

Entomofauna an Raps:
Verteilung, Bestäubung und
ökologische Bedeutung in der Kulturlandschaft

Dissertation
zur Erlangung des Doktorgrades
- Dr. rer. nat. -
der Naturwissenschaftlichen Fakultät
der Justus-Liebig-Universität Gießen

vorgelegt von
René Kristen
geboren in Nieder-Weisel

Gießen 2008

Dekan	Prof. Dr. Peter R. Schreiner Institut für Organische Chemie Justus-Liebig-Universität Gießen
1. Berichterstatter / Prüfer	Prof. Dr. Volkmar Wolters Institut für Allgemeine und Spezielle Zoologie Justus-Liebig-Universität Gießen
2. Berichterstatter / Prüfer	Prof. Dr. Bernd Werding Institut für Allgemeine und Spezielle Zoologie Justus-Liebig-Universität Gießen
Prüfer	Prof. Dr. Volker Wissemann Institut für Spezielle Botanik Justus-Liebig-Universität Gießen

Tag der mündlichen Prüfung: 20.02.2008

WENN DIE NATUR DIE BILDUNG ÜBERWIEGT,
SO IST MAN NUR EIN BAUER.
WENN DIE BILDUNG DIE NATUR UNTERDRÜCKT,
DANN IST MAN NUR EINE SCHREIBERSEELE.
ERST WENN BILDUNG UND NATUR HARMONISCH AUSGEGLICHEN SIND,
IST MAN EIN EDLER.

(KONFUZIUS, ETWA 520 V. CHR.)



INHALTSVERZEICHNIS

1 EINFÜHRUNG	1
1.1 Zielsetzung	1
1.2 Allgemeine Einführung und Hintergründe	1
1.3 Hypothesen	8
1.4: Gliederung	8
2 DAS UNTERSUCHUNGSGBIET	9
2.1 Lage und Nutzung	9
2.2 Geologie und Böden	11
2.3 Klima und Witterung	12
2.4 Potentielle natürliche Vegetation	12
3 ERGEBNISSE UND DISKUSSION	13
3.1 Blütenbesucher an Raps	13
3.1.1 Einleitung.....	13
3.1.2 Material und Methoden.....	14
3.1.2.1 Die Untersuchungsflächen.....	14
3.1.2.2 Erfassungsmethoden.....	15
3.1.2.3 Determination.....	16
3.1.3 Ergebnisse.....	16
3.1.4 Diskussion.....	20
3.2 Landschaft und Bestäuber	23
3.2.1 Einleitung.....	23
3.2.2 Material und Methoden.....	25
3.2.2.1 Flächenauswahl unter Berücksichtigung der Landschaft und des Nutzungsaspekts.....	25
3.2.2.2 Erfassungsmethoden.....	28
3.2.2.3 Faunistische Indizes.....	28
3.2.2.4 Datenauswertung.....	29
3.2.3 Ergebnisse.....	30
3.2.3.1 Wirkung der Landschaft auf Diversität und Abundanz von Wildbienen.....	30
3.2.3.2 Wildbienen unterschiedlicher Größenklassen in der Landschaft.....	34
3.2.4 Diskussion.....	36
3.3 Bestimmung der Bestäuberleistung	44
3.3.1 Einleitung.....	44
3.3.2 Material und Methoden.....	45
3.3.2.1 Das Untersuchungsgebiet für Bestäubungsversuche.....	45



3.3.2.2 Rapssorten.....	46
3.3.2.3 Bestäuber und Isolationskäfige.....	47
3.3.2.4 Aussaat, Bearbeitung und Ernte.....	50
3.3.2.5 Bestimmung der Ertragsparameter.....	50
3.3.2.6 Datenauswertung.....	51
3.3.3 Ergebnisse.....	52
3.3.3.1 Körner pro Schote.....	53
3.3.3.2 Eigenschaften der Körner.....	54
3.3.3.3 Ertrag pro Schote.....	57
3.3.3.4 Ertrag pro Pflanze.....	59
3.3.4 Diskussion.....	61
3.4 Bestäubung und Erträge im Freiland.....	66
3.4.1 Einleitung.....	66
3.4.2 Material und Methoden.....	67
3.4.2.1 Räumliche Verteilung von Wildbienen in Raps.....	67
3.4.2.2 Bestäubungserfolg in unterschiedlich komplexen Landschaften.....	68
3.4.2.3 Erhöhung der Bestäuberdichte.....	69
3.4.2.4 Datenauswertung.....	71
3.4.3 Ergebnisse.....	71
3.4.3.1 Räumliche Verteilung von Wildbienen in Raps.....	72
3.4.3.2 Bestäubungserfolg in unterschiedlich komplexen Landschaften.....	72
3.4.3.3 Erhöhung der Bestäuberdichte.....	73
3.4.4 Diskussion.....	75
4 PERSPEKTIVEN UND PRAKTISCHE ANWENDUNGEN.....	77
5 ZUSAMMENFASSUNG.....	81
6 LITERATUR.....	84
7 ABBILDUNGSVERZEICHNIS.....	100
8 TABELLENVERZEICHNIS.....	102
9 ANHANG.....	104
10 DANKSAGUNG.....	125



1 EINFÜHRUNG

1.1 Zielsetzung

Die vorliegende Arbeit untersucht die Beziehungen zwischen Bienen als Blütenbesucher und Winterraps (*Brassica napus* L. var. *napus*). Im Mittelpunkt stehen hierbei die Wirkungen des Landschaftskontextes (z. B. Struktur und Nutzungsform) auf die lokale Diversität von Wildbienen in Winterraps und die Eignung verschiedener kultivierbarer Wildbienen als Bestäuber von Raps. Daneben fokussiert die Arbeit auf die Beurteilung verschiedener Raps-sorten hinsichtlich deren Abhängigkeit von der Bestäubung durch Insekten. Die Verknüpfung der Ergebnisse und der Versuch einer ersten Validierung im Freiland sollen schließlich deren Relevanz für die agrarwirtschaftlichen Praxis abzuschätzen helfen.

1.2 Allgemeine Einführung und Hintergründe

Bienen und Bestäubung sind unweigerlich miteinander verknüpft. Viele Wild- und Kulturpflanzen profitieren von den emsigen Insekten und ohne die dargebotenen Nahrungsressourcen könnte kein Blütenbesucher überleben. Auch der Mensch nimmt die „Serviceleistungen“ der Bienen in Form von höheren und sicheren Erträgen gerne an. Allerdings wurden diese Beziehungen durch die Umbrüche in der landwirtschaftlichen Praxis während der letzten 50 Jahre grundlegend verändert.

Weltweit ist ein dramatischer Rückgang der Bestäuber zu verzeichnen, der unter der Bezeichnung „Bestäuberkrise“ bzw. „Pollinator crisis“ bereits ein weite Öffentlichkeit gefunden hat (Allen-Wardell et al. 1998). Diese Entwicklung betrifft nahezu alle Tiergruppen, die an der Bestäubung von Pflanzen beteiligt sind. Für die europäische Landwirtschaft besonders dramatisch ist jedoch die auffallende Abnahme von Wildbienen (Carreck 2002; Biesmeijer et al. 2006) und der kultivierten Honigbiene (Fuchs & Muller 2004)

Unter den Wildbienen trifft der Rückgang in erster Linie spezialisierte Arten (Biesmeijer et al. 2006) und die für die Bestäubung attraktiven Hummeln (Mand et al. 2002). Wie dramatisch die Entwicklung ist, zeigt die Tatsache, dass seit 1951 in Europa vier Hummelarten ausgestorben sind und mittlerweile 80% der Arten in mindestens einem Land auf der Roten Liste geführt werden (Kosior et al. 2007). Die Lage ist bei den vielen unauffälligeren und unbekannteren Wildbienen noch wesentlich bedrohlicher.

Auch die vom Menschen als Bestäuber kultivierte Honigbiene (*Apis mellifera*) ist von dieser Entwicklung betroffen (Kremen et al. 2002). Der weltweite Rückgang, der in den USA im Jahr 2007 in einem der größten Massensterben gipfelte (Cox-Foster et al. 2007), ist auch in Europa spürbar. Alleine in Österreich ist die Anzahl der Bienenvölker im Zeitraum von 1993 bis 2003 um 200.000 Völker zurückgegangen (Fuchs & Muller 2004). Die Bestände der Honig-



biene in Deutschland haben sich vergleichbar entwickelt. In der Zeit von 1990 bis 2000 sank die Zahl der Bienenvölker auf nahezu die Hälfte (Abb. 1).

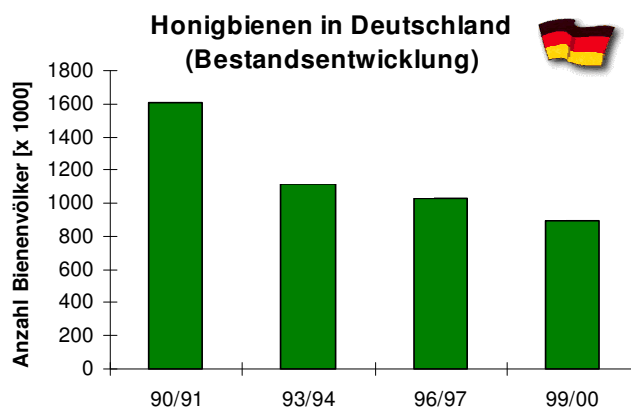


Abb.1: Entwicklung der Bienenvölker in Deutschland (Quelle: BMVEL Ref. 425)

Die Gründe für den Rückgang der Bienen sind vielfältig. Als Hauptursachen lassen sich in erster Linie der **Verlust von Lebensräumen** (Westrich 1989) und Landschaftsveränderungen, wie **Fragmentierung** und eine **Intensivierung und Änderung der Landwirtschaft** ausmachen (Kearns et al. 1998; Carvell et al. 2004). Dazu im Einzelnen:

Verlust von Lebensraum

Wie bei allen Organismen wirkt sich der Verlust lebensnotwendiger Elemente wie Nistgelegenheiten, Nahrungsressourcen oder Treffpunkte zur Reproduktion auch bei den Wildbienen unmittelbar auf deren Vorkommen aus. Im Gegensatz zu vielen anderen Tierarten sind Wildbienen aufgrund ihrer geringen Körpergröße in Ihrer Mobilität beschränkt. Deshalb müssen Nistgelegenheit und Nahrungsressourcen räumlich eng kombiniert vorliegen (Gathmann & Tschamtko 2002). Schon der Verlust eines Faktors kann gravierende Folgen haben (Cane & Tepedino 2001). Bisherige Untersuchungen zeigen, dass besonders das Verschwinden von Strukturelementen wie Hecken und Randstreifen sowohl die Diversität als auch die Abundanz von Wildbienen reduziert. (Soderstrom et al. 2001; Backman & Tiainen 2002; Croxton et al. 2002; Hines & Hendrix 2005). Umgekehrt wird die herausragende Stellung dieses Habitattyps für Wildbienen (und im speziellen für Hummeln) durch die positiven Befunde bei einer Wiederherstellung von Randstrukturen belegt (Pywell et al. 2005; Marshall et al. 2006; Carvell et al. 2007; Ockinger & Smith 2007). Daneben scheint das Vorhandensein halbnatürlicher Habitate für viele Wildbienen von größter Bedeutung zu sein (Steffan-Dewenter et al. 2001; Steffan-Dewenter et al. 2002; Kleijn & van Langevelde 2006). Eine zentrale Stellung nehmen hierbei das diverse Angebot nutzbarer Nahrungsressourcen (Hines & Hendrix 2005) und die Verfügbarkeit adäquater Nistgelegenheiten ein. (Potts et al. 2005; Kim et al. 2006).



Es sind in erster Linie die bodennistenden Wildbienen, die im Hinblick auf die Nistmöglichkeiten besonders sensibel reagieren (Kim et al. 2006). Künstliche Habitate haben für diese Gruppe und für spezialisierte Arten nur einen untergeordneten Wert, da sie entweder keine geeigneten Nahrungsressourcen bieten oder die Nistgelegenheiten zu häufigen Störungen ausgesetzt sind. Frühere Untersuchungen zeigen auch, dass blütenreiche Brachen in der Agrarlandschaft für viele Wildbienen besonders wichtig sind (Neal 1998). Ihr Verlust führt über das Verschwinden der Blütenpflanzen zu einer Abnahme der assoziierten Wildbienenfauna. (Steffan-Dewenter & Tschardtke 2001).

Fragmentierung der Landschaft

Schon der Habitatverlust alleine zeigt durchdringende und zerstörende Einflüsse auf die Biodiversität in den verbleibenden Habitaten. Die Stärke dieser ökologischen Folgen kann aber durch die Fragmentierung der verbleibenden Habitate noch verschlimmert werden (Fahrig 2003). Fragmentierung ist ein Phänomen der Landschaft, das Arten mit geänderten Umweltbedingungen, reduzierten Habitatgrößen, einer stärkeren Isolation und neuen ökologischen Grenzen konfrontiert. Die Folgen für das Individuum sind vielfältig und variieren stark in Abhängigkeit von der Überlebensstrategie und den Ansprüchen der betroffenen Arten. (Ewers & Didham 2006) Für Wildbienen bedeutet dies, dass die Fragmentierung einer Landschaft zunächst keine generell negativen bzw. positiven Effekte bedingt (Donaldson et al. 2002). Beispielsweise erhöht die Fragmentierung von Waldhabitaten in den Tropen die Wildbienenendiversität und sorgt so für eine effizientere Bestäubung des Kaffees. (Ricketts 2004) Fokussiert man die Betrachtung jedoch auf die Auswirkungen in der Agrarlandschaft überwiegen eindeutig die negativen Folgen.

Die Fragmentierung verschlechtert für Wildbienen die Erreichbarkeit neuer Habitate (Gathmann et al. 1994; Kim et al. 2006) oder von Teillebensräumen (Rathke 1993). Aufgrund der Lebensweise von Wildbienen besteht eine räumliche Trennung von Nist- und Nahrungshabitaten. Beide müssen aber in einem ökonomisch sinnvollen Abstand zueinander liegen (Gathmann & Tschardtke 2002). Eine Überschreitung dieser Distanz hat eine Reduktion der Diversität und Abundanz von Wildbienen zur Folge (Hines & Hendrix 2005). Dies steigert das Aussterberisiko von Wildbienen in fragmentierten Lebensräumen (Aizen & Feinsinger 1994a). Allerdings muss hierbei zwischen spezialisierten und generalistischen Wildbienen unterschieden werden. Spezialisten sind aufgrund der extrem engen Bindung an einzelne Futterpflanzen oder spezielle Nisthabitate in der Regel deutlich stärker von einer Fragmentierung betroffen (Ashworth et al. 2004; Cane et al. 2006). Die Konnektivität der Habitate (Cane 2001; Steffan-Dewenter 2003a) und die Landschaftsmatrix (Dauber et al. 2003; Hirsch et al. 2003) sind somit ein bestimmender Faktor für die Diversität und Abundanz von Wildbienen.



Die Fragmentierung der Landschaft führt zudem zu einem veränderten und in den meisten Fällen zu einem verringerten Blütenbesuch (Goverde et al. 2002). Diese Bestäuberlimitierung wirkt sich kausal auf die Diversität der Pflanzen aus (Cunningham 2000; Aguilar et al. 2006). Besonders kleine Pflanzenpopulationen und selbstinkompatible Arten erleiden durch den verringerten Samenansatz einen reduzierten Reproduktionserfolg (Matsumura & Washitani 2000; Tomimatsu & Ohara 2002; Krauss et al. 2004; Wagenius 2006). Dies führt zu einem größeren Aussterberisiko mancher Arten (Lennartsson 2002). Hierbei sind generalistische und spezialisierte Pflanzen gleichermaßen gefährdet (Ashworth et al. 2004) und auch bei fremdbestäubten Arten erhöht sich das Risiko, lokal auszusterben (Aizen & Feinsinger 1994b; Aizen et al. 2002). Die Fragmentierung der Landschaft wirkt also dann auf den Reproduktionserfolg von Wildpflanzen, wenn sie weiter voneinander entfernt sind als der Sammelradius des entscheidenden Bestäubers (Nielsen & Ims 2000; Matthies et al. 2004). Das Verschwinden gerade dieser Pflanzen, bei denen es sich meist um bevorzugte Futterpflanzen von Hummeln und anderen Wildbienen handelt, verstärkt aber rückwirkend den Druck auf diese Bestäuber. (Carvell et al. 2006) Damit beginnt eine Spirale, die infolge der Verminderung der Bestäubung von Kulturpflanzen auch ökonomische Folgen mit sich bringt. (Kearns et al. 1998).

Für die Erforschung der ökologischen Folgen des Biodiversitätsverlustes ist die Landschaftsebene eine entscheidende Größe und es ist eine der größten Herausforderungen (der Zukunft), Biodiversitätsdynamiken und Ökosystemprozesse zu erkennen. (Loreau et al. 2001)

Intensivierung und Änderung der Landwirtschaft

Die Intensivierung und Erweiterung der modernen Landwirtschaft ist eine der bedeutsamsten Bedrohungen für die Biodiversität weltweit. Im letzten Viertel des 20. Jahrhunderts gab es in Europa einen dramatischen Rückgang in der Verbreitung und Abundanz vieler Arten, die mit der Agrarlandschaft assoziiert sind (Hole et al. 2005). Dadurch kann die Intensivierung als einer der wichtigsten Faktoren für die Störung ökologischer Prozesse angesehen werden (Hodgson et al. 2005). In erster Linie ist es die Änderung der Bewirtschaftungsform mit einer Abkehr von Traditionen, die zu großen Umbrüchen führen. Beispielsweise verändert das Verschieben von Mahdterminen (Sjodin 2007) beziehungsweise der Mahdhäufigkeit (Fitzpatrick et al. 2007) das Spektrum vorkommender Wildkräuter (Steffan-Dewenter & Leschke 2003). Damit unweigerlich verbunden geht auch ein Rückgang der blütenbesuchenden Insekten (Schweiger et al. 2007) und der Wildbienen (Kruess & Tscharnkte 2002) im speziellen einher. Die Folgen sind schlimmstenfalls der Wegfall wichtiger „Ecosystem Services“ (Tilman et al. 2001).



Ein weiteres großes Problem der Intensivierung ist der verstärkte Einsatz von Düngern und Pestiziden (Roschewitz et al. 2005). Hierdurch bedingt verändert sich das Gefüge der Ackerwildkräuter, was zu eklatanten Verschiebungen in der begleitenden Tierwelt führt (Cunningham et al. 2002; Ockinger et al. 2006). Richtet man sein Augenmerk auf den Einsatz von Herbiziden, zeigt sich, dass besonders der verstärkte Anbau von Winterfeldfrüchten, wie beispielsweise Raps, dieses Problem verstärkt (Marshall et al. 2003). Wie stark diese Verschiebungen sind, lässt sich im Vergleich von ökologisch bewirtschafteten und konventionell bewirtschafteten Flächen deutlich erkennen (Belfrage et al. 2005). Der Anteil insektenbestäubter Pflanzen ist auf ökologisch bewirtschafteten Flächen deutlich höher, während die windbestäubten Arten auf konventionellen Flächen überwiegen (Gabriel & Tschardt 2007). Allgemein findet man auf ökologisch bewirtschafteten Flächen eine diversere und abundantere Wildkräuterfauna (Holzschuh et al. 2007) und in Folge dessen auch eine wertvollere Wildbienenfauna (Knop et al. 2006).

Landschaft und die Kulturpflanze Raps

In den letzten Jahren kann man feststellen, dass die so lange eintönig grün oder braun wirkende Landschaft zeitweise wieder an Farbe gewinnt. Dies liegt allerdings nicht etwa an der Abkehr von der intensiven Landwirtschaft. Die gelben Farbtupfer sind vielmehr dem stark gestiegenen Anbau von Raps zu verdanken. Mit einer Anbaufläche von 1,34 Mio. Hektar (Statistisches Bundesamt 2007) ist diese Kulturpflanze einer der Gewinner der verstärkten Bemühungen zur Förderung nachwachsender Rohstoffe. Zum Vergleich: 1953 lag die Anbaufläche bei ca. 120.000 ha, 1990 noch bei rund 720.000 Hektar (Christen & Friedt 2007).

Raps gehört grundsätzlich zu den selbstkompatiblen Pflanzen (Rahman 2005). Meist reicht aber eine Selbstbestäubung allein nicht aus (Eisikowitch 1981) und die Fremdbefruchtung durch Insekten führt zu deutlich besseren Bestäubungsraten. Aus diesem Grund wurden bereits in der Vergangenheit hauptsächlich in Kanada, Frankreich und China Versuche mit Bestäubern durchgeführt (Mohr & Jay 1988; Picard-Nizou et al. 1992). Für einige Sorten konnten positive Effekte durch Insekten ausgemacht werden (Mishra et al. 1988; Brunel et al. 1994). Neuere Untersuchungen zeigen bei dem Einsatz von einem Bienenvolk pro Hektar eine Steigerung der Erträge um 20% (Manning & Wallis 2005). Allerdings kamen einige Autoren auch zu wesentlich schlechteren Ergebnissen (Langridge & Goodman 1982). Die Ursache liegt offensichtlich an der großen Variabilität der bisher untersuchten Rapsorten. Diese drückt sich im Grad der Selbstbestäubungsfähigkeit, der Attraktivität der Blüten, beispielsweise durch unterschiedliche Nektar- bzw. Pollenmengen und verschiedenartigen olfaktorischen Stimuli aus (Pham-Delegue et al. 1993). Besonders die Nektarmenge bestimmt die Blütenbesuchszeit von Bestäubern (Cresswell 1999) und damit häufig auch den Bestäubungserfolg. Vorzugsweise bei Sorten, die Probleme in der Pollenproduktion aufweisen (Bot-



terman 1996), oder bei produktionsbedingter Pollenlosigkeit (z.B. in der Hybridzüchtung) spielen Insekten eine besondere Rolle (Soroka et al. 2001). Bei der Herstellung bzw. der Saatgutproduktion von Hybriden übernehmen häufig Blütenbesucher als Vektor die punktgenaue Übertragung des Pollens. Bei einigen Sorten, vor allem jenen mit geringem Pollengehalt, ist diese Funktion auch im Feldanbau von großer praktischer Bedeutung.

Ökonomische Aspekte der Bestäubung

Bestäuber (Fledermäuse, Vögel, Bienen, Käfer, Schmetterlinge usw.) übernehmen nahezu unschätzbare ökonomische und ökologische Aufgaben für Menschen, Blütenpflanzen und die übrige Natur (Carreck & Williams 1998). Bienen sind hierbei die dominierenden Bestäuber. Rund 17.000 bekannte Arten bestäuben viele der rund 250.000 Angiospermen der Erde. Fontaine (2006) kommt zu dem Schluss, dass 70 bis 90 % der angiospermen Pflanzen auf eine generelle oder fakultative Bestäubung durch Tiere angewiesen sind.

Die Bestäubung durch Bienen ist häufig der erste Schritt in der Produktion von Gemüse, Früchten und Samen, die schließlich 15 bis 35 % der menschlichen Ernährung ausmachen (Greenleaf & Kremen 2006b). Weltweit werden 87 der 115 wichtigsten Kulturpflanzenarten durch Insekten bestäubt und rund 35% der jährlichen Welternte hängt vom erfolgreichen Zusammenspiel von Krabbeltier und Pflanze ab (Klein et al. 2007; Kremen et al. 2007).

Als zentraler Dienstleister wird allgemein die vom Menschen kultivierte Honigbiene angesehen. Allerdings ist schon seit der Mitte des 19. Jahrhunderts bekannt, dass die Honigbiene für bestimmte Pflanzen ein qualitativ minderwertiger Bestäuber ist (Henslow 1867). Dies unterstreicht die wichtige, auch ökonomisch interessante Rolle alternativer Bestäuber. Schon heute sind einige leicht kultivierbare Wildbienen wie Hummeln aus der modernen Gewächshauskultur nicht mehr wegzudenken (Ercan & Onus 2003; Velthuis & van Doorn 2006). Natürliche Bestäuber leisten aber auch im Freiland messbare Dienste. In der Kaffeebestäubung bringt die Anwesenheit von Wildbienen einen beachtlichen Ertragszuwachs von 20% und einen Qualitätsgewinn von 27 % (Ricketts et al. 2004). Weitere Studien zeigen, dass die Interaktion von Honigbienen und Wildbienen die Bestäubungsrate bei Kulturpflanzen sogar verdoppeln kann. Natürliche Wildbienenpopulationen nehmen also über diese Interaktion die bedeutsame Funktion ein, die ökonomischen Folgen des Rückgangs der Honigbienen abzupuffern (Greenleaf & Kremen 2006b).

Derzeit sieht es allerdings so aus, als könnten wir die Wildbienen und deren Leistungen auf globaler Ebene durch Zerstörung von Habitaten verlieren und auf eine Krise landwirtschaftlicher Produktion zusteuern (Kremen et al. 2002; Buchmann & Ascher 2005) Die Vernachlässigung dieser Zusammenhänge durch die moderne Landwirtschaft lässt die Bestäubung durch Wildbienen und andere Blütenbesucher oft zu einem riskanten Glückspiel werden (Klein et al. 2007).



Die Honigbiene und Alternativen in der Bestäubung

Kultivierte Honigbienen waren und sind mit Sicherheit die wichtigsten Bestäuber in der Kulturlandschaft, und sofern nicht alle Völker durch eine Katastrophe aussterben, wird dies auch in Zukunft so bleiben. Der Grund dafür ist die verhältnismäßig einfache Handhabung einer unglaublichen Menge von Arbeiterinnen. Kurz gesagt könnte es heißen: „Die Masse macht´s.“ Allerdings gibt es unter den Wildbienen eine Reihe weiterer Arten, die eine ökologisch wertvolle und ökonomisch sinnvolle Alternative darstellen können. Besonders für spezielle Aufgaben, wie beispielsweise die Produktion von Saatgut, oder für den Einsatz unter klimatisch ungünstigen Verhältnissen, sind Wildbienen attraktiv. Zumal viele Untersuchungen in der Vergangenheit gezeigt haben, dass die Honigbiene in Sachen Genauigkeit und Effektivität keine Ruhmesleistungen vollbringt. Schon 1867 berichtet Henslow über die „üble“ Eigenschaft der Honigbiene, den Nektar aus Blüten zu stehlen und zur Bestäubung von *Medicago sativa* wenig beizutragen. Eine Vielzahl vergleichender Studien belegt dieses Verhalten. (Bjorkman 1995)

Hinsichtlich der Effektivität zeigt sich immer wieder, dass viele Wildbienenarten den Honigbienen um Längen voraus sind (Javorek et al. 2002; Slaa et al. 2006; Benachour et al. 2007). Die Wildbiene *Eucera* bestäubt Bohnen beispielsweise 32-mal besser als die Honigbiene (Pierre et al. 1999). Auch für die Bestäubung von Paprika und Chili erwiesen sich Wildbienen als deutlich effektiver als ihre kultivierten Verwandten (Raw 2000; Cauich et al. 2006). Die Liste der Beispiele lässt sich auf viele weitere Kulturpflanzen wie Klee, Süßklee, Luzerne, Äpfel, Blaubeeren, Mandeln usw. ausdehnen. Selbst bei selbstkompatiblen Arten wie der Grapefruit kann deren Einsatz die Bestäubung um das sechsfache gegenüber den Ausschluss von Bestäubern steigern (Chacoff & Aizen 2007). Aus ökonomischer Sicht und hinsichtlich der praktischen Umsetzung muss man allerdings eine Vielzahl von Experimenten hinterfragen. Wildbienenarten, die im kleinen Maßstab recht gut zu handhaben sind, erweisen sich im Nachhinein für den professionellen Einsatz oft als weniger geeignet. Eine Wildbiene, die sich bereits in der Praxis bewährt hat, ist *Osmia cornuta* (Cane 2005). Dies zeigte sich besonders im Freiland, etwa bei der Bestäubung von Apfel (Vicens & Bosch 2000b; Ladurner et al. 2004) oder Birne (Maccagnani et al. 2003). Aufgrund ihrer leichten Handhabbarkeit und der geringen räumlichen Ansprüche ist auch der Einsatz in geschlossenen Systemen möglich.



1.3 Hypothesen

Aufgrund der vorangegangenen Überlegungen wurden folgende Hypothesen aufgestellt:

- I. Winterraps stellt für Wildbienen grundsätzlich eine attraktive Nahrungsquelle dar. Dies äußert sich darin, dass ein großer Anteil der lokalen Wildbienenfauna zumindest zeitweise Raps besucht.
- II. Die Struktur und Nutzungsform der umgebenden Landschaft beeinflussen die Diversität und Abundanz der Wildbienen durch das Angebot nutzbarer Strukturen und Nahrungsressourcen.
- III. Die Mobilität von Wildbienen wird größtenteils durch deren Körpergröße bestimmt. Folglich bedingt die Struktur und Nutzungsform der umgebenden Landschaft die Erreichbarkeit von Nahrungsressourcen und die Besiedelung geeigneter Habitate.
- IV. Die effektive Bestäubung von Winterraps ist einerseits von der erfolgreichen Übertragung des Pollens und andererseits von den Sorteneigenschaften abhängig. Die Wahl des Bestäubers beeinflusst sowohl die Quantität der Erträge als auch die resultierenden Korneigenschaften. Wildbienen sind für diese Aufgaben besonders gut geeignet.
- V. Unter Freilandbedingungen ist es möglich, die Bestäubung von Winterraps durch alternative Bestäuber zu beeinflussen.

1.4 Gliederung

Nach der obigen allgemeinen Einführung in das Thema der Arbeit (Kap. 1.2) und der sich anschließenden Vorstellung des Untersuchungsgebietes (Kap. 2) erfolgt die Bearbeitung der oben formulierten Hypothesen in Kapitel 3 „Ergebnisse und Diskussion“. Jedes Unterkapitel enthält eine kurze Einführung und die für die konkrete Fragestellung verwendeten Untersuchungsmethoden. Die ermittelten Ergebnisse werden in jedem Unterkapitel eigenständig diskutiert. Hierbei befasst sich das Kapitel 3.1 „Blütenbesucher an Winterraps“ mit Hypothese I. Das Kapitel 3.2 „Landschaft und Bestäuber“ geht auf die Hypothesen II und III und das Kapitel 3.3 „Bestimmung der Bestäuberleistung“ auf Hypothese IV ein. Hypothese V wird in Kapitel 3.4 „Bestäubung und Erträge im Freiland“ bearbeitet. Daraus resultierende Perspektiven und Handlungshinweise werden im abschließenden Kapitel 4 „Perspektiven und praktische Anwendungen“ formuliert.



2 DAS UNTERSUCHUNGS- GEBIET

Das Untersuchungsgebiet verteilte sich auf die räumlich eng beieinander liegenden mittelhessischen Regionen „Lahn-Dill-Bergland“ und „Amöneburger Becken“ (Abb. 2). Hierbei wurden die Untersuchungen zu Fragestellungen des Einflusses von Landschaftsparametern im Lahn-Dill-Bergland durchgeführt. Daneben wurde Rauschholzhausen im Amöneburger Becken als Standort für die Untersuchungen zur Effektivität der unterschiedlichen Bestäuber und Rapssorten gewählt. Die Versuchsfelder wurden hier von dem Agrarwissenschaftlichen Versuchsgut in Rauschholzhausen zur Verfügung gestellt.

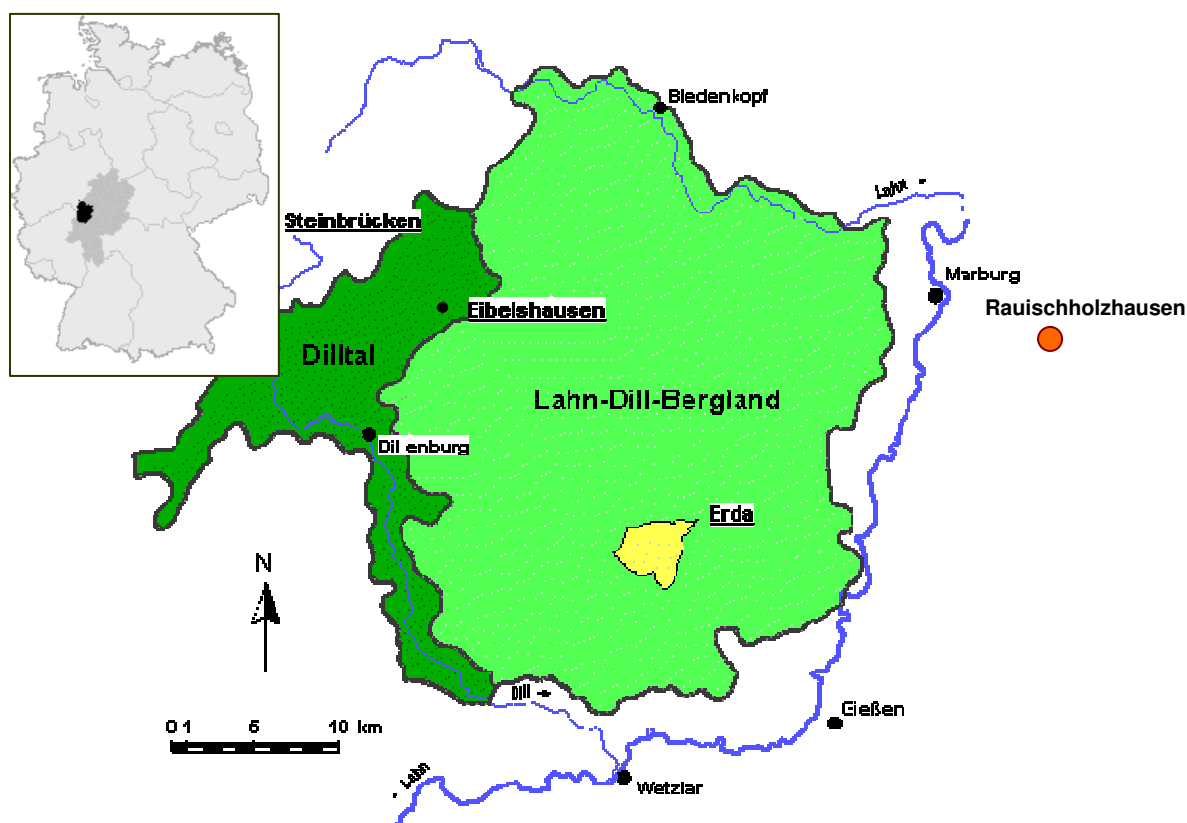


Abb. 2: Das Untersuchungsgebiet Lahn-Dill-Bergland mit der Gemarkung Erda und Rauschholzhausen im Osten.

2.1 Lage und Nutzung

Das **Lahn-Dill-Bergland** ist eine zusammenhängende, waldreiche Mittelgebirgsregion am Ostrand des Rheinischen Schiefergebirges, zu der 15 Gemeinden der Landkreise Gießen, Marburg-Biedenkopf und Lahn-Dill gehören. Die Region zeichnet sich durch seinen ländlichen Charakter und eine sehr geringe Bevölkerungsdichte aus (165 Personen pro km², 58 % des hessischen Landesdurchschnittes) (Krell & Hummelsheim 1998). Die räumlichen Be-



grenzungen stellen im Westen die Dill und im Norden, Osten und Süden die Lahn dar. Die höchsten Lagen der Region liegen bei etwa 600 m (Umweltatlas Hessen 2005).

Der Waldanteil ist im Lahn-Dill-Bergland höher als im Amöneburger Becken. Bei den Forsten handelt es sich überwiegend um Buchenwälder des Typs Melico-Fagetum und Luzulo-Fagetum, der Nadelholz-Anteil ist sehr gering. Der Ackerbau ist insgesamt rückläufig, da er wegen der flachgründigen, steinigen Böden immer relativ ertragsarm geblieben ist (Umweltatlas Hessen 2005). Außerdem führten die ungünstigen natürlichen Voraussetzungen für die Landbewirtschaftung und die traditionelle Realerbteilung, welche die Größe der bewirtschafteten Parzellen immer weiter verringerte, zu einer extensiven Nebenerwerbslandwirtschaft (Nowak 1988). Rund 50 % der Betriebe im Lahn-Dill-Bergland bewirtschaften weniger als 10 ha Fläche (Gemeinde Dietzhölztal; www.hsl.de). Daneben mindert das Klima gerade in den Gebirgslagen die Ertragsfähigkeit der Standorte (Krell & Hummelsheim 1998).

Die extensive Bewirtschaftung der kleinparzelligen Flächen führte zu einer reichhaltig strukturierten Kulturlandschaft mit einer hohen ökologischen Vielfalt (Abb. 3). In den letzten Jahrzehnten sind jedoch starke Veränderungen in der Landnutzungspraxis zu verzeichnen. Seit den 50er Jahren ist, aufgrund der geringen Wirtschaftlichkeit und der mühseligen Bewirtschaftungspraktiken, ein zunehmender Rückzug aus der Landwirtschaft und damit eine Verringerung der Ackerflächen zu verzeichnen. Daraus resultierte eine erhebliche Ausdehnung des Grünlandanteils (Kohl 1978), die den Begriff der „Sozialbrache“ prägte (Schulze-von-Hanxleden 1972).



Abb. 3: Landschaftsstruktur, Lahn-Dill-Bergland 2001. Foto: R.KRISTEN



Andererseits kann man in den letzten Jahren eine Intensivierung der Landwirtschaft in den Gunstgebieten erkennen. Beides führt jedoch zu einem Verlust struktureller Vielfalt. Die damit verbundene Verringerung unterschiedlicher Habitats führt zu einem Schwund biologischer Vielfalt. Um dem entgegen zu wirken, müssen sowohl alte Grünlandflächen erhalten werden als auch mit einem geeigneten Nutzungskonzept Rotationszyklen eingeführt werden, um ein Mosaik von Flächen unterschiedlichen Alters zu erhalten (Waldhardt & Otte 2003).

Das **Amöneburger Becken** ist neben der Wetterau und dem Fritzlar-Wabener Becken ein Teil der westhessischen Senkenabfolge und schließt sich östlich an das Lahntal an (Pletsch 1990). Die Region ist nahezu völlig waldfrei. In Zentrum ragt der basaltische Bergkegel der Amöneburg mit einer Höhe von 362 m über NN rund 160 m hoch auf (Abb. 4). Die Basaltkuppel entstand vor ca. 8 Mio. Jahren und gehört zu einer Reihe kleinerer vulkanischer Schloten. Die Untersuchungsflächen in Rauischholzhausen liegen im südlichen Teil des Naturraumes, dem fruchtbaren, rein ackerbaulich genutzten **Ebsdorfergrund** (Umweltatlas Hessen 2005). Ebsdorfergrund ist eine aus elf Dörfern bestehende Gemeinde im Südosten des Landkreises Marburg-Biedenkopf. Hinsichtlich der landwirtschaftlichen Nutzung überwiegt in dieser Region eine deutlich intensivere Bewirtschaftung mit größeren Flächengrößen als im Lahn-Dill-Bergland.



Abb. 4: Landschaft, Amöneburger Becken mit Amöneburg in Frühnebel 2002. Foto: R.KRISTEN

2.2 Geologie und Böden

Das **Lahn-Dill-Bergland** ist ein östlicher Ausläufer des Rheinischen Schiefergebirges. Seine ältesten Gesteine stammen aus der Zeit des Erdaltertums, des Paläozoikums. Überwiegende Gesteine dieser Region sind Tonschiefer, Kieselschiefer, Grauwacken und Quarzite, Sandstein, Diabasen und devonische und carbonische Kalksteine (Waldhardt & Simmering 2004). Ausgangsmaterial der Bodenbildung sind vorwiegend pleistozäne und holozäne Se-



dimente aus dem Erdneuzeitalter. In den Kuppenlagen befinden sich häufig Braunerde-Ranker, Ranker und Ranker-Braunerden, im Ober- bis Mittelhangbereich flach- bis mittelgründige Braunerden. Die Unterhänge werden durch Pseudogleye und Pseudogley-Braunerden oder Braunerden und Parabraunerden geprägt (Szibalski 2000).

Östlich der Lahnberge liegt im **Amöneburger Becken** das flache Lößhügelland des Ebsdorfer Grundes (Umweltatlas Hessen 2005), in welchem eine Untersuchungsfläche liegt. Der in dieser Region überwiegende Boden ist die Parabraunerde, außerdem kommen Pseudogley-Parabraunerde und Kolluvisol vor.

2.3 Klima und Witterung

Abhängig von der Höhenlage und der Exposition werden im **Lahn-Dill-Bergland** mittlere jährliche Niederschläge von 650-1100 mm und mittlere Jahresdurchschnittstemperaturen von 8°C gemessen. In höheren Lagen ab etwa 300 m liegt die Durchschnittstemperatur bei etwa 7°C etwas niedriger, in tieferen Lagen geringfügig höher (Umweltatlas Hessen 2005). Die Vegetationsperiode in den mittleren Höhenlagen ist mit 200 - 210 Tagen 20 bis 30 Tage kürzer als im östlich angrenzenden Lahntal (Krell & Hummelsheim 1998).

Im **Amöneburger Becken** sind die mittleren Jahrestemperaturen mit etwa 9°C und die jährlichen Niederschläge mit etwa 650 mm denen der niedrigen Lagen des Lahn-Dill-Berglandes vergleichbar (Umweltatlas Hessen 2005).

2.4 Potentielle natürliche Vegetation

Die potentielle natürliche Vegetation einer Region ist der Vegetationstyp, der sich ohne anthropogene Einflüsse aufgrund der vorherrschenden gegenwärtigen Umweltbedingungen herausbilden würde. Als solche werden für Mitteleuropa bis auf wenige Extremstandorte Waldgesellschaften angenommen.

Im **Lahn-Dill-Bergland** liegt der Waldanteil mit 50 % über dem Landesdurchschnitt von 40 % (Krell & Hummelsheim 1998). Auf sauren und nährstoffarmen Mittelgebirgsböden ist der Hainsimsen-Buchenwald (Luzulo-Fagetum) weit verbreitet, auf basen- und nährstoffreichen Standorten der Perlgras- oder auch Waldmeister-Buchenwald (Melico-Fagetum bzw. Galio-odorati-Fagetum) (Klausing & Weiß 1986). Beide Waldgesellschaften sind im Lahn-Dill-Bergland vertreten und können aufgrund ihrer Artenzusammensetzung als naturnah gelten (Umweltatlas Hessen 2005).

Die heutige potentielle natürliche Vegetation im **Amöneburger Becken** wären der Flattergras-Hainsimsen-Buchenwald (Milio-Luzulo-Fagetum), Flattergras-Buchenwald (Milio-Fagetum), Perlgras- oder auch Waldmeister-Buchenwald (Melico-Fagetum bzw. Galio-odorati-Fagetum) (Bohn 1996).



3 ERGEBNISSE UND DISKUSSION

3.1 Blütenbesucher an Raps

3.1.1 Einleitung

Die Pflanzenfamilie der Kreuzblütler (Brassicaceen), zu der auch der Raps zählt, wird charakteristischerweise von Insekten bestäubt. Diese Aufgabe kann von einer Reihe von Blütenbesuchern übernommen werden, wobei nicht alle Insektengruppen gleich gut geeignet sind. Während allotrope Blütenbesucher (z.B. viele Käfer und Fliegen) keine besonderen Anpassungen hinsichtlich des Blütenbesuchs aufweisen und den Pollen daher nur zufällig übertragen, sind hemi- und eutrope Blütenbesucher (z.B. Bienen, Schwebfliegen und Schmetterlinge) morphologisch oder durch ihr Verhalten an den Blütenbesuch angepasst (Loew 1895). Sie übertragen den Pollen daher deutlich besser auf das Stigma. Die Bienen (Apoidea) gelten hierbei allgemein als die wichtigsten Vertreter, wenn es um die Bestäubung von Kulturpflanzen geht (Corbet 1992; Williams 1996).

Neben der Honigbiene kommen in Deutschland etwa 530 Wildbienenarten vor (Westrich 1989). Der überwiegende Teil dieser Arten lebt solitär und ist aufgrund der meist geringen Körpergröße sehr unauffällig. Alle Bienen sind als Blütenbesucher wertvolle Bestäuber fremdbefruchteter Pflanzen und damit potentiell auch des Raps. Allerdings muss man zwischen polylektischen und oligolektischen Arten unterscheiden. Während die polylektischen Taxa (darunter die Honigbiene und die Hummeln) viele verschiedene Pflanzen anfliegen, sind die oligolektischen Arten auf wenige Pflanzenarten spezialisiert. Daneben unterscheiden sich Wildbienen auch aufgrund ihrer Nistweise. Prinzipiell lassen sich unterirdisch (endogäisch) und überirdisch (hypergäisch) nistende Bienen differenzieren. Endogäische Arten benötigen als Nisthabitate offene bis schütter bewachsene Stellen, an denen sie ihre Erdnester anlegen können. Hypergäische Arten sind dagegen auf das Vorhandensein von hohlen Stängeln, Fraßlöchern in Holz oder anderen Hohlräumen angewiesen, in denen sie ihre Brutzellen anlegen können. Daraus ergeben sich sehr differenzierte Ansprüche an das Nisthabitat und in Folge dessen können diese Arten nicht in jeder Umgebung vorkommen. Viele Wildbienen stellen also durchaus komplexe Ansprüche an ihre Umwelt.

Diese Umwelt hat aber gerade in den letzten Jahren deutliche Änderungen erfahren (Croxton et al. 2002). Die Intensivierung der Landwirtschaft führte zum Verschwinden bzw. der Fragmentierung vieler für die Wildbienen wichtiger Ressourcen (Kearns et al. 1998). Die Folge war ein deutlicher Rückgang geeigneter Niststrukturen sowie das Verschwinden „traditioneller“ Futterpflanzen. Stattdessen dominieren in der Agrarlandschaft derzeit für Wildbienen ungeeignete, intensiv genutzte Getreidekulturen (Marshall et al. 2003). Neben den wenigen verbliebenen Blütenpflanzen ist es in der Landschaft häufig nur der von Jahr zu Jahr steigende Bestand von Raps, der für Bienen eine Nahrungsquelle darstellen kann. Dieser ist



aber durchaus gut geeignet, da er mit Pollen und Nektar zwei wichtige Ressourcen für Wildbienen zur Verfügung stellt. Pollen ist aufgrund des hohen Anteils von Proteinen ein essentieller Bestandteil für die Aufzucht der Brut der Wildbienen (Westrich 1989). Den Nektar benötigen die Tiere für sich selbst. Dieser ist reich an Kohlehydraten und liefert somit viel Energie. Nektar ist bildlich gesprochen der Treibstoff, der die Biene antreibt (Heinrich 1993). Raps kann also durchaus eine attraktive Pflanze für Wildbienen sein. Aber welche Arten sind es genau, die man an Raps findet? Ein Ziel dieser Arbeit war es daher, die Blütenbesucher von Winterapsbeständen zu identifizieren. Grundlage für diese Untersuchung stellte folgende Hypothese dar.

Hypothese

I. Winteraps stellt für Wildbienen grundsätzlich eine attraktive Nahrungsquelle dar. Dies äußert sich darin, dass ein großer Anteil der lokalen Wildbienenfauna zumindest zeitweise Raps besucht. (Kap. 1.3)

3.1.2 Material und Methoden

3.1.2.1 Die Untersuchungsflächen

Die Untersuchungen zur Wildbienenfauna wurden in den Jahren 1999 bis 2001 auf Winterapsbeständen im Lahn-Dill-Bergland und auf Flächen des Versuchsgutes der JLU Gießen in Rauschholzhausen (Amöneburger Becken) durchgeführt. Schwerpunkt der Untersuchungen in den Jahren 1999 und 2000 waren die Gemeinde Erda mit zwölf Flächen (Abb. 5; Tab. 21, Anhang) und Rauschholzhausen mit vier Flächen (Tab. 21, Anhang).

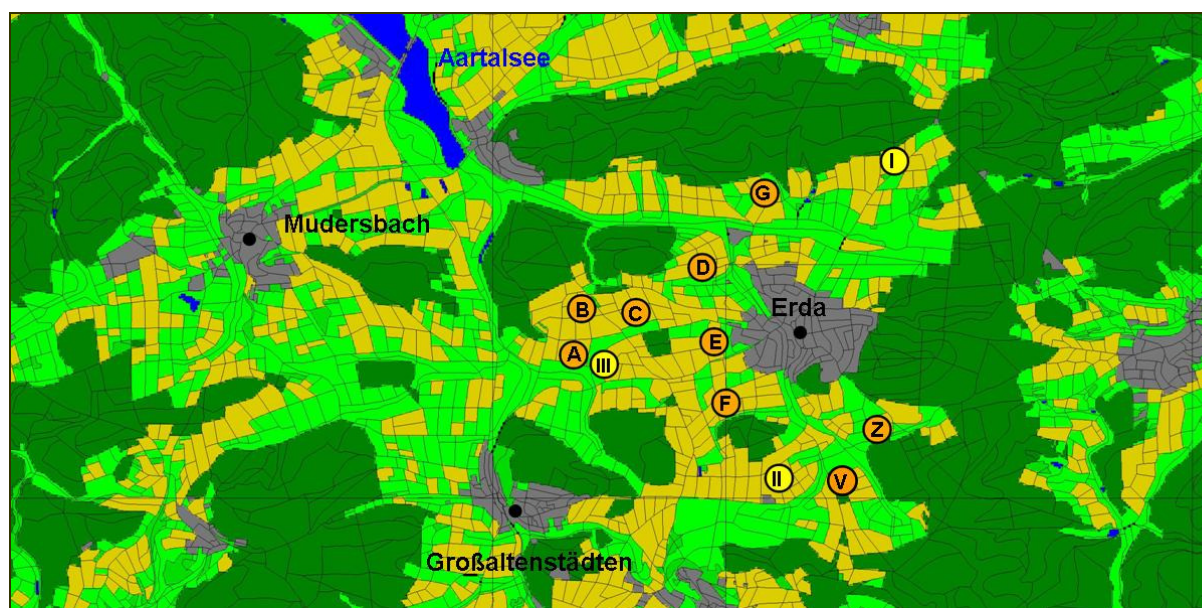


Abb. 5: Lage der Untersuchungsflächen in der Gemarkung Erda. Zuordnung der Nummern zu den Rechts-Hoch-Werten siehe Tab. 21, Anhang. ● 1999 ● 2000



Im Jahr 2001 wurden die Flächen im Zuge von Untersuchungen zum Landschaftseinfluss auf die Wildbienenfauna auf einen größeren Bereich des Lahn-Dill-Berglands ausgeweitet (Abb. 8). Eine Übersicht zur Lage der Flächen befindet sich im Anhang (Tab. 21, Anhang). Alle untersuchten Flächen wurden konventionell bewirtschaftet.

3.1.2.2 Erfassungsmethoden

Zur Ermittlung des Blütenbesucherspektrums und deren Aktivitätsdichten kamen gelbe Farbschalen mit einem Durchmesser von ca. 20 cm zum Einsatz. Farbschalen sind eine etablierte Erfassungsmethode (Aizen & Feinsinger 1994a; Cane et al. 2000), imitieren Blüten und fangen somit vor allem nahrungssuchende Insekten. Aufgrund ihrer anlockenden Wirkung auf blütenbesuchende Insekten sind Farbschalen zum Nachweis von Bienen geeignet (Lehmann 1961; Ssymank 1991). Der Vorteil dieser Methode liegt darin, dass Farbschalen permanent und auf allen Flächen synchron fangen. Außerdem ist der Erfolg unabhängig von der Geschicklichkeit des Fängers (Mühlenberg 1993). Daneben spielt im Gegensatz zu Sichtfängen die Größe, die Fluchtdistanz oder die Auffälligkeit der Insekten keine Rolle. Als Fangflüssigkeit wurde eine stark konzentrierte Salzlösung verwendet, der ein geruchloses Detergenz zugesetzt wurde.

In den Jahren 1999 und 2000 wurden pro Fläche jeweils zwei Reihen von Farbschalen in unterschiedlichen Entfernungen zur Feldgrenze installiert. Die Aufnahmen fanden jeweils während der Rapsblüte statt. In der Untersuchungsperiode 1999 wurden die Fallen zwischen dem 03.05.99 und 31.05.99 einmal wöchentlich geleert. Die Untersuchungsperiode 2000 umfasste den Zeitraum zwischen dem 29.04.00 und dem 29.05.00 bei ebenfalls wöchentlicher Leerung. Für die Aufnahmen des Jahres 2001 wurden pro Untersuchungsfläche je vier Farbschalen installiert. Die erste Leerung der Fallen erfolgte am 07.05.01 und daraufhin in einem Abstand von fünf Tagen über eine Periode von 25 Tage während der Rapsblüte im Mai (bis Anfang Juni). Die Fänge wurden daraufhin nach Taxa sortiert und die Wildbienen auf Artniveau bestimmt.

Zur Überprüfung der Erfassungsgenauigkeit der Farbschalenfänge wurden im Jahr 1999 zusätzlich gezielte Kescherfänge durchgeführt. Dies ist eine übliche Methode zur Erfassung von Bienen (Schmid-Egger 1995) und gilt für Blütenbesucher, für die nicht der farbliche, sondern der olfaktorische Stimulus (Manning 1955) von entscheidender Bedeutung ist, als besonders geeignet. Im Rahmen der Untersuchungen konnten aber mit dieser Methode keine Bienenarten erfasst werden, die nicht auch in den Farbschalen zu finden waren. Auf die Ergebnisse wird daher im Rahmen der Arbeit nicht näher eingegangen.



3.1.2.3 Determination

Viele Wildbienen lassen sich im Freiland nicht sicher bestimmen. Daher wurden die Fänge im Labor nach Taxa sortiert und die Wildbienen auf Artniveau bestimmt. Die Bestimmung erfolgte nach den Werken (Schmiedeknecht 1930; Ebmer 1969; Ebmer 1970; Ebmer 1971; Ebmer 1974; Dathe 1980; Ebmer 1984; Mauss 1992; Warncke 1992; Scheuchl 1995; Amiet 1996; Scheuchl 1996; Schmid-Egger & Scheuchl 1997; Amiet et al. 1999; Amiet et al. 2001). Biologische und ökologische Angaben entstammen ebenfalls der dort aufgeführten Literatur sowie Westrich 1989 und (Schmid-Egger et al. 1995). Die Angaben zur Gefährdung sind der „Roten Liste der Bienen“ (Westrich 1997) entnommen worden. Die Belegtiere befinden sich in der Sammlung des Verfassers.

3.1.3 Ergebnisse

Die Untersuchungen in den Jahren 1999 bis 2001 zur Ermittlung des Besucherspektrums von Winterraps zeigten, dass der größte Teil der ermittelten Blütenbesucher den allotropen Insekten zuzuordnen ist (Tab. 1). Das mit Abstand dominierende Taxon stellten die Dipteren mit Anteilen zwischen 62,3 % im Jahr 2000, 72,2 % im Jahr 1999 und 73,8 % im Jahr 2001 vom Gesamtfang dar. Die zweitgrößte Gruppe waren die Käfer (Coleoptera), die sich größtenteils aus „Schädlingen“, wie Rapsglanzkäfern und verschiedenen Rüsselkäfern, zusammensetzten. Der prozentuale Anteil der Käfer lag zwischen 13,2 % im Jahr 2001 und 20,5 % im Jahr 2000 (Tab. 1). Der Anteil wichtiger Bestäuber (Bienen, Schmetterlinge und Schwebfliegen) variierte zwischen 3,1 % (1999), 4,6 % (2000) und rund sechs Prozent im Jahr 2001. Die Wildbienen und die Honigbiene (*Apis mellifera*) machten den weitaus größten Teil dieser Gruppe aus. Schmetterlinge (Lepidoptera) und Schwebfliegen (Syrphidae) konnten dagegen nur in verschwindend geringen Anteilen von maximal 0,34 % festgestellt werden (Tab. 1).

Tab. 1: Prozentuale Anteile der Insekten in Farbschalenfängen auf Rapsfeldern in den Jahren 1999, 2000 und 2001. Wichtige Blütenbesucher sind kursiv dargestellt.

	1999	2000	2001
Diptera	72,15%	62,31%	73,81%
Coleoptera	15,59%	20,49%	13,22%
Hymenoptera (ohne Apoidea)	7,02%	9,58%	6,48%
<i>Apoidea (ohne Apis)</i>	1,87%	3,11%	3,45%
<i>Apis mellifera</i>	1,02%	0,96%	2,18%
<i>Lepidoptera</i>	0,06%	0,31%	0,06%
<i>Syrphidae</i>	0,15%	0,19%	0,34%
restliche Taxa	2,13%	3,04%	0,47%



Tab. 2: An Raps nachgewiesene Wildbienen der Jahre 1999, 2000 und 2001. Die hochgestellten Zahlen und Buchstaben geben den Gefährdungsstatus nach „Die Rote Liste der Bienen“ (Westrich 1997) an.

Art	1999	2000	2001	Art	1999	2000	2001
<i>Andrena angustior</i>	✓		✓	<i>Bombus ruderarius</i> ³	✓		
<i>Andrena bicolor</i>	✓	✓	✓	<i>Bombus soroeensis</i> ^V	✓		
<i>Andrena chrysopeya</i> ²	✓			<i>Bombus sylvarum</i> ^V		✓	
<i>Andrena chrysoceles</i>	✓	✓	✓	<i>Bombus terrestris</i>	✓		
<i>Andrena cineraria</i>	✓	✓	✓	<i>Bombus veteranus</i> ³		✓	
<i>Andrena dorsata</i>	✓	✓	✓	<i>Chelostoma florisomne</i>		✓	
<i>Andrena flavipes</i>	✓	✓	✓	<i>Halictus rubicundus</i>	✓	✓	✓
<i>Andrena floricola</i> ^G	✓			<i>Halictus tumulorum</i>		✓	✓
<i>Andrena fucata</i>			✓	<i>Lasioglossum albipes</i>	✓	✓	✓
<i>Andrena fulva</i>	✓	✓	✓	<i>Lasioglossum calceatum</i>		✓	
<i>Andrena fulvida</i> ³	✓			<i>Lasioglossum laevigatum</i> ³			✓
<i>Andrena gelriae</i> ³		✓	✓	<i>Lasioglossum laticeps</i>			✓
<i>Andrena gravida</i>		✓	✓	<i>Lasioglossum lativentre</i> ³		✓	✓
<i>Andrena haemorrhoa</i>	✓	✓	✓	<i>Lasioglossum leucopus</i>	✓		
<i>Andrena helvola</i>		✓		<i>Lasioglossum leucozonium</i>	✓		
<i>Andrena jacobi</i>		✓	✓	<i>Lasioglossum malachurum</i>			✓
<i>Andrena labialis</i> ^V	✓		✓	<i>Lasioglossum morio</i>			✓
<i>Andrena labiata</i>	✓			<i>Lasioglossum nitidiusculum</i> ^V			✓
<i>Andrena minutula</i> -Aggr.	✓	✓	✓	<i>Lasioglossum nitidulum</i>		✓	
<i>Andrena nigroaenea</i>	✓	✓	✓	<i>Lasioglossum pauxillum</i>		✓	✓
<i>Andrena nitida</i>	✓	✓	✓	<i>Lasioglossum punctatissimum</i>	✓		
<i>Andrena ovatula</i> -Aggr.		✓		<i>Lasioglossum villosulum</i>			✓
<i>Andrena tibialis</i>			✓	<i>Lasioglossum xanthopus</i> ^V	✓		
<i>Andrena varians</i>	✓	✓	✓	<i>Lasioglossum zonulum</i>		✓	
<i>Andrena wilkella</i>		✓	✓	<i>Nomada bifida</i>	✓	✓	
<i>Anthophora acevorum</i>			✓	<i>Nomada flava</i>			✓
<i>Bombus hortorum</i>			✓	<i>Nomada goodeniana</i>			✓
<i>Bombus lapidarius</i>	✓		✓	<i>Nomada panzeri</i>		✓	
<i>Bombus lucorum</i> -Aggr.	✓		✓	<i>Osmia rufa</i>	✓	✓	✓
<i>Bombus pascuorum</i>			✓	<i>Psithyrus bohemicus</i>	✓	✓	✓
<i>Bombus pratorum</i>			✓	<i>Sphecodes ephippius</i>	✓	✓	

² RL 2: stark gefährdet, ³ RL 3: gefährdet, ^G RL G: Gefährdung anzunehmen, Status unbekannt, ^V RL V: Vorwarnliste

Insgesamt konnten auf den untersuchten Winterrapsbeständen 62 Wildbienenarten aus zehn Gattungen nachgewiesen werden. Eine Übersicht der Arten zeigt Tabelle 2. Winterraps nutzen somit deutlich mehr als die Hälfte (59 %) der im Untersuchungsgebiet (Lahn-Dill-Bergland und Amöneburger Becken) vorkommenden 105 Bienenarten, die im Fangzeitraum



(April bis Juni) aktiv sind und nicht oligolektisch auf andere Pflanzen spezialisiert sind (Frommer 2001), als Nahrungsquelle.

Die Sandbienen (*Andrena*) machten unter den nachgewiesenen Wildbienen mit 25 Arten die größte Gruppe aus (Tab. 3). Sie hat einem Anteil von über 40 % aller nachgewiesenen Wildbienenarten. Mit 16 Arten waren die Furchenbienen der Gattung *Lasioglossum* die zweithäufigsten. Danach folgten die Hummeln (*Bombus*) mit 10 Arten. Daneben wurden alle anderen Gattungen mit höchstens vier Arten nachgewiesen (Tab. 3).

Tab. 3: Nachgewiesene Bienengattungen und Angaben zu deren Nistweisen.

Gattung	Trivialname	Anzahl Arten	Nistweise
<i>Andrena</i>	Sandbienen	25	unterirdisch
<i>Lasioglossum</i>	Furchenbienen	16	unterirdisch
<i>Bombus</i>	Hummeln	10	fakultativ*
<i>Nomada</i> **	Wespenbienen	4	unterirdisch
<i>Halictus</i>	Furchenbienen	2	unterirdisch
<i>Anthophora</i>	Pelzbienen	1	unterirdisch
<i>Chelostoma</i>	Scherenbienen	1	oberirdisch
<i>Osmia</i>	Mauerbienen	1	oberirdisch
<i>Psithyrus</i> **	Kuckuckshummeln	1	fakultativ*
<i>Specodes</i> **	Blutbienen	1	unterirdisch

* „fakultativ“ beschreibt Gattungen, deren Vertreter sowohl oberirdisch als auch unterirdisch nisten. Bis auf eine Art (*B. sylvarum*) sind hier alle Arten eher dem unterirdischen Nisttyp zuzurechnen.

** Parasitisch lebend

Die Gattung *Andrena* ist nicht nur besonders arten-, sondern aus sehr individuenreich. Ihr Anteil an der Gesamtindividuenzahl lag in allen Untersuchungsjahren bei über 86 % und im Jahr 2001 sogar bei über 92 % (Tab. 4). In den Jahren 2000 und 2001 war *Lasioglossum* mit 6,6 % bzw. 4,8 % die zweithäufigste Gattung. Im Jahr 1999 konnte die Gattung *Osmia* mit der einzigen nachgewiesenen Art *Osmia rufa* am zweithäufigsten nachgewiesen werden (Tab. 4). Die restlichen Gattungen konnten in allen Jahren nur mit Anteilen von unter zwei Prozent gefunden werden.

Die Anzahl oberirdisch nistender Wildbienen war aufgrund des Mangels an geeigneten Nistplätzen erwartungsgemäß gering. Mit *Osmia rufa*, *Bombus sylvarum* und *Chelostoma florissomne* konnten nur drei oberirdisch nistende Arten gefunden werden. Die unterirdisch nistenden Wildbienen und hier vor allem die typischen Frühjahrsarten der Gattung *Andrena* bestimmten somit hinsichtlich der Artenzahl als auch zahlenmäßig die Wildbienenfauna an Winterraps.



Tab. 4: Nachgewiesene Bienengattungen und deren Anteil am gesamten Fangergebnis. Die Daten wurden mit Hilfe von gelben Farbschalen in den Jahren 1999, 2000 und 2001 jeweils während der Blüte in Rapsbeständen erfasst.

	1999		2000		2001	
	Σ	Anteil	Σ	Anteil	Σ	Anteil
<i>Andrena</i>	272	86,35%	376	89,10%	1319	92,24%
<i>Anthophora</i>	-	-	-	-	1	0,07%
<i>Bombus</i>	7	2,22%	1	0,24%	9	0,63%
<i>Chelostoma</i>	-	-	2	0,47%	-	-
<i>Halictus</i>	1	0,32%	2	0,47%	3	0,21%
<i>Lasioglossum</i>	9	2,86%	28	6,64%	69	4,83%
<i>Nomada</i> **	-	-	3	0,71%	2	0,14%
<i>Osmia</i>	25	7,94%	7	1,66%	36	2,52%
<i>Psithyrus</i> **	-	-	2	0,47%	1	0,07%
<i>Specodes</i> **	1	0,32%	1	0,24%	-	-

** Parasitisch lebend

Da für Hessen keine Rote Liste der Wildbienen besteht, wird zur Abschätzung der Gefährdungssituation die Rote Liste der Bienen für Deutschland (Westrich 1997) herangezogen. Hier werden 13 der 62 nachgewiesenen Bienenarten geführt (Tab. 3). Das entspricht einem Anteil von rund 21 %. Unter diesen gelten sechs Arten als gefährdet (RL 3), fünf Arten sind auf der Vorwarnliste zu finden (RL V) und für die Art *Andrena floricola* ist eine Gefährdung anzunehmen (RL G). Bemerkenswert ist der Fund von *Andrena chrysopyga*. Die Art ist in Deutschland stark gefährdet. Für das mittlere Hessen konnte die Art erstmalig nachgewiesen werden.

Mit 62 nachgewiesenen Wildbienenarten ordnet sich die vorliegende Studie im Vergleich mit vergleichbaren Untersuchungen zu Wildbienen an Winterraps im mittleren Bereich ein (Tab. 5).

Tab. 5: Bienenarten, die in vergleichbaren Studien nachgewiesen wurden. Die Studie von Miczulski (1967) berücksichtigt keine Hummeln.

Autor	Region	Dauer [Jahre]	Arten
Galuszkowa (1965)	Umgebung von Breslau, Polen	4	82
Miczulski (1967)	Umgebung von Lublin, Polen	6	37
Pawlikowski (1978)	Umgebung von Thorn, Polen	3	43
Banaszak (1982)	Umgebung von Posen, Polen	4	47
Saure (2002)	Umgebung von Berlin	2	94
eigene Untersuchungen	Lahn-Dill-Bergland und Amöneburger Becken	3	62

**Festzuhalten ist:**

- An Winterrapsbeständen konnten 62 Wildbienenarten aus zehn Gattungen festgestellt werden. Dies entspricht einem Anteil von rund 59 % der potentiell in Frage kommenden Wildbienenfauna des Untersuchungsgebietes.
- Die Gattung *Andrena* ist am artenreichsten und stellt rund 90 % der Individuen.
- Endogäische Arten dominieren die Wildbienenzönose an Winterraps. Nur drei Arten sind zu den hypergäischen Arten zu rechnen.
- Es konnten ausschließlich polylektische Arten nachgewiesen werden.
- Raps wird auch von gefährdeten Arten als Nahrungsquelle genutzt.

3.1.4 Diskussion

I. Winterraps stellt für Wildbienen grundsätzlich eine attraktive Nahrungsquelle dar. Dies äußert sich darin, dass ein großer Anteil der lokalen Wildbienenfauna zumindest zeitweise Raps besucht. (Kap. 1.3)

Die Hypothese wird bestätigt. Im Rahmen der Untersuchungen konnten immerhin 62 der insgesamt 179 Wildbienenarten gefunden werden, die aus dem Lahn-Dill-Bergland und dem Amöneburger Becken bekannt sind (Frommer 2001). Nach Korrektur um die Arten, deren Flugzeit außerhalb der Blüte des Winterrapses liegt oder die auf andere Pflanzenarten spezialisiert sind, reduziert sich die Zahl der potentiell an Raps vorkommenden Wildbienen auf 105 Arten. An Winterraps konnten somit deutlich mehr als die Hälfte der Arten (59 %) nachgewiesen werden. Dies verdeutlicht, dass Winterraps für viele der heimischen Wildbienen eine durchaus attraktive Nahrungsquelle darstellt. Dies scheint vor allem für Bienen der Gattung *Andrena* mit 25 Arten zuzutreffen. Die Sandbienen (Abb. 6) machten über 40 % der nachgewiesenen Arten aus. Noch deutlicher wird die Dominanz der Sandbienen bei Betrachtung der Aktivitätsdichten der Wildbienen. Hier zeigt sich, dass *Andrena* mit über 85 % der gefangenen Tiere in den Jahren 1999 und 2000 und sogar ca. 92 % im Jahr 2001 die mit weitem Abstand dominierende Gattung ist. Zu entsprechenden Ergebnissen kommt Saure (2003). Auch in seinen Studien an Raps sind die Sandbienen die dominierende Bienengattung. Der Grund für diese Dominanz liegt zum einen in der Flugzeit vieler Arten der Gattung *Andrena* im Frühjahr und damit zur Blütezeit des Winterrapses. Auch andere Untersuchungen zu Wildbienen, die auf den Frühjahrsaspekt fokussieren, ermitteln ebenfalls die Sandbienen als die häufigsten Wildbienen (MacKenzie & Eickwort 1996). Dies zeigte sich bei Untersuchungen zum Blütenbesuch von Glockenblumen (*Campanula spec.*) in Griechenland (Blionis & Vokou 2001) genauso wie in Studien zur Bestäubergemeinschaft von Äpfeln in



den USA (Gardner & Ascher 2006). Aufgrund dieser Dominanz wird der Gattung *Andrena* mittlerweile sogar eine besondere Rolle in der Bestäubung im heimischen Obstbau bescheinigt (Havenith 2000). Ein anderer wichtiger Grund für die Ausnahmestellung der Sandbienen ist sicherlich deren Präferenz für offene Stellen und kleine Abbruchkanten, die diese Tiere als Nisthabitate benötigen. Sandbienen nisten in selbstgegrabenen Höhlen im Boden und bevorzugen hier offene Stellen mit geringer Vegetation. In der Agrarlandschaft sind dies meist gestörte Strukturen in den Randbereichen von Feldern oder Wegen. Gleichzeitig ist die Armut an oberirdischen Nistgelegenheiten, wie beispielsweise von hohlen Stängeln oder solitären Bäumen in solchen Regionen, der Grund für den relativ geringeren Anteil hypergäisch nistender Bienenarten. Lediglich die sehr anspruchslose Art *Osmia rufa* war regelmäßig auf Rapsbeständen anzutreffen. Im Jahr 1999 war sie in den Untersuchungen sogar die zweithäufigste Bienenart. Dies dürfte jedoch an der relativen Siedlungsnähe einiger Untersuchungsflächen in diesem Jahr gelegen haben. *Osmia rufa* ist ein ausgesprochener Kulturfollower und nistet besonders gerne in Hohlräumen in der Nähe des Menschen (Westrich 1989). In den folgenden Jahren lagen die Flächen deutlich weiter von Siedlungen entfernt. Der Anteil von *Osmia rufa* sank infolge dessen auf 1,7 % im Jahr 2000 bzw. 2,5 % im Jahr 2001. Gleichzeitig stieg der Anteil anderer bodennistender Arten, speziell *Lasioglossum* und *Halictus* (7 % im Jahr 2000, 5 % 2001) deutlich an. Für die Jahre stellte sich also eine Verteilung ein, die die Analysen von Saure (2003) bestätigen. Die häufigsten Wildbienen an Winterraps sind die Sandbienen (*Andrena*) und die Furchenbienen (*Lasioglossum* und *Halictus*). Auch hinsichtlich der Ernährungsweise bestätigt die vorliegende Arbeit größtenteils die Ergebnisse früherer Studien, die nahezu ausschließlich polylektische Arten nachwiesen (Galuzzkowa 1965; Banaszak 1982; Saure 2003). Im Gegensatz zur vorliegenden Studie findet Saure (2003) mit den Arten *Andrena niveata*, *Andrena suerinensis* und *Osmia brevicornis* jedoch auch drei auf Brassicaceen spezialisierte Arten. Die beiden Vertreter der Gattung *Andrena* kommen im mittleren Hessen nicht vor und mit einem Nachweis war daher auch nicht zu rechnen. Allerdings wurde *Osmia brevicornis* aktuell in Gießen und in den 50er Jahren im Raum Marburg gefunden (Frommer 2001). Wegen der komplexen Ansprüche dieser Art auf geeignete Nisthabitate (Totholz) sind die Rapsbestände in der Agrarlandschaft aber offensichtlich nicht geeignet.

Rund ein Fünftel der nachgewiesenen Arten (21 %) werden derzeit auf der Roten Liste geführt. Somit wird Raps durchaus auch von gefährdeten Arten als Nahrungsquelle genutzt. Allerdings liegt der Anteil deutlich unter den Erwartungen. Derzeit werden auf der Roten Liste 350 der 530 in Deutschland bekannten Wildbienenarten geführt (Westrich 1997). Zwei Drittel der Wildbienen (66 %) gelten also als gefährdet oder potentiell gefährdet. Verglichen mit diesem Wert findet man an Winterraps deutlich weniger Rote-Liste-Arten. Folglich setzt sich die Wildbienenfauna hauptsächlich aus ubiquitären Arten zusammen, wohingegen seltene Arten



oder Arten mit komplexeren ökologischen Ansprüchen an Winterraps weniger zu finden sind. Die Befunde reihen sich damit in die Ergebnisse anderer Untersuchungen ein, die eine Dominanz generalistischer und ubiquitärer Arten in der Agrarlandschaft nachweisen (Ashworth et al. 2004; Biesmeijer et al. 2006; Kleijn et al. 2006). Andererseits zeigt die vorliegende Arbeit, dass an Winterraps auch seltene und stark gefährdete Wildbienen nachgewiesen werden können. Für das Vorkommen dieser Arten dürfte die Umgebung eine große Rolle spielen. Die stark gefährdete *Andrena chrysopyga* veranschaulicht dies recht gut. Die Art bevorzugt schütter bewachsene Orte, wie beispielsweise Feld- oder Wegränder als Nisthabitat, die im Untersuchungsgebiet durchaus häufig zu finden sind. Bei günstigen Rahmenbedingungen scheint Winterraps also durchaus auch für diese Arten eine interessante Nahrungsquelle zu sein.

Zusammenfassend lässt sich feststellen, dass Winterraps für Wildbienen eine alternative und attraktive Nahrungsquelle darstellt. Dies trifft in der Agrarlandschaft vorwiegend für bodennistende Arten der Gattungen *Andrena* und *Lasioglossum* zu, die die Wildbienenfauna dominieren. Arten mit komplexeren ökologischen Ansprüchen, beispielsweise an das Nisthabitat, scheinen jedoch stark von der umgebenden Landschaft abhängig zu sein. Sind günstige Bedingungen gegeben, könnte Raps auch für diese Arten eine adäquate Nahrungsressource darstellen. Im Hinblick auf die Frage der Biodiversität in der Agrarlandschaft sollte demnach Winterraps als eine dominante Feldfrucht eine wichtige Rolle zukommen. Welche Faktoren das Auftreten von bestimmten Bienenarten bzw. deren Verteilung bedingen, wird im nächsten Kapitel genauer beleuchtet.

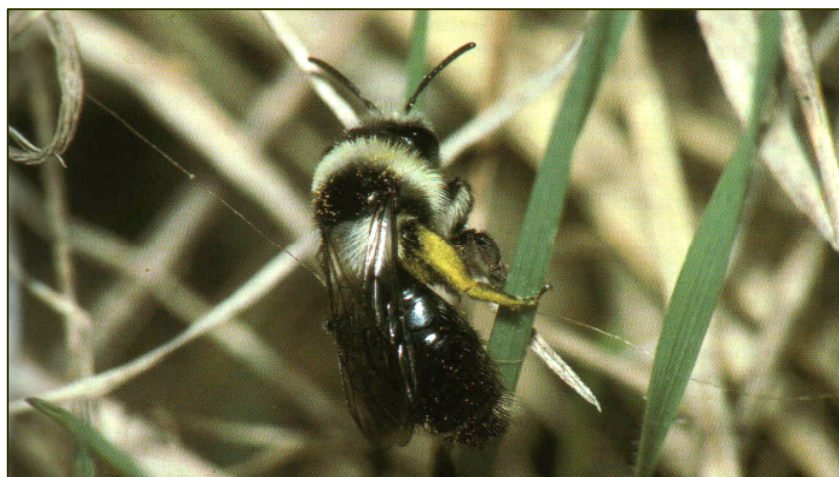


Abb. 6: *Andrena cineraria*, Weibchen. Foto: G. RIEDER



3.2 Landschaft und Bestäuber

3.2.1 Einleitung

Der dramatische Verlust von Biodiversität ist unbestreitbar und kann als eines der Hauptprobleme der Menschheit angesehen werden. Die Zerstörung natürlicher Habitats geht trotz des Rio-Abkommens unvermindert weiter (Balmford et al. 2002), aber gerade diese Vernichtung von Habitats und die fortschreitende Fragmentierung sind die treibenden Kräfte für den Verlust von Biodiversität (Aguilar et al. 2006). Die menschlichen Veränderungen der Natur werden somit vermutlich zum 6. Aussterbeprozess in der Geschichte des Lebens führen. Dadurch verändern sich ökosystemare Prozesse und das Gleichgewicht der Natur (Kennedy et al. 2002; Hooper et al. 2005). Das zieht auch Konsequenzen für den Menschen nach sich, die aus den verschwindenden Leistungen („Ecosystem Services“) der Umwelt resultieren (Chapin et al. 2000). Allein für die USA beziffern Losey & Vaughan (2006) den ökonomischen Wert dieser Leistungen, darunter auch die Bestäubung, auf etwa 57 Mrd. Dollar jährlich. Zudem stellen natürliche Habitats einen ökonomischen Wert dar und der Schutz von Biodiversität kann durchaus einen finanziell interessanten Nebeneffekt mit sich bringen. Die Rate von Kosten zu Nutzen für den Erhalt der "Wild Nature" wird beispielsweise von Balmford et al. (2002) auf 1:100 geschätzt.

Im dicht besiedelten und anthropogen stark umgewandelten Mitteleuropa ist es sicherlich nicht nur der Erhalt der „Wild Nature“, der die Biodiversität sichert. Historisch war es gerade die extensive landwirtschaftliche Bewirtschaftung früherer Zeiten, die zum Anstieg von Biodiversität geführt hat (Bignal & McCracken 1996). Somit ist die Intensivierung und Erweiterung der modernen Landwirtschaft durch den Wechsel der Anbaupraktiken zu größeren Feldern, einheitlichen Kulturpflanzen, einem immens gestiegenen Einsatz von Düngern, Herbiziden, Fungiziden und Insektiziden (Croxtton et al. 2002) und dem Verschwinden von Randstrukturen, wie beispielweise Hecken und Feldrainen (Fuller 1987; Stoate et al. 2001), eine der größten Bedrohungen, die im letzten Viertel des 20. Jahrhunderts in Europa einen dramatischen Rückgang der mit der Agrarlandschaft assoziierter Arten geführt hat (Hole et al. 2005). Durch die besonders enge Kopplung zwischen Pflanze und Bestäuber wirken hier die Veränderungen in Ökosystemen außerordentlich nachhaltig. Bestäuber und Pflanze stellen ein extrem enges und kleines Netzwerk dar (Memmott et al. 2004; Olesen et al. 2006). Die Leidtragenden dieser Entwicklung sind vor allem Arten mit eingeschränkter Ausbreitungsfähigkeit (Tscharntke et al. 2002a), wie beispielsweise viele Wildbienen. Aufgrund ihrer geringen Körpergröße sind sie in Ihrer Mobilität oft stark limitiert. Wildbienen benötigen daher eine räumlich enge Kombination von passenden Nist- und Nahrungshabitats (Gathmann & Tscharntke 2002). Schon der Verlust einer der beiden Faktoren kann somit gravierende Folgen haben (Cane & Tepedino 2001). Wildbienen mit großen Sammelradien sind zwar räumlich weniger



an einzelne Habitatfragmente gebunden, dennoch nutzen auch sie die umgebende Landschaftsmatrix (Walther-Hellwig & Frankl 2000; Westphal et al. 2006). Gegenüber der monotonen Agrarsteppe bietet eine diverse Landschaft mit blütenreichen Randstreifen, Hecken und extensivem Grünland somit auch diesen Wildbienen nicht nur zusätzliche Blütenressourcen, sondern auch ein größeres Angebot von Nisthabitaten und Nistmaterialien (Westrich 1989). Die Änderungen der Bewirtschaftungspraktiken haben demzufolge einen vernichtenden Einfluss auf die Qualität der Landschaft als Habitat für Wildbienen. (Croxton et al. 2002; Carvell et al. 2004). Folglich muss auf der Suche nach Lösungen zum Schutz von Wildbienen neben den direkten Habitatfaktoren auch der umgebende Landschaftskontext berücksichtigt werden (Tschardt & Brandl 2004; Tschardt et al. 2005).

Geänderte Bewirtschaftungspraktiken beeinflussen Wildbienen aber nicht nur direkt, sie führen auch zu nachhaltigen Störungen der Interaktion von Pflanze und Bestäuber (Rathke 1993; Kearns et al. 1998). Durch das Verschwinden besiedelbarer Habitate und den Rückgang von Bestäubern gelingt es kleinen und verstreut vorkommenden Pflanzenpopulationen oft nicht, genügend Bestäuber anzulocken. Der hierdurch reduzierte Blütenbesuch hat einen verringerten Reproduktionserfolg zu Folge. (Jennersten & Nilsson 1993; Lennartsson 2002). Bestandsbedrohend wirkt diese Bestäuberlimitierung insbesondere bei selbstinkompatiblen Pflanzen, die obligat von dem Bestäuberbesuch abhängen (Aguilar et al. 2006).

Das Verschwinden von Pflanzenarten führt durch die direkte Abhängigkeit von Hummeln und anderen Wildbienen von eben diesen Nahrungsressourcen in eine Spirale, an deren Ende eine floristisch und faunistisch verarmte Landschaft steht (Carvell et al. 2006). Die ausgestorbenen Wildbienen stehen dann aber auch nicht mehr für Bestäubungsleistungen an Kulturpflanzen zur Verfügung. Dies ist ein Problem, das immer häufiger zu Ausfällen in der Ernte führt und ernorme ökonomische Konsequenzen zur Folge haben kann (Kearns et al. 1998).

Vor diesem Hintergrund untersucht die vorliegende Studie, in welcher Weise die umgebende Landschaftsmatrix die Diversität und die Abundanz von Wildbienen an Winterraps beeinflusst. Hierbei geht die Untersuchung mit einer Unterscheidung von Größenklassen auf einen Faktor ein, der bisher jedoch meist nicht berücksichtigt wurde. Bisherige Studien fokussierten meist auf die Betrachtung von spezialisierten Arten oder auf die Nistweise der untersuchten Wildbienen. Dabei gibt es aufgrund der nachgewiesenermaßen Abhängigkeit der Flugweiten von der Körpergröße von Wildbienen gute Gründe diese zu berücksichtigen.

Im Rahmen der Arbeit wurden im Untersuchungsgebiet „Lahn-Dill-Bergland“ 15 konventionell bewirtschaftete Winterrapsflächen entlang eines Gradienten unterschiedlicher Landschaftskomplexität und Landnutzung untersucht. Grundlage für die Untersuchungen waren folgende Hypothesen. Die praktische Arbeitshypothese ist jeweils kursiv formuliert.



Hypothese

- II. Die Struktur und Nutzungsform der umgebenden Landschaft beeinflussen die Diversität und Abundanz der Wildbienen durch das Angebot nutzbarer Strukturen und Nahrungsressourcen. (Kap. 1.3)

Winterrapsbestände in strukturreichen und kleinräumig genutzten Landschaften mit einem hohen Anteil naturnaher Habitate weisen daher eine diversere und individuenstärkere Wildbienenfauna auf als großräumig ackerbaulich genutzte und strukturell verarmte Landschaften.

- III. Die Mobilität von Wildbienen wird größtenteils durch deren Körpergröße bestimmt. Folglich bedingt die Struktur und Nutzungsform der umgebenden Landschaft die Erreichbarkeit von Nahrungsressourcen und die Besiedelung geeigneter Habitate. (Kap. 1.3)

Winterrapsbestände in großräumig genutzten und monotonen Landschaften bieten daher nur großen Wildbienen einen geeigneten Lebensraum und sind hinsichtlich der Diversität und Abundanz kleinerer Wildbienenarten verarmt.

3.2.2 Material und Methoden

3.2.2.1 Flächenauswahl unter Berücksichtigung der Landschaft und des Nutzungsaspekts

Um eine Flächenauswahl zu treffen, die auf objektiven Fakten beruht, wurde das Lahn-Dill-Bergland mit Hilfe des Automated Patch Detection Tool (PaDS) analysiert (Behrens et al. 2001). Zu diesem Zweck wurde im Rahmen des SFB 299 der DFG (Arbeitsgruppe Prof. Otte) ein ca. 600 km² großer Teil des Lahn-Dill-Berglands digitalisiert. Die Datengrundlage bildeten das DEM (Digital Elevation Model) und das Amtliche topokartographische Informationssystem (ATKIS). Die Karten wurden hierfür in ein 20 m Netz transformiert. Die Analyse der Landschaft erfolgte daraufhin mit Hilfe eines wandernden Kartenausschnittes mit einer Kantenlänge von 2000 m. Diese Größe hat sich bei zahlreichen früheren Untersuchungen an Wildbienen als ideal erwiesen (Kremen et al. 2004).

Dabei flossen folgende Parameter ein: Typ der Landnutzung, Gesamtzahl der Parzellen, Perimeter-to-Area Ratio (PAR), Shannonindex, durchschnittliche Hangneigung, mittlere Globalstrahlung, durchschnittliche topographische Unebenheit, durchschnittliche Höhe, durchschnittliche Niederschlag und einige andere Parameter. Im Anschluss konnten mittels einer Faktoranalyse (PCA) diejenigen Faktoren bestimmt werden, welche die Landschaft beschreiben. Es kristallisierten sich zwei Hauptfaktorengruppen heraus, die zusammen 81,0 % der Gesamtvarianz ausmachen. Zur ersten Gruppe gehören zum einen topographische Faktoren wie zum Beispiel die durchschnittliche Hangneigung (slope) und zum anderen der Ackeranteil der Landschaft. Die zweite Gruppe setzt sich aus Faktoren der Landschaftsdi-



versität wie beispielsweise dem PAR (perimeter-to-area ratio), aber auch dem Grünlandanteil in der Landschaft zusammen.

Zur Flächenauswahl wurde jede Ackerlandparzelle als Zentrum eines 2000 x 2000 m großen Landschaftsausschnitt definiert und die Landschaftsparameter bestimmt. Aus den sich ergebenden 6960 möglichen Untersuchungsflächen konnten im Anschluss 15 Flächen ausgewählt werden (Abb. 8 und 9, Tab. 6), die entlang eines zwei-dimensionalen Gradienten der Faktoren Grünlandanteil und Ackeranteil in der Landschaft liegen (Abb. 7). Zusätzlich wurde darauf geachtet, dass der Gradient auch andere bestimmende Faktoren wie die Hangneigung (slope) und den Diversitätsindex PAR berücksichtigt (Abb. 7).

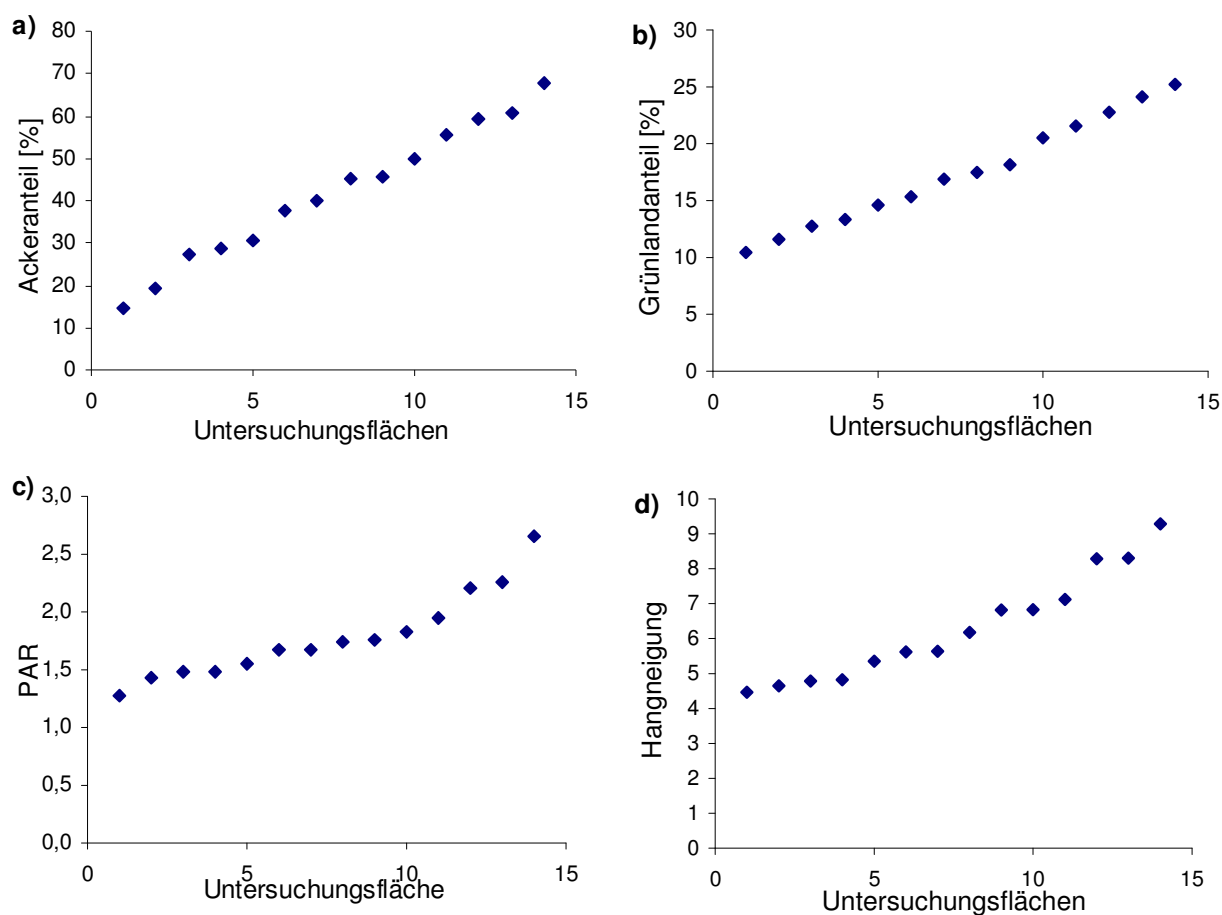


Abb. 7: Lage der Untersuchungsflächen entlang der Gradienten a) Ackeranteil, b) Grünlandanteil, c) perimeter-to-area ratio (PAR) und d) durchschnittliche Hangneigung. Die Werte beziehen sich jeweils auf einen Kartenausschnitt von 2000 m Kantenlänge mit der Untersuchungsfläche im Zentrum.

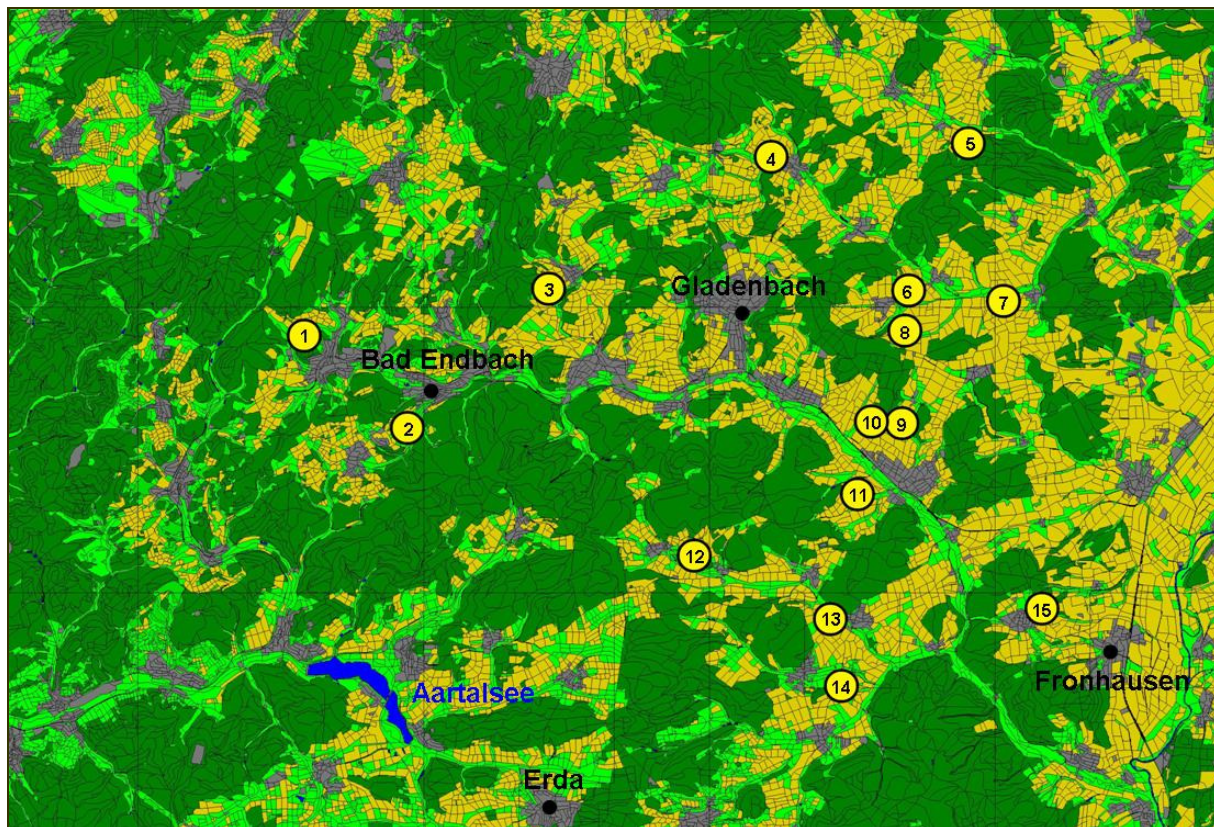


Abb. 8: Lage der Untersuchungsflächen im Lahn-Dill-Bergland. Zuordnung der Nummern zu den Koordinaten im Rechts-Hoch-System siehe Tab. 21 im Anhang.

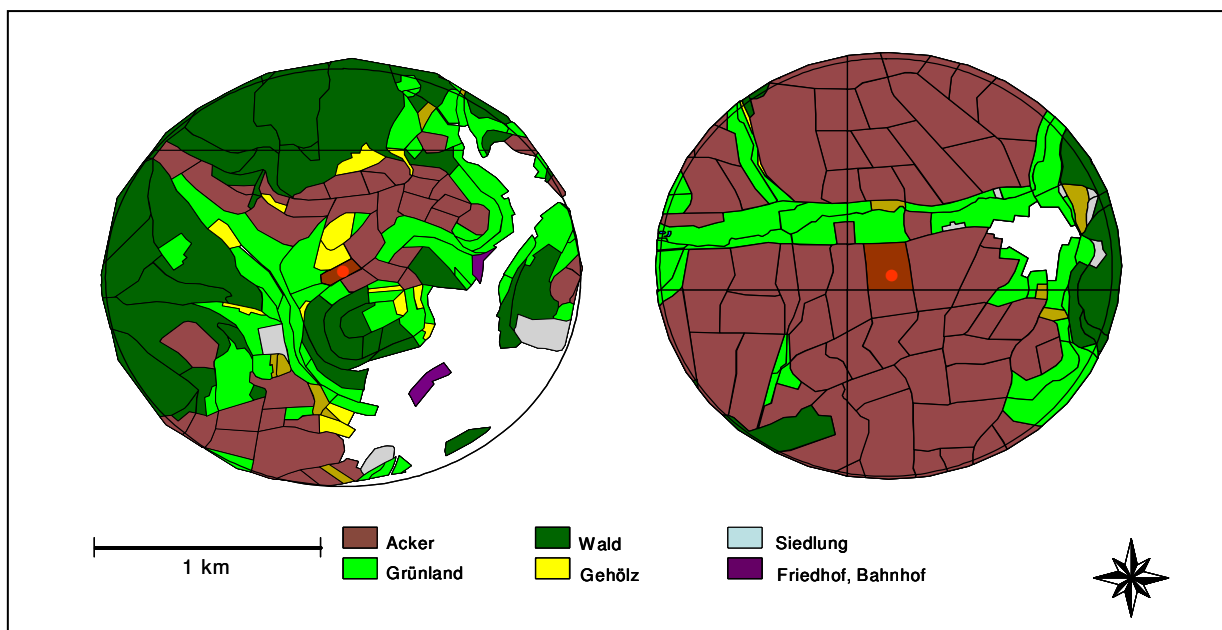


Abb. 9: Beispielhafte Darstellung der Landschaftsstruktur der Endpunkte des Gradienten. Untersuchungsfläche in der Nähe von Hartenrod mit einer sehr diversen Landschaftsstruktur und einer vielschichtigen Nutzung (links). Dagegen eine eher ausgeräumte wenig diverse Landschaft mit gleichförmiger Nutzung in der Nähe von Allna (rechts).



Tab. 6: Habitatkomposition und topographische Parameter der 15 untersuchten Landschaftsausschnitte. Die Werte beziehen sich jeweils auf einen Kartenausschnitt von 2000 m Kantenlänge mit der Untersuchungsfläche im Zentrum.

Faktor	Mittelwert \pm SD	Minimum	Maximum
Ackeranteil [%]	44,3 \pm 15,3	13,1	67,7
Grünlandanteil [%]	15,6 \pm 3,7	10,3	23,7
Waldumfang [m]	11425 \pm 4484	5840	18820
Länge der Gehölzränder [m]	2752 \pm 2722	320	10040
PAR (perimeter-area-ratio)	0,017 \pm 0,003	0,012	0,022
mittlere Höhe NN [m]	277,1 \pm 55,5	222,7	408,9
Mittlere Hangneigung [%]	6,2 \pm 1,7	4,4	9,5
Mittlere Sonneneinstrahlung [kW*m ⁻²]	82,0 \pm 1,0	80,2	84,1

3.2.2.2 Erfassungsmethoden

Zur Ermittlung des Blütenbesucherspektrums und deren Aktivitätsdichten kamen gelbe Farbschalen mit einem Durchmesser von 20 cm zum Einsatz. Farbschalen sind eine etablierte Erfassungsmethode (Aizen & Feinsinger 1994a), imitieren Blüten und fangen somit vor allem nahrungssuchende Insekten. Aufgrund ihrer anlockenden Wirkung auf blütenbesuchende Insekten sind Farbschalen zum Nachweis von Bienen sehr gut geeignet (Lehmann 1961; Ssymank 1991). Der Vorteil dieser Methode liegt darin, dass Farbschalen permanent und auf allen Flächen synchron fangen. Außerdem ist der Erfolg unabhängig von der Geschicklichkeit des Fängers (Mühlenberg 1993). Daneben spielt im Gegensatz zu Sichtfängen die Größe, die Fluchtdistanz oder die Auffälligkeit der Insekten keine Rolle. Als Fangflüssigkeit wurde eine stark konzentrierte Salzlösung verwendet, der zur Reduktion der Oberflächenspannung ein geruchloses Detergenz zugesetzt wurde.

Für die Untersuchungen des Jahres 2001 wurden pro Untersuchungsfläche je vier Farbschalenfallen installiert. Die erste Leerung der Fallen erfolgte am 07.05.01 und daraufhin in einem Abstand von fünf Tagen über eine Periode von 25 Tage während der Rapsblüte im Mai (bis Anfang Juni).

Determination

Die Fänge wurden im Labor nach Taxa sortiert und die Wildbienen auf Artniveau bestimmt. Die Bestimmung erfolgte nach der in Kap. 3.1.2.3 angegebenen Methode und Literatur.

3.2.2.3 Faunistische Indizes

Moristita-Horn-Ähnlichkeitsindex

Mit Hilfe des Morisita-Horn-Index kann die Ähnlichkeit zweier Flächen hinsichtlich ihrer Zönososen beschrieben werden. Er kann Werte zwischen null und eins annehmen. Ist der Ähn-



lichkeitsindex null, besteht zwischen den verglichenen Flächen keine Ähnlichkeit. Liegt er bei eins, sind sich die Flächen sehr ähnlich.

Nach Wolda (1981) ist der Morisita-Horn-Index am besten zum Vergleich der Faunen zweier Flächen geeignet. Er ist unabhängiger von der Stichprobengröße und der Diversität als andere quantitative Indices.

3.2.2.4 Datenauswertung

Die statistische Auswertung der Daten erfolgte mit Hilfe des Softwarepaketes STATISTICA 6.0 für Windows (Statsoft, Tulsa, USA). Zur Analyse der ermittelten Bienendaten in Abhängigkeit zu den Landschaftsparametern wurden General Regression Models (GRM) eingesetzt. Die Zusammenhänge von Artenähnlichkeit der untersuchten Flächen und deren räumlichen Entfernung zueinander wurden mit Hilfe der Pearson-Korrelation ermittelt. Als signifikant gelten p-Werte $< 0,05$.

GRM (General Regression Model)

Mit Hilfe des GRM können nach der Methode der kleinsten Quadrate Modelle erstellt werden, die Effekte unabhängiger Variablen auf abhängige Parameter überprüfen. Dieses Modell nutzt sowohl Techniken der Varianzanalyse als auch der Regression. Somit können also sowohl kategoriale als auch kontinuierliche Variablen in ein einziges Modell aufgenommen werden.

Als abhängige Variablen wurden die Artenzahlen und die durchschnittlichen Individuenzahlen aller Wildbienen sowie die Artenzahlen und durchschnittlichen Individuenzahlen kleiner (< 10 mm) und großer (> 10 mm) Wildbienen eingesetzt.

Als Landschaftsparameter wurden Grünlandanteil, der Ackeranteil, der Umfang der Gehölze, der Umfang des Waldes, die perimeter-to-area-ratio (PAR), die Hangneigung und die Höhe der Fläche über NN einbezogen.

Die Modelle der GRMs wurden im forward-stepwise-Verfahren gerechnet. Hierdurch werden nur Variablen in die Berechnung einbezogen, deren p-Wert unter dem Signifikanzniveau von 0,05 liegt. Alle anderen Parameter beeinflussen das Modell nicht.

Bei der tabellarischen Darstellung von GRM-Ergebnissen wurden der p-Wert sowie die Varianzaufklärung (VA) der einzelnen Variablen angegeben. Daneben werden der p-Wert und R^2 des Gesamtmodells angegeben.

Pearson-Korrelation

Die Pearson-Korrelation gibt die Stärke des Zusammenhangs zwischen zwei Variablen (x und y) an. Diese müssen mindestens intervallskaliert sein und es muss ein linearer Zusammenhang zwischen den beiden Größen bestehen. Der Korrelationskoeffizient r beschreibt



die Stärke des Zusammenhangs zwischen den betrachteten Variablen. Er kann Werte zwischen -1 und +1 annehmen. Ein negativer Korrelationskoeffizient besagt, dass die x-Werte zunehmen, wenn die y-Werte abnehmen. Bei einem positiven r nehmen mit steigenden x-Werten die y-Werte ebenfalls zu. Ist r gleich null besteht kein Zusammenhang zwischen beiden Größen. Die Pearson-Korrelation wurde angewandt, um die Beziehung zwischen dem Morisita-Horn-Ähnlichkeitsindex und der Entfernung zwischen den Untersuchungsflächen zu analysieren.

3.2.3 Ergebnisse

Im Folgenden werden die Ergebnisse zu den Einflüssen der Landschaft auf die Diversität und die Abundanz der Wildbienen dargestellt. Die Gliederung folgt den eingangs aufgestellten Hypothesen II und III. Kapitel 3.2.3.1 orientiert sich an Hypothese II und geht auf den Einfluss der Landschaft auf alle Wildbienen ein. Das Kapitel 3.2.3.2 unterscheidet im Anschluss zwischen unterschiedlichen Größenklassen der Wildbienen (Hypothese III).

3.2.3.1 Wirkung der Landschaft auf Diversität und Abundanz von Wildbienen

Im Rahmen dieser Untersuchung konnten auf den 15 beprobten Winterrapsflächen insgesamt 1110 Wildbienen aus 35 Arten und 5 Familien (Halictidae, Andrenidae, Megachilidae, Anthophoridae and Apidae) nachgewiesen werden, die in den anschließenden Analysen berücksichtigt wurden. Alle gefangenen Wildbienen zählen zu den polylektischen Arten, das heißt, sie sammeln Nektar und Pollen von einer großen Anzahl verschiedener Pflanzenarten. Es konnten keine auf Raps bzw. Brassicaceen spezialisierten Wildbienen nachgewiesen werden.

Offensichtlich sind die großen Unterschiede im Artenreichtum und der Aktivitätsdichte der Wildbienen auf den untersuchten Flächen (Tab. 7). Mit einer maximalen Artenzahl von 23 Wildbienenarten konnten auf der Fläche bei Oberwalgern (Nr. 15, Abb. 8) über viermal mehr Arten nachgewiesen werden als auf der Fläche bei Allna (Nr. 7, Abb. 8). Hier konnten nur fünf Arten gefunden werden. Noch größere Unterschiede waren in Hinblick auf die Aktivitätsdichten zu verzeichnen. Die Fläche bei Hartenrod (Nr. 1, Abb. 8) wies mit durchschnittlich 6,6 Individuen sechsmal so viele Tiere auf als die Fläche bei Allna (Nr. 7, Abb. 8; 1,1 Individuen).

Tab. 7: Artenzahlen und Aktivitätsdichten (Wildbienen pro Falle, Standort und Leerungstermin) der nachgewiesenen Wildbienen der 15 untersuchten Landschaftsausschnitte.

Faktor	Mittelwert \pm SD	Minimum	Maximum
Artenzahl, gesamt	13,27 \pm 4,27	5	23
Aktivitätsdichte, gesamt	3,46 \pm 1,52	1,10	6,62



Ziel der anschließenden Analyse war die Ermittlung von Faktoren, die den Artenreichtum und die Aktivitätsdichte von Wildbienen entscheidend beeinflussen.

Erster Schritt in der Analyse war die Untersuchung auf mögliche räumliche Beziehungen der Flächen zueinander. Hierzu wurden die Artenähnlichkeit der Wildbienengesellschaften (gemessen durch den Morisita-Horn-Index) und der Abstand der jeweils gepaarten Flächen untersucht. Hierbei konnte kein räumlicher Zusammenhang zwischen den Bienengesellschaften und deren Abstand zueinander ermittelt werden ($p = 0.154$, $R^2 = 0.02$) (Abb. 10). Es kann somit ausgeschlossen werden, dass alleine naturräumliche Gegebenheiten die Zusammensetzung der jeweiligen Wildbienengesellschaft auf den untersuchten Rapsflächen bestimmen. Vielmehr müssen es andere Faktoren sein, die das Auftreten und die Häufigkeit der Wildbienen beeinflussen.

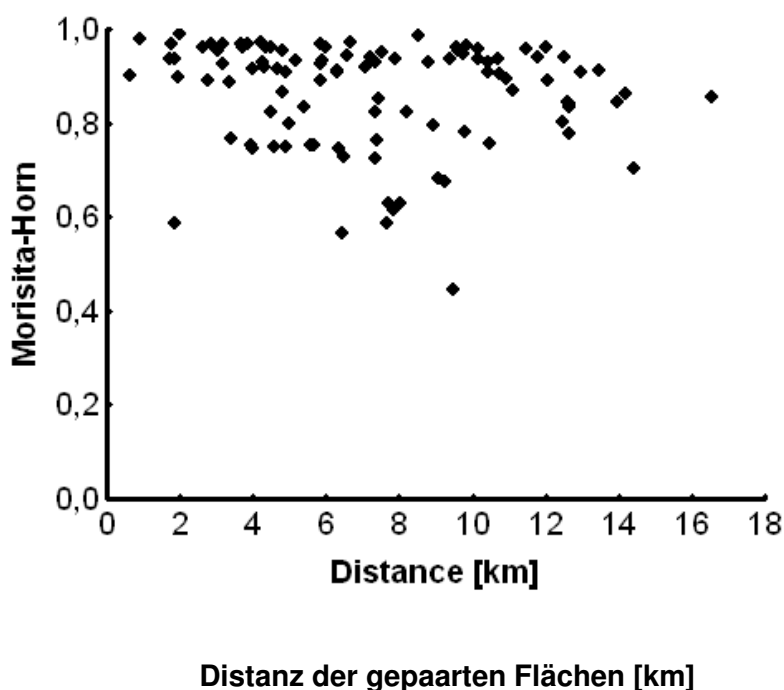


Abb. 10: Korrelation der Artenähnlichkeit von Wildbienengesellschaften auf Winterrapsflächen im Lahn-Dill-Bergland (gemessen als Morisita-Horn-Index) und der Entfernung zwischen den gepaarten Flächen. Es konnten keine signifikanten Zusammenhänge ermittelt werden. ($p = 0,154$, $R^2 = 0,02$)

Zur Ermittlung dieser Faktoren wurden die erhobenen Wildbienendaten der 15 untersuchten Winterrapsfelder mit Hilfe eines GENERAL REGRESSION MODEL (GRM) analysiert.

In die Untersuchung gingen zum einen die Form der Landnutzung, der Anteil ackerbaulich genutzter Fläche, der Grünlandanteil und die Landschaftskomplexität (PAR) ein. Zum anderen wurden der Umfang der Gehölz- und der Waldflächen in die Modellberechnung einbezogen. Für diese beiden Nutzungstypen wurde deshalb jeweils der Umfang berechnet, da die inneren Bereiche von Gehölzen und Wäldern für Wildbienen extrem schlechte Habitate darstellen (Burgess et al. 2006), wohingegen deren Randbereiche sehr attraktiv sind. Darüber



hinaus flossen mit der Hangneigung, und der Höhe über NN topographische Faktoren in die Analyse ein. Dies war vor allem deshalb nötig, da bei den thermosensitiven Wildbienen ein Einfluss der Höhenstufe und damit der Temperatur wahrscheinlich erschien.

Als bestimmende Größen für das Auftreten von Wildbienen in Rapsfeldern konnten aus der Vielzahl der untersuchten Parameter zwei bestimmende Faktoren identifiziert werden. Sowohl die Artenzahl der Wildbienen als auch deren Aktivitätsdichte lässt sich durch ein Modell erklären, welches von der Landschaftskomplexität (PAR) und dem Umfang der Gehölzflächen beschrieben wird. Besonders bemerkenswert sind hierbei die hohen Erklärungswerte, die die Modelle liefern, da sie bei 84% für die Artenzahl und 81% für die Aktivitätsdichte liegen (Tab 8). Eine zunehmende Landschaftskomplexität und eine steigende Verfügbarkeit von Randstrukturen im Bereich der Gehölze bedingen somit einen deutlichen Anstieg des Artenreichtums und der Aktivitätsdichte der Wildbienen (Abb. 11).

Tab. 8: Ergebnisse des General Regression Model (GRM) zum Einfluss verschiedener Faktoren der Landnutzung, der Landschaftskomplexität und der Topographie auf den Artenreichtum und die Aktivitätsdichte von Wildbienen auf Winterrapsfeldern im Lahn-Dill-Bergland. (VA = Varianzaufklärung)

Faktor	Artenzahl		Aktivitätsdichte	
	p	VA [%]	p	VA [%]
intercept	n.s		0,028	
PAR	0,006	28,06	0,001	50,67
Länge der Gehölzränder	0,001	42,98	0,029	32,66
error		28,94		16,67
Gesamtmodell	0,000	R ² = 0,84	0,000	R ² = 0,81

Im Detail sind allerdings grundlegende Unterschiede in der Wertigkeit der wirkenden Parameter für die Artenzahl und die Aktivitätsdichte festzustellen. Die Artenzahl wird mit einer Varianzaufklärung von rund 43% am stärksten von der Länge des Gehölzrandes der Umgebung bestimmt. Die Landschaftskomplexität (PAR) trägt mit einem Erklärungswert von 28% deutlich weniger zur Erklärung des Modells bei. Hinsichtlich der Aktivitätsdichten der Wildbienen kehrt sich jedoch dieses Verhältnis ins Gegenteil. Hier beträgt der Erklärungswert der Landschaftskomplexität 50,7%, der der Länge der Gehölzränder liegt „nur“ bei etwa 32,5 % (Tab. 8).

Es zeigt sich also, dass die Artenzahl und Aktivitätsdichte zwar von den gleichen Faktoren beeinflusst werden, deren Wirkungsstärken sind aber für jeden untersuchten Parameter unterschiedlich und schaffen so ein komplexes Wirkungsgefüge.

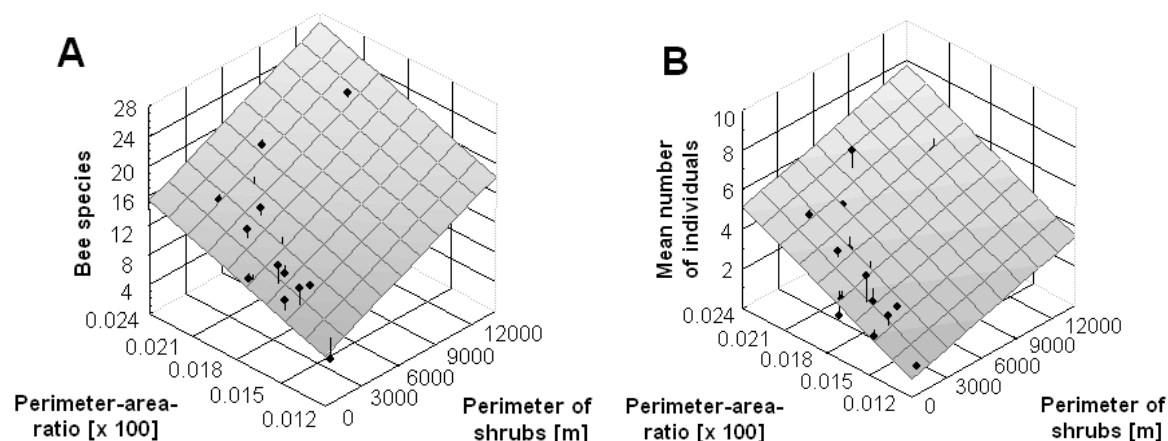


Abb. 11: Artenzahl (A) und Aktivitätsdichte (B) von Wildbienen in 15 Winterapsfeldern des Lahn-Dill-Berglandes in Relation zur Landschaftskomplexität (perimeter-area-ratio) und dem Umfang der Gehölze einer die Rapsfelder umgebenden Matrix. (Artenzahl = $-1.7421 + 0.0008x + 711.5549y$, $p < 0.001$, $R^2 = 0.84$; Abundanz = $-3.3102 + 0.0002x + 351.5761y$, $p < 0.001$, $R^2 = 0.81$)

Überraschenderweise beeinflussen die anderen analysierten Landschaftsfaktoren und auch die Höhe über NN weder die Artenzahl noch haben sie signifikante Einflüsse auf die Aktivitätsdichten. Besonders bemerkenswert ist hierbei, dass sich der Anteil des Grünlandes oder der ackerbaulich bewirtschaftete Flächen nicht auf die Wildbienen auswirken. Der Anteil der ackerbaulichen Nutzung in der Umgebung bewirkt also per se keine Reduktion der Wildbienenarten oder deren Abundanz. Genauso zeigt sich, dass ein hoher Anteil von Grünlandnutzung in der Umgebung für Wildbienen keine prinzipiellen Vorteile schafft. Im Gegenteil verdeutlicht das Ergebnis den großen Stellenwert einer komplexen Landschaft mit einer kleinräumigen Nutzung und einem hohem Anteil von Randstrukturen.

Festzuhalten ist:

- Die Zusammensetzungen der Wildbienengesellschaften der untersuchten Flächen sind räumlich nicht korreliert.
- Diversität und Abundanz von Wildbienen werden von der Landschaftskomplexität und dem Umfang der Gehölzflächen im Landschaftsausschnitt bestimmt.
- Die ackerbauliche Nutzung hat direkt keinen negativen Einfluss auf die Diversität und Abundanz der Wildbienen.
- Der Anteil von Grünland in der Umgebung wirkt sich nicht direkt positiv auf die Diversität und Abundanz der Wildbienen aus.



3.2.3.2 Wildbienen unterschiedlicher Größenklassen in der Landschaft

Zur Überprüfung der Hypothese, dass sich die Landschaftsfaktoren in differenzierter Weise auf Wildbienen verschiedener Größenklassen auswirken, wurden diese gesondert analysiert. Hintergrund ist die Annahme, dass die Ausbreitung bzw. der Aktivitätsradius von kleineren Wildbienen aufgrund deren eingeschränkten Bewegungsvermögens unterschiedlich zu dem von größeren Wildbienen ist (Gathmann & Tscharrnke 2002).

Die Ergebnisse der Analyse großer Arten (> 10 mm) und kleiner Arten (< 10 mm) unterscheiden sich deutlich voneinander. Hierbei zeigt sich, dass die Artenzahl und die Aktivitätsdichte großer Wildbienen nur durch die Landschaftskomplexität als alleinigen Faktor beschrieben werden. Die Erklärungswerte des Gesamtmodells liegen bei 49 % für die Artenzahl und 73 % für die Aktivitätsdichte (Tab.9). Bei zunehmender Landschaftskomplexität ist somit ein deutlicher Anstieg von Artenreichtum und Aktivitätsdichte von großen Wildbienen festzustellen (Abb. 12). Hierbei zeigt sich, dass die Artenzahl auf den Flächen in der Landschaft mit der höchsten Komplexität mit 13 Arten um das 2,6fache höher liegt als auf der Fläche in der geringsten komplexen Umgebung mit nur fünf Arten (Tab. 10). Noch deutlicher sind die Unterschiede hinsichtlich der Aktivitätsdichten. Hier ist die Zahl der gefangenen Wildbienen in der komplexen Umgebung sogar rund fünfmal höher. Im Durchschnitt konnten 3,11 „große“ Wildbienen pro Falle, Fläche und Leerung festgestellt werden.

Tab. 9: Ergebnisse des General Regression Model (GRM) zum Einfluss verschiedener Faktoren der Landnutzung, der Landschaftskomplexität und der Topographie auf den Artenreichtum und die Aktivitätsdichte von „großen“ Wildbienen (> 10 mm) und „kleinen“ Wildbienen (< 10 mm) auf Winterrapsfeldern im Lahn-Dill-Bergland. (VA = Varianzaufklärung)

Faktor	große Wildbienen (>10mm)				kleine Wildbienen (<10mm)			
	Artenzahl		Aktivitätsdichte		Artenzahl		Aktivitätsdichte	
	p	VA [%]	p	VA [%]	p	VA [%]	p	VA [%]
intercept	n.s.		0,004		n.s.		n.s.	
PAR	0,020	53,00	0,000	74,78	0,032	12,93	0,037	18,29
Länge der Gehölzränder	-	-	-	-	0,000	60,58	0,000	32,93
error		47,00		22,68		26,49		48,78
Gesamtmodell	0,002	R ² = 0,49	0,000	R ² = 0,73	0,000	R ² = 0,85	0,000	R ² = 0,93

Tab. 10: Artenzahlen und Aktivitätsdichten (Wildbienen pro Falle, Standort und Leerungstermin) der nachgewiesenen Wildbienen der 15 untersuchten Landschaftsausschnitte.

Faktor	Mittelwert ± SD	Minimum	Maximum
Artenzahl, große Arten (> 10 mm)	9,4 ± 2,06	5	13
Aktivitätsdichte, große Arten (> 10 mm)	3,11 ± 1,27	1,10	5,79
Artenzahl, kleine Arten (< 10 mm)	3,87 ± 2,61	0	11
Aktivitätsdichte, kleine Arten (< 10 mm)	0,36 ± 0,30	0	1,15

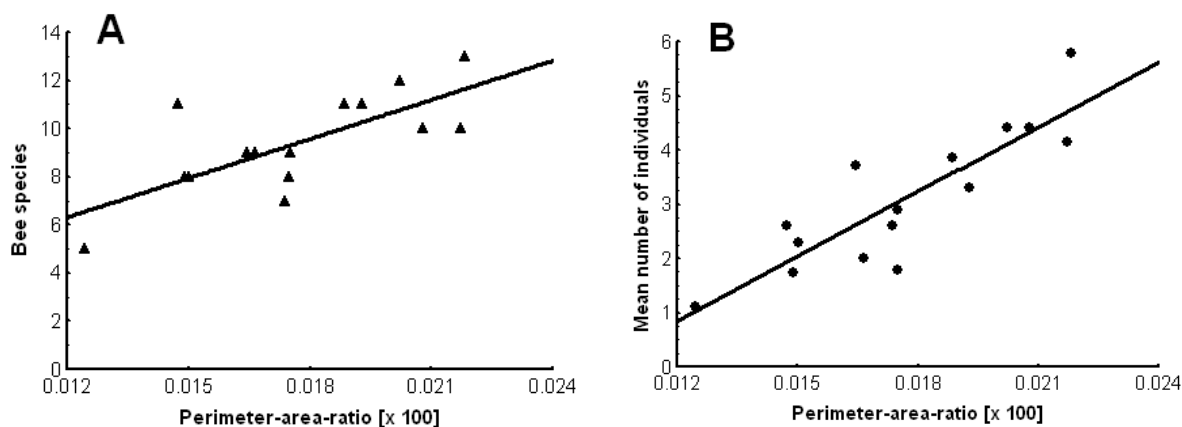


Abb. 12: Artenzahl (A) und Aktivitätsdichte (B) von „großen Wildbienen“ (> 10 mm) in 15 Winterrapfeldern in Relation zur Landschaftskomplexität (perimeter-area-ratio) und dem Umfang der Gehölze einer die Rapfeldern umgebenden Matrix. (Artenzahl = $-0.1975 + 542.6758x$, $p < 0.001$, $R^2 = 0.53$; Abundanz = $-3.924 + 397.577x$, $p < 0.001$, $R^2 = 0.75$)

Die Ergebnisse für kleine Wildbienen unterscheiden sich dagegen in vielen Punkten von denen für große Wildbienen.

Mit durchschnittlich nur 0,36 Individuen pro Falle, Standort und Leerung und im Schnitt rund vier Arten konnten auf den untersuchten Rapsflächen deutlich weniger kleine als große Wildbienen nachgewiesen werden (Tab. 10). Gleichzeitig waren bei den kleinen Wildbienen die Differenzen zwischen den untersuchten Flächen wesentlich stärker ausgeprägt. Im Extremfall (Nr. 7 bei Allna, Abb. 8) konnte auf der Untersuchungsfläche überhaupt keine Art nachgewiesen werden. Mit bis zu elf Arten pro Fläche erreichten die kleinen Wildbienen im Optimalfall jedoch fast die Werte der großen Vertreter. Hierbei ist allerdings festzustellen, dass mit einer maximalen Aktivitätsdichte von 1,1 Individuen bei den kleinen Wildbienen gerade einmal der Minimalwert der großen Wildbienen erreicht wurde (Tab. 10).

Hinsichtlich der wirkenden Landschaftsfaktoren zeigte sich im Gegensatz zu den großen Wildbienen, dass die Aktivitätsdichte und Artenzahl von der Landschaftskomplexität und der Länge der Gehölzränder bestimmt werden (Abb. 13). Allerdings liegen die Erklärungswerte mit 85 % bei der Artenzahl und 93 % für die Aktivitätsdichte noch deutlich über denen der Betrachtung ohne Größendifferenzierung (Tab 9). Im Detail fällt auf, dass die Gewichtung der einzeln wirkenden Faktoren bei den kleinen Wildbienen unterschiedlich ausfällt. Der Einfluss der Länge der Gehölzränder gewinnt in Hinblick auf die Artenzahl mit einer Varianzaufklärung von über 60% noch deutlich an Bedeutung (Tab. 9). Für die Aktivitätsdichte ändert sich gegenüber der Analyse aller Wildbienen das Verhältnis des Einflusses zum Gehölzrand und zur Landschaftsdiversität (PAR) grundlegend. Die Varianzaufklärung der Gehölzrandlänge bleibt mit einem Wert von circa 32% zwar auf gleichem Niveau wie zuvor, der Faktor Landschaftskomplexität verliert allerdings mit einem Rückgang auf nun 18% VA an Bedeutung.

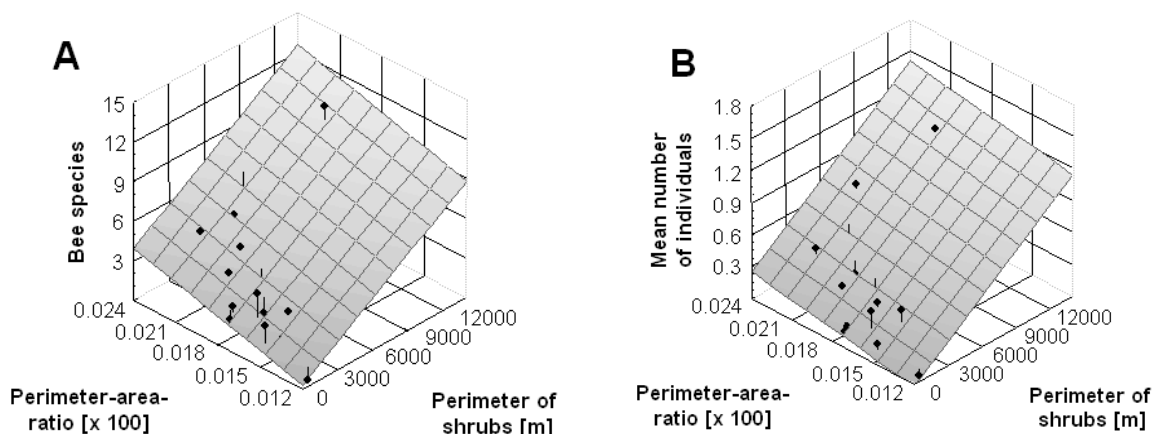


Abb. 13: Artenzahl (A) und Aktivitätsdichte (B) von „kleinen Wildbienen“ (< 10 mm) in 15 Winterrapsfeldern in Relation zur Landschaftskomplexität (perimeter-area-ratio) und dem Umfang der Gehölze einer die Rapsfelder umgebenden Matrix. (Artenzahl = $-3.336 + 0.0006x + 304.6301y$, $p < 0.001$, $R^2 = 0.85$; Abundanz = $-0.2939 + 0.0000828x + 22.7828y$, $p < 0.001$, $R^2 = 0.93$)

Festzuhalten ist:

- Diversität und Abundanz kleiner Wildbienenarten (< 10 mm) werden von der umgebenden Landschaft stärker beeinflusst als die großer Wildbienenarten (> 10 mm).
- Diversität und Abundanz großer Wildbienenarten (> 10 mm) werden von der Landschaftskomplexität bestimmt.
- Diversität und Abundanz kleiner Wildbienenarten (< 10 mm) werden von der Landschaftskomplexität und der Länge der Gehölzränder bestimmt. Letzterer kommt dabei eine herausragende Stellung zu.
- Der Anteil von Grünland und die ackerbauliche Nutzung in der Umgebung haben keinen unmittelbar positiven bzw. negativen Einfluss auf die Diversität und Abundanz der Wildbienen.

3.2.4 Diskussion

II. Die Struktur und Nutzungsform der umgebenden Landschaft beeinflussen die Diversität und Abundanz der Wildbienen durch das Angebot brauchbarer Strukturen und Nahrungsressourcen. (Kap. 1.3)

Winterrapsbestände in strukturreichen und kleinräumig genutzten Landschaften mit einem hohen Anteil naturnaher Habitate weisen daher eine diversere und individuenstärkere Wildbienenfauna auf als großräumig ackerbaulich genutzte und strukturell verarmte Landschaften.



Die Ergebnisse dieser Arbeit bestätigen diese Hypothese nur teilweise.

Die Befunde bestätigen die Annahme, dass die Diversität und die Abundanz von Wildbienen durch die Struktur der umgebenden Landschaft beeinflusst werden. Dagegen erweist sich die Nutzungsform nicht als bestimmender Faktor. Dies ist insofern interessant, weil viele frühere Arbeiten gerade diese als den entscheidenden Faktor ausmachen (Fitzpatrick et al. 2007). Wegen des oft hohen Blütenangebots gelten Grünländer (Wiesen und Weiden) gemeinhin als besonders wichtige Habitate für Wildbienen (Gathmann et al. 1994). Viele Untersuchungen, die sich mit dem Einfluss von Landschaft auf Wildbienen beschäftigten, fassen Grünländer mit Hecken, Gärten, Wäldern usw. zur Kategorie „halbnatürliche“ Habitate zusammen (Steffan-Dewenter et al. 2001). Die Steigerung von deren Anteilen konnte in einigen Fällen mit einem positiven Effekt auf die Wildbienenfauna in Verbindung gebracht werden (Steffan-Dewenter et al. 2002; Kleijn & van Langevelde 2006; Hendrickx et al. 2007). Meine Ergebnisse zeigen jedoch, dass diese Einteilung nicht immer zu den besten Ergebnissen führt. Im Gegensatz zu anderen Arbeiten differenziert die vorliegende Arbeit in Grünland, Hecken und Wald und untersucht den Einfluss der Faktoren getrennt voneinander. Hierbei zeigt sich, dass die Zusammenfassung in halbnatürliche Habitate zumindest für den hier untersuchten Frühjahrsaspekt zu grob erscheint und die bloße Steigerung des Anteils halbnatürlicher Habitate nicht per se zu einer besseren Landschaft für diese Wildbienen führen muss. Vor allem Bienengesellschaften, die sich vorwiegend aus bodennistenden Arten (in diesem Fall zu über 95% aus den Gattungen *Andrena* und *Lasioglossum*) zusammensetzen, verdeutlichen den zu allgemeinen Ansatz des bisherigen Modells. Die vorliegenden Ergebnisse belegen, dass wesentliche Bestandteile „halbnatürlicher Habitate“ wie der Grünlandanteil oder der Wald keinen Einfluss auf die Diversität und die Abundanz von Wildbienen an Winterraps haben. Als entscheidende Faktoren erweisen sich dagegen die Landschaftskomplexität und die Länge der Gehölzränder in der umgebenden Landschaft. Dies ist insofern bemerkenswert, weil es sich einerseits trotz des differenzierten Zugangs nur um zwei Faktoren handelt, die die Diversität und Abundanz erklären, und weil andererseits diese Faktoren auf unterschiedlicher Weise ähnliche Umgebungseigenschaften beschreiben. In beiden Fällen ist es der Anteil von Randstrukturen, der die Diversität und Abundanz von Wildbienen bestimmt.

Randstrukturen wurden bereits in anderen aktuellen Untersuchungen als wichtige Elemente in der Agrarlandschaft ausgemacht (Pollard & Holland 2006). Dies gilt für Wildbienen genauso wie für zahlreiche andere Arthropoden (Marshall et al. 2006). Die herausragende Bedeutung konnte am besten für die als besonders gefährdet angesehenen und daher oft untersuchten Hummeln belegt werden. Die Untersuchungen von Backman und Tiainen (2002) kommen sogar zu dem Schluss, dass Randstreifen die wichtigsten Habitate für Hummeln in der Agrarlandschaft sind. Nutzbare Randstrukturen müssen aber nicht immer die „klassi-



schen“ Ackerrandstreifen sein. Wie Diekotter et al. (2006) feststellen, kommen hierfür auch Gräben in Frage. Andere Autoren finden Waldränder als besonders wichtig (Sepp et al. 2001; Sepp et al. 2004; Burgess et al. 2006; Brosi et al. 2007), identifizieren die Ursache von hoher Wildbienendiversität in einem hohen Anteil von Hecken (Donaldson et al. 2002) oder plädieren für bunte Randstreifen aus einer Mischung von natürlichen Wildpflanzen und Leguminosen (Carvell et al. 2004; Carvell et al. 2007). Fasst man alle diese Erkenntnisse bzw. Ansichten zusammen und verbindet diese mit den Ergebnissen der vorliegenden Arbeit, so ist festzustellen, dass eine Erhöhung der Randstrukturichte das Vorkommen einer diversen und abundanten Bestäubergemeinschaft begünstigt. Interessanterweise deckt sich genau dies mit den aktuellen Ergebnissen der Arbeiten von Chacoff & Aizen (2006). Die Autoren ermittelten in ihrer Untersuchung zu Bestäubern in der Agrarlandschaft die Dichte von Randstrukturen (edge density) als bestimmenden Faktor.

Was aber sind die Gründe für den Wert von Randstrukturen und warum sind es nicht die Grünländer, die besonders positiv auf Hummeln und andere Wildbienen wirken? Die Beantwortung dieser Frage ist sehr komplex. Zum einen sind Randstreifen, Randstrukturen und Heckenraine für Wildbienen deshalb so interessant, weil sie primär das bieten, was diese Tiere benötigen. Dies sind vor allem Nistgelegenheit und Nahrungsressourcen. Zum anderen können Randstrukturen als Ausgangshabitate für die Besiedelung der Landschaft dienen. Ockinger & Smith (2007) bezeichnen Randstreifen bei Ihren Untersuchungen zu Hummeln und Schmetterlingen als Quellen der Diversität in der Agrarlandschaft.

Betrachtet man die Ansprüche der hier analysierten Wildbienen, fällt auf, dass in erster Linie endogäische (bodennistende) und polylektische (an vielen Pflanzenarten sammelnde) Wildbienen der Gattung *Andrena* untersucht wurden. Hinsichtlich der Nistgelegenheiten benötigen diese Arten schütter bewachsene bzw. vegetationsfreie Stellen. Im Idealfall handelt es sich dabei um sonnenexponierte und regelmäßig, aber nicht zu oft gestörte Bereiche. Für viele Wildbienen sind dies bereits kleinere Abbruchkanten an Feldrändern, Wegrändern, Gräben oder die Randbereiche von Gehölzen und Lesesteinwällen. Diese Strukturelemente findet man besonders häufig in komplexeren Landschaften mit einem Mix unterschiedlicher Nutzungen. Gleichzeitig verdeutlicht dies aber auch, warum Grünländer als Nisthabitate für bodennistende Arten wenig in Frage kommen. Ausnahmen stellen hierbei eigentlich nur stark beweidete, trockene Grünländer dar. Hier führen die Störungen durch den Tritt der Weidetiere zu offenen Stellen in der Vegetation und somit zu Nistgelegenheiten für bodennistende Wildbienen. Im Lahn-Dill-Bergland, und hier speziell in der Umgebung von Rapsfeldern, findet man diese Art von Grünländern praktisch nie. Die hier anzutreffenden Grünländer sind häufig aus der Aufgabe von Ackerland entstanden und infolge dessen an historisch „besseren“ Standorten zu finden. Man findet daher Weiden und Wiesen mit einer hohen Bewuchsdichte und einer geringen Beweidungsintensität.



Neben dem Angebot adäquater Nistgelegenheiten sind Randstreifen aber auch durch die (dauerhafte) Verfügbarkeit von Nahrungsressourcen von besonderer Bedeutung. Randstreifen stellen oft die letzten Refugien von Wildpflanzen in der Agrarlandschaft dar (Marshall & Moonen 2002). Somit bieten diese Bereiche ein reiches und vor allem dauerhaft verfügbares Blütenangebot. Massentrachten wie Winterraps bieten Blütenbesuchern zwar ein unglaubliches Nahrungsangebot, leider steht dies aber nur für einen sehr kurzen Zeitraum zur Verfügung. In der Regel sind dies rund drei bis vier Wochen. In der Zeit davor und danach sind dagegen in der Agrarlandschaft häufig nur wenige bis gar keine Blüten zu finden. Dies hängt einerseits mit dem durchschnittlich hohen Einsatz von Herbiziden auf ackerbaulich genutzten Flächen zusammen, dadurch sind auf konventionellen Ackerflächen praktische keine für Blütenbesucher geeigneten Blütenpflanzen zu finden (Gabriel & Tschardtke 2007). Andererseits ist aber auch die intensive Grünlandnutzung mit einer stark verarmten Artenzusammensetzung und häufigen Mahdterminen dafür verantwortlich (Fitzpatrick et al. 2007). Als Folge findet man für Wildbienen brauchbare Blütenpflanzen meist nur in den Randstrukturen. Andere Studien haben aber gerade die Verfügbarkeit von Blütenpflanzen als den Hauptgrund für das Auftreten von Wildbienen identifizieren können (Carreck 2002; Potts et al. 2003). Wildbiene und Trachtpflanzen stellen ein extrem enges Nahrungsnetz dar (Memmott et al. 2004; Olesen et al. 2006) und mit dem Verschwinden der Blütenpflanzen verschwinden daher auch die Wildbienen aus der Landschaft. Hierbei macht die besonders enge Bindung der Spezialisten an ihre Futterpflanzen diese stets zu den ersten Leidtragenden (Ashworth et al. 2004). Die Verarmung der Landschaft führt somit zu Wildbienenengesellschaften aus generalistischen und polylektischen Arten (Ockinger & Smith 2006). Bemerkenswerterweise wurden auch in der vorliegenden Arbeit ausschließlich generalistische Arten gefunden. Ob die Gründe hierfür jedoch in der ausschließlichen Beprobung der Wildbienenfauna von Winterraps zu suchen sind oder in der bereits fortgeschrittenen Verarmung der Landschaft liegen, kann an dieser Stelle nicht gelöst werden und bedarf weiterer Untersuchungen.

Fest steht allerdings, dass sich das Verschwinden von Blütenbesuchern und das Verschwinden von Blütenpflanzen gegenseitig beschleunigen (Kearns et al. 1998). Die Reduktion und Fragmentierung von Blütenressourcen senken die Wahrscheinlichkeit, von einem Blütenbesucher, zum Beispiel der Wildbiene, aufgesucht zu werden. Dadurch werden gerade die von Wildbienen bevorzugten Pflanzenarten schlechter bestäubt und verschwinden langfristig aus der Landschaft (Lennartsson 2002; Duncan et al. 2004; Carvell et al. 2006). Damit ist dann auch die Nahrungsgrundlage der Wildbienen (außerhalb der Blüte der Massentrachten) zerstört.

Fehlende Bestäuber wirken sich aber nicht nur negativ auf Wildpflanzen aus, sondern reduzieren auch den Ertrag von Kulturpflanzen. Besonders anschaulich konnte dies bereits für die Bestäubung von Kaffee belegt werden (Ricketts 2004). Bei einem ausreichenden



Bestäuberangebot erhöht sich hier der Ertrag teilweise um 25% (Klein et al. 2003b). Aktuelle Untersuchungen von Morandin et al. zeigen, dass auch die Bestäubung von Raps durch die Wildbienenichte und damit verbundene erfolgreichere Bestäubung gefördert wird. Die Maximierung der Erträge kann in agrarwirtschaftlich genutzten Regionen durch ein Mosaik unterschiedlicher Nutzungsformen (Morandin et al. 2007) oder durch einen Anteil von rund 30% unkultivierten Landes erreicht werden (Morandin & Winston 2006). Daneben minimiert die biologische Bewirtschaftung der Rapsflächen das Bestäubungsdefizit im Verhältnis zu konventionell angebauten Raps (Morandin & Winston 2005).

Zusammenfassend verdeutlichen die Betrachtungen, dass die großflächige und eintönige Nutzung von Landschaft, sei es durch Ackerland oder auch durch Grünland, stets eine negative Wirkung auf die Diversität und Abundanz von Wildbienen entfaltet. Eine diverse Landschaft, die einen hohen Anteil von Randstrukturen und damit assoziierte Flora bereitstellt, ist dagegen für Wildbienen wesentlich interessanter (Duelli et al. 1999; Dauber et al. 2003).

III. Die Mobilität von Wildbienen wird größtenteils durch deren Körpergröße bestimmt. Folglich bedingt die Struktur und Nutzungsform der umgebenden Landschaft die Erreichbarkeit von Nahrungsressourcen und die Besiedelung geeigneter Habitate. (Kap. 1.3)

Winterrapsbestände in großräumig genutzten und monotonen Landschaften bieten daher nur großen Wildbienen einen geeigneten Lebensraum und sind hinsichtlich der Diversität und Abundanz kleinerer Wildbienenarten verarmt.

Die Hypothese ist bestätigt. Die Diversität und Abundanz von großen und kleinen Wildbienen unterscheidet sich in unterschiedlich komplexen Landschaften deutlich. Zwar ist in beiden Gruppen ein deutlicher Rückgang der Diversität und Abundanz zu verzeichnen. Allerdings verschwinden die kleinen Wildbienen aus der am wenigsten komplexen Landschaft völlig. Große Wildbienen verzeichnen dagegen mit maximalen Einbußen von 61,5% bei der Artenzahl und 81% bei der durchschnittlichen Individuenzahl zwar auch einen erheblichen Rückgang, dennoch sind auch in der „einfachsten“ Landschaft noch fünf Arten an Winterraps zu finden. Dies bestätigt die Hypothese, dass monotone Agrarlandschaften vor allem großen Arten als Lebensraum dienen.

Die Analyse zu den Einflüssen der Landschaft zeigt, dass kleine Wildbienen durch eine Kombination von Landschaftskomplexität und im stärkeren Maße von Gehölzrändern beeinflusst werden. Große Wildbienen sind dagegen nur von der Landschaftskomplexität (gemessen am relativen Anteil von Randstrukturen zur Flächengröße) abhängig. Hierbei ist es egal, ob es sich um dauerhafte Strukturen (z.B. Gehölze) oder um variablere Strukturen wie Feldränder handelt. Wie ist dies zu erklären? Da es sich bei allen untersuchten Wildbienen um endogäische und polylektische Arten handelt (außer *Osmia rufa* = hypergäisch), sind Ursa-



chen, die auf einem artspezifischen Nistverhalten bzw. einer speziellen Ernährungsweise beruhen, nahezu auszuschließen. Die Gruppen unterscheiden sich nur hinsichtlich ihrer Körpergröße. Wie frühere Studien zeigen, bestimmt die Körpergröße die abhängige maximale Flugdistanz (Gathmann & Tscharrntke 2002) und hier liegt vermutlich der entscheidende Grund für die gefundenen Unterschiede. Während Hummeln bei Sammelflügen durchschnittliche Distanzen von 450 m bis 760 m zurücklegen (Knight et al. 2005) und im extrem auch mehrere Kilometer fliegen (Goulson & Stout 2001), sind entfernt liegende Ziele für eine kleine Wildbiene völlig unerreichbar. Die Sammelradien kleinerer Wildbienen sind im Schnitt deutlich kleiner. Gathmann et al. (2002) finden für Arten unter 10 mm eher Flugweiten im Bereich von 150 m bis 400 m.

Die Erreichbarkeit von Nisthabitat und Nahrungshabitat bestimmt daher die Eignung eines Lebensraums für Wildbienen (Cane 2001). Idealerweise sind beide Habitate in direkter Nachbarschaft anzutreffen, denn die Flugstrecken werden für sammelnde Weibchen mit steigender Entfernung zunehmend unökonomisch (Heinrich 1993).

In der vorliegenden Studie ist festzustellen, dass sowohl große als auch kleine Arten durch die Landschaftskomplexität beeinflusst werden. Je komplexer die Landschaft gestaltet ist, das heißt, je größer das Angebot von Randstrukturen in der Landschaft wird, desto mehr Wildbienen findet man in der Landschaft. Dieses „mehr“ ist in diesem Fall sogar wörtlich zu nehmen, denn die Wirkung des Faktors Komplexität wirkt auf die Abundanz der Wildbienen am stärksten. Allerdings ergeben sich Unterschiede zwischen großen und kleinen Arten. Bei den großen Arten ist die Landschaftskomplexität der alleinige Faktor, während bei den kleinen Arten zusätzlich die Gehölzränder einen gewissen Einfluss haben. Dennoch ist auch hier die Komplexität der verhältnismäßig stärkere Faktor. Wie ist dies zu erklären?

Massentrachten, wie der hier untersuchte Winterraps, bieten zur Blüte eine unglaubliche Nahrungsressource, die von vielen Wildbienenarten gerne genutzt wird (Kap.3.3). Ob der Winterraps jedoch als Lebensgrundlage in Frage kommt, wird auch durch die Verfügbarkeit von nutzbaren Nisthabitaten bestimmt. Wie bereits erläutert müssen diese in erreichbarer Entfernung zum Rapsfeld liegen. Komplexe Landschaften bieten offensichtlich ein reicheres Angebot an günstigen Niststrukturen. Daher finden hier besonders viele Wildbienen geeignete Nisthabitate und Nahrungsressourcen in akzeptabler räumlicher Entfernung.

Differenzierter erscheint die Lage hinsichtlich der Diversität der Wildbienen. Auch hier bestimmt die Landschaftskomplexität das Vorkommen der Arten. Allerdings sind hier deutliche Unterschiede zwischen großen und kleinen Arten zu finden. Während die Komplexität für große Wildbienen den einzigen zu beschreibenden Faktor darstellt, ist der Artenreichtum kleiner Arten im stärkeren Maße vom Anteil der Gehölzränder abhängig. Landschaften mit einem hohen Gehölzanteil sind also besonders artenreich.



Die Gründe hierfür können vielfältig und zum Teil historisch bedingt sein. Häufig sind Gehölzstrukturen sehr alt und befinden sich an Stellen, die für die landwirtschaftliche Nutzung von untergeordneter Bedeutung waren. Infolge dessen konnte sich im direkten Umfeld oft eine naturnahe und vielfältige Vegetation erhalten. Durch die angesprochene besondere Lage (z.B. an Steilhängen) bieten sich in der Nähe der Gehölze häufig auch für Wildbienen geeignete Nisthabitate (Abbruchkanten, schütter bewachsene Stellen usw.). Im Lahn-Dill-Bergland bilden meist Schlehen und Besenginster die Gehölzstrukturen. Diese bieten Wildbienen zudem auch selbst eine Nahrungsressource, die zeitlich nicht mit der Tracht von Winterraps zusammenfällt, sondern ihren Schwerpunkt davor bzw. danach hat.

Die besondere Rolle der Gehölze hinsichtlich der Diversität von kleinen Wildbienen lässt sich nun durch zwei Modellvorstellungen erklären. Im ersten Fall erweitern die in der Umgebung der Gehölze nistenden Wildbienen ihr Nahrungsspektrum. Das bedeutet, die Bienen nutzen zur Rapsblüte die sich zusätzlich bietenden Ressourcen einfach mit, nisten aber weiterhin in der Nähe der Gehölze. Man findet also in Landschaften mit einem höheren Gehölzanteil weitaus mehr Bienenarten an Winterraps als in gehölzärmeren. Diese Annahme ist mit Sicherheit richtig, denn das Auslassen einer Nahrungsressource muss für die gefundenen generalistischen Arten als extrem unwahrscheinlich gelten.

Die zweite Modellvorstellung ist dagegen wesentlich komplexer. Danach dienen die Gehölzstrukturen als Quellen für die Besiedelung der Agrarlandschaft. Die Wildbienen nisten jetzt also nicht mehr in der Nähe der Gehölze, sondern verlegen ihren Nistplatz in die Nähe der Massentrachten. Dort vermehren sich die Wildbienen und von dort aus besiedeln sie im nächsten Jahr die Landschaft. Allerdings ist infolge des Fruchtwechsels die Wahrscheinlichkeit, an gleicher Stelle eine für Wildbienen nutzbare Massentracht anzutreffen, sehr gering. Die schlüpfenden Bienen müssen daher der Massentracht hinterher wandern, alternative Ressourcen finden oder zum Gehölz als Lebensraum zurückkehren. In ausgeräumten Landschaften mit geringem Blütenangebot und wenig Gehölzen sind letztere Möglichkeiten praktisch nicht gegeben. Zudem ist die Massentracht im darauf folgenden Jahr oft weit entfernt und daher von einer Wildbiene mit geringem Ausbreitungsvermögen nur schwer zu erreichen. Kleine Wildbienen haben daher Probleme, sich in solchen Landschaft über einen längeren Zeitraum zu halten. Große Wildbienen können dagegen große Strecken zurücklegen um ein neues Habitat zu finden und zu besiedeln. Dies erklärt, warum die Diversität und Abundanz großer Wildbienen mit zunehmender Verarmung der Landschaft zwar abnehmen, die Einbußen jedoch deutlich geringer ausfallen als bei den kleineren Arten. Für die Bewahrung einer diversen und individuenstarken Wildbienenfauna ist daher unbedingt der Erhalt dauerhafter Habitate notwendig. Die Besiedelung neuer Lebensräume kann so immer wieder stattfinden. Diese Schlussfolgerungen werden von den Befunden anderer Autoren unterstützt (Gathmann et al. 1994; Greenleaf & Kremen 2006a). Besonders die von Duelli & Obrist



(2003) aufgestellte „Stepstone-Theorie“ betont die Bedeutung von Ausgangspunkten für die Besiedelung der Landschaft durch Wildbienen. Im Gegensatz zu der vorliegenden Untersuchung identifizieren frühere Arbeiten jedoch halbnatürliche und natürliche Habitate (Kim et al. 2006) als Quellen der Biodiversität. Die Gründe hierfür beruhen vermutlich auf Unterschieden in der Methodik oder auf Differenzen hinsichtlich der natürlichen Ausstattung des Untersuchungsraums. Dennoch konnten auch diese Untersuchungen den Wert von Habitatinseln in der Agrarlandschaft herausstellen.



Abb. 14: Winterraps (*Brassica napus* L.) zu Beginn der Blüte.



3.3 Bestimmung der Bestäuberleistung

3.3.1 Einleitung

Raps ist eine Kulturpflanze, die in den letzten Jahren stark an Bedeutung gewonnen hat und mittlerweile einen Großteil für die europäische Ölsaatenproduktion einnimmt. Grund dafür ist neben der vielseitigen Verwendbarkeit der Pflanze und der daraus gewonnenen Stoffe auch die Möglichkeit, sie in vielen Gebieten (der Erde) anzubauen. Aufgrund der züchterischen Entwicklung auf diesem Sektor und des stärkeren Preisdrucks spielen leistungsfähigere Hybridrapsorten eine immer größere Rolle.

Raps ist grundsätzlich selbstkompatibel, das heißt, die Pflanze besitzt die Fähigkeit zur Selbstbestäubung (Rahman 2005). Allerdings führt die Fremdbefruchtung durch Insekten meist zu deutlich besseren Bestäubungsraten (Eisikowitch 1981; Mishra et al. 1988; Brunel et al. 1994; Manning & Wallis 2005). Dennoch finden einige Autoren keine grundsätzlich positiven Effekte. (Langridge & Goodman 1982). Die Tatsache, dass die Insektenbestäubung nicht in jedem Fall zu einer entscheidenden Ertragssteigerung führt, macht den Raps zu einem interessanten Untersuchungsobjekt. Die Ursachen für die unterschiedlichen Befunde könnten einerseits in der großen Variabilität der bisher untersuchten Rapsorten hinsichtlich der Selbstbestäubungsfähigkeit und der Attraktivität der Blüten mit unterschiedlichen Nektar- bzw. Pollenmengen zu suchen sein. Andererseits könnten sie auf der räumlichen Verfügbarkeit und der unterschiedlichen Effektivität der Bestäuber beruhen. Nicht nur bei Sorten, die Probleme in der Pollenproduktion aufweisen (Botterman 1996), oder bei produktionsbedingter Pollenlosigkeit (z.B. in der Hybridzüchtung), sondern auch bei anderen Sorten ist daher die Wahl des richtigen Bestäubers wichtig.

Gerade weil Insekten oft die prominente Aufgabe der punktgenauen Übertragung des Pollens zukommt, ist es wichtig, möglichst viele Informationen über diese nützlichen Helfer zu gewinnen. Die große ökonomische Relevanz dieser Erkenntnisse, sei es für den Feldanbau oder für spezielle Aufgaben in der Züchtung, machen Untersuchungen auf diesem Gebiet besonders wichtig. Gerade die Bestäubung durch Bienen ist eminent wichtig für die Produktion von Gemüse, Früchten und Samen, die schließlich 15 - 35% der menschlichen Ernährung ausmachen (Greenleaf & Kremen 2006b). Weltweit werden 87 der 115 wichtigsten Kulturpflanzenarten durch Insekten bestäubt und rund 35% der jährlichen Welternte hängen vom erfolgreichen Zusammenspiel von Krabbeltier und Pflanze ab (Klein et al. 2007; Kremen et al. 2007).

Honigbienen sind sicherlich immer noch die wichtigsten Bestäuber in der Kulturlandschaft. Allerdings gibt es unter den Wildbienenarten eine Reihe weiterer ökologisch wertvoller und ökonomisch sinnvoller Alternativen. Schon aufgrund der Unzuverlässigkeit der Honigbiene in vielen Bereichen der Bestäubung (Batra 1995) haben sich eine Reihe von Wildbienen für spezielle Aufgaben (Raw 2000; Slaa et al. 2006) oder sogar für den Einsatz im Freiland emp-



fohlen (Fuchs & Muller 2004). Schon heute sind einige leicht kultivierbare Wildbienen, wie Hummeln, aus der modernen Gewächshauskultur nicht mehr wegzudenken (Velthuis & van Doorn 2006). Natürliche Bestäuber leisten daneben aber auch im Freiland messbare Dienste. Bei der Bestäubung von Kaffee führt eine diverse und abundante Wildbienenfauna zu einem beachtlichen Ertragszuwachs von 20% und einen Qualitätsgewinn von 27% (Ricketts et al. 2004).

Eine Wildbienenart, die schon in vorangegangenen Studien ihre Praxistauglichkeit bewiesen hat, ist die Mauerbiene *Osmia cornuta* (Cane 2005). Dies zeigte sich besonders in Freilandversuchen, etwa bei der Bestäubung von Apfel (Vicens & Bosch 2000b; Ladurner et al. 2004) oder Birne (Maccagnani et al. 2003). Wie die Vorarbeiten zeigen, machen die leichte Handhabbarkeit und die vergleichsweise geringen Ansprüche *Osmia cornuta* zum ersten Kandidaten für spezielle Aufgaben in der Rapsbestäubung. Darüber hinaus liefern die Ergebnisse aus geschlossenen Bedingungen erste Anhaltspunkte für die Bestäubungsleistung bei Raps im Freiland.

Im Sinne dieser Überlegungen war es Ziel der Untersuchungen die Rolle verschiedener Blütenbesucher bei der Bestäubung von Winterraps zu untersuchen. Hierbei sollten zudem potentielle sortenbedingte Unterschiede berücksichtigt werden. Die Studien orientierten sich an folgenden Hypothesen. Die praktische Arbeitshypothese ist jeweils kursiv formuliert.

Hypothese

IV. Die effektive Bestäubung von Winterraps ist einerseits von der erfolgreichen Übertragung des Pollens und andererseits von den Sorteneigenschaften abhängig. Hierbei beeinflusst die Wahl des Bestäubers sowohl die Quantität der Erträge als auch die resultierenden Korneigenschaften. Wildbienen sind für diese Aufgaben besonders gut geeignet. (Kap. 1.3)

a) *Osmia cornuta* und *Osmia rufa* bestäuben Winterraps in vergleichbarer Weise zur Erdhummel (*Bombus terrestris*) oder zur Honigbiene (*Apis mellifera*).

b) Die Linien Express und „2304/96“ (Resynthese) sowie die Hybride Artus und Complex zeigen sortenbedingte Unterschiede hinsichtlich des Bestäubungserfolges und der resultierenden Korneigenschaften beim Einsatz verschiedener Bestäubungssysteme.

3.3.2 Material und Methoden

3.3.2.1 Das Untersuchungsgebiet für die Bestäubungsversuche

Die Untersuchungen wurden auf Flächen des Versuchsgutes Rauischholzhausen durchgeführt. Rauischholzhausen gehört zum Naturraum „Amöneburger Becken“, der seinerseits neben der Wetterau und dem Fritzlar-Wabener Becken einen Teil der westhessischen Sen-



kenabfolge darstellt. (PLETSCH). Nähere Angaben zum Untersuchungsgebiet liefert zudem Kapitel 2.

3.3.2.2 Rapssorten

Raps ist eine natürliche Kreuzung zwischen Rübsen (*Brassica campestris*) und Wildkohl (*Brassica oleracea*). Züchterische Veränderungen haben in den letzten Jahrzehnten die früher relativ unattraktive Pflanze, deren Öle hauptsächlich als Lampenbrennstoff genutzt wurden, in eine fortschrittliche Kulturpflanze verwandelt. Dafür sind vor allem Modifikationen der Inhaltsstoffe verantwortlich. Die fast vollständige Eliminierung der Erucasäure (0+ Sorten) führte dabei zu einer besseren Eignung der Öle als Nahrungsmittel. Zudem wurde in den Achtzigerjahren der bei Brassicaceen hohe Glukosinolatgehalt so stark reduziert (00 Sorten), dass diese Rapssorten ohne weiteres als wertvolles Futtermittel verwendet werden können. Dies führte zu einer starken Vergrößerung der Anbaufläche.

Prinzipiell lassen sich zwei unterschiedliche Typen von Rapssorten unterscheiden. Dies sind zum einen die bisher angebauten Linien-Typen, die als generative Nachkommenschaft einer Pflanze mit bestimmten Eigenschaften zu bezeichnen sind (Geisler 1988). Im Gegensatz dazu sind Hybriden die Nachkommen zweier unterschiedlicher Eltern mit definierten Eigenschaften. Bei deren Produktion muss daher eine Selbstbestäubung ausgeschlossen werden (Botterman 1996). Dies wird dadurch gewährleistet, dass selbststerile Pflanzen mit Hilfe von fertilen Pflanzen bestäubt werden (Kreuzbestäubung durch Insekten). Gleichzeitig sollen die Nachkommen der selbststerilen Pflanzen jedoch wieder fertil sein. Dieser Vorgang wird als Restauration bezeichnet. Abhängig vom Verfahren wird dies mehr oder weniger gut gewährleistet. Die genannten Unterschiede zwischen neuen Hybridsorten und den bisherigen Liniensorten könnten jedoch die Rolle der Insekten völlig neu definieren. Bestäuber sind zur Sicherstellung der Fremdbefruchtung bei der Produktion von Hybridsamen notwendig (Brunel 1992). Zudem kommt den Blütenbesuchern durch die punktgenaue Pollenübertragung vor allem bei Sorten mit Problemen bei der Pollenrestauration und Saatgutmischungen aus teilweise sterilen Pflanzen eine große Verantwortung zu. Gegenstand der Untersuchungen sollte es sein, diese Verantwortung für verschiedene Rapssorten vor allem in Hinblick auf Hybride zu klären. Die Untersuchungen wurden an je zwei Linien und zwei Hybridsorten durchgeführt.

Liniensorten

Mit „**EXPRESS**“ befand sich eine in Deutschland häufig angebaute Rapssorte im Experiment. Diese Sorte stellte somit den Standard dar. Es handelt sich um eine so genannte 00-Sorte. Außerdem weist **EXPRESS** eine hohe Selbstbestäubungsfähigkeit auf. Daneben wurde eine Sorte betrachtet, die im Institut für Pflanzenzüchtung der Uni Gießen entwickelt wurde



und dem mittelalterlichen Typ entspricht (**RESYNTHESE**). Diese Sorte trägt die Bezeichnung „2304/96“ und enthält den ursprünglichen Gehalt an Inhaltsstoffen. Für diese Sorte ist nicht bekannt, welche Rolle Insekten bei der Bestäubung spielen. Sie soll im Versuch Anhaltspunkte liefern, inwiefern der ursprüngliche Gehalt an Inhaltsstoffen bzw. der an Blütenressourcen zur Attraktivität der Blüte beiträgt.

Hybridsorten

Hybridsorten wiesen in der Vergangenheit aufgrund züchterischer Probleme in der Restauration eine unzureichende Pollenversorgung auf. Im Rahmen der Untersuchungen wurden zwei verschiedene Hybridsorten verwendet. Dies war zum einen die Sorte **ARTUS**, die hinsichtlich der Pollenversorgung keine Probleme aufweist. Die zweite Hybride war die Sorte **COMPLEX**. Im Gegensatz zu **ARTUS** weist **COMPLEX** Probleme hinsichtlich der Pollenversorgung auf. Gerade durch dieses Defizit wurden sich klare Ergebnisse über die Bedeutung von Insekten bei der Pollenübertragung erhofft.

3.3.2.3 Bestäuber und Isolationskäfige

Um artspezifische Differenzen im Bestäubungsverhalten bzw. im Bestäubungserfolg auf den verschiedenen Rapssorten zu quantifizieren, wurden Versuche mit Isolationskäfigen durchgeführt. Dadurch war es möglich, bestimmte Bestäuber auszuschließen. Hier kamen neben den häufig eingesetzten Honigbienen (*Apis mellifera*) und Hummeln (*Bombus terrestris*) auch andere Wildbienen zum Einsatz. Das Augenmerk lag hierbei hauptsächlich auf den leicht kultivierbaren Mauerbienenarten *Osmia cornuta* und *Osmia rufa*. Die Käfige wurden jeweils von der vom Lieferanten als optimal angesehenen Menge von Individuen besetzt. Eine Übersicht über den Zeitplan der Untersuchungen zeigt Tabelle 11.

***Apis mellifera* (Honigbiene)**

Die eingesetzten Honigbienen wurden von Hessischen Landesanstalt für Tierzucht, Abteilung Bienenzucht (Dr. Büchler) in Kirchhain zur Verfügung gestellt. Aufgrund der für Honigbienen relativ kleinen Käfige wurden weisellose Kleinvölker von maximal 50 Individuen eingesetzt.

***Bombus terrestris* (Dunkle Erdhummel)**

Hummeln sind für die Gemüseproduktion unter geschlossenen Bedingungen die am häufigsten verwendeten Bestäuber. „Bestäuberhummeln“ werden von speziellen Betrieben ganzjährig gezüchtet. Für die Versuche wurden Zuchthummeln der Firma STB Control eingesetzt. Es handelte sich um spezielle Kleinvölker von ca. 15 bis 30 Individuen.



***Osmia cornuta* (Gehörnte Mauerbiene)**

Die Gehörnte Mauerbiene (Abb. 24) ist die erste Mauerbiene im Jahr. Man kann sie bereits ab Mitte März beobachten. Das Verbreitungsgebiet erstreckt sich über große Bereiche Süd- und Zentraleuropas. Aufgrund des frühen Erscheinens fliegt sie meistens zur Obstblüte und gilt als idealer Bestäuber für *Prunus*-Arten. Die durchschnittliche Lebenserwartung eines Weibchens liegt bei rund vier Wochen. Die Nester legt die ubiquitäre Art in allen geeigneten Hohlräumen mit einem Innendurchmesser von 6 bis 8 mm an. Für die Versuche wurden als Nistgelegenheiten waagrecht montierte und mit Schilfhalm gefüllte Rohre von einer Länge von ca. 30 cm Länge verwendet. Das Nistmaterial entsprach mit einer Länge von 15 bis 21 cm den Vorgaben zur idealen Niströhrenlänge von *Osmia cornuta* (Bosch 1994a). Die Schilfhalm wurden so gewählt, dass der überwiegende Teil eine Lochweite von rund 8 mm aufwies, die sich als optimal erwiesen hat. (Bosch 1994c) Für die Synchronisierung des Schlupfs der Bienen mit der Rapsblüte wurden die Kokons bis zum Beginn der Blüte bei Temperaturen zwischen 0 und 4°C inkubiert. Die eingesetzten Tiere wurden von Ljubisa Stanisavljevic von der Universität Belgrad zur Verfügung gestellt. Für die Versuche wurden die Käfige jeweils mit 15 Individuen besetzt.

***Osmia rufa* (Rote Mauerbiene)**

Die Rote Mauerbiene fliegt etwas später als die gehörnte Mauerbiene. Die Flugzeit beginnt etwa Mitte April. Das Verbreitungsgebiet beider Arten ist nahezu identisch. Wegen der etwas verschobenen Flugzeit gilt *Osmia rufa* als idealer Bestäuber für spätere Obstsorten. Auch die Rote Mauerbiene ist eine ubiquitäre Art, die alle brauchbaren Hohlräumen mit einem Innendurchmesser von 5 bis 8 mm als Nistgelegenheit nutzt. Die im Versuch verwendeten Nistgelegenheiten und Methodiken entsprachen denen von *Osmia cornuta*. Die eingesetzten Tiere wurden von Ljubisa Stanisavljevic von der Universität Belgrad zur Verfügung gestellt. Für die Versuche wurden die Käfige jeweils mit 15 Individuen besetzt.

Tab. 11: Übersicht der getesteten Bestäubungsalternativen der Jahre 2000 bis 2002.

	Artus			Express			Complex			2304/96		
	00	01	02	00	01	02	00	01	02	00	01	02
Honigbiene	☀		☀	☀		☀	☀		☀	☀		
Hummel	☀		☀	☀		☀	☀		☀	☀		
<i>Osmia cornuta</i>		☀	☀		☀	☀		☀	☀			☀
<i>Osmia rufa</i>		☀			☀			☀				☀
ohne Bestäuber	☀	☀	☀	☀	☀	☀	☀	☀	☀	☀	☀	☀
offene Bestäubung	☀	☀	☀	☀	☀	☀	☀	☀	☀	☀	☀	☀



Die einzelnen Isolationskäfige haben eine Abmessung von 2 m x 5 m (Abb. 15) und sind Bestandteil einer etwa 400 m² großen Anlage (Abb. 17). Zur besseren Übersicht zeigt Abbildung 16 eine schematische Darstellung der Versuchsanlage für das Jahr 2000. Die Anlage wurde in den nächsten beiden Jahren in ähnlicher Weise genutzt.



Abb. 15: Isolationskäfige, Versuchsfelder in Rauschholzhausen 2001. Foto: R. KRISTEN



Abb. 16: Beispielhafte Darstellung der Anordnung der Versuchsfelder mit Isolationskäfigen im Jahr 2000 zur Untersuchung unterschiedlicher Blütenbesucher an verschiedenen Rapssorten auf der Agrarwissenschaftlichen Versuchsanlage in Rauschholzhausen. Die Grundfläche der Isolationskäfige betrug jeweils 2,5 x 5 m.



3.3.2.4 Aussaat, Bearbeitung und Ernte

Die Betreuung der Versuche wurde von den Mitarbeitern des Versuchsguts Rauschholzhausen übernommen. Eine Übersicht der Arbeitsschritte liefert Tabelle 12.

Tab. 12: Übersicht der Bearbeitungsmaßnahmen der Käfigversuche in Rauschholzhausen in den Jahren 1999 bis 2002.

Maßnahme	1999 - 2000		2000 - 2001		2001 - 2002	
	Datum	Menge	Datum	Menge	Datum	Menge
Bodenvorbereitung	23.08.99		31.08.00		03.09.01	
Aussaat	24.08.99		31.08.00		03.09.01	
Käfige aufbauen	11.04.00		11.04.01		08.03.02	
Käfige abbauen	29.05.00		06.06.01		20.06.02	
Ernte	18.07.00		26.07.01		24.07.02	
Blüte						
Blühbeginn	19.04.00		29.04.01		26.04.02	
Blühende	12.05.00		29.05.01		29.05.02	
Düngung						
KAS	03.09.99	20 kg/ha	05.04.01	60 kg/ha	28.03.02	60 kg/ha
	03.04.00	80 kg/ha				
Piamon (33% N, 12% S)	07.03.00	100 kg/ha	28.02.01	100 kg/ha		
Ureas (36% N, 7% S)					22.02.02	80 kg/ha
Pflanzenschutz						
Cirrus	25.08.99	240 g/ha				
Butisan	25.08.99	1,25 l/ha				
Schneckenkorn	03.09.99	6 kg/ha			19.09.01	7 kg/ha
Folicur	27.09.99	1,5 l/ha				
Brasan (Herbizid)			01.09.00	2,5 l/ha	03.09.01	3 l/ha
Fastac (Erdflöhe)	14.09.99	100 ml/ha	12.09.00	100 ml/ha		
Karate (Erdflöhe)					02.10.01	100 ml/ha
Karate (Stängelrüssler)					28.03.02	200 ml/ha
Decis (Rapsstängelrüssler)	21.09.99	200 ml/ha				
Trafo (Rapsstängelrüssler)			04.04.01	200 ml/ha		

3.3.2.5 Bestimmung der Ertragsparameter

Zur Bestimmung des Bestäubungserfolgs wurden pro Käfig 40 Pflanzen aus der Mitte geerntet. Hierdurch sollten Randeffekte vermieden werden. Die einzeln geernteten Pflanzen wurden aufwendig bearbeitet. Die Schoten wurden differenziert nach Haupttrieb, Nebetrieb und Nebetrieb 2. Ordnung geerntet und gezählt. Nach einer Trocknungsphase wurden die Schoten gedroschen und anschließend mit Hilfe eines computergestützten optischen Verfahrens vermessen (durchschnittliche Länge und Breite) und das Tausendkorngewicht (TKG)



bestimmt. Die Bestimmung wurde mit Hilfe des MARVIN durchgeführt. Im Anschluss wurden verschiedene Ertragsparameter bestimmt. Hierzu zählten die Anzahl der Schoten pro Pflanze und der Anzahl der Körner pro Schote, der Ertrag pro Schote, der Ertrag pro Pflanze. Für das Zählen der Körner wurde das Gerät CONTADOR, Pfeuffer verwendet.



Abb. 17: Versuchsfelder vor der Ernte (Rauischholzhausen 2002). Foto: R. KRISTEN

3.3.2.6 Datenauswertung

Die statistische Auswertung der Daten erfolgte mit Hilfe des Softwarepaketes STATISTICA 6.0 für Windows (Statsoft, Tulsa, USA).

Varianzanalyse (ANOVA)

Die Varianzanalyse (ANOVA) ermittelt signifikante Unterschiede erhobener Datensätze. Falls mehr als ein Faktor berücksichtigt wird, können Haupteffekte und Interaktionseffekte unterschieden werden. Datensätze, die einen p-Wert von $< 0,05$ aufweisen, wurden als signifikant unterschiedlich gewertet. In der vorliegenden Arbeit wurde mehr als ein Faktor in die Auswertung einbezogen. Voraussetzung für die Anwendung des Verfahrens ist die Normalverteilung der Daten und die Varianzhomogenität, die mit Hilfe des nicht-parametrischen Tests nach SEN & PURI überprüft wurde. Eine Datentransformation war in keinem Fall notwendig.



Post-Hoc Tests

Um die signifikanten Effekte der Varianzanalyse genauer zu untersuchen, wurde im Anschluß an die ANOVA der TUKEY-HSD-TEST durchgeführt. Diese Methoden vergleichen die Mittelwerte unter Berücksichtigung aller Faktoren auf signifikante Unterschiede.

3.3.3 Ergebnisse

Im Folgenden werden die Ergebnisse der Untersuchungen zur Bestäubung von Winterraps dargestellt. Insgesamt wurden die Korneigenschaften von rund zehn Millionen Rapskörnern ausgewertet. Hierbei zeigt sich, dass die Erträge deutlich durch die Art der Bestäubung beeinflusst werden. Die Ertragszahlen sind vor allem beim Einsatz von Insekten besonders hoch. Hierbei liefern die Wildbienenarten *Osmia cornuta* und *Osmia rufa* herausragende Ergebnisse. Außerdem sind große sortenbedingte Differenzen zu erkennen, die in dieser Weise nicht erwartet wurden.

Nicht alle Pflanzenteile einer Rapspflanze tragen im gleichen Maße zum Ertrag bei. In der vorliegenden Studie liefert der Nebentrieb erster Ordnung den größten Anteil. Im Durchschnitt liegt dieser bei rund 64 % des Gesamtertrages einer Pflanze. Etwa ein Drittel des Ertrags liefert der Haupttrieb mit 34,5 %. Der Nebentrieb 2. Ordnung trägt nur einen vernachlässigbaren Teil von 1,6 % zum Gesamtertrag bei (Abb. 18).

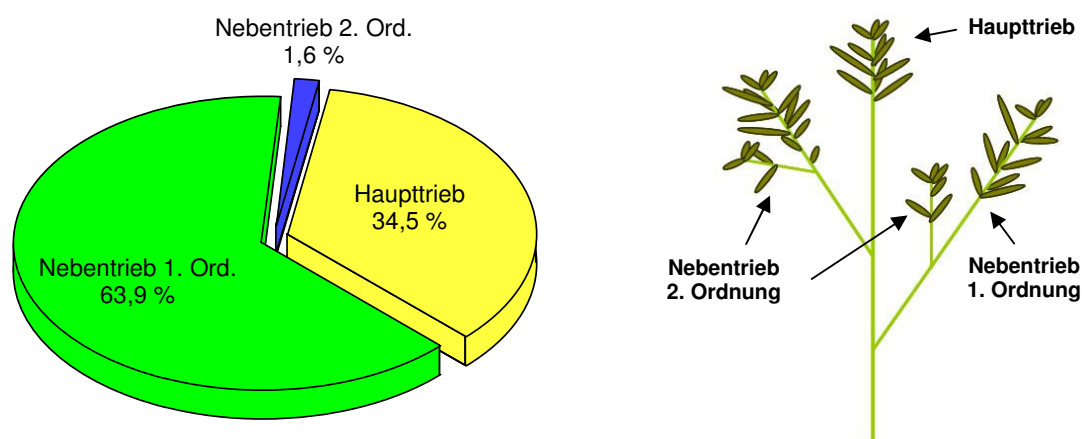


Abb. 18: Durchschnittliche Anteile der verschiedenen Pflanzenteile zum Gesamtertrag von Winterraps *Brassica napus* während der Untersuchungsperiode 2000-2002.

Um ein möglichst anschauliches Bild der Vielzahl der Effekte durch die Bestäubung von Wildbienen darzustellen, konzentriert sich die Arbeit im Weiteren auf die Reaktionen der gesamten Pflanze ohne Differenzierung in die verschiedenen Pflanzenteile. Detaillierte Darstellungen für Haupttrieb, Nebentrieb und Nebentrieb 2. Ordnung befinden sich im Anhang.



3.3.3.1 Körner pro Schote

Die Anzahl der Körner, die pro Schote angelegt werden, liefern einen direkten Hinweis auf den Bestäubungserfolg. Um Unterschiede in der Bestäubung zu identifizieren, wurden für jeden Bestäubungstyp und jede Sorte Varianzanalysen durchgeführt.

Der Vergleich der Anzahl der Körner pro Schote liefert bei allen Sorten signifikante Unterschiede (Tab. 13). Hierbei wird deutlich, dass der Ausschluss von Bestäubern zu einer erheblich schlechteren Bestäubung führt. Am größten sind die Unterschiede bei den Sorten EXPRESS und COMPLEX (Abb. 19). Der geringste Effekt konnte bei der Hybridsorte ARTUS verzeichnet werden. Die Bestäubungswerte der Sorte RESYNTHESE rangieren zwischen denen der anderen Sorten (Abb. 19).

Osmia cornuta erzielte bei allen Sorten die beste Bestäubungsleistung. Häufig sind die Werte sogar sehr deutlich über denen von Honigbienen und Hummeln, deren Bestäubungsleistung sich kaum voneinander unterscheidet. Die zweite Wildbienenart (*Osmia rufa*) erzielte im Schnitt unwesentlich geringere Werte als *Osmia cornuta*, die im schlechtesten Fall (bei der Sorte COMPLEX) auf das Niveau von Honigbiene und Hummel sinken könnten. Dennoch lieferte auch diese Mauerbiene gute Ergebnisse, allerdings scheint diese Art nicht ganz so zuverlässig zu sein wie ihre Verwandten.

Die Zahlen angelegter Körner bewegten sich bei Hummeln und Honigbienen konstant auf mittlerem Niveau. Sie entsprachen etwa dem Wert bei einer offenen Bestäubung ohne Käfig, lagen aber rund 10 % unter den Ergebnissen von *Osmia cornuta*.

Die mit Abstand schlechtesten Werte werden bei Ausschluss aller Bestäuber erzielt. Hier weisen die Schoten teilweise 50 % weniger Körner auf als die, bei der Bestäubung durch *Osmia cornuta* festgestellt werden konnten. Gleichzeitig sind hier die sortenspezifischen Unterschiede am größten. Auf diese wird im weiteren Verlauf noch genauer eingegangen.

Tab. 13: Ergebnisse der ANOVA zum Einfluss der Art der Bestäubung auf den Faktor „Körner pro Schote“ bezogen auf die Gesamtpflanze der getesteten Sorten von Winterraps (*Brassica napus*), signifikante Werte sind fettgedruckt dargestellt.

	SS	Error of SS	DF	MS	Error of MS	F	p
Artus	1174,0	7854,3	5	234,8	15,5	15,2	0,000
Complex	6142,5	11612,9	5	1228,5	22,6	54,4	0,000
Express	7146,7	4790,3	5	1429,3	9,5	150,1	0,000
Resynthese	1893,9	5590,4	5	378,8	15,3	12,7	0,000

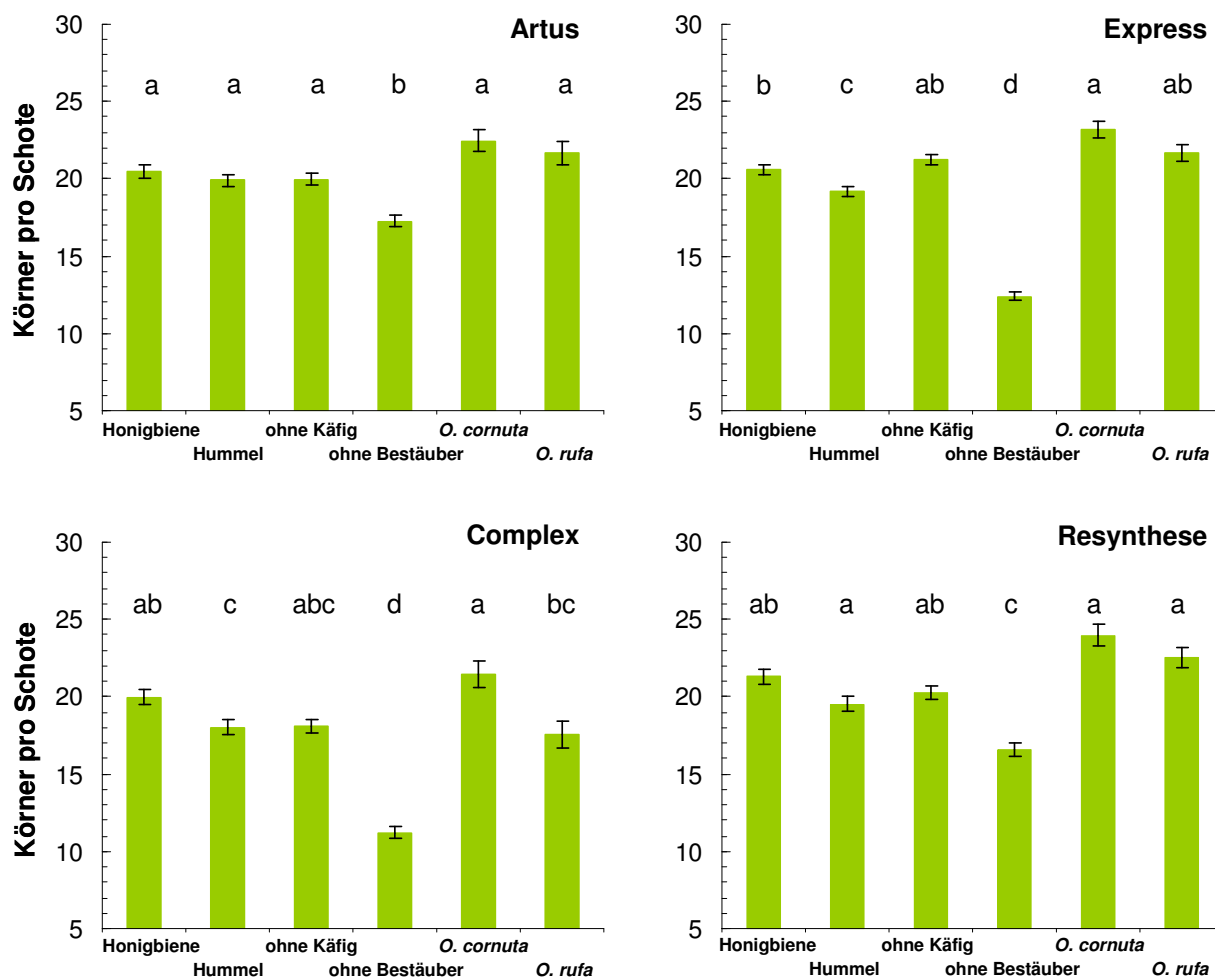


Abb. 19: „Körner pro Schote“ bezogen auf die Gesamtpflanze der getesteten Sorten von Winterraps (*Brassica napus*). Die statistische Auswertung mit Hilfe einer Varianzanalyse zeigt jeweils einen signifikanten Zusammenhang ($p < 0,001$).

3.3.3.2 Eigenschaften der Körner

Neben der Frage nach dem Kornansatz pro Schote ist auch die nach den Eigenschaften der Körner besonders wichtig. Diese Eigenschaften drücken sich durch eine Vielzahl von Variablen aus, die zum einen die Größe und das Gewicht der Körner beeinflussen und zum anderen auch Unterschiede der Inhaltsstoffe beinhalten. Die aufgeführten Befunde beschäftigen sich ausschließlich mit den äußeren Ausprägungen der Körner: Tausendkorngewicht (TKG) sowie Länge und der Breite der Körner.

Tausendkorngewicht (TKG)

Die Tausendkorngewichte waren für alle Sorten signifikant unterschiedlich (Tab. 14). Die Ergebnisse sind jedoch nicht so einheitlich wie bei dem Parameter „Körner pro Schote“. Bei drei von vier beprobten Sorten waren die Werte bei Ausschluss von Bestäubern am höchsten. Die einzige Ausnahme bildet die Sorte ARTUS, bei der dieser Effekt nicht zu erkennen ist



(Abb. 20). Bei den Sorten COMPLEX und EXPRESS dagegen ist der Unterschied am größten, während die Sorte RESYNTHESE eine Zwischenstellung einnimmt.

Hinsichtlich der verschiedenen untersuchten Bestäuber ergibt sich ein ähnliches Bild wie beim Parameter „Körner pro Schote“. Bemerkenswert ist auch hier das außerordentlich gute Abschneiden der Mauerbienenarten *Osmia cornuta* und *Osmia rufa*. Entgegen der Erwartung, dass bei einer besonders guten Bestäubung die Pflanze weniger in das einzelne Korn investiert, erreichten die Arten außer bei der Sorte RESYNTHESE stets herausragende Werte bzw. schwere Körner (Abb. 20). Honigbienen und Hummeln rangieren in den meisten Fällen knapp unter dem Niveau der *Osmia*-Arten und sind mit den Werten bei einer offenen Bestäubung vergleichbar. Allerdings setzen sich die Hummeln bei den Sorten ARTUS und EXPRESS mit signifikant höheren Werten von den Honigbienen ab.

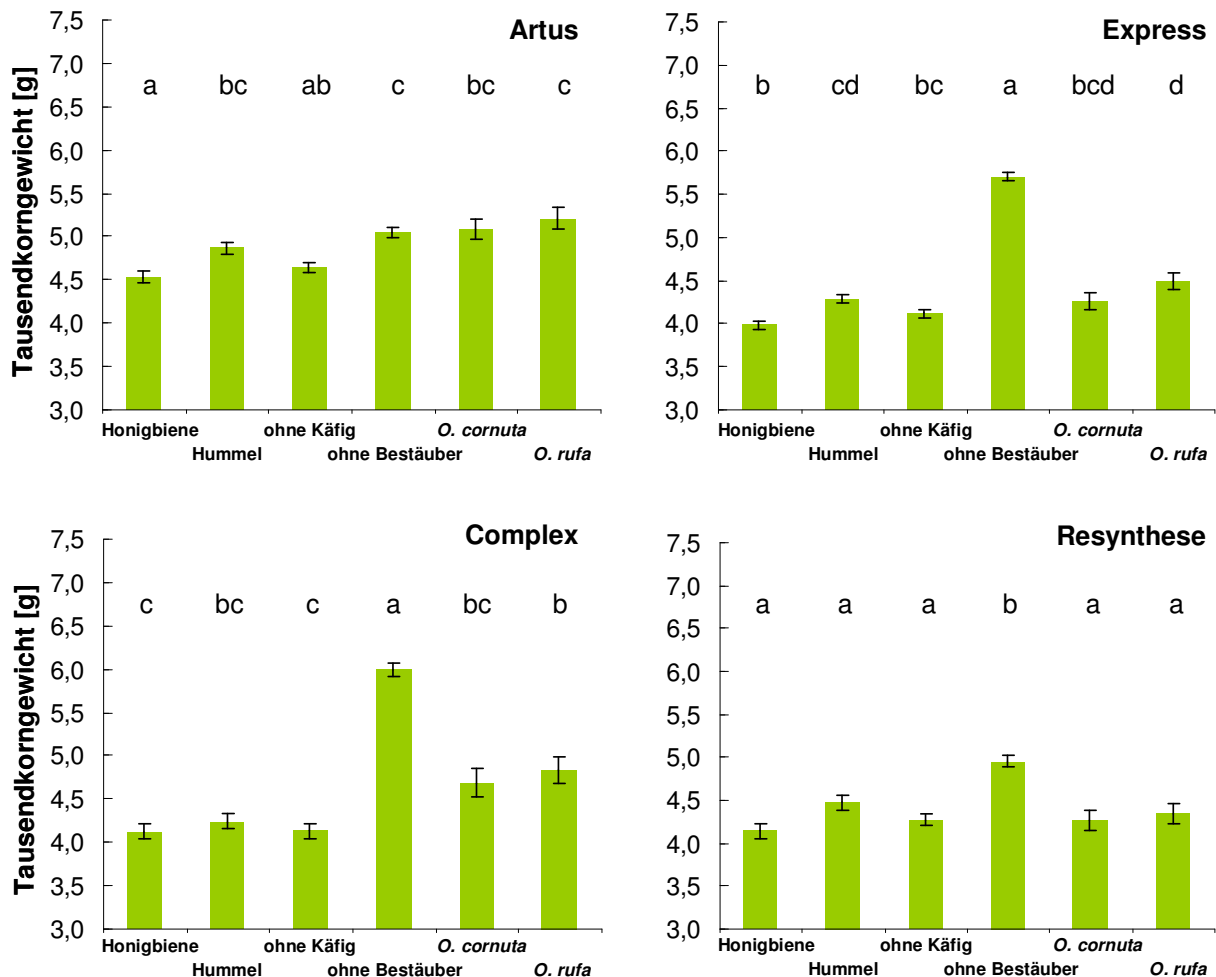


Abb. 20: „Tausendkorngewicht (TKG)“ bezogen auf die Gesamtpflanze der getesteten Sorten von Winterraps (*Brassica napus*). Die statistische Auswertung mit Hilfe einer Varianzanalyse zeigt jeweils einen signifikanten Zusammenhang ($p < 0,001$).



Tab. 14: Ergebnisse der ANOVA zum Einfluss der Art der Bestäubung auf den Faktor „Tausendkorngewicht“ bezogen auf die Gesamtpflanze der getesteten Sorten von Winterraps (*Brassica napus*), signifikante Werte sind fettgedruckt dargestellt.

	SS	Error of SS	DF	MS	Error of MS	F	p
Artus	26,7	227,7	5	5,3	0,45	11,9	0,000
Complex	311,6	400,5	5	62,3	0,78	80,0	0,000
Express	233,6	140,4	5	46,7	0,28	167,4	0,000
Resynthese	33,1	167,1	5	6,63	0,46	14,5	0,000

Länge und Breite

Die Länge und Breite der Körner sind stark miteinander korreliert. Aufgrund der resultierenden großen Ähnlichkeit in den Effekten beschränkt sich das Kapitel auf die Darstellung der Ergebnisse für die Länge. Die Befunde für die Breite befinden sich im Anhang (Kap.9.1) Wie bei dem Parameter „Tausendkorngewicht“ waren alle untersuchten Varianten signifikant unterschiedlich (Tab. 15, 20). Die höchsten Werte wurden bei Ausschluss von Bestäubern erreicht. Die Differenzen sind bei den Sorten EXPRESS und COMPLEX besonders ausgeprägt. Die anderen Bestäubungstypen unterscheiden sich im Gegensatz zu den vorher dargestellten Parametern nicht so deutlich. Wildbienen, Hummeln und Honigbienen rangieren hinsichtlich der Länge (und Breite) der Körner auf verhältnismäßig gleichem Niveau. Wie beim Tausendkorngewicht nimmt die Sorte ARTUS eine Sonderstellung ein. Hier sind nahezu keine Unterschiede in Länge (und Breite) der Körner feststellbar. (Abb. 21, 33) Dies ist auch bei Ausschluss aller Bestäuber festzustellen. Bei der Sorte RESYNTHESE werden bei der Bestäubung mit Mauerbienen deutlich kleinere Körner produziert als bei allen anderen Varianten (Abb. 21, 33).

Tab. 15: Ergebnisse der ANOVA zum Einfluss der Art der Bestäubung auf den Faktor „Länge der Körner“ bezogen auf die Gesamtpflanze der getesteten Sorten von Winterraps (*Brassica napus*), signifikante Werte sind fettgedruckt dargestellt.

	SS	Error of SS	DF	MS	Error of MS	F	p
Artus	0,5	11,0	5	0,09	0,02	4,3	0,001
Complex	6,1	19,2	5	1,21	0,04	31,4	0,000
Express	5,4	8,7	5	1,08	0,02	62,4	0,000
Resynthese	1,5	5,2	5	0,31	0,01	21,5	0,000

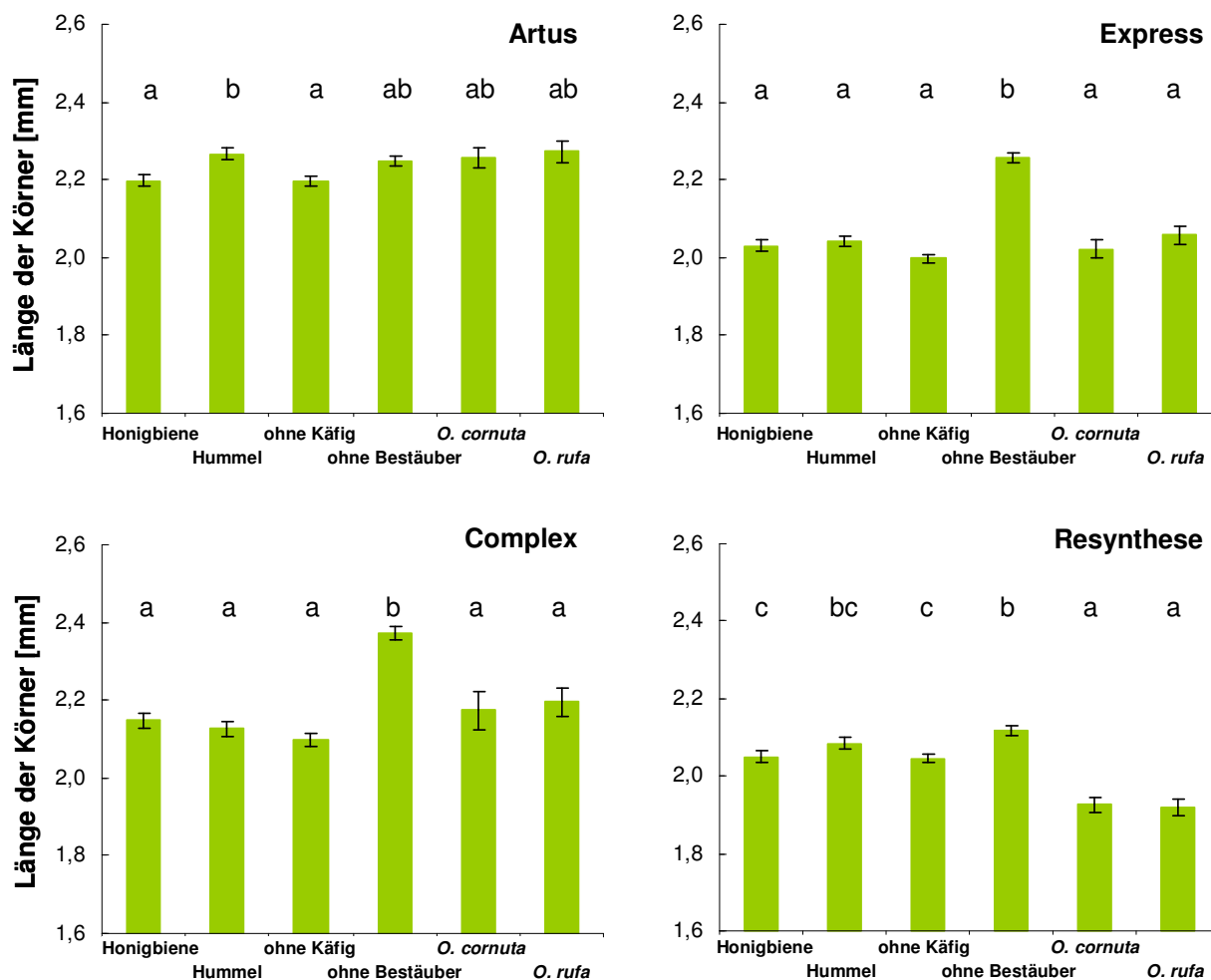


Abb. 21: „Länge der Körner“ bezogen auf die Gesamtpflanze der getesteten Sorten von Winterraps (*Brassica napus*). Die statistische Auswertung mit Hilfe einer Varianzanalyse zeigt jeweils einen signifikanten Zusammenhang ($p \leq 0,001$).

3.3.3.3 Ertrag pro Schote

Die Ermittlung der Erträge pro Schote liefert wie der Wert „Körner pro Schote“ ein sehr direktes Maß für die Effektivität der Bestäubung. Durch die Berücksichtigung des Tausendkorngewichtes wird bei diesem Parameter zusätzlich der Qualität der Körner Rechnung getragen.

Die statistische Analyse ermittelte für alle Sorten signifikante Unterschiede (Tab 16). Besonders auffällig war, dass alle untersuchten Sorten ein gemeinsames Grundmuster in den beobachteten Effekten aufwiesen. Die Bestäubung mit den Mauerbienenarten lieferten stets die höchsten Ertragswerte. Hierbei zeichnete sich vor allem *Osmia cornuta* mit signifikant hohen Werten aus. Diese lagen im Schnitt etwa 20 bis 30 % höher als Honigbiene und Hummel (Abb. 22). *Osmia rufa* lieferte in der Spitze ähnlich hohe Werte wie *Osmia cornuta*, ist aber in der Bestäubungsleistung nicht so konstant. Beispielsweise erreichte die Art bei der Bestäubung der Sorte COMPLEX „nur“ die Werte von Honigbienen und Hummeln. Die Leistungen dieser beiden Arten liegen, wie bei den zuvor betrachteten Parametern „Körner pro



Schote“ und „Tausendkorngewicht“, mit der offenen Bestäubung (ohne Käfig) auf mittlerem Niveau. Der Ausschluss aller Bestäuber führt zu den niedrigsten Erträgen. Am stärksten ist dies bei den Sorten EXPRESS und COMPLEX zu verzeichnen (Abb. 22). Bei den Sorten ARTUS und RESYNTHESE sind diese Differenzen dagegen nur marginal und nicht signifikant.

Tab. 16: Ergebnisse der ANOVA zum Einfluss der Art der Bestäubung auf den Faktor „Ertrag pro Schote“ bezogen auf die Gesamtpflanze der getesteten Sorten von Winterraps (*Brassica napus*), signifikante Werte sind fettgedruckt dargestellt.

	SS	Error of SS	DF	MS	Error of MS	F	p
Artus	0,03	0,22	5	0,003	0,000	14,8	0,000
Complex	0,05	0,30	5	0,003	0,001	15,9	0,000
Express	0,04	0,12	5	0,003	0,000	33,0	0,000
Resynthese	0,01	0,14	5	0,003	0,000	7,4	0,000

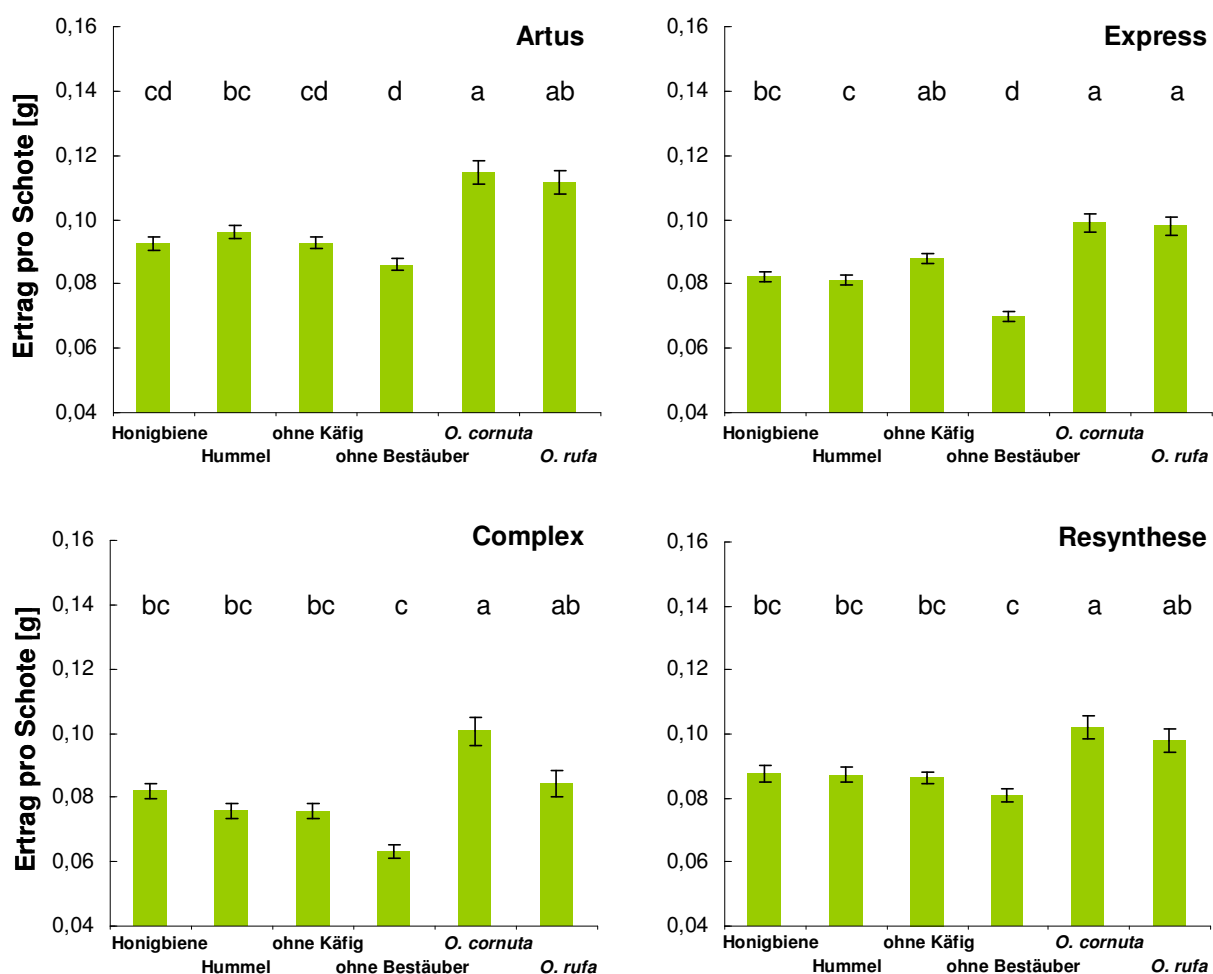


Abb. 22: „Ertrag pro Schote“ bezogen auf die Gesamtpflanze der getesteten Sorten von Winterraps (*Brassica napus*). Die statistische Auswertung mit Hilfe einer Varianzanalyse zeigt jeweils einen signifikanten Zusammenhang ($p < 0,001$).



3.3.3.4 Ertrag pro Pflanze

Abschließend wird ein Ertragsparameter betrachtet, der auf die ganze Pflanze fokussiert. Dadurch werden einerseits kompensatorische Vorgänge der Pflanze in die Betrachtung mit eingeschlossen und andererseits fließt hier über die Anzahl der erfolgreich angelegten Schoten ein weiterer Faktor ein, der den Bestäubungserfolg abbildet.

Die ermittelten Erträge sind bei einer Bestäubung mit Mauerbienen sortenübergreifend besonders herausragend (Tab.17). Bei allen Sorten sind bei *Osmia cornuta* und *Osmia rufa* deutliche Steigerungen gegenüber den anderen getesteten Varianten zu erkennen. Besonders hoch sind die Unterschiede bei der Sorte COMPLEX. Bei einer Bestäubung mit *Osmia cornuta* werden hier sogar Werte von knapp 40 g pro Pflanze erreicht. Diese liegen fast dreimal so hoch wie die Erträge von Honigbiene oder Hummel. Im Schnitt liegen die Erträge von *Osmia cornuta* und *Osmia rufa* mit 25 bis 30 g pro Pflanze zwar etwas niedriger, übertreffen aber trotzdem alle anderen Varianten deutlich (Abb. 23).

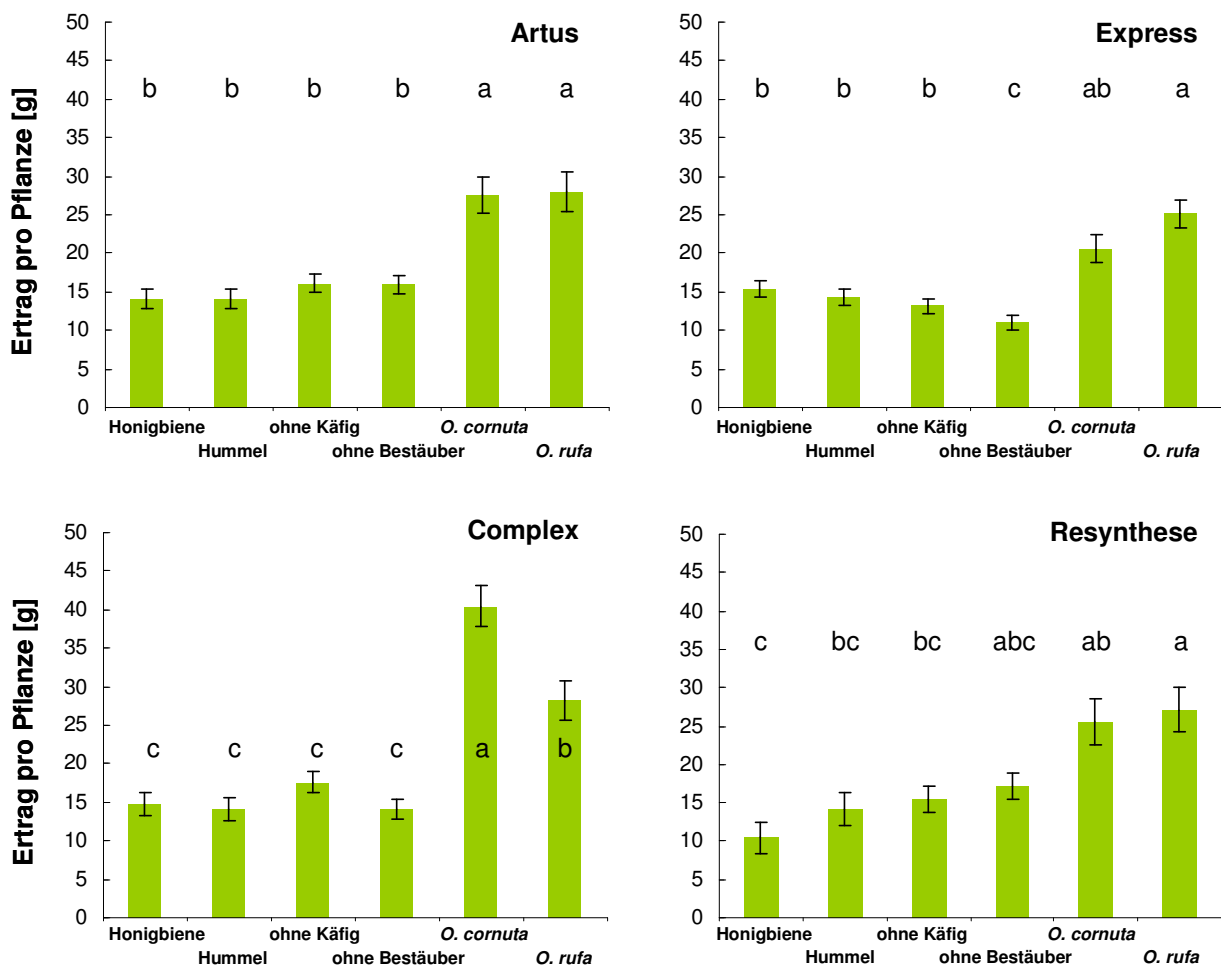


Abb. 23: „Ertrag pro Pflanze“ bezogen auf die Gesamtpflanze der getesteten Sorten von Winterraps (*Brassica napus*). Die statistische Auswertung mit Hilfe einer Varianzanalyse zeigt jeweils einen signifikanten Zusammenhang ($p < 0,001$).



Hinsichtlich der Erträge ist aber noch ein zweiter interessanter Punkt festzuhalten. Es zeigt sich, dass die vorher ermittelten deutlichen Unterschiede zwischen der Bestäubung mit Honigbienen bzw. Hummeln und dem Ausschuss der Bestäuber verwischen. Außer bei der Sorte EXPRESS konnten für den Ausschluss der Bestäuber keine signifikant schlechteren Werte festgestellt werden. Vielmehr bewegen sich die Erträge mit im Schnitt rund 15 g pro Pflanze auf dem Niveau von Honigbiene, Hummeln und der offenen Bestäubung (Abb. 23). Hochgerechnet auf einen Hektar ergeben sich hieraus bei einer Pflanzendichte von 40 Pflanzen pro Quadratmeter theoretische Erträge von 60 dt/ha.

Tab. 17: Ergebnisse der ANOVA zum Einfluss der Art der Bestäubung auf den Faktor „Ertrag pro Pflanze“ bezogen auf die Gesamtpflanze der getesteten Sorten von Winterraps (*Brassica napus*), signifikante Werte sind fettgedruckt dargestellt.

	SS	Error of SS	DF	MS	Error of MS	F	p
Artus	8812,3	89902	5	1762,5	177,7	9,9	0,000
Complex	23408,3	113342	5	4681,7	220,5	21,2	0,000
Express	6466,5	55287	5	1293,3	109,9	11,8	0,000
Resynthese	9217,7	100264	5	1843,5	274,7	6,7	0,000

Festzuhalten ist:

- ☼ Mauerbienen sind besonders effektive Bestäuber. Dies zeigt sich durch besonders hohe Bestäubungsraten und gleichzeitig guten Korneigenschaften.
- ☼ Hummeln und Honigbienen unterscheiden sich hinsichtlich der Bestäubungsleistung nur wenig und stellen nur mittelmäßige Bestäuber dar.
- ☼ Der Ausschluss von Bestäubern führt zu einer deutlich schlechteren Bestäubung, gleichzeitig aber zu schwereren und größeren Körnern.
- ☼ Die Pflanze ist in der Lage eine schlechtere Bestäubung zu kompensieren. Der Ausschluss von Bestäubern führt somit nicht zwangsläufig zu schlechteren Erträgen.
- ☼ Die Erträge pro Pflanze sind mit *Osmia*-Arten im Schnitt nahezu doppelt so hoch.
- ☼ Berücksichtigt man alle untersuchten Parameter ist *Osmia cornuta* der beste und zuverlässigste Bestäuber.



3.3.4 Diskussion

IV. Die effektive Bestäubung von Winterraps ist einerseits von der erfolgreichen Übertragung des Pollens und andererseits von den Sorteneigenschaften abhängig. Hierbei beeinflusst die Wahl des Bestäubers sowohl die Quantität der Erträge als auch die resultierenden Korneigenschaften. Wildbienen sind für diese Aufgaben besonders gut geeignet. (Kap. 1.3)

a) *Osmia cornuta* und *Osmia rufa* bestäuben Winterraps in vergleichbarer Weise zur Erdhummel (*Bombus terrestris*) oder zur Honigbiene (*Apis mellifera*).

b) Die Linien Express und „2304/96“ (Resynthese) sowie die Hybride Artus und Complex zeigen sortenbedingte Unterschiede hinsichtlich des Bestäubungserfolges und der resultierenden Korneigenschaften beim Einsatz verschiedener Bestäubungssysteme.

Die Ergebnisse dieser Arbeit bestätigen die Hypothese. Die Befunde zeigen, dass die Bestäubung von Raps durch die Wahl des Bestäubers beeinflusst wird. Zudem konnten auch die postulierten sortenbedingte Unterschiede festgestellt werden. Wie stellen sich die Ergebnisse im Detail dar und wie sind sie zu bewerten?

Hinsichtlich der Eignung von Wildbienen unterstützt die vorliegende Arbeit die Ergebnisse vieler Autoren, die Wildbienen als gute Bestäuber von Kulturpflanzen identifizieren konnten (Slaa et al. 2006). Der Einsatz von Wildbienen führte bei nahezu allen früheren Untersuchungen zu positiven Effekten hinsichtlich der Qualität oder zu höheren Erträgen (Pierre et al. 1999; Raw 2000). Das Spektrum der dabei untersuchten Kulturpflanzen reicht hierbei von Klee in Kanada (Richards 1995; Richards 2003) bis zu Tomaten in Gewächshauskulturen in Australien (Hogendoorn et al. 2000). Daneben konnten Steigerungen im Ertrag für eine Reihe von Wildbienen gezeigt werden. Neben Staaten bildende Vertreter wie die stachellosen Bienen (Meliponini) (Heard 2001; Slaa et al. 2006) und die Hummeln (*Bombus*) (Bond & Kirby 1999) sind dies auch solitäre Arten, beispielsweise *Megachile*, *Xylocopa* und besonders die hier untersuchten Mauerbienen (Bosch & Kemp 1999; Bosch & Kemp 2000; Havenith 2000; Sampson & Cane 2000).

Die Ergebnisse der vorliegenden Arbeit zeigen sehr eindrucksvoll, dass Mauerbienen besonders gut für die Bestäubung unter isolierten Bedingungen geeignet sind. Beide untersuchten *Osmia*-Arten erzielten bei allen beprobten Parametern ansprechende bis hervorragende Ergebnisse. Hinsichtlich des „Ertrags pro Pflanze“ konnten sogar im Schnitt fast doppelt so hohe Erträge wie bei den anderen getesteten Varianten ermittelt werden. Dass der Einsatz von *Osmia* zu solch hohen Ertragssteigerungen führen kann, zeigte auch schon die in den USA untersuchte *Osmia lignaria* für die Süßkirschenbestäubung (Bosch et al. 2006). Hier lagen die Erträge 2,2mal höher als beim Einsatz von Honigbienen. Noch sensationeller sind die Werte, die West & McCutcheon 2006 bei der Apfelbestäubung für die Art *Osmia*



cornifrons mit einer Effizienzsteigerung um den Faktor 300 gegenüber der Honigbiene feststellten. Andere Studien konnten mit *Osmia sanrafaelae* PARKER (Cane 2002), *Osmia ribifloris* (Sampson & Cane 2000) und *Osmia rufa* (Steffan-Dewenter 2003b) weitere Mauerbienenarten als gute Bestäuber identifizieren.

In der vorliegenden Studie hat sich vor allem die Art *Osmia cornuta* für die Bestäubung von Winterraps als besonders geeignet erwiesen. In früheren Arbeiten konnte eine herausragende Stellung der Art hauptsächlich bei der Bestäubung von Apfel und Mandel gezeigt werden. Woran liegt es, dass *Osmia*-Arten und vor allem *Osmia cornuta* im Vergleich zu anderen Bestäubern, beispielsweise der Honigbiene, so gut abschneiden? Die Gründe hängen mit den unterschiedlichen Blütenbesuchsverhalten von *Osmia* und der Honigbiene zusammen. Frühere Studien zeigten klar, dass *Osmia* sehr viel mehr Pollen auf das Stigma überträgt (Vicens & Bosch 2000b). Es ist vor allem der intensive Blütenbesuch von *Osmia cornuta*, der dies bedingt. Untersuchungen zur Mandelbestäubung zeigten beispielsweise eine Rate von 98,7 % Stigmaberührungen bei *Osmia cornuta*. Honigbienen erreichten dagegen nur Raten von 67,3 % bei Pollen sammelnden und 39,5 % bei Nektar sammelnden Arbeiterinnen (Bosch & Blas 1994). Entsprechende Ergebnisse liefern auch Untersuchungen bei Birnen mit 91,7 % für *Osmia cornuta* und 51,8 % für Pollen sammelnde bzw. 19 % für Nektar sammelnde Honigbienen (Monzon et al. 2004). Andere Studien zeigen zudem, dass Honigbienen vor allem bei Pflanzen mit leicht erreichbaren Nektarien (hierzu zählt auch der Raps) das Stigma sehr viel seltener berühren, so dass daher die Wahrscheinlichkeit einer erfolgreichen Übertragung von Pollen geringer ist (Vicens & Bosch 2000b). Honigbienen müssen Blüten viermal häufiger besuchen, um eine gleiche Bestäubung zu erreichen (Javorek et al. 2002). Gleichzeitig besucht *Osmia cornuta* sehr viel mehr Blüten pro Zeiteinheit als Honigbienen und wechselt häufiger die Pflanze (Bosch & Blas 1994; Benachour et al. 2007). Die Art sorgt somit ganz nebenbei auch noch für eine stärkere Kreuzbestäubung. Dieser Aspekt dürfte vor allem bei der Hybridproduktion von Raps, bei der es auf die gezielte Übertragung des Pollens zwischen verschiedenen Elternpflanzen ankommt, von besonderer Bedeutung sein. Die Literatur gibt außerdem auch noch Hinweise, wie emsig *Osmia cornuta* beim Blütenbesuch ist. Im Laufe ihres etwa vierwöchigen Lebens besucht ein Weibchen der Art bis zu rund 23.600 Blüten (Bosch 1994b). Tests bei Apfelbestäubung ergaben, dass ein Männchen und ein Weibchen von *Osmia cornuta* genügen um fünf Apfelbäume zu bestäuben (Ladurner et al. 2004).

Die Bestäubung von Winterraps mit *Osmia* wurde bisher allerdings nur in wenigen Studien untersucht. Abel et al. (2003) untersuchten die Bestäubungsleistung von *Osmia cornifrons* und *Osmia propinqua* und fanden für beide Arten sehr gute Bestäubungsraten, wobei die Art *Osmia cornifrons* etwas besser abschnitt. Besonders aufschlussreich sind in diesem Zusammenhang aber die Untersuchungen zur Bestäubungsleistung von *Osmia rufa* bei der



Sorte EXPRESS von Steffan-Dewenter (2003b). Auch hier konnten deutliche positive Effekte festgestellt werden. Allerdings verfolgen die Untersuchungen einen etwas anderen Ansatz. Ziel der Untersuchung war hier die Überprüfung auf eine dichteabhängige Zunahme der Bestäubungsleistung. Zudem wurde eine Kombination aus männlich sterilen und männlich fertilen Pflanzen eingesetzt. Da in der vorliegenden Studie nur fertile Pflanzen eingesetzt wurden, sind die Ergebnisse nur mit denen der männlich fertilen Pflanzen vergleichbar. Hier zeigen sich allerdings große Übereinstimmungen. Sowohl die Anzahl der pro Schote angelegten Körner (15 bis 20 Körner) als auch die Erträge pro Pflanze bewegen sich mit rund bzw. 20 bis 45 g auf weitestgehend vergleichbarem Niveau. Hinsichtlich der Anzahl der benötigten Bienen kommt Steffan-Dewenter für die Bestäubung von männlich fertilen Pflanzen auf eine Besatzdichte von 0,8 bis 1,3 Weibchen pro Quadratmeter. Das entspricht etwa der Zahl der eingesetzten Bienen, die bei 1,2 Weibchen pro Quadratmeter lag. Ähnliche Besatzdichten (1,2 bis 5 Weibchen pro m²) werden auch für den Einsatz von *Megachile rotunda* vorgeschlagen (Strickler 1996; Delaplane & Mayer 2000). Im Gegensatz dazu halten Schittenhelm et al. (1997) eine Besatzdichte von zwei Weibchen von *Osmia rufa* für einen Käfig von 20 m² für ausreichend, wohingegen Soroka et al. (2001) einem wöchentlichen Besatz von 40 Bienen pro Quadratmeter von *Megachile rotunda* für nötig halten. Diese Zahlen erscheinen jedoch als viel zu gering oder utopisch hoch.

Neben der hohen Leistungsfähigkeit der Mauerbienen liefern die Untersuchungen aber auch noch bemerkenswerte Ergebnisse hinsichtlich der anderen Bestäubertaxa. Interessanterweise erzielen Hummeln und Honigbienen etwa gleich gute Ergebnisse. Diese geringen Unterschiede verdeutlichen auch, dass nicht alle Wildbienen, zu denen die Hummeln streng genommen gehören, für alle Kulturpflanzen gleich gute Ergebnisse liefern können. Allgemein sind Hummeln für viele Kulturpflanzen gute Bestäuber und liefern zum Beispiel in der Gewächshauskultur einträgliche Ergebnisse (Ercan & Onus 2003). Zudem sind sie auch für den Einsatz in der Plantagenwirtschaft hervorragend geeignet (Stubbs & Drummond 2001). Als Gründe dafür gelten der im Verhältnis zur Honigbiene intensivere Blütenbesuch (Javorek et al. 2002) und die höhere Kältetoleranz (Heinrich 1993). In der vorliegenden Untersuchung kann die Hummel allerdings nicht als „besserer“ Bestäuber ausgemacht werden. Vielmehr liegen die Werte der Hummel bei fast allen untersuchten Parametern „nur“ auf dem Niveau der Honigbiene und beim Faktor „Körner pro Schote“ sogar etwas darunter. Nur beim „Tausendkorngewicht“ erzielen Hummeln marginal bessere Werte als die Honigbienen. Zu ähnlichen Befunden kommen auch schon Schittenhelm (1997) und Soroka (2001), die infolge dessen Hummeln und Honigbienen für den Käfigeinsatz als völlig ungeeignet betrachteten (Soroka et al. 2001). Dag & Kammer (2001) stellten bei Untersuchungen zur Bestäubung von Paprika fest, dass Hummeln und Honigbienen in der Bestäubungsleistung sehr ähnlich sind. Allerdings lieferten hierbei beide Bestäuber immerhin um ca. 30 bis 36 % höhere Ergebnisse



als bei Ausschluss aller Bestäuber. Diese Unterschiede konnten bei Winterraps jedoch nicht gefunden werden. Die Gründe hierfür sind aber wohl weniger bei den Bestäubern zu suchen sondern hängen mit Unterschieden der Pflanzenarten zusammen. Raps besitzt die Fähigkeit, Defizite, die aus einer unzureichenden Bestäubung resultieren, durch die Bildung größerer und schwererer Körner sowie durch die Bildung von zusätzlichen Schoten bis zu einem gewissen Maße zu kompensieren (Mesquida et al. 1988; Westcott & Nelson 2001). Betrachtet man daher nur die Erträge pro Pflanze, ergibt sich kaum ein Unterschied zwischen der Bestäubung durch Hummeln bzw. Honigbienen und dem Ausschluss der Bestäuber. Vergleicht man dagegen die Anzahl der „Körner pro Schote“ oder das „Tausendkorngewicht“ als direktere Maße für die Bestäubung, zeigen sich hingegen durchaus bei einer Bestäubung mit Hilfe von Hummeln und Honigbienen Effekte. Diese scheinen jedoch so schwach zu sein, dass sie von der Pflanze zu kompensieren sind und somit beim Ertrag pro Pflanze nicht mehr zum Tragen kommen.

Abschließend stellt sich bezüglich der Bestäuber noch eine interessante Frage. Berücksichtigt man, dass die Mauerbienen hinsichtlich des TKG bei nahezu allen Sorten die schwersten Körner hervorgebracht haben, die Körner aber nicht größer, sondern sogar eher kleiner sind, liegt der Schluss nahe, dass die „interne“ Kornqualität unterschiedlich sein könnte. Entsprechende Ergebnisse konnten beispielsweise schon bei Aminosäure- und Proteinkonzentration in Senfsamen (*Brassica campestris* var. toria) nachgewiesen werden. Diese ist von der Art der Bestäubung abhängig, wobei durch Bienen bestäubte Samen doppelt soviel Aminosäuren und Proteine aufweisen als windbestäubte Samen. (Singh 2004) Leider konnten im Rahmen dieser Studie keine Untersuchungen zum Protein- bzw. Ölgehalt oder sogar der Ölqualität durchgeführt werden. Dies wäre für weitere Studien sicherlich sinnvoll.

Neben den bisher beschriebenen Unterschieden konnten auch sortenbedingte Differenzen festgestellt werden. Hierbei zeigte sich, dass die als pollenschwach eingestufte Hybridsorte COMPLEX und die Liniensorte EXPRESS am stärksten und auch in gleicher Weise von der Art der Bestäubung beeinflusst werden. Dagegen konnten bei der Hybridsorte ARTUS bei kaum einem untersuchten Parameter Reaktionen festgestellt werden.

Für die alte Hybride COMPLEX entspricht dieses Ergebnis den Erwartungen. Schon im Vorfeld der Untersuchungen wurde angenommen, dass gerade für diese Sorte die punktgenaue Übertragung durch Insekten immens wichtig ist. Hintergrund für diese Annahme waren Ertragseinbrüche bei einigen Hybridrapssorten gegen Ende der 90er Jahre, die auf eine schlechte Pollenversorgung zurückgeführt wurden (Pinochet & Bertrand 2000). Complex stelle eine der Sorten dar, für die so eine unsichere Pollenversorgung angenommen wurde. Genau dies bestätigte sich in den Untersuchungen. Der Parameter, der den Bestäubungserfolg am direktesten ausdrückt, ist die Anzahl der pro Schote gebildeten Körner. Hier wirkt sich bei COMPLEX der Ausschluss von Bestäubern am stärksten aus. Gleichzeitig ist ein An-



stieg des Tausendkorngewichtes und der Größe der Körner zu verzeichnen. Dies deutet auf die bereits bei den Bestäubern beschriebenen Kompensationsreaktionen der Pflanze hin. Hierdurch bedingt erklären sich auch die geringeren Unterschiede beim Faktor Ertrag pro Pflanze.

Erstaunlich ist das schlechte Abschneiden der Sorte EXPRESS. Diese Sorte ging als relativ „robuste“ Sorte in den Versuch, da hinsichtlich der Pollenversorgung keine Probleme bekannt sind. Dennoch zeigte EXPRESS starke Reaktionen, wenn die Bestäuber ausgeschlossen wurden. Als möglicher Grund wurde zunächst eine schlechte Pollenversorgung angenommen. Ergebnisse des niedersächsischen Landesinstituts für Bienenkunde belegen aber, dass die Pollenmenge pro Blüte bei der Sorte EXPRESS mit rund 250 bis 300 µg Pollen pro Blüte genauso hoch lag wie bei der Hybride ARTUS (von der Ohe & von der Ohe 2002). Bei dieser Sorte konnten dagegen keine Einbußen verzeichnet werden, die auf den Ausschluss von Bestäubern zurückzuführen sind. Die Pollenversorgung kann dieses Ergebnis daher nicht erklären. Insgesamt zeichnen die modernen Hybriden, zu denen auch ARTUS gezählt werden kann, aber ja gerade deutliche Leistungssteigerungen aus (Niemela et al. 2006; Christen & Friedt 2007). Vorstellbar wäre daher, dass dieser Heterosiseffekt auch zu einer größeren „Unempfindlichkeit“ gegenüber dem Ausschluss von Bestäubern führt. Infolgedessen wäre die Hybride ARTUS weniger auf die Bestäubung durch Insekten angewiesen, was auch im Feldanbau Folgen haben könnte. Geht man davon aus, dass sich tatsächlich solche Eigenschaften ausgebildet hätten, stellt sich im Anschluss die Frage, ob diese Toleranz hinsichtlich der Bestäubung auf die Sorte ARTUS beschränkt ist oder ob es ähnliche Effekte auch bei anderen Hybriden gibt. Diese Frage könnten zukünftige Untersuchungen klären.



Abb. 24: Weibchen der Gehörnten Mauerbiene *Osmia cornuta*.



3.4 Bestäubung und Erträge im Freiland

3.4.1 Einleitung

In den vorherigen Kapiteln der Arbeit konnten bereits viele Aspekte der Beziehungen von Raps und Wildbienen beleuchtet werden. Dieses abschließende Kapitel soll nun einerseits die bisher gewonnenen Erkenntnisse in einen gemeinsamen Kontext stellen und andererseits ein erster Versuch sein, diese anhand von weiteren (kleinen) Experimenten zu validieren.

Bisher konnte festgestellt werden, dass Winterraps als Nahrungsquelle für viele der heimischen Wildbienen geeignet ist. In der Agrarlandschaft machen diese hauptsächlich bodennistenden Arten der Gattungen *Andrena* und *Lasioglossum* mit über 90 % der Individuen aus. Daneben nutzen aber auch seltene und geschützte Arten den Winterraps als Nahrungsquelle. Die Analysen zum Landschaftseinfluss zeigen gleichzeitig, dass die Struktur der umgebenden Landschaft einen entscheidenden Einfluss auf die Abundanz und Diversität der Wildbienen hat. Hiervon sind grundsätzlich alle Wildbienen betroffen. Die kleinen Wildbienen mit einer Größe unter 10 mm sind jedoch deutlich stärker auf eine komplexe Umgebung angewiesen. Dies bedeutet, dass sich die Landschaften hinsichtlich des Potentials für die zur Bestäubung verfügbaren Wildbienen unterscheiden. Konsequenterweise sollte daher die Bestäubung in komplexen Landschaften deutlich besser und in einfachen Landschaften dagegen schlechter sein. Inwiefern wirken sich solche Unterschiede aber überhaupt auf die messbaren Erträge im praktischen Anbau aus? Die in den Käfigversuchen ermittelte starke Kompensationsfähigkeit von Raps lässt dies als eher unwahrscheinlich erscheinen. Hinzu kommt, dass nicht alle Landschaftsteile die gleichen Ausgangsvoraussetzungen mitbringen und je nach Landwirt unterschiedliche Bewirtschaftungspraktiken eingesetzt werden. Allerdings zeigten die Versuche in den Isolationskäfigen auch, dass der Erfolg der Bestäubung über sehr direkte Maße, wie die Anzahl der angelegten Körner, sehr gut messbar ist. Auf diese Weise lässt sich also überprüfen, ob Wildbienen zumindest theoretisch zur Bestäubung von Raps im Freiland beitragen.

Ein Punkt, der in den bisherigen Betrachtungen noch gar nicht berücksichtigt wurde, ist die Feldgröße. Sicherlich würde dies im Detail auch den Rahmen der Arbeit sprengen. Es stellt sich aber dennoch die Frage, wie weit Wildbienen überhaupt in Rapsbeständen vordringen. Die potentiellen Sammelradien von Wildbienen liegen bei rund 150 m bis 600 m für kleine und mittelgroße Wildbienen (Gathmann & Tschardt 2002) und einigen Kilometern bei Hummeln. Es ist daher grundsätzlich davon auszugehen, dass Wildbienen die Fähigkeit besitzen, weit in die Rapsbestände hineinzufliegen.

Abschließend stellt sich aus den bisher ermittelten Ergebnissen die Frage, ob die Möglichkeit besteht, nicht nur passiv über die Landschaft, sondern auch aktiv auf die Bestäubung durch Wildbienen einzuwirken. Der Einsatz von Honigbienen ist bei vielen Kulturpflanzen wie



beispielsweise der Mandel eine gängige Methode, um die Bestäubung sicherzustellen (DeGrandi-Hoffman 2001) bzw. die Erträge zu erhöhen (Sabara & Winston 2003). Vor dem Hintergrund des aktuellen Bestäuberrückgangs (Buchmann & Nabhan 1997; Biesmeijer et al. 2006) halten einige Autoren den Einsatz von Wildbienen als Alternativen zur Honigbiene für denkbar (Bosch & Kemp 1999; Cane 2005; Cane 2006; Memmott et al. 2007). Die hervorragenden Ergebnisse der Käfigversuche lassen *Osmia cornuta* als einen der ersten Kandidaten für solche Einsätze erscheinen. Hinzu kommt die einfache Handhabbarkeit mit einfachen Nistgelegenheiten, die ähnlich wie Bienenstöcke bei Bedarf sogar problemlos versetzt werden könnten (Vicens & Bosch 2000a). Neben dieser sehr aktiven „Wirtschaftung“ mit *Osmia* ist allerdings auch die nachhaltige Unterstützung der Art durch das Anlegen von künstlichen Nistgelegenheiten denkbar. Dies wäre aus Sicht des Naturschutzes sicherlich ohnehin anzustreben, aber verbindet sich damit auch noch ein ökonomischer Nutzen? Zur Klärung dieser und der bereits zuvor formulierten Überlegungen wurden zusätzliche Tests durchgeführt. Diese orientierten sich an den folgenden Hypothesen. Die praktische Arbeitshypothese für die vorliegende Arbeit ist jeweils kursiv formuliert.

Hypothesen

- V. Unter Freilandbedingungen ist es möglich, die Bestäubung von Winterraps durch alternative Bestäuber zu beeinflussen. (Kap. 1.3)
- a) *Eine abundante Wildbienenfauna nutzt Winterraps nicht nur am Rand, sondern auch in zentralen Bereichen.*
 - b) *Der Erhalt diverser und strukturierter Landschaften führt über eine diversere und abundantere Bestäubergemeinschaft zu höheren Erträgen.*
 - c) *Die gezielte Ansiedelung von Wildbienen erhöht den Ertrag von Winterraps im Freiland erkennbar.*

3.4.2 Material und Methoden

3.4.2.1 Räumliche Verteilung von Wildbienen in Raps

Die Untersuchungen zur Wildbienenfauna wurden in den Jahren 2000 und 2001 auf Winterrapsbeständen im Lahn-Dill-Bergland und auf Flächen des Versuchsgutes der JLU Gießen in Rauischholzhausen (Amöneburger Becken) durchgeführt. Der Schwerpunkt der Untersuchungen lag im Jahr 2000 auf der Gemeinde Erda mit sieben Flächen (A bis G; Abb. 5, Kap. 3.2.1; Tab. 21, Anhang). In Rauischholzhausen wurden im Jahr 2000 drei Flächen und im Jahr 2001 eine Fläche beprobt (R2 bis R5; Tab. 21, Anhang). Die Wildbienenfauna wurde mit Farbschalen in unterschiedlichen Entfernungen zur Feldgrenze untersucht. Eine schematische Darstellung zeigt Abbildung 25.

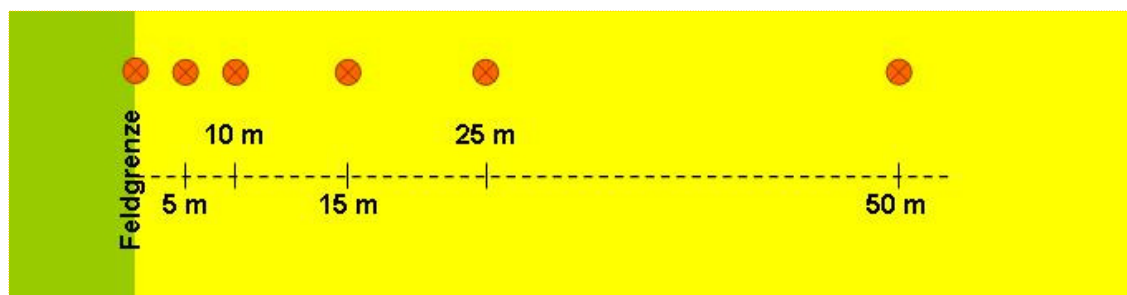


Abb. 25: Schema der Fallen zur Untersuchung der räumlichen Verteilung der Wildbienen in Winterrapen (*Brassica napus*).

3.4.2.2 Bestäubungserfolg in unterschiedlich komplexen Landschaften

Zur Untersuchung des Bestäubungserfolges in unterschiedlich komplexen Landschaften wurden im Frühjahr 2002 an vier Standorten jeweils 40 Rapspflanzen der Sorte EXPRESS in bestehende Winterrapsbestände ausgepflanzt. Durch die Verwendung von identischem Pflanzenmaterial sollten an allen Standorten möglichst gleiche Ausgangsbedingungen geschaffen werden. Durch die Pflanzung in bestehende Rapsbestände sollte zudem eine realistische Attraktionswirkung für Wildbienen gegeben sein.

Standorte

Die Auswahl der Standorte orientierte sich an den Ergebnissen der vorherigen Untersuchungen zur Diversität und Abundanz von Wildbienen und bildete einen Gradienten, der von einer räumlich komplexen Landschaft bis zu einer sehr einfachen Landschaft reichte. Als Maß für die Landschaftskomplexität wurde die Perimeter-Area-Ratio in einem Umkreis von 2000 m zur Untersuchungsfläche gewählt (E1 bis E4; Abb. 26, Tab. 21, Anhang).

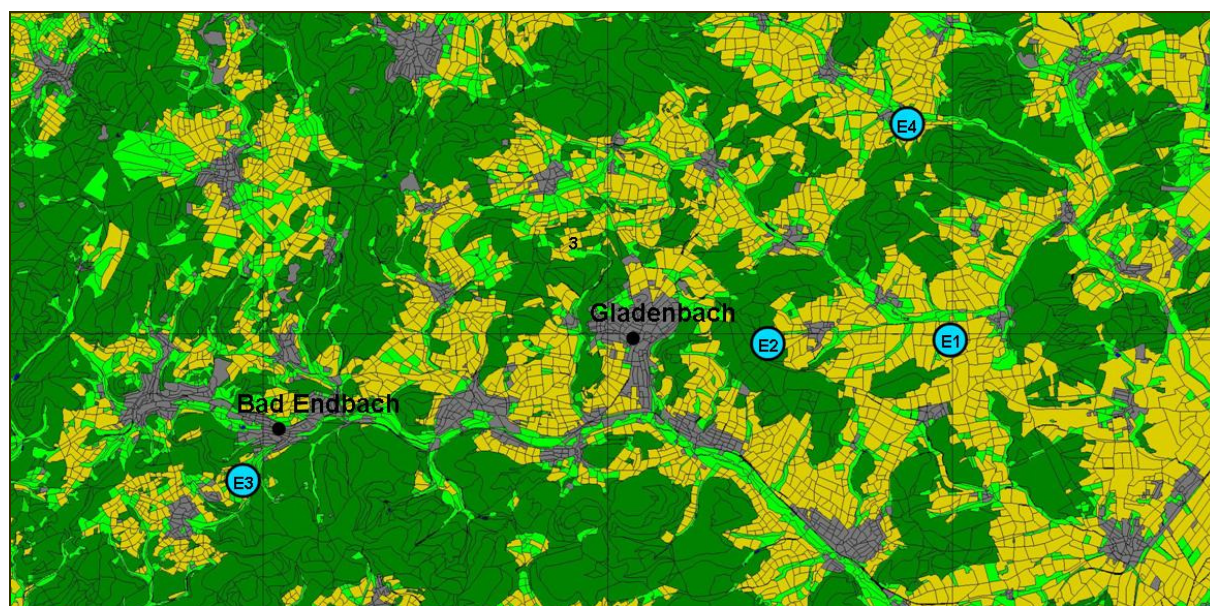


Abb. 26: Übersicht der Flächen zur Untersuchung des Bestäubungserfolges in unterschiedlich komplexen Landschaften in Raps.



Versuchsflächen und Pflanzenmaterial

Um möglichst identisches Pflanzenmaterial für den Versuch zu verwenden, wurden im Frühjahr jeweils 40 Rapspflanzen der Sorten EXPRESS in bestehende Bestände von Winterraps verpflanzt. Die Pflanzen wurden vom Versuchsgut der JLU Gießen in Rauschholzhausen zur Verfügung gestellt und stammten aus dem gleichen Saatgut. Bei den Versuchsflächen handelte es sich um konventionell bewirtschaftete Rapsbestände örtlicher Landwirte. Die Sorte EXPRESS wurde gewählt, weil sie in den vorangegangenen Versuchen deutlich von der Bestäubung durch Insekten abhängig war.

Bestimmung des Bestäubungserfolgs

Wie in Kapitel 3.3 dargestellt wird der Ertrag durch das Kompensationsvermögen von Winterraps stark beeinflusst. Um dennoch einen Überblick über den Bestäubungserfolg zu erzielen, wurde als Maß für den Bestäubungserfolg daher die Anzahl der Körner pro Schote gewählt. Hierfür wurden jeweils der Haupttrieb und die obersten drei Nebentriebe geerntet. Die Aufbreitung des Materials und die Bestimmung der Korneigenschaften erfolgten auf die gleiche Weise wie in Kapitel 3.3.2.5 beschrieben.

3.4.2.3 Erhöhung der Bestäuberdichte

Um die Eignung von Wildbienen für die Bestäubung im Freiland zu untersuchen, wurden im Jahr 2001 Versuche mit einer künstlichen Erhöhung der Bienendichte durchgeführt.

Standort

Als Standort diente eine Winterrapsfläche des Versuchsguts der JLU Gießen in Rauschholzhausen (Fläche BD, Tab. 21, Anhang). Bei der Auswahl der Fläche wurde vor allem darauf geachtet, dass die Umgebung weiträumig (Radius = 1 km) arm an Nistgelegenheiten war, um ein Abwandern der Tiere zu vermeiden.

Versuchsdesign

Im Rahmen des Versuchs wurde die Mauerbienenart *Osmia cornuta* verwendet. Diese wurde deshalb gewählt, weil sie in den vorangegangenen Käfigversuchen hervorragende Ergebnisse geliefert hat. Nähere Informationen zur Art befinden sich in Kapitel 3.3.2.3. Als Nistgelegenheit wurde ein Nisthaus mit einer Breite von 100 cm und einer Höhe von 60 cm eingesetzt (Abb. 27). Als Nistmaterial dienten Schilfhalme einer Länge von rund 15 cm und einem Durchmesser von 5 bis 10 mm. Die Bienendichte wurde zu Beginn der Rapsblüte durch das Aussetzen von rund 1000 Individuen von *Osmia cornuta* künstlich erhöht.



Abb. 27: Nisthilfe im Rapsfeld, Rauschholzhausen 2001. Foto: R. Kristen

Bestimmung des Bestäubungserfolgs

Die Bestimmung des Bestäubungserfolgs erfolgte hier auf die gleiche Weise wie in Kapitel 3.4.2.2 und 3.3.2.5 beschrieben. Geerntet wurde hierbei jeweils 20 Pflanzen in unterschiedlicher Entfernung zum Nisthaus. Eine schematische Darstellung des Versuchsaufbaus und der Probenahmestellen liefert Abbildung 28.

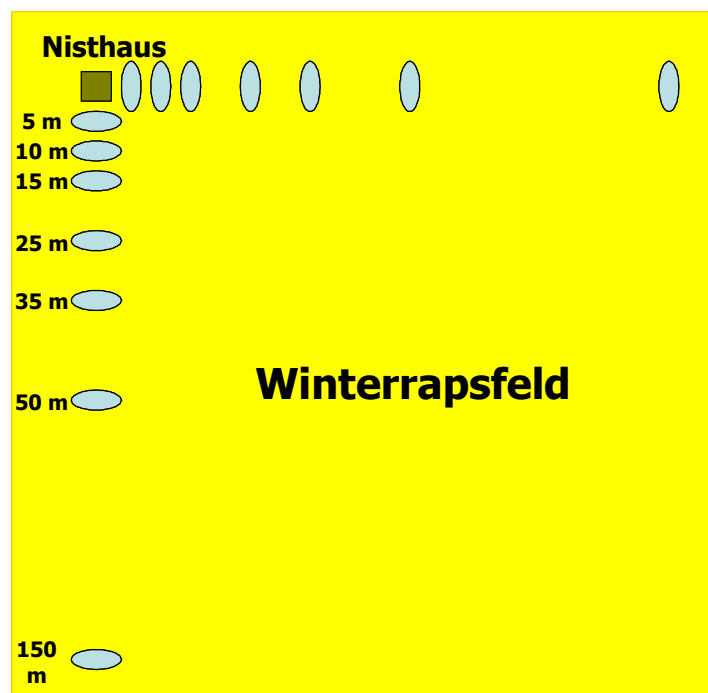


Abb. 28: Versuchsschema der Untersuchung zur Bestäubungsleistung von *Osmia cornuta* in Rauschholzhausen im Jahr 2001. Die Probenahmestellen sind als graue Ovale gekennzeichnet.



3.4.2.4 Datenauswertung

Die statistische Auswertung der Daten erfolgte mit Hilfe des Softwarepaketes STATISTICA 6.0 für Windows (Statsoft, Tulsa, USA). Zur Analyse der ermittelten Bienendaten in Abhängigkeit zur Lage der Falle im Rapsfeld wurden Pearson-Korrelationen eingesetzt. Als signifikant gelten p-Werte $< 0,05$.

Pearson-Korrelation

Die Pearson-Korrelation gibt die Stärke des Zusammenhangs zwischen zwei Variablen (x und y) an. Diese müssen mindestens intervallskaliert sein und es muss ein linearer Zusammenhang zwischen den beiden Größen bestehen. Der Korrelationskoeffizient R beschreibt die Stärke des Zusammenhangs zwischen den betrachteten Variablen. Er kann Werte zwischen -1 und $+1$ annehmen. Ein negativer Korrelationskoeffizient besagt, dass die x -Werte zunehmen, wenn die y -Werte abnehmen. Bei einem positiven R nehmen mit steigenden x -Werten die y -Werte ebenfalls zu. Ist R gleich null besteht kein Zusammenhang zwischen beiden Größen. Die Pearson-Korrelation wurde angewandt um die Beziehung zwischen der Abundanz von Wild- und Honigbienen und der Entfernung zum Feldrand zu analysieren.

Varianzanalyse (ANOVA)

Die Varianzanalyse (ANOVA) ermittelt signifikante Unterschiede erhobener Datensätze. Falls mehr als ein Faktor berücksichtigt wird, können Haupteffekte und Interaktionseffekte unterschieden werden. Datensätze, die einen p-Wert von $< 0,05$ aufweisen, wurden als signifikant unterschiedlich gewertet. In der vorliegenden Arbeit wurde mehr als ein Faktor in die Auswertung einbezogen. Voraussetzung für die Anwendung des Verfahrens ist die Normalverteilung der Daten und die Varianzhomogenität, die mit Hilfe des nicht-parametrischen Tests nach SEN & PURI überprüft wurde. Eine Datentransformation war in keinem Fall notwendig.

Post-Hoc Tests

Um die signifikanten Effekte der Varianzanalyse genauer zu untersuchen, wurde im Anschluß an die ANOVA der TUKEY-HSD-TEST durchgeführt. Diese Methoden vergleichen die Mittelwerte unter Berücksichtigung aller Faktoren auf signifikante Unterschiede.

3.4.3 Ergebnisse

Im Folgenden werden die Ergebnisse zur räumlichen Verteilung von Wildbienen, die Bedeutung der umgebenden Landschaft auf den Bestäubungserfolg und die Ergebnisse zur künstlichen Erhöhung von *Osmia cornuta* im Freiland dargestellt. Die Gliederung folgt den Unterpunkten der eingangs aufgestellten Hypothese V. Kapitel 3.4.3.1 orientiert sich an unterpunkt a), Kapitel 3.4.3.2 an Unterpunkt b) und Kapitel 3.4.3.3 schließlich an Unterpunkt c).



3.4.3.1 Räumliche Verteilung von Wildbienen in Raps

Ziel diese Untersuchung war es, einen Überblick zu erhalten, ob und wie weit Wildbienen in Winterrapsbestände fliegen. Zu diesem Zweck wurden die Bestäuberdichte in Abhängigkeit der Distanz zur Feldgrenze analysiert. Die statistische Auswertung der Daten mit Hilfe einer Pearson-Korrelation zeigt eine signifikante Abnahme der Anzahl gefangener Wildbienen mit wachsender Entfernung zur Feldgrenze ($p = 0,041$; Abb. 29). Dies ist bemerkenswert, da mit einer maximalen Distanz von 50 m eine eher kurze Strecke gewählt wurde, auf der nicht unbedingt mit Auswirkungen auf die Wildbienen gerechnet werden konnte. Dies zeigt, dass natürliche Bestäuber bereits in verhältnismäßig kleineren Rapsbeständen nicht gleichförmig verteilt sind. Die Randbereiche weisen mehr als doppelt so viele Individuen auf, als in einer Entfernung von 50 Meter von der Feldgrenze nachweisbar sind. Zum Vergleich wurde neben den Wildbienen auch die Abundanz der Honigbiene in Abhängigkeit des Abstands zur Feldgrenze untersucht. Im Gegensatz zu den Wildbienen können hier keine signifikanten Unterschiede festgestellt werden. Honigbienen nutzen also anders als Wildbienen auch die Bereiche, die weiter vom Rand entfernt sind (Abb. 29).

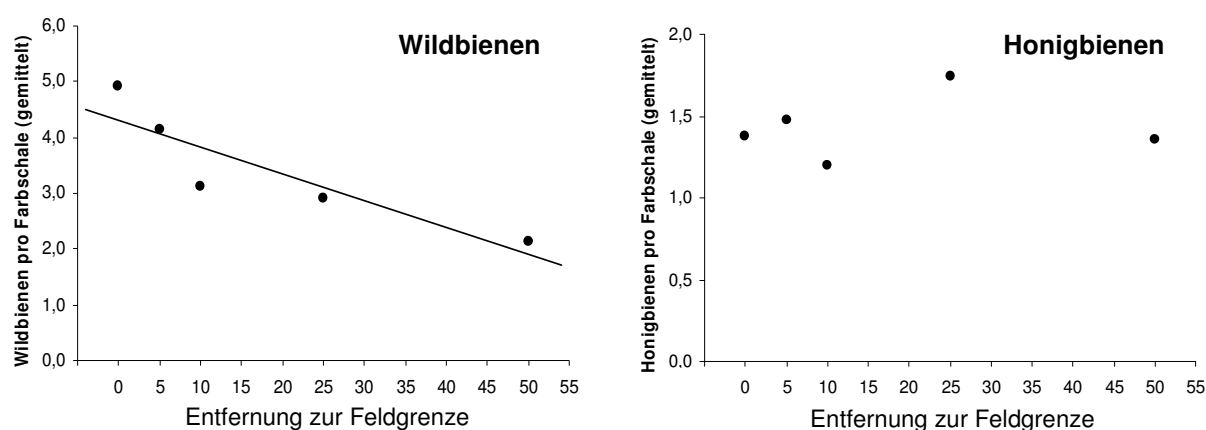


Abb. 29: Wildbienen und Honigbienen in Abhängigkeit zur Feldgrenze im Untersuchungszeitraum 2000 und 2001 in Rauschholzhausen und Erda. Die statistische Auswertung mit Hilfe einer Spearman Rangkorrelation zeigten für die Wildbienen einen signifikanten Zusammenhang (Wildbiene: $p = 0,041$; $R = -0,89$, Honigbiene: $p = n.s.$)

3.4.3.2 Bestäubungserfolg in unterschiedlich komplexen Landschaften

Die Analyse der Ertragsparameter zeigt für die Faktoren „Körner pro Schote“ und „Tausendkorngewicht“ signifikante Unterschiede. Für die anderen untersuchten Parameter konnten keine Unterschiede festgestellt werden (Tab. 18). Es zeigt sich, dass in einer weniger komplexen Landschaft deutlich weniger Körner pro Schote angelegt werden (Abb. 30). In der einfachsten Umgebung liegt die Zahl der pro Schote angelegten Körner nur bei 15. In den beiden komplexesten Landschaften werden dagegen Werte von über 22 Körnern erreicht und liegen verglichen mit den Ergebnissen aus den Isolationskäfigen sogar knapp über den



Erwartungswerten. Die Tatsache, dass in der einfachsten Landschaft die schwersten Körner zu finden waren, deutet auf Kompensationsreaktionen der Pflanze und somit auf ein Defizit in der Bestäubung hin (Abb. 30). Interessant ist in diesem Zusammenhang allerdings, dass die Größe der Körner nicht beeinflusst wurde.

Tab. 18: Ergebnisse der ANOVA zum Einfluss der umgebenden Landschaft auf verschiedene Ertragsparameter“ von Winterraps (Sorte EXPRESS) (*Brassica napus*), signifikante Werte sind fettgedruckt dargestellt.

	SS	Error of SS	DF	MS	Error of MS	F	p
Körner pro Schote	1330,7	2805,3	3	443,6	16,3	27,20	0,000
TKG	7,01	77,70	3	2,34	0,45	5,17	0,002
Länge der Körner	0,067	2,663	3	0,022	0,015	1,44	0,233
Breite der Körner	0,066	1,996	3	0,022	0,012	1,88	0,134

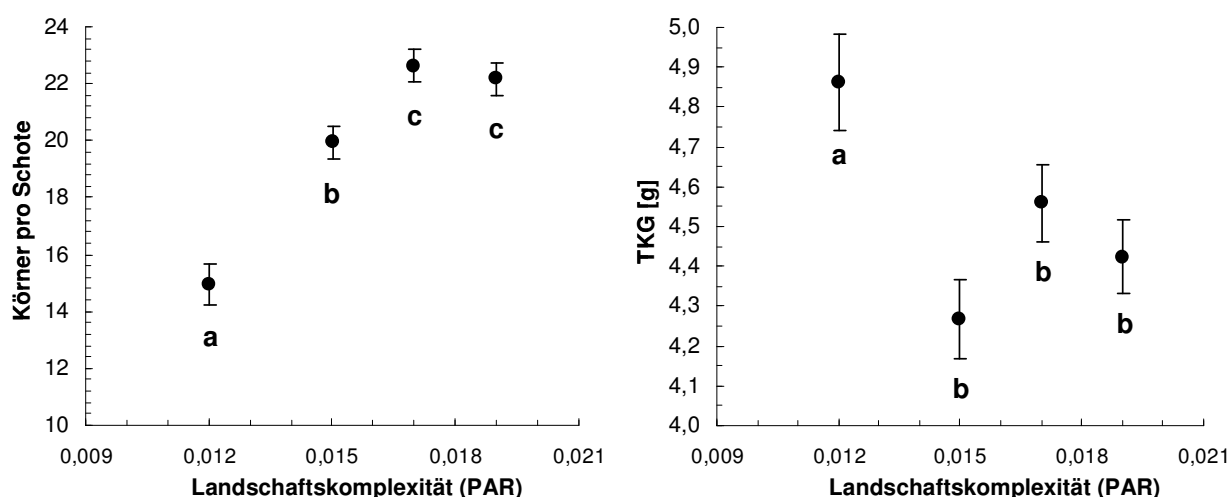


Abb. 30: “Körner pro Schote” und “Tausendkorngewicht” (TKG) von Winterraps (*Brassica napus*) in unterschiedlich komplexen Landschaften im Jahr 2002. Die statistische Auswertung mit Hilfe einer Varianzanalyse zeigt jeweils einen signifikanten Zusammenhang (Körner pro Schote: $p < 0,000$; TKG: $p = 0,002$).

Wie schon in Kapitel 3.3 dargestellt liefert die Anzahl der Körner, die pro Schote angelegt werden, einen direkten Hinweis auf den Bestäubungserfolg. Es ist also davon auszugehen, dass die Landschaftskomplexität faktisch einen Einfluss auf die Bestäubung von Winterraps haben kann.

3.4.3.3 Erhöhung der Bestäuberichte

Die Untersuchung diente der Abschätzung des Bestäubungserfolges für Winterraps bei einer künstlichen Erhöhung der Wildbienen.



Die Versuche zeigen, dass auch im Freiland ein signifikanter Effekt durch die Bestäubung von *Osmia cornuta* zu verzeichnen ist (Tab. 19). Die Zahl der angelegten Körner pro Schote ist in direkter Nähe zum Nisthaus deutlich erhöht. Allerdings ist dieser Effekt nicht sehr stark und auch nur sehr kleinräumig festzustellen. So ist bereits in einer Entfernung von nur zehn Metern vom Ort der künstlich erhöhten Bestäuberdichte kein signifikanter Einfluss mehr feststellbar (Abb. 31). Bis zu einer Entfernung von 15 Metern scheint aber noch eine leichte Steigerung erkennbar sein. Ab einer Entfernung von 25 Metern geht die Zahl der Körner jedoch auf einen Wert von knapp über 20 Körnern pro Schote zurück. Damit liegt sie etwa auf dem in den vorherigen Bestäubungsversuchen (Variante „Ohne Käfig“) ermittelten Vergleichswerten. Auf diesem Niveau bleibt der Wert bis zu einer Entfernung von 150 Metern. Insgesamt ist also nur in direkter Nähe (bis 5 m Entfernung) vom Nisthaus ein Anstieg der Bestäubung um rund 13% zu verzeichnen (Abb. 31). Diese Werte entsprechen in etwa den Erwartungen und liegen mit Zahlen von knapp über 23 Körner pro Schote auf vergleichbarem Niveau wie bei den Versuchen mit *Osmia cornuta* in den Isolationskäfigen.

Tab. 19: Ergebnisse der ANOVA zum Einfluss der Entfernung zum Nisthaus auf die Bestäubung (Körner pro Schote) von Winterraps (*Brassica napus*), signifikante Werte sind fettgedruckt dargestellt.

	SS	Error of SS	DF	MS	Error of MS	F	p
Körner pro Schote	600,5	4225,9	7	85,8	12,0	7,13	0,000

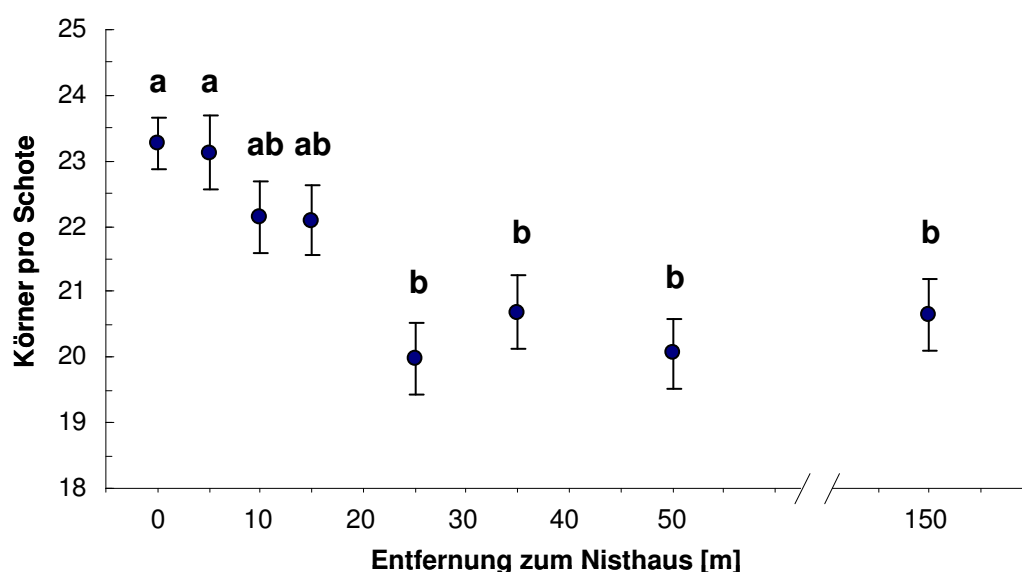


Abb. 31: Bestäubungsleistung (Körner pro Schote) von *Osmia cornuta* im Freilandversuch in Rauschholzhausen im Jahr 2001. Die Analyse mit Hilfe einer ANOVA ermittelte signifikante Unterschiede ($p < 0,001$).



3.4.4 Diskussion

V. Unter Freilandbedingungen ist es möglich, die Bestäubung von Winterraps durch alternative Bestäuber zu beeinflussen. (Kap. 1.3)

- a) *Eine abundante Wildbienenfauna nutzt Winterraps nicht nur am Rand, sondern auch in zentralen Bereichen.*
- b) *Der Erhalt diverser und strukturierter Landschaften führt über eine diversere und abundantere Bestäubergemeinschaft zu höheren Erträgen.*
- c) *Die gezielte Ansiedelung von Wildbienen erhöht den Ertrag von Winterraps im Freiland erkennbar.*

Die erste Teil (a) der Hypothese kann nicht bestätigt werden. Die Untersuchungen zeigen deutlich, dass Wildbienen nicht sehr weit in Rapsbestände fliegen. Bereits nach wenigen Metern nimmt die Zahl der Wildbienen deutlich ab und in einer Entfernung von 50 Metern von Feldrand sinkt die Dichte auf weniger als Hälfte. Ähnlich Ergebnisse konnten auch schon bei anderen Studien festgestellt werden. Beispielsweise nimmt die Abundanz von Wildbienen in Grapefruitbeständen in Abhängigkeit zur Feldgrenze deutlich ab (Chacoff & Aizen 2006). Diese und weitere Untersuchungen beschreiben hierbei allerdings meist größere Distanzen von mehr als hundert Metern (Blanche et al. 2006; Brosi et al. 2007).

Berücksichtigt man, dass der Großteil der nachgewiesenen Wildbienen zu den bodennistenden Arten gehört, bestätigen die Ergebnisse die in Kapitel 3.2 dargestellten Zusammenhänge. Die dominierenden Gattungen *Andrena* und *Lasioglossum* benötigen als Nisthabitat offene Strukturen. In Frage kommen hierfür zum einen ackerbauliche Flächen, die erst spät im Jahr, also vornehmlich mit Sommergetreide, bestellt werden, zum anderen gestörte Randbereiche entlang von Feldern und Wegen. Vorangegangene Untersuchungen zeigen jedoch, dass intensiv genutzte Ackerflächen nicht als Nisthabitate für Sandbienen geeignet sind (Vetter 2000). Die große Dichte in der Nähe des Feldrandes verdeutlicht somit sehr eindrücklich den besonderen Wert dieser Randbereiche für Wildbienen.

Für Regionen, die sehr große Schläge aufweisen, wie beispielsweise in der Magdeburger Börde, bedeutet dies, dass in den zentralen Bereichen eine „Bestäubernot“ herrschen dürfte. Inwiefern dies ökonomisch von Bedeutung ist, werden allerdings andere Untersuchungen zeigen müssen. Berücksichtigt man die Ergebnisse der Isolationskäfige, könnte hierbei zudem der Wahl der richtigen Sorte eine besondere Bedeutung zukommen. Moderne Hybrid-sorten sollten dafür am besten geeignet sein.

In eine ähnliche Richtung gehen auch die Befunde zur Bedeutung der umgebenden Landschaft auf die Bestäubung. Im Gegensatz zu Unterpunkt a) kann hier jedoch die Hypothese (Teil b) bestätigt werden. Es zeigt sich, dass die Erträge in einer einfachen Umgebung für die sensible Sorte EXPRESS deutlich zurückgehen. Die gerade beschriebenen großflächigen Be-



stände sollten also nicht nur Probleme durch die geringen Flugweiten aufweisen, sondern auch deshalb, weil in solchen Gegenden deutlich weniger Bestäuber zur Verfügung stehen. In solchen Regionen dürfte der Vorteil wegen des Anbaus von Hybriden besonders wichtig sein. Andererseits zeigen die Ergebnisse, dass in kleinräumig strukturierten Regionen tatsächlich eine deutlich verbesserte Bestäubung nachgewiesen werden kann. Die Bedeutung dürfte für den Rapsanbau aufgrund der großen Kompensationsfähigkeit zwar eher gering ausfallen. Für andere Kulturpflanzen, die solche Mechanismen hingegen nicht aufweisen sind diese Ergebnisse dagegen sehr interessant. Sie verdeutlichen, dass durch die Förderung bestimmter Landschaftstypen ein messbarer Einfluss auf die Bestäubung von Pflanzen genommen werden kann. Der Erhalt einer klein strukturierten Landschaft könnte somit auch von ökonomischem Interesse sein.

Abschließend stellt sich nun noch die Frage, ob die künstliche Erhöhung der Wildbienen-dichte dazu führen kann, die Bestäubung im Freiland zu verbessern. Hier kann die Hypothese (Teil c) mit Abstrichen bestätigt werden. In direkter Nähe des Nisthauses konnten faktisch die gleichen Werte erzielt werden, die auch die Versuche unter kontrollierten Bedingungen zeigten. Somit war eine Steigerung von ca. 13 % gegenüber der „normalen“ Bestäubung zu verzeichnen. Allerdings ist dieser Effekt nur sehr kleinräumig feststellbar und schon ab einer Entfernung von 25 Metern nicht mehr erkennbar. Dies entspricht genau der Entfernung zum Nisthaus, die auch Artz & Waddington (2006) für die optimale Bestäubung von „Milkweed“ ermitteln konnten. Havenith (2000) geht dagegen davon aus, dass *Osmia cornuta* bis zu einer Distanz von 80 Metern einen positiven Effekt hervorruft. Eine solche Größe wäre auch aufgrund der in der Literatur gehandelten Zahl von ca. 20.000 besuchten Blüten pro Weibchen zu erwarten gewesen (Vicens & Bosch 2000b).

Bedenkt man nun die Anzahl ausgesetzter Wildbienen von 1000 Individuen, so wird klar, dass dieser Ansatz für die praktischen Einsatz im Freiland für Raps fraglich ist. Hier wirkt vermutlich das sehr große Angebot von nutzbaren Blüten verdünnend auf das Gesamtergebnis. Ein Rapsfeld bietet zur Hauptblüte einfach zu viele Blüten an, um bei dieser Bestäuber-menge ein praktisch sinnvolles Ergebnis zu liefern. Abschließend lässt sich festhalten, dass ein Einfluss auf die Bestäubung im Freiland sogar bei sehr großen Trachten messbar ist. Der Einsatz für die großflächige Bestäubung von Raps mit Hilfe von *Osmia cornuta* scheint allerdings ökonomisch nicht sinnvoll. Der zu erwartenden Mehrgewinn würde die Kosten bei weitem nicht aufwiegen. Ratsamer wäre es vermutlich auf die Honigbiene auszuweichen. *Osmia cornuta* scheint also eher für den kleinräumigen Einsatz interessant zu sein.



4 PERSPEKTIVEN UND PRAKTISCHE ANWENDUNGEN

In diesem Kapitel werden die Perspektiven sowie die praktischen Anwendungen, die sich aus dieser Arbeit ergeben, dargestellt. Der Aufbau dieses Kapitels ist an die Gliederung der Arbeit angelehnt.

Welche Konsequenzen ergeben sich für den Naturschutz?

Die Ergebnisse bieten die Möglichkeit, die Hintergründe für den aktuell beschriebenen Bestäuberrückgang besser zu verstehen. Einen alles umfassenden Lösungsansatz für den Erhalt der Bestäuber und den damit verbundenen „Ecosystem Services“ können sie hingegen nicht liefern. Dennoch kann die Identifikation der auf die Diversität und Abundanz von Wildbienen wirkenden Landschaftsfaktoren ein entscheidender Schritt zu einem integrativen Schutzkonzept sein. Bisher waren die Versuche, die Biodiversität zu erhalten, eher weniger erfolgreich (Kleijn et al. 2004; Kleijn et al. 2006) und zudem sehr kostspielig. (Kleijn et al. 2001) Im Zeitraum von 1994 bis 2002 wurden beispielsweise in der EU 23,4 Mrd. Euro für Naturschutzmaßnahmen ausgegeben, die nur wenig bis gar keinen Nutzen gebracht haben (Kleijn & Sutherland 2003; Berendse et al. 2004). Der Grund dafür ist, dass die Maßnahmen in vielen europäischen Ländern in gleicher Weise angewandt werden und die Ergebnisse zudem nicht kontrolliert werden. Schutzkonzepte zum Erhalt von Bestäubern und Blütenpflanzen, die in der Schweiz gut funktionieren, sind dagegen in den Niederlanden aufgrund der unterschiedlichen Ausgangssituationen völlig ungeeignet (Kohler et al. 2007). Zukunftsweisende Ansätze sollten daher sowohl regionale Gegebenheiten als auch wissenschaftliche Erkenntnisse berücksichtigen. Hierfür sind die in dieser Arbeit gewonnenen Ergebnisse hervorragend geeignet. Denkbar ist hierbei ein Beitrag für die Erarbeitung von Konzepten für den Biodiversitätserhalt von Agrarlandschaft in Mittelgebirgsregionen. Perspektivisch ergeben sich aus den Befunden aber auch Grundlagen für Modelle, die zudem die Kosten für Biodiversität errechnen und so konkrete Entscheidungshilfen liefern.

Versucht man darüber hinaus aus der Arbeit konkrete Empfehlungen abzuleiten, zeigt sich eine Übereinstimmung mit einer Reihe von diskutierten Ansätzen. Die besondere Bedeutung von Randstrukturen findet sich in nahezu allen vorgeschlagenen Schutzkonzepten zum Erhalt von Hummeln wieder (Kells & Goulson 2003; Pywell et al. 2005; Pywell et al. 2006). Schon aufgrund der Erhöhung des Blütenreichtums und der hiermit korrelierten höheren Blütenbesucherdichte (Holzschuh et al. 2007) ist die Bewahrung oder sogar die Schaffung von blütenreichen Randstreifen eine gute Basis für den Erhalt von Wildbienen in der Agrarlandschaft (Goulson et al. 2006). Die Förderung traditioneller Bewirtschaftungsformen (Kosior et al. 2007) vor allem in marginalen Regionen (Mander et al. 1999) ist zwar kein sehr neuer Ansatz, er erscheint aber ein wichtiger Punkt zu sein. Nur so können die noch vorhandene



kleinräumige Nutzung und die damit verbundenen wertvollen Landschaftselemente wie Gehölze erhalten werden. Dabei muss allerdings unbedingt auf die Nachhaltigkeit geachtet werden. Nur wenn sich die Bewirtschaftung langfristig lohnt, kann sie auch eine Zukunft haben. An dieser Stelle zeigt sich noch einmal, wie wichtig das Erarbeiten von Landnutzungsmodellen ist, die auch ökonomische Faktoren berücksichtigen.

Was bedeutet das für das Lahn-Dill-Bergland?

Im Lahn-Dill-Bergland wurde durch die ackerbauliche Nutzung der Standorte und aufgrund der schwierigen topographischen Gegebenheiten eine sehr kleinräumig strukturierte Landschaft geschaffen. Die Aufgabe der Nutzung führte hier meist zur Umwandlung in Grünland und dabei oft zu größeren zusammenhängenden Flächen. Hierbei gehen vor allem gestörte Randbereiche und diejenigen Grenzstrukturen verloren, die sich, wie diese Arbeit zeigt, besonders positiv auf die Diversität und Abundanz von Wildbienen auswirken. Um eine solche Entwicklung zu verhindern, sollte die ackerbauliche Nutzung im Lahn-Dill-Bergland erhalten werden. Die resultierende kleinräumige Landschaft begünstigt nicht nur die Wildbienen, sie sichert auch den Erhalt der Biodiversität und den für uns Menschen wichtigen „Ecosystem Service“ der Bestäubung.



Abb. 32: Männchen der Gehörnten Mauerbiene *Osmia cornuta*. Bild: (R. Kristen)



Was bedeuten die Ergebnisse für den Einsatz von Isolationskäfigen?

Für den Einsatz in Isolationskäfigen haben sich die Mauerbienenarten *Osmia rufa* und *Osmia cornuta* bewährt. Aufgrund der zuverlässigeren Ergebnisse ist die Art *Osmia cornuta* (Abb. 32) für einen solchen Einsatz am besten geeignet. Honigbienen und Hummeln können aufgrund der schlechteren Testergebnisse nicht für den Einsatz empfohlen werden. Berücksichtigt man hier zudem, dass die meist recht großen Volker in kleinen Käfigen praktisch nicht zu handhaben sind und gleichzeitig enorme Kosten verursachen können, kommen noch weitere Gründe dazu, die gegen Hummeln oder Honigbienen sprechen.

Vorteile durch den Einsatz von *Osmia cornuta*

* Hohe Effektivität

Dies belegen zum einen die Versuchsergebnisse und zum anderen die Literaturwerte. Ein Weibchen besucht ca. 20.000 Blüten.

* Leichte Handhabung

Die Schlupf der Tiere kann über die Temperatur geregelt werden. Die Tiere sind in Form von Kokons leicht einzusetzen und schlüpfen selbstständig. Zudem benötigen sie nur eine einfache Nistgelegenheit.

* Kostengünstig

Die Kosten pro Weibchen betragen ungefähr 1 €. Eine Besatzdichte von einem Weibchen pro m² ist meist ausreichend. Die Art lässt sich zudem leicht vermehren (Populationen verfünffachen sich pro Jahr (Krunic & Stanisavljevic 2006).)

* „Kurze Flugzeit“

Die Flugzeit beträgt nur rund drei bis fünf Wochen. Dies vermeidet lange Überhangszeiten, die es häufig bei Hummeln gibt. Bei Bedarf können Tiere einfach nachgesetzt werden.

* Kein Mindestbesatz

Die Zahl der Tiere kann im Gegensatz zu Honigbienen und Hummeln frei variiert werden. Dies macht auch den Einsatz in kleinen Käfigen möglich.

* Witterungsunabhängig

Osmia cornuta bestäubt deutlich witterungsunabhängiger als Honigbienen. (Vicens & Bosch 2000c) und arbeitet ab 10° C, 200 W / m² und bei starkem Wind und leichtem Regen.

Welche Hinweise liefern die Bestäubungsversuche für das Freiland?

Die Übertragung von Ergebnissen aus Käfigversuchen ins Freiland ist immer sehr schwierig. Im Gegensatz zu den mehr oder weniger kontrollierten Bedingungen wirken dort eine Unmenge weiterer Faktoren wie Schädlinge, verschiedene Bodenparameter, Klima usw.,



deren Einfluss kaum zu kalkulieren ist. Die Ergebnisse der Käfigversuche deuten aber daraufhin, dass moderne Hybriden weniger an das Vorkommen von Bestäubern gebunden sein könnten als die früher hauptsächlich angebauten Liniensorten. Unabhängig davon zeigen die Käfigversuche aber auch sehr anschaulich, dass die Kompensationsfähigkeit von Raps die Einflüsse der Bestäubung stark abpuffern kann. Trotz der „schlechten“ Bestäubung mit großen Differenzen bei der Anzahl angelegter Körner brachten die gemessenen Unterschiede in den Erträgen zwischen der Bestäubung mit Hummeln, Honigbienen oder der natürlichen Bestäuberfauna und dem Ausschluss selbst bei der „sensiblen“ Sorte EXPRESS nur einen Rückgang von 20 %. Dies entspricht etwa den Ergebnissen von entsprechenden Studien zum Einfluss von Honigbienen auf den Ertrag im Freiland (Manning & Wallis 2005).

Dagegen deuten die Ertragssteigerungen von rund 100% bei *Osmia* im Käfigversuch auf ein großes Potential durch Bestäubung von solitären Wildbienen hin. Durch deren Einsatz könnten unter Umständen auch die Erträge von Kulturpflanzen im Freiland deutlich erhöht werden. Ähnliche praktische Erfahrungen gibt es bereits aus dem Mandelanbau und für die Süßkirschenbestäubung (Bosch et al. 2006). Daneben liefert dieses Ergebnis auch einen Anhaltspunkt für die Bestäubungsleistung der natürlich vorkommenden Wildbienen. Immerhin lassen diese Ergebnisse diese Arten in einem ganz anderen Licht erscheinen. Es bedeutet, dass Wildbienen auch bei zahlenmäßig großer Unterlegenheit gegenüber den kultivierten Honigbienen und trotz ihrer relativen Seltenheit in vielen Regionen einen messbaren Einfluss auf die Bestäubung von Winterraps haben könnten. Für die Tropen konnten Zusammenhänge zwischen dem Fruchtansatz von Kaffee und dem Vorkommen seltener Bienenarten bereits nachgewiesen werden (Klein et al. 2003a).



5 ZUSAMMENFASSUNG

Bestäuber leisten fast unschätzbare ökonomische und ökologische Aufgaben für den Menschen, die Blütenpflanzen und die übrige Natur. Weltweit hängen 87 der 115 wichtigsten Kulturpflanzenarten und rund 35% der jährlichen Welternte vom erfolgreichen Zusammenspiel von Insekt und Pflanze ab. Derzeit ist weltweit ein dramatischer Rückgang der Bestäuber zu verzeichnen. Diese „Pollinator crisis“ berührt in Europa im besonderen Maße die Wildbienen und die vom Menschen kultivierte Honigbiene. Die Hauptursachen für den Rückgang sind der Verlust von Lebensräumen und Landschaftsveränderungen, wie die Fragmentierung der Landschaft und eine Intensivierung und Änderung der Landwirtschaft. Diese Faktoren beeinflussen Wildbienen aber nicht nur direkt, sie führen auch zu nachhaltigen Störungen der Interaktion von Pflanze und Bestäuber und verändern damit den Bestäubungserfolg.

Die vorliegende Arbeit untersucht die Beziehungen zwischen Bienen und der Kulturpflanze Winterraps (*Brassica napus* L. var. *napus*). Die Schwerpunkte sind (i) Erfassung der auf Raps vorkommenden Wildbienenarten, (ii) die Wirkungen des Landschaftskontextes (z. B. Struktur und Nutzungsform) auf die lokale Diversität von Wildbienen in Winterraps und (iii) die Eignung kultivierbarer Wildbienen als Bestäuber von Raps sowie die Beurteilung verschiedener Rapsorten bei unterschiedlicher Bestäubung. Abschließend befasst sich die Arbeit mit (iv) der Verknüpfung der Ergebnisse und einer ersten Validierung im Freiland.

Die Untersuchungen zur Erfassung der auf Raps vorkommenden Wildbienen erfolgten auf 31 konventionell bewirtschafteten Winterrapsbeständen im Lahn-Dill-Bergland und im angrenzenden Amöneburger Becken (Hessen). Insgesamt konnten auf den untersuchten Winterrapsbeständen 62 Wildbienenarten aus zehn Gattungen nachgewiesen werden. Raps stellte somit für deutlich mehr als der Hälfte (59 %) der im Untersuchungsgebiet vorkommenden 105 Bienenarten, die im Fangzeitraum (April bis Juni) aktiv und nicht auf andere Pflanzen spezialisiert sind, eine alternative und attraktive Nahrungsquelle dar. Die bodennistenden Gattungen *Andrena* und *Lasioglossum* waren mit 25 bzw. 16 Arten nicht nur die artenreichsten, sondern mit einem Anteil von über 90 % auch die individuenreichsten.

Im zweiten Schritt wurde die Wirkung des Landschaftskontextes auf die Diversität und Abundanz von Wildbienen in Rapsbeständen entlang eines Gradienten landschaftlicher Komplexität und verschiedener Nutzungsanteile untersucht. Hierzu wurden 15 Winterrapsbestände mittels Farbschalen beprobt. Insgesamt wurden 1110 Wildbienen aus 35 Arten und 5 Familien (Halictidae, Andrenidae, Megachilidae, Anthophoridae and Apidae) nachgewiesen. Die Befunde zeigen, dass die Diversität und die Abundanz von Wildbienen durch die Struktur der umgebenden Landschaft beeinflusst werden. Die entscheidenden Faktoren waren die Landschaftskomplexität („perimeter-to-area-ratio“) und die Länge der Gehölzränder in der umgebenden Landschaft. Dies ist bemerkenswert, weil beide Faktoren eine ähnliche



Umgebungseigenschaft beschreiben, nämlich den Anteil von Randstrukturen. Eine Erhöhung der Randstrukturdichte begünstigt somit das Vorkommen einer diversen und abundanten Bestäubergemeinschaft. Dagegen erwiesen sich die Nutzungsformen, wie Grünland- oder Ackeranteil, nicht als bestimmender Faktoren. Die Differenzierung der Wildbienen in verschiedene Größenklassen („klein“ < 10 mm; „groß“ > 10 mm) zeigt zudem, dass kleine Wildbienen durch eine Kombination von Landschaftskomplexität und im stärkeren Maße durch die Gehölzränder beeinflusst werden. Große Wildbienen sind dagegen alleine von der Landschaftskomplexität abhängig. Hierbei ist es unerheblich, ob es sich um dauerhafte Strukturen (z.B. Gehölze) oder um variablere Strukturen wie Felldränder handelt. Die Größenklasse bestimmt außerdem, ob sich eine Art in der Landschaft behaupten kann. Kleine Wildbienen verschwinden aus der am wenigsten komplexen Landschaft völlig. Große Wildbienen verzeichnen dagegen mit maximalen Einbußen von 61,5% bei der Artenzahl und 81% bei der durchschnittlichen Individuenzahl zwar einen erheblichen Rückgang, dennoch sind selbst in der „einfachsten“ Landschaft noch fünf Arten an Winterraps zu finden. Dies belegt die Annahme, dass monotone Agrarlandschaften vor allem großen Wildbienenarten als Lebensraum dienen.

Zur Abschätzung des Bestäubungspotentials wurden in den Jahren 2000 bis 2002 Versuche mit verschiedenen Rapsorten in Isolationskäfigen durchgeführt. Im Rahmen der Untersuchungen wurden die Wildbienenarten *Osmia rufa* und *Osmia cornuta*, die Honigbiene (*Apis mellifera*) und die Erdhummel (*Bombus terrestris*) sowie die Varianten ohne Bestäuber und ohne Isolationskäfig getestet. Die Ergebnisse der vorliegenden Arbeit zeigen sehr klar, dass Mauerbienen besonders gut für die Bestäubung unter isolierten Bedingungen geeignet sind. Beide untersuchten *Osmia*-Arten erzielten bei allen beprobten Parametern ansprechende bis hervorragende Ergebnisse. Hinsichtlich des „Ertrags pro Pflanze“ konnten sogar im Schnitt fast doppelt so hohe Erträge wie bei den anderen getesteten Varianten ermittelt werden. Vor allem die Art *Osmia cornuta* ist für die Bestäubung von Winterraps besonders geeignet. Hummeln und Honigbienen erzielten etwa gleich gute Ergebnisse. Diese lagen aber deutlich unter denen der *Osmia*-Arten. Daneben zeigte sich, dass Raps die Fähigkeit besitzt, die aus einer unzureichenden Bestäubung resultierenden Defizite durch die Bildung größerer und schwererer Körner sowie durch die Bildung von zusätzlichen Schoten zu kompensieren. Zudem konnten sortenbedingte Differenzen festgestellt werden. Hier zeigte sich, dass die als pollenschwach eingestufte Hybridsorte COMPLEX und die Liniensorte EXPRESS am stärksten beeinflusst wurden. Dagegen konnten bei der Hybridsorte ARTUS bei kaum einem untersuchten Parameter Reaktionen festgestellt werden.

Der letzte Aspekt der Arbeit beschäftigte sich mit der Übertragbarkeit der ermittelten Ergebnisse auf Freilandbedingungen. Zur Überprüfung, ob eine künstliche Erhöhung der Wildbienenendichte dazu führen kann, die Bestäubung im Freiland zu verbessern, wurden im Jahr



2001 1000 *Osmia cornuta* am Rande eines Rapsbestandes angesiedelt. Hierdurch konnte in direkter Nähe der Nistgelegenheit eine Steigerung von ca. 13 % gegenüber der „normalen“ Bestäubung verzeichnet werden. Allerdings war eine signifikante Erhöhung des Ertrages nur sehr kleinräumig bis zu einer Entfernung von 25 Metern feststellbar. Der großflächige Einsatz von *Osmia cornuta* für die Bestäubung von Raps scheint aus diesem Grund ökonomisch nicht sinnvoll zu sein.

Dagegen zeigten die Versuche zum Einfluss der Landschaft auf die Bestäubungsleistung, dass in strukturarmen Landschaften, also Regionen mit geringerem Bestäuberpotential, die Erträge für die als sensibel eingestufte Sorte EXPRESS deutlich niedriger ausfielen als in einer komplexen Landschaft. Die Untersuchungen verdeutlichten außerdem, dass Wildbienen nicht sehr weit in Rapsbestände fliegen. Bereits in einer Entfernung von 50 Metern vom Feldrand sank die Dichte auf weniger als Hälfte. Dies deutet auf Möglichkeiten hin, dass durch die Förderung bestimmter Landschaftstypen und Feldgrößen ein messbarer Einfluss auf die Bestäubung von Pflanzen genommen werden kann. Vor allem in peripheren Regionen sollte daher der Erhalt einer klein strukturierten Landschaft nicht nur von ökologischem, sondern auch von ökonomischem Interesse sein.



6 LITERATUR

- Abel, C. A., R. L. Wilson & R. L. Luhman (2003): Pollinating efficacy of *Osmia cornifrons* and *Osmia lignaria* subsp. *lignaria* (Hymenoptera : Megachilidae) on three Brassicaceae species grown under field cages. *Journal of Entomological Science* 38(4): 545-552.
- Aguilar, R., L. Ashworth, L. Galetto & M. A. Aizen (2006): Plant reproductive susceptibility to habitat fragmentation: review and synthesis through a meta-analysis. *Ecology Letters* 9(8): 968-980.
- Aizen, M. A., L. Ashworth & L. Galetto (2002): Reproductive success in fragmented habitats: do compatibility systems and pollination specialization matter? *Journal of Vegetation Science* 13(6): 885-892.
- Aizen, M. A. & P. Feinsinger (1994a): Habitat fragmentation, native insect pollinators, and feral honey-bees in Argentine Chaco Serrano. *Ecological Applications* 4(2): 378-392.
- Aizen, M. A. & P. Feinsinger (1994b): Forest fragmentation, pollination, and plant reproduction in a chaco dry forest, Argentina. *Ecology* 75(2): 330-351.
- Allen-Wardell, G., P. Bernhardt, R. Bitner, A. Burquez, S. Buchmann, J. Cane, P. A. Cox, V. Dalton, P. Feinsinger, M. Ingram, D. Inouye, C. E. Jones, K. Kennedy, P. Kevan, H. Koopowitz, R. Medellin, S. Medellin-Morales, G. P. Nabhan, B. Pavlik, V. Tepedino, P. Torchio & S. Walker (1998): The potential consequences of pollinator declines on the conservation of biodiversity and stability of food crop yields. *Conservation Biology* 12(1): 8-17.
- Amiet, F. (1996): Hymenoptera Apidae, 1. Teil, Insecta Helvetica Fauna. Solothurn, Schweizerische Entomologischesche Gesellschaft.
- Amiet, F., M. Herrmann, A. Müller & R. Neumeyer (2001): Apidae 3. Halictus, Lasioglossum. Fauna Helvetica 6, CSCF und SEG.
- Amiet, F., A. Müller & R. Neumeyer (1999): Apidae 2, Fauna Helvetica. Neuchatel, Schweizerische Entomologische Gesellschaft.
- Artz, D. R. & K. D. Waddington (2006): The effects of neighbouring tree islands on pollinator density and diversity, and on pollination of a wet prairie species, *Asclepias lanceolata* (Apocynaceae). *Journal of Ecology* 94(3): 597-608.
- Ashworth, L., R. Aguilar, L. Galetto & M. A. Aizen (2004): Why do pollination generalist and specialist plant species show similar reproductive susceptibility to habitat fragmentation? *Journal of Ecology* 92(4): 717-719.
- Backman, J. P. C. & J. Tiainen (2002): Habitat quality of field margins in a Finnish farmland area for bumblebees (Hymenoptera : *Bombus* and *Psithyrus*). *Agriculture Ecosystems & Environment* 89(1-2): 53-68.
- Balmford, A., A. Bruner, P. Cooper, R. Costanza, S. Farber, R. E. Green, M. Jenkins, P. Jefferiss, V. Jessamy, J. Madden, K. Munro, N. Myers, S. Naeem, J. Paavola, M. Rayment, S. Rosendo, J. Roughgarden, K. Trumper & R. K. Turner (2002): Ecology - Economic reasons for conserving wild nature. *Science* 297(5583): 950-953.
- Banaszak, J. (1982): The occurrence and numbers of bees (Hymenoptera, Apoidea) on winter rape. *Bad. fizjograf. Pol. Zach., C – Zool.* 33: 117-127.



- Batra, S. W. T. (1995): Bees and pollination in our changing environment. *Apidologie* 26(5): 361-370.
- Behrens, T., T. Purtauf, V. Wolters & J. Dauber (2001): Study site selection and gradient detection in complex landscapes using an automated patch detecting tool (PaDS). In: Belward A, Binaghi E, Brivio PA, Aurelio G, Tosi G (eds) Proceedings of the International Workshop on Geo-Spatial Knowledge Processing of Natural Resource Management. ARTESTAMPIA, Daverio, pp. 217-220.
- Belfrage, K., J. Bjorklund & L. Salomonsson (2005): The effects of farm size and organic farming on diversity of birds, pollinators, and plants in a Swedish landscape. *Ambio* 34(8): 582-588.
- Benachour, K., K. Louadi & M. Terzo (2007): Role of wild and honey bees (Hymenoptera : Apoidea) in the pollination of *Vicia faba* L. var. *major* (Fabaceae) in Constantine area (Algeria). *Annales De La Societe Entomologique De France* 43(2): 213-219.
- Berendse, F., D. Chamberlain, D. Kleijn & H. Schekkerman (2004): Declining biodiversity in agricultural landscapes and the effectiveness of agri-environment schemes. *Ambio* 33(8): 499-502.
- Biesmeijer, J. C., S. P. M. Roberts, M. Reemer, R. Ohlemuller, M. Edwards, T. Peeters, A. P. Schaffers, S. G. Potts, R. Kleukers, C. D. Thomas, J. Settele & W. E. Kunin (2006): Parallel declines in pollinators and insect-pollinated plants in Britain and the Netherlands. *Science* 313(5785): 351-354.
- Signal, E. M. & D. I. McCracken (1996): Low-intensity farming systems in the conservation of the countryside. *Journal of Applied Ecology* 33(3): 413-424.
- Bjorkman, T. (1995): Role of honey-bees (Hymenoptera, Apidae) in the pollination of Buckwheat in Eastern North-America. *Journal of Economic Entomology* 88(6): 1739-1745.
- Blanche, K. R., J. A. Ludwig & S. A. Cunningham (2006): Proximity to rainforest enhances pollination and fruit set in orchards. *Journal of Applied Ecology* 43(6): 1182-1187.
- Blionis, G. J. & D. Vokou (2001): Pollination ecology of *Campanula* species on Mt Olympos, Greece. *Ecography* 24(3): 287-297.
- Bohn, U., . (1996): Vegetationskarte der Bundesrepublik Deutschland. Schriftenreihe für Vegetationskunde Heft15: Bonn-Bad Godesberg.
- Bond, D. A. & E. J. M. Kirby (1999): *Anthophora plumipes* (Hymenoptera : Anthophoridae) as a pollinator of broad bean (*Vicia faba major*). *Journal of Apicultural Research* 38(3-4): 199-203.
- Bosch, J. (1994a): *Osmia cornuta* Latr. (Hym., Megachilidae) as a potential pollinator in almond orchards - releasing methods and nest-hole length. *Journal of Applied Entomology-Zeitschrift Fur Angewandte Entomologie* 117(2): 151-157.
- Bosch, J. (1994b): The nesting-behavior of the mason bee *Osmia cornuta* (Latr.) with special reference to its pollinating potential (Hymenoptera, Megachilidae). *Apidologie* 25(1): 84-93.
- Bosch, J. (1994c): Improvement of field management of *Osmia cornuta* (Latreille) (Hymenoptera, Megachilidae) to pollinate almond. *Apidologie* 25(1): 71-83.



- Bosch, J. & M. Blas (1994): Foraging behavior and pollinating efficiency of *Osmia cornuta* and *Apis mellifera* on almond (Hymenoptera, Megachilidae and Apidae). *Applied Entomology and Zoology* 29(1): 1-9.
- Bosch, J. & W. P. Kemp (1999): Exceptional cherry production in an orchard pollinated with blue orchard bees. *Bee World* 80(4): 163-173.
- Bosch, J. & W. P. Kemp (2000): Development and emergence of the orchard pollinator *Osmia lignaria* (Hymenoptera : Megachilidae). *Environmental Entomology* 29(1): 8-13.
- Bosch, J., W. P. Kemp & G. E. Trostle (2006): Bee population returns and cherry yields in an orchard pollinated with *Osmia lignaria* (Hymenoptera : Megachilidae). *Journal of Economic Entomology* 99(2): 408-413.
- Botterman, J. (1996): Pollination control in transgenic oilseed rape and maize. *Vorträge für Pflanzenzüchtung* 33: 45-49.
- Brosi, B. J., G. C. Daily & P. R. Ehrlich (2007): Bee community shifts with landscape context in a tropical countryside. *Ecological Applications* 17(2): 418-430.
- Brunel, E., J. Mesquida, M. Renard & X. Tanguy (1994): Repartition de l'entomofaune pollinisatrice sur des fleurs de colza (*Brassica napus* L.) et de navette (*Brassica campestris* L.): incidence du caractère apétale de la navette. *Apidologie* 25: 12-20.
- Brunel, E. M., J.; Renard, M.; Tanguy, X. (1992): Repartition de l'entomofaune pollinisatrice sur des fleurs de colza (*Brassica napus* L.) et de navette (*Brassica campestris* L.): incidence du caractère apétale de la navette. *Apidologie* 25: 12-20.
- Buchmann, S. & J. S. Ascher (2005): The plight of pollinating bees. *Bee World* 86(3): 71-74.
- Buchmann, S. L. & G. P. Nabhan (1997): *The forgotten pollinators*. Washington DC, Island Press.
- Burgess, V. J., D. Kelly, A. W. Robertson & J. J. Ladley (2006): Positive effects of forest edges on plant reproduction: literature review and a case study of bee visitation to flowers of *Peraxilla tetrapetala* (Loranthaceae). *New Zealand Journal of Ecology* 30(2): 179-190.
- Cane, J. H. (2001): Habitat fragmentation and native bees: a premature verdict? *Conservation Ecology* 5(1): art. no.-3.
- Cane, J. H. (2002): Pollinating bees (Hymenoptera : Apiformes) of US alfalfa compared for rates of pod and seed set. *Journal of Economic Entomology* 95(1): 22-27.
- Cane, J. H. (2005): Pollination potential of the bee *Osmia aglaia* for cultivated red raspberries and blackberries (Rubus : Rosaceae). *Hortscience* 40(6): 1705-1708.
- Cane, J. H. (2006): The Logan beemail shelter: A practical, portable unit for managing cavity-nesting agricultural pollinators. *American Bee Journal* 146(7): 611-613.
- Cane, J. H., R. L. Minckley & L. J. Kervin (2000): Sampling bees (Hymenoptera : Apiformes) for pollinator community studies: Pitfalls of pan-trapping. *Journal of the Kansas Entomological Society* 73(4): 225-231.



- Cane, J. H., R. L. Minckley, L. J. Kervin, T. H. Roulston & N. M. Williams (2006): Complex responses within a desert bee guild (Hymenoptera : Apiformes) to urban habitat fragmentation. *Ecological Applications* 16(2): 632-644.
- Cane, J. H. & V. J. Tepedino (2001): Causes and extent of declines among native North American invertebrate pollinators: Detection, evidence, and consequences. *Conservation Ecology* 5(1): art. no.-1.
- Carreck, N. & I. Williams (1998): The economic value of bees in the UK. *Bee World* 79(3): 115-123.
- Carreck, N. L. W., I.H. (2002): Food for insect pollinators on farmland: insect visits to flowers of annual seed mixtures. *Journal of Insect Conservation* 6: 13-23.
- Carvell, C., W. R. Meek, R. F. Pywell, D. Goulson & M. Nowakowski (2007): Comparing the efficacy of agri-environment schemes to enhance bumble bee abundance and diversity on arable field margins. *Journal of Applied Ecology* 44(1): 29-40.
- Carvell, C., W. R. Meek, R. F. Pywell & M. Nowakowski (2004): The response of foraging bumblebees to successional change in newly created arable field margins. *Biological Conservation* 118(3): 327-339.
- Carvell, C., D. B. Roy, S. M. Smart, R. F. Pywell, C. D. Preston & D. Goulson (2006): Declines in forage availability for bumblebees at a national scale. *Biological Conservation* 132(4): 481-489.
- Cauich, O., J. Euan, V. M. Ramirez, G. R. Valdovinos-Nunez & H. Moo-Valle (2006): Pollination of habanero pepper (*Capsicum chinense*) and production in enclosures using the stingless bee *Nannotrigona perilampoides*. *Journal of Apicultural Research* 45(3): 125-130.
- Chacoff, N. P. & M. A. Aizen (2006): Edge effects on flower-visiting insects in grapefruit plantations bordering premontane subtropical forest. *Journal of Applied Ecology* 43(1): 18-27.
- Chacoff, N. P. & M. A. Aizen (2007): Pollination requirements of pigmented grapefruit (*Citrus paradisi* Macf.) from northwestern Argentina. *Crop Science* 47(3): 1143-1150.
- Chapin, F. S., E. S. Zavaleta, V. T. Eviner, R. L. Naylor, P. M. Vitousek, H. L. Reynolds, D. U. Hooper, S. Lavorel, O. E. Sala, S. E. Hobbie, M. C. Mack & S. Diaz (2000): Consequences of changing biodiversity. *Nature* 405(6783): 234-242.
- Christen, O. & W. Friedt (2007): *Winterraps - Das Handbuch für Profis*. Frankfurt, DLG-Verlags-GmbH.
- Corbet, S. A. (1992): Wild bees for pollination in the agricultural landscape. In: Bruneau, E. (ed) *Bees for pollination*. Proc. EC workshop, Brussels, 2-3 March 1992. Brüssel.
- Cox-Foster, D. L., J. Conlan, E. C. Holmes, G. Palacios, J. D. Evans, N. A. Moran, P.-L. Quan, T. Briese, M. Hornig, D. M. Geiser, V. Martinson, D. van Engelsdorp, A. L. Kalkstein, A. drysdale, J. Hui, J. Zhai, L. Cui, S. K. Hutchison, J. F. Simons, M. Egholm, J. S. Pettis & W. I. Lipkin (2007): A Metagenomic Survey of Microbes in Honey Bee Colony Collapse Disorder. *Science* 318(5848): 283-287.
- Cresswell, J. E. (1999): The influence of nectar and pollen availability on pollen transfer by individual flowers of oil-seed rape (*Brassica napus*) when pollinated by bumblebees (*Bombus lapidarius*). *Journal of Ecology* 87(4): 670-677.



- Croxton, P. J., C. Carvell, J. O. Mountford & T. H. Sparks (2002): A comparison of green lanes and field margins as bumblebee habitat in an arable landscape. *Biological Conservation* 107(3): 365-374.
- Cunningham, S. A. (2000): Depressed pollination in habitat fragments causes low fruit set. *Proceedings of the Royal Society of London Series B-Biological Sciences* 267(1448): 1149-1152.
- Cunningham, S. A., F. FitzGibbon & T. A. Heard (2002): The future of pollinators for Australian agriculture. *Australian Journal of Agricultural Research* 53(8): 893-900.
- Dag, A. & Y. Kammer (2001): Comparison between the effectiveness of honey bee (*Apis mellifera*) and bumble bee (*Bombus terrestris*) as pollinators of greenhouse sweet pepper (*Capsicum annuum*). *American Bee Journal* 141(6): 447-448.
- Dathe, H. (1980): Die Arten der Gattung *Hyleaus* F. in Europa (Hymenoptera: Apoidea, Colletidae). *Mitteilungen aus dem Zoologischen Museum Berlin* 56: 207-294.
- Dauber, J., M. Hirsch, D. Simmering, R. Waldhardt, A. Otte & V. Wolters (2003): Landscape structure as an indicator of biodiversity: matrix effects on species richness. *Agriculture Ecosystems & Environment* 98(1-3): 321-329.
- DeGrandi-Hoffman, G. (2001): The pollination of almonds. *American Bee Journal* 141(9): 655-657.
- Delaplane, K. S. & D. F. Mayer (2000): *Crop pollination by bees*. Wallingford, UK, CAB International.
- Diekotter, T., K. Walther-Hellwig, M. Conradi, M. Suter & R. Frankl (2006): Effects of landscape elements on the distribution of the rare bumblebee species *Bombus muscorum* in an agricultural landscape. *Biodiversity and Conservation* 15(1): 57-68.
- Donaldson, J., I. Nanni, C. Zachariades, J. Kemper & J. D. Thompson (2002): Effects of habitat fragmentation on pollinator diversity and plant reproductive success in renosterveld shrublands of South Africa. *Conservation Biology* 16(5): 1267-1276.
- Duelli, P. & M. K. Obrist (2003): Regional biodiversity in an agricultural landscape: the contribution of seminatural habitat islands. *Basic and Applied Ecology* 4(2): 129-138.
- Duelli, P., M. K. Obrist & D. R. Schmatz (1999): Biodiversity evaluation in agricultural landscapes: above-ground insects. *Agriculture Ecosystems & Environment* 74(1-3): 33-64.
- Duncan, D. H., A. B. Nicotra, J. T. Wood & S. A. Cunningham (2004): Plant isolation reduces outcross pollen receipt in a partially self-compatible herb. *Journal of Ecology* 92(6): 977-985.
- Ebmer, A. W. (1969): Die Bienen des Genus *Halictus* Latr. s.l. im Grossraum linz (Hymenoptera, Apidae). *Systematik, Biogeographie, Ökologie und Biologie unter Berücksichtigung aller bisher im Mitteleuropa bekannten Arten. Teil 1. Naturkundliches Jahrbuch der Stadt Linz* 15: 133-183.
- Ebmer, A. W. (1970): Die Bienen des Genus *Halictus* Latr. s.l. im Grossraum linz (Hymenoptera, Apidae). *Teil 2. Naturkundliches Jahrbuch der Stadt Linz* 16: 19-82.
- Ebmer, A. W. (1971): Die Bienen des Genus *Halictus* Latr. s.l. im Grossraum linz (Hymenoptera, Apidae). *Teil 3. Naturkundliches Jahrbuch der Stadt Linz* 17: 63-156.



- Ebmer, A. W. (1974): Die Bienen des Genus *Halictus* Latr. s.l. im Grossraum Linz (Hymenoptera, Apidae). Nachtrag und zweiter Anhang. Naturkundliches Jahrbuch der Stadt Linz 19: 123-160.
- Ebmer, A. W. (1984): Die westpaäarktischen Arten der Gattung *Dufourea* Lapeletier 1841 mit illustrierten Bestimmungstabellen (Insecta: Hymenoptera, Apoidea: Halictidae: *Dufourea*). . Senckenbergiana biologica 64: 313-379.
- Eisikowitch, D. (1981): Some aspects of wind versus insect pollination of oilseed rape (*Brassica napus* L.). . Journal of Agricultural Science of Cambridge 96(2): 321-326.
- Ercan, N. & A. N. Onus (2003): The effects of bumblebees (*Bombus terrestris* L.) on fruit quality and yield of pepper (*Capsicum annuum* L.) grown in an unheated greenhouse. Israel Journal of Plant Sciences 51(4): 275-283.
- Ewers, R. M. & R. K. Didham (2006): Confounding factors in the detection of species responses to habitat fragmentation. Biological Reviews 81(1): 117-142.
- Fahrig, L. (2003): Effects of habitat fragmentation on biodiversity. Annual Review of Ecology Evolution and Systematics 34: 487-515.
- Fitzpatrick, U., T. E. Murray, R. J. Paxton, J. Breen, D. Cotton, V. Santorum & M. J. F. Brown (2007): Rarity and decline in bumblebees - A test of causes and correlates in the Irish fauna. Biological Conservation 136(2): 185-194.
- Frommer, U. (2001): Bestandsaufnahme der Bienenfauna im mittleren Hessen (Hymenoptera, Apidae). Naturwiss. Ver. Darmstadt - Bericht N.F. 24: 129-191.
- Fuchs, R. & M. Müller (2004): Pollination problems in Styrian oil pumpkin plants: Can bumblebees be an alternative to honeybees? Phytion-Annales Rei Botanicae 44(1): 155-165.
- Fuller, R. M. (1987): The changing extent and conservation interest of lowland grasslands in England and Wales - a review of grassland surveys 1930-84. Biological Conservation 40: 281-300.
- Gabriel, D. & T. Tschardt (2007): Insect pollinated plants benefit from organic farming. Agriculture Ecosystems & Environment 118(1-4): 43-48.
- Galuszkowa, H. (1965): Apidae collected on winter rape in Lower Silesian Highland and Lowland. Pol. Pismo Ent., Ser. B 39-40: 217-228.
- Gardner, K. E. & J. S. Ascher (2006): Notes on the native bee pollinators in New York apple orchards. Journal of the New York Entomological Society 114(1-2): 86-91.
- Gathmann, A., H. J. Greiler & T. Tschardt (1994): Trap-nesting bees and wasps colonizing set-aside fields - succession and body-size, management by cutting and sowing. Oecologia 98(1): 8-14.
- Gathmann, A. & T. Tschardt (2002): Foraging ranges of solitary bees. Journal of Animal Ecology 71(5): 757-764.
- Geisler, G. (1988): Pflanzenbau, Ein Lehrbuch - Biologische Grundlagen und Technik der Pflanzenproduktion. Berlin, Parey Verlag.
- Goulson, D., M. E. Hanley, B. Darvill & J. S. Ellis (2006): Biotope associations and the decline of bumblebees (*Bombus* spp.). Journal of Insect Conservation 10(2): 95-103.



- Goulson, D. & J. C. Stout (2001): Homing ability of the bumblebee *Bombus terrestris* (Hymenoptera : Apidae). *Apidologie* 32(1): 105-111.
- Goverde, M., K. Schweizer, B. Baur & A. Erhardt (2002): Small-scale habitat fragmentation effects on pollinator behaviour: experimental evidence from the bumblebee *Bombus veteranus* on calcareous grasslands. *Biological Conservation* 104(3): 293-299.
- Greenleaf, S. S. & C. Kremen (2006a): Wild bee species increase tomato production and respond differently to surrounding land use in Northern California. *Biological Conservation* 133(1): 81-87.
- Greenleaf, S. S. & C. Kremen (2006b): Wild bees enhance honey bees' pollination of hybrid sunflower. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 103(37): 13890-13895.
- Havenith, C. (2000): Bestäubung durch Wildbienen - eine Option für den Obstbau. *Erwerbsgartenbau* 42: 44-50.
- Heard, T. (2001): Stingless bees and crop pollination. *Bee World* 82(2): 110-112.
- Heinrich, B. (1993): *Hot-Blooded Insects: Strategies and Mechanisms of Thermoregulation*. Berlin and Heidelberg, Springer Verlag.
- Hendrickx, F., J. P. Maelfait, W. Van Wingerden, O. Schweiger, M. Speelmans, S. Aviron, I. Augenstein, R. Billeter, D. Bailey, R. Bukacek, F. Burel, T. Diekötter, J. Dirksen, F. Herzog, J. Liira, M. Roubalova, V. Vandomme & R. Bugter (2007): How landscape structure, land-use intensity and habitat diversity affect components of total arthropod diversity in agricultural landscapes. *Journal of Applied Ecology* 44(2): 340-351.
- Henslow, G. (1867): Note on the structure of *Medicago sativa* as apparently affording facilities for the intercrossing of distinct flowers. *Journal of the Linnean Society of Botany* 9: 327-329.
- Hines, H. M. & S. D. Hendrix (2005): Bumble bee (Hymenoptera : Apidae) diversity and abundance in tallgrass prairie patches: Effects of local and landscape floral resources. *Environmental Entomology* 34(6): 1477-1484.
- Hirsch, M., S. Pfaff & V. Wolters (2003): The influence of matrix type on flower visitors of *Centaurea jacea* L. *Agriculture Ecosystems & Environment* 98(1-3): 331-337.
- Hodgson, J. G., G. Montserrat-Marti, J. Tallowin, K. Thompson, S. Diaz, M. Cabido, J. P. Grime, P. J. Wilson, S. R. Band, A. Bogard, R. Cabido, D. Caceres, P. Castro-Diez, C. Ferrer, M. Maestro-Martinez, M. C. Perez-Rontome, M. Charles, J. H. C. Cornelissen, S. Dabbert, N. Perez-Harguindeguy, T. Krimly, F. J. Sijtsma, D. Strijker, F. Vendramini, J. Guerrero-Campo, A. Hynd, G. Jones, A. Romo-Diez, L. D. Espuny, P. Villar-Salvador & M. R. Zak (2005): How much will it cost to save grassland diversity? *Biological Conservation* 122(2): 263-273.
- Hogendoorn, K., Z. Steen & M. P. Schwarz (2000): Native Australian carpenter bees as a potential alternative to introducing bumble bees for tomato pollination in greenhouses. *Journal of Apicultural Research* 39(1-2): 67-74.
- Hole, D. G., A. J. Perkins, J. D. Wilson, I. H. Alexander, F. Grice & A. D. Evans (2005): Does organic farming benefit biodiversity? *Biological Conservation* 122(1): 113-130.



- Holzschuh, A., I. Steffan-Dewenter, D. Kleijn & T. Tscharntke (2007): Diversity of flower-visiting bees in cereal fields: effects of farming system, landscape composition and regional context. *Journal of Applied Ecology* 44(1): 41-49.
- Hooper, D. U., F. S. Chapin, J. J. Ewel, A. Hector, P. Inchausti, S. Lavorel, J. H. Lawton, D. M. Lodge, M. Loreau, S. Naeem, B. Schmid, H. Setälä, A. J. Symstad, J. Vandermeer & D. A. Wardle (2005): Effects of biodiversity on ecosystem functioning: A consensus of current knowledge. *Ecological Monographs* 75(1): 3-35.
- Javorek, S. K., K. E. Mackenzie & S. P. Vander Kloet (2002): Comparative pollination effectiveness among bees (Hymenoptera : Apoidea) on lowbush blueberry (Ericaceae : *Vaccinium angustifolium*). *Annals of the Entomological Society of America* 95(3): 345-351.
- Jennersten, O. & S. G. Nilsson (1993): Insect flower visitation frequency and seed production in relation to patch size of *Viscaria vulgaris* (Caryophyllaceae). *Oikos* 68: 283-292.
- Kearns, C. A., D. W. Inouye & N. M. Waser (1998): Endangered mutualisms: The conservation of plant-pollinator interactions. *Annual Review of Ecology and Systematics* 29: 83-112.
- Kells, A. R. & D. Goulson (2003): Preferred nesting sites of bumblebee queens (Hymenoptera : Apidae) in agroecosystems in the UK. *Biological Conservation* 109(2): 165-174.
- Kennedy, T. A., S. Naeem, K. M. Howe, J. M. H. Knops, D. Tilman & P. Reich (2002): Biodiversity as a barrier to ecological invasion. *Nature* 417(6889): 636-638.
- Kim, J., N. Williams & C. Kremen (2006): Effects of cultivation and proximity to natural habitat on ground-nesting native bees in California sunflower fields. *Journal of the Kansas Entomological Society* 79(4): 309-320.
- Klausing, O. & A. Weiß (1986): Standortkarte der Vegetation in Hessen 1: 120.000-Potentielle natürliche Vegetation der Waldfläche und natürliche standorteignung für Acker und Grünland. Schriftenreihe der Hessischen Landesanstalt für Umwelt 33: 1-20.
- Kleijn, D., R. A. Baquero, Y. Clough, M. Diaz, J. De Esteban, F. Fernandez, D. Gabriel, F. Herzog, A. Holzschuh, R. Johl, E. Knop, A. Kruess, E. J. P. Marshall, I. Steffan-Dewenter, T. Tscharntke, J. Verhulst, T. M. West & J. L. Yela (2006): Mixed biodiversity benefits of agri-environment schemes in five European countries. *Ecology Letters* 9(3): 243-254.
- Kleijn, D., F. Berendse, R. Smit & N. Gilissen (2001): Agri-environment schemes do not effectively protect biodiversity in Dutch agricultural landscapes. *Nature* 413(6857): 723-725.
- Kleijn, D., F. Berendse, R. Smit, N. Gilissen, J. Smit, B. Brak & R. Groeneveld (2004): Ecological effectiveness of agri-environment schemes in different agricultural landscapes in the Netherlands. *Conservation Biology* 18(3): 775-786.
- Kleijn, D. & W. J. Sutherland (2003): How effective are European agri-environment schemes in conserving and promoting biodiversity? *Journal of Applied Ecology* 40(6): 947-969.
- Kleijn, D. & F. van Langevelde (2006): Interacting effects of landscape context and habitat quality on flower visiting insects in agricultural landscapes. *Basic and Applied Ecology* 7(3): 201-214.



- Klein, A. M., I. Steffan-Dewenter & T. Tscharntke (2003a): Fruit set of highland coffee increases with the diversity of pollinating bees. *Proceedings of the Royal Society of London Series B-Biological Sciences* 270(1518): 955-961.
- Klein, A. M., I. Steffan-Dewenter & T. Tscharntke (2003b): Pollination of *Coffea canephora* in relation to local and regional agroforestry management. *Journal of Applied Ecology* 40(5): 837-845.
- Klein, A. M., B. E. Vaissiere, J. H. Cane, I. Steffan-Dewenter, S. A. Cunningham, C. Kremen & T. Tscharntke (2007): Importance of pollinators in changing landscapes for world crops. *Proceedings of the Royal Society B-Biological Sciences* 274(1608): 303-313.
- Knight, M. E., A. P. Martin, S. Bishop, J. L. Osborne, R. J. Hale, A. Sanderson & D. Goulson (2005): An interspecific comparison of foraging range and nest density of four bumblebee (*Bombus*) species. *Molecular Ecology* 14(6): 1811-1820.
- Knop, E., D. Kleijn, F. Herzog & B. Schmid (2006): Effectiveness of the Swiss agri-environment scheme in promoting biodiversity. *Journal of Applied Ecology* 43(1): 120-127.
- Kohl, M. (1978): Die Dynamik der Kulturlandschaft im oberen Lahn-Dill-Kreis. *Gießener Geographische Schriften* 45: 1-15.
- Kohler, F., J. Verhulst, E. Knop, F. Herzog & D. Kleijn (2007): Indirect effects of grassland extensification schemes on pollinators in two contrasting European countries. *Biological Conservation* 135(2): 302-307.
- Kosior, A., W. Celary, P. Olejniczak, J. Fijal, W. Krol, W. Solarz & P. Plonka (2007): The decline of the bumble bees and cuckoo bees (Hymenoptera : Apidae : Bombini) of Western and Central Europe. *Oryx* 41(1): 79-88.
- Krauss, J., A. M. Klein, I. Steffan-Dewenter & T. Tscharntke (2004): Effects of habitat area, isolation, and landscape diversity on plant species richness of calcareous grasslands. *Biodiversity and Conservation* 13(8): 1427-1439.
- Krell, R. & S. Hummelsheim (1998): Das Lahn-Dill-Bergland-Deskriptive Analyse des Gebietes und der umliegenden Gemeinden. [http://geb.uni-giessen.de/geb/volltexte/1998/3/\(06.06.2005\)](http://geb.uni-giessen.de/geb/volltexte/1998/3/(06.06.2005)).
- Kremen, C., N. M. Williams, M. A. Aizen, B. Gemmill-Herren, G. LeBuhn, R. Minckley, L. Packer, S. G. Potts, T. Roulston, I. Steffan-Dewenter, D. P. Vazquez, R. Winfree, L. Adams, E. E. Crone, S. S. Greenleaf, T. H. Keitt, A. M. Klein, J. Regetz & T. H. Ricketts (2007): Pollination and other ecosystem services produced by mobile organisms: a conceptual framework for the effects of land-use change. *Ecology Letters* 10(4): 299-314.
- Kremen, C., N. M. Williams, R. L. Bugg, J. P. Fay & R. W. Thorp (2004): The area requirements of an ecosystem service: crop pollination by native bee communities in California. *Ecology Letters* 7(11): 1109-1119.
- Kremen, C., N. M. Williams & R. W. Thorp (2002): Crop pollination from native bees at risk from agricultural intensification. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 99(26): 16812-16816.
- Kruess, A. & T. Tscharntke (2002): Grazing intensity and the diversity of grasshoppers, butterflies, and trap-nesting bees and wasps. *Conservation Biology* 16(6): 1570-1580.



- Krunic, M. & L. Stanisavljevic (2006): Augmentation of managed populations of *Osmia cornuta* and *Osmia rufa* (Hymenoptera : Megachilidae) in Southeastern Europe. *European Journal of Entomology* 103(3): 695-697.
- Ladurner, E., L. Recla, M. Wolf, R. Zelger & G. Burgio (2004): *Osmia cornuta* (Hymenoptera Megachilidae) densities required for apple pollination: a cage study. *Journal of Apicultural Research* 43(3): 118-122.
- Langridge, D. F. & R. D. Goodman (1982): Honeybee pollination of oilseed rape, cultivar Midas. *Australian Journal of Experimental Agriculture and Animal Husbandry* 22: 124-126.
- Lehmann, W. (1961): Über die Verwendung von Gelbschalen zur Ermittlung der Apidenfauna des Rapsfeldes. *Biol. Beiträge* 1(2): 119-126.
- Lennartsson, T. (2002): Extinction thresholds and disrupted plant-pollinator interactions in fragmented plant populations. *Ecology* 83(11): 3060-3072.
- Loew, E. (1895): Einführung in die Blütenbiologie auf historischer Grundlage. Berlin.
- Loreau, M., S. Naeem, P. Inchausti, J. Bengtsson, J. P. Grime, A. Hector, D. U. Hooper, M. A. Huston, D. Raffaelli, B. Schmid, D. Tilman & D. A. Wardle (2001): Ecology - Biodiversity and ecosystem functioning: Current knowledge and future challenges. *Science* 294(5543): 804-808.
- Losey, J. E. & M. Vaughan (2006): The economic value of ecological services provided by insects. *Bioscience* 56(4): 311-323.
- Maccagnani, B., E. Ladurner, F. Santi & G. Burgio (2003): *Osmia cornuta* (Hymenoptera, Megachilidae) as a pollinator of pear (*Pyrus communis*): fruit- and seed-set. *Apidologie* 34(3): 207-216.
- Mackenzie, K. E. & G. C. Eickwort (1996): Diversity and abundance of bees (Hymenoptera: Apoidea) foraging on highbush blueberry (*Vaccinium corymbosum* L) in central New York. *Journal of the Kansas Entomological Society* 69(4): 185-194.
- Mand, M., R. Mand & I. H. Williams (2002): Bumblebees in the agricultural landscape of Estonia. *Agriculture Ecosystems & Environment* 89(1-2): 69-76.
- Mander, U., M. Mikk & M. Kulvik (1999): Ecological and low intensity agriculture as contributors to landscape and biological diversity. *Landscape and Urban Planning* 46(1-3): 169-177.
- Manning, A. (1955): Some aspects of the foraging behaviour of bumblebees. *Behaviour* 9: 164-201.
- Manning, R. & I. R. Wallis (2005): Seed yields in canola (*Brassica napus* cv. Karoo) depend on the distance of plants from honeybee apiaries. *Australian Journal of Experimental Agriculture* 45(10): 1307-1313.
- Marshall, E. J. P., V. K. Brown, N. D. Boatman, P. J. W. Lutman, G. R. Squire & L. K. Ward (2003): The role of weeds in supporting biological diversity within crop fields. *Weed Research* 43(2): 77-89.
- Marshall, E. J. P., T. M. West & D. Kleijn (2006): Impacts of an agri-environment field margin prescription on the flora and fauna of arable farmland in different landscapes. *Agriculture Ecosystems & Environment* 113(1-4): 36-44.



- Marshall, E. J. R. & A. C. Moonen (2002): Field margins in northern Europe: their functions and interactions with agriculture. *Agriculture Ecosystems & Environment* 89(1-2): 5-21.
- Matsumura, C. & I. Washitani (2000): Effects of population size and pollinator limitation on seed-set of *Primula sieboldii* populations in a fragmented landscape. *Ecological Research* 15(3): 307-322.
- Matthies, D., I. Brauer, W. Maibom & T. Tschardt (2004): Population size and the risk of local extinction: empirical evidence from rare plants. *Oikos* 105(3): 481-488.
- Mauss, V. (1992): Bestimmungsschlüssel für die Hummeln der Bundesrepublik Deutschland. 4. Aufl. Hamburg, Deutscher Jugendbund für Naturbeobachtung.
- Memmott, J., P. G. Craze, N. M. Waser & M. V. Price (2007): Global warming and the disruption of plant-pollinator interactions. *Ecology Letters* 10(8): 710-717.
- Memmott, J., N. M. Waser & M. V. Price (2004): Tolerance of pollination networks to species extinctions. *Proceedings of the Royal Society of London Series B-Biological Sciences* 271(1557): 2605-2611.
- Mesquida, J., M. Renard & J.-S. Pierre (1988): Rapeseed (*Brassica napus* L.) productivity: the effect of honeybees (*Apis mellifera* L.) and different pollination conditions in cage and field tests. *Apidologie* 19: 51-72.
- Mishra, R. C., R. Kumar & J. K. Gupta (1988): The effect of mode of pollination on yield and oil potential of *Brassica campestris* L. Var. Sarson with observation on insect pollinators. *Journal of Apicultural Research* 27(3): 186-189.
- Mohr, N. A. & S. C. Jay (1988): Nectar- and pollen collecting behaviour of honeybees on canola (*Brassica campestris* L. and *Brassica napus* L.). *Journal of Apicultural Research* 27(2): 131-136.
- Monzon, V. H., J. Bosch & J. Retana (2004): Foraging behavior and pollinating effectiveness of *Osmia cornuta* (Hymenoptera : Megachilidae) and *Apis mellifera* (Hymenoptera : Apidae) on "Comice" pear. *Apidologie* 35(6): 575-585.
- Morandin, L. A. & M. L. Winston (2005): Wild bee abundance and seed production in conventional, organic, and genetically modified canola. *Ecological Applications* 15(3): 871-881.
- Morandin, L. A. & M. L. Winston (2006): Pollinators provide economic incentive to preserve natural land in agroecosystems. *Agriculture Ecosystems & Environment* 116(3-4): 289-292.
- Morandin, L. A., M. L. Winston, V. A. Abbott & M. T. Franklin (2007): Can pastureland increase wild bee abundance in agriculturally intense areas? *Basic and Applied Ecology* 8(2): 117-124.
- Mühlenberg, M. (1993): Freilandökologie. 3. Aufl. Heidelberg, Wiesbaden, Quelle & Meyer.
- Neal, P. R. (1998): Pollinator restoration. *Trends in Ecology & Evolution* 13(4): 132-133.
- Nielsen, A. & R. A. Ims (2000): Bumble bee pollination of the sticky catchfly in a fragmented agricultural landscape. *Ecoscience* 7(2): 157-165.



- Niemela, T., M. Seppanen, L. Jauhiainen & U. Tulisalo (2006): Yield potential of spring turnip rape synthetics and composite hybrids compared with open-pollinated commercial cultivars. *Canadian Journal of Plant Science* 86(3): 693-700.
- Nowak, B. (1988): Beiträge zur Kenntnis der Vegetation des Gladenbacher Berglands I. Die Ackerunkrautgesellschaften. *Philippia* 6: 36-80.
- Ockinger, E., O. Hammarstedt, S. G. Nilsson & H. G. Smith (2006): The relationship between local extinctions of grassland butterflies and increased soil nitrogen levels. *Biological Conservation* 128(4): 564-573.
- Ockinger, E. & H. G. Smith (2006): Landscape composition and habitat area affects butterfly species richness in semi-natural grasslands. *Oecologia* 149(3): 526-534.
- Ockinger, E. & H. G. Smith (2007): Semi-natural grasslands as population sources for pollinating insects in agricultural landscapes. *Journal of Applied Ecology* 44(1): 50-59.
- Olesen, J. M., J. Bascompte, Y. L. Dupont & P. Jordano (2006): The smallest of all worlds: Pollination networks. *Journal of Theoretical Biology* 240(2): 270-276.
- Pham-Delegue, M. H., O. Bailez, M. M. Blight, C. Masson, A. L. Picard-Nizou & L. J. Wadhams (1993): Behavioural description of oilseed rape volatiles by the honeybee *Apis mellifera* L.. *Chemical Senses* 18(5): 483-494.
- Picard-Nizou, A. L., U. Kerguelen & M. H. Pham-Delegue (1992): Analysis of honeybee foraging sequences on transgenic and control oilseed rape. *Apidologie* 23(5): 483-485.
- Pierre, J., M. J. Suso, M. T. Moreno, R. Esnault & J. Le Guen (1999): Diversity and efficiency of the pollinating entomofauna (Hymenoptera : Apidae) of Faba bean (*Vicia faba* L.) in two locations in France and Spain. *Annales De La Societe Entomologique De France* 35: 312-318.
- Pinochet, X. & R. Bertrand (2000): Oilseed rape grain yield productivity increases with hybrid varietal types: a first balance sheet with post registration tests in France and Europe. *OCL_Oleagineux Corps Gras Lipides* 7: 11-16.
- Pletsch, A. (1990): Der Marburger Raum: Grundzüge der kulturlandschaftlichen Entwicklung. In: Pletsch, A. (Hrsg.): Marburg. Entwicklungen-Strukturen-Funktionen-Vergleiche mit Routenvorschlag für eine Stadtextursion. *Marburger Geographische Schriften* 115: 16-37.
- Pollard, K. A. & J. M. Holland (2006): Arthropods within the woody element of hedgerows and their distribution pattern. *Agricultural and Forest Entomology* 8(3): 203-211.
- Potts, S. G., B. Vulliamy, A. Dafni, G. Ne'eman & P. Willmer (2003): Linking bees and flowers: How do floral communities structure pollinator communities? *Ecology* 84(10): 2628-2642.
- Potts, S. G., B. Vulliamy, S. Roberts, C. O'Toole, A. Dafni, G. Ne'Eman & P. Willmer (2005): Role of nesting resources in organising diverse bee communities in a Mediterranean landscape. *Ecological Entomology* 30(1): 78-85.
- Pywell, R. F., E. A. Warman, C. Carvell, T. H. Sparks, L. V. Dicks, D. Bennett, A. Wright, C. N. R. Critchley & A. Sherwood (2005): Providing foraging resources for bumblebees in intensively farmed landscapes. *Biological Conservation* 121(4): 479-494.



- Pywell, R. F., E. A. Warman, L. Hulmes, S. Hulmes, P. Nuttall, T. H. Sparks, C. N. R. Critchley & A. Sherwood (2006): Effectiveness of new agri-environment schemes in providing foraging resources for bumblebees in intensively farmed landscapes. *Biological Conservation* 129(2): 192-206.
- Rahman, M. H. (2005): Resynthesis of *Brassica napus* L. for self-incompatibility: self-incompatibility reaction, inheritance and breeding potential. *Plant Breeding* 124(1): 13-19.
- Rathke, B. J. J., E.S. (1993): Habitat fragmentation and plant-pollinator interactions. *Current Science* 65(3): 273-277.
- Raw, A. (2000): Foraging behaviour of wild bees at hot pepper flowers (*Capsicum annum*) and its possible influence on cross pollination. *Annals of Botany* 85(4): 487-492.
- Richards, K. W. (1995): The alfalfa leafcutter bee, *Megachile rotundata*: a potential pollinator for some annual forage clovers. *Journal of Apicultural Research* 34(3): 115-121.
- Richards, K. W. (2003): Potential use of the alfalfa leafcutter bee *Megachile rotundata* to pollinate sweet clover. *Journal of Apicultural Research* 42(1-2): 21-24.
- Ricketts, T. H. (2004): Tropical forest fragments enhance pollinator activity in nearby coffee crops. *Conservation Biology* 18(5): 1262-1271.
- Ricketts, T. H., G. C. Daily, P. R. Ehrlich & C. D. Michener (2004): Economic value of tropical forest to coffee production. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 101(34): 12579-12582.
- Roschewitz, I., C. Thies & T. Tschardt (2005): Are landscape complexity and farm specialisation related to land-use intensity of annual crop fields? *Agriculture Ecosystems & Environment* 105(1-2): 87-99.
- Sabara, H. A. & M. L. Winston (2003): Managing honey bees (Hymenoptera : Apidae) for greenhouse tomato pollination. *Journal of Economic Entomology* 96(3): 547-554.
- Sampson, B. J. & J. H. Cane (2000): Pollination efficiencies of three bee (Hymenoptera : Apoidea) species visiting rabbiteye blueberry. *Journal of Economic Entomology* 93(6): 1726-1731.
- Saure, C. (2003): Insekten am konventionellen und transgenen Raps: Blütenbesuch, Pollen-transfer und Auskreuzung. Dissertation. Berlin.
- Scheuchl, E. (1995): Illustrierte Bestimmungstabellen der Wildbienen Deutschlands und Österreichs. Band I: Anthophoridae. Velden, Eigenverlag.
- Scheuchl, E. (1996): Illustrierte Bestimmungstabellen der Wildbienen Deutschlands und Österreichs. Band II: Megachilidae - Melittidae. Velden, Eigenverlag.
- Schittenhelm, S., T. Gladis & V. R. Rao (1997): Efficiency of various insects in germplasm regeneration of carrot, onion and turnip rape accessions. *Plant Breeding* 116(4): 369-375.
- Schmid-Egger, C. (1995): Die Eignung von Stechimmen (Hymenoptera: Aculeata) zur naturschutzfachlichen Bewertung am Beispiel der Weinbergslandschaft im Enztal und im Stromberg (nordwestliches Baden-Württemberg). Göttingen, Curviller-Verlag.



- Schmid-Egger, C., S. Risch & O. Niehuis (1995): Die Wildbienen und Wespen in Rheinland-Pfalz (Hymenoptera, Aculeata). Verbreitung, Ökologie und Gefährdungssituation. Landau, Fauna und Flora in Rheinland-Pfalz, Beiheft 16.
- Schmid-Egger, C. & E. Scheuchl (1997): Illustrierte Bestimmungstabellen der Wildbienen Deutschlands und Österreichs. Band III: Andrenidae. Velden, Eigenverlag.
- Schmiedeknecht, O. (1930): Die Hymenopteren Nord- und Mitteleuropas. Jena, Fischer-Verlag.
- Schulze-von-Hanxleden, P. (1972): Extensivierungserscheinungen in der Agrarlandschaft des Dillgebietes. Marburger Geographische Schriften 54: 1-326.
- Schweiger, O., M. Musche, D. Bailey, R. Billeter, T. Diekötter, F. Hendrickx, F. Herzog, J. Liira, J. P. Maelfait, M. Speelmans & F. Dziock (2007): Functional richness of local hoverfly communities (Diptera, Syrphidae) in response to land use across temperate Europe. *Oikos* 116(3): 461-472.
- Sepp, K., M. Mand & J. Truu (2001): The influence of landscape pattern on bumblebee communities. *Publicationes Instituti Geographici Universitatis Tartuensis* 92: 89-92.
- Sepp, K., M. Mikk, M. Mand & J. Truu (2004): Bumblebee communities as an indicator for landscape monitoring in the agri-environmental programme. *Landscape and Urban Planning* 67(1-4): 173-183.
- Singh, R. P. (2004): Impact of bee pollination on amino acid and protein composition of mustard seed. *National Academy Science Letters-India* 27(11-12): 425-428.
- Sjodin, N. E. (2007): Pollinator behavioural responses to grazing intensity. *Biodiversity and Conservation* 16(7): 2103-2121.
- Slaa, E. J., L. A. Sanchez Chaves, K. S. Malagodi-Braga & F. E. Hofstede (2006): Stingless bees in applied pollination: practice and perspectives. *Apidologie* 37(2): 293-315.
- Soderstrom, B., B. Svensson, K. Vessby & A. Glimskar (2001): Plants, insects and birds in semi-natural pastures in relation to local habitat and landscape factors. *Biodiversity and Conservation* 10(11): 1839-1863.
- Soroka, J. J., D. W. Goerzen, K. C. Falk & K. E. Bett (2001): Alfalfa leaf cutting bee (Hymenoptera : Megachilidae) pollination of oilseed rape (*Brassica napus* L.) under isolation tents for hybrid seed production. *Canadian Journal of Plant Science* 81(1): 199-204.
- Ssymank, A. (1991): Die Anwendung von Farbschalen in der Biozöologie am Beispiel der Syrphiden. *Verh. Ges. Ökol., Beiheft* 2: 119-128.
- Statistisches Bundesamt (2007): Statistisches Jahrbuch 2007 für die Bundesrepublik Deutschland.
- Steffan-Dewenter, I. (2003a): Importance of habitat area and landscape context for species richness of bees and wasps in fragmented orchard meadows. *Conservation Biology* 17(4): 1036-1044.
- Steffan-Dewenter, I. (2003b): Seed set of male-sterile and male-fertile oilseed rape (*Brassica napus*) in relation to pollinator density. *Apidologie* 34(3): 227-235.



- Steffan-Dewenter, I. & K. Leschke (2003): Effects of habitat management on vegetation and above-ground nesting bees and wasps of orchard meadows in Central Europe. *Biodiversity and Conservation* 12(9): 1953-1968.
- Steffan-Dewenter, I., U. Munzenberg, C. Burger, C. Thies & T. Tschardtke (2002): Scale-dependent effects of landscape context on three pollinator guilds. *Ecology* 83(5): 1421-1432.
- Steffan-Dewenter, I., U. Munzenberg & T. Tschardtke (2001): Pollination, seed set and seed predation on a landscape scale. *Proceedings of the Royal Society of London Series B-Biological Sciences* 268(1477): 1685-1690.
- Steffan-Dewenter, I. & T. Tschardtke (2001): Succession of bee communities on fallows. *Ecography* 24(1): 83-93.
- Stoate, C., N. D. Boatman, R. J. Borralho, C. R. Carvalho, G. R. de Snoo & P. Eden (2001): Ecological impacts of arable intensification in Europe. *Journal of Environmental Management* 63(4): 337-365.
- Strickler, K. (1996): Seed and bee yields as a function of forager populations: alfalfa pollination as a model system. *J. Kans. Entomol. Soc.* 69: 115-201.
- Stubbs, C. S. & F. A. Drummond (2001): *Bombus impatiens* (Hymenoptera : Apidae): An alternative to *Apis mellifera* (Hymenoptera : Apidae) for lowbush blueberry pollination. *Journal of Economic Entomology* 94(3): 609-616.
- Szibalski, M. (2000): Großmaßstäbige Regionalisierung labiler Bodenkennwerte in standörtlich hochdiversen Kulturlandschaften., Dissertation an der Justus-Liebig-Universität Gießen.
- Tilman, D., J. Fargione, B. Wolff, C. D'Antonio, A. Dobson, R. Howarth, D. Schindler, W. H. Schlesinger, D. Simberloff & D. Swackhamer (2001): Forecasting agriculturally driven global environmental change. *Science* 292(5515): 281-284.
- Tomimatsu, H. & M. Ohara (2002): Effects of forest fragmentation on seed production of the understory herb *Trillium camschatcense*. *Conservation Biology* 16(5): 1277-1285.
- Tschardtke, T. & R. Brandl (2004): Plant-insect interactions in fragmented landscapes. *Annual Review of Entomology* 49: 405-430.
- Tschardtke, T., A. M. Klein, A. Kruess, I. Steffan-Dewenter & C. Thies (2005): Landscape perspectives on agricultural intensification and biodiversity - ecosystem service management. *Ecology Letters* 8(8): 857-874.
- Tschardtke, T., I. Steffan-Dewenter, A. Kruess & C. Thies (2002): Characteristics of insect populations on habitat fragments: A mini review. *Ecological Research* 17(2): 229-239.
- Umweltatlas Hessen (2005): Hessisches Landesamt für Umwelt und Geologie: UMWELTATLAS HESSEN.
- Velthuis, H. H. W. & A. van Doorn (2006): A century of advances in bumblebee domestication and the economic and environmental aspects of its commercialization for pollination. *Apidologie* 37(4): 421-451.
- Vetter, S. (2000): Einfluss der Nutzungsintensität der Äcker auf Brut- und Nahrungshabitate von bodennistenden Hymenopteren, JLU Gießen. Diplomarbeit.



- Vicens, N. & J. Bosch (2000a): Nest site orientation and relocation of populations of the orchard pollinator *Osmia cornuta* (Hymenoptera : Megachilidae). *Environmental Entomology* 29(1): 69-75.
- Vicens, N. & J. Bosch (2000b): Pollinating efficacy of *Osmia cornuta* and *Apis mellifera* (Hymenoptera : Megachilidae, Apidae) on 'red Delicious' apple. *Environmental Entomology* 29(2): 235-240.
- Vicens, N. & J. Bosch (2000c): Weather-dependent pollinator activity in an apple orchard, with special reference to *Osmia cornuta* and *Apis mellifera* (Hymenoptera : Megachilidae and Apidae). *Environmental Entomology* 29(3): 413-420.
- von der Ohe, W. & K. von der Ohe (2002): Pollen- und Nektargehalt von Rapsblüten restaurierter Winterrapshybriden und Liniensorten. *Deutsches Bienen Journal* 10(5): 186-187.
- Wagenius, S. (2006): Scale dependence of reproductive failure in fragmented *Echinacea* populations. *Ecology* 87(4): 931-941.
- Waldhardt, R. & A. Otte (2003): Indicators of plant species and community diversity in grasslands. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 98: 339-351.
- Waldhardt, R. & D. Simmering (2004): The Lahn-Dill-Highlands. Field Trip Guide. http://www.uni-giessen.de/gfoe2004/fieldtrips_Dateien/LDB_Field_Trip.pdf (09.12.2004).
- Walther-Hellwig, K. & R. Frankl (2000): Foraging habitats and foraging distances of bumblebees, *Bombus* spp. (Hymenoptera, Apidae), in an agricultural landscape. *Journal of Applied Entomology* 124(7-8): 299-306.
- Warncke, K. (1992): Die westpaläarktischen Arten der Bienengattung *Sphecodes* Latr. (Hymenoptera, Apidae, Halictinae). *Ber. Naturfor. Ges. Augsburg* 52: 9-64.
- West, T. P. & T. W. McCutcheon (2006): Evaluating hornfaced bees (*Osmia cornifrons*) as pollinators of highbush blueberry. *Hortscience* 41(4): 1012-1012.
- Westcott, L. & D. Nelson (2001): Canola pollination: an update. *Bee World* 82(3): 115-129.
- Westphal, C., I. Steffan-Dewenter & T. Tscharntke (2006): Bumblebees experience landscapes at different spatial scales: possible implications for coexistence. *Oecologia* 149(2): 289-300.
- Westrich, P. (1989): Die Wildbienen Baden- Württembergs - Allgemeiner Teil: Lebensräume, Verhalten, Ökologie und Schutz, Ulmer-Verlag.
- Westrich, P. (1997): "Rote Liste der Bienen (Hymenoptera, Apidae)." In: Binot, Margret et al. (1998): Rote Liste gefährdeter Tiere Deutschlands. Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz 55: 119-129.
- Williams, I. H. (1996): Aspects of bee diversity and crop pollination in the European Union. In: Matheson, A., Buchmann, S. L., O'Toole, C., Westrich, P., Williams, I. H. (eds) *The Conservation of Bees*. London, Academic Press.
- Wolda, H. (1981): Similarity indices, sample size and diversity. *Oecologia* 50: 296-302.



7 ABBILDUNGSVERZEICHNIS

Abb. 1: Entwicklung der Bienenvölker in Deutschland (Quelle: BMVEL Ref. 425).....	2
Abb. 2: Das Untersuchungsgebiet Lahn-Dill-Bergland.....	9
Abb. 3: Landschaftsstruktur, Lahn-Dill-Bergland 2001.....	10
Abb. 4: Landschaft, Amöneburger Becken mit Amöneburg in Frühnebel 2002.....	11
Abb. 5: Lage der Untersuchungsflächen in der Gemarkung Erda.....	14
Abb. 6: <i>Andrena cineraria</i> , Weibchen. Foto: G. RIEDER.....	22
Abb. 7: Lage der Untersuchungsflächen entlang der Gradienten.....	26
Abb. 8: Lage der Untersuchungsflächen im Lahn-Dill-Bergland.....	27
Abb. 9: Beispielhafte Darstellung der Landschaftsstruktur der Endpunkte des Gradienten.....	27
Abb. 10: Korrelation der Artenähnlichkeit von Wildbienengesellschaften auf Winterraps- flächen im Lahn-Dill-Bergland und der Entfernung zwischen den gepaarten Flächen.....	31
Abb. 11: Artenzahl (A) und Aktivitätsdichte (B) von Wildbienen in Winterraps.....	33
Abb. 12: Artenzahl (A) und Abundanz (B) von „großen Wildbienen“ (> 10 mm) in Winterraps.....	35
Abb. 13: Artenzahl (A) und Abundanz (B) von „kleinen Wildbienen“ (< 10 mm) in Winterraps.....	36
Abb. 14: Winterraps (<i>Brassica napus</i> L.) zu Beginn der Blüte.....	43
Abb. 15: Isolationskäfige, Versuchsfelder in Rauischholzhausen 2001.....	49
Abb. 16: Beispielhafte Darstellung der Versuchsfelder mit Isolationskäfigen im Jahr 2000.....	49
Abb. 17: Versuchsfelder vor der Ernte (Rauischholzhausen 2002).....	51
Abb. 18: Durchschnittliche Anteile der verschiedenen Pflanzenteile zum Gesamtertrag.....	52
Abb. 19: „Körner pro Schote“ der getesteten Sorten von Winterraps.....	54
Abb. 20: „Tausendkorngewicht (TKG)“ der getesteten Sorten von Winterraps.....	55
Abb. 21: „Länge der Körner“ der getesteten Sorten von Winterraps.....	57
Abb. 22: „Ertrag pro Schote“ der getesteten Sorten von Winterraps.....	58
Abb. 23: „Ertrag pro Pflanze“ der getesteten Sorten von Winterraps.....	59
Abb. 24: Weibchen der Gehörnten Mauerbiene <i>Osmia cornuta</i>	65
Abb. 25: Schema der Fallen zur Untersuchung der räumlichen Verteilung der Wildbienen.....	68
Abb. 26: Übersicht der Flächen zur Untersuchung des Bestäubungserfolgs in unterschiedlich komplexen Landschaften in Raps.....	68
Abb. 27: Nisthilfe im Rapsfeld, Rauischholzhausen 2001.....	70
Abb. 28: Versuchsschema der Untersuchung zur Bestäubungsleistung von <i>Osmia cornuta</i> in Rauischholzhausen im Jahr 2001.....	70
Abb. 29: Wildbienen und Honigbienen in Abhängigkeit zur Feldgrenze.....	72
Abb. 30: „Körner pro Schote“ und „Tausendkorngewicht“ (TKG) von Winterraps in unterschiedlich komplexen Landschaften im Jahr 2002.....	73
Abb. 31: Bestäubungsleistung (Körner pro Schote) von <i>Osmia cornuta</i> im Freilandversuch Rauischholzhausen im Jahr 2001.....	74
Abb. 32: Männchen der Gehörnten Mauerbiene <i>Osmia cornuta</i>	78
Abb. 33: „Breite der Körner“ der getesteten Sorten von Winterraps.....	104



Abb. 34: „Körner pro Schote“ der Pflanzenteile der getesteten Sorten von Winterraps.....122
Abb. 35: „Tausendkorngewicht“ der Pflanzenteile der getesteten Sorten von Winterraps.....122
Abb. 36: „Länge der Körner“ der Pflanzenteile der getesteten Sorten von Winterraps..... 123
Abb. 37: „Breite der Körner“ der Pflanzenteile der getesteten Sorten von Winterraps.....123
Abb. 38: „Ertrag pro Schote“ der Pflanzenteile der getesteten Sorten von Winterraps.....124
Abb. 39: „Ertrag pro Pflanze“ der Pflanzenteile der getesteten Sorten von Winterraps..... 124



8 TABELLENVERZEICHNIS

Tab. 1: Prozentuale Anteile der Insekten in Farbschalenfängen auf Raps (1999 bis 2001).....	16
Tab. 2: An Raps nachgewiesene Wildbienen mit Gefährdungsstatus.....	17
Tab. 3: Nachgewiesene Bienengattungen und Angaben zu deren Nistweisen.....	18
Tab. 4: Nachgewiesene Bienengattungen und deren Anteil am Gesamtergebnis.....	19
Tab. 5: Bienenarten, die in vergleichbaren Studien nachgewiesen wurden.....	19
Tab. 6: Habitatkomposition und topographische Parameter der 15 Landschaftsausschnitte.....	28
Tab. 7: Artenzahlen und Aktivitätsdichten der Wildbienen der 15 Landschaftsausschnitte.....	30
Tab. 8: Ergebnisse des General Regression Model (GRM) zum Einfluss verschiedener Faktoren auf den Artenreichtum und die Aktivitätsdichte von Wildbienen.....	32
Tab. 9: Ergebnisse des General Regression Model (GRM) zum Einfluss verschiedener Faktoren auf den Artenreichtum und die Aktivitätsdichte von „großen“ Wildbienen (> 10 mm) und „kleinen“ Wildbienen (< 10 mm).....	34
Tab. 10: Artenzahlen und Aktivitätsdichten der Wildbienen der 15 Landschaftsausschnitte.....	34
Tab. 11: Übersicht der getesteten Bestäubungsalternativen der Jahre 2000 bis 2002.....	48
Tab. 12: Übersicht der Bearbeitungsmaßnahmen der Käfigversuche in Rauschholzhausen.....	50
Tab. 13: Ergebnisse der ANOVA zum Einfluss der Art der Bestäubung auf den Faktor „Körner pro Schote“ der getesteten Sorten von Winterraps.....	53
Tab. 14: Ergebnisse der ANOVA zum Einfluss der Art der Bestäubung auf den Faktor „Tausendkorngewicht“ der getesteten Sorten von Winterraps.....	56
Tab. 15: Ergebnisse der ANOVA zum Einfluss der Art der Bestäubung auf den Faktor „Länge der Körner“ der getesteten Sorten von Winterraps.....	56
Tab. 16: Ergebnisse der ANOVA zum Einfluss der Art der Bestäubung auf den Faktor „Ertrag pro Schote“ der getesteten Sorten von Winterraps.....	58
Tab. 17: Ergebnisse der ANOVA zum Einfluss der Art der Bestäubung auf den Faktor „Ertrag pro Pflanze“ der getesteten Sorten von Winterraps.....	60
Tab. 18: Ergebnisse der ANOVA zum Einfluss der umgebenden Landschaft auf verschiedene Ertragsparameter“ von Winterraps (Sorte EXPRESS).....	73
Tab. 19: Ergebnisse der ANOVA zum Einfluss der Entfernung zum Nisthaus auf die Bestäubung (Körner pro Schote) von Winterraps.....	74
Tab. 20: Ergebnisse der ANOVA zum Einfluss der Art der Bestäubung auf den Faktor „Breite der Körner“ der getesteten Sorten von Winterraps.....	104
Tab. 21: Übersicht der Untersuchungsflächen in den Jahren 1999 bis 2002.....	105
Tab. 22: Ergebnisse der ANOVA zum Einfluss der Sorte auf den Faktor „Körner pro Schote“ der getesteten Bestäuber von Winterraps.....	106
Tab. 23: Ergebnisse der ANOVA zum Einfluss der Sorte auf den Faktor „Tausendkorn- gewicht“ der getesteten Bestäuber von Winterraps.....	106
Tab. 24: Ergebnisse der ANOVA zum Einfluss der Sorte auf den Faktor „Länge der Körner“ der getesteten Bestäuber von Winterraps.....	106



Tab. 25: Ergebnisse der ANOVA zum Einfluss der Sorte auf den Faktor „Breite der Körner“ der getesteten Bestäuber von Winterraps.....	107
Tab. 26: Ergebnisse der ANOVA zum Einfluss der Sorte auf den Faktor „Ertrag pro Schote“ der getesteten Bestäuber von Winterraps.....	107
Tab. 27: Ergebnisse der ANOVA zum Einfluss der Sorte auf den Faktor „Ertrag pro Pflanze“ der getesteten Bestäuber von Winterraps.....	107
Tab. 28: Post-Hoc-Test zum Einfluss der Art der Bestäubung auf den Faktor „Körner pro Schote“ getesteten Sorten von Winterraps.....	108
Tab. 29: Post-Hoc-Test zum Einfluss der Art der Bestäubung auf den Faktor „TKG“ der getesteten Sorten von Winterraps.....	109
Tab. 30: Post-Hoc-Test zum Einfluss der Art der Bestäubung auf den Faktor „Länge der Körner“ der getesteten Sorten von Winterraps.....	110
Tab. 31: Post-Hoc-Test zum Einfluss der Art der Bestäubung auf den Faktor „Breite der Körner“ der getesteten Sorten von Winterraps.....	111
Tab. 32: Post-Hoc-Test zum Einfluss der Art der Bestäubung auf den Faktor „Ertrag pro Schote“ der getesteten Sorten von Winterraps.....	112
Tab. 33: Post-Hoc-Test zum Einfluss der Art der Bestäubung auf den Faktor „Ertrag pro Pflanze“ der getesteten Sorten von Winterraps.....	113
Tab. 34: Post-Hoc-Test zum Einfluss der Sorte auf den Faktor „Körner pro Schote“ der getesteten Bestäuber von Winterraps.....	114
Tab. 35: Post-Hoc-Test zum Einfluss der Sorte auf den Faktor „TKG“ der getesteten Bestäuber von Winterraps.....	115
Tab. 36: Post-Hoc-Test zum Einfluss der Sorte auf den Faktor „Länge der Körner“ der getesteten Bestäuber von Winterraps.....	116
Tab. 37: Post-Hoc-Test zum Einfluss der Sorte auf den Faktor „Breite der Körner“ der getesteten Bestäuber von Winterraps.....	117
Tab. 38: Post-Hoc-Test zum Einfluss der Sorte auf den Faktor „Ertrag pro Schote“ der getesteten Bestäuber von Winterraps.....	118
Tab. 39: Post-Hoc-Test zum Einfluss der Sorte auf den Faktor „Ertrag pro Pflanze“ der getesteten Bestäuber von Winterraps.....	119
Tab. 40: Post-Hoc-Test zum Einfluss der Landschaftskomplexität auf die Faktoren „Körner pro Schote“, „TKG“, „Länge der Körner“ und „Breite der Körner“ bezogen auf den Haupttrieb und die drei obersten Nebentriebe von Winterraps.....	120
Tab. 41: Post-Hoc-Test zum Einfluss der Entfernung zum Nisthaus auf den Faktor „Körner pro Schote“ bezogen auf den Haupttrieb und die drei obersten Nebentriebe von Winterraps.....	121



9 ANHANG

9.1 Einfluss der Bestäubung auf die Breite der Körner

Tab. 20: Ergebnisse der ANOVA zum Einfluss der Art der Bestäubung auf den Faktor „Breite der Körner“ bezogen auf die Gesamtpflanze der getesteten Sorten von Winterraps (*Brassica napus*), signifikante Werte sind fettgedruckt dargestellt.

	SS	Error of SS	DF	MS	Error of MS	F	p
Artus	0,4	8,8	5	0,09	0,02	5,1	0,001
Complex	5,5	15,5	5	1,10	0,03	35,6	0,000
Express	4,7	6,8	5	0,94	0,01	69,8	0,000
Resynthese	1,3	4,1	5	0,26	0,01	23,0	0,000

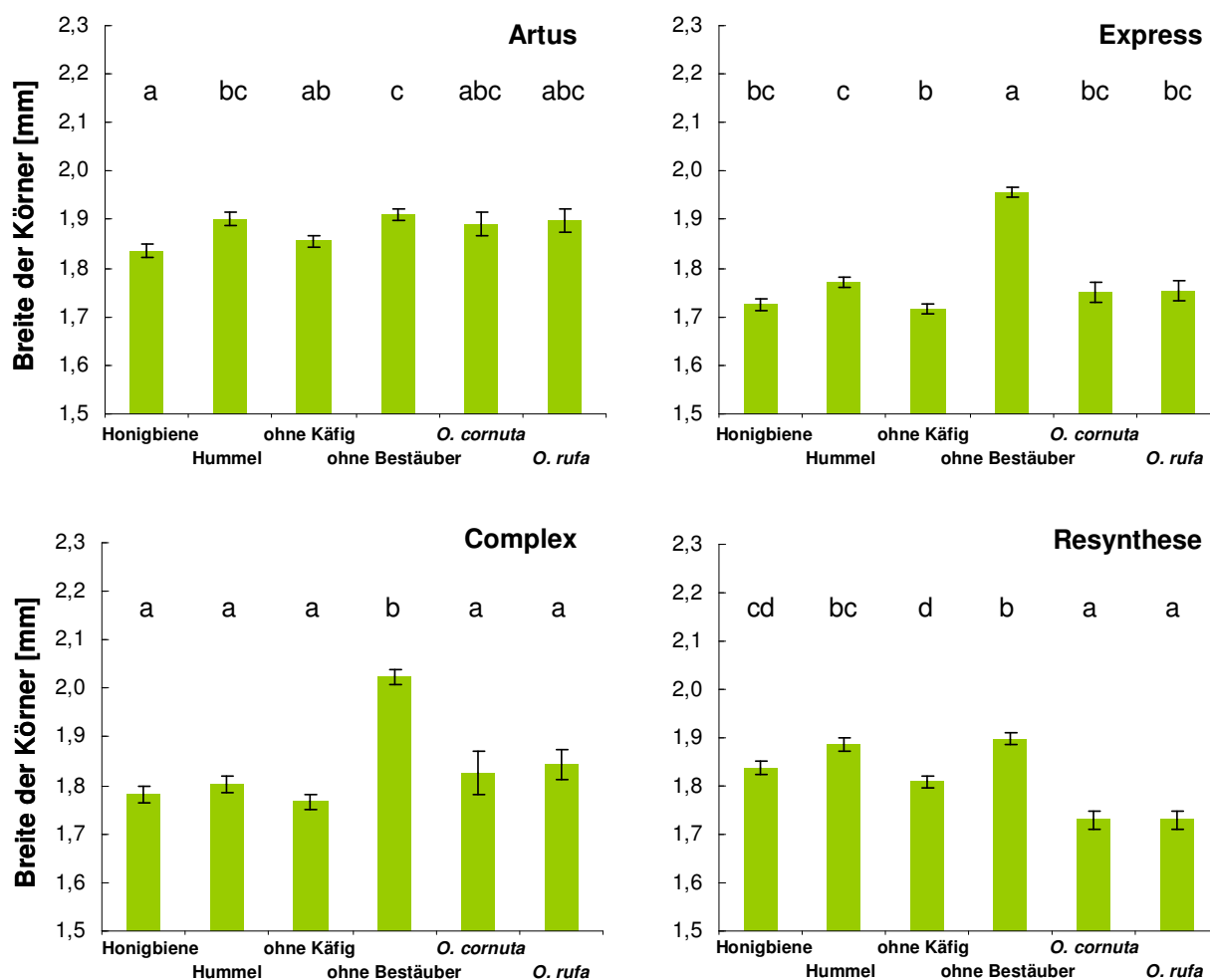


Abb. 33: „Breite der Körner“ bezogen auf die Gesamtpflanze der getesteten Sorten von Winterraps (*Brassica napus*). Die statistische Auswertung mit Hilfe einer Varianzanalyse zeigt jeweils einen signifikanten Zusammenhang ($p < 0,001$).



9.2 Lage der Untersuchungsflächen

Tab. 21: Übersicht der Untersuchungsflächen in den Jahren 1999 bis 2002.

Kennung	Gemarkung	Rechtswert	Hochwert	Kapitel	Jahr
I	Erda	3467388	5616904	3.1	1999
II	Erda	3466477	5614235	3.1	1999
III	Erda	3464964	5615114	3.1	1999
A	Erda	3464750	5615217	3.1, 3.3	2000
B	Erda	3464806	5615661	3.1, 3.3	2000
C	Erda	3465321	5615566	3.1, 3.3	2000
D	Erda	3465883	5615946	3.1, 3.3	2000
E	Erda	3465875	5615336	3.1, 3.3	2000
F	Erda	3465962	5614829	3.1, 3.3	2000
G	Erda	3466311	5616611	3.1, 3.3	2000
V	Erda	3467008	5614148	3.1	2000
Z	Erda	3467301	5614663	3.1	2000
R1	Rauischholzhausen	3491699	5625333	3.1	2000
R2	Rauischholzhausen	3491213	5624388	3.1, 3.4	2000
R3	Rauischholzhausen	3490548	5624770	3.1, 3.4	2000
R4	Rauischholzhausen	3491237	5624986	3.1, 3.4	2000
R5	Rauischholzhausen	3492187	5623861	3.4	2001
K1	Rauischholzhausen	3490850	5625047	3.3	2000
K2	Rauischholzhausen	3490745	5625293	3.3	2001
K3	Rauischholzhausen	3490738	5625224	3.3	2002
BD	Rauischholzhausen	3492500	5627149	3.4	2001
1	Hartenrod	3461485	5625391	3.1, 3.2	2001
2	Günterod	3463491	5623575	3.1, 3.2	2001
3	Römershausen	3466624	5626378	3.1, 3.2	2001
4	Sinkershausen	3471294	5629138	3.1, 3.2	2001
5	Nesselbrunn	3475489	5629504	3.1, 3.2	2001
6	Rüchenbach	3474180	5626334	3.1, 3.2	2001
7	Allna	3476175	5626112	3.1, 3.2	2001
8	Rüchenbach	3474099	5625488	3.1, 3.2	2001
9	Lohra	3474033	5623552	3.1, 3.2	2001
10	Lohra	3473402	5623591	3.1, 3.2	2001
11	Lohra	3473103	5622061	3.1, 3.2	2001
12	Seelbach	3569673	5620766	3.1, 3.2	2001
13	Altenvers	3472535	5619447	3.1, 3.2	2001
14	Kirchvers	3472765	5618028	3.1, 3.2	2001
15	Oberwalgern	3476982	5619658	3.1, 3.2	2001
E1	Allna	3475950	5625884	3.4	2002
E2	Rüchenbach	3472779	5625885	3.4	2002
E3	Günterod	3463633	5623447	3.4	2002
E4	Nesselbrunn	3475159	5629631	3.4	2002



9.3 Varianzanalysen (ANOVA) zum Einfluss der Sorten

Körner pro Schote

Tab. 22: Ergebnisse der ANOVA zum Einfluss der Sorte auf den Faktor „Körner pro Schote“ bezogen auf die Gesamtpflanze der getesteten Bestäuber von Winterraps (*Brassica napus*), signifikante Werte sind fettgedruckt dargestellt.

	SS	Error of SS	DF	MS	Error of MS	F	p
Honigbiene	70,6	5848,7	3	23,5	16,5	1,4	0,235
Hummel	186,4	5183,8	3	62,1	14,9	4,2	0,006
Ohne Käfig	647,9	7126,5	3	216,0	15,1	14,3	0,000
Ohne Bestäuber	3270,5	8207,5	3	1090,2	17,4	62,6	0,000
<i>Osmia cornuta</i>	105,8	1833,0	3	35,3	15,3	2,3	0,080
<i>Osmia rufa</i>	488,5	1648,4	3	162,8	13,4	12,2	0,000

Tausendkorngewicht (TKG)

Tab. 23: Ergebnisse der ANOVA zum Einfluss der Sorte auf den Faktor „Tausendkorngewicht“ bezogen auf die Gesamtpflanze der getesteten Bestäuber von Winterraps (*Brassica napus*), signifikante Werte sind fettgedruckt dargestellt.

	SS	Error of SS	DF	MS	Error of MS	F	p
Honigbiene	15,6	153,3	3	5,21	0,43	12,02	0,000
Hummel	24,0	98,4	3	7,99	0,28	28,27	0,000
Ohne Käfig	22,6	200,2	3	7,52	0,42	17,77	0,000
Ohne Bestäuber	88,1	395,1	3	29,36	0,84	35,00	0,000
<i>Osmia cornuta</i>	14,8	42,7	3	4,93	0,36	13,84	0,000
<i>Osmia rufa</i>	13,7	45,9	3	4,58	0,37	12,25	0,000

Länge und Breite der Körner

Tab. 24: Ergebnisse der ANOVA zum Einfluss der Sorte auf den Faktor „Länge der Körner“ bezogen auf die Gesamtpflanze der getesteten Bestäuber von Winterraps (*Brassica napus*), signifikante Werte sind fettgedruckt dargestellt.

	SS	Error of SS	DF	MS	Error of MS	F	p
Honigbiene	1,74	9,26	3	0,579	0,026	22,15	0,000
Hummel	2,70	7,04	3	0,902	0,020	44,59	0,000
Ohne Käfig	2,79	10,54	3	0,931	0,022	41,74	0,000
Ohne Bestäuber	3,53	14,92	3	1,178	0,032	37,20	0,000
<i>Osmia cornuta</i>	1,98	0,99	3	0,661	0,009	69,80	0,000
<i>Osmia rufa</i>	2,33	1,41	3	0,777	0,011	67,93	0,000



Tab. 25: Ergebnisse der ANOVA zum Einfluss der Sorte auf den Faktor „Breite der Körner“ bezogen auf die Gesamtpflanze der getesteten Bestäuber von Winterraps (*Brassica napus*), signifikante Werte sind fettgedruckt dargestellt.

	SS	Error of SS	DF	MS	Error of MS	F	p
Honigbiene	0,74	7,07	3	0,246	0,020	12,31	0,000
Hummel	1,07	6,17	3	0,357	0,018	20,15	0,000
Ohne Käfig	1,32	8,61	3	0,439	0,018	24,13	0,000
Ohne Bestäuber	1,15	11,50	3	0,384	0,024	15,71	0,000
<i>Osmia cornuta</i>	0,50	0,78	3	0,168	0,007	22,43	0,000
<i>Osmia rufa</i>	0,58	1,00	3	0,193	0,008	23,68	0,000

Ertrag pro Schote

Tab. 26: Ergebnisse der ANOVA zum Einfluss der Sorte auf den Faktor „Ertrag pro Schote“ bezogen auf die Gesamtpflanze der getesteten Bestäuber von Winterraps (*Brassica napus*), signifikante Werte sind fettgedruckt dargestellt.

	SS	Error of SS	DF	MS	Error of MS	F	p
Honigbiene	1032	26709	3	343,9	75,4	4,56	0,004
Hummel	2	24048	3	0,7	69,3	0,01	0,998
Ohne Käfig	1302	86399	3	434,0	182,7	2,38	0,069
Ohne Bestäuber	2472	72263	3	823,9	153,4	5,37	0,001
<i>Osmia cornuta</i>	6578	80866	3	2192,8	673,9	3,25	0,024
<i>Osmia rufa</i>	188	67814	3	62,7	551,3	0,11	0,952

Ertrag pro Pflanze

Tab. 27: Ergebnisse der ANOVA zum Einfluss der Sorte auf den Faktor „Ertrag pro Pflanze“ bezogen auf die Gesamtpflanze der getesteten Bestäuber von Winterraps (*Brassica napus*), signifikante Werte sind fettgedruckt dargestellt.

	SS	Error of SS	DF	MS	Error of MS	F	p
Honigbiene	70,6	5848,7	3	23,5	16,5	1,4	0,235
Hummel	186,4	5183,8	3	62,1	14,9	4,2	0,006
Ohne Käfig	647,9	7126,5	3	216,0	15,1	14,3	0,000
Ohne Bestäuber	3270,5	8207,5	3	1090,2	17,4	62,6	0,000
<i>Osmia cornuta</i>	105,8	1833,0	3	35,3	15,3	2,3	0,080
<i>Osmia rufa</i>	488,5	1648,4	3	162,8	13,4	12,2	0,000



9.4 Post Hoc-Tests

9.4.1 Einfluss der Bestäuber

Körner pro Schote

Tab. 28: Post-Hoc-Test zum Einfluss der Art der Bestäubung auf den Faktor „Körner pro Schote“ bezogen auf die Gesamtpflanze der getesteten Sorten von Winterraps (*Brassica napus*), signifikante Werte sind fettgedruckt dargestellt.

Artus	Honigbiene	Hummel	Ohne Käfig	Ohne Bestäuber	<i>Osmia cornuta</i>	<i>Osmia rufa</i>
Honigbiene		0,904	0,943	0,000	0,341	0,859
Hummel	0,904		1,000	0,000	0,097	0,517
Ohne Käfig	0,943	1,000		0,000	0,117	0,566
Ohne Bestäuber	0,000	0,000	0,000		0,000	0,000
<i>Osmia cornuta</i>	0,341	0,097	0,117	0,000		0,975
<i>Osmia rufa</i>	0,859	0,517	0,566	0,000	0,975	

Complex	Honigbiene	Hummel	Ohne Käfig	Ohne Bestäuber	<i>Osmia cornuta</i>	<i>Osmia rufa</i>
Honigbiene		0,049	0,055	0,000	0,819	0,309
Hummel	0,049		1,000	0,000	0,050	0,998
Ohne Käfig	0,055	1,000		0,000	0,059	0,997
Ohne Bestäuber	0,000	0,000	0,000		0,000	0,000
<i>Osmia cornuta</i>	0,819	0,050	0,059	0,000		0,014
<i>Osmia rufa</i>	0,309	0,998	0,997	0,000	0,014	

Express	Honigbiene	Hummel	Ohne Käfig	Ohne Bestäuber	<i>Osmia cornuta</i>	<i>Osmia rufa</i>
Honigbiene		0,017	0,730	0,000	0,015	0,742
Hummel	0,017		0,000	0,000	0,000	0,015
Ohne Käfig	0,730	0,000		0,000	0,141	0,993
Ohne Bestäuber	0,000	0,000	0,000		0,000	0,000
<i>Osmia cornuta</i>	0,015	0,000	0,141	0,000		0,400
<i>Osmia rufa</i>	0,742	0,015	0,993	0,000	0,400	

Resynthese	Honigbiene	Hummel	Ohne Käfig	Ohne Bestäuber	<i>Osmia cornuta</i>	<i>Osmia rufa</i>
Honigbiene		0,138	0,649	0,000	0,078	0,802
Hummel	0,138		0,921	0,001	0,000	0,021
Ohne Käfig	0,649	0,921		0,000	0,002	0,163
Ohne Bestäuber	0,000	0,001	0,000		0,000	0,000
<i>Osmia cornuta</i>	0,078	0,000	0,002	0,000		0,681
<i>Osmia rufa</i>	0,802	0,021	0,163	0,000	0,681	



Tausendkorngewicht

Tab. 29: Post-Hoc-Test zum Einfluss der Art der Bestäubung auf den Faktor „TKG“ bezogen auf die Gesamtpflanze der getesteten Sorten von Winterraps (*Brassica napus*), signifikante Werte sind fettgedruckt dargestellt.

Artus	Honigbiene	Hummel	Ohne Käfig	Ohne Bestäuber	<i>Osmia cornuta</i>	<i>Osmia rufa</i>
Honigbiene		0,004	0,866	0,000	0,010	0,001
Hummel	0,004		0,133	0,437	0,783	0,387
Ohne Käfig	0,866	0,133		0,000	0,071	0,014
Ohne Bestäuber	0,000	0,437	0,000		1,000	0,942
<i>Osmia cornuta</i>	0,010	0,783	0,071	1,000		0,984
<i>Osmia rufa</i>	0,001	0,387	0,014	0,942	0,984	

Complex	Honigbiene	Hummel	Ohne Käfig	Ohne Bestäuber	<i>Osmia cornuta</i>	<i>Osmia rufa</i>
Honigbiene		0,939	1,000	0,000	0,123	0,017
Hummel	0,939		0,945	0,000	0,355	0,079
Ohne Käfig	1,000	0,945		0,000	0,127	0,017
Ohne Bestäuber	0,000	0,000	0,000		0,000	0,000
<i>Osmia cornuta</i>	0,123	0,355	0,127	0,000		0,986
<i>Osmia rufa</i>	0,017	0,079	0,017	0,000	0,986	

Express	Honigbiene	Hummel	Ohne Käfig	Ohne Bestäuber	<i>Osmia cornuta</i>	<i>Osmia rufa</i>
Honigbiene		0,001	0,491	0,000	0,297	0,001
Hummel	0,001		0,220	0,000	1,000	0,607
Ohne Käfig	0,491	0,220		0,000	0,887	0,049
Ohne Bestäuber	0,000	0,000	0,000		0,000	0,000
<i>Osmia cornuta</i>	0,297	1,000	0,887	0,000		0,543
<i>Osmia rufa</i>	0,001	0,607	0,049	0,000	0,543	

Resynthese	Honigbiene	Hummel	Ohne Käfig	Ohne Bestäuber	<i>Osmia cornuta</i>	<i>Osmia rufa</i>
Honigbiene		0,082	0,895	0,000	0,984	0,820
Hummel	0,082		0,571	0,002	0,814	0,970
Ohne Käfig	0,895	0,571		0,000	1,000	0,998
Ohne Bestäuber	0,000	0,002	0,000		0,001	0,003
<i>Osmia cornuta</i>	0,984	0,814	1,000	0,001		0,996
<i>Osmia rufa</i>	0,820	0,970	0,998	0,003	0,996	



Länge der Körner

Tab. 30: Post-Hoc-Test zum Einfluss der Art der Bestäubung auf den Faktor „Länge der Körner“ bezogen auf die Gesamtpflanze der getesteten Sorten von Winterraps (*Brassica napus*), signifikante Werte sind fettgedruckt dargestellt.

Artus	Honigbiene	Hummel	Ohne Käfig	Ohne Bestäuber	<i>Osmia cornuta</i>	<i>Osmia rufa</i>
Honigbiene		0,015	1,000	0,191	0,606	0,387
Hummel	0,015		0,016	0,934	1,000	1,000
Ohne Käfig	1,000	0,016		0,096	0,609	0,390
Ohne Bestäuber	0,191	0,934	0,096		1,000	0,985
<i>Osmia cornuta</i>	0,606	1,000	0,609	1,000		0,998
<i>Osmia rufa</i>	0,387	1,000	0,390	0,985	0,998	

Complex	Honigbiene	Hummel	Ohne Käfig	Ohne Bestäuber	<i>Osmia cornuta</i>	<i>Osmia rufa</i>
Honigbiene		0,971	0,392	0,000	0,999	0,939
Hummel	0,971		0,887	0,000	0,984	0,740
Ohne Käfig	0,392	0,887		0,000	0,873	0,341
Ohne Bestäuber	0,000	0,000	0,000		0,047	0,004
<i>Osmia cornuta</i>	0,999	0,984	0,873	0,047		1,000
<i>Osmia rufa</i>	0,939	0,740	0,341	0,004	1,000	

Express	Honigbiene	Hummel	Ohne Käfig	Ohne Bestäuber	<i>Osmia cornuta</i>	<i>Osmia rufa</i>
Honigbiene		0,991	0,518	0,000	1,000	0,962
Hummel	0,991		0,164	0,000	0,990	0,997
Ohne Käfig	0,518	0,164		0,000	0,982	0,443
Ohne Bestäuber	0,000	0,000	0,000		0,000	0,000
<i>Osmia cornuta</i>	1,000	0,990	0,982	0,000		0,891
<i>Osmia rufa</i>	0,962	0,997	0,443	0,000	0,891	

Resynthese	Honigbiene	Hummel	Ohne Käfig	Ohne Bestäuber	<i>Osmia cornuta</i>	<i>Osmia rufa</i>
Honigbiene		0,642	1,000	0,018	0,001	0,000
Hummel	0,642		0,528	0,649	0,000	0,000
Ohne Käfig	1,000	0,528		0,001	0,001	0,000
Ohne Bestäuber	0,018	0,649	0,001		0,000	0,000
<i>Osmia cornuta</i>	0,001	0,000	0,001	0,000		1,000
<i>Osmia rufa</i>	0,000	0,000	0,000	0,000	1,000	



Breite der Körner

Tab. 31: Post-Hoc-Test zum Einfluss der Art der Bestäubung auf den Faktor „Breite der Körner“ bezogen auf die Gesamtpflanze der getesteten Sorten von Winterraps (*Brassica napus*), signifikante Werte sind fettgedruckt dargestellt.

Artus	Honigbiene	Hummel	Ohne Käfig	Ohne Bestäuber	<i>Osmia cornuta</i>	<i>Osmia rufa</i>
Honigbiene		0,008	0,898	0,001	0,544	0,449
Hummel	0,008		0,166	0,995	1,000	1,000
Ohne Käfig	0,898	0,166		0,013	0,891	0,812
Ohne Bestäuber	0,001	0,995	0,013		0,992	0,999
<i>Osmia cornuta</i>	0,544	1,000	0,891	0,992		1,000
<i>Osmia rufa</i>	0,449	1,000	0,812	0,999	1,000	

Complex	Honigbiene	Hummel	Ohne Käfig	Ohne Bestäuber	<i>Osmia cornuta</i>	<i>Osmia rufa</i>
Honigbiene		0,967	0,993	0,000	0,977	0,701
Hummel	0,967		0,756	0,000	0,998	0,924
Ohne Käfig	0,993	0,756		0,000	0,930	0,492
Ohne Bestäuber	0,000	0,000	0,000		0,020	0,001
<i>Osmia cornuta</i>	0,977	0,998	0,930	0,020		1,000
<i>Osmia rufa</i>	0,701	0,924	0,492	0,001	1,000	

Express	Honigbiene	Hummel	Ohne Käfig	Ohne Bestäuber	<i>Osmia cornuta</i>	<i>Osmia rufa</i>
Honigbiene		0,083	0,995	0,000	0,964	0,932
Hummel	0,083		0,014	0,000	0,984	0,991
Ohne Käfig	0,995	0,014		0,000	0,875	0,806
Ohne Bestäuber	0,000	0,000	0,000		0,000	0,000
<i>Osmia cornuta</i>	0,964	0,984	0,875	0,000		1,000
<i>Osmia rufa</i>	0,932	0,991	0,806	0,000	1,000	

Resynthese	Honigbiene	Hummel	Ohne Käfig	Ohne Bestäuber	<i>Osmia cornuta</i>	<i>Osmia rufa</i>
Honigbiene		0,151	0,646	0,016	0,001	0,000
Hummel	0,151		0,001	0,984	0,000	0,000
Ohne Käfig	0,646	0,001		0,000	0,036	0,025
Ohne Bestäuber	0,016	0,984	0,000		0,000	0,000
<i>Osmia cornuta</i>	0,001	0,000	0,036	0,000		1,000
<i>Osmia rufa</i>	0,000	0,000	0,025	0,000	1,000	



Ertrag pro Schote

Tab. 32: Post-Hoc-Test zum Einfluss der Art der Bestäubung auf den Faktor „Ertrag pro Schote“ bezogen auf die Gesamtpflanze der getesteten Sorten von Winterraps (*Brassica napus*), signifikante Werte sind fettgedruckt dargestellt.

Artus	Honigbiene	Hummel	Ohne Käfig	Ohne Bestäuber	<i>Osmia cornuta</i>	<i>Osmia rufa</i>
Honigbiene		0,796	1,000	0,254	0,000	0,006
Hummel	0,796		0,810	0,008	0,005	0,056
Ohne Käfig	1,000	0,810		0,128	0,000	0,006
Ohne Bestäuber	0,254	0,008	0,128		0,000	0,000
<i>Osmia cornuta</i>	0,000	0,005	0,000	0,000		0,992
<i>Osmia rufa</i>	0,006	0,056	0,006	0,000	0,992	

Complex	Honigbiene	Hummel	Ohne Käfig	Ohne Bestäuber	<i>Osmia cornuta</i>	<i>Osmia rufa</i>
Honigbiene		0,459	0,411	0,000	0,029	0,999
Hummel	0,459		1,000	0,004	0,001	0,715
Ohne Käfig	0,411	1,000		0,000	0,001	0,705
Ohne Bestäuber	0,000	0,004	0,000		0,000	0,006
<i>Osmia cornuta</i>	0,029	0,001	0,001	0,000		0,084
<i>Osmia rufa</i>	0,999	0,715	0,705	0,006	0,084	

Express	Honigbiene	Hummel	Ohne Käfig	Ohne Bestäuber	<i>Osmia cornuta</i>	<i>Osmia rufa</i>
Honigbiene		1,000	0,118	0,000	0,000	0,001
Hummel	1,000		0,043	0,000	0,000	0,000
Ohne Käfig	0,118	0,043		0,000	0,062	0,094
Ohne Bestäuber	0,000	0,000	0,000		0,000	0,000
<i>Osmia cornuta</i>	0,000	0,000	0,062	0,000		1,000
<i>Osmia rufa</i>	0,001	0,000	0,094	0,000	1,000	

Resynthese	Honigbiene	Hummel	Ohne Käfig	Ohne Bestäuber	<i>Osmia cornuta</i>	<i>Osmia rufa</i>
Honigbiene		1,000	0,999	0,348	0,049	0,265
Hummel	1,000		1,000	0,454	0,040	0,231
Ohne Käfig	0,999	1,000		0,402	0,022	0,147
Ohne Bestäuber	0,348	0,454	0,402		0,000	0,004
<i>Osmia cornuta</i>	0,049	0,040	0,022	0,000		0,966
<i>Osmia rufa</i>	0,265	0,231	0,147	0,004	0,966	



Ertrag pro Pflanze

Tab. 33: Post-Hoc-Test zum Einfluss der Art der Bestäubung auf den Faktor „Ertrag pro Pflanze“ bezogen auf die Gesamtpflanze der getesteten Sorten von Winterraps (*Brassica napus*), signifikante Werte sind fettgedruckt dargestellt.

Artus	Honigbiene	Hummel	Ohne Käfig	Ohne Bestäuber	<i>Osmia cornuta</i>	<i>Osmia rufa</i>
Honigbiene		1,000	0,920	0,918	0,001	0,001
Hummel	1,000		0,917	0,916	0,001	0,001
Ohne Käfig	0,920	0,917		1,000	0,008	0,009
Ohne Bestäuber	0,918	0,916	1,000		0,008	0,009
<i>Osmia cornuta</i>	0,001	0,001	0,008	0,008		1,000
<i>Osmia rufa</i>	0,001	0,001	0,009	0,009	1,000	

Complex	Honigbiene	Hummel	Ohne Käfig	Ohne Bestäuber	<i>Osmia cornuta</i>	<i>Osmia rufa</i>
Honigbiene		1,000	0,733	1,000	0,000	0,003
Hummel	1,000		0,544	1,000	0,000	0,001
Ohne Käfig	0,733	0,544		0,431	0,000	0,042
Ohne Bestäuber	1,000	1,000	0,431		0,000	0,002
<i>Osmia cornuta</i>	0,000	0,000	0,000	0,000		0,020
<i>Osmia rufa</i>	0,003	0,001	0,042	0,002	0,020	

Express	Honigbiene	Hummel	Ohne Käfig	Ohne Bestäuber	<i>Osmia cornuta</i>	<i>Osmia rufa</i>
Honigbiene		0,977	0,693	0,073	0,374	0,003
Hummel	0,977		0,978	0,328	0,169	0,000
Ohne Käfig	0,693	0,978		0,696	0,063	0,000
Ohne Bestäuber	0,073	0,328	0,696		0,007	0,000
<i>Osmia cornuta</i>	0,374	0,169	0,063	0,007		0,549
<i>Osmia rufa</i>	0,003	0,000	0,000	0,000	0,549	

Resynthese	Honigbiene	Hummel	Ohne Käfig	Ohne Bestäuber	<i>Osmia cornuta</i>	<i>Osmia rufa</i>
Honigbiene		0,870	0,574	0,191	0,005	0,000
Hummel	0,870		0,998	0,887	0,068	0,013
Ohne Käfig	0,574	0,998		0,969	0,151	0,037
Ohne Bestäuber	0,191	0,887	0,969		0,372	0,135
<i>Osmia cornuta</i>	0,005	0,068	0,151	0,372		0,999
<i>Osmia rufa</i>	0,000	0,013	0,037	0,135	0,999	



9.4.2 Einfluss der Sorte

Körner Pro Schote

Tab. 34: Post-Hoc-Test zum Einfluss der Sorte auf den Faktor „Körner pro Schote“ bezogen auf die Gesamtpflanze der getesteten Bestäuber von Winterraps (*Brassica napus*), signifikante Werte sind fettgedruckt dargestellt.

Honigbiene	Artus	Complex	Express	Resynthese
Artus		0,809	0,998	0,669
Complex	0,809		0,713	0,248
Express	0,998	0,713		0,762
Resynthese	0,669	0,248	0,762	

Hummel	Artus	Complex	Express	Resynthese
Artus		0,004	0,533	0,956
Complex	0,004		0,172	0,144
Express	0,533	0,172		0,950
Resynthese	0,956	0,144	0,950	

Ohne Käfig	Artus	Complex	Express	Resynthese
Artus		0,001	0,052	0,963
Complex	0,001		0,000	0,001
Express	0,052	0,000		0,313
Resynthese	0,963	0,001	0,313	

Ohne Bestäuber	Artus	Complex	Express	Resynthese
Artus		0,000	0,000	0,663
Complex	0,000		0,095	0,000
Express	0,000	0,095		0,000
Resynthese	0,663	0,000	0,000	

<i>Osmia cornuta</i>	Artus	Complex	Express	Resynthese
Artus		0,748	0,893	0,426
Complex	0,748		0,330	0,061
Express	0,893	0,330		0,859
Resynthese	0,426	0,061	0,859	

<i>Osmia rufa</i>	Artus	Complex	Express	Resynthese
Artus		0,000	1,000	0,825
Complex	0,000		0,000	0,000
Express	1,000	0,000		0,791
Resynthese	0,825	0,000	0,791	



Tausendkorngewicht

Tab. 35: Post-Hoc-Test zum Einfluss der Art der Bestäubung auf den Faktor „TKG“ bezogen auf die Gesamtpflanze der getesteten Sorten von Winterraps (*Brassica napus*), signifikante Werte sind fettgedruckt dargestellt.

Honigbiene	Artus	Complex	Express	Resynthese
Artus		0,000	0,000	0,006
Complex	0,000		0,429	0,999
Express	0,000	0,429		0,498
Resynthese	0,006	0,999	0,498	

Hummel	Artus	Complex	Express	Resynthese
Artus		0,000	0,000	0,000
Complex	0,000		0,951	0,083
Express	0,000	0,951		0,206
Resynthese	0,000	0,083	0,206	

Ohne Käfig	Artus	Complex	Express	Resynthese
Artus		0,000	0,000	0,001
Complex	0,000		0,999	0,443
Express	0,000	0,999		0,365
Resynthese	0,001	0,443	0,365	

Ohne Bestäuber	Artus	Complex	Express	Resynthese
Artus		0,000	0,000	0,894
Complex	0,000		0,054	0,000
Express	0,000	0,054		0,000
Resynthese	0,894	0,000	0,000	

<i>Osmia cornuta</i>	Artus	Complex	Express	Resynthese
Artus		0,044	0,000	0,000
Complex	0,044		0,035	0,029
Express	0,000	0,035		1,000
Resynthese	0,000	0,029	1,000	

<i>Osmia rufa</i>	Artus	Complex	Express	Resynthese
Artus		0,090	0,000	0,000
Complex	0,090		0,115	0,008
Express	0,000	0,115		0,768
Resynthese	0,000	0,008	0,768	



Länge der Körner

Tab. 36: Post-Hoc-Test zum Einfluss der Sorte auf den Faktor „Länge der Körner“ bezogen auf die Gesamtpflanze der getesteten Bestäuber von Winterraps (*Brassica napus*), signifikante Werte sind fettgedruckt dargestellt.

Honigbiene	Artus	Complex	Express	Resynthese
Artus		0,141	0,000	0,000
Complex	0,141		0,000	0,003
Express	0,000	0,000		0,911
Resynthese	0,000	0,003	0,911	

Hummel	Artus	Complex	Express	Resynthese
Artus		0,000	0,000	0,000
Complex	0,000		0,000	0,346
Express	0,000	0,000		0,391
Resynthese	0,000	0,346	0,391	

Ohne Käfig	Artus	Complex	Express	Resynthese
Artus		0,000	0,000	0,000
Complex	0,000		0,000	0,098
Express	0,000	0,000		0,124
Resynthese	0,000	0,098	0,124	

Ohne Bestäuber	Artus	Complex	Express	Resynthese
Artus		0,000	0,966	0,000
Complex	0,000		0,000	0,000
Express	0,966	0,000		0,000
Resynthese	0,000	0,000	0,000	

<i>Osmia cornuta</i>	Artus	Complex	Express	Resynthese
Artus		0,081	0,000	0,000
Complex	0,081		0,000	0,000
Express	0,000	0,000		0,001
Resynthese	0,000	0,000	0,001	

<i>Osmia rufa</i>	Artus	Complex	Express	Resynthese
Artus		0,027	0,000	0,000
Complex	0,027		0,000	0,000
Express	0,000	0,000		0,000
Resynthese	0,000	0,000	0,000	



Breite der Körner

Tab. 37: Post-Hoc-Test zum Einfluss der Sorte auf den Faktor „Breite der Körner“ bezogen auf die Gesamtpflanze der getesteten Bestäuber von Winterraps (*Brassica napus*), signifikante Werte sind fettgedruckt dargestellt.

Honigbiene	Artus	Complex	Express	Resynthese
Artus		0,036	0,000	1,000
Complex	0,036		0,039	0,108
Express	0,000	0,039		0,000
Resynthese	1,000	0,108	0,000	

Hummel	Artus	Complex	Express	Resynthese
Artus		0,000	0,000	0,916
Complex	0,000		0,393	0,004
Express	0,000	0,393		0,000
Resynthese	0,916	0,004	0,000	

Ohne Käfig	Artus	Complex	Express	Resynthese
Artus		0,000	0,000	0,087
Complex	0,000		0,018	0,148
Express	0,000	0,018		0,000
Resynthese	0,087	0,148	0,000	

Ohne Bestäuber	Artus	Complex	Express	Resynthese
Artus		0,000	0,097	0,949
Complex	0,000		0,003	0,000
Express	0,097	0,003		0,062
Resynthese	0,949	0,000	0,062	

<i>Osmia cornuta</i>	Artus	Complex	Express	Resynthese
Artus		0,162	0,000	0,000
Complex	0,162		0,066	0,010
Express	0,000	0,066		0,779
Resynthese	0,000	0,010	0,779	

<i>Osmia rufa</i>	Artus	Complex	Express	Resynthese
Artus		0,102	0,000	0,000
Complex	0,102		0,000	0,000
Express	0,000	0,000		0,716
Resynthese	0,000	0,000	0,716	



Ertrag pro Schote

Tab. 38: Post-Hoc-Test zum Einfluss der Sorte auf den Faktor „Ertrag pro Schote“ bezogen auf die Gesamtpflanze der getesteten Bestäuber von Winterraps (*Brassica napus*), signifikante Werte sind fettgedruckt dargestellt.

Honigbiene	Artus	Complex	Express	Resynthese
Artus		0,002	0,003	0,538
Complex	0,002		1,000	0,406
Express	0,003	1,000		0,404
Resynthese	0,538	0,406	0,404	

Hummel	Artus	Complex	Express	Resynthese
Artus		0,000	0,000	0,023
Complex	0,000		0,111	0,002
Express	0,000	0,111		0,234
Resynthese	0,023	0,002	0,234	

Ohne Käfig	Artus	Complex	Express	Resynthese
Artus		0,000	0,311	0,201
Complex	0,000		0,000	0,005
Express	0,311	0,000		0,964
Resynthese	0,201	0,005	0,964	

Ohne Bestäuber	Artus	Complex	Express	Resynthese
Artus		0,000	0,000	0,302
Complex	0,000		0,053	0,000
Express	0,000	0,053		0,002
Resynthese	0,302	0,000	0,002	

<i>Osmia cornuta</i>	Artus	Complex	Express	Resynthese
Artus		0,070	0,040	0,123
Complex	0,070		0,993	0,995
Express	0,040	0,993		0,957
Resynthese	0,123	0,995	0,957	

<i>Osmia rufa</i>	Artus	Complex	Express	Resynthese
Artus		0,000	0,054	0,052
Complex	0,000		0,036	0,038
Express	0,054	0,036		1,000
Resynthese	0,052	0,038	1,000	



Ertrag pro Pflanze

Tab. 39: Post-Hoc-Test zum Einfluss der Sorte auf den Faktor „Ertrag pro Pflanze“ bezogen auf die Gesamtpflanze der getesteten Bestäuber von Winterraps (*Brassica napus*), signifikante Werte sind fettgedruckt dargestellt.

Honigbiene	Artus	Complex	Express	Resynthese
Artus		0,937	0,746	0,088
Complex	0,937		0,973	0,025
Express	0,746	0,973		0,008
Resynthese	0,088	0,025	0,008	

Hummel	Artus	Complex	Express	Resynthese
Artus		1,000	0,999	1,000
Complex	1,000		0,998	1,000
Express	0,999	0,998		1,000
Resynthese	1,000	1,000	1,000	

Ohne Käfig	Artus	Complex	Express	Resynthese
Artus		0,783	0,331	0,987
Complex	0,783		0,044	0,666
Express	0,331	0,044		0,679
Resynthese	0,987	0,666	0,679	

Ohne Bestäuber	Artus	Complex	Express	Resynthese
Artus		0,594	0,008	0,921
Complex	0,594		0,212	0,327
Express	0,008	0,212		0,005
Resynthese	0,921	0,327	0,005	

<i>Osmia cornuta</i>	Artus	Complex	Express	Resynthese
Artus		0,209	0,735	0,990
Complex	0,209		0,020	0,112
Express	0,735	0,020		0,887
Resynthese	0,990	0,112	0,887	

<i>Osmia rufa</i>	Artus	Complex	Express	Resynthese
Artus		1,000	0,967	0,999
Complex	1,000		0,952	0,997
Express	0,967	0,952		0,987
Resynthese	0,999	0,997	0,987	



9.4.3 Bestäubungserfolg in unterschiedlich komplexen Landschaften

Tab. 40: Post-Hoc-Test zum Einfluss der Landschaftskomplexität auf die Faktoren „Körner pro Schote“, „TKG“, „Länge der Körner“ und „Breite der Körner“ bezogen auf den Haupttrieb und die drei obersten Nebentriebe von Winterraps (*Brassica napus*), signifikante Werte sind fettgedruckt dargestellt.

Körner pro Schote	Allna	Rüchenbach	Nesselbrunn	Günterod
Allna (PAR = 0,012)		0,000	0,000	0,000
Rüchenbach (PAR = 0,015)	0,000		0,007	0,036
Nesselbrunn (PAR = 0,017)	0,000	0,007		0,946
Günterod (PAR = 0,019)	0,000	0,036	0,946	

TKG	Allna	Rüchenbach	Nesselbrunn	Günterod
Allna (PAR = 0,012)		0,003	0,287	0,052
Rüchenbach (PAR = 0,015)	0,003		0,155	0,672
Nesselbrunn (PAR = 0,017)	0,287	0,155		0,769
Günterod (PAR = 0,019)	0,052	0,672	0,769	

Länge der Körner	Allna	Rüchenbach	Nesselbrunn	Günterod
Allna (PAR = 0,012)		0,311	0,515	0,900
Rüchenbach (PAR = 0,015)	0,311		0,973	0,581
Nesselbrunn (PAR = 0,017)	0,515	0,973		0,835
Günterod (PAR = 0,019)	0,900	0,581	0,835	

Breite der Körner	Allna	Rüchenbach	Nesselbrunn	Günterod
Allna (PAR = 0,012)		0,205	0,581	0,238
Rüchenbach (PAR = 0,015)	0,205		0,834	1,000
Nesselbrunn (PAR = 0,017)	0,581	0,834		0,880
Günterod (PAR = 0,019)	0,238	1,000	0,880	



9.4.4 Erhöhung der Bestäuberdichte

Tab. 41: Post-Hoc-Test zum Einfluss der Entfernung zum Nisthaus auf den Faktor „Körner pro Schote“ bezogen auf den Haupttrieb und die drei obersten Nebentriebe von Winterraps (*Brassica napus*), signifikante Werte sind fettgedruckt dargestellt.

	Nisthaus	5 m	10 m	15 m	25 m	35 m	50 m	150 m
Nisthaus		1,000	0,842	0,778	0,001	0,026	0,001	0,017
5 m	1,000		0,923	0,895	0,002	0,044	0,003	0,037
10 m	0,842	0,923		1,000	0,096	0,591	0,122	0,517
15 m	0,778	0,895	1,000		0,119	0,647	0,129	0,576
25 m	0,001	0,002	0,096	0,119		0,988	1,000	0,990
35 m	0,026	0,044	0,591	0,647	0,988		0,994	1,000
50 m	0,001	0,003	0,122	0,129	1,000	0,994		0,995
150 m	0,017	0,037	0,517	0,576	0,990	1,000	0,995	



9.5 Differenzierung der Bestäubungsleistung nach Pflanzenteilen

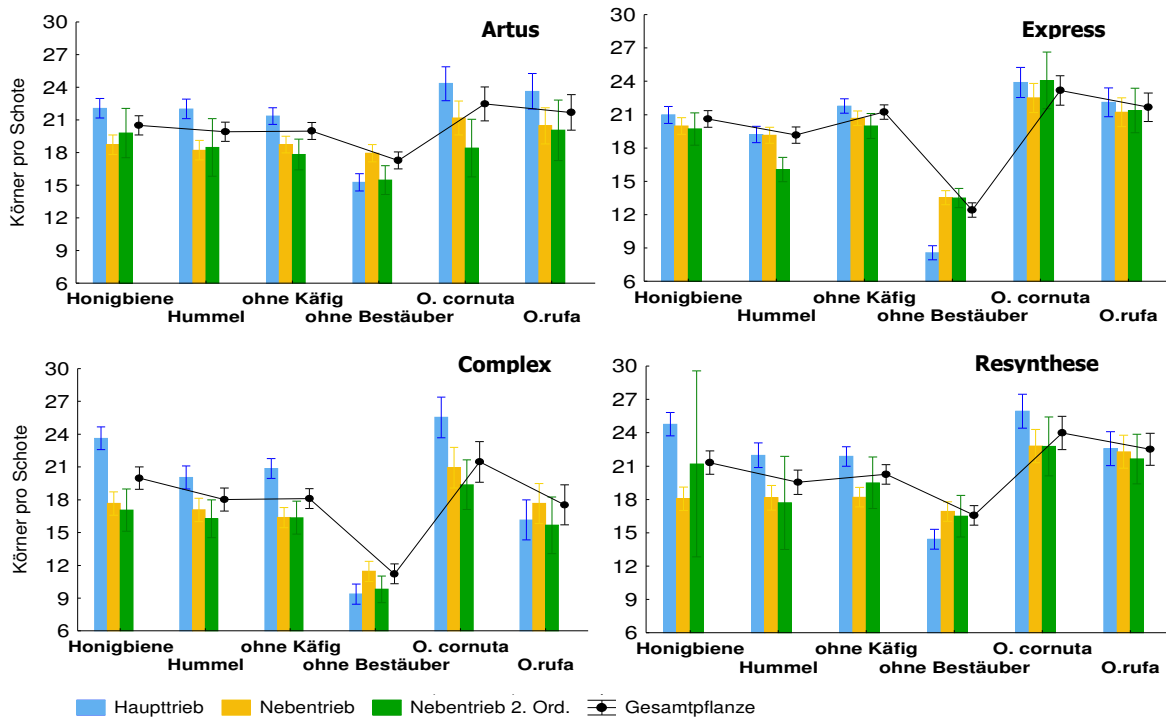


Abb. 34: „Körner pro Schote“ bezogen auf die Gesamtpflanze und verschiedene Pflanzenteile der getesteten Sorten von Winterraps (*Brassica napus*). Die statistische Auswertung mit Hilfe einer Varianzanalyse zeigt jeweils einen signifikanten Zusammenhang ($p < 0,001$).

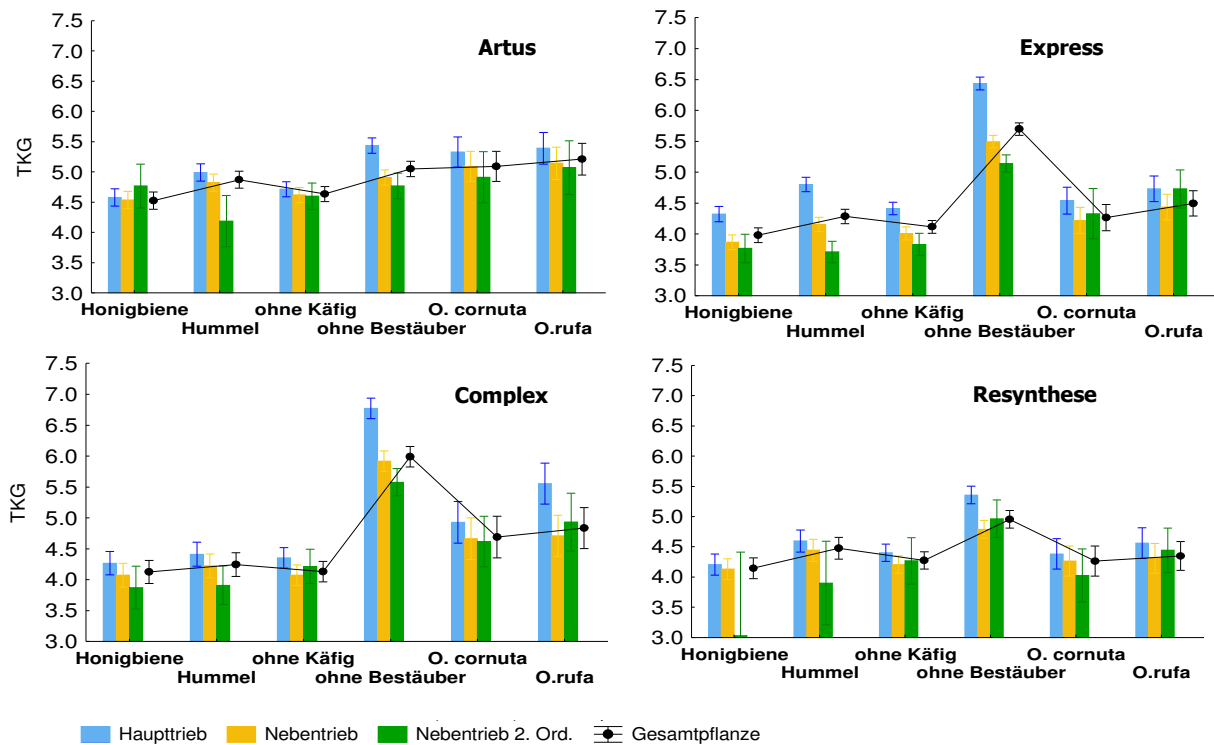


Abb. 35: „Tausendkorngewicht (TKG)“ bezogen auf die Gesamtpflanze und verschiedene Pflanzenteile der getesteten Sorten von Winterraps (*Brassica napus*). Die statistische Auswertung mit Hilfe einer Varianzanalyse zeigt jeweils einen signifikanten Zusammenhang ($p < 0,001$).

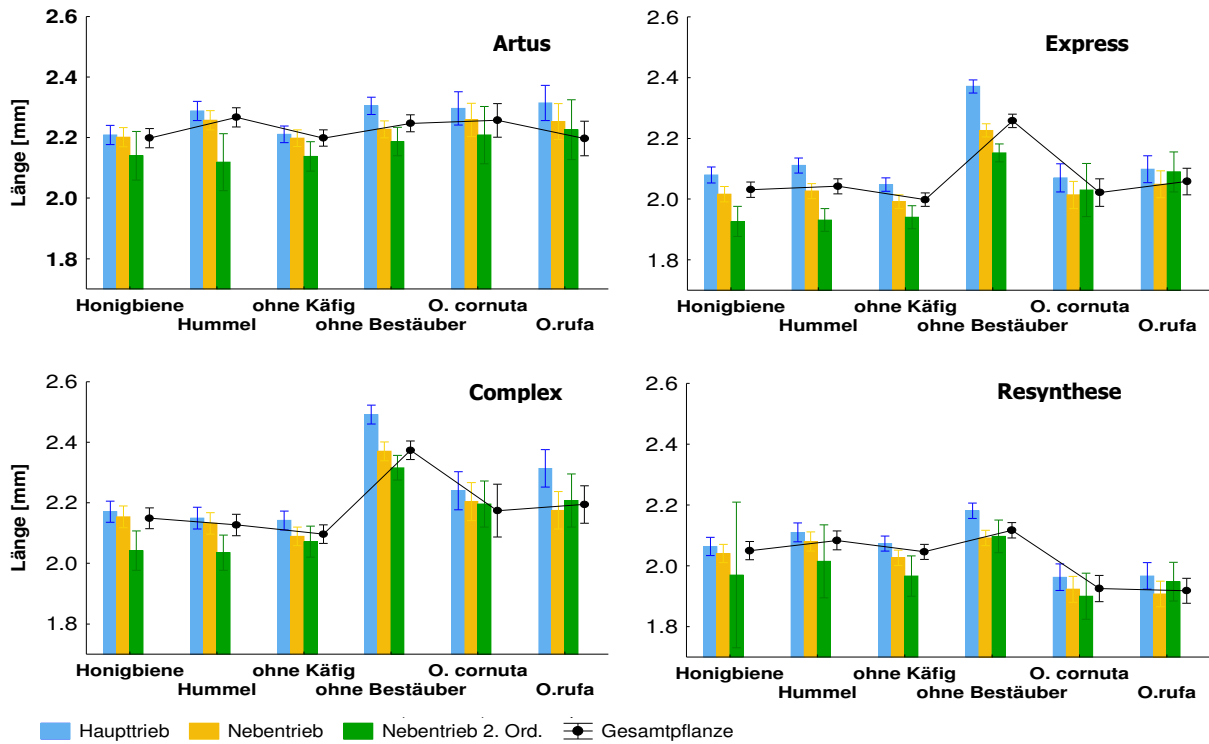


Abb. 36: „Länge der Körner“ bezogen auf die Gesamtpflanze und verschiedene Pflanzenteile der getesteten Sorten von Winterraps (*Brassica napus*). Die statistische Auswertung mit Hilfe einer Varianzanalyse zeigt jeweils einen signifikanten Zusammenhang ($p < 0,001$)

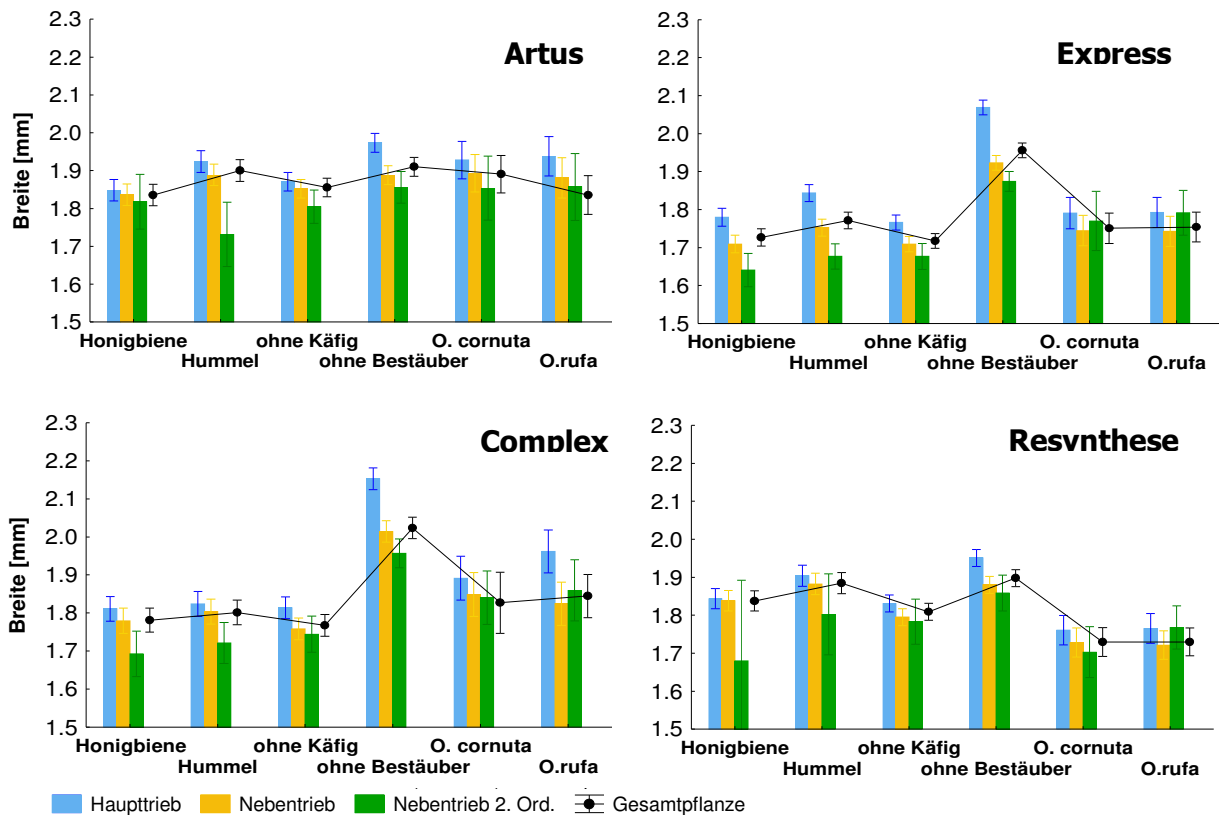


Abb. 37: „Breite der Körner“ bezogen auf die Gesamtpflanze und verschiedene Pflanzenteile der getesteten Sorten von Winterraps (*Brassica napus*). Die statistische Auswertung mit Hilfe einer Varianzanalyse zeigt jeweils einen signifikanten Zusammenhang ($p < 0,001$).

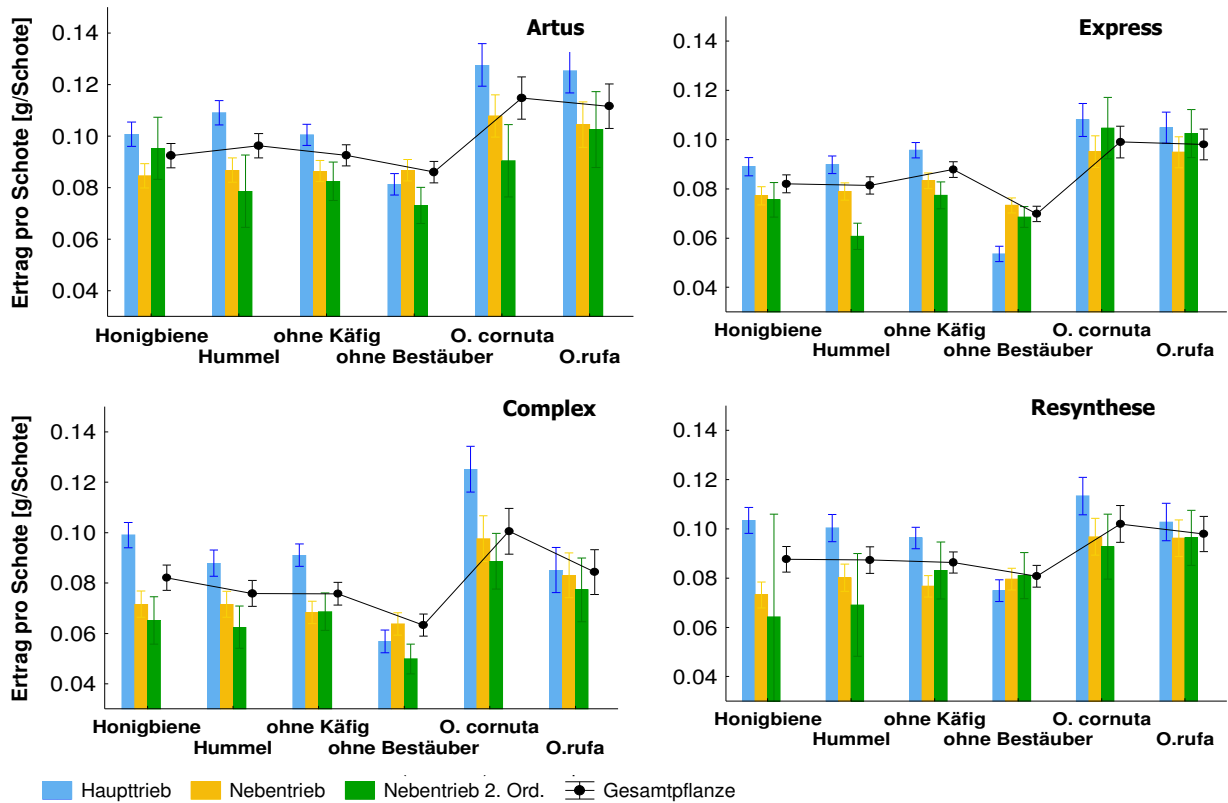


Abb. 38: „Ertrag pro Schote“ bezogen auf die Gesamtpflanze und verschiedene Pflanzenteile der getesteten Sorten von Winterraps (*Brassica napus*). Die statistische Auswertung mit Hilfe einer Varianzanalyse zeigt jeweils einen signifikanten Zusammenhang ($p < 0,001$).

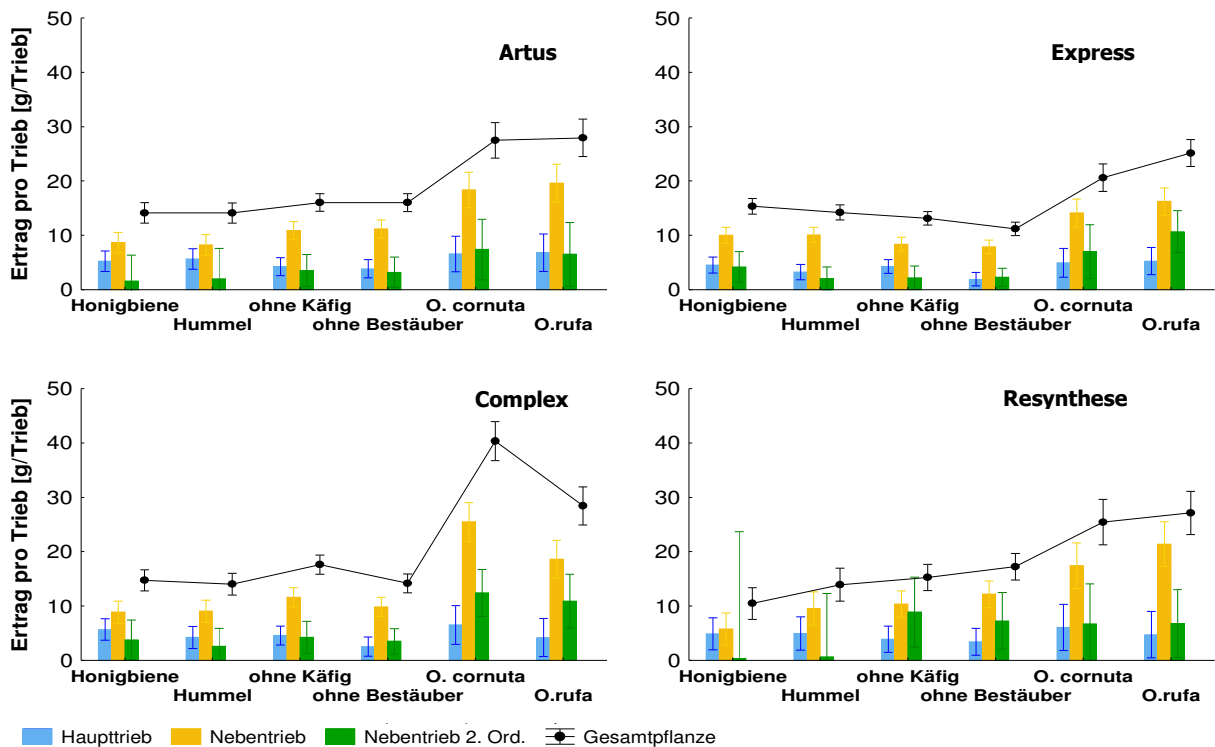


Abb. 39: „Ertrag pro Pflanze“ bezogen auf die Gesamtpflanze und verschiedene Pflanzenteile der getesteten Sorten von Winterraps (*Brassica napus*). Die statistische Auswertung mit Hilfe einer Varianzanalyse zeigt jeweils einen signifikanten Zusammenhang ($p < 0,001$).



10 DANKSAGUNG

Ich bedanke mich ganz herzlich bei Herrn Professor Dr. Wolters für die Überlassung des Themas sowie für die gute und geduldige Unterstützung während meiner Promotionszeit.

Herrn Prof. Dr. Friedt danke ich für die uneingeschränkte Nutzung der vorhandenen Geräte und für die Bereitstellung von Raum und Ressourcen des Versuchsgutes in Rauschholzhausen.

Ich bedanke mich außerordentlich beim gesamten Team in Rauschholzhausen und besonders bei Mechthild Schwarte, ohne deren Zutun die Feldarbeiten unmöglich gewesen wären.

Dem Institut für Pflanzenzüchtung und insbesondere Dr. Tobias Spiller, Anke Gehringer und Dr. Roland Betzel danke ich für die vielen kleinen Auskünfte, die mich immer einen Schritt weiterbrachten.

Darüber hinaus danke ich allen helfenden Seelen des Instituts für Tierökologie für die Unterstützung und Zusammenarbeit während meiner Promotionszeit.

Für den stets fruchtbaren Gedankenaustausch bedanke ich mich bei Silke Vetter, Frank Jauker, Sabine Mayr, Henriette Dahms, Dr. Jens Dauber und Dr. Klemens Ekschmitt.

Mein Dank gilt allen Korrekturlesern und -leserinnen, insbesondere Herrn Prof. Dr. Gerhard Augst, für das unermüdliche und zahlreiche Lesen dieser Arbeit sowie die hilfreichen Tipps und Kommentare.

Ein spezieller Dank gilt Oliver Fox. Seinem doppelten Einsatz in unserer Firma ist es zu verdanken, dass die Arbeit überhaupt verwirklicht werden konnte.

Gerhard Weber, Ute Weber und Julia Weber danke ich dafür, dass sie mich immer mit offenen Armen empfangen haben. Ich danke ihnen selbstverständlich auch, dass mir bei der Ernte der 10 Millionen Rapskörner tatkräftig geholfen haben.

Meiner Mutter danke ich für die Unterstützung während meines Studiums und meiner Dissertation.

Mein größter Dank gilt aber meiner Freundin Simone Weber. Ich bewundere, dass sie stets an mich geglaubt hat und ich immer auf ihre uneingeschränkte Unterstützung zählen konnte. Nichts hat mir so geholfen wie unsere privaten Gespräche und fachlichen Diskussionen.

Erklärung

Ich erkläre:

Ich habe die vorgelegte Dissertation selbstständig und ohne unerlaubte fremde Hilfe und nur mit den Hilfen angefertigt, die ich in der Dissertation angegeben habe.

Alle Textstellen, die wörtlich oder sinngemäß aus veröffentlichten Schriften entnommen sind, und alle Angaben, die auf mündlichen Auskünften beruhen, sind als solche kenntlich gemacht.

Bei den von mir durchgeführten und in der Dissertation erwähnten Untersuchungen habe ich die Grundsätze guter wissenschaftlicher Praxis, wie sie in der „Satzung der Justus-Liebig-Universität Gießen zur Sicherung guter wissenschaftlicher Praxis“ niedergelegt sind, eingehalten.

Gießen, 17.01. 2008