallen; Mai 2006- April 2007	88
3.1.3 Ergebnisse der Bodenfallen; Mai 2007- April 2008	93
3.1.4 Ergebnisse der Bodenfallen zur Untersuchung des Randeffektes	98
3.1.5 Vergleich der Ergebnisse der Bodenfallen im Auwald	99
3.1.6 Vergleiche der Untersuchungsergebnisse der Stammeklektoren im Auwald von Mai 2005 bis Mai 2008	104
<b>3.2 Ergebnisse der Untersuchungen im Polder Ingelheim</b>	<b>107</b>
3.2.1 Ergebnisse 1. Untersuchungsjahr Januar 2007- Dezember 2007	107
3.2.2 Ergebnisse 2. Untersuchungsjahr Januar 2008- Dezember 2008	113
3.2.3 Ergebnisse 3. Untersuchungsjahr Januar 2009- Dezember 2009	119
3.2.4 Vergleiche der Untersuchungsergebnisse 2007-2009	125
3.2.5 Ergebnisse der Bodenfallen mit unterschiedlicher Fanglösung	129
3.2.6 Ergebnisse der Bodenfallen am Standort 0	131
<b>3.3 Ergebnisse der Untersuchungen im Polder Bürgerweide in Worms</b>	<b>133</b>
3.3.1 Ergebnisse 1. Untersuchungsjahr Juli 2008- Mai 2009	133
3.3.2 Ergebnisse 2. Untersuchungsjahr Juli 2009- Mai 2010	138
3.3.3 Vergleich der Ergebnisse der Untersuchungsjahre 2008-2010	143
3.3.4 Ergebnisse der Bodenfallen an Standort W11	149
3.3.5 Vergleich die Daten der AG Prof. Dr. Seitz mit eigenen Ergebnissen	151
<b>4. Diskussion</b>	<b>154</b>
<b>4.1. Der Rhein</b>	<b>154</b>
<b>4.2. Regionaler Klimawandel, Folgen, vor allem in Bezug auf den Rhein</b>	<b>156</b>
<b>4.3 Laufkäfer und ihre Bedeutung für den Naturschutz</b>	<b>161</b>

4.3.1 Laufkäfer	161
4.3.2 Laufkäfer als Bioindikatoren	164
4.3.3 Laufkäfer und Überflutungen	169
4.3.4 Laufkäfer und Trockenheit/Hitze	176
<b>4.4 Diskussion der Ergebnisse</b>	<b>177</b>
4.4.1 Diskussion der Ergebnisse im Hartholzauwald in Ingelheim	177
4.4.2 Diskussion der Ergebnisse der Stammeklektoren im Hartholzauwald in Ingelheim	190
4.4.3 Diskussion der Ergebnisse des Polders in Ingelheim	192
4.4.3.1 Bedeutung der ökologischen Flutungen	201
4.4.4 Diskussion der Ergebnisse des Polders Bürgerweide in Worms	204
4.4.5 Diskussion der unterschiedlichen Fangflüssigkeiten	211
4.4.6 Bemerkenswerte Laufkäferfunde	213
<b>5. Zusammenfassung</b>	<b>219</b>
<b>6. Literaturliste</b>	<b>226</b>
<b>7. Anhang</b>	<b>247</b>
<b>7.1 Anhang Untersuchungsgebiete Ingelheim</b>	<b>247</b>
<b>7.2 Anhang Untersuchungsgebiet Worms</b>	<b>267</b>

# 1. Einleitung

Flüsse haben und hatten für Menschen schon immer eine herausragende Bedeutung. Sie bieten Wasser für die Bewirtschaftung von Feldern und Äckern, dienen als Trinkwasserreservoir und werden als Verkehrswege genutzt. Diese Eigenschaften führten dazu, dass vor allem die Ufer an großen Flüssen schon früh besiedelt wurden.

Der längste und wasserreichste Fluss Deutschlands ist der Rhein. Er entspringt im St. Gotthard-Massiv in den schweizerischen Alpen und mündet in die Nordsee. Sein Einzugsgebiet erstreckt sich auf acht Anliegerstaaten. Es umfasst den größten Teil der Schweiz, ganz Lichtenstein sowie weite Teile Deutschlands und der Niederlande. Weiterhin sind Gebiete im Osten Frankreichs, im Westen Österreichs, in Belgien und in Italien eingeschlossen. Er hat eine Gesamtlänge von ca. 1300 km und wurde zum Großteil für die kommerzielle Schifffahrt nutzbar gemacht. Er besitzt somit nicht nur eine enorme wirtschaftliche Bedeutung, sondern dient auch als „Brücke“ zwischen Deutschland und Frankreich. Der Rhein wurde daher zu einem der wichtigsten Knotenpunkte für Industrie und Handel in Europa (ERBE 2000).

Damit der Rhein seine heutige wirtschaftliche Bedeutung erreichen konnte, mussten jedoch einige Veränderungen an seinem natürlichen Lauf und seinen Flusslandschaften vorgenommen werden. Die größten baulichen Umgestaltungen fanden im Rahmen des Übergangs von einer natürlichen Kulturlandschaft zum Industriezeitalter statt (ERBE 2000).

Die gravierendsten Eingriffe in den Flusslauf des Rheins und die Umgestaltung der Ufer fanden in den letzten 200 Jahren statt: Die Tulla'sche Oberrheinkorrektion von 1825 (Johann Gottfried Tulla) führte zu einer Begradigung des südlichen Oberrheins. Dies hatte eine Verkürzung des Flusslaufs zur Folge und der Rhein wurde auf ein einziges durchgehendes Bett festgelegt. In diesem Zusammenhang wurden weite Bereiche der Auen ausgedeicht, was zu einem erheblichen Landgewinn führte und einen dauerhaften Grenzverlauf zwischen Frankreich und Deutschland schuf. Der mit den Veränderungen des Rheinausbaus und dem damit verbundenen Landgewinn auftretende Rückgang und Wandel in der ökologischen Artenvielfalt wurde zwar registriert, aber nicht weiter beachtet.

Dass sich mit der Trockenlegung von Auenlandschaften die Wasser- und Röhrichtvegetationen enorm veränderten und zahlreiche Tierarten verschwanden, erregte wenig Aufmerksamkeit. Auch die Auswirkungen auf die Fischerei sowie die höhere Abflussgeschwindigkeit des Wassers und die daraus resultierenden Folgen, wurden nicht weiter ernst genommen und daher nicht in die Planung einbezogen (BERNHARDT 2000).

Max Honsell setzte die begonnene Rheinregulierung von Tulla fort, insbesondere durch Bauten (Buhnen) im Fluss. Aufgrund einer sogenannten Niederwasserregulierung wurde der Oberrhein für die Schifffahrt auch bei Niedrigwasser durchgängig befahrbar gemacht (BERNHARDT 2000).

Besonders einschneidende Auswirkungen für Naturschutz und Wasserwirtschaft hatte der moderne Oberrheinausbau Anfang des 20. Jahrhunderts. In den 70er Jahren wurden, zur Regulierung des Wasserstandes und zur Verhinderung eines weiteren Absinkens des Grundwassers, Staustufen errichtet. Große Flächen, welche bis dahin als Rückhalteflächen dienten, wurden vom Rhein abgeschnitten (SPÄTH et al. 2000).

Die Rheinkorrektion und die -regulierung führten zu massiven Eingriffen in die verschiedenen Ökosysteme entlang der Rheinufer. Der vormals vorherrschende Auwald wurde durch Veränderungen des Flusslaufs und durch Trockenlegungen fast vollständig vernichtet. Die Begradigung und die Verkürzung des Flusslaufes führten zu einer höheren Fließgeschwindigkeit des Wassers und somit zu einer stärkeren Abtragung der Ufer. Aufgrund der fehlenden Überflutungsflächen kam es zu einem erhöhten Hochwasserrisiko für die besiedelten Gebiete (LANGE 2007, SPÄTH et al. 2000).

Hochwasser im Allgemeinen gehören zu den natürlichen Vorgängen in der Umgebung der Fließgewässer. Sie bilden sich als Folge ergiebiger, großflächiger Dauerregen oder eher lokal bis regional ausgeprägter, kurzzeitiger Starkniederschläge. Aber auch großflächige, schnell abtauende Schneedecken können Hochwasser erzeugen. An natürlichen Flussläufen verteilt sich das Wasser in den angrenzenden Arealen (Auen, Überschwemmungsgebiete). Jedoch aufgrund der anthropogenen Begradigung und Einbettung der Flüsse steigt ihr Pegel an, was eine höhere Fließgeschwindigkeit nach sich zieht und wegen der fehlenden Möglichkeit des Flusses sich auszubreiten, kann es zu Hochwassern mit katastrophalen Folgen kommen.

Schlimmste Hochwasser an den Flussläufen von Rhein, Oder, Donau und Elbe finden seit Mitte der 90er Jahre statt (RAST & GEIGER 2007), mit tendenziell kürzeren Abständen und größerer Häufigkeit (siehe auch Rheinhochwasser 2011, 2013).

Diese Hochwasser können jedoch nicht ausschließlich auf die baulichen Veränderungen der Flüsse zurückgeführt werden. Vielmehr gewinnt ein weiterer wichtiger Aspekt in den letzten Jahren immer mehr an Bedeutung: Gemeint ist der von der Atmosphärenerwärmung getriebene Klimawandel.

Als Motor dieses Wandels gelten zahlreiche anthropogene Einflüsse (z.B. Abholzung der Regenwälder, CO<sub>2</sub>-Ausstoss). Diese führen unter anderem zu einer Erwärmung der Erdatmosphäre sowie zu einem stärkeren Abschmelzen der Gletscher und zu einem Rückgang der Permafrostböden (OVERPECK et al. 1997). Die sichtbaren Folgen, die sich daraus ergeben, sind Hitzewellen oder Flutkatastrophen, die auch bereits deutlich in Mitteleuropa spürbar sind. Als Beispiele muss man die Extremsommer 1995 (MORECROFT et al. 2002) und 2003 (SCHÄR & JENDRETZKY 2004, SCHÄR et al. 2004) sowie die Hochwasser an Rhein (1995, 2011, 2013), Oder 1997 und Elbe 2002 (CHRISTENSEN & CHRISTENSEN 2002, MIDDELKOOP et al. 2001) nennen.

Auch regional können solche Klimaveränderungen bereits beobachtet werden. Vor allem der Extremsommer 2003 gilt als eines der besten Beispiele einer solchen Hitzewelle. Er gilt als die größte Naturkatastrophe in Europa seit Jahrhunderten (SCHWARZ et al. 2007) und war der heißeste Sommer seit ungefähr 500 Jahren ([www.wetteronline.de](http://www.wetteronline.de)). Aufgrund einer so extremen Hitze kommt es zu einer erhöhten Verdunstung der Wasseroberflächen von Flüssen oder Seen. Seit dem Sommer 2003 liegt der Rheinpegel um ca. 0,5 m tiefer als in den Jahren zuvor ([www.wetteronline.de](http://www.wetteronline.de)). Des Weiteren können daraus, aufgrund der hohen Verdunstungsrate und der höheren H<sub>2</sub>O-Kapazität in der Atmosphäre, extrem starke, lokale Niederschläge resultieren, welche zu Hochwassern und Überflutungen führen. Beispiele hierfür sind: Fluten an Rhein (1993, 1995, 2011, 2013), Oder (1997), Elbe (2002), Rhone (2002) und Traunstein (2005) (CHRISTENSEN & CHRISTENSEN 2002, KUNDCEWICZ 2005). Durch weiter zunehmende CO<sub>2</sub>-Emissionen und die damit verbundene Erwärmung steigt auch die Wahrscheinlichkeit weiterer Extremsommer und anderer klimatischer Extremereignisse um mehr als 70% (STOTT et al. 2004).

Die zunehmend milden Winter müssen auch als mögliche Folge des Klimawandels betrachtet werden. Der Rückgang der Schneemenge in den Gebirgen (Winter 2006/07) führt zu fehlendem Schmelzwasser im Frühjahr.

Daraus resultiert ein niedriger Wasserpegel, vor allem in den großen mitteleuropäischen Strömen (z.B. Rhein, Elbe, Donau). Damit sinkt die Wahrscheinlichkeit von periodischen Winter- und Frühjahrshochwassern (KLEIN et al. 2003, MIDDELKOOP et al. 2001).

Im Gegensatz dazu war der starke und langanhaltende Winter 2012/13 der fünfte Winter, der kälter als das langjährige Mittel (1981-2010) ausfiel („...*was im völligen Widerspruch zu den Klimaprognosen vor gut 13 Jahren steht. Damals wurden zukünftig Winter mit Eis und Schnee bei uns in Deutschland als Auslaufmodell angesehen.*“). Als Ursache kann eine Verschiebung von Kältezonen sowie die geringe Anzahl an Sonnenstunden angenommen werden („*Es war der dunkelste Winter seit Beginn der regelmäßigen Aufzeichnungen der Sonnenscheindauer im Jahr 1951.*“) (<http://de.nachrichten.yahoo.com/blogs/heiter-bis-wolkig/rekordwinter-2012-2013-die-fakten-101513144.html>).

Die Auwälder als ufernahe Lebensräume und natürliche Überflutungsflächen sind durch diese periodischen Überflutungen (Frühjahrsfluten) charakterisiert und am meisten davon betroffen, da sie die natürliche Vegetationsform entlang von Fließgewässern repräsentieren. Aufgrund der Dynamik des Wassers stellen sie sehr artenreiche Waldbestände mit komplexen vertikalen und horizontalen Strukturen dar (HAUSCHILD 2006, KAULE 2001, SCHOLZ et al. 2005). Das Zusammenspiel von Hochwasser, Perioden der Trockenheit, Erosion und Sedimentation sorgen für einen dauernden Wandel dieser außergewöhnlichen Naturräume. Des Weiteren bieten sie zahlreiche Nahrungs-, Aufenthalts- und Brutplätze, was ihre Bedeutung für den Naturschutz zeigt (SCHÄFER 1989).

Die Auwälder haben nicht nur wichtige ökologische, wirtschaftliche und ästhetische Funktionen, sondern vor allem speichern sie Wasser und bilden eine natürliche Schutzmaßnahme vor Hochwasser. Durch ihre Ufergehölze (Weichholzaue) dienen sie als Puffer bei Hochwasser und schützen so die Uferbereiche vor Erosion. Dies führt unter anderem auch zu einer Verlangsamung der Fließgeschwindigkeit. Fließgewässer und Auen bilden somit einen zusammenhängenden Biotopkomplex (SCHÄFER 1989).

Die ursprünglichen Auwälder entstanden nach der Eiszeit vor ca. 10000 Jahren. Durch massive Eingriffe des Menschen sind sie jedoch fast komplett verschwunden.

Die Auwälder am Rhein sind insbesondere durch die Schneeschmelze in den Alpen und den hohen Kalkgehalt der Gesteine des Einzugsgebiets geprägt. Sie wurden bis ins 19. Jahrhundert hinein periodisch überflutet, vor allem im Frühling bis Frühsommer, durch die Schneeschmelze in den Alpen (SPÄTH et al. 2000).

Am Rhein wurden, aufgrund der baulichen Veränderungen, mehr als 85% der natürlichen Überschwemmungsaue in den letzten beiden Jahrhunderten vernichtet. Es fand eine rasche Besiedlung der ufernahen Gebiete sowie die landwirtschaftliche Nutzung der trockengelegten Gebiete statt. Extreme Hochwasserereignisse gab es am Rhein 1993 und kurz darauf 1995. Auch im Januar 2011 sowie ganz aktuell 2013 kam es zu extremen Hochwassern am Rhein. Die Summe der Schäden in den hochwassergefährdeten Gebieten in Deutschland belief sich in den letzten 20 Jahren auf weit mehr als 1.5 Milliarden Euro.

Dies führte dazu, dass im Jahr 1998 die Rheinanliegerstaaten einen mit konkreten Zielvorgaben ausgestatteten „Aktionsplan Hochwasser“ mit einem Kostenvolumen von 12 Milliarden Euro bis 2020 verabschiedeten. Im Jahr 2001 wurde das Aktionsprogramm in ein umfassenderes Programm „Rhein 2020“ integriert, mit der Maßgabe „dem Rhein solle mehr Raum gegeben werden“. Dies beinhaltete die Festlegung zusätzlicher Überflutungsflächen entlang des Rheins, Schaffung neuer Retentionsräume, insbesondere den Bau von Poldern sowie Erhaltung und Renaturierung der noch vorhandenen Auengebiete (KRAUTENBURGER et al. 2002, LfU 2005, PATZ et al. 1999, RAST & GEIGER 2007, REBHAN 1997, SIEPE 1994, SIEPE 2006, VOLK 1999).

Der Polder Bürgerweide in Worms sowie der Polder in Ingelheim sind beides Projekte, welche im Rahmen des „integrierten Rheinprogramms (IRP)“ und des Aktionsplans „Rhein 2020“ gebaut wurden. Bei dem Polder Bürgerweide in Worms handelt es sich um die Schaffung neuer Überflutungsflächen aufgrund einer Deichrückverlegung sowie um die Renaturierung des Altbachs.

Der Polder Ingelheim ist eine künstlich geschaffene Retentionsfläche, in der mit Hilfe eines angelegten sogenannten ökologischen Flutungskanals, die Erhaltung wertvoller Ruderalflächen begünstigt werden soll.

Dieser Flutungskanal hat die Aufgabe, den Innenraum des Polders direkt an die Dynamik des Rheins anzuschließen, sodass bereits bei kleineren Hochwassern Wasser in den Rückhalteraum einströmt kann (SIEPE 2006).

Alle Lebensräume, welche von der Dynamik von Flüssen betroffen werden, wie z.B. Auwälder oder Polder, sind spezialisierte Lebensräume und stellen eine große Herausforderung für die dort angesiedelte Flora und Fauna dar. Fehlende periodische Überflutungen, zunehmende Trockenheit im Sommer, aperiodisch auftretendes Hochwasser, etwa durch starke lokale Niederschläge, führen zu einer Störung dieser sensiblen Habitats. Mittels Bioindikatoren wird versucht, solche ökologischen Veränderungen und den damit verbundenen Wandel von Fauna und Flora zu dokumentieren. Aufgrund ihrer Lebensweise eignen sich vor allem bodenbewohnende Tiergruppen, z.B. Arthropoden, als Bioindikatoren (LANGOR & SPENCE 2006).

Diese bodenbewohnenden Tierarten müssen an einen mehr oder weniger periodischen Zyklus von Überflutungen und trockenen Lebensbedingungen optimal angepasst sein (ROTHENBÜCHER & SCHEFFER 2006, SPANG 1996). Die meisten auenbewohnenden Lebewesen sind sogar auf solche Überflutungen angewiesen, da diese ihnen einen Selektionsvorteil bieten (SPANG 1996). Besonders betroffen von diesen Überflutungen sind vor allem bodenbewohnende (epigäische) Arthropoden, welche auf oder in der Erde leben.

Zu diesen epigäischen Bewohnern gehören auch viele Vertreter der Laufkäfer (Carabidae, Ordnung: Coleoptera, Klasse: Hexapoda) (CHINERY 1973, KLAUSNITZER 2002, WACHMANN et al. 1995). In Deutschland sind etwa 550 verschiedene Carabidenarten bekannt (KAULE 2001), in Rheinland-Pfalz konnten bisher insgesamt 369 Arten nachgewiesen werden (SCHÜLE & PERSOHN 1998).

Die Laufkäfer zeichnen sich durch ihre vielfältige Lebensweise aus. Man findet sie epigäisch (auf der Bodenoberfläche) oder arboricol (auf den Bäumen) lebend. Die verschiedenen Arten haben sich in unterschiedlichen Lebensräumen angesiedelt, so unterscheidet man waldbewohnende (silvicole) Arten, Offenlandarten, sandliebende Arten, etc. (BRÄUNICKE & TRAUTNER 2009, KAULE 2001). Die meisten Laufkäfer sind nachtaktive Räuber (Prädatoren), welche sich von anderen kleineren Arthropoden, wie Milben oder Collembolen (SCHERNEY 1959, THIELE 1977), ernähren.

Des Weiteren findet man unter ihnen aber auch Pflanzen-, oder samenfressende Arten sowie Aasfresser (FREUDE et al. 2004, WACHMANN et al. 1995).

Aufgrund dieser unterschiedlichen Lebensweisen spielen die Laufkäfer auch eine Rolle bei der Verwertung toter pflanzlicher und organischer Stoffe (Nahrungspyramide), der Bildung von Humus, der Auflockerung des Bodens und der Verteilung der Nährstoffe. Sie werden sogar zur biologischen Schädlingsbekämpfung eingesetzt (z.B. *Calosoma inquisitor*). Somit sind sie eine wichtige Tiergruppe zur Erhaltung der Stabilität von Ökosystemen (KLAUSNITZER 2002, WACHMANN et al. 1995). Sie eignen sich daher als Bioindikatoren, da sie eine ausgeprägte Biotopbindung besitzen (BRÄUNICKE & TRAUTNER 2009, KAULE 2001, RAINIO & NIEMELA 2003, THIELE 1964, THIELE 1977). Außerdem kommen sie in nahezu allen terrestrischen Lebensräumen der Erde vor und zeichnen sich durch ihre hohe Aktivitätsdichte und ihren Artenreichtum aus (TIETZE 1968).

Der taxonomische und ökologische Kenntnisstand über die Laufkäfer ist aufgrund vieler bisher durchgeführter Untersuchungen sehr gut (BARNDT et al. 1991, FREUDE et al. 2004, KLAUSNITZER 2002, KOCH 1989). Ein weiterer wichtiger Aspekt ist ihre gute Erfassbarkeit und Handhabung, weshalb sie sich gut für vergleichende Freilanduntersuchungen eignen (ASSMANN & TERLUTTER 1999, BARBER 1931, KAULE 2001, MÜLLER-MOTZFELD 1989, THIELE 1977).

Durch mehrere Untersuchungen konnte nachgewiesen werden, dass die Carabidenzönosen von Bodenfeuchte, relativer Feuchte der bodennahen Luftschichten, Temperatur- und Insulationsregime, Vegetations- und Habitatstruktur sowie von qualitativer und quantitativer Zusammensetzung des Nahrungsspektrums abhängen (BONN & KLEINWÄCHTER 1999, BONN & SCHRÖDER 2001, THIELE 1964, THIELE 1977). Jedoch gibt es Unterschiede in der Bindung an die genannten biotischen und abiotischen Umweltfaktoren. Die Spanne dieser Bindung reicht von unspezialisierten, eurytopen Arten, welche die Schwankungen der Umweltbedingungen in größerem Maße ertragen, bis hin zu extrem stenotopen Arten, deren Toleranz gegenüber Schwankungen sehr gering ist (MAAS 1999, THIELE 1977). Je höher der Anteil stenotoper Arten in einem Habitat, desto höher ist der Hinweis auf einen besonders spezialisierten Lebensraum (KAULE 2001).

Das Wissen um solche Arten ist eine wichtige Voraussetzung zur Beurteilung naturschutzfachlicher Fragen, welche auch Aufschluss über den Erfolg von Renaturierungsmaßnahmen geben können (ASSMANN & TERLUTTER 1999). Die Bedeutung von Fließgewässern für den Arten- und Biotopenschutz muss also artenspezifisch und auf dem Hintergrund bekannter Artenvorkommen eingestuft werden (KAULE 2001). Aufgrund des guten allgemeinen Kenntnisstandes über die Laufkäfer wurden sie bereits in vielen ökologischen Studien als Indikatoren kleinerer bis mittlerer Flächen, im Bereich von Flüssen, verwendet (KAULE, 2001, RECK 1990, RIECKEN 1992).

Es wird immer wichtiger, die Einflüsse von Hochwassern auf die angesiedelte Flora und Fauna in den betroffenen Gebieten zu untersuchen. Viele Arbeiten befassen sich deshalb bereits mit den Auswirkungen auf die Laufkäferfauna (HANDKE 1997, KLIMES 2002, VAN LOOY et al. 2005). Durch die oben beschriebene Zunahme von Hochwassern bietet es sich geradezu an, die Laufkäfer als Modellorganismen zur Veränderung der Bedingungen in den ufernahen Lebensräumen des Rheins zu verwenden.

Mittlerweile gibt es zahlreiche Untersuchungen über die Auswirkungen von Überflutungen auf die Laufkäfer an Elbe (BONN et al. 1997, BONN & HELLING 1997, BONN & KLEINWÄCHTER 1999, ILG et al. 2008, KLEINWÄCHTER 2007), Oder (LANG & PÜTZ 1999, WOHLGEMUTH v. REICHE & GRUBE 1999), Saale (HAFERKORN 1996) und auch am Rhein (GERKEN 1980, 1981, 1985, HANDKE 1996, LUDEWIG 1996a, 1999a, 1999b, 2001, LESSEL 2007, LESSEL & EISENBEIS 2008, NEU 2007, REBHAN 1997, SIEPE 1989, 1994, 2006, SPANG 1999, ZAWADZKI & SCHMIDT 1994).

Um sich in solchen dynamischen Lebensräumen ansiedeln zu können, müssen die Laufkäfer spezielle Anpassungen besitzen, bzw. spezielle Überlebensstrategien entwickelt haben um mit dem häufigen Wechseln von Überflutung und Trockenheit umgehen zu können. Die häufigste Methode der Laufkäfer um dem Hochwasser zu entkommen ist die aktive Migration. Aufgrund ihrer speziell ausgebildeten Laufbeine können sie vor Hochwassern fliehen (Horizontalmigration) oder höher gelegene Areale (Vertikalmigration) erreichen (HILDEBRANDT et al. 1997). Sie suchen Schutz auf Bäumen (FREUDE et al. 2004, WACHMANN et al. 1995), unter Pflanzen, oder in hohlen Pflanzenteilen, in leeren Schneckenhäusern oder retten sich auf die nächst höher gelegene Insel (HILDEBRANDT et al. 1997, LANG & PÜTZ 1999).

Einige der Laufkäferarten benutzen ihre Flugfähigkeit, um aus dem Gefahrenbereich zu fliehen (ADIS 1992, BONN et al. 1999). Eine weitere Strategie ist die Fähigkeit zur schnellen Wiederbesiedlung eines Gebietes nach dem Hochwasser (BONN 1997, WOHLGEMUTH v. REICHE & GRUBE 1999). Des Weiteren haben einige Laufkäferarten einen angepassten Fortpflanzungs- und Entwicklungszyklus entwickelt. Sie pflanzen sich besonders in „störungsfreien“ Zeiten fort, besitzen eine hohe Populationsdichte oder sie überwintern im Larvalstadium (ADIS & JUNK 1992, DECLEER 2003, GRUBE 1997, RASKIN 1998). Auch konnte bei einigen Untersuchungen ein gutes Schwimm- und Tauchvermögen einiger Laufkäferarten dokumentiert werden (SIEPE 1994, ZULKA 1993). Jedoch fehlen noch intensivere Untersuchungen über autökologische Anpassungen der Laufkäfer an Überflutungsereignisse in Mitteleuropa.

Im Gegensatz dazu sind bereits ausführliche Untersuchungen im Amazonasgebiet durchgeführt worden (ADIS 1992, ADIS & JUNK 2002, ADIS & MESSNER 1991, ELLIS 2001, ZERM & ADIS 1992). In den Überschwemmungswäldern am Amazonas findet in regelmäßigen Abständen (ca. alle 6 Monate) eine länger anhaltende Überstauung der Wälder statt. Bodenarthropoden produzieren hohe Populationen in geeigneten Zeiten, da sie drastisch Einbußen während Überflutungen und Trockenheit haben. Aufgrund der regelmäßigen, einmaligen und vorhersehbaren Überflutung finden sich zahlreiche morphologische Anpassungen (Atmungsorgane, Flugdimorphismus), physiologische Anpassungen (Dormanz der Eier, alternierende Entwicklungsstadien) oder auch Anpassungen des Verhaltens (Migration, zeitweiliges Tauchen).

Untersuchungen über die Auswirkungen von Trockenheit, vor allem auf die Laufkäfer, sind bisher nur wenig untersucht (MORECROFT et al. 2002, MÜLLER-MOTZFELD 2004 PLUM & FILSER 2005). Das Problem hierbei ist wahrscheinlich die Definition des Begriffs Trockenheit. Im Bereich von Mitteleuropa bedeutet Trockenheit ein Ausbleiben von Niederschlägen oder das Fehlen von Schneeschmelzen im Frühjahr. Das Fehlen von Niederschlägen oder der fehlende Anstieg eines Flusspegels, aufgrund fehlender Schneeschmelzen, führt zu extremen Trockenphasen in den wasserabhängigen Gebieten. Dies kann erhebliche Auswirkungen auf Gebiete haben, welche auf periodische Hochwasser angewiesen sind (z.B. Auwälder).

Somit sind die Auwälder in doppelter Weise betroffen, sowohl durch die anthropogenen Veränderungen der Flussläufe, was eine Zerstörung der meisten Auwälder oder ein Trockenlegen zur Folge hatte, andererseits durch extreme Hochwasser, welche aufgrund dieser Veränderungen nicht mehr periodisch, sondern als Extremereignis, auftreten. Dieses Problem wird zusätzlich noch durch den Klimawandel verstärkt, da es aufgrund der zunehmenden Erderwärmung zu milderem Wintern und trockeneren Sommer kommt.

Diese Promotion wurde durch das Kompetenzzentrum „Flut und Hitze“ an der Johannes-Gutenberg-Universität in Mainz gefördert. In diesem Zusammenhang wurden bereits Untersuchungen über die Folgen des lokalen Klimawandels auf andere Tiergruppen (z.B. Collembolen, Pseudoskorpione, Asseln und Spinnen) durchgeführt (MARX & SCHÖNHÖFER 2005, KÖHL 2007, KEUTNER 2008, MARX et al. 2008, MARX et al. 2009, WILD 2008, GUHMANN 2010, MARX 2011).

Die Ergebnisse dieser Arbeit vergleichen drei verschiedene Habitats in Ufernähe und sollen mögliche Auswirkungen von Extremereignissen (Überflutung, Trockenheit) auf die epigäische Laufkäferfauna aufzeigen. Um ein möglichst breites Spektrum an Daten zu erhalten, sind die Laufkäfer als aktive epigäische Prädatoren für dieses Projekt von hohem Interesse. Sie sind sowohl direkt (durch mikroklimatische Veränderungen) wie auch indirekt (Veränderungen ihres Nahrungsvorkommens (z.B. Collembolen) von den Auswirkungen betroffen. Somit sind sie ein weiterer Mosaikstein in dem bereits untersuchten Ökosystem.

Bei dem ersten Untersuchungsgebiet handelt es sich um ein Auwaldfragment im Naturschutzgebiet „Sandlache“, welches seit dem Extremsommer 2003 (bis 2011) nicht mehr vollständig überflutet wurde. Der Untersuchungszeitraum bezog sich auf die Jahre 2005-2008. Es sollte die Laufkäferfauna erfasst und mögliche Veränderungen, bei Überflutungen oder bei anhaltender Trockenheit, beschrieben werden.

Das zweite Untersuchungsgebiet war der im Jahr 2006 fertiggestellte neu gebaute Polder in Ingelheim. Er wurde im Rahmen eines Projektes des IRP als Hochwasserschutzmaßnahme gebaut. Mit Hilfe eines eingebauten Überflutungskanals wurde der Innenraum des Polders (Kernzone) an die Dynamik des Rheins angeschlossen und wird schon bei geringem Hochwasser teilweise geflutet.

Auch hier sollte die Zusammensetzung der Laufkäferfauna erfasst werden und mögliche Einflüsse der teilgefluteten Bereiche sowie eventuelle Unterschiede zu den nicht überfluteten Randbereichen dargestellt werden. Weiterhin sollte das Augenmerk auf eine Renaturierung sowie eine mögliche Ansiedlung von spezialisierten und geschützten Arten gerichtet werden.

Als drittes Untersuchungsgebiet wurde der Polder Bürgerweide in Worms mit in diese Arbeit einbezogen. Er entstand aufgrund einer Deichrückverlegung im Jahre 2001. Das Gebiet wurde früher ausschließlich landwirtschaftlich genutzt. Durch die Rückverlagerung des Deiches, die Sanierung und Verlegung des Altbachs sowie der Anlage eines Tümpels und Anpflanzungen von Weidenflächen sollte eine ökologische Aufwertung des Gebietes erfolgen. Bereits 2001, kurz nach seiner Fertigstellung, wurde dieser Polder von der Arbeitsgruppe Prof. Dr. Seitz (2001-2004) untersucht. Im Rahmen dieser Arbeit sollen die gleichen Standorte wie damals erneut untersucht werden und festgestellt werden, inwieweit sich die Carabidenfauna von damals etabliert oder verändert, bzw. eine mögliche Sukzession stattgefunden hat.

Des Weiteren soll ein Vergleich aller drei Untersuchungsgebiete stattfinden und eventuelle Ähnlichkeiten oder Veränderungen der Laufkäferfauna aufzeigen.

Folgende Fragestellungen werden mit dieser Arbeit aufgegriffen:

1. Beschreibung der Carabidenfauna des Hartholzauwaldes in Ingelheim
2. Entspricht die Carabidenfauna des kleinräumigen Auwaldes noch der eines „typischen“ Auwaldes? Können „typische“ Auwaldarten nachgewiesen werden?
3. Wie setzen sich die Carabidenarten im Polder Ingelheim zusammen?
4. Haben die ökologischen Flutungen Einfluss auf die Carabidenfauna?
5. Vergleiche der Carabidenfauna des Auwaldes und des Polders in Ingelheim. Gibt es Ähnlichkeiten? Gibt es Unterschiede?
6. Wie sieht die Carabidenfauna im Polder Bürgerweide in Worms aus?

7. Gibt es Veränderungen zwischen den erfassten Laufkäfern der AG Prof. Dr. Seitz und der für diese Arbeit ermittelten Daten?
8. Kann eine Sukzession der Carabidenfauna gezeigt werden?
9. Vergleiche zwischen den Carabiden des Auwaldes und des Polders in Ingelheim mit den Daten aus dem Polder Worms. Gibt es Ähnlichkeiten? Gibt es Unterschiede?
10. Gibt es Unterschiede in der Fängigkeit der verwendeten Fangflüssigkeiten?

## 2. Material & Methoden

### 2.1 Untersuchungsgebiete

Die Untersuchungsstandorte befinden sich geographisch alle am nördlichen Oberrhein. Zwei davon liegen in der Nähe von Ingelheim am Rhein und gehören kartographisch in das „Mainzer Becken“, begrenzt im Norden durch den Taunus und den Hunsrück, im Süden durch den Pfälzer Wald, im Westen durch den Donnersberg und im Osten vom Odenwald. Es handelt sich einmal um ein Hartholz-Auwaldfragment und einen neu gebauten Polder. Der dritte Standort befindet sich in der nördlichen Oberrheinniederung bei Worms. Der Polder Bürgerweide entstand aufgrund einer Deichrückverlegung im Jahre 1998-2001.

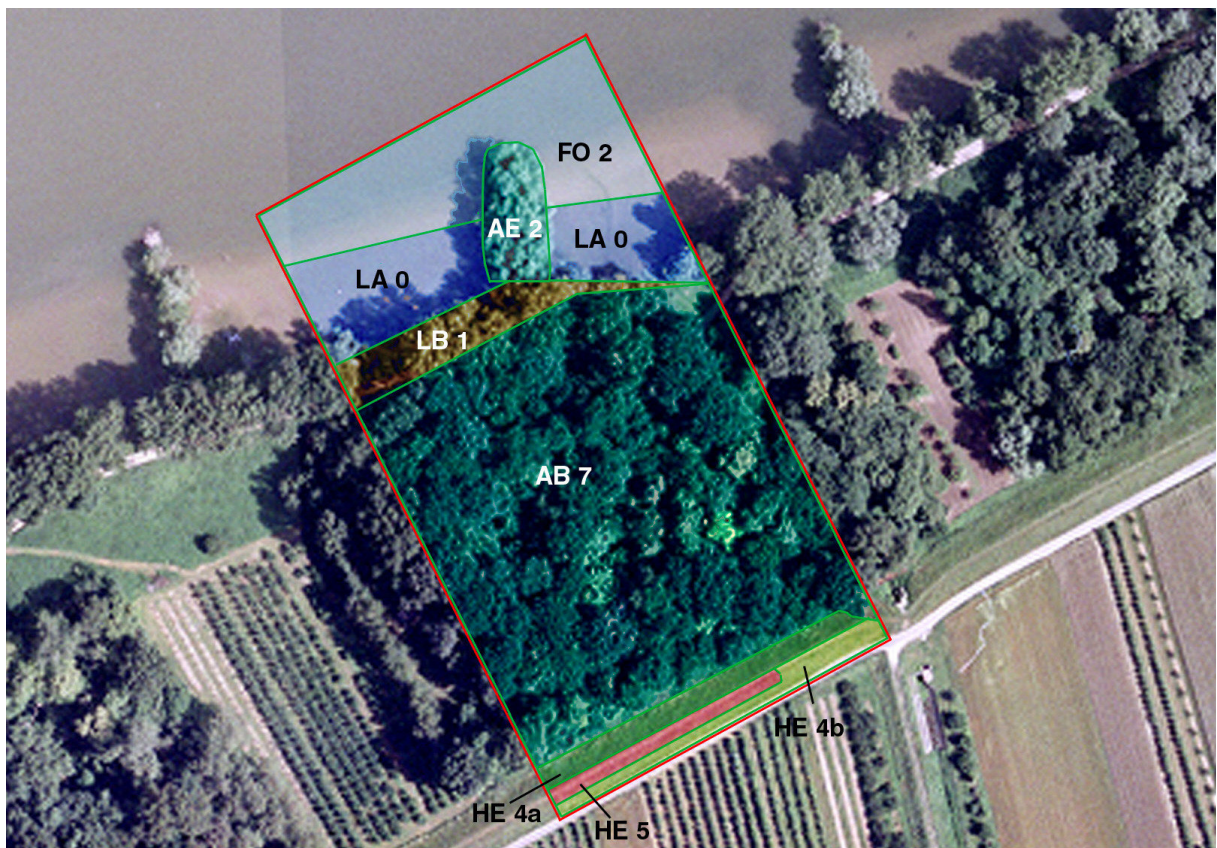
#### 2.1.1 Hartholz- Auwald bei Ingelheim

##### Geographische Lage

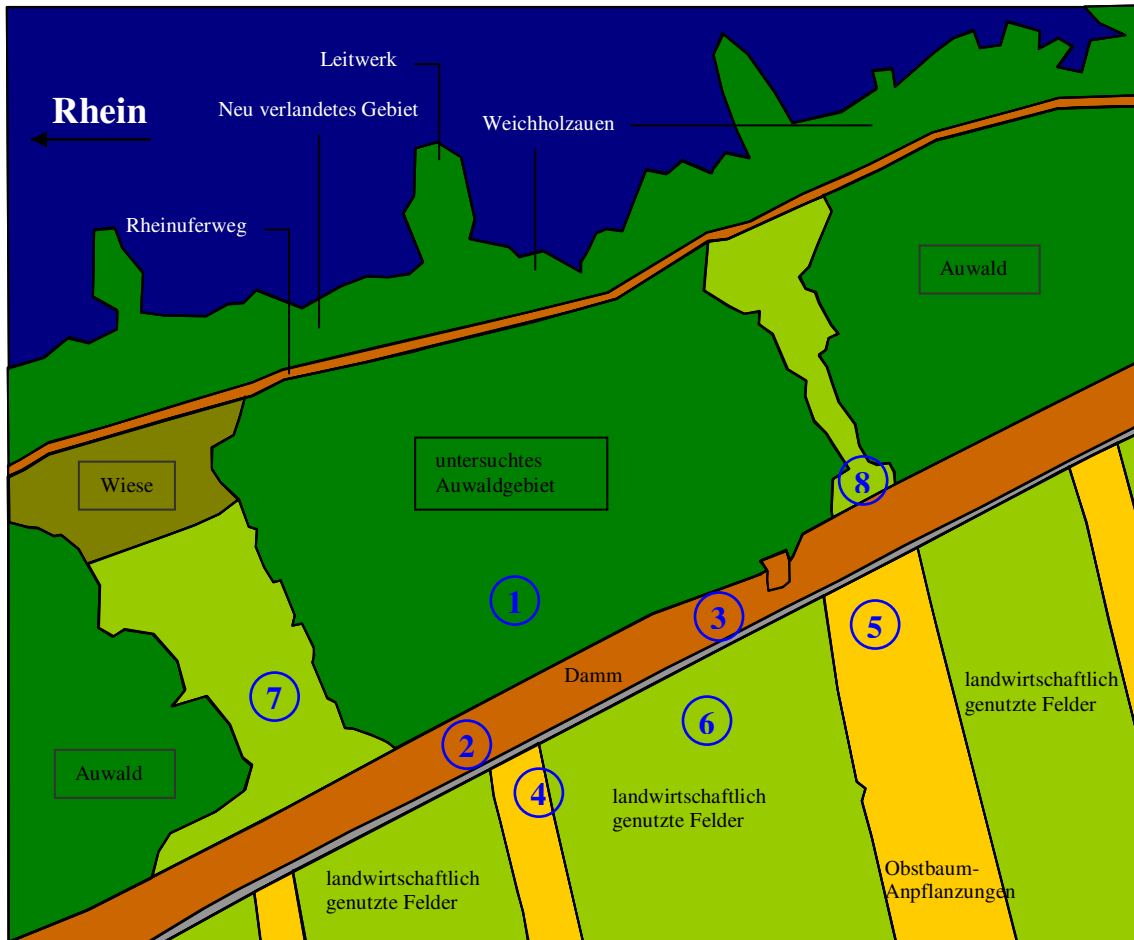
Bei diesem Standort handelt es sich um ein Hartholz-Auwaldfragment, vorwiegend bestehend aus Eichen und Pappeln. Es ist Teil des FFH (Flora-Fauna-Habitat-Richtlinie)-Naturschutzgebietes (NSG) Sandlache. Bei dem gesamten NSG handelt es sich um ein lang gestrecktes schmales Auwaldband (Höhe 81 m-84 m üNN; Gebietsnummer: 5914-303). Es liegt linksrheinisch, nordwestlich von Mainz, im Bundesland Rheinland-Pfalz und gehört zum Landkreis Mainz-Bingen. Das gesamte NSG hat eine Größe von ca. 60 ha (HEINEN 1993).

Der Auwald hat eine Länge von ca. 170 m x 130 m und hat somit eine Ausdehnung von ca. 2 ha. Rechts und links grenzen beiderseits Streifen mit Obstbaum-Anpflanzungen unmittelbar an den Wald. Die hintere Abgrenzung bildet ein ca. 4 m hoher Deich. Landseitig befinden sich ein asphaltierter Wirtschaftsweg sowie landwirtschaftlich genutzte Felder und Äcker.

Die Uferseite des Auwaldes ist durch einen breiten Weg (wirtschaftliche und freizeitliche Nutzung) und ein anschließend künstlich angelegtes Leitwerk (Buhne) vom Rhein getrennt (ca. 15 m vom Rhein). Zwischen den künstlich angelegten Leitwerken befindet sich ein „neu verlandetes Gebiet“. Seit 2003 ist in diesem Bereich ein Weichholz-Auwald im Entstehen.



**Abb. 1:** Luftbildaufnahme des Auwaldfragmentes mit den unterschiedlichen vegetativen Zusammensetzungen des Eichen-Auwaldes (AB 7), Weidenauwald (AE 2), Tieflandfluss (FO 2), Deich mit Extensivgrünland (Glatthaferwiese) (HE 4a), Deich mit Extensivgrünland (Fettwiese) (HE 4b), Deich mit Halbtrockenrasen (HE 5), Feuchte Anuellenflur (LA 0), Feuchte Hochstaudenflur (LB 1) (Quelle: DECHENT 2008)



**Abb.2:** Skizze Auwald; Blaue Kreise: Nummern entsprechen den Nummern der dazugehörigen Bilder (s. Abb.6-8)

### Bodenstruktur

Die Auenböden sind Schwemmlächen und entstehen aus Sedimenten von Flüssen oder Bächen. Aufgrund ihrer Nähe zum Fließgewässer sind starke Grundwasserschwankungen für sie charakteristisch, da der Grundwasserspiegel nahezu mit dem Flusswasserspiegel identisch ist. Je weiter also die Entfernung zum Fluss, desto geringer ist der Einfluss des Flusswasserspiegels auf den Grundwasserspiegel. Durch die periodischen Überflutungen der Auen, ist ein steter Zufluss und Abfluss von festen und gelösten Stoffen gewährleistet. Diese Dynamik führt einerseits zu einer Ablagerung mineralreicher Sedimente, andererseits zu einer Abtragung von Bodenmaterial. Durch dieses Wechselspiel von Überstauung und der damit verbundenen Sedimentation und Erosion sowie dem ständig schwankenden Grundwasserspiegel wird die Bodenentwicklung stark beeinflusst.

Somit handelt es sich bei Aueböden um geschichtete (alluviale) Böden. Je nach Gesteins- und Bodeneigenschaften des Einzugsgebiets eines Flusses wird der Charakter der Auensedimente bestimmt. Aufgrund von Schneeschmelze oder starken Regenfällen in den Mittelgebirgen werden mögliche Löss abgetragen und als Auenlehme abgelagert (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 2002). Die Entstehung eines Bodens sowie die Vorgänge im Boden werden durch das vorherrschende Klima, die Witterung oder das Wetter deutlich mitbestimmt (DUNGER et al. 1997).

Die Auenlehme, welche sich im Oberrheingraben befinden, sind aus äolischen Lössen im Holozän entstanden. Sie sind sehr kalkhaltig und zeichnen sich durch einen hohen Gehalt an Eisen-Mangan-Oxiden aus. Der Auenlehm besteht aus Auensanden und hat einen hohen Anteil an Feinstmaterial wie Feinsande oder Feinschluff (WILD 2008).

#### Vegetation des Auwaldes und Umgebung (nach der vegetationskundlichen Aufnahme durch Dechent 2008)



**Abb.3:** Bild Ansicht des Auwaldes vom Damm ausgesehen

Die vorherrschenden Hartholzgewächse in unserem untersuchten Auwald sind vor allem die Stieleiche (*Quercus robur*) und der Feldahorn (*Acer campestre*). Des Weiteren finden sich noch Exemplare des Spitzahorn (*Acer platanoides*), der Zitterpappel (*Populus tremula*) und einige Winterlinden (*Tilia cordata*).

Die Strauchschicht besteht vor allem aus Eschen (*Fraxinus excelsior*), der gemeinen Hasel (*Corylus avellana*) und der roten Johannisbeere (*Ribes rubrum*). Die Randbereiche des Auwaldes bestehen zum Teil aus einem dichten Gehölzsaum mit Schlehe (*Prunus spinosa*), Kirschkpflaume (*Prunus cerasifera*), Eingriffeliger Weißdorn (*Crataegus monogyna*), Heckenrose (*Rosa canina*), Kreuzdorn (*Rhamnus cathartica*), Wasserschneeball (*Viburnum opulus*), Roter Hartriegel (*Cornus sanguinea*), Feldulme (*Ulmus minor*), Flatterulme (*Ulmus laevis*) und Pfaffenhütchen (*Euonymus europaeus*).



**Abb.4:** Bild aus dem Inneren des Auwaldes, Strauchschicht im Auwald, Blick auf den Damm



**Abb.5:** Bild aus dem Inneren des Auwaldes, Krautschicht im Auwald, Blick in Richtung Damm

In den Randbereichen wurden auch Kanadische Pappeln (*Populus x canadensis*), Zitterpappeln (*Populus tremula*) und Silberpappeln (*Populus alba*) angepflanzt. Die Krautschicht weist im Frühjahr eine Vielzahl an Farben auf. Dort sind vor allem der Zweiblättrige Blaustern (*Scilla bifolia*), das Busch-Windröschen (*Anemone nemorosa*), das Gelbe Windröschen (*Anemone ranunculoides*) und der Bärlauch (*Allium ursinum*) zu finden. Im Sommer sind dann Arten wie Wald-Segge (*Carex sylvatica*), Giersch (*Aegopodium podagraria*), Gewöhnliches Hexenkraut (*Circea lutetiana*), Wald-Ziest (*Stachys sylvatica*), Wald-Zwenke (*Brachypodium sylvaticum*) und der Riesen-Schwingel (*Festuca gigantea*) vorherrschend.

Der Rheinhauptdamm besteht auf beiden Seiten aus Glatthaferwiesen, jedoch können deutliche Unterschiede zwischen der Nord- und Südseite vermerkt werden. An der Nordseite des Dammes werden die wechselfeuchten Standortverhältnisse in der Vegetation mehr oder weniger deutlich widerspiegelt. Die Glatthaferwiese ist als Wiese nährstoffreicher Standorte ausgebildet und in der Vegetation konnten mehr als 30 verschiedene Pflanzenarten nachgewiesen werden (HE 4 a).

Den oberen Teil des südlichen Rheinhauptdammes nimmt ein sehr artenreicher Trespen-Halbtrockenrasen ein, während der untere Teil von einer Salbei-Glatthafer-Wiese dominiert wird (HE 5 a).



**Abb.6:** Bild vom Damm, rechts entlang des Auwaldes



**Abb.7:** Bild vom Damm aus gesehen, links entlang des Auwaldes, im Vordergrund

Umgebung des Auwaldes



**Abb. 8.:** Bilder aus der Umgebung des Auwaldes, jeweils vom Damm aus aufgenommen;  
 a: Bereich hinter dem Damm, im Vordergrund landwirtschaftlicher Weg;  
 b: Obstanpflanzung hinter dem Damm, im Vordergrund landwirtschaftlicher Weg;  
 c: Landwirtschaftlich genutzte Felder und Äcker hinter dem Damm, im Vordergrund landwirtschaftlicher Weg;  
 d: Obstanpflanzung rechts neben dem Auwald, wird noch landwirtschaftlich genutzt;  
 e: Obstanpflanzung links neben dem Auwald, wird nicht mehr landwirtschaftlich genutzt

## 2.1.2 Polder bei Ingelheim

### Geographische Lage

Der zweite untersuchte Standort ist der Polder Ingelheim. Er befindet sich in ca. 5 km Entfernung vom Auwald und grenzt unmittelbar an das FFH- Gebiet NSG „Sandlache“ (Gebietsnummer: 5914-303). Es liegt östlich von Frei-Weinheim zwischen der ehemaligen Deponie Biegeneck im Westen und dem Badweg im Osten. Der Polder liegt in den Vogelschutzgebieten „Rheinaue Bingen-Ingelheim“ (Nr. 6013-401) und „Dünen- und Sandgebiet Mainz-Ingelheim“ (Nr. 6014-401).

Der gesamte Polder umfasst ca. 162,2 ha und bietet ein Rückhaltevolumen von 4,45 Mio. m<sup>3</sup>. Die Länge des Gebietes beträgt ca. 1600 m, die Breite zwischen 700-1000 m. Die Fläche liegt zwischen 81,0 und 82,0 m üNN.

Im Norden wird der Polder durch den Rheinhauptdeich begrenzt. Vor dem Deich befindet sich eine Feuchtwiese, welche wiederum durch die alte Sandlach begrenzt wird. Im Westen und Osten wurden neue Deiche gebaut, im Süden wird der Polder durch eine Geländekante (Geländesprung zur Niederterrasse) begrenzt. Angrenzend auf der rechten und linken Seite dieser Wiese sind kleine Fragmente von Hartholzauen zu finden. Im Westen und im Süden des Untersuchungsgebietes befinden sich Gehölzstreifen sowie landwirtschaftlich genutzte Ackerflächen, östlich ist Ackerland.



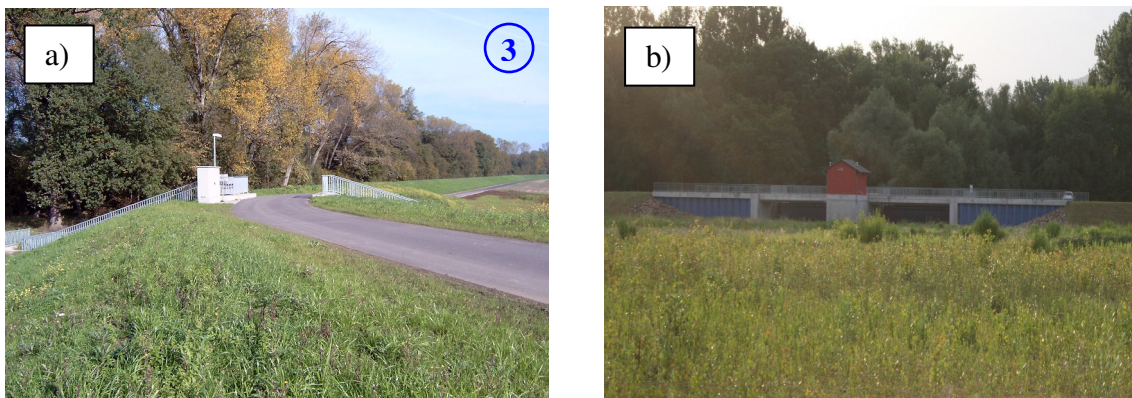
Aufgrund früherer Baumaßnahmen am Rhein und den daraus resultierenden Hochwassergefahren wurde der Vertrag „Aktionsplan Hochwasser“, bzw. „Rhein 2020“ zwischen Frankreich und Deutschland geschlossen (IRP). Der Polder Ingelheim ist Teil dieses Vertrages und wurde 2006 fertig gestellt (Jestaedt & Partner 2003).



### Ökologische Flutung

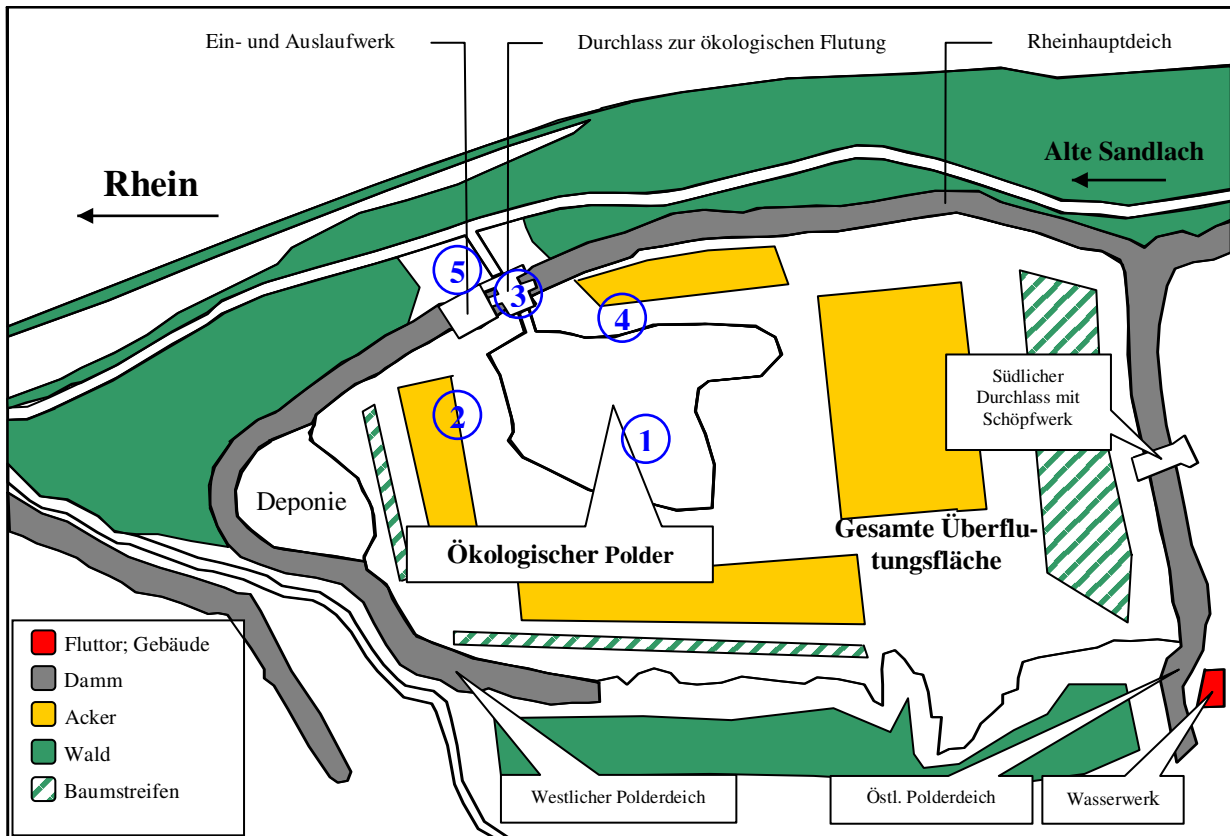
Zur Einstauung für die ökologischen Flutungen werden sowohl die bereits vorhandenen Entwässerungsgräben (Münzgräben, Brückenweggräben und einmündende Nebengräben) verwendet, als auch eine neu gestaltete ca. 20 ha große Ausgleichsfläche („Im Mörs“) angelegt. Bei diesen tieferliegenden Geländeteilen kommt es aufgrund des schwankenden Rheinpegels und der damit verbundenen Grundwassersituation zu häufigen Überstauungen. Dies führte zu einer Ausbildung von Druckwassersenkungen, welche eine wertvolle Ruderal- und Annuellenflora besitzen (großflächige Zwergbinsen-Gesellschaften mit zahlreichen seltenen Pflanzenarten). Um diese landesweit stark gefährdeten Biotope zu erhalten und zu schützen wurde der Polderinnenraum an die Dynamik des Rheins angeschlossen. Ein Kastendurchlass, östlich der Hauptschleuse, wurde in den Rheinhauptdeich integriert. Er dient zur Durchleitung von Wasser zur ökologischen Flutung der Fläche „Im Mörs“ (Kernzone).

Um die ökologischen Flutungen zu gewährleisten, wurde der Zulauf der Alten Sandlach abgesenkt. Dies führt zu einer höheren Wasserspiegellage und folglich zu genügend Zuströmung, um die Flächen ökologisch zu fluten. Die Dauer einer solchen Flutung beträgt ca. 20 Stunden, mit einer Einstauhöhe von 40-60 cm. Das eingestaute Wasser soll anschließend über mehrere Wochen versickern oder verdunsten. Diese Bedingungen sollen zusätzlich eine Anpassung der Lebensgemeinschaften an das Überflutungsregime gewährleisten und so das Gebiet ökologisch aufwerten (Jestaedt & Partner 2003).



**Abb.10 a:** Bild auf den Kastendurchlass östlich der Hauptschleuse; **b:** Blick auf die Hauptschleuse





**Abb.12:** Skizze Polder Ingelheim, blaue Kreise mit Nummern entsprechen den Nummern der dazugehörigen Bilder (s. Abb.14-17)

### Vegetation

Die tiefer gelegene Kernzone besteht aus zwei verschiedenen Biotoptypen. An den von Druckwasser beeinflussten Stellen finden sich spezialisierte Pflanzengemeinschaften der feuchten Annuellenflur (LA 0); dazu gehören vor allem die niederwüchsigen, einjährigen Zwergbinsen-Gesellschaften. Es handelt sich um kurzlebige und unbeständige Pioniergesellschaften, die temporär trockenfallende Schlammböden der Gewässer und Vernässungsstellen von Äckern, etc. besiedeln. Folgende Arten sind dort vorherrschend: Schlammling (*Limosella aquatica*), Zierliches Tausendgüldenkraut (*Centaurium pulchellum*), Krötenbinse (*Juncus bufonius*) und das Braune Zyperngras (*Cyperus fuscus*). Des Weiteren findet man noch Niederliegendes Fingerkraut (*Potentilla supina*), Bleicher Gauchheil-Ehrenpreis (*Veronica catenata*), Kleiner Wegerich (*Plantago intermedia*) und das Sumpf-Ruhrkraut (*Gnaphalium uliginosum*).

Als Besonderheit findet sich im Flutungsbereich der Ysopblättrige Weiderich (*Lythrum hyssopifolia*) in großer Menge.



**Abb. 13:** Biotypen des Polders Ingelheim, Kernzone: Feuchte Annuellenflur (LA0), Feuchte Annuellenflur und Ackerbrache inkl. Ruderalgesellschaften (LA0+ HB0); Randzone: Ackerbrache inkl. Ruderalgesellschaften (HB0), Acker (HA0), (Quelle: DECHENT 2008)

Die Kernzone (um die Druckwassersenkten herum) umfasst die feuchte Annuellenflur (LA0) und Ackerbrache inkl. Ruderalgesellschaften (HB0). In diesen Bereichen gedeihen überwiegend kurzlebige Ruderalpflanzen und die Pflanzengesellschaften der feuchten Annuellenflur.

Diese beiden Gesellschaften sind eng miteinander verknüpft. Nach dem Abtrocknen der überfluteten Flächen erscheinen kurzlebige Ruderalpflanzen-Gesellschaften auf dem Schlamm Boden.

Direkt angrenzend an die Kernzone liegt eine Ackerbrache inkl. Ruderalgesellschaften (HB0). Als dominante Vertreter sind zu benennen: Acker-Kratzdistel (*Cirsium arvense*), Acker-Fuchsschwanz (*Alopecurus myosuroides*), Kompass-Lattich (*Lactuca serriola*), Acker-Senf (*Sinapis arvensis*) und Lamy's Weidenröschen (*Epilobium lamyi*). Daneben kann man auch Gewöhnlichen Windhalm (*Apera spica-venti*), Jakobs-Geiskraut (*Senecio jacobaea*), Knollige Platterbes (*Lathyrus tuberosus*), Kletten-Labkraut (*Galium aparine*), Acker-Kerbel (*Torilis arvensis*), Acker Winde (*Convolvulus arvensis*) und Krause Distel (*Carduus crispus*) finden. Als Vertreter seltenerer Arten sind Blauer Acker-Gauchheil (*Anagalis foemina*) und Borsten-Pippaiu (*Crepis setosa*) zu nennen.

Im Osten, angrenzend an die Kernzone, befindet sich Ackerland (HA0). Aufgrund der intensiven landwirtschaftlichen Nutzung der Felder sind diese sehr arm an Getreide-wildkräutern. Die wenigen dort vorkommenden Arten weisen auf eine Tännel-Leinkraut-Gesellschaft hin.



**Abb.14:** Bild mit Blick in den Polder, im vorderen Bereich Randzone (HB0) im hinteren Bereich noch überflutete Teile der Kernzone (LA0)

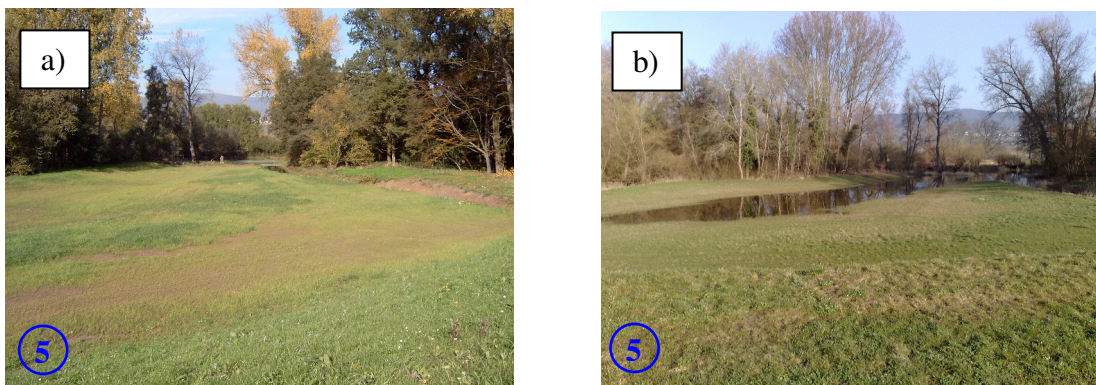


**Abb.15:** Bild mit Blick auf Randzone HB 0, Blick auf die rechte Seite des Polders

### Feuchtwiese vor der Schleuse des Polders

Die Wiese liegt außerhalb des Polders, unmittelbar vor der Hauptschleuse. Sie ist im Vordergrund vom Kanal der alten Sandlache begrenzt, welcher direkt mit dem Rhein verbunden ist. Auf der linken Seite führt der Durchlasskanal direkt in den Polder hinein (Kanal für ökologische Flutung) und rechts des Kanals sowie linksseitig der kleinen Wiese befinden sich Hartholz-Auwaldfragmente.

Aufgrund der Nähe zu den beiden Kanälen ist dieser Standort häufigen Überflutungen ausgesetzt. Schon bei leichtem Anstieg des Rheinpegels, bzw. nach längeren Regenperioden ist diese Wiese in Kanalnähe regelmäßig überschwemmt. Um einen Vergleich mit den Ergebnissen aus dem inneren Polder aufzeigen zu können und einen Vergleich der Artzusammensetzung darzustellen, wurde beschlossen dieses kleine Gebiet für einen Zeitraum von Mai-Oktober 2009 zu beproben.



**Abb.16a:** Bild mit Blick vom Deich aus, Feuchtwiese vor dem Hauptdeich, Blick auf alte Sandlache, rechts Durchlasskanal für die ökologische Flutung; **b:** Blick auf alte Sandlache, rechts Durchlasskanal für die ökologische Flutung, überflutete Feuchtwiese vor dem Rheinhauptdeich (Standort 0)

### Bodenstruktur des Polders

Dieses Gebiet ist hauptsächlich von semiterrestrischen Böden in Form von Gleyen, Auenböden zu Gley und Aueböden geprägt.

Im Süden des Untersuchungsgebietes entlang der BAB 60 (Mainz-Bingen) kommen auch Parabraunerden aus holozänem Auensediment und Hochflutsedimenten vor. Auch Kalkflugsande konnten nachgewiesen werden. Weiterhin wird das Gebiet durch intensiven und extensiven Anbau von Sonderkulturen geprägt. In geringem Maße finden sich auch Ackerbau und Grünlandnutzung.

Die Rheinniederung zwischen Bingen und Budenheim besteht hauptsächlich aus quartären fluviatilen Sedimenten der Niederterrasse. Der Übergang vom Tertiär des Mainzer Beckens zur Niederterrasse des Rheintals wird von pleistozänem Flugsand überlagert (Quelle: SGS- SÜD).

### 2.1.3 Polder Bürgerweide bei Worms

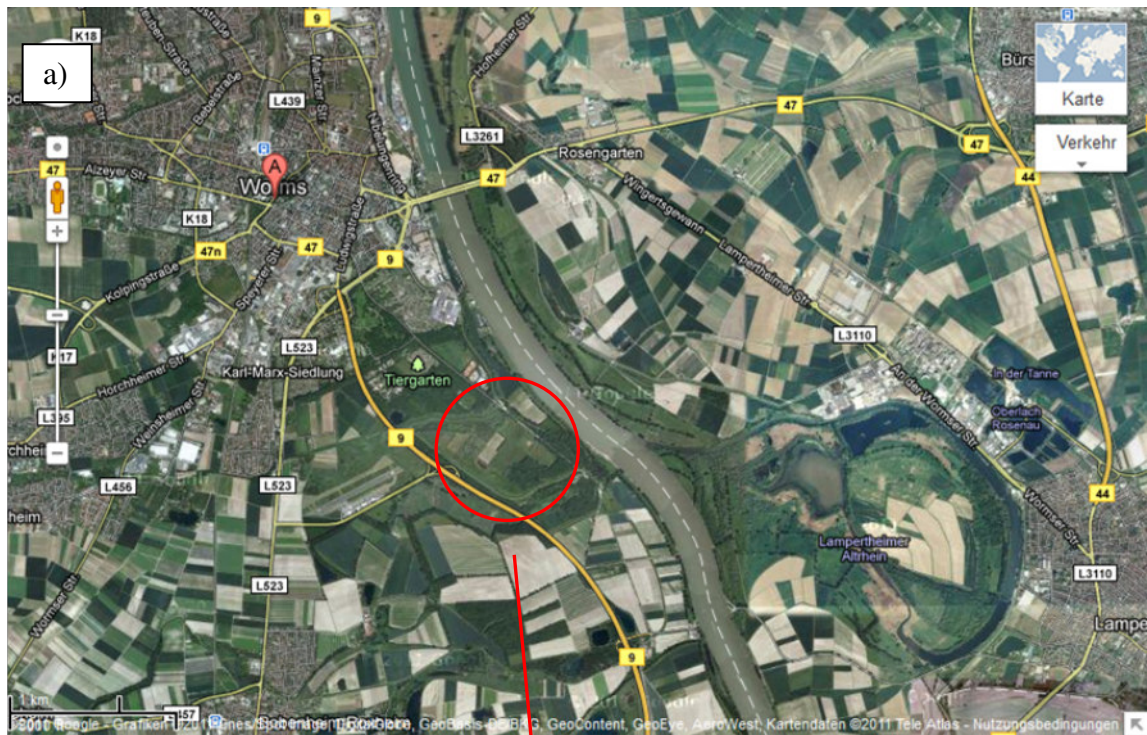
#### Geographische Lage

Das dritte Untersuchungsgebiet ist der Polder Bürgerweide in Worms. Er befindet sich südöstlich von Worms am Westrand des Rheingrabens bei Rhein-km 440,2 und km 442,4. Das Gebiet liegt zwischen 90,5 und 88,5 m üNN. Es wird nördlich vom Flussbett des alten Altbachs begrenzt, im Südwesten von der B9, die östliche Begrenzung stellt der Rhein dar. Der Polder liegt innerhalb der nördlichen Oberrheinniederung und ist naturräumlich der „Mannheimer-Oppheimer-Rheinniederung“ zuzuordnen. Im Westen angrenzend findet sich das Naturschutzgebiet Wormser Ried, im Osten finden sich unter anderem das NSG Lampertheimer Altrhein und das NSG Biedesand. Es liegt innerhalb eines regionalen Grünzuges und ist Bestandteil des Landschaftsschutzgebietes „Rhein-hessisches Rheingebiet“ (Björnsen 1995).

Aufgrund des Baus der zweiten Rheinbrücke und des damit verbundenen Retentionsraumverlustes, wurde als Ausgleich die Deichrückverlegung im Bereich Bürgerweide bereits 1989 in kleinem Maße durchgeführt. Durch die Deichrückverlegung wurden nicht nur neue Retentionsräume geschaffen, sondern auch die Renaturierung des Altbachs durchgeführt.

Im Rahmen des „Integrierten Rheinprogramms (IRP)“, welches zwischen der BRD und Frankreich verabschiedet wurde, hat sich das Land Rheinland-Pfalz in einer nationalen Vereinbarung mit der BRD und dem Land Hessen dazu verpflichtet, 44 Mio. m<sup>3</sup> Retentionsraum in den Rheinauen unterhalb der deutsch-französischen Grenze zu schaffen. Es wurden drei Hauptbaumaßnahmen durchgeführt:

1. Deichrückverlegung zur Reaktivierung von 2,0 Mio. m<sup>3</sup> Überschwemmungsraum
2. Schöpfwerkneubau
3. Altbachrenaturierung zur ökologischen Aufwertung des Gebietes und zur Entwicklung einer angepassten Auenv egetation (Björnsen 1995).



**Abb.17a,b:** Satellitenbilder des Polder Bürgerweide, **b unten:** Vergrößerung des Ausschnittes von Bild a (roter Kreis), (Quelle: www.google-earth.de)

### Vegetation des Polders Bürgerweide

Vor Baubeginn 1998:

Die Flächen, welche hinter dem Rheinhauptdeich lagen, wurden überwiegend landwirtschaftlich als Ackerflächen und Wiese genutzt. Auch alte Streuobstbestände und kleinere Waldstücke waren vorhanden. Von der Firma L.A.U.B. (Gesellschaft für Landschaftsanalyse und Umweltbewertung GmbH) wurde ein Plan über die Realnutzung und Biotoptypen des Gebietes erstellt (s. Abb.28). Daraus ist die tatsächliche Nutzung ablesbar.

Nach Fertigstellung 2001:

Nach Beendigung der Bauarbeiten und aufgrund der Verlegung des Altbachs, wurde eine ökonomische Aufwertung des Gebietes erwartet. Die Standorte zur Fallenaufstellung wurden von der Arbeitsgruppe Prof. Dr. Seitz entlang des neuen Altbachverlaufs, sowie in neu angelegten Weidenanpflanzungen und des neu angelegten Tümpels gewählt. Aufgrund der durchgeführten Baumaßnahmen, fehlte an fast allen ausgewählten Standorten, bis auf zwei Standorte (W1: mit Wiese, W6: Obstbaumbestand), die Vegetation. Hier waren nur Rohboden und Lehm vorhanden.

Erneute Beprobung 2010:

Aufgrund der langen Zeit seit Bauende ist an allen Standorten mittlerweile Vegetation vorhanden, jedoch ist diese noch deutlich in fortschreitender Sukzession befindlich und noch nicht „ausgereift“. Mit freundlicher Unterstützung von Herrn Dr. Licht, welcher die untersuchten Standorte 2010 nochmals mit mir begutachtete und die Vegetation bestimmte, können folgende Aussagen bezüglich der mittlerweile vorherrschenden Vegetation getroffen werden:

Im Untersuchungsgebiet finden sich im Jahr 2010 heterogene und auch zufallsbedingte Artenzusammensetzungen. Aufgrund der in der Anfangsphase befindlichen Sukzession des Gebietes kommt es an einzelnen Standorten zu vegetationskundlichen Annäherungen, was insgesamt zu einer Artenverarmung führt. Des Weiteren fehlte leider die Möglichkeit abgestufte Feuchte-Verhältnisse zu protokollieren. Jedoch konnte Herr Dr. Licht einige Aussagen zu den verschiedenen untersuchten Standorten treffen:

## Standort W 1

Vor 2001: Wiesen mittlerer Standorte, frische Ausprägung

2001 (Angaben der Arbeitsgruppe Prof. Dr. Seitz): Wiese am Pumphaus am „alten“ Altbach (sehr hohe Brennnesseln).

2010 (nach Angaben von Herrn Dr. Licht): **Wiese mittlerer Standorte mit Ruderalisierungs- und Feuchtezeigern:**

Diese Wiese wird regelmäßig einmal pro Jahr gemäht. Zum Begehungszeitpunkt mit Herrn Prof. Dr. Licht war die Wiese frisch und dicht über Grund gemäht. Dies führte dazu, dass über die genaue Artzusammensetzung wenig gesagt werden konnte. Es fanden sich unter anderem Glatthafer (*Arrhenatherum elatius*), Knaulgras (*Dactylis glomerata*), Bärenklau (*Heracleum sphondylium*) sowie vereinzelt Auftreten der Feuchtezeiger Beinwell (*Symphytum officinale*) und Gilbweiderich (*Lysimachia vulgaris*). Hinzu kamen Ruderalisierungszeiger Quecke (*Elymus repens*), Beifuß (*Artemisia vulgaris*) und Brennnessel (*Urtica dioica*), was die genannte Einschätzung begründete. Das Fehlen von Basalrosetten spricht jedoch eher für eine artenarme Wiese.



**Abb.18:** Bild des Standortes W1, Wiese am alten Pumphaus, rechts alter Altbach-Verlauf

## Standort W2

Vor 2001: Ackerland, unspezifisch, ohne Grünland.

2001 (Angaben der Arbeitsgruppe Prof. Dr. Seitz): Pionierfläche am „neuen“ Altbach, an Standort 3 grenzend.

2010 (nach Angaben von Herrn Dr. Licht): **Hochwüchsiger, saumartiger Bestand**

Dieser Standort befindet sich in einer Art Schneise zwischen zwei Gehölzen. Der Bestand lässt sich in zwei längsparallele Streifen unterteilen, einen nordwestlichen Teil (a) und einen bachnäheren, südöstlicheren Teil (b). Teil a ist von Rohrglanzgras (*Phalaris arundinacea*), Teil b von Brombeeren (*Rubus*) und Waldrebe (*Clematis vitalba*) geprägt. Die Bodenfallen befinden sich im Teil b. Aufgrund der genannten Bestandsbildner, Bachnähe und Abschattung durch den bachbegleitenden Gehölzsaum wirkt hier ein besonderes luftfeuchtes „Binnenklima“.

Des Weiteren enthält die insgesamt eher artenarme, aber sehr wüchsige Vegetation einige Wechsel-/bzw. Feuchtezeiger: Rauhaariges Weideröschen (*Epilobium hirsutum*), Zaunwinde (*Calystegia sepium*), Kriechendes Fingerkraut (*Potentilla reptans*), Waldarten [Riesen-Schwingel (*Festuca gigantea*)], Nährstoffzeiger [Nelkenwurz (*Geum urbanum*)],



Sukzessionszeiger [Kanadische Goldrute (*Solidago canadensis*), Brombeere (*Rubus*), Johanniskraut (*Hypericum perforatum*)] und einige Ubiquisten [Knautgras (*Dactylis glomerata*), Glatthafer (*Arrhenatherum elatius*), Raukenblättriges Greiskraut (*Senecio erucifolius*).

**Abb.19:** Bild des Standortes W2, rechtsseitig des „neuen“ Altbachs, an Standort W3 grenzend

### Standort W3

Vor 2001: Ackerland, unspezifisch, ohne Grünland.

2001 (Angaben der Arbeitsgruppe Prof. Dr. Seitz): Ehemals eingezäunte Weidenanpflanzung (2004: Weiden 6 m und höher). Der Zaun wurde während des Untersuchungszeitraumes 2004 abgebaut.

2010 (nach Angaben von Herrn Dr. Licht): **Silberweiden-Gehölz**

Dieser Baumbestand wurde nach den Bauarbeiten künstlich angelegt. Es handelt sich hier in der Hauptsache um Silber-Weiden (*Salix alba*) mit lockerem Kronendach.

Des Weiteren finden sich hier auch andere Gehölze, jedoch nur in Einzelexemplaren: Esche (*Fraxinus excelsior*), Pappel (*Populus*), Stiel-Eiche (*Quercus robur*) sowie etliche Sträucher: Hartriegel (*Cornus sanguinea*), Wildrose (*Rosa*), Eingriffeliger Weißdorn (*Crataegus monogyna*), Liguster (*Ligustrum vulgare*) und Brombeeren (*Rubus*). Die bodennahe Krautschicht ist sehr artenarm und bemerkenswert unspezifisch; bei manchen Arten handelt es sich offenbar um Relikte, als das Biotop noch Offenland war [z.B. Wiesen-Baldrian (*Valeriana pratensis*) oder Odermennig (*Agrimonia eupatoria*)]. Zwei Arten, Kriechendes Fingerkraut (*Potentilla reptans*) und Rasen-Schmiele (*Deschampsia cespitosa*), verweisen auf die Wasserzügigkeit des Bodens. - Bemerkenswert war der Fund einer Orchidee, die, da im vegetativen Zustand, nicht ansprechbar war.



**Abb.20:** Bild des Standortes W3, Weidenanpflanzung

#### **Standort W4**

Vor 2001: Ackerland, unspezifisch, ohne Grünland.

2001 (Angaben der Arbeitsgruppe Prof. Dr. Seitz): Pionierfläche am „neuen“ Altbach, an brachgefallenen Acker grenzend, Boden auch in den Jahren 2003 und 2004 auffallend sandig.

2010 (nach Angaben von Herrn Dr. Licht): **Saumartige Krautflur**

Der Standort befindet sich direkt an dem neuen Altbach gelegen, auf der anderen Seite wie Standort W2. Auch vegetativ entspricht er etwas dem Standort W2, indem er an einen bachbegleitenden Gehölzsaum anschließt, jedoch ist er aber besonnener, bzw. durch weniger Luftfeuchte geprägt.

So finden sich zum Einen hier die Feuchtezeiger Rauhaariges Weideröschen, Zaunwinde und Kriechendes Fingerkraut (*Potentilla reptans*), aber auch Pflanzen von normalerweise eher trockeneren Standorten wie Quecke (*Elymus repens*), Vierkantiges Weideröschen (*Epilobium tetragonum*) und Leinkraut (*Linaria vulgaris*).



**Abb.21:** Bild des Standortes W4, linksseitig des „neuen“ Altbachs

Standort W5 wurde aufgrund von kompletter Unzugänglichkeit in den Jahren 2009/2010 nicht mehr in die Untersuchung mit einbezogen und entfällt somit.

## Standort W6

Vor 2001: Streuobstbestände.

2001 (Angaben der Arbeitsgruppe Prof. Dr. Seitz): Verbuschter alter Obstbestand.

2010 (nach Angaben von Herrn Dr. Licht): **Alter Bestand von Obstbäumen und Holunder**

Hier ist der baumförmige Holunder (*Sambucus nigra*) angesiedelt. Das Kronendach des alten Obstbaumbestandes schließt dicht, dennoch ist der ca. 1,50 m hohe Unterwuchs fast zu 100 % deckend. In der Hauptsache besteht er fast ausschließlich aus Kratzbeere (*Rubus caesius*), Brennnessel (*Urtica dioica*) und Klett-Labkraut (*Galium aparine*). Aufgrund dieser hohen Deckdichte kann man hier, ähnlich wie an Standort W2, ein in sich geschlossenes luftfeuchtes Innenklima unterhalb dieser 1,50 m-Grenze registrieren.



**Abb.22:** Bild des Standortes W6, alter Obstbaumbestand

### Standort W7

Vor 2001: Ackerland, unspezifisch, ohne Grünland.

2001 (Angaben der Arbeitsgruppe Prof. Dr. Seitz): Kurzrasige Pionierfläche (Einsaat) an neu angelegtem Tümpel.

2010 (nach Angaben von Herrn Dr. Licht): **Aussaاتfläche am Tümpel**

Obwohl schon mittlerweile 9 Jahre vergangen sind, lässt sich die typische Artzusammensetzung für Aussaatflächen erkennen: Hornklee (*Lotus „corniculatus“*), Schwingel-Arten (*Festuca pratensis & spec.*), Wiesen-Lieschgras (*Phleum pratense ssp. bertolonii*). Auch hier findet sich wieder das Kriechende Fingerkraut (*Potentilla reptans*), welches vom Tümpelufer her eindringt, jedoch ist seine Vitalität geschwächt. Daraus kann man schlussfolgern, dass der Standort trotz Tümpelnähe eher bodentrocken ist. Trotzdem weist das Gebiet deutliche Überflutungsspuren auf.



**Abb.23a, b:** Bild des Standortes W7, b: Blick auf den neu angelegten Tümpel im Hintergrund; rechtes: überfluteter Bereich, Tümpel befindet sich im Hintergrund

## Standort W8

Vor 2001: Streuobstbestände.

2001 (Angaben der Arbeitsgruppe Prof. Dr. Seitz): Eingezüunte Baumpflanzung bei neu angelegtem Tümpel.

2010 (nach Angaben von Herrn Dr. Licht): **Rand des Tümpels, Gebüsch, Obstbaumbestand**

Das wesentliche Element an diesem Untersuchungsstandort ist der Hartriegel (*Cornus sanguinea* ssp. *sanguinea*). Aber es finden sich auch Schlehe, Hopfen (*Humulus lupulus*) und kleine angepflanzte Obstbäume (z.B. Birne). Der Bodenbewuchs in diesem Gebiet besteht vor allem aus Gräsern, die aber nur zum kleinen Teil blühen, z.B. Wald-Zwenke (*Btachypodium sylvaticum*), Glatthafer (*Arrhenatherum elatius*) und Knaulgras (*Dactylis glomerata*). Des Weiteren hat man hier das Wiesen-Labkraut (*Galium album*) und das nahezu überall vorkommende Kriechende Fingerkraut (*Potentilla reptans*).



**Abb.24:** Bild des Standortes W8, neu angeplanzter Obstbaumbestand, Standort W7 befindet sich im Vordergrund, der Tümpel befindet sich auf der linken Seite

## Standort W9

Vor 2001: Ackerland, unspezifisch, ohne Grünland.

2001 (Angaben der Arbeitsgruppe Prof. Dr. Seitz): Eingezüunte Weidenanpflanzung südlich des „neuen“ Altbachs (2004: Weiden ca. 1-3 m, sehr unterschiedlich gewachsen). Beprobung erst 2002.

2010 (nach Angaben von Herrn Dr. Licht): **Ufersäumendes Weidengehölz**

Im weiteren Verlauf des neu verlegten Altbacharms findet sich ein weiteres neu angepflanztes Weidengehölz. Dort finden sich Weidenarten wie *Salix alba*, *Salix viminalis* und *Salix* cf. *Rubens*. Weiterhin sind auch Brombeere, Rose und Schlehe (*Prunus spinosa*) am Aufbau der Vegetation an diesem Standort beteiligt. Der Weidenbaumbestand ist nach oben hin ziemlich dicht, was zu einem artenarmen und krautigen Unterwuchs führt. Hier wachsen die Karde (*Dipsacus fullonum*), der Braunwurz (*Scrophularia nodosa*), Johanniskraut (*Hypericum perforatum*) und einige Ubiquisten. – Das Gebiet zeigt deutliche Überflutungsspuren.



**Abb.25:** Bild des Standortes W9, südlich des „neuen“ Altbachs

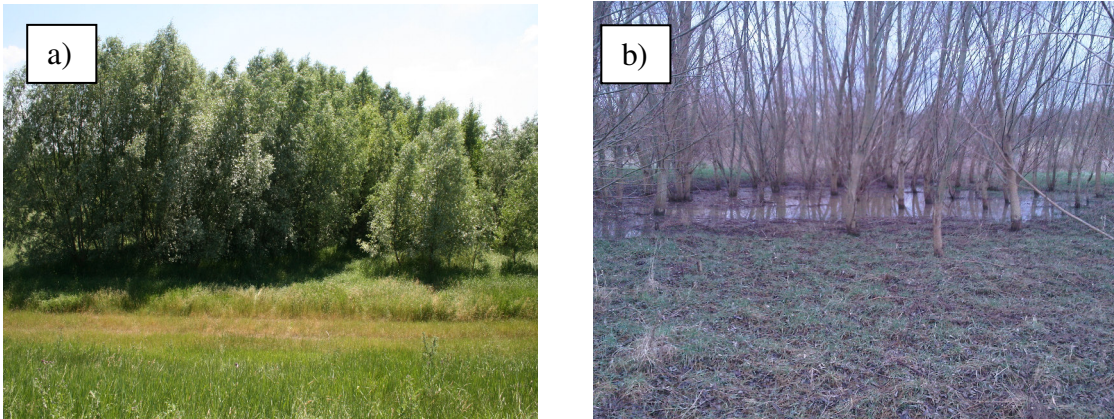
### Standort W10

Vor 2001: Ackerland, unspezifisch, ohne Grünland.

2001 (Angaben der Arbeitsgruppe Prof. Dr. Seitz): Eingezäunte Baumpflanzung nördlich des „neuen“ Altbachs (Bewuchs ähnlich W9). Beprobung erst ab 2002.

2010 (nach Angaben von Herrn. Dr. Licht): **Weidengehölz**

Auch hier handelt es sich um ein angepflanztes Weidengehölz. Den Hauptbestandteil bildet die gepflanzte Silber-Weide (*Salix alba*) und ähnlich wie an Standort W3 treten hier andere Gehölze wie Pappel und Esche zurück. Der dichte Kronenschluss von etwa 80% führt zu reduzierter Vitalität des Unterwuchses. Vorherrschend sind hier sterile Gräser. Die krautige Vegetation ist sehr gering und zeigt zum Teil nitrophile Tendenzen; Nelkenwurz (*Geum urbanum*), Brennnessel (*Urtica dioica*), als hygrysch (Zaunwinde). Dieser Standort weist deutliche Schlammspuren von einer subrezenten Überschwemmung auf. Diese Fallen waren am häufigsten überschwemmt.



**Abb.26 a, b:** Bild des Standortes W10, nördlich des „neuen“ Altbachs; b:Überflutung des Gebietes

### Bodenmorphologie:

Die Geologie des Untersuchungsgebietes ist durch die quartären Sedimente des Rheins geprägt. An der Oberfläche befinden sich geringmächtige, bindige Deckschichten aus Lehm und bindigen Sanden. Diese Deckschicht kann man in stärker bindige Schwemmlerme und bindige Sande unterteilen. In tieferen Schichten sind quartäre Sande und Kiese zu erkennen. Ab einer Tiefe von mehr als 10 m schliessen sich Tone, Schluffe und Feinsande (Tertiär) an (Trischler & Partner GmbH 1996). Als Bodentypen haben sich hier Gleye und Aueböden entwickelt (Björnsen 1995).

### Grundwasser:

Die Grundwasserstände korrespondieren mit den Wasserpegeln des Rheins. Bei Mittel- und Niedrigwasser strömt das Grundwasser in den Rhein, bei Hochwasser verläuft die Strömung entgegengesetzt. (Trischler & Partner GmbH 1996). In der Regel erfolgt die Grundwasserströmung in nordöstlicher Richtung mit Aussickerung in den Rhein. (Björnsen 1995).

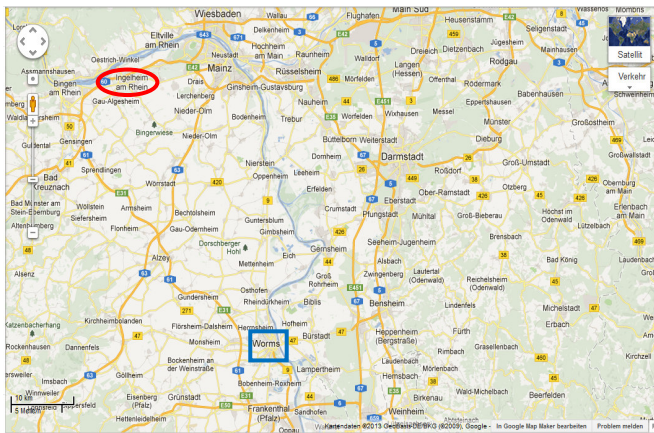
**Abb.27:** Original Landschaftspflegerischer Begleitplan der Firma L.A.U.B. zur Deichsanierung mit Angaben über die Biotoptypen vor den Baumaßnahmen (Quelle: SGD Süd)

## 2.1.4 Klima & Rheinpegelstände

### 2.1.4.1 Wetterdaten der Untersuchungsgebiete Ingelheim und Worms

Die Temperatur und der Niederschlag stellen wichtige abiotische Faktoren dar und sind für das Mikroklima im Auwald, im Polder Ingelheim und im Polder Bürgerweide in Worms von großer Bedeutung.

Die gesamte Rheinniederung weist ein kontinental geprägtes Beckenklima auf. Laut den Daten der Internetseite der Agrarmeteorologie Rheinland-Pfalz (Quelle: Agrarmeteorologie Rheinland-Pfalz, [www.am.rlp.de](http://www.am.rlp.de)) liegt die durchschnittliche Temperatur beim langjährigen Mittel (Wetterdaten von 1951-1980) bei ca. 10°C und die durchschnittliche Niederschlagsmenge bei 585,5 mm pro Jahr. Das Gebiet wird als eines der wärmsten und trockensten Gebiete in Westdeutschland beschrieben. Die meisten Niederschläge fallen im Sommer, jedoch aufgrund der relativ hohen Temperaturen kommt es immer wieder zu sogenannten Trockenperioden (Björnsen 1995). Die Untersuchungsgebiete in Ingelheim befinden sich in einer speziellen Lage, dem sogenannten „Mainzer-Becken“, das Untersuchungsgebiet Worms befindet sich ca. 75 km südlich von Ingelheim (s. Abb. 29).



**Abb.28:** Ausschnitt einer Landkarte mit Kennzeichnung der beiden Untersuchungsgebiete Ingelheim (roter Kreis) und Worms (blaues Viereck), (Quelle: [www.google-maps.de](http://www.google-maps.de))

Das Klima im Mainzer Becken zeichnet sich durch ein sommerwarmes Tal- und Beckenklima aus. Dies bedeutet die wärmsten Temperaturen werden in den Sommermonaten gemessen und die kältesten in den Wintermonaten. Somit sind starke jahreszeitliche Temperaturschwankungen vorherrschend. Aufgrund seiner Beckenlage, durch die Einrahmung der

umliegenden Mittelgebirge und seiner Leelage im Windschatten des Rheinhessischen Tafel- und Hügellandes kommt es zu einer extremen Windschwäche in dieser Region. Dies bedingt ebenfalls die relativ geringen Niederschläge.

Die ausführliche Beschreibung der Wetterdaten in Heidenfahrt bezieht sich auf den Zeitraum 2005-2009 (Untersuchungszeitraum Auwald/Polder Ingelheim). Die hierfür verwendeten Daten wurden von der Wetterstation in Heidenfahrt aufgezeichnet und finden sich im Internet auf der Seite für Agrarmeteorologie Rheinland-Pfalz ([www.am.rlp.de](http://www.am.rlp.de)).

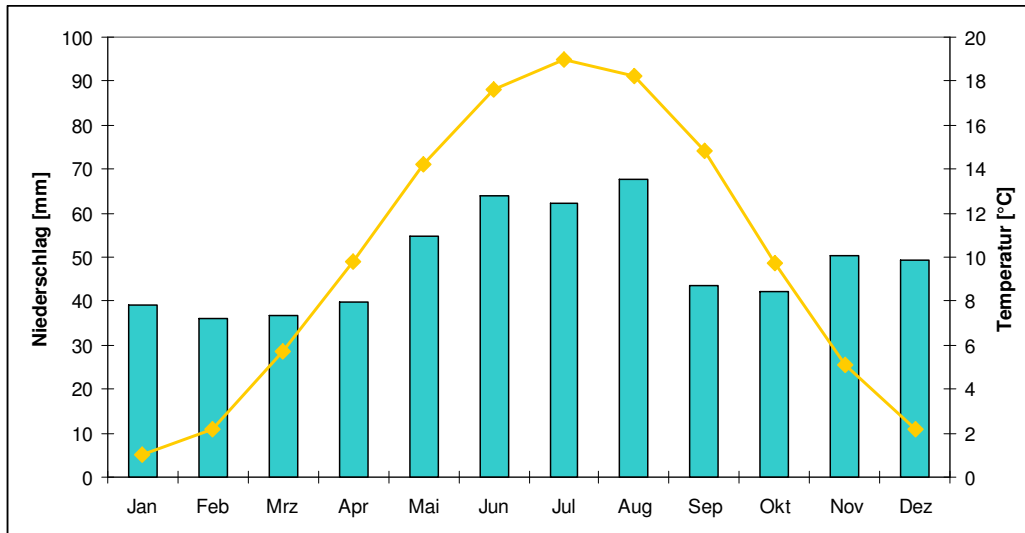
Die Station besteht seit 2001 und die Messdaten ergaben in den folgenden Jahren eine durchschnittliche Temperatur von 10,7°C und einen durchschnittlichen Niederschlag von ca. 549,39 mm. Die durchschnittlichen Temperaturen pro Monat reichen von 1°C im Januar bis zu 19°C im Juli (Quelle: Deutscher Wetterdienst, [www.dwd.de](http://www.dwd.de)).

Für das Untersuchungsgebiet Worms stehen erst seit Ende des Jahres 2006 Daten der Wetterstation Worms-Leiselheim zur Verfügung ([www.am.rlp.de](http://www.am.rlp.de)). Hier ergaben die Messdaten (von 2007-2010) eine durchschnittliche Temperatur von 10,9°C und einen durchschnittlichen Niederschlag von 622,9 mm. Damit zeigen die Werte eine gering höhere Temperatur als in Ingelheim und einen deutlich höheren Niederschlag.

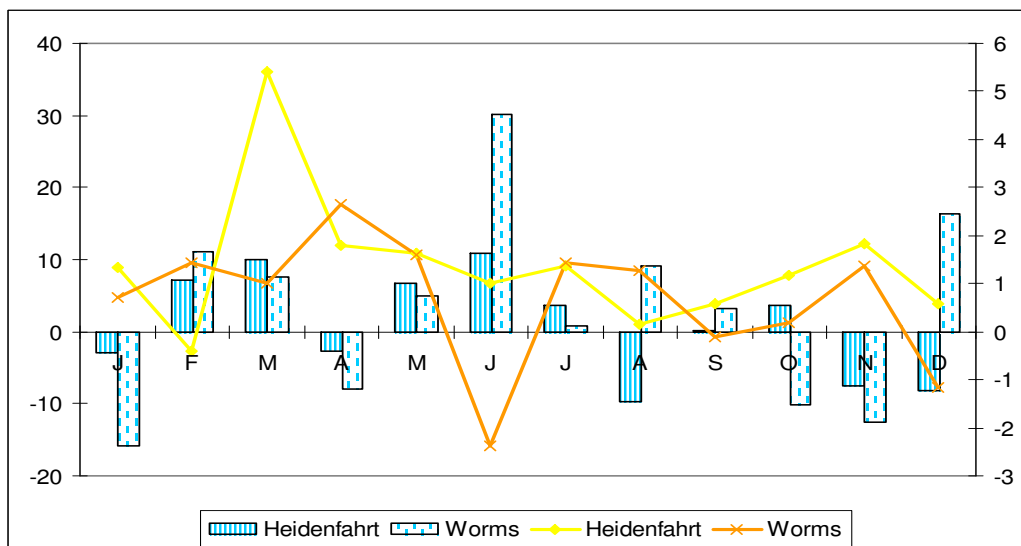
Bei der Planerstellung vor Baubeginn des Polders in Ingelheim wurden auch die klimatischen Besonderheiten des Gebietes untersucht. So konnte festgestellt werden, dass sich der Polder Ingelheim in einem Geländetiefpunkt befindet und somit als Kaltluft-sammelgebiet charakterisiert wird. Aufgrund der agrarwirtschaftlichen Nutzung und der niedrigen Vegetationshöhe des Bereiches kann es auch als Kaltluftentstehungsgebiet klassifiziert werden. Dies führt zu einer beträchtlichen Frostgefahr im Zeitraum von Oktober bis Mai. Anhand dieser Untersuchungen zu Beginn des Polderbaus, konnte die SGS Süd eine nächtliche Ausbildung eines flachen, aber markanten Kaltluftsees während windstillen und wolkenloser Wettersituationen belegen (SGS Süd).

Alle Daten der Wetterstationen Heidenfahrt und Worms-Leiselheim, im Zeitraum der Untersuchungsperioden, finden sich im Anhang.

In Abbildung 29 sind die durchschnittlichen Temperaturen und Niederschläge des langjährigen Mittels von Rheinland-Pfalz abgebildet (1951-1980).



**Abb.29:** Klimadiagramm, vieljährige Monatsmittel des Deutschen Wetterdienstes von 1951-1980; durchschnittliche Niederschlagsmenge (blaue Balken), durchschnittliche Monatstemperatur (gelbe Linie) (Datenquelle: [www.dwd.de](http://www.dwd.de))

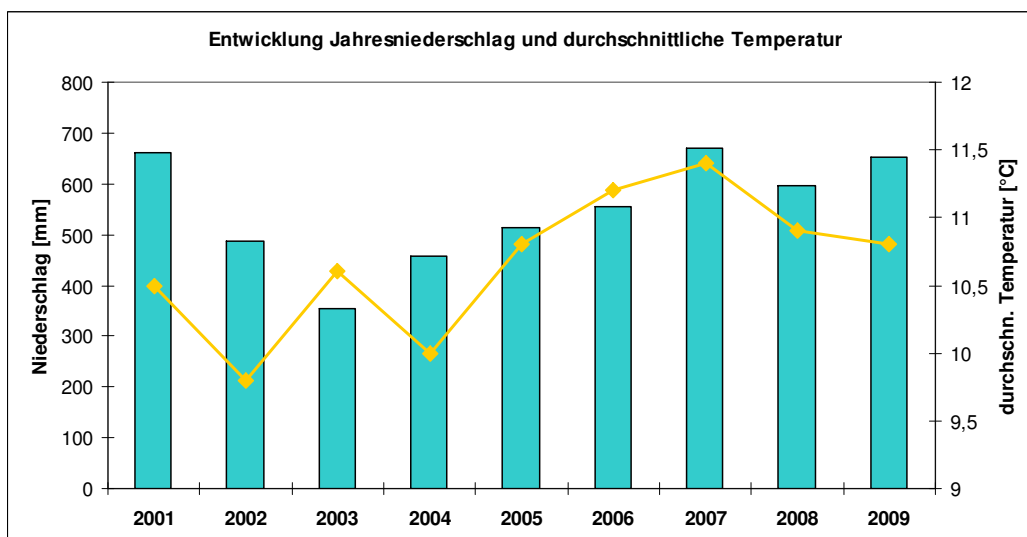


**Abb.30:** Daten der Wetterstationen Heidenfahrt und Worms-Leiselheim, Niederschlagsmenge pro Jahr (Balken), durchschnittliche Jahrestemperatur (Linie) im Vergleich zum langjährigen Mittel 1951-1980, Heidenfahrt Daten von 2005-2009, Worms-Leiselheim Daten von 2007-2010

Vergleicht man die Daten der beiden Wetterstationen Heidenfahrt und Worms-Leiselheim mit denen des langjährigen Mittels von Rheinland-Pfalz kann man deutliche Unterschiede sehen (s. Abb. 30).

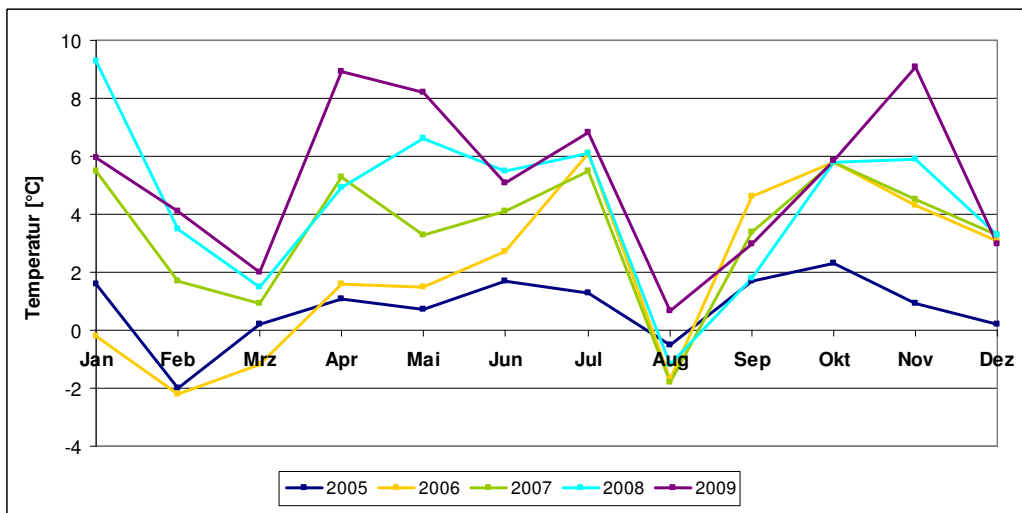
Wie in Abbildung 30 zu erkennen ist die durchschnittliche Jahrestemperatur in den Untersuchungsgebieten (Auwald/Polder) in Heidenfahrt fast konstant höher als das durchschnittliche langjährige Mittel von Rheinland-Pfalz. Es kann eine Erwärmung von ca.  $1,4^{\circ}\text{C}$  pro Monat errechnet werden in den Jahren 2005-2009. Dies lässt sich einerseits durch die besondere Lage im Mainzer Becken erklären, zeigt aber auch die mögliche regionale Klimaerwärmung. Bei den Niederschlagsmengen lässt sich eine Zunahme erkennen, vor allem im Frühjahr (Februar, März) und in den Sommermonaten (Mai-Juli), während in den Herbst und Wintermonaten (Oktober-Januar) die Niederschlagsmenge einen Rückgang aufweist. Dies kann als eine Folge der veränderten Klimabedingungen ausgelegt werden (z.B. zunehmende Starkregenfälle aufgrund der globalen Erwärmung).

Bei Betrachtung der Daten der Wetterstation Worms-Leiselheim zeigt sich ein Temperatureinbruch in den Monaten Juni und Dezember, welcher niedriger ist als das langjährige Mittel. Im Vergleich zu den Daten der Station Heidenfahrt zeigt sich die Temperaturkurve aus Worms eher etwas niedriger als Heidenfahrt. Die Niederschlagsmengen zeigen ebenfalls einen Anstieg in den Monaten Februar und März sowie Mai bis September. Oktober und November weisen einen Rückgang der Niederschlagsmengen, während der Dezember deutlich feuchter war als in Heidenfahrt.



**Abb.31:** Klimadiagramm der Wetterstation Heidenfahrt, durchschnittliche Jahrestemperaturen (gelbe Linie), Niederschlagsmengen (blaue Balken)

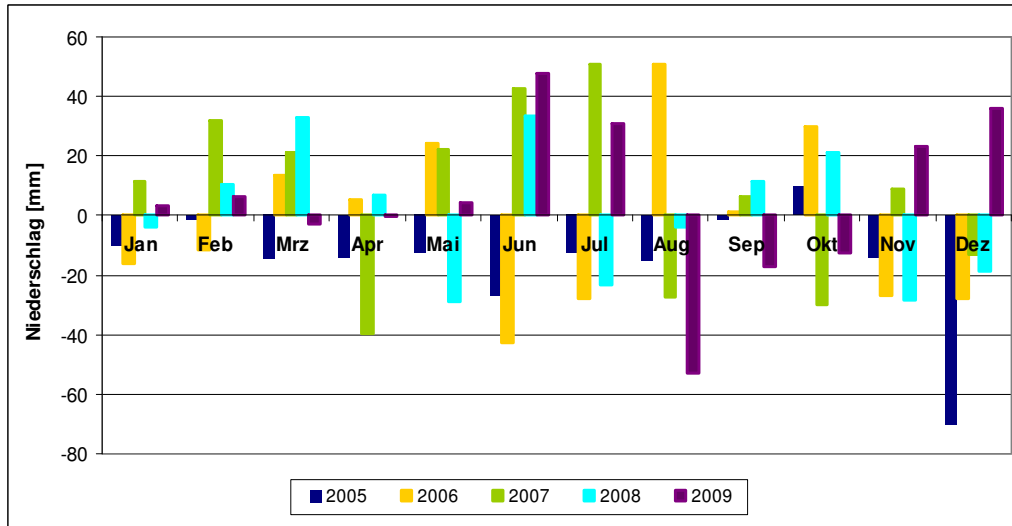
Die Entwicklung der Temperatur und der Niederschlagsmengen in Heidenfahrt seit dem Jahr 2001 sind in Abbildung 31 dargestellt. Seit dem Extremsommer im Jahre 2003, welches auch das niederschlagärmste Jahr seit 1991 war, ist die Niederschlagsmenge der Folgejahre wieder kontinuierlich angestiegen. Auch ist seit 2004 die durchschnittliche Jahrestemperatur deutlich gestiegen. Das Jahr 2007 war sowohl das wärmste Jahr, mit einer Durchschnittstemperatur von  $11,4^{\circ}\text{C}$ , als auch das niederschlagsreichste Jahr mit 671 mm. Die durchschnittliche Temperatur liegt um  $1,4^{\circ}\text{C}$  höher als beim langjährigen Mittel und der Niederschlag wurde mit knapp 100 mm mehr gemessen. Jedoch muss auch auf den Winter 2006/2007 aufmerksam gemacht werden, bei denen die Durchschnittstemperaturen (ab November 2006) nicht unter  $5^{\circ}\text{C}$  lagen. Weiterhin wurden im April 2007 nur 0,2 mm Niederschlag dokumentiert. Jedoch waren die Monate Juni und Juli dermaßen niederschlagsreich, dass als Bilanz eine positive Niederschlagsmenge verzeichnet werden konnte. Der April war auch im Durchschnitt um  $4^{\circ}\text{C}$  wärmer als im langjährigen Mittel. Die beiden Folgejahre waren deutlich kühler, fast bis zu einem Grad Celsius Unterschied.



**Abb.32:** Vergleich der durchschnittlichen Monatstemperaturen der Wetterstation Heidenfahrt der Untersuchungsjahre 2005-2009, Vergleiche zum langjährigen Mittel (1951-1980)

Vergleicht man nun die Temperaturveränderungen der einzelnen Monate im Untersuchungsgebiet Ingelheim (Auwald/Polder) während der Untersuchungsjahre mit den Daten des langjährigen Mittels, zeigt sich ein deutlicher Anstieg der Temperaturen von April bis Juli.

Ebenso verhält es sich mit den Temperaturen in den Wintermonaten von September bis Januar. Hier können die regionalen Temperaturanstiege des Klimawandels beobachtet werden.



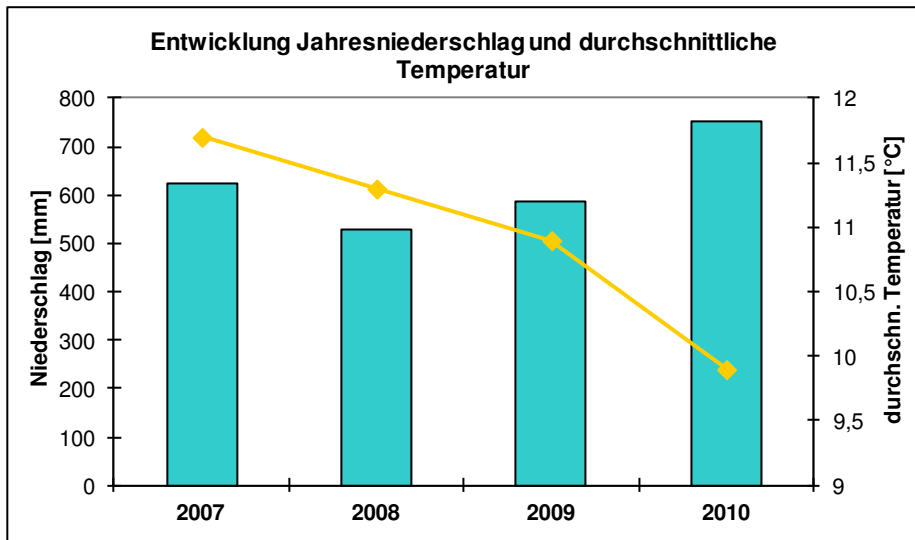
**Abb.33:** Vergleich des durchschnittlichen Monatsniederschlags der Wetterstation Heidenfahrt der Untersuchungsjahre 2005-2009, Vergleiche zum langjährigen Mittel (1951-1980)

Die Abbildung 33 zeigt die Veränderungen der durchschnittlichen Niederschlagsmenge der Monate während der einzelnen Untersuchungsjahre. Im Frühjahr (Feb, Mrz) konnte fast in allen Jahren ein Anstieg des Niederschlags verzeichnet werden, während in den Wintermonaten November und Dezember in jedem Untersuchungsjahr ein gravierender Rückgang der Niederschlagsmengen gemessen werden konnte.

Während der Untersuchungsjahre 2005-2009 konnten sowohl extrem hohe Temperaturen gemessen werden, als auch extrem niedrige. Des Weiteren wurden auch geringere Niederschlagsmengen gemessen. Dies, in Zusammenhang mit hohen Temperaturen, führte vor allem im Polder zu extremen Austrocknungen sowohl der Randbereiche als auch der Kernzone.

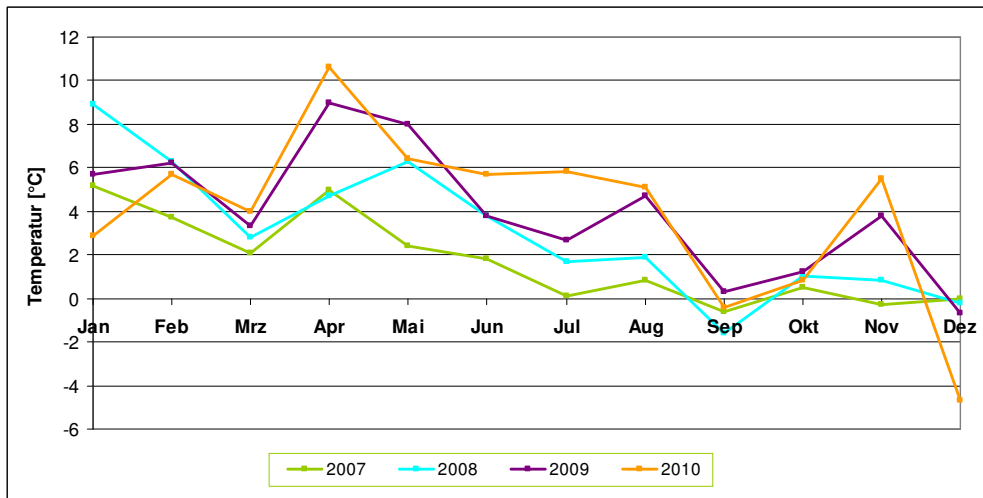
Auch im Auwald führten extrem heiße Monate (Juni 2005, Juli 2006 und April 2007) dazu, dass dieser sogar im Inneren stark austrocknete. Extrem ins Gewicht fiel auch der milde Winter im Jahr 2006-2007 und der sehr warme Januar 2008. Natürlich gab es auch Sommermonate mit einem sehr hohen Niederschlag. Dazu müssen der August im Jahr 2006, der Juni und Juli im Jahr 2007 und der Juni 2009 genannt werden.

Im Gesamtdiagramm sind diese Daten aufgrund der Durchschnittswerte nicht sehr augenscheinlich.



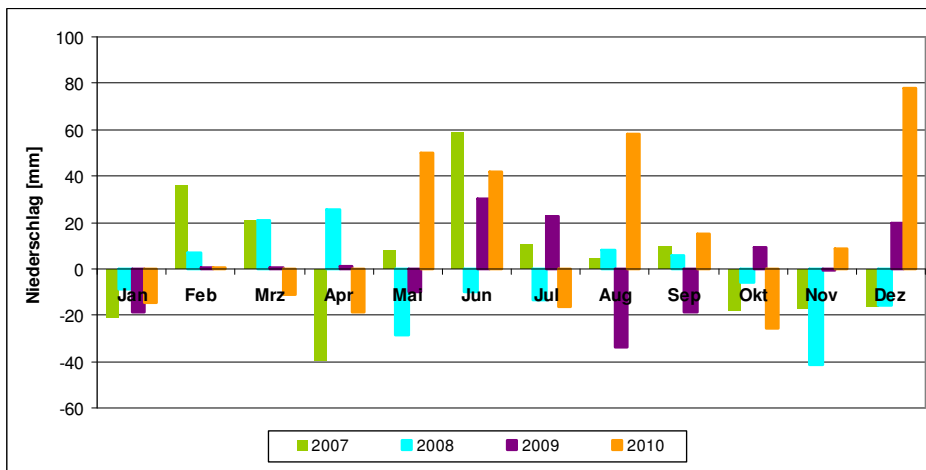
**Abb.34:** Klimadiagramm der Wetterstation Worms-Leiselheim, durchschnittliche Jahrestemperaturen (gelbe Linie), Niederschlagsmengen (blaue Balken)

Die Entwicklung der Temperatur und der Niederschlagsmengen in Worms-Leiselheim seit dem Jahr 2007 sind in Abbildung 34 dargestellt. Aufgrund des Bestehens der Wetterstation in Worms erst seit Ende des Jahres 2006, konnten keine genaueren Wetterdaten zu den früheren Untersuchungen der AG Prof. Dr. Seitz der Jahre 2001-2004 gesammelt werden. Die Abbildung 34 zeigt einen deutlichen Temperaturrückgang seit dem Jahre 2007 an. Jedoch kann, aufgrund der fehlenden Daten, keine Tendenz zu den früheren Jahren gezogen werden. Es kann dieser Temperaturrückgang auch bei den Daten der Station Heidenfahrt beobachtet werden. Die Niederschlagsmengen jedoch zeigen eine deutliche Zunahme zu den Vorjahren.



**Abb.35:** Vergleich der durchschnittlichen Monatstemperaturen der Wetterstation Worms-Leiselheim der Untersuchungsjahre 2007-2010, Vergleiche zum langjährigen Mittel (1951-1980)

Betrachtet man den Temperaturverlauf der einzelnen Monate der Jahre 2007 bis 2010 im Vergleich zum langjährigen Mittel so zeigt sich, dass die Temperaturwerte stetig in jedem Jahr angestiegen sind. Ausnahme ist der Dezember 2010, welcher deutlich kälter war als das langjährige Mittel.



**Abb.36:** Vergleich des durchschnittlichen Monatsniederschlags der Wetterstation Worms-Leiselheim der Untersuchungsjahre 2007-2010, Vergleiche zum langjährigen Mittel (1951-1980)

Auch bei Betrachtung der Niederschläge der einzelnen Monate zeigen sich deutliche Schwankungen in der Niederschlagsmenge in den einzelnen Jahren. Eine eindeutige Tendenz lässt sich aufgrund der geringen Datenmenge nicht aufzeigen.

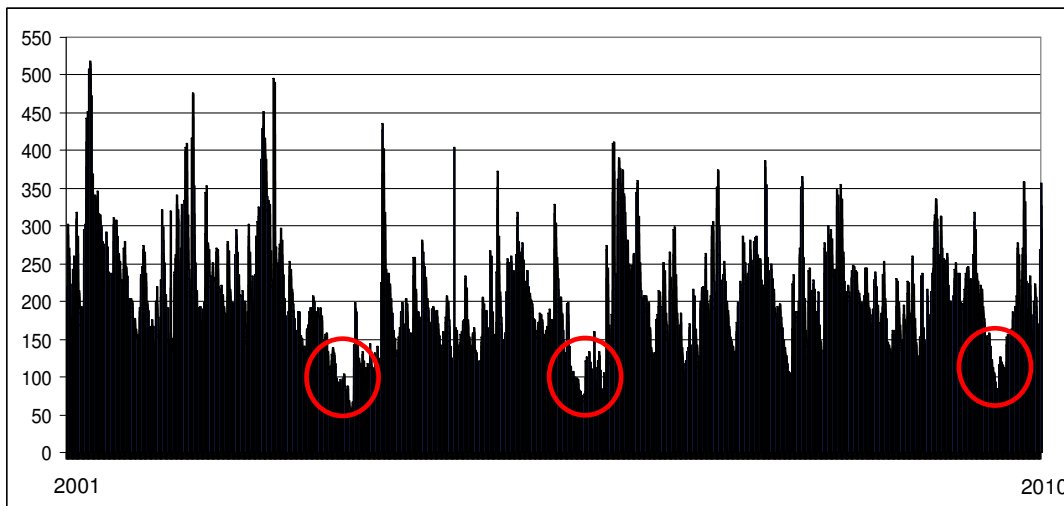
### 2.1.4.2 Rheinpegelstände

#### Ingelheim

Die Daten für die Rheinpegelstände in Ingelheim wurden der Internetseite [www.wetteronline.de](http://www.wetteronline.de) entnommen. Hierzu wurden die gemessenen Rheinpegelstände der Messstation Östrich verwendet.

Der Auwald des NSG Sandlache wird ab einem Rheinpegel von 4,80 m vollständig überflutet. Eine Teilüberflutung findet schon ab einem Pegel von 4 m statt. In Abb.38 sind die Rheinpegelstände von 2001-2010 dargestellt. Es sind drei deutliche Einbrüche (rote Kreise) zu erkennen, bei denen ein extrem niedriger Rheinpegel von unter 1 m gemessen wurde. Dies war zum einen im Extremsommer 2003, dann Oktober bis Dezember 2005 und Oktober 2009.

Im Januar 2011 fand ein extremer Anstieg des Rheinpegels, auf einen Rekordhöchststand von 6,5 m statt, was zu einer extremen Überflutung des Auwaldes führte sowie zu einer manuellen Öffnung der Hauptschleusen des Polders führte und diesen fast gesamt überflutete (Quelle: [www.wetteronline.de](http://www.wetteronline.de)).

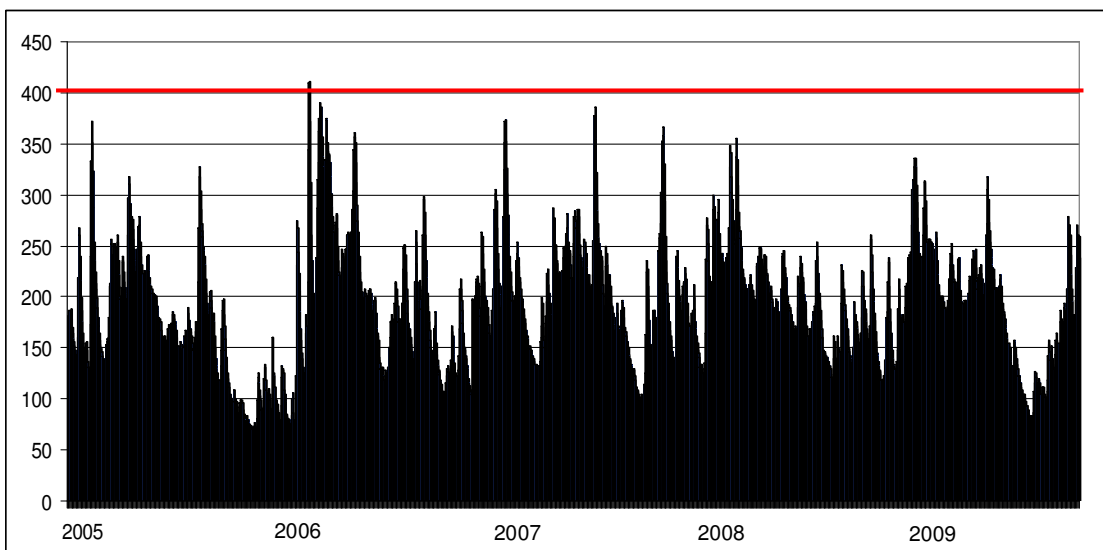


**Abb.37:** Rheinpegelstände von 2001 bis 2010, rote Kreise kennzeichnen extrem niedrige Rheinpegelstände, ([www.wetteronline.de](http://www.wetteronline.de))

Bis zum Jahr 2003 wurde der Auwald noch in relativ regelmäßigen Abständen überflutet (s. Abb.37), sowohl im Winter als auch im Frühjahr (Quelle: [www.wetteronline.de](http://www.wetteronline.de)). Während des Extremsommers 2003 wurden im Zeitraum von mehreren Wochen Pegelstände unter 1 m gemessen.

Dieses Ereignis hatte eine nachhaltige Wirkung: Seit diesem Zeitpunkt stieg der Rhein nicht mehr über 4,80 m an, was bedeutet, dass eine Vollüberflutung des Auwaldes nicht mehr auftrat. Noch dreimal stieg der Rhein über 4,10 m an, was dazu führte, dass zumindest die tiefer gelegenen Senken des Auwaldes zeitweilig überflutet wurden. Dies geschah zum letzten Mal während des Untersuchungszeitraumes im März 2006. Diese Überflutung der Senken dauerte nur 3 Tage.

Betrachtet man das Rheinpegeldiagramm, kann man sehen, dass der Rheinpegel seit dem Jahre 2001 durchschnittlich um 0,5 m gesunken ist. Das Ausbleiben der regelmäßigen Voll- sowie Teilüberflutungen führt zu einer zunehmenden Austrocknung des Auwaldes.



**Abb.38:** Rheinpegelstände im Untersuchungszeitraum, rote Linie kennzeichnet den Pegelstand von 4,00 m an, bei dem eine Teilüberflutung des Auwaldes stattfindet, (Quelle: [www.wetteronline.de](http://www.wetteronline.de))

Eine Überstauung der Kernzone im Polder Ingelheim findet aufgrund des Durchlasskanals, der mit dem Rhein verbunden ist, schon bei einem gering angestiegenen Rheinpegel statt. Weiterhin kann dies auch bei länger anhaltenden Regenperioden passieren, da der Boden dort so verdichtet ist, dass das Wasser nicht ins Grundwasser absinken kann. Weiterhin kann es bei einem Ansteigen des Grundwasserspiegels zu einer Überstauung der früheren Druckwassersenzen kommen.

### 2.1.4.3 Worms

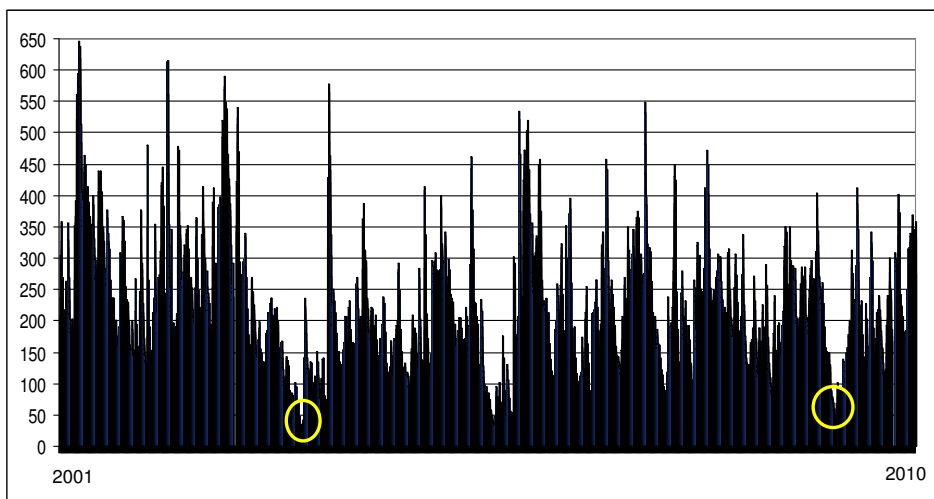
#### Rheinpegelstände

Die Daten für die Rheinpegelstände Worms wurden ebenfalls der Internetseite [www.wetteronline.de](http://www.wetteronline.de) entnommen. Hierzu wurden die gemessenen Rheinpegelstände der Messstation in Worms verwendet.

Die in Abbildung 40 abgebildeten Daten beziehen sich auf den Zeitraum von Januar 2001 bis August 2010. Somit kann auch der Verlauf des Rheinpegels während der ersten Untersuchungen der Arbeitsgruppe von Herrn Prof. Dr. Seitz mit betrachtet werden.

Die im Diagramm mit einem gelben Kreis gekennzeichneten Stellen müssen bei der Betrachtung außer Acht gelassen werden, da hier keine Daten über den Rheinpegelstand zum jeweiligen Zeitpunkt vorlagen. Die Abbildung zeigt eine deutliche Abnahme des Rheinpegels und ein Rückgang der Hochwasserrheinpegelstände.

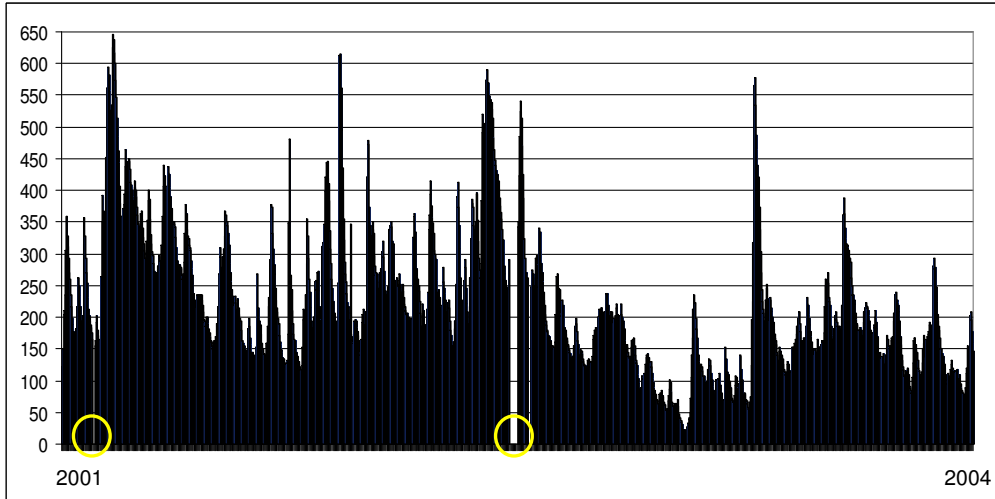
Der Anstieg weist eine relativ gleichbleibende Frequenz auf, jedoch die Spitze der Pegelstände ist deutlich gesunken. Während in den Jahren 2001 bis 2004 (siehe auch Abbildung 39) die höchsten Rheinpegelstände noch zwischen 5,5 m und 6,5 m lagen, so lag in den Untersuchungsjahren 2009 und 2010 der höchste Rheinpegelstand nur noch bei knapp über 4 m.



**Abb.39:** Rheinpegelstände von 2001 bis August 2010, gelber Punkt kennzeichnet das Fehlen von Daten der Pegelstände, ([www.wetteronline.de](http://www.wetteronline.de))

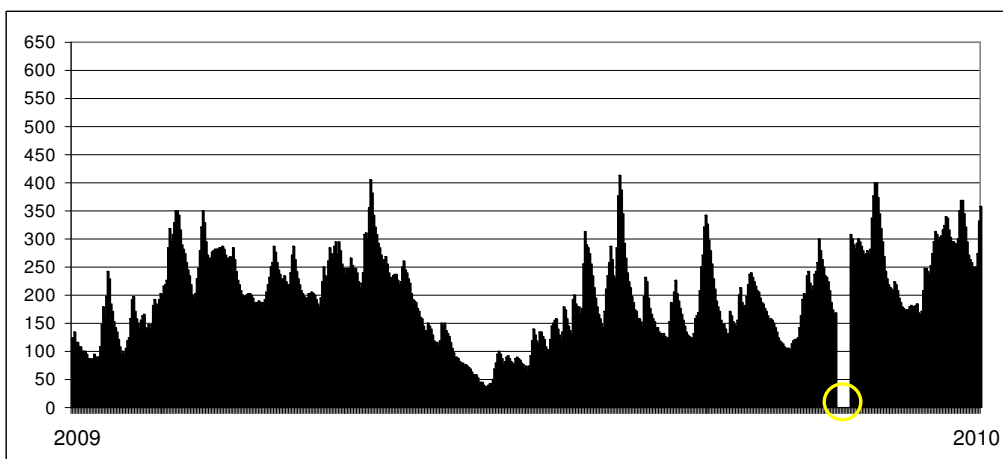
Die Abbildung 41 zeigt den Rheinpegelstand während des Untersuchungszeitraums der Arbeitsgruppe von Herrn Prof. Dr. Seitz von 2001 bis 2004. In den Aufzeichnungen

der Arbeitsgruppe wurde jedoch nicht vermerkt, ob es in diesem Zeitraum zu Überflutungen des Untersuchungsgebietes kam.



**Abb.40:** Rheinpegelstände von 2001 bis 2004, Untersuchungszeitraum der AG Prof. Dr. Seitz, gelbe Punkte kennzeichnen das Fehlen von Daten der Pegelstände, ([www.wetteronline.de](http://www.wetteronline.de))

In der unteren Abbildung 41 sind die Rheinpegelstände während des Untersuchungszeitraumes von 2009 und 2010 dargestellt. Es ist deutlich zu sehen, dass der Rheinpegel nur noch eine Höchstmarke von knapp 4 m erreicht. Im gesamten Untersuchungszeitraum konnte keine Überflutung des gesamten Untersuchungsgebietes beobachtet werden, jedoch kam es zu Teilüberflutungen im Bereich des „neuen“ Altbachs und des neu angelegten Tümpels aufgrund des Grundwasseranstiegs (Standorte W7, W10).



**Abb.41:** Rheinpegelstände von 2009 bis August 2010, Untersuchungszeitraum der AG Prof. Dr. Eisenbeis, gelber Punkt kennzeichnet das Fehlen von Daten der Pegelstände, ([www.wetteronline.de](http://www.wetteronline.de))

## 2.2 Probenahme

### 2.2.1 Beprobung des Hartholz-Auwaldes

Die Datenerfassung im Auwald erfolgte kontinuierlich über einen Zeitraum von drei Jahren (Mai 2005 bis April 2008). Das erste Untersuchungsjahr dauerte vom 19.05.2005 bis 12.04.2006, mit 324 Fangtagen und 21 Probenahmen (s. Tab. 1)

**Tabelle 1:** Termine der Probenahmen mit Angabe der Anzahl der Fangtage; Untersuchungszeitraum 2005/2006; BF = Bodenfalle

Probenahme	Datum	Anzahl der ausgewerteten Fangtage
1. Probenahme	19.05.2005	16
2. Probenahme	02.06.2005	14
3. Probenahme	16.06.2005	14
4. Probenahme	30.06.2005	14
5. Probenahme	14.07.2005	14
6. Probenahme	28.07.2005	14
7. Probenahme	11.08.2005	14
8. Probenahme	25.08.2005	14
9. Probenahme	09.09.2005	15
10. Probenahme	22.09.2005	13
11. Probenahme	13.10.2005	20
12. Probenahme	27.10.2005	14
November 2005	Keine Beprobung aufgrund von zerstörten Fallen	
13. Probenahme	01.12.2005	16
14. Probenahme	23.12.2005	22
15. Probenahme	05.01.2006	13
16. Probenahme	23.01.2006	18
17. Probenahme	07.02.2006	15
18. Probenahme	21.02.2006	14
19. Probenahme	10.03.2006	17
20. Probenahme	23.03.2006	13
21. Probenahme	31.03.2006	8 - nur Senken eingesammelt -
	<b>BF1-BF12:</b>	<b>312 Fangtage</b>

Aufgrund einer kleinen Teilüberflutung der Senken (Fallen 1-5) wurden diese bereits am 31.03.2006 wieder eingesammelt.

Der zweite Untersuchungszeitraum erstreckte sich vom 04.05.2006 bis zum 27.04.2007, mit 25 Probenahmen und insgesamt 380 Fangtagen (s. Tab. 2).

**Tabelle 2:** Termine der Probenahmen mit Angabe der Anzahl der Fangtage; Untersuchungszeitraum 2006/2007; BF = Bodenfalle

Probenahme	Datum	Fangtage
1. Probenahme	04.05.2006	22
2. Probenahme	23.05.2006	19
3. Probenahme	10.06.2006	18
4. Probenahme	26.06.2006	16
5. Probenahme	12.07.2006	16
6. Probenahme	26.07.2006	14
7. Probenahme	10.08.2006	15
8. Probenahme	24.08.2006	14
9. Probenahme	07.09.2006	14
10. Probenahme	27.09.2006	20
11. Probenahme	11.10.2006	14
12. Probenahme	25.10.2006	14
13. Probenahme	08.11.2006	14
14. Probenahme	22.11.2006	14
15. Probenahme	07.12.2006	15
16. Probenahme	21.12.2006	14
17. Probenahme	04.01.2007	14
18. Probenahme	17.01.2007	13
19. Probenahme	01.02.2007	15
20. Probenahme	14.02.2007	13
21. Probenahme	28.02.2007	14
22. Probenahme	15.03.2007	15
23. Probenahme	29.03.2007	14
24. Probenahme	18.04.2007	20
25. Probenahme	27.04.2007	9
	<b>BF1-BF12:</b>	<b>380</b>

**Tabelle 3:** Termine der Probenahmen mit Angabe der Anzahl der Fangtage; Untersuchungszeitraum 2007/2008; BF = Bodenfalle

Probenahme	Datum	Fangtage
1. Probenahme	09.05.2007	12
2. Probenahme	23.05.2007	14
3. Probenahme	07.06.2007	15
4. Probenahme	20.06.2007	13
5. Probenahme	06.07.2007	16
6. Probenahme	23.07.2007	17
7. Probenahme	03.08.2007	11
8. Probenahme	09.08.2007	6
9. Probenahme	31.08.2007	6
10. Probenahme	28.09.2007	14
11. Probenahme	11.10.2007	13
12. Probenahme	25.10.2007	14
13. Probenahme	08.11.2007	14
14. Probenahme	22.11.2007	14
15. Probenahme	06.12.2007	14
16. Probenahme	20.12.2007	14
17. Probenahme	03.01.2008	14
18. Probenahme	17.01.2008	14
19. Probenahme	30.01.2008	13
20. Probenahme	14.02.2008	15
21. Probenahme	28.02.2008	14
22. Probenahme	13.03.2008	14
23. Probenahme	01.04.2008	19
24. Probenahme	10.04.2008	9
25. Probenahme	23.04.2008	13
	<b>BF1-BF12:</b>	<b>332</b>

Die letzte Fangperiode erstreckte sich vom 09.05.2007 bis zum 23.04.2008. Die Daten umfassen insgesamt 25 Probenahmen und 332 Fangtage (s. Tabelle 3).

Aufgrund zeitweiliger kleinerer Überflutungen und um einen Vergleich der einzelnen Untersuchungsjahre vornehmen zu können, wurden alle Ergebnisse durch die Anzahl der Fallen und die Anzahl der Fangtage geteilt (absolutes Ergebnis/Tag/Falle).

### Zusätzliche Probenahmen

**Tabelle 4:** Termine der zusätzlichen Probenahmen mit Angabe der Anzahl der Fangtage; Untersuchungszeitraum 2007/2008; BF = Bodenfalle

Probenahme	Datum	Fangtage
1. Probenahme	11.10.07- 25.10.07	14
2. Probenahme	08.11.2007	14
3. Probenahme	22.11.2007	14
4. Probenahme	06.12.2007	14
5. Probenahme	20.12.2007	14
6. Probenahme	17.01.2008	14
7. Probenahme	30.01.2008	13
8. Probenahme	14.02.2008	15
9. Probenahme	28.02.2008	14
10. Probenahme	13.03.2008	14
11. Probenahme	01.04.2008	19
12. Probenahme	10.04.2008	9
13. Probenahme	23.04.2008	13
14. Probenahme	07.05.2008	14
	<b>BF13-BF18:</b>	<b>195 Fangtage</b>

Um einen kleinen Einblick über die Fauna der Randbereiche des Auwaldes zu erhalten, wurden für einen kurzen Zeitraum (Oktober 2007 bis Mai 2008) zusätzliche Bodenfallen im Randbereich rechts und links des Auwaldes sowie zwischen Auwald und Damm ausgelegt (s. Tab. 4).

### 2.2.2 Zeitraum und Daten der Probenahme im Polder Ingelheim

**Tabelle 5:** Termine der Probenahmen mit Angabe der Anzahl der Fangtage; Untersuchungszeitraum 2007 (1. Untersuchungsjahr)

Probenahme	Datum	Fangtage
1. Probenahme	21.12.06-04.01.07	14
2. Probenahme	17.01.2007	13
3. Probenahme	01.02.2007	15
4. Probenahme	14.02.2007	13
5. Probenahme	28.02.2007	14
März/April	<b>Überflutung</b>	
6. Probenahme	29.04.07-09.05.07	10
7. Probenahme	23.05.2007	14
8. Probenahme	07.06.2007	15
9. Probenahme	22.06.2007	15
10. Probenahme	06.07.2007	14
11. Probenahme	20.07.2007	14
12. Probenahme	03.08.2007	14
13. Probenahme	09.08.2007	6
14. Probenahme	25.08.07-31.08.07	6
15. Probenahme	14.09.2007	14
16. Probenahme	28.09.2007	14
17. Probenahme	11.10.2007	13
18. Probenahme	25.10.2007	14
19. Probenahme	08.11.2007	14
20. Probenahme	22.11.2007	14
21. Probenahme	06.12.2007	14
	<b>Überflutung</b>	
		<b>276 Tage</b>

Seit seiner Fertigstellung im Jahre 2006 wurde der Polder Ingelheim durchgängig untersucht und nach Jahren ausgewertet (2007, 2008, 2009).

Das erste Untersuchungs-jahr begann am 21.12.2006 und endete am 06.12.2007. In diesem Zeitraum wurden insgesamt 21 Probenahmen durchgeführt. Aufgrund von zwei Überflutungen in diesem Jahr (März/April 2007 und Dezember 2007) konnten nur an 276 Tagen Daten erhoben werden.

Der Fangzeitraum des zweiten Untersuchungsjahres begann erst im Januar 2008, da noch bis über Silvester der Polder leicht überflutet war. In diesem Jahr wurden 24 Probenahmen durchgeführt an 347 Fangtagen. Während dieser Datenerfassung konnte keine größere Überflutung des Gebietes mehr dokumentiert werden. Termine und Daten siehe Tabelle 6.

Im dritten Untersuchungsjahr konnten eine kleine Überflutung Mitte Januar und zwei große Überflutungen (März/April und Dezember) beobachtet werden. Insgesamt wurden 23 Probenahmen durchgeführt und 316 Fangtage dokumentiert (s. Tabelle 7).

**Tabelle 6:** Termine der Probenahmen mit Angabe der Anzahl der Fangtage; Untersuchungszeitraum 2008 (2. Untersuchungsjahr)

<b>Probenahme</b>	<b>Datum</b>	<b>Fangtage</b>
1. Probenahme	03.01.08- 17.01.08	14
2. Probenahme	30.01.2008	13
3. Probenahme	14.02.2008	15
4. Probenahme	28.02.2008	14
5. Probenahme	13.03.2008	14
6. Probenahme	01.04.2008	19
7. Probenahme	09.04.08- 23.04.08	14
8. Probenahme	07.05.2008	14
9. Probenahme	21.05.2008	14
10. Probenahme	04.06.2008	14
11. Probenahme	18.06.2008	14
12. Probenahme	02.07.2008	14
13. Probenahme	16.07.2008	14
14. Probenahme	30.07.2008	14
15. Probenahme	13.08.2008	14
16. Probenahme	27.08.2008	14
17. Probenahme	10.09.2008	14
18. Probenahme	24.09.2008	14
19. Probenahme	09.10.2008	15
20. Probenahme	22.10.2008	13
21. Probenahme	05.11.2008	14
22. Probenahme	19.11.2008	14
23. Probenahme	03.12.2008	14
24. Probenahme	23.12.2008	20
		<b>347 Fangtage</b>

**Tabelle 7:** Termine der Probenahmen mit Angabe der Anzahl der Fangtage; Untersuchungszeitraum 2009

<b>Probenahme</b>	<b>Datum</b>	<b>Fangtage</b>
1. Probenahme	23.12.2008- 07.01.2009	15
2. Probenahme	21.01.2009	14
3. Probenahme	04.02.2009	14
4. Probenahme	18.02.2009	14
5. Probenahme	04.03.2009	14
März/April	<b>Überflutung</b>	
6. Probenahme	15.04.2009-05.05.2009	20
7. Probenahme	20.05.2009	15
8. Probenahme	03.06.2009	14
9. Probenahme	17.06.2009	14
10. Probenahme	01.07.2009	14
11. Probenahme	15.07.2009	14
12. Probenahme	29.07.2009	14
13. Probenahme	14.08.2009	16
14. Probenahme	26.08.2009	12
15. Probenahme	09.09.2009	14
16. Probenahme	23.09.2009	14
17. Probenahme	07.10.2009	14
18. Probenahme	21.10.2009	14
19. Probenahme	04.11.2009	14
20. Probenahme	18.11.2009	14
21. Probenahme	02.12.2009	14
22. Probenahme	16.12.2009	14
23. Probenahme	<b>Überflutung</b>	
		<b>316 Fangtage</b>

Aufgrund der vorkommenden Überflutungen, welche zum Teil nur die Kernzone betrafen, kam es häufiger in diesem Bereich zu ausfällen. Um statistisch relevante Daten zu erhalten, war hier die Umrechnung der Ergebnisse pro Falle von besonderer Bedeutung.

#### Zusätzliche Probenahmen

Weiterhin wurde ein zusätzlicher Standort (Feuchtwiese vor dem Schleusentor) mit anderer Vegetation sowie mit deutlich höherer Überflutungstendenz als das Innere des Polders selbst untersucht. Von Juni 2009 bis Oktober 2009 wurden hier zusätzlich sechs Bodenfallen eingegraben (Termine s. Tab. 8).

**Tabelle 8:** Termine der Probenahmen der Feuchtwiese (Standort 0) mit Angabe der Anzahl der Fangtage; Untersuchungszeitraum Juni 2009-Oktober 2009

Probenahme	Datum	Fangtage
1. Probenahme	17.06.2009	14
2. Probenahme	01.07.2009	14
3. Probenahme	15.07.2009	14
4. Probenahme	29.07.2009	14
5. Probenahme	14.08.2009	16
6. Probenahme	26.08.2009	12
7. Probenahme	09.09.2009	14
8. Probenahme	23.09.2009	14
9. Probenahme	07.10.2009	14
10. Probenahme	21.10.2009	14
		<b>140</b>

**Tabelle 9:** Termine der Probenahmen der Kernzone mit Angabe der Anzahl der Fangtage; Untersuchungszeitraum Juni 2009-Oktober 2009

Probenahme	Datum	Fangtage
1. Probenahme	17.06.2009	14
2. Probenahme	01.07.2009	14
3. Probenahme	15.07.2009	14
4. Probenahme	29.07.2009	14
5. Probenahme	14.08.2009	16
6. Probenahme	26.08.2009	12
7. Probenahme	09.09.2009	14
8. Probenahme	23.09.2009	14
9. Probenahme	07.10.2009	14
10. Probenahme	21.10.2009	14
		<b>140</b>

Zur Überprüfung der attrahierenden Wirkung der Fangflüssigkeit wurden noch zusätzliche Probennahmen in der Kernzone des Polders durchgeführt (Juni 09 bis Oktober 09, s. Tab. 9). Es erfolgte hier eine Datenerfassung mit 6 Fallen Standardfangflüssigkeit (gesättigte NaCl-Lösung) und 6 Fallen mit Formalin (Untersuchungen der Arbeitsgruppe Prof. Dr. Seitz).

### 2.2.3 Zeitraum und Daten der Probenahme im Polder Bürgerweide in Worms

#### 2.2.3.1 Beprobung durch die AG Seitz 2001-2004

Die Daten, sowie die Art und Weise der Beprobung der AG Seitz wurde, mit Erlaubnis der Arbeitsgruppe, den Abschlussberichten dieser Untersuchungen entnommen. Sie wurden hier nur aufgearbeitet und ausgewertet um Vergleiche der beiden Untersuchungsperioden durchführen zu können.

#### **Daten der Probennahmen:**

29.05.2011–31.08.2001

Acht Untersuchungsflächen mit jeweils drei Bodenfallen. Die Leerung der Fallen erfolgte monatlich. Zusätzlich wurden noch an jedem Außentermin Handfänge gemacht.

26.05.2002–30.08.2002

Zehn Untersuchungsflächen mit jeweils drei Bodenfallen. Die Leerung erfolgte monatlich. Es erfolgten sporadisch Handaufsammlungen.

29.07.2003–21.10.2003

Zehn Probeflächen mit jeweils drei Bodenfallen. Die Fallen wurden monatlich geleert. In diesem Untersuchungszeitraum wurden keine Handfänge durchgeführt.

28.05.2004–20.08.2004

Zwölf Probeflächen mit je drei Bodenfallen. Die Entleerung der Fallen erfolgte auch hier monatlich.

## 2.2.3.2 Beprobung durch AG Eisenbeis 2008-2010

**Tabelle 10:** Termine der Probenahmen mit Angabe der Anzahl der Fangtage; Untersuchungszeitraum 2008/2009

Probenahme	Datum	Anzahl
1. Probenahme	Vom 05.07.2008-01.08.2008	27
2. Probenahme	01.09.2008	31
3. Probenahme	01.10.2008	30
4. Probenahme	03.11.2008	33
5. Probenahme	01.12.2008	28
6. Probenahme	02.01.2009	32
7. Probenahme	02.02.2009	31
8. Probenahme	02.03.2009	28
9. Probenahme	01.04.2009	30
10. Probenahme	04.05.2009	34
11. Probenahme	02.06.2009	29
12. Probenahme	01.07.2009	29
		<b>362</b>

**Tabelle 11:** Termine der Probenahmen mit Angabe der Anzahl der Fangtage; Untersuchungszeitraum 2009/2010

Probenahme	Datum	Fangtage
1. Probenahme	01.07.09-03.08.09	32
2. Probenahme	01.09.2009	29
3. Probenahme	01.10.2009	30
4. Probenahme	02.11.2009	32
5. Probenahme	01.12.2009	29
6. Probenahme	02.01.2010	32
7. Probenahme	01.02.2010	30
8. Probenahme	01.03.2010	28
9. Probenahme	01.04.2010	31
10. Probenahme	03.05.2010	32
11. Probenahme	02.06.2010	30
12. Probenahme	01.07.2010	29
		<b>365</b>

Als drittes Untersuchungsgebiet wurde der Polder Bürgerweide ausgewählt. Dieses Untersuchungsgebiet wurde über zwei Jahre kontinuierlich beprobt (05.07.2008 bis 01.07.2009). Sowohl die Standorte als auch die Art der Beprobung wurde zu Vergleichszwecken den früheren Untersuchungen der Arbeitsgruppe von Herrn Prof. Dr. Seitz angeglichen. Deshalb wurde hier die Leerung der Fallen in einem Abstand von vier Wochen durchgeführt (s. Tab. 10).

Auch im folgenden Untersuchungsjahr (Juni 09–Juni 10) fand die Leerung der Fallen in einem 4-wöchigen Rhythmus statt (s. Tab. 11).

**Tabelle 12:** Termine der Probenahmen mit Angabe der Anzahl der Fangtage; Untersuchungszeitraum 06/09-10/09; Standort W11 (Fallen mit Kochsalzlösung/Formalin)

<b>Probenahme</b>	<b>Datum</b>	<b>Fangtage</b>
1. Probenahme	18.06.2009	09
2. Probenahme	01.07.2009	13
3. Probenahme	20.07.2009	19
4. Probenahme	03.08.2009	14
5. Probenahme	13.08.2009	10
6. Probenahme	01.09.2009	19
7. Probenahme	21.09.2009	20
8. Probenahme	01.10.2009	10
9. Probenahme	16.10.2009	15
10. Probenahme	27.10.2009	11
		<b>140</b>

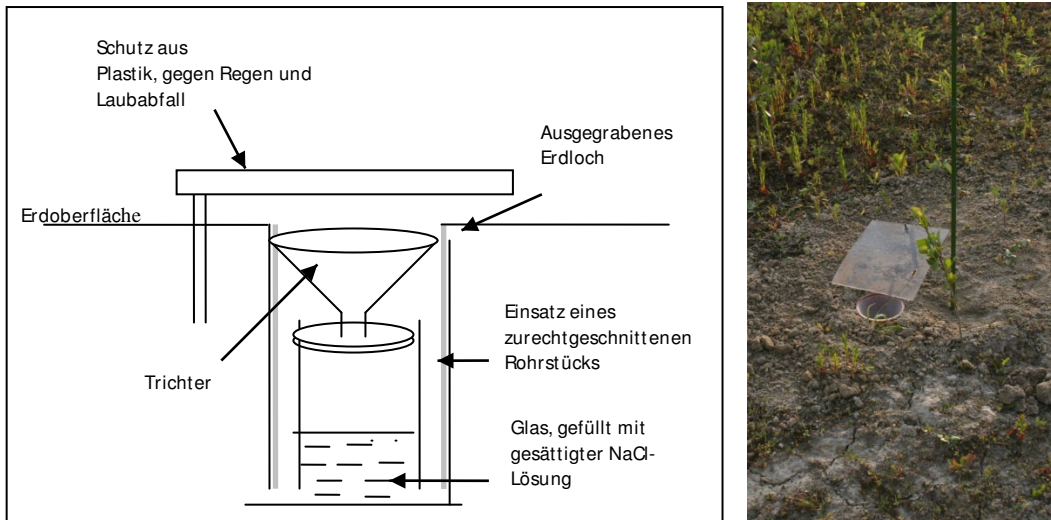
Auch in diesem Untersuchungsgebiet wurden zum Vergleich mit den Fallen aus den Gebieten des Polders Ingelheim zusätzliche Fallen mit Fangflüssigkeit Formalin und Kochsalzlösung ausgelegt. An Standort W3 wurden insgesamt 12 weitere Bodenfallen eingegraben. Auch hier erfolgte die Leerung der Fallen in einem monatlichen Abstand (s. Tab. 12)

## 2.2.4 Beschreibung der Fangmethoden

### 2.2.4.1 Bodenfallen

Zur Erfassung der Carabidenfauna in den drei Untersuchungsgebieten wurden Bodenfallen nach BARBER (1931) eingesetzt. Die Bodenfallen, oder „Barberfallen“ sind die älteste und am häufigsten benutzte Fangmethode zur Erfassung von epigäischen Bodenarthropoden (SCHÜRSTEDT & GRUTTKE 2000, STEINWEGER 2004, SLEZAK et al. 2010). Aufgrund verschiedener Faktoren, wie z.B. das Lebensstadium der Bodentiere, der Lebenszyklus oder die Aktivität, liefert die Methode differenzierte Ergebnisse (DUNGER & FIEDLER 1997). Die Bodenfallen dienen dazu Informationen zur Phänologie, Ökologie, Abundanz oder auch die diurnale Aktivität verschiedener Arten zu erhalten (SLEZAK et al. 2010). Die Fallen werden in den Boden eingegraben und schließen bündig mit der Erdoberfläche ab. Der Vorteil dieser Fangmethode ist die einfache Handhabung, ihre Kostengünstigkeit sowie ihre weit verbreitete Anwendung. Aufgrund ihrer kontinuierlichen Aufnahme an Bodentieren können diese sowohl tagsüber als auch nachts gefangen werden. Somit ist die Bodenfalle eine optimale Methode vor allem zum Nachweis der hauptsächlich nachtaktiven Carabiden.

Die Bodenfallen bestehen aus einem Fanggefäß (z.B. aus Glas oder Plastik) mit darin enthaltener Fangflüssigkeit (s. Abb.42). Im Deckel dieses Gefäßes sitzt ein Fangtrichter, welcher sich nach unten verschmälert und die hereinfliegenden Bodentiere direkt in das Fanggefäß leitet (MÜHLENBERG 1989, DUNGER & FIEDLER 1997). Diese Vorrichtung wird in ein so genanntes „Führrohr“, welches in den Boden eingegraben wird, eingesetzt. Der Fangtrichter, welcher mit der Erdoberfläche bündig abschließen sollte, muss den gleichen Durchmesser wie das Führrohr haben. Der Fangtrichter dient dazu den Radius der Falle erheblich zu vergrößern und aufgrund seiner Beschaffenheit (z.B. aus Glas oder Plastik) verhindert er das Entkommen der hereinrutschenden Tiere (MÜHLENBERG 1989).



**Abb.42a links:** Schema einer Bodenfalle nach Barber (1931); **b rechts:** Bild einer eingegrabenen Bodenfalle im Polder

Wichtig ist es, vor allem nach dem Eingraben der Fallen, die Umgebung wieder „naturnah“ (umgebungsangepasst) zu gestalten, da ein solcher Eingriff Auswirkung auf die Bodentiere haben und möglicherweise eine erhöhte Fangzahl nach sich ziehen kann. Dieser Effekt nennt sich „Diggin-in-Effekt“ und wurde bereits von GREENSLADE (1973) bei Untersuchungen an Ameisen beschrieben und von DIGWEED et al. (1995) auch für die Laufkäfer beobachtet.

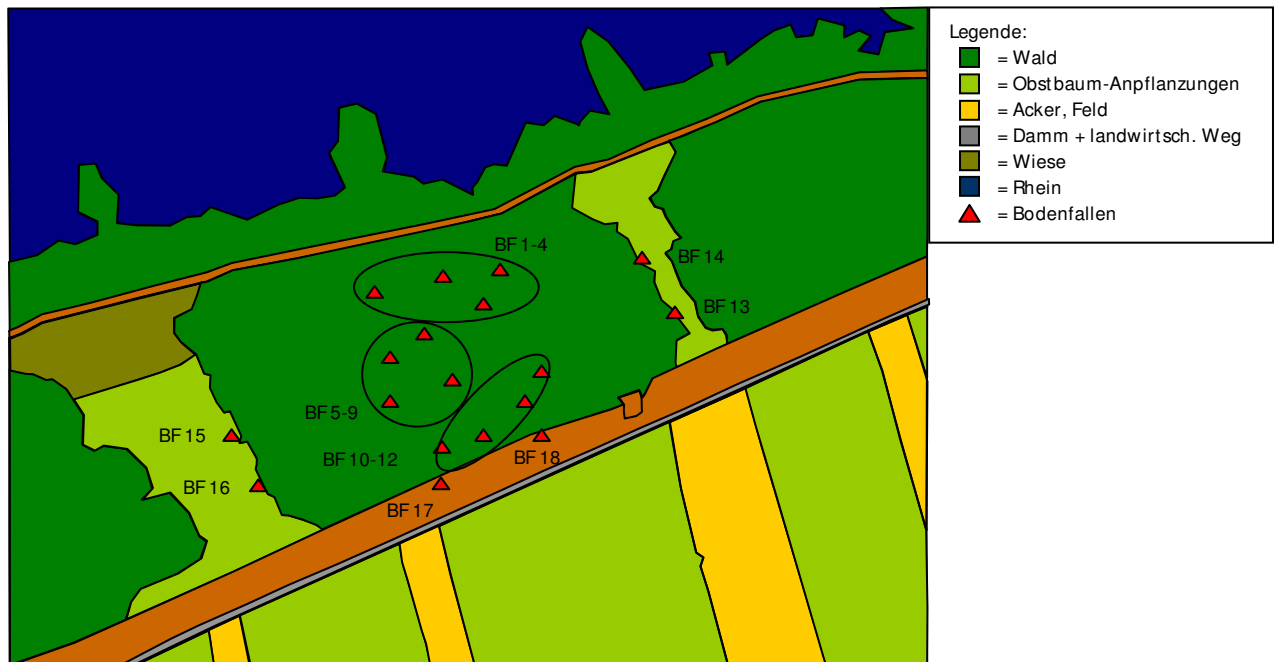
Eine schwierige Frage stellt sich jedoch in Bezug auf die Benutzung der Fangflüssigkeit in den Bodenfallen. Es besteht die Möglichkeit, bei einem Verzicht auf jegliche Fangflüssigkeiten, die Falle auch als Lebendfalle einzusetzen. Dies eignet sich jedoch nur, bei einer täglichen Entleerung der Fallen (SCHÜRSTEDT & GRUTTKE 2000). Außerdem gestaltet es sich zumeist schwierig, eine eindeutige Bestimmung der Art am lebendigen Tier vorzunehmen.

Wir verwendeten in unseren Untersuchungsgebieten in Ingelheim (Auwald, Polder) eine gesättigte Kochsalzlösung (ca. 30%) als Fangflüssigkeit (TEICHMANN 1994). Im Untersuchungsgebiet Polder Bürgerweide in Worms wurden die Bodenfallen jedoch mit 3%-iger Formalinlösung befüllt. Diese ist zwar laut DUNGER & FIEDLER (1997) nicht ungefährlich (giftig!), wurde aber bereits von der Arbeitsgruppe von Herrn Prof. Dr. Seitz in den Jahren 2001-2004 benutzt.

Zum Vergleich der Daten von damals und heute und zum Ausschluss von Fehlern, wurde die gleiche Fangflüssigkeit auch bei den heutigen Untersuchungen verwendet.

Die hauptsächlich verwendete Kochsalzlösung hat den Vorteil, dass sie, laut MUSTER (2002), genauso wirksam wie andere bereits erprobte Fangflüssigkeiten (z.B. Formalin) ist, jedoch deutlich schonender und ungefährlicher für die Umwelt. Dies ist für Untersuchungen in Naturschutzgebieten sehr sinnvoll. Des Weiteren hat sie eine viel geringere attrahierende Wirkung auf die zu untersuchenden Laufkäfer (MÜHLENBERG 1989).

Im Auwald in Ingelheim wurden insgesamt 12 Bodenfallen im Inneren des Auwaldes (Untersuchungszeitraum 3 Jahre) eingegraben und noch zusätzlich sechs weitere direkt am äußeren Waldrandbereich (von Oktober 2007 bis Mai 2008) um den Auwald herum. Die Fallen bestanden aus einem Führungsrohr aus Kunststoff (Länge ca. 30 cm, Durchmesser ca. 10 cm). Darin befand sich ein Glasgefäß (Marmeladenglas) mit Deckel und darin ein ca. 3 cm durchmessendes Loch, in welcher das schmale Ende des Fangtrichters (ca. 3 cm Durchmesser) in das Glas mündete. Der obere Teil des Kunststofftrichters hatte einen Durchmesser von ca. 10 cm und schloss bündig mit dem Führungsrohr auf Erdoberflächenniveau ab. Zum Schutz vor Regen oder herabfallenden Laub wurde die Falle mit einer Plexiglasscheibe geschützt, welche zur Fixierung mit Heringen im Boden verankert wurde. Als Fanglösung wurde in allen Fallen die gesättigte Kochsalzlösung verwendet (s. Abb. 42).



**Abb. 43:** Skizze des Auwaldes mit Angabe der Standorte mit den ausgebrachten Bodenfallen, BF1-4: rheinnah; BF5-9: Waldmitte; BF10-12: dammnah; BF13-18 Waldrand zur Analyse des Randeffektes

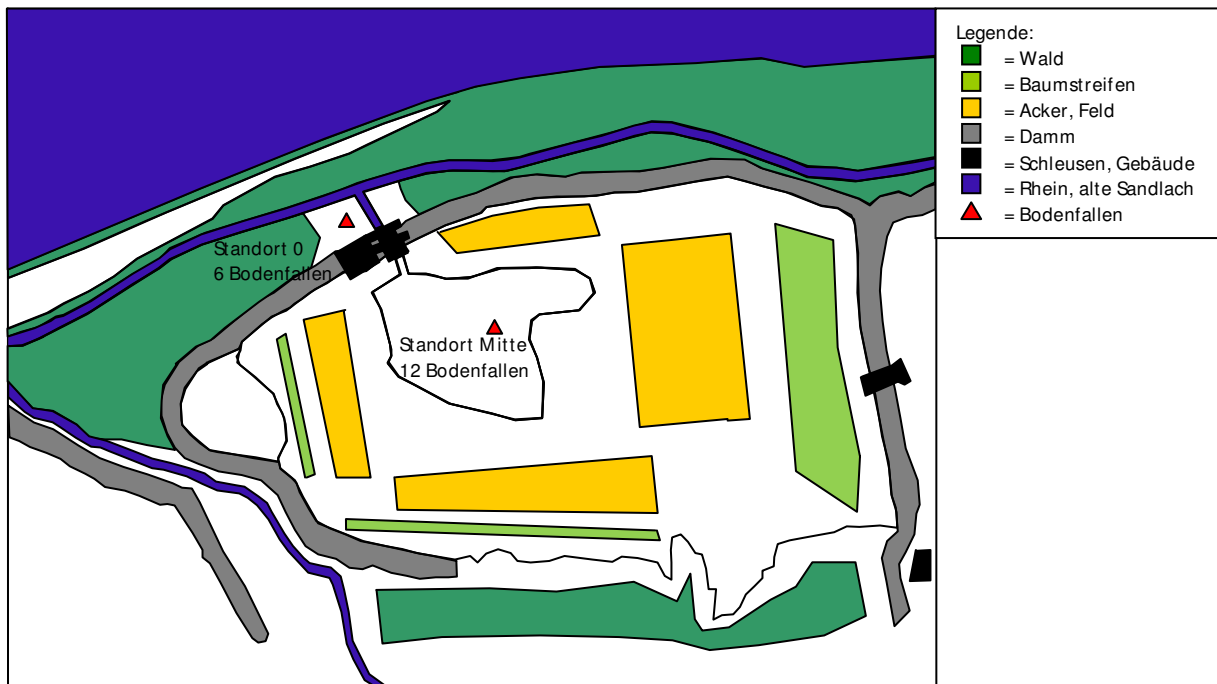
Die Aufteilung der 12 Bodenfallen im Auwald erfolgte in Ufernähe (BF1-BF4), in der Waldmitte (BF5-BF8) und vier Bodenfallen in Dammnähe (BF9-BF12). Zusätzlich wurden im Oktober 2007 noch sechs weitere Fallen um den Auwald herum eingegraben. In einer Entfernung von ca. 2-4 m zum Waldrand wurden zwei Fallen am Fußende des Damms eingegraben (BF13-14), zwei Fallen auf der westlichen Seite des Auwaldes (BF15-BF16) und zwei Fallen auf der gegenüberliegenden östlichen Seite des Auwaldes (BF17-BF18). Abbildung 44 zeigt den Lageplan der Bodenfallen in und um den Auwald herum.

Im Polder in Ingelheim verwendeten wir insgesamt 18 Bodenfallen an sechs unterschiedlichen Standorten (je 3 Fallen pro Standort). Vier Standorte befanden sich im Bereich der Randzone, die anderen zwei Standorte im Bereich der Kernzone (s. Abb.44). Im Aufbau waren die Bodenfallen des Polders mit denen des Auwaldes identisch.



**Abb. 44:** Skizze des Polders mit Angabe der einzelnen Positionen der Bodenfallen, BF1-12: Randbereiche um die Kernzone herum; BF13-18: Kernzone im inneren des Polder

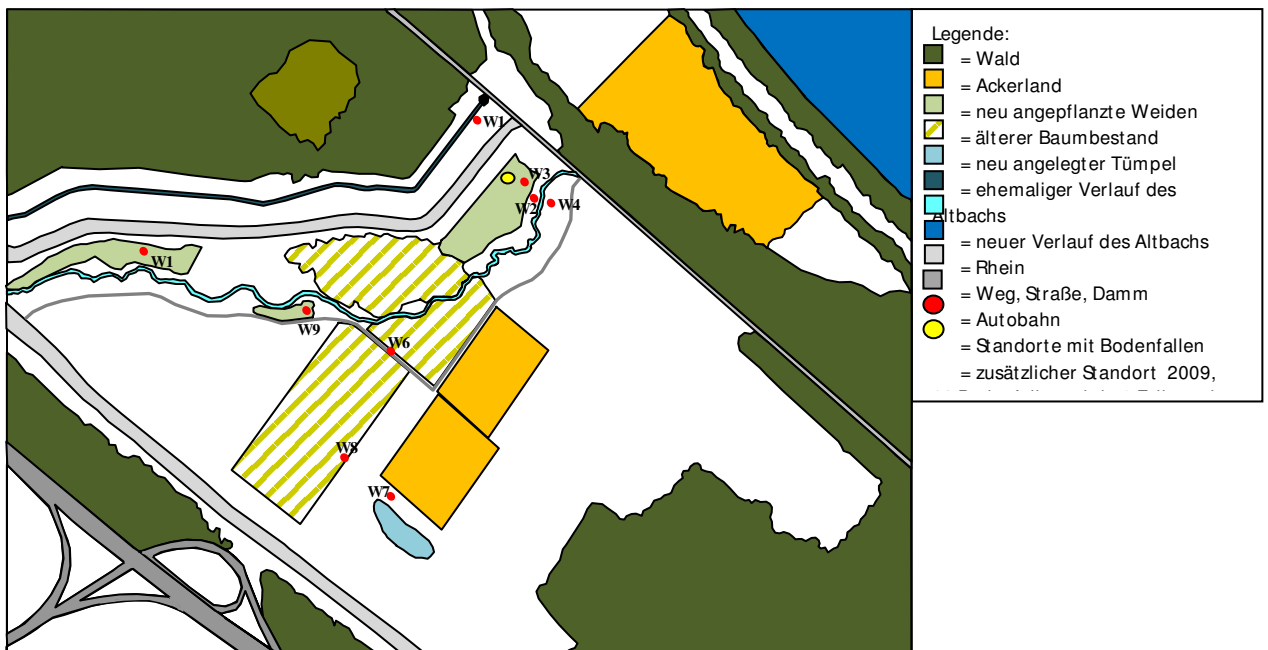
Im Juni 2009 wurden noch zusätzlich Bodenfallen an zwei neuen Standorten eingegraben (s. Abb. 45). Auf der Feuchtwiese unmittelbar vor der Hauptschleuse (außerhalb des Polders; Standort 0) kamen sechs weitere Bodenfallen zum Einsatz, gefüllt mit Kochsalzlösung.



**Abb.45:** Skizze des Polders mit den beiden zusätzlichen Standorten; Standort 0 vor der Hauptschleuse des Polders; Standort Mitte in der Kernzone des Polders

In der Kernzone des Polders (Standort Mitte, s. Abb.45) wurden sechs Fallen mit NaCl-Lösung und sechs Fallen mit Formalin eingegraben. Die Fangperiode dieser Standorte dauerte von Juni 2009 bis Oktober 2009 (insgesamt 10 Fallengänge).

Im Untersuchungsgebiet Polder Bürgerweide in Worms kamen insgesamt 27 Bodenfallen, vom bisher beschriebenen Typ, an neun unterschiedlichen Standorten zum Einsatz (drei Fallen pro Standort). Die gewählte Anordnung der Fallen entsprach denen der Arbeitsgruppe von Herrn Prof. Dr. Seitz der Jahre 2001-2004. Diese Fallen entsprachen im Aufbau denen der anderen Untersuchungsgebiete. Des Weiteren wurden an einem zusätzlichen Standort, wie bereits im Polder Ingelheim, noch zusätzlich 12 weitere Bodenfallen ausgebracht, jeweils sechs Fallen mit NaCl und sechs Fallen mit Formalin und die Fangperiode dauerte von Juni 2009 bis Oktober 2009.



**Abb.46:** Skizze des Polders Bürgerweide mit Angabe der Fallenstandorte W1-W10

#### 2.2.4.2 Stammeklektoren

Zur Ergänzung der Barberfallenfänge im Auwald bei Ingelheim wurden zusätzlich noch Stammeklektoren nach BEHRE (1989) eingesetzt (s. Abb. 48 a). Diese Methode dient der quantitativen Erfassung des Stammauflaufs der Carabiden (Vertikalmigration) sowie arboricol lebender Laufkäferarten und anderer baumbewohnender Arthropoden (SIMON et al. 2001). Sie sollten mögliche Vertikalmigrationen von Laufkäfern aufgrund von Hochwasserereignissen anzeigen (ADIS 1992). Die Stammeklektoren wurden ausschließlich im ersten Untersuchungsgebiet im Auwald angebracht, da im Polder Ingelheim keine Bäume im direkten Untersuchungsbereich vorhanden waren (s. Abb.49).

Es wurden insgesamt sechs Stammeklektoren verwendet (s. Abb.48), vier davon waren reparierte Baumelektoren der Firma Behre eco-Tech GmbH (Bonn), zwei waren neu angefertigte Fallen nach Vorlage der handelsüblichen Fabrikate.

Die Montage der Eklektoren führten Dr. rer. nat. P. Guhmann und Dr. rer. nat. M. Marx im Jahre 2005 wie folgt durch: Das Montage-Lochband wurde auf die Größe des Baumumfangs inklusive 5 cm zusätzlich zugeschnitten und mit zwei Eklektor-Winkelhalterungen gegenüber in ca. 2 m Höhe mit dem Lochband, mit Hilfe von 6 cm langen Schrauben, am Baum befestigt. Die Stammeklektoren bestanden aus zwei Plexiglasplatten (jeweils halbiert), wobei in jeder Hälfte der Bodenplatten zwei Aussparungen vorhanden waren, in die die Fangbehälter eingehängt wurden. Der Fangtrichter wurde mit Hilfe von Silikon an der Bodenplatte befestigt. Die beiden Hälften wurden um den Stamm gelegt und miteinander verschraubt. Der Zeltstoff wurde außen an den Bodenplatten mit Holzleisten verklebt. Die Halterahmen der Eklektoren bestanden aus vier Stahlstangen, je zwei wurden (mit Mittelloch) in die Stoffeinführungen gesteckt und mit einer Eklektor-Winkelhalterung verschraubt. Die anderen beiden Stangen wurden ebenfalls in die Stoffeinführungen gesteckt und mit dem Mittelloch der ersten beiden Stahlstangen verschraubt. Mit Klettverschluss wurden beide Stoffteile miteinander verbunden. Der Zeltstoff, welcher an der Oberseite am Baum anlag, wurde mit Spanngurten dicht am Baum festgezurr, dabei entstandene Lücken aufgrund von Rindenspalten wurden mit künstlichem Baumharz verschlossen.

An den oberen Plexiglasplatten wurden vier Eklektor-Kopfstützen (Plastikrohre von ca. 5 cm Durchmesser), mit Feinkies an der Innenseite, als Kletterhilfe, in die Stoffaussparungen eingeführt. Zur Befestigung des Stoffes um die Rohre dienten Rohrschellen. Zwei dieser Kopfhalterungen wurden mit Schlaufen aus dem Montage-Lochband miteinander verbunden, welche ebenfalls durch Holzleisten miteinander befestigt waren. Als nächstes wurde ein weiteres Lochband auf die Größe des Baumdurchmessers zugeschnitten und in entsprechender Höhe festgezogen. Die Kopfstützen wurden an den Winkelhalterungen befestigt, welche sich zwischen Band und Baum befanden. Auf die Eklektor-Kopfstützen wurden dann Eklektor-Kopfdosen aus Kunststoff (mit abnehmbarem Deckel) bündig aufgesetzt. Alle Stammeklektoren wurden an Bäumen mit ähnlichem Durchmesser angebracht. Die Baumarten, inklusive des Stammumfangs sind in Tabelle 13 aufgelistet. Die Baumumfänge aus dieser Tabelle wurden im April 2005, in einer Höhe von ca. 1,50 m (Brusthöhe) von Dr. rer. nat. P. Guhmann und Dr. rer. nat. M. Marx angebracht und in diese Arbeit übernommen.

**Tabelle 13:** Baumarten und Stammumfang in einer Höhe von 1,50 m (Stammumfang nach GUHMANN (2005), MARX (2011))

Falle	Baumart	Stammumfang [cm]
Stammeklektor 1	<i>Quercus robur</i>	142
Stammeklektor 2	<i>Quercus robur</i>	189
Stammeklektor 3	<i>Tilia cordata</i>	125
Stammeklektor 4	<i>Acer campestre</i>	103
Stammeklektor 5	<i>Quercus robur</i>	124
Stammeklektor 6	<i>Acer platanoides</i>	171

Als Fangflüssigkeit in den Stammeklektoren wurde ebenfalls gesättigte Kochsalzlösung verwendet.

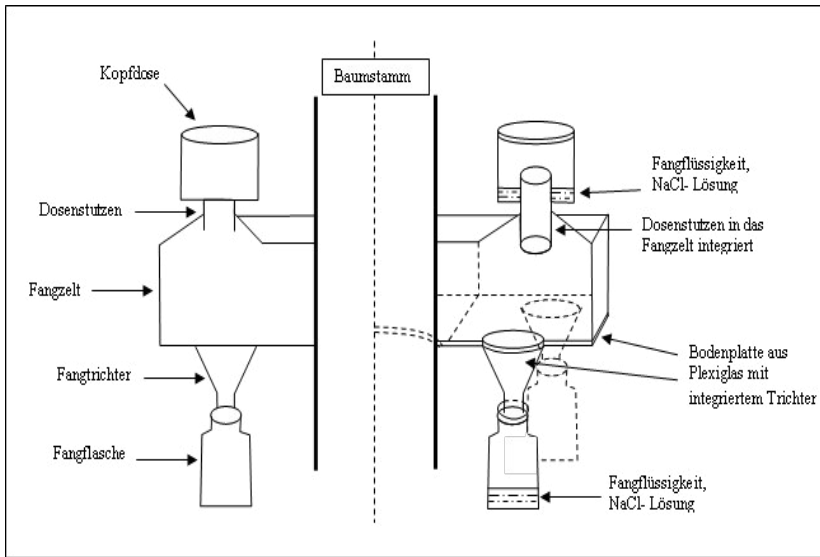


Abb. 47a,b: links: Skizze der Stammeklektoren (verändert nach BEHRE 1989);  
b rechts: Bild eines Stammeklektors im Auwald

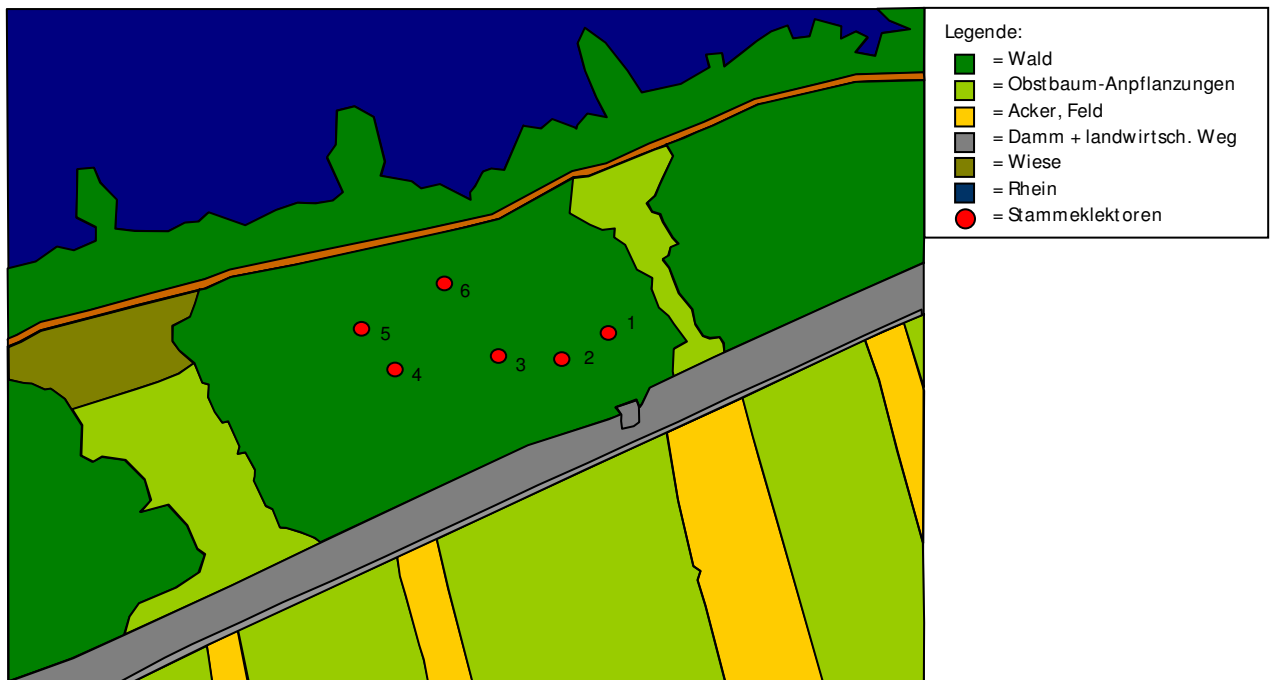


Abb. 48: Skizze des Auwaldes mit Angabe der Standorte der Stammeklektoren S1-S6

### 2.2.4.3 Bodenbohrungen zur Bestimmung des Feuchtegehalts des Bodens

Zur Bestimmung des Gehaltes an Feuchtigkeit im Boden wurden sowohl im Auwald, am Leitwerk (direkt am Rhein) wie auch im Bereich der Feuchtwiese vor der Hauptschleuse des Polders Bodenbohrungen durchgeführt. Die Bodenbohrungen wurden an zwei Tagen (einmal im Herbst und einmal im Frühjahr) durchgeführt.

Für die Bohrungen wurde ein Mesofaunabohrer mit einem Durchmesser von 5,6 cm verwendet. Es handelt sich hierbei um einen zweigeteilten Stahlzylinder, der zur Entnahme der Bodenprobe aufgeklappt werden konnte. Der Bohrer wurde mittels eines Vorschlaghammers aus Kunststoff ca. 15 cm in den Boden getrieben. Die Entnahme der Probe erfolgt durch Drehen des Bohrers, anschließendes Öffnen und Verpacken der Probe in kleinen Plastikbeuteln (handelsübliche Gefrierbeutel).

Im Auwald wurden insgesamt 20 Bodenbohrungen durchgeführt, jeweils 10 Proben in Rheinnähe (fünf in Senken, fünf in höheren Lagen) und in Dammnähe (fünf in Senken, fünf in höheren Lagen), 10 Proben am Leitwerk sowie 10 Proben im Bereich vor der Polderschleuse.

Im Labor erfolgte dann die Messung des Wassergehaltes.

## 2.3 Arbeiten im Labor

### 2.3.1 Vorbereitung des Untersuchungsmaterials (Aufbereitung und Lagerung des Tiermaterials)

Die Leerung der Bodenfallen und der Stammeklektoren im Auwald und der Bodenfallen im Polder in Ingelheim erfolgten in einem Rhythmus von ungefähr 14 Tagen. Die Fallenbehälter wurden komplett ausgewechselt. Die weiteren Arbeiten am Untersuchungsmaterial erfolgten im Labor. Zunächst wurden die Proben mit Hilfe eines „Siebs“ (Behälter mit 100 µm Gaze) ausgesiebt und in Vierkantgefäße mit 70%-igem Ethanol überführt. Alle acht Probengefäße eines Stammeklektors wurden zusammengefasst. In den ethanolgefüllten Gefäßen wurde das Material bis zur weiteren Bearbeitung gelagert. Als nächstes erfolgte die grobe Sortierung der Proben nach folgenden Tierarten: Laufkäfer (Carabidae), Spinnen (Araneae), Springschwänze (Collembola) und Weberknechte (Opiliones). Die restlich enthalten Tiere wurden als Beifänge in Rollrandgläsern gelagert. Das Tiermaterial, je nach Größe, wurde eingelagert und steht nach Beendigung des Projektes der Universität Mainz zur Verfügung.

### 2.3.2 Bestimmung der Carabiden

Die Bestimmung der Carabiden erfolgte im Labor mit Hilfe eines Binokulars (WILD, M3C Heerbrugg Switzerland, Firma Leica und STEMI SV 8, Firma Zeiss). Die Carabiden lagen je nach Größe, entweder in kleinen Boveri-Glasschälchen oder in Glas-Petrischalen mit 75%-igen Ethanol. Die Vergrößerung des Binokulars ließ sich von 6,4-bis 40-stufenfach einstellen. In Einzelfällen wurden z.B. die Anzahl der Borsten unter dem Mikroskop bestimmt (LEICA DMLB, Firma Leica). Die Bestimmung der Arten konnte in erster Linie mit Hilfe des Bestimmungsschlüssels von FREUDE et al. (2004) durchgeführt werden. Die Nomenklatur der Arten erfolgte nach KÖHLER et al. (1998) und nach FREUDE et al. (2004). Die Identifizierung einiger schwerbestimmbarer Arten konnte mit Hilfe von Herrn Dipl.-Biol. H.H. Ludewig vorgenommen werden.

### 2.3.3 Charakterisierung der Carabiden

Zur Einteilung der Arten anhand ihrer ökologischen Präferenzen wurden die Werke von BARNDT et al. (1991), WACHMANN et al. (1995), FREUDE et al. (2004) und BRÄUNICKE & TRAUTNER (2009) sowie die Internetseite [www.eurocarabidae.de](http://www.eurocarabidae.de) benutzt. Mit Hilfe dieser Werke fand eine detaillierte Einteilung der Arten aufgrund ihrer ökologischen Präferenzen (hygrophil, mesophil, xerophil), nach den Standortvorlieben (Offenland, Wald), nach der Biotopbindungen (stenotop, eurytop) und anhand ihres Fortpflanzungszyklus (Frühjahrsbrüter, Herbstbrüter) statt.

Um Vergleiche zwischen den Artengemeinschaften untereinander, bzw. zwischen den Arten der einzelnen Untersuchungsgebiete ziehen zu können, wurden die erfassten Arten folgendermaßen unterteilt:

#### 1. Dominanzen

Alle gefangenen Laufkäfer wurden dokumentiert, bestimmt und in Tabellen eingetragen (die ausführlichen Tabellen finden sich auf einer CD im Anhang). Mit Hilfe der Anzahl an dokumentierten Individuen, berechneten wir die Dominanz der vorkommenden Arten. Die Einteilung erfolgte nach ENGELMANN 1978:

- eudominant; dominant; subdominant; rezedent; subrezedent; sporadisch

Die Einteilungen der Arten in die folgenden Gruppen, mit Angabe der jeweiligen Prozentzahlen, findet sich auf Seite 80 unter dem Punkt 2.5.1 Deskriptive Statistik.

#### 2. Ökologische Typisierung

Aufgrund ihres präferierten Lebensraumes (feucht, trocken, etc.) fand eine Zuordnung der Arten zu bestimmten Gruppen statt. Die Zuordnung erfolgte mit Hilfe der Literatur von BARNDT et al. (1991), FREUDE et al. (2004) und BRÄUNICKE & TRAUTNER (2009). Bei einigen Arten fand sich auch in der Literatur keine eindeutige Zuordnung in eine Gruppe, sodass diese Arten aufgrund eigener Ergebnisse eingeteilt wurden.

Jedoch konnten auch Arten ermittelt werden, bei denen weder in der Literatur noch aufgrund eigener Ergebnisse eine Zuordnung stattfinden konnte. Sie wurden in die Kategorie „nicht definiert“ eingeteilt. Die Daten in Tabellenform finden sich im Anhang.

- hygrophil (h): Arten mit einer Vorliebe für eher feuchtere bis nasse Standorte
- mesophil (m): Arten mit eher unspezialisierten Vorlieben, präferieren eher wärmere, nicht allzu feuchte Gebiete
- xerophil (x): Arten welche die trockenen Gebiete deutlich bevorzugen
- n.d.: = nicht definiert, Arten, welchen weder mit Hilfe der Literatur, noch anhand meiner eigenen Daten ein präferierter Standort zuzuordnen war

### 3. Schwerpunktorkommen

Weiterhin wurde eine Charakterisierung der ermittelten Arten anhand ihrer präferierten Schwerpunktorkommen, d. h. ihre Vorliebe für Vegetation (Wald, Wiese, etc.) oder eher Offenland durchgeführt. Die Einteilung erfolgte in die folgenden drei Kategorien (LAUTERBACH 1964, TIETZE 1968, BARNDT et al. 1991, WACHMANN et al. 1995, FREUDE et al. 2004, BRÄUNICKE & TRAUTNER 2009):

- Offenlandarten: Arten, welche das Offenland bevorzugen. Sie finden sich auf Wiesen, Äckern, Ufern, an Gebieten mit eher spärlicher Vegetation. In diesem Zusammenhang finden sich dort eher wärmeliebende Arten, welche wärmere Böden oder Gebiete mit höherer Sonneneinstrahlung bevorzugen.
- Waldart: Arten, welche den Wald bevorzugen, jedoch auch Orte mit höherer bzw. mehr Vegetation. Hier finden sich in der Hauptsache Arten, welche feuchtere, kühlere Standorte bevorzugen (mit geringerer Sonneneinstrahlung).
- Ubiquitäre Art: Arten, welche sich nicht eindeutig in die beiden anderen Kategorien einteilen lassen. Dazu zählen Arten, welche sich sowohl im Wald, als auch auf Wiesen oder Äckern wohl fühlen und keine eindeutige Präferenz aufzeigen.

#### 4. Habitatbindung

Bei einigen Arten kann eine sehr deutliche Biotopbindung festgestellt werden (TIETZE 1968, THIELE 1977, 1997, BRÄUNICKE & TRAUTNER 2009). Sie finden sich nur in ganz speziellen Habitaten mit sehr spezialisierten mikroklimatischen Anforderungen. Das Auffinden solcher Arten kann zur Bestimmung eines Habitates herangezogen werden (SPANG 1996,1999).

- stenotop: Arten, mit eindeutigen Vorlieben, haben eine sehr strenge Habitatbindung und finden sich sonst nur sporadisch.
- eurytop: Arten, welche keine eindeutigen Vorlieben haben und an fast allen Standorten gefunden werden.

#### 5. Frühjahrsbrüter/Herbstbrüter

Eine weitere Einteilung kann anhand ihrer verschiedenen Entwicklungszyklen gemacht werden. Aufgrund unterschiedlicher Entwicklungszeiträume konnten die Arten in zwei Kategorien eingeteilt werden. Die verwendete Literatur hierbei: LARSSON (1939), LEHMANN (1965), STEGMANN (2004) und RASKIN (2006):

- Frühjahrsbrüter (FB): Arten, welche als Imagines überwintern und sich im Frühjahr bis Frühsommer fortpflanzen. Die neue Generation erscheint dann im Spätsommer und Herbst und entfaltet dort ihre höchste Aktivität (Imagines überwintern).
- Herbstbrüter (HB): Arten, welche sich zu Beginn des Hochsommers bis zum Herbst fortpflanzen und dann als Larven überwintern. Ihre höchste Aktivität liegt im Frühjahr oder eher im Spätherbst (Larven überwintern).

Aufgrund der Charakterisierung der Arten nach oben genannten Gesichtspunkten, lassen sich zum Teil Aussagen über die Lebensräume machen. Mit diesen Hilfsmitteln kann die Artenverteilung in den verschiedenen Untersuchungsgebieten untersucht, möglicherweise Aussagen über die Qualität der Standorte getroffen werden.

Des Weiteren können die Arten der einzelnen Untersuchungsgebiete verglichen und eventuell ein Zusammenhang zwischen klimatischen Veränderungen der Gebiete, aufgrund von Überflutung und Trockenheit, aufgezeigt werden.

### 2.3.4 Bestimmung des Bodenwassergehaltes

Im Labor wurde der Wassergehalt der einzelnen Bodenproben bestimmt, welche mit dem Mesofaunabohrer im Auwald, am Leitwerk und im Polder entnommen wurden. Dies erfolgte durch eine Differenzwägung der einzelnen Proben vor und nach der Trocknung (DUNGER & FIEDLER 1997). Zuerst wurden Teile der Erdproben in kleine Rollrandgefäße gefüllt und auf einer geeichten Waage gewogen. Anschließend wurden die Proben für mindestens 24 Stunden in einen Trockenschrank bei 105°C getrocknet und dann in einem Exsikator auf Raumtemperatur abgekühlt. Daraufhin wurden die Proben abermals gewogen (Tabelle mit allen Messdaten findet sich im Anhang).

Nun wurde der prozentuale Wassergehalt **W**, bezogen auf die Frischmasse (FM) mit folgender Formel berechnet:

$$\text{FM:} \quad \text{Wassergehalt } \mathbf{W} [\%] = 100 - \frac{\text{Trockengewicht (105 } ^\circ\text{C)} \times 100}{\text{Frischgewicht}}$$

## 2.4 Statistik

### 2.4.1 Beschreibende Statistik

In dieser Arbeit wurde das Tabellenkalkulationsprogramm EXCEL von Microsoft (Microsoft Office 2003) zur Darstellung von Daten in verschiedenen Diagrammen (z.B. Balkendiagramme, Liniendiagramme) verwendet. Zur Erstellung von Korrelationen oder Varianzanalysen wurde das Computerprogramm STATISTICA (Version 6.0) von Statsoft verwendet.

#### Artenzahl

Die Artenzahl  $S$  gibt die Anzahl der gefundenen Arten innerhalb einer Gemeinschaft an (den „Artenreichtum“).

#### Dominanzklassen

Die allgemeine Definition von Dominanz lautet: „Die Dominanz ist die relative Menge einer Art in der Gemeinschaft, das heißt der prozentuale Anteil an der Gesamtindividuenmenge“ (MÜHLENBERG 1989). Diese Einteilung der Arten in unterschiedliche Dominanzklassen erfolgte nach ENGELMANN (1978). Sie ist so angelegt, dass man in der Regel in den ersten drei Kategorien der Hauptarten 85% der Individuen erfasst hat. Die Dominanzklassen sind folgend genannt:

<u>Hauptarten:</u>	<u>Begleitarten:</u>
- eudominant $\geq 32,0 - 100 \%$	- rezedent $\geq 1,0 - 3,19 \%$
- dominant $\geq 10,0 - 31,9 \%$	- subrezedent $\geq 0,32 - 0,99 \%$
- subdominant $\geq 3,2 - 10,0 \%$	- sporadisch $< 0,32 \%$

#### Dominanzindex

Der Dominanzindex  $D_i$  beschreibt die relative Häufigkeit bestimmter Individuen innerhalb einer taxonomischen Gruppe im Vergleich zu der Gesamtindividuenzahl in dieser Gemeinschaft:

$$D_i = I_{\text{Art}} \times 100 / I_{\text{Gesamt}}$$

$D_i =$	Dominanzindex
$I_{\text{Art}} =$	Individuenzahlen einer Art
$I_{\text{Gesamt}} =$	Gesamtzahl der Individuen in der Gemeinschaft

### Diversität

Die Diversität beschreibt die Beziehungen von Arten untereinander innerhalb einer Gemeinschaft. Die Diversität besteht zum einen aus der Artzahl (Richness) und zum anderen aus der Gleichverteilung (Evenness) (LUDEWIG & REYNOLDS 1988).

In der Literatur kann man zwei verschiedene Diversitäts-Indices ausmachen. Zum einen den Diversitäts-Index **H** nach SHANNON & WEAVER (1949) und den Diversitäts-Index **D** nach SIMPSON (1949). Die Diversität **H** nach SHANNON (1976) ist der am häufigsten benutzte Diversitäts-Index in der Ökologie (LUDEWIG & REYNOLDS 1988).  $H_s$  gibt den Informationsgehalt einer Artengemeinschaft, in einer zufälligen Probenahme aus einer Grundmenge, wieder. Bei zunehmender Artzahl und zunehmender Gleichverteilung steigt der Wert an und erreicht sein Maximum bei gleicher Individuendichte aller Arten (SCHAEFER 1992). Die Berechnung der Diversität nach SHANNON erfolgt folgendermaßen:

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

$H =$	Diversität nach SHANNON
$S =$	Gesamtzahl der Arten
$p_i =$	Relative Häufigkeit der i-ten Art (Wahrscheinlichkeit des Auftretens einer Art i)

Die Diversität **D** nach SIMPSON (1949) war der erste Index, der in der Ökologie benutzt wurde (LUDEWIG & REYNOLDS 1988). Er beschreibt die Größe der Wahrscheinlichkeit, dass zwei zufällig ausgewählte Individuen aus einer zufällig ausgewählten Probe, zu ein und derselben Art gehören. Je mehr Individuen einer Art in der Probe vorhanden sind, also je größer die Dominanz dieser Art, desto größer ist die Wahrscheinlichkeit, dass das gefundene Individuum der dominanten Art angehört.

Der SIMPSON-Index kann als „Maß der Dominanz-Konzentration“ angesehen werden (HILL 1973), da er sich hauptsächlich mit dominanten Arten beschäftigt.

Die Berechnung erfolgt nach folgender Formel:

$$D = \sum_{i=1}^S (p_i)^2$$

D =	Diversität nach SIMPSON
S =	Gesamtzahl aller Arten
$p_i$ =	Relative Häufigkeit der i-ten Art

Die Schwierigkeit bei der Interpretation der Diversitäts-Indices ist, dass derselbe Diversitäts-Wert für eine Gemeinschaft stehen kann mit einer hohen Richness und einer geringen Evenness, oder mit einer geringen Richness und einer hohen Evenness (LUDWIG & REYNOLDS 1988). Um die Diversitätszahlen  $N_A$  nach HILL (1973) zu berechnen braucht man den SHANNON-Index und den SIMPSON-Index. Die Formel zur Berechnung der Diversität nach HILL (1973) ist die effektivste Form die Ökologie zu interpretieren (LUDWIG & REYNOLDS 1988).

$$N_A = \sum_{i=1}^S (p_i)^{1/(1-A)}$$

$N_A$ =	Abschätzung der effektiven Anzahl der Arten innerhalb einer Probe
$p_i$ =	Relativer Anteil der i-ten Art an der Gesamtindividuenzahl
S =	Gesamtanzahl der Arten

Die Berechnung des modifizierten Hill-Verhältnis  $E$  (HILL 1973) beinhaltet beide Diversitäts-Indices (nach SHANNON und nach SIMPSON) und setzt sie ins Verhältnis zueinander. Der Wert des modifizierten HILL geht gegen Null, wenn eine Art in einer Gemeinschaft immer mehr an Dominanz zunimmt. Dies ist natürlich für einen Evenness-Wert sehr wünschenswert (LUDEWIG & REYNOLDS 1988). Die Evenness kann auch als „Ausbildungsgrad der Diversität“ betrachtet werden (SCHAEFER 1992). Ein Evenness-Index-Wert sollte unabhängig von der Anzahl der Arten innerhalb einer Gemeinschaft sein.

Er reagiert nur relativ schwach oder gar nicht auf geringe Veränderungen der Artzahlen, in der Hauptsache kommt es auf die Gleichverteilung der Individuen an. Er bleibt sehr konstant wenn auch geringe Zahlen an sporadischen Arten auftreten (LUDEWIG & REYNOLDS 1988).

$$\text{Mod. HILL (E)} = \frac{N_2}{N_1}$$

$N_0 = S$	-> alle Arten in der Probe
$N_1 = e^{\text{SHANNON}}$	-> Zahl der häufigen Arten in der Probe
$N_2 = 1 / \text{SIMPSON}$	-> HILL-Index nach HILL 1973; Zahl der dominanten Arten in der Probe (ohne seltenen Arten)

### Evenness

Die Evenness  $V$  ist ein Vergleichsmaß, d.h. sie ist ein Maß für den Grad an Gleichverteilung der Individuen auf verschiedene Arten. Die Evenness kann man als Vergleich zwischen der Diversität als Maß der gesamten Arten und der Diversität als Maß durch andere Statistik (HILL 1973) sehen, ein durch die maximale Diversität  $H_{\max}$  geteilte Diversität.

Der Evenness-Index  $J$  (nach PIELOU 1975) ist der meist verwendete Index in der Ökologie (LUDEWIG & REYNOLDS 1988). Der PIELOU-Index berechnet das Verhältnis des SHANNON-Index zum maximalen Wert des SHANNON-Index. Deshalb ist er stark von der gesamten Artzahl  $S$  abhängig. Wenn auch nur eine neue Art mit geringer Individuenzahl zu einer bestehenden Gesamtheit aus nur wenigen Arten hinzukommt, ändert sich der Wert  $J$  sehr stark. Dies bedeutet, dass der Index sehr stark auf sporadische Arten reagiert und somit die Gesamtinterpretation verfälschen könnte. Der Index sollte nur verwendet werden, wenn man alle Arten einer Gemeinschaft erfasst hat (LUDEWIG & REYNOLDS 1988). Die Formel zur Berechnung der Evenness  $J$  nach PIELOU lautet folgendermaßen:

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

$J =$	Evenness nach PIELOU
$H =$	SHANNON-Index
$S =$	Artzahl

### SØRENSEN-Similaritäts Index

Der SØRENSEN-Similaritäts-Index oder SØRENSEN-Similaritäts-Koeffizient (**QS**) ist eine statistische Maßeinheit um die Ähnlichkeit von zwei Proben zu bestimmen (SØRENSEN 1948), bzw. die Ähnlichkeit von Artengemeinschaften verschiedener Untersuchungsgebiete (MÜHLENBERG 1989). Dieser Index geht auf den Botaniker Thorvald SØRENSEN (1948) zurück. Nach SØRENSEN berechnet sich die Artidentität, von ihm als Ähnlichkeitsquotient benannt, nach folgender Formel:

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

G = Anzahl der in beiden Gebieten gemeinsam vorkommenden Arten

S<sub>A</sub>, S<sub>B</sub> = Gesamtzahl der Arten in Gebiet A bzw. Gebiet B

### JACCARD-Index

Der JACCARD-Koeffizient oder JACCARD-Index geht auf den Schweizer Botaniker Paul JACCARD (1868–1944) (JACCARD 1902) zurück. Er ist einer der am meisten verbreiteten und benutzten Indices (REAL & VARGAS 1996, REAL 1999).

Der JACCARD-Index ist eine Kennzahl für die Ähnlichkeit von Mengen. Um den JACCARD-Koeffizient zweier Mengen zu berechnen, teilt man die Anzahl der gemeinsamen Elemente durch die Größe der Vereinigungsmenge. Die Artidentität ist das Ausmaß der Übereinstimmung im Artenspektrum zweier Tierbestände, es wird auch als synökologische Affinität des Arteninventars bezeichnet (SCHWERDTFEGGER 1975). Nach JACCARD (1902) errechnet sich der von ihm so genannte Gemeinschaftskoeffizient mit der Formel:

$$JZ = G / S_A + S_B - G$$

G = Anzahl der im beiden Gebieten gemeinsam vorkommenden Arten

S<sub>A</sub> = Anzahl der Arten, welche insgesamt im Gebiet A vorkommen

S<sub>B</sub> = Anzahl der Arten, welche insgesamt in Gebiet B vorkommen

### RENKONEN'sche Zahl

Die RENKONEN'sche-Zahl  $R_e$  ist eine Maßzahl für die Übereinstimmung in den Dominanzverhältnissen von zwei Artengemeinschaften (MÜHLENBERG 1989), während man mit den vorangegangenen Indices, JACCARD und SØRENSEN, nur Artengemeinschaften miteinander vergleichen kann. Die RENKONEN'sche Zahl berechnet sich nach folgenden Formeln:

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

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

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

$i$  = Art  $i$

$G$  = Zahl der gemeinsamen Arten

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

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

### Ähnlichkeit nach WAINSTEIN

Auch für die Dominanzidentität können Vergleiche von mehreren Tierbeständen durchgeführt werden. Ebenso wie für die Artidentität werden die Werte jeweils zweier Tierbestände berechnet und in ein Netzmuster eingetragen, wo sie dann mit den übrigen Beständen verglichen werden können (SCHWERDTFEGER 1975). Bei dem WAINSTEIN-Index  $K_w$  (WAINSTEIN 1967) werden sowohl die gemeinsamen Arten zweier Lebensgemeinschaften, als auch ihre relativen Häufigkeiten (Dominanzen) berücksichtigt. Er berechnet sich nach folgender Formel:

$$K_w = R_e \times J_A$$

$R_e$  = RENKONEN'sche Zahl

$J_A$  = JACCARD'sche Zahl

Der WAINSTEIN-Index nimmt Zahlen zwischen 0 und 100 an, wobei höhere Werte größere Ähnlichkeiten belegen (MÜHLENBERG 1993, SOUTHWOOD & HENDERSON 2000).

### 2.4.2 Wertende Statistik

#### Mann-Whitney-U Test

Aufgrund der im Boden und auf dem Boden vorkommenden verschiedenen Lebensgemeinschaften, kann man nicht von einer Normalverteilung ausgehen.

Der Wilcoxon-Mann-Whitney-Test ist ein parameterfreier statistischer Test. Der so genannte U-Test ist ein Homogenitätstest. Er dient zur Überprüfung der Signifikanz der Übereinstimmung zweier Verteilungen, also ob zwei unabhängige Verteilungen A und B (zum Beispiel eine unbeeinflusste und eine beeinflusste) zu derselben Grundgesamtheit gehören: Vergleich der Tendenz zweier unabhängiger Proben. Der Test wurde von MANN & WHITNEY (1947) sowie WILCOXON (1945) entwickelt:

$$U = \sum_{i=1}^m \sum_{j=1}^n S(X_i, Y_j)$$

worin  $S(X, Y) = 1$  wenn  $Y < X$  und sonst 0. Abhängig von der Alternativhypothese wird die Nullhypothese abgelehnt für zu kleine oder zu große Werte von U. Diese Form wird oft als Mann-Whitney-U-Test bezeichnet (MANN & WHITNEY 1947).

Die ausgewählten Stichproben werden mit Rangnummern versehen, wobei gleiche Werte das arithmetische Mittel der zugehörigen Rangplätze erhalten. Laut KÖHLER et al. (2007) lautet die Formel wie folgt:

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

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

$$U_1 + U_2 = n_1 * n_2$$

$n_1$  = Umfang der Stichprobe X

$n_2$  = Umfang der Stichprobe Y

$R_1$  = Rangsumme von  $n_1$

$R_2$  = Rangsumme von  $n_2$

$U_{\text{vers}}$  ist die kleinere der beiden Größen  $U_1$  und  $U_2$ , wenn  $U_{\text{vers}} > U_{\text{Tab}}$  sind die Mediane gleich; wenn  $U_{\text{vers}} < U_{\text{Tab}}$  sind die Mediane verschieden.

Die Auswertung nach dem U-Testverfahren wurde mit Statistica durchgeführt!

## 3. Ergebnisse

### 3.1 Ergebnisse der Untersuchungen im Auwald

#### 3.1.1 Ergebnisse der Bodenfallen 1. Untersuchungsjahr von Mai 2005- April 2006

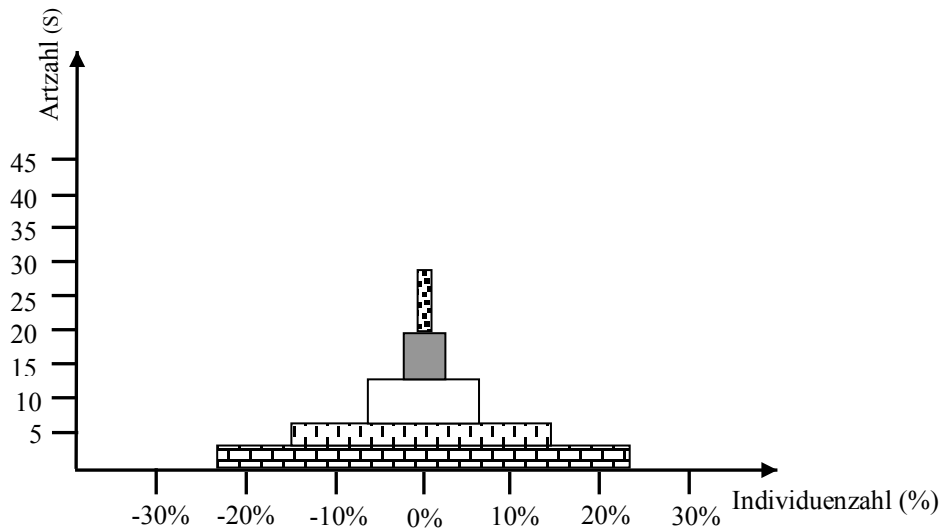
Im ersten Untersuchungsjahr wurden insgesamt 21 Probenahmen durchgeführt, in einem Zeitraum von 312 Fangtagen. Dabei konnten insgesamt 29 Carabidenarten mit einer Gesamtindividuenzahl von 676 Tieren dokumentiert werden.

Die Berechnung der prozentualen Individuenverteilung ergab die folgenden Dominanzverhältnisse:

**Tabelle 14:** Auflistung der Dominanzklassen mit Angabe des prozentualen Individuenanteils; Untersuchungsjahr 05/06

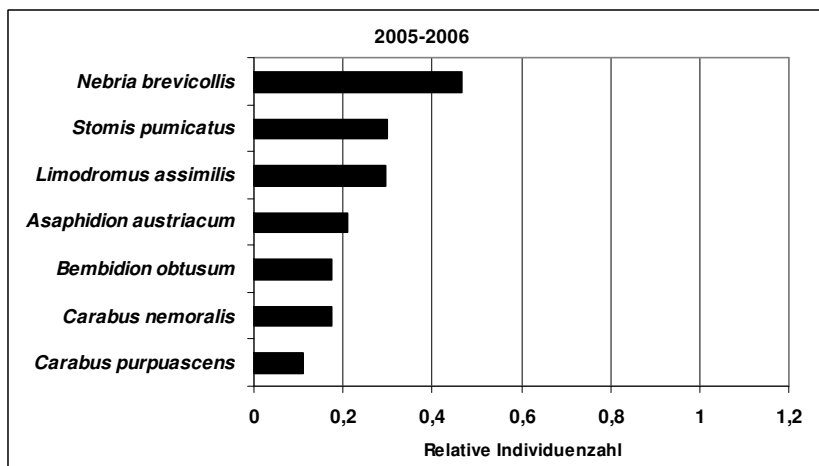
Dominanzklassen	Arten (mit Angabe des prozentualen Individuenanteils)
eudominant ( $\geq 32,0 - 100$ %)	--
dominant ( $\geq 10,0 - 31,9$ %)	Nebria brevicollis 21% Stomis pumicatus 14% Limodromus assimilis 13%
subdominant ( $\geq 3,2 - 10,0$ %)	Asaphidion austriacum 9% Bembidion obtusum 8% Carabus nemoralis 8% Carabus purpurascens 5%
rezedent ( $\geq 1,0 - 3,19$ %)	7 Arten (ca. 15% Individuenanteil)
subrezedent ( $\geq 0,32 - 0,99$ %)	6 Arten (ca. 4%)
sporadisch ( $< 0,32$ %)	9 Arten (ca. 2%)

Die drei genannten dominanten Arten stellen fast die Hälfte aller gefundenen Individuen (ca. 49%), mit den subdominanten Arten zusammen besitzen sie ungefähr 80% des Gesamtindividuenanteils. Die genaue Auflistung aller gefundenen Arten mit Angabe ihrer absoluten Individuenzahlen findet sich im Anhang. Zur Veranschaulichung sind die Ergebnisse in einer Dominanzpyramide grafisch dargestellt (s. Abb. 49).



**Abb.49:** Dominanzpyramide der gefundenen Arten im Auwald, 1. Untersuchungsjahr 2005/2006

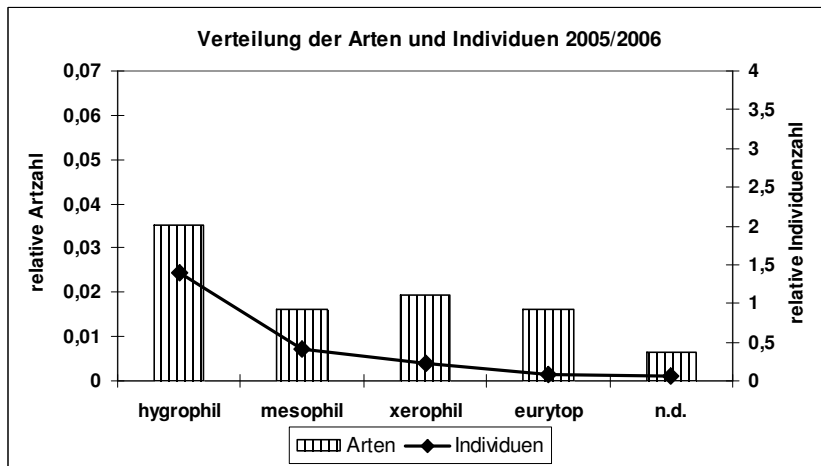
In Abbildung 50 finden sich die dominanten und subdominanten Arten aufgelistet, mit Angabe ihres relativen Individuenanteils.



**Abb.50:** Individuenzahl/Tag der dominanten und subdominanten Arten; Untersuchungsjahr 2005/2006

Als nächstes erfolgte die Einteilung aufgrund ihrer ökologischen Vorlieben in verschiedene Kategorien (hygrophil, mesophil, xerophil). Weiterhin wurden die Arten in die Kategorie „eurytop“ und „nicht definiert (n.d.)“ eingeteilt. Die eurytopen Arten sind relativ unempfindlich gegenüber Veränderungen der Feuchtebedingungen und bei den „nicht definierten“ Arten, konnte auch mit Hilfe der Literatur keine ökologische Präferenz ermittelt werden (s. Abb. 52). Insgesamt konnten 11 der gefundenen Arten der Kategorie „hygrophil“ zugeordnet werden. Sie besitzen mehr als 60% des Gesamtindividuenanteils. Es fanden sich fünf mesophile Arten (129 Ind., 19%), sieben xerophile Arten (71 Ind., 11%), vier eurytopen Arten (21 Ind., 3%) und zwei nicht definierte Arten (18 Ind., 3%).

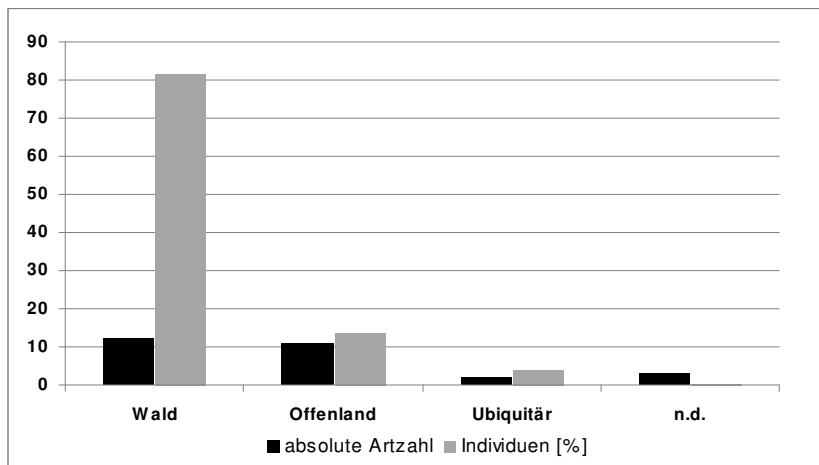
Bei den beiden „nicht definierten“ Arten handelt es sich um die Art *Bembidion lunatum*, welche mit nur einem Individuum vertreten war und um die Art *Carabus ulrichii* (17 Ind.).



**Abb.51:** Vergleich der Art- und Individuenzahlen/Tag innerhalb der einzelnen ökologischen Gruppen; Untersuchungsjahr 2005/2006; n.d. = nicht definiert

Die Dominanz der hygrophilen Arten (38%) hängt damit zusammen, dass alle gefundenen dominanten Arten (*N. brevicollis*, *St. pumicatus*, *L. assimilis*) und eine subdominante Art (*A. austriacum*) dieser Kategorie angehören. Die xerophilen Arten (21%) besitzen nur 10% des Gesamtindividuenanteils.

Als nächstes erfolgte eine Zuordnung der einzelnen Arten anhand ihrer präferierten Schwerpunktverkommen (Wald, Offenland, ubiquitär). Die dominanten hygrophilen Arten (s. oben) gehören alle zu den Waldarten. Die beiden subdominanten mesophilen *Carabus*-Arten gehören ebenfalls zu den Waldarten. Nur eine subdominante Art, die xerophile Art *B. obtusum*, präferiert das Offenland. Das Gesamtverhältnis zwischen Wald- und Offenlandarten (12:11) ist relativ ausgeglichen, jedoch bei Betrachtung der Individuenzahlen (82%:14%) zeigt sich eine deutliche Dominanz der Waldarten. Als „ubiquitär“ gelten in der Literatur die beiden Arten *Leistus rufomarginatus* und *Pterostichus melanarius*. Die restlichen drei Arten (*Bembidion lampros*, *Bembidion lunatum* und *Harpalus latus*), sind in der Literatur nicht eindeutig einem Habitattyp zugeordnet und wurden somit als „nicht definierbar“ eingestuft.



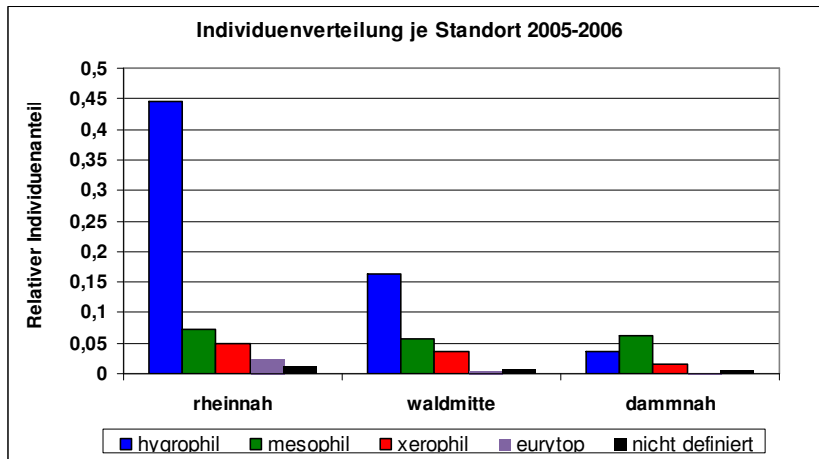
**Abb.52:** Vergleich der absoluten Artzahl und des Individuenanteil in Prozent, Einteilung anhand der Schwerpunktorkommen, Untersuchungszeitraum 2005/2006, n.d.= nicht definiert

Von besonderer Bedeutung war die gefangene stenotopie Auwaldart: *Agonum lugens*. Diese konnte mit insgesamt vier Individuen nachgewiesen werden.

Betrachtet man die Arten unter dem Aspekt ihres jährlichen Entwicklungszyklus zeigt sich das Verhältnis zwischen frühjahrs- und herbstbrütenden Arten bei den dominanten und subdominanten Arten sehr ausgeglichen. Zwei dominante Arten (*St. pumicatus*, *L. assimilis*) zählen zu den Frühjahrsbrütern (FB), ebenso wie zwei der subdominanten Arten (*C. nemoralis*, *C. purpurascens*). Die dominante Art *N. brevicollis* zählt zu den Herbstbrütern (HB), genauso wie die subdominanten Arten *A. austriacum* und *B. obtusum*. Vergleicht man das Verhältnis zwischen Frühjahrs- und Herbstbrütern in Bezug auf alle gefangenen Arten und Individuen, so erkennt man, dass das Artverhältnis zugunsten der Frühjahrsbrüter verschoben ist (16 FB:10 HB). Wenn man jedoch die Individuenzahl mit einbezieht, geht das prozentuale Verhältnis zugunsten der Herbstbrüter (44% FB:50% HB). Bei drei gefundenen Arten (*C. ulrichii*, *Ocys harpaloides*, *Ophonus laticollis*) fehlt in der Literatur ein Hinweis auf ihren Entwicklungszyklus.

Um eine mögliche Zonierung der Arten feststellen zu können wurden die 12 Bodenfallen in drei Standorte á vier Bodenfallen zusammengefasst. Die Fallen 1-4 befinden sich in rheinnähe, die Fallen 5-8 mittig im Auwald und die Fallen 9-12 sind im Bereich des Damms gelegen. Die weitere Auswertung bezieht sich somit auf drei Standorte: „Rheinnah, Waldmitte, Dammnah“. Der Standort „Rheinnah“ war der individuenreichste (21 Arten, 410 Individuen, 61%).

Am Standort „Waldmitte“ konnten 182 Individuen (27%) aus 21 Arten dokumentiert werden. In den Fallen am Damm wurden sowohl die wenigsten Arten (18) als auch die wenigsten Individuen (84, 12%) gefangen. In Abbildung 54 ist die ökologische Typisierung der Arten an den Standorten dargestellt.



**Abb.53:** Vergleich der Individuenzahlen/Tag der einzelnen ökologischen Kategorien an den verschiedenen Fallenstandorten; Untersuchungsjahr 2005/2006

In Abbildung 53 lässt sich eine Zonierung der Arten an den Standorten erkennen. Je weiter man Richtung Damm geht, desto geringer ist die Anzahl an gefangenen hygrophilen Arten. Mehr als 70% der Individuen am Standort „Rheinnah“ sind hygrophil (mesophil 12%, xerophil 8%). Die Arten *Amara convexior* (1 Ind.), *Bembidion lunatum* (1 Ind.), *Clivina fossor* (4 Ind.) wurden ausschließlich an diesem Standort nachgewiesen. Am Standort „Waldmitte“ gehören noch 61% der Individuen zur Kategorie „hygrophil“, 21% „mesophil“, 14% xerophil. Die Art *Carabus arvensis* (1 Ind.), *Trechus quadristriatus* (2 Ind.) konnten nur an diesem Standort gefangen werden. In den Fallen am Damm war die Fangzahl insgesamt am geringsten. Die mesophilen Individuen dominierten hier mit 50%, die hygrophilen besaßen knapp 30%, die xerophilen 13%. Die Art *Amara similata* (2 Ind.), *Harpalus latus* (1 Ind.) sowie die Art *Pterostichus anthracinus* (1. Ind.) wurden nur hier nachgewiesen.

Die einzige stenotope Auwaldart *Agonum lugens* fand sich in den Fallen in Rheinnähe ebenso wie in den Fallen der Waldmitte. An beiden Standorten wurde diese Art mit jeweils zwei Individuen registriert.

Mit Hilfe des Mann-Whitney-U-Testes konnte bestätigt werden, dass in den rheinnahen Fallen signifikant mehr Individuen gefangen wurden als in den beiden anderen

Standorten (BF1-4 zu BF5-8:  $p \leq 0,003$ ; BF1-4 zu BF9-12:  $p \leq 0,00007$ ; BF5-8 zu BF9-12:  $p = 0,03$ ).

Um zu überprüfen, in wie weit es Unterschiede in der Artzusammensetzung und der Individuenverteilung an den einzelnen Standorten gibt, wurde anhand verschiedener Similaritäts-Indices eine Berechnung der Ähnlichkeit durchgeführt. Mit Hilfe des SØERENSEN-Index, der RENKON'schen Zahl, des JACCARD-Index und des WAINSTEIN-Index konnte eine statistische Berechnung durchgeführt werden (s. Tab. 15). Am aussagekräftigsten ist der WAINSTEIN-Index da er die RENKON'schen Zahl und den JACCARD-Index in sich vereint. Die Ergebnisse der Berechnungen aller Indices finden sich im Anhang.

**Tabelle 15:** Berechnung der Ähnlichkeit nach WAINSTEIN, Untersuchungsjahr 2005/2006

WAINSTEIN [%]			
	„Rheinnah“	„Waldmitte“	„Dammnah“
„Rheinnah“	-	47	18
„Waldmitte“	-	-	24

Aus Tabelle 15 lässt sich ablesen, dass die Fallenstandorte „Rheinnah“ und „Waldmitte“ eine Übereinstimmung von mehr als 45% aufweisen. Je weiter man sich vom Rhein entfernt, desto unterschiedlicher werden die Standorte voneinander. Vergleicht man „Rheinnah“ und „Dammnah“, so kann man nur noch eine Ähnlichkeit von knapp 20% feststellen.

### 3.1.2 Ergebnisse der Bodenfallen 2. Untersuchungsjahr von Mai 2006- April 2007

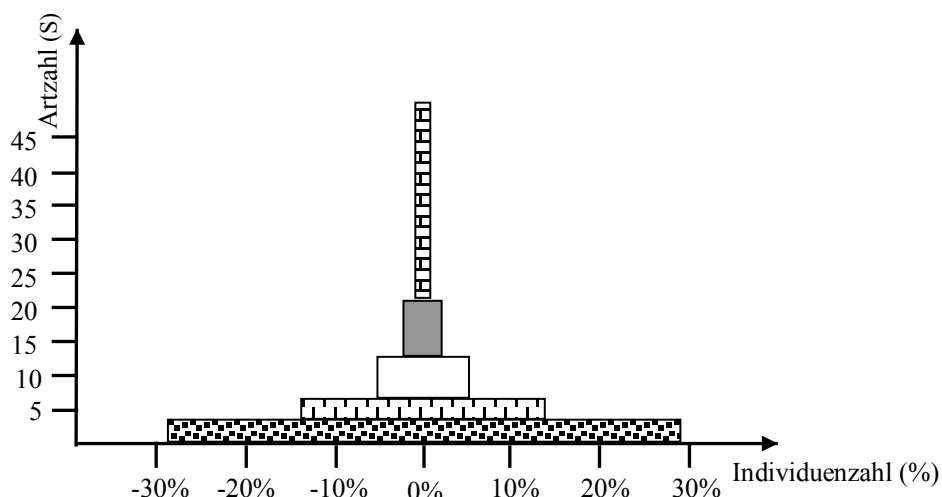
Im zweiten Untersuchungszeitraum (373 Fangtage, 25 Probenahmen) wurden sowohl die höchste Anzahl an Arten (49) als auch die meisten Individuen (1513) gefangen. Dies bedeutete eine Zunahme an Individuen von mehr als 80% im Vergleich zum Vorjahr und ein Plus von fast 40% an gefangenen Arten (die Berechnung erfolgte auf Arten und Individuen pro Tag).

Die Einteilung der gefangenen Arten in die verschiedenen Dominanzklassen lässt sich aus Tabelle 16 ablesen.

**Tabelle 16:** Auflistung der Dominanzklassen mit Angabe des prozentualen Individuenanteils; Untersuchungsjahr 06/07, S. 89

Dominanzklassen	Arten (mit Angabe des prozentualen Individuenanteils)
eudominant ( $\geq 32,0 - 100\%$ )	--
dominant ( $\geq 10,0 - 31,9\%$ )	Limodromus assimilis 27% Nebria brevicollis 17% Stomis pumicatus 13%
subdominant ( $\geq 3,2 - 10,0\%$ )	Asaphidion austriacum 10% Carabus nemoralis 6% Bembidion obtusum 6% Pterostichus melanarius 4%
rezedent ( $\geq 1,0 - 3,19\%$ )	6Arten (10% Individuenanteil)
subrezedent ( $\geq 0,32 - 0,99\%$ )	8 Arten (4%)
sporadisch ( $< 0,32\%$ )	<b>28</b> Arten (3%)

Die dominanten und subdominanten Arten besitzen zusammen einen Individuenanteil von ungefähr 83%. Auffallend war die hohe Anzahl an gefangenen sporadischen Arten (28). Abbildung 54 stellt die Ergebnisse aus der oben aufgeführten Tabelle als Dominanzpyramide grafisch dar.



**Abb.54:** Dominanzpyramide der gefundenen Arten im Untersuchungsjahr 2006/2007; Angabe in Prozent

In Abbildung 55 findet sich eine Auflistung der dominanten und subdominanten Arten mit Angabe ihres relativen Individuenanteils.

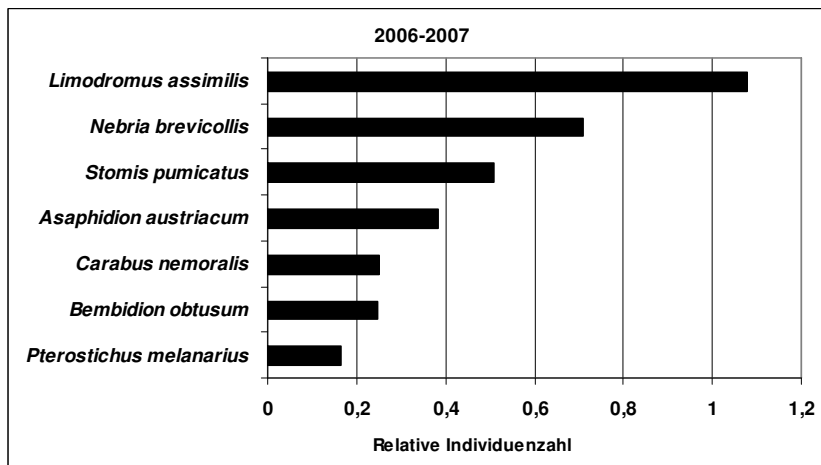


Abb.55: Individuenzahl/Tag der dominanten und subdominanten Arten; Untersuchungsjahr 2006/2007

Die Verteilung der einzelnen Arten und Individuen anhand ihrer ökologischen Präferenzen ist in Abbildung 56 dargestellt. Als „hygrophil“ konnten 20 Arten (1091 Individuen, 72%), als „mesophil“ sieben Arten (165 Ind., 11%) und als xerophil 18 Arten (165 Ind., 11%) charakterisiert werden. Es wurden drei eurytope Arten (66 Ind., 4,4%) gefunden und die nicht definierte Art *C. ulrichii* (26 Ind., 1,7%). Das Artverhältnis zwischen hygrophil und xerophil weist keinen großen Unterschied auf (20:18), jedoch dominieren, wie im Vorjahr, ganz deutlich die hygrophilen Individuen (72%:11%). Die Individuenzahlen der mesophilen und xerophilen ist identisch (je 165 Ind.), jedoch gibt es einen Unterschied in der Artzahl (11:18).

Abbildung 56 zeigt die Verteilung der Arten und Individuen auf die Anzahl pro Tag umgerechnet.

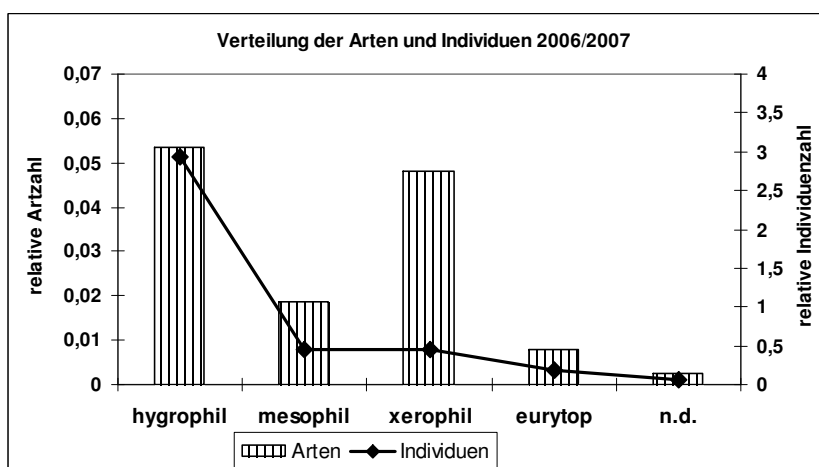
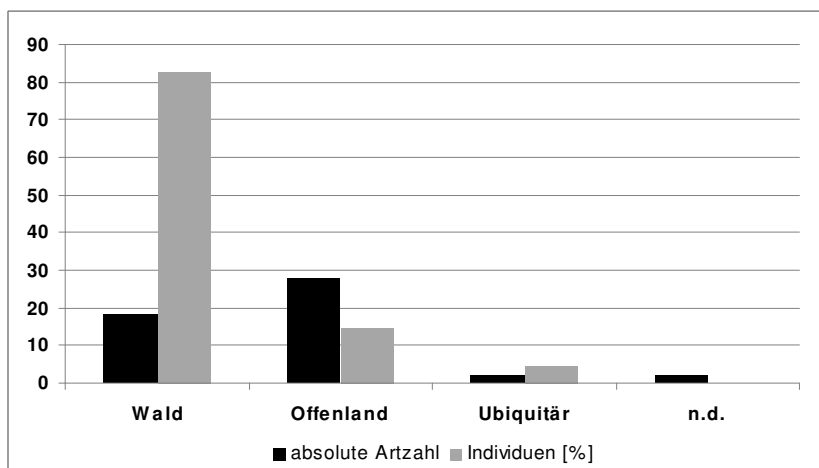


Abb.56: Vergleich der Art- und Individuenzahlen/Tag innerhalb der einzelnen ökologischen Gruppen; Untersuchungsjahr 2006/2007; n.d. = nicht definiert

Bei einer Einteilung der Arten in die Kategorien „Waldart“, „Offenlandart“, etc., kann man eine deutliche Zunahme an Offenlandarten erkennen (28:18). Fast die Hälfte aller erfassten Arten gehört der Kategorie der Offenlandarten an, jedoch besteht nach wie vor ein deutlicher Unterschied in Bezug auf die Individuenzahlen (s. Abb.57). Mehr als 80% aller nachgewiesenen Individuen gehören zu den Waldarten, jedoch nur ca. 14% zu den Offenlandarten. Dieser Unterschied kommt daher, dass die meisten sporadischen Arten zu den Offenlandarten gehören. *Pt. melanarius* und *L. rufomarginatus* gehören der Kategorie „ubiquitär“ an und stellen knapp 5% des Gesamtindividuenanteils. Bei der Art *H. latus* findet sich in der Literatur keine eindeutige Klassifizierung.



**Abb.57:** Vergleich der absoluten Artzahlen und ihres Individuenanteils in Prozent, Untersuchungszeitraum 2006/2007, n.d.= nicht definiert

In diesem Untersuchungszeitraum konnten zwei stenotope Auwaldarten nachgewiesen werden. *A. lugens* und *Badister unipustulatus*. Beide Arten bevorzugen feuchte Habitate mit mehr oder weniger vorkommender Überflutungsdynamik. Letztere Art konnte nur mit einem Individuum dokumentiert werden, wohingegen die Art *A. lugens* mit 16 Individuen gefangen werden konnte. Dies entspricht einem Anstieg um mehr als 300% im Vergleich zum Vorjahr.

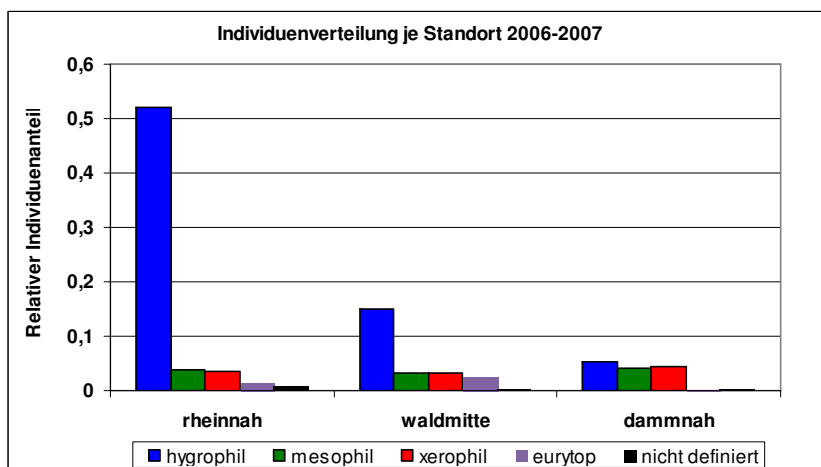
Bei Betrachtung der Entwicklungszyklen findet man zwei dominante frühjahrsbrütende Arten: *L. assimilis*, *St. pumicatus*. *N. brevicollis* (dominant) gehört zu den Herbstbrütern. Die Art *C. purpurascens*, welche zu den Frühjahrsbrütern gehört, zählt in diesem Jahr nicht mehr zu den subdominanten Arten. Hierfür tritt die herbstbrütende Art *Pt. melanarius* an diese Stelle. Im Verhältnis der Arten FB zu HB (28:10 Arten) dominieren deutlich die FB. Dies lässt sich auch bei den Individuenzahlen beobachten (56%:40%).

Des Weiteren konnten vier Arten ermittelt werden, welche laut Literatur, sowohl im Frühjahr als auch im Herbst brüten. Dazu gehören: *Calosoma inquisitor*, *Harpalus rufipes*, *Ophonus rufibarbis* und *Pterostichus oblongopunctatus*. Diese Arten machen aber nur ca. 0,8% am Gesamtindividuenanteil aus. Bei sieben Arten konnte keine Einteilung aufgrund fehlender Literaturangaben gemacht werden. Alle Arten inklusive ihrer Charakterisierung finden sich im Anhang.

Am Ende der charakteristischen Einteilung der Arten erfolgte wieder der Standortvergleich „Rheinnah“, „Waldmitte“ und „Dammnah“. Wie im Vorjahr wurden am Standort „Rheinnah“ deutlich mehr Individuen gefangen als an den anderen beiden Standorten. Die Verteilung der Arten und Individuen an den einzelnen Standorten setzt sich wie folgt zusammen: „Rheinnah“: 32 Arten (934 Ind., 62%), „Waldmitte“: 30 Arten (365 Ind., 24%) und „Dammnah“: 31 Arten (214 Ind., 14%). In den Fallen 1-4 wurden signifikant mehr Individuen erfasst als in der Waldmitte ( $p \leq 0,01$ ). Im Vergleich „Rheinnah“-„Dammnah“ konnte ebenfalls eine deutliche Signifikanz errechnet werden ( $p \leq 0,001$ ). Keine Signifikanz konnte bei den Fangergebnissen der Fallen in der Waldmitte und denen im Bereich des Damms errechnet werden ( $p = 0,16$ ).

Abbildung 58 zeigt die Individuenverteilung anhand ihrer ökologischen Präferenz. Wie schon im Vorjahr kann eine starke Dominanz der hygrophilen Individuen am Standort „Rheinnah“ verzeichnet werden, welche in Richtung Damm abnimmt.

In diesem Untersuchungsjahr konnten in den Fallen am Damm die meisten mesophilen als auch die meisten xerophilen Individuen gefangen werden.



**Abb.58:** Vergleich der Individuenzahlen/Tag der einzelnen ökologischen Kategorien in den verschiedenen Fallenstandorten; Untersuchungsjahr 2006/2007

Die stenotope Art *A. lugens* konnte an allen drei Standorten nachgewiesen werden, jedoch mit einer abnehmenden Individuenzahl in Richtung des Damms (9:5:2). Die stenotope Art *B. unipustulatus* konnte nur am Standort „Waldmitte“ erfasst werden, mit einem gefangenen Individuum.

Um eine Ähnlichkeit der Laufkäferfauna an den einzelnen Standorten zu ermitteln, wurden wieder die verschiedenen Similaritäts-Indices berechnet. Die vollständige Berechnung findet sich im Anhang. Wie im Vorjahr findet sich die höchste Ähnlichkeit an den Standorten „Rheinnah“ und „Dammnah“ (31%), jedoch ist die Ähnlichkeit geringer als im Vorjahr (47%). Die geringste Ähnlichkeit zeigt sich zwischen den Standorten „Rheinnah“ und „Dammnah“ (13%). Auch hier kann ein Rückgang der Ähnlichkeit zum Vorjahr dokumentiert werden (18%).

**Tabelle 17:** Berechnung der Ähnlichkeit nach WAINSTEIN, Untersuchungsjahr 06/07

WAINSTEIN [%]			
	„Rheinnah“	„Waldmitte“	„Dammnah“
„Rheinnah“	-	31	13
„Waldmitte“	-	-	20

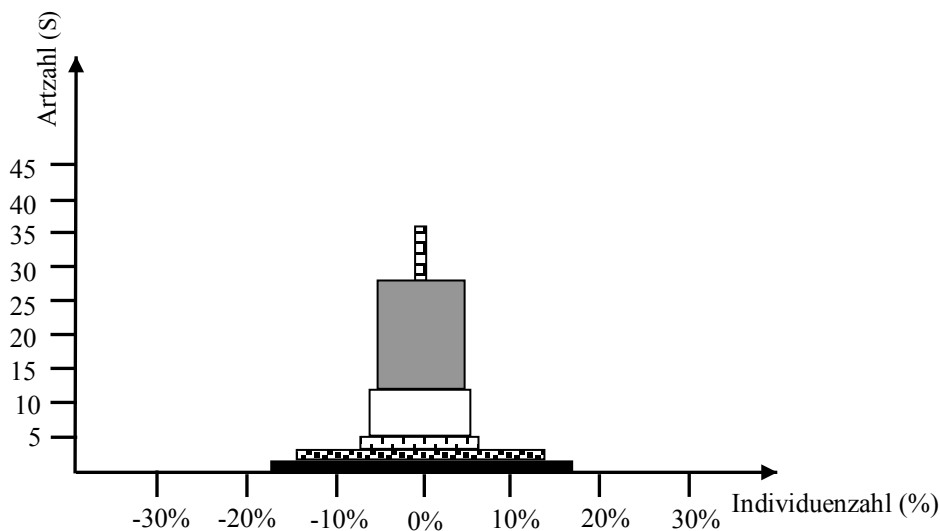
### 3.1.3 Ergebnisse der Bodenfallen 3. Untersuchungsjahr von Mai 2007- April 2008

Im letzten Untersuchungszeitraum (332 Fangtage, 25 Probenahmen) konnten 627 Individuen aus 36 Arten erfasst werden. Die gefangene Individuenzahl ergibt ein Minus von mehr als 50% im Vergleich zum Vorjahr und einen Artenrückgang um mehr als 25%.

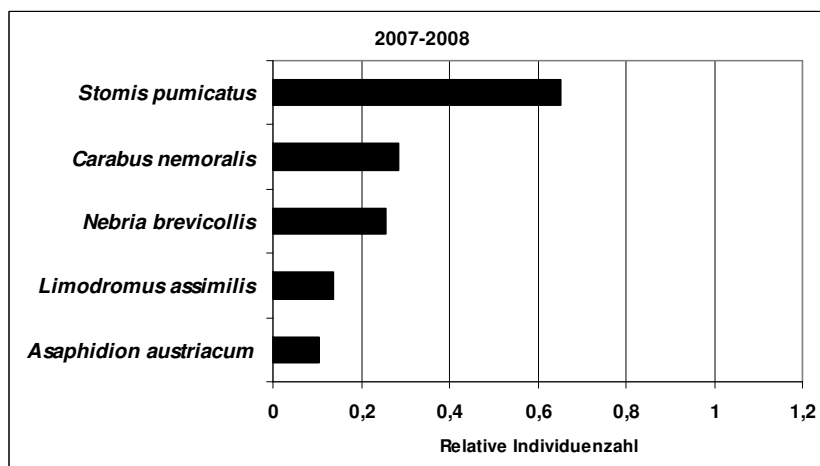
In Tabelle 18 sind die Arten mit Angabe ihres prozentualen Individuenanteils aufgelistet und in Abbildung 59 sind diese als Dominanzpyramide nochmals grafisch dargestellt.

**Tabelle 18:** Auflistung der Dominanzklassen mit Angabe des prozentualen Individuenanteils; Untersuchungsjahr 07/08

Dominanzklassen	Arten (mit Angabe des prozentualen Individuenanteils)
eudominant ( $\geq 32,0 - 100$ %)	<i>Stomis pumicatus</i> 35%
dominant ( $\geq 10,0 - 31,9$ %)	<i>Carabus nemoralis</i> 15% <i>Nebria brevicollis</i> 14%
subdominant ( $\geq 3,2 - 10,0$ %)	<i>Limodromus assimilis</i> 7% <i>Asaphidion austriacum</i> 6%
rezedent ( $\geq 1,0 - 3,19$ %)	7 Arten 13%
subrezedent ( $\geq 0,32 - 0,99$ %)	16 Arten 10%
sporadisch ( $< 0,32$ %)	8 Arten 1%



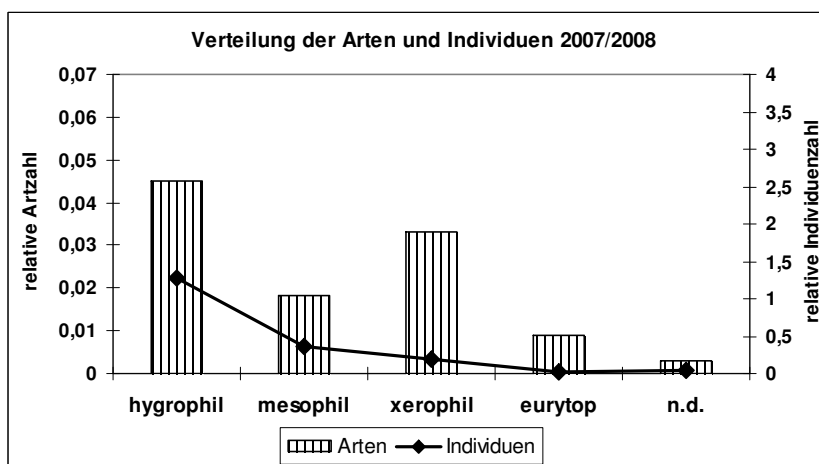
**Abb.59:** Dominanzpyramide der gefundenen Arten im Untersuchungsjahr 2007/2008; Angabe in Prozent



**Abb.60:** Individuenzahl/Tag der dominanten und subdominanten Arten; Untersuchungsjahr 2007/2008

Abbildung 60 zeigt die eudominante Art, die dominanten und subdominanten Arten mit Angabe ihres relativen Individuenanteils.

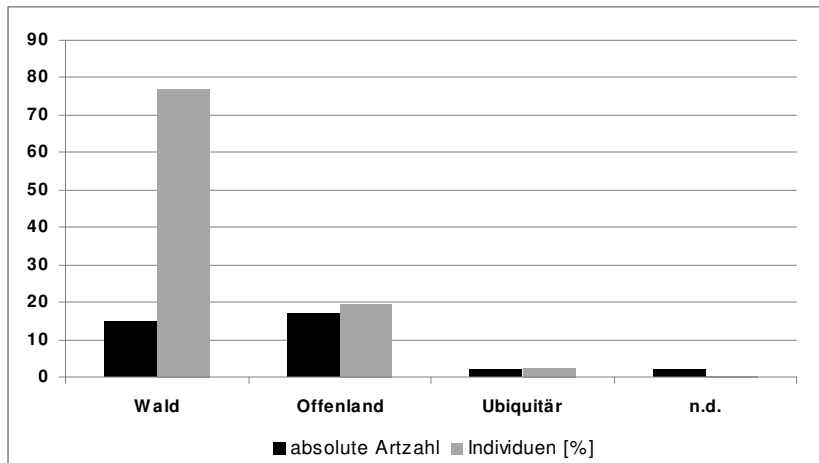
Wiederum fand eine Einteilung der Arten anhand ihrer ökologischen Präferenzen statt. Diese sind in Abbildung 61 grafisch abgebildet. 15 Arten (422 Ind., 65%) gehören zu den hygrophilen Arten. Darunter befindet sich die eudominante Art *St. pumicatus*, die dominante Art *N. brevicollis* und beide subdominanten Arten (*L. assimilis*, *A. austriacum*). Die subdominante Art *C. nemoralis* gehört in die Kategorie der mesophilen Arten. Insgesamt konnten sechs mesophile Arten (118 Ind., 19%), 11 xerophile Arten (65 Ind., 10%), drei eurytope Arten (10 Ind., ca. 2%) und eine nicht definierte Art (*C. ulrichii*) nachgewiesen werden. Wie in den Vorjahren dominieren sowohl die hygrophilen Arten als auch die hygrophilen Individuen.



**Abb.61:** Vergleich der Art- und Individuenzahlen/Tag innerhalb der einzelnen ökologischen Gruppen; Untersuchungsjahr 2007/2008; n.d. = nicht definiert

Ordnet man alle gefundenen Arten und Individuen anhand ihrer Schwerpunktverkommen in Kategorien ein, ist das Verhältnis zwischen den Offenlandarten (17) und den Waldarten (15) relativ ausgeglichen. Zwei Arten werden in der Literatur als ubiquitär beschrieben und wie bereits im Vorjahr handelt es sich hier um die Arten *Pt. melanarius* und *L. rufomarginatus*. Bei den Arten *H. latus* und *Ophonus azureus* konnte mit Hilfe der Literatur keine eindeutige Zuordnung getroffen werden. Bei Miteinbeziehung der Individuen stellt sich wieder deutlich die Dominanz der Waldarten heraus (80%). Dies ist vor allem dadurch bedingt, dass sowohl die eudominante Art, eine dominante und die beiden subdominanten Arten dieser Kategorie angehören.

Die Offenlandarten besitzen fast 20% am Gesamtindividuenanteil und die beiden anderen Kategorien (ubiquitär, bzw. nicht definiert) besitzen insgesamt knapp 3%. In Abbildung 62 sind diese Daten nochmal grafisch dargestellt.



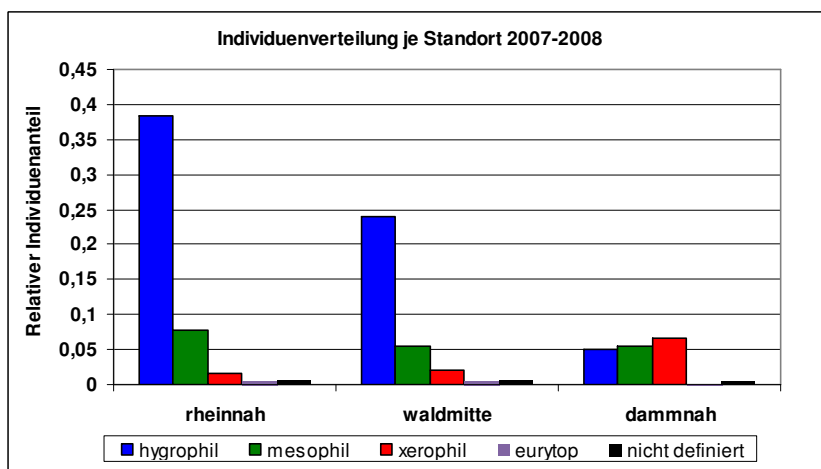
**Abb.62:** Vergleich der absoluten Artzahlen mit ihrem relativen Individuenanteil in Prozent, Untersuchungszeitraum 2007/2008, n.d.= nicht definiert

Wie auch im Vorjahr konnten zwei stenotope Arten erfasst werden (*A. lugens*, *B. unipustulatus*). Beide wurden mit vier Individuen nachgewiesen, was einen Rückgang von fast 70% für die Art *A. lugens* und ein Anstieg von 400% für die Art *B. unipustulatus* bedeutet.

Auch in diesem Untersuchungszeitraum wurde die Laufkäferfauna im Auwald von den frühjahrsbrütenden Arten dominiert. Es wurden 19 FB (430 Ind., 70%) und 8 HB (157 Ind., 25%) gefunden. Drei Arten pflanzen sich sowohl im Frühjahr als auch im Herbst fort (16 Ind., ca. 3%). Bei den restlichen sechs Arten (ca. 4%) konnte mit Hilfe der Literatur keine eindeutige Zuordnung getroffen werden.

Die Verteilung der Arten und Individuen in Bezug auf die Zonierung setzt sich wie folgt zusammen: „Rheinnah“ 24 Arten (307 Ind., 49%), „Waldmitte“ 22 Arten (208 Ind., 33%) und „Dammnah“ 24 Arten (112 Ind., 18%).m Es wurde ein signifikanter Unterschied in der Fängigkeit zwischen dem Standort „Rheinnah“ und „Dammnah“ ( $p \geq 0,007$ ) festgestellt. Bei einem Vergleich zwischen den anderen Standorten konnte keine Signifikanz nachgewiesen werden („Rheinnah“ zu „Waldmitte“  $p \leq 0,07$ ; „Waldmitte“ zu „Dammnah“  $p = 0,43$ ).

Abbildung 63 zeigt die Verteilung der gefangenen Individuen auf die einzelnen Präferenz-Gruppen. Wie auch in den letzten beiden Untersuchungs Jahren lässt sich deutlich die Dominanz der hygrophilen Individuen am Standort „Rheinnah“ und erstmalig eine geringe Dominanz der xerophilen Individuen am Standort „Dammnah“ erkennen. Je weiter man sich vom Rhein entfernt, desto geringer wird der Anteil an hygrophilen Individuen in den Fallen. Die mesophilen Individuen sind am stärksten am Standort „Rheinnah“ vertreten. Sie zeigten am Standort „Waldmitte“ und „Dammnah“ einen fast identischen Individuenanteil.



**Abb.63:** Vergleich der relativen Individuenzahlen der einzelnen ökologischen Kategorien in den verschiedenen Fallenstandorten; Untersuchungszeitraum 2007/2008; Relativer Individuenanteil vom Gesamtindividuenanteil

Die stenotope Auwaldart *A. lugens* wurde in diesem Untersuchungszeitraum am Standort „Rheinnah“ (3 Ind.) und am Standort „Waldmitte“ (1 Ind.) erfasst, wohingegen die stenotope Auwaldart *B. unipustulatus* am Standort „Waldmitte“ (1 Ind.) und am Standort „Dammnah“ (3 Ind.) ermittelt werden konnte.

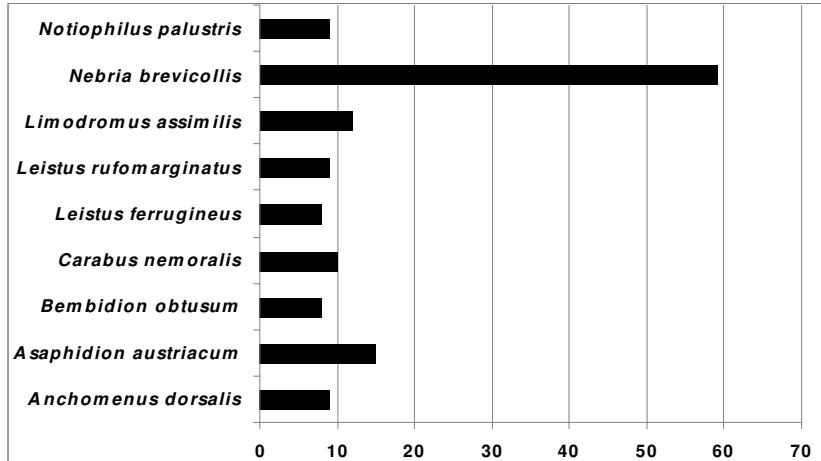
Die Ähnlichkeit zwischen den Standorten „Rheinnah“ und „Waldmitte“ beträgt in diesem Untersuchungszeitraum mehr als 50%. Wie bereits in den Vorjahren nimmt die Ähnlichkeit von „Rheinnah“ zu „Dammnah“ hin immer weiter ab (s. Tab. 19).

**Tabelle 19:** Berechnung der Ähnlichkeit nach WAINSTEIN, Untersuchungsjahr 07/08

WAINSTEIN [%]			
	„Rheinnah“	„Waldmitte“	„Dammnah“
„Rheinnah“	-	54	11
„Waldmitte“	-	-	16

### 3.1.4 Ergebnisse der Bodenfallen zur Untersuchung des Randeffekts (BF13-BF18)

Im letzten Untersuchungsjahr wurden noch mal sechs weitere Bodenfallen direkt im Randbereich des Auwald herum eingegraben. Der Fangzeitraum erstreckte sich von Oktober 2007 bis Mai 2008 (15 Probenahmen, 210 Fangtage). Dabei konnten 157 Individuen aus 23 Arten ermittelt werden. In Abbildung 64 sind die Arten (mit mehr als zwei Individuen) mit Angabe ihres prozentualen Individuenanteils dargestellt.



**Abb. 64:** Auflistung aller gefangenen Arten mit mehr als zwei nachgewiesenen Individuen in den Fallen BF13-18, Zeitraum 10/07 bis 05/08; Angabe des Individuenanteils in Prozent

Es zeigt sich, dass die häufigste Art in diesem Zeitraum *N. brevicollis* (eudominant, 35%) war. Als dominant konnte keine Art klassifiziert werden. Weiterhin fanden sich acht subdominante Arten: *Anchomenus dorsalis*, *A. austriacum*, *B. obtusum*, *C. nemoralis*, *Leistus ferrugineus*, *L. rufomarginatus*, *L. assimilis*, *Notiophilus palustris*. Die subdominanten Arten und die eudominante Art besitzen zusammen fast 90% des Gesamtindividuenanteils.

Drei Arten (*C. monilis*, *C. ulrichii*, *N. biguttatus*) gehören zu den rezedenten Arten. Die restlichen 11 Arten wurden nur mit jeweils einem Individuum erfasst. Die vollständige Liste der gefundenen Arten findet sich im Anhang.

Bei einem Vergleich der Arten mit denen der im Auwald gefangenen, fanden sich vier Arten (*A. eurynota*, *A. dorsalis*, *B. properans*, *Bradycellus harpalinus*) welche nicht im Auwald erfasst werden konnten. Außer *A. dorsalis*, wurden diese jedoch nur mit jeweils einem Individuum erfasst. Bei *A. dorsalis* handelt es sich um eine xerophile Offenlandart, welche bei sporadischen Handfängen am Damm relativ häufig auftrat.

### 3.1.5 Vergleiche der Bodenfallen im Auwald über den gesamten Untersuchungszeitraum

Um einheitliche Daten aller Untersuchungsjahre und aller Untersuchungsgebiete zu erhalten, wurden die ermittelten Ergebnisse jeweils auf ihre Anzahl Individuen pro Tag berechnet. Dies ermöglicht es, die Daten direkt miteinander zu vergleichen. Eine Umrechnung auf die Anzahl der Fallen ist in diesem Fall nicht nötig, da die Fallenanzahl jedes Jahr gleich war und keine dauerhaften Ausfälle einzelner Fallen vorkamen, welche das Ergebnis relevant verändern würden. Die Daten sind in Tabelle 20 aufgelistet.

**Tabelle 20:** Vergleich der Art- und Individuenzahlen der drei Untersuchungszeiträume; Auflistung der Dominanzklassen der einzelnen Untersuchungsjahre mit Angabe ihres relativen Individuenanteils in Prozent

	Fangzeitraum 2005/2006		Fangzeitraum 2006/2007			Fangzeitraum 2007/2008		
	Absolute Zahl	Relative Zahl	Absolute Zahl	Relative Zahl	Zum Vorjahr	Absolute Zahl	Relative Zahl	Zum Vorjahr
Artzahl	<b>29</b>	0,093	<b>49</b>	0,131	<b>+ 38%</b>	<b>36</b>	0,108	<b>-16%</b>
Individuenzahl	<b>676</b>	2,167	<b>1513</b>	4,05	<b>+ 84%</b>	<b>627</b>	1,889	<b>-53%</b>
	Arten	Dominanz- anteil	Arten	Dominanzanteil		Arten	Dominanzanteil	
<b>Eudominant</b>	-	-	-	-		<b>1</b>	<b>34%</b>	
<b>Dominant</b>	3	49%	3	57%		2	29%	
<b>Subdominant</b>	4	31%	4	26%		2	13%	
<b>Rezidiv</b>	7	15%	6	10%		7	13%	
<b>Subrezidiv</b>	6	4%	8	4%		16	10%	
<b>Sporadisch</b>	9	2%	<b>28</b>	3%		8	1%	

In den ersten beiden Untersuchungsjahren konnte keine Art als eudominant klassifiziert werden und die dominanten Arten waren identisch (*N. brevicollis*, *St. pumicatus*, *L. assimilis*), jedoch mit einem unterschiedlichen relativen Individuenanteil (s. Tabelle 17). Die dominante Art *St. pumicatus* wurde im 3. Untersuchungszeitraum sogar als eudominant klassifiziert.

Vergleicht man die Individuenverhältnisse der ersten drei Dominanzkategorien (eudominant, dominant, subdominant) in den drei Untersuchungsjahren, so stellen diese Kategorien in jedem Untersuchungsjahr mehr als 70% des Gesamtindividuenanteils. Tabelle 21 zeigt die prozentualen Individuenanteile der häufigsten Arten und die Veränderungen während den Untersuchungszeiträumen.

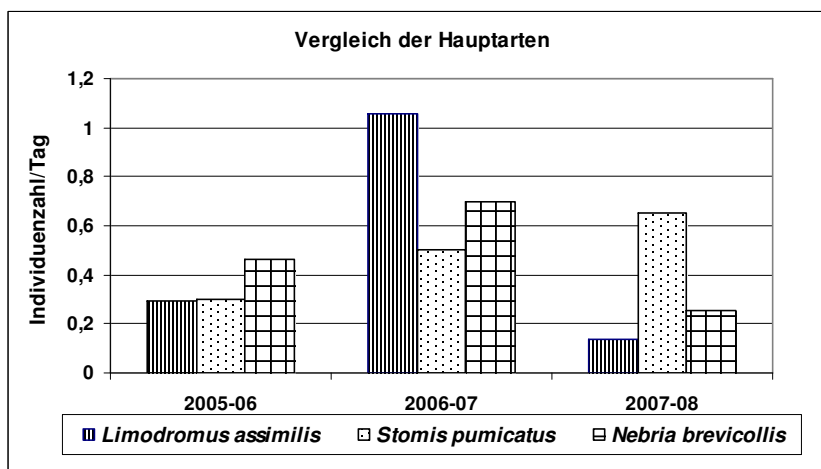
**Tabelle 21:** Auflistung der am häufigsten gefangenen Arten der Untersuchungsjahre mit Angabe ihres prozentualen Individuenanteils und ihres relativen Individuenanteils pro Tag, Farbcode: rot = eudominant, grün = dominant, rosa = subdominant, lila = rezedent, blau = subrezedent

	2005/2006		2006/2007		2007/2008	
	Dominanzanteil	Rel. Individuenanteil	Dominanzanteil	Rel. Individuenanteil	Dominanzanteil	Rel. Individuenanteil
<i>N. brevicollis</i>	21%	0,46	17%	0,71	14%	0,26
<i>St. pumicatus</i>	14%	0,3	13%	0,51	34%	0,65
<i>L. assimilis</i>	14%	0,3	27%	1,01	7%	0,14
<i>A. austriacum</i>	10%	0,21	9%	0,38	6%	0,11
<i>B. obtusum</i>	8%	0,17	6%	0,25	3%	0,05
<i>C. nemoralis</i>	8%	0,17	6%	0,25	15%	0,28
<i>C. purpurascens</i>	5%	0,11	1,8%	0,07	0,64%	0,01
<i>Pt. melanarius</i>	2%	0,05	4%	0,17	1%	0,02

In den ersten beiden Untersuchungsjahren fand nur ein Wechsel zwischen zwei subdominanten Arten statt. Während *C. purpurascens* 05/06 noch als subdominant klassifiziert wurde, war diese Art 06/07 nur noch rezedent vertreten. Andersherum verhält es sich mit der Art *Pt. melanarius*.

Im Fangzeitraum 07/08 wurde erstmals eine eudominante Art dokumentiert: *St. pumicatus*. Diese war in den Vorjahren nur in der Kategorie dominant, konnte dann aber mit einem relativen Individuentanteil von mehr als 34% erfasst werden. Die in den Vorjahren subdominante Art *C. nemoralis* wurde nun als dominant klassifiziert.

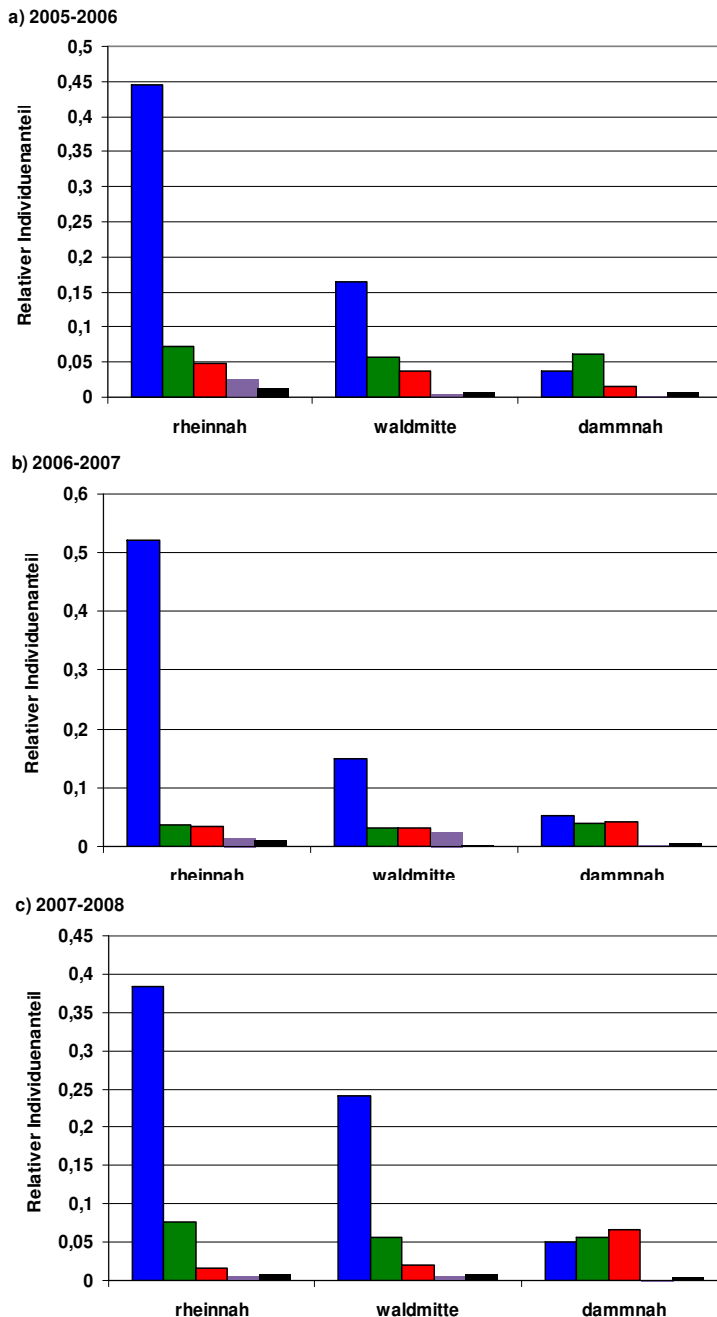
Die Arten *L. assimilis*, *B. obtusum*, *C. purpurascens* und *Pt. melanarius* konnten alle nur noch in geringere Dominanzklassen als in den beiden Vorjahren eingeteilt werden.



**Abb.65:** Vergleich der dominantesten Arten im Auwald in Bezug auf die Anzahl der gefangenen Individuen pro Tag; Vergleich der verschiedenen Untersuchungsjahre 2005-2008

In Abbildung 65 sind die drei dominantesten Arten der drei Untersuchungsjahre in einem Diagramm dargestellt mit Angabe ihrer gefangenen Individuenzahl pro Tag.

Hier zeigt sich, dass bei allen drei Arten eine Zunahme an Individuen vom Fangzeitraum 05/06 bis 06/07 stattgefunden hat, jedoch im dritten Untersuchungsjahr zeigt sich ein Rückgang der Arten *L. assimilis* und *N. brevicollis*, nur bei *St. pumicatus* konnte ein weiterer Anstieg beobachtet werden.



<Abb.: 66a,b,c: Vergleich der Individuenverteilung anhand ihrer ökologischen Präferenzen in allen Untersuchungsjahren

Bei einem Vergleich der hygrophilen, mesophilen und xerophilen Arten in den Untersuchungsjahren zeigt sich eine Zunahme sowohl an hygrophilen als auch xerophilen Arten vom 1. zum 2. Untersuchungsjahr. Die Anzahl an mesophilen Arten blieb in allen drei Jahren unverändert. Ein starker Anstieg zeigt sich bei der Anzahl der hygrophilen Individuen pro Tag. Jedoch hängen diese Schwankungen fast ausschließlich mit den Veränderungen der Individuenzahlen der dominanten Arten zusammen. Andere hygrophile Arten spielen eher eine untergeordnete Rolle. Auch bei den mesophilen Arten finden sich die Unterschiede immer in der Anzahl derselben mesophilen Arten (hauptsächlich *Carabus*-Arten), s. Abb.66 a,b,c.

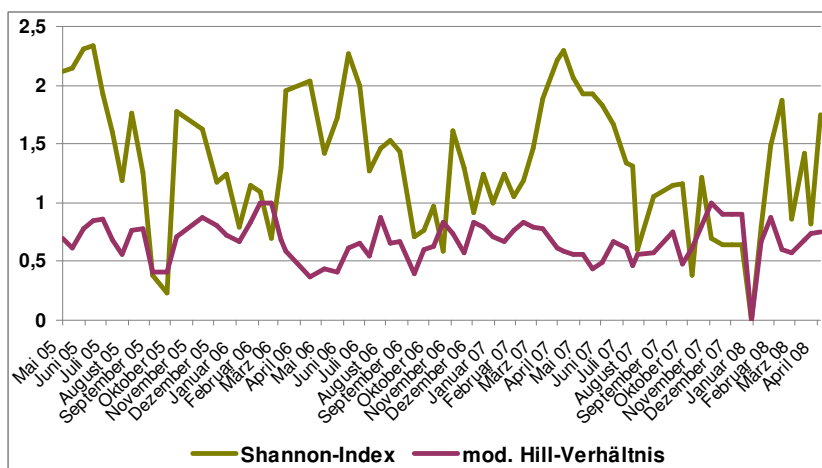
Für die ermittelten Arten und Individuen wurde die maximal mögliche Diversität errechnet. Eine Beschreibung der Diversität wurde mit Hilfe des SHANNON-Index und des SIMPSON-Index vorgenommen. Ebenfalls erfolgte eine Berechnung der Evenness mit dem PIELOU-Index und dem „mod. HILL-Verhältnis“. Die errechneten Indices der einzelnen Fallengänge finden sich im Anhang.

**Tabelle 22:** Vergleich der Diversität und der Evenness mit Hilfe verschiedener Indices in den drei Untersuchungsjahren

	Diversität			Evenness	
	Max. Diversität ln(S)	SHANNON- Index	SIMPSON- Index	PIELOU-Index	Mod. HILL- Verhältnis
<b>2005-2006</b>	3,367	2,524	0,111	0,749	<b>0,619</b>
<b>2006-2007</b>	<b>3,891</b>	2,457	0,137	0,631	0,589
<b>2007-2008</b>	3,583	2,368	0,171	0,660	0,500

Die maximale Diversität ist im zweiten Untersuchungsjahr am Höchsten, jedoch zeigen der SHANNON-Index wie auch der SIMPSON-Index einen Rückgang im Vergleich zum Vorjahr an. Die Evenness, mit Berechnung des PIELOU-Index und des mod. HILL-Verhältnisses, ist aber im zweiten Untersuchungsjahr wie auch im dritten geringer als im ersten. Diese Ergebnisse sagen aus, dass die Diversität, unter Berücksichtigung der gefangenen Arten, in 2006-2007 höher war als in den beiden anderen Jahren, jedoch die Gleichverteilung, in Bezug auf die Individuenverteilung, im ersten Untersuchungsjahr höher war.

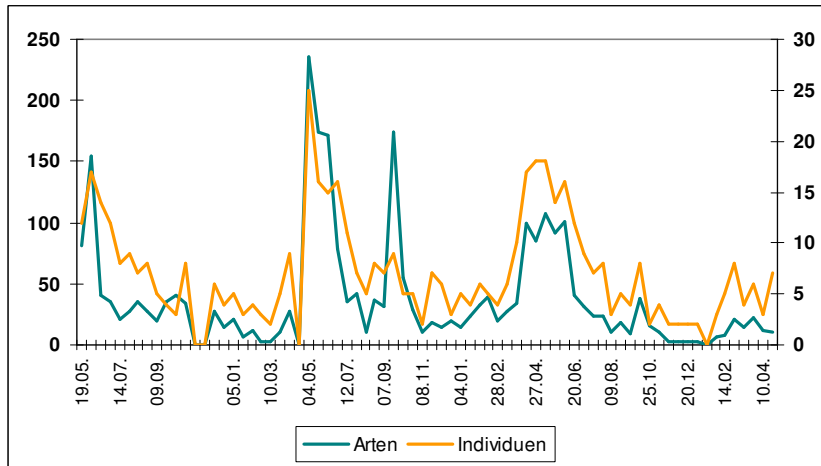
In Abbildung 67 sind die Diversität nach SHANNON und die Evenness (mod. HILL-Verhältnis) gegeneinander aufgetragen.



**Abb.67:** Vergleich des SHANNON-Index und dem mod. Hill-Verhältnis über den gesamten Fangzeitraum von Mai 2005 bis Mai 2008

Die Diversität nach SHANNON zeigt drei Höhepunkte, welche jeweils im Frühjahr, bzw. Fröhsommer liegen (06/05; 06/06; 04/07). In den ersten beiden Untersuchungsjahren zeigt sich somit die Hauptaktivitätszeit der Arten im Juni, wohingegen im Jahr 2007 die Hauptaktivitätsphase bereits in den April fällt. Auch die Evenness beschreibt drei Höhepunkte. Zum besseren Vergleich, bzw. zur Verdeutlichung der Hauptaktivitätsphasen sind

in Abbildung 68 die gefangenen Arten und Individuen (absolute Zahlen) der drei Untersuchungsjahre dargestellt.



**Abb.68:** Vergleich der absoluten Art- und Individuenzahlen der einzelnen Untersuchungsjahre 2005-2008

Mit Hilfe von Abbildung 68 kann man deutlich die Abhängigkeit des SHANNON-Index von den gefangenen Artzahlen erkennen, während das modifizierte HILL-Verhältnis diesen starken Schwankungen nicht unterworfen ist.

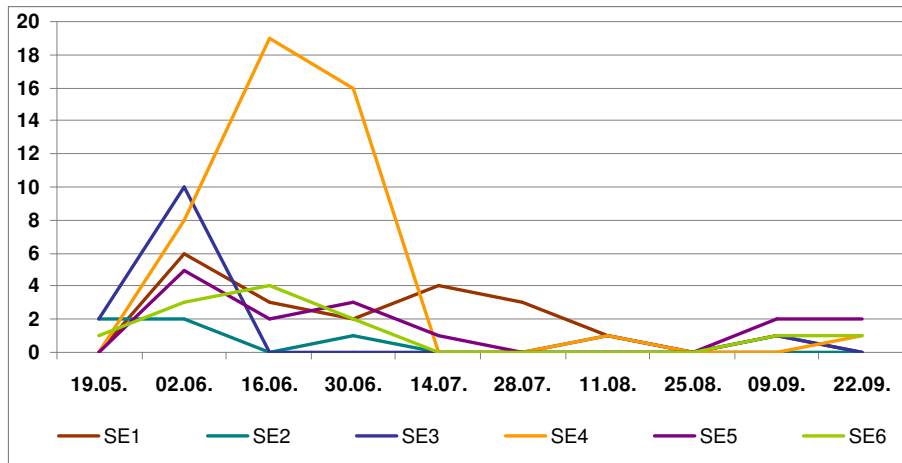
### 3.1.6 Vergleiche der Untersuchungsergebnisse der Stammeklektoren im Auwald von Mai 2005 bis Mai 2008

Aufgrund der geringen Fangzahlen in den Stammeklektoren in den einzelnen Untersuchungsjahren, werden diese hier nicht einzeln besprochen, sondern gleich zusammengefasst und miteinander verglichen. Die deutlichen Unterschiede in Anzahl der Arten und Individuen zu den Bodenfallen ist offensichtlich.

Im ersten Untersuchungsjahr wurden in den Stammeklektoren insgesamt 133 Individuen aus 18 Arten nachgewiesen (21 Probenahmen, 317 Fangtage). Im November 2005 wurden die Stammeklektoren zerstört weshalb hier keine Ergebnisse gewonnen werden konnten.

Ende März 2006 fand eine Teilüberflutung der Senken im Auwald statt, weswegen die Stammeklektoren erst nach dieser Überflutung am 19.04.2006 eingesammelt wurden. In Abbildung 69 ist die Verteilung der Arten auf die verschiedenen Stammeklektoren zu

diesem Zeitraum dargestellt. Am Häufigsten konnte die Art *L. assimilis* (66 Ind., ca. 50%) nachgewiesen werden. Sie konnte mit diesem Individuenanteil als eudominant eingestuft werden. Die Arten *C. inquisitor* (27 Ind., 20%) und *N. biguttatus* (16 Ind., 12%) waren beide dominant vertreten. Die anderen 15 Arten wurden jeweils nur mit einem bis maximal vier Individuen gefangen. Die komplette Auflistung findet sich im Anhang.



**Abb.69:** Verteilung der Arten in den einzelnen Stammeklektoren (SE) im Zeitraum vom 19.05.2005 bis 22.09.2005

Im 2. Untersuchungszeitraum wurden 107 Individuen und 16 Arten dokumentiert (25 Probenahmen, 380 Fangtage). Diese Ergebnisse weisen einen Rückgang von mehr als 30% an gefangenen Individuen und einen Rückgang von mehr als 20% an gefangenen Arten im Vergleich zum Vorjahr auf. Wie bereits im Vorjahr war die Art *L. assimilis* die deutlich dominierende. Sie konnte mit einem Anstieg von 13% im Vergleich zum Vorjahr dokumentiert werden, wohingegen die Art *C. inquisitor* nur mit zwei Individuen vertreten war, was einen Rückgang von mehr als 90% ausmachte. Die restlichen Arten konnten nur mit je 1-2 Individuen gefangen werden.

Im letzten Untersuchungsjahr von Mai 2007 bis Mai 2008 konnten insgesamt 21 Individuen aus 5 Arten ermittelt werden (25 Probenahmen, 332 Fangtage).

Dieses Ergebnis bedeutet einen Rückgang von 80% an gefangenen Individuen und 65% an gefangenen Arten, im Vergleich zum letzten Untersuchungsjahr. Wie in den beiden Jahren zuvor, war *L. assimilis* wieder die deutlich dominierende Art in den Stammeklektoren, jedoch auch hier konnte ein Rückgang von etwa 80% dokumentiert werden. Die Art *C. inquisitor* konnte in diesem Untersuchungsjahr gar nicht mehr erfasst werden.

Vergleicht man die Ergebnisse der Stammeklektoren der drei Jahre miteinander, so zeigt sich ein deutlicher Rückgang sowohl der Arten als auch der Individuen in jedem Jahr. Diese Daten sind in Tabelle 23 aufgelistet.

**Tabelle 23:** Vergleich der Anzahl der gefangenen Arten und Individuen in den drei Untersuchungsjahren; Berechnung auf Anzahl pro Tag

	2005/2006	2006/2007	Veränderungen zu 2005/2006	2007/2008	Veränderungen zu 2006/2007
Individuen	0,420	0,282	-33%	0,063	-80%
Arten	0,057	0,042	-25%	0,015	-65%

Es konnten nur wenige aboricole Arten ermittelt werden. Dazu gehörten unter anderem die Arten *Dromius agilis* und *Dromius quadrimaculatus* wie auch *Calosoma inquisitor*. Bis auf letztere wurden beide nur mit einem Individuum erfasst. *L. assimilis*, die häufigste Art, gehört zu den waldbewohnenden Arten und wird zudem als guter Kletterer beschrieben (WACHMANN et al. 1995).

Im ersten Untersuchungsjahr konnte aufgrund einer kleinen Teilüberflutung im Auwald, vor allem der Senken, ein kurzfristiger Anstieg der Fangzahlen in den Stammeklektoren beobachtet werden. Vor allem am Stammeklektor 4 konnte in mehreren Fangzeiträumen zwischen 02.06. bis 30.06. eine erhöhte Fängigkeit gemessen werden.

Diese ging aber nach der Überflutung wieder deutlich zurück. Im Juni 2005 konnten in diesem Zeitraum insgesamt mehr als 60% der Gesamtindividuen des kompletten ersten Untersuchungsjahres erfasst werden.

## 3.2 Ergebnisse der Untersuchungen im Polder Ingelheim

### 3.2.1 Ergebnisse 1. Untersuchungsjahr Januar 2007- Dezember 2007

Im Untersuchungszeitraum 2007 wurden insgesamt 8333 Individuen (276 Fangtage, 21 Probenahmen) aus 72 Arten gefangen. Im März/April fand eine Überflutung des gesamten Gebietes statt, was eine Datensammlung in diesem Zeitraum verhinderte.

Die gefundenen Arten und Individuen wurden anhand ihrer Häufigkeiten in verschiedene Dominanzklassen unterteilt. In Tabelle 24 finden sich die Arten mit Angabe ihres prozentualen Individuenanteils. Diese Daten sind in Abbildung 70 in einer Dominanzpyramide grafisch dargestellt.

**Tabelle 24:** Auflistung der Dominanzklassen mit Angabe des prozentualen Individuenanteils; Untersuchungsjahr 2007

Dominanzklassen	Arten (mit Angabe des prozentualen Individuenanteils)
eudominant ( $\geq 32,0 - 100$ %)	--
dominant ( $\geq 10,0 - 31,9$ %)	Harpalus rufipes (ca. 26%) Pterostichus melanarius (12%)
subdominant ( $\geq 3,2 - 10,0$ %)	Poecilus cupreus (8%) Amara eurynota (7%) Bembidion quadrimaculatum (5%) Harpalus affinis (5%) Nebria brevicollis (ca. 5%) Amara bifrons (ca. 4%)
rezedent ( $\geq 1,0 - 3,19$ %)	11 Arten (18%)
subrezedent ( $\geq 0,32 - 0,99$ %)	9 Arten (ca.5%)
sporadisch ( $< 0,32$ %)	<b>44</b> Arten (4%)

Insgesamt besitzen die dominanten und subdominanten Arten mehr als 70% des Gesamtindividuenanteils. Der Anteil der sporadischen Arten ist gering (4%), jedoch zeigt der hohe Artanteil eine große Diversität in diesem Naturschutzgebiet.

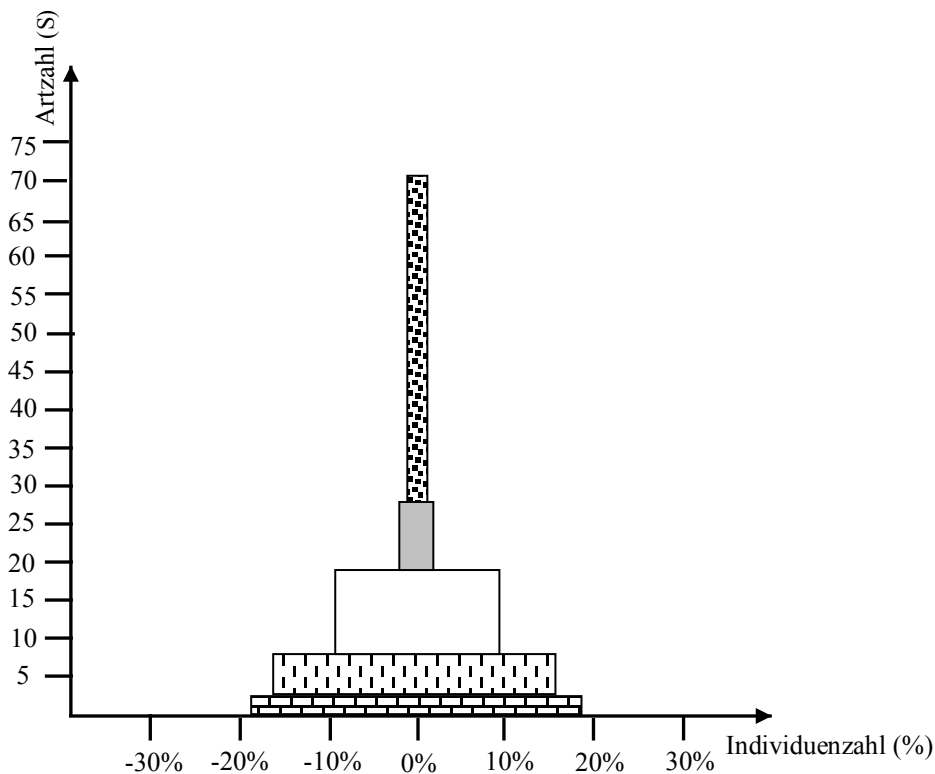


Abb.70: Dominanzpyramide der gefundenen Arten im Untersuchungsjahr 2007; Angabe in Prozent

In Abbildung 71 sind die dominanten und subdominanten Arten aufgelistet. Sie stellen mehr als 70% aller erfassten Individuen im Jahr 2007.

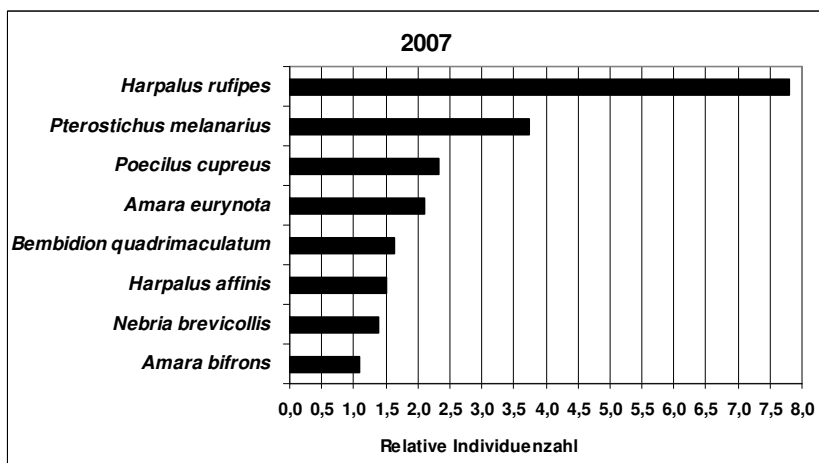
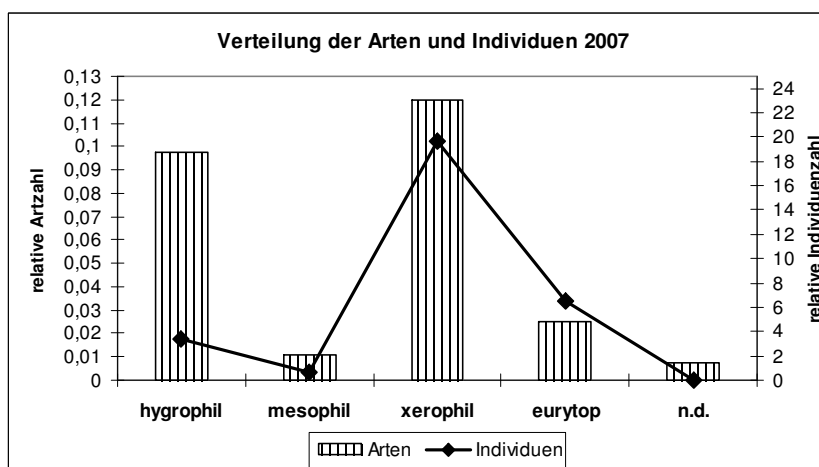


Abb.71: Individuenzahl/Tag der dominanten und subdominanten Arten; Untersuchungsjahr 2007

Wiederum fand eine Einteilung der gefundenen Arten anhand ihrer ökologischen Präferenzen in die bekannten Kategorien (hygrophil, mesophil, xerophil) statt. Laut Literatur wurden einige Arten als „eurytop“ klassifiziert. Bei dieser Auswertung ergaben sich folgende Resultate:

27 Arten gehören in die Kategorie „hygrophil“ (920 Individuen, 11%) und drei konnten als „mesophil“ klassifiziert werden (190 Ind., 2%). Den Hauptanteil der Arten (33) und Individuen (5415 Ind., 65%) stellen die xerophilen Arten. Sieben Arten gehörten der Kategorie „eurytop“ an (1806 Ind., 22%) und bei zweien konnte auch mit Hilfe der Literatur keine eindeutige Zuordnung erfolgen (*C. ulrichii*, *S. vivalis*). Sie besitzen jedoch nur einen prozentualen Gesamtindividuenanteil von 0,02%. In Abbildung 72 sind die Arten und Individuen der einzelnen Kategorien nochmals grafisch abgebildet.



**Abb.72:** Vergleich der Art- und Individuenzahlen/Tag innerhalb der einzelnen ökologischen Gruppen; Untersuchungsjahr 2007; n.d. = nicht definiert

Es zeigt sich eine leichte Dominanz der xerophilen Arten (33) gegenüber den hygrophilen Arten (27), doch ein Blick auf die relativen Individuenzahlen unterstreicht die Dominanz der xerophilen deutlich. Die dominante Art *H. rufipes* (2154 Ind., 26%) und vier der subdominanten Arten (*A. bifrons*, *A. eurynota*, *H. affinis*, *P. cupreus*) gehören dieser Kategorie an. Die dominante Art *Pt. melanarius* und die subdominante Art *B. quadrimaculatum* werden in der Literatur als eurytop eingestuft, also ohne eindeutige Präferenz.

Wenn man die Arten anhand ihrer Entwicklungszyklen einteilt, setzt sich dies wie folgt zusammen: Arten, welche im Frühjahr brüten, dominieren deutlich vor den herbstbrütenden Arten (38:14). Arten, welche sowohl im Frühjahr als auch im Herbst brüten, kommen nur in geringer Anzahl vor (5), jedoch besitzen sie die höchste Individuenzahl in dieser Kategorie (45%). Bei insgesamt 15 Arten konnte in der Literatur keine Aussagen über ihr Entwicklungsverhalten gefunden werden, jedoch besitzen diese nur einen geringen Anteil an der gesamten Individuenzahl (5%).

Die frühjahrsbrütenden Arten stellen knapp 33%, die herbstbrütenden Arten etwas mehr als 17% des Gesamtindividuenanteils.

Im gesamten Untersuchungsgebiet konnten in diesem Jahr nur zwei stenotope Arten ermittelt werden: Die stenotop-hygrophile Waldart *A. lugens* (5 Ind.) und die stenotope Offenlandart *B. unipustulatus* (14 Ind.). Beide Arten wurden jedoch nur sporadisch nachgewiesen.

Um eine mögliche Zonierung innerhalb des Gebietes zu erkennen wurden die 18 Bodenfallen zu sechs Standorte á drei Fallen zusammengefasst (S1-S6). Diese Standorte finden sich an unterschiedlichen Stellen im Polder (s. Material und Methoden) und besitzen unterschiedliche Vegetationsformen und -höhen (siehe Ruderalfläche, Brachlandzonen mit unterschiedlich starkem Bewuchs). In Tabelle 25 sind die Anzahl der gefangenen Arten und Individuen sowie der relative Anteil der Arten und Individuen pro Fangtag und die Hauptarten an diesen Standorten aufgelistet. Die meisten Arten (54) sowie Individuen (2181, 26%) konnten am Standort 3 gefangen werden, die wenigsten Arten (je 40) am Standort 5 und 6, die wenigsten Individuen (515, ca. 6%) am Standort 5.

**Tabelle 25:** Auflistung der gefangenen Arten und Individuenzahlen der einzelnen Standort; Umrechnung auf Art- und Individuenzahl/Tag; Untersuchungsjahr 2007

	<b>Standort 1</b> (F 1-3)	<b>Standort 2</b> (F 4-6)	<b>Standort 3</b> (F7-9)	<b>Standort 4</b> (F 10-12)	<b>Standort 5</b> (F 13-15)	<b>Standort 6</b> (F 16-18)
Fangtage	276	276	276	262	262	247
Arten absolut (Arten/Tag)	46 (0,17)	45 (0,16)	<b>54</b> (0,19)	53 (0,2)	40 (0,15)	40 (0,16)
Ind. absolut (Ind./Tag)	1248 (4,7)	1358 (4,9)	2181 (7,9)	<b>2373</b> (9)	515 (1,97)	622 (2,5)

Abbildung 73 stellt die Anzahl der gefangenen Arten und Individuen an den einzelnen Standorten mit Berechnung auf die unterschiedliche Anzahl an Fangtagen dar. Hier kann man deutlich erkennen, dass die meisten Arten und Individuen an den Standorten 3 und 4 gefangen wurden.

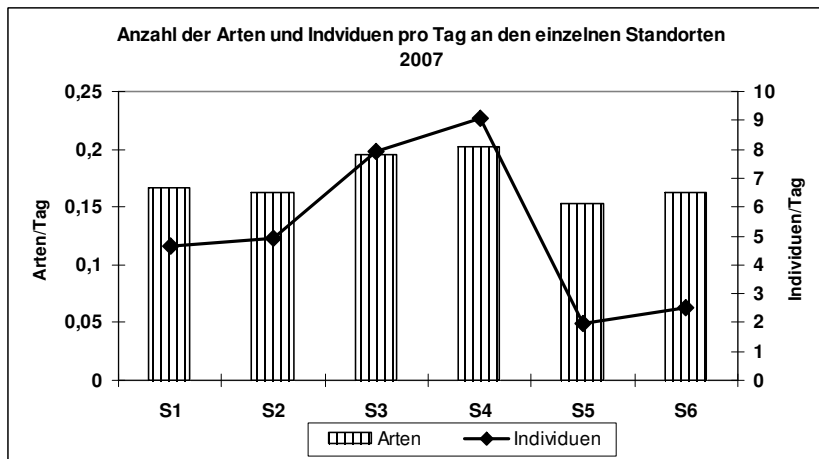


Abb.73: Vergleich der Art- und Individuenzahlen/Tag an den einzelnen Standorten; Untersuchungsjahr 2007

In Abbildung 74 findet sich die Einteilung der Individuen anhand ihrer ökologischen Präferenzen wieder. Die meisten xerophilen Individuen wurden an den Standorten 3 und 4 gefangen, doch dominieren diese an allen Standorten, außer an Standort 6. Weiterhin sieht man, dass die meisten hygrophilen Individuen an den Standorten 5 und 6, vor allem aber am Standort 6, erfasst wurden. Standort 3 war der mit der geringsten Überflutungswahrscheinlichkeit, Standort 6 der mit der höchsten.

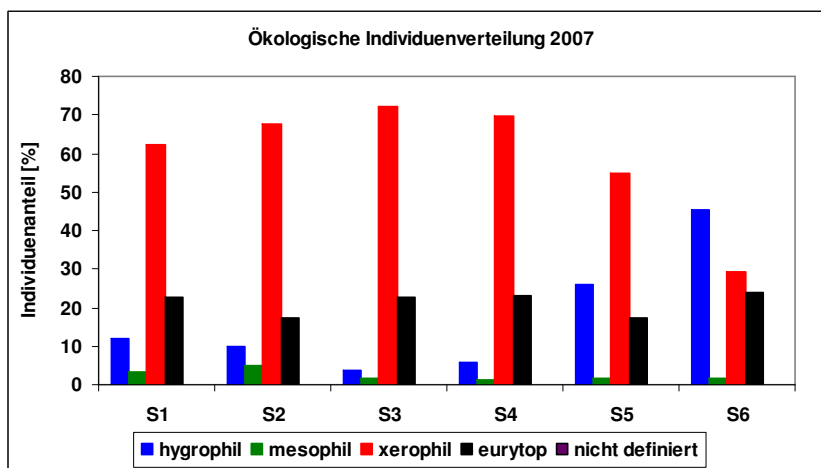
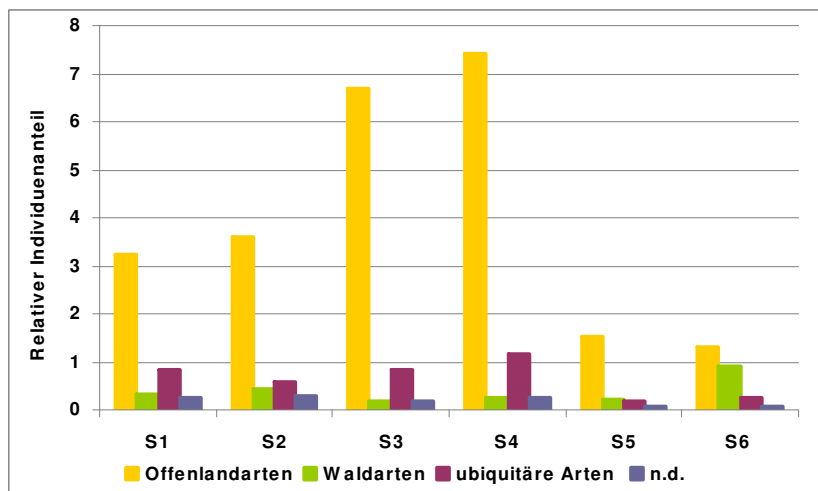


Abb.74: Verteilung der Individuen anhand ihrer ökologischen Präferenzen im Untersuchungsjahr 2007, Angabe bezogen auf die Gesamtindividuenzahl/Tag, n.d.= nicht definiert

Wie auch im Auwald, erfolgte eine Zuordnung der Arten anhand ihrer Schwerpunktverkommen (Wald, Offenland, ubiquitär). Arten ohne eindeutige Zuordnung wurden in der Kategorie „n.d. (nicht definiert)“ zusammengefasst. Mit Hilfe der Literatur ergaben sich folgende Einteilungen:

52 Offenlandarten (6398 Ind., 77%), 13 Waldarten (607 Ind., 7%), eine ubiquitäre Art (1032 Ind., 12%) und sechs Arten ohne eindeutige Schwerpunktorkommen (296 Ind., 4%). Bis auf die subdominante Art *N. brevicollis*, welche zu den Waldarten gehört und die dominante Art *Pt. melanarius*, welche als ubiquitär gilt, gehören alle dominanten und subdominanten Arten zu den Offenlandarten. Diese dominieren sowohl in der Art- als auch in der Individuenzahl. Vor allem am Standort 4 konnten die meisten Offenlandarten dokumentiert werden, am Standort 6 die wenigsten. Hier überwiegen deutlich die (hygrophilen) Waldarten. Die Ergebnisse sind in Abbildung 75 dargestellt.



**Abb.75:** Vergleich der Individuenzahlen/Tag in Bezug auf ihre Schwerpunktorkommen an den Standorten S1-S6, Untersuchungszeitraum 2007, n.d.= nicht definiert

Wiederum erfolgte die Berechnung der Ähnlichkeit der Laufkäferfauna an den einzelnen Standorten. Dazu erfolgte eine Berechnung mit den Similaritäts-Indices (JACCARD-Index, RENKON'sche Zahl, WAINSTEIN). Die Ergebnisse lassen sich aus Tabelle 26 ablesen.

**Tabelle 26:** Berechnung der Ähnlichkeit nach Wainstein der einzelnen Standorte, Untersuchungsjahr 2007

	WAINSTEIN [%]					
	S1	S2	S3	S4	S5	S6
S1	-	57	45	50	32	29
S2	-	-	46	50	34	29
S3	-	-	-	59	36	30
S4	-	-	-	-	37	34
S5	-	-	-	-	-	37
S6	-	-	-	-	-	-

Mit Hilfe dieser Tabelle lässt sich zeigen, dass die Ähnlichkeit der Laufkäferfauna an den Standorten S1/S2 und S3/S4 mehr als 55% beträgt. Auch die Standorte S1/S4 und S2/S4 besitzen eine Ähnlichkeit von 50%. Alle anderen Standorte unterscheiden sich deutlich voneinander.

### 3.2.2 Ergebnisse 2. Untersuchungsjahr Januar 2008- Dezember 2008

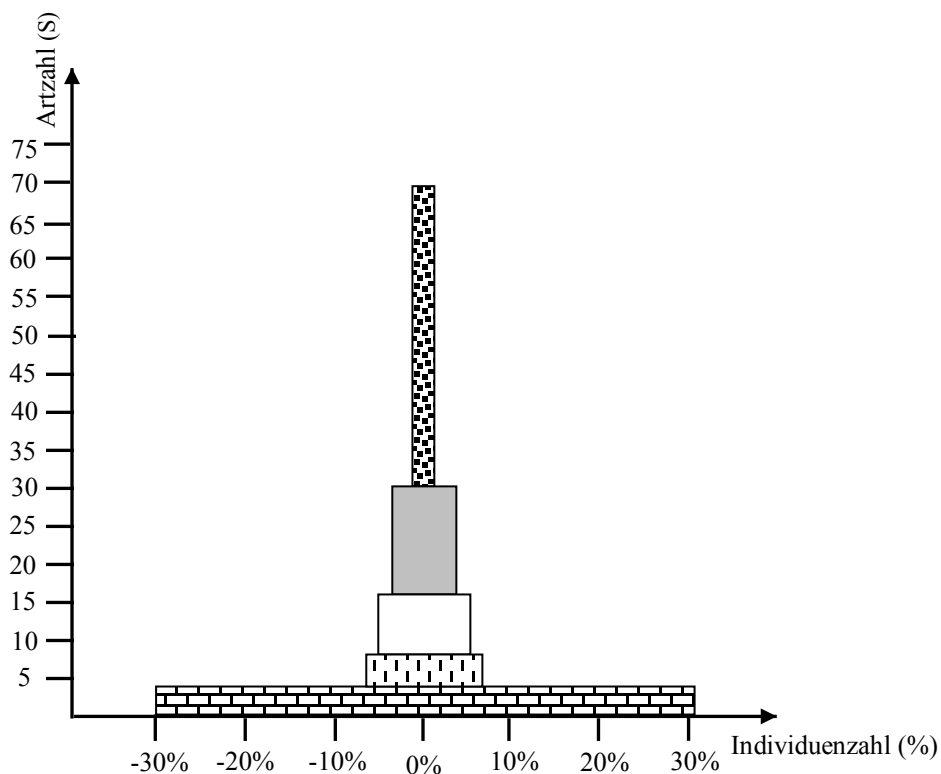
**Tabelle 27:** Auflistung der Dominanzklassen mit Angabe des prozentualen Individuenanteils; Untersuchungsjahr 2008

Dominanzklassen	Arten (mit Angabe des prozentualen Individuenanteils)
eudominant ( $\geq 32,0 - 100$ %)	--
dominant ( $\geq 10,0 - 31,9$ %)	Pterostichus melanarius (18%) Carabus purpurascens (16%) Harpalus rufipes (15%) Poecilus cupreus (12%)
subdominant ( $\geq 3,2 - 10,0$ %)	Bembidion quadrimaculatum (ca. 5%) Amara aulica (ca. 5%) Harpalus affinis (ca. 5%)
rezedent ( $\geq 1,0 - 3,19$ %)	8 Arten (11%)
subrezedent ( $\geq 0,32 - 0,99$ %)	14 Arten (8%)
sporadisch ( $< 0,32$ %)	39 Arten (4%)

2008 wurden insgesamt 4908 Individuen, verteilt auf 68 Arten nachgewiesen (Fangtage 347, 24 Probenahmen). Im Vergleich zum Vorjahr konnte hier ein Rückgang an Arten von knapp 5% und an Individuen von mehr als 60% beobachtet werden.

Zum besseren Vergleich mit den Daten zum Vorjahr wurde in allen Diagrammen der verschiedenen Untersuchungsjahre die gleiche Achsenformatierung verwendet.

Die dominanten Arten *Pt. melanarius* und *H. rufipes* gehörten bereits im Vorjahr zu dieser Klasse, während *P. cupreus* 2007 nur subdominant erfasst wurde. *C. purpurascens* gehörte 2007 noch der Dominanzklasse „rezedent“ an. Im Jahr 2007 wurde sie mit 168 Individuen (=0,61 Ind./Tag) dokumentiert, 2008 mit 798 Individuen (=2,3 Ind./Tag). Dies bedeutet eine Zunahme von fast 300%. Mit Hilfe einer Dominanzpyramide wurden die einzelnen Dominanzklassen in Abbildung 76 nochmals grafisch dargestellt.



**Abb.76:** Dominanzpyramide der gefundenen Arten im Untersuchungsjahr 2008; Angabe in Prozent

Abbildung 77 stellt die gefangenen dominanten und subdominanten Arten, mit Angabe ihres relativen Individuenanteils pro Tag dar. Im Gegensatz zum Vorjahr sind hier die Individuenverhältnisse der dominanten Arten relativ ausgeglichen.

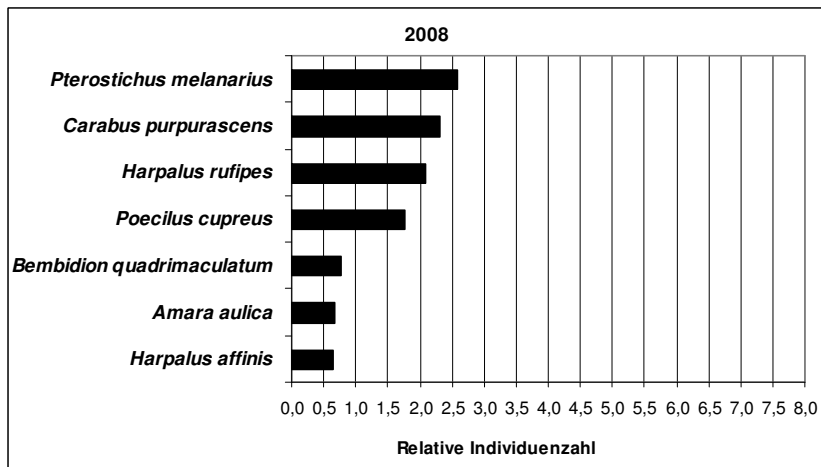


Abb.77: Individuenzahl/Tag der dominanten und subdominanten Arten; Untersuchungsjahr 2008

Betrachtet man die gefangenen Laufkäfer in Bezug auf ihre ökologischen Präferenzen, so zeigt sich eine deutliche Dominanz der xerophilen Arten (33) gegenüber den hygrophilen (22). Dies kann auch mit Hilfe der Individuenverteilung verdeutlicht werden (s. Abb. 78). Jedoch zeigt sich insgesamt ein Rückgang der gefangenen xerophilen Individuen. Wurden 2007 noch ca. 20 Individuen pro Tag gefangen, waren es 2008 nur noch knapp sieben Individuen pro Tag. Dies bedeutet einen Rückgang an xerophilen Individuen von mehr als 100%. Auch bei den hygrophilen Individuen konnte ein Rückgang der Individuenzahl pro Tag aufgezeigt werden (2007: ca. 3/Tag; 2008: ca. 1/Tag). Nur bei den mesophilen Individuen konnte im Vergleich zum Vorjahr ein Anstieg beobachtet werden (2007: 0,7/Tag; 2008: ca. 2/Tag).

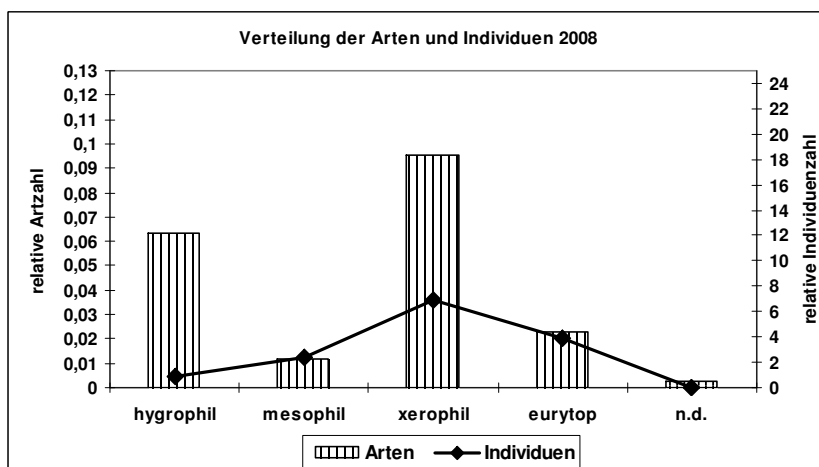


Abb.78: Vergleich der Art- und Individuenzahlen/Tag innerhalb der einzelnen ökologischen Gruppen; Untersuchungsjahr 2008; n.d. = nicht definiert

Das Verhältnis zwischen frühjahrs- und herbstbrütenden Arten ist im Vergleich zum Vorjahr relativ unverändert (36:14). Das Individuenverhältnis ist mit 28% zu 27% fast ausgeglichen. Sieben Arten, welche sowohl einen Entwicklungszyklus im Frühjahr, als auch im Herbst haben, wurden mit mehr als 40% am Gesamtindividuenanteil vermerkt. Bei 11 Arten (5% der Individuen) konnte mit Hilfe der Literatur keine eindeutige Zuordnung getroffen werden.

Die stenotop-hygrophile Auwaldart *A. lugens* konnte in dieser Fangperiode im Polder nicht mehr nachgewiesen werden. Die stenotope Art *B. unipustulatus* wurde hingegen fast unverändert zum Vorjahr mit einer Individuenzahl von 13 Exemplaren und einem prozentualen Individuenanteil von 0,26% erfasst.

Die meisten Individuen wurden in diesem Jahr am Standort 1 (1545 Ind.) gefangen, diese umfassen ca. 30% des Gesamtindividuenanteils. Die drei dominanten Arten (*Pt. melanarius* 25%, *C. purpurascens* 21%, *P. cupreus* 19%) konnten am Standort 1 am Individuenreichsten nachgewiesen werden. Die wenigsten Arten (25) und Individuen (119 Ind., ca. 2%) fanden sich in den Fallen an Standort 5 (s. Tab. 28).

**Tabelle 28:** Auflistung der gefangenen Arten und Individuenzahlen der einzelnen Standort; Umrechnung auf Art- und Individuenzahl/Tag; Untersuchungsjahr 2008

	<b>Standort 1</b> (F 1-3)	<b>Standort 2</b> (F 4-6)	<b>Standort 3</b> (F7-9)	<b>Standort 4</b> (F 10-12)	<b>Standort 5</b> (F 13-15)	<b>Standort 6</b> (F 16-18)
Fangtage	347	347	347	319	266	286
Arten absolut (Arten/Tag)	50 (0,14)	<b>53</b> (0,15)	45 (0,13)	45 (0,14)	25 (0,09)	38 (0,14)
Ind. absolut (Ind./Tag)	<b>1545</b> (4,45)	871 (2,51)	962 (2,77)	860 (2,69)	119 (0,44)	551 (1,92)

In Abbildung 79 sind die relativen Art- und Individuenzahlen der einzelnen Standorte in einem Diagramm dargestellt. Zur Berechnung der Daten pro Tag wurden die unterschiedlichen Fangtage aus Tabelle 28 als Grundlage genommen, zum besseren Vergleich wurde die Achsenformatierung des Vorjahres übernommen. Hier kann man deutliche Veränderungen zum Vorjahr erkennen. Während 2007 noch die meisten Individuen an den Standorten 3 und 4 dokumentiert wurden, zeigte sich in diesem Untersuchungsjahr ein deutlicher Rückgang sowohl an gefangenen Arten als auch an

Individuen an allen Standorten. Die meisten Individuen wurden am Standort 1 nachgewiesen (jedoch insgesamt ca. 50% weniger als im Vorjahr).

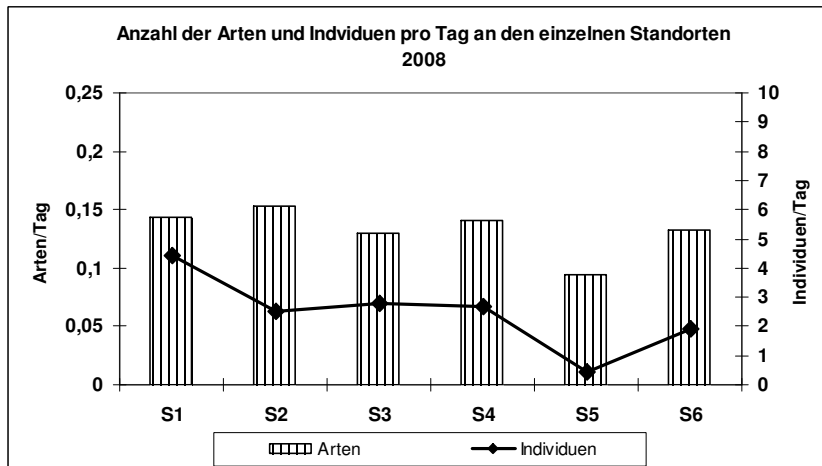


Abb.79: Vergleich der Art- und Individuenzahlen/Tag an den einzelnen Standorten; Untersuchungsjahr 2008

Bei einer Einteilung der Individuen anhand ihrer Präferenzen, konnte ein deutlicher Rückgang der xerophilen Individuen beobachtet werden, während ein deutlicher Anstieg an mesophilen Individuen an den Standorten 1-3 festgestellt wurde. Es kam zwar nur eine mesophile Art hinzu, jedoch wurde ein enormer Anstieg an gefangenen Individuen der mesophilen Art *C. purpurascens* nachgewiesen. Auch bei den hygrophilen Individuen wurde ein Rückgang an Individuenzahlen vermerkt (s. Abb.80).

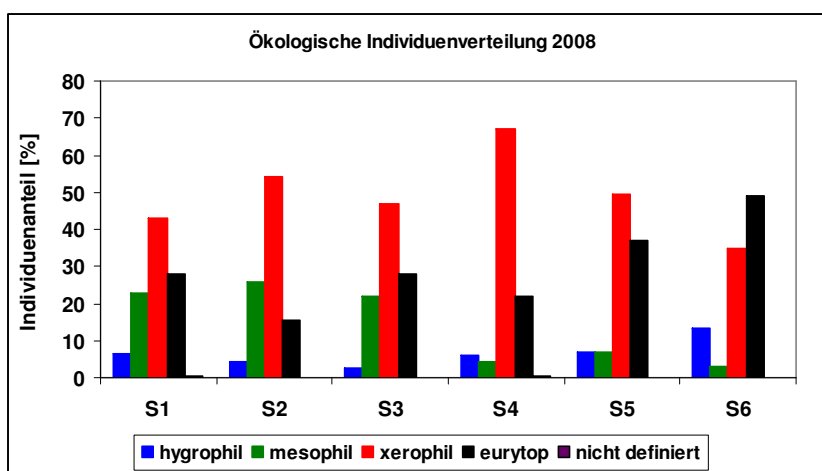
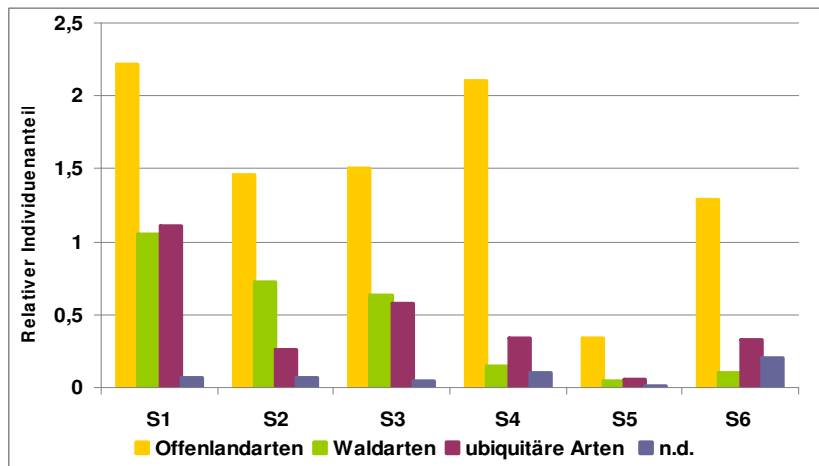


Abb.80: Verteilung der Individuen/Tag an den Standorten S1-S6 anhand ihrer Präferenzen im Untersuchungsjahr 2008, n.d.= nicht definiert

Bei Betrachtung der Arten in Bezug auf ihr Schwerpunktorkommen dominierten 2008 an jedem Standort die Offenlandarten (s. Abb. 81). An Standort S1 konnten von allen Kategorien die meisten Individuen erfasst werden.



**Abb.81:** Vergleich der Individuenzahlen/Tag in Bezug auf ihre Schwerpunktorkommen an den Standorten S1-S6, Untersuchungszeitraum 2008, n.d.= nicht definiert

Um die Ähnlichkeit der einzelnen Standorte miteinander zu vergleichen, wurde anhand der bekannten Indices die Ähnlichkeit nach WAINSTEIN berechnet. Die Ergebnisse sind in Tabelle 29 aufgelistet.

**Tabelle 29:** Berechnung der Ähnlichkeit nach WAINSTEIN der einzelnen Standorte, Untersuchungszeitraum 2008

	WAINSTEIN [%]						
	S1	S2	S3	S4	S5	S6	
S1	-	53	57	31	27	27	
S2	-	-	55	29	26	26	
S3	-	-	-	37	30	27	
S4	-	-	-	-	30	28	
S5	-	-	-	-	-	37	
S6	-	-	-	-	-	-	

Im Vergleich zum Vorjahr zeigte sich ein Rückgang der Ähnlichkeit zwischen den Standorten. Nur die Standorte S1/S2 und S1/S3 und S2/S3 weisen noch eine Ähnlichkeit von mehr als 50% auf.

### 3.2.3 Ergebnisse 3. Untersuchungsjahr Januar 2009- Dezember 2009

2009 konnten insgesamt 2788 Individuen gefangen werden, welche sich auf 69 Arten verteilten (316 Fangtage, 23 Probenahmen). Im Zeitraum zwischen Mitte März und Mitte April waren alle Standorte komplett überflutet, sodass in diesem Zeitraum keine Datensammlung erfolgen konnte.

Die Dominanzverteilung findet sich in Tabelle 30 und ist in Abbildung 82 in Form einer Dominanzpyramide grafisch dargestellt. Es zeigt sich, dass allein schon die dominanten Arten mehr als 50% des Gesamtindividuenanteils besitzen. Wieder konnte eine hohe Anzahl an sporadischen Arten dokumentiert werden, welche aber nur einen geringen Individuenanteil aufweisen.

**Tabelle 30:** Auflistung der Dominanzklassen mit Angabe des prozentualen Individuenanteils; Untersuchungsjahr 2009

<b>Dominanzklassen</b>	<b>Arten (mit Angabe des prozentualen Individuenanteils)</b>
eudominant ( $\geq 32,0 - 100$ %)	--
dominant ( $\geq 10,0 - 31,9$ %)	Poecilus cupreus (15%) Pterostichus melanarius (ca. 13%) Harpalus affinis (13%) Harpalus rufipes (12%)
subdominant ( $\geq 3,2 - 10,0$ %)	Carabus purpurascens (ca. 7%) Amara bifrons (ca. 7%)
rezedent ( $\geq 1,0 - 3,19$ %)	13 Arten (20%)
subrezedent ( $\geq 0,32 - 0,99$ %)	16 Arten (10%)
sporadisch ( $< 0,32$ %)	<b>34</b> Arten (4%)

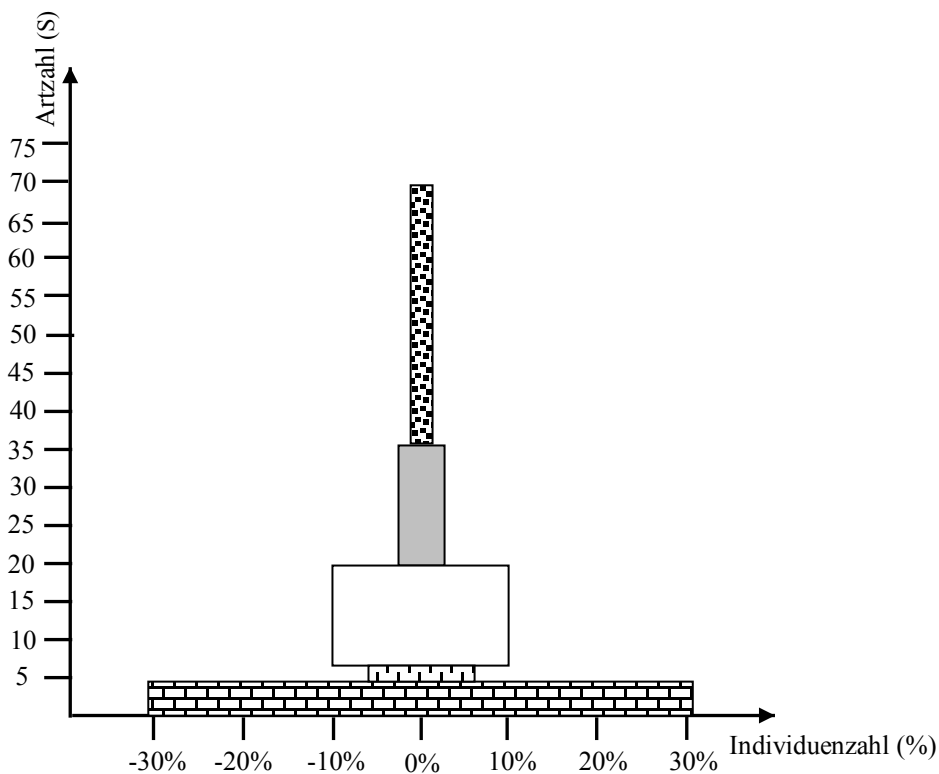


Abb.82: Dominanzpyramide der gefundenen Arten im Untersuchungsjahr 2009; Angabe in Prozent

In Abbildung 83 sind die dominanten und subdominanten Arten mit Angabe ihres Individuenanteils pro Tag, in einem Diagramm abgebildet. Hier zeigt sich, dass die Individuenverteilung der dominanten und subdominanten Arten relativ ausgeglichen ist.

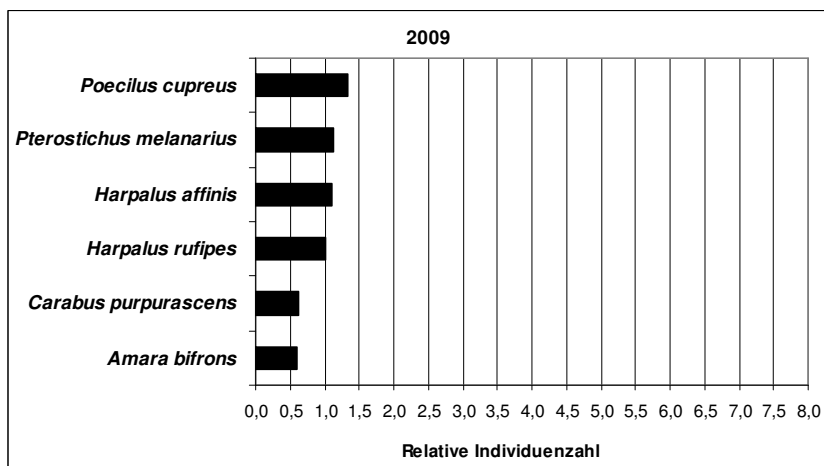
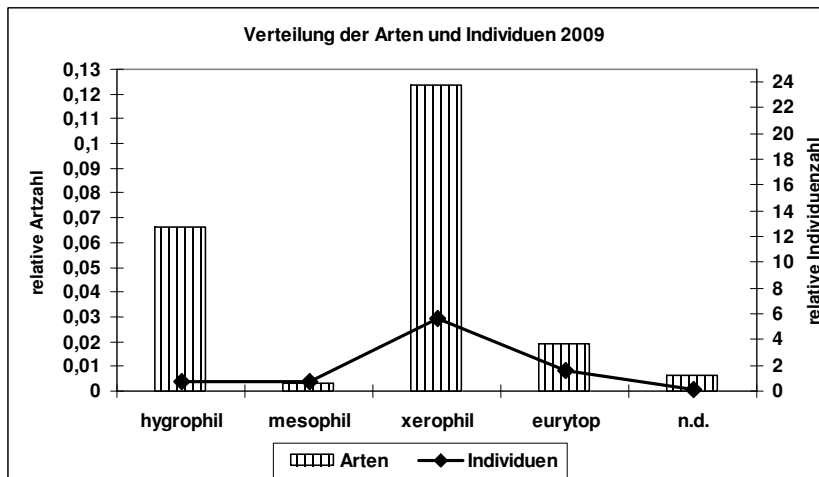


Abb. 83: Individuenzahlen/Tag der dominanten und subdominanten Arten; Untersuchungsjahr 2009

Des Weiteren fand eine Einteilung der gefundenen Arten anhand ihrer ökologischen Vorlieben in Bezug auf Feuchtigkeit statt. In Abbildung 84 ist die Verteilung der Arten und Individuen in den einzelnen Kategorien grafisch dargestellt.



**Abb.84:** Vergleich der Art- und Individuenzahlen/Tag innerhalb der einzelnen ökologischen Gruppen; Untersuchungsjahr 2009; n.d. = nicht definiert

Wie auch in den Vorjahren, zeigt sich die deutliche Dominanz der xerophilen Arten (38) gegenüber allen anderen Kategorien (h=20, m=2, e=7, n.d.=2). Sie stellen insgesamt mehr als 60% aller gefangenen Individuen. Trotzdem kann man einen deutlichen Rückgang an gefangenen Individuen erkennen. Die nicht definierten Arten *Amara montivaga* (1 Ind.) *H. luteicornis* (27 Individuen) besitzen jedoch nur ca. 1% am Gesamtindividuenanteil.

Die frühjahrsbrütenden Arten (38; 1269 Ind., ca. 46%) dominieren gegenüber den Arten, welche ihren Entwicklungszyklus im Herbst haben (14; 494 Ind., 18%). Sechs Arten können sowohl im Frühjahr, als auch im Herbst brüten (846 Ind., 30%). Ihre Individuenzahl ist fast doppelt so groß wie die der herbstbrütenden Arten. Bei 11 Arten (179 Ind., ca. 6%) konnte auch mit Hilfe der Literatur kein eindeutiger Zeitraum ihres Entwicklungszyklusses ermittelt werden.

In diesem Untersuchungsjahr konnten zwei hygrophile, stenotope Offenlandarten erfasst werden. Dabei handelte es sich, wie im Vorjahr, um die Art *B. unipustulatus* und um die Art *Oodes helopioides*. Beide Spezies konnten jedoch nur sporadisch (2 Ind.)

gefangen werden. Die Art *B. unipustulatus* wurde zwar auch 2008 nur sporadisch nachgewiesen, aber es wurden damals insgesamt 13 Exemplare registriert.

Zur weiteren Bearbeitung wurden die Ergebnisse der einzelnen Standorte zusammengefasst und miteinander verglichen. In Tabelle 31 sind die einzelnen Standorte mit Angabe ihrer Fangtage, ihrer gefangenen Arten und Individuen sowie die Umrechnung auf die Art- und Individuenzahlen pro Tag aufgelistet. Weiterhin finden sich in dieser Tabelle die jeweils häufigsten Arten der einzelnen Standorte mit Angabe ihres prozentualen Individuenanteils.

**Tabelle 31:** Auflistung der gefangenen Arten und Individuenzahlen der einzelnen Standort; Umrechnung auf Art- und Individuenzahl/Tag; Auflistung der dominantesten Arten, Untersuchungsjahr 2009

	<b>Standort 1</b> (F 1-3)	<b>Standort 2</b> (F 4-6)	<b>Standort 3</b> (F7-9)	<b>Standort 4</b> (F 10-12)	<b>Standort 5</b> (F 13-15)	<b>Standort 6</b> (F 16-18)
Fangtage	316	316	301	296	268	296
Arten absolut (Arten/Tag)	33 (0,10)	41 (0,13)	41 (0,14)	<b>43</b> (0,15)	23 (0,09)	34 (0,11)
Ind. absolut (Ind./Tag)	422 (1,34)	434 (1,37)	<b>945</b> (3,14)	552 (1,86)	108 (0,4)	327 (1,1)

In Abbildung 85 findet sich eine Verteilung der erfassten Arten und Individuen an den einzelnen Standorten. In diesem Untersuchungsjahr wurden die meisten Individuen an Standort 3 und die meisten Arten an Standort 4 gefangen. An den Standorten S5 und S6, welche sich in der Kernzone des Polders befinden, konnten wieder die wenigsten dokumentiert werden. Jedoch konnten an Standort 6 in diesem Jahr mehr Arten als am Standort 1 nachgewiesen werden.

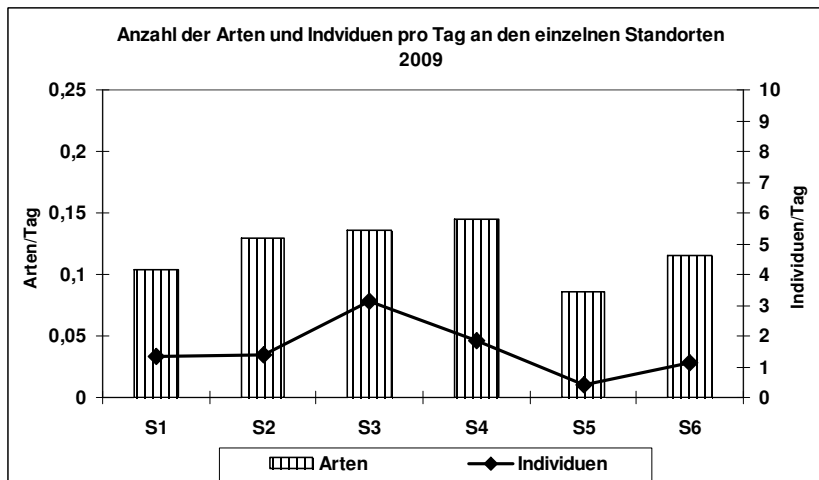


Abb.85: Vergleich der Art- und Individuenzahlen/Tag an den Standorten S1-S6; Untersuchungsjahr 2009

Bei einer Einteilung der Arten anhand ihrer ökologischen Präferenzen zeigte sich deutlich die Dominanz der xerophilen Arten an allen Standorten, jedoch am deutlichsten an den Standorten 3 und 4 (s. Abb.86). In dieser Grafik zeigt sich auch, dass am Standort 6 die meisten hygrophilen Individuen im Vergleich zu allen anderen Standorten gefangen wurden.

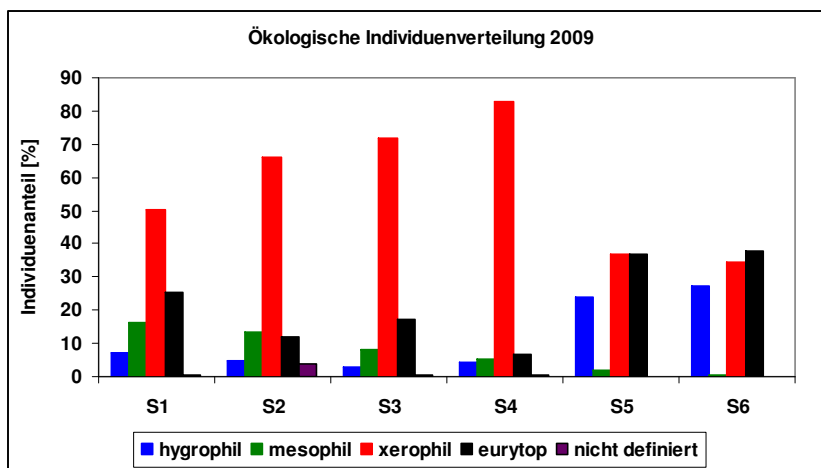
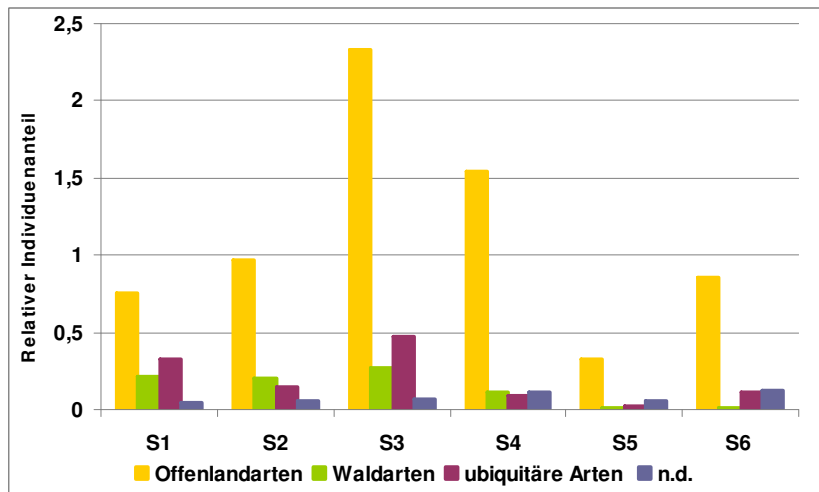


Abb.86: Individuenzahl/Tag an den Standorten S1-S6 anhand ihrer ökologischen Präferenzen im Untersuchungsjahr 2009, n.d.= nicht definiert

Wie in den beiden Vorjahren ergab sich keine wesentliche Veränderung bei Betrachtung der gefundenen Arten in Bezug auf ihre Schwerpunktverkommen (s. Abb.87). Die Offenlandarten (53 Arten, 73% der Individuen) dominieren in diesem Jahr sowohl in Bezug auf ihre Art- als auch Individuenzahl. Sie dominieren deutlich an allen Standorten.

Die höchste Anzahl an gefangenen Offenlandarten fand sich am Standort 3, die geringste am Standort 5. Im Vergleich zum Vorjahr kann der Rückgang der erfassten mesophilen und hygrophilen Individuen aus der Grafik abgelesen werden.



**Abb.87:** Vergleich der Individuenzahlen/Tag in Bezug auf ihre Schwerpunktvorkommen an den Standorten S1-S6, Untersuchungszeitraum 2009, n.d.= nicht definiert

Bei einer Berechnung der Ähnlichkeit mit Hilfe der einzelnen Indices zeigte sich in diesem Jahr keine Übereinstimmung von mehr als 50% wie in den beiden Vorjahren. Die Ähnlichkeit nach Wainstein war sehr gering. Somit unterschieden sich die einzelnen Standorte sehr stark voneinander in Bezug auf die gefangenen Arten und Individuen.

**Tabelle 32:** Berechnung der Ähnlichkeit nach Wainstein der einzelnen Standorte, Untersuchungsjahr 2009

	WAINSTEIN [%]						
	S1	S2	S3	S4	S5	S6	
S1	-	27	31	21	13	18	
S2	-	-	30	29	9	29	
S3	-	-	-	30	10	14	
S4	-	-	-	-	11	15	
S5	-	-	-	-	-	29	
S6	-	-	-	-	-	-	

### 3.2.4 Vergleich der Ergebnisse 2007-2009

Die Untersuchungsergebnisse der drei Fangjahre wurden zum Vergleich auf die Art- und Individuenzahl pro Tag umgerechnet, da in jedem Jahr kleinere Überflutungen an den einzelnen Standorten vorkamen.

Vergleicht man die Ergebnisse aller drei Untersuchungsjahre miteinander, so zeigte sich ein deutlicher Rückgang der Individuenzahlen von Jahr zu Jahr (s. Tabelle 33), während die Anzahl der Arten nur sehr gering schwankte. Des Weiteren zeigte sich, dass in keinem der Untersuchungsjahre eine eudominante Art ermittelt werden konnte.

**Tabelle 33:** Vergleich der Art- und Individuenzahlen 2007-2009; Auflistung der Dominanzklassen der einzelnen Untersuchungsjahre mit Angabe ihres relativen Individuenanteils in Prozent

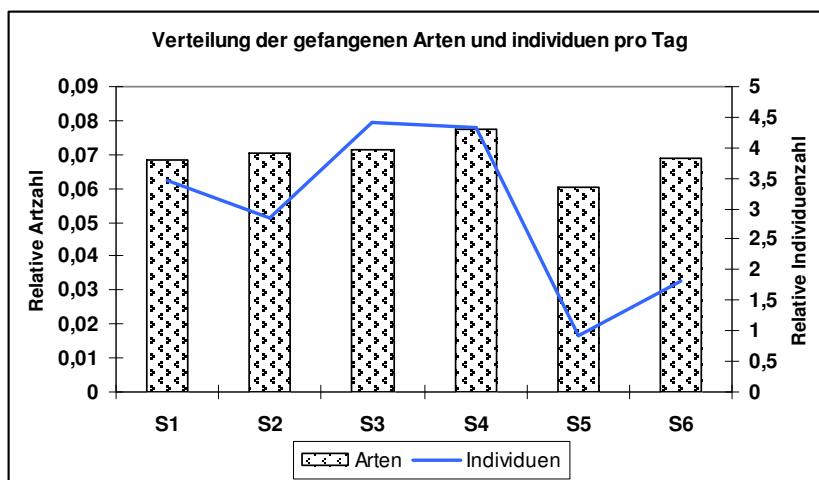
	Fangzeitraum 2007		Fangzeitraum 2008			Fangzeitraum 2009		
	Absolut	pro Tag	Absolut	pro Tag	Zum Vorjahr	Absolut	pro Tag	Zum Vorjahr
Artzahl	<b>72</b>	0,27	<b>68</b>	0,21	- 0,005%	<b>69</b>	0,23	+ 0,005%
Individuenzahl	<b>8333</b>	31,3	<b>4908</b>	15,4	- 95%	<b>2788</b>	9,35	- 98 %
	Arten	Dominanzanteil	Arten	Dominanzanteil		Arten	Dominanzanteil	
<b>Eudominant</b>	-	-	-	-		-	-	
<b>Dominant</b>	2	38%	4	62%		4	52%	
<b>Subdominant</b>	6	33%	3	15%		2	14%	
<b>Rezedent</b>	11	20%	8	11%		13	20%	
<b>Subrezedent</b>	9	4%	14	8%		16	10%	
<b>Sporadisch</b>	44	4%	39	4%		34	4%	

Zwei Arten (*H. rufipes*, *Pt. melanarius*) konnten in allen Fangzeiträumen als dominant klassifiziert werden. Ansonsten waren die restlichen dominanten und subdominanten Arten in jedem Jahr Schwankungen unterworfen (s. Tabelle 34). Bei allen dominanten und subdominanten Arten konnte im Gegensatz zu 2007 ein Rückgang der relativen Individuenzahl ermittelt werden, außer bei der Art *Carabus purpurascens*. Diese wies einen starken Anstieg im Vergleich zum Vorjahr auf. Bis auf zwei Arten (*Amara eurynota*, *Harpalus affinis*), welche einen geringen Anstieg ihrer relativen Individuenzahlen zum Jahr 2009 aufwiesen, wurde wiederum ein Rückgang aller anderen Arten nachgewiesen.

**Tabelle 34:** Auflistung der am häufigsten gefangenen Arten der Untersuchungsjahre mit Angabe ihres Dominanzanteils in den jeweilige Jahren und ihrer absoluten, Farbcode: rot = eudominant, grün = dominant, rosa = subdominant, lila = rezedent, blau = subrezedent, gelb = sporadisch

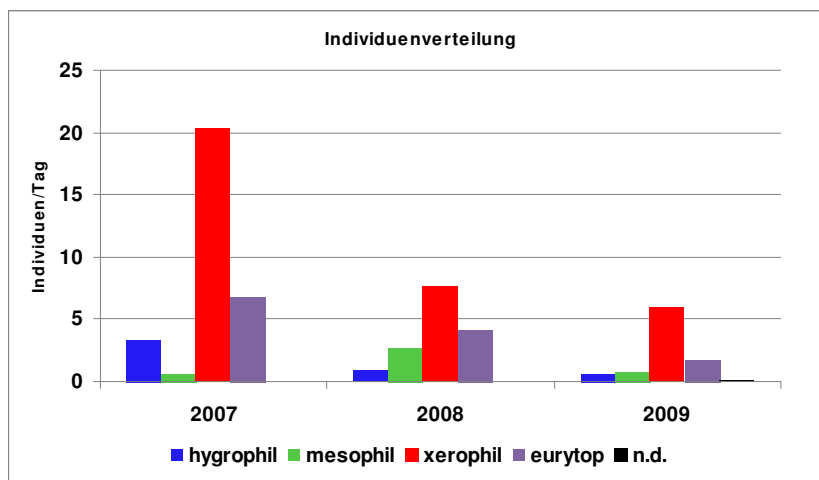
	2007		2008		2009	
	Dominanz	Individuen	Dominanz	Individuen	Dominanz	Individuen
<i>H. rufipes</i>	26%	2154	15%	726	12%	322
<i>Pt. melanarius</i>	12%	1032	18%	894	13%	353
<i>P. cupreus</i>	8%	640	12%	610	15%	424
<i>A. eurynota</i>	7%	578	0,2%	10	1,6%	44
<i>B. quadrimaculatum</i>	5%	449	5%	265	2,5%	70
<i>H. affinis</i>	5%	416	4%	220	13%	349
<i>N. brevicollis</i>	5%	381	0,6%	30	0,18%	5
<i>A. bifrons</i>	6%	302	5%	229	7%	190
<i>C. purpurascens</i>	2%	168	16%	798	7%	199

Abbildung 88 gibt die insgesamt gefangene Art- und Individuenzahl an den einzelnen Standorten wieder. Es lässt sich erkennen, dass die Artzahlen zwischen den Standorten S1-S4 relativ ausgeglichen sind. An den Standorten S5, S6 wurden die wenigsten Arten gefangen. Bei den Individuenzahlen sieht man einen deutlichen Einbruch der Fängigkeit am Standort 5 und 6. Hier wurden jeweils die wenigsten Individuen erfasst.



**Abb.88:** Verteilung der Art- und Individuenzahlen/Tag an den Standorten S1-S6, 2007-2009

Bei einem Vergleich der einzelnen Präferenzkategorien, welche in Abbildung 89 für die Untersuchungsjahre dargestellt sind, zeigt sich ein radikaler Einbruch an xerophilen Individuen von 2007 zu 2008. Des Weiteren zeigt sich auch ein Rückgang an hygrophilen und eurytopen Individuen. Nur bei den mesophilen Arten konnte 2008 ein Anstieg beobachtet werden. Deutlich ist jedoch insgesamt der Rückgang an gefangenen Individuen von 2007 bis 2009.



**Abb.89:** Einteilung der gefangenen Individuen/Tag anhand ihrer ökologischen Präferenzen; 2007-2009

Es wurde auch die Ähnlichkeit der Standorte in Bezug auf den kompletten Untersuchungszeitraum berechnet. Hier zeigt sich eine hohe Ähnlichkeit der Standorte S1/S2, S1/S3 und S3/S4 von mehr als 50%. Dies zeigt, dass sich die Laufkäferfauna der Randbereiche (wenig Überflutung) deutlich von der Kernzone (häufig überflutet) unterscheiden.

**Tabelle 35:** Berechnung der Ähnlichkeit nach WAINSTEIN der einzelnen Standorte, Untersuchungsjahre 2007-2009

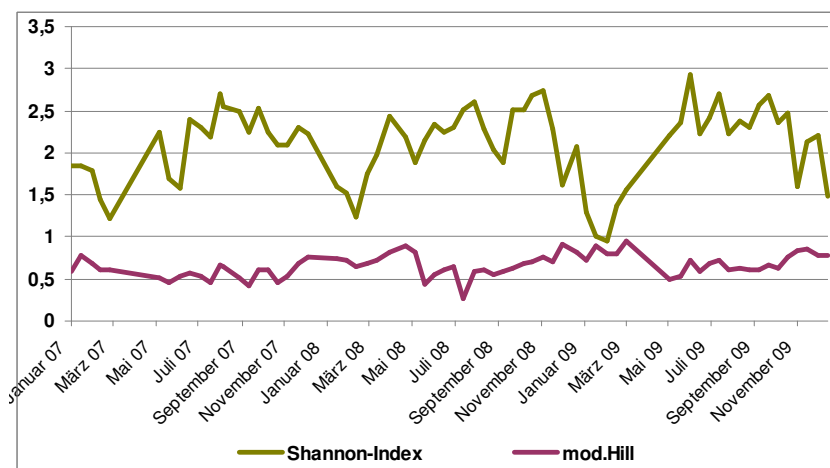
	WAINSTEIN [%]					
	S1	S2	S3	S4	S5	S6
S1	-	61	51	41	28	34
S2	-	-	57	48	37	31
S3	-	-	-	53	34	31
S4	-	-	-	-	37	34
S5	-	-	-	-	-	41
S6	-	-	-	-	-	-

Für die ermittelten Arten und Individuen des Polders 2007-2009 wurde die maximal mögliche Diversität errechnet. Eine Beschreibung der Diversität wurde mit Hilfe des SHANNON-Index und des SIMPSON-Index vorgenommen. Ebenfalls erfolgte eine Berechnung der Evenness mit dem PIELOU-Index und dem „mod. HILL-Verhältnis“. Die errechneten Indices der einzelnen Fallengänge finden sich im Anhang.

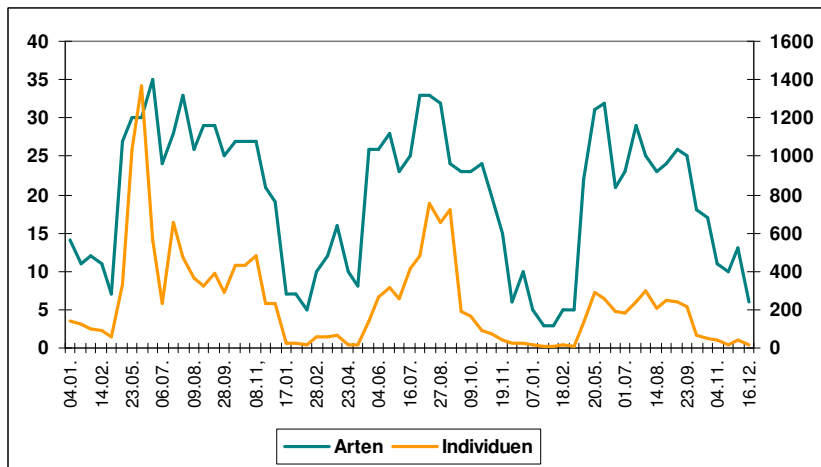
**Tabelle 36:** Vergleich der Diversität und der Evenness mit Hilfe verschiedener Indices in den drei Untersuchungsjahren

	Diversität			Evenness	
	Max. Diversität ln(S)	SHANNON- Index	SIMPSON- Index	PIELOU- Index	Mod. HILL- Verhältnis
<b>2007</b>	<b>4,276</b>	2,854	0,105	0,667	0,516
<b>2008</b>	4,219	2,767	0,106	0,655	0,564
<b>2009</b>	4,234	3,02	0,082	0,713	<b>0,574</b>

Mit Hilfe des Liniendiagramms aus Abbildung 90 zeigt sich, dass die Diversität bis auf wenige Einbrüche, die sich in der Regel auf die Wintermonate oder die Überflutungen des Polders beziehen, immer relativ hoch ist. Im Verhältnis dazu ist die Evenness jedoch eher niedrig und steht somit für eine geringe Gleichverteilung der einzelnen Individuen auf die gefundenen Arten.



**Abb.90:** Vergleich des SHANNON-Index und dem mod. HILL-Verhältnis über den gesamten Fangzeitraum 2007-2009

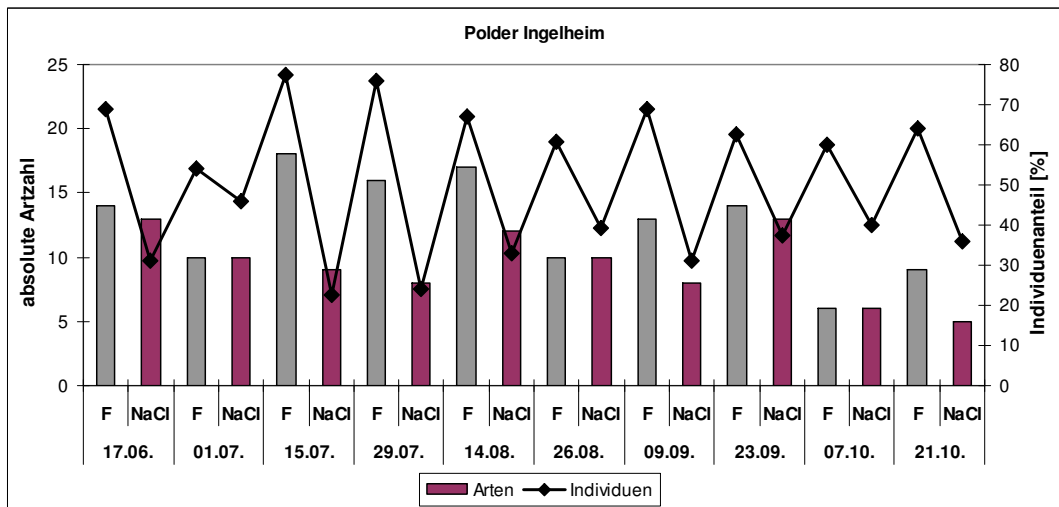


**Abb.91:** Vergleich der absoluten Art- und Individuenzahlen des gesamten Untersuchungszeitraum 2007-2009

Bei einem Vergleich der beiden Liniendiagramme Abb. 90 und Abb. 91 zeigt sich deutlich die Abhängigkeit des SHANNON-Index von der Anzahl an gefangenen Arten. Ein Einbruch der Artfangzahlen, zieht auch einen Einbruch des SHANNON-Index nach sich.

### 3.2.5 Ergebnisse der Bodenfallen (Standort Mitte) mit unterschiedlicher Fanglösung

Am Standort Mitte (Kernzone des Polders, nahe S6) wurden im Zeitraum von Juni bis Oktober 2009 (140 Fangtage, 10 Fallengänge) 44 Laufkäferarten mit 762 Individuen ermittelt. In den Bodenfallen, welche Formalin (F) als Fangflüssigkeit enthielten, konnten 506 Individuen aus 38 Arten dokumentiert werden. In den Bodenfallen mit Kochsalzlösung (NaCl) wurden in diesem Zeitraum 256 Individuen aus 29 Arten gefangen. Dies bedeutet, dass in den „Formalin-Fallen“ mehr als 65% aller Individuen gefangen wurden. Die ausführliche Tabelle mit Auflistung der Arten findet sich im Anhang.



**Abb.92:** Auflistung der einzelnen Probenahmen mit Angabe des prozentualen Individuenanteils und Angabe der absoluten Artzahl der einzelnen Fallen, Untersuchungszeitraum Juni-Oktober 2009

Abbildung 92 zeigt die Termine der Fallengänge sowie die Fangergebnisse beider Fallen über den gesamten Untersuchungszeitraum. Es zeigt sich, dass bei fast jedem Fallengang in den Fallen mit Formalin mehr Arten und Individuen gefangen werden konnten, als in den Fallen mit Kochsalzlösung.

Die Auflistung der Dominanzklassen der gefangenen Arten und Individuen findet sich in folgender Tabelle.

**Tabelle 37:** Vergleich der Dominanzklassen der unterschiedlichen Fallentypen, Juni-Oktober 2009

Dominanzklassen	Formalin	NaCl
eudominant ( $\geq 32,0 - 100\%$ )	-	-
dominant ( $\geq 10,0 - 31,9\%$ )	<i>H. affinis</i> (19%)	<i>B. quadrimaculatum</i> (17%) <i>H. affinis</i> (14%) <i>Pt. melanarius</i> (11%)
subdominant ( $\geq 3,2 - 10,0\%$ )	<i>Bembidion quadrimaculatum</i> (9%) <i>Poecilus cupreus</i> (9%) <i>Harpalus rufipes</i> (ca. 9%) <i>Agonum marginatum</i> (ca. 9%) <i>Nebria salina</i> (8%) <i>Pterostichus melanarius</i> (6%) <i>Amara bifrons</i> (ca. 6%) <i>Bembidion lampros</i> (5%) <i>Bembidion properans</i> (ca. 2%)	<i>Poecilus cupreus</i> (ca. 9%) <i>Amara bifrons</i> (7%) <i>Nebria salina</i> (ca. 7%) <i>Bembidion properans</i> (6%) <i>Harpalus rufipes</i> (5%) <i>Agonum marginatum</i> (5%)
rezedent ( $\geq 1,0 - 3,19\%$ )	7 Arten (12%)	7 Arten (13%)
subrezedent ( $\geq 0,32 - 0,99\%$ )	8 Arten (6%)	13 Arten (6%)
sporadisch ( $< 0,32\%$ )	14 Arten (3%)	-

Vergleicht man die Ergebnisse aus Tabelle 37 miteinander so zeigt sich, dass die Diversität in den Fallen mit Formalin höher ist als in den Fallen mit NaCl, jedoch aufgrund des Fehlens sporadischer Arten in den Fallen mit Kochsalzlösung, hat man hier eine höhere Eveness (Gleichverteilung).

Vergleicht man die gefundenen Arten beider Fallen anhand ihrer ökologischen Präferenz miteinander, zeigt sich in beiden Fallentypen eine Dominanz der xerophilen Arten. In den Fallen mit Formalin waren 50% der gefangenen Arten xerophil, in den Fallen mit NaCl sogar mehr wie 50%.

Um einen aussagekräftigen Vergleich zwischen den beiden Fallentypen zu erhalten, wurde die Similarität mit Hilfe der bekannten Indices berechnet. Dieses Ergebnis findet sich im Anhang. Bei der Berechnung der Ähnlichkeit nach WAINSTEIN konnte nur eine Ähnlichkeit von knapp 40% erreicht werden.

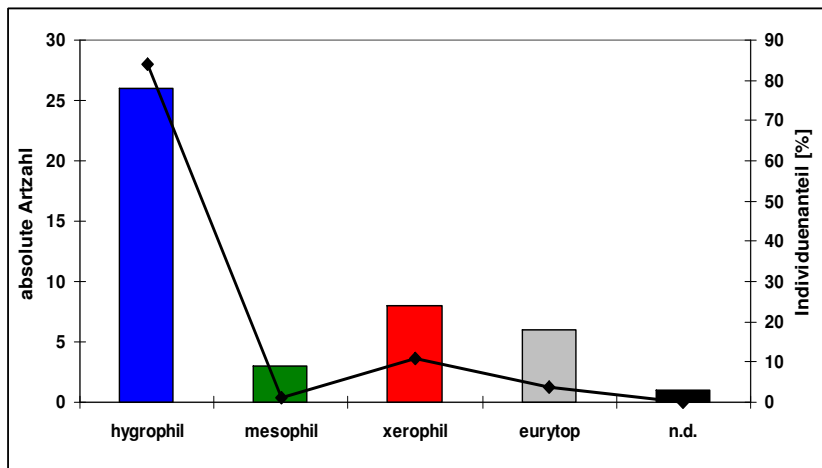
### 3.2.6 Ergebnisse der Bodenfallen am Standort 0

Am Standort 0, auf der Wiese vor der Hauptschleuse, konnten insgesamt 615 Individuen aus 44 Arten dokumentiert werden (10 Fallengänge, 140 Fangtage). Aufgrund des häufig überschwemmten Gebietes, konnten im Durchschnitt nur 3 Fallen (von sechs Fallen) pro Fallengang ausgewertet werden. Die aufgelisteten Arten finden sich im Anhang.

Es erfolgte eine Einteilung der gefangenen Arten und mit Hilfe ihres Individuenanteils in die verschiedenen Dominanzklassen nach ENGELMANN (1978). Keine der gefundenen Arten wurde mit einem Individuenanteil von mehr als 32% erfasst, jedoch konnten vier der gefangenen Arten als dominant klassifiziert werden. Dabei handelt es sich um folgende Arten: *Pt. niger* (95 Ind., 15%), *A. lugens* (89 Ind., 14%), *N. brevicollis* (81 Ind., 13%) und die Art *Chlaenius nigricornis* (78 Ind., 13%). Zusammen stellen diese vier dominanten Arten insgesamt mehr als 55% des gesamten Individuenanteils. Des Weiteren wurden vier subdominante Arten erfasst. In diese Kategorie gehören die Art *Poecilus cupreus* (43 Ind., ca. 7%), *C. arvensis* (23 Ind., ca. 4%), *Pt. anthracinus* (21 Ind., ca. 3%)

und die Art *O. obscurus* (19 Ind., 3%). Die beiden Kategorien besitzen somit mehr als 70% der gesamten gefangenen Individuen.

Bei einer Einteilung der gefundenen Arten anhand ihres präferierten Mikrohabitats, ergaben sich folgende Ergebnisse: 26 hygrophile Arten mit einem Gesamtindividuenanteil von mehr als 80%, drei mesophile Arten (ca. 1%), acht xerophile Arten (knapp 11%), sechs eurytrophe Arten (ca. 4%) und eine Art, welche nicht eindeutig zugeordnet werden konnte (*Pterostichus spec.*), jedoch mit nur einem Individuum. Diese Angaben sind in Abbildung 93 nochmals bildlich dargestellt.



**Abb.93:** Vergleich der absoluten Artzahl und der Individuenzahl in Prozent anhand ihrer ökologischen Präferenzen, Standort 0, Zeitraum Juni-Oktober 2009

Die Abbildung 93 zeigt die enorme Dominanz der hygrophilen Arten an diesem Standort. Einige hygrophile Arten konnten im Polderinneren entweder gar nicht gefangen werden (*C. arvensis*, *E. cupreus*, *L. assimilis*) oder nur mit einer sehr geringen Individuenanzahl (*A. lugens*, *C. nigricornis*, *O. helopioides*, *O. obscurus*, *Pt. niger*). Drei dieser Arten waren am Standort 0 sogar dominant vertreten. Alle xerophilen Arten, welche an diesem Standort nachgewiesen werden konnten, finden sich im Polder selbst mit einer deutlich höheren Individuenanzahl. An diesem Standort zeigt sich deutlich ein Unterschied in der Carabidenfauna, aufgrund der häufigen Überschwemmungen.

### 3.3 Ergebnisse der Untersuchungen im Polder Bürgerweide Worms

#### 3.3.1 Ergebnisse 1. Untersuchungsjahr Juli 2008-Mai 2009

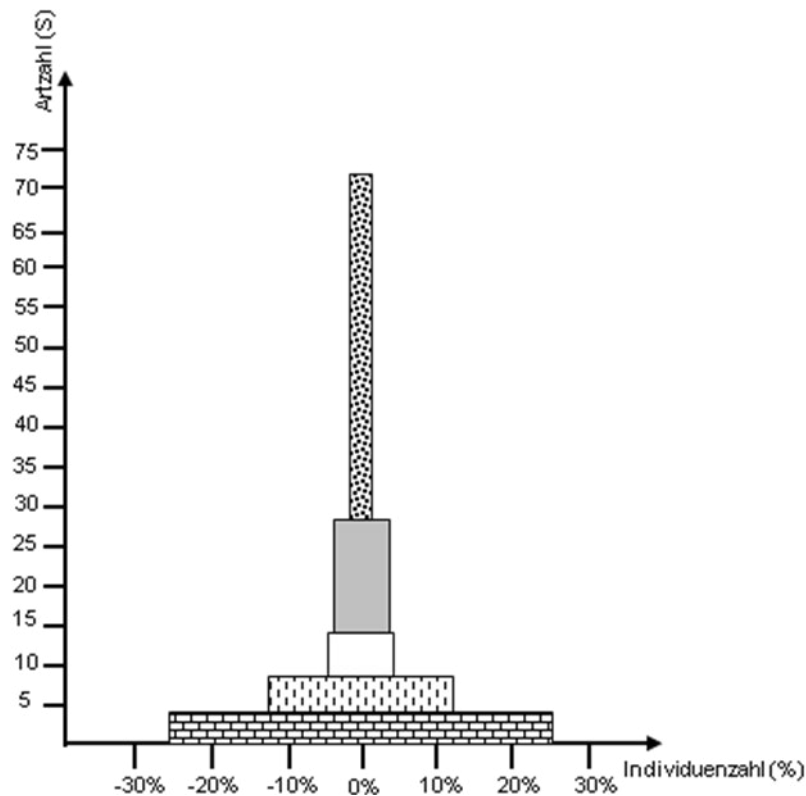
Der Polder Bürgerweide in Worms war das dritte Untersuchungsgebiet dieser Dissertation und wurde 2 Jahre lang kontinuierlich beprobt. Hier erfolgte die Leerung der Fallen in einem Rhythmus von 4 Wochen. Als Fangflüssigkeit wurde 3%-iges Formalin verwendet. An neun Standorten (W1, W2, W3, W4, W6, W7, W8, W9, W10) wurden jeweils die drei ausgelegten Bodenfallen zusammengefasst. Die weitere Auswertung bezieht sich jeweils auf die Standorte und nicht auf einzelne Fallen.

Im ersten Untersuchungszeitraum (362 Fangtage, 12 Probenahmen) konnten insgesamt 3989 Individuen aus 72 verschiedenen Carabidenarten nachgewiesen werden. Wie in allen Untersuchungsgebieten vorher erfolgte eine Einteilung der gefundenen Arten in verschiedene Dominanzklassen. In Tabelle 38 sind diese Daten aufgelistet.

**Tabelle 38:** Auflistung der Dominanzklassen mit Angabe des prozentualen Individuenanteils; Untersuchungsjahr 2008/2009

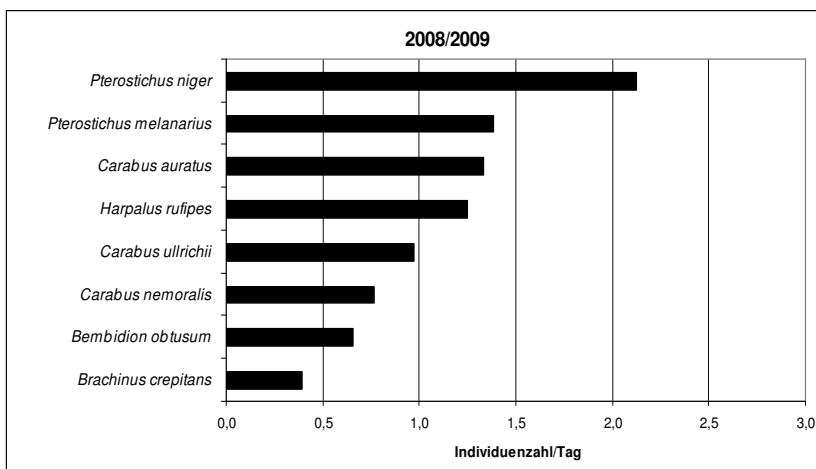
Dominanzklassen	Arten (mit Angabe des prozentualen Individuenanteils)
eudominant ( $\geq 32,0 - 100$ %)	--
dominant ( $\geq 10,0 - 31,9$ %)	<i>Pterostichus niger</i> (19%) <i>Pterostichus melanarius</i> (12%) <i>Carabus auratus</i> (12%) <i>Harpalus rufipes</i> (11%)
subdominant ( $\geq 3,2 - 10,0$ %)	<i>Carabus ulrichii</i> (9%) <i>Carabus nemoralis</i> (7%) <i>Bembidion obtusum</i> (6%) <i>Brachinus crepitans</i> (4%)
rezedent ( $\geq 1,0 - 3,19$ %)	6 Arten (9%)
subrezedent ( $\geq 0,32 - 0,99$ %)	14 Arten (8%)
sporadisch ( $< 0,32$ %)	<b>44</b> Arten (4%)

Die Einteilung der Arten wurde in einer Dominanzpyramide (s. Abb.94) nochmals bildlich dargestellt.



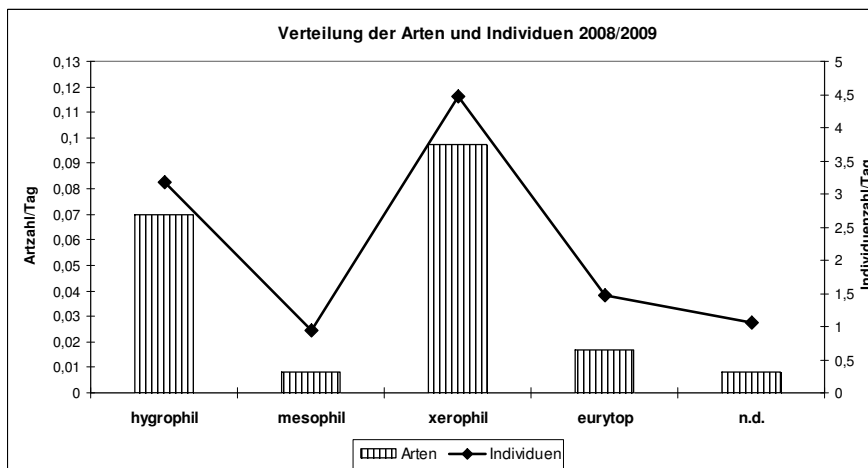
**Abb.94:** Dominanzpyramide der gefundenen Arten im Untersuchungsjahr 2008/2009; Angabe in Prozent

Eine weitere Darstellung der gefundenen dominanten und subdominanten Arten findet sich in Abbildung 95 in einem Diagramm mit Angabe ihres relativen Individuenanteils pro Tag. Es verdeutlicht nochmals die Dominanz der Art *Pt. niger* im Vergleich zu den restlichen dominanten und subdominanten Arten.



**Abb.95:** Individuenzahl/Tag der dominanten und subdominanten Arten; Untersuchungsjahr 2008/2009; Angabe Individuum/Tag

Wiederum fand eine Einteilung der gefundenen Arten anhand ihrer ökologischen Präferenzen in die bekannten Kategorien (hygrophil, mesophil, xerophil) statt. Laut Literatur wurden einige Arten als „eurytop“ klassifiziert, diese Zuordnung wird hier beibehalten. Wie in Abbildung 96 zu sehen, dominieren die xerophilen Arten und Individuen gegenüber allen anderen Kategorien, obwohl die häufigste Art *Pt. niger* den hygrophilen Arten angehört. Die zweithäufigste Art *Pt. melanarius* gehört zu den eurytopen Arten, zwei dominante Arten (*C. auratus*, *H. rufipes*) und zwei subdominante Arten (*B. obtusum*, *B. crepitans*) gehören jedoch zu den xerophilen Arten. Die hygrophilen Arten (25) besitzen knapp 30%, die xerophilen Arten (35) mehr als 40% am Gesamtindividuenanteil.



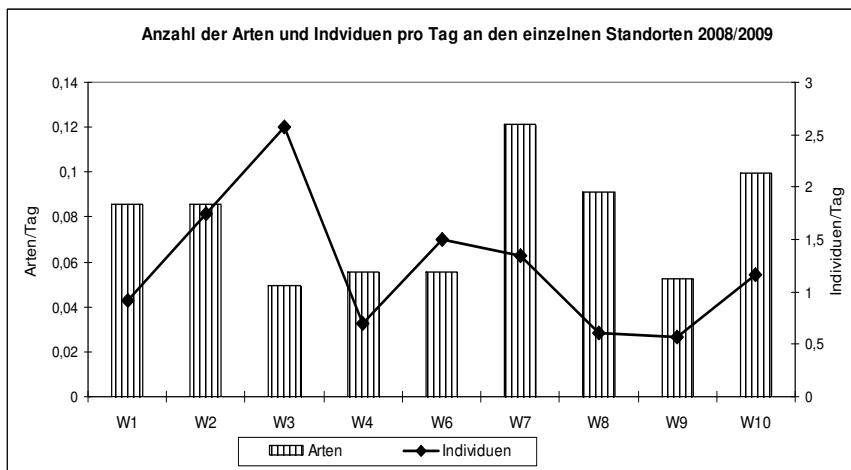
**Abb.96:** Vergleich der Art- und Individuenzahlen/Tag innerhalb der einzelnen ökologischen Gruppen; Untersuchungsjahr 2008/2009; n.d. = nicht definiert

Bei einer Auswertung in Bezug auf die Entwicklungszyklen der gefangenen Arten, dominieren die Frühjahrsbrüter (40) gegenüber den Herbstbrütern (14) deutlich. Doch bezieht man den Individuenanteil mit in die Auswertung ein, zeigt sich ein relativ ausgeglichenes Verhältnis. Beide stellen mehr als 30% des Gesamtindividuenanteils dar. Die dominante Art *Pt. niger* und die subdominante Art *B. obtusum* gehören zu den Herbstbrütern, alle anderen Arten dieser Kategorie kommen nur mit einem geringen Dominanzanteil vor. Zu den Frühjahrsbrütern gehören die dominante Art *C. auratus* und die subdominante Art *C. nemoralis*. Auch hier kommen die restlichen Arten eher mit einem niedrigeren Dominanzanteil vor. Zusätzlich konnten sieben Arten nachgewiesen werden, welche sich sowohl im Frühjahr als auch im Herbst fortpflanzen können.

Diese besitzen zusammen einen Gesamtindividuenanteil von mehr als 24%. Dazu gehören unter anderem die beiden dominanten Arten *Pt. melanarius* und Art *H. rufipes*. Bei den restlichen 11 Arten konnte auch mit Hilfe der Literatur kein eindeutiger Fortpflanzungstyp ermittelt werden. Sie stellen knapp 15% des Individuenanteils.

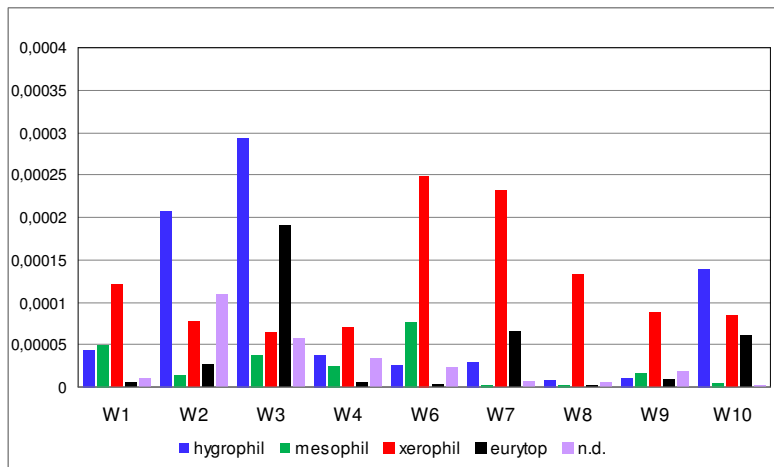
Insgesamt wurden vier stenotope Arten ermittelt. Dazu gehörten die hygrophilen Waldarten *A. lugens* (6. Ind.) und *Platynus livens* (1 Ind.), die hygrophile Offenlandart *Oodes helopioides* (2 Ind.) sowie die xerophile Offenlandart *Zabrus tenebrioides* (3 Ind.). Alle diese Arten konnten jedoch nur sporadisch nachgewiesen werden.

In Abbildung 98 sind die Verteilung der gefangenen Arten und Individuen an den einzelnen Standorten, in Bezug auf die Anzahl pro Fangtag, grafisch dargestellt. Außer an Standort 10, der einmalig überflutet war, waren die Fangtage an den anderen Standorten identisch. In die Auswertung wurde diese Abweichung der Fangtage am Standort 10 mit eingerechnet. Abbildung 97 zeigt, dass die meisten Arten am Standort W7, die meisten Individuen jedoch am Standort W3 erfasst wurden. Der Standort W3 wies jedoch die geringste Anzahl an gefangenen Arten in diesem Fangzeitraum auf.



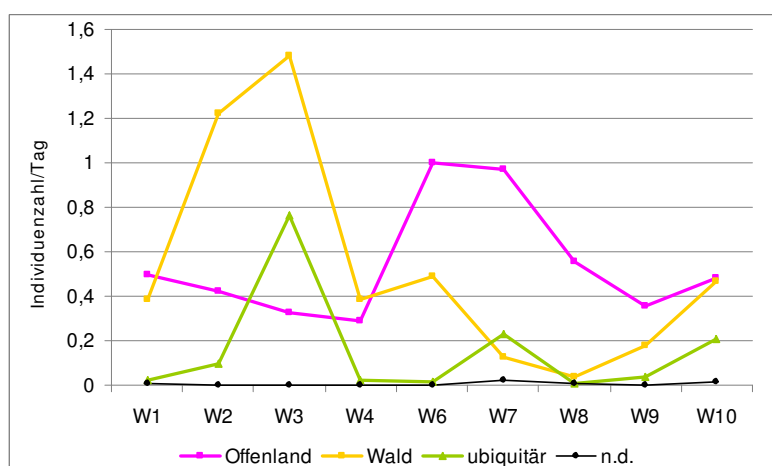
**Abb.97:** Vergleich der Art- und Individuenzahlen/Tag an den einzelnen Standorten; Untersuchungsjahr 2008/2009

Abbildung 98 veranschaulicht die ökologischen Präferenzen der an den Standorten gefangenen Individuen. An den Standorten W2, W3 und W10 wurden die hygrophilen Individuen am Häufigsten gefangenen, wohingegen an den Standorten W1, W6, W7 und W9 die xerophilen Individuen dominierten. An den Standorten W4 und W9 wurden insgesamt die wenigsten Individuen gefangen.



**Abb.98:** Individuenzahlen/Tag an den Standorten W1-W10 anhand ihrer ökologischen Präferenzen im Untersuchungszeitraum 2008-2009, n.d.= nicht definiert

Die Auswertung anhand ihrer Schwerpunktvorkommen findet sich in Abbildung 99 wieder. Dieses Diagramm vergleicht die Offenland-, Wald- und ubiquitären Arten an den einzelnen Standorten miteinander. Insgesamt dominieren die Offenlandarten (51) gegenüber den Waldarten (14), in Bezug auf ihren Gesamtindividuenanteil ist das Verhältnis jedoch relativ ausgeglichen (44% : 43%). An den Standorten W2 und W3 dominieren ganz deutlich die Waldarten, während an den Standorten W6-W10 eher mehr Offenlandarten ermittelt werden konnten. Auch an Standort W4 sind die Waldarten etwas häufiger vertreten als die Offenlandarten. Die ubiquitären Arten haben ihr Maximum am Standort W3.



**Abb.99:** Vergleich der Individuenzahlen/Tag in Bezug auf ihre Schwerpunktvorkommen an den Standorten W1-W10, Untersuchungszeitraum 2008-2009, n.d.= nicht definiert

Auch die Ähnlichkeit der Laufkäferfauna an den einzelnen Standorten wurde berechnet. Diese Angaben sind in Tabelle 39 aufgelistet. Hier zeigt sich, dass sich die Standorte doch sehr unterscheiden. Die geographisch nahegelegenen Standorte W2 und W3 weisen die größte Ähnlichkeit nach WAINSTEIN mit 38% auf.

**Tabelle 39:** Berechnung der Ähnlichkeit mit Hilfe verschiedener Indices der einzelnen Standorte, Untersuchungsjahr 2008-2009

		Wainstein [%]								
		W1	W2	W3	W4	W6	W7	W8	W9	W10
	W1	-	19	15	27	24	8	21	17	10
	W2	-	-	38	24	11	8	10	16	22
	W3	-	-	-	19	15	8	5	19	18
	W4	-	-	-	-	19	8	13	29	12
	W6	-	-	-	-	-	12	18	25	6
	W7	-	-	-	-	-	-	17	9	14
	W8	-	-	-	-	-	-	-	12	7
	W9	-	-	-	-	-	-	-	-	10

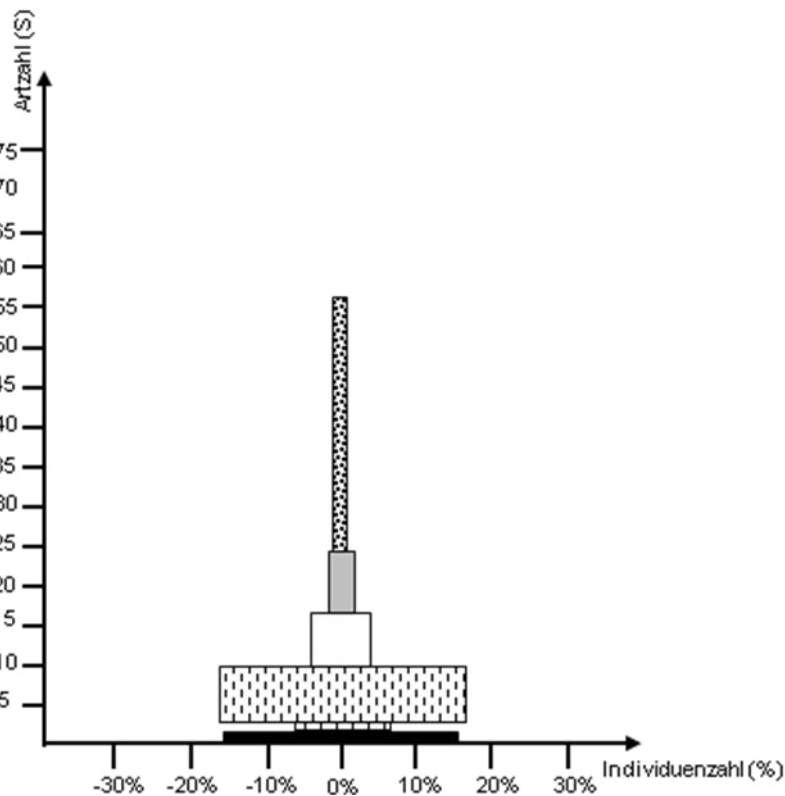
### 3.3.2 Ergebnisse 2. Untersuchungsjahr Juli 2009-Mai 2010

In diesem Untersuchungszeitraum konnten insgesamt 2957 Individuen erfasst werden, welche sich auf 55 verschiedene Arten verteilen (365 Fangtage, 12 Probenahmen). Mehrere Überflutungen an den Standorten W1, W7 und W10 ergaben in diesem Jahr eine unterschiedliche Anzahl an Fangtagen. Im Vergleich zum Vorjahr konnte ein Rückgang an gefangenen Arten um ca. 15% und eine Abnahme an gefangenen Individuen um ca. 20% beobachtet werden. 28 Arten aus dem Vorjahr konnten nicht mehr nachgewiesen werden, dabei handelte es sich aber ausschließlich um Arten, welche nur sporadisch vorhanden waren. 11 Arten konnten im Vergleich zum Vorjahr neu registriert werden, jedoch ebenfalls nur mit einer sehr geringen Individuenzahl (s. Tab. 40).

**Tabelle 40:** Auflistung der Dominanzklassen mit Angabe des prozentualen Individuenanteils; Untersuchungsjahr 2009/2010

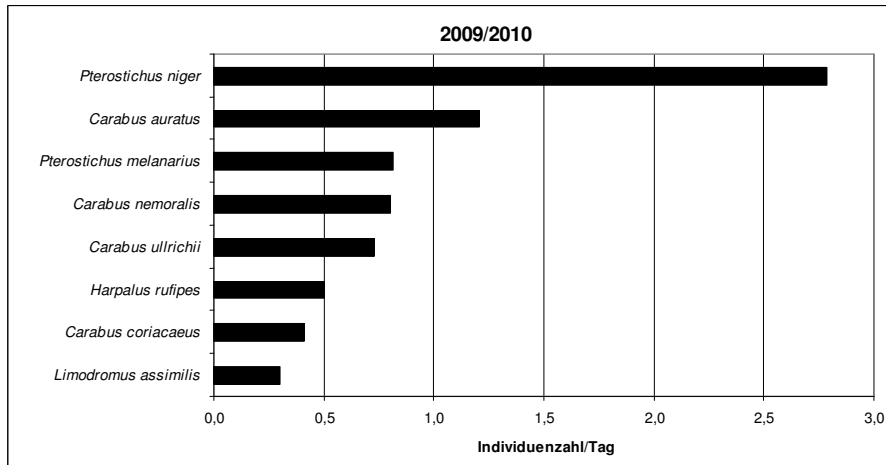
Dominanzklassen	Arten (mit Angabe des prozentualen Individuenanteils)
eudominant ( $\geq 32,0 - 100\%$ )	<i>Pterostichus niger</i> (32%)
dominant ( $\geq 10,0 - 31,9\%$ )	<i>Carabus auratus</i> (14%)
subdominant ( $\geq 3,2 - 10,0\%$ )	<i>Pterostichus melanarius</i> (9%) <i>Carabus nemoralis</i> (9%) <i>C. ulrichii</i> (8%) <i>C. coriaceus</i> (5%) <i>L. assimilis</i> (3%)
rezedent ( $\geq 1,0 - 3,19\%$ )	7 Arten (9%)
subrezedent ( $\geq 0,32 - 0,99\%$ )	7 Arten (4%)
sporadisch ( $< 0,32\%$ )	33 Arten (2%)

In Abbildung 100 sind die Ergebnisse der Auswertung der Dominanzverhältnisse in Form einer Dominanzpyramide sichtbar.



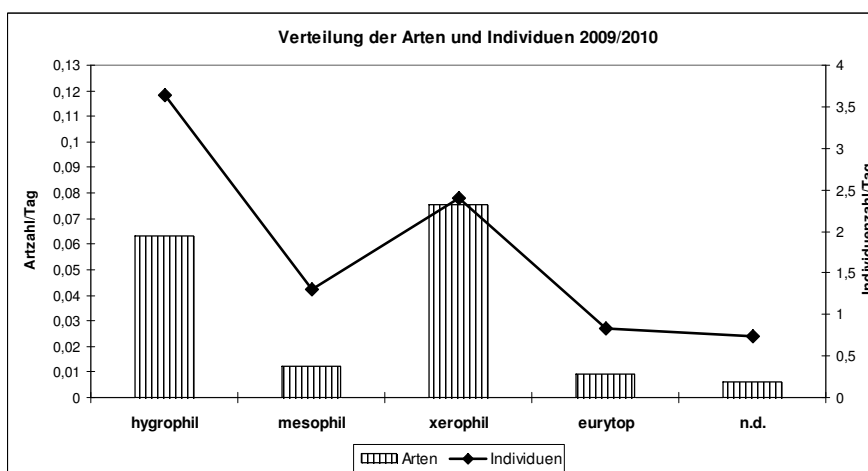
**Abb.100:** Dominanzpyramide der gefundenen Arten im Untersuchungsjahr 2009-2010; Angabe in Prozent

In Abbildung 101 ist die Anzahl der gefangenen Individuen pro Tag der eudominanten, dominanten und subdominanten Arten im Vergleich dargestellt. Hier kann ganz deutlich die Dominanz der Art *Pt. niger* abgelesen werden.



**Abb.101:** Individuenzahl/Tag der eudominanten, dominanten und subdominanten Arten; Untersuchungsjahr 2009/2010

Weiterhin wurden die erfassten Individuen und Arten anhand ihrer Präferenz in Bezug auf Feuchte in ihrem Habitat eingeteilt. In Abbildung 102 zeigt sich, dass mehr xerophile Arten (25) als hygrophile Arten (22) gefangen wurden, jedoch ist der dazugehörige Individuenanteil bei den hygrophilen Arten stark angestiegen. In diese Kategorie gehören sowohl die eudominante Art *Pt. niger* als auch die subdominante Art *L. assimilis*. Die dominante Art *C. auratus* und die subdominante Art *H. rufipes* gehören zu den xerophilen Arten.

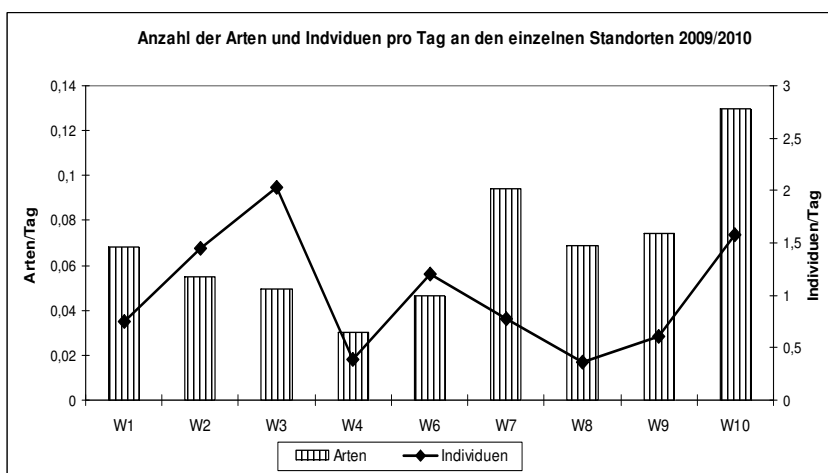


**Abb.102:** Vergleich der Art- und Individuenzahlen/Tag innerhalb der einzelnen ökologischen Gruppen; Untersuchungsjahr 2009/2010; n.d. = nicht definiert

Bei einer Betrachtung der Entwicklungszyklen der erfassten Arten konnte folgendes dokumentiert werden: Es konnten insgesamt 29 Arten nachgewiesen werden, welche im Frühjahr brüten, mit einem Gesamtindividuenanteil von fast 35%. Die herbstbrütenden Arten (10) stellten einen Anteil von ca. 40%. Bei vier Arten findet die Fortpflanzung sowohl im Frühjahr als auch im Herbst statt (ca. 15%). Die restlichen 12 Arten konnten auch mit Hilfe der Literatur keinem eindeutigen Fortpflanzungstyp zugeordnet werden. Sie besitzen etwas mehr als 10% am Gesamtindividuenanteil.

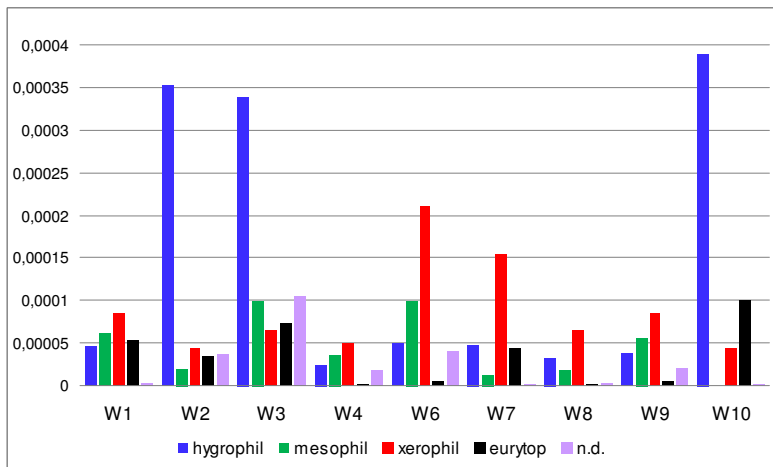
Konnten im Vorjahr noch vier stenotope Arten registriert werden, waren es in diesem Fangzeitraum nur noch zwei stenotop-hygrophile Arten: *A. lugens* (4 Ind., 0,14%) und die Art *B. unipustulatus* (1 Ind., 0,13%). Beide gehören zu den sporadisch vorkommenden Arten. Die zwei stenotopen Arten des Vorjahres *O. helioides* und *P. livens* konnten nicht mehr nachgewiesen werden.

In diesem Untersuchungsjahr wurden die meisten Arten am Standort W10 erfasst, obwohl dieser aufgrund der häufigen Überflutungen die geringste Anzahl an Fangtagen aufwies (s. Abb. 103). Wie auch im Vorjahr wurden die meisten Individuen am Standort W3 gefangen, W4 wies sowohl die geringste Anzahl an Arten als auch an Individuen auf.



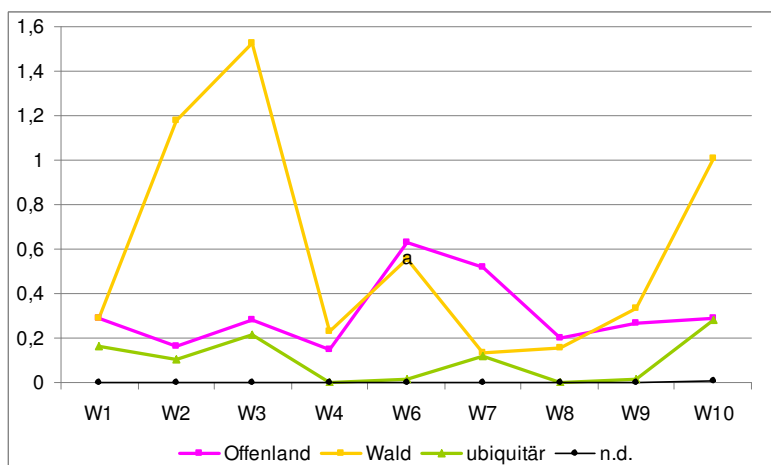
**Abb.103:** Vergleich der Art- und Individuenzahlen/Tag an den Standorten W1-W10; Untersuchungsjahr 2009/2010

Ebenso dominieren, wie im Vorjahr, die hygrophilen Individuen an den Standorten W2, W3 und W10, jedoch ist die Dominanz der Individuen wesentlich stärker ausgeprägt. An allen anderen Standorten waren die xerophilen Individuen die dominierenden, jedoch insbesondere an den Standorten W6 und W7 (s. Abb. 104).



**Abb.104:** Verteilung der Individuenzahlen/Tag an den Standorten W1-W10 anhand ihrer ökologischen Präferenzen im Untersuchungszeitraum 2009/2010, n.d.= nicht definiert

Insgesamt konnten deutlich mehr Offenlandarten (39) als Waldarten (13) ermittelt werden. Die Offenlandarten besitzen etwas mehr als 30% am Individuenanteil, wohingegen die Waldarten mehr als 60% an den Gesamtindividuen besitzen. Die eudominante Art (*Pt. niger*), als auch vier der subdominanten Arten (*C. nemoralis*, *C. ulrichii*, *C. coriaceus*, *L. assimilis*), gehören zu den Waldarten. Die dominante Art *C. auratus* und eine subdominante Art *H. rufipes* gehören in die Kategorie der Offenlandarten. In Abbildung 106 sind diese Ergebnisse in einem Liniendiagramm dargestellt. Der Kurvenverlauf der einzelnen Kategorien ähnelt der im Vorjahr. Auch in diesem Fangzeitraum dominieren an den Standorten W2, W3 und W10 die Waldarten. Auch W4 und W9 zeigen einen leichten Vorteil an Waldarten. Die Standorte W6 bis W8 zeigen eine höhere Anzahl an Offenlandarten.



**Abb.105:** Vergleich der Individuenzahlen/Tag in Bezug auf ihre Schwerpunktverkommen an den Standorten W1-W10, Untersuchungszeitraum 2009/2010, n.d.= nicht definiert

Unter anderem fand eine Berechnung der einzelnen Standorte in Bezug auf die dort vorkommenden Laufkäferarten statt. Insgesamt konnten keine Standorte ermittelt werden, welche eine höhere Ähnlichkeit als 50% aufwiesen. Die höchste berechnete Ähnlichkeit findet sich wiederum an den Standorten W2 und W3 und auch an den Standorten W1 und W8, jedoch mit nur 34% Ähnlichkeit.

**Tabelle 41:** Berechnung der Ähnlichkeit nach WAINSTEIN der einzelnen Standorte, Untersuchungsjahr 2009/2010

		WAINSTEIN [%]								
		W1	W2	W3	W4	W6	W7	W8	W9	W10
	W1	-	15	22	24	33	13	<b>34</b>	24	12
	W2	-	-	<b>34</b>	12	15	8	15	13	14
	W3	-	-	-	14	22	13	18	18	12
	W4	-	-	-	-	28	3	30	22	4
	W6	-	-	-	-	-	11	25	30	5
	W7	-	-	-	-	-	-	14	11	13
	W8	-	-	-	-	-	-	-	26	9
	W9	-	-	-	-	-	-	-	-	7

### 3.3.3 Vergleich der Ergebnisse der Untersuchungsjahre 2008-2010

In beiden Untersuchungsjahren wurden jeweils 12 Probenahmen durchgeführt. Aufgrund von mehreren Überflutungen einzelner Standorte, vor allem W7 und W10, kam es zu einer unterschiedlichen Anzahl von Fangtagen an den Standorten. Zum besseren Vergleich wurden deshalb die Arten und die Individuenzahlen pro Tag berechnet. In Tabelle 33 sind die Angaben der gefangenen Art- und Individuenzahlen mit Angabe ihres relativen Individuenanteils sowie die Dominanzklassen der einzelnen Untersuchungszeiträume aufgelistet. Hier sieht man eine unterschiedliche Verteilung in den Kategorien eudominant, dominant und subdominant. Die Arten dieser Klassen sind in Tabelle 42 nochmals aufgelistet.

**Tabelle 42:** Vergleich der Art- und Individuenzahlen beider Untersuchungszeiträume; Auflistung der Dominanzklassen der einzelnen Untersuchungsjahre mit Angabe ihres relativen Individuenanteils in Prozent

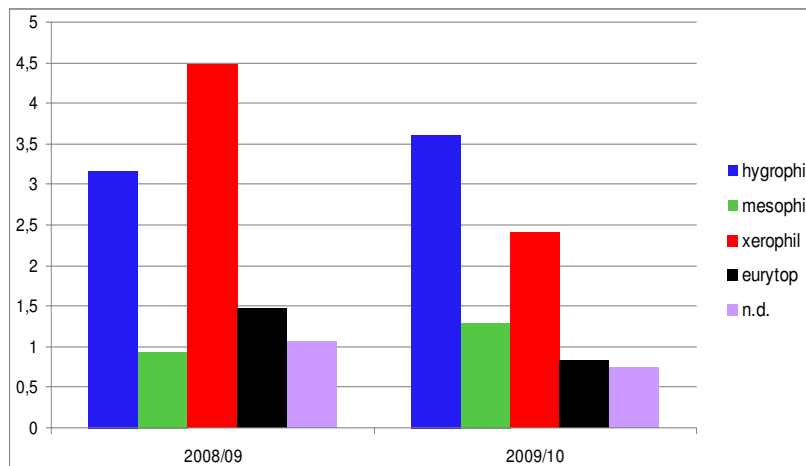
	Fangzeitraum 2008/2009		Fangzeitraum 2009/2010		
	Absolute Zahl	Anzahl/Tag	Absolute Zahl	Anzahl/Tag	Zum Vorjahr
Artzahl	72	0,2	55	0,17	- 15%
Individuenzahl	3989	11,1	2957	8,91	-20%
	Arten	Dominanz- anteil	Arten	Dominanzanteil	
<b>Eudominant</b>	-	-	1	31%	
<b>Dominant</b>	4	55%	1	14%	
<b>Subdominant</b>	4	25%	6	40%	
<b>Rezedent</b>	6	9%	7	9%	
<b>Subrezedent</b>	14	7%	7	4%	
<b>Sporadisch</b>	44	4%	33	2%	

Von den Arten, welche im ersten Untersuchungsjahr als dominant und subdominant klassifiziert werden konnten, wurden im Folgejahr nur zwei Arten mit einer höheren Frequenz gefangen (*Pt. niger*, *C. nemoralis*). Die zwei rezedenten Arten *C. coriacaeus* und *L. assimilis* gehörten 2009/2010 in die Klasse „subdominant“. In Tabelle 43 zeigen sich die unterschiedlichen Dominanzanteile der in beiden Jahren gefangenen eudominanten, dominanten und subdominanten Arten.

**Tabelle 43:** Auflistung der am häufigsten gefangenen Arten der Untersuchungsjahre mit Angabe ihres prozentualen Individuenanteils und ihres relativen Individuenanteils pro durchschn. Tag, Farbcode: rot = eudominant, grün = dominant, rosa = subdominant, lila = rezedent

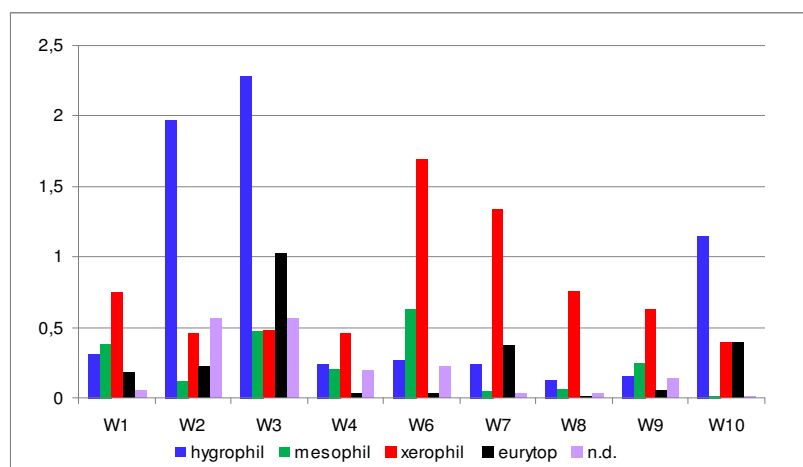
	2008/2009		2009/2010	
	Dominanz- anteil	Absolute Individuenzahl	Dominanz- anteil	Absolute Individuenzahl
<i>Pterostichus niger</i>	19%	762	31%	924
<i>Pterostichus melanarius</i>	12%	497	9%	270
<i>Carabus auratus</i>	12%	479	14%	401
<i>Harpalus rufipes</i>	11%	448	6%	167
<i>Carabus ullrichii</i>	9%	349	8%	242
<i>Carabus nemoralis</i>	7%	274	9%	267
<i>Bembidion obtusum</i>	6%	236	1%	32
<i>Brachinus crepitans</i>	4%	140	1%	37
<i>Carabus coriacaeus</i>	1%	54	5%	137
<i>Limodromus assimilis</i>	2%	62	3%	99

Abbildung 106 zeigt die Verteilung der gefangenen Individuen/Tag anhand ihrer Präferenz für Feuchte in beiden Untersuchungsjahren im Vergleich. Hier zeigt sich, außer bei den hygrophilen und mesophilen Individuen, ein Rückgang an Individuen im Vergleich zum Vorjahr.

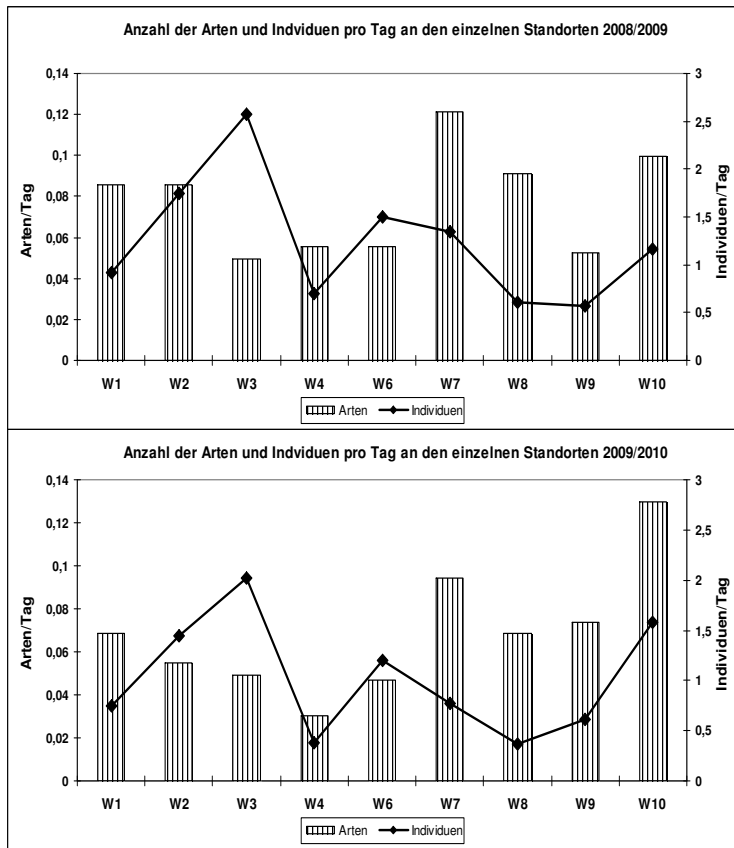


**Abb.106:** Einteilung aller gefangenen Individuen/Tag anhand ihrer ökologischen Präferenzen; Untersuchungszeitraum 2008-2010

In Abbildung 107 sind die Fangergebnisse des gesamten Untersuchungszeitraums an den einzelnen Standorten im Vergleich zueinander dargestellt. Hier kann die Dominanz der einzelnen Feuchte-Präferenzgruppen an den Standorten abgelesen werden. An den Standorten W2, W3 und W10 waren die hygrophilen Individuen die vorherrschende Individuengruppe, an allen anderen Standorten wurden am häufigsten xerophile Individuen erfasst. An Standort W6 wurden die meisten mesophilen Individuen gefangen.



**Abb. 107:** Verteilung der gefangenen Individuen/Tag an den einzelnen Standorte anhand ihrer Präferenzen im gesamten Untersuchungszeitraum 2008-2010; n.d.= nicht definiert

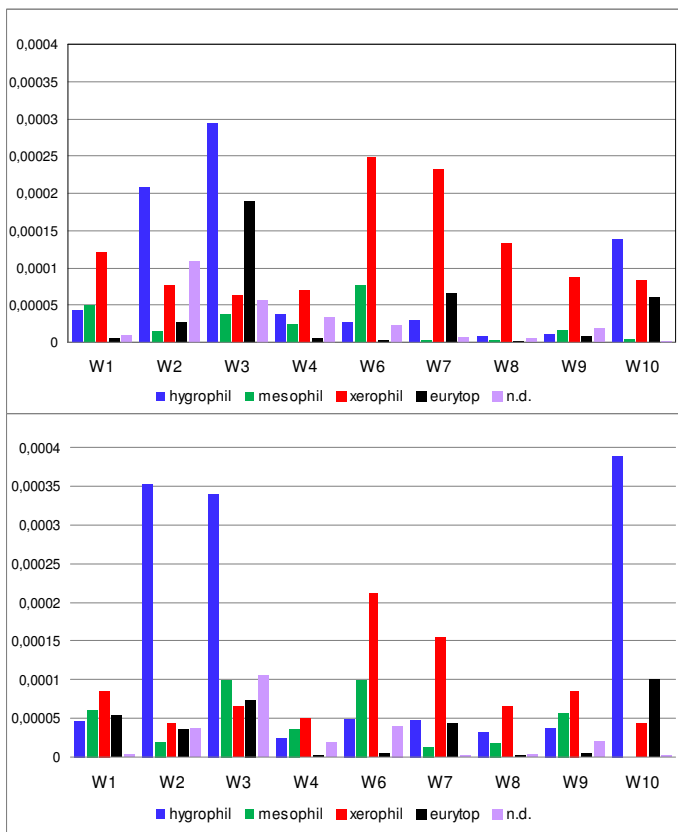


**< Abb.108a,b:**

Vergleich der Art- und Individuenverteilung der einzelnen Standorte in den beiden Untersuchungsjahren 2008-2010

Vergleicht man die gefangenen Art- und Individuenzahlen der beiden Untersuchungsjahre miteinander, sieht man nur geringe Unterschiede im Kurvenverlauf der erfassten Individuen. Jeweils an Standort W3 wies die Individuenanzahl ein Maximum auf sowie ein Minimum an Standort W4, bzw. W8. Die Verteilung der Arten war unterschiedlicher.

2008/2009 konnten noch an Standort W7 die meisten Arten ermittelt werden. Die wenigsten Arten konnten im Jahr 2008/2009 am Standort W3 dokumentiert werden, gefolgt von den Standorten W4, W6 und W9. Im darauffolgenden Jahr zeigte Standort W4 die geringste Ausbeute an gefangenen Arten.



< **Abb.109 a,b:** Vergleich der Artenverteilung anhand ihrer ökologischen Präferenzen an den einzelnen Standorten, a: Untersuchungszeitraum 2008-2009, b: Untersuchungszeitraum 2009-2010

Betrachtet man in Abb. 109 a,b die Verteilung der Individuen anhand ihrer Präferenzen, kann man deutlich einen Rückgang der xerophilen Individuen an allen Standorten beobachten sowie ein Anstieg an mesophilen Individuen an den Standorten W1, W3, W6, W8 und W9. Die hygrophilen Individuen zeigten im Gegensatz dazu eine starke

Zunahme, vor allem an den Standorten W2, W3 und W10, doch auch an den Standorten W6 und W9 konnten ein leicht vermehrtes Vorkommen beobachtet werden.

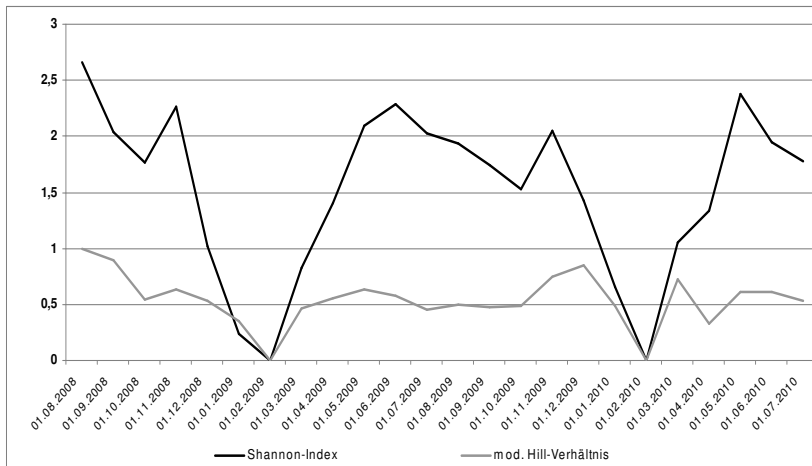
Für die ermittelten Arten und Individuen des Polders Bürgerweide wurde die maximal mögliche Diversität errechnet. Eine Beschreibung der Diversität wurde mit Hilfe des SHANNON-Index und des SIMPSON-Index vorgenommen. Ebenfalls erfolgte eine Berechnung der Evenness mit dem PIELOU-Index und dem „mod. HILL-Verhältnis“.

**Tabelle 44:** Vergleich der Diversität und der Evenness mit Hilfe verschiedener Indices in den beiden Untersuchungsjahren

	Diversität			Evenness	
	Max. Diversität ln(S)	SHANNON-Index	SIMPSON-Index	PIELOU-Index	Mod. HILL-Verhältnis
2008/2009	<b>2,771</b>	4,277	0,648	0,098	0,614
2009/2010	2,464	4,007	0,615	0,147	0,540

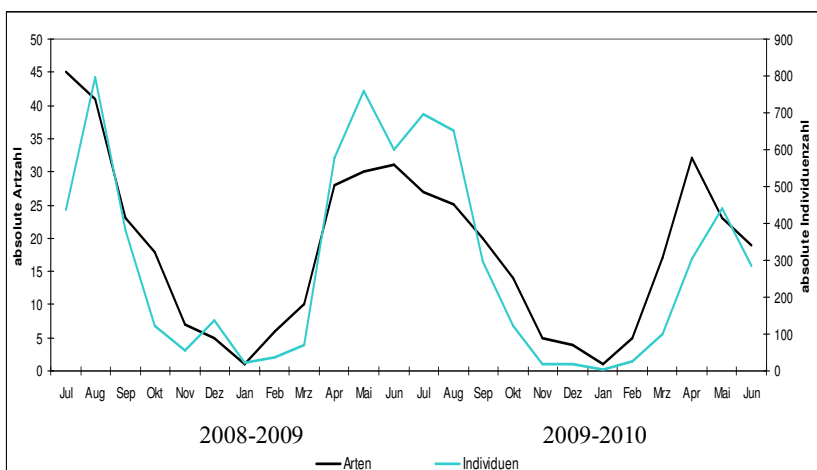
Mit Hilfe des Liniendiagramms aus Abbildung 110 kann man zwei Tiefpunkte der beiden Indices sehen (jeweils im Februar beider Untersuchungsjahre). Dies ist darauf zurückzuführen, dass an diesen Tagen jeweils nur eine Art registriert wurde. Während der

Shannon-Index, als Maß für die Diversität relativ vielen Schwankungen unterworfen ist, zeigt sich das modifizierte Hill-Verhältnis als Maß für die Gleichverteilung relativ stabil.



**Abb.110:** Vergleich des SHANNON-Index und dem mod. Hill-Verhältnis über den gesamten Untersuchungszeitraum 2008-2010

In Abbildung 111 sind die absoluten Art- und Individuenzahlen der beiden Untersuchungsjahre abgebildet. Vergleicht man dieses Diagramm mit Abbildung 110 so sieht man, dass der SHANNON-Index direkt mit durch die Anzahl der gefangenen Arten beeinflusst wird.

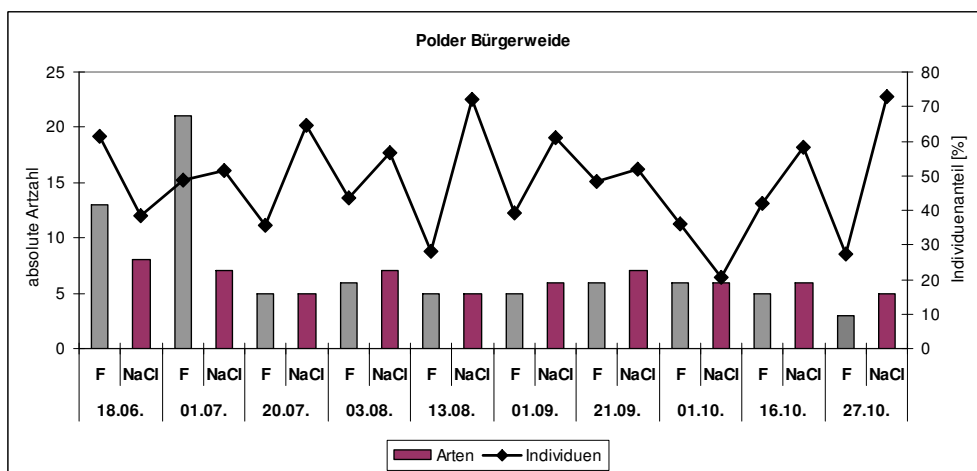


**Abb.111:** Vergleich der absoluten Art- und Individuenzahlen über den gesamten Untersuchungszeitraum 2008-2010

### 3.3.4 Ergebnisse der Bodenfallen am Standort W11

Wie auch im Polder Ingelheim wurden an einem zusätzlichen Standort (nähe Standort W3) nochmals 12 Bodenfallen ausgelegt. Im Zeitraum von Juni bis Oktober 2009 fanden insgesamt 10 Probenahmen statt mit einer Anzahl von 140 Fangtagen. Jeweils sechs Fallen wurden mit der Fangflüssigkeit Formalin 3% ausgestattet, die anderen mit gesättigter NaCl-Lösung. Diese zusätzlichen Fallen sollten einen möglichen Anziehungseffekt der einzelnen Fangflüssigkeiten untersuchen.

Insgesamt konnten in diesem Zeitraum 1098 Individuen gefangen werden, welche sich auf 37 Laufkäferarten verteilten. In den Fallen mit Formalin wurden 502 Individuen erfasst, die sich aus 31 Arten zusammensetzten. In den Fallen mit NaCl konnten 596 Individuen und 17 Arten dokumentiert werden. In Abbildung 112 findet sich eine Angabe der gefangenen Arten (absolute Artzahl) und der prozentuale Individuenanteil der einzelnen Probenahmen in Form eines Diagramms. An den ersten zwei Fangterminen konnten noch in den Fallen mit Formalin mehr Arten gefangen werden, als in denen mit Kochsalzlösung. Im weiteren Verlauf fanden sich entweder mehr oder aber genau so viele Arten in den Fallen mit Kochsalzlösung wie in den Fallen mit Formalin. Betrachtet man die Fangergebnisse der Individuen so kann man feststellen, dass nur an zwei Fangdaten mehr Individuen in den Fallen mit Formalin ermittelt werden konnten. An allen anderen Terminen wurden in den Fallen mit Kochsalzlösung mehr Individuen gefangen.



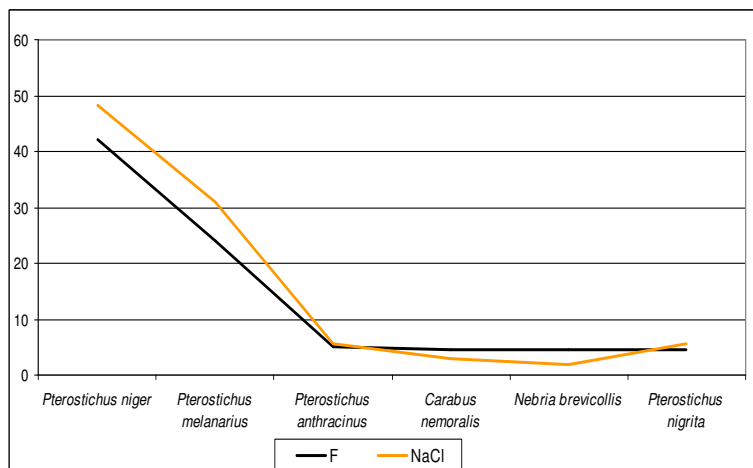
**Abb.112:** Auflistung der einzelnen Probenahmen mit Angabe des prozentualen Individuenanteils und Angabe der absoluten Artzahl der einzelnen Fallen, Untersuchungszeitraum Juni-Oktober 2009

Die Verteilung der einzelnen Arten in die unterschiedlichen Dominanzklassen findet sich in der folgenden Tabelle aufgelistet.

**Tabelle 45:** Auflistung der Dominanzklassen mit Angabe des prozentualen Individuenanteils der unterschiedlichen Fallentypen

Dominanzklassen	Formalin	NaCl
eudominant ( $\geq 32,0 - 100$ %)	<i>Pt. niger</i> (42%)	<i>Pt. niger</i> (48%) <i>Pt. melanarius</i> (31%)
dominant ( $\geq 10,0 - 31,9$ %)	<i>Pt. melanarius</i> (24%)	-
subdominant ( $\geq 3,2 - 10,0$ %)	<i>Pt. anthracinus</i> (5%) <i>C. nemoralis</i> (5%) <i>Pt. nigrita</i> (5%)	<i>Pt. nigrita</i> (6%) <i>Pt. anthracinus</i> (6%)
rezedent ( $\geq 1,0 - 3,19$ %)	5 Arten (7%)	4 Arten (7%)
subrezedent ( $\geq 0,32 - 0,99$ %)	11 Arten (6%)	2 Arten (1%)
sporadisch ( $< 0,32$ %)	9 Arten (2%)	7 Arten (1%)

Die Fängigkeit der eudominanten, dominanten und subdominanten Arten weist in beiden Fallentypen einen ähnlichen Kurvenverlauf (s. Abb.113).



**Abb.113:** Vergleich der eudominanten, dominanten und subdominanten Arten der beiden Fallentypen, Angabe des relativen Individuenanteils in Prozent

### 3.3.5 Vergleich der Ergebnisse der Beprobung durch die AG Prof. Dr. Seitz und der AG Prof. Dr. Eisenbeis

Die Beprobung durch die AG Prof. Dr. Seitz wurde in den Jahren 2001 bis 2004 durchgeführt. Die Daten wurden den „wissenschaftlichen Begleitprogrammen zur Neugestaltung des Altbachs (Bürgerweide Worms)“ sowie dem Abschlussbericht entnommen. Diese Daten wurden mir freundlicherweise von Frau Dr. rer. nat. C. Neu zur Verfügung gestellt.

In jedem Jahr erfolgte der Fangzeitraum in den Sommermonaten von ungefähr April/Mai bis August/Oktober, die Fangperioden lagen jeweils zwischen 85 und 96 Tagen. Auch die Anzahl der Fallen variierte zwischen 24 und 36 Fallen sowie zusätzlich zwischendurch stattgefundene einzelne Handfänge. In allen Zeiträumen konnten insgesamt 17316 Individuen aus insgesamt 119 Arten ermittelt werden. Tabelle 46 gibt die Ergebnisse der einzelnen Untersuchungsjahre wieder mit einer Auflistung der absoluten Art- und Individuenzahl sowie Angabe der verschiedenen Dominanzklassen wieder.

**Tabelle 46:** Auflistung der einzelnen Untersuchungszeiträume von 2001 bis 2004 mit Angabe der Fangtage, Anzahl der Bodenfallen, absolute Art- und Individuenzahlen sowie Dominanzklassen der jeweiligen Fangzeiträume

	<b>2001</b>	<b>2002</b>	<b>2003</b>	<b>2004</b>
	<b>29.05.-31.08.2001</b> 95 Fangtage	<b>26.05.-30.08.2002</b> 96 Fangtage	<b>29.07.-21.10.2003</b> 85 Fangtage	<b>28.05.-20.08.2004</b> 85 Fangtage
	24 Bodenfallen, inkl. Handfänge	30 Bodenfallen, inkl. Handfänge	30 Bodenfallen	36 Bodenfallen
<b>Arten</b>	<b>86</b>	<b>89</b>	<b>56</b>	<b>76</b>
<b>Individuen</b>	<b>2968</b>	<b>5288</b>	<b>3511</b>	<b>5549</b>
Eudominant	<i>H. rufipes</i> ca. <b>45%</b>	<i>H. rufipes</i> ca. <b>68%</b>	<i>H. rufipes</i> ca. <b>63%</b>	<i>H. rufipes</i> ca. <b>47%</b>
Dominant	<i>O. ardosiacus</i> ca. <b>22%</b>	-	-	<i>C. auratus</i> ca. <b>16%</b>
Subdominant	-	2 Arten ca. 10%	3 Arten ca. 18%	4 Arten ca. 20%
Rezedent	9 Arten ca. 17%	5 Arten ca. 8%	5 Arten ca. 7%	4 Arten ca. 6%
Subrezedent	17 Arten ca. 10%	16 Arten ca. 8%	13 Arten ca. 7%	10 Arten ca. 7%
Sporadisch	58 Arten ca. 6%	65 Arten ca. 6%	34 Arten ca. 4%	56 Arten ca. 5%

Aufgrund der verschiedenen Untersuchungszeiträume gestaltet sich ein statistischer Vergleich sehr schwierig, da sowohl die Anzahl der Fangtage als auch die Anzahl der Fallen und die Handfänge variieren. Des Weiteren finden sich in den Daten der AG Prof. Dr. Seitz keine detaillierten Auflistungen, an welchen Standorten wie viele Individuen erfasst wurden.

Wie aus Tabelle 46 zu ersehen, wurde die xerophile Offenlandart *Harpalus rufipes* in jedem Untersuchungsjahr mit einer Gesamtindividuenzahl von mehr als 45% gefangen und somit in jedem Jahr als eudominant klassifiziert. Als dominant konnte 2001 die Art *Ophonus ardosiacus* und 2004 *Carabus auratus* dokumentiert werden. In jedem Jahr konnte eine hohe Anzahl an sporadischen Arten ermittelt werden.

Der Beprobungszeitraum dieser Dissertation erfolgte kontinuierlich über 2 Jahre. Insgesamt wurden in diesem Zeitraum 6946 Individuen aus 83 Arten nachgewiesen. 15 Arten konnten während der Untersuchungen 2001-2004 nicht erfasst werden, während insgesamt 52 Arten aus den Jahren 2001-2004 nicht mehr nachgewiesen werden konnten. Bei den nicht mehr vorhandenen Arten handelt es sich ausschließlich um Arten, welche zur damaligen Zeit nur subrezent oder sporadisch vertreten waren.

Die Art *Pt. niger*, welche in den Jahren 2001-2004 nur subrezent vertreten war, konnte in den neueren Untersuchungs Jahren als häufigste Art überhaupt dokumentiert werden. Die Art *H. rufipes*, welche bei der AG Prof. Dr. Seitz in jedem Untersuchungszeitraum als eudominant ermittelt werden konnte, wurde in den späteren Untersuchungs Jahren als dominant nachgewiesen.

Von den Arten, welche als bemerkenswerte Funde von der AG Prof. Dr. Seitz während ihrer Untersuchungen deklariert wurden (insgesamt 21 Arten), konnten in diesem Untersuchungszeitraum noch sieben Arten wieder gefunden werden. Dabei handelt es sich zum einen um die mesophile Waldart *C. ulrichii*, welche seit 2001 stetig in jedem Untersuchungsjahr wieder dokumentiert werden konnte. Des Weiteren fand sich im Untersuchungsjahr 2009/2010 wieder die hygrophile Art *Agonum fuliginosum* (1 Ind.). Sie wurde letztmalig 2002 von der AG Seitz dokumentiert.

Die stenotop-hygrophile Waldart *Agonum lugens* wurde 2002 bis 2004 und auch in den Jahren 2008-2010 kontinuierlich nachgewiesen, jedoch mit jeweils nur einer geringen Individuenzahl. Die xerophile Offenlandart *Harpalus smaragdinus* wurde 2002 als Einzelfund und 2008/2009 mit zwei Individuen registriert. Im Folgejahr fand sich diese Art allerdings nicht mehr in den Fallen. Seit 2003 fand sich die hygrophile Offenlandart *C. nigricornis* in den Fallen der AG Prof. Dr. Seitz mit einer niedrigen Anzahl an Individuen. Auch 2008-2010 wurde die Art nur mit einer geringen Individuenanzahl gefangen.

Als letztes konnte im Jahr 08/09 die xerophile Art *Licinus depressus* in den Fallen, mit jedoch nur zwei Individuen, erfasst werden. Die restlichen bemerkenswerten Arten der AG Prof. Dr. Seitz fanden sich in keinem der Untersuchungsjahre 2008-2010 wieder. Die vollständige Auflistung der Arten findet sich Tabelle A30 im Anhang

## 4. Diskussion

### 4.1. Der Rhein

Der Rhein ist der längste und wasserreichste Fluss in Deutschland und einer der meist genutzten Flüsse der Welt. Er hat eine Länge von ungefähr 1320 km. Als Quelle des Rheins gilt der Tomasee im Kanton Graubünden in der Schweiz. Der Rhein verläuft von der Schweiz durch Deutschland und Holland bis zur Nordsee (www.rhein-gegend.de, ERBE 2000) und streift dabei sechs Staaten: Die Schweiz, Liechtenstein, Österreich, Deutschland, Frankreich und Holland. Der Rhein kann von seinem Ursprung bis zur Nordsee in mehrere große Abschnitte eingeteilt werden: Vorderrhein, Alpenrhein, Hochrhein (Konstanz und Basel), Oberrhein (Basel bis Bingen), Mittelhhein (zwischen Bingen bis Bonn), den Niederrhein (zwischen Bonn und der niederländischen Grenze) und das verzweigte Rhein-Delta (kurz nach der niederländischen Grenze) (ENGELKAMP 2000). Aufgrund seiner geografischen Lage, zentral in Europa, ist er einer der verkehrsreichsten Wasserstraßen der Welt. Diese enorme wirtschaftliche Bedeutung ist nicht die einzige Rolle, die dem Rhein zukommt. Er wird als Nationalsymbol, als Grenze zwischen Deutschland und Frankreich, als Energieachse, als Ökosystem und als Dreh- und Angelpunkt der europäischen Politik gesehen (ERBE 2000)

Aufgrund der Landwirtschaft entlang des Rheins kam es zu einer enormen Ansiedlung der Bevölkerung. Vor allem in Großstädten führte dies zu einer Steigerung der Nachfrage nach Wasser- und Nahrungsangebot in diesen Bereichen. Des Weiteren kam es zu einem erhöhten Energiebedarf und einem Ausbau der Infrastruktur, etc. (KLEIN et al. 2003). Somit gewann der Rhein eine immer größere wirtschaftliche Bedeutung, aufgrund der hohen Industrievorkommen und des Rheinverkehrs. Vor allem auf der elsässischen Seite drang die Industrialisierung bis zum Rhein vor (siehe z.B. Atomkraftwerk Fessenheim). Die Energiegewinnung und das Bestreben der Wirtschaftskraft ließen mehrere Gemeinden Industrie- und Gewerbegebiete ausweisen (STADELBAUER 1991).

Am Hochrhein entwickelte sich die Schifffahrt, aufgrund von Stromschnellen, anfangs nur sehr spärlich. Jedoch eignete sich vor allem der Hochrhein zur Energiegewinnung. Bereits im Mittelalter wurde dort schon eine Vielzahl von Wasser-

mühlen eingesetzt. Im Laufe der Zeit entwickelten sich entlang des Rheins Kraftwerke, welche die Wasserkraft zur Energiegewinnung nutzen. Dies steigerte die Bedeutung des Rheins enorm. Heute befinden sich am Hochrhein mehr als zehn große Kraftwerke, welche mehr als 4 Mill. KWh produzieren (VISCHER 2000).

Bereits im Altertum und Mittelalter war es häufig einfacher und sicherer, Lasten auf dem Wasser anstatt über das Land zu befördern. Daraus ergab sich die Verkehrsbedeutung des Rheins seit der Römerzeit. Die Wasserbauarbeiten beschränkten sich auf den Ausbau der Uferwege zu durchgehenden Leinpfaden für die Treidelschiffahrt ([www.wsv.de](http://www.wsv.de)). Jedoch konnten aufgrund seines Verlaufs in weit ausholenden Schlingen, mit vielen Flussarmen und kleinen Inseln und aufgrund seines ständig wechselnden Flussverlaufs, ursprünglich nur kleinere Schiffe den Rhein befahren. Vor allem im Rheinabschnitt zwischen Basel und Bingen war der Rhein ursprünglich äußerst weitläufig und dynamisch, mit vielen Kanälen (mäandrierend). Um ihn für die moderne Schifffahrt nutzbar zu machen, waren erhebliche Eingriffe notwendig um den wilden Hochrhein und den mäandrierenden Oberrhein zu fixieren und den Weg zu verkürzen (BERNHARDT 2000, VISCHER 2000). Die Korrektur des Rheins begann Anfang des 19. Jahrhunderts mit der Oberrheinbegradigung, aufgrund einiger Überschwemmungsereignisse Ende des 18. Jahrhunderts und als Folge von Grenzstreitigkeiten zwischen den badischen und französischen Gemeinden. Die Begradigung hatte das Ziel, das sich ständig verlagernde Flussbett festzulegen und eine regelmäßige Flussbefahrung zu gewährleisten. Diese Maßnahme sollte sowohl dem Hochwasserschutz, der Landgewinnung wie auch der Fixierung der Staatsgrenze zwischen Frankreich und Deutschland dienen. Durch die Tulla'sche Rheinkorrektur im Jahr 1825, von Johann Gottfried Tulla durchgeführt, wurden einzelne Rheinschlingen abgetrennt und das Flussbett begradigt und verkürzt. Im Jahr 1885 entwarf Max Honsell die Niederwasserregulierung, was zur Verbesserung der Schifffahrt am Oberrhein führte. Durch Bauten im Fluss, den so genannten Buhnen, wurde die Strömung etwas abgeschwächt und die Fahrinne gesichert. Somit konnte der Oberrhein für die Großschifffahrt nutzbar gemacht werden (STADELBAUER 2001, BERNHARD 2000).

Dies führte zur Entstehung von mehreren Häfen (z.B. Karlsruher Rheinhafen). Dieser gesamten Verkehrs- und Industrieentwicklung fielen eine Menge Auengebiete zum Opfer (STADELBAUER 1991). Das Ausmaß der Folgen dieser damaligen Baumaßnahmen,

die erhöhte Fließgeschwindigkeit des Wassers, die zunehmende Erosion an den Ufern, die Zunahme des Hochwasserrisikos sowie die Folgen durch das Vernichten von rheinnahen Uferstrukturen waren zum damaligen Zeitpunkt noch nicht bekannt.

## **4.2 Regionaler Klimawandel, Folgen, vor allem in Bezug auf den Rhein**

Verantwortlich für den globalen Klimawandel ist die zunehmende Erwärmung der Erdatmosphäre. Viele Menschen assoziieren mit dem Wort Klimawandel vor allem Katastrophen auf anderen Kontinenten, weniger Veränderungen in Deutschland (wie z. B. die Ausbreitung südlicherer Weinsorten). Jedoch sind die Warnsignale wie zunehmende Hochwasserkatastrophen, extreme Wetterbedingungen wie Stürme, Starkregenereignisse und extreme Temperaturen mittlerweile nicht mehr zu übersehen (SCHWARZ et al. 2007).

Durch die zunehmende Diskussion in den Medien sowie die spürbaren regionalen Folgen, rückt der Klimawandel immer stärker in den Vordergrund ([www.bmu.de](http://www.bmu.de); Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit). Die anthropogenen Einflüsse (Abholzung der Regenwälder, CO<sub>2</sub>-Ausstoss) führen nicht nur zu einer Erwärmung der Erdatmosphäre, zu einem stärkeren Abschmelzen der Gletscher und zu einem Rückgang der Permafrostböden, sondern auch zur Erhöhung von Starkregenereignissen (OVERPECK et al. 1997, SCHRÖTER et al. 2005). Die Folgen dieser Einflüsse zeigen sich bereits durch, z.B. extreme Hitzewellen oder katastrophale Hochwasser, die auch bereits in Mitteleuropa deutlich spürbar sind. Als Beispiele kann man die Extremsommer 1995 (MORECEOFT et al. 2002) und 2003 (SCHÄR & JENDRETZKY 2004, SCHÄR et al. 2004, SCHWARZ et al. 2007) sowie die Hochwasser an Rhein 1995, Oder 1997 und Elbe 2002 (MIDDELKOOP et al. 2001, CHRISTENSEN & CHRISTENSEN 2002) nennen.

Auch regional können solche Klimaveränderungen bereits beobachtet werden. Während des letzten Jahrhunderts konnte eine starke Temperaturzunahme beobachtet werden ([www.wetteronline.de](http://www.wetteronline.de)). Jedoch ist nicht ausschließlich der Klimawandel für die auftretenden Hochwasser verantwortlich.

Hinzu kommen auch die massiven baulichen Veränderungen am Rhein. Die Begradigung und Verkürzung des Flussbetts durch z.B. die Tulla'sche Rheinkorrektur um

1825 führten dazu, dass die natürlichen Überschwemmungsflächen (z.B. durch Eindeichung, Trockenlegung) entlang des Rheins zerstört wurden.

Des Weiteren führten eine Absenkung des Grundwassers sowie das Trennen von Altwasserarmen vom Hauptfluss zu einer Beeinträchtigung der Tier- und Pflanzenwelt in den früheren Feuchtgebieten (STADELBAUER 1991). Die wechselnden städtischen und industriellen Ausweitungen entlang des Flusses, zusammen mit der landwirtschaftlichen Entwicklung, haben es dem Fluss unmöglich gemacht sich auszubreiten. Bis zu 85% der Auwälder wurden vom Fluss getrennt, was das Hochwasserrisiko, aufgrund der fehlenden Möglichkeit des Wassers sich auszubreiten, förderte. Weiterhin wurde der Rhein über einen längeren Zeitraum durch hohe Verschmutzung durch die Abwässer der Industrien oder durch Unfälle in den Fabriken (z.B. Chemieunfälle) nachhaltig geschädigt. Der Höhepunkt der Verschmutzung lag in den Jahren zwischen 1960 und 1975. In diesem Zeitraum wurde er als „offene Kloake“ beschrieben (KLEIN et al. 2003).

Bei Untersuchungen des regionalen Klimawandels in Deutschland zeigte sich eine gleichmäßige Erwärmung um 1°C zwischen 1901 und 2000 (SCHÖNWIESE et al. 2005). Vor allem in den letzten beiden Jahrzehnten (1981-2000) zeigte sich ein deutliches Erwärmungsmaximum im Winter bei gleichzeitig annäherndem Stillstand im Herbst. Während die zunehmende Erwärmung im Winter einen erhöhten Niederschlag aufweist, konnte im Sommer dagegen eine eher abnehmende Niederschlagstendenz ermittelt werden (SCHÖNWIESE et al. 2005).

Laut LUTERBACHER et al. (2004) zeigt sich eine stetige Erwärmung, wobei vor allem in den letzten 10 Jahren, zwischen 1994 und 2003, die wärmsten Jahre seit 1989 dokumentiert werden konnten (SCHRÖTER et al. 2005). Extreme Beispiele für eine Temperaturzunahme zeigen die Sommer der Jahre 1995 und 2003.

Vor allem der Extremsommer 2003 war der heißeste seit ungefähr 500 Jahren (LUTERBACHER et al. 2004). Aufgrund der extremen Erwärmung kommt es zu einer erhöhten Verdunstung der Flüsse oder Seen, dies führt zu einem erhöhten Wassergehalt in der Atmosphäre, was wiederum zu vermehrten Trockenperioden führt. Entlädt sich dieses Wasser nun unter starken Niederschlägen, welche in immer kürzeren Intervallen auftreten, kann diese Masse an Wasser nicht vom Boden aufgenommen werden. Es fließt oberirdisch ab und führt somit zu aperiodischen Sommerfluten! Dies begünstigt zunehmend die

Austrocknung der Böden. TRÖMEL & SCHÖNWIESE (2007) konnten anhand ihrer Untersuchungen zeigen, dass in Süddeutschland bereits eine Zunahme an starken Regenfällen seit ca. 100 Jahren nachgewiesen werden konnte. Weiterhin führen diese starken Regenfälle zu extremen Sommerfluten, welche in Mitteleuropa in den letzten Jahren häufig deutlich wurde (Rhein 1995, Oder 1997, Elbe 2002, 2006, Donau 2002, 2006). Durch weiter zunehmende CO<sub>2</sub>-Emissionen steigt auch die Wahrscheinlichkeit von weiterer Extremsommer und anderer klimatischer Extremereignisse um mehr als 70% (STOTT et al. 2004). Aufgrund des sich verändernden Klimas werden, aller Voraussicht nach, die Flüsse in Mitteleuropa, in unserem Fall speziell der Rhein, im Winter mehr und im Sommer weniger Wasser führen (MIDDELKOOP et al. 2001).

Die zunehmend milden Winter können auch zu den Extremereignissen gezählt werden. Durch einen Rückgang der Schneemenge in den Gebirgen (Winter 2006/ 2007) kommt es zu fehlendem Schmelzwasser im Frühjahr. Der Temperaturwechsel und die Zunahme von Winterniederschlägen in Form von Regen anstatt Schnee (ALLAN & SODEN 2008), werden einen gravierenden Einfluss auf die Staumenge in der Schweiz haben.

Gegenwärtig wird der Abfluss im Sommer durch die Schneeschmelze des vergangenen Winters bestimmt. Ein Rückgang dieser Wasserspeicherung wird zu Veränderungen im Abflussregime des Flusses führen. Der niedrigere Pegel wird einen Einfluss auf Überflutungsereignisse haben und zu einem möglichen Wassermangel flussabwärts führen (z.B. Rhein, Elbe). Dies kann die Wahrscheinlichkeit von periodischen Winter- und Frühjahrshochwassern erhöhen (MIDDELKOOP et al. 2001, Klein et al. 2003).

Aufgrund vieler verschiedener Klimamodelle konnte gezeigt werden, dass dieser Trend sich weiter fortsetzt und eine Häufung von wärmeren und feuchteren Wintern sowie zunehmende wärmere und trockene Sommer zu erwarten sind (KLEIN et al. 2003, SCHWARZ et al. 2007, JENTSCH & BEIERKUHNLEIN 2008, MCMULLEN & JABBOUR 2009.).

Das Klima im Rhein-Einzugsgebiet wird durch die gemäßigte Zone mit wechselnden Wetterverhältnissen bedingt. Im Sommer kann die Temperatur auf über 30°C steigen, während sie im Winter unter den Gefrierpunkt sinken kann. In diesem Falle besteht der Niederschlag aus Schnee. Der Herbst ist normalerweise die regenreichste Jahreszeit, bei einer Durchschnittstemperatur um 8 Grad Celsius. Im Frühling beträgt die durchschnittliche Temperatur meist mehr als 10 Grad Celsius am Tag. Niederschlag gibt es

das ganze Jahr über. Das Jahresmittel liegt um 8°C (www.wetter-deutschland.com). Geht man von Norden nach Osten bzw. Südosten geht das maritime Klima in ein kontinentales Klima über. Sowohl die täglichen, als auch die jährlichen Temperaturwechsel gehen nirgendwo in Extreme über (KLEIN et al. 2003).

Um die Szenarien für die Zukunft zu simulieren wurde das Modell „Rhineflow“ entwickelt. Es soll die Einflüsse des Klimawandels auf das Rheinbecken zeigen. Das Modell verwendet standardisierte meteorologische Variablen für Temperatur und Niederschlag, geographische Geländedaten, Landnutzung, Bodentyp sowie Grundwassercharakteristik. Der Rhein wird sich von einem aus Schneeschmelze und Regen gespeisten Fluss zu einem nur aus Regen gespeisten Fluss verändern. Die Frequenz der kleinen und großen Überflutungsereignisse wird zunehmen. Der vorausgesagte zukünftige Trend: Zunahme an Regenfällen im Winter und Frühjahr, frühere Schneeschmelze und veränderte Niederschlagsmuster können zu einer Zunahme der Häufigkeit von Überflutungen führen. Wärmere Durchschnittstemperaturen und mehr Extreme wird die Nachfrage an Wasser für die Landwirtschaft und die Nachfrage nach Trinkwasser weiter steigern (KLEIN et al. 2003).

Aufgrund dieser Vorhersagen für die Zukunft des Rheins wurden verschiedene Hochwasserschutzkonzepte ins Leben gerufen. Dazu gehört in erster Linie die IKSR (Internationale Kommission zum Schutz des Rheins), eine Organisation auf der Basis eines völkerrechtlichen Übereinkommens zwischen den Rhein-Anliegerstaaten (Schweiz, Liechtenstein, Österreich, Frankreich, Deutschland, Niederlande, Luxemburg und der EU).

Diese rief verschiedene Schutzprojekte in den letzten Jahren ins Leben: 1987 das „Aktionsprogramm Rhein (APR)“ mit dem Ziel der gründlichen Sanierung des Rheins bis 2000. Es sollten verschwundene Tierarten (z.B. Lachs) im Rhein wieder heimisch werden, das Rheinwasser sollte tauglich bleiben für die Trinkwasserversorgung und die Verschmutzung in der Nordsee sollte reduziert werden.

Im Jahr 1993 kam das Projekt „Mehr Raum für den Rhein“ mit den Ziel der nachhaltigen Entwicklung und dem Auenschutz. 1995 rief die Kommission den „Aktionsplan Hochwasser (AP)“ ins Leben. Dieser Plan beinhaltete alle nationalen und internationalen Schutzmaßnahmen: Besserer Schutz für Mensch und Güter gegen Hochwasser und die Verbesserung der ökologischen Bedingungen des Rheins und der

Auwälder. Im Anschluss erhielt die IKSR den Auftrag, ein neues Programm zur nachhaltigen Entwicklung des Rheins für die Zeit nach 2000 aufzustellen, dieses Programm nannte sich „Rhein 2020“. Die ökologischen Ziele sollten die Hochwasservorsorge und die Auenentwicklung miteinander verbinden (Schutz von Ökosystemen, Festsetzung von Naturschutzgebieten, nachhaltige Förderung und Extensivierung von Überschwemmungsgebieten, Reaktivierung von Altwasser- und Seitenarmen, Reaktivierung der Dynamik von alten Rheinarme, etc.) Zu diesem Programm gehörte auch die Reaktivierung von 160 km<sup>2</sup> Überflutungsfläche (KLEIN et al. 2003, [www.iksr.org](http://www.iksr.org)). Das Untersuchungsgebiet Polder Ingelheim ist ein Projekt dieses Plans sowie die Deichrückverlegung des Polders Bürgerweide in Worms. Das Hartholz-Auwaldfragment im Naturschutzgebiet Sandlache zählt noch zu einem relativ ursprünglichen Auwaldgebiet, welche am Rhein kaum noch vorhanden sind.

Weitere Schutzprogramme waren das von der EU 1997 gegründeten „IRMA-Programm (Interreg-Rhein-Maas-Aktivität)“. Mit dem Programm sollen nationale und grenzüberschreitende Projekte unterstützt werden, welche einen Beitrag zur Reduzierung der Überschwemmungsrisiken leisten.

Das Ziel sollte eine nachhaltige Lösung der Hochwasserproblematik im Rhein-Maas Einzugsgebiet bieten (KAUTENBURGER et al. 2002, [www.irma-lfw-rp.de](http://www.irma-lfw-rp.de)).

Des Weiteren ist es von großer Bedeutung, detaillierte Kenntnisse über die Entwicklung der Lebensgemeinschaften in ufernahen Lebensräumen zu erwerben, um so die Folgen des regionalen Klimawandels in diesen gefährdeten Habitaten erkennen zu können. Auch der zukünftige Status der Auwälder, vor allem im Mainzer Becken, sollte überprüft und untersucht werden.

## 4.3 Laufkäfer und ihre Bedeutung für den Naturschutz

### 4.3.1 Laufkäfer

In Europa sind mittlerweile gut 2700 Laufkäferarten bekannt, davon sind ca. 550 Arten in Deutschland nachgewiesen (KLAUSNITZER 2002, DORNIEDEN 2005). Laufkäfer faszinierten schon früh ihre Beobachter, da sie zum Teil metallisch glänzend und recht groß und auffällig sind.

Die meisten Carabiden sind anhand ihres Erscheinungsbildes bereits unschwer zu erkennen. Sie besitzen lange, fadenförmige Fühler mit 11 Gliedern sowie jeweils fünfgliedrige Tarsen (Füße) an ihren typischen Laufbeinen. Auch sind die meisten Arten (außer die großen Carabus-Arten) zum Flug befähigt. Es gibt zahlreiche gut erkennbare, oft gattungstypische Merkmale, wie die stark verkleinerten Kiefertaster der Ahlenläufer (*Bembidion*), die auf die Flügeldecke umgebogene Flügelnaht der Flinkläufer (*Trechus*) oder die Grabbeine der Fingerkäfer (*Clivina*) und Handläufer (*Dyschirius*). Diese Merkmale grenzen zumindest die in Frage kommenden Gattungen bereits auf wenige ein (DORNIEDEN 2005). Wesentliche Bestimmungsmerkmale für die Laufkäfergattungen sind die Zahl der Überaugenborsten (1 oder 2), das Vorhandensein bzw. Fehlen von Putzscharten an den Vorderbeinen, die Zahl der borstentragenden Fühlerglieder sowie Flügeldeckenmerkmale (Porenpunkte, Form, Skulptur). Die Carabiden leben hauptsächlich epigäisch (auf der Bodenoberfläche), einige wenige leben arboricol, während andere sogar unterirdisch vorkommen. Man findet sie in Mooren, an Fluß- und Seeufern, ebenso wie im Gebirge. Sie bewohnen die Wälder und die offenen Landschaften aller Erdteile (WACHMANN et al. 1995).

Die einheimischen Arten decken einen Größenbereich von ca. 1,5 mm (z.B. Zwergahlenläufer: *Tachys spec.*) bis etwa 40 mm (Lederlaufkäfer: *Carabus coriaceus*) ab. Laufkäfer sind in der Regel Prädatoren. Sie fressen andere kleinere Arthropoden, Regenwürmer oder Schnecken, jedoch finden sich unter ihnen auch Aasfresser, sowie Pflanzen- und Samenfresser. Sie spielen eine Rolle bei der Verwertung toter pflanzlicher und organischer Stoffe, der Bildung von Humus, der Auflockerung des Bodens und der Verteilung der Nährstoffe. Sie werden sogar zur biologischen Schädlingsbekämpfung eingesetzt (z.B. *Calosoma inquisitor*). Sie sind wichtig zur Erhaltung der Stabilität von

Ökosystemen. Sie können mehr als das Dreifache ihres Körpergewichts vertilgen. Unter anderem findet man bei ihnen sogar eine extraintestinale Verdauung (WACHMANN et al. 1995, KLAUSNITZER 2002, DORNIEDEN 2005). Mitte der 60er Jahre befassten sich Autoren wie THIELE und andere sehr ausgiebig mit der Familie der Laufkäfer (LAUTERBACH 1964, LEHMANN 1965, KOCH 1989, TIETZE 1968, THIELE & WEISS 1968). In vielen Labor und Freiland-Untersuchungen beobachtete und studierte THIELE (1964, 1969, 1977) die Habitatwahl der Laufkäfer aufgrund verschiedener ökologischer Parameter, wie Feuchtigkeit, Helligkeit und Temperatur. Er fand heraus, dass die Carabidenzönosen eine bestimmte Habitatpräferenz, vor allem für Bodenfeuchte und die relative Feuchte der bodennahen Luftschichten aufweisen. Weiterhin stellte er fest, dass Arten mit einer großen Präferenz für Feuchte vor allem waldbesiedelt sind. Im Versuch konnte er zeigen, dass diese Waldarten stark photophob reagieren, eine niedrigere Temperatur bevorzugen und in der Regel nachtaktiv waren. Auch MÜLLER-MOTZFELD (2001) fand einen deutlich höheren Anteil an nachtaktiven Arten bei Wald-Carabiden gegenüber Offenlandarten. THIELE (1977) zeigte, dass die Offenlandarten eine Präferenz für Helligkeit sowie höhere Temperaturen aufweisen und hauptsächlich am Tage aktiv sind. Er unterteilte die Arten anhand seiner Ergebnisse in hygrophile, mesophile und xerophile Spezies. Jedoch konnte er bei all seinen Untersuchungen feststellen, dass der wesentliche limitierende Faktor bei der Habitatwahl die Feuchtigkeit darstellt. Dies wurde auch durch Untersuchungen von anderen Autoren bestätigt (LAUTERBACH 1964, TIETZE 1968, SCHEURIG et al. 1997).

Die Aktivitätszeiten der Carabiden stehen grundsätzlich in engem Zusammenhang mit dem Fortpflanzungsgeschehen. Seit Jahrzehnten werden die beiden Gruppen der Frühjahrs- und Herbstbrüter unterschieden (DORNIEDEN 2005). Als einer der ersten befasste sich LAUTERBACH (1964) mit dem Entwicklungszyklus einiger Arten und brachte dies in Zusammenhang mit ihrem Vorkommen in bestimmten Habitaten.

So stellte er fest, dass es zwei unterschiedliche Fortpflanzungstypen gibt. Sie lassen sich alternativ als Imaginal- bzw. Larvalüberwinterer klassifizieren. Der Entwicklungszyklus der Imaginalüberwinterer entspricht dem folgenden Schema: Überwinterung als Käfer, Fortpflanzung im Frühjahr und Larvalentwicklung im Lauf des Sommers. Im Herbst schlüpfen die Käfer und überwintern entweder direkt in der Puppenwiege oder werden noch kurze Zeit aktiv (sog. Herbstbestand), bevor sie das Winterlager aufsuchen. Bei den

Larvalüberwinterern erfolgt die Eiablage entsprechend im Herbst und der Schlupf der Imagines im nächsten Frühjahr (DORNIEDEN 2005). Weiterhin fand LAUTERBACH (1964) heraus, dass sich Waldarten wesentlich häufiger im Herbst fortpflanzen, während Feldarten eher im Frühling ihre Fortpflanzungsperiode haben, dieses konnte auch MÜLLER-MOTZFELD (2001) bestätigen. Auch konnte er eine Verbindung zwischen dem Lebensraum einer Art und ihrem Fortpflanzungszyklus erkennen. Er stellte fest, dass die Laufkäferfauna an Flüssen überwiegend aus Frühjahrsbrütern bestand, was er auf die hauptsächlich im Winter stattfindenden Überflutungen schob. Die Fortpflanzung dieser Arten fiel somit in die überflutungsfreien Zeiten. Zu diesen Ergebnissen kamen auch LEHMANN (1965), THIELE (1968, 1977) und THIELE & WEBER (1968).

RASKIN (1998) stellte fest, dass die Laufkäferfauna über die Verteilung der Fortpflanzungstypen die Dynamik des Wasserhaushaltes eines Gebietes anzeigt. Er konnte aufgrund winterlicher Hochwasser in Feucht- und Nassbiotopen eine deutliche Dominanz von Frühjahrsbrütern erkennen. MÜLLER-MOTZFELD (2001) kam bei seinen Untersuchungen zu dem Ergebnis, dass der Anteil von Herbstbrütern im Wald deutlich höher liegt als im Offenland. Die Untersuchungen von MEISSNER (1984) bezogen sich auf die Präferenzen der Carabiden in Bezug auf verschiedene Substrate. Er zeigt, dass die hygrophilen Arten den Boden mit der besten Wasserspeicherkraft (z.B. Lehm) bevorzugten.

Es darf jedoch nicht übersehen werden, dass die Begriffe Frühjahrs- und Herbstbrüter vor allem die Enden eines Kontinuums beschreiben. Wenige Arten sind darüber hinaus sogar im Winter fortpflanzungsaktiv. Unter Berücksichtigung der mehrjährigen Lebenserwartung vieler Carabiden ergibt sich, dass auch bei Herbstbrütern nicht nur Larven sondern teilweise auch Imagines den Winter überdauern. Auch finden sich einige Arten, welche sich sowohl im Herbst- als auch im Frühjahr fortpflanzen (DORNIEDEN 2005).

Es ist festzuhalten, dass die Biotopwahl der Carabiden in hohem Maße durch das Mikroklima bestimmt wird, vor allem durch die Kombination von Temperatur und Feuchtigkeit. Aufgrund dieser Faktoren konnten Verbreitungsschwerpunkte festgelegt werden (BRÄUNICKE & TRAUTNER 2009). Für jede Art kann eine Dominanzstruktur für ihr bevorzugtes Habitat erstellt werden. Aufgrund dieser Dominanzverhältnisse kann man

auch geringe Störungen in Biotopen durch Veränderungen in der Artzusammensetzung erkennen (SCHEURIG et al. 1997).

Die Spanne der Bindung an bestimmte Umweltfaktoren reicht von unspezialisierten, euryöken Arten, welche die Schwankungen der Umweltbedingungen in größerem Maße ertragen, bis hin zu extremen stenöken Arten, deren Toleranz gegenüber Schwankungen sehr gering ist (MAAS 1999, THIELE 1967).

#### 4.3.2 Laufkäfer als Bioindikatoren

Im Laufe der Zeit wurden bereits mehrere Untersuchungen zum Thema „Laufkäfer als Bioindikatoren“ (THIELE & WEISS 1976, SPANG 1996,1999, ZULKA 1996, RAINIO & NIEMELA 2003, FOLLNER & HENLE 2006, GERISCH et al. 2006) durchgeführt. Mittels Bioindikatoren versucht man ökologischen Veränderungen und den damit verbundenen Wandel von Fauna und Flora zu dokumentieren.

Aufgrund ihres Lebensraumes eignen sich vor allem bodenbewohnende (epigäische) Tiergruppen, z.B. Arthropoden, als Bioindikatoren (LANGOR & SPENCE 2006). Zu diesen epigäischen Bewohnern gehören unter anderem auch die Laufkäfer. Ihre enorme ökologische Bedeutung beruht auf ihrer vielseitigen Lebensweise, ihrer speziellen Habitatbindung und ihrer schnellen Reaktion auf mikroklimatische Ereignisse (RAINIO & NIEMELA 2003, MARGGI 2007). Des Weiteren sind der enorme Kenntnisstand über ihre Ökologie, Physiologie und die vielfältige Lebensweise sowie ihre Habitatpräferenzen und der Gefährdungsstand ausschlaggebend für Ihre Eignung als Bioindikatoren (TRAUTNER et al. 1998, ELLIS et al. 2001, GERISCH et al. 2006, MARGGI 2007, GAC Supplement I - III und V 1999, 2001, 2004, 2009). Ökologische Parameter, insbesondere Feuchte-, Temperatur- und Lichtverhältnisse werden als die zur Verbreitung bestimmenden Einflussgrößen angesehen (THIELE 1964, 1969, 1977).

So finden sich die „Liebhaber“ feuchter, kühler und schattiger Verhältnisse vor allem unter den Waldbewohnern, während Arten mit einer Präferenz für trockene, warme und sonnige Verhältnisse die Offenlandbewohner repräsentieren (MÜLLER-MOTZFELD 2001). Dabei können aber nicht bei allen Arten ihre im Labor ermittelten Vorlieben auch im Freiland bestätigt werden (DORNIEDEN 2005, THIELE 1977). BONN & SCHRÖDER (2001)

versuchten mit verschiedenen Methoden für zwei unterschiedliche Laufkäferarten Habitatmodelle zu kreieren. Sie konnten zeigen, dass ökologische Faktoren für das Auftreten spezieller Arten verantwortlich sind.

Bei diesen beiden Arten waren es unter anderem die hohe Bodenfeuchte, der Bedeckungsgrad und Ausprägung der Vegetation, aber auch Lichtintensität und der pH-Wert. Diese Untersuchungen zeigten ganz deutlich, dass Carabiden spezielle Habitatansprüche bevorzugen. Bezüglich des Mikroklimas gibt es Ähnlichkeiten zwischen sehr unterschiedlichen Habitaten. So konnten typische Waldarten nach Umwandlung einer Wiese in ein Rübenfeld die Fläche durchqueren, die zuvor eine Ausbreitungsbarriere darstellte. Hierbei spielte auch die Dichte der Vegetation (Raumwiderstand) eine Rolle (MAAS 1999, BROSE 2003). Dennoch ist festzuhalten, dass Waldarten generell auch in, relativ zum Wald, feuchtere, offene Lebensräume vordringen können, sodass ein Habitatwechsel bei Änderungen in den mikroklimatischen Gegebenheiten durchaus möglich sein kann. Somit sind viele Arten in ihren Ansprüchen auf der Ebene der Lebensräume flexibler als vielfach angenommen (BROSE 2003).

Eine Differenzierung in Bewohner der Wälder, der landwirtschaftlichen Nutzflächen, der Gewässerufer sowie von Feuchtgebieten ist dennoch möglich, doch sollte man sich bewusst sein, dass damit vor allem der Schwerpunkt des Vorkommens bezeichnet wird, während einzelne Käfer immer wieder an eher unerwarteten Stellen auftauchen (DORNIEDEN 2005). MAAS (1999) und PLATEN et al. (2001) benutzten Laufkäfer als Bioindikatoren, um ökologische Beurteilungen von Lebensräumen vorzunehmen.

Ebenso benutzten SPARKE & NIEDRINGHAUS (2006) die Laufkäfer als Bewertungsindikator für eine Effizienzkontrolle, um den Erfolg, bzw. Misserfolg einer Renaturierungsmaßnahme in Niedersachsen zu überprüfen. In der Literatur finden sich viele Untersuchungen, welche die Laufkäfer als Indikatoren für Veränderungen in bestimmten Gebieten heranziehen (BOSCAINI et al. 2000, DECLEER 2003, GÜNTHER & ASSMANN 2005, GERISCH et al. 2006, FOLLNER et al. 2009).

Bereits 1976 untersuchten THIELE & WEISS die Folgen der Austrocknung eines Waldes anhand einer Bestandsentwicklung von Carabiden und stellte einen Rückgang von hygrophilen Arten und den Anstieg xerophiler Arten fest. Eine Reduzierung von stenotop-hygrophilen Arten (BONN et al. 2002) begünstigt gleichzeitig einen Anstieg von eurytopen

Arten (ARMBRUSTER 2002). Somit deutet ein hoher Anteil stenotop-hygrophiler Arten auf eine „lebendige Fluss-Aue“ hin. Bei Untersuchungen von WOHLGEMUTH v. REICHE et al. (1999) im Bereich der Odertal-Auen wurde beobachtet, dass vor allem nach Überflutungen eine Ansiedlung typischen Auearten stattfand. Dabei handelte es sich fast ausschließlich um stenotop-hygrophile Arten, so genannte Pionierarten, welche die Flächen nur kurzzeitig besiedeln. Auch der Anteil flugfähiger Arten war deutlich höher als der flugunfähiger Arten. Auch HANDKE (1997) kam zu dem Ergebnis, dass nur regelmäßige Überstauungen eine Bildung von hygrophilen Laufkäfergemeinschaften fördern, somit kann eine Neu- bzw. Wiederbesiedlung gefährdeter Laufkäferarten nur durch natürliche Flussdynamiken gewährleistet werden (REBHAN 1997). Diese periodischen Überflutungen sind für das Vorkommen auentypischer Laufkäfergemeinschaften nicht nur entscheidend (SIEPE 1994, SIEPE 2006, LUDEWIG 1999b), sie profitieren deutlich von der Eigendynamik der Fließgewässer (ARMBRUSTER 2002). Ein naturnahes Überflutungsregime kann man am Anteil der obligatorisch hygrophilen Arten erkennen (RIECKEN 1997).

Auch SPANG (1999) benutzte die Laufkäfer als Indikatoren für hydrologische Rahmenbedingungen in der Oberrheinaue. MÜLLER-MOTZFELD (1989) kam zu dem Schluss, dass sich Laufkäfer besonders eignen als Indikatoren für Insektizide, Herbizide, bei der Abschätzung von Immissionsschäden (STUBBE & TIETZE 1982), in der urbanen Ökologie (KLAUSNITZER & RICHTER 1983) und für allgemeine Fragen der Landeskultur und des Naturschutzes.

GERISCH et al. (2006) überprüften die Indikatorqualität der Laufkäfer in Bezug auf Überflutungen. Die Untersuchungen zeigten, dass sich Laufkäfer ebenfalls eignen um umweltbedingte Variablen anzuzeigen. Die Ergebnisse zeigen ein starkes Verhältnis zwischen der Überflutungsdauer, der Grundwassertiefe und das Auftreten der Laufkäfer. Sie zeigten in ihrer Studie, dass Laufkäfer ebenfalls geeignete Indikatoren sind um quantitativ Umweltvariablen anzuzeigen.

Jedoch gibt es auch Nachteile, welche die Verwendung von Laufkäfern als Bioindikatoren erschweren. Die Lebensweise der Laufkäfer ist dermaßen vielseitig, dass sie von Land zu Land oder sogar von Stadt zu Stadt andere bevorzugte Lebensräume aufweisen können (WACHMANN 1995, FREUDE et al. 2004). Wird zum Beispiel in einem Bundesland eine Art als äußerst hygrophil beschrieben und findet sich dort nur an

ausgesprochen feuchten Standorten, kann dies im nächsten Bundesland schon wieder ganz anders aussehen. Dort ist sie vielleicht nur auf Feldern und Äckern anzutreffen. Es gibt bereits einige Untersuchungen zur Frage nach Art und Ursache der Verbreitung von Carabidenarten. Die verschiedenen Verbreitungsmuster der Carabiden hängen häufig mit den vorherrschenden Veränderungen in ihren Lebensräumen zusammen, z.B. drastische Änderungen in der Landnutzung, Dünger, Veränderungen im Wasserhaushalt des Bodens, etc. (MÜLLER-MOTZFELD 2008, LÖSER 1972).

Jedoch muss man bei Bewertung eines Habitates mit Hilfe von Laufkäfern vorsichtig sein. Aufgrund ihrer hohen Mobilität können Fänge z.B. nur Zufallsfänge sein (wegen Nahrungssuche, weniger Konkurrenz). Der Fang einer bestimmten Art kann allein noch keine Aussage zulassen, ob diese Art in dem untersuchten Gebiet tatsächlich angesiedelt ist oder nicht. Eine Aussage über das Habitat lässt sich nur mit genügend Informationen über das generelle Vorkommen von Arten in der Umgebung machen. Auch die ökologische Typisierung der Arten hängt mit dem Vorkommen der Arten in der unmittelbaren Umgebung zusammen (MÜLLER-MOTZFELD 2008). FOLLNER et al. (2009) beschrieben bei Untersuchungen nach einer extremen Überflutung 2002 an der Elbe, dass nicht immer das Auffinden bestimmter Bioindikatoren auch den Zustand des jeweilig untersuchten Gebiet direkt widerspiegelt.

Die ökologischen Reaktionen von Arten auf Entwicklungsfaktoren können sich in Bezug auf Zeit und Geografie unterscheiden. Somit müssen exakte Untersuchungen an den jeweils selben Standorten und den genauen Zeitpunkten ausführlich untersucht werden. Auch RIECKEN (1997) kam bei seinen Untersuchungen zu dem Ergebnis, dass es grundsätzlich keine „guten Bioindikatoren“ unter den Arthropoden gibt. Es ist möglich das eventuelle Fehlen oder Vorhandensein einzelner Arten zu dokumentieren. Jedoch ist es, aufgrund von Populationsschwankungen der Arthropoden bei Betrachtung ausschließlich einzelner Arten, problematisch statistische Aussagen zu treffen. Indikatorische Hinweise können auch die Zusammensetzung der Taxozönosen einzelner Gruppen geben. Dies gilt auch bei den Laufkäfern oder epigäischen Spinnen. Die Dominanzverteilung einzelner Laufkäfer-Taxozönosen können in bestimmten Gebieten große Unterschiede aufweisen. Vor allem der Anteil an obligatorisch hygrophilen Arten kann als Zeiger für ein naturnahes Überflutungsregime gewertet werden. Auch der Anteil an flugfähigen, bzw. flugunfähigen

Arten kann als Indikator verwendet werden, da in dynamischen Lebensräumen die Dominanz der flugfähigen Arten deutlich höher ist als in stabilen Gebieten. Ebenso spielt die Vegetation eine Rolle. Mit zunehmender Intensivierung fallen die großen Arten aus und die kleinen Arten erreichen höchste Dominanzwerte (BONN & HELLING 1997). SPARKE & NIEDRINGHAUS (2006) kamen zu dem Ergebnis, dass Laufkäfer nicht als alleinige Stellvertreter für eine Gesamtfäuna repräsentativ sind.

In unseren Untersuchungsgebieten Auwald/Polder Ingelheim wurden jedoch sowohl die Spinnen, die Collembolen, etc. bereits untersucht. In diesem Zusammenhang vervollständigen die Laufkäfer die Untersuchungsergebnisse in diesen Gebieten. Somit kann, unter Berücksichtigung der Ergebnisse von Dr. M. T. Marx und Dr. P. Guhmann, eine Aussage über das Habitat sowie ein möglicher Trend getroffen werden. Des Weiteren wurden im Naturschutzgebiet Sandlache bereits sporadisch Laufkäfer (LESSEL & EISENBEIS 2008) erfasst.

Lediglich bei Berücksichtigung der Gesamtarten-Kollektive und der Betrachtung der Biodiversität können sie repräsentative Daten liefern. Jedoch kann die durchschnittliche Körpergröße der Laufkäfer als überregional gültiger Indikator eingesetzt werden (MIB=Biomasse) (SCHWERK & SZYSZKO 2007a, b). Bei seinem Vortrag im Jahr 2009 berichteten SCHWERK & SZYSZKO, dass bei zunehmender Sukzession, die Anzahl der Arten und auch der Individuen abnimmt, da die kleineren Arten durch größere Laufkäferarten abgelöst werden. Sie beschrieben die Sukzession als Hauptfaktor, welcher die Bildung einer Laufkäferzönose bestimmt. Das bedeutet, je größer die erfassten Laufkäferarten, desto mehr kann man von einem hohen Sukzessionsgrad des Untersuchungsgebietes ausgehen. Auch CÁRDENAS & HIDALGO (2007) benutzen die Laufkäfer und ihre MIB als verlässlichen Wert zur Abschätzung eines Entwicklungsstadiums auf der südlichen iberischen Halbinsel. Nach einer Ölkatastrophe wollten sie sechs Jahre nach der Katastrophe mit Hilfe der Methode der MIB der Laufkäfer eine Aussage in Bezug auf einen Erholungsprozess dieses Gebietes geben. Somit bedeutet ein hoher MIB eine hohe Sukzession. Durch die Zunahme der Sukzession findet wahrscheinlich auch eine vermehrte Ansiedlung unterschiedlichster Tiergruppen statt. Somit erhöht sich auch die Menge der Fraßfeinde kleinerer Laufkäferarten. Ebenso könnte eine Verdrängung kleinerer Laufkäferarten durch eine Besetzung ihrer ökologischen Nischen durch andere Arten vorkommen.

Um eindeutige Aussagen in einem Untersuchungsgebiet über die präferierten Lebensräume der Laufkäfer treffen zu können, ist es wichtig einen guten Überblick über das Vorkommen der Laufkäferarten in der näheren Umgebung zu haben.

#### 4.3.3 Laufkäfer und Überflutungen

Vor allem die ufernahen Lebensräume von Flüssen, z.B. Auen sind von regelmäßig auftretenden Überflutungen geprägt. Diese Dynamik führt zu einer Ansiedlung speziell angepasster Pflanzen- oder Tiergemeinschaften.

Veränderungen in diesen Bereichen, z.B. durch Ausbleiben periodischer Überflutungen, zunehmende Trockenheit im Sommer, aperiodisch auftretendes Hochwasser, etwa durch starke lokale Niederschläge, führen zu einer Störung dieser sensiblen Habitats (GERISCH et al. 2006, BONN & KLEINWÄCHTER 1997). CONNELL (1979) bezeichnete den Begriff „Störung“ als die unterschiedslose, katastrophenartige Entfernung aller Individuen aus einem Gebiet (z.B. durch Blitzschlag, Unwetter, Erdbeben, Hochwasser), was einen Verlust der speziellen Flora und Fauna in diesen Gebieten zur Folge hat. Er beschrieb, dass häufige großräumige Störungen zu einer klaren Dominanz schnell kolonisierender Pionierarten führen, wohingegen bei seltenen, kleinräumigen Störungen konkurrenzstarke, für ein spätes Sukzessionsstadium typische Arten, vorherrschen.

Die in einem Auenökosystem vorkommenden periodischen Überflutungen wirken systemerhaltend, während das Ausbleiben dieser charakteristischen Überflutungen tatsächlich als Störung des Systems angesehen werden kann (SPANG 1999). Am stärksten betroffen sind vor allem die am oder im Boden lebenden Arthropoden. Um die Folgen dieser Ereignisse verstehen zu können, wurden bereits viele Untersuchungen in Bezug auf die Auswirkungen von Störungen auf bodenlebende Arthropoden durchgeführt. Bei Untersuchungen von ROBINSON et al. (2002) zeigte sich, dass viele verschiedene Faktoren bei einer Besiedlung von dynamischen Lebensräumen eine Rolle spielen. Sie fanden heraus, dass dynamische Lebensräume eine hohe Heterogenität sowohl auf die Flora als auch auf die Fauna aufweisen.

Es fanden sich komplexe und unterschiedliche Sukzessionsstadien sowie eine Vielzahl von aquatisch, terrestrisch und amphibisch lebenden Tiergruppen. Das faunis-

tische Verbreitungsmuster wurde bestimmt durch einen interaktiven Prozess, welcher das landschaftliche Mosaik wiedergibt. Auch die Entwicklungszyklen sowohl der Pflanzen- als auch der Tierwelt zeigten charakteristische Anpassungen. Häufig wurden Untersuchungen über die Auswirkungen von Überflutungen auf die Arthropodenfauna mit Hilfe der Laufkäfer durchgeführt. BROSE (2003) versuchte die Frage zu klären, ob Laufkäferpopulation in Feuchtgebieten eher abhängig von der Diversität der dort vorkommenden Pflanzen oder von der strukturellen Heterogenität des Habitates sind.

ILG et al. (2008) untersuchten die Einflüsse der extremen Flut 2002 auf die Flora und Fauna von Graslandschaften an der Elbe. Sie erhoben Daten sowohl vor, als auch nach der Flut und verglichen diese miteinander. Es zeigten sich deutliche Unterschiede in der Reaktion auf diese Flut bei Pflanzen, Schnecken und Laufkäfern. Die „normalen“ Frühjahrs- und Winterfluten hatten nur einen geringen Effekt auf die Flora und Fauna, da in diesem Zeitraum eine eher geringe Aktivität herrschte. Sommerfluten jedoch führten zu großen Störungen in den Ökosystemen. Die Ergebnisse zeigten, dass die Laufkäfergemeinschaften und die Schnecken am stärksten von der Flut betroffen waren. In den Überflutungsbereichen der Elbe waren die hydrologischen Bedingungen der Schlüsselfaktor für die Vegetation, die Schnecken und die Laufkäfer ebenso wie der Boden und andere abiotische Faktoren. Überraschenderweise wechselte die Vegetation nur sehr gering.

Diese hohe Resistenz könnte durch die morphologische und Entwicklungszyklusanpassung erklärt werden, welche bei den meisten Pflanzen in Überflutungsbereichen auftreten. Die Laufkäferpopulationen wurden durch die Flut am Meisten dezimiert, obwohl die meisten erwachsenen Laufkäfer gute Schwimmer sind. Sie zeigten auch verschiedene Verhaltensmaßnahmen, wie z.B. die Auswanderung in trockenere Winterplätze im Herbst, geringe Aktivität im Winter oder überleben unter Wasser bei niedrigeren Temperaturen (SIEPE 1994). Diese Maßnahmen können einen Selektionsvorteil bieten und ein Überleben bei den „normalen“ Frühjahrs- und Winterfluten ermöglichen (HILDEBRANDT 1997). Aufgrund des Lebenszykluses der Laufkäfer, sind diese eher abhängig vom Zeitpunkt der Flut.

Auch BOSCAINI et al. (2000) kamen zu dem Ergebnis, dass das Überflutungsregime der Hauptfaktor für die Bildung von Laufkäferzönosen ist. Die meisten Arten sind

angepasst um kurzzeitige Überflutungen zu überleben und zeigen sich sehr sensibel auf Änderungen im Habitat durch wiederkehrende Überflutungen. In einer naturnahen Aue werden zugewanderte Arten (auenuntypische Arten) durch die regelmäßigen Überflutungen eliminiert. Somit bieten diese den angepassten Arten einen Selektionsvorteil (SPANG 1996, 1999).

Bleiben die Überflutungen jedoch aus, sind die einwandernden Arten in der Regel konkurrenzstärker und verdrängen die auentypischen Arten (SPANG 1999). Zu demselben Schluss kamen auch GÜNTHER & ASSMANN (2005). Bei ihren Untersuchungen wollten sie Effekte einer Renaturierungsmaßnahme am Fluss Hase in Bezug auf die Laufkäferfauna überprüfen.

Das Ziel dieser Maßnahme war eine Erhöhung der Habitatdiversität der Uferbereiche aufgrund der Wasserdynamik und der sich daraus ergebenden Erosions- und Sedimentationsprozesse. Sie fanden ausschließlich flugfähige Arten und Arten, welche ein hohes Ausbreitungspotential besitzen. Sie beschrieben eine positive Entwicklung dieser Maßnahme aufgrund einer schnellen Kolonisation stenotoper Laufkäferarten, welche bereits Populationen aufwiesen in etwas weiterer Entfernung zum Untersuchungsgebiet. So konnte auch GÜRLICH (1999) bei seinen Untersuchungen der Laufkäferfauna der Tideelbe zeigen, dass für die Veränderung der Carabidenfauna wahrscheinlich der Verlust der natürlichen Uferdynamik verantwortlich ist. Einer der ersten, der die Auswirkungen von Überflutungen auf die Laufkäferfauna untersuchte, war LEHMANN (1965). Er kam damals zu der Annahme, dass durch die periodischen Frühjahrs- und Winterhochwasser eine komplette Auslöschung der Fauna der Uferbereiche stattfindet.

Als Folge nahm er eine anschließende regelmäßige Neubesiedelung der trockenfallenden Gebiete an. Diese Vermutung bestätigte auch THIELE (1977). Beide gingen zur damaligen Zeit davon aus, dass durch die natürlichen Flutungen die Laufkäferbestände entweder dauerhaft reduziert oder vollkommen vernichtet werden. Jedoch weiß man heute aufgrund zahlreicher Studien, dass dies nicht zutrifft und dass die Laufkäfer Überlebensstrategien für solche Extremereignisse besitzen (SIEPE 1994, HILDEBRANDT et al. 1997, LANG et al. 1999, SPANG 1999).

ZULKA (1993) untersuchte die Frage, ob eine Überflutung als Stress, Störung oder sogar als Voraussetzung für das Leben der Bodentiere angesehen werden muss. Er konnte

feststellen, dass unter ungünstigen Bedingungen eine Überflutung katastrophale Auswirkungen haben kann und somit zur Vernichtung des größten Teils einer Population beiträgt. Einige Arten können jedoch aufgrund ihrer Submersionstoleranz eine solche Überflutung überstehen und diese Störung lediglich als Stress empfinden.

Er stellte bei seinen Untersuchungen mit Hilfe von Lithobiomorpha-Arten fest, dass sie zum Teil unter Wasser überleben können. In Bezug auf die Laufkäfer zeigte sich, dass die Arten aufgrund ihrer Mobilität und ihres Fluchtverhaltens Überflutungen entweder durch Migration (in Waldbeständen) oder durch ihr Flugvermögen (in Wiesenbereichen) überstehen. Nach Trockenfallen findet sofort eine Wiederbesiedelung des Gebietes statt. Bei einigen Arten, z.B. *Blethisa multipunctata*, entwickeln sich die Eier sogar unter Wasser und sind somit auf den Übergangsbereich zwischen Wasser und Land spezialisiert (ZULKA 1993).

Auch hier in Mitteleuropa geht man von ähnlichen Strategien bei solchen Extremereignissen aus (HILDEBRANDT 1997). Da die Überschwemmungswälder in Amazonien bereits seit mehreren Millionen Jahren bestehen und jährlich für mehrere Monate überschwemmt werden, weist dies darauf hin, dass die dort erforschten Anpassungen durch evolutive Weiterentwicklung entstanden sind; also speziell für ein Überleben in diesen Überschwemmungswäldern (z.B. morphologische und verhaltensspezifische Anpassungen). Die Auwälder in unseren Breiten hingegen existieren erst seit der letzten Eiszeit (vor ungefähr 12000 Jahren). Diese Zeitspanne ist zu gering, als dass man von evolutiven Entwicklungen sprechen kann. Es handelt sich eher um so genannte Prädispositionen, also Anpassungen, welche bereits vor der Entstehung der Auwälder vorhanden waren (z.B. Migration, Dormanz). Aufgrund solcher Anpassung wird einigen Arten die Besiedlung solcher kurzzeitig überfluteten Lebensräume ermöglicht (ZULKA 1993, ADIS & JUNK 2002).

Bekannt sind bereits Untersuchungen zur Anpassung an Überflutungsereignisse durch die Arbeiten von ADIS & MESSNER (1991), ADIS (1992), ZERM & ADIS (2001 a,b) und ADIS & JUNK (2002). Während im Amazonasgebiet die Hochwasserereignisse in regelmäßigen, vorhersehbaren Zeiträumen vorkommen, sind diese in Mitteleuropa kaum vorherzusagen.

Hier kommt es auch weniger zu längeren Überstauungen wie in den Amazonasgebieten, sondern eher zu häufigeren aber kürzer andauernden Überflutungen (ADIS &

MESSNER 1991, DE SIMONE et al. 2003). Hier sind vor allem Arten mit einem hohen Ausbreitungspotential und einer starken Vermehrungsrate im Vorteil. Jedoch haben auch Arten, welche nur eine geringe Ausbreitungsfähigkeit besitzen, Prädispositionen, um diese Überflutungen überdauern zu können. Hier weisen sie Gemeinsamkeiten mit Arten am Amazonas auf, z.B. Überdauerung im Eistadium, etc.

Es gibt verschiedene Strategien der Laufkäfer, um mit solchen extremen Überflutungseignissen umgehen zu können. Auch SPANG (1999) geht davon aus, dass Carabiden in Auengebieten physiologische und/oder ethiologische Anpassungen an das Überflutungsgeschehen besitzen.

Bei ihren Untersuchungen in Amazonien unterschieden ADIS (1992) und ADIS & JUNK (2002) bestimmte Tiergruppen in die Kategorien „Migranten“ und „Non-Migranten“. Bei den Migranten handelt es sich um Tiere, welche aktiv vor der Flut entweder durch Abflug oder durch Horizontal- oder Vertikalmigration fliehen (ADIS 1992, ELLIS et al. 2001). Nicht nur bei Laufkäfern, auch bei Spinnentieren konnte ADIS (1992) eine Vertikalmigration beobachten.

Die „Non-Migranten“ zeigen entweder einen an die Flut angepassten Entwicklungszyklus, oder überdauern die Überschwemmung in einem Ruhestadium (in Eiform). Durch die Umschaltung von einem aeroben auf einen anaeroben Stoffwechsel fallen, z.B. terrestrische Milben, in eine Dormanz. Eine weitere Anpassung ist die sogenannte „Risiko-Strategie“, eine Kombination aus hohen Reproduktionsraten und hohem Verbreitungsgrad (ADIS 1992, ADIS & JUNK 2002).

Bei Laufkäfern steht im Allgemeinen die aktive Migration (Lokomotion/Flug) im Vordergrund (BONN & KLEINWÄCHTER 1999, SPANG 1999, SIEPE 1989), während bei vielen Zwergspinnen und Wolfsspinnen meistens eine passive ungerichtete aeronautische Windverdriftung stattfindet (BEYER & GRUBE 1997). Solche Migrationsaktivitäten konnten bei Laufkäfern vor und nach Flutereignissen nachgewiesen werden (ROTHENBÜCHER et al. 2006, ARMBRUSTER & REICH 2001). In erster Linie findet eine Horizontalmigration in höher gelegene Bereiche statt, jedoch ist auch eine Vertikalmigration auf Sträucher oder Bäume zu beobachten (LANG et al. 1999).

Ebenso konnte eine Erhöhung der Flugaktivitäten bei einsetzender Flut gemessen werden (RUST 2000, LANG et al. 1999, BONN et al. 1997).

Bei Trockenfallen der Gebiete setzt eine Wiederbesiedlung durch flugfähige Laufkäfer aus entfernteren Gebieten, aber auch durch ein Einwandern aus der näheren Umgebung ein (BONN 1999, WOHLGEMUTH v. REICHE et al. 1999). Sie konnten auch bei den Spinnentieren ein aktives Einwandern aus der näheren Umgebung beobachten.

SIEPE (1989) konnte mit Hilfe seiner Laborstudien zeigen, dass der überwiegende Teil der Laufkäfer zum Schwimmen und Tauchen in der Lage ist. Einige Arten besitzen sogar eine gewisse Submersionstoleranz, die Fähigkeit eine gewisse Zeit unter Wasser zu überleben (HILDEBRANDT et al. 1997, LANG et al. 1999, ROTHENBÜCHER et al. 2006). Auch STURANI (1962) konnte verschiedene Submersionsspannen bei Carabus-Arten beobachten. Er fand heraus, dass einige dieser Spezies ihre Beute sogar aktiv unter Wasser jagten. Mit Hilfe eines Luftvorrates unter den Elytren können sie solange unter Wasser bleiben, bis dieser Luftvorrat aufgebraucht ist.

ZERM & ADIS (2003) konnten an Untersuchungen von Larven einer Staphyliniden-Art zeigen, dass diese die lang andauernden Überstauungen im Amazonasgebiet überleben. Aufgrund des schnell überfluteten Bodens weisen sie eine hohe Resistenz gegenüber Sauerstoffmangel auf. Es zeigte sich jedoch, dass die adulten Tiere mit dieser Situation eher schlecht zurechtkommen und nur eine sehr geringe Lebenserwartung unter solchen extremen Bedingungen haben. Die Larven überlebten zum Teil mehr als 15 Tage, aufgrund einer hohen Reduktion ihrer Stoffwechselrate und einer hohen Submersionstoleranz.

Weiterhin konnte SIEPE (1994b) sowohl das Abfliegen mancher kleiner Arten von der Wasseroberfläche beobachten, als auch ein gewisses Schwimmverhalten. Er konnte beweisen, dass kleine Arten sogar auf der Wasseroberfläche laufen könnten. Auch STRATTON et al. (2004) konnten in seinen Untersuchungen zeigen, dass einige kleinere Spinnentiere fähig sind, sich auf der Wasseroberfläche zu halten. Solche speziellen Überlebensstrategien bzw. Anpassungen sind die Voraussetzung für eine Ansiedlung in dynamischen Lebensräumen und werden vor allem bei stenotop-hygrophilen Auearten dokumentiert. Dadurch erhalten sie einen Selektionsvorteil, gegenüber überflutungsintoleranten Arten (SPANG 1996).

HOCHACHKA (1986) beschrieb Überlebensstrategien von Tierarten, die mit einer verminderten Sauerstoffzufuhr oder Unterkühlung zurechtkommen. Um mit wenig Sauerstoff auszukommen muss ein Tier viele verschiedene biochemische und physio-

logische Mechanismen umgehen. Um dies zu lösen sind die effektivsten Strategien: Anhalten oder Absenken des Stoffwechsels (geringerer Energieverbrauch) und/oder die Stabilisierung der Membranfunktionen. SHAFIGULLINA (2004) untersuchte den Einfluss von langanhaltenden Überflutungen auf die Laufkäferfauna im Kuibyshev Reservoir. Er konnte zeigen, dass Arten, welche sich im Frühjahr fortpflanzten, am meisten betroffen waren von einer Frühjahrsflut, da die überwinterten Imagines in großer Zahl starben. Lang anhaltende Überflutungen stellen aber für alle am oder im Boden lebenden Tiere eine große Herausforderung dar. Collembolen zum Beispiel, welche keine aktive Fortbewegung betreiben, verfügen über eine spezielle Oberflächenstruktur der Epicuticula (EISENBEIS & WICHARD 1985) und eine Lipidschicht (GHIRADELLA & RADIGAN 1974), welche ein Untergehen verhindert. Mit Hilfe einer künstlichen Lunge (Plastron) wird den Collembolen eine Atmung ermöglicht. Im Gegensatz dazu können längere Überflutungszeiträume bei Diplopoden und Chilopoden zu einem fast vollständigen Verlust der Arten führen (ZERM 1999).

LANG et al. (1999) stellte Unterschiede in der Hauptaktivitätsphase bei Laufkäfern unterschiedlicher Bereiche fest. In Gebieten ohne Überflutung war die Hauptaktivitätsphase im Frühling deutlich höher als im Sommer oder im Herbst (siehe auch MÜLLER-MOTZFELD 1989, 2001). In überfluteten Bereichen mit wechselnden Bedingungen konnte er nachweisen, dass die Anzahl der gefangenen Arten, welche in diesem Gebiet überwintert hatten, war ihr Reproduktionserfolg 2,5x niedriger war als bei Arten, welche neu in diesem Gebiet auftraten. Während bei konstanten Pegelständen war die Anzahl an gefangenen Arten, welche im Gebiet überwintert hatten und zugewanderten Arten nicht signifikant voneinander verschieden.

#### 4.3.4 Laufkäfer und Hitze/Trockenheit

Bisher gibt es in Bezug auf die Laufkäfer nur sehr wenige Untersuchungen, die sich mit der Auswirkung von Hitze und Trockenheit auf die Laufkäferfauna beschäftigen, sind bislang selten durchgeführt worden. MÜLLER-MOTZFELD (2004) untersuchte xerophile Laufkäferarten in Deutschland.

Er wollte wissen, ob xerophile Laufkäfer Wärme und Trockenheit benötigen, oder ob sie mit diesen Umweltbedingungen lediglich besser zurecht kommen als andere Arten. Im Gegensatz zu anderen Tiergruppen besitzen Carabiden keine speziellen Anpassungen an Hitze und Trockenheit (MARX 2008). Bei zunehmender Trockenheit kann ein deutlicher Rückgang hygrophiler Laufkäferarten beobachtet werden (z.B. Auswanderung) (BONN et al. 2002). Des Weiteren überwiegen in trockenen Habitaten in der Regel die Herbstbrüter. Aufgrund ihres Entwicklungszyklusses im Herbst, sind die Larven im Winter stärker durch Austrocknung geschützt (MÜLLER-MOTZFELD 2001, 2004).

Die arboricol lebenden Collembolen besitzen hingegen eine verdickte Wachsschicht gegen Austrocknung (VEGTER 1987, Marx 2008). Einige weitere Arten, welche hauptsächlich am Boden leben, können ihre Verdunstungsrate deutlich senken. So tritt eine Ruhestarre ein, welche sie befähigt nicht nur extreme Trockenheit sondern auch starke Kälte zu überleben (BELGNAOUI & BARRA 1989).

Bei Chilopoden konnte keine wachsartige Cuticula festgestellt werden. Diplopoden besitzen ein stark wasserdurchlässiges und kalzifiziertes Exoskelett. Zum Schutz vor Austrocknung überdauern beide Tiergruppen längere Trockenperioden im Erdreich (MARX 2011).

Weitere Untersuchungen von EISENBEIS & WICHARD (1985) konnten bei dem Pinselfüßler *Polyxerus lagurus* (Polyxeniade) sowohl einen sehr niedrigen Transpirationsverlust, als auch eine Aufnahme von Wasserdampf aus der Atmosphäre nachweisen. Bei Versuchen im Labor konnten sie zeigen, dass die höchste Absorption zum Zeitpunkt der Taubildung in den frühen Morgenstunden stattfindet. Aufgrund seines Lebensraumes unter Baumrinden befähigt ihn dies in einer trockenen Umgebung zu leben.

Untersuchungen von Laufkäfern zeigen, dass bei zunehmender Trockenheit, eine Verschiebung der Fauna, hin zu Arten mit xerophilem Charakter, stattfindet (BONN et al. 2002). Bei Abnahme hygrophiler Arten kommt es zu einer gleichzeitigen Zunahme von wärmeliebenden Arten. Diese Verschiebungen der Laufkäferfauna bei Hitze und Trockenheit konnten auch schon THIELE & WEISS (1978) beobachten. Untersuchungen von MORECRAFT et al. (2002), welche sich auf einen extrem heißen und trockenen Sommer 1995 in England beziehen, zeigten bei mehreren Insektenarten, insbesondere Schmetterlingen aber auch Laufkäfern, eine Verschiebung der Fauna hin zu eher kontinentalen Arten. So besteht die hohe Wahrscheinlichkeit, dass bei gleichbleibender, bzw. bei einer Zunahme dieser Trockenheit eine dauerhafte Faunenveränderung in den Gebieten stattfindet.

## **4.4 Diskussion der Ergebnisse**

### 4.4.1 Diskussion der Ergebnisse im Hartholzauwald in Ingelheim

Bei dem ersten Untersuchungsgebiet handelte es sich um ein Hartholzauwaldfragment. Das Gebiet hat eine Fläche von ca. 2 ha, die vorherrschende Vegetation bilden Eichen und Ahorn. Wegen des wärmeren Klimas in Mainz und Umgebung und der speziellen Lage im so genannten „Mainzer Becken“ (KANDLER et al. 1991), ist sowohl die Laufkäferfauna rund um Mainz als auch die Spinnenfauna von eher xerophilem Charakter (LUDEWIG 19958, 1996 a,b, 2001, 2006, LUDWIG & EISENBEIS 1992, WEBER & EISENBEIS 1992). Bei Untersuchungen von LUDEWIG (1992, 2001, 2003) konnten hauptsächlich trockenheitsliebende Laufkäferarten ermittelt werden. Die gefundenen wärmeliebenden Arten des Höllenbergs bei Mainz, oder des Ober-Olmer Waldes sowie des Lennebergwaldes unterscheiden sich nicht sonderlich von den gefundenen Arten im Auwald und im Polder.

Insgesamt konnten im Auwald 59 Carabidenarten erfasst werden, was knapp 16% aller in Rheinland-Pfalz nachgewiesenen Arten entspricht. Davon finden sich 12 Arten auf der roten Liste von Rheinland-Pfalz wieder (SCHÜLE & PERSOHN 1998). Auf diese Arten

wird nochmals detaillierter unter dem Punkt 4.7 (Bemerkenswerte Laufkäferfunde) eingegangen.

Im Jahr 2005/2006 konnten an 312 Fangtagen insgesamt 676 Individuen gefangen werden, welche sich auf 29 Arten verteilten. Im folgenden Untersuchungsjahr 2006/2007 konnten 1513 Individuen aus 49 Arten dokumentiert werden. Dies bedeutete eine Zunahme an Individuen von mehr als 80%, im Vergleich und ein Plus von fast 40% an gefangenen Arten. Hier stellt sich die Frage, warum in diesem Jahr so viel mehr Arten und Individuen als im Vorjahr nachgewiesen wurden?

Insgesamt konnten im Untersuchungsjahr 2006/2007 26 neue Arten nachgewiesen werden. Bis auf drei dieser neu aufgetretenen Arten (*A. eurynota*, *H. rufipes*, *N. palustris*), welche in die Dominanzklassen „rezedent“ und „subrezedent“ einzuordnen waren, wurden alle anderen neu erfassten Arten nur sporadisch gefangen. Sechs Arten des Vorjahres, welche bis auf zwei Arten (*O. obscurus*, *P. albipes*, beide subrezedent) alle sporadisch gefangen wurden, konnten 2006/2007 nicht mehr registriert werden. Bei einer Betrachtung ihrer Präferenz für Feuchte zeigt sich kein deutlicher Trend in eine bestimmte Richtung. Jeweils 12 Arten gehörten zu den hygrophilen Spezies und zu 12 Arten zu den xerophilen Spezies. Die erhöhte Fangzahl der Arten von 2006/2007 kann als Einwanderung aus der näheren Umgebung oder als Zufallsfänge betrachtet werden, wahrscheinlich aber nicht als eine feste Etablierung in diesem Gebiet. Weiterhin weist die Zunahme an verschiedenen Arten und Individuen in einem Lebensraum, auf ein eher „unspezialisiertes“ Habitat hin. Vergleicht man diese Ergebnisse mit den Untersuchungen von BONN et al. (2002) in den Uferbereichen der Elbe, konnte dort eine artenarme Fauna, jedoch mit einem deutlich höheren Spezialisierungsgrad gefunden werden. Im Auwald hingegen ist die Fauna eher artenreich und weniger spezialisiert. Dies könnte mit dem Ausbleiben an regelmäßigen Überflutungen im Auwald zusammenhängen. Auch PLUM (2005) konnte mit Hilfe von Regenwürmern in Auwäldern feststellen, dass die Anzahl an spezialisierten Arten mit sinkendem Einfluss des Überflutungsregimes abnimmt. Gleichzeitig traten mehr unspezialisierte Arten auf.

Da keine Laufkäferdaten vor dieser Untersuchung aus dem Auwald bekannt sind, lässt sich hier nur spekulieren. Bezieht man die Wetterdaten seit dem Extremsommer 2003 mit in die Auswertung hinein, so kann man eine kontinuierliche Zunahme an Niederschlag

sowie der Temperatur beobachten. Das Jahr 2007 war sowohl das wärmste, als auch das niederschlagsreichste Jahr (Daten von 2001 bis 2009, Wetterstation Heidenfahrt). Zitat: „Mildester Winter seit mehr als 150 Jahren, mildester Frühling seit mehr als 150 Jahren, extrem trockener April gefolgt von einem äußerst nassen Mai, sehr regenreicher Hochsommer, drei zu kalte Herbstmonate zuletzt 1998“ (www.am.rlp.de). Diese Daten lassen die Vermutung zu, dass der milde Winter und Frühling dazu führten, dass mehr Larven und Imagines überlebten als bei einem „normal kalten Winter. In dem Winter 06/07 fielen die Temperaturen nie unter den Gefrierpunkt. Die Durchschnittstemperatur zwischen Dezember und Februar lag bei 5°C. Dies könnte eine mögliche Erklärung für die Zunahme an gefangenen Arten und Individuen im Jahr 2007 sein. Die gefangenen Arten weisen eine erhöhte Variabilität in ihren Ansprüchen (Feuchtegehalt, Temperatur, etc.) auf, so genannte „eurytopen Arten“. Im Gegensatz dazu sind die „stenotopen Arten“, welche nur eine sehr geringe Toleranz in Bezug auf Veränderungen in ihrem Lebensraum dulden nur sehr spärlich vertreten.

Die Bewertung der Qualität eines Habitates wird in der Regel mit Hilfe von stenotopen Arten vorgenommen. Aufgrund ihrer Intoleranz gegenüber schwankenden Umweltbedingungen sind sie deutliche Anzeiger von Veränderungen innerhalb eines Habitates (SCHEURIG et al. 1997, SPANG 1999). Autoren wie MAAS (1999) und PLATEN et al. (2001) führten Bewertungen der Habitatqualität mit Hilfe stenotoper Arten durch. Aufgrund des verschwindend geringen Anteils von stenotopen Arten in unserem Auwaldgebiet, könnte anhand dieses Typisierungskriteriums die Aussage getroffen werden, dass es sich bei dem Auwald um ein „normales“ Waldfragment handelt, dass keinen typischen Auwaldcharakter besitzt. Jedoch finden sich aber „spezialisierte“ Auwaldarten, wenn auch nur in einer geringen Individuenzahl. Dies lässt vermuten, dass diese Arten im Naturschutzgebiet Sandlache vorhanden sind und eine mögliche Ansiedlung spezialisierter Arten bei Zunahme des Überflutungsregimes im Auwald möglich wäre.

Des Weiteren könnte eine Erklärung für die höhere Anzahl an Arten und Individuen sein, dass im Jahr 2006-2007 insgesamt 61 Tage mehr als im Vorjahr beprobt wurden. Dieser Unterschied kommt daher, dass im März 2006 eine kleine Teilüberflutung den Auwald traf und somit schon im März die Datensammlung für das erste Untersuchungsjahr beendet war. Die Hauptaktivitätsphase der Laufkäfer beginnt ungefähr ab März/April, was

schon einen deutlichen Unterschied in der Anzahl gefangenen Individuen darstellen kann. Doch selbst wenn man die Daten im Jahr 2007 im Zeitraum von April und Mai streichen würde, blieben noch immer mehr als 50% Mehrfang als im Vorjahr. Also reicht die Erklärung der geringeren Anzahl der Fangtage nicht allein als Grund aus. Auch hier könnte das Fehlen von Überflutungen die Einwanderung von Arten aus der Umgebung begünstigt haben (Nahrungssuche, etc.), was den starken Anstieg der sporadischen Arten im Auwald im Jahr 2007 erklären könnte.

Zieht man noch die Daten des dritten Untersuchungsjahres mit hinzu, zeigt sich wieder ein deutlicher Abfall in der Anzahl der gefangenen Individuen. Es wurden sogar noch weniger Individuen gefangen als im ersten Untersuchungsjahr, obwohl auch hier die Anzahl der Fangtage etwas höher war (20 Tage) als im ersten Jahr. In der Dominanzverteilung zeigt sich eine Verdopplung der subrezedenten Arten gegenüber den Vorjahren, während wieder weniger sporadische Arten gefunden wurden. Dies könnte ein Anhalt für eine mögliche Etablierung einiger sporadischer Arten aus 2006/2007 sein. Insgesamt konnten acht sporadische Arten im Jahr 2007/2008 nun als subrezedent eingestuft werden, jedoch konnten nur bei sechs davon auch steigende Individuenzahlen dokumentiert werden. Davon gehörten drei Arten zu den hygrophilen, drei Arten zu den xerophilen und eine Art zu den mesophilen. Dies spiegelt die zur Zeit geringe Spezifität des Gebietes wider.

Auch im Polder in Ingelheim zeigte sich, dass im Untersuchungsjahr 2007 mehr Arten und Individuen gefangen werden konnten. Auch kann die Kombination von warmen und zugleich regenreichen Monaten den Entwicklungszyklus einzelner Arten positiv beeinflusst haben. Untersuchungen von WOLDER (1988) ergaben, dass die Zeit und die Dauer der Aktivitätsperiode der Insekten sowie ihre Verbreitung davon abhängen, in welcher Umgebung, bzw. Zone sie leben (Tropen, etc.). Sie müssen sich unter anderem mit wechselnden Jahreszeiten sowie unterschiedlichen Niederschlägen oder Temperaturen auseinandersetzen. Die Temperatur aktiviert die Insekten, bzw. bestimmt die Entwicklungsrate sowie die Reproduktion. In den Tropen ändern sich die Temperaturen nur geringgradig, hier scheint ein Faktor die Feuchtigkeit und der Niederschlag zu sein. Leider lässt sich in der Literatur dafür kein Vergleich finden, was diese Aussage

unterstützt, da solche Wetterdaten, wie bereits beschrieben, seit mehr als 150 Jahren nicht aufgetreten sind.

Die maximale Diversität ist im Jahr 2006/2007 im Vergleich zum Vorjahr deutlich angestiegen, was auf den Mehrfang an Arten zurückzuführen ist. Dieser Diversitäts-Wert allein reicht nicht aus, um eine Aussage über Veränderungen der Fauna zu treffen, da er nur von der Anzahl der insgesamt gefangenen Arten abhängt. Deshalb wurde noch die Diversität mit Hilfe des SHANNON-Index berechnet. Er wird zwar auch durch die Artzahl beeinflusst, berücksichtigt jedoch noch zusätzlich die Gleichverteilung der Individuen. Dieser Wert ist im Gegensatz zum Vorjahr gering zurückgegangen, obwohl er positiv von der höheren Artzahl beeinflusst wurde. Dieser Rückgang weist auf eine „ungleichere“ Verteilung der Individuen der gefundenen Arten hin. Diese „ungleichere“ Verteilung beschreibt, dass in der Hauptsache die Individuenanzahl der bereits vorkommenden dominanten und subdominanten Arten, jedoch nicht die Individuenzahl seltener Arten, angestiegen ist. Dieser Index erwies sich daher als am besten geeignet. Als dritter Diversitäts-Wert wurde der SIMPSON-Index verwendet, welcher sich jedoch hauptsächlich mit den dominanten Arten beschäftigt. Eine Verschlechterung dieses Wertes lässt die Vermutung zu, dass das Habitat eher unspezifisch ist. Dennoch reichen diese drei Diversitäts-Werte allein nicht aus, um statistische Aussagen zu begründen. Um jedoch statistisch korrekte Aussagen für eine Verschlechterung in der Dominanzstruktur zu erhalten, wurden die Evenness nach PIELOU und das „mod. HILL-Verhältnis“ berechnet. Bei beiden Werten konnte man einen deutlichen Rückgang zu 2005 beobachten, was auf eine höhere Ungleichverteilung hinweist und die Annahme einer Störung des Habitates unterstützt. Die Evenness nach PIELOU, erwies sich als nicht sehr geeignet, da dieser Index zu sehr von der maximalen Diversität beeinflusst wurde und deshalb nur einen eher geringen Rückgang aufwies. Mit Hilfe des „mod. HILL-Verhältnisses“ kann man die Ungleichverteilung viel realistischer betrachten, da er relativ unempfindlich gegenüber schwankenden Artzahlen ist.

Das mod. HILL-Verhältnis war im ersten Untersuchungsjahr am höchsten, was bedeutet, dass in diesem Zeitraum die beste Gleichverteilung der Individuen auf die einzelnen Arten vorhanden war. In beiden folgenden Jahren konnte ein Rückgang verzeichnet werden. Die Veränderungen lassen sich auch deutlich anhand der

Dominanzpyramiden für die einzelnen Jahre beobachten. Die Ergebnisse stellen keine „normalen“ Pyramiden dar (breite, stabile Basis, nach oben hin weniger werdend). Es verhält sich eher gegenteilig. Die Basis der Dominanzpyramiden, welche von den eudominanten, dominanten oder subdominanten Arten gebildet wird, steht eher auf einer wackeligen Basis. Nach oben hin (sporadische Arten) wird die Pyramide stets lang und unverhältnismäßig. Dies ist ein Indiz für Störungen in der Artzusammensetzung in den einzelnen Untersuchungsjahren und somit ein Hinweis auf Veränderungen der Lebensbedingungen im Habitat Auwald.

Vergleicht man unsere Untersuchungsergebnisse mit denen in der Literatur fällt es schwer eine Aussage zu treffen, ob die Anzahl an erfassten Individuen und Arten im Auwald eher gering ist oder doch sehr hoch. Das Untersuchungsgebiet ist im Vergleich zu anderen Untersuchungsgebieten relativ klein und auch die Anzahl der Bodenfallen ist eher gering. Jedoch konnten SROKA & FINCH (2006) bei ihren Untersuchungen in Niedersachsen zeigen, dass keine Korrelation zwischen Habitatgröße und Artenzahl besteht, im Gegensatz zu den meisten Aussagen diesen Faktor betreffend. GRUTTKE (2001) jedoch stellte fest, dass Größenreduktion der Wälder sowie Isolation bestimmter Gebiete deutlich statistische und signifikante Auswirkungen sowohl auf die Artzahl als auch auf die Population einzelner Arten haben kann. Für einige Arten scheint eine Mindestgröße einer Waldfläche für ihr Vorkommen wichtig zu sein. Es kann davon ausgegangen werden, dass der Einfluss der Umgebung deutlich an Stärke zunimmt (Räuber, eindringende Offenlandarten, bzw. verändertes Mikroklima) und somit „typische“ Waldarten bei Unterschreiten einer Mindestgröße und durch Zunahme an Isolation des Habitates verdrängt werden. Im Gegensatz dazu, konnten NIEMELA et al. (1988) bei Untersuchungen in der walddreichen Taiga keine Auswirkungen feststellen, welche auf eine Habitatfragmentierung zurückzuführen gewesen wären.

Doch im Vergleich zu anderen Untersuchungen zeigt sich, dass insgesamt die Anzahl der erfassten Arten und Individuen eher gering ist. BONN & KLEINWÄCHTER (1999), welche nur drei Monate eines Jahres Beprobungen durchführten, konnten mehr als 8000 Individuen aus mehr als 100 Arten ermitteln und das auf einem viel kleineren Untersuchungsbereich. Sie stellten für die Laufkäfer die höchste Affinität zu Bodenfeuchte fest, dann folgt die Nähe zum Wasser, dann Vegetation und dann Bodentyp. Im Vergleich

dazu lag bei den Spinnen die höchste Priorität zur Vegetation und am niedrigsten zur Nähe zum Wasser. Auch WOHLGEMUTH V. REICHE & GRUBE (1999), welche eine Beprobung über zwei Jahre durchführten, konnten insgesamt deutlich höhere Art- und Individuenzahlen nachweisen. Nur bei den Untersuchungen von HAFERKORN (1996) in sieben unterschiedlich großen fragmentierten Auwäldern ergab sich eine Anzahl von Arten zwischen 13 und 29. SROKA & FINCH (2006) vermuteten, dass eine Reduktion der Artanzahl vielleicht mit einer geringen Heterogenität des Habitates zu tun haben.

Im Auwald konnte nur eine eher geringe Anzahl an typischen Waldarten ermittelt werden, jedoch waren diese mit der höchsten Anzahl an Individuen vertreten wie *L. assimilis*, *N. brevicollis*, *C. nemoralis*. In den Fallen in Dammnähe am Waldrand konnten im ersten und im letzten Untersuchungsjahr signifikant weniger Arten nachgewiesen werden als in den Fallen in Rheinnähe oder Waldmitte. Dies könnte eventuell dafür sprechen, dass hier der Faktor Feuchtigkeit eine Rolle gespielt hat. Die Fallen in Rheinnähe wiesen in den ersten beiden Untersuchungsjahren immer eine signifikant höhere Fängigkeit auf. So konnte auch mit Hilfe der Fallen außerhalb des Auwaldes kein deutlicher Randeffekt nachgewiesen werden. Alle Arten, welche sich in diesen Fallen befanden, konnten auch im Inneren des Auwaldes nachgewiesen werden. Hier könnte dann die Tatsache, dass es sich um ein kleines Auwaldfragment handelt eine Rolle spielen. Die Distanzen, die die Laufkäfer überwinden mussten waren nur sehr gering, sodass dieses Waldstück kein Hindernis darstellte. Der Auwald wies möglicherweise ein höheres Nahrungsangebot auf, sodass die Arten aus der umliegenden Umgebung zum Beutefang in den Auwald eindrangten.

In allen drei Untersuchungsjahren konnten dieselben Arten als dominant klassifiziert werden: *Limodromus assimilis*, *Nebria brevicollis* und *Stomis pumicatus*. Die Art *L. assimilis* war im Auwald die insgesamt am häufigsten nachgewiesene Art. Sie wird in der Literatur als hygrophile Waldart (FREUDE et al. 2004, BRÄUNICKE & TRAUNTER 2009) beschrieben, was unsere Untersuchungen bestätigen. Sie konnte nicht im Polder Ingelheim erfasst werden, was ihre Schwerpunktverkommen im Wald ebenfalls unterstreicht. Auch im Polder in Worms wurde sie ausschließlich an Standorten mit Baumbewuchs nachgewiesen.

Im Labor jedoch konnte DORNIEDEN (2005) zeigen, dass sich die Art als stark trockenheitsliebend darstellte und sehr resistent gegen Austrocknung war. Für ihre Habitatwahl im Freiland ausschlaggebend waren jedoch insbesondere kühlere Temperaturen, sodass die Art vor allem in ausgesprochen nassen Lebensräumen (Erlenbruch, Auwald, Gewässerufer, Sümpfe) gefunden wurde. Er ging davon aus, dass die unterschiedlichen Ansprüche im Labor und im Freiland möglicherweise auf Konkurrenz verschiedener Laufkäferarten untereinander zurückgehen. Die Konkurrenten beeinflussen gegenseitig z. B. Nahrungsvorlieben, Vorzugstemperaturen und Aktivitätsrhythmen in Richtung auf Verschiedenheit und ermöglichen so ein gemeinsames Vorkommen am gleichen Ort durch die Nutzung unterschiedlicher Ressourcen und Bedingungen (Konkurrenzausschlussprinzip). So scheint bei der Art *L. assimilis* tatsächlich der Hauptfaktor ihrer Verbreitung die Feuchtigkeit und die niedrigen Temperaturen im Schatten von Bäumen ausschlaggebend zu sein. Des Weiteren wird sie als guter Kletterer beschrieben, sodass sie im Vergleich zu Konkurrenten möglicherweise ihr bevorzugtes Jagdgebiet auf die Bäume verlegt hat, was ihr so einen Vorteil bietet. Diese Vermutung kann durch die Ergebnisse der Stammeklektoren im Auwald bestätigt werden. Auch hier war sie die am häufigsten erfasste Art in allen drei Untersuchungsjahren.

Die zweitdominanteste Art *N. brevicollis* wird ebenfalls als hygrophile Waldart (FREUDE et al. 2004, BRÄUNICKE & TRAUTNER 2009) beschrieben, jedoch scheint ihre Verbreitung nicht zwangsläufig mit Bäumen in der Nähe zu tun zu haben. Im Polder Worms wurde sie zwar in der Regel auch eher in Bereichen mit Baumanpflanzungen gefunden, aber auch an anderen Standorten. Im Gegensatz zu *L. assimilis* konnte sie aber auch im Polder Ingelheim nachgewiesen werden und zwar hauptsächlich in der Kernzone, wo keine Bäume! stehen aber der Boden am feuchtesten war, bzw. am häufigsten von Überschwemmungen betroffen war. Dies legt den Schluss nahe, dass sie sich zwar am liebsten in Gebieten mit Bäumen (niedrigere Temperaturen, Schatten) aufhält, aber der Hauptfaktor für ihre Verbreitung wahrscheinlich eher die Feuchtigkeit ist.

Bei der Art *St. pumicatus* verhält es sich ähnlich. Auch sie wird in der Literatur als hygrophile Waldart beschrieben, die auch in Auwäldern zu Hause ist (FREUDE et al. 2004, BRÄUNICKE & TRAUTNER 2009).

Im Untersuchungsgebiet Polder Ingelheim konnte sie auch in allen drei Jahren erfasst werden, an jeweils unterschiedlichen Standorten jedoch nur mit einer geringen Individuenzahl. Am Standort 0 wurde sie nur mit einem Individuum erfasst, obwohl dieser Standort relativ feucht war. Auch im Polder Worms wurde sie sowohl in den Jahren 2001 bis 2004 als auch in den Jahren 2008 bis 2010 regelmäßig nachgewiesen.

Im ersten Untersuchungsjahr, war die am häufigsten auftretende Art *N. brevicollis*. Im Folgejahr konnte ein Anstieg aller drei Arten dokumentiert werden, doch war diesmal die dominanteste Art *L. assimilis*. Der Anstieg dieser drei Arten war möglicherweise durch den milden Winter bedingt, was ein höheres Überleben sowohl der Larven als auch der Imagines nach sich zog. Dies traf genauso auf alle anderen Tiergruppen zu, was dazu führte, dass das Nahrungsangebot ebenfalls enorm anstieg, z.B. Collembolen. Dies hatte für die frühjahrsbrütenden Arten *L. assimilis* und *St. pumicatus*, bzw. die schlüpfenden Larven ein erhöhtes Nahrungsangebot zur Folge was den Populationsaufschwung begünstigte. Im Vergleich zu *St. pumicatus* ist *L. assimilis* deutlich größer und kann als Nahrungsvorkommen zusätzlich die Bäume benutzen, was ihren stärkeren Anstieg bedeutet haben könnte. Aufgrund der erst später schlüpfenden Larven der Art *N. brevicollis* (Herbstbrüter), könnte eine geringe Einschränkung dieses Nahrungsangebotes und der starke Konkurrenzdruck durch *L. assimilis* sie so beeinflusst haben, dass sie die Vorherrschaft in diesem Jahr nicht mehr übernehmen konnte. Auch hier wird eventuell die Größe von *N. brevicollis* gegenüber *St. pumicatus* ein weiteres Ansteigen letzterer verhindert haben. Jedoch im letzten Untersuchungsjahr konnte *St. pumicatus* als einzige Art als eudominant klassifiziert werden, somit könnte der starke Anstieg von *L. assimilis* und *N. brevicollis* zu einer solchen Konkurrenz geführt haben, dass diese sich gegenseitig in ihrer Ausbreitung hemmten, sodass die Art *St. pumicatus* davon profitieren konnte. Nun wäre es interessant zu überprüfen, wie die Entwicklung dieser Arten sich verändert und ob sich eventuell doch eine dieser Arten als die Stärkere erweist und eventuell sogar die anderen beiden verdrängt. Hier wäre es interessant sich eingehender mit den Lebensweisen dieser drei Arten zu befassen um ihr Verhalten untereinander (Konkurrenz), bzw. ihren Einfluss aufeinander zu untersuchen.

Vergleicht man im kompletten Untersuchungszeitraum die Anzahl der gefangenen Arten und Individuen so sieht man, dass in den Monaten März 2007 bis Juli 2007 und im

September 2007 jeweils die meisten Individuen gefangen werden konnten. Die meisten Arten konnten lediglich im März und April 2007 gefangen werden. Diese Aktivitätsmaxima können in Zusammenhang mit dem sehr warmen Frühsommer gebracht werden, da sich bei höherer Temperatur die Aktivität der Laufkäfer ebenfalls erhöht ist. Auch wird durch diese milden Temperaturen das Schlüpfen der Larven begünstigt. Der warme Frühsommer hatte jedoch nicht nur Einfluss auf die Laufkäfer, sondern auf alle Tiergruppen. Somit war das Nahrungsangebot in diesem Zeitraum ebenfalls deutlich erhöht.

Während im ersten und im letzten Untersuchungsjahr das Verhältnis zwischen Wald- und Offenlandarten jeweils relativ ausgeglichen war, dominierten im Jahr 06/07 ganz deutlich die xerophilen Offenlandarten. Jedoch gehören 70% der Offenlandarten zu den neu erfassten sporadischen Arten. Dies könnte den starken Einfluss der umliegenden Felder auf das kleine Auwaldfragment zeigen. Durch die milden Temperaturen des Winters ist auch die Anzahl der Arten in der Umgebung stark angestiegen, sodass diese eventuell den Auwald zur Nahrungssuche mitverwendeten. Die Individuenzahlen der Offenlandarten waren jedoch in allen Untersuchungsjahren sehr gering, sodass eine mögliche Etablierung der Arten im Auwald aufgrund der hohen Dominanz der dominanten Waldarten eher unwahrscheinlich ist. Somit lässt dies den Schluss zu, dass unser Auwaldfragment stark von den umliegenden Feldern, Äckern und Wiesen geprägt ist, aber eine Etablierung dieser Arten bisher nicht im Auwald stattgefunden hat.

Es lässt sich jedoch eine deutliche Tendenz der Verteilung der hygrophilen, mesophilen und xerophilen Arten im Auwald nachweisen. In allen Untersuchungsperioden wurden die meisten hygrophilen Arten in Rheinnähe gefangen, was dafür spricht, dass in diesem Bereich das Gebiet wahrscheinlich deutlich feuchter ist als an den anderen Standorten.

Im ersten Untersuchungsjahr wurden am Damm, entgegen der Vermutung die meisten xerophilen Arten zu finden, die meisten mesophilen Arten nachgewiesen. Da es sich bei den mesophilen Arten um große *Carabus*-Arten handelt, liegt die Vermutung nahe, dass sie die eher meist kleineren xerophilen Arten verdrängten. Im Inneren des Auwaldes war, aufgrund des enormen Bodenbewuchses, der Laufwiderstand für diese großen Arten deutlich erhöht. In den folgenden Untersuchungsjahren waren die *Carabus*-

Arten, vor allem *C. monilis* und *C. purpurascens*, deutlich rückläufig und ein Anstieg an kleineren xerophilen Arten im Dammbereich konnte beobachtet werden. Dies könnte auf eine Konkurrenz zwischen den großen Carabus-Arten und den kleineren Arten schließen lassen. Viele große Arten → Verdrängung der kleineren Arten. Wenig große Arten → mehr kleine Arten. Auch könnten die größeren Arten das Nahrungsangebot deutlich dezimieren.

Aufgrund des hohen Grundwasserspiegels und dem dadurch ab und zu auftretenden Qualmwasser in den Senken, kommt es nicht zu einer vollständigen Austrocknung des Habitates, was den Nachweis doch einiger hygrophiler Arten (vor allem *Agonum lugens*) erklären könnte. MÜLLER-MOTZFELD (2001) jedoch fand die meisten Frühjahrsbrüter hauptsächlich im Offenland, während er die Herbstbrüter im Wald fand. Vergleicht man das Verhältnis von Frühjahrsbrüter und Herbstbrüter der einzelnen Jahre miteinander ist dieses fast immer ausgeglichen. Dieses lässt also keine eindeutige Aussage über das Habitat zu. Das Individuenverhältnis jedoch weist deutlich in Richtung der Frühjahrsbrüter hin. Somit kann die Dominanz der Frühjahrsbrüter im Auwald mit der großen Anzahl an gefundenen Offenlandarten erklärt werden, welche durch Einwanderung aus den Randbereichen erfolgt.

Ein Auwald wird im Allgemeinen als dynamisches System beschrieben, was durch seine regelmäßigen Überflutungen geprägt ist. Die dort angesiedelte Fauna muss Anpassungen besitzen um mit diesen dynamischen Bedingungen zurechtzukommen. Deshalb findet man häufig bei Untersuchungen in diesen Bereichen eher artenarme Faunen, welche aber einen hohen Spezialisierungsgrad aufweisen (WOHLGEMUTH v. REICHE 1999, BONN et al. 2002). Zu diesem Schluss kamen auch EISENBEIS & LUDEWIG (1992) bei Untersuchungen in Waldstandorten der Naturwaldzelle „Landstuhl“. So fanden sie bei ihren Untersuchungen eine hohe Anzahl an Laufkäferarten, welche eher charakteristisch für sonnige und trockene Biotope sind, nicht aber für Waldstandorte charakteristisch waren. Hier müsste jetzt eventuell die Größe des Gebietes sowie die naheliegende Umgebung mit in die Diskussion einbezogen werden. War das Waldgebiet vielleicht eher klein? Sind in der Umgebung Äcker und Felder und könnten diese Arten von da aus eingewandert sein? Die meisten dieser Arten konnten auch nur mit einer geringen Anzahl an Individuen ermittelt werden, weshalb hier keine genaue Aussage

getroffen werden konnte, ob es sich hier um Zufallsfänge handelte oder um den Beginn einer Verschiebung in Richtung zu eher xerophilen Arten. Vielleicht wäre es von Vorteil dieses Gebiet heute noch einmal zu beproben, um einen Vergleich anzustellen und eine endgültige Aussage treffen zu können.

An typischen Auwaldarten konnten nur zwei nachgewiesen werden: *Ocys harpaloides* und *Patrobis atrorufus* (FREUDE et al. 2004), jedoch mit nur einer geringen Individuenzahl. Der Nachweis dieser „spezialisierten Arten“ (z.B. *Agonum lugens*, *Badister unipustulatus*, *Ocys harpaloides*) zeigt jedoch das Potenzial dieses Auwaldfragmentes. Das Vorkommen der Arten lässt vermuten, dass diese wahrscheinlich in der näheren Umgebung angesiedelt sind, aber dass der Auwald als Habitat nicht oder nicht mehr geeignet ist, möglicherweise aufgrund fehlender Überflutungen.

Ende März 2006 wurde der Auwald, für eine Dauer von wenigen Tagen überflutet. Nach Rückgang des Hochwassers konnten alle stenotop-hygrophilen Arten entweder beim ersten oder zweiten Fallengang nach der Flut nachgewiesen werden. An keinem anderen Fangdatum wurden weitere stenotop-hygrophile Arten erfasst. Dies zeigt ganz deutlich, dass die kurzzeitige Ansiedlung dieser spezialisierten Arten aufgrund der Überflutung geschah. Der Nachweis auch an spezialisierten, bzw. Auwaldarten nach der Flut lässt die Frage zu, ob eine Etablierung dieser Arten bei regelmäßigen Überflutungen zustande kommen würde. Da zu keinem anderen Zeitpunkt mehr stenotop-hygrophile Arten erfasst werden konnten, zeigt dies, dass das Ausbleiben von Überflutungen und die zunehmenden Austrocknung des Waldes zu einem Verlust dieser spezialisierten Arten führt.

Auch Untersuchungen von WOHLGEMUTH v. REICHE et al. (1999) zeigten, dass nach einer Überflutung der Odertal-Auen eine kurzzeitige Ansiedlung von Pionierarten registriert werden konnte, welche nach kurzer Zeit wieder verschwanden. Und HANDKE (1996) konnte aufzeigen, dass nur eine Förderung natürlicher Überflutungsereignisse eine Förderung spezialisierter Arten gewährleisten kann. Ebenso konnte ARMBRUSTER (2002) zeigen, dass die Auearten deutlich von der Eigendynamik der Fließgewässer profitieren, während das Fehlen einer solchen Dynamik die Ansiedlung eurytoper Arten begünstigt. Dies kann auch in unserem Auwald gezeigt werden, da hier hauptsächlich eurytope Arten ermittelt wurden, mit einem deutlichen Anstieg im Jahr 2006. Die Einwanderung dieser

Arten aus den umliegenden Feldern, kann als eine Folge des Ausbleibens der natürlichen Dynamik gewertet werden.

Eine interessante Art ist *Agonum lugens*. Diese wird in der Literatur einstimmig als „stenotoper Bewohner überflutungsbeeinflusster, eutropher Röhrichte“ (BARNDT et al. 1991, FREUDE et al. 2004, BRÄUNICKE & TRAUTNER 2009) beschrieben. Diese Spezifität kann mit Hilfe meiner Untersuchungen bestätigt werden. Sie wurden sowohl im Auwald Ingelheim nicht nur in Rheinnähe, sondern auch in der Waldmitte sowie am Waldrand, im Polder Ingelheim im Jahr 2007 und im Polder Bürgerweide sowohl 2002-2004 (2003 mit der höchsten Individuenzahl!) als auch 2008-2009 gefangen wurde. Die Standorte befinden sich alle in der Nähe von Gewässern, weswegen hier vielleicht der Wassergehalt im Boden als Verbreitungsfaktor in Betracht gezogen werden kann. Diese Aussage kann auch durch ihr dominantes Vorkommen am Standort 0 (Polder Ingelheim, Feuchtwiese) unterstützt werden. LUDEWIG konnte sie 1996 mit Einzelfunden im Bereich des Altrheinarms der Eich-Gimbsheimer Düne nach Rückgang eines Sommerhochwassers nachweisen sowie 1998 in Mainz-Mombach am Rheinufer, der Zitadelle in Mainz und in einem kleinen isolierten Feuchtgebiet bei Ebersheim und auch 1999 bei Guntersblum nachweisen. Auch 2007 konnte sie wieder in den Auengebieten zwischen Dienheim und Guntersblum (LUDEWIG 2007) erfasst werden. Bei Untersuchungen von SCHÜLE & PERSOHN (1997) im nördlichen Rheinland konnte sie mit nur einem Exemplar registriert werden und wurde damals von ihnen als verschollen betrachtet. Dies kann durch meine Untersuchungen und durch die doch mittlerweile häufigen Nachweise (LUDEWIG 1996, 1998, 1999a,b, 2007) widerlegt werden, auch wenn sie fast überall mit nur einer geringen Individuenzahl dokumentiert wurde. Insgesamt wurden aber nur wenig spezialisierte Arten gefunden. Dieses Ergebnis könnte aber auch ein Hinweis auf Veränderung der Umweltbedingungen sein, was jedoch aufgrund fehlender Daten über Laufkäfer in diesem Gebiet, nicht belegt werden kann. Somit könnte man den Auwald als eher unspezifisches Habitat werten (LUDEWIG & EISENBEIS 1992).

Betrachtet man die gesamten Laufkäferdaten des Auwaldes zeigt unser Untersuchungsgebiet einen deutlichen Waldcharakter, jedoch stark von den umliegenden Feldern, Äckern und Wiesen beeinflusst. Wahrscheinlich wird sich die Fauna des Auwaldes, bei Ausbleiben fehlender Überflutungen, in Richtung einer „normalen“

Waldfauna hin verschieben. Aufgrund des hohen Einflusses der einwandernden Arten der Umgebung, werden nur die stärksten Arten mit der höchsten Toleranzschwelle (für Feuchtigkeit, Trockenheit, Temperatur, etc.) dieses Gebiet auf Dauer besiedeln, während toleranzarme Arten dieses Gebiet nicht verteidigen können.

Die Dominanz der hygrophilen Arten im Auwald deutet auf ein eher feuchtes Waldgebiet hin. Auch der Entwicklungszyklus der gefundenen Arten (hauptsächlich Frühjahrsbrüter) zeigt eine Tendenz hin zu einem feuchteren Habitat. Laut den Untersuchungen von LEHMANN (1965) fanden sich vor allem in Uferbereichen, welche regelmäßigen Überschwemmungen unterlagen, in der Regel Frühjahrsbrüter. Auch RASKIN (1998) fand hauptsächlich Frühjahrsbrüter in intakten Feucht- und Nassbiotopen. Ebenso zeigen der Anstieg an hygrophil-stenotopen Arten, nach einer kleinen Teilüberflutung, die Wichtigkeit von regelmäßigen Überschwemmungen sowie das Potenzial welches dieses Gebiet besitzt.

Im Januar 2011 sowie im Jahr 2013 fanden extreme Hochwasserereignisse im gesamten Untersuchungsgebiet in Ingelheim statt (Auwald/Polder). Diese Überschwemmung führte zu einer vollständigen Überflutung des Auwaldes bis zum Damm hin. Es wäre bestimmt sehr interessant in diesem Gebiet nochmals die Laufkäferfauna zu überprüfen um mögliche Veränderungen, die durch das Hochwasser entstanden sind, dokumentieren zu können.

#### 4.4.2 Diskussion der Ergebnisse der Stammeklektoren im Hartholzauwald in Ingelheim

Auf eine ausführliche Diskussion der Ergebnisse der einzelnen Untersuchungsjahre wird hier aufgrund der insgesamt geringen Anzahl an gefundenen Arten und Individuen verzichtet. Im Gegensatz dazu lag der Schwerpunkt der gefundenen Spinnenarten im Auwald hauptsächlich in der Stammregion (GUHMANN 2009). Diese könnten das Nahrungsangebot am Stamm deutlich vermindert haben.

In den Stammeklektoren konnten insgesamt 29 Arten nachgewiesen werden mit einer Individuenzahl von 261 Exemplaren. Nur sechs Arten konnten nicht in den Boden-

fallen nachgewiesen werden. Insgesamt bedeutet das einen Nachweis von knapp 18% aller gefundenen Arten in RLP (SCHÜLE & PERSOHN 1998).

In allen drei Untersuchungsjahren dominierte sehr stark die Art *L. assimilis*. Da sie auch in den Bodenfallen eine der häufigsten Arten war und als guter Kletterer beschrieben wird, ist dies nicht sonderlich unerwartet. Es kann davon ausgegangen werden, dass sie eventuell zur Nahrungssuche die Bäume benutzt. Die guten Klettereigenschaften bieten ihr einen Vorteil gegenüber anderen Laufkäferarten und können somit ihre Ausbreitung in diesem Gebiet positiv beeinflusst haben.

Interessant war der im Jahr 2005 getätigte Fang der aboricol lebenden eurytopen Waldart *Calosoma inquisitor* (WACHMANN et al. 1995, FREUDE et al. 2004). Sie wurde für den Raum Mainz und Umgebung bei NIEHUIS (1987) nachgewiesen zwischen 1851 und 1900 und zuletzt von HEYDEN (1904) beschreiben. Diese Art steht sowohl in Rheinland-Pfalz als auch in Deutschland auf der Roten Liste und gilt als „gefährdet“. Erst LUDEWIG (2006) konnte sie wieder für den Ober-Olmer Wald nachweisen. Es stellt sich jedoch die Frage, da die Datensammlungen ausschließlich mit Hilfe der Bodenfallen nach BARBER (1931) erfolgten, ob dies eventuell zu fehlerhaften Aussagen über das tatsächliche Vorkommen dieser Art führte. Im Auwald wurde sie 2005 nur in den Stammeklektoren registriert, aber nicht in den Bodenfallen. 2005 konnte sie noch als dominant klassifiziert werden, jedoch im Folgejahr nur noch als subdominant, mit einem Rückgang von mehr als 90%. Im letzten Untersuchungsjahr konnte sie weder in den Stammeklektoren noch in den Bodenfallen gefangen werden. Es wäre eventuell zu überprüfen, ob sie in der Umgebung in anderen Waldfragmenten, noch nachweisbar ist, oder tatsächlich nicht mehr in diesem Raum vorkommt.

Im Jahr 2006 konnten zwei weitere streng arboricole, silvicole Arten, erfasst werden. Die Arten *Dromius agilis* und *Dromius quadrimaculatus* (WACHMANN et al. 1995). Sie wurden jedoch nur einmalig und mit je einem Individuum registriert, was die Vermutung eines Zufallsfundes nahe legt. Um zu überprüfen, ob diese Arten sich tatsächlich etablieren, oder wieder verschwinden, sollten die Untersuchungen im Auwald mit Hilfe der Stammeklektoren fortgesetzt werden oder eine Überprüfung der umgebenden Waldfragmente in Betracht gezogen werden.

Im März 2006 fand eine Teilüberflutung des Auwaldes statt, bei der ein Anstieg an Laufkäfern im Stammeklektor 4 nachgewiesen werden konnte. In direkter Nähe befand sich eine Bodenfalle, welche von der Teilüberflutung betroffen war. Dies könnte als Fluchtreaktion der Laufkäfer gedeutet werden, mit Hilfe der Vertikalmigration auf höher gelegene, nicht überflutete Stellen (ARMBRUSTER & REICH 2001, ROTHENBÜCHER et al. 2006). Ebenso fand sich in nahegelegenen Bodenfallen, welche nicht von der Überflutung betroffen waren, kurzzeitig ein Anstieg an Arten. Dieses Fluchtverhalten könnte als Horizontalmigration gesehen werden, was auch andere Autoren wie LANG et al. (1999) oder RUST (2000) bei ihren Untersuchungen bereits feststellten. BONN (1999) konnte auch ein Fluchtverhalten durch Abfliegen beobachten. SIEPE (1994b) konnte ebenfalls sowohl das Abfliegen als Fluchtverhalten in seinen Untersuchungen feststellen, aber er konnte auch ein so genanntes „Schwimmverhalten“ bei seinen Versuchen nachweisen. Über dieses Verhalten kann bei unseren Untersuchungen keine Aussage getroffen werden, da aufgrund des Fehlens spezieller Erfassungsmethoden, z.B. Telemetrie, Malaise-oder Fensterfallen, diesbezüglich keine Daten ermittelt werden konnten. Diese Methoden wären aber für künftige Untersuchungen interessant.

#### 4.4.3 Diskussion der Ergebnisse des Polders in Ingelheim

Die Baumaßnahmen am Polder Ingelheim endeten erst Ende des Jahres 2006. Die Beprobung durch die AG Eisenbeis folgte fast direkt im Anschluss an die Bauarbeiten. Aufgrund der vorhergegangenen Baumaßnahmen war es fast im gesamten Innenbereich zu einer extremen Verdichtung des lehmigen und sandigen Bodens sowie zu einem Verlust der Vegetation gekommen. Die Charakterisierung dieses Gebietes war aufgrund der fehlenden Vegetation (im gesamten Gebiet) sowie der teilweisen Überflutung aufgrund des Durchlasskanals (Kernzone) und der damit verbundenen unterschiedlichen Feuchteverhältnisse (Kernzone-Randzone), relativ schwierig. Der Grundwasserspiegel hängt mit der Höhe des Rheinpegels zusammen und aufgrund des Bodensubstrates und der extremen Verdichtung hält sich das Wasser im Polder, vor allem in der Kernzone, sehr lange.

An der Oberfläche ist der Polder jedoch extremen Schwankungen in Bezug auf die Feuchtigkeit ausgesetzt, während er etwas tiefer in der Erde immer feucht ist. Des Weiteren hat die fehlende Vegetation eine enorm hohe Sonneneinstrahlung zur Folge, die die Oberfläche extrem schnell und stark austrocknet, was zu einer Rissbildung in der obersten Erdschicht führt. Die Neugestaltung des Polders und den somit neu entstandenen Lebensraum, anhand seiner Fauna zu charakterisieren, war eher problematisch. Die Fauna des Polders befindet sich erst in der Entwicklung (Pionierphase) und man kann noch nicht von einer etablierten Gesellschaft sprechen. Aufgrund dieser Verhältnisse wurde der Polder als offene Ruderalfläche charakterisiert. Diese extremen Bedingungen stellen somit Argumente sowohl für die Ansiedlung von feuchtliebenden Arten als auch für die Ansiedlung von trockenliebenden Arten.

Es gibt nur wenige Untersuchungen, die sich mit der Laufkäferbesiedlung neu entstandener Polder auseinandersetzt. Einer davon war MEIJER (1974) welcher sich mit Untersuchungen im Lauwerszeepolder in Holland beschäftigte. Er beschrieb bei seinen Untersuchungen, dass er zum Teil zwar viele verschiedene Arten nachweisen konnte, jedoch mit nur einer sehr geringen Anzahl an Individuen, während hingegen andere Arten mit einer enormen Anzahl an Individuen auftraten. Dies könnte ein Hinweis dafür sein, dass sich diese Arten im Gebiet bereits fortpflanzten, oder eine Neubesiedelung, bzw. Einwanderung stattfand. Dies stimmt in etwa mit unseren Beobachtungen überein. Es gibt nur wenige Arten, welche entweder dominant oder subdominant vorhanden sind, während die sporadischen Arten mehr als die Hälfte aller gefundenen Arten darstellen.

In weiteren Untersuchungen beschrieb MEIJER (1975) die Schwierigkeit festzustellen, welche Arten bereits angesiedelt sind und welche einwandern. Es müssten Vergleiche mit der Umgebung des Polders gezogen werden, ob diese Arten bereits dort vorhanden sind. In seinen Untersuchungen in einem neuen Polder verglich MEIJER (1980) die Daten mit einem in der Nähe befindlichen Polder in einem etwas älteren Sukzessionsstadium. Er konnte feststellen, dass nach sechs Untersuchungsjahren die Fauna innerhalb des Polders eine geringere Diversität aufwies, als die außerhalb. Während die Carabidenfauna sehr instabil war, konnte er dies bei den Spinnen nicht so deutlich feststellen. Daraus schloss er, dass die Carabiden die Veränderungen des Habitats schneller reflektierten als die Spinnen.

MOOK (1971) beschrieb bei seinen Untersuchungen des IJsselmeer-Polders, dass die Besiedlung des Polders auf zwei verschiedene Arten stattfindet. Zum Einen durch eine aktive Verbreitung der Arten, welche aktiv stattfindet. Also das gezielte „sich hinbegeben“ und das tatsächliche Ansiedeln. Die Lebensbedingungen bestimmen dabei, ob Arten hier leben und sich vermehren können. HAECK (1971) beschrieb bei seinen Untersuchungen im IJsselmeer-Polder, dass er hauptsächlich mit Hilfe von Fensterfallen eine hohe Anzahl an flugfähigen Carabidenarten nachweisen konnte. Er zeigte, dass die Neubesiedlung eines Gebietes in erster Linie von flugfähigen Arten bestimmt wird. Dies konnten wir aufgrund des Fehlens solcher Fallen nicht mit in unsere Untersuchungen einbeziehen. Auch Meijer (1971) bestätigte diese Untersuchungen von HAECK (1971), bei seinen eigenen Untersuchungen am Lauwerszee-Polder. Er untersuchte zwei Fragen: Wie gelangen die Tiere in den Polder? Und was passiert mit den Einwanderern wenn sie dort angekommen sind? Er konnte eine unterschiedliche Fängigkeit seiner verschiedenen Fallentypen erkennen (Fensterfallen, Bodenfallen). Er konnte sogar Unterschiede in den gleichen Fallentypen an verschiedenen Standorten nachweisen.

Vergleicht man jedoch unsere Untersuchungsergebnisse mit denen von WOHLGEMUTH V. REICHE & GRUBE (1999) zeigt sich, dass sowohl im Auwald als auch im Polder Ingelheim eine wesentlich kleinere Anzahl an unterschiedlichen Arten ermittelt werden konnte, im Gegensatz zu den Daten im Odertal. Entweder liegt der Unterschied darin, dass deutlich weniger Biotoptypen im Untersuchungsgebiet vorhanden waren, oder die Erfassungsintensität war niedriger. Bei der Betrachtung der Methoden, zeigte sich jedoch eine relative Ähnlichkeit sowohl in Fangdauer als auch in den Fallen selbst. Nur die Anzahl der Fallenstandorte (26) ist geringer als in unserem Untersuchungsbereich. Aber auch die Untersuchungen von RASKIN (1998) weisen mit 45 verschiedenen Carabidenarten eine eher geringe Artzahl auf. Er untersuchte verschiedene Feuchtbiotope und konnte die niedrigste Diversität und Evenness an Standorten mit dem höchsten Feuchtegehalt feststellen. Er stellte bei seinen Untersuchungen fest, dass die Laufkäferfauna nicht nur das Ausmaß der Bodenfeuchte anzeigt, sondern über die Verteilung der Fortpflanzungstypen auch die Dynamik des Wasserhaushalts. Die höchsten Wasserstände traten in den Wintermonaten auf, was die adulten Tiere meistens gut tolerierten, jedoch nicht die Larven, welche im Boden lebten.

So konnte er feststellen, dass der Anteil von Frühjahrsbrütern in intakten Feucht- und Nassbiotopen überdurchschnittlich hoch ist. Diese Aussage deckt sich vor allem bei Betrachtung des Standorts 0, welcher als Feuchtwiese deklariert ist. Weit mehr als die Hälfte aller dort gefundenen Arten gehören zu den Frühjahrsbrütern. Je nach Länge der Überflutung/Überstauung ist der Anteil der flugfähigen Arten ebenfalls hoch, da diese auf umliegende Gebiete ausweichen müssen (RASKIN 1998). GRUBE (1997) stellte bei seinen Untersuchungen von Carabidenlarven fest, dass diese eine sehr hohe Aktivität im Zeitraum von Überflutungen haben. Dafür verantwortlich ist vor allem das hohe Nahrungsangebot von Collembolen, welche auf der Oberfläche vorhanden sind. Die Larven besitzen nur eine sehr geringe Entwicklungsdauer. Auch konnte er Larven entdecken, welche sich sogar unter Wasser entwickeln können und eine starke Behaarung besitzen, welche einen Vorteil bei der amphibischen Lebensweise bringt. Andere Arten besiedeln die Flächen jährlich neu (GRUBE 1997).

Insgesamt konnten in allen drei Untersuchungsjahren 96 unterschiedliche Laufkäferarten erfasst werden, was einem Anteil von ungefähr 26% aller in Rheinland-Pfalz nachgewiesenen Arten entspricht (SCHÜLE & PERSOHN 1998). 18 Arten (ca. 17%) davon finden sich auch in der Roten Liste Rheinland-Pfalz. Wie bereits erwähnt, finden diese Arten eine genauere Betrachtung unter dem Punkt 4.7 (Bemerkenswerte Laufkäferfunde).

Die Auswertung der Daten des Beprobungszeitraumes des Polder Ingelheim begannen ab Januar 2007 bis Dezember 2009. Somit konnten hier drei Beprobungsjahre dokumentiert, ausgewertet und miteinander verglichen werden.

Im ersten Untersuchungsjahr 2007 wurden sowohl die meisten Arten (72:68:69) als auch die meisten Individuen (8333:4908:2788) ermittelt und das trotz der geringsten Anzahl an Fangtagen in diesem Untersuchungsjahr (276:347:316). Eine Erklärung dafür können möglicherweise die Wetterdaten liefern. 2007 war das feuchteste und wärmste Jahr des ganzen Beprobungszeitraums. Wie bereits erwähnt war zum Einen der Winter 06/07 extrem mild ([www.wetteronline.de](http://www.wetteronline.de)), zum Anderen war die Durchschnittstemperatur und die Niederschlagsmenge höher als in den Jahren davor und danach. Dies könnte eine mögliche Erklärung für die deutlich erhöhten Fangzahlen sein. Aufgrund des milden Winters, war sehr wahrscheinlich die Larvensterblichkeit, bzw. die Sterblichkeit der überwinterten adulten Tiere deutlich herabgesetzt, was zu einem Anstieg der Arten

geführt haben könnte. Auch die Überlebenswahrscheinlichkeit aller anderen Tiergruppen war wahrscheinlich auch deutlich höher, was zwar eine Zunahme an Konkurrenten mit sich brachte, aber auch eine Zunahme des Nahrungsangebotes bedeutete. Weiterhin kann hier auch die geringe Vegetation (geringer Laufwiderstand) als Möglichkeit für die erhöhte Fängigkeit in Betracht gezogen werden.

Die Artzahlen in allen drei Untersuchungsjahren blieb relativ konstant, jedoch konnte bei den dokumentierten Individuenzahlen ein gravierender Rückgang beobachtet werden. Wenn man die hohen Fangergebnisse der Individuenzahlen aus 2007 gesondert betrachtet, stellt sich jedoch die Frage, warum in den folgenden Jahren sich eine absteigende Tendenz zeigte. Die Wetterdaten liefern in diesem Zusammenhang keine wegweisende Erklärung, da die Durchschnittstemperatur 2008 und 2009 beinahe identisch war, und auch die Niederschlagsmenge nur gering unterschiedlich. Doch fällt bei einer Betrachtung der Temperaturen der einzelnen Monate, vor allem der Wintermonate auf, dass auch der Winter 07/08 im Gegensatz zu 08/09 deutlich wärmer war. Erst im Jahr 2009 wurde Anfang des Jahres wieder durchschnittliche Temperaturen um, bzw. unter dem Gefrierpunkt gemessen. Somit bleibt die Frage, ob allein diese Wetterdaten, also Temperatur und Niederschlag, ein Ansteigen, bzw. Rückgang der Fängigkeit erklärt.

Die hier weiter geführte Diskussion bezieht sich in allen drei Jahren nur auf die Arten, welche der Kategorie „dominant“ und „subdominant“ angehören. Es konnten keine Arten mit einem Gesamtindividuenanteil von mehr als 31% (eudominant) nachgewiesen werden und die Arten der restlichen Dominanzklassen (rezedent, subrezedent) besitzen jeweils nur eine geringe Individuenzahl. Auf die Auswertung der sporadischen Arten wurde hier aufgrund des geringen Individuenanteils verzichtet.

Die gesamte gefundene Laufkäferfauna bietet keine großen Besonderheiten, bis auf einige wenige Arten, welche in der Roten Liste stehen. Alle Arten waren bereits in anderen Untersuchungen in Rheinland-Pfalz und Umgebung aufgetreten (LUDEWIG & EISENBEIS 1992, LUDEWIG 1995, 1996, 1999a, b, 2001, 2006, NEU 2007, SIEPE 1994a, 2006). Jedoch konnten auch hier typische Auwaldarten dokumentiert werden (*Ocys harpaloides*, *Agonum lugens*, *Badister unipustulatus*, etc.). Diese konnten jedoch nur mit einer geringen Individuenzahl gefangen werden, was den Verdacht auf Zufallsfunde nahelegt. Diese Arten wurden auch im Auwald nachgewiesen, welcher sich in unmittelbarer Nähe des

Polders befindet. Aufgrund der Flugfähigkeit, ist es sehr wahrscheinlich, dass diese Arten beim Durchstreifen in die Fallen gerieten.

Die am häufigsten vertretene Art im Jahr 2007 war die Art *Harpalus rufipes*. Eine xerophile Offenlandart, die relativ unspezifisch ist, sowohl in Bezug auf ihre Lebensräume als auch in Bezug auf ihr Nahrungsverhalten (WACHMANN 1995). Mit mehr als 25% am Gesamtindividuenanteil war sie in diesem Untersuchungsjahr deutlich häufigste Art. In allen drei Jahren gehörte diese Art der Kategorie „dominant“ an, jedoch mit einer deutlich sinkenden Tendenz. Während sie im Folgejahr nur noch 15% des Gesamtindividuenanteils stellte, war es im Jahr 2009 sogar nur noch 12%. Somit könnte man vermuten, dass diese Art eine der ersten Arten war, welche den Polder als Lebensraum besiedelte, jedoch im Laufe der Jahre durch einwandernde Arten oder Ansiedlung neuer Arten in ihrer Ausbreitung eingeengt wurde (Nahrungsvorkommen, Konkurrenz) Auch die Veränderung des Habitates durch die zunehmende Vegetation könnte dazu geführt haben, dass sie ihren Lebensraum verlagert hat. Es wäre für die Zukunft interessant zu überprüfen, ob diese Art weiter einen Rückgang aufweist, oder ob sie sich gegenüber Konkurrenten durchsetzt.

Betrachtet man alle dominanten und subdominanten Arten des Jahres 2007 in Bezug auf ihren Dominanzanteil, so kann man Schwankungen erkennen. Vergleicht man die dominanten und subdominanten Arten in Bezug auf ihre relative Individuenzahl und vergleicht sie mit ihrem Vorkommen in den folgenden Jahren, so ist bei fast allen eine deutlicher Rückgang der relativen Individuenzahlen festzustellen.

Insgesamt konnte nur bei vier Arten eine gering steigende Individuenzahl im letzten Untersuchungszeitraum nachgewiesen werden, vor allem aber findet der enorme Individueneinbruch bei den dominanten, bzw. subdominanten Arten statt. Dies könnte, aufgrund der Veränderungen des Habitates (Vegetation), auf eine mögliche Zunahme an Fraßfeinden der Laufkäfer hinweisen (Vögel, Säugetiere, etc.). Eine weitere mögliche Erklärung für den Nachweis sowohl der meisten Arten als auch Individuen im ersten Untersuchungsjahr könnte der so genannte „Diggin-in Effekt“ (DIGWEED 1995) sein. Er wurde von DIGWEED (1995) für Laufkäfer und Ameisen nachgewiesen. Er besagt, dass es, bei neu eingebauten Fallen, zu einem Anstieg der Individuen- und Artzahlen kommen kann, was als Antwort auf die physikalische Störung durch den Einbau der Fallen gedeutet

wird. Auch SPANG (1996) konnte ihn bei seinen Untersuchungen mit Laufkäfern beobachten. Jedoch sollte dieser Effekt nur in den ersten Fallengängen auftreten.

Eine andere mögliche Erklärung könnte sein, dass der Polder als neues Habitat einen bestimmten Anziehungseffekt auf die Fauna der Umgebung ausgeübt haben könnte. Das mögliche Fehlen von Konkurrenz oder von Fraßfeinden, könnte zu einer schnellen An- bzw. Besiedlung geführt haben. Auch könnte, aufgrund des geringen bis fehlenden Bodenbewuchses, der Laufwiderstand sehr gering gewesen sein, was das Einwandern oder das Durchstreifen für typische Feldarten deutlich erleichterte (ALBRECHT et al. 2005). Der zunehmende Rückgang der Individuen in den Folgejahren könnte zeigen, dass viele Arten nach der Einwanderung das Habitat wieder verließen, da ihre präferierten Habitatfaktoren, für eine dauerhafte Ansiedlung, fehlten. Auch könnte durch die vermehrte Ansiedlung von Arten eine Zunahme der Konkurrenz oder ein Rückgang des Nahrungsangebotes stattgefunden haben, was diesen Art- und Individuenrückgang erklärt. Um genauere Aussagen über die Entwicklung der Fauna des Polders treffen zu können, bedarf es weiterer Untersuchungen, welche eventuelle Antworten auf die geäußerten Vermutungen geben könnten.

Als weitere dominante Art konnte 2007 die eurytope Art *Pterostichus melanarius* dokumentiert werden. Diese Art ist in Bezug auf ihr Vorkommen sehr unspezifisch und wurde in allen Untersuchungsgebieten (Auwald, Polder Ingelheim, Polder Worms) fast immer mit einer sehr hohen Individuenanzahl gefangen. Sie scheint sehr gut mit wechselnden Bedingungen in ihrem Lebensraum zurecht zu kommen. Des Weiteren scheint sie auch in Bezug auf Konkurrenz mit anderen Arten eher weniger beeinflussbar zu sein.

Ausschließlich die beiden Arten *H. rufipes* und *Pt. melanarius* wurden in allen drei Jahren der Klasse „dominant“ zugeordnet.

Die Art *N. brevicollis* wurde im Polder im Jahr 2007 als subdominant klassifiziert. Diese Art gehörte im Auwald zu den dominanten Arten, was aufgrund ihrer ökologischen Ansprüche zu erwarten war. Im Polder ist der Fund dieser Waldart eher ungewöhnlich. Eine mögliche Erklärung könnte sein, dass sie aufgrund ihrer Flugfähigkeit aus den umliegenden Auwaldfragmenten in das Gebiet einflog, eventuell zur Nahrungssuche oder aufgrund hoher Nahrungskonkurrenz im Auwald. Weiterhin könnte das Fehlen von

Vegetation ein Durchlaufen sehr vereinfacht haben. Ebenso könnte die Ausbreitung aufgrund fehlender Konkurrenz, z.B. durch *L. assimilis*, einen Hinweis für ihr Vorkommen bieten. Durch die extreme Verdichtung des Bodens, bildeten sich schon nach kurzen Regenfällen Pfützen, was diesem Gebiet für eine kurze Zeit an manchen Stellen hohe Feuchtigkeit verlieh. So könnte man auch schlussfolgern, dass die Hauptpräferenz bei der Habitatwahl dieser Art der Feuchtigkeit ist und nicht die vorhandene Vegetation. Ihre hohen Fangzahlen könnten ebenso aufgrund ihres Fortpflanzungszyklus im Herbst und der damit verbundenen höheren Aktivität im Beprobungszeitraum in Zusammenhang stehen. Jedoch kann man im Verlauf des Untersuchungszeitraums im Polder sehen, dass die Art deutlich rückläufig ist in den folgenden Untersuchungsjahren. Im Jahr 2009 konnte sie sogar nur noch sporadisch nachgewiesen werden. Dies lässt viele Schlussfolgerungen zu. In der Zwischenzeit ist die Vegetation im Polder deutlich stärker geworden ist (vor allem niedrig wachsende Pflanzen). Dieses erschwert zum Einen das Durchlaufen, was die Nahrungssuche mühevoller macht, andererseits könnte die Zunahme anderer Arten auf zunehmende Konkurrenz schließen lassen. Dieser Rückgang könnte auch ein Indiz dafür sein, dass dieses Habitat nicht dem Schwerpunktorkommen dieser Art entspricht und sie dieses Gebiet nur zur Nahrungssuche aufsuchte.

Hervorzuheben ist noch das Auftreten der mesophilen Waldart *C. purpurascens*. Ihr Vorkommen im Polder eher unerwartet. Zum einen ist sie die zweitgrößte gefundene Art im Polder, neben *C. nemoralis*, des Weiteren ist sie flugunfähig. Während *C. nemoralis* nur mit einigen wenigen Individuen erfasst wurde, konnte bei *C. purpurascens* eine immenser Anstieg der Population im Jahr 2008 registriert werden. Im Vorjahr gehörte sie mit einem Individuenanteil von 2% noch der Klasse der rezedenten Arten an, während sie im Untersuchungsjahr 2008 sprunghaft mit 16% Individuenanteil zu der zweithäufigsten Art in diesem Jahr wurde. Ihr relativer Individuenanteil stieg von 0,63 Ind./Tag auf 2,5 Ind./Tag. Dieser enorme Anstieg der absoluten Individuenzahlen von mehr als 300%!! war erstaunlich. Sie gehört zu den mesophilen Waldarten und konnte schon im Auwald beobachtet werden. Eine Erklärung könnte sein, dass aufgrund des milden Winters des Jahres 07/08 das Nahrungsangebot für diese Art rapide anstieg, was diesen sprunghaften Anstieg nach sich gezogen haben könnte, oder aufgrund ihrer Größe fehlte die Konkurrenz. Bei Rücksprache mit einigen Carabidenexperten auf einer Konferenz in Holland, wurde dieses Ergebnis als nicht sehr spektakulär beschrieben, da dieser sprunghafte Anstieg zu

ganz natürlichen Fluktuationen der Laufkäferpopulationen gehört. Dieses Phänomen beschrieb schon DEN BOER (1981). Dennoch ist der enorme Anstieg im Polder erstaunlich, da es sich nicht um ihr bevorzugtes Habitat, nämlich Wald, handelt.

Im zweiten Untersuchungsjahr kann jedoch eine Verschiebung der Individuenverteilung zu Gunsten der dominanten Arten beobachtet werden. Anstatt zwei dominante Arten wie 2007 konnten nun vier dominante Arten ermittelt werden. Dies könnte ein Indiz für eine bessere Gleichverteilung sein. Bei Betrachtung der maximalen Diversität ist diese im Jahr 2007 höher als in den beiden Folgejahren, jedoch bezieht sich dieser Index ausschließlich auf die Anzahl der gefundenen Arten. Der Shannon-Index hingegen, welcher sowohl die Anzahl der Arten als auch die Verteilung der Individuen mit beachtet, ist im Jahr 2009 am höchsten. Auch das modifizierte HILL-Verhältnis, was die Gleichverteilung der Individuen beschreibt ist im Jahr 2009 am Höchsten. Dies könnte ein Hinweis auf eine zunehmende Stabilisierung der Laufkäferfauna sein.

In allen drei Untersuchungsjahren dominieren deutlich die Offenland- als auch die frühjahrsbrütenden Arten. Da die Offenlandarten in der Regel Frühjahrsbrüter sind, wurde eine Dominanz in diese Richtung erwartet. MÜLLER-MOTZFELD (2001) beobachtete im Offenland eine Dominanz an Frühjahrsbrüter, was sich mit unseren Ergebnissen deckt.

Es konnten aber auch einige Arten mit larvaler Überwinterung (Herbstbrüter) ermittelt werden, was laut RASKIN (1998) auf ein trockenes Gebiet hinweist. Die Anzahl der Herbstbrüter war höher als im Auwald, was darauf hindeutet, dass der Polder doch trockener ist, aufgrund intensiverer Sonneneinstrahlung, als der Auwald. Diese Ergebnisse waren aufgrund der Charakterisierung des Polder Ingelheim als offene Ruderalfläche, nicht weiter überraschend.

Bei einem Vergleich der einzelnen Standorte miteinander zeigt sich, dass Standort 5 und Standort 6, welche sich in der Kernzone befinden, deutliche Unterschiede in ihrer Zusammensetzung der Arten gegenüber den Randbereichen aufweisen. Diese Tatsache hat mehrere Erklärungen zur Folge. Die Kernzone unterscheidet sich nicht nur in Bezug auf die Vegetation von den anderen Standorten, auch ist diese mit einer deutlich höheren Frequenz überschwemmt als die Fallen der Umgebung. Da die Kernzone tiefer liegt als der umgebende Randbereich und aufgrund der extremen Verdichtung des Bodens durch die Baumaßnahmen, läuft das Wasser durch den Durchlasskanal an dieser Stelle zusammen

und versickert nicht im Boden, sondern verdunstet nur langsam. Im Sommer, aufgrund der hohen Temperaturen und der Sonneneinstrahlung, findet eine rasche Austrocknung des Bodens statt und es bilden sich Risse in der oberen Erdschicht. Diese Risse und Spalten können zwar einerseits zusätzliche Deckungsmöglichkeiten bieten, jedoch kann das Fehlen von Vegetation zum Schutz vor der Sonneneinstrahlung und den Temperaturen auch andererseits eine Vertreibung kleinerer Arthropodenarten nach sich ziehen und somit das Nahrungsangebot in diesem Bereich deutlich mindern.

#### 4.4.3.1 Bedeutung der ökologischen Flutungen

Aufgrund der vielen durchgeführten Untersuchungen in Zusammenhang mit Hochwassern, seinen Ursachen und Folgen sowie mögliche Schutzmaßnahmen, wurden bereits eine ganze Menge Projekte zur Renaturierung und ökologischen Verbesserung von Fließgewässern, vor allem des Rheins durchgeführt (Siehe Konzepte der IKSR, IRMA, etc.). Mittlerweile ist die Hauptaufgabe die Verknüpfung von Hochwasserschutz mit einem gleichzeitigen Schutz, bzw. Wiederherstellung sensibler Ökosysteme entlang der Fließgewässer. Der Polder Ingelheim war ein Teilprojekt des Aktionsplans „Rhein 2020“, welches von der IKSR verabschiedet wurde.

Zum Einen dient der Polder Ingelheim als zusätzliche Hochwasserrückhaltefläche, zum anderen soll auch versucht werden, durch Renaturierungsmaßnahmen eine ökologisch sinnvolle Entwicklung dieses Gebietes zu beeinflussen, bzw. die wertvollen Druckwasser-senken zu erhalten. Renaturierung bedeutet die „Rückführung eines genutzten Landschaftsteiles in einen naturnahen Zustand“. Sie ist ein Entwicklungsprozess von einer geringeren zu einer höheren Naturnähe (<http://www.umweltlexikon-online.de>, SIEPE 1994). Jedoch bedeutet die Renaturierung eines Gebietes nicht automatisch die Wiederherstellung eines früheren historisch bestandenen Zustandes.

Eine Renaturierungsmaßnahme im Polder Ingelheim ist der Anschluss der Kernzone, im Inneren des Polders, an die Dynamik des Rheins, mit Hilfe eines Durchlasskanals. Des Weiteren sollen vorher schon bestandene Druckwassergebiete weiter erhalten bleiben, bzw. durch regelmäßige Überflutungen die Entwicklung positiv beeinflusst werden. Beispiele für solche bereits bestehenden Maßnahmen wie ökologische Flutungen bietet der Polder Altenheim am Oberrhein an. Er war eines der ersten Projekte

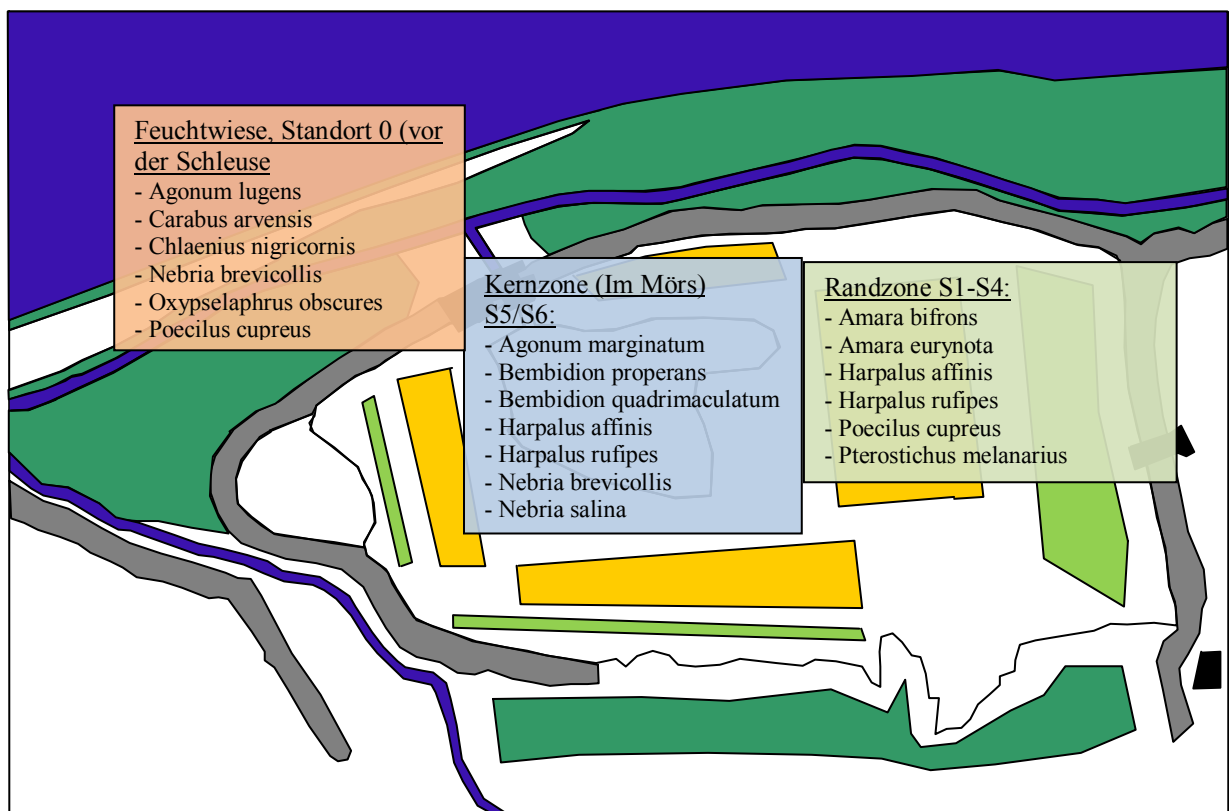
des Hochwasserschutzes am Oberrhein und ein Teilprojekt des IRP (integriertes Rheinprogramm) und sollte sowohl als Hochwasserschutz als auch der Auenrenaturierung gleichermaßen dienen. SIEPE untersuchte (1989, 1994) den Polder, um Erfolge der damals geplanten Renaturierungsmaßnahmen zu überprüfen. Er konnte feststellen, dass durch die ökologischen Flutungsereignisse und der daraus resultierenden geomorphodynamischen Prozesse frühe Sukzessionsstadien von Auenbiotopen neu entstanden waren, welche von auetypischen Lebensgemeinschaften besiedelt wurden.

Im Jahre 2006 befasste sich SIEPE eingehender mit dem Thema ökologische Flutung am Oberrhein. Im Polder Altenheim wurden bereits seit 1989 ökologische Flutungen durchgeführt. Das Ziel dieser Flutungen war es, die angesiedelte Flora und Fauna für den „Ernstfall“ zu sensibilisieren. So sollen erhebliche Beeinträchtigungen des Naturhaushaltes bei Hochwassern vermieden bzw. vermindert werden. Er konnte feststellen, dass bei vielen Tierarten eine deutliche Zunahme der Population stattfand, trotz der „störenden“ Flutungen. Er sieht die ökologischen Flutungen als „Entwicklungs-Motor“ für die Auwaldfauna. Weiterhin konnte er auch Mechanismen nachweisen, mit denen Laufkäfer ein Hochwasser überleben können.

So fand er bei einigen Arten, dass sie unter Wasser überleben können indem sie einen Luftvorrat zum Atmen unter ihren Flügeldecken transportieren. Einige Arten wiederum können schwimmen, andere direkt von der Wasseroberfläche abfliegen. Die Überflutungen fördern eine artenreiche Laufkäferfauna. Er kam zu dem Ergebnis, dass Überflutungen einen kleinräumigen Wechsel in den Lebensbedingungen und Habitaten darstellen und somit die Grundlage für stabile, arten- und individuenreiche Lebensgemeinschaften sind. Des Weiteren stellte er fest, dass Überflutungen einen Reichtum an Strukturen und Fruchtbarkeit erzeugen (SIEPE 1989, 1994).

Um einen wirklichen Effekt der ökologischen Flutungen in Bezug auf das Ansiedeln spezifischer Arten zu kontrollieren, sollte der Polder Ingelheim in naher Zukunft erneut beprobt werden, um solche Veränderungen genauer zu dokumentieren. Wir konnten bereits zeigen, dass nach Überflutungsereignissen die Anzahl der hygrophilen Arten relativ stark anstieg, jedoch mit zunehmender Abtrocknung des Gebietes diese wieder verschwanden. Auch zeigte sich, dass am Standort 0 hygrophile Arten auftauchten, welche im Polder nicht nachgewiesen wurden, trotz der Nähe. Hier zeigt sich, dass die Arten in der

Umgebung vorhanden sind und eine mögliche Ansiedlung unter den richtigen Bedingungen wahrscheinlich ist. Es sollten weitere Untersuchungen im Polder vorgenommen werden, um die Entwicklung der Fauna zu beobachten. Vielleicht lässt sich durch die einmal jährlich durchgeführten anthropogenen Überflutungen ein Lebensraum für viele stenotop-hygrophile Arten schaffen, wobei deren Ansiedlung in erster Linie von der Feuchtigkeit des Habitates abhängt, aber nicht der einzige ausschlaggebende Faktor sein wird.



**Abb.114:** Vergleich der dominanten und subdominanten Arten der einzelnen Standorte (Standort 0, Polderinnenraum (Kernzone-Randzone), gesamter Untersuchungszeitraum

#### 4.4.4 Diskussion der Ergebnisse des Polders Bürgerweide in Worms

Der Polder Bürgerweide in Worms entstand aufgrund einer Deichrückverlegung im Jahre 2001. Der somit entstandene zusätzliche Überflutungsraum sollte auch ökologisch aufgewertet werden, in dem man durch verschiedene Maßnahmen, z.B. Verlegung des Altbachs versuchte, ökologisch wertvollere Lebensräume zu schaffen.

Aufgrund der Verlegung des Altbachs, der Neuanpflanzung von Weidenflächen und Bau eines Amphibientümpels, sollte sich in diesem Gebiet mit der Zeit, in Hinsicht auf den Naturschutz, ein ökologisch bedeutsamer Lebensraum in Bezug auf die Flora und Fauna ansiedeln. Im Jahre 2001 war das Bauprojekt abgeschlossen und wurde in den nächsten folgenden vier Jahren von der Arbeitsgruppe von Herrn Prof. Dr. Seitz beprobt. Ein Teilprojekt dieser Arbeit befasste sich auch mit der Erfassung der dort vorhandenen Laufkäferfauna. Die Ergebnisse wurden mir freundlicherweise von der Arbeitsgruppe zur Verfügung gestellt, um meine gewonnenen Daten 8 Jahre später, mit diesen Ergebnissen vergleichen zu können. Aufgrund unterschiedlicher Arbeits- und Beprobungsmethoden der Arbeitsgruppe Seitz (die Standorte variierten von 8 bis 12, zusätzlich Handfänge, andere Fangflüssigkeit, unterschiedlicher Beprobungszeitraum, unterschiedliche Anzahl von Bodenfallen), ist ein statistischer Vergleich mit den Standorten Auwald Ingelheim und Polder Ingelheim nicht möglich, auch nicht direkt mit meinen Untersuchungsergebnissen von 2008-2010. Es kann in dieser Hinsicht nur eine deskriptive Statistik verwendet werden.

Die Daten der AG Prof. Dr. Seitz von 2001-2004 könnte man als Soll-Ist-Vergleich sehen, in Kombination mit unseren Daten sollte ein Vorher-Nachher-Vergleich untersucht werden (RIECKEN & SCHRÖDER 2002). Mit Hilfe der Daten der AG Prof. Dr. Seitz und den Angaben der zu erwartenden Arten in den nächsten Jahren, sowie die Ergebnisse der Auswertung der Untersuchungsjahre 2008-2010 können Aussagen über Veränderungen der Laufkäfergemeinschaften in diesem Gebiet getroffen werden. Jedoch muss berücksichtigt werden, dass die Population der Carabiden häufig natürlichen Schwankungen unterliegen (DEN BOER 1981). Er zeigte, dass viele lokale Populationen von Laufkäfern Schwankungen der relativen Dichte von bis zu drei Zehnerpotenzen aufweisen können. Zu

diesem Schluss kam auch ASSMANN et al. (2001) bei Untersuchungen von *Carabus*-Arten in der Lüneburger Heide.

Die AG Seitz konnte in Ihrem Untersuchungszeitraum (2001-2004) insgesamt 119 Arten ermitteln, was etwa 32% aller bekannten Arten in Rheinland-Pfalz entspricht, mit und einer Gesamtindividuenzahl von über 17.000 Exemplaren. Der Beprobungszeitraum belief sich immer auf die Frühjahrs- bis Herbstmonate, in denen die Hauptaktivitätsphase der meisten Laufkäfer liegt.

Die Untersuchungsergebnisse sollten die bestehende Laufkäferfauna in den neu angelegten Bereichen zeigen, bzw. die Tendenzen der Entwicklung (Sukzessionseffekt) von unterschiedlichen Laufkäfergemeinschaften in den neu entstandenen Gebieten aufzeigen. In unseren Untersuchungsjahren von 2008-2010 konnten nur noch insgesamt 83 Arten gefunden werden (24%), was einen Rückgang von ungefähr 8% entspricht. Von den 119 Arten der Arbeitsgruppe Seitz konnten fast die Hälfte (50 Arten) nicht mehr nachgewiesen werden. 16 Arten sind in diesem Zeitraum neu hinzugekommen. Jedoch gehörten alle Arten, sowohl die verschollenen, als auch die neu hinzugekommenen Arten, in die Kategorie der subrezedenten, bzw. sporadischen Arten und wurden alle nur mit einer geringen Individuenanzahl nachgewiesen. Es könnte sich somit um mögliche Zufallsfänge handeln, oder auch um Arten, welche das Gebiet evtl. auf Nahrungssuche durchkreuzten, sich jedoch nicht angesiedelt haben. Im Weiteren wird auf die Veränderungen der Laufkäfergemeinschaften an den einzelnen untersuchten Standorten eingegangen.

Der erste gewählte Beprobungsstandort (W1) entspricht dem damals beprobten Gebiet. Es handelt sich um die Wiese am Pumphaus, am ursprünglichen Altbachverlauf. Sie sollte als Referenzfläche dienen, um die Entwicklung der Pionierflächen entlang des neuen Altbachsverlauf, W2 und W4, zu überprüfen. Diese Fläche wurde von der AG Prof. Dr. Seitz als Feuchtwiese bezeichnet und wies in der Hauptsache eine Laufkäfergemeinschaft aus Feucht- und Sumpfwiesenbewohnern auf. In den Untersuchungsjahren 2008 bis 2010 konnte eine Veränderung der Laufkäfergemeinschaft an diesem Standort nachgewiesen werden. Es hatte eine Verschiebung der Arten hin zu eher wärmeliebenderen Offenlandarten, bzw. mesophilen Waldarten stattgefunden. Vorherrschend an diesem Standort waren größere *Carabus*-Arten. Laut Herrn Prof. Licht handelt es sich an diesem

Standort, aufgrund der Vegetation, um eine Wiese mittlerer Standorte mit Ruderalisierungs- und Feuchtezeigern.

Aufgrund der Verlegung des Altbachs, ist der ehemalige feuchtere Standort wahrscheinlich trockener geworden, was sich auch in der Zusammensetzung der Laufkäfergemeinschaft wieder spiegelt. Die beschriebenen Sumpfsarten (z.B. *Oodes helopoides*, *Epaphius secalis*) oder aber die Sumpf- und Röhrichart *Agonum fuliginosum* sind gänzlich an dieser Stelle verschwunden. In den letzten beiden Untersuchungs Jahren (03/04) wurde diese Wiese vor allem von der Art *H. rufipes* beherrscht. Diese weist in den späteren Untersuchungs Jahren (2008-2010) einen Rückgang, mit einem gleichzeitigen Anstieg der *Carabus*-Arten auf. Aufgrund der fehlenden Nähe zum Altbach scheint die zukünftige Tendenz in Richtung auf eine eher wärmeliebenden Fauna hinzusteuern.

Am Standort W2 handelte sich um einen bachnahen, schneisenartigen Bestand zwischen zwei Gehölzen, mit hochwüchsigem, saumartigen Bestand. Die sehr wüchsige Vegetation enthielt (Wechsel-)Feuchtezeiger. Aufgrund des enormen Bodenbewuchses war dieser Standort sehr durch die Luftfeuchte geprägt. Dies spiegelte sich auch in der Laufkäfergemeinschaft wieder. An diesem Standort konnten mit unter die meisten hygrophilen Arten und Individuen dokumentiert werden. In der Hauptsache handelt es sich um die hygrophile Waldart *Pterostichus niger*. Diese Art war auch die dominanteste Art im angrenzenden Weidenwäldchen (Standort W3). Des Weiteren fanden sich aber auch große *Carabus*-Arten, was aufgrund des dichten Bodenbewuchs nicht zu erwarten war, da die Laufwiderstand für diese großen Arten an diesem Standort eher hoch war. Bei den Untersuchungen der AG Prof. Dr. Seitz war zu diesem Zeitpunkt, aufgrund der Baumaßnahmen durch die Verlegung des Altbachs, nur sehr wenig bis gar keine Vegetation vorhanden. Zum damaligen Zeitpunkt waren die vorherrschenden Arten, Arten der offenen Kulturlandschaften wie *Harpalus rufipes* oder *Ophonus ardosiacus*. Diese beiden Arten konnten an diesem Standort entweder nur mit einer sehr geringen Individuenzahl gefunden werden oder gar nicht mehr. Sie scheinen den Standort, aufgrund der sich veränderten Vegetation, nicht mehr zu besiedeln. Hier zeigt sich ganz deutlich die Veränderung der Laufkäfergemeinschaft im Hinblick auf die sich verändernde, bzw. entwickelnde Vegetation. Direkt angrenzend an den Standort W2 fand sich ein neu angepflanztes Weidenwäldchen.

Zum Untersuchungszeitraum der AG Prof. Dr. Seitz war dieser Bereich noch ohne Bodenvegetation (nur Rohboden, Lehm) und eingezäunt. Es sollte sich hier eine zukünftige Weichholzaue entwickeln. Auch hier waren die vorherrschenden Arten, zum damaligen Zeitpunkt, Arten der offenen Kulturlandschaft sowie Arten der landwirtschaftlichen Nutzflächen. Ebenso wie am Standort W2 konnte hier eine deutliche Veränderung der Laufkäfergemeinschaft dokumentiert werden. Im Vergleich zu den früheren Untersuchungen, ist mittlerweile die Umzäunung verschwunden, die Weiden sind mehr als 10 m hoch und es hat sich eine geringe, wenn auch unspezifische Kraut- und Bodenschicht, gebildet. Auch hier ist die dominanteste Art *Pt. niger* (wie an Standort W2), gefolgt von der eurytopen Art *Pt. melanarius*. Des Weiteren finden sich einige *Carabus*-Arten. Insgesamt ist der Standort W3 der Standort mit den meisten nachgewiesenen hygrophilen Arten und insgesamt der Standort mit den meisten gefangenen Individuen überhaupt. Jedoch ist dieser Standort, ebenso wie 2001-2004, insgesamt relativ artenarm, möglicherweise durch höhere Feuchtigkeit oder zuviel Bodenbewuchs. Erwähnenswert ist die Ansiedlung der gefährdeten Art *C. ulrichii* an den Standorten W2 und W3. War sie vor 8 Jahren noch eher gering vertreten, so gehört sie heute sogar zu den subdominanten Arten in diesem Untersuchungsgebiet. Vor ungefähr 10 Jahren galt sie als „vom Aussterben bedroht“ in Rheinland-Pfalz (SCHÜLE & PERSOHN 1998), jedoch ist sie heute wieder häufiger nachweisbar. Sowohl LUDEWIG in seinen Untersuchungen in Mainz und Umgebung (1993, 1996, 1998, 1999, 2001) als auch in unseren Untersuchungsgebieten in Ingelheim wurde diese Art relativ häufig wieder nachgewiesen. Man kann also davon ausgehen, dass sich ihr Bestand in Rheinland-Pfalz wieder stabilisiert hat.

Der Standort W4 liegt am gegenüberliegenden Ufer des neu verlegten Altbachs. Im Jahr 2001 handelte es sich hier noch um eine Pionierfläche, welche an einen brachgefallenen Acker grenzte und in den folgenden Jahren 2003 und 2004 auffallend sandig war. Der Standort entspricht in etwa dem Standort W2, indem er an einen bachbegleitenden Gehölzsaum anschließt. Er ist aber besonner bzw. weniger durch Luftfeuchte geprägt, aufgrund des nicht ganz so extrem dichten Bodenbewuchses. Dieser Standort ist viel deutlicher von den *Carabus*-Arten geprägt. Auch die größte Art *C. coriacaeus* hat hier ihr stärkstes Vorkommen, ebenso wie *C. purpurascens* (in beiden Jahren). Auch die Art *Pt. niger* findet sich hier, jedoch mit einer viel geringeren Individuenzahl als am Standort W2. Der Standort gehörte in beiden Untersuchungsjahren

sowohl zu den Arten- als auch Individuenärmsten im ganzen Untersuchungsgebiet, während er im Jahr 2004 der deutlich artenreichste Standort war.

Der Standort W5, welcher in den Jahren 2001 bis 2004 beprobt wurde, konnte in den späteren Untersuchungs Jahren leider nicht mehr mitbeprobte werden, da dieser Abschnitt aufgrund extrem hoher und wuchernder Vegetation nicht mehr zugänglich war.

Bei dem Standort W6 handelte sich um einen älteren bebuschten Obstbaumbestand, welcher von den Baumaßnahmen und der Verlegung des Altbachs nicht direkt betroffen war. Es findet sich hier baumförmigen Holunder sowie alte Obstbäume. Das Kronendach des Bestandes schließt dicht, trotz allem ist der Unterwuchs (ca. 1,50 m) fast zu 100% deckend. Ähnlich wie an Standort W2 besteht hier ein in sich geschlossenes luftfeuchtes Innenklima unterhalb dieser 1,50 m-Grenze. Es fanden sich hier hauptsächlich *Carabus*-Arten sowie typische mesophile Wiesenbewohner. An diesem Standort fanden sich kaum Unterschiede in der Laufkäfergemeinschaft im Vergleich zu den Ergebnissen der Arbeitsgruppe Seitz. Dies könnte damit in Zusammenhang stehen, dass sich dieser Standort im Vergleich zu allen anderen nicht wirklich verändert. Die Vegetation ist dieselbe wie in den Jahren 2001-2004. Es dominierte die Art *H. rufipes* sowie die *Carabus*-Arten. In eher geringer Anzahl finden sich auch feuchteliebende Arten wie *Pt. niger* oder *St. pumicatus*. Dies kann jedoch mit der unmittelbaren Nähe zum Altbach erklärt werden. Des Weiteren finden sich diese Arten eher in einer geringen Individuenzahl, was darauf hinweist, dass diese Arten hier nicht unbedingt angesiedelt sind. Insgesamt ist dies der Standort mit dem Vorkommen der meisten xerophilen Individuen.

Bei dem Standort W7 handelt es sich um eine kurzrasige Pionierfläche unmittelbar vor dem neu angelegten Amphibientümpel. Diese wurde 2001 eingesät. Auch nach mittlerweile 9 Jahren ließ sich die für Aussaatflächen typische Zusammensetzung erkennen. Kriechendes Fingerkraut dringt vom Tümpelufer ein, bleibt aber in der Vitalität geschwächt. Dies lässt vermuten, dass der Standort trotz Tümpelnähe eher bodentrocken ist. Mit dem Standort W10 war dies der am häufigsten überschwemmte Standort, mit den geringsten Fangtagen (vor allem 09/10).

Dieser Standort war im Jahr 08/09 der, mit der deutlich höchsten Artzahl. Eine Vielzahl dieser Arten konnte nur hier, wenn auch in geringer Individuenzahl, gefangen werden. Ebenso bemerkenswert ist hier das fast komplette Fehlen von *Carabus*-Arten.

Während 2001 dieser Standort noch vorwiegend von Arten der offenen Kulturlandschaften beherrscht wurde, konnte auch hier in den Folgejahren von der AG Prof. Dr. Seitz bemerkenswerte Arten erfasst werden (z.B. *Polistichus connexus* oder *Agonum marginatum*). Beide Arten konnten bei meinen Beprobungen leider nicht mehr nachgewiesen werden. Die Art *A. marginatum*, welche als Art offener Ufer beschrieben wird, konnte an keinem Standort nachgewiesen werden, während sie im Polder Ingelheim (vor allem in der Kernzone) sehr häufig auftritt.

Doch trotz des hohen Aufkommens an xerophilen Arten finden sich immer wieder vereinzelt auch hygrophile Arten, wie z.B. *A. lugens*, welche als stenotoper Bewohner überflutungsbeeinflusster, eutropher Röhrichte gilt (FREUDE et al. 2004). Diese Art konnte im Auwald in Ingelheim ebenfalls nachgewiesen werden. Jedoch scheint keine Etablierung dieser Art an diesem Standort stattzufinden, jedoch zeigt ihr Vorkommen, dass sie irgendwo in unmittelbarer Nähe vorkommt, was dafür spricht dieses Gebiet zu schützen und weiter zu fördern, um ein generelles Ansiedeln spezieller stenotoper Arten zu fördern.

Bei Standort W8 handelte es sich 2001 um eine neu angelegte Baumanpflanzung, welche eingezäunt war und keinen Bodenbewuchs aufwies (Rohboden, Lehm). 2001 war dieser Standort sowohl der artenreichste, als auch der individuenreichste. In der Hauptsache war dieser Standort von Arten der offenen Kulturflächen dominiert, vor allem *H. rufipes*. Jedoch konnten hier auch einige Exemplare des großen Bombadierkäfers *Brachinus crepitans* nachgewiesen werden. Dieser konnte auch wieder bei meinen Untersuchungen gefunden werden. Während er im ersten Untersuchungsjahr (08/09) noch die dominante Art an diesem Standort war, war er 09/10 nur noch mit wenigen Individuenzahlen nachweisbar. Dies könnte mit Hilfe der bereits beschriebenen Fluktuation der Laufkäfer erklärt werden. Insgesamt war dieser Standort in beiden Untersuchungsjahren sowohl relativ arten- als auch individuenarm. Jedoch finden sich auch einige erstaunliche Artenfunde. Hierzu zählt unter anderem die hygrophile Art *Drypta denata*, welche nur an diesem Standort gefangen wurde, wie auch die hygrophile Art *Loricera pilicornis*, die eurytope Art *Synuchus vivalis* sowie die xerophilen Arten *Panagaeus bipustulatus* oder *Poecilus lepidus*. Die Unterschiede der gefangenen Arten weist jedoch ein breites Artenspektrum im Bezug auf die Präferenzen der gefundenen Arten auf, was für die Unspezifität dieses Gebietes spricht.

Bei den letzten beiden Standorten W9 und W10 handelt es sich um angepflanzte Weidenstandorte, jeweils in unmittelbarer Nähe zum Altbach. Nur der Bodenbewuchs ist unterschiedlich. An Standort W9 ist der Bestand ziemlich dicht und lässt einem artenarmen, krautigen Unterwuchs nur wenig Raum, jedoch an Standort W10 ist die krautige Vegetation stark zurücktretend und eher nitrophil geprägt.

Auch die Laufkäfergemeinschaften unterscheiden sich deutlich voneinander. Während der Standort W9 in beiden Jahren eher arten- und individuenarm war, wies der Standort W10 eine deutlich höhere Arten- und Individuenzahl auf. In den Untersuchungsergebnissen der AG Seitz zeigten sich noch deutliche Gemeinsamkeiten in der Zusammensetzung ihrer Laufkäfergemeinschaft, was sich jedoch über den Lauf der Jahre geändert hat. An Standort W9 herrschen vorwiegend die *Carabus*-Arten mit eher mesophilem Charakter, während an Standort W10 die Zönose deutlich von hygrophilen Arten geprägt ist. Hier tritt auch die hygrophile Waldart *L. assimilis* in relativ hoher Dichte auf, während diese im gesamten Untersuchungsgebiet sonst kaum zu finden ist. Auch die hygrophilen Arten *Chlaenius nigricornis*, *Pterostichus vernalis* oder *Agonum lugens* haben hier ihren Verbreitungsschwerpunkt. Es finden sich eine Vielzahl an Arten welche typisch für Feucht- oder Sumpfbereiche, feuchte Wiesen oder Schilfröhrichte sind (z.B. viele *Pterostichus*-Arten) Dieses Gebiet war im Jahr 09/10 fast über die Hälfte des gesamten Untersuchungszeitraums überschwemmt, während an Standort W9 in beiden Untersuchungsjahren nicht eine Überschwemmung stattfand. An Standort W10 kann man deutlich die Auswirkung von immer wieder kehrenden Überschwemmungen beobachten. Hier könnte in Zukunft eine spezielle Fauna mit einer Ansiedlung von schützenswerten Arten möglich sein.

#### **Amara equestris trat neu im Polder Worms auf**

Die Veränderungen sowohl der Flora als auch der Fauna in diesem Gebiet sind eher unspezifisch. Die erwarteten Veränderungen hin zur Ansiedlung von ökologisch gefährdeten Pflanzen- oder Laufkäferarten hat zu diesem Zeitpunkt nur in geringem Ausmaß stattgefunden. Die wenigen Zufallsfänge von schützenswerten Arten (12 im Jahr 08/09, und 10 im Jahr 09/10) könnten ein Hinweis auf ein mögliches Potenzial für die Ansiedlung solcher Arten sein, müsste aber zukünftig beobachtet und weiter untersucht werden.

#### 4.4.5 Diskussion der unterschiedlichen Fangflüssigkeiten

Ein wichtiger Aspekt bei der Benutzung von Bodenfallen ist die verwendete Fangflüssigkeit in den Bodenfallen. In vielen früheren Untersuchungen wurde Formalin, Ethanol, Essigsäure, etc. als Fanglösung verwendet (DUNGER & FIEDLER 1997, GRUBE 1997, SROKA & FINCH 2006). SLEZÁK et al. (2010) beschrieben eine attrahierende Wirkung von Formalin auf die Laufkäfer, ebenso wie andere Autoren (MUSTER 2002). Diese attrahierende Wirkung auf verschiedene Tiergruppen kann zu einer Verfälschung der Untersuchungsergebnisse führen. In unseren Untersuchungsgebieten in Ingelheim (Auwald/Polder) wurde gesättigte Kochsalzlösung verwendet. Auch LUDEWIG (1999) verwendete bei seinen Untersuchungen Kochsalzlösung. Ihr Vorteil ist nicht nur die geringe attrahierende Wirkung, sondern auch die leichte Handhabbarkeit. Formalin ist giftig und muss mit äußerster Vorsicht verwendet werden. Eine gesättigte Kochsalzlösung ist für die Untersuchung in Naturschutzgebieten eine schonende Alternative gegenüber anderen (TEICHMANN 1994).

Da die AG Seitz bei ihren damaligen Untersuchungen Formalin, bzw. Spiritus verwendeten, wurde im Untersuchungsgebiet Polder Worms, zum besseren Vergleich mit den älteren Daten, ebenfalls Formalin verwendet. Um zu überprüfen, ob Formalin tatsächlich die Ergebnisse in Bezug auf eine Fängigkeit der Laufkäfer verändert, wurden im Polder Ingelheim an einem zusätzlichen Standort (Standort Mitte, Kernzone, Ruderalfläche) 12 Bodenfallen eingegraben, sechs mit Formalin und sechs Fallen mit Kochsalzlösung. Das gleiche wurde auch im Polder Worms durchgeführt (Standort W11, nahe W3, Weidenanpflanzung). Die Fangtage (140) sowie die Probenahmen (10) waren in beiden Untersuchungsgebieten identisch.

Im Polder Ingelheim konnten in den Fallen mit Formalin doppelt so viele Individuen gefangen werden, wie in den Fallen mit NaCl (Formalin: 506 zu NaCl: 256 Ind.). Auch die Anzahl der gefundenen Arten (Formalin: 38 zu NaCl: 29) war höher. Sechs Arten konnten nur in den Fallen mit Kochsalzlösung nachgewiesen werden, jedoch ausschließlich mit einem Individuum. In den Fallen mit Formalin wurden 15 Arten erfasst, welche nicht in den Fallen mit NaCl auftraten. Die Individuen dieser Arten wurden mit 1-5 Exemplaren gefangen. Alle Arten, welche in beiden Fallentypen vorhanden waren,

konnten in den Fallen mit Formalin mit einer erhöhten Individuenzahl erfasst werden. Des Weiteren zeigte sich, dass bei allen Probenahmen die Fallen mit Formalin mehr Individuen enthielten als die Fallen mit NaCl. Auch konnte bei sieben von zehn Fallengängen eine höhere Artenzahl in den Formalin-Fallen dokumentiert werden. Würde man ausschließlich die Untersuchungsergebnisse des Polder Ingelheim betrachten, käme man zu dem Schluss, dass Formalin eine deutlich attrahierendere Wirkung auf die Laufkäfer ausübt als NaCl-Lösung.

Betrachtet man nun die Ergebnisse des Standortes (W11) in Worms, so ist hier die Attraktion des Formalins nicht so eindeutig wie im Polder Ingelheim. Insgesamt wurden fast doppelt so viele Arten in den Fallen mit Formalin gefangen, als in denen mit NaCl (31:17). Insgesamt wurden 21 Arten in den Fallen mit Formalin registriert welche nicht in den NaCl-Fallen vorkamen, jedoch nur sieben Arten konnten nicht in den Fallen mit Formalin nachgewiesen werden. Trotz dieser Zahlen konnten bei mehr als der Hälfte aller Fallengänge sowohl mehr Arten als auch Individuen in den Fallen mit NaCl gefangen werden.

Bei Erstellung eines Vergleiches der Daten zwischen dem Polder Ingelheim und dem Polder Worms, so ist die vermutete attrahierende Wirkung des Formalins nicht so eindeutig nachweisbar, wie erwartet. Nun stellt sich die Frage, warum die Ergebnisse in beiden Untersuchungsgebieten so unterschiedlich sind, oder gibt es gar keine messbare attrahierende Wirkung des Formalins? Es wurden eine Menge Untersuchungen in diese Richtung durchgeführt und dabei eine deutlich attrahierende Wirkung des Formalins bestätigt (DUNGER 1963, DUNGER & FIEDLER 1997, GRUBE 1997, MUSTER 2002, SROKA & FINCH 2006, SLEZÁK et al. 2010). Jedoch zeigten Untersuchungen von GERLACH et al. (2009), dass die verschiedenen Fangflüssigkeiten eher eine attrahierende Wirkung auf Hundert- und Tausendfüßler hatten, jedoch nicht auf die Carabiden.

Nun stellt sich die Frage, warum im Polder Ingelheim eine so deutliche Mehrfängigkeit der Fallen mit Formalin, gegenüber den Fallen mit Kochsalzlösung besteht. Die Bodenfallen waren in Material und Bauweise identisch, auch das Vorgehen des Eingrabens war in beiden Untersuchungsgebieten identisch. Ebenfalls wurde die Verteilung der Fallen (versetzt, abwechselnd je eine Falle mit Formalin und eine mit Kochsalzlösung) in der gleichen Weise vorgenommen. Auch die Leerung der Fallen wurde

in denselben Abständen durchgeführt. Der einzige Unterschied der beiden Untersuchungsgebiete liegt in den verschiedenen gewählten Standorten. Während im Polder Ingelheim eine Ruderalfläche mit geringer Vegetation beprobt wurde, handelte es sich im Polder Worms um eine Weidenanpflanzung mit doch recht starkem Bodenbewuchs.

Mit Hilfe des Mann-Whitney-U-Tests wurde berechnet, ob der Mehrfang in den Fallen mit Formalin im Polder Ingelheim sowie der Mehrfang der Fallen mit Kochsalzlösung in den Fallen im Polder Worms signifikant ist. Im Polder Ingelheim wurden signifikant mehr Individuen in den Fallen mit Formalin gefangen ( $p \geq 0,001$ ). Im Polder Worms konnte kein signifikanter Mehrfang in den Fallen mit Kochsalz nachgewiesen werden ( $p=0,54$ ).

Im Polder Ingelheim gelangten die Laufkäfer deutlich einfacher in die Fallen, als in einem kleinen Waldgebiet mit viel Bodenbewuchs im Polder Worms. Zu diesem Thema wären zukünftige Untersuchungen wirklich sinnvoll, um eine attrahierende Wirkung der Fangflüssigkeiten auszuschließen und damit eine Verfälschung von Untersuchungsergebnissen vorzubeugen.

#### 4.4.6 Bemerkenswerte Laufkäferfunde

Eine Bewertung der Qualität eines Habitates wird häufig mit Hilfe gefährdeter oder geschützter Arten vorgenommen (LUDEWIG 1993, MASS 1999). Diese Daten dienen der Feststellung der Naturschutzrelevanz eines Gebietes. Vergleicht man die gefundenen Arten mit denen anderer Untersuchungsgebiete, zeigt sich die hier untersuchte Laufkäferfauna in Bezug auf spezialisierte Arten als eher „unspezifisch“. In diesem Abschnitt soll kurz auf die Arten eingegangen werden, welche sich in der Roten Liste für Deutschland (RLD) (TRAUTNER et al. 1997) und in der roten Liste für Rheinland-Pfalz befinden (RLP) (SCHÜLE & PERSOHN 1998).

In den Untersuchungsgebieten konnten sieben Arten gefunden werden, welche in der Roten Liste von Deutschland (RLD) zu den gefährdeten Arten zählen (V=Vorwarnliste, 3=gefährdet, 2=stark gefährdet, 1=vom Aussterben bedroht). Da sie jedoch nicht auf der Roten Liste in Rheinland-Pfalz auftauchen (RL-RLP), werden sie hier nur

kurz erwähnt. Alle diese Arten wurden nur mit einer geringen Individuenzahl gefangen. Es handelt sich um folgende Arten: *Agonum lugens* (RLD 3). Sie konnte in allen drei Untersuchungsgebieten zwar mit einer geringen, aber relativ konstanten Population nachgewiesen werden. Sie gehört zu den wenigen nachgewiesenen stenotopen Arten (FREUDE et al. 2004, BRÄUNICKE & TRAUTNER 2009). Des Weiteren die Art *Notiophilus aesthuans* (RLD V), *Ocys harpaloides* (RLD 3) und *Asaphidion austriacum* (RLD 2). Letztere gehört zu den Bewohnern von Feucht- und Nasswäldern. In der roten Liste von RL-RLP gilt sie als extrem seltene Art. Sie wurde erst 1975 erstmalig beschrieben (DORNIEDEN 2005). In der Literatur für Funde in Mainz und Umgebung konnte sie nicht nachgewiesen werden. Im Auwald konnte sie in allen drei Untersuchungsjahren als subdominant klassifiziert werden. Im Polder Ingelheim wurde nur ein Exemplar dieser Art gefunden. Weiterhin findet sich auf der Vorwarnliste in Deutschland die Arten *Harpalus luteicornis* (RLD V), *Ophonus puncticollis* (RLD V) und *Brachinus crepitans* (RLD V).

Die hier weiter erwähnten Arten finden sich alle in der Roten Liste von Rheinland-Pfalz (SCHÜLE & PERSOHN 1998). Folgende Arten finden sich auf der Vorwarnliste:



*Carabus arvensis*: Sie konnte im Auwald und im Polder Worms nachgewiesen werden. Im Polder Ingelheim direkt wurde sie nicht nachgewiesen, jedoch auf der Feuchtwiese (Standort 0) vor dem Polder. Auch in der Roten Liste von Deutschland befindet sie sich auf der Vorwarnliste.

*Bembidion punctulatum*: Diese Art konnte nur im Auwald gefunden werden. Auch sie gehört zu den Arten der Vorwarnliste in Deutschland.

*Patrobis atrorufus*: Diese Art konnte nur im Naturschutzgebiet in Ingelheim nachgewiesen, sowohl im Auwald als auch im Polder Ingelheim. In Worms wurde diese Art nicht gefunden.

*Acupalpus meridianus*: Sie konnte im Polder Ingelheim und im Polder Worms registriert werden, mit einer geringen Individuenzahl.

*Acupalpus parvalus*: Sie wurde mit nur einem Individuum einmalig im Polder Ingelheim gefunden. Hierbei handelt es sich sehr wahrscheinlich um einen Zufallsfund. Sie findet sich auch in der Roten Liste Deutschland wieder (V).

*Poecilus lepidus*: Diese Art findet sich sowohl in Deutschland wie auch Rheinland-Pfalz auf der Vorwarnliste. Sie konnte im Polder Ingelheim und im Polder Worms nachgewiesen werden.

*Calathus ambiguus*: In den Untersuchungsgebieten Polder Ingelheim und Polder Worms wurde diese Art ermittelt.

*Agonum fuliginosum*: Diese Art wurde ausschließlich nur im Polder Worms gefunden, mit nur einem Individuum. Auch hier kann man von einem Zufallsfund ausgehen.

*Oxytelus obscurus*: Diese gefährdete Art konnte im Auwald, im Polder Ingelheim, am Standort 0 und im Polder Worms gefangen werden, jedoch mit maximal zwei Individuen pro Standort.

*Amara apricaria*: Sowohl im Polder Ingelheim als auch im Polder Worms konnte sie mit nur wenigen Individuen registriert werden.

*Oodes helopoides*: Diese Art wurde im Polder Ingelheim mit nur einem Individuum gefangen, während sie auf der Feuchtwiese vor dem Polder (Standort 0) zu den rezedenten Arten gehörte. Im Polder Worms konnte sie nur mit einem Individuum ermittelt werden.

*Brachinus explodens*: Der kleine Bombadierkäfer konnte sowohl im Polder Ingelheim als auch im Polder Worms gefunden werden. Sie fand sich jedoch in einer geringen Individuenzahl als sein Verwandter (*Brachinus crepitans*).

Des Weiteren fanden sich auch Arten, welche der Kategorie „gefährdet (3)“ zuzuordnen waren: *Calosoma inquisitor*, eine mesophile aboricol lebende Art. Auch in der



Roten Liste von Deutschland (TRAUTNER et al. 1997) gilt diese Art als gefährdet (Stufe 3). LUDEWIG konnte sie 2006 für den Ober-Olmer Wald nachweisen. Im Auwald konnte sie im Untersuchungsjahr 2005-

2006 in den Stammeklektoren als dominante Art dokumentiert werden. In den folgenden Untersuchungsjahren wurde sie jedoch nur noch mit einem Individuen gefangen, sowohl in den Stammeklektoren, als auch in den Bodenfallen. Im dritten Untersuchungsjahr konnte diese Art gar nicht mehr nachgewiesen werden. Auch im Polder Ingelheim konnte sie nicht dokumentiert werden. Es wäre interessant in zukünftigen Untersuchungen zu überprüfen, ob diese Art in der Umgebung in anderen Auwaldfragmenten nachgewiesen werden kann,

oder ob diese Art aus dem Naturschutzgebiet Sandlache tatsächlich verschwunden ist. Hier müsste dann die Frage nach dem Grund eingehender untersucht werden.

*Carabus auratus*: Diese Art konnte ausschließlich im Polder Worms gefangen werden, gehörte aber in beiden Untersuchungsjahren zu den dominanten Arten.

*Carabus monilis*: Diese Art findet sich auch in der Vorwarnliste für Deutschland. Sie konnte nur im Auwald und am Standort 0 nachgewiesen werden. Im Auwald trat sie konstant in allen Untersuchungsjahren auf, wenn auch mit einer geringen Individuenzahl. Am Standort 0 konnte nur ein Individuum dieser Art erfasst werden.

*Bembidion semipunctatum*: Mit je nur einem Individuum wurde diese Art im Auwald und auch im Polder Ingelheim gefunden. Somit wurde auch dieser Fund als Zufallsfund gewertet.

*Harpalus smaragdinus*: Im Polder Ingelheim gehörte diese Art zu den rezedenten Arten, während sie im Polder Worms nur sporadisch dokumentiert wurde.

*Amara eurynota*: Auch für Deutschland gilt diese Art als gefährdet. Im Polder Ingelheim gehörte sie im Jahr 2007 noch zu den subdominanten Arten, zeigte aber im weiteren Verlauf eine rückläufige Tendenz. Auch im Auwald und im Polder Ingelheim wurde sie gefunden, in Worms jedoch nur mit einem Individuum.

*Chlaenius nigricornis*: Diese findet sich ebenfalls auf der Vorwarnliste für Deutschland. Während sie im Polder Ingelheim und im Polder Worms nur mit einer geringen Individuenzahl erfasst wurde, gehörte sie auf der Feuchtwiese am Standort 0 zu den dominanten Arten. Auch im Polder Ingelheim konnte eine zunehmende Tendenz registriert werden.

Zu den in Rheinland-Pfalz „stark gefährdeten (2)“ Arten gehören die vier folgenden: *Anthracus consputus* konnte nur im Polder Ingelheim nachgewiesen werden. Sie wird aber insgesamt für Deutschland als „gefährdet“ eingestuft. Jedoch weist die geringe Individuenzahl auf einen möglichen Zufallsfund hin. *Badister unipustulatus* gilt auch in Deutschland als „stark gefährdet (2)“. In der Literatur wird sie als stenotope Art beschrieben, am Rande von Tümpeln in Wäldern, aber auch im offenen Gelände an Gräben mit reich entwickelter Krautschicht, oft auf lehmigen Böden (FREUDE et al. 2004). Sie findet sich vor allem an sehr feuchten Standorten (BRÄUNICKE & TRAUTNER 2009). Sie

konnte bereits 1994 und 1995 in Schilfzonen am Rhein nachgewiesen werden (LUDEWIG 1996). Auch in weiteren Untersuchungen in Gebieten am Rhein konnte sie nachgewiesen werden (LUDEWIG 1998, 2007, SPANG 1999). Die Art trat erstmals im Auwald im Jahr 06/07 mit nur einem Individuum auf. Im Folgejahr konnte eine höhere Anzahl an Individuen ermittelt werden. Im Polder konnte sie in allen drei Untersuchungsjahren nachgewiesen werden. Auch im Polder in Worms konnte ein Individuum gefangen werden.

Diese Art benötigt eindeutig sehr feuchte Habitats und da sie bereits in RLP als sehr selten gilt, ist dies wiederum ein Grund solche Habitats zu schützen, damit solche Arten nicht verschwinden. Die beiden Arten *Demetrias imperialis* und *Dyschirius politus* konnten nur im Polder Ingelheim und je nur mit einem Individuum gefangen werden. Hierbei handelt es sich sehr wahrscheinlich wieder um Zufallsfunde.

Insgesamt konnten auch Arten gefangen werden, welche in Rheinland-Pfalz als „vom Aussterben bedroht (1)“ gelten und zwar *Carabus ullrichii* und *Licinus depressus*.



© Josef Hlasek (www.hlasek.com)



© Pavel Krasensky (www.naturephoto-cz.com)

Beide gehören auch in Deutschland zu den gefährdeten Arten (Stufe 3). *Carabus ullrichii* findet sich in der Literatur der letzten Jahre relativ regelmäßig wieder. Seit 1993 konnte sie durch LUDEWIG immer wieder mit Einzelfunden nachgewiesen werden (1993, 1995, 1996, 1998, 1999a,b). In der Zwischenzeit wurde sie sowohl durch Untersuchungen von LUDEWIG (2001, 2007) als auch von LESSEL & EISENBEIS (2008) und LESSEL (2007) immer häufiger und mit einer steigenden Anzahl an Individuen registriert und kann mittlerweile wieder in Umgebung des Oberrheins als etabliert angesehen werden. *Licinus depressus* hingegen konnte nur im Polder Worms gefangen werden, jedoch mit nur einem Individuum. Bereits 2004 konnte sie von der AG Prof. Dr. Seitz dokumentiert werden, jedoch auch nur mit einem Individuum.

Die doch relativ große Liste an gefundenen schützenswerten Arten weist ein deutliches Potenzial der Untersuchungsgebiete auf. Wenn auch die Großzahl dieser gefährdeten Arten nur mit einer geringen Individuenzahl dokumentiert werden konnte, zeigt sich jedoch, dass diese Arten in der Umgebung vorhanden sind. Es sollte nun vermehrt darauf geachtet werden, diese Gebiete weiter zu fördern, um zukünftig eine mögliche Etablierung dieser Arten zu begünstigen.

Eine Art sollte noch erwähnt werden. Die Art *Amara equestris* gilt in Rheinland-Pfalz als selten. Bei den Untersuchungen der AG Prof. Dr. Seitz konnte sie in den Jahren 2001 bis 2004 nicht nachgewiesen werden. Es könnte sich, laut persönlichem Gespräch mit Herrn Ludewig, um einen Erstnachweis für Worms handeln.

## 5. Zusammenfassung

Diese Arbeit untersucht die Auswirkungen und Folgen von Extremereignissen (Flut und Hitze) auf die Laufkäferfauna. Sie ist Teil des Projektes „Flut und Hitze“ und wurde zeitweilig aus Mitteln des Kompetenzzentrums „Überflutung“ der Universität Mainz, gefördert. Das gesamte Projekt beinhaltet bereits Untersuchungen über mögliche Folgen des lokalen Klimawandels auf andere Tiergruppen (z.B. Collembolen, Pseudoskorpione, Asseln und Spinnen). In diesem Zusammenhang sind die Laufkäfer als aktive epigäische Prädatoren von hohem Interesse. Sie sind sowohl direkt (durch mikroklimatische Veränderungen) wie auch indirekt (durch Veränderungen ihres Nahrungsvorkommens, z.B. Collembolen) von diesen Extremereignissen und den Folgen betroffen.

Ziel dieser Arbeit war die phänologische Erfassung der Laufkäferarten in drei Untersuchungsgebieten im direkten Umfeld des Rheins: ein Auwaldfragment und ein Polder in Ingelheim im Naturschutzgebiet „Sandlache“ sowie ein Polder in Worms im Landschaftsschutzgebiet „Rheinheinisches Rheingebiet“. Aufgrund ihrer Rheinnähe wurden die Gebiete mehr oder weniger durch die Hochwasserdynamik des Rheins beeinflusst.

Das erste Untersuchungsgebiet war ein kleines Auwaldgebiet (Auwaldfragment) in Ingelheim im Naturschutzgebiet „Sandlache“. Es erfolgte eine Beprobung der Bodenfauna (Bodenfallen) sowie der arboricolen Fauna (Stammeklektoren), über einen Zeitraum von drei Jahren. Die Auswertung der Bodenfallen ergab 59 Arten mit insgesamt 2816 Individuen. In den Stammeklektoren fanden sich 29 Arten und insgesamt 261 Individuen. Es konnten knapp 18% der in Rheinland-Pfalz bekannten Arten nachgewiesen werden.

Die geringe Anzahl an Laufkäfern in den Stammeklektoren hängt vermutlich mit ihrer grundsätzlich eher epigäischen Lebensweise zusammen. Es konnten drei rein arboricole Arten gefangen werden: *Dromius agilis*, *Dromius quadrimaculatus* und *Calosoma inquisitor*. Bis auf letztere wurden beide nur mit einem Individuum und nur im ersten Untersuchungsjahr erfasst. *C. inquisitor* steht in Deutschland auf der roten Liste und gilt als „gefährdet“. Im ersten Untersuchungsjahr konnte sie noch dominant nachgewiesen werden, im zweiten nur noch rezedent und im dritten Jahr konnte diese Art nicht mehr

gefangen werden. In diesem Fall sollte überprüft werden, ob die Art noch in der näheren Umgebung des Auwaldes zu finden ist, oder ob diese Art gänzlich aus diesem Gebiet verschwunden ist.

Die Art *Limodromus assimilis* konnte in jedem Untersuchungsjahr mit einem Individuenanteil von mehr als 75% nachgewiesen werden. Da es sich bei dieser Art um gute Kletterer handelt, welche sich öfter auf Bäumen finden lassen, war dies kein unerwartetes Ergebnis. Weiterhin wurde im ersten Untersuchungsjahr *C. inquisitor* als dominant und *Notiophilus biguttatus* als subdominant klassifiziert. Alle anderen gefundenen Arten konnten nur mit einer Anzahl von 1-3 Individuen erfasst werden. Somit könnte es sich um zufällige Einzelfunde handeln, oder um eingeflogene Arten aus der unmittelbaren Umgebung. In den beiden folgenden Untersuchungszeiträumen war ausschließlich *L. assimilis* dominant, während die anderen Arten nur noch mit einer geringen Anzahl gefunden wurden. Die arboricolen Arten konnten in der letzten Fangperiode nicht mehr nachgewiesen werden. Aufgrund dieser eher wenig aussagekräftigen Ergebnisse, wurde auf die weitere Auswertung verzichtet.

Nach einer kleinen Teilüberflutung im März 2006 konnte ein deutlicher Anstieg an Laufkäfern im Stammeklektor 4 dokumentiert werden. Als Folge der Überflutung der Senken, könnte die Vertikalmigration der Laufkäfer als Schutzsuche gedient haben. Dieser Effekt konnte aufgrund weiterer fehlender Überflutungen nicht nochmals beobachtet und überprüft werden

Die Laufkäferfauna am Boden (Bodenfallen) unterschied sich deutlich zu der erfassten Laufkäferfauna des Baumes, jedoch war auch hier die Art *L. assimilis* in jedem Untersuchungszeitraum dominant vertreten. Weiterhin vorherrschend waren *Nebria brevicollis* und *Stomis pumicatus*. Alle drei Arten sind hygrophile Waldarten, welche jeweils mehr als 50% des Gesamtindividuenanteils stellten. Des Weiteren fand sich eine geringe Anzahl von mesophilen Carabus-Arten (*C. monilis*, *C. nemoralis*, *C. purpurascens*). Insgesamt gehörten fast 70% aller gefangenen Individuen zu den hygrophilen Arten, wohingegen nur etwas mehr als 10% xerophil waren. Die xerophilen Arten sowie die Offenlandarten waren in der Regel nur sporadisch vertreten waren. Dies lässt eine Einwanderung aus der näheren Umgebung des Auwaldes (Äcker, Felder) vermuten. Während der Monate Juli-Oktober 2009 wurden die unmittelbaren Randbereiche

des Auwaldes ebenfalls mit Bodenfallen untersucht. Die Fauna ergab keine wesentlichen Unterschiede in Bezug auf die Artenfauna. Es fanden sich sowohl hygrophile Arten, als auch xerophile Arten. Es zeigte sich jedoch, dass viele xerophile und Offenlandarten, welche sich im Auwald selbst nur sporadisch fanden, in deutlich höherer Anzahl in den Randbereichen auftraten. Dies stützt die These der Einwanderung dieser Arten aus der unmittelbaren Umgebung.

Im Jahr 2007 konnte sowohl die meisten Arten als auch die meisten Individuen im Auwald gefangen werden. Dies könnte eine mögliche Folge des sehr milden Winters und sehr warmen und feuchten Frühjahrs 2007 gewesen sein. Eine geringe Sterblichkeitsrate sowohl der Larven als auch der Imagines könnte diese enorme Zunahme an Arten und Individuen erklären. Ebenso könnte das angestiegene Nahrungsangebot diesen Trend zusätzlich unterstützt haben.

Die nur geringe Anzahl an gefundenen stenotopen Auwaldarten, könnte die Folge des Ausbleibens vollständiger Überflutungen seit dem Jahr 2003 sein. Es fanden zwar mehrere kleinere Teilüberflutungen statt, diese erreichten aber nie die höher gelegenen Areale. Im März 2006 wurden, nach einer solchen Teilüberflutung, stenotop-hygrophile Auwaldarten wie z.B: *Agonum lugens*, *Elaphrus riparius* oder *Ocys harpaloides* in höherer Anzahl nachgewiesen, welche bei den späteren Probenahmen nicht mehr oder nur mit wenigen Individuen vertreten waren. Solche Funde deuten auf ein hohes Potenzial schützenswerter und ökologisch wertvoller Arten in diesem Gebietes hin.

Als Fazit handelt es sich bei dem untersuchten Auwaldfragment um ein eher feuchtes Waldgebiet mit geringem Auwaldcharakter. Jedoch konnten die Einzelfunde stenotoper und/oder schützenswerter Arten zeigen, dass dieses Gebiet ein deutliches Potenzial wertvoller Arten besitzt und somit weiterhin geschützt werden sollte, bzw. Maßnahmen unternommen werden, damit sich diese Arten dort wieder dauerhaft etablieren. Seit dem Extremsommer 2003 ist der Rheinpegel insgesamt um ca. 0,50 m gesunken. Dieses sowie die ausbleibenden periodischen Überflutungen könnten in Zukunft dazu führen, dass das Auwaldgebiet immer weiter austrocknet und sich die Fauna hin zu einer „normalen“ mesophilen Waldfauna entwickelt könnte.

Als zweites wurde ein neu gebauter Polder, ca. 5 km Luftlinie vom Auwald, als Untersuchungsgebiet ausgewählt. Er wurde 2006 fertiggestellt und ist Teil des Projekts „Rhein 2020“, welches von der IKSr zum Schutz vor Hochwasser verabschiedet wurde. Der Polder Ingelheim dient nicht nur als Rückhaltebecken bei Hochwassern, sondern soll das gesamte Gebiet ökologisch aufwerten. Mit Hilfe eines Durchlasskanals, welcher an die Dynamik des Rheins angeschlossen ist, soll schon bei geringem Hochwasser eine kleine Überschwemmung in der tiefergelegten Kernzone des Polders herbeigeführt werden. Weiterhin wurde beim Bau des Polders der Boden so verdichtet, dass ein Abfließen des Wassers nach starken Regenfällen kaum möglich ist, was zusätzlich zu Überstauungen führt. Diese Maßnahmen sollen die vorhandenen, ökologisch sehr wertvollen Druckwassersenkungen erhalten, bzw. neue ökologisch wichtige Lebensräume schaffen. Der Polder wurde direkt im Anschluss an seine Fertigstellung untersucht und die Beprobung dauerte drei Jahre. Es wurden insgesamt 16029 Laufkäferindividuen gefangen, welche sich auf 96 Arten verteilten.

Der Polder ist als offene Ruderalfläche charakterisiert und wird hauptsächlich von wärmeliebenden Arten dominiert. An zweiter Stelle stehen die hygrophilen Arten. Beide ökologischen Gruppen unterschieden sich kaum in der Art- aber dafür deutlich in der Individuenzahl (im Verhältnis 80% wärmeliebend; 20% feuchteliebend). Durch die Beprobung der tiefergelegten, häufig überschwemmten Kernzone und den etwas höher gelegenen, trockenen Randbereichen konnten Unterschiede in der Laufkäferfauna beobachtet werden: Insgesamt zeigt sich, dass in den Randbereichen knapp 6% der Individuen hygrophil waren, während in der Kernzone fast 30% der Individuen hygrophil waren. Gegenteilig verhält es sich mit den xerophilen Individuen. Mehr als 60% aller Individuen der Randbereiche und ca. 40% der Individuen der Kernzone gehören zu den xerophilen Arten. Hier lässt sich deutlich ein Trend der ökologischen Gruppen beobachten. Auch bei Betrachtung der Offenland- und Waldarten dominieren in diesem Gebiet, wie erwartet, deutlich die Offenlandarten. Zu den gefundenen Waldarten gehört die mesophile Art *Carabus purpurascens*. Sie wurde im Jahr 2008 mit einem Anstieg von mehr als 300% vermerkt. Zum einen könnte es sich hier um eine normale Populationsschwankung handeln, zum anderen könnte das Gebiet, aufgrund seines offenen Charakters, die Nahrungssuche für diese Art deutlich vereinfacht haben. Ebenso könnte hier auch das Fehlen der anderen großen Carabus-Arten (wie im Auwald) die Konkurrenzverhältnisse zu

ihren Gunsten verändert haben. Im letzten Untersuchungsjahr (2009) gehörte diese Art nur noch der subdominanten Klasse an.

Bei einer Betrachtung der gefangenen Art- und Individuenzahlen über den gesamten Untersuchungszeitraum waren die Schwankungen der Artzahlen nur gering, während die Individuenzahlen jeweils um mehr als 40% zurückgingen. Möglicherweise könnte eine Zunahme an Fraßfeinden der Laufkäfer, eine Zunahme der Konkurrenz sowie eine zunehmende Vegetation diesen Rückgang erklären.

Als zusätzlicher Standort wurde eine Feuchtwiese vor der Schleuse des Polders beprobt, welche sehr häufig von Überflutungen betroffen war. Im Zeitraum von Juli bis Oktober 2009 fand eine kontinuierliche Beprobung statt. Es wurden 619 Individuen aus 44 Arten gefangen. Hier konnte eine deutlich unterschiedliche Laufkäferfauna als im Polder nachgewiesen werden. Mehr als 80% aller erfassten Arten und Individuen waren hygrophil, nur knapp 10% xerophil. Zu den dominanten Arten gehörten: *Pterostichus niger* (im Polder selbst nur 1 Individuum, im Auwald gar nicht erfasst), die stenotope Auwaldart *Agonum lugens* (im Polder nur 2007 gefangen), *Nebria brevicollis* und *Chlaenius nigricornis*. Letztere sowie *Ooedes helopioides* und *Oxypselaphrus obscurus* befinden sich auf der roten Liste. Die subdominante Art *Carabus arvensis* konnte weder im Polder selbst noch im Auwald dokumentiert werden. Auch diese Beprobung veranschaulicht das Potenzial dieses Naturschutzgebietes. Somit zeigt sich, dass diese Arten in der Umgebung vorhanden sind und bei Fortführung der Renaturierungsmaßnahmen eine mögliche Ansiedlung und somit ein großer Schritt zum Schutz dieser Arten erbracht werden kann.

Bei dem letzten Untersuchungsgebiet handelte es sich um einen Polder in Worms. Dieser entstand aufgrund einer Deichrückverlegung, ebenfalls als Teilprojekt des Aktionsplans „Rhein 2020“. Als besondere Renaturierungsmaßnahme wurde hier der Altbach verlegt, gezielt Weidenanpflanzungen angelegt und ein Amphibientümpel gebaut. Ziel war es, dass vorher fast ausschließlich landwirtschaftlich genutzte Gebiet ökologisch wertvoller zu gestalten. Bereits kurz nach der Fertigstellung der Baumaßnahmen, im Jahre 2001, wurde dieses Gebiet von der Arbeitsgruppe Prof. Dr. Alfred Seitz faunistisch beprobt. In diesem Zusammenhang wurde auch die Laufkäferfauna bearbeitet.

Die erneute Beprobung durch die AG Eisenbeis sollte nun aufzeigen, in wie weit sich die Laufkäferfauna verändert, etabliert oder eine mögliche Sukzession stattgefunden hat. Insgesamt konnte eine Veränderung der Laufkäferfauna zu den Daten der AG Prof. Dr. Seitz aufgezeigt werden. Da in den Jahren 2001-2004 an den meisten Standorten, aufgrund der Baumaßnahmen, noch keine Vegetation vorhanden war, dominierten zu diesem Zeitpunkt die Arten der offenen Kulturlandschaften (viele Harpalus-Arten). Hier konnte, vor allem in der Nähe des neu verlegten Altbachs und auch in den Weidenanpflanzungen, eine Verschiebung der Laufkäfergemeinschaft hin zu einer eher hygrophilen Fauna dokumentiert werden. Das gewünschte Ziel, eine Ansiedlung von auetypischen Arten oder von Feucht- und Sumpfwiesenarten zu erreichen, ist bisher noch nicht sehr weit fortgeschritten. Zwar zeigt das Vorhandensein von Arten wie *Agonum lugens*, *Badister unipustulatus*, *Chlaenius nigricornis* und *Oodes helopioides*, etc. wieder das Potenzial der Arten in der Umgebung, jedoch hat eine wirkliche Ansiedlung spezialisierter Arten noch nicht stattgefunden.

Aufgrund der von der AG Seitz damals verwendeten Fangflüssigkeit Formalin und der von uns verwendeten Kochsalzlösung, konnte kein direkter Vergleich der Untersuchungsgebiete stattfinden. Um zu überprüfen, ob sich veränderte Ergebnisse aufgrund unterschiedlicher Fangflüssigkeiten ergeben, wurden sowohl im Polder Ingelheim als auch im Polder Worms an zusätzlichen Standorten noch weitere Fallen mit beiden Fangflüssigkeiten ausgebracht. Die Auswertung ergab kein eindeutiges Ergebnis. Während im Polder Ingelheim deutlich mehr Arten und Individuen in den Fallen mit Formalin gefangen werden konnten und so eine attrahierende Wirkung des Formalins als erwiesen schien, konnten im Gegenzug im Polder Worms, jeweils mehr Arten und Individuen in den Fallen mit Kochsalzlösung dokumentiert werden. Diese Unterschiede in den Ergebnissen waren nicht zu erwarten und sollten zukünftig in weiteren Untersuchungen überprüft, bzw. fortgesetzt werden.

Bei einer Betrachtung der gefährdeten Arten, sowohl in Deutschland als auch in Rheinland-Pfalz, konnten insgesamt 19 Arten gefunden werden, die in Deutschland auf der roten Liste stehen und insgesamt 25 der erfassten Arten finden sich in der Roten Liste für Rheinland-Pfalz. Somit gehören knapp 13 % der dokumentierten Arten zu den gefährdeten Arten in Rheinland-Pfalz. Während die meisten dieser Arten nur mit einer äußerst geringen

Anzahl an Individuen nachgewiesen werden konnten, können doch zwei Arten besonders hervorgehoben werden. Die extrem seltene Art *Asaphidion austriacum* und die vom Aussterben bedrohte Art *Carabus ulrichii*. Beide Arten wurden mit einer so hohen Individuenzahl dokumentiert, dass die Art *A. austriacum* im Auwald in Ingelheim eine stabile Population aufweist. Die Art *C. ulrichii* wurde in der näheren Vergangenheit, auch in anderen Untersuchungen wieder deutlich vermehrt gefunden, sodass die Art in Rheinland-Pfalz wohl zukünftig nicht mehr als vom Aussterben bedroht anzusehen ist.

## 6. Literaturverzeichnis

Die Daten über das Untersuchungsgebiet Polder Ingelheim wurden aus folgenden Quellen entnommen:

Auftraggeber: Struktur- und Genehmigungsdirektion Süd; Regionalstelle Wasserwirtschaft  
Abfallwirtschaft und Bodenschutz in Mainz

Thema: Polder Ingeheim – Allgemein verständliche, nichttechnische  
Zusammenfassung

Planfertiger: **Jestaedt & Partner**, Büro für Raum- und Umweltplanung  
**Ingenieur Büro Brauner**; Biotopmanagment, Landschaftsplanung und  
Vegetationskunde, 31.03.2003

Auftraggeber: Struktur- und Genehmigungsdirektion Süd; Regionalstelle Wasserwirtschaft  
Abfallwirtschaft und Bodenschutz in Mainz

Thema: Polder Ingelheim – Landschaftspflegerischer Begleitplan mit integrierten  
Unterlagen über die Umweltverträglichkeit gemäß UVPG-Textteil

Planfertiger: **Jestaedt & Partner**, Büro für Raum- und Umweltplanung  
**Ingenieur Büro Brauner**; Biotopmanagment, Landschaftsplanung und  
Vegetationskunde, 31.03.2003

Auftraggeber: Struktur- und Genehmigungsdirektion Süd; Regionalstelle Wasserwirtschaft  
Abfallwirtschaft und Bodenschutz in Mainz

Thema: Polder Ingelheim – Verträglichkeitsprüfung nach § 34 Abs.1 BNatSchG für  
die Europäischen Vogelschutzgebiete Nr.6014-401 „Dünen- und Sandgebiet  
Mainz-Ingelheim“ und Nr. 6013-401 „Rheinaue Bingen-Ingelheim“ sowie  
das FFH-Gebiet Nr.5914-301 „Rheinniederung Mainz-Bingen“

Planfertiger: **Jestaedt & Partner**, Büro für Raum- und Umweltplanung  
**Ingenieur Büro Brauner**; Biotopmanagment, Landschaftsplanung und  
Vegetationskunde, 31.03.2003

Die Daten über das Untersuchungsgebiet Polder Bürgerweide Worms wurden aus folgenden Quellen entnommen:

„Antrag auf Planfeststellung gem. § 31 WHG für die Deichrückverlegung der Bürgerweide in Worms. – Erläuterungen –“

Bauherr: Rheinland-Pfalz, vertreten durch: staatl. Amt für Wasser- und Abfallwirtschaft, Mainz

Planverfasser: Grebner Umwelt GmbH, Mainz; 16.12.1996

Projekt-Nr.: M 4822/95 (Trischler & Partner)

„Antrag auf Planfeststellung gem. § 31 WHG für die Deichrückverlegung der Bürgerweide in Worms. – Landschaftspflegerischer Begleitplan –“

Bauherr: Rheinland-Pfalz, vertreten durch: staatl. Amt für Wasser- und Abfallwirtschaft, Mainz

Planverfasser: Grebner Umwelt GmbH, Mainz; 16.12.1996

Projekt-Nr.: MZU96016-U (L.A.U.B. Gesellschaft für Landschaftsanalyse und Umweltbewertung GmbH)

Retentionsraum Bürgerweide, Deichsanierung, Deichrückverlegung –  
Umweltverträglichkeitsstudie

Verfasser: Björnßen Beratende Ingenieure, März 1995

- ADIS, J. (1992): Überlebensstrategien terrestrischer Invertebraten in Überschwemmungswäldern Zentralamazoniens. –Verh. Naturwiss. Ver. Hamburg, (NF) **33**, S. 21- 114
- ADIS, J. & W.J. JUNK (2002): Terrestrial invertebrates inhabiting lowland river floodplains of Central Amazonia and Central Europe: a review. –Freshwater Biology **47**, 711-731
- ADIS, J. & B. MESSNER (1991): Langzeit-Überflutungsresistenz als Überlebensstrategie bei terrestrischen Arthropoden.- Beispiele aus zentralamazonischen Überschwemmungsgebieten. –Dtsch. Ent. Z., N. F. **38**, 1-3, 211-223
- ALLAN, R. P. & B. J. SODEN (2008): Atmospheric Warming and the Amplification of Precipitation Extremes. –Science **321**: 1481-1484
- ARMBRUSTER, J. (2002): Der Einfluß von Fließgewässerdynamik auf die Laufkäferfauna in Mittelgebirgsauen (Coleoptera: Carabidae). –Entom. Zeitschrift **112** (8), S. 249- 254, Stuttgart
- ARMBRUSTER, J. & M. REICH (2001): Die Besiedlung neu entstandener Uferstrukturen an zwei hessischen Mittelgebirgsbächen durch Laufkäfer und Kurzflügler (Coleoptera: Carabidae, Staphylinidae). –Entomol. Z. **111** (1), S. 18-29, Stuttgart
- ASSMANN, T. & H. TERLUTTER (1999): Die längszonale Gliederung der Laufkäferfauna an der Ems. –Angewandte Carabidologie Supplement **I**; Laufkäfer in Auen
- ASSMANN, T., GÜNTHER, J., BRESEMANN, J., KOPP, A., PERSIGHEHL, M. & B. ROSENKRANZ (2001): Waldlaufkäfer im Naturschutzgebiet Lüneburger Heide: Von der Verbreitung zur populationsbiologischen Analyse (Coleoptera, Carabidae).- NNA-Berichte **14** (2), 119-126
- BARBER, H.S. (1931): Traps for cave-inhabiting insects. -J. Elisha Mitchell Science Society **46**: 259- 266
- BARNDT, D., BRASE, S., GLAUCHE, M., GRUTTKE, H., KEGEL, B., PLATEN, R. U. H. WINKELMANN (1991): Rote Listen der gefährdeten Pflanzen und Tiere in Berlin. -Landschaftsentwicklung und Umweltforschung. S. 243- 275
- BEHRE, G. F. (1989): Freilandökologische Methoden zur Erfassung der Entomofauna (Weiter- und Neuentwicklung von Geräten). -Jber. Naturwiss. Ver. Wuppertal **42**, 238-242
- BEKAOUSSOFF, S., KEVAN, R.G., MURPHY, S. & C. SWANTON (2003): Assessing tillage disturbance on assemblages of ground beetles by using a range of ecological indices. –Biodiversity and Conservation **12**: 851-882, 2003
- BELAGNAOUI, S. & J. A. BARRA (1989): Water loss and survival in anhydrobiotic Collembola *Folsomides angularis* (Insecta). –Rev. Ècol. Biol. Sol **26**: 123-132

- BERNHARDT, C. (2000): Die Rheinkorrektion. - Der Rhein., Der Bürger im Staat, 50. Jahrgang, **Heft 2**, 2000, S. 76-82
- BEYER, W. & R. GRUBE (1997): Einfluss des Überflutungsregimes auf die epigäische Spinnen- und Laufkäferfauna an Uferabschnitten im Nationalpark „Unteres Odertal“. –Verh. d. Ges. Ökol. **27**: 349-356
- BONN, A. & B. HELING (1997): Einfluss von schwankenden Wasserständen auf die Flugfähigkeit von Laufkäfern. –Mitt. Dtsch. Ges. Allg. Angew. Ent. **11**, Giessen
- BONN, A. HAGEN, K. & B. HELING (1997): Einfluss des Überschwemmungsregimes auf die Laufkäfer- und Spinnengemeinschaften in Uferbereichen der mittleren Elbe und Weser. –Arbeitsberichte Landschaftsökologie Münster **18**
- BONN, A. & M. KLEINWÄCHTER (1999): Microhabitat distribution of spider and ground beetle assemblages (Araneae, Carabidae) on frequently inundated river banks of the River Elbe. –Z. Ökologie u. Naturschutz **8**: 109-123
- BONN, A. & B. SCHRÖDER (2001): Habitat models and their transfer for single and multi species groups: a case study of carabids in an alluvial forest. –Ecography **24**: 483-496, Copenhagen 2001
- BONN, A., HAGEN, K. & D. WOHLGEMUTH v. REICHE (2002): The significance of flood regimes for carabid beetle and spider communities in riparian habitats- a comparison of three major rivers in Germany. –River Research and Applications **18**: 43- 64
- BOSCAINI, A., FRANCESCHINI, A. & B. MAIOLINI (2000): River ecotones: carabid beetles as a tool for quality assessment. –Hydrobiologia **422/423**: 173-181
- BRÄUNICKE, M. & J. TRAUTNER (2009): Lebensraumpräferenzen der Laufkäfer Deutschlands –Wissensbasierter Katalog. Angewandte Carabidologie Supplement **V**.
- BROSE, U. (2003): Bottom-up control of carabid beetle communities in early successional wetlands: mediated by vegetation structure or plant diversity?. –Oecologia **135**: 407-413
- BUWAL (Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft) (2005): Faktenblätter – Auen.
- CÁRDENAS, A. & J.M. HIDALGO (2007): Application of the mean individual biomass (MIB) of ground beetles to assess the recovery process of the Guadiamar Green Corridor (southern Iberian Peninsula). –Biodivers. Conserv. **16**: 4131-4146
- CHINERY, M. (1973): Insekten Mitteleuropas. –Verlag Paul Parey, Hamburg und Berlin 1973
- CHRISTENSEN, J. H. & O. B. CHRISTENSEN (2002): Severe summertime flooding in Europe. – Nature, **Vol. 421**, February 2002, S.805

- CONNELL, J.H. (1979): Tropical Rain Forests and Coral Reefs as Open Non-Equilibrium Systems. – In: Anderson, R.M., Turner, B.D., Taylor, L.R. (Hrsg.): Population Dynamics. – Blackwell Scientific Publications, Oxford; 141-163
- DECHENT, H.-J. (2008): Kartierung ausgewählter Flächen in der Rheinaue nördlich Ingelheim –Teil Biotoptypen, Flora. 12 Seiten (unveröff.)
- DECLER, K. (2003): Population Dynamics of Marshland Spiders and Carabid beetles due to flooding: about drowning, air bubbling, floating, climbing and recolonisation. –International conference 'Towards natural flood reduction strategies', Warsaw, 6-13.September 2003
- DE SIMONE, O., JUNK W. J. & W. SCHMIDT (2003): Central Amazon Floodplain Forests: Root Adaptations to prolonged Flooding. –Russian Journal of Plant Physiology, **Vol. 50 No.6**, pp. 848-855
- DEN BOER, P.J. (1981): On the survival of populations in an heterogeneous and variable Environment.-Oecologia **50**, 39-53
- DIGWEED, S.C., CURRIE, C.R., CÁRCAMO, H.A., & J.R. SPENCE (1995): Diggin out the digging-in effect” of pitfall traps: influences of depletion and disturbance on catches of carabid of ground beetles (Coleoptera: Carabidae). – Pedobiologia, **39**, 561- 567
- DOERPINGHAUS, A., VERBÜCHELN, G., SCHRÖDER, E. WESTHUS, W., MAST, R. & M. NEUKIRCHEN (2003): Empfehlungen zur Bewertung des Erhaltungszustandes der FFH-Lebensraumtypen: Grünland.-Natur und Landschaft -78. Jahrgang- Heft **8**: 337-342
- DORNIEDEN, K. (2005): Laufkäfer. - Naturschutzverband Niedersachsen e.V., Biologische Schutzgemeinschaft Hunte Weser-Ems e.V. (BSH), S.1-5
- DUNGER W. (1963): Praktische Erfahrungen mit Bodenfallen. *Entom. Nachr. (Dresden)* **7**, 41-46.
- DUNGER, W. & H.J. FIEDLER (1997): Methoden der Bodenbiologie. –Gustav Fischer Verlag Jena, 2., neu bearbeitete Auflage
- EISENBEIS, G. & H.-H. LUDEWIG (1993): Naturwaldforschung in der Naturwaldzelle “Landstuhl”, Erstaufnahme der Bodenfauna – Erfassung der epedaphischen Bodenfauna- Forschungsbericht Bodenzologie, Institut der Johannes-Gutenberg-Universität, Mainz 1993
- EISENBEIS, G. & W. WICHARD (1985): Atlas zur Biologie der Bodenarthropoden (1. Aufl.) –Verlag G. Fischer (Stuttgart) 434 Seiten
- ELLIS, L.M., CRAWFORD, C.S. & M.C. MOLLES JR. (2001): Influence of annual flooding on terrestrial arthropod assemblages of a rio grande riparian forest. –Regul. Rivers: Ges. Mgmt. **17**: 1- 20

- ENGELKAMP, P. (2000): Die Rheinschifffahrt. - Der Rhein., Der Bürger im Staat, 50. Jahrgang, **Heft 2**, 2000, S. 87-92
- ENGELMANN, H. D. (1978): Zur Dominanzklassifizierung von Bodenarthropoden. -Pedobiologia, Bd. **18**, S. 378-380
- ERBE, M. (2000): Der Rhein als Nationalsymbol. – Der Rhein., Der Bürger im Staat, 50. Jahrgang, **Heft 2**, 2000, S. 71-75
- FOLLNER, K. & K. HENLE (2006): The performance of plants, molluscs, and carabid beetles as indicators of hydrological conditions in floodplain grasslands. – Internat. Rev. Hydrobiol. **91**: 364-379
- FOLLNER, K., HOFACKER, A., GLAESER, J., DZIOCK, F., GERISCH, M., FOECKLER, F., ILG, C., SCHANOWSKI, A., SCHOLZ, M. & K. HENLE (2009): Accurate environmental bioindication in floodplains in spite Operationsfeld an extrem flood event. – River Res. Applic. **26**, Issue 7, 877-886
- FREUDE, H., HARDE, K.W. u. G. A. LOHSE (2004): Die Käfer Mitteleuropas. Band 2 Adephaga 1. Carabidae. 2. Auflage. –Spektrum Verlag
- GERISCH, M., SCHANOWSKI, A., FIGURA, A., GERKEN, B., DZIOCK, F. & K. HENLE (2006): Carabid Beetles as Indicators of Hydrological Site Conditions in Floodplain Grasslands. –Internat. Rev. Hydrobiol. **91**, S.326-340
- GERKEN, B. (1980): Intakte Auen am südlichen Oberrhein im Hinblick auf bodenlebende Coleopteren. –Colloques phytosociologiques **IX**; 717-730
- GERKEN, B. (1981): Zum Einfluss periodischer Überflutungen auf bodenlebende Coleopteren in Auewäldern am südlichen Oberrhein. –Mitteilungen der Deutschen Gesellschaft für Allgemeine und Angewandte Entomologie **3**; 13-134
- GERKEN, B. (1985): Zonationszönosen bodenlebender Käfer der Oberrhein-Niederung : Spiegel der Wandlung einer Stromauenlandschaft. –Mitteilungen der Deutschen Gesellschaft für Allgemeine und Angewandte Entomologie **4**; 443-446
- GERLACH, A., VOIGTLÄNDER, K. & C. M. HEIDGER (2009): Influences of the behaviour of epigeic arthropods (Diplopoda, Chilopoda, Carabidae) on the efficiency of pitfall trapping.-Soil Organisms, Volume **81 (3)**, pp. 773-790
- GHIRADELLA, H. & W. RADIGAN (1974): Collembolan cuticle: Wax layer and anti-wetting properties. –J. Insect Physiol. **20**: 301-306
- GREBNER UMWELT GMBH: STAATLICHES AMT FÜR WASSER- UND ABFALLWIRTSCHAFT MAINZ (1996a): Planfestellung gemäß §31 WHG Bürgerweide Worms. Deichrückverlegung, Schöpfwerkneubau, Altbachrenaturierung – Erläuterungen – . Projekt-Nr. M4822/95. 16.Dez.1996

- GREBNER UMWELT GMBH: STAATLICHES AMT FÜR WASSER- UND ABFALLWIRTSCHAFT MAINZ (1996b): Planfeststellung gemäß §31 WHG Bürgerweide Worms. Deichrückverlegung, Schöpfwerkneubau, Altbachrenaturierung – Landschaftspflegerischer Begleitplan –Projekt-Nr. MZU96016-U. 16.Dez.1996
- GÜNTHER, J. & T. ASSMANN (2005): Restoration ecology meets carabidology: effects Operationsfeld floodplain restitution on ground beetles. –Biodiversity and Conservation **14**: 1583-1606
- GUHMANN, P. (2009): Flut und Hitze: Auswirkungen extremer Klimaereignisse auf die epigäische Arthropodenfauna (Aranae, Spinnen) ufernaher Lebensräume (Auen, Polder) des Inselrheins bei Mainz. –Dissertation am Fachbereich Biologie der Johannes-Gutenberg-Universität Mainz. 246 Seiten.
- GREENSLADE, P.J.M. (1973): Sampling ants with pitfall-traps: Digging-in effects. –Insects Soc. **20**: 343 - 353
- GRUBE, R. (1997): Zur epigäischen Aktivität von Laufkäferlarven (Col.: Carabidae) im überfluteten Deichvorland der unteren Oder. –Mitt. Dtsch. Ges. Allg. Angew. Ent. **11**, Giessen
- GRUTTKE, H. (2001): Welche Bedeutung haben Habitatgröße und –isolation für das Vorkommen walddispersiver Laufkäfer in Waldrelikten und Kleingehölzen einer Agrarlandschaft?. - Angew. Carabidologie Supplement **II**, Laufkäfer im Wald; 81-98
- GÜRLICH, S. (1999): Die Laufkäferfauna der Tideelbe. –Angew. Carabidologie Supplement I (1999): Laufkäfer in Auen: 3-32
- HAECK, J. (1971): The immigration and settlement Operationsfeld carabids in the new Ijsselmeer-Polders. - In: Dispersal an Dispersal Power of carabid beetles. Miscellaneous Papers 8, Landbouwhogeschool Wageningen, The Netherlands 1971, edited bei P.J. den Boer, S.33-51
- HANDKE, K. (1996): Die Laufkäferfauna des Naturschutzgebietes „Lampertheimer Altrhein“ in der südhessischen Oberrheinebene (Kreis Bergstraße). – Decheniana **149**; 139-160
- HANDKE, K. (1997): Einsatz von Laufkäferuntersuchungen bei der Erfolgskontrolle in der Bremer Flußmarsch. –Mitt. Dtsch. Ges. Allg. Angew. Ent. **11**, Giessen
- HAUSCHILD, R. (2006): Dynamik eines Auwaldes im Waldschutzgebiet Taubergießen. WSG Baden-Württemberg **10**, 95-115
- HECKES, U., LORENZ, E. & M. FRANZEN (1999): Bestandsentwicklung von Laufkäfern der Uferbänke des dealpinen Lechs nach Neubau der Staustufe Kinsau/Oberbayern. –Angew. Carabidologie Supplement **I** (1999): Laufkäfer in Auen: 127-138

- HEINEN, N. (1993): Naturschutz im Rheinland. Jahrbuch 1989- 1991. –Kommissions-Verlag: Neusser Druckerei und Verlag GmbH, Neuss.
- HILDEBRANDT, J. (1997): Wie sind terrestrische Wirbellose an Überflutung angepasst? - Arbeitsberichte Landschaftsökologie Münster **18**
- HILDEBRANDT, J. & K. HANDKE (1997): Überflutung und Wirbellose- Eine Einführung. – Arbeitsberichte Landschaftsökologie Münster **18**
- HILL, M.O (1973): Diversity and Evenness: a unifying notation and it's consequences. – Ecology, Vol. **54**, No.2, 427- 432
- HOCHACHKA, P.W. (1986): Defense Strategies against Hypoxia and Hypothermia. – Science, Vol. **231**, 234-241
- ILG, C., DZIOCK, F., FOECKLER, F., FOLLNER, K., GERISCH, M., GLAESER, J., RINK, A., SCHANOWSKI, A., SCHOLZ, M., DEICHNER, O. & K. HENLE (2008): Long-term Reactions of plants and macroinvertebrates to extreme floods in floodplain grasslands. –Ecology, **89(9)**, pp. 2392-2398
- JACCARD, P. (1902): Lois de distribution florale dans la zone alpine. –Bulletin de la Soc. Vaudoise des sciences naturelles, Lausanne **38**: 69-130
- JENTSCH, A. & C. BEIERKUHNLEIN (2008): Research frontiers in climate change: Effects of extreme meteorological events on ecosystems. – C. R. Geoscience **340**: 621-628
- KANDLER, O., AMBOS, R. EIFLER, U. & B. von HOCHMEISTER (1991): Standortklimatische Untersuchungen im Lennebergwald. –In: LICHT, W. & KLOS, S. (Ed., 1991): Das Ökosystem „Lennebergwald“ bei Mainz. Ergebnisse eines interdisziplinären Forschungsprojektes 1987- 1990.- POLLICHIA- Buch **23**: 41-85, Bad Dürkheim
- KAULE, G. (2001): Fließgewässer in Baden-Württemberg als Lebensraum für ausgewählte Artengruppen. – Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg (Hrsg.); 52 S.
- KAUTENBURGER, J., KREITER, T. & J. SARTOR (2002): Hochwasserrückhalt durch die Wiederentwicklung von Auwald. – Wasserwirtschaft Heft **11/12**, S. 1-9
- KEUTNER, F. (2008): Bodenbiologische Untersuchungen an der Bodenfauna (Isopoda) rheinnaher Lebensräume. -Diplomarbeit angefertigt am Institut für Zoologie der Johannes-Gutenberg-Universität Mainz. 116 Seiten.
- KLAUSNITZER, B. (2002): Käfer. -Nikol- Verlag, 2. Auflage
- KLEIN, H., DOUBEN, K. J., VAN DEURSEN, W., VAN STEVENINCK, E. (2003): Water, Climate, Food and Environment in the Rhine Basin. – Contributions to the project ADAPT (Adaptation strategies to changing environments). 58 S.

- KLEINWÄCHTER, M. (2007): Laufkäfer (Coleoptera, Carabidae) in dynamischen Uferlebensräumen der Elbe – Schlüsselfaktoren, Habitataignung und anthropogene Einflüsse. Dissertation, Fakultät für Lebenswissenschaften, Technische Universität Carolo-Wilhelmina, Braunschweig. p. 139.
- KLIMES, L. (2002): Effects of floods on ground beetles (Carabidae) and harvestmen (Opiliones). – In: KVET, J. & JENIK, J. (2002): Fresh water wetlands and their sustainable future: evidence from the Trebon Basin Biosphere Reserve; 361-372
- KOCH, K. (1989): Die Käfer Mitteleuropas – Ökologie (Bd. 1). – Goecke&Evers-Verlag, Krefeld, 15-107
- KÖHL, J. (2007): Untersuchungen zur biologischen Aktivität in ufernahen Böden des Rheins. –Diplomarbeit angefertigt am Institut für Zoologie der Johannes-Gutenberg-Universität Mainz. 127 Seiten
- KÖHLER, W., SCHACHTEL, G. & P. VOLESKE (2007): Biostatistik. Eine Einführung für Biologen und Agrarwissenschaftler. –Springer-Verlag (Berlin-Heidelberg).
- KOIVULA, M. (2009): Carabid beetles as bioindicators- general review. -Abstract of talk at the XIV European Carabidologists Meeting in Westerbork, the Netherlands, Sept. 14<sup>th</sup>-18<sup>th</sup> 2009
- KRAUTENBURGER, J., T. KREITER & J. SARTOR (2002): Hochwasserrückhalt durch die Wiederentwicklung von Auwald. - Internationale Rhein- Maas- Aktivitäten (IRMA).
- KUNDZEWICZ, Z. E. (2005): Summer Floods in Central Europe – Climate Change Track? – Natural Hazards **36**: 165-189
- LANDESANSTALT FÜR UMWELTSCHUTZ BADEN-WÜRTTEMBERG (LFU) (2005): Naturschutz-Info „Ökologie, Boden- und Naturschutz.. Heft **2/2005**. – Karlsruhe
- LANG, O. & S. PÜTZ (1999): Frühjahrsbesiedlung eines im Winter überfluten Naßpolders durch Laufkäfer und Spinnen im Nationalpark Unteres Odertal. – Limnologie aktuell, Band/ Vol. **9**, Dohle/Bornkamm/Weigmann (Hrsg.): Das untere Odertal
- LANGE, J. (2007): Chancen für den Oberrhein. –Natur und Mensch, **04/2007**, S. 1-6
- LANGOR, D.W. & J.R. SPENCE (2006): Arthropods as ecological indicators of sustainability in Canadian forests. –The forestry chronical, **Vol.82**, N°3
- LARSSON, S.G. (1939): Entwicklungstypen und Entwicklungszeiten der dänischen Carabiden. –Entomologische Meddelelser **20**; 277-560
- LAUTERBACH, A.W. (1964): Verbreitungs- und aktivitätsbestimmende Faktoren bei Carabiden in sauerländischen Wäldern. –Abhandlungen aus dem Landesmuseum für Naturkunde zu Münster in Westfalen

- LEATHER, S.R. (2005): *Methods of Ecology. Insect sampling in Forest Ecosystems.* – Blackwell Publishing, Oxford.
- LEHMANN, H. (1965): Ökologische Untersuchungen über die Carabidenfauna des Rheinuferes in der Umgebung von Köln. –*Z. Morph. Ökol. Tiere* **55**: 597-630
- LESSEL, T. (2007): *Vergleiche der Carabidenpopulation im Gefolge von Flut und Trockenheit im Auwaldgebiet Sandlache und im Polder Ingelheim.* – Diplomarbeit angefertigt am Institut für Zoologie der Johannes-Gutenberg-Universität Mainz. 182 Seiten, unveröffentlicht
- LESSEL, T. & G. EISENBEIS (2008): Die Laufkäferfauna eines Auwaldgebietes bei Ingelheim am Rhein. –*Mainz. Naturw. Archiv* **46**, S. 221-232
- LICHT, W. (2010): *Vegetationskundliche Anmerkungen zu den Laufkäfer-Standorten der Bürgerweide (unveröff.)*
- LÖSER, S. (1972): Art und Ursachen der Verbreitung einiger Carabidenarten (Coleoptera) im Grenzraum Ebene – Mittelgebirge. –*Zool. Jb. Syst.*, **Bd. 99**, S. 213-262
- LUDEWIG, H.H (1993): Zur Kenntnis der Laufkäfer (Coleoptera: Carabidae) verschiedener Kulturlflächen von Mainz. –*Mainzer naturwiss. Archiv* **31**, S. 349- 360
- LUDEWIG, H.H (1995): "Fachbeitrag Laufkäfer in: Büro Ökoplanung (1995): Schutzwürdigkeitsgutachten zum geplanten NSG „Ginsheimer Altrhein“ und „Ginsheimer Auen“. – Im Auftrag des Regierungspräsidiums Darmstadt; (unveröffent.)
- LUDEWIG, H.-H. (1996a): Die Laufkäferfauna (Coleoptera: Carabidae) der Auengebiete bei Guntersblum am Rhein I: Das Naturschutzgebiet „Fischsee“. –*Fauna und Flora in Rheinland-Pfalz* **8(2)**; 421-438
- LUDEWIG, H.H. (1996b): Für Rheinland- Pfalz neue und selten nachgewiesene Laufkäferarten (Coleoptera: Carabidae). –*Mainzer naturwiss. Archiv*, **34**, S. 155-163
- LUDEWIG, H.H. (1998): Für Rheinland- Pfalz bemerkenswerte Laufkäferfunde (Coleoptera: Carabidae). –*Mainzer naturwiss. Archiv*, **36**, S. 209- 215
- LUDEWIG, H.H. (1999a): Die Bedeutung des Unterfeldes von Guntersblum für die Laufkäferfauna der Althreingebiete des nördlichen Oberrheingrabens. –*Angew. Carabiologie Supplement I*; Laufkäfer in Auen: 75- 78
- LUDEWIG, H.H (1999b): Die Laufkäferfauna (Coleoptera: Carabidae) der Auengebiete bei Guntersblum am Rhein II: Brachen und Grabenränder im Unterfeld von Guntersblum. –*Fauna und Flora Rheinland- Pfalz* **9**: S. 121- 138
- LUDEWIG, H.H. (2001): Die Laufkäferfauna (Coleoptera: Carabidae) der Eich-Gimbsheimer Düne im südlichen Rheinhessen. –*Mainzer naturwiss. Archiv*, **39**,S.237- 247

- LUDEWIG, H.H. (2006): Die Laufkäferfauna des Ober- Olmer Waldes. -Mainzer naturwiss. Archiv, **44**, S.151- 165
- LUDEWIG, H.H & G. EISENBEIS (1992): Die Laufkäferfauna (Carabidae: Coleoptera) des Höllenbergs bei Mainz. –Mainzer naturwiss. Archiv, **30**, S 243- 266
- LUDWIG, J.A & J.F. REYNOLDS (1988): Statistical Ecology- a primer on methods and computing. –John Wiley & sons
- LUTERBACHER, J., DIETRICH, D., XOPLAKI, E., GROSJEAN, M. & H. WANNER (2004): European Seasonal and Annual Temperature Variability, Trends and Extremes since 1500. –Science **303**: 1499-1503
- MAAS, S. (1999): Zur Laufkäferfauna der Bachauen im mittleren Saarland. –Angew. Carabidologie Supplement **I**; Laufkäfer in Auen: 55-74
- MANN, H.B. & D.R. WHITNEY (1947): On a test whether one of two random variables is stochastically larger than the other. –The Annals of Mathematical Statistics **18**: 55-60.
- MARGGI, W. (2007): Die ripicole Laufkäferfauna der unteren Kander vor der Renaturierung 2004-2006 im Berner Oberland. – Sonderdruck aus „Mitteilungen der naturforschenden Gesellschaft in Bern“, **Band 64**, S51-66
- MARX, M.T. (2008): The collembolan population of a river bank reinforcement system in front of a middle Rhine region floodplain under influence of inundation and extreme drought. –Peckiana **5**: 115-126
- MARX, M. T. (2011): Die Wirkung von Überflutung und Trockenheit auf die Mesofauna (Collembola, Pseudoscorpiones) im Gebiet des Inselrheins bei Mainz. – Westarp Verlag, Ökologie Band **12**, 401 Seiten
- MARX, M. T. & A. SCHÖNHOFER (2005): Abundanz und Vikarianz epigäischer Weberknechtarten (Arachnida: Opiliones) in einem Auwaldgebiet des Mainzer Beckens. –Arachnol. Mitt. **30**: 13-19
- MARX, M. T., WEIRICH, O. & G. EISENBEIS (2008): Auswirkungen von Trockenheit auf die Pseudoskorpion-Fauna (Arachnida: Pseudoscorpiones) eines Auwaldgebietes bei Ingelheim am Rhein. –Arachnol. Mitt. **35**: 21-28
- MARX, M. T., GUHMANN, P., LESSEL, T. DECKER, P. & G. EISENBEIS (2009): Die Anpassungen verschiedener Arthropoden (Aranae [Webspinnen]; Coleoptera: Carabidae [Laufkäfer]; Collembola [Springschwänze]; Diplopoda und Chilopoda [Tausend- und Hundertfüßler]) an Trockenheit und Überflutung. –Mitt. Der Pollichia **94**: 139-160
- MCMULLEN, C.P. & J. JABBOUR (2009): Climate Change Science Compendium 2009. United Nations Environment Programme, Nairobi, Earth Print (<http://www.earthprint.com>)

- MEIJER, J. (1971): Immigration of arthropods into the new Lauwerszee-Polder. - In: Dispersal an Dispersal Power of carabid beetles. Miscellaneous Papers 8, Landbouwhogeschool Wageningen, The Netherlands 1971, edited bei P.J. den Boer, S.53-63
- MEIJER, J. (1974): A comparative Study of the immigration of Carabids (Coleoptera, Carabidae) into a new polder. –Oecologia (Berl.) **16**, 185- 208
- MEIJER, J. (1975): Carabid Migration studied with Laboulbeniales as biological tags. – Oecologia (Berl.) **19**, 99-103
- MEIJER, J. (1980): The development of some elements of the arthropod fauna of a new polder. –Oecologia (Berl.) **45**, 220-235
- MEISSNER, R.-G. (1984): Zur Biologie und Ökologie der ripicolen Carabiden *Bembidion femoratum* und *B. punctulatum*. II. Die Substratbindung. –Zool. Jb. Syst. **111**, 369- 383
- MIDDELKOOP, H., DAAMEN, K., GELLENS, D., GRABS, W., KWADIJK, J. C. J., LANG, H., PARMET, B. W. A. H., SCHÄDLER, B., SCHULLA, J. & K. WILKE (2001): Impact of climate change on hydrological regimes and water resources management in the Rhine Basin. –Climate Change **49**: 105-128
- MOOK, J.H. (1971): Observations on the colonization of the new IJsselmeer-Polders by animals. –In: Dispersal an Dispersal Power of carabid beetles. Miscellaneous Papers 8, Landbouwhogeschool Wageningen, The Netherlands 1971, edited bei P.J. den Boer, S.13-31
- MORECROFT, M.D., BEALEY, C.E., HOWELLS, O., RENNIE, S. & I.P. WOIWOD (2002): Effects of the drought on contrasting insect and plant species in the UK in the mid- 1990s. –Global Ecology & Biogeography**11**, 7-22
- MOSSAKOWSKI, D. (1970): Ökologische Untersuchungen an epigäischen Coleopteren atlantischer Moor- und Heidestandorte. –Zeitschrift für wissenschaftliche Zoologie, Bd. **181**, Heft 3/4, Leipzig
- MÜHLENBERG, M (1989): Freilandökologie. –Quelle & Meyer Verlag, 2. Auflage
- MÜLLER- MOTZFELD, G. (1989): Laufkäfer (Coleoptera: Carabidae) als pedobiologische Indikatoren. –Pedobiologia **33**, 145- 153
- MÜLLER- MOTZFELD, G. (2001): Laufkäfer in Wäldern Deutschlands. – Angew. Carabidologie Supplement II; Laufkäfer im Wald: 9- 20, Indikatoren. –Pedobiologia **33**, 145- 153
- MÜLLER- MOTZFELD, G. (2001): Laufkäfer in Wäldern Deutschlands. –Angew. Carabidologie Supplement II, Laufkäfer im Wald; 9-20
- MÜLLER- MOTZFELD, G. (2004): Xerotherme Laufkäfer in Deutschland- Verbreitung und Gefährdung. –Angew. Carabidologie Supplement III, Laufkäfer in Xerothermbiotopen; 27-44

- MÜLLER-MOTZFELD, G. (2008): Faunenveränderungen bei Laufkäfern Mitteleuropas (Insecta, Coleoptera Carabidae) – Indikation und Zeitmaß. –Insecta, Heft **11**, S.37-50
- MUSTER, C. (2002): Substitution patterns in congeneric arachnid species in the northern Alps. –Diversity and Distributions **8**, 107- 121
- NEU, C. (2007): Einfluss der Habitatfragmentierung durch Überflutung auf Laufkäferpopulationen (Coleoptera; Carabidae). –Dissertation Johannes-Gutenberg-Universität Mainz. 224 Seiten
- NIEDLING A. & H.-W. SCHELOSKE (1999): Erfassung und multivariante Analyse von Laufkäferzönosen an Rohbodenufern in Franken. -Angew. Carabidologie Supplement I (1999): Laufkäfer in Auen: 115-125
- NIEMELÄ, J., HAILA, Y., HALME E., TAHTI, T., PAJUNEN, T. & P. PUNTTILA (1988): The distribution of carabid beetles in fragments of old coniferous taiga and adjacent managed forest. –Ann. Zool. Fennici 25: 107-119.
- NIEHUIS, M. (1987): Die Käferfauna der Flugsandgebiete bei Mainz (NSG Mainzer Sand und Gonsenheimer Wald). – Mainzer naturw. Archiv **25**, S. 409-524. Mainz 1987
- OVERPECK, J., HUGHEN, K., HARDY, D., BRADLEY, R., CASE, R., DOUGLAS, M., FINNEY, B., GAJEWSKI, K., JACOBY, G., JENNINGS, A., LAMOUREUX, S., LASCA, A., MACDONALD, G., MOORE, J., RETELLE, M., SMITH, S., WOLFE, A. & G. ZIELINSKI (1997): Arctic environmental Change of the last Four Centuries. – Science, **Vol. 278**, S. 1251-1256
- PATZ, G., R. KÄTZEL & S. LÖFFLER (1999): Auwaldbegrünung und Auwaldentwicklung in der Lenzener Elbtalaue. –Fachtagung Elbe, „Auenregenerierung durch Deichrückverlegung“, S. 200- 209
- PIELOU, E.C. (1975): Ecological Diversity. John Wiley & Sons; New York: 165 Seiten
- PLATEN, R., RADEMACHER, J. & R. SCHULTZ- STERNBERG (2001): Beurteilung des ökologischen Zustandes eines Niedermoors mit Hilfe von Arthropoden als Bioindikatoren. –Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg 10 (1), S.29-35
- PLUM, N.M. (2005): Terrestrial invertebrates in flooded grassland: a literature review, Wetlands **25** (3), p.721- 737
- PLUM, N.M. & J. FILSER (2005): Floods and drought: Response of earthworms and potworms (Oligochaeta: Lumbricidae, Enchytraeidae) to hydrological extremes in wet grassland. – Pedobiologia **49**: 443-453
- RAINIO, J. & J. NIEMELA (2003): Ground beetles (Coleoptera: Carabidae) as bioindicators. –Biodiversity and Conservation, **12**: 487- 506

- RASKIN, R. (1998): Die Wirbellosenfauna grundwasserbeeinflusster Biotope im Büdinger Wald. –Hessische faunistische Briefe **17 (1)**, S. 1-19, Darmstadt
- RASKIN, R. (2006): Bewertung von Feuchtgebieten und Grundwasserentnahmen anhand von Laufkäfern. - Angew. Carabidologie, **Bd. 7**, S. 71-77
- RAST, G. & M. GEIGER (2007): Hochwasser in Deutschland und Europa. –WWF Deutschland, Hintergrundinformationen, Juni 2007. S. 1-7. Frankfurt
- REAL, J. (1999): Tables of significant values of Jaccard's index of similarity. –Mis. Zool.,a **22.1**: 29-40.
- REAL, R. & J.M. VARGAS (1996): The Probabilistic Basis of Jaccard's Index of Similarity. –Systematic Biology, **Vol. 45 (3)**, S.380-385
- REBHAN, H. (1997): Ökologischer Gewässerbau am Oberrhein und seine Beurteilung für den Naturschutz, dargestellt anhand ausgewählter Uferarthropoden (Carabidae, Lycoidae part.). –Mitt. Dtsch. Ges. Allg. Angew. Ent. **11**, Giessen
- RECK, H.R. (1990): Zur Auswahl von Tiergruppen als Biodeskriptoren für den tierökologischen Fachbeitrag zu Eingriffsplanungen. –Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz **32**; 99-119
- RIECKEN, U. (1992): Planungsbezogene Bioindikation durch Tierarten und Tiergruppen – Grundlagen und Anwendung. -Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz **36**; 187 S.
- RIECKEN, U. (1997): Arthropoden als Bioindikatoren in der naturschutzrelevanten Planung –Anwendung und Perspektiven - .- Mitt. Dtsch. Ges. Allg. Ange. Ent. **11**, S. 45-56
- RIECKEN, U. & E. SCHRÖDER (2002): Monitoring und Erfolgskontrollen im Naturschutz – Eine Einführung unter besonderer Berücksichtigung der Laufkäfer. – Angewandte Carabidologie **4/5** (2002): 49-61
- ROBINSON, C.T., TOCKNER, K. & J. V. WARD (2002): The fauna of dynamic riverine landscapes. –Freshwater Biology (2002) **47**, 661-677
- ROTHENBÜCHER, J. & M. SCHAEFER (2006): Submersion tolerance in floodplain arthropod communities. –Basic and Applied Ecology **7**, 398- 408
- RUST, C. (2000): Einfluß von Wasserstandsänderungen auf die Laufkäferzönose (Coleoptera, Carabidae) des direkten Uferbereichs. – Mitt. Schweiz. Entom. Gesell. **73**, 321- 331
- SCHAEFER, M. (1992): Wörterbücher der Biologie – Ökologie. –Gustav Fischer Verlag, 3. Auflage, 433 S.
- SCHÄFER, H. (1989): Handbuch Wasserbau -Gehölze an Fließgewässern, Heft 6. - Landesanstalt für Umweltschutz: Bepflanzung an Fließgewässern- Grundsätze und Pflanzenkatalog

- SCHÄR, C. & G. JENDITZKY (2004): Hot news from summer 2003. –Nature, **Vol. 432**, December 2004, S.559-560
- SCHÄR, C., VIDALE, P.L., LÜTHI, D., FREI, C., HÄBERLI, C., LININGER, M. A. & C.APPENZELLER (2004): The role of increasing temperature variability in European summer heatwaves. –Nature, **Vol. 427**, January 2004, S. 332-336
- SCHIEFFER, F. & SCHACHTSCHABEL (2002): Lehrbuch der Bodenkunde.- Spektrum Verlag (Heidelberg-Berlin)
- SCHERNEY, F. (1959): Unsere Laufkäfer. – Ziemsen Verlag, Wittenberg; 78 S.
- SCHOURIG, M., RÖMBKE, J., FÖRSTER, B., HORAK, F., BECK, L., RUF, A., ROSCICZEWSKI, WOAS, S. & H.-C. FRÜND (1997): Handbuch Boden- Boden als Lebensraum für Bodenorganismen bodenbiologische Standortklassifikation – Literaturstudie- . –Landesanstalt für Umweltschutz Baden- Württemberg
- SCHÖNWIESE, C.-D., STAEGER, T. & S. TRÖMEL (2005): Klimawandel und Extremereignisse in Deutschland. –Klimastatusbericht 2005, DWD
- SCHOLZ, M, SCHWARZ, R. & M. WEBER (2005): Flusslandschaft Elbe-Entwicklung und heutiger Stand. –In: Konzepte für die nachhaltige Entwicklung einer Flusslandschaft - Lebensräume der Elbe und ihre Auen.- Band 4, Weißensee Verlag, Berlin 2005, S. 5-48
- SCHRÖTER, D., ZEBISCH, M. & T. GROTHMANN (2005): Climate Change in Germany – Vulnerability and Adaptation of Climate-Sensitive Sectors. – Klimastatusbericht 2005, DWD
- SCHÜLE, P. & PERSOHN, M. (1998): Rote Liste der in Rheinland-Pfalz gefährdeten Laufkäfer (Stand: 01.01.1998). – Ministerium für Umwelt und Forsten, Mainz.
- SCHÜRSTEDT, H. & H. GRUTTKE (2000): Einfluß unterschiedlicher Ködersubstanzen auf die biotopspezifische Fängigkeit von Bodenfallen für silvicole Laufkäfer. – Angewandte Carabidologie **2/3** (2000): 37-48
- SCHWARZ, R., HARMELING, S. & C. BALS (2007): Auswirkungen des Klimawandels auf Deutschland- Mit Exkurs NRW.-Germanwatch Büro Bonn mit Unterstützung des Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen, S. 1-24
- SCHWERDTFEGGER, F. (1975): Ökologie der Tiere. Ein Lehr- und Handbuch in drei Teilen. Band III: Synökologie. Struktur, Funktion und Produktivität mehrartiger Tiergemeinschaften, 451 S. –Hamburg und Berlin: Verlag Paul Parey, 1975.
- SCHWERK, A. & J. SZYSZKO (2007a): Increase of Mean Individual Biomass (MIB) of Carabidae in relation to succession in forst habitats. – Waid. Entomol. **26** (3): 195-206. Poland 2007

- SCHWERK, A. & J. SZYSZKO (2007b): Mittlere Individuen Biomasse (MIB) von epigäischen Laufkäfern als Indikator für Sukzessionsstadien. – *Angew. Carab.* **8**: 69-72
- SCHWERK, A. & J. SZYSZKO (2009): Model of succession on degraded areas based on carabid beetles. - Abstract of talk at the XIV European Carabidologists Meeting in Westerbork, the Netherlands, Sept. 14<sup>th</sup>-18<sup>th</sup> 2009
- SHAFIGULLINA, S. M. (2004): Influence of Postflood Hydrologic Conditions in the Kiubyshev Reservoir on Coastal Communities of Ground Beetles (Coleoptera, Carabidae). – *Russian Journal of Ecology*, **Vol. 35**, No. 1, 2004, pp.46-50
- SHANNON, C.E. & W. WEAVER (1949): The mathematical theory of communication. University of Illinois Press; Urbana: 144 Seiten.
- SHANNON, C.E. & W. WEAVER (1976): Mathematische Grundlagen der Informationstheorie. R. Oldenbourg Verlag; München: 143 Seiten.
- SIEPE, A. (1985): Einfluss häufiger Überflutungen auf die Spinnen-Besiedlung am Oberrhein-Ufer. – *Mitt. Dtsch. Ges. allg. angew. Ent.* **4**: 281-184
- SIEPE, A. (1989): Renaturierung von Auebiotopen am Oberrhein –Erste Erfolge des Integrierten Rheinprogramms in den „Poldern Altenheim“. –Landestanstalt für Umweltschutz Baden Württemberg, *Angew. Zool.* 1/94, 1-24
- SIEPE, A. (1994a): Renaturierung von Auebiotopen am Oberrhein – Erste Erfolge des Integrierten Rheinprogramms in den “Polder Altenheim”. –*Angew. Zoologie* **1**, S.1-24. Berlin
- SIEPE, A. (1994b): Das „Flutverhalten von Laufkäfern (Coleoptera: Carabidae), ein Komplex von öko-ethologischen Anpassungen an das Leben in der periodisch überfluteten Aue – I: Das Schwimmverhalten. –*Zool. Jb. Syst.* **121**, 515- 566
- SIEPE, A. (2006): Dynamische Überflutungen am Oberrhein: Entwicklungs-Motor für die Auwald-Fauna. *WSG Baden-Württemberg* **10**, 149-158
- SIMON, U., PFÜTZE, J. & D. THÖMEN (2001): A time-sorting stem-elector. –*Ecological Entomology* **26**, 325-329
- SIMPSON, E. H. (1949): Measurement of Diversity. *Nature*. 163: 688.
- SLEZAK, V., HORA, P., & I. H. RUF (2010): Effect of pitfall-trapping on the abundance of epigeic macrofauna – preliminary results. –*Acta Soc. Zool. Bohem.* **74**: 129-133
- SØRENSEN, T. (1948) A method of establishing groups of equal amplitude in plant sociology based on similarity of species and its application to analyses of the vegetation on Danish commons. *Biologiske Skrifter / Kongelige Danske Videnskabernes Selskab*, **5 (4)**: 1-34.

- SOTHWOOD, R. & P. A. HENDERSON (2000): *Ecological Methods*. John Wiley & Sons; Auflage: Revised. 592 Seiten.
- SPÄTH, V. & A. REIF (2000): Auwälder am Oberrhein. -Der Rhein., Der Bürger im Staat, 50. Jahrgang, **Heft 2**, 2000, S. 99-105
- SPANG, W.D. (1996): Die Eignung von Regenwürmern, Schnecken und Laufkäfern als Indikatoren für autotypische Standortbedingungen. -Selbstverlag des Geographischen Instituts der Uni Heidelberg
- SPANG, W.D. (1999): Laufkäfer als Indikatoren hydrologischer Rahmenbedingungen in der Oberrheinaue. -Angew. Carab., Supplement **I**: Laufkäfer in Auen: 103-114
- SPARKE, S. & R. NIEDRINGHAUS (2006): Laufkäfer als Bewertungsindikatoren für eine Effizienzkontrolle. -Angew. Carabidologie **7**: 13-24
- SROKA, K. & O.-D. FINCH (2006): Ground beetle diversity in ancient woodland remnants in north-western Germany. -J Insect Conserv. (2006) **10**: 335-350
- STADELBAUER, J. (1991): Die Auen am Oberrhein -Wandel einer Landschaft-. Originalbeitrag erschienen in: Richter, G.: Deutschland - Porträt einer Nation. Gütersloh: Bertelsmann-Lexikothek-Verlag. Bd. 8: Bayern, Baden-Württemberg, Saarland. -3. Aufl. (1991), S. 222-223; 226-228
- STEGMANN, PAUL (2004): Zweijährige Laufkäferuntersuchungen an alten und neuen Stillgewässern in der Niederung des Fehntjer Tiefs (Landkreise Leer und Aurich).-Angewandte Carabidologie **6**, S.55-69
- STEINWEGER, A. (2004): Die Auswirkungen waldbaulicher Maßnahmen auf die Laufkäfer (Col., Carabidae) und die Wolfsspinnen (Aran., Lycosidae) im Fichten- und Buchenwald (Südbergländ). -Dissertation der Mathematisch-Naturwissenschaftlichen Fakultät der Rheinischen Friedrich- Wilhelms-Universität Bonn
- STOTT, P. A., STONE D. A. & M. R. ALLEN (2004): Human contribution to the European heatwave of 2003. -Nature, **Vol. 432**, December 2004, S.610-613
- STRATTON, G.E., R.B. SUTER & P.R. MILLER (2004): Evolution of water surface locomotion by spiders: a comparative approach. -Biol. J. Linn. Soc. **81**: 63-78
- STRUEBIG, A. & W. TOPP (2006): Laufkäfer im Monheimer Rheinbogen, einer zukünftigen Überflutungsfläche am Niederrhein. -Angew. Carabidologie **7**: 37-50
- STURANI, M. (1962): Osservazioni e ricerche biologiche sul genere *Carabus* Linnaeus (Sensu Lato) (Coleoptera, Carabidae). -Memorie Soc. Entomol. Ital. **41**: 85-202
- TEICHMANN, B. (1994): Eine wenig bekannte Konservierungsflüssigkeit für Bodenfallen. -Entomol. Nachrichten und Berichte **38**, 24-30

- THIELE, H.U. & F. WEBER (1968): Tagesrhythmen der Aktivität bei Carabiden. –*Oecologia* (Berl.) **1**, 315- 355
- THIELE, H.U. & H.-E. WEISS (1976): Die Carabiden eines Auwaldgebietes als Bioindikatoren für anthropogen bedingte Änderungen des Mikroklimas. – Schriftenreihe für Vegetationskunde Bonn- Bad Godesberg, **10**, 359-374
- THIELE, H.U. (1964): Experimentelle Untersuchungen über die Ursachen der Biotopbindung bei Carabiden. –*Z. Morph. Ökol. Tiere* **53**, 387- 452
- THIELE, H.U. (1967): Ein Beitrag zur experimentellen Analyse Euryökie und Stenökie bei Carabiden. –*Z. Morph. Ökol. Tiere* **58**, 355- 372
- THIELE, H.U. (1968): Was bindet Laufkäfer an ihre Lebensräume?. –*Naturwiss. Rundschau*, Bd. **21**, S. 57-65
- THIELE, H.U. (1969): Zusammenhänge zwischen Tagesrhythmik, Jahresrhythmik und Habitatbindung bei Carabiden. –*Oecologia* (Berl.) **3**, 227- 229
- THIELE, H.U. (1971): Die Steuerung der Jahresrhythmik von Carabiden durch exogene und endogene Faktoren. –*Zool. Jb.*, Bd. **98**, S.341- 371
- THIELE, H.U. (1977): *Carabid beetles in their environments*. –Springer Verlag
- TIETZE, F. (1968): Untersuchungen über die Beziehungen zwischen Bodenfeuchte und Carabidenbesiedlung in Wiesengesellschaften. –*Pedobiologia*, Bd. **8**, S. 50-58
- TRAUTNER, J. (1992): Laufkäfer –Methoden der Bestandsaufnahme und Hinweise für die Auswertung bei Naturschutz- und Eingriffsplanungen. –In: Trautner, J. (Hrsg.): *Arten – und Biotopenschutz in der Planung: Methodische Standards zur Erfassung von Tierartengruppen, Ökologie in Forschung und Anwendung* **5**: 145-162, Verlag J. Margraf
- TRAUTNER, J. (1994): Zielformulierung und Erfolgskontrolle für die Belange des Artenschutzes bei Planungen in Auen – am Beispiel der Laufkäfer (Coleoptera Carabidae). – *Initiativen zum Umweltschutz* **1**; 289-303
- TRAUTNER, J., MÜLLER-MOTZFELD, G. & M. BRÄUNICKE (1997): Rote Liste der Sandlaufkäfer und Laufkäfer Deutschlands (Coleoptera: Cicindelidae et Carabidae). 2. Fassung, Stand Dezember 1996. –*Naturschutz und Landschaftsplanung* **29**: 261- 273. Stuttgart
- TRÖMEL, S. & C.-D. SCHÖNWIESE (2007): Probability change Operationsfeld extreme precipitation observed from 1901 to 2000 in Germany. – *Theor. Appl. Climatol.* **87**: 29-39
- VAN LOOY, K., VANACKER, S., JOCHEMS, H., DE BLUST, G. & M. DUFRENE (2005): Ground beetle habitat templets and riverbank integrity. –*River Research and Applications* **21**; 1133-1146

- VEGTER, J.J. (1987): Phenology and seasonal resource partitioning in forest floor Collembola. –OIKOS **48**: 175-185
- VISCHER, D. (2000): Von der Wasserstraße zur Energieachse. - Der Rhein., Der Bürger im Staat, 50. Jahrgang, **Heft 2**, 2000, S. 93-98
- VOLK, H. (1999): Die Auwälder am Rhein - Auewälder zwischen Basel und Mannheim. - Fachtagung Elbe - Postbeiträge aus weiteren Projekten, S. 259- 263
- WACHMANN, E., PLATEN, R. u. D. BARNDT (1995): Laufkäfer. Beobachtung – Lebensweise. –Naturbuchverlag
- WARD, D., TOCKNER, K. & F. SCHIEMER (1999): Biodiversity of floodplain river ecosystems: Ecotones and connectivity. –Regul. Rivers: Res. Mgmt. **15**: 125-139
- WARD, D., NEW, T.R. & A.L. YEN (2001): Effects of pitfall trap spacing on the abundance, richness and composition of invertebrate catches. – Journal of Insect Conversation **5**: 47-53, 2001
- WEBER, M. & G. EISENBEIS (1992): Die Spinnenfauna (Arachnida: Araneae) des Höllenbergs bei Mainz. –Mainzer Natur. Archiv **30**: 267-284
- WEIGMANN, G. & WOHLGEMUTH-VON REICHE, D. (1999): Vergleichende Betrachtungen zu Bodentieren im Überflutungsbereich von Tieflandauen. – Limnologie Aktuell, Band 9, Das untere Odertal. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung (Nägele u. Obermiller): Stuttgart: 229-240
- WILCOXON, F. (1945): Individual comparisons by ranking methods. –Biometrics Bull. **1**: 80-83
- WILD, A. (2008): Die Reaktion der Bodenarthropoden -unter besonderer Berücksichtigung der Collembolen- auf künstliche Flut- und Trockenheiten. Staatsexamensarbeit (unveröffentlicht). Mainz
- WOHLGEMUTH v. REICHE, D. & R. GRUBE (1999): Zur Lebensraumbindung der Laufkäfer und Webspinnen (Coleoptera, Carabidae; Araneae) im Überflutungsbereich der Odertal- Auen. -Limnologie aktuell, Band/Vol **9**, S. 147- 169
- WOLDA, H. (1988): Insect seasonality: Why?. – Annual Reviews, Eco. Syst. **19**, S. 1-18
- ZAWADZKI, F. & SCHMIDT, K. (1994): Faunistisch - ökologische Untersuchung der Laufkäfer in der Rheinaue Rastatt (Coleoptera: Carabidae). –Carolina **52**; 83-92
- ZERM, M. (1999): Vorkommen und Verteilung von Tausendfüßlern, Hundertfüßlern, Zwergfüßlern (Myriapoda: Diplopoda, Chilopoda, Symphyla) und Landasseln (Isopoda: Oniscidea) in den Auen des unteren Odertals. In: DOHLE/BORNKAMM/WEIGMANN (Hrsg.); Limnologie aktuell Band 9: Das untere Odertal. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung (Nägele u. Obermiller) Stuttgart. S. 197-210

- ZERM, M. & J. ADIS (2001 a): Spatio-temporal distribution of larval and adult tiger beetles (Coleoptera: Cicindelidae) from open areas in Central Amazonian floodplains (Brasil). – *Studies on Neotropical Fauna and Environment* **47**: 185-198
- ZERM, M. & J. ADIS (2001 b): Further observations on the natural history and survival strategies of riverine tiger beetles (Coleoptera: Cicindelidae) from open habitats in Central Amazonian floodplains. – *Ecotropica* **47**: 115-138
- ZERM, M. & J. ADIS (2002): Flight ability in nocturnal tiger beetles (Coleoptera: Carabidae: Cicindelinae) from central amazonian floodplains (Brazil). – *The Coleopterists Bulletin*, **56** (4):491-500
- ZERM, M. & J. ADIS (2003): Exceptional anoxia resistance in larval tiger beetle, *Phaeoxantha klugii* (Coleoptera: Cicindelidae). – *Physiological Entomology* **28**, 150-153
- ZULKA, K.P. (1993): Überflutung – Streß, Sörung oder notwendige Voraussetzung für das Leben der Bodentiere?. – *Mitteilungen der deutschen bodenkundlichen Gesellschaft* **69**, 79-82
- ZULKA, K.P. (1996): Methodisches Design für die Erfassung und Bewertung von Arthropodenbeständen und Arthropodenlebensräumen am Beispiel der Laufkäferfauna (Coleoptera, Carabidae). – *Wiss. Mitt. Niederösterr. Landesmuseum* **9**: 341-363

**Internetseiten:**

[www.rlp.de](http://www.rlp.de)

[www.am.rlp.de](http://www.am.rlp.de)

[www.wsv.de](http://www.wsv.de)

[www.wetteronline.de](http://www.wetteronline.de)

[www.rhein-gegend.de](http://www.rhein-gegend.de)

[www.naturschutz.rlp.de](http://www.naturschutz.rlp.de)

[www.biologie.de](http://www.biologie.de)

[www.google-earth.de](http://www.google-earth.de)

[www.bmu.de](http://www.bmu.de)

[www.iksr.org](http://www.iksr.org)

[www.irma-lfw-rp.de](http://www.irma-lfw-rp.de)

[www.umweltlexikon-online.de](http://www.umweltlexikon-online.de)

[www.wetter-deutschland.com](http://www.wetter-deutschland.com)

[www.google-maps.de](http://www.google-maps.de)

[www.hlasek.com](http://www.hlasek.com)

[www.eurocarabidae.de](http://www.eurocarabidae.de)

[www.naturephoto-cz.com](http://www.naturephoto-cz.com)

## 7. Anhang

### 7.1 Anhang Untersuchungsgebiete Ingelheim

**Tab. A1:** Monatsmittelwerte (Temperatur und Niederschlag) der Wetterstation Heidenfahrt des Jahres 2005 im Vergleich zum vieljährigen Mittel von 1951 bis 1980 (Quelle: [www.am.rlp.de](http://www.am.rlp.de))

2005 Monate	Temperatur (2m) [°C]	Ø Temperatur [°C] lgj. Mittel (1951- 1980)	∑ Niederschlag [mm]	Ø Niederschlag [mm] Lgj. Mittel (1950-1980)
<b>Januar</b>	2,6	1	29,8	39
<b>Februar</b>	0,2	2,2	34,8	36
<b>März</b>	5,9	5,7	22,2	36,8
<b>April</b>	10,9	9,8	54,0	39,7
<b>Mai</b>	14,9	14,2	67,2	54,7
<b>Juni</b>	19,3	17,6	37,2	64
<b>Juli</b>	20,3	19	49,4	62,1
<b>August</b>	17,7	18,2	52,8	67,8
<b>September</b>	16,5	14,8	42,4	43,6
<b>Oktober</b>	12,0	9,7	52,0	42,3
<b>November</b>	6,0	5,1	36,2	50,5
<b>Dezember</b>	2,4	2,2	34,4	49,3
<b>Ø</b>	<b>10,7</b>	<b>9,98</b>		
Gesamt			<b>512,4</b>	<b>585,5</b>

**Tab. A2:** Monatsmittelwerte (Temperatur und Niederschlag) der Wetterstation Heidenfahrt des Jahres 2006 im Vergleich zum vieljährigen Mittel von 1951 bis 1980 (Quelle: [www.am.rlp.de](http://www.am.rlp.de))

2006 Monate	Temperatur (2m) [°C]	Ø Temperatur [°C] lgj. Mittel (1951- 1980)	∑ Niederschlag [mm]	Ø Niederschlag [mm] Lgj. Mittel (1950-1980)
<b>Januar</b>	-0,8	1	23,0	39
<b>Februar</b>	2,0	2,2	24,4	36
<b>März</b>	4,3	5,7	50,2	36,8
<b>April</b>	10,3	9,8	44,8	39,7
<b>Mai</b>	15,0	14,2	79,0	54,7
<b>Juni</b>	18,6	17,6	21,4	64
<b>Juli</b>	23,8	19	34,4	62,1
<b>August</b>	17,0	18,2	118,6	67,8
<b>September</b>	17,7	14,8	44,6	43,6
<b>Oktober</b>	13,2	9,7	72,0	42,3
<b>November</b>	8,5	5,1	23,4	50,5
<b>Dezember</b>	5,1	2,2	21,2	49,3
<b>Ø</b>	<b>11,2</b>	<b>9,98</b>		
Gesamt			<b>557,0</b>	<b>585,5</b>

**Tab. A3:** Monatsmittelwerte (Temperatur und Niederschlag) der Wetterstation Heidenfahrt des Jahres 2007 im Vergleich zum vieljährigen Mittel von 1951 bis 1980 (Quelle: www.am.rlp.de)

2007 Monate	Temperatur (2m) [°C]	Ø Temperatur [°C] lgj. Mittel (1951- 1980)	∑ Niederschlag [mm]	Ø Niederschlag [mm] Lgj. Mittel (1950-1980)
<b>Januar</b>	6,7	1	50,6	39
<b>Februar</b>	6,1	2,2	68,0	36
<b>März</b>	7,8	5,7	58,0	36,8
<b>April</b>	13,5	9,8	0,2	39,7
<b>Mai</b>	16	14,2	76,8	54,7
<b>Juni</b>	19	17,6	106,4	64
<b>Juli</b>	18,4	19	113,0	62,1
<b>August</b>	18,1	18,2	40,2	67,8
<b>September</b>	13,6	14,8	50,0	43,6
<b>Oktober</b>	9,7	9,7	12,4	42,3
<b>November</b>	5,3	5,1	59,4	50,5
<b>Dezember</b>	2,4	2,2	36,0	49,3
<b>Ø</b>	<b>11,4</b>	<b>9,98</b>		
Gesamt			<b>671,0</b>	<b>585,5</b>

**Tab. A4:** Monatsmittelwerte (Temperatur und Niederschlag) der Wetterstation Heidenfahrt des Jahres 2008 im Vergleich zum vieljährigen Mittel von 1951 bis 1980 (Quelle: www.am.rlp.de)

2008 Monate	Temperatur (2m) [°C]	Ø Temperatur [°C] lgj. Mittel (1951- 1980)	∑ Niederschlag [mm]	Ø Niederschlag [mm] Lgj. Mittel (1950-1980)
<b>Januar</b>	4,8	1	35,2	39
<b>Februar</b>	4,0	2,2	46,4	36
<b>März</b>	6,3	5,7	69,8	36,8
<b>April</b>	9,4	9,8	46,8	39,7
<b>Mai</b>	17,5	14,2	25,6	54,7
<b>Juni</b>	19	17,6	97,6	64
<b>Juli</b>	19,6	19	38,8	62,1
<b>August</b>	18,8	18,2	63,8	67,8
<b>September</b>	13,2	14,8	55,0	43,6
<b>Oktober</b>	9,7	9,7	63,6	42,3
<b>November</b>	6,5	5,1	22,3	50,5
<b>Dezember</b>	2,2	2,2	30,6	49,3
<b>Ø</b>	<b>10,9</b>	<b>9,98</b>		
Gesamt			<b>595,8</b>	<b>585,5</b>

**Tab. A5:** Monatsmittelwerte (Temperatur und Niederschlag) der Wetterstation Heidenfahrt des Jahres 2009 im Vergleich zum vieljährigen Mittel von 1951 bis 1980 (Quelle: www.am.rlp.de)

2009 Monate	Temperatur (2m) [°C]	Ø Temperatur [°C] lgj. Mittel (1951- 1980)	∑ Niederschlag [mm]	Ø Niederschlag [mm] Lgj. Mittel (1950-1980)
Januar	-2,34	1	42,2	39
Februar	2,82	2,2	42,1	36
März	6,18	5,7	34	36,8
April	13,84	9,8	39,4	39,7
Mai	15,82	14,2	58,8	54,7
Juni	17,2	17,6	111,8	64
Juli	19,74	19	93,2	62,1
August	20,09	18,2	15	67,8
September	15,96	14,8	26,4	43,6
Oktober	9,74	9,7	30	42,3
November	8,27	5,1	73,8	50,5
Dezember	1,87	2,2	85,2	49,3
Ø	<b>10,8</b>	<b>9,98</b>		
Gesamt			<b>651,9</b>	<b>585,5</b>

**Tab. A6:** Gesamtartenliste aller im Auwald gefundenen Arten 2005 bis 2008 mit Angabe ihres Entwicklungszyklusses (E), ihrer ökologischen Typisierung (ö.T.) sowie ihrer Schwerpunktverkommen (S) und ihrem Stand in der Roten Liste (RL)

Artenliste	2005- 2006	2006- 2007	2007- 2008	GESAMT	Dominanz	E	ö.T./S	RL
<i>Agonum emarginatum</i>		1		<b>1</b>	0,0355114	<b>FB</b>	<b>h, o</b>	
<i>Agonum lugens</i>	4	16	4	<b>24</b>	0,8522727	<b>FB</b>	<b>h, w</b>	RL D
<i>Amara aenea</i>		7	16	<b>23</b>	0,8167614	<b>FB</b>	<b>x, o</b>	
<i>Amara convexior</i>	1	2		<b>3</b>	0,1065341	<b>FB</b>	<b>x, o</b>	
<i>Amara eurynota</i>		25	6	<b>31</b>	1,1008523	<b>FB</b>	<b>x, o</b>	RL 3
<i>Amara similata</i>	2	2	5	<b>9</b>	0,3196023	<b>FB</b>	<b>x, o</b>	
<i>Anchomenus dorsalis</i>		5		<b>5</b>	0,1775568	<b>FB</b>	<b>x, o</b>	
<i>Asaphidion austriacum</i>	66	143	35	<b>244</b>	8,6647727	<b>HB</b>	<b>h</b>	RL R
<i>Asaphidion curtum</i>		1	4	<b>5</b>	0,1775568		<b>x, w</b>	
<i>Badister bullatus</i>		5		<b>5</b>	0,1775568	<b>FB</b>	<b>x, o</b>	
<i>Badister sodalis</i>		1		<b>1</b>	0,0355114	<b>FB</b>	<b>h, (o)</b>	
<i>Badister unipustulatus</i>		1	4	<b>5</b>	0,1775568	<b>FB</b>	<b>h, s, o</b>	RL 2
<i>Bembidion lampros, e</i>	1			<b>1</b>	0,0355114	<b>FB</b>	<b>e</b>	
<i>Bembidion lunatum</i>	1			<b>1</b>	0,0355114	<b>FB</b>	<b>n.d.</b>	
<i>Bembidion obtusum</i>	54	92	17	<b>163</b>	5,7883523	<b>HB</b>	<b>x, o</b>	
<i>Bembidion punctulatum</i>		2		<b>2</b>	0,0710227		<b>h, o</b>	RL V
<i>Bembidion semipunctatum</i>		1		<b>1</b>	0,0355114		<b>h</b>	RL 3
<i>Brachinus explodens</i>			1	<b>1</b>	0,0355114		<b>x, o</b>	RL V
<i>Calosoma inquisitor</i>		1		<b>1</b>	0,0355114	<b>FB/HB</b>	<b>m, w</b>	RL 3
<i>Carabus arvensis</i>	1			<b>1</b>	0,0355114	<b>FB</b>	<b>h, (w)</b>	RL V
<i>Carabus granulatus</i>		3	3	<b>6</b>	0,2130682	<b>FB</b>	<b>h, (w)</b>	
<i>Carabus monilis</i>	10	12	5	<b>27</b>	0,9588068	<b>HB</b>	<b>m, w</b>	RL 3
<i>Carabus nemoralis</i>	54	94	94	<b>242</b>	8,59375	<b>FB</b>	<b>m, (w)</b>	

<i>Carabus purpuascens</i>	34	26	4	<b>64</b>	2,2727273	<b>HB</b>	<b>m, w</b>	
<i>Carabus ullrichii</i>	17	26	12	<b>55</b>	1,953125		<b>(w)</b>	RL 1
<i>Clivina fossor</i>	4	3	2	<b>9</b>	0,3196023	<b>FB</b>	<b>e, o</b>	
<i>Diachromus germanus</i>			1	<b>1</b>	0,0355114		<b>h, o</b>	
<i>Elaphrus riparius</i>		1		<b>1</b>	0,0355114	<b>FB</b>	<b>h, o</b>	
<i>Harpalus affinis</i>		1		<b>1</b>	0,0355114	<b>FB</b>	<b>x, o</b>	
<i>Harpalus latus</i>	1	1	1	<b>3</b>	0,1065341	<b>HB</b>	<b>e</b>	
<i>Harpalus rubripes</i>	4	2	1	<b>7</b>	0,2485795	<b>FB</b>	<b>o</b>	
<i>Harpalus rufipes</i>		9	6	<b>15</b>	0,5326705	<b>FB/HB</b>	<b>x, o</b>	
<i>Harpalus tardus</i>		4	6	<b>10</b>	0,3551136	<b>FB</b>	<b>x, o</b>	
<i>Leistus ferrugineus</i>	2	1		<b>3</b>	0,1065341	<b>HB</b>	<b>x, o</b>	
<i>Leistus rufomarginatus</i>	12	8	9	<b>29</b>	1,0298295	<b>HB</b>	<b>m, u</b>	
<i>Limodromus assimilis</i>	92	402	45	<b>539</b>	19,140625	<b>FB</b>	<b>h, o</b>	
<i>Loricera pilicornis</i>		4		<b>4</b>	0,1420455	<b>FB</b>	<b>e, o</b>	
<i>Microlestes minutulus</i>			1	<b>1</b>	0,0355114	<b>FB</b>	<b>x, o</b>	
<i>Nebria brevicollis</i>	145	264	85	<b>494</b>	17,542614	<b>HB</b>	<b>h, w</b>	
<i>Notiophilus biguttatus</i>	19	23	3	<b>45</b>	1,5980114	<b>FB</b>	<b>m, w</b>	
<i>Notiophilus palustris</i>		13	11	<b>24</b>	0,8522727	<b>FB</b>	<b>h, w</b>	
<i>Ocys harpaloides</i>	12	3		<b>15</b>	0,5326705		<b>h, w</b>	
<i>Ophonus ardosiacus</i>		1		<b>1</b>	0,0355114		<b>x, o</b>	
<i>Ophonus azureus</i>			2	<b>2</b>	0,0710227		<b>x</b>	
<i>Ophonus laticollis</i>	6	2	4	<b>12</b>	0,4261364		<b>x, w</b>	
<i>Ophonus puncticeps</i>		2		<b>2</b>	0,0710227	<b>FB</b>	<b>x, o</b>	
<i>Ophonus rufibarbis</i>		2		<b>2</b>	0,0710227	<b>FB/HB</b>	<b>x, (o)</b>	
<i>Oxypselaphrus obscurus</i>	4		1	<b>5</b>	0,1775568	<b>FB</b>	<b>h, o</b>	RL V
<i>Panagaeus bipustulatus</i>		1		<b>1</b>	0,0355114	<b>FB</b>	<b>x, o</b>	
<i>Paranchus albipes</i>	3			<b>3</b>	0,1065341	<b>FB</b>	<b>h, o</b>	
<i>Patrobus atrorufus</i>		1	1	<b>2</b>	0,0710227	<b>HB</b>	<b>h, w</b>	RL V
<i>Poecilus cupreus</i>		2		<b>2</b>	0,0710227	<b>FB</b>	<b>x, o</b>	
<i>Pterostichus anthracinus</i>	1	6	1	<b>8</b>	0,2840909	<b>FB</b>	<b>h, o</b>	
<i>Pterostichus melanarius</i>	15	62	7	<b>84</b>	2,9829545	<b>FB/HB</b>	<b>e, u</b>	
<i>Pterostichus nigrita</i>		1	2	<b>3</b>	0,1065341	<b>FB</b>	<b>h, o</b>	
<i>Pterostichus oblongopunctatus</i>		1	3	<b>4</b>	0,1420455	<b>FB/HB</b>	<b>m, w</b>	
<i>Pterostichus strenuus</i>	16	37	9	<b>62</b>	2,2017045	<b>FB</b>	<b>h, (o)</b>	
<i>Stomis pumicatus</i>	93	190	216	<b>499</b>	17,72017	<b>FB</b>	<b>h, w</b>	
<i>Trechus quadristriatus</i>	2			<b>2</b>	0,0710227	<b>HB</b>	<b>e, o</b>	
<b>Gesamt Individuen:</b>	<b>676</b>	<b>1513</b>	<b>627</b>	<b>2816</b>				
<b>Gesamt Arten:</b>	<b>29</b>	<b>49</b>	<b>36</b>	<b>59</b>				

**Tab. A7:** Gesamtartenliste der Bodenfallen 13-18 (Randbereiche) des Auwaldes; Untersuchungszeitraum Oktober 2006 bis Mai 2007 mit Angabe ihres Entwicklungszyklusses (E), ihrer ökologischen Typisierung (ö.T.) sowie ihrer Schwerpunktorkommen (S) und ihrem Stand in der Roten Liste (RL)

Artenliste	GESAMT	Dominanz	E	ö.T./S	RL
<i>Agonum lugens</i>	1	0,636943	FB	h, w	RL D
<i>Amara eurynota</i>	1	0,636943	FB	x, o	RL 3
<i>Amara similata</i>	1	0,636943	FB	x, o	
<i>Anchomenus dorsalis</i>	9	5,732484	FB	x, o	
<i>Asaphidion austriacum</i>	15	9,55414	HB	h	RL R
<i>Bembidion lunatum</i>	1	0,636943	FB	n.d.	
<i>Bembidion lunulatum</i>	1	0,636943	FB	h	
<i>Bembidion obtusum</i>	8	5,095541	HB	x, o	
<i>Bembidion properans</i>	1	0,636943	FB	e, (o)	
<i>Bradycellus harpalinus</i>	1	0,636943	HB	x, o	
<i>Carabus monilis</i>	2	1,273885	HB	m, w	RL 3
<i>Carabus nemoralis</i>	10	6,369427	FB	m, (w)	
<i>Carabus ullrichii</i>	2	1,273885		(w)	RL 1
<i>Harpalus rufipes</i>	1	0,636943	FB/HB	x, o	
<i>Leistus ferrugineus</i>	8	5,095541	HB	x, o	
<i>Limodromus assimilis</i>	9	5,732484	FB	h, o	
<i>Loricera pilicornis</i>	12	7,643312	FB	e, o	
<i>Nebria brevicollis</i>	1	0,636943	HB	h, w	
<i>Notiophilus biguttatus</i>	59	37,57962	FB	m, w	
<i>Notiophilus palustris</i>	3	1,910828	FB	h, w	
<i>Ophonus laticollis</i>	9	5,732484		x, w	
<i>Pterostichus strenuus</i>	1	0,636943	FB	h, (o)	
<b>Gesamt Individuen:</b>	<b>157</b>				
<b>Gesamt Arten:</b>	<b>23</b>				

**Tab. A8:** Gesamtartenliste der Stammeklektoren im Auwald; Untersuchungszeitraum 2005-2008 mit Angabe ihres Entwicklungszyklusses (E), ihrer ökologischen Typisierung (ö.T.) sowie ihrer Schwerpunktorkommen (S) und ihrem Stand in der Roten Liste (RL)

Artenliste	2005-2006	2006-2007	2007-2008	GESAMT	Dominanz	E	ö.T./S	RL
<i>Agonum lugens</i>	1			1	0,38314	FB	h, w	RL D
<i>Agonum micans</i>	1			1	0,38314			
<i>Amara eurynota</i>	1	1		2	0,76628	FB	x, o	RL 3
<i>Asaphidion austriacum</i>	2			2	0,76628	HB	h	RL R
<i>Badister sodalis</i>	1			1	0,38314	FB	h, (o)	
<i>Bembidion obtusum</i>		1	1	2	0,76628	HB	x, o	
<i>Calosoma inquisitor</i>	27	2		29	0,38314	FB/HB	m, w	RL 3
<i>Carabus granulatus</i>		1		1	11,11111	FB	h, (w)	
<i>Carabus nemoralis</i>	1			1	0,38314	FB	m, (w)	
<i>Carabus purpuascens</i>	3		1	4	0,38314	HB	m, w	
<i>Carabus ullrichii</i>		1		1	2,29885		(w)	RL 1
<i>Dromius agilis</i>		1		1	0,38314			
<i>Dromius quadrimaculatus</i>	1	1		2	0,38314			
<i>Leistus rufomarginatus</i>			2	2	0,76628	HB	m, u	
<i>Limodromus assimilis</i>	66	89	16	171	0,76628	FB	h, o	
<i>Nebria brevicollis</i>	2		1	3	65,51724	HB	h, w	
<i>Notiophilus biguttatus</i>	16			16	1,14943	FB	m, w	
<i>Ocys harpaloides</i>	1			1	6,13027		h, w	
<i>Ophonus laticollis</i>		1		1	0,38314		x, w	
<i>Paradromius linearis</i>		1		1	0,38314			
<i>Philorhizus melanocephalus</i>	1			1	0,38314			
<i>Poecilus cupreus</i>		1		1	0,38314	FB	x, o	
<i>Pterostichus melanarius</i>	4	2		6	0,38314	FB/HB	e, u	
<i>Pterostichus niger</i>		1		1	2,29885	HB	h, w	
<i>Pterostichus nigrita</i>		1		1	0,38314	FB	h, o	
<i>Pterostichus strenuus</i>	2			2	0,38314	FB	h, (o)	
<i>Stomis pumicatus</i>	2			2	0,76628	FB	h, w	
<i>Trechus pulchellus</i>		1		1	0,76628			
<b>Gesamt Individuen:</b>	<b>133</b>	<b>107</b>	<b>21</b>	<b>261</b>				
<b>Gesamt Arten:</b>	<b>18</b>	<b>16</b>	<b>5</b>	<b>29</b>				

**Tab. A9:** Gesamtartenliste aller im Polder Ingelheim gefundenen Arten 2007-2009 mit Angabe ihres Entwicklungszyklusses (E), ihrer ökologischen Typisierung (ö.T.) sowie ihrer Schwerpunktorkommen (S) und ihrem Stand in der Roten Liste (RL)

Artenliste	2007	2008	2009	GESAMT	Dominanz	E	ö.T./S	RL
<i>Acupalpus meridianus</i>		6		<b>6</b>	0,03743		x, o	RL V
<i>Acupalpus parvalus</i>		1		<b>1</b>	0,00624	FB	h, o	RL V
<i>Agonum fuliginosum</i>	1			<b>1</b>	0,00624	FB	h, o	RL V
<i>Agonum lugens</i>	5			<b>5</b>	0,03119	FB	h, w	
<i>Agonum marginatum</i>	150	37	39	<b>226</b>	1,40994	FB	h, o	
<i>Agonum muelleri</i>	2	9	13	<b>24</b>	0,14973	FB	h, o	
<i>Agonum sexpunctatum</i>		1	10	<b>11</b>	0,06863	FB	h, (o)	
<i>Amara aenea</i>	20	7	16	<b>43</b>	0,26826	FB	x, o	
<i>Amara apricaria</i>	9	8	1	<b>18</b>	0,11230	HB	x, o	RL V
<i>Amara aulica</i>	15	14	5	<b>34</b>	0,21212	HB	x, o	
<i>Amara bifrons</i>	302	229	190	<b>721</b>	4,49810	HB	x, o	
<i>Amara communis</i>	2			<b>2</b>	0,01248	FB	h, (o)	
<i>Amara consularis</i>	25	15	8	<b>48</b>	0,29946		x	
<i>Amara convexior</i>			2	<b>2</b>	0,01248	FB	x, o	
<i>Amara eurynota</i>	578	10	44	<b>632</b>	3,94285	FB	x, o	RL 3
<i>Amara familiaris</i>			12	<b>12</b>	0,07486	FB	x, o	
<i>Amara fulva</i>			1	<b>1</b>	0,00624	HB	o	
<i>Amara ovata</i>			2	<b>2</b>	0,01248	FB	x, o	
<i>Amara similata</i>	36	46	16	<b>98</b>	0,61139	FB	x, o	
<i>Anchomenus dorsalis</i>	7	4	49	<b>60</b>	0,37432	FB	x, o	
<i>Anisodactylus binotatus</i>		1	5	<b>6</b>	0,03743	FB	h, o	
<i>Anthracus consputus</i>		3		<b>3</b>	0,01872	FB	h	RL 2
<i>Asaphidion austriacum</i>	1			<b>1</b>	0,00624	HB	h	
<i>Asaphidion curtum</i>	1			<b>1</b>	0,00624		h, w	
<i>Badister bullatus</i>	5	2	1	<b>8</b>	0,04991	FB	x, o	
<i>Badister sodalis</i>			2	<b>2</b>	0,01248	FB	h, (o)	
<i>Badister unipustulatus</i>	14	13	2	<b>29</b>	0,18092	FB	h, s, o	RL 2
<i>Bembidion articulatum</i>	32	5	16	<b>53</b>	0,33065	FB	h, o	
<i>Bembidion biguttatum</i>	17	33	4	<b>54</b>	0,33689	FB	h	
<i>Bembidion dentellum</i>	4			<b>4</b>	0,02495	FB	h, o	
<i>Bembidion femoratum</i>	1			<b>1</b>	0,00624	FB	h, o	
<i>Bembidion lampros</i>	21	59	36	<b>116</b>	0,72369	FB	e	
<i>Bembidion lunulatum</i>	166	5	13	<b>184</b>	1,14792	FB	h	
<i>Bembidion obtusum</i>	228	76	33	<b>337</b>	2,10244	HB	x, o	
<i>Bembidion properans</i>	223	69	53	<b>345</b>	2,15235	FB	e, (o)	
<i>Bembidion quadrimaculatum</i>	449	265	70	<b>784</b>	4,89113	FB/HB	e, o	
<i>Bembidion semipunctatum</i>	1			<b>1</b>	0,00624		h	RL 3
<i>Bembidion tetracolum</i>		1		<b>1</b>	0,00624	FB	e, o	
<i>Brachinus crepitans</i>			1	<b>1</b>	0,00624		x, o	
<i>Brachinus explodens</i>	10	5	1	<b>16</b>	0,09982		x, o	RL V
<i>Bradycellus harpalinus</i>	126	8	3	<b>137</b>	0,85470	HB	x, o	
<i>Calathus ambiguus</i>	120	21	9	<b>150</b>	0,93580	HB	x, o	RL V
<i>Calathus erratus</i>	10		27	<b>37</b>	0,23083		x	
<i>Calathus fuscipes</i>	7	25	8	<b>40</b>	0,24955	FB/HB	x, o	
<i>Calathus melanocephalus</i>	31	26	10	<b>67</b>	0,41799	HB	x, (o)	
<i>Carabus nemoralis</i>	2	1		<b>3</b>	0,01872	FB	m, (w)	

<i>Carabus purpurascens</i>	168	798	199	<b>1165</b>	7,26808	<b>HB</b>	<b>m, w</b>	
<i>Carabus ullrichii</i>	1			<b>1</b>	0,00624		<b>(w)</b>	RL 1
<i>Chlaenius nigricornis</i>		5	25	<b>30</b>	0,18716	<b>FB</b>	<b>h, o</b>	RL 3
<i>Cicindela campestris</i>	7	1	1	<b>9</b>	0,05615	<b>FB</b>	<b>x, o</b>	
<i>Clivina fossor</i>	12	6		<b>18</b>	0,11230	<b>FB</b>	<b>e, o</b>	
<i>Demetrias atricapillus</i>		1		<b>1</b>	0,00624	<b>FB/HB</b>	<b>x, w</b>	
<i>Demetrias imperialis</i>	5			<b>5</b>	0,03119		<b>h, o</b>	RL 2
<i>Dyschirius politus</i>			2	<b>2</b>	0,01248	<b>FB</b>	<b>h</b>	RL 2
<i>Elaphrus riparius</i>	7	3	2	<b>12</b>	0,07486	<b>FB</b>	<b>h, o</b>	
<i>Harpalus affinis</i>	416	220	349	<b>985</b>	6,14511	<b>FB</b>	<b>x, o</b>	
<i>Harpalus distinguendus</i>	69	40	7	<b>116</b>	0,72369	<b>FB</b>	<b>x, o</b>	
<i>Harpalus latus</i>	31	31	6	<b>68</b>	0,42423	<b>HB</b>	<b>e</b>	
<i>Harpalus luteicornis</i>		12	27	<b>39</b>	0,24331		<b>o</b>	
<i>Harpalus rubripes</i>	27	20	29	<b>76</b>	0,47414	<b>FB</b>	<b>x, o</b>	
<i>Harpalus rufipes</i>	2154	726	322	<b>3202</b>	19,97629	<b>FB/HB</b>	<b>x, o</b>	
<i>Harpalus smaragdinus</i>	128	63	56	<b>247</b>	1,54096	<b>FB/HB</b>	<b>x, o</b>	RL 3
<i>Harpalus tardus</i>	6	3	2	<b>11</b>	0,06863	<b>FB</b>	<b>x, o</b>	
<i>Leistus ferrugineus</i>		4		<b>4</b>	0,02495	<b>HB</b>	<b>x, o</b>	
<i>Leistus rufomarginatus</i>		1		<b>1</b>	0,00624	<b>HB</b>	<b>m, u</b>	
<i>Loricera pilicornis</i>	12	3		<b>15</b>	0,09358	<b>FB</b>	<b>h, o</b>	
<i>Microlestes maurus</i>	18	10	2	<b>30</b>	0,18716		<b>x, o</b>	
<i>Microlestes minutulus</i>	122	16	15	<b>153</b>	0,95452	<b>FB</b>	<b>x, o</b>	
<i>Nebria brevicollis</i>	381	30	5	<b>416</b>	2,59530	<b>HB</b>	<b>h, w</b>	
<i>Nebria salina</i>	2	76	47	<b>125</b>	0,77984		<b>x, o</b>	
<i>Notiophilus aesthuans</i>	109	26	8	<b>143</b>	0,89213		<b>x, o</b>	
<i>Notiophilus biguttatus</i>	20			<b>20</b>	0,12477	<b>FB</b>	<b>m, w</b>	
<i>Notiophilus palustris</i>	6	5	5	<b>16</b>	0,09982	<b>FB</b>	<b>h, w</b>	
<i>Ocys harpaloides</i>	6	3		<b>9</b>	0,05615		<b>h, w</b>	
<i>Oodes helopioides</i>			2	<b>2</b>	0,01248	<b>FB</b>	<b>h, s, o</b>	RL 3
<i>Ophonus ardosiacus</i>	143	65	16	<b>224</b>	1,39747		<b>x, o</b>	
<i>Ophonus azureus</i>	36	11	41	<b>88</b>	0,54900		<b>x</b>	
<i>Ophonus laticollis</i>	3	23	1	<b>27</b>	0,16844		<b>x, w</b>	
<i>Ophonus puncticeps</i>	5		1	<b>6</b>	0,03743	<b>FB</b>	<b>x, o</b>	
<i>Oxypselaphrus obscurus</i>	1			<b>1</b>	0,00624	<b>FB</b>	<b>h, o</b>	RL V
<i>Panagaeus bipustulatus</i>	1		1	<b>2</b>	0,01248	<b>FB</b>	<b>x, o</b>	
<i>Paratachys bistriatus</i>	7			<b>7</b>	0,04367		<b>h</b>	
<i>Patrobis atrorufus</i>	1		4	<b>5</b>	0,03119	<b>HB</b>	<b>h, w</b>	
<i>Poecilus cupreus</i>	640	610	424	<b>1674</b>	10,44357	<b>FB</b>	<b>x, o</b>	
<i>Poecilus lepidus</i>			26	<b>26</b>	0,16221	<b>HB</b>	<b>x, o</b>	RL V
<i>Pterostichus anthracinus</i>	10	35	28	<b>73</b>	0,45542	<b>FB</b>	<b>h, o</b>	
<i>Pterostichus melanarius</i>	1032	894	353	<b>2279</b>	14,21798	<b>FB/HB</b>	<b>e, u</b>	
<i>Pterostichus niger</i>		1		<b>1</b>	0,00624	<b>HB</b>	<b>h, w</b>	
<i>Pterostichus nigrita</i>	73	83	27	<b>183</b>	1,14168	<b>FB</b>	<b>h, o</b>	
<i>Pterostichus oblongopunctatus</i>		50	37	<b>87</b>	0,54277	<b>FB/HB</b>	<b>m, w</b>	
<i>Pterostichus strenuus</i>	2	2	7	<b>11</b>	0,06863	<b>FB</b>	<b>h, (o)</b>	
<i>Stenolophus mixtus</i>		1		<b>1</b>	0,00624	<b>FB</b>	<b>h, o</b>	
<i>Stenolophus teutonius</i>			2	<b>2</b>	0,01248	<b>FB</b>	<b>h, o</b>	
<i>Stomis pumicatus</i>	12	13	5	<b>30</b>	0,18716	<b>FB</b>	<b>h, w</b>	
<i>Synuchus vivalis</i>	1			<b>1</b>	0,00624	<b>HB</b>	<b>o</b>	
<i>Trechus quadristriatus</i>	38	12	2	<b>52</b>	0,32441	<b>HB</b>	<b>e, o</b>	
<b>Gesamt Individuen:</b>	<b>8333</b>	<b>4908</b>	<b>2788</b>	<b>16029</b>				
<b>Gesamt Arten:</b>	<b>72</b>	<b>68</b>	<b>69</b>	<b>98</b>				

**Tab. A10:** Messwerte der entnommenen Bodenproben im Auwald vom 07.10.2009, FG= Frischgewicht, TG= Trockengewicht

Standort / Probe	FG und Wägegefäß [g]	TG und Wägegefäß [g]	FG ohne Wägegefäß [g]	Gewicht Wägegefäß [g]	TG ohne Wägegefäß	Differenz FG - TG [g]	Trocken- substanz [%]	Wasser- gehalt [%]	Ø gesamt [%]	Standard- abweichung [%]
<b>AW1 Rheinnähe</b>										
A - R - S 1	31,39	27,53	14,38	14,3586	13,1714	1,2086	91,59527121	8,40472879	<b>9,592190235</b>	<b>13,02081818</b>
A - R - S 2	28,34	24,8	14,36	14,2508	10,5492	3,8108	73,46239554	26,53760446		
A - R - S 3	29,19	24,98	14,33	14,3184	10,6616	3,6684	74,40055827	25,59944173		
A - R - S 4	30,38	26,83	14,31	14,3939	12,4361	1,8739	86,90496157	13,09503843		
A - R - S 5	32,03	27,2	14,3	14,3718	12,8282	1,4718	89,70769231	10,29230769		
A - R - H 1	31,62	26,88	14,39	14,232	12,648	1,742	87,89437109	12,10562891		
A - R - H 2	30,26	26,23	14,43	14,3629	11,8671	2,5629	82,23908524	17,76091476		
A - R - H 3	33,02	30,6	14,39	14,3171	16,2829	-1,8929	113,1542738	-13,1542738		
A - R - H 4	31,88	27,95	14,28	14,3025	13,6475	0,6325	95,57072829	4,429271709	<b>WG ist hier bezogen auf die Frischmasse (nach Dünger)</b>	
A - R - H 5	34,15	30,28	14,52	14,4316	15,8484	-1,3284	109,1487603	9,148760331		
<b>AW2 Dammnähe</b>										
A - D - S 1	31,26	25,84	14,45	14,2822	11,5578	2,8922	79,98477509	20,01522491	<b>25,02046604</b>	<b>13,14248337</b>
A - D - S 2	29,79	24,06	14,27	14,3436	9,7164	4,5536	68,08969867	31,91030133		
A - D - S 3	29,61	24,7	14,47	14,3012	10,3988	4,0712	71,86454734	28,13545266		
A - D - S 4	29,47	24,53	14,27	14,3855	10,1445	4,1255	71,08969867	28,91030133		
A - D - S 5	25,99	21,24	14,32	14,4303	6,8097	7,5103	47,55377095	52,44622905		
A - D - H 1	29,73	25,13	14,45	14,2927	10,8373	3,6127	74,99861592	25,00138408		
A - D - H 2	29,47	25,2	14,31	14,4511	10,7489	3,5611	75,11460517	24,88539483		
A - D - H 3	30,18	26,36	14,24	14,348	12,012	2,228	84,35393258	15,64606742		
A - D - H 4	32,76	28,85	14,43	14,4578	14,3922	0,0378	99,73804574	0,261954262	<b>WG ist hier bezogen auf die Frischmasse</b>	
A - D - H 5	29,1	25,55	14,38	14,4763	11,0737	3,3063	77,00764951	22,99235049		
<b>LW Leitwerk</b>										
LW 1	28,67	23,25	14,41	14,4089	8,8411	5,5689	61,35392089	38,64607911	<b>0,031980227</b>	<b>16,62569686</b>
LW 2	37,1	28,82	14,34	14,2596	14,5604	-0,2204	101,5369596	1,536959554		
LW 3	35,15	28,89	14,36	14,3304	14,5596	-0,1996	101,3899721	1,389972145		
LW 4	37,76	31,25	14,29	14,2631	16,9869	-2,6969	118,8726382	18,87263821		
LW 5	34,69	27,88	14,3	14,5992	13,2808	1,0192	92,87272727	7,127272727		
LW 6	35,83	31,15	14,34	14,4961	16,6539	-2,3139	116,1359833	16,13598326		
LW 7	35,15	29,3	14,4	14,387	14,913	-0,513	103,5625	-3,5625		
LW 8	34,96	29,06	14,44	14,3422	14,7178	-0,2778	101,9238227	1,923822715		
LW 9	36,45	30,56	14,29	14,3627	16,1973	-1,9073	113,3470959	13,34709587	<b>WG ist hier bezogen auf die Frischmasse</b>	
LW 10	31,15	27,05	14,33	14,3415	12,7085	1,6215	88,68457781	11,31542219		
<b>Standort Polder</b>										
S (1)	36,04	32,24	14,37	14,325	17,915	-3,545	124,6694502	24,66945024	<b>-31,1231852</b>	<b>15,88545919</b>
S (2)	41,34	36,67	14,46	14,3046	22,3654	-7,9054	154,670816	54,67081604		
S (3)	39,76	34,35	14,36	14,3664	19,9836	-5,6236	139,1615599	39,16155989		
S (4)	37	31,71	14,23	14,361	17,349	-3,119	121,9184821	21,91848208		
S (5)	36,11	31,41	14,35	14,5216	16,8884	-2,5384	117,6891986	17,68919861		

S (6)	34,38	29,71	14,49	14,3825	15,3275	-0,8375	105,7798482	5,779848171		
S (7)	37,23	33,02	14,4	14,3172	18,7028	-4,3028	129,8805556	29,88055556		
S (8)	37,96	32,61	14,33	14,3607	18,2493	-3,9193	127,350314	27,35031403		
S (9)	38,08	33,37	14,29	14,3884	18,9816	-4,6916	132,8313506	32,83135059		
S (10)	42,84	37,08	14,45	14,353	22,727	-8,277	157,2802768	57,28027682	<b>WG ist hier bezogen auf die Frischmasse</b>	

**Tab. A11:** Messwerte der entnommenen Bodenproben im Auwald vom 25.05.2010, FG= Frischgewicht, TG= Trockengewicht

Standort / Probe	FG und Wägegefäß [g]	TG und Wägegefäß [g]	FG ohne Wägegefäß [g]	Gewicht Wägegefäß [g]	TG ohne Wägegefäß	Differenz FG - TG [g]	Trocken- substanz [%]	Wasser- gehalt [%]	Ø gesamt [%]	Standard- abweichung [%]
<b>AW1 Rheinnähe</b>										
A - R - S 1	31,39	27,53	14,38	14,3586	13,1714	1,2086	91,59527121	8,40472879	<b>9,592190235</b>	<b>13,02081818</b>
A - R - S 2	28,34	24,8	14,36	14,2508	10,5492	3,8108	73,46239554	26,53760446		
A - R - S 3	29,19	24,98	14,33	14,3184	10,6616	3,6684	74,40055827	25,59944173		
A - R - S 4	30,38	26,83	14,31	14,3939	12,4361	1,8739	86,90496157	13,09503843		
A - R - S 5	32,03	27,2	14,3	14,3718	12,8282	1,4718	89,70769231	10,29230769		
A - R - H 1	31,62	26,88	14,39	14,232	12,648	1,742	87,89437109	12,10562891		
A - R - H 2	30,26	26,23	14,43	14,3629	11,8671	2,5629	82,23908524	17,76091476		
A - R - H 3	33,02	30,6	14,39	14,3171	16,2829	-1,8929	113,1542738	-13,1542738		
A - R - H 4	31,88	27,95	14,28	14,3025	13,6475	0,6325	95,57072829	4,429271709	<b>WG ist hier bezogen auf die Frischmasse (nach Dunger)</b>	
A - R - H 5	34,15	30,28	14,52	14,4316	15,8484	-1,3284	109,1487603	-9,148760331		
<b>AW2 Dammnähe</b>										
A - D - S 1	31,26	25,84	14,45	14,2822	11,5578	2,8922	79,98477509	20,01522491	<b>25,02046604</b>	<b>13,14248337</b>
A - D - S 2	29,79	24,06	14,27	14,3436	9,7164	4,5536	68,08969867	31,91030133		
A - D - S 3	29,61	24,7	14,47	14,3012	10,3988	4,0712	71,86454734	28,13545266		
A - D - S 4	29,47	24,53	14,27	14,3855	10,1445	4,1255	71,08969867	28,91030133		
A - D - S 5	25,99	21,24	14,32	14,4303	6,8097	7,5103	47,55377095	52,44622905		
A - D - H 1	29,73	25,13	14,45	14,2927	10,8373	3,6127	74,99861592	25,00138408		
A - D - H 2	29,47	25,2	14,31	14,4511	10,7489	3,5611	75,11460517	24,88539483		
A - D - H 3	30,18	26,36	14,24	14,348	12,012	2,228	84,35393258	15,64606742		
A - D - H 4	32,76	28,85	14,43	14,4578	14,3922	0,0378	99,73804574	0,261954262	<b>WG ist hier bezogen auf die Frischmasse</b>	
A - D - H 5	29,1	25,55	14,38	14,4763	11,0737	3,3063	77,00764951	22,99235049		
<b>LW Leitwerk</b>										
LW 1	28,67	23,25	14,41	14,4089	8,8411	5,5689	61,35392089	38,64607911	<b>0,031980227</b>	<b>16,62569686</b>
LW 2	37,1	28,82	14,34	14,2596	14,5604	-0,2204	101,5369596	-1,536959554		
LW 3	35,15	28,89	14,36	14,3304	14,5596	-0,1996	101,3899721	-1,389972145		
LW 4	37,76	31,25	14,29	14,2631	16,9869	-2,6969	118,8726382	-18,87263821		
LW 5	34,69	27,88	14,3	14,5992	13,2808	1,0192	92,87272727	7,127272727		
LW 6	35,83	31,15	14,34	14,4961	16,6539	-2,3139	116,1359833	-16,13598326		
LW 7	35,15	29,3	14,4	14,387	14,913	-0,513	103,5625	-3,5625		
LW 8	34,96	29,06	14,44	14,3422	14,7178	-0,2778	101,9238227	-1,923822715		
LW 9	36,45	30,56	14,29	14,3627	16,1973	-1,9073	113,3470959	-13,34709587	<b>WG ist hier bezogen auf die Frischmasse</b>	
LW 10	31,15	27,05	14,33	14,3415	12,7085	1,6215	88,68457781	11,31542219		
<b>Standort Polder</b>										
S (1)	36,04	32,24	14,37	14,325	17,915	-3,545	124,6694502	-24,66945024	<b>-31,1231852</b>	<b>15,88545919</b>
S (2)	41,34	36,67	14,46	14,3046	22,3654	-7,9054	154,670816	-54,67081604		
S (3)	39,76	34,35	14,36	14,3664	19,9836	-5,6236	139,1615599	-39,16155989		

S (4)	37	31,71	14,23	14,361	17,349	-3,119	121,9184821	-21,91848208		
S (5)	36,11	31,41	14,35	14,5216	16,8884	-2,5384	117,6891986	-17,68919861		
S (6)	34,38	29,71	14,49	14,3825	15,3275	-0,8375	105,7798482	-5,779848171		
S (7)	37,23	33,02	14,4	14,3172	18,7028	-4,3028	129,8805556	-29,88055556		
S (8)	37,96	32,61	14,33	14,3607	18,2493	-3,9193	127,350314	-27,35031403		
S (9)	38,08	33,37	14,29	14,3884	18,9816	-4,6916	132,8313506	-32,83135059		
S (10)	42,84	37,08	14,45	14,353	22,727	-8,277	157,2802768	-57,28027682	WG ist hier bezogen auf die Frischmasse	

**Tab. A12:** Berechnung der Diversität und der Eveness mit Hilfe unterschiedlicher Indices, Auwald 2005/06

2005-2006	SHANNON-Index	Maximale Diversität	PIELOU-Index	SIMPSON-Index	mod. HILL-Verhältnis
19.05.2005	2,116	2,48490665	0,851541043	0,163542143	0,700838082
02.06.2005	2,139	2,944438979	0,726454179	0,179418172	0,610546866
16.06.2005	2,315	2,63905733	0,877207166	0,12375	0,775985523
30.06.2005	2,331	2,48490665	0,938063408	0,113469388	0,841167173
14.07.2005	1,923	2,079441542	0,924767521	0,16553288	0,862986776
28.07.2005	1,6	2,079441542	0,769437355	0,270233196	0,683148359
11.08.2005	1,184	1,945910149	0,608455637	0,441632653	0,557605811
25.08.2005	1,763	2,079441542	0,847823786	0,212620027	0,766729151
09.09.2005	1,263	1,609437912	0,784746022	0,335	0,782753926
22.09.2005	0,387	1,386294361	0,27916149	0,838367347	0,40798201
13.10.2005	0,228	1,098612289	0,207534544	0,906008328	0,405109559
27.10.2005	1,772	2,197224577	0,806471955	0,224913495	0,705802039
01.12.2005	1,621	1,945910149	0,833029213	0,219387755	0,876789448
23.12.2005	1,171	1,386294361	0,844697946	0,357142857	0,808910148
05.01.2006	1,248	1,609437912	0,775425998	0,35600907	0,728412498
23.01.2006	0,796	1,098612289	0,724550424	0,551020408	0,669716378
07.02.2006	1,143	1,386294361	0,824500216	0,361111111	0,828228451
21.02.2006	1,098	1,098612289	0,999442671	0,333333333	1,000918996
10.03.2006	0,693	0,693147181	0,999787663	0,5	1,000294426
23.03.2006	1,294	1,609437912	0,804007405	0,355371901	0,685196774
31.03.2006	1,959	2,079441542	0,942079862	0,217391304	0,590916502

**Tab.A13:** Berechnung der Diversität und der Eveness mit Hilfe unterschiedlicher Indices, Auwald 2006/07

2006-2007	SHANNON-Index	Maximale Diversität	PIELOU-Index	SIMPSON-Index	mod. HILL-Verhältnis
04.05.2006	2,031	3,218875825	0,630965626	0,293773341	0,363046242
23.05.2006	1,423	2,772588722	0,513238761	0,421521998	0,435730577
10.06.2006	1,717	2,772588722	0,619276846	0,350256896	0,406113949
26.06.2006	2,273	2,772588722	0,819811457	0,156804734	0,617485126
12.07.2006	2,001	2,397895273	0,834481815	0,191836735	0,658610122
26.07.2006	1,271	1,945910149	0,653164793	0,41723356	0,544661852
10.08.2006	1,468	1,609437912	0,912119684	0,256198347	0,869087377
24.08.2006	1,53	2,079441542	0,735774471	0,294753086	0,66129166
07.09.2006	1,435	1,945910149	0,737444121	0,317377732	0,672205719
27.09.2006	0,711	2,302585093	0,308783377	0,712032653	0,390366525
11.10.2006	0,759	1,609437912	0,471593215	0,596694215	0,594909839

25.10.2006	0,968	1,609437912	0,601452217	0,491082045	0,634737683
08.11.2006	0,585	0,693147181	0,843976599	0,603305785	0,827096481
22.11.2006	1,609	1,945910149	0,826862433	0,25308642	0,738208878
07.12.2006	1,297	1,791759469	0,723869483	0,395555556	0,57483612
21.12.2006	0,917	1,098612289	0,834689371	0,44598338	0,827179183
04.01.2007	1,2379	1,609437912	0,769150515	0,340547861	0,790913681
17.01.2007	1,00014	1,386294361	0,721448509	0,448015123	0,71687581
01.02.2007	1,2366	1,791759469	0,690159601	0,381083563	0,664555342
14.02.2007	1,0508	1,609437912	0,652898749	0,414858646	0,758336822
28.02.2007	1,1872	1,386294361	0,856383776	0,345	0,833468918
15.03.2007	1,45913	1,791759469	0,814355959	0,275510204	0,796322968
29.03.2007	1,89173	2,302585093	0,8215679	0,186851211	0,77286151
18.04.2007	2,20943	2,833213344	0,779831849	0,1672	0,614123394
27.04.2007	2,296	2,890371758	0,794361484	0,159584775	0,589438833

**Tab.A14:** Berechnung der Diversität und der Evenness mit Hilfe unterschiedlicher Indices, Auwald 2007/08

2007-2008	SHANNON-Index	Maximale Diversität	PIELOU-Index	SIMPSON-Index	mod. HILL-Verhältnis
09.05.2007	2,0595	2,890371758	0,7125381	0,205694821	0,564388212
23.05.2007	1,9209	2,63905733	0,72787354	0,234640832	0,559769487
07.06.2007	1,9278	2,772588722	0,695306875	0,278502108	0,441006799
20.06.2007	1,8313	2,48490665	0,736969335	0,27875	0,493598995
06.07.2007	1,668	2,197224577	0,759139515	0,255859375	0,676127021
23.07.2007	1,3407	1,945910149	0,688983508	0,364583333	0,617658208
03.08.2007	1,309	2,079441542	0,629495936	0,444234405	0,46293358
09.08.2007	0,6001	1,098612289	0,54623456	0,685950413	0,556768523
31.08.2007	1,0506	1,609437912	0,652774482	0,481481481	0,579188254
28.09.2007	1,149	1,386294361	0,828828301	0,382716049	0,748434367
11.10.2007	1,1601	2,079441542	0,557890172	0,491689751	0,472001707
25.10.2007	0,3767	0,693147181	0,543463222	0,78125	0,612066002
08.11.2007	1,2206	1,386294361	0,880476783	0,34	0,812472664
22.11.2007	0,693	0,693147181	0,999787663	0,5	1,000294426
06.12.2007	0,636	0,693147181	0,917554046	0,555555556	0,899978517
20.12.2007	0,636	0,693147181	0,917554046	0,555555556	0,899978517
03.01.2008	0,636	0,693147181	0,917554046	0,555555556	0,899978517
17.01.2008	0	0	0	0	0
30.01.2008	0,7963	1,098612289	0,724823496	0,551020408	0,669350471
14.02.2008	1,4941	1,609437912	0,928336526	0,25	0,868225142
28.02.2008	1,8692	2,197224577	0,850709581	0,231292517	0,606139713
13.03.2008	0,8571	1,386294361	0,61826696	0,564444444	0,568932841
01.04.2008	1,4272	1,791759469	0,796535486	0,314049587	0,689674785
10.04.2008	0,8239	1,098612289	0,749946099	0,513888889	0,739382986
23.04.2008	1,748	1,945910149	0,898294302	0,22	0,747496538

**Tab. A15:** Berechnung der Diversität und der Eveness mit Hilfe unterschiedlicher Indices, Polder Ingelheim 2007

2007	SHANNON-Index	Maximale Diversität	PIELOU-Index	SIMPSON-Index	mod. HILL-Verhältnis
04.01.2007	1,848	2,63905733	0,70025004	0,2388513	0,5959675
17.01.2007	1,8411	2,39789527	0,76779834	0,19337839	0,78650583
01.02.2007	1,794	2,48490665	0,72195871	0,22344856	0,69319474
14.02.2007	1,449	2,39789527	0,60427994	0,33460516	0,61021371
28.02.2007	1,225	1,94591015	0,62952547	0,40369898	0,614389
09.05.2007	2,252	3,29583687	0,68328625	0,18816113	0,50719767
23.05.2007	1,689	3,40119738	0,49658982	0,33349019	0,45277754
07.06.2007	1,572	3,40119738	0,46219017	0,32725102	0,53868245
22.06.2007	2,389	3,55534806	0,67194546	0,15058031	0,5696466
06.07.2007	2,307	3,17805383	0,72591596	0,16973361	0,54085049
20.07.2007	2,194	3,33220451	0,65842297	0,21376334	0,46143004
03.08.2007	2,709	3,49650756	0,7747731	0,09680607	0,66574583
09.08.2007	2,555	3,21887582	0,79375538	0,11617189	0,64086786
31.08.2007	2,499	3,33220451	0,74995397	0,14952913	0,50917624
14.09.2007	2,242	3,33220451	0,67282785	0,22129079	0,41831714
28.09.2007	2,53	3,21887582	0,78598869	0,12527943	0,60433225
11.10.2007	2,248	3,29583687	0,68207259	0,16316927	0,60558962
25.10.2007	2,101	3,29583687	0,63747087	0,23348602	0,45759075
08.11.2007	2,092	3,29583687	0,63474015	0,2084086	0,53488416
22.11.2007	2,302	3,04452244	0,75611202	0,14067237	0,67918767
06.12.2007	2,23	2,89037176	0,77152705	0,13781202	0,75377858

**Tab. A16:** Berechnung der Diversität und der Eveness mit Hilfe unterschiedlicher Indices, Polder Ingelheim 2008

2008	SHANNON-Index	Maximale Diversität	PIELOU-Index	SIMPSON-Index	mod. HILL-Verhältnis
17.01.2008	1,594	1,94591015	0,81915396	0,25694444	0,73708761
30.01.2008	1,521	1,94591015	0,78163938	0,28	0,71891881
14.02.2008	1,234	1,60943791	0,76672731	0,39100346	0,63965475
28.02.2008	1,755	2,30258509	0,76218682	0,23305785	0,68795152
13.03.2008	1,974	2,48490665	0,79439604	0,18184183	0,72575937
01.04.2008	2,4311	2,77258872	0,87683398	0,10640138	0,80976408
23.04.2008	2,187	2,30258509	0,94980203	0,12345679	0,89777417
07.05.2008	1,885	2,07944154	0,90649338	0,1800554	0,81517315
21.05.2008	2,141	3,25809654	0,65713216	0,23346939	0,43729921
04.06.2008	2,341	3,25809654	0,71851769	0,16061232	0,55647171
18.06.2008	2,245	3,33220451	0,67372816	0,16357773	0,60581161
02.07.2008	2,306	3,13549422	0,73545025	0,14739057	0,64031011
16.07.2008	2,513	3,21887582	0,78070735	0,24601326	0,27022117
30.07.2008	2,6	3,49650756	0,74359914	0,1181784	0,59867938
13.08.2008	2,288	3,49650756	0,65436724	0,15646958	0,6087964
27.08.2008	2,036	3,4657359	0,58746542	0,21148433	0,55983995
10.09.2008	1,888	3,17805383	0,59407427	0,23143133	0,59237449
24.09.2008	2,508	3,13549422	0,7998739	0,12325163	0,63060864

09.10.2008	2,508	3,13549422	0,7998739	0,11347356	0,69258751
22.10.2008	2,681	3,17805383	0,84359805	0,0945679	0,70401719
05.11.2008	2,734	3,09104245	0,88449125	0,08313004	0,76622786
19.11.2008	2,29	2,7080502	0,84562686	0,13683072	0,7107994
03.12.2008	1,618	1,79175947	0,90302299	0,21487603	0,90374755
23.12.2008	2,075	2,30258509	0,90116105	0,14951989	0,81671842

**Tab. A17:** Berechnung der Diversität und der Evenness mit Hilfe unterschiedlicher Indices, Polder Ingelheim 2009

2009	SHANNON-Index	Maximale Diversität	PIELOU-Index	SIMPSON-Index	mod. HILL-Verhältnis
07.01.2009	1,2868	1,60943791	0,79953379	0,34666667	0,71899497
21.01.2009	1,011	1,09861229	0,92025186	0,38888889	0,89880766
04.02.2009	0,95	1,09861229	0,86472727	0,44	0,80262314
18.02.2009	1,376	1,60943791	0,85495687	0,29591837	0,80408354
04.03.2009	1,559	1,60943791	0,96866116	0,21875	0,95134974
05.05.2009	2,198	3,13549422	0,70100592	0,19896194	0,50282206
20.05.2009	2,36	3,4339872	0,68724776	0,16537176	0,52622326
03.06.2009	2,924	3,49650756	0,83626303	0,07353631	0,71520259
17.06.2009	2,225	3,04452244	0,73082069	0,16850887	0,59785737
01.07.2009	2,421	3,13549422	0,77212708	0,12479182	0,68375452
15.07.2009	2,696	3,36729583	0,80064245	0,09192766	0,71475263
29.07.2009	1,594	1,94591015	0,81915396	0,13194444	1,67684712
14.08.2009	2,374	3,13549422	0,75713742	0,1420345	0,6201619
26.08.2009	2,302	3,17805383	0,72434267	0,1552	0,60520433
09.09.2009	2,567	3,25809654	0,78788335	0,12115224	0,60316517
23.09.2009	2,678	3,21887582	0,83196748	0,09888588	0,67222624
07.10.2009	2,351	2,89037176	0,81339018	0,14336105	0,62924993
21.10.2009	2,466	2,83321334	0,8703898	0,10957324	0,75416484
04.11.2009	1,594	2,39789527	0,66474963	0,23407202	0,83401812
18.11.2009	2,139	2,30258509	0,9289559	0,13580247	0,84951078
02.12.2009	2,204	2,56494936	0,85927622	0,13739669	0,77881786
16.12.2009	1,486	1,79175947	0,82935239	0,2733564	0,77739995

**Tab. A18:** Gesamtartenliste des Standorts Mitte (Fallen mit NaCl und Formalin); Untersuchungszeitraum 17.06.2009 bis 21.10.2009

Artenliste	Formalin	Dominanz	NaCl	Dominanz	Gesamt
<i>Agonum fuliginosum</i>	1	0,20			<b>1</b>
<i>Agonum marginatum</i>	43	8,50	13	5,08	<b>56</b>
<i>Agonum muelleri</i>	6	1,19			<b>6</b>
<i>Amara aenea</i>	1	0,20			<b>1</b>
<i>Amara aulica</i>	1	0,20	1	0,39	<b>2</b>
<i>Amara bifrons</i>	29	5,73	18	7,03	<b>47</b>
<i>Amara eurynota</i>	2	0,40	1	0,39	<b>3</b>
<i>Amara fulva</i>			1	0,39	<b>1</b>
<i>Amara sp.</i>	1	0,20			<b>1</b>
<i>Anchomenus dorsalis</i>	3	0,59			<b>3</b>
<i>Badister sodalis</i>			1	0,39	<b>1</b>
<i>Bembidion lampros</i>	24	4,74	5	1,95	<b>29</b>
<i>Bembidion lunulatum</i>			1	0,39	<b>1</b>
<i>Bembidion properans</i>	12	2,37	16	6,25	<b>28</b>
<i>Bembidion quadrimaculatum</i>	48	9,49	43	16,80	<b>91</b>
<i>Brachinus crepitans</i>	1	0,20			<b>1</b>
<i>Bradycellus harpalinus</i>			1	0,39	<b>1</b>
<i>Calathus fuscipes</i>			1	0,39	<b>1</b>
<i>Carabus purpurascens</i>	11	2,17	5	1,95	<b>16</b>
<i>Chlaenius nigricornis</i>	6	1,19	5	1,95	<b>11</b>
<i>Cicindela campestris</i>			1	0,39	<b>1</b>
<i>Clivina fossor</i>	1	0,20	1	0,39	<b>2</b>
<i>Dyschirius politus</i>	7	1,38	4	1,56	<b>11</b>
<i>Elaphrus riparius</i>	1	0,20			<b>1</b>
<i>Harpalus affinis</i>	96	18,97	37	14,45	<b>133</b>
<i>Harpalus distinguendes</i>	1	0,20	2	0,78	<b>3</b>
<i>Harpalus luteicornis</i>	1	0,20	2	0,78	<b>3</b>
<i>Harpalus rubripes</i>	5	0,99	3	1,17	<b>8</b>
<i>Harpalus rufipes</i>	45	8,89	13	5,08	<b>58</b>
<i>Harpalus smaragdinus</i>	5	0,99			<b>5</b>
<i>Harpalus sp.</i>	1	0,20			<b>1</b>
<i>Loricera pilicornis</i>	2	0,40			<b>2</b>
<i>Microlestes maurus</i>	5	0,99			<b>5</b>
<i>Microlestes minutulus</i>	1	0,20	4	1,56	<b>5</b>
<i>Nebria brevicollis</i>	2	0,40			<b>2</b>
<i>Nebria salina</i>	42	8,30	17	6,64	<b>59</b>
<i>Ophonus ardosiacus</i>	1	0,20			<b>1</b>
<i>Ophonus azureus</i>	5	0,99	1	0,39	<b>6</b>
<i>Patrobis atrorufus</i>	1	0,20			<b>1</b>
<i>Poecilus cupreus</i>	46	9,09	22	8,59	<b>68</b>
<i>Poecilus lepidus</i>	6	1,19			<b>6</b>
<i>Pterostichus melanarius</i>	30	5,93	29	11,33	<b>59</b>
<i>Pterostichus nigrata</i>	12	2,37	7	2,73	<b>19</b>
<i>Trechus quadristriatus</i>	1	0,20	1	0,39	<b>2</b>
<b>Gesamt Individuen:</b>	<b>506</b>		<b>256</b>		<b>762</b>
<b>Anzahl Arten:</b>	<b>38</b>		<b>29</b>		<b>44</b>

**Tab. A19:** Berechnung der Similarität der beiden verschiedenen Fallen des Standortes Mitte im Polder Ingelheim

	gefangene Arten	davon gemeinsam	SØRENSEN $QS = \frac{2 \cdot C}{A+B}$	RENKONEN [%]	JACCARD $J = G/SA+SB-G$	WAINSTEIN $Kw = Re \times JZ$
Formalin	38	23	0,687	75,16	0,523	39,31
NaCl	29					

**Tab. A20:** Gesamtartenliste des Standorts 0 Polder Ingelheim; Untersuchungszeitraum vom 17.06.2009 bis 21.10.2009

Artenliste	17.06.	01.07.	15.07.	29.07.	14.08.	26.08.	09.09.	23.09.	07.10.	21.10.	Gesamt	Dominanz
<i>Agonum lugens</i>	41	3	23	13	2	2	3	2			<b>89</b>	<b>14,47</b>
<i>Agonum sexpunctatum</i>	4		5								<b>9</b>	1,46
<i>Amara similata</i>	1										<b>1</b>	0,16
<i>Anchonemus dorsalis</i>	3										<b>3</b>	0,49
<i>Anisodactylus binotatus</i>	2		3		1	1					<b>7</b>	1,14
<i>Bembidion articulatum</i>										1	<b>1</b>	0,16
<i>Bembidion biguttatum</i>								1			<b>1</b>	0,16
<i>Bembidion femoratum</i>	1		1								<b>2</b>	0,33
<i>Bembidion lampros,e</i>			3								<b>3</b>	0,49
<i>Bembidion lunulatum</i>			1								<b>1</b>	0,16
<i>Bembidion properans</i>	1		2						1		<b>4</b>	0,65
<i>Bembidion quadrimaculatum</i>			1								<b>1</b>	0,16
<i>Bembidion tetracolum</i>	2										<b>2</b>	0,33
<i>Carabus arvensis</i>	6	1	4	3	8	1					<b>23</b>	<b>3,74</b>
<i>Carabus monilis</i>			1								<b>1</b>	0,16
<i>Carabus nemoralis</i>			1								<b>1</b>	0,16
<i>Carabus purpurascens</i>	1	1			1	1	2				<b>6</b>	0,98
<i>Chlaenius nigricornis</i>	41		24	10	2	1					<b>78</b>	<b>12,68</b>
<i>Clivina fossor</i>		1									<b>1</b>	0,16
<i>Diachromus germanus</i>	1										<b>1</b>	0,16
<i>Elaphrus cupreus</i>	3	1		1							<b>5</b>	0,81
<i>Elaphrus riparius</i>	2		8								<b>10</b>	1,63
<i>Harpalus affinis</i>		2									<b>2</b>	0,33
<i>Harpalus latus</i>	1	1		1							<b>3</b>	0,49
<i>Harpalus rufipes</i>	1		1				1				<b>3</b>	0,49
<i>Harpalus tardus</i>		1									<b>1</b>	0,16
<i>Leistus ferrugineus</i>									1		<b>1</b>	0,16
<i>Limodromus assimilis</i>	7	2		1							<b>10</b>	1,63
<i>Loricera pilicornis</i>	9		2	3			1				<b>15</b>	2,44
<i>Nebria brevicollis</i>	9	1	1	1				24	30	15	<b>81</b>	<b>13,17</b>
<i>Notiophilus palustris</i>				1							<b>1</b>	0,16
<i>Ooedes helopioides</i>	5		4	5							<b>14</b>	2,28
<i>Oxypselaphrus obscurus</i>		1	2	1		6	6	3			<b>19</b>	<b>3,09</b>
<i>Panagaeus bipustulatus</i>	8	1	1			1	2				<b>13</b>	2,11
<i>Patrobis atrorufus</i>	1		7	2	2	1	1	1		1	<b>16</b>	2,60
<i>Poecilus cupreus</i>	31	2	10								<b>43</b>	<b>6,99</b>
<i>Pterostichus anthracinus</i>	9				10	2					<b>21</b>	<b>3,41</b>
<i>Pterostichus</i>	6	1					3				<b>10</b>	1,63

<i>melanarius,e</i>												
<i>Pterostichus niger</i>	2	9	2	5	32	16	17	7	5		<b>95</b>	<b>15,45</b>
<i>Pterostichus nigrita</i>	4	2			3						<b>9</b>	1,46
<i>Pterostichus strenuus</i>	3									1	<b>4</b>	0,65
<i>Spec?</i>								1			<b>1</b>	0,16
<i>Stenolophus teutonius</i>	1										<b>1</b>	0,16
<i>Stomis pumicatus</i>	1			1							<b>2</b>	0,33
<b>Gesamt Individuen:</b>	<b>207</b>	<b>30</b>	<b>107</b>	<b>48</b>	<b>61</b>	<b>32</b>	<b>36</b>	<b>39</b>	<b>37</b>	<b>18</b>	<b>615</b>	
<b>Anzahl Arten:</b>	30	16	22	14	9	10	9	7	4	4	<b>44</b>	

**Tab. A21:** Berechnung Similarität im Auwald 2005-2006 an den verschiedenen Standorten mit Hilfe verschiedener Indices

Auwald 2005-2006	gefangene Arten	davon gemeinsam	SØRENSEN	RENKONEN	JACCARD	WAINSTEIN
			$QS = \frac{2 \cdot C}{A+B}$	[%]	$J = G/SA+SB-G$	$Kw = Re \times JZ$
rheinnah	21	17	0,80952381	69,12	0,68	47,01
waldmitte	21					
waldmitte	21	13	0,66666667	48,17	0,50	24,1
dammnah	18					
rheinnah	21	12	0,61538462	40,92	0,44	18
dammnah	18					

**Tab. A22:** Berechnung Similarität im Auwald 2006-2007 an den verschiedenen Standorten mit Hilfe verschiedener Indices

Auwald 2006-2007	gefangene Arten	davon gemeinsam	SØRENSEN	RENKONEN	JACCARD	WAINSTEIN
			$QS = \frac{2 \cdot C}{A+B}$	[%]	$J = G/SA+SB-G$	$Kw = Re \times JZ$
rheinnah	31	23	0,75409836	47,34	0,65	30,8
waldmitte	30					
waldmitte	30	19	0,62295082	40,94	0,49	20,01
dammnah	31					
rheinnah	31	18	0,58064516	30,67	0,41	12,6
dammnah	31					

**Tab. A23:** Berechnung Similarität im Auwald 2007-2008 an den verschiedenen Standorten mit Hilfe verschiedener Indices

Auwald 2007-2008	gefangene Arten	davon gemeinsam	SØRENSEN	RENKONEN	JACCARD	WAINSTEIN
			$QS = \frac{2 \cdot C}{A+B}$	[%]	$J = G/SA+SB-G$	$Kw = Re \times JZ$
rheinnah	24	19	0,80851064	79,92	0,68	54,35
waldmitte	23					
waldmitte	23	14	0,59574468	38,74	0,42	16,27
dammnah	24					
rheinnah	24	11	0,45833333	37,23	0,30	11,17
dammnah	24					

**Tab. A24:** Berechnung der Similiarität der einzelnen Standorte S1-S6 untereinander im Untersuchungsjahr 2007

Polder 2007	gefangene Arten	davon gemeinsam	SØRENSEN	RENKONEN	JACCARD	WAINSTEIN
			$QS = \frac{2 \cdot C}{A + B}$	[%]	$J = G / (SA + SB - G)$	$Kw = Re \times JZ$
S1	46	37	0,813	82,2	0,69	56,72
S2	45					
S1	46	39	0,58	70,19	0,64	44,92
S3	54					
S1	46	41	0,828	69,98	0,71	49,69
S4	53					
S1	46	29	0,674	63,08	0,51	32,17
S5	40					
S1	46	32	0,744	49,97	0,59	29,48
S6	40					
S2	45	39	0,788	70,50	0,65	45,83
S3	54					
S2	45	40	0,816	72,41	0,69	49,96
S4	53					
S2	45	30	0,706	62,17	0,55	34,19
S5	40					
S2	45	32	0,729	48,62	0,60	29,17
S6	40					
S3	54	46	0,86	79,31	0,75	59,48
S4	53					
S3	54	34	0,723	63,44	0,57	36,16
S5	40					
S3	54	34	0,723	52,78	0,57	30,08
S6	40					
S4	53	34	0,731	63,01	0,58	36,55
S5	40					
S4	53	36	0,774	53,74	0,63	33,86
S6	40					
S5	40	30	0,75	61,88	0,60	37,13
S6	40					

**Tab. A25:** Berechnung der Similiarität der einzelnen Standorte S1-S6 untereinander im Untersuchungsjahr 2008

Polder 2008	gefangene Arten	davon gemeinsam	SØRENSEN	RENKONEN	JACCARD	WAINSTEIN
			$QS = \frac{2 \cdot C}{A + B}$	[%]	$J = G / SA + SB - G$	$Kw = Re \times JZ$
S1	50	45	0,87	69,19	0,76	57,29
S2	53					
S1	50	39	0,82	81,84	0,70	57,29
S3	45					
S1	50	38	0,778	45,61	0,67	30,56
S4	45					
S1	50	25	0,667	54,58	0,50	27,29
S5	25					
S1	50	30	0,681	52,16	0,52	27,12
S6	38					
S2	53	42	0,86	73,21	0,75	54,91
S3	45					
S2	53	38	0,78	46,50	0,63	29,30
S4	45					
S2	53	25	0,65	55,91	0,47	26,28
S5	25					
S2	53	32	0,70	47,49	0,54	25,64
S6	38					
S3	45	35	0,78	52,62	0,70	36,83
S4	45					
S3	45	23	0,66	61,38	0,49	30,07
S5	25					
S3	45	28	0,67	52,58	0,51	26,82
S6	38					
S4	45	23	0,66	60,25	0,49	29,52
S5	25					
S4	45	30	0,72	48,91	0,57	27,88
S6	38					
S5	25	22	0,70	68,08	0,54	36,76
S6	38					

**Tab. A26:** Berechnung der Similiarität der einzelnen Standorte S1-S6 untereinander im Untersuchungsjahr 2009

Polder 2009	gefangene Arten	davon gemeinsam	SØRENSEN	RENKONEN	JACCARD	WAINSTEIN
			$QS = \frac{2 \cdot C}{A + B}$	[%]	$J = G / SA + SB - G$	$Kw = Re \times JZ$
S1	33	23	0,622	59,85	0,45	26,81
S2	41					
S1	33	24	0,649	65,3	0,48	31,34
S3	41					
S1	33	24	0,632	45,14	0,46	20,76
S4	43					
S1	33	14	0,61	38,19	0,33	12,60
S5	23					
S1	33	20	0,60	42,25	0,43	18,17
S6	34					
S2	41	28	0,68	57,83	0,52	30,07
S3	41					
S2	41	30	0,71	52,64	0,56	29,48
S4	43					
S2	41	14	0,44	34,47	0,28	9,65
S5	23					
S2	41	24	0,64	37,51	0,47	17,63
S6	34					
S3	41	30	0,71	53,27	0,56	29,83
S4	43					
S3	41	15	0,47	32,81	0,31	10,17
S5	23					
S3	41	20	0,53	37,86	0,36	13,63
S6	34					
S4	43	16	0,48	34,56	0,32	11,06
OS5	23					
S4	43	24	0,62	34,17	0,45	15,38
S6	34					
S5	23	18	0,63	66,84	0,44	29,41
S6	34					

## 7.2 Anhang Untersuchungsgebiet Worms

**Tab. A27:** Monatsmittelwerte (Temperatur und Niederschlag) der Wetterstation Worms-Leiselsheim des Jahres 2008 im Vergleich zum vieljährigen Mittel von 1951 bis 1980 (Quelle: www.am.rlp.de)

2008 Monate	Temperatur (2m) [°C]	Ø Temperatur [°C] lgj. Mittel (1951- 1980)	∑ Niederschlag [mm]	Ø Niederschlag [mm] Lgj. Mittel (1950-1980)
<b>Januar</b>	4,7	1	30,2	39
<b>Februar</b>	4,8	2,2	43,0	36
<b>März</b>	6,4	5,7	57,6	36,8
<b>April</b>	9,5	9,8	65,2	39,7
<b>Mai</b>	18,1	14,2	26,4	54,7
<b>Juni</b>	19,6	17,6	53,8	64
<b>Juli</b>	20,6	19	48,6	62,1
<b>August</b>	19,3	18,2	75,8	67,8
<b>September</b>	13,8	14,8	49,6	43,6
<b>Oktober</b>	10,2	9,7	36,4	42,3
<b>November</b>	6,2	5,1	9,2	50,5
<b>Dezember</b>	2,0	2,2	33,6	49,3
<b>Ø</b>	<b>11,3</b>	<b>9,98</b>		
Gesamt			<b>529,4</b>	<b>585,5</b>

**Tab. A28:** Monatsmittelwerte (Temperatur und Niederschlag) der Wetterstation Worms-Leiselsheim des Jahres 2009 im Vergleich zum vieljährigen Mittel von 1951 bis 1980 (Quelle: www.am.rlp.de)

2009 Monate	Temperatur (2m) [°C]	Ø Temperatur [°C] lgj. Mittel (1951- 1980)	∑ Niederschlag [mm]	Ø Niederschlag [mm] Lgj. Mittel (1950-1980)
<b>Januar</b>	-2,2	1	20,2	39
<b>Februar</b>	2,1	2,2	36,8	36
<b>März</b>	6,2	5,7	37,2	36,8
<b>April</b>	14,1	9,8	40,8	39,7
<b>Mai</b>	15,9	14,2	44,6	54,7
<b>Juni</b>	17,6	17,6	94,2	64
<b>Juli</b>	20	19	84,8	62,1
<b>August</b>	21	18,2	34,2	67,8
<b>September</b>	16,7	14,8	25	43,6
<b>Oktober</b>	9,9	9,7	51,6	42,3
<b>November</b>	8,1	5,1	49,8	50,5
<b>Dezember</b>	1,7	2,2	68,8	49,3
<b>Ø</b>	<b>10,9</b>	<b>9,98</b>		
Gesamt			<b>588</b>	<b>585,5</b>

**Tab. A29:** Monatsmittelwerte (Temperatur und Niederschlag) der Wetterstation Worms-Leiselsheim des Jahres 2010 im Vergleich zum vieljährigen Mittel von 1951 bis 1980 (Quelle: www.am.rlp.de)

2010 Monate	Temperatur (2m) [°C]	Ø Temperatur [°C] lgj. Mittel (1951- 1980)	∑ Niederschlag [mm]	Ø Niederschlag [mm] Lgj. Mittel (1950-1980)
Januar	-1,8	1	24,2	39
Februar	1,7	2,2	36,4	36
März	6,4	5,7	25,8	36,8
April	11,4	9,8	21	39,7
Mai	12,6	14,2	104,8	54,7
Juni	19,5	17,6	105,6	64
Juli	22,1	19	46	62,1
August	18,6	18,2	125,8	67,8
September	14,1	14,8	58,8	43,6
Oktober	9,3	9,7	16,4	42,3
November	6,8	5,1	59,4	50,5
Dezember	-1,8	2,2	127,2	49,3
Ø	<b>9,9</b>	<b>9,98</b>		
Gesamt			<b>751,4</b>	<b>585,5</b>

**Tab. A30:** Daten der Arbeitsgruppe Prof. Dr. Seitz während der Untersuchungsjahre 2001 bis 2004; diese Daten wurden den Untersuchungsberichten entnommen

	95 Fangtage	96 Fangtage	85 Fangtage	85 Fangtage
	8 Standorte + HF	10 Standorte + HF	10 Standorte + neue Flüssigkeit	12 Standorte
	24 Fallen	30 Fallen	30 Fallen	36 Fallen
Artenliste	2001	2002	2003	2004
<i>Acupalpus meridianus</i>				2
<i>Acupalpus parvulus</i>	10	1		1
<i>Agonm afrum</i>			9	49
<i>Agonum fuliginosum</i>		8		
<i>Agonum lugens</i>		5	12	3
<i>Agonum marginatum</i>	5	71		
<i>Agonum muelleri</i>	2	2	4	4
<i>Agonum viduum</i>				1
<i>Amara aenea</i>	3	1	6	14
<i>Amara anthobia</i>		1		
<i>Amara aulica</i>	25	92	14	2
<i>Amara bifrons</i>	14	9	5	1
<i>Amara communis</i>	3		49	45
<i>Amara convexior</i>	79	8	4	15
<i>Amara curta</i>	1			
<i>Amara eurynota</i>	4			1
<i>Amara familiaris</i>	1	13		
<i>Amara lunicollis</i>	4			15
<i>Amara montivaga</i>	2			
<i>Amara ovata</i>	4	9		1
<i>Amara plebeja</i>		3	1	2
<i>Amara sabulosa</i>	1			

<i>Amara similata</i>	4	4		
<i>Anchomenus dorsalis</i>	37	22		5
<i>Anisodactylus binotatus</i>	10	85	43	114
<i>Anisodactylus signatus</i>		9	4	
<i>Badister bullatus</i>	13	31	12	17
<i>Badister lacertosus</i>		3	2	9
<i>Badister sodalis</i>	2	11	2	
<i>Bembidion articulatum</i>	4	10		
<i>Bembidion biguttatum</i>	8	8		3
<i>Bembidion dentellum</i>	8	5		
<i>Bembidion femoratum</i>	1			
<i>Bembidion gilvipes</i>		5	3	2
<i>Bembidion guttula</i>	1			
<i>Bembidion lampros</i>	4	18		2
<i>Bembidion lunulatum</i>	3	10		
<i>Bembidion minimum</i>	5			
<i>Bembidion octomaculatum</i>	6	3		
<i>Bembidion obtusum</i>	14	6		8
<i>Bembidion properans</i>	20	18	1	2
<i>Bembidion quadrimaculatum</i>	71	29	7	1
<i>Bembidion quadripustulatum</i>	1	6		
<i>Bembidion semipunctatum</i>	14	29		
<i>Bembidion tetracolum</i>		3	7	7
<i>Bembidion tetragammum illigeri</i>	1	3		
<i>Bembidion varium</i>	7	10		
<i>Brachinus crepitans</i>	4	33	26	184
<i>Brachinus explodens</i>				9
<i>Bradycellus verbasci</i>	1	1		1
<i>Calathus fuscipes</i>		1	1	1
<i>Carabus auratus</i>	58	76	19	867
<i>Carabus coriaceus</i>	9	4	5	10
<i>Carabus granulatus</i>		1	8	16
<i>Carabus nemoralis</i>	28	40	15	60
<i>Carabus purpurascens</i>	5	2	19	31
<i>Carabus ullrichii</i>	81	82	62	553
<i>Cicindela spec.</i>	1		1	9
<i>Chlaenius nigricornis</i>			1	1
<i>Chlaenius vestitus</i>		1		
<i>Clivina collaris</i>		1		
<i>Clivina fossor</i>	1	1		
<i>Cychrus caraboides</i>	1	1		1
<i>Demetrias monostigma</i>	1			
<i>Diachromus germanus</i>		2		5
<i>Dyschirius aeneus</i>	4	1		
<i>Dyschirius globosus</i>	7	14		9
<i>Dyschirius luedersi</i>	1	1		
<i>Elaphrus riparius</i>	4	5		1
<i>Epaphius secalis</i>	10			
<i>Harpalus affinis</i>	33	32	52	56
<i>Harpalus anxius</i>	1	3		
<i>Harpalus dimidiatus</i>		1		
<i>Harpalus distinguendes</i>	6	26	42	5

<i>Harpalus griseus</i>				1
<i>Harpalus luteicornis</i>	1	8	28	192
<i>Harpalus rubripes</i>		1		3
<i>Harpalus rufipes</i>	1346	3605	2229	2587
<i>Harpalus smaragdinus</i>		1		
<i>Harpalus tardus</i>		2		
<i>Leistus ferrugineus</i>	3		32	1
<i>Licinus depressus</i>				1
<i>Limodromus assimilis</i>		2		2
<i>Loricera pilicornis</i>	11	23	1	1
<i>Microlestes maurus</i>	3		1	25
<i>Microlestes minutulus</i>	28	14	6	30
<i>Nebria brevicollis</i>	5	16	200	4
<i>Nebria salina</i>	1			
<i>Notiophilus aesthuans</i>	1	1		
<i>Notiophilus biguttatus</i>	4	1		
<i>Notiophilus palustris</i>	12	10	1	12
<i>Omophron limbatum</i>		1		
<i>Oodes helopioides</i>	13	10	4	29
<i>Ophonus ardosiacus</i>	639	348	31	42
<i>Ophonus azureus</i>	5	3	7	16
<i>Ophonus melletii</i>	1			
<i>Ophonus nitidulus</i>	3	4	2	2
<i>Ophonus puncticeps</i>	17	49	1	10
<i>Ophonus rufibarbis</i>	3	1	8	7
<i>Ophonus rupicola</i>	53			
<i>Ophonus schaubergeriamus</i>	4			
<i>Oxypselaphrus obscurus</i>	3	5		3
<i>Panagaeus bipustulatus</i>	4			1
<i>Panagaeus cruxmajor</i>	7	4	1	8
<i>Poecilus cupreus</i>	38	168	291	176
<i>Polistichus connexus</i>			1	
<i>Pterostichus anthracinus</i>			9	16
<i>Pterostichus melanarius</i>	20	28	155	103
<i>Pterostichus niger</i>	23	17	14	37
<i>Pterosrichus strenuus</i>		9	2	11
<i>Pterostichus vernalis</i>		2	22	37
<i>Stenolophus mixtus</i>		3	1	1
<i>Stenolophus teutonius</i>				1
<i>Stomis pumicatus</i>	62	44	15	36
<i>Syntomus truncatellus</i>	2			
<i>Synuchus vivalis</i>	1	1		3
<i>Tachys bistriatus</i>	3	5		
<i>Trechus quadristriatus</i>		2	3	6
<i>Zabrus tenebrioides</i>	4	20	10	
<b>Gesamt Individuen:</b>	<b>2968</b>	<b>5288</b>	<b>3511</b>	<b>5549</b>
<b>Anzahl Arten:</b>	<b>86</b>	<b>89</b>	<b>56</b>	<b>77</b>

**Tab. A31:** Artenliste aller im Polder Bürgerweide (Worms) gefundenen Arten 2008 bis 2010 mit Angabe ihres Entwicklungszyklusses (E), ihrer ökologischen Typisierung (ö.T.) sowie ihrer Schwerpunktorkommen (S) und ihrem Stand in der Roten Liste (RL)

Artenliste	2008-2009	2009-2010	GESAMT	Dominanz	E	ö.T/S	RL
<i>Acupalpus meridianus</i>		6	6	0,08638		x, o	
<i>Agonum fuliginosum</i>		1	1	0,01440	FB	h, o	
<i>Agonum lugens</i>	6	4	10	0,14397	FB	h, s, w	
<i>Agonum viduum</i>	1		1	0,01440	FB	h, o	
<i>Amara aenea</i>	22	19	41	0,59027	FB	x, o	
<i>Amara apricaria</i>	1		1	0,01440	HB	x, o	
<i>Amara aulica</i>	26	7	33	0,47509	HB	x, o	
<i>Amara bifrons</i>		1	1	0,01440	HB	x, o	
<i>Amara communis</i>	1		1	0,01440	FB	h, o	
<i>Amara consularis</i>	5		5	0,07198		x	
<i>Amara convexior</i>	2		2	0,02879	FB	x, o	
<i>Amara equestris</i>		1	1	0,01440		x, o	
<i>Amara eurynota</i>	1		1	0,01440	FB	x, o	RL 3
<i>Amara similata</i>	3	3	6	0,08638	FB	x, o	
<i>Anchomenus dorsalis</i>	63	13	76	1,09415	FB	x, o	
<i>Anisodactylus bintotatus</i>	12	2	14	0,20155	FB	h, o	
<i>Badister bullatus</i>	9	2	11	0,15836	FB	x, o	
<i>Badister meridionalis</i>		1	1	0,01440		h, o	
<i>Badister sodalis</i>		1	1	0,01440	FB	h, o	
<i>Badister unipustulatus</i>		1	1	0,01440	FB	h, s, o	
<i>Bembidion articulatum</i>	1		1	0,01440	FB	h, o	
<i>Bembidion biguttatum</i>	3	1	4	0,05759	FB	h	
<i>Bembidion dentellum</i>	1		1	0,01440	FB	o	
<i>Bembidion femoratum</i>	1		1	0,01440	FB	h, o	
<i>Bembidion lampros</i>	2		2	0,02879	FB	e	
<i>Bembidion lunulatum</i>	1		1	0,01440	FB	h	
<i>Bembidion obtusum</i>	236	32	268	3,85834	HB	x, o	
<i>Bembidion properans</i>	5	3	8	0,11517	FB	e, o	
<i>Bembidion quadrimaculatum</i>	2		2	0,02879	FB/HB	e, o	
<i>Bembidion tetracolum</i>	19	3	22	0,31673	FB	e, o	
<i>Brachinus crepitans</i>	140	37	177	2,54823		x, o	
<i>Brachinus explodens</i>	15	1	16	0,23035		x, o	
<i>Bradycellus harpalinus</i>	3	2	5	0,07198	HB	x, o	
<i>Calathus ambiguus</i>		2	2	0,02879	HB	x, o	
<i>Calathus fuscipes</i>	10		10	0,14397	FB/HB	x, o	
<i>Calathus melanocephalus</i>	5		5	0,07198	HB	x, o	
<i>Carabus arvensis</i>	4	2	6	0,08638	FB	h, w	
<i>Carabus auratus</i>	479	401	880	12,66916	FB	x, o	
<i>Carabus coriaceus</i>	54	137	191	2,74978	HB	m, w	
<i>Carabus nemoralis</i>	274	267	541	7,78866	FB	m, w	
<i>Carabus purpurascens</i>	13	17	30	0,43190	HB	m, w	
<i>Carabus ullrichii</i>	349	242	591	8,50849		w	
<i>Chlaenius nigricornis</i>	26	5	31	0,44630	FB	h, o	
<i>Clivina fossor</i>	1		1	0,01440	FB	e, o	
<i>Cychrus caraboides</i>	4	7	11	0,15836	FB/HB	h, w	

<i>Demetrias atricapillus</i>		1	1	0,01440		o	
<i>Drypta denata</i>	1	3	4	0,05759	FB	h, o	
<i>Harpalus affinis</i>	18	4	22	0,31673	FB	x, o	
<i>Harpalus distinguendus</i>	3		3	0,04319	FB	x, o	
<i>Harpalus luteicornis</i>	31	4	35	0,50389		o	
<i>Harpalus rubripes</i>	2		2	0,02879	FB	x, o	
<i>Harpalus rufipes</i>	448	167	615	8,85402	FB/HB	x, o	
<i>Harpalus smaragdinus</i>	2		2	0,02879	FB/HB	x, o	
<i>Harpalus tardus</i>	5	2	7	0,10078	FB	x, o	
<i>Leistus ferrugineus</i>	29	33	62	0,89260	HB	x, o	
<i>Licinius depressus</i>	2		2	0,02879	HB	x, u	
<i>Limodromus assimilis</i>	62	99	161	2,31788	FB	h, w	
<i>Loricera pilicornis</i>	1	4	5	0,07198	FB	h, o	
<i>Microlestes maurus</i>	11	1	12	0,17276		x, o	
<i>Microlestes minutulus</i>	9		9	0,12957	FB	x, o	
<i>Nebria brevicollis</i>	83	13	96	1,38209	HB	h, w	
<i>Nebria salina</i>		4	4	0,05759		o	
<i>Notiophilus aestuans</i>	1		1	0,01440		x, o	
<i>Oodes helopioides</i>	2	1	3	0,04319	FB	h, o	
<i>Ophonus ardosiacus</i>	20	2	22	0,31673		x, o	
<i>Ophonus azureus</i>	5		5	0,07198			
<i>Ophonus laticollis</i>	6		6	0,08638		x, w	
<i>Oxypselaphrus obscurus</i>	2	1	3	0,04319	FB	h, o	
<i>Panagaeus bipustulatus</i>	2		2	0,02879	FB	x, o	
<i>Platynus livens</i>	1		1	0,01440		h, w	
<i>Poecilus cupreus</i>	15	49	64	0,92139	FB	x, o	
<i>Poecilus lepidus</i>	1	7	8	0,11517	HB	x, o	
<i>Pterostichus anthracinus</i>	20	35	55	0,79182	FB	h, o	
<i>Pterostichus melanarius</i>	497	270	767	11,04233	FB/HB	e, u	
<i>Pterostichus niger</i>	762	924	1686	24,27296	HB	h, w	
<i>Pterostichus nigrita</i>	25	37	62	0,89260	FB	h, o	
<i>Pterostichus oblongopunctatus</i>		11	11	0,15836	FB/HB	m, w	
<i>Pterostichus strenuus</i>	20	14	34	0,48949	FB	h, o	
<i>Pterostichus vernalis</i>	53	20	73	1,05096	FB	h, w	
<i>Stomis pumicatus</i>	44	30	74	1,06536	FB	h, w	
<i>Synuchus vivalis</i>	1		1	0,01440	HB	o	
<i>Trechus quadristriatus</i>	2		2	0,02879	HB	x, o	
<i>Zabrus tenebrioides</i>	3		3	0,04319	FB/HB	x, o	
<b>Gesamt Individuen:</b>	<b>3989</b>	<b>2957</b>	<b>6946</b>				
<b>Gesamt Arten:</b>	<b>72</b>	<b>55</b>	<b>83</b>				

**Tab. A32:** Auflistung der gefangenen Arten und Individuen des Standorts W 11 Polder Bürgerweide (Fallen mit NaCl und Formalin); Untersuchungszeitraum 17.06.2009 bis 21.10.2009

Artenliste	Formalin	Dominanz	NaCl	Dominanz	Gesamt
<i>Acupalpus medianus</i>	2	0,40			<b>2</b>
<i>Acupalpus parvalus</i>	2	0,40			<b>2</b>
<i>Agonum marginatum</i>	9	1,79			<b>9</b>
<i>Agonum sexpunctatum</i>	1	0,20			<b>1</b>
<i>Amara aenea</i>			2	0,34	<b>2</b>
<i>Amara aulica</i>			1	0,17	<b>1</b>
<i>Amara bifrons</i>	3	0,60			<b>3</b>
<i>Bembidion femoratum</i>	1	0,20			<b>1</b>
<i>Bembidion lampros</i>	7	1,39			<b>7</b>
<i>Bembidion obtusum</i>	3	0,60			<b>3</b>
<i>Bembidion properans</i>	4	0,80			<b>4</b>
<i>Bembidion quadrimaculatum</i>	4	0,80			<b>4</b>
<i>Brachinus crepitans</i>			1	0,17	<b>1</b>
<i>Brachinus explodens</i>	1	0,20			<b>1</b>
<i>Carabus auratus</i>			1	0,17	<b>1</b>
<i>Carabus coriaceus</i>	7	1,39	11	1,85	<b>18</b>
<i>Carabus nemoralis</i>	23	4,58	17	2,85	<b>40</b>
<i>Carabus ullrichii</i>	5	1,00	7	1,17	<b>12</b>
<i>Clivina fossor</i>	2	0,40			<b>2</b>
<i>Harpalus affinis</i>	4	0,80			<b>4</b>
<i>Harpalus distinguendus</i>	1	0,20			<b>1</b>
<i>Harpalus luteicornis</i>	1	0,20			<b>1</b>
<i>Harpalus rubripes</i>	1	0,20			<b>1</b>
<i>Harpalus rufipes</i>	6	1,20	3	0,50	<b>9</b>
<i>Leistus ferrugineus</i>			1	0,17	<b>1</b>
<i>Microlestes minutulus</i>	1	0,20			<b>1</b>
<i>Nebria brevicollis</i>	23	4,58	11	1,85	<b>34</b>
<i>Nebria salina</i>	1	0,20			<b>1</b>
<i>Notiophilus palustris</i>			1	0,17	<b>1</b>
<i>Ooedes helopioides</i>	2	0,40			<b>2</b>
<i>Ophonus ardosiacus</i>			1	0,17	<b>1</b>
<i>Poecilus cupreus</i>	3	0,60			<b>3</b>
<i>Pterostichus anthracinus</i>	25	4,98	33	5,54	<b>58</b>
<i>Pterostichus melanarius</i>	121	24,10	184	30,87	<b>305</b>
<i>Pterostichus niger</i>	211	42,03	287	48,15	<b>498</b>
<i>Pterostichus nigrita</i>	23	4,58	34	5,70	<b>57</b>
<i>Stomis pumicatus</i>	4	0,80	1	0,17	<b>5</b>
<i>Trechus quadristriatus</i>	1	0,20			<b>1</b>
<b>Gesamt Individuen:</b>	<b>502</b>		<b>596</b>		<b>1098</b>
<b>Anzahl Arten:</b>	<b>31</b>		<b>17</b>		

**Tab. A33:** Berechnung der Similarität des Standortes W11 (Fallen Formalin/NaCl) im Polder Bürgerweide

	gefangene Arten	davon gemeinsam	SØRENSEN $QS = \frac{2 \cdot C}{A+B}$	RENKONEN [%]	JACCARD $J=G/SA+SB-G$	WAINSTEIN $Kw= Re \times JZ$
Formalin	31	10	0,417	83,46	0,263	21,95
NaCl	17					

**Tab. A34:** Berechnung der Diversität und der Eveness mit Hilfe unterschiedlicher Indices, Polder Bürgerweide 2008-2009

2008-2009	SHANNON-Index	Maximale Diversität	PIELOU-Index	SIMPSON-Index	mod. HILL-Verhältnis
01.08.2008	2,66	3,80666249	0,69877485	0,07047492	0,9919644
01.09.2008	2,034	3,71357207	0,54772062	0,14481533	0,8887432
01.10.2008	1,764	3,09104245	0,57068126	0,27538781	0,54412483
03.11.2008	2,267	2,89037176	0,78432817	0,15358775	0,63707253
01.12.2008	1,015	1,94591015	0,52160682	0,51471074	0,5358977
02.01.2009	0,235	1,60943791	0,14601371	0,91435986	0,35356061
02.02.2009	0	0	0	1	#DIV/0!
02.03.2009	0,821	1,79175947	0,45820882	0,62892622	0,46356446
01.04.2009	1,407	2,30258509	0,61105234	0,36862004	0,55544583
04.05.2009	2,099	3,33220451	0,62991332	0,18169339	0,62919426
02.06.2009	2,287	3,40119738	0,67241026	0,16390863	0,57668218
01.07.2009	2,021	3,4339872	0,58852869	0,25295888	0,45115669

**Tab. A35:** Berechnung der Diversität und der Eveness mit Hilfe unterschiedlicher Indices, Polder Bürgerweide 2009-2010

2009-2010	SHANNON-Index	Maximale Diversität	PIELOU-Index	SIMPSON-Index	mod. HILL-Verhältnis
03.08.2009	1,939	3,33220451	0,58189706	0,2533401	0,49518886
01.09.2009	1,748	3,21887582	0,54304673	0,30749102	0,47482136
01.10.2009	1,528	2,94443898	0,51894436	0,3614702	0,48947198
02.11.2009	2,048	2,63905733	0,77603468	0,16631378	0,74236497
01.12.2009	1,426	1,60943791	0,88602362	0,27160494	0,84813507
02.01.2010	0,659	1,38629436	0,47536802	0,68858131	0,48481233
01.02.2010	0	0	0	1	#DIV/0!
01.03.2010	1,058	1,60943791	0,65737236	0,42386831	0,72275891
01.04.2010	1,336	2,83321334	0,47154938	0,52106928	0,32781629
03.05.2010	2,372	3,49650756	0,67839121	0,14382791	0,61249829
02.06.2010	1,945	3,13549422	0,62031688	0,21409091	0,61246887
01.07.2010	1,778	2,94443898	0,60385018	0,27759869	0,52914151

**Tab. A36:** Berechnung der Similiarität der einzelnen Standorte W1-W10 untereinander im Untersuchungsjahr 2008/09

Worms 2008/09	gefangene Arten	davon gemeinsam	SØRENSEN	RENKONEN	JACCARD	WAINSTEIN																																																																																																																																																																																																										
			$QS = \frac{2 \cdot C}{A + B}$	[%]	$J = G / (SA + SB - G)$	$Kw = Re \times JZ$																																																																																																																																																																																																										
W1	31	21	0,689	36,93	0,51	18,83																																																																																																																																																																																																										
W2	31						W1	31	14	0,571	37,99	0,4	15,20	W3	18	W1	31	16	0,628	59,71	0,46	27,47	W4	20	W1	31	15	0,588	56,13	0,42	23,58	W6	20	W1	31	22	0,587	18,23	0,42	7,66	W7	44	W1	31	22	0,688	40,42	0,52	21,02	W8	33	W1	31	15	0,6	39,98	0,43	17,19	W9	19	W1	31	18	0,562	27,27	0,38	10,36	W10	33	W2	31	18	0,73	65,96	0,58	38,26	W3	18	W2	31	15	0,588	56,88	0,42	23,89	W4	20	W2	31	15	0,588	26,77	0,42	11,24	W6	20	W2	31	23	0,613	17,66	0,44	7,77	W7	44	W2	31	19	0,593	21,90	0,44	9,63	W8	33	W2	31	15	0,6	37,31	0,42	15,67	W9	19	W2	31	24	0,75	37,30	0,6	22,38	W10	33	W3	18	11	0,579	46,56	0,41	19,09	W4	20	W3	18	14	0,737	25,94	0,58	15,05	W6	20	W3	18	15	0,484	25,17	0,32	8,05	W7	44	W3	18	13	0,51	16,11	0,34	5,78	W8	33	W3	18	13	0,703	34,78	0,54	18,78	W9	19	W3	18	15	0,588	42,59	0,42	17,88	W10	33	W4	20	0,55	49,02	0,38	18,63	18,63	W6	20	W4	20	0,53	21,07	0,36	7,59	7,59	W7	44	W4	20	0,49	38,69
W1	31	14	0,571	37,99	0,4	15,20																																																																																																																																																																																																										
W3	18						W1	31	16	0,628	59,71	0,46	27,47	W4	20	W1	31	15	0,588	56,13	0,42	23,58	W6	20	W1	31	22	0,587	18,23	0,42	7,66	W7	44	W1	31	22	0,688	40,42	0,52	21,02	W8	33	W1	31	15	0,6	39,98	0,43	17,19	W9	19	W1	31	18	0,562	27,27	0,38	10,36	W10	33	W2	31	18	0,73	65,96	0,58	38,26	W3	18	W2	31	15	0,588	56,88	0,42	23,89	W4	20	W2	31	15	0,588	26,77	0,42	11,24	W6	20	W2	31	23	0,613	17,66	0,44	7,77	W7	44	W2	31	19	0,593	21,90	0,44	9,63	W8	33	W2	31	15	0,6	37,31	0,42	15,67	W9	19	W2	31	24	0,75	37,30	0,6	22,38	W10	33	W3	18	11	0,579	46,56	0,41	19,09	W4	20	W3	18	14	0,737	25,94	0,58	15,05	W6	20	W3	18	15	0,484	25,17	0,32	8,05	W7	44	W3	18	13	0,51	16,11	0,34	5,78	W8	33	W3	18	13	0,703	34,78	0,54	18,78	W9	19	W3	18	15	0,588	42,59	0,42	17,88	W10	33	W4	20	0,55	49,02	0,38	18,63	18,63	W6	20	W4	20	0,53	21,07	0,36	7,59	7,59	W7	44	W4	20	0,49	38,69	0,33	12,77	12,77	W8	33				
W1	31	16	0,628	59,71	0,46	27,47																																																																																																																																																																																																										
W4	20						W1	31	15	0,588	56,13	0,42	23,58	W6	20	W1	31	22	0,587	18,23	0,42	7,66	W7	44	W1	31	22	0,688	40,42	0,52	21,02	W8	33	W1	31	15	0,6	39,98	0,43	17,19	W9	19	W1	31	18	0,562	27,27	0,38	10,36	W10	33	W2	31	18	0,73	65,96	0,58	38,26	W3	18	W2	31	15	0,588	56,88	0,42	23,89	W4	20	W2	31	15	0,588	26,77	0,42	11,24	W6	20	W2	31	23	0,613	17,66	0,44	7,77	W7	44	W2	31	19	0,593	21,90	0,44	9,63	W8	33	W2	31	15	0,6	37,31	0,42	15,67	W9	19	W2	31	24	0,75	37,30	0,6	22,38	W10	33	W3	18	11	0,579	46,56	0,41	19,09	W4	20	W3	18	14	0,737	25,94	0,58	15,05	W6	20	W3	18	15	0,484	25,17	0,32	8,05	W7	44	W3	18	13	0,51	16,11	0,34	5,78	W8	33	W3	18	13	0,703	34,78	0,54	18,78	W9	19	W3	18	15	0,588	42,59	0,42	17,88	W10	33	W4	20	0,55	49,02	0,38	18,63	18,63	W6	20	W4	20	0,53	21,07	0,36	7,59	7,59	W7	44	W4	20	0,49	38,69	0,33	12,77	12,77	W8	33													
W1	31	15	0,588	56,13	0,42	23,58																																																																																																																																																																																																										
W6	20						W1	31	22	0,587	18,23	0,42	7,66	W7	44	W1	31	22	0,688	40,42	0,52	21,02	W8	33	W1	31	15	0,6	39,98	0,43	17,19	W9	19	W1	31	18	0,562	27,27	0,38	10,36	W10	33	W2	31	18	0,73	65,96	0,58	38,26	W3	18	W2	31	15	0,588	56,88	0,42	23,89	W4	20	W2	31	15	0,588	26,77	0,42	11,24	W6	20	W2	31	23	0,613	17,66	0,44	7,77	W7	44	W2	31	19	0,593	21,90	0,44	9,63	W8	33	W2	31	15	0,6	37,31	0,42	15,67	W9	19	W2	31	24	0,75	37,30	0,6	22,38	W10	33	W3	18	11	0,579	46,56	0,41	19,09	W4	20	W3	18	14	0,737	25,94	0,58	15,05	W6	20	W3	18	15	0,484	25,17	0,32	8,05	W7	44	W3	18	13	0,51	16,11	0,34	5,78	W8	33	W3	18	13	0,703	34,78	0,54	18,78	W9	19	W3	18	15	0,588	42,59	0,42	17,88	W10	33	W4	20	0,55	49,02	0,38	18,63	18,63	W6	20	W4	20	0,53	21,07	0,36	7,59	7,59	W7	44	W4	20	0,49	38,69	0,33	12,77	12,77	W8	33																						
W1	31	22	0,587	18,23	0,42	7,66																																																																																																																																																																																																										
W7	44						W1	31	22	0,688	40,42	0,52	21,02	W8	33	W1	31	15	0,6	39,98	0,43	17,19	W9	19	W1	31	18	0,562	27,27	0,38	10,36	W10	33	W2	31	18	0,73	65,96	0,58	38,26	W3	18	W2	31	15	0,588	56,88	0,42	23,89	W4	20	W2	31	15	0,588	26,77	0,42	11,24	W6	20	W2	31	23	0,613	17,66	0,44	7,77	W7	44	W2	31	19	0,593	21,90	0,44	9,63	W8	33	W2	31	15	0,6	37,31	0,42	15,67	W9	19	W2	31	24	0,75	37,30	0,6	22,38	W10	33	W3	18	11	0,579	46,56	0,41	19,09	W4	20	W3	18	14	0,737	25,94	0,58	15,05	W6	20	W3	18	15	0,484	25,17	0,32	8,05	W7	44	W3	18	13	0,51	16,11	0,34	5,78	W8	33	W3	18	13	0,703	34,78	0,54	18,78	W9	19	W3	18	15	0,588	42,59	0,42	17,88	W10	33	W4	20	0,55	49,02	0,38	18,63	18,63	W6	20	W4	20	0,53	21,07	0,36	7,59	7,59	W7	44	W4	20	0,49	38,69	0,33	12,77	12,77	W8	33																															
W1	31	22	0,688	40,42	0,52	21,02																																																																																																																																																																																																										
W8	33						W1	31	15	0,6	39,98	0,43	17,19	W9	19	W1	31	18	0,562	27,27	0,38	10,36	W10	33	W2	31	18	0,73	65,96	0,58	38,26	W3	18	W2	31	15	0,588	56,88	0,42	23,89	W4	20	W2	31	15	0,588	26,77	0,42	11,24	W6	20	W2	31	23	0,613	17,66	0,44	7,77	W7	44	W2	31	19	0,593	21,90	0,44	9,63	W8	33	W2	31	15	0,6	37,31	0,42	15,67	W9	19	W2	31	24	0,75	37,30	0,6	22,38	W10	33	W3	18	11	0,579	46,56	0,41	19,09	W4	20	W3	18	14	0,737	25,94	0,58	15,05	W6	20	W3	18	15	0,484	25,17	0,32	8,05	W7	44	W3	18	13	0,51	16,11	0,34	5,78	W8	33	W3	18	13	0,703	34,78	0,54	18,78	W9	19	W3	18	15	0,588	42,59	0,42	17,88	W10	33	W4	20	0,55	49,02	0,38	18,63	18,63	W6	20	W4	20	0,53	21,07	0,36	7,59	7,59	W7	44	W4	20	0,49	38,69	0,33	12,77	12,77	W8	33																																								
W1	31	15	0,6	39,98	0,43	17,19																																																																																																																																																																																																										
W9	19						W1	31	18	0,562	27,27	0,38	10,36	W10	33	W2	31	18	0,73	65,96	0,58	38,26	W3	18	W2	31	15	0,588	56,88	0,42	23,89	W4	20	W2	31	15	0,588	26,77	0,42	11,24	W6	20	W2	31	23	0,613	17,66	0,44	7,77	W7	44	W2	31	19	0,593	21,90	0,44	9,63	W8	33	W2	31	15	0,6	37,31	0,42	15,67	W9	19	W2	31	24	0,75	37,30	0,6	22,38	W10	33	W3	18	11	0,579	46,56	0,41	19,09	W4	20	W3	18	14	0,737	25,94	0,58	15,05	W6	20	W3	18	15	0,484	25,17	0,32	8,05	W7	44	W3	18	13	0,51	16,11	0,34	5,78	W8	33	W3	18	13	0,703	34,78	0,54	18,78	W9	19	W3	18	15	0,588	42,59	0,42	17,88	W10	33	W4	20	0,55	49,02	0,38	18,63	18,63	W6	20	W4	20	0,53	21,07	0,36	7,59	7,59	W7	44	W4	20	0,49	38,69	0,33	12,77	12,77	W8	33																																																	
W1	31	18	0,562	27,27	0,38	10,36																																																																																																																																																																																																										
W10	33						W2	31	18	0,73	65,96	0,58	38,26	W3	18	W2	31	15	0,588	56,88	0,42	23,89	W4	20	W2	31	15	0,588	26,77	0,42	11,24	W6	20	W2	31	23	0,613	17,66	0,44	7,77	W7	44	W2	31	19	0,593	21,90	0,44	9,63	W8	33	W2	31	15	0,6	37,31	0,42	15,67	W9	19	W2	31	24	0,75	37,30	0,6	22,38	W10	33	W3	18	11	0,579	46,56	0,41	19,09	W4	20	W3	18	14	0,737	25,94	0,58	15,05	W6	20	W3	18	15	0,484	25,17	0,32	8,05	W7	44	W3	18	13	0,51	16,11	0,34	5,78	W8	33	W3	18	13	0,703	34,78	0,54	18,78	W9	19	W3	18	15	0,588	42,59	0,42	17,88	W10	33	W4	20	0,55	49,02	0,38	18,63	18,63	W6	20	W4	20	0,53	21,07	0,36	7,59	7,59	W7	44	W4	20	0,49	38,69	0,33	12,77	12,77	W8	33																																																										
W2	31	18	0,73	65,96	0,58	38,26																																																																																																																																																																																																										
W3	18						W2	31	15	0,588	56,88	0,42	23,89	W4	20	W2	31	15	0,588	26,77	0,42	11,24	W6	20	W2	31	23	0,613	17,66	0,44	7,77	W7	44	W2	31	19	0,593	21,90	0,44	9,63	W8	33	W2	31	15	0,6	37,31	0,42	15,67	W9	19	W2	31	24	0,75	37,30	0,6	22,38	W10	33	W3	18	11	0,579	46,56	0,41	19,09	W4	20	W3	18	14	0,737	25,94	0,58	15,05	W6	20	W3	18	15	0,484	25,17	0,32	8,05	W7	44	W3	18	13	0,51	16,11	0,34	5,78	W8	33	W3	18	13	0,703	34,78	0,54	18,78	W9	19	W3	18	15	0,588	42,59	0,42	17,88	W10	33	W4	20	0,55	49,02	0,38	18,63	18,63	W6	20	W4	20	0,53	21,07	0,36	7,59	7,59	W7	44	W4	20	0,49	38,69	0,33	12,77	12,77	W8	33																																																																			
W2	31	15	0,588	56,88	0,42	23,89																																																																																																																																																																																																										
W4	20						W2	31	15	0,588	26,77	0,42	11,24	W6	20	W2	31	23	0,613	17,66	0,44	7,77	W7	44	W2	31	19	0,593	21,90	0,44	9,63	W8	33	W2	31	15	0,6	37,31	0,42	15,67	W9	19	W2	31	24	0,75	37,30	0,6	22,38	W10	33	W3	18	11	0,579	46,56	0,41	19,09	W4	20	W3	18	14	0,737	25,94	0,58	15,05	W6	20	W3	18	15	0,484	25,17	0,32	8,05	W7	44	W3	18	13	0,51	16,11	0,34	5,78	W8	33	W3	18	13	0,703	34,78	0,54	18,78	W9	19	W3	18	15	0,588	42,59	0,42	17,88	W10	33	W4	20	0,55	49,02	0,38	18,63	18,63	W6	20	W4	20	0,53	21,07	0,36	7,59	7,59	W7	44	W4	20	0,49	38,69	0,33	12,77	12,77	W8	33																																																																												
W2	31	15	0,588	26,77	0,42	11,24																																																																																																																																																																																																										
W6	20						W2	31	23	0,613	17,66	0,44	7,77	W7	44	W2	31	19	0,593	21,90	0,44	9,63	W8	33	W2	31	15	0,6	37,31	0,42	15,67	W9	19	W2	31	24	0,75	37,30	0,6	22,38	W10	33	W3	18	11	0,579	46,56	0,41	19,09	W4	20	W3	18	14	0,737	25,94	0,58	15,05	W6	20	W3	18	15	0,484	25,17	0,32	8,05	W7	44	W3	18	13	0,51	16,11	0,34	5,78	W8	33	W3	18	13	0,703	34,78	0,54	18,78	W9	19	W3	18	15	0,588	42,59	0,42	17,88	W10	33	W4	20	0,55	49,02	0,38	18,63	18,63	W6	20	W4	20	0,53	21,07	0,36	7,59	7,59	W7	44	W4	20	0,49	38,69	0,33	12,77	12,77	W8	33																																																																																					
W2	31	23	0,613	17,66	0,44	7,77																																																																																																																																																																																																										
W7	44						W2	31	19	0,593	21,90	0,44	9,63	W8	33	W2	31	15	0,6	37,31	0,42	15,67	W9	19	W2	31	24	0,75	37,30	0,6	22,38	W10	33	W3	18	11	0,579	46,56	0,41	19,09	W4	20	W3	18	14	0,737	25,94	0,58	15,05	W6	20	W3	18	15	0,484	25,17	0,32	8,05	W7	44	W3	18	13	0,51	16,11	0,34	5,78	W8	33	W3	18	13	0,703	34,78	0,54	18,78	W9	19	W3	18	15	0,588	42,59	0,42	17,88	W10	33	W4	20	0,55	49,02	0,38	18,63	18,63	W6	20	W4	20	0,53	21,07	0,36	7,59	7,59	W7	44	W4	20	0,49	38,69	0,33	12,77	12,77	W8	33																																																																																														
W2	31	19	0,593	21,90	0,44	9,63																																																																																																																																																																																																										
W8	33						W2	31	15	0,6	37,31	0,42	15,67	W9	19	W2	31	24	0,75	37,30	0,6	22,38	W10	33	W3	18	11	0,579	46,56	0,41	19,09	W4	20	W3	18	14	0,737	25,94	0,58	15,05	W6	20	W3	18	15	0,484	25,17	0,32	8,05	W7	44	W3	18	13	0,51	16,11	0,34	5,78	W8	33	W3	18	13	0,703	34,78	0,54	18,78	W9	19	W3	18	15	0,588	42,59	0,42	17,88	W10	33	W4	20	0,55	49,02	0,38	18,63	18,63	W6	20	W4	20	0,53	21,07	0,36	7,59	7,59	W7	44	W4	20	0,49	38,69	0,33	12,77	12,77	W8	33																																																																																																							
W2	31	15	0,6	37,31	0,42	15,67																																																																																																																																																																																																										
W9	19						W2	31	24	0,75	37,30	0,6	22,38	W10	33	W3	18	11	0,579	46,56	0,41	19,09	W4	20	W3	18	14	0,737	25,94	0,58	15,05	W6	20	W3	18	15	0,484	25,17	0,32	8,05	W7	44	W3	18	13	0,51	16,11	0,34	5,78	W8	33	W3	18	13	0,703	34,78	0,54	18,78	W9	19	W3	18	15	0,588	42,59	0,42	17,88	W10	33	W4	20	0,55	49,02	0,38	18,63	18,63	W6	20	W4	20	0,53	21,07	0,36	7,59	7,59	W7	44	W4	20	0,49	38,69	0,33	12,77	12,77	W8	33																																																																																																																
W2	31	24	0,75	37,30	0,6	22,38																																																																																																																																																																																																										
W10	33						W3	18	11	0,579	46,56	0,41	19,09	W4	20	W3	18	14	0,737	25,94	0,58	15,05	W6	20	W3	18	15	0,484	25,17	0,32	8,05	W7	44	W3	18	13	0,51	16,11	0,34	5,78	W8	33	W3	18	13	0,703	34,78	0,54	18,78	W9	19	W3	18	15	0,588	42,59	0,42	17,88	W10	33	W4	20	0,55	49,02	0,38	18,63	18,63	W6	20	W4	20	0,53	21,07	0,36	7,59	7,59	W7	44	W4	20	0,49	38,69	0,33	12,77	12,77	W8	33																																																																																																																									
W3	18	11	0,579	46,56	0,41	19,09																																																																																																																																																																																																										
W4	20						W3	18	14	0,737	25,94	0,58	15,05	W6	20	W3	18	15	0,484	25,17	0,32	8,05	W7	44	W3	18	13	0,51	16,11	0,34	5,78	W8	33	W3	18	13	0,703	34,78	0,54	18,78	W9	19	W3	18	15	0,588	42,59	0,42	17,88	W10	33	W4	20	0,55	49,02	0,38	18,63	18,63	W6	20	W4	20	0,53	21,07	0,36	7,59	7,59	W7	44	W4	20	0,49	38,69	0,33	12,77	12,77	W8	33																																																																																																																																		
W3	18	14	0,737	25,94	0,58	15,05																																																																																																																																																																																																										
W6	20						W3	18	15	0,484	25,17	0,32	8,05	W7	44	W3	18	13	0,51	16,11	0,34	5,78	W8	33	W3	18	13	0,703	34,78	0,54	18,78	W9	19	W3	18	15	0,588	42,59	0,42	17,88	W10	33	W4	20	0,55	49,02	0,38	18,63	18,63	W6	20	W4	20	0,53	21,07	0,36	7,59	7,59	W7	44	W4	20	0,49	38,69	0,33	12,77	12,77	W8	33																																																																																																																																											
W3	18	15	0,484	25,17	0,32	8,05																																																																																																																																																																																																										
W7	44						W3	18	13	0,51	16,11	0,34	5,78	W8	33	W3	18	13	0,703	34,78	0,54	18,78	W9	19	W3	18	15	0,588	42,59	0,42	17,88	W10	33	W4	20	0,55	49,02	0,38	18,63	18,63	W6	20	W4	20	0,53	21,07	0,36	7,59	7,59	W7	44	W4	20	0,49	38,69	0,33	12,77	12,77	W8	33																																																																																																																																																				
W3	18	13	0,51	16,11	0,34	5,78																																																																																																																																																																																																										
W8	33						W3	18	13	0,703	34,78	0,54	18,78	W9	19	W3	18	15	0,588	42,59	0,42	17,88	W10	33	W4	20	0,55	49,02	0,38	18,63	18,63	W6	20	W4	20	0,53	21,07	0,36	7,59	7,59	W7	44	W4	20	0,49	38,69	0,33	12,77	12,77	W8	33																																																																																																																																																													
W3	18	13	0,703	34,78	0,54	18,78																																																																																																																																																																																																										
W9	19						W3	18	15	0,588	42,59	0,42	17,88	W10	33	W4	20	0,55	49,02	0,38	18,63	18,63	W6	20	W4	20	0,53	21,07	0,36	7,59	7,59	W7	44	W4	20	0,49	38,69	0,33	12,77	12,77	W8	33																																																																																																																																																																						
W3	18	15	0,588	42,59	0,42	17,88																																																																																																																																																																																																										
W10	33						W4	20	0,55	49,02	0,38	18,63	18,63	W6	20	W4	20	0,53	21,07	0,36	7,59	7,59	W7	44	W4	20	0,49	38,69	0,33	12,77	12,77	W8	33																																																																																																																																																																															
W4	20	0,55	49,02	0,38	18,63	18,63																																																																																																																																																																																																										
W6	20						W4	20	0,53	21,07	0,36	7,59	7,59	W7	44	W4	20	0,49	38,69	0,33	12,77	12,77	W8	33																																																																																																																																																																																								
W4	20	0,53	21,07	0,36	7,59	7,59																																																																																																																																																																																																										
W7	44						W4	20	0,49	38,69	0,33	12,77	12,77	W8	33																																																																																																																																																																																																	
W4	20	0,49	38,69	0,33	12,77	12,77																																																																																																																																																																																																										
W8	33																																																																																																																																																																																																															

W4	20	0,72	52,6	0,56	29,46	29,46
W9	19					
W4	20	0,45	33,37	0,36	12,01	12,01
W10	33					
W6	20	14	0,438	41,24	0,28	11,55
W7	44					
W6	20	14	0,53	49,72	0,36	17,90
W8	33					
W6	20	14	0,72	43,88	0,56	24,57
W9	19					
W6	20	14	0,53	15,51	0,36	5,58
W10	33					
W7	44	21	0,546	44,12	0,38	16,77
W8	33					
W7	44	15	0,476	28,42	0,31	8,81
W9	19					
W7	44	20	0,52	38,91	0,35	13,62
W10	33					
W8	33	14	0,54	31,26	0,37	11,57
W9	19					
W8	33	17	0,52	20	0,35	7
W10	33					
W9	19	13	0,5	30,32	0,33	10,01
W10	33					

**Tab. A37:** Berechnung der Similiarität der einzelnen Standorte W1-W10 untereinander im Untersuchungsjahr 2009/10

Worms 2009/10	gefangene Arten	davon gemeinsam	SØRENSEN	RENKONEN	JACCARD	WAINSTEIN
			$QS = \frac{2 \cdot C}{A+B}$	[%]	$J = \frac{G}{SA+SB-G}$	$Kw = Re \times JZ$
W1	23	13	0,60	34,97	0,43	15,04
W2	20					
W1	23	13	0,63	48,22	0,46	22,18
W3	18					
W1	23	10	0,59	57,26	0,42	24,05
W4	11					
W1	23	15	0,75	54,34	0,6	32,60
W6	17					
W1	23	13	0,53	37,47	0,36	13,49
W7	26					
W1	23	17	0,35	61,27	0,55	33,70
W8	25					
W1	23	15	0,6	55,33	0,43	23,79
W9	27					
W1	23	11	0,47	38,40	0,31	11,90
W10	24					
W2	20	12	0,632	73,66	0,46	33,88
W3	18					
W2	20	8	0,516	34,54	0,35	12,09
W4	11					
W2	20	12	0,65	32,22	0,48	15,47

W6	17					
W2	20	12	0,52	22,76	0,35	7,97
W7	26					
W2	20	12	0,53	41,31	0,36	14,87
W8	25					
W2	20	13	0,55	33,81	0,38	12,84
W9	27					
W2	20	11	0,5	42,14	0,33	13,91
W10	24					
W3	18	7	0,482	43,41	0,32	13,89
W4	11					
W3	18	12	0,686	41,40	0,52	21,53
W6	17					
W3	18	13	0,591	31,02	0,42	13,03
W7	26					
W3	18	12	0,558	45,43	0,39	17,72
W8	25					
W3	18	13	0,578	44,38	0,41	18,20
W9	27					
W3	18	8	0,889	45,61	0,26	11,86
W10	24					
W4	11	10	0,714	50	0,56	28
W6	17					
W4	11	6	0,324	16,47	0,19	3,13
W7	26					
W4	11	9	0,5	56,41	0,53	29,90
W8	25					
W4	11	11	0,579	54,55	0,41	22,37
W9	27					
W4	11	6	0,343	19,13	0,21	4,02
W10	24					
W6	17	11	0,512	32,74	0,34	11,13
W7	26					
W6	17	13	0,62	54,52	0,45	24,53
W8	25					
W6	17	13	0,60	72,26	0,42	30,35
W9	27					
W6	17	9	0,44	16,20	0,28	4,54
W10	24					
W7	26	15	0,59	33,64	0,42	14,13
W8	25					
W7	26	13	0,49	34,67	0,33	11,44
W9	27					
W7	26	14	0,56	34,06	0,39	13,28
W10	24					
W8	25	16	0,62	58,67	0,44	25,82
W9	27					
W8	25	9	0,37	32,81	0,26	8,53
W10	24					
W9	27	13	0,51	19,54	0,36	7,03
W10	24					

**Tab. A38:** Berechnung der Ähnlichkeit mit Hilfe verschiedener Indices im Untersuchungsjahr 2008-2009

		Jaccard-Index [%]								
		W1	W2	W3	W4	W6	W7	W8	W9	W10
Renkon'sche Zahl [%]	W1	-	51	40	46	42	42	52	43	38
	W2	37	-	58	42	42	44	44	42	60
	W3	38	66	-	41	58	32	34	54	42
	W4	60	57	47	-	38	36	33	56	36
	W6	56	27	26	49	-	28	36	56	36
	W7	18	18	25	21	41	-	38	31	35
	W8	40	22	16	39	49	44	-	37	35
	W9	40	37	35	53	44	28	31	-	33
	W10	27	37	43	33	16	39	20	30	-

**Tab. A39:** Berechnung der Ähnlichkeit mit Hilfe verschiedener Indices im Untersuchungsjahr 2009-2010

		Jaccard-Index [%]								
		W1	W2	W3	W4	W6	W7	W8	W9	W10
Renkon'sche Zahl [%]	W1	-	43	46	42	60	36	55	43	31
	W2	35	-	46	35	48	35	36	38	33
	W3	48	74	-	32	52	42	39	41	26
	W4	57	35	43	-	56	19	53	41	21
	W6	54	32	41	50	-	34	45	42	28
	W7	37	23	31	16	33	-	42	33	39
	W8	61	41	45	56	55	34	-	44	26
	W9	55	34	44	55	72	35	59	-	36
	W10	38	42	46	19	16	34	33	20	-

## **Abbildungsverzeichnis - Anhang:**

- Abb.1:** Luftbildaufnahme des Auwaldfragmentes mit den unterschiedlichen vegetativen Zusammensetzungen des Eichen-Auwaldes (AB7), Weidenauwald (AE2), Tieflandfluss (FO2), Deich mit Extensivgrünland (Glatt-haferwiese) (HE4a), Deich mit Extensivgrünland (Fettwiese) (HE4b), Deich mit Halbtrockenrasen (HE5), Feuchte Anuellenflur (LA0), Feuchte Hochstaudenflur (LB1) (Quelle: DECHENT 2008), S. 15
- Abb.2:** Skizze Auwald; Blaue Kreise: Nummern entsprechen den Nummern der dazugehörigen Bilder (s. Abb.6-8), S. 15
- Abb.3:** Bild des Auwaldes; vom Damm ausgesehen, S. 16
- Abb.4:** Bild aus dem Inneren des Auwaldes, Strauchschicht im Auwald, Blick auf den Damm, S. 17
- Abb.5:** Bild aus dem Inneren des Auwaldes, Krautschicht im Auwald, Blick auf den Damm, S. 17
- Abb.6:** Bild vom Damm, rechts entlang des Auwaldes, S. 18
- Abb.7:** Bild vom Damm aus gesehen, links entlang des Auwaldes, im Vordergrund Kanal durch den Damm, S. 18
- Abb.8a-e:** Bild vom Damm aus, Bereich hinter dem Damm, im Vordergrund landwirtschaftlicher Weg; b: Obstanpflanzung hinter dem Damm, im Vordergrund landwirtschaftlicher Weg; c: Landwirtschaftlich genutzte Felder und Äcker hinter dem Damm, im Vordergrund landwirtschaftlicher Weg; d: Obstanpflanzung rechts neben dem Auwald, wird noch landwirtschaftlich genutzt; e: Obstanpflanzung links neben dem Auwald, wird nicht mehr landwirtschaftlich genutzt, S. 18
- Abb.9:** Originalbauplan des Landes Rheinland-Pfalz zum Bauvorhaben des Polders Ingelheim, (Quelle: SGD Süd), S. 20
- Abb.10 a,b:** a: Bild auf den Kastendurchlass östlich der Hauptschleuse; b: Blick direkt auf die Hauptschleuse, S. 21
- Abb.11:** Originalbauplan des Landes Rheinland-Pfalz zum Bestand des Polders Ingelheim, (Quelle: SGD Süd), S. 22
- Abb.12:** Skizze Polder Ingelheim, blaue Kreise mit Nummern entsprechen den Nummern der dazugehörigen Bilder, s. Abb.14-17, S. 23
- Abb.13:** Biotoptypen des Polders Ingelheim; Kernzone: Feuchte Anuellenflur (LA0), Feuchte Anuellenflur und Ackerbrache inkl. Ruderalgesellschaften (LA0+ HB0); Randzone: Ackerbrache inkl. Ruderalgesellschaften (HB0), Acker (HA0), (Quelle: DECHENT 2008), S. 24
- Abb.14:** Bild mit Blick in den Polder, im vorderen Bereich Randzone (HB0) im hinteren Bereich noch überflutete Teile der Kernzone (LA0), S. 25

- Abb.15:** Bild mit Blick auf Randzone HB0, Blick auf die rechte Seite des Polders, S. 25
- Abb.16a, b:** Bild mit Blick vom Deich aus, Feuchtwiese vor dem Hauptdeich, Blick auf alte Sandlache, rechts Durchlasskanal für die ökologische Flutung; b: Blick auf alte Sandlache, rechts Durchlasskanal für die ökologische Flutung, überflutete Feuchtwiese vor dem Rheinhauptdeich (Standort 0), S. 26
- Abb.17 a, b:** Satellitenbilder des Polder Bürgerweide; b unten: Vergrößerung des Ausschnittes von Bild a (roter Kreis), (Quelle: [www.google-earth.de](http://www.google-earth.de)), S. 29
- Abb.18:** Bild des Standortes W1, Wiese am alten Pumphaus, rechts alter Altbach-Verlauf, S. 31
- Abb.19:** Bild des Standortes W2, rechtsseitig des „neuen“ Altbachs, an Standort W3 grenzend, S. 32
- Abb.20:** Bild des Standortes W3, Weidenanpflanzung, S. 33
- Abb.21:** Bild des Standortes W4, linksseitig des „neuen“ Altbachs, S. 34
- Abb.22:** Bild des Standortes W6, alter Obstbaumbestand, S. 35
- Abb.23 a,b:** Bild des Standortes W7, Blick auf den neu angelegten Tümpel im Hintergrund; b: überfluteter Bereich, Tümpel befindet sich im Hintergrund, S. 35
- Abb.24:** Bild des Standortes W8, neu angeplanter Obstbaumbestand, Standort W7 befindet sich im Vordergrund, der Tümpel befindet sich auf der linken Seite, S. 36
- Abb.25:** Bild des Standortes W9, südlich des „neuen“ Altbachs, S. 37
- Abb.26 a, b:** Bild des Standortes W10, nördlich des „neuen“ Altbachs; b: Überflutung des Gebietes, S.38
- Abb.27:** Original Landschaftspflegerischer Begleitplan der Firma L.A.U.B. zur Deichsanierung mit Angaben über die Biotoptypen vor den Baumaßnahmen (Quelle: SGD Süd), S. 39
- Abb.28:** Ausschnitt einer Landkarte mit Kennzeichnung der beiden Untersuchungsgebiete Ingelheim (roter Kreis) und Worms (blaues Viereck), (Quelle: [www.google-maps.de](http://www.google-maps.de)), S. 40
- Abb. 29:** Klimadiagramm, vieljährige Monatsmittel des Deutschen Wetterdienstes von 1951-1980; durchschnittliche Niederschlagsmenge (blaue Balken), durchschnittliche Monatstemperatur (gelbe Linie) (Datenquelle: [www.dwd.de](http://www.dwd.de)), S. 42
- Abb.30:** Daten der Wetterstationen Heidenfahrt und Worms-Leiselheim, Niederschlagsmenge pro Jahr (Balken), durchschnittliche Jahrestemperatur (Linie) im Vergleich zum langjährigen Mittel 1951-1980, Heidenfahrt Daten von 2005-2009, Worms-Leiselheim Daten von 2007-2010, S. 42

- Abb.31:** Klimadiagramm der Wetterstation Heidenfahrt, durchschnittliche Jahrestemperaturen (gelbe Linie), Niederschlagsmengen (blaue Balken), S. 43
- Abb.32:** Vergleich der durchschnittlichen Monatstemperaturen der Wetterstation Heidenfahrt der Untersuchungsjahre 2005-2009, Vergleiche zum langjährigen Mittel (1951-1980), S. 44
- Abb.33:** Vergleich des durchschnittlichen Monatsniederschlags der Wetterstation Heidenfahrt der Untersuchungsjahre 2005-2009, Vergleiche zum langjährigen Mittel (1951-1980), S. 45
- Abb.34:** Klimadiagramm der Wetterstation Worms-Leiselheim, durchschnittliche Jahrestemperaturen (gelbe Linie), Niederschlagsmengen (blaue Balken), S. 46
- Abb.35:** Vergleich der durchschnittlichen Monatstemperaturen der Wetterstation Worms-Leiselheim der Untersuchungsjahre 2007-2010, Vergleiche zum langjährigen Mittel (1951-1980), S. 47
- Abb.36:** Vergleich des durchschnittlichen Monatsniederschlags der Wetterstation Worms-Leiselheim der Untersuchungsjahre 2007-2010, Vergleiche zum langjährigen Mittel (1951-1980), S. 47
- Abb.37:** Rheinpegelstände von 2001 bis 2010, rote Kreise kennzeichnen extrem niedrige Rheinpegelstände, ([www.wetteronline.de](http://www.wetteronline.de)), S. 48
- Abb.38:** Rheinpegelstände im Untersuchungszeitraum, rote Linie kennzeichnet den Pegelstand von 4,00 m an, bei dem eine Teilüberflutung des Auwaldes stattfindet, ([www.wetteronline.de](http://www.wetteronline.de)), S. 49
- Abb.39:** Rheinpegelstände von 2001 bis August 2010, gelber Punkt kennzeichnet das Fehlen von Daten der Pegelstände, ([www.wetteronline.de](http://www.wetteronline.de)), S. 50
- Abb.40:** Rheinpegelstände von 2001 bis 2004, Untersuchungszeitraum der AG Prof. Dr. Seitz, gelbe Punkte kennzeichnen das Fehlen von Daten der Pegelstände, ([www.wetteronline.de](http://www.wetteronline.de)), S. 51
- Abb.41:** Rheinpegelstände von 2009 bis August 2010, Untersuchungszeitraum der AG Prof. Dr. Eisenbeis, gelber Punkt kennzeichnet das Fehlen von Daten der Pegelstände, ([www.wetteronline.de](http://www.wetteronline.de)), S. 51
- Abb.42 a,b:** a links: Schema einer Bodenfalle nach Barber (1931); b rechts: Bild einer eingegrabenen Bodenfalle im Polder, S. 61
- Abb. 43:** Skizze des Auwaldes mit Angabe der Standorte mit den ausgebrachten Bodenfallen, BF1-4: rheinnah; BF5-9: Waldmitte; BF10-12: dammnah; BF13-18 Waldrand zur Analyse des Randeffektes, S. 63
- Abb. 44:** Skizze des Polders mit Angabe der einzelnen Positionen der Bodenfallen, BF1-12: Randbereiche um die Kernzone herum; BF13-18: Kernzone im inneren des Polders, S. 64

- Abb.45:** Skizze des Polders mit den beiden zusätzlichen Standorten; Standort 0 vor der Hauptschleuse des Polders; Standort Mitte in der Kernzone des Polders, S. 64
- Abb. 46:** Skizze des Polders Bürgerweide mit Angabe der Fallenstandorte W1-W10, S. 65
- Abb.47 a,b:** Links: Skizze der Stammeklektoren (verändert nach BEHRE 1989); rechts: Bild eines Stammeklektors im Auwald, S. 68
- Abb.48:** Skizze des Auwaldes mit Angabe der Standorte der Stammeklektoren S1-S6, S.68
- Abb.49:** Dominanzpyramide der gefundenen Arte im Auwald, 1. Untersuchungsjahr 2005/2006; Angabe in Prozent, S. 84
- Abb.50:** Individuenzahl/Tag der dominanten und subdominanten Arten; Untersuchungsjahr 2005/2006, S. 84
- Abb.51:** Vergleich der Art- und Individuenzahlen/Tag innerhalb der einzelnen ökologischen Gruppen; Untersuchungsjahr 2005/2006; n.d. = nicht definiert, S. 85
- Abb.52:** Vergleich der absoluten Artzahl und des relativen Individuenanteil in Prozent, Einteilung anhand der Schwerpunktorkommen, Untersuchungszeitraum 2005/2006, n.d.= nicht definiert, S. 86
- Abb.53:** Vergleich der Individuenzahlen/Tag der einzelnen ökologischen Kategorien an den verschiedenen Fallenstandorten; Untersuchungsjahr 2005/2006; S. 87
- Abb.54:** Dominanzpyramide der gefundenen Arten im Untersuchungsjahr 2006/2007; Angabe in Prozent, S. 89
- Abb.55:** Individuenzahl/Tag der dominanten und subdominanten Arten; Untersuchungsjahr 2006/2007, S. 90
- Abb.56:** Vergleich der Art- und Individuenzahlen/Tag innerhalb der einzelnen ökologischen Gruppen; Untersuchungsjahr 2006/2007; n.d. = nicht definiert, S. 90
- Abb.57:** Vergleich der absoluten Artzahlen und ihres Individuenanteils in Prozent, Einteilung anhand der Schwerpunktorkommen, Untersuchungszeitraum 2006/2007, n.d.= nicht definiert, S. 91
- Abb.58:** Vergleich der Individuenzahlen/Tag der einzelnen ökologischen Kategorien in den verschiedenen Fallenstandorten; Untersuchungsjahr 2006/2007, S. 92
- Abb.59:** Dominanzpyramide der gefundenen Arten im Untersuchungsjahr 2007/2008; Angabe in Prozent, S. 94
- Abb.60:** Individuenzahlen/Tag der dominanten und subdominanten Arten; Untersuchungsjahr 2007/2008, S. 94

- Abb.61:** Vergleich der Art- und Individuenzahlen/Tag innerhalb der einzelnen ökologischen Gruppen; Untersuchungszeitraum 2007/2008; n.d. = nicht definiert, S. 95
- Abb.62:** Vergleich der absoluten Artzahlen mit ihrem relativen Individuenanteil in Prozent, Einteilung anhand der Schwerpunktarten, Untersuchungszeitraum 2007/2008, n.d.= nicht definiert, S. 96
- Abb. 63:** Vergleich der relativen Individuenzahlen der einzelnen ökologischen Kategorien in den verschiedenen Fallenstandorten; Untersuchungszeitraum 2007/2008; Relativer Individuenanteil vom Gesamtindividuenanteil, S. 97
- Abb. 64:** Auflistung aller gefangenen Arten mit mehr als zwei nachgewiesenen Individuen in den Fallen BF13-18, Zeitraum 10/07 bis 05/08; Angabe des Individuenanteils in Prozent, S. 98
- Abb.65:** Vergleich der dominantesten Arten im Auwald in Bezug auf die Anzahl der gefangenen Individuen pro Tag; Vergleich der verschiedenen Untersuchungszeitpunkte, S. 101
- Abb.66a,b,c:** Vergleich der Individuenverteilung anhand ihrer ökologischen Präferenzen in allen Untersuchungszeitpunkten, S. 102
- Abb.67:** Vergleich des SHANNON-Index und dem mod. Hill-Verhältnis über den gesamten Fangzeitraum von Mai 2005 bis Mai 2008, S. 103
- Abb.68:** Vergleich der absoluten Art- und Individuenzahlen der einzelnen Untersuchungszeitpunkte, S. 104
- Abb.69:** Verteilung der Arten in den einzelnen Stammelektoren im Zeitraum vom 19.05.2005 bis 22.09.2005, S. 105
- Abb.70:** Dominanzpyramide der gefundenen Arten im Untersuchungszeitraum 2007; Angabe in Prozent, S. 108
- Abb.71:** Individuenzahl/Tag der dominanten und subdominanten Arten; Untersuchungszeitraum 2007, S. 108
- Abb.72:** Vergleich der Art- und Individuenzahlen/Tag innerhalb der einzelnen ökologischen Gruppen; Untersuchungszeitraum 2007; n.d. = nicht definiert, S. 110
- Abb.73:** Vergleich der Art- und Individuenzahlen/Tag an den einzelnen Standorten; Untersuchungszeitraum 2007, S. 111
- Abb.74:** Verteilung der Individuen anhand ihrer ökologischen Präferenzen im Untersuchungszeitraum 2007, Angabe bezogen auf die Gesamtindividuenzahl/Tag, n.d.= nicht definiert, S. 111
- Abb.75:** Vergleich der Individuenzahlen/Tag in Bezug auf ihre Schwerpunktarten an den einzelnen Standorten, Untersuchungszeitraum 2007, n.d.= nicht definiert, S. 112

- Abb.76:** Dominanzpyramide der gefundenen Arten im Untersuchungsjahr 2008; Angabe in Prozent, S. 114
- Abb.77:** Individuenzahl/Tag der dominanten und subdominanten Arten; Untersuchungsjahr 2008, S. 115
- Abb.78:** Vergleich der Art- und Individuenzahlen/Tag innerhalb der einzelnen ökologischen Gruppen; Untersuchungsjahr 2008; n.d. = nicht definiert, S. 115
- Abb.79:** Vergleich der Art- und Individuenzahlen/Tag an den einzelnen Standorten; Untersuchungsjahr 2008, S. 117
- Abb.80:** Verteilung der Individuen/Tag an den Standorten S1-S6 anhand ihrer Präferenzen im Untersuchungsjahr 2008, n.d.= nicht definiert, S. 117
- Abb.81:** Vergleich der Individuenzahlen/Tag in Bezug auf ihre Schwerepunkt-vorkommen an den Standorten S1-S6, Untersuchungszeitraum 2008, n.d.= nicht definiert, S. 118
- Abb.82:** Dominanzpyramide der gefundenen Arten im Untersuchungsjahr 2009; Angabe in Prozent, S. 120
- Abb.83:** Individuenzahl/Tag der dominanten und subdominanten Arten; Untersuchungsjahr 2009, S. 120
- Abb.84:** Vergleich der Art- und Individuenzahlen/Tag innerhalb der einzelnen ökologischen Gruppen; Untersuchungsjahr 2009; n.d. = nicht definiert, S. 121
- Abb.85:** Vergleich der Art- und Individuenzahlen/Tag an den Standorten S1-S6; Untersuchungsjahr 2009, S. 123
- Abb.86:** Individuenzahlen/Tag an den Standorten S1-S6 anhand ihrer ökologischen Präferenzen im Untersuchungsjahr 2009, n.d.= nicht definiert, S. 123
- Abb.87:** Vergleich der Individuenzahlen/Tag in Bezug auf ihre Schwerepunkt-vorkommen an den Standorten S1-S6, Untersuchungszeitraum 2009, n.d.= nicht definiert, S. 124
- Abb.88:** Verteilung der Individuenzahlen/Tag an den Standorten S1-S6, 2007-2009, S. 126
- Abb.89:** Vergleich der Artzahlen/Tag anhand ihrer ökologischen Präferenzen, Untersuchungszeitraum 2007-2009, S. 127
- Abb.90:** Vergleich des SHANNON-Index und dem mod. HILL-Verhältnis über den gesamten Fangzeitraum 2007-2009, S. 128
- Abb.91:** Vergleich der absoluten Art- und Individuenzahlen des gesamten Untersuchungszeitraum 2007-2009, S. 129
- Abb.92:** Auflistung der einzelnen Probenahmen mit Angabe des prozentualen Individuenanteils und Angabe der absoluten Artzahl der einzelnen Fallen, Untersuchungszeitraum Juni-Oktober 2009, S. 130

- Abb.93:** Vergleich der absoluten Artzahl und der Individuenzahl in Prozent anhand ihrer ökologischen Präferenzen, Zeitraum Juni-Oktober 2009, S. 132
- Abb.94:** Dominanzpyramide der gefundenen Arten im Untersuchungsjahr 2008/2009; Angabe in Prozent, S. 134
- Abb.95:** Individuenzahl/Tag der dominanten und subdominanten Arten; Untersuchungsjahr 2008/2009; Angabe Individuum/Tag, S. 134
- Abb.96:** Vergleich der Art- und Individuenzahlen/Tag innerhalb der einzelnen ökologischen Gruppen; Untersuchungsjahr 2008/2009; n.d. = nicht definiert, S. 135
- Abb.97:** Vergleich der Art- und Individuenzahlen/Tag an den einzelnen Standorten; Untersuchungsjahr 2008/2009, S. 136
- Abb.98:** Individuenzahlen/Tag an den Standorten W1-W10 anhand ihrer ökologischen Präferenzen im Untersuchungsjahr 2008-2009, n.d.= nicht definiert, S. 137
- Abb.99:** Vergleich der Individuenzahlen/Tag in Bezug auf ihre Schwerepunkt-vorkommen an den Standorten W1-W10, Untersuchungszeitraum 2008-2009, n.d.= nicht definiert, S. 137
- Abb.100:** Dominanzpyramide der gefundenen Arten im Untersuchungsjahr 2009-2010; Angabe in Prozent, S. 139
- Abb.101:** Individuenzahl/Tag der eudominanten, dominanten und subdominanten Arten; Untersuchungsjahr 2009/2010, S. 140
- Abb.102:** Vergleich der Art- und Individuenzahlen/Tag innerhalb der einzelnen ökologischen Gruppen; Untersuchungsjahr 2009/2010; n.d. = nicht definiert, S. 140
- Abb.103:** Vergleich der Art- und Individuenzahlen/Tag an den Standorten W1-W10; Untersuchungsjahr 2009/2010, S. 141
- Abb.104:** Verteilung der Individuenzahlen/Tag an den Standorten W1-W10 anhand ihrer ökologischen Präferenzen im Untersuchungsjahr 2009/2010, n.d.= nicht definiert, S. 142
- Abb.105:** Vergleich der Individuenzahlen/Tag in Bezug auf ihre Schwerepunkt-vorkommen an den Standorten W1-W10, Untersuchungszeitraum 2009/2010, n.d.= nicht definiert, S. 142
- Abb.106:** Einteilung aller gefangenen Individuen/Tag anhand ihrer ökologischen Präferenzen; Untersuchungszeitraum 2008-2010, S. 145
- Abb.107:** Verteilung der gefangenen Individuen/Tag an den einzelnen Standorte anhand ihrer Präferenzen im gesamten Untersuchungszeitraum 2008-2010; n.d.= nicht definiert, S. 145
- Abb.108a, b:** Vergleich der Art- und Individuenverteilung der einzelnen Standorte in den beiden Untersuchungsjahren 2008-2010, S. 146

- Abb.109a, b:** Vergleich der Artenverteilung anhand ihrer ökologischen Präferenzen an den einzelnen Standorten, a: Untersuchungszeitraum 2008-2009, b: Untersuchungszeitraum 2009-2010, S. 147
- Abb.110:** Vergleich des SHANNON-Index und dem mod. Hill-Verhältnis über den gesamten Untersuchungszeitraum 2008-2010, S. 148
- Abb.111:** Vergleich der absoluten Art- und Individuenzahlen über den gesamten Untersuchungszeitraum 2008-2010, S.148
- Abb.112:** Auflistung der einzelnen Probenahmen mit Angabe des prozentualen Individuenanteils und Angabe der absoluten Artzahl der einzelnen Fallen, Untersuchungszeitraum Juni-Oktober 2009, S. 149
- Abb.113:** Vergleich der dominanten und subdominanten Arten der beiden Fallentypen, Angabe des relativen Individuenanteils in Prozent, S. 150
- Abb.114:** Vergleich der dominanten und subdominanten Arten der einzelnen Standorte (Standort 0, Polderinnenraum (Kernzone-Randzone), gesamter Untersuchungszeitraum, S. 203

## Tabellen-Verzeichnis

- Tabelle 1:** Termine der Probenahmen im Auwald mit Angabe der Anzahl der Fangtage; Untersuchungszeitraum 2005/2006 (BF = Bodenfalle), S. 52
- Tabelle 2:** Termine der Probenahmen im Auwald mit Angabe der Anzahl der Fangtage; Untersuchungszeitraum 2006/2007 (BF = Bodenfalle), S. 53
- Tabelle 3:** Termine der Probenahmen im Auwald mit Angabe der Anzahl der Fangtage; Untersuchungszeitraum 2007/2008 (BF = Bodenfalle), S. 53
- Tabelle 4:** Termine der zusätzlichen Probenahmen im Auwald mit Angabe der Anzahl der Fangtage; Untersuchungszeitraum 2007/2008 (BF = Bodenfalle), S. 54
- Tabelle 5:** Termine der Probenahmen im Polder Ingelheim mit Angabe der Anzahl der Fangtage; Untersuchungszeitraum 2007 (1. Untersuchungsjahr), S. 54
- Tabelle 6:** Termine der Probenahmen im Polder Ingelheim mit Angabe der Anzahl der Fangtage; Untersuchungszeitraum 2008 (2. Untersuchungsjahr), S. 55
- Tabelle 7:** Termine der Probenahmen im Polder Ingelheim mit Angabe der Anzahl der Fangtage; Untersuchungszeitraum 2009 (3. Untersuchungsjahr), S. 56
- Tabelle 8:** Termine der Probenahmen der Feuchtwiese (Standort 0) mit Angabe der Anzahl der Fangtage; Untersuchungszeitraum Juni 2009-Oktober 2009, S. 57
- Tabelle 9:** Termine der Probenahmen in der Kernzone mit Angabe der Anzahl der Fangtage; Untersuchungszeitraum Juni 2009-Oktober 2009 (Fallen mit Kochsalzlösung/Formalin), S. 57
- Tabelle 10:** Termine der Probenahmen im Polder Bürgerweide Worms mit Angabe der Anzahl der Fangtage; Untersuchungszeitraum 2008/2009, S. 58
- Tabelle 11:** Termine der Probenahmen im Polder Bürgerweide Worms mit Angabe der Anzahl der Fangtage; Untersuchungszeitraum 2009/2010, S. 58
- Tabelle 12:** Termine der Probenahmen mit Angabe der Anzahl der Fangtage; Untersuchungszeitraum Juni 2009-Oktober 2009; Standort W11 (Fallen mit Kochsalzlösung/Formalin), S. 59
- Tabelle 13:** Baumarten und Stammumfang in einer Höhe von 1,50 m (Stammumfang nach GUHMANN (2005), MARX (2011), S. 67
- Tabelle 14:** Auflistung der Dominanzklassen mit Angabe des prozentualen Individuenanteils; Untersuchungsjahr 05/06, S. 83
- Tabelle 15:** Berechnung der nach WAINSTEIN, Untersuchungsjahr 05/06, S. 88
- Tabelle 16:** Auflistung der Dominanzklassen mit Angabe des prozentualen Individuenanteils; Untersuchungsjahr 06/07, S. 89

- Tabelle 17:** Berechnung der Ähnlichkeit mit Hilfe verschiedener Indices an den einzelnen Standorten, Untersuchungsjahr 06/07, S. 93
- Tabelle 18:** Auflistung der Dominanzklassen mit Angabe des prozentualen Individuenanteils; Untersuchungsjahr 07/08, S. 94
- Tabelle 19:** Berechnung der Ähnlichkeit nach WAINSTEIN, Untersuchungsjahr 2007/2008, S. 98
- Tabelle 20:** Vergleich der Art- und Individuenzahlen der drei Untersuchungszeiträume; Auflistung der Dominanzklassen der einzelnen Untersuchungsjahre mit Angabe ihres relativen Individuenanteils in Prozent, S. 99
- Tabelle 21:** Auflistung der am häufigsten gefangenen Arten der Untersuchungsjahre mit Angabe ihres prozentualen Individuenanteils und ihres relativen Individuenanteils pro Tag, Farbcode: rot = eudominant, grün = dominant, rosa = subdominant, lila = rezedent, blau = subrezedent, S. 100
- Tabelle 22:** Vergleich der Diversität und der Evenness mit Hilfe verschiedener Indices in den drei Untersuchungsjahren, S. 103
- Tabelle 23:** Vergleich der Anzahl der gefangenen Arten und Individuen in den drei Untersuchungsjahren; Berechnung auf Anzahl pro Tag, S. 106
- Tabelle 24:** Auflistung der Dominanzklassen mit Angabe des prozentualen Individuenanteils; Untersuchungsjahr 2007, S. 107
- Tabelle 25:** Auflistung der gefangenen Arten und Individuenzahlen der einzelnen Standort; Umrechnung auf Art- und Individuenzahl/Tag; Untersuchungsjahr 2007, S. 110
- Tabelle 26:** Berechnung der Ähnlichkeit nach WAINSTEIN der einzelnen Standorte, Untersuchungsjahr 2007, S.
- Tabelle 27:** Auflistung der Dominanzklassen mit Angabe des prozentualen Individuenanteils; Untersuchungsjahr 2008, S. 113
- Tabelle 28:** Auflistung der gefangenen Arten und Individuenzahlen der einzelnen Standort; Umrechnung auf Art- und Individuenzahl/Tag; Untersuchungsjahr 2008, S. 116
- Tabelle 29:** Berechnung der Ähnlichkeit nach WAINSTEIN der einzelnen Standorte, Untersuchungsjahr 2008, S. 118
- Tabelle 30:** Auflistung der Dominanzklassen mit Angabe des prozentualen Individuenanteils; Untersuchungsjahr 2009, S. 119
- Tabelle 31:** Auflistung der gefangenen Arten und Individuenzahlen der einzelnen Standort; Umrechnung auf Art- und Individuenzahl/Tag; Untersuchungsjahr 2009, S. 122
- Tabelle 32:** Berechnung der Ähnlichkeit nach WAINSTEIN der einzelnen Standorte, Untersuchungsjahr 2009, S. 124

- Tabelle 33:** Vergleich der Art- und Individuenzahlen 2007-2009; Auflistung der Dominanzklassen der einzelnen Untersuchungsjahre mit Angabe ihres relativen Individuenanteils in Prozent, S. 125
- Tabelle 34:** Auflistung der am häufigsten gefangenen Arten der Untersuchungsjahre mit Angabe ihres Dominanzanteils in den jeweilige Jahren und ihrer absoluten, Farbcode: rot = eudominant, grün = dominant, rosa = subdominant, lila = rezedent, blau = subrezedent, gelb = sporadisch, S. 126
- Tabelle 35:** Berechnung der Ähnlichkeit nach WAINSTEIN der einzelnen Standorte, Untersuchungsjahre 2007-2009, S. 127
- Tabelle 36:** Vergleich der Diversität und der Eveness mit Hilfe verschiedener Indices in den drei Untersuchungsjahren, S. 127
- Tabelle 37:** Vergleich der Dominanzklassen der unterschiedlichen Fallentypen, Juni-Oktober 2009, S. 130
- Tabelle 38:** Auflistung der Dominanzklassen mit Angabe des prozentualen Individuenanteils; Untersuchungsjahr 2008/2009, S. 133
- Tabelle 39:** Berechnung der Ähnlichkeit mit Hilfe verschiedener Indices der einzelnen Standorte, Untersuchungsjahr 2008-2009, S. 138
- Tabelle 40:** Auflistung der Dominanzklassen mit Angabe des prozentualen Individuenanteils; Untersuchungsjahr 2009/2010, S. 139
- Tabelle 41:** Berechnung der Ähnlichkeit mit Hilfe verschiedener Indices der einzelnen Standorte, Untersuchungsjahr 2009/2010, S. 143
- Tabelle 42:** Vergleich der Art- und Individuenzahlen beider Untersuchungszeiträume; Auflistung der Dominanzklassen der einzelnen Untersuchungsjahre mit Angabe ihres relativen Individuenanteils in Prozent, S. 144
- Tabelle 43:** Auflistung der am häufigsten gefangenen Arten der Untersuchungsjahre mit Angabe ihres prozentualen Individuenanteils und ihres relativen Individuenanteils pro durchschn. Tag, Farbcode: rot = eudominant, grün = dominant, rosa = subdominant, lila = rezedent, S. 144
- Tabelle 44:** Vergleich der Diversität und der Eveness mit Hilfe verschiedener Indices in den beiden Untersuchungsjahren, S. 147
- Tabelle 45:** Auflistung der Dominanzklassen mit Angabe des prozentualen Individuenanteils der unterschiedlichen Fallentypen, S. 150
- Tabelle 46:** Auflistung der einzelnen Untersuchungszeiträume von 2001 bis 2004 mit Angabe der Fangtage, Anzahl der Bodenfallen, absolute Art- und Individuenzahlen sowie Dominanzklassen der jeweiligen Fangzeiträume, S. 151