

Vergleichende Betrachtung zur Verbreitung von Segetalarten in einer konventionell und biologisch bewirtschafteten Kulturlandschaft

Masterarbeit

zur Erlangung des akademischen Grades „Master of Science“ („M.Sc.“)

eingereicht von Stefanie Rüscher

Masterstudium Ökologische Landwirtschaft



Universität für Bodenkultur Wien

Betreuer: Univ.Prof. Dipl.Geograph Dr. Karl Georg Bernhardt
Department für Integrative Biologie und Biodiversitätsforschung,
Institut für Botanik, Universität für Bodenkultur, Wien

Wien, April 2013

"Eines Tages bemerkte er, wie einige Leute der Gegend sich abmühten, Brennesseln auszureißen. Er besah sich den Haufen der entwurzelten und schon verdorrten Pflanzen und sprach dann : 'Die sind tot. Es wäre aber gut, wenn man sie auszunützen wüßte. Wenn die Nessel jung ist, sind ihre Blätter ein vorzügliches Gemüse. Wenn sie älter wird, hat sie Fasern und Fibern wie der Hanf und der Flachs. Leinwand aus Nesseln ist gleichwertig wie Hanfleinen. Zerhackt ist die Nessel eine gute Nahrung für das Geflügel, zermahlen ist sie gut für das Hornvieh. Nesselsamen, den man dem Futter beimischt, macht das Haar der Tiere glänzend; Nesselwurzeln, vermengt mit Salz, ergeben eine schöne gelbe Farbe. Übrigens ist es ein vortreffliches Heu, das man zweimal ernten kann. Und was brauchen Nesseln ? Wenig Erde, keine Pflege, keinerlei Anbau. Allerdings fallen die Samen ständig ab, so wie sie reifen, und sind deshalb schwierig zu sammeln. Aber das ist alles. Wenn man sich etwas um sie bemühte, wäre die Nessel nützlich. Doch man vernachlässigt sie, und so wird sie schädlich. Zuletzt muß man sie vernichten. Wieviele Menschen gibt es, die der Brennessel gleichen !'

Nach einem kurzen Schweigen fügte er hinzu : 'Merkt euch, liebe Freunde : Es gibt weder schlechte Pflanzen noch schlechte Menschen. Es gibt nur schlechte Pflanzer.' "

Danke, Mama, für alles.

Danke dir Papa, euch beiden, für eure unermüdliche Geduld und eure Begleitung - in nicht nur finanzieller Hinsicht.

Danke meinen Schwestern, fürs Schwestersein. Für's Reden und Dasein.

Phil, Kat, Valle - ich danke euch von Herzen. Für eure einzigartige Freundschaft, die mir während der Wien-Zeit eine kleine Welt bedeutete.

Danke meinen Rili's, für die Boku-Zeit mit euch, für das Lachen, Weinen, Kreischen, für die Verrücktheiten..

Danke, Marie-Louise, für deine unschätzbare Hilfe, deine Vorschläge und Ideen, für alles, was du mir gezeigt hast. Dafür, dass die Arbeit Spaß gemacht hat.

Danke Ihnen, lieber Herr Professor Bernhardt, fürs Aufmuntern, fürs gute Zureden und Mut machen. Ich wusste Ihre Betreuung sehr zu schätzen.

Inhaltsverzeichnis

1	Einleitung.....	4
1.1	Fragestellung und Zielsetzung	6
1.2	Projekt Mubil.....	7
2	Untersuchungsgebiet.....	8
2.1	Geografische Lage	10
2.2	Klima.....	10
2.3	Geologie und Böden.....	12
3	Methoden	13
4	Ergebnisse - Verbreitung der Segetalarten in der Kulturlandschaft Rutzendorf und Umgebung.....	15
4.1	Die zehn dominantesten Arten und ihre Verteilung innerhalb der einzelnen Transekt-Äste.	16
4.1.1	Konventionelle Bewirtschaftung	17
4.1.2	Biologische Bewirtschaftung.....	19
4.1.3	Verteilung der dominantesten Arten in Abhängigkeit von der angebauten Kulturfrucht.....	20
4.2	Anteil der zehn dominantesten Arten an der Beikrautgesamtdeckung	21
4.3	Shannon-Weaver-Index und Evenness.....	25
4.4	Die häufigsten Arten als Zeigerpflanzen	27
5	Diskussion	28
5.1	Einfluss und Grenzen biologischer Landwirtschaft.....	28
5.2	Wesentliche Einflussfaktoren auf die Biodiversität.....	29

5.3	Naturschutzfachliche Gesichtspunkte	31
5.4	Ökonomische Gesichtspunkte.....	32
5.5	Methodische Gesichtspunkte	32
5.5.1	Kritische Betrachtung der Vorgehensweise von Untersuchungen zur Biodiversität	32
5.5.2	Kritische Betrachtung der Indikationsmethoden zur Bewertung von Biodiversität.....	37
5.6	Potential zur Erhöhung der Biodiversität.....	39
6	Fazit und Ausblick	44
	Literaturverzeichnis.....	46
	Abbildungsverzeichnis	49

I. Zusammenfassung

Die Biodiversität umfasst die Vielfalt des Lebens auf allen Ebenen: die Artenvielfalt, die genetische Vielfalt sowie die Vielfalt der Lebensräume und Ökosysteme. Eine reiche biologische Vielfalt stellt die Grundlage für das Funktionieren verschiedenster Prozesse im Naturhaushalt dar (Pfiffner 2012). Die Segetalflora leistet einen nennenswerten Beitrag zur Verbesserung der Bodengare und des Erosionsschutzes, bietet Kleinlebensräume für diverse Nützlinge und erhöht aufgrund ihrer phytosanitären Wirkungen die Selbstregulationsfähigkeit von Äckern (Herrmann u. Plakolm 1993, S. 19-20). Weiters besitzen Ackerwildkräuter wertvolle sekundäre Pflanzeninhaltsstoffe und hohe Nährwerte in ernährungsphysiologischem Sinne, welche jene von Kulturgemüse weitaus übertreffen. Dies beschreibt, welche vielfältigen Anwendungsmöglichkeiten den Ackerwildkräutern als Heilpflanzen und Wildgemüse zukommen.

Die Erhebungen sollen zeigen, ob es Unterschiede in der Verbreitung von Segetalarten zwischen biologisch und konventionell bewirtschafteten Systemen gibt und inwieweit biologische Anbauflächen in der Zusammensetzung der Begleitflora von ihrer Umgebung beeinflusst werden. Eine Umgebungskartierung der Vegetation rund um den Biobetrieb Rutzendorf soll hierfür die vorhandene Segetalflora dokumentieren. Die Vegetationsaufnahmen finden im Rahmen des seit 2003 bestehenden interdisziplinären Projekts „MUBIL – Monitoring Umstellung auf Biologischen Landbau“ auf dem Bio-Betrieb Rutzendorf der *Landwirtschaftlichen Bundesversuchswirtschaften GmbH* im Marchfeld statt.

Die Annahme, dass biologische Landwirtschaft zur Erhöhung der Biodiversität beitrage und somit auf biologisch bewirtschafteten Äckern eine größere Artenvielfalt herrsche, ist weit verbreitet. Ergebnis dieses Versuches ist jedoch, dass beide Wirtschaftsweisen eine nahezu identische Artenzahl aufweisen. Die minimal höhere Artenzahl biologischer Flächen ist als nicht signifikant anzusehen. Somit schlägt sich die knappe Überlegenheit in der Artenzahl biologischer Flächen nicht im Shannon-Index nieder. Auf den biologischen Flächen ist eine geringere Diversität im Sinne der Auffassung Shannon-Weaver's zu verzeichnen, zudem unterliegen die Arten auf den biologischen Flächen einer geringeren Evenness. Welche Faktoren schlussendlich ausschlaggebend für diesen Versuchsausgang sein mögen, wird genauer erläutert.

Schlagwörter: Segetalflora; Ackerwildkräuter; Beikräuter; biologisch, konventionell; Marchfeld; Rutzendorf; MUBIL

II. Abstract

Biodiversity includes the variety of life on all levels: species diversity, genetic diversity and the diversity of habitats and ecosystems. A rich biodiversity is the basis for the functioning of various processes in nature (Pfiffner 2012). The Segetalflora makes a significant contribution to improve the tilth and erosion control, provides small habitats for various beneficial organisms and increases plant health effects due to their ability to self-regulation of fields (Herrmann and Plakolm 1993, pp. 19-20). Step further, wild herbs have valuable phytochemicals and high nutritional-physiological value that those of culture vegetables surpass by far. This describes the variety of applications incumbent arable weeds as medicinal herb and wild vegetables.

The surveys are intended to determine if there are differences in the distribution of weed species between organic and conventional farmed systems and how biological crops are affected in the composition of the field flora from their environment. A survey of conventional vegetation surrounding the organic farm Rutzendorf shall document the existing arable plant communities. The vegetation surveys took place within the interdisciplinary project "MUBIL - Monitoring Umstellung auf Biologischen Landbau" (Monitoring Conversion to Organic Farming) held at the organic farm Rutzendorf from the *Landwirtschaftlichen Bundesversuchswirtschaften GmbH* in Marchfeld.

The assumption that organic farming increase biodiversity and thus organic farmed fields hold greater richness in weed species is widespread. Result of this experiment is that both systems have almost identical numbers of segetal species. The slightly higher number of species of biological fields can't be seen as significant. Therefore the brief superiority in the number of species of biological plots is not reflected in the Shannon-Weaver-Index. In biological areas a low diversity in the sense of Shannon-Weaver view is observed, furthermore the species on biological plots are subjected to a lower evenness. What factors ultimately may be determining for this attempt denouement is explained in more detail.

Schlagwörter: *segetal weeds, arable weeds, wild herbs, organic, conventional, Marchfeld; Rutzendorf; MUBIL*

1 Einleitung

Die sich über Jahrtausende immer wieder neu regulierenden ökologischen Gleichgewichte kennen keine „überflüssigen“ Arten, jeder Verlust bedeutet ein Ungleichgewicht. So kann die Ausrottung oder Einschleppung einzelner Arten oft unabsehbare Folgen nach sich ziehen, die komplexen ökologischen Wechselwirkungen sind bislang kaum verstanden. Die Vielfalt von Arten und Anlagen stellt einen „globalen Genpool“ dar, aus dem sich bei Veränderung der Umweltbedingungen neue Lösungen entwickeln können. Der Schwund von Arten bzw. Ökosystemen kann außerdem klimatische Folgen haben. Als Beispiel dafür sind natürliche Urwälder zu nennen, welche wesentlich mehr Wasser binden und CO₂ absorbieren, als es jedwede künstlich gepflanzten Forste der gleichen Klimazone vermögen (GEO Nr. 7/1999).

Intensivierung und Ausbreitung moderner Landwirtschaftspraktiken zählen weltweit zu den größten Bedrohungen für die Artenvielfalt. Als grundlegende Ursachen für den seit der Wende zum 20. Jahrhundert verstärkten Artenrückgang innerhalb der Kulturlandschaft sind der Einsatz von Pestiziden, großflächige Flurbereinigung und das einheitlich hohe Düngenniveau zu nennen, sodass Arten, die auf nährstoffarme Standorte angewiesen sind, zu den am meisten gefährdetsten geworden sind. Auf diese Weise hat sich auf Jahrzehnte lang intensiv bewirtschafteten Äckern das Artenspektrum ehemals arten- und blütenreicher Ackerwildkrautgesellschaften auf wenige ausdauernde Problemunkräuter reduzieren können. Gefördert durch Maßnahmen der Flächenstilllegung kommt es gleichzeitig zur Aufgabe flachgründiger Grenzertragsböden, welche für viele vom Aussterben bedrohte Ackerbeikräuter ihr letztes Rückzugsgebiet bedeuten. Ohne regelmäßige Bodenbearbeitung wird ihnen deren Lebensgrundlage entzogen (van Elsen und Götz 2000).

Die Einführung der Mineraldüngung führte zu einer Polarisierung der Landschaft in überdüngte und übernutzte Intensiv- und aus der Nutzung fallende Extensivgebiete. Der über Konsumverhalten und durch politische Entscheidungen verursachte Druck auf die Landwirtschaft, unter möglichst niedrigem Aufwand Höchsterträge zu erwirtschaften, hat zur Folge, dass monetär unrentable Landschaftsteile aus der Nutzung herausgenommen werden und sich allmählich wieder zum Ausgangszustand Laubwald zurück entwickeln.

Mit zunehmender Perfektionierung ihrer verschiedenen Verfahren kann auch mechanische Bodenbearbeitung durchaus zu einem weiteren Rückgang der Arten beitragen. Die Tendenz, dass auch ökologische Anbauverfahren durch eine Intensivierung ihrer Bewirtschaftung Aspekten des Naturschutzes entgegen stehen, nimmt zu (van Elsen und Götz 2000). Die

Verbesserung nicht-chemischer Beikrautbekämpfung sowie eine allgemeine Optimierung der Produktionstechnik im Ökologischen Landbau wurden durch den gesellschaftlichen Druck, vergleichbare Erträge wie konventionell wirtschaftende Betriebe zu erzielen, gefördert. Der Erhalt einer vielgestaltigen Kulturlandschaft und ihrer Biodiversität als unentgeltlich erbrachte Leistung werden bisher kaum honoriert. Entsprechend bemisst sich der "Wert" dieser Leistung auch bei vielen ökologisch wirtschaftenden Betrieben rein nach dem eventuellen Nutzen für das Produktionsziel (van Elsen 2000).

Auch spielen Einflussfaktoren mit, welche die sie auszeichnende Charakteristik verschiedener Standorte verändern. Dazu gehören Maßnahmen wie die Aufkalkung saurer, die Aufdüngung nährstoffarmer, und die Drainage feuchter Standorte (Elsen und Götz 2000). Die Aggregation intensiv bewirtschafteter Ackerflächen bei gleichzeitig zunehmender Bodenverdichtung resultierte in eine Verwandlung ehemals komplexer Landschaften mit relativ hohen Anteilen an natürlichen Lebensräumen hin zu einfachen, groß strukturierten Landschaften, vorwiegend bestehend aus Ackerflächen (Roschewitz et al. 2005). Entsprechend verarmt die Fauna der Äcker, die vielfach direkt oder indirekt auf Ackerwildkräuter als Nahrungsquelle angewiesen ist (Elsen und Götz 2000).

Allen üblichen Verfahren zur "Unkrautbekämpfung" liegt zu Grunde, dass wirtschaftlich schädigende "Problemunkräuter" weniger beeinträchtigt werden können, als empfindlichere Ackerwildkräuter, welche sich in Mitteleuropa oft am Rande ihres Verbreitungsgebietes befinden und oft zu den bedrohten Segetalarten gehören (van Elsen 2000).

Maßgeblich haben dramatische Rückgänge in Reichweite sowie Abundanz vieler Ackerwildkräuter seit den späten 70er Jahren des 20. Jahrhunderts zu wachsender Besorgnis über die Nachhaltigkeit der derzeitigen intensiv betriebenen Landwirtschaft geführt, welche außerdem Besorgnis über Wasserverschmutzung, Bodenerosion, Landschaftsqualität und Lebensmittelsicherheit beinhalten (Hole 2005). Nachhaltig wirtschaftende Systeme wie der ökologische Landbau werden trotz Ungenügsamkeit in mancherlei Hinsicht vielfach als einen möglichen Lösungsweg hinsichtlich dieses anhaltenden Verlustes biologischer Diversität gesehen (Elsen und Götz 2000).

1.1 Fragestellung und Zielsetzung

Ziel dieser Arbeit ist die Feststellung von Unterschieden in der Verbreitung von Segetalarten zwischen biologisch und konventionell bewirtschafteten Flächen. Anschließend werden etwaig auftretende Differenzen gemäß der gewählten Arbeitshypothese *„Es besteht kein deutlicher Gradient hinsichtlich der Diversität der Beikrautflora zwischen konventioneller und biologischer Bewirtschaftung“*, erörtert. Die Erhebungen sollen zeigen, inwieweit biologische Anbauflächen in der Zusammensetzung der Begleitflora von ihrer Umgebung beeinflusst werden und ob umgebende Flächen als Einwanderungsquelle für die Äcker des Biobetriebs Rutzendorf dienen können. Eine Umgebungskartierung der Vegetation rund um den Biobetrieb Rutzendorf soll hierfür die vorhandene Segetalflora dokumentieren. Das Marchfeld stellt im Grunde eine sehr artenarme Landschaft dar; inwieweit sich dennoch Unterschiede innerhalb dieser biodiversitätsarmen Strukturen erheben lassen, bleibt dahin gestellt.

Die Vegetationsaufnahmen finden im Rahmen des seit 2003 bestehenden interdisziplinären Projekts *„MUBIL – Monitoring Umstellung auf Biologischen Landbau“* auf dem Bio-Betrieb Rutzendorf der *Landwirtschaftlichen Bundesversuchswirtschaften GmbH* im Marchfeld statt.

Die Fragestellungen lauten wie folgt:

Welche Unterschiede bestehen zwischen biologischer und konventioneller Bewirtschaftung im Hinblick auf Artenzahl und Häufigkeit von Ackerwildkräutern?

Kann biologische Bewirtschaftung die Vielfalt von Ackerwildkräutern erhalten bzw. fördern?

Stellen umgebende Flächen eine Einwanderungsquelle von Segetalarten für die Versuchsflächen in Rutzendorf dar?

Besteht Potential zur Erhöhung der Artenvielfalt?

1.2 Projekt Mubil

Im Rahmen dieses Monitorings wurde ein Forschungsverbund von zwölf Projektpartnern mit der Aufgabe betraut, anhand eines konkreten Betriebes die agrarökologischen Entwicklungsdynamiken, Leistungen und Wirkungen des biologischen Ackerbaus und den Nutzen von Nützlings- und Blühstreifen sowie von Hecken und Baumreihen bezüglich der Schutzgüter Biodiversität, Bodenqualität und Klima zu bewerten (Freyer et al. 2012). Das Projekt ist in verschiedene Teilprojekte gegliedert, welche in Abhängigkeit von ihrer Forschungsfrage auf unterschiedlichen Erhebungsflächen und Untersuchungsebenen arbeiten (Freyer 2010).

Die Ackerwildkrautflora wird seit dem Jahr 2003 sowohl in der oberflächlichen Vegetation als auch in der Diasporenbank im Boden erhoben. Seit der Umstellung auf biologische Bewirtschaftung ist eine Diversitätssteigerung erkennbar, welche in den ersten Jahren sehr gering und unregelmäßig erschien und erst 2007 deutlich bestätigt wurde. Auch im Vergleich mit der konventionellen Referenzfläche ist die Anzahl der Ackerwildkrautarten deutlich erhöht.

Im Jahr 2003 wurden insgesamt 35 Ackerwildkräuterarten notiert. Diese Zahl stieg un stetig auf 80 im Jahr 2010 an, wobei angenommen wird, dass diese hohe Artenzahl auch auf die extremen Witterungsbedingungen dieses Jahres zurückzuführen sei. Im Zeitraum 2003 bis 2010 wurden in der aktuellen Vegetation und in der Diasporenbank insgesamt 152 Arten identifiziert. Die Diasporen korrelieren in ihrer Menge mit der Oberflächenvegetation und beide hängen wiederum stark von der gegenwärtig angebauten Kulturfrucht ab.

2 Untersuchungsgebiet

Die Untersuchung findet auf den Flächen sowie der Umgebung des Biobetriebs Rutzendorf, einem Teilbetrieb der Landwirtschaftlichen Bundesversuchswirtschaften (BVW) GmbH, welche die Betriebsleitung inne hat und den Betrieb bewirtschaftet, statt. Dem Institut für Ökologischen Landbau (IfÖL) der Universität für Bodenkultur Wien wurde im Rahmen des interdisziplinären Forschungsprojekts MUBIL die wissenschaftliche Begleitung der Betriebsentwicklung übertragen.

Der Biobetrieb Rutzendorf ist ein viehloser Marktfruchtbetrieb und wird nach den Richtlinien der *Bio Austria* bewirtschaftet. Er befindet sich in der Ortschaft Rutzendorf, Gemeinde Groß Enzersdorf im Marchfeld, 8 km östlich der Stadtgrenze von Wien auf einer Seehöhe von etwa 154m. Die landwirtschaftlich genutzte Fläche beträgt 143 ha, davon sind 3 ha als Dauerbrache angelegt. Seit dem Jahr 2003 sind die Ackerflächen gemäß der acht-feldrigen Zielfruchtfolge (zwei Jahre Luzerne, Winterweizen + Zwischenfrucht, Körnermais, Sommergerste + Zwischenfrucht, Erbse + Zwischenfrucht, Winterweizen, Winterroggen) in acht Schläge unterschiedlicher Größe, zwischen 5 und 18 ha, unterteilt. 1,8 % der Ackerflächen sind als Ökostreifen angelegt.



Abb. 1: Landschaftsausschnitt der biologischen Versuchswirtschaft Rutzendorf

Bei den Betriebsflächen handelt es sich um einen Landschaftsausschnitt, der neben den arrondierten Ackerflächen auch Brachflächen, Feldraine und Feldsäume, Hecken und

Baumreihen sowie Feldwege umfasst. Eine Fläche im Ausmaß von 2 ha ist an die AGES verpachtet, diese teilt sich in eine konventionelle Ackerfläche für Versuche und in eine Brachfläche (Freyer 2010).

Die Umstellung auf organisch biologische Wirtschaftsweise erfolgte im Herbst 2001, im Jahr 2002 konnte die erste Umstellungsernte eingefahren werden. Im ersten Jahr der biologischen Bewirtschaftung waren - gemäß der vorangegangenen Bewirtschaftungsweise - auf 91 % der Fläche Winter- und Sommergetreide und auf 9 % der Fläche Luzerne angebaut. In den Jahren 2003 und 2004 der weiteren Umstellungsphase wurde der Luzerneanteil deutlich erhöht.

Der mittlere Zwischenfruchtanteil in den Jahren 2003 bis 2009 lag bei 35 %. Die angesäten Zwischenfrüchte waren ein Gemenge aus Leguminosen und Nichtleguminosen. Die Zielfruchtfolge baut auf einem Grundgerüst aus der Körnerleguminose Erbse und der strukturaufbauenden Futterleguminose Luzerne (zweijährig) auf, welche im Frühjahr als Untersaat in Getreide oder nach einem Grubberstrich im Sommer angebaut wird. Dazwischen steht Getreide und Körnermais. Die Grundbodenbearbeitung erfolgt in der Regel mit Grubber und Pflug (Freyer 2010).

Im Wesentlichen unterscheiden sich ökologisch und konventionell wirtschaftende Betriebe im Marchfeld, neben einer Einschränkung zugelassener Betriebsmittel, bezüglich ihrer Fruchtfolgen. Leguminosen werden auf konventionell landwirtschaftenden Betrieben nur dann angebaut, wenn das Ernteprodukt am eigenen Betrieb gebraucht wird oder vermarktbar ist. In Biobetrieben wird Leguminosenanbau zur biologischen Stickstofffixierung eingesetzt. Ist das Endprodukt nicht vermarktbar, kommt diesem eine anderweitige Verwendung zu, so werden Luzernebestände beispielsweise gemulcht (persönliche Mitteilung DI J. Springer, LK Nö, 15.04 2013).

2.1 Geografische Lage

Der Biobetrieb Rutzendorf liegt im Marchfeld, eine der größten und intensivst ackerbaulich genutzten Ebenen Österreichs. Das Marchfeld bildet den nördlichen Teil des Wiener Beckens und wird im Süden von der Donau, im Osten von der March, im Norden vom Großen Wagram (Weinviertler Hügelland) und im Westen vom Bisamberg begrenzt.

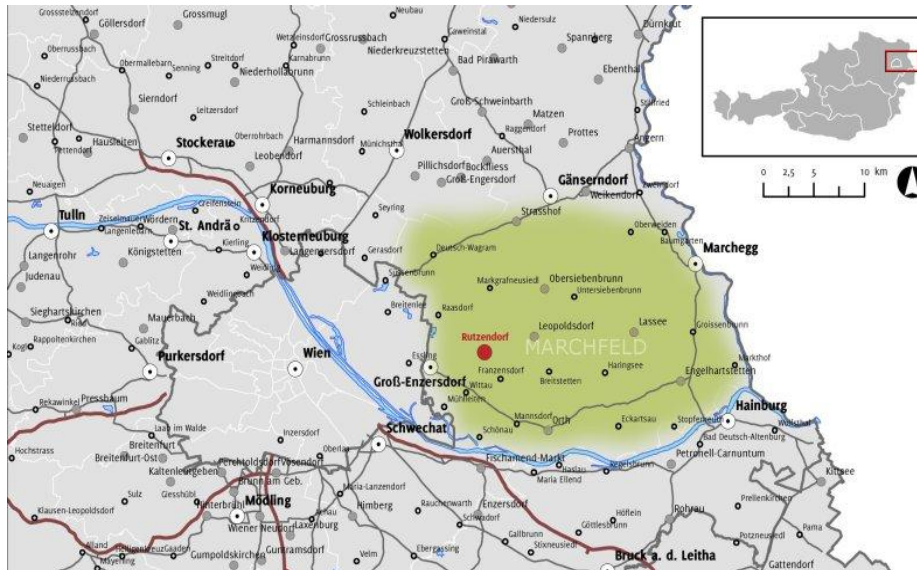


Abb. 2: Geografische Lage Rutzendorfs innerhalb des Marchfeldes (Arc Austria, Corine Landcover)

Die Gesamtfläche des Marchfelds beträgt rund 1000 km², die Seehöhe liegt zwischen 137 m und 165 m. Das Marchfeld ist Teil des Hauptproduktionsgebietes „Nordöstliches Flach- und Hügelland“ und bildet selbst das Kleinproduktionsgebiet Marchfeld (Nestroy 1973).

2.2 Klima

Das Klima im Marchfeld ist semi-arid und kann als Übergang zwischen dem west-europäischen, maritimen und dem osteuropäischen, kontinentalen Klimaraum angesehen werden. Die Winter sind kalt und oft schneearm mit häufig starken Frösten, die Sommer heiß und phasenweise sehr trocken (Nestroy 1973).

Der pannonische Raum, wie ebendieses Übergangsgebiet genannt wird, ist charakterisiert durch viel Sonneneinstrahlung, hohe Temperatursummen in der Vegetationsperiode und relativ geringe Niederschläge. Die Jahresniederschlagssumme liegt um die 600 mm, die

Jahresmitteltemperatur 9,4°C. Diese weitgehend einheitlichen Klimaverhältnisse des Marchfeldes werden von den Klimastationen in Obersiebenbrunn (151 m Seehöhe) erfasst.

Die absoluten Temperaturmaxima bzw. -minima differieren sehr stark. Im Winter sinken die Temperaturen örtlich bis -30 °C ab, im Sommer steigen sie auf über 35°C an. Die Zahl der Frosttage (Temperaturminimum unter 0°C) beträgt 80, die der Eistage (Maximum unter 0°C) 25. Der letzte Frost tritt durchschnittlich am 16. April ein, der erste Frost am 24. Oktober. Die durchschnittliche jährliche Sonnenscheindauer beträgt mehr als 1.900 Stunden. Im Frühling und Sommer ist der Anteil der tatsächlichen an den potenziellen Sonnenscheinstunden für österreichische Verhältnisse überdurchschnittlich, im Herbst und Winter liegt dieser unter dem Durchschnitt.

Die durchschnittliche Jahresniederschlagssumme beträgt 529 mm, die meisten Niederschläge fallen im Juli. Die Summe der Niederschläge in der Vegetationsperiode (April bis August) beträgt rund 290 mm. Nebel herrscht, je nach Lage, an 35 bis 45 Tagen im Jahr.

Zu allen Jahreszeiten überwiegen die Westwinde, mit einem Häufigkeitsmaximum im Sommer und einem Minimum im Winter. Verhältnismäßig hoch ist außerdem der Anteil der Südwinde. Die stärksten Winde mit Spitzenböen von bis zu 130 km/h kommen aus dem Westen.

Die jährliche potentielle Verdunstung (also jene, die bei stets ausreichendem Wassernachschub eintreten würde) errechnet sich aus der Strahlungsbilanz, der Windgeschwindigkeit und dem Sättigungsdefizit der Luft und beträgt etwa 560 mm. Da dieser Wert im Vergleich zur Niederschlagssumme relativ hoch ist, kann vor allem in Zeiten starker Winde im Sommer mit Dürreperioden gerechnet werden (Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft 1972). Bei fehlender Vegetationsdecke, vor allem im Frühjahr sowie im Spätsommer bzw. im Herbst nach der Ernte, besteht die Gefahr von Winderosion (Freyer 2010). Vorherrschende Windrichtungen sind W und NW, bedeutend sind aber auch Winde aus dem SO (Nestroy 1973).

Klimaszenarien für diese Region zeigen eine Temperaturerhöhung in den nächsten Jahrzehnten (um mindestens 2 °C bis zu den 2050ern) und eine deutliche Zunahme der Wasserverluste aufgrund zunehmender Verdunstung. Die Jahresniederschläge werden in etwa dieselben bleiben, möglicherweise leicht abnehmen. Es wird aber zu einer Verschiebung der Niederschlagsmengen kommen. (im Sommerhalbjahr weniger, im Winterhalbjahr mehr). Es wird angenommen, dass klimatische Extremereignisse wie

Hitzeperioden und Trockenheit, aber auch Starkniederschläge, zunehmen werden. All diese Faktoren haben Folgen für den Wasserhaushalt und -bedarf, in weiterer Folge daher auch für die Ertragshöhe und -stabilität landwirtschaftlicher Kulturen an dem schon heute relativ trockenen Standort (Eitzinger et al. 2008).

2.3 Geologie und Böden

Die Ebene des Marchfeldes kann in zwei Terrassen gegliedert werden, welche durch Abtragungs- und Aufschüttungsvorgänge der Donau in der Eiszeit entstanden sind. Im Westen befindet sich die Nieder- bzw. Prater-Terrasse mit 145 bis 152 m Seehöhe, im Osten liegt die Hoch- bzw. Gänserndorfer Terrasse mit 160 bis 170 m Seehöhe. Der nicht zur Donauniederung gehörende Teil der Prater Terrasse ist von eiszeitlichen Deckschichten überlagert, die aus 1-2 m mächtigen fluvialen Feinsedimenten, lößähnlichen Sedimenten äolischen Ursprungs, von schluffigem Feinsand überdeckt, bestehen.

Häufigste Bodenarten sind Schwarzerde aus Löß (Prater-Terrasse), Feuchtschwarzerde und stellenweise anmoorige Böden in grundwassernahen Bereichen und Sand - und Schotterböden im Bereich rezenter Auen (Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft 1972).

Die Schwarzerden sind alluvialer Herkunft aus kalkreichen Feinsedimenten. Am weitesten verbreitet ist ein tiefgründiger Tschernosem aus lehmigem Schluff bis Lehm mit mäßig trockenem Wasserhaushalt und mäßiger Speicherkraft. In Rinnen und Mulden können diese größere Humusmächtigkeit und hohe Speicherkraft aufweisen. Daneben treten leichte bis mittelschwere Tschernoseme mit Sand oder Schotter im Unterboden auf, die trocken bis mäßig trocken sind und nur eine geringe bis mittlere Speicherkraft und Ertragsfähigkeit besitzen.

Nach Ergebnissen der Finanzbodenschätzung reichen die Ackerzahlen von 30 Bodenpunkten an den ungünstigsten Stellen über ca. 60 bis 70 Bodenpunkte auf den am weitesten verbreiteten lehmigen Tschernosemen bis zu über 80 Bodenpunkten in den Rinnen (Schwarzecker et al. 1993).

3 Methoden

Die Datenerhebung erfolgte in den Monaten Mai bis September mittels Vegetationsaufnahmen gemäß der „Transektmethode“ entlang einer Nord-Süd –und einer Ost-West-Achse durch die Versuchswirtschaft. Die Transekte wurden so gelegt, dass die gesamte Betriebsfläche möglichst repräsentativ abgebildet wird. Um außerdem die den Betrieb umgebenden konventionellen Felder zu erfassen, werden die Erhebungen entsprechend den festgelegten Achsen 500 Meter über den Betrieb hinaus erweitert (siehe Abbildung 3). Die Nomenklatur der Artnamen richtet sich nach ADLER und FISCHER, 1994.

Die Stichprobengröße, bzw. die Gesamtlänge der jeweils erhobenen Transekte, ist in beiden Bewirtschaftungsformen etwa dieselbe, was einen direkten Vergleich der Artenzahlen ermöglicht. Aufgrund des randomisierten Aufnahmeverfahrens werden neben Ackerflächen zudem andere Biotoptypen, wie beispielsweise Feldwege oder Grasböschungen, gekreuzt.

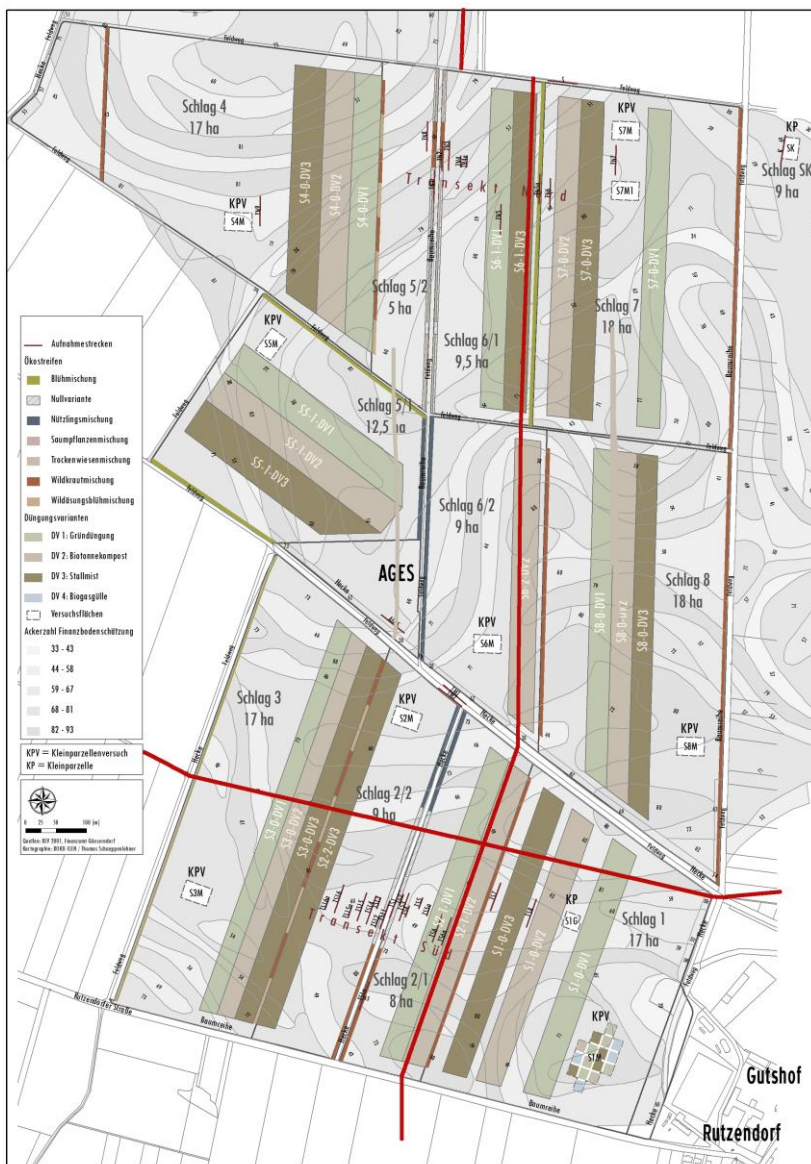


Abb. 3: Lage der Transekte im Projektgebiet Rutzendorf (Biologische Flächen der Versuchswirtschaft sind farbig dargestellt). Die konventionellen Transekte verlaufen 500m ab Betriebsgrenze in die jeweilige Himmelsrichtung (BOKU-ILEN, T. Schauppenlehner)

Die Transektachsen wurden in Teilabschnitte à 20 m unterteilt, welche sich wiederum aus einem 16m langen Linienelement und einem 4 m langen und 2 m breiten, d.h. 8 m² großen, Flächenelement zusammen setzen. Entlang der Linienelemente wurden die vorkommenden Pflanzenarten ausschließlich aufgelistet. Auf den daran anschließenden Flächenelementen wurde zudem deren Abundanz ermittelt und gemäß ihrem Deckungsgrad mittels der siebenstufigen Braun-Blanquet-Skala, wie im Folgenden beschrieben, bewertet:

r = selten (1-2 Exemplare)

+ = wenige Exemplare, Deckung unter 1%

1 = bis zu 5% der Fläche deckend

2 = 5 - 25 % der Fläche deckend

3 = 25 - 50 % der Fläche deckend

4 = 50 - 75 % der Fläche deckend

5 = 75 - 100 % der Fläche deckend

Um Häufigkeitsverteilungen der dominierenden Arten erstellen zu können, wurden den Symbolen der Braun-Blanquet-Skala numerische Werte zugeordnet (r = 2, + = 5, 1 = 10, 5 = 50, fortl.).

Da die Gesamtlänge der Transekte der biologischen Versuchsfläche annähernd dieselbe darstellt wie jene der Transekte der Umgebungskartierung, ist auch die Stichprobengröße beider Kartierungen in etwa dieselbe, was einen direkten Vergleich der Artenzahlen ermöglicht.

Desweiteren wurde aus den Erhebungsdaten der *Shannon-Weaver-Index* (Shannon und Weaver 1949) berechnet, welcher die Vielfalt betrachteter Daten beschreibt und dabei sowohl die Artenzahl, als auch die relative Häufigkeit bzw. bei Kartierungen mittels Braun-Blanquet-Skala die Artmächtigkeit berücksichtigt.

$$H_s = -\sum_{i=1}^s p_i \ln p_i \quad p_i = \frac{n_i}{N} \quad \sum_{i=1}^s p_i = 1$$

Im Folgenden ließ sich daraus die *Evenness*, die Gleichverteilung der Arten, berechnen.

$$E_s = \frac{H_s}{H_{\max}} = \frac{H_s}{\ln S}$$

4 Ergebnisse - Verbreitung der Segetalarten in der Kulturlandschaft Rutzendorf und Umgebung

Eine Vielzahl von Einflussgrößen beeinflusst die zunehmende Fluktuation der Segetalvegetation, die so Ausdruck der Gesamtheit aller wirkenden Umweltbedingungen einer jeden Anbauperiode ist. So spielen das Samenpotential im Boden, Zeit und Art der Bodenbearbeitung, Vor- und Deckfrucht, und damit fördernde bzw. hemmende Einflüsse, wie Saatedichte, Beschattung, Düngung, Pestizideinsatz, art- und sortenspezifischer Entwicklungsrhythmus u.a., Maßnahmen zur "Unkrautbekämpfung", Konkurrenzphänomene i.w.S., Witterungsverlauf und eventueller Diasporeneintrag von außen tragende Rollen (van Elsen 2000a). Inwieweit die einzelnen oben genannten, doch wesentlichen Faktoren in unserem Projektgebiet zur Wirkung kommen, konnte aufgrund begrenzten Rahmens nicht in die Erhebung mit einfließen. Diese Komponenten in einer weiteren, ausführlicheren Kartierung im Rahmen des Projektes „MUBIL“ zu untersuchen, wäre von essentiellen Wert.

Auf den Transekten der konventionell bewirtschafteten Flächen wurden 30 Arten erfasst, auf jenen biologisch bewirtschafteten Flächen waren es 34 Arten. Im Gesamten handelt es sich um 38 Arten. Acht der auf den biologisch bewirtschafteten Flächen gefundenen Arten (*Geranium pusillum*, *Arctium lappa*, *Capsella bursa-pastoris*, *Chenopodium ficifolium*, *Galium molugo*, *Lactuca serriola*, *Silene latifolia* und *Valerianella locusta*) fehlten auf den konventionellen Feldern, fünf Arten (*Cannabis sativa*, *Euphorbia exigua*, *Euphorbia platyphyllos* und *Papaver rhoeas*; wobei anzumerken ist, dass *Cannabis sativa* und *Papaver rhoeas* lediglich Einzelfunde darstellen) kamen jedoch ausschließlich auf diesen vor.

Generell sei festgehalten, dass Artenzahl und Deckungswerte der Segetalflora (meist $\leq 10\%$ Deckung) innerhalb des Biobetriebs Rutzendorf im Vergleich zu Erwartungswerten auf biologisch bewirtschafteten Feldern, sehr gering ausfallen.

Großen Einfluss auf das Aufkommen von Segetalkräutern hat die Kulturfrucht. Unter jenen Kulturen mit geringer Frühjahrsdeckung, wie Mais und Futtererbse, waren die Artenzahlen deutlich erhöht. Entgegen der Erwartung, dass aufgrund extensiver Bodenbearbeitung unter der Kultur Luzerne die meisten Beikrautarten sowie die höchsten Deckungsbeiträge derer erfasst werden würden (vgl. Wortman et al. 2010), ergab die Erhebung ein deutlich geringeres Vorkommen, als etwa unter anderen Kulturen. Die Auffassung der Autoren Eyre

et al. (2011) bestätigend, kamen in Hackfrüchten und Kulturen mit geringer Frühjahrsdeckung (Erbsen, Mais, Kartoffel) deutlich höhere Artenzahlen vor.

In der Absicht, potentielle Arten im Einzugsgebiet der Aufnahme­flächen ausfindig zu machen, wurden zudem Vegetationsaufnahmen auf ruderalen Sonderstandorten in unmittelbarer Nähe gemacht. Im Zuge dessen konnten folgende Arten erhoben werden: *Adonis aestivalis*, *Anchusa arvensis*, *Anthriscus sylvestris*, *Asperugo procumbens*, *Buglossoides arvensis*, *Conyza canadensis*, *Papaver rhoeas*, *Potentilla supina* und *Sisymbrium loeselii*.

Wie in Abbildung 3 ebenfalls ersichtlich, unterliegen die einzelnen Transektabschnitte verschiedenen Düngevarianten. Es konnten jedoch keine signifikanten Unterschiede in Artenzahl und Häufigkeit zwischen diesen festgestellt werden.

Bei einer Nachbegehung im Herbst 2012 wurden folgende weitere Arten erhoben, welche alle ausschließlich auf biologischen Flächen vorkamen: *Anthemis cf. austriaca*, *Geranium sp.*, *Raphanus raphanistrum* und *Salvia Sclarea*. Die Aufnahmen auf den konventionellen Flächen ergaben keine neuen Arten.

4.1 Die zehn dominantesten Arten und ihre Verteilung innerhalb der einzelnen Transekt-Äste

Der Vergleich der zehn häufigsten Arten und ihrer Verteilung in den Transekt-Ästen auf den konventionellen und den biologischen Flächen untereinander zeigt, dass es keinen bedeutenden Unterschied in der Artenzusammensetzung gibt (siehe Abb. 3-8). Es ist jedoch ein signifikanter Unterschied in der Häufigkeit einzelner Arten auf konventionellen Flächen im Vergleich mit jener auf biologisch bewirtschafteten zu erkennen.

So treten *Chenopodium album*, *Cirsium arvensis* und die beiden *Amaranthus*-Arten auf biologisch bewirtschafteten Flächen mit deutlichen höheren Deckungsgraden auf, als auf den konventionellen Feldern, wie in den Abbildungen 7 und 8 zu erkennen ist. Auf den Transekten der konventionellen Flächen hingegen (siehe Abb. 3-6) erreichen *Polygonum aviculare* und *Mercurialis annua* wesentlich höhere Deckungsbeiträge als auf den biologischen. Einzig *Fallopia convolvulus* als dritthäufigste Art auf den konventionell bewirtschafteten, erreicht gleichsam auf biologisch bewirtschafteten Flächen denselben Deckungsgrad von 10 %, wie in den Abbildungen 9 und 10 ersichtlich.

4.1.1 Konventionelle Bewirtschaftung

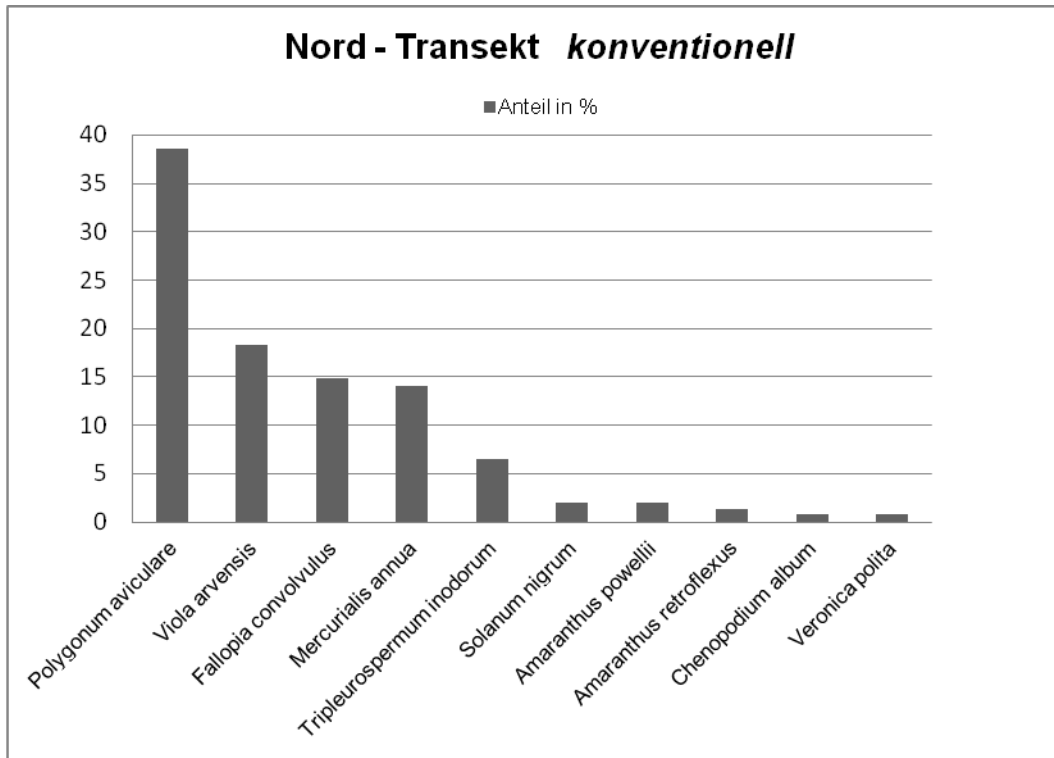


Abb. 4: Häufigkeitsverteilung der 10 dominantesten Segetalarten des konventionellen Nord-Transektiv, gemessen in % - Anteil an der Beikrautgesamtheit

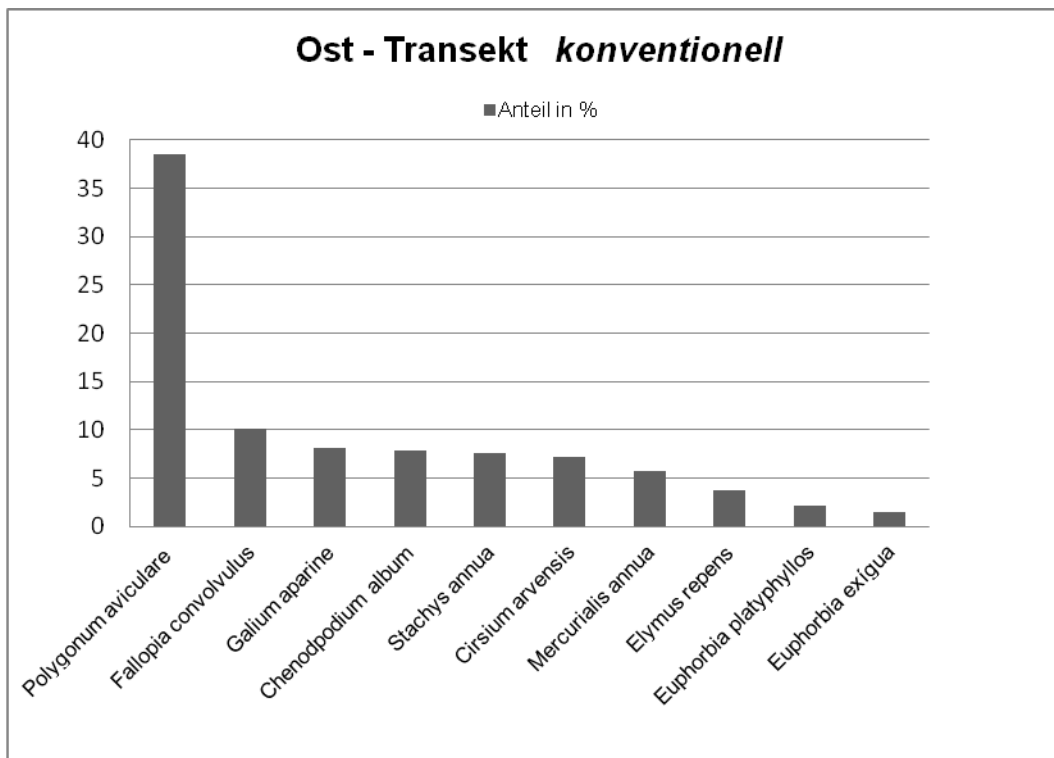


Abb. 5: Häufigkeitsverteilung der 10 dominantesten Segetalarten des konventionellen Ost-Transektiv, gemessen in % - Anteil an der Beikrautgesamtheit

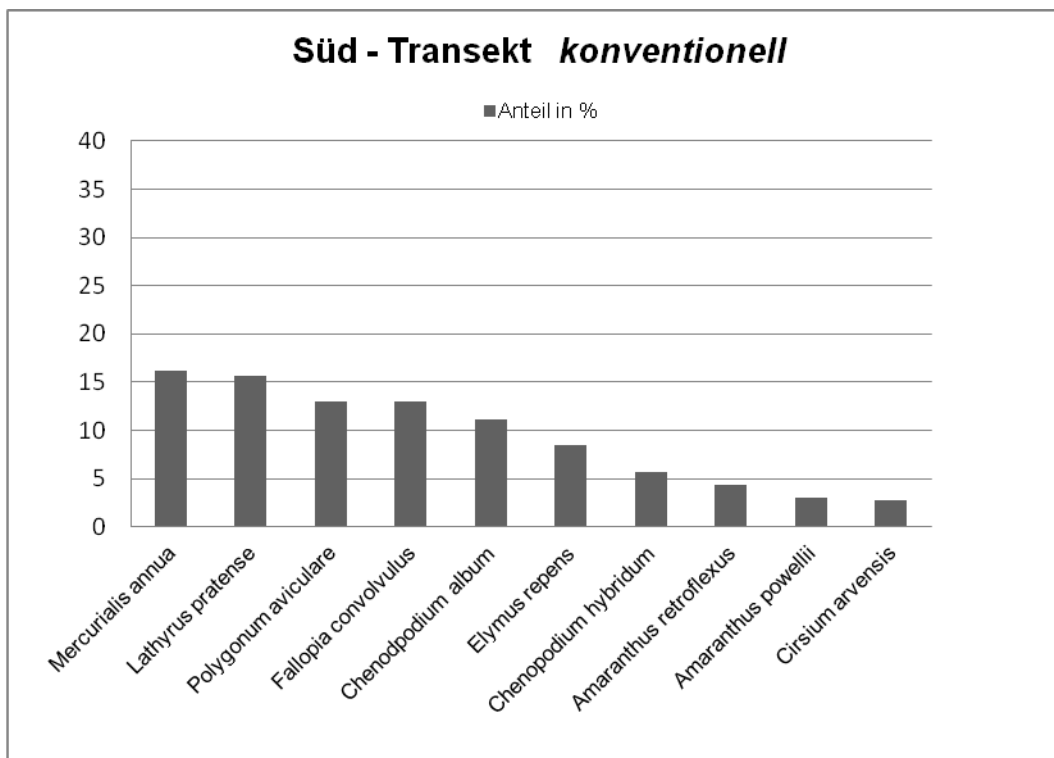


Abb. 6: Häufigkeitsverteilung der 10 dominantesten Segetalarten des konventionellen Süd-Transektiv, gemessen in Anteil in %

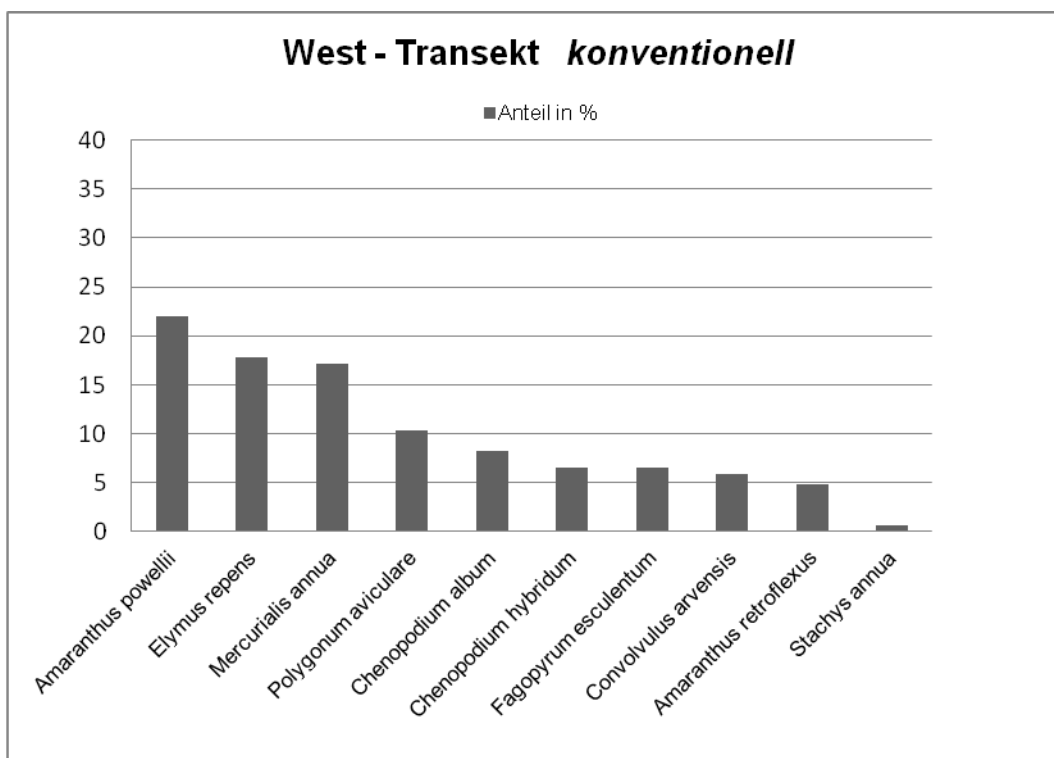


Abb. 7: Häufigkeitsverteilung der 10 dominantesten Segetalarten des konventionellen West-Transektiv, gemessen in % - Anteil an der Beikrautgesamtdeckung

4.1.2 Biologische Bewirtschaftung

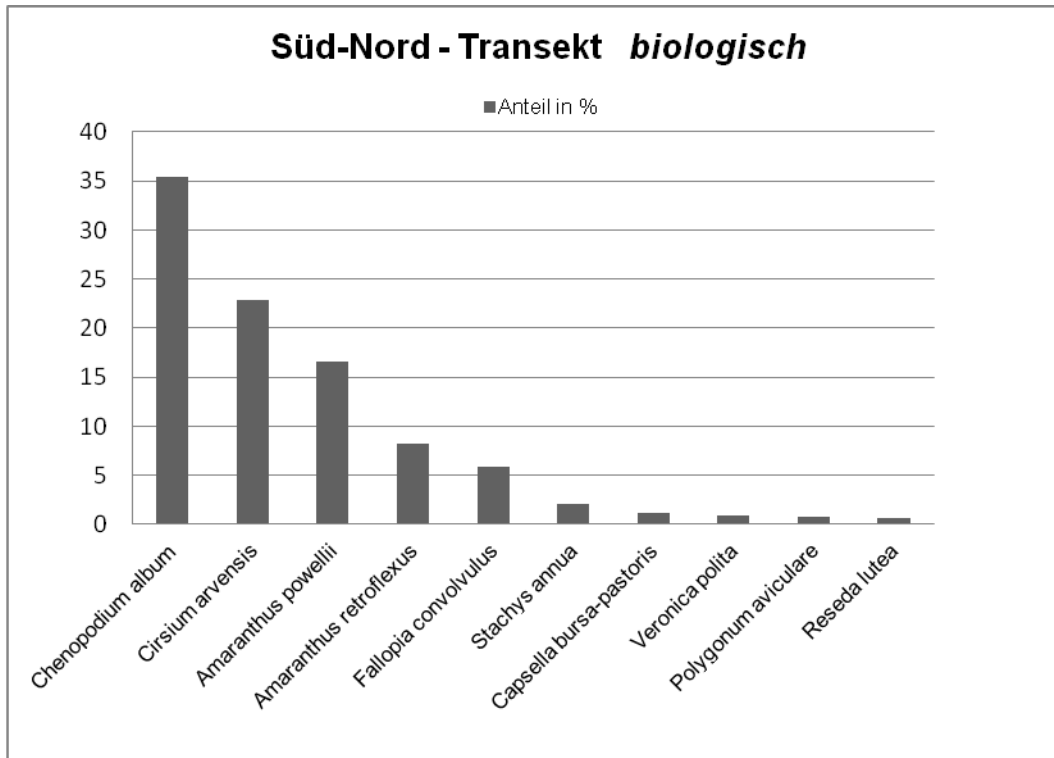


Abb. 8: Häufigkeitsverteilung der 10 dominantesten Segetalarten des biologischen Süd-Nord-Transektiv, gemessen in % - Anteil an der Beikrautgesamtheit

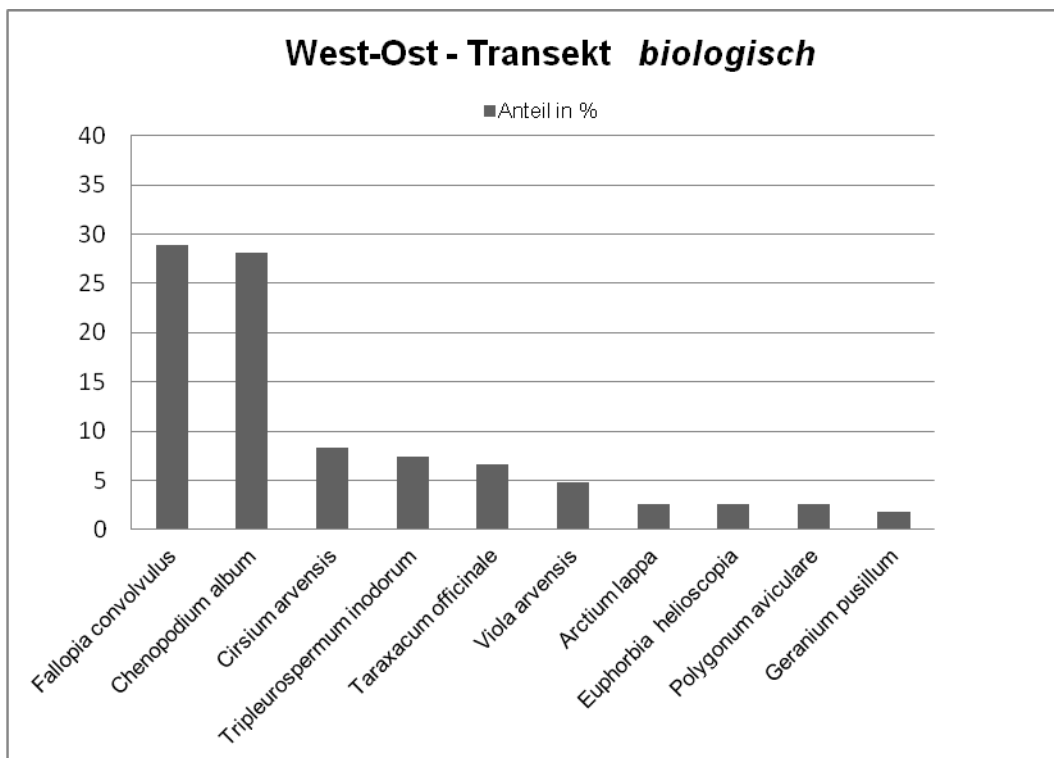


Abb. 9: Häufigkeitsverteilung der 10 dominantesten Segetalarten des biologischen West-Ost-Transektiv, gemessen in % - Anteil an der Beikrautgesamtheit

4.1.3 Verteilung der dominantesten Arten in Abhängigkeit von der angebauten Kulturfrucht

Hinsichtlich des Auftretens der einzelnen Beikrautarten in Abhängigkeit der jeweiligen Kulturfrucht, werden folgende Tendenzen ersichtlich (siehe auch Kartierungstabellen im Anhang):

Die auf den konventionellen Versuchsflächen mit nahezu 30 % Anteil an der Beikrautgesamtdeckung überwiegende Art *Polygonum aviculare* tritt am stärksten in Winterweizen und Kartoffel auf, gefolgt von Winterroggen und Erbse. Unter den Kulturen Sommergerste, Zwiebel, Mais und Kartoffel waren wenige bis kaum Exemplare zu finden. Die zweithäufigste Art auf den konventionellen bewirtschafteten Aufnahme­flächen *Mercurialis annua* kommt vorwiegend unter den Kulturen Winterweizen, Kartoffel und Zuckerrübe vor.

Betrachtet man das Vorkommen der in beiden Wirtschaftsweisen häufigen Art *Fallopia convolvulus*, so ist ersichtlich, dass diese auf den biologischen Flächen vorwiegend unter Winterweizen, Kartoffel und Erbse, gefolgt von Zuckerrübe, kaum jedoch unter Winterroggen, auftritt, während sich auf den konventionellen Flächen ein etwas differentes Bild ergibt: auch hier tritt *Fallopia convolvulus* verstärkt in Winterweizen auf, wesentlich stärker aber unter der Kultur Winterroggen.

Auch gibt es Unterschiede betreffend der Häufigkeit des Auftretens der ebenfalls in beiden Wirtschaftsformen dominierenden Art *Chenopodium album*. Diese stellt, wie in Abbildung 11 ersichtlich, auf den biologisch bewirtschafteten Versuchsflächen mit etwa 40 % Anteil an der Gesamtdeckung der Beikräuter die mit Abstand dominanteste Art dar. Am stärksten tritt sie unter den Kulturen Winterroggen und Mais auf, gefolgt von Winterweizen. Im Vergleich hierzu kommt sie unter konventioneller Bewirtschaftung weitaus seltener unter Winterweizen vor, nahezu kaum unter Winterroggen. Das stärkste Auftreten *Chenopodium album* ist hier unter der Kultur Erbse zu erkennen.

Unter biologischer Bewirtschaftung ist das Auftreten der zweitdominantesten Art *Cirsium arvensis* am stärksten unter den Kulturen Winterroggen, und Mais aus zu machen. Die beiden *Amaranthus*-Arten sind verstärkt unter Winterroggen und – weizen zu finden.

4.2 Anteil der zehn dominantesten Arten an der Beikrautgesamtdeckung

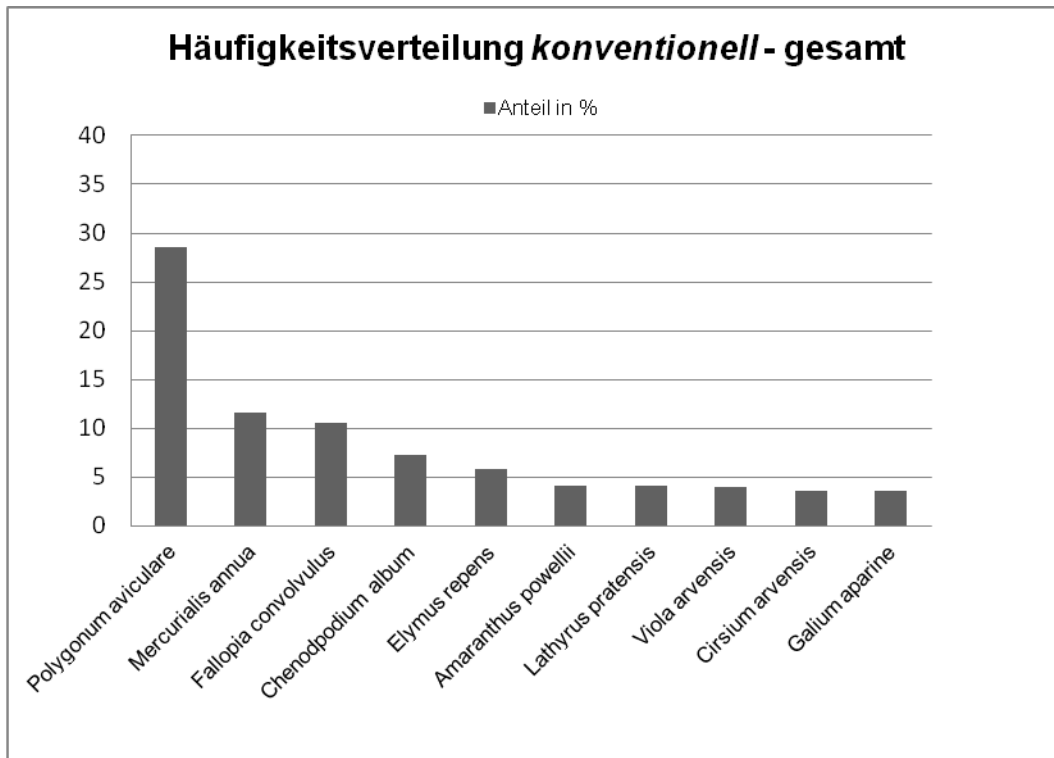


Abb. 10: Häufigkeitsverteilung der 10 dominantesten Segetalarten des gesamten konventionellen Erhebungsgebiets, gemessen in % - Anteil an der Beikrautgesamtdeckung

In den Transekten konventioneller Bewirtschaftung, wie in Abbildung 10 erkennbar, sind die Häufigkeiten der einzelnen Arten, abgesehen von der deckungsstärksten Art *Polygonum aviculare* mit nahezu 30 % Anteil am Gesamtbestand der Beikräuter des gesamten konventionellen Erhebungsgebiet, relativ gleichmäßig verteilt.

In Abbildung 11 ist zu sehen, dass auf den biologischen Flächen die ersten fünf Arten mit etwa 85 % den Hauptanteil an der Beikrautdeckung ausmachen, während die weiteren Fünf jeweils unter 2 % liegen.

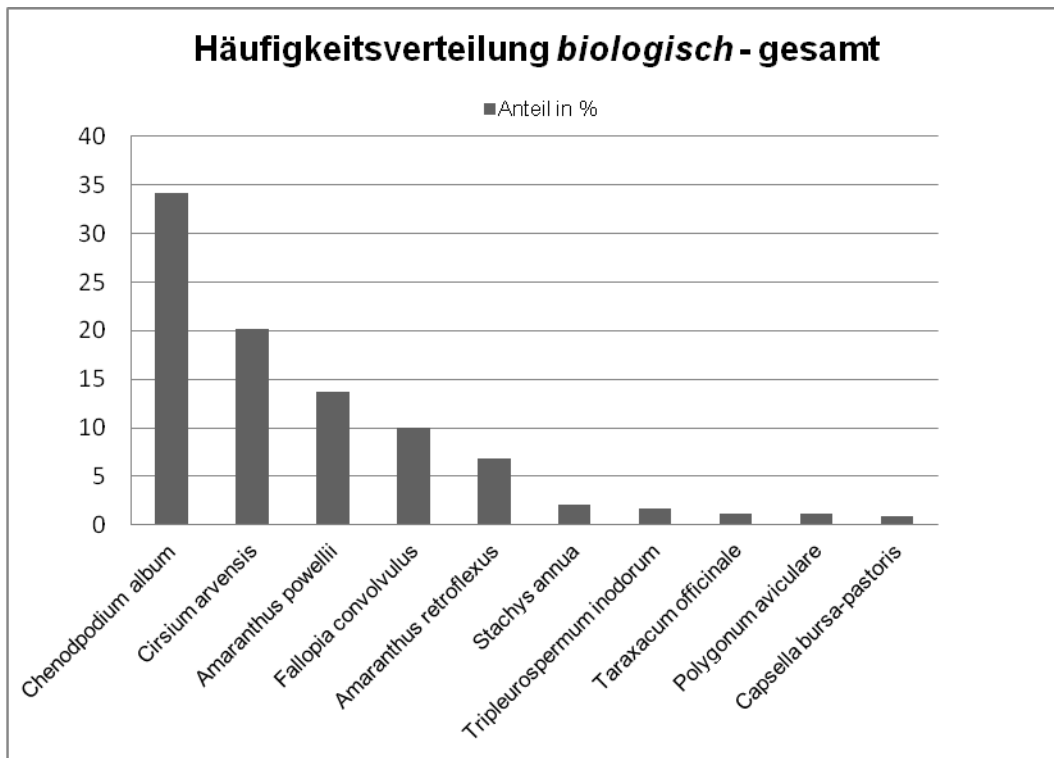


Abb. 11: Häufigkeitsverteilung der 10 dominantesten Segetalarten des gesamten biologischen Erhebungsgebiets, gemessen in % - Anteil an der Beikrautgesamtdeckung

Aufgrund der randomisierten Anlage des Versuchs (die einzelnen Transekte unterliegen den unterschiedlichen Standortbedingungen zu ungleichen Teilen), ist ein direkter Vergleich der Deckungsbeiträge der beiden Bewirtschaftungsformen nicht als alleiniger Indikationswert anzusehen. Es kann dennoch festgehalten werden, dass in den konventionellen Transekten eindeutig höhere Werte von knapp 40 % verzeichnet wurden. Daran nimmt der Ost-Transekt mit den wie erwartet vergleichsweise hohen Deckungswerten unter der Kultur Erbse erheblichen Anteil. Im Nord-Transekt wurden unter der Kultur Kartoffel, wie ebenfalls zu erwarten war, die zweithöchsten Deckungen erhoben.

Die vergleichsweise hohen Individuenzahlen in den konventionellen Transekten sind somit insbesondere bedingt durch die angebaute Kulturfrucht und daher nicht eindeutig dem Einfluss der jeweiligen Bewirtschaftungsweise zuzuschreiben.

Unvorhergesehener Weise macht der südliche Abschnitt des biologischen Süd-Nord-Transektes unter der Kultur Roggen mit nahezu 70 % den Hauptanteil der Gesamtdeckung in diesem Transekt aus. Auch auf die Gesamtindividuenzahl sämtlicher biologischen Transekte bezogen erbringt der Süd-Transekt den größten Beitrag.

Was schlussendlich ausschlaggebend für dieses Ergebnis ist bzw. ob dies auf einen Haupteinflussfaktor herunter zu brechen ist oder vielmehr einem komplexen System von Wechselwirkungen unterliegt, bleibt weiter dahingestellt.

Vergleicht man die Bewirtschaftungsformen hinsichtlich der Deckungsbeiträge ihrer dominantesten Arten, so ist zu erkennen, dass sämtliche in der einen Bewirtschaftungsform dominierenden Arten, mit der Ausnahme von *Fallopia convolvulus*, in der jeweils anderen Bewirtschaftungsform nur sehr rar vorkommen. Zudem ist aus dieser Grafik ab zu lesen, dass die höchsten Deckungswerte in den Transekten biologischer Bewirtschaftung zu finden sind. Lediglich *Polygonum aviculare* mit der zweithöchsten Deckung überwiegt um ein Vielfaches in den Transekten konventioneller Bewirtschaftung (Abb. 12).

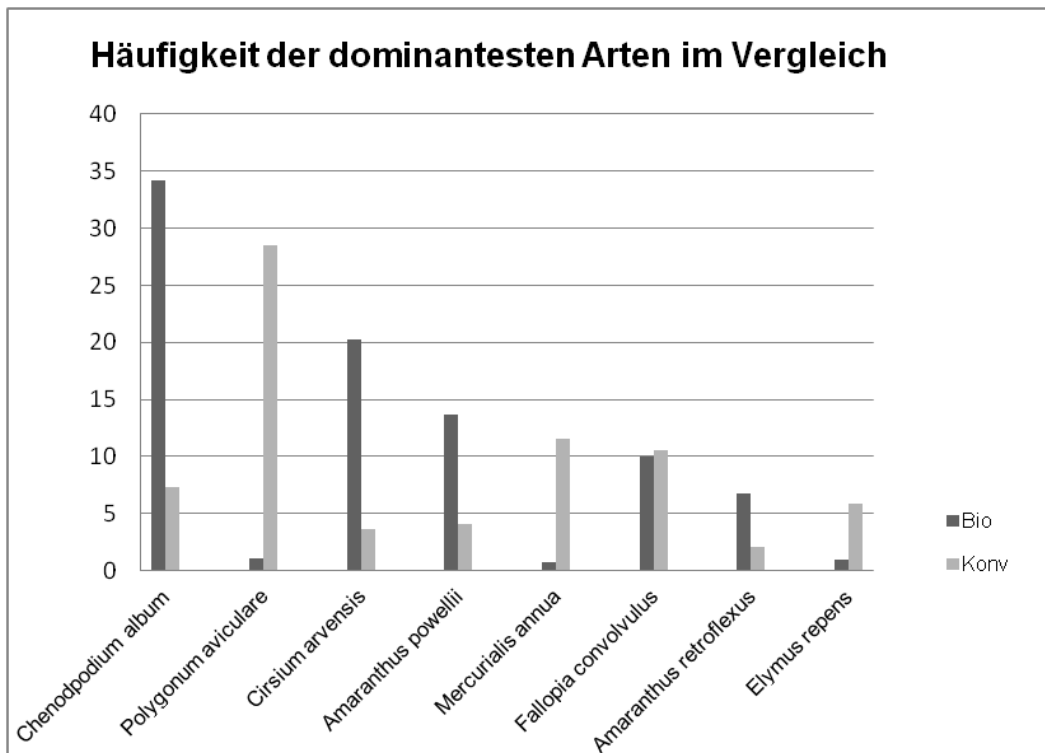


Abb. 12: Häufigkeitsverteilung der dominantesten Segetalarten der Transekte biologischer und konventioneller Bewirtschaftung, gemessen in % - Anteil an der Beikrautgesamtdeckung

Die Annahme, dass biologische Landwirtschaft zur Erhöhung der Biodiversität beitrage und somit auf biologisch bewirtschafteten Äckern eine größere Artenvielfalt herrsche, ist weit verbreitet. Ergebnis dieses Versuches ist jedoch, dass beide Wirtschaftsweisen eine nahezu identische Artenzahl aufweisen. Die minimal höhere Artenzahl biologischer Flächen ist als nicht signifikant anzusehen (vgl. Abbildung 13).

ART	Bio S-N	Bio W-O	Konv N	Konv O	Konv S	Konv W
Amaranthus retroflexus	•			•	•	•
Amaranthus powellii	•		•	•	•	•
Arctium lappa	•	•				
Cannabis sativa				•		
Capsella bursa-pastoris	•					
Cardaria draba	•					•
Chenopodium album	•	•	•	•	•	•
Chenopodium ficifolium	•	•				
Chenopodium hybridum	•	•		•	•	•
Cirsium arvensis	•	•			•	•
Convolvulus arvensis	•	•	•		•	•
Descurainia sophia	•		•			
Elymus repens	•	•	•		•	•
Euphorbia exigua				•		
Euphorbia helioscopia		•		•	•	
Euphorbia platyphyllos			•	•		
Fallopia convolvulus	•	•	•	•	•	
Fumaria vaillántii	•		•	•	•	
Galium aparine	•			•	•	
Galium molugo	•					
Geranium pusillum		•				
Lactuca serriola	•					
Lamium amplexicaule	•			•		
Lathyrus pratense	•				•	•
Mercurialis annua	•	•	•	•	•	•
Papaver rhoeas			•		•	
Polygonum aviculare	•	•	•	•	•	•
Reseda lutea	•			•		
Silene latifolia	•	•				
Solanum nigrum	•	•	•			
Stachys annua	•	•	•	•	•	•
Stellaria media	•	•		•	•	
Taraxacum officinale	•	•			•	•
Tripleurospermum inodorum	•	•	•	•	•	
Valerianella locusta	•	•				
Veronica hederifolia ssp. triloba	•	•		•		
Veronica polita	•	•	•	•	•	
Viola arvensis	•	•	•		•	

Abb. 13: Gesamtliste aller im Erhebungsgebiet gefundenen Arten

4.3 Shannon-Weaver-Index und Evenness

Für den Shannon-Weaver-Index wurden zwei Varianten berechnet. Erstere fasst die Transekte der jeweiligen Bewirtschaftungsweise zusammen und ermittelt somit jeweils einen Indexwert für die beiden Bewirtschaftungsweisen *biologisch* und *konventionell*. In der zweiten Variante wurden separate Indexwerte für die einzelnen Transekte berechnet, um anschließend Mittelwerte () für die jeweilige Bewirtschaftungsweise zu ermitteln.

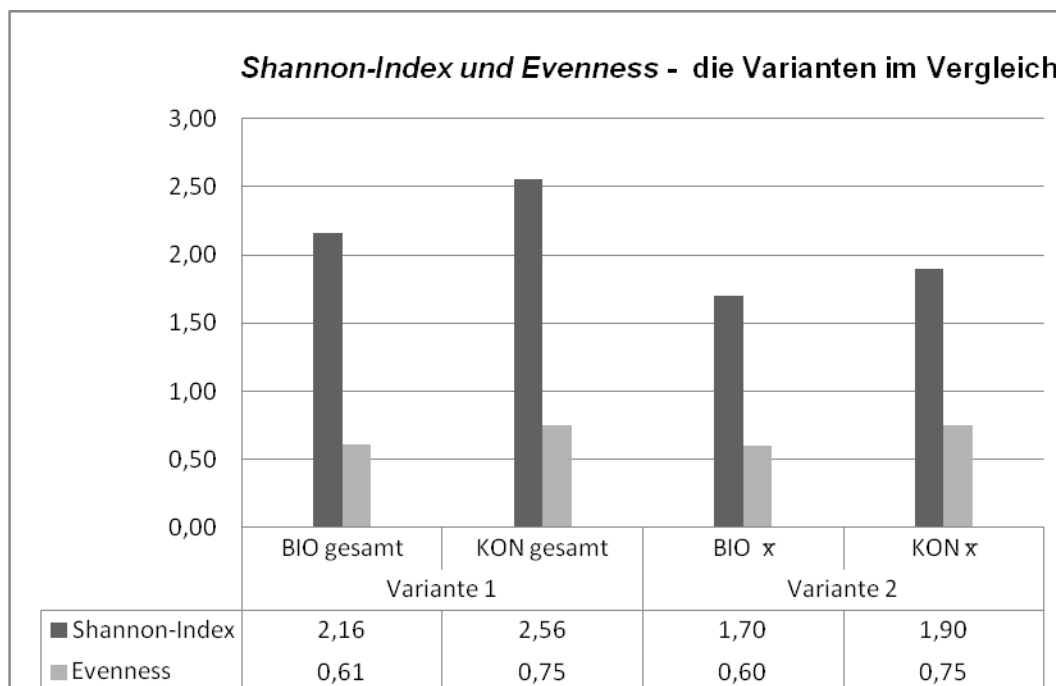


Abb. 14: Die beiden Berechnungsvarianten im Vergleich; **Variante 1**: Gesamtberechnung für biologische und konventionelle Bewirtschaftungsweise, **Variante 2**: Berechnung des Mittelwertes () der Indexwerte aller Transekte der jeweiligen Bewirtschaftungsweise

In beiden Fällen erlangen die Flächen konventioneller Bewirtschaftung, sowohl Shannon-Weaver-Index als auch Evenness betreffend, eine höhere Diversität. In Variante 1 beträgt der Shannon-Weaver-Index biologisch bewirtschafteter Flächen 2.16, der Vergleichswert der konventionell bewirtschafteten Referenzflächen außerhalb ist mit 2.56 etwas höher. Auch die Evenness der biologischen Flächen ist mit 0.61 geringer ausgefallen, als die der konventionellen Flächen mit 0.75 (siehe Abb. 14).

Variante 2 differiert, wie ebenfalls in Abbildung 14 ersichtlich, nur unmerklich hinsichtlich seines Endergebnisses. Der Mittelwert der Shannon-Indizes aller biologischen Flächen beträgt 1.70, jener der konventionellen Flächen beträgt 1,90. Die Werte für die Evenness

sind hingegen dieselben, das Maß der Gleichverteilung ändert sich durch die unterschiedliche Aufteilung in der Berechnung nicht.

Vergleicht man die Indizes der beiden Bewirtschaftungsweisen, ergibt sich in beiden Varianten ein ähnliches Bild: in konventioneller Bewirtschaftung ist der Shannon-Index etwas höher (um etwa 15 % in Variante 1, um 10 % in Variante 2). Die Werte der Evenness betrachtend, verhält es sich annähernd gleich: In beiden Varianten erlangt konventionelle Bewirtschaftung um eine etwa 20 % höhere Evenness.

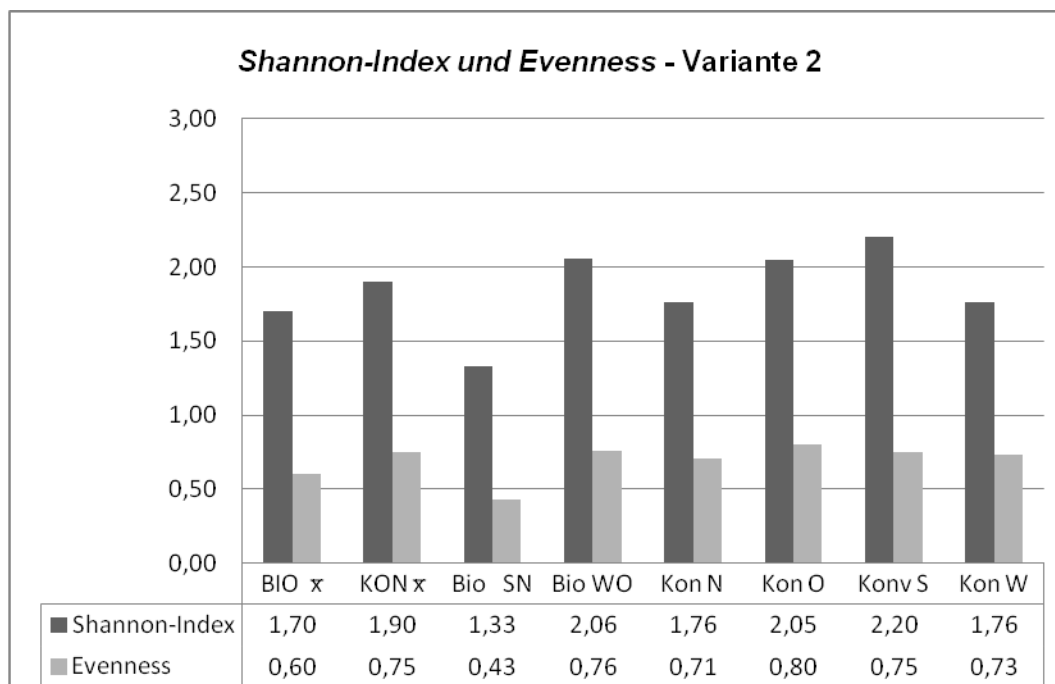


Abb. 15: Darstellung der Mittelwerte () der jeweiligen Bewirtschaftungsweise (**Variante 2**) mit Aufschlüsselung auf die einzelnen Transekte (Bio Süd-Nord, Bio West-Ost, Konventionell Nord, Ost, Süd und West)

Interessant ist jedoch, wie in Abbildung 15 zu sehen, dass sowohl Shannon-Index als auch Evenness des biologischen Süd-Nord-Transektes deutlich als Ausreißer erkennbar sind. Vergleicht man hingegen die Werte des biologischen West-Ost-Transektes mit jenen der konventionellen Transekte, so wird ersichtlich, dass der West-Ost-Transekt hinsichtlich beider Indizes die zweithöchsten Werte erreicht. Ausschließlich im konventionellen Südtransekt zeigt sich eine höhere Diversität und Gleichverteilung im Sinne des Shannon-Weaver-Indexes und der Evenness.

Gesamtschlussfolgernd kann meine Arbeitshypothese „*Es besteht kein deutlicher Gradient hinsichtlich der Diversität der Beikrautflora zwischen konventioneller und biologischer Bewirtschaftung*“, bestätigt werden.

4.4 Die häufigsten Arten als Zeigerpflanzen

Auf den Flächen konventioneller Bewirtschaftung ist, wie in Abbildung 10 ersichtlich, *Polygonum aviculare* mit fast 30 % Anteil an der Gesamtdeckung am dominantesten. Nach Ellenberg (1974) deutet ein vermehrtes Auftreten dieser Segetalart nicht auf besondere Zeigerwerte hin. *Polygonum aviculare* zeigt in nahezu allen ökologischen Aspekten sehr indifferentes Verhalten, d.h. eine weite Amplitude oder ungleiches Verhalten in verschiedenen Gegenden. Auch Holzner und Glauning (2005) erwähnen das Vorhandensein des Vogelknöterichs auf nahezu allen Äckern. Laut Boas (2001) weist dieser auf Bodenverdichtungen hin, jedoch ohne sonstigen nennenswerten Aussagewert. Infolge dieser eher ungenauen Zuweisung zu Zeigerwerten, sind diesbezügliche keine eindeutigen Schlussfolgerung auf die Standortbedingungen in den konventionellen Transekten zu tätigen.

Auf den Flächen biologischer Bewirtschaftung treten, wie in Abbildung 11 erkennbar, *Chenopodium album* mit fast 35 %, *Cirsium arvensis* mit etwa 20 % und die beiden *Amaranthus*-Arten (*retroflexus* und *powellii*) und *Fallopia convolvulus* mit je etwa 10 % Anteil an der Gesamtdeckung auf. Nach Ellenberg (1974) und Boas (2011) deutet das vermehrte Auftreten von *C.album*, *A.retroflexus* und *powellii* und *C.arvensis* auf übermäßig stickstoffreiche Standorte (Viehlägerpflanze, Verschmutzungszeiger) bzw. auf generellen Nährstoffreichtum hin. Das vermehrte Auftreten von *A.retroflexus* und *powellii* und *C.arvensis* ist außerdem ein Hinweis auf salzarme Standorte. Die Zusammensetzung dieser überaus dominanten Arten auf den Flächen biologischer Bewirtschaftung bildet somit einen sehr einheitlichen Zustand ab, die Zeigerwerte der einzelnen Arten widersprechen sich in ihrer Aussage nicht.

5 Diskussion

5.1 Einfluss und Grenzen biologischer Landwirtschaft

Die Unterschiede in der Artenzahl der beiden Bewirtschaftungsweisen sind als marginal anzusehen. Die Überlegenheit biologischer Wirtschaftsweisen mit 33 Arten im Vergleich zu den 30 Arten auf den konventionellen Flächen kann daher nicht als signifikant ausgelegt werden. Des Weiteren erlangen die Flächen konventioneller Bewirtschaftung sowohl höhere Shannon-Weaver-Indizes als auch Evenness-Werte. Dies lässt schlussfolgern, dass eine Vielzahl an Einflussfaktoren auf die untersuchte Komponente Biodiversität zusammen spielen. An dieser Stelle sei nochmals erwähnt, dass die Gegend von Rutzendorf und das Marchfeld im Allgemeinen eine sehr diversitätsarme Landschaft darstellt. Dass innerhalb derart großer Strukturen keine marginalen Unterschiede zu erfassen sind, mag in hohem Maße diesem Umstand zugeschrieben sein.

Diese Schlussfolgerung deckt sich mit der Studie von Hole et al. (2005), welche kaum bis keine Unterschiede zwischen den beiden Wirtschaftssystemen ergaben, oder gar, dass konventionelle Systeme für einige Arten von Vorteil sind. Die biologische Vielfalt wird maßgeblich von verschiedensten Faktoren wie Lage, Klima, angebauter Kulturfrucht etc. und zudem von spezifischen Managementpraktiken beeinflusst, sodass der Faktor „Bewirtschaftungssystem“ in seiner Einflussstärke oftmals eine nur untergeordnete Rolle spielt (Hole et al. 2005).

Es ist anzunehmen, dass vor allem ein reduzierter Einsatz chemisch-synthetischer Pflanzenschutzmittel und mineralischer Dünger, die Erhaltung und Pflege von Feldrändern und Lebensräumen außerhalb der Ackerflächen, sowie die Kombination von Ackerbau und Viehwirtschaft, biologische Vielfalt fördert. Diese Merkmale sind weitgehend charakteristisch - nicht aber intrinsisch - für ökologischen Landbau.

Inwiefern und in welchem Ausmaß diese einzelnen Komponenten in Rutzendorf ihre Wirkung zeigen, ist nicht genau ersichtlich und war innerhalb des begrenzten Rahmens vorliegender Masterarbeit nicht feststellbar. Es kann jedoch die Vermutung angestellt werden, dass zudem -neben oben genannten- noch weitere Faktoren entscheidenden Einfluss auf die Biodiversität von Ackerwildkräutern haben müssen, wäre doch ansonsten der Vorsprung

biologischer Bewirtschaftung hinsichtlich der Artenzahl weitaus größer und die Unterlegenheit hinsichtlich Shannon- und Evenness-Indizes weitaus geringer ausgefallen. Mehrere Studien zur Untersuchung von Biodiversität in Abhängigkeit der Bewirtschaftungsweise kommen hingegen zum Ergebnis, dass biologische Landwirtschaft Biodiversität deutlich fördert und die einzelnen Diversitätskomponenten (Alpha-, Beta-, und Gamma-Diversität) allesamt höher auf ökologisch bewirtschafteten Feldern sind (Eyre et al. 2011; Gabriel et al. 2006; Roschewitz et al. 2005). Was die Gründe hierfür sein könnten, wird in Kapitel 5.5.1 genauer besprochen.

5.2 Wesentliche Einflussfaktoren auf die Biodiversität

Bislang wurde auf den biologischen Versuchsflächen bis auf wenige Ausnahmen kein erhöhter Beikrautdruck beobachtet, wobei in Luzerne- und Erbsenbeständen die meisten Arten, die größte Diasporenmenge und höchsten Beikrautdeckungswerte erhoben worden sind. In diesjähriger Kartierung wurden teilweise davon abweichende Beobachtungen gemacht. Bezüglich der Erhebungen in Anzahl und Abundanz von Beikräutern in den Erbsenbeständen gab es keine überraschenden Abweichungen. Entgegen der Erwartung, dass aufgrund extensiver Bodenbearbeitung unter der Kultur Luzerne die meisten Beikrautarten sowie die höchsten Deckungsbeiträge derer erfasst werden würden (Wortman et al. 2010 und Freyer et al. 2012), ergab unsere Erhebung allerdings ein deutlich geringeres Vorkommen, als etwa unter anderen Kulturen. Die Luzernefelder waren nahezu frei von Beikräutern, sowohl Artenzahl als auch Abundanz waren deutlich geringer als der Durchschnittswert.

Gabriel et al. (2006) und Roschewitz et al. (2005) berichten von weitaus höheren Artenzahlen an den Feldrändern im Vergleich zum Feldinneren. In unserer Untersuchung konnten auch dahingehend keine signifikanten Unterschiede beobachtet werden. Das Arteninventar auf den Flächen des Biobetriebs Rutzendorf ist relativ ähnlich zu jenem der Umgebung, weshalb ein Zuwandern von Arten aus der Umgebung weitgehend ausgeschlossen werden kann. Genauso verhält es sich mit dem Zuwachs an Samenpotential, welcher umso wahrscheinlicher ist, je mehr extensiv wirtschaftende Betriebe in umgebender Region ansässig sind und je höher Artenzahl und Abundanz der Avifauna sind. Eine Vernetzung extensiv bewirtschafteter Flächen wird unverzichtbar sein, um das Artenpotential der Segetalkräuter zu erhöhen.

Wenn nun von der Richtigkeit Roschwitz's et al. (2005) These, dass ökologische Landwirtschaft in einfachen Agrarlandschaften am effektivsten zur Förderung der Biodiversität beitrage, ausgegangen wird, so müsste doch der fördernde Einfluss biologischer Landwirtschaft im Projektgebiet Rutzendorf deutlich augenscheinlich werden, ist das Marchfeld doch eines der ausgeräumtesten, weitläufigsten und einheitlich strukturiertesten Ebenen Österreichs. Dennoch ist die Artenzahl auf den biologischen Flächen nicht signifikant höher - Shannon-Index und Evenness-Wert sind sogar geringer - was somit Roschwitz's These einer höheren „Wirksamkeit“ biologischer Bewirtschaftung in einfachen, wenig komplex strukturierten Landschaften widerspricht.

Dies legt die Vermutung nahe, dass anderen Faktoren möglicherweise ein größerer Einfluss auf den Untersuchungsaspekt „Biodiversität“ zugeschrieben werden muss. Ein solcher Faktor könnte die Bewirtschaftungsintensität darstellen, welche im untersuchten Gebiet bei beiden Bewirtschaftungsweisen in etwa auf gleichem Niveau liegt.

Ein weiterer Gedankengang wäre, dass dem Einfluss des Faktors „Landschaftstruktur“ kein Abbruch getan werden muss, ändert man lediglich die Betrachtungsweise. Das würde bedeuten, dass der Komponente „Landschaftsstrukturierung“ sehr wohl große Bedeutung zu kommt, diese aber nicht ausschließlich und zudem nicht, wie Roschwitz et al. (2005) erwägt, automatisch in Verbindung mit der Bewirtschaftungsweise gesehen werden darf. So unterscheiden sich, bis auf die wenigen Ackerblühstreifen, die ausschließlich auf den biologischen Flächen vorhanden sind, auch die vorhandenen Landschaftsstrukturen nicht wesentlich in den beiden Bewirtschaftungssystemen. Dies ist ein weiterer Aspekt, der erklärt, warum floristische Gegebenheiten zwischen biologisch und konventionell bewirtschafteten Flächen nicht signifikant differieren. Kleinstrukturierung mag vermehrt in biologischer Landwirtschaft vorhanden sein und würde auch dem Grundgedanken dieser entsprechen, es darf jedoch nicht der Irrtum begangen werden, dies per se biologischer Landwirtschaft zu zuschreiben.

So betont auch Van Elsen (2000), dass innerhalb biologische Wirtschaftsweise oftmals höhere Artenzahlen erhoben werden, diese aber nicht zwangsläufig höhere Biodiversität bedinge, es vielmehr von der Intensität des Wirtschaftens sowie den Landschaftsstrukturen in der Umgebung abhinge (van Elsen 2000b).

Die Artenzahl der Diasporenbank auf den biologischen Flächen der Versuchswirtschaft Rutzendorf blieb bislang relativ konstant, die der Vegetation hingegen ist seit der Umstellung beträchtlich gestiegen. Diese Feststellung ist entgegen der Auffassung Roschwitz et al.

(2005), deckt sich aber mit der Auffassung Menalled's (2001) und Freyer et al. 2012, welche erkannten, dass Biodiversität in der Samenbank, im Gegensatz zu jener der Vegetation nicht unmittelbar auf verändernde Bewirtschaftungs- und Umgebungsfaktoren reagiert und deshalb in selbem Maße von umgebenden Landschaftsstrukturen ab zu hängen scheine.

5.3 Naturschutzfachliche Gesichtspunkte

Ergebnis unserer Vegetationskartierung im Projektgebiet Rutzendorf hat das Vorkommen keiner seltenen Arten ergeben, weder auf biologisch noch auf konventionell bewirtschafteten Flächen. Lediglich Einzelfunde von *Papaver rhoeas* und *Cannabis sativa* konnten vermerkt werden, diese befanden sich allerdings im Nord- bzw. Ost-Transekt unter konventioneller Bewirtschaftung. Die Mehrzahl von Autoren (Gabriel et al. 2006, Hole et al. 2005 und Roschewitz et al. 2005) wissen hingegen zu berichten, dass biologisch bewirtschaftete Felder oftmals mehr Rote-Liste-Arten bergen, als Flächen konventioneller Bewirtschaftung.

Dies könnte allerdings auch dem Einfluss der besonderen Witterungsverhältnisse im Frühling dieses Jahres unterliegen, wodurch ein Aufkommen wärmeliebender Arten verhindert wurde. Eine weitere Erklärung wäre in diesem Punkt auch die im Jahr 2010 unterlassene Neuansaat in den Blühstreifen des Projektgebiets, sodass eine kontinuierliche Einwanderung von vor allem seltenen Segetalarten aus diesen Randstreifen in die Äcker nicht möglich war. Dies könnte mitbegründen, dass unter erster Umgebungskartierung 2007/2008 (Wedenig 2012) sehr wohl einige Rote Liste-Arten erhoben werden konnten. Darüber hinaus wurden über ein Drittel Wedenig's Aufnahmen an erkennbar artenreichen Stellen durchgeführt, was Funde seltener Arten zweifelsfrei wahrscheinlicher macht.

Eine Förderung unbewirtschafteter Lebensräume in der Agrarlandschaft als Refugien für die Ackerwildkrautflora scheint von besonderer Bedeutung für das Landschaftsmanagement zu sein. In weiterer Folge hat die Diversität der Segetalvegetation auch Auswirkungen auf die der Fauna, stellt sie doch Lebensraum, Rückzugsgebiet und Nahrungsquelle für diese dar. Kann in diesem Zusammenhang schon nicht damit argumentiert werden, dass biologische Landwirtschaft aufgrund der Bereitstellung einer höheren Biodiversität für die Fauna von Vorteil sei, so ist diese doch hinsichtlich geringerer Bearbeitungsintensität und Unterlassung der Anwendung chemisch-synthetischer Düngemitteln deutlich vorteilhafter für die Fauna, als konventionelle Landwirtschaft.

5.4 Ökonomische Gesichtspunkte

Bislang sind Agrarumweltmaßnahmen fast ausschließlich lokal orientiert, alleinig auf Feld- bzw. Betriebsmaßstab ausgerichtet. Gabriel et al. (2003) üben Kritik an dieser Vorgehensweise, indem sie betonen, dass in beiden Bewirtschaftungssystemen in erster Linie die Diversität bezogen auf größere Areale bzw. Regionen den erheblichsten Anteil an der Gesamtartenzahl innehat.

Des Weiteren trägt ökologischer Landbau großräumig betrachtet bedeutend mehr zur Biodiversität bei, als es konventionelle Landwirtschaft vermag. Zweckdienlicher wären Agrarumweltmaßnahmen somit, wenn diese in größeren Maßstäben von Statten gehen würden, anstatt auf lokaler Ebene im Endeffekt vergleichsweise wenig zu erzielen (Gabriel et al. 2006).

Vom Gesichtspunkt aus betrachtet, dass ökologische Bewirtschaftungsweise in einfachen Landschaften oftmals am effektivsten zur Förderung von Biodiversität beiträgt (Roschewitz et al., 2005), erscheint es paradox, dass gegenwärtig betriebene Praxis von Agrarumweltmaßnahmen vorwiegend dort zur Anwendung kommen, wo die biologische Vielfalt bereits relativ hoch ist. Entsprechend vorliegenden Untersuchungsergebnissen sollte ökologische Landwirtschaft also vermehrt in Gebieten mit kargen Landschaftsstrukturen gefördert werden, insbesondere dort, wo dies als besonders wirksam erkannt worden ist.

5.5 Methodische Gesichtspunkte

5.5.1 Kritische Betrachtung der Vorgehensweise von Untersuchungen zur Biodiversität

Jeglicher Vergleich organischer und konventioneller Systeme sowie ihre Einflüsse auf die biologische Vielfalt, ist aufgrund der Komplexität der Wechselwirkungen von Bewirtschaftungspraktiken, welche diese zwei Systeme beinhalten, problematisch.

Die Mehrheit der Studien vernachlässigen scheinbar unwesentliche Aspekte, unabhängig vom jeweiligen Bewirtschaftungssystem (z.B. Bodentyp, Unterschiede in der Struktur der Pflanzengesellschaften in Abhängigkeit der geographischen Lage etc.). Einige Studien versuchen zudem, Unterschiede in Anbaufrucht, Bodenbearbeitung u.a. statistisch, beispielsweise mittels paarweisen Vergleichs (z.B. t-Test) zu kontrollieren. Andere wiederum

fassen diese Unterschiede innerhalb einer pauschalen Verschiedenartigkeit der Bewirtschaftungsformen auf (Hole 2005). Dieser Kritikpunkt trifft somit auch auf die Aufnahmen, auf der vorliegende Arbeit basiert, zu: Keine der oben erwähnten Aspekte wurden in das Untersuchungsdesign deutlich als Randfaktoren mit einbezogen.

Dass diese Uneinheitlichkeit in der Einbeziehung verschiedenster Randfaktoren deutliche Auswirkungen auf das Untersuchungsergebnis hat, zeigt sich in den so unterschiedlichen Versuchsausgängen unserer Kartierung 2012 und der Wedenig's 2007/2008 in Rutzendorf.

Während unsere Ergebnisse von keinem Unterschied in der Artenzahl vorkommender Segetalkräuter zwischen den Bewirtschaftungsweisen zeugen, fällt Wedenig's Erhebung deutlich zu Gunsten biologischer Wirtschaftsweise als fördernd auf die Biodiversität aus: seinen Berechnungen zu Folge ist die Artenzahl biologisch bewirtschafteter Flächen um etwa 20 % höher.

Darüber hinaus ergibt diesjährige Kartierung gar höhere Shannon-Weaver –und Evenness-Indizes auf konventionellen Äckern, während in der Erhebung 2007/2008 eine deutlich höhere Evenness (um 15 %) - und folglich höherer Shannon-Weaver-Index - auf biologischen Flächen im Vergleich zu den konventionellen Referenzflächen ermittelt wurde. Nichtsdestotrotz vermögen auch in den Untersuchungen Wedenig's die Unterschiede in den Mittelwerten nicht immer die Signifikanzschwellen zu erreichen (Wedenig 2012, S. 96).

Im Folgenden werden mögliche Gründe für die derart unterschiedlichen Ergebnisse der verschiedenen Studien hinsichtlich der Einflussnahme ökologischen Landbaus auf die Biodiversität identifiziert und erläutert. Desweiteren werde ich die Arbeit Wedenig's zu einem direkten Vergleich heran ziehen, da diese zum Einen im selben Untersuchungsgebiet stattgefunden hat; zum Anderen ist mir diese im Gegensatz zu anderen vergleichbaren Studien, deren Ergebnisse von meinen abweichen (Eyre et al. 2011; Gabriel et al. 2006; Roschewitz et al. 2005) zugänglich und sein Untersuchungsdesign somit klar einsichtlich.

Die offenkundigsten Unterschiede zwischen unserer und Wedenig's Kartierung sind methodischer Natur. So differieren die Gesamtlänge der untersuchten Transekte und somit auch die Stichprobengröße erheblich. Während die Kartierung 2007/2008 lediglich aus einem Nord-Süd-Transekt mit einer Gesamtlänge von etwa 9 km (4 km in die jeweilige Himmelsrichtung über den Betrieb hinaus) bestand, wurden in der Kartierung 2012 zwei sich kreuzende Transekte mit einer Nord-Süd -und einer Ost-West-Ausrichtung gelegt, deren Gesamtlänge sich auf etwa 4 km belief. Erste Untersuchung bestand somit aus 8 km

Kartierung auf konventionellen Flächen und etwa 1 km auf den biologischen Versuchsfeldern. Die zweite Untersuchung war aufgeteilt in jeweils etwa 2 km auf die jeweilige Bewirtschaftungsweise. Demnach war die Gesamtlänge konventioneller Transekte in der Kartierung 2007/2008 acht Mal länger als die biologische Transektlänge und vier Mal so lang wie die Gesamtlänge aller konventionellen Transekte unserer Kartierung.

Dementsprechend differierten auch die Stichprobengrößen der beiden Kartierungen. So waren es in erster Kartierung 339, in zweiter 200 Aufnahmen. Auch waren Wedenig's Aufnahmeflächen der Deckungswerte mittels *Braun-Blanquet-Skala* erheblich größer.

Unter dem Augenmerk, dass die Artenzahl mit der Stichprobengröße positiv korreliert ist, wäre daraus abzuleiten, dass Wedenig's Artenzahlen auf den konventionellen Flächen höher sind, als die auf den biologischen Versuchsfeldern. Dass dem aber nicht so ist, im Gegenteil, ist möglicherweise einer weiteren Divergenz bei zu messen:

Der entscheidende Unterschied zwischen den Kartierungen betrifft letztendlich die Lebensräume, in denen die Ackerbegleitflora untersucht wurde. Wedenig's Umgebungskartierung erhob die Segetalarten auch außerhalb des Transektes an Sonderstandorten wie Ackerrandstreifen, Straßenbegleitgrün, Grünflächen auf Wegen, etc. Diese Lebensräume zeichnen sich meist durch eine höhere Artenvielfalt aus, da sie den Charakter eines Ökotoons aufweisen und außerdem weniger regelmäßigen Störungen als der Lebensraum Acker unterworfen sind. Die Transekte der zweiten Umgebungskartierung hingegen liegen nahezu ausschließlich im Ackerland.

Ich kann Hole et al. (2005), welche eine solche Herangehensweise uneinheitlicher Versuchsbedingungen kritisieren, nur zustimmen, da folglich im Vergleich Unterschiede in der Artenzusammensetzung eher stochastische Variabilität denn unterschiedliche Bewirtschaftungsform präsentierte bzw. ein Vergleich ebensolcher Studien schlichtweg nicht möglich ist.

Ein weiterer Unterschied in der Untersuchung Wedenig's (2012) und vorliegender Arbeit ist der Zeitpunkt der Kartierung. Während die Umstellung auf biologische Landwirtschaft in Rutzendorf bei diesjähriger Untersuchung nun elf Jahre zurück liegt, fanden Wedenig's Untersuchungen 2007/2008, vor fünf Jahren, statt. Dieser Umstand könnte mit bedingen, dass die Ergebnisse derart unterschiedlich sind.

Diese Vermutung würde zur Erläuterung Freyer's et al. (2010) passen, die infolge kontinuierlicher Steigung die Höchstwerte in der Artenzahl von Beikräutern im Jahre 2010 auf den biologischen Versuchsfeldern dokumentierten, woraufhin die Artenzahlen sowie Deckungswerte und Diasporenmenge zurück gingen. Es wird angenommen, dass diese hohe Artenzahl auf die extremen Witterungsbedingungen des Jahres 2010 zurückzuführen ist. Auch ist es möglich, dass die deutliche Verringerung des Artenspektrums sowie der Deckungswerte eher auf die besonderen Witterungsverhältnisse des Frühjahrs 2012 zurückzuführen sind, da Spätfröste insbesondere ein Aufkommen von wärmeliebenden Arten verhindert hat. Eine weitere Erklärung dafür wäre, dass im Jahr 2010 keine neuerlichen Ansaaten in den Blühstreifen des Projektgebiets vorgenommen wurden, sodass die Möglichkeit einer kontinuierlichen Einwanderung von Segetalarten aus diesen Randstreifen in die Äcker nicht gegeben war.

Der Umgang mit der Problematik des Zeitpunktes der Umstellung ist in den verschiedenen Studien unterschiedlicher: Während manche Autoren auf den genauen Zeitpunkt hinweisen, geben andere keine Auskunft darüber, wodurch ein direkter Vergleich keine brauchbaren Ergebnisse liefern kann. Zudem besteht in weiterer Hinsicht die Gefahr, dass aufgrund etwaiger Reaktionsverzögerungen nach einer Umstellung auf ökologische Landwirtschaft, deren positive Effekte oftmals nicht auf ebendiese Umstellung zurückgeführt werden.

Auch erschwert die Durchführung von Studien zu unterschiedlichen Jahreszeiten bzw. über unterschiedliche Zeiträume hinweg einen direkten Vergleich. In dieser Hinsicht bestehen zwischen den beiden Kartierungen in Rutzendorf kaum Unterschiede, lediglich die Häufigkeit und damit Regelmäßigkeit Wedenig's Erhebungen sind aufgrund der höheren Stichprobenanzahl größer. Dennoch sollte nicht außer Acht gelassen werden, dass auch diesem Umstand etwaige Unterschiede im Endergebnis zu zuschreiben ist.

Beim Vergleich der Versuchsbedingungen anderer Studien mit unserer, fällt aber sehr wohl auf, dass diese zu anderen Jahreszeiten und über unterschiedliche Zeiträume hinweg stattgefunden haben, wodurch beispielsweise die unterschiedlichen Ergebnisse teilweise erklärt würden (Vgl. Eyre et al. 2011; Gabriel et al. 2006; Gerowitt 2003; Roschewitz et al. 2005 und Ryan et al. 2009).

Hier könnte die Verwendung der *Beta-Diversität* (Whittaker 1972; hier als "Turnover-Rate", also als "Artenumsatz" in einer bestimmten Zeiteinheit verstanden) Abhilfe verschaffen, welche ermöglicht, Daten verschiedener Zeitpunkte miteinander zu vergleichen und damit

die zeitliche Entwicklung eines Bestandes zu beschreiben. Somit kann das Maß der Ähnlichkeit der Artenzusammensetzung verschiedener Zeitpunkte erhoben werden (Beierkuhnlein 2003).

Eine weitere Bemängelung ist in der oftmals auf zu kleinem Maßstab angelegten Untersuchungsanordnung zu sehen. Diese vermögen Diversität nicht vollständig zu beschreiben, was dazu führen kann, dass lückenhafte Ergebnisse zu falschen Rückschlüssen leiten. Die Einbeziehung der *Beta-Diversität* als Messgröße soll vor allem dazu dienen, lokale und regionale Effekte auseinanderzuhalten (Gabriel et al. 2006). So kann eine Lebensgemeinschaft lokal aus sehr vielen Arten bestehen, also hohe *Alpha-Diversität* besitzen, regional aber uniform sein, so dass dieselbe artenreiche Lebensgemeinschaft in derselben Zusammensetzung überall auftritt und somit eine geringe *Beta-Diversität* aufweisen würde. Im Gegensatz dazu kann die Lebensgemeinschaft an allen untersuchten Orten eher artenarm sein, eine geringe *Alpha-Diversität* besitzen, regional aber äußerst verschieden. Hohe *Alpha-* muss also nicht zwangsläufig eine hohe *Beta-Diversität* bedingen, und umgekehrt.

Die Maßstabsebene innerhalb welcher die Kartierungen in Rutzendorf stattfinden, lässt es daher nicht zu, Rückschlüsse auf die regionale Diversität zu ziehen. Die stets lokal angesetzten Versuchsanordnungen erfassen lediglich Alpha-Diversitäten und bilden daher bloß punktuell Effekte ab, die im Hinblick auf das naturwissenschaftliche Verständnis von Biodiversität als multilaterales Gefüge, nicht als aussagekräftig angesehen werden können.

Ein auf mehreren Maßstabsebenen ausgelegter Ansatz ermöglicht denjenigen Maßstab, in welchem die jeweiligen Betriebe zur höchsten Diversität beitragen, zu identifizieren. Im Folgenden kann somit, basierend auf einem jeweils adäquaten Maßstab, Naturschutz gezielt und sinnvoll betrieben werden (Gabriel et al. 2006). Nach Studien, welche all diese in vorliegendem Kapitel erwähnten Sachverhalte gründlich bedenken, besteht dringlicher Bedarf (Hole 2005).

Viele vergleichbare Methoden berichten angesichts dieser Fülle an einflussnehmenden Faktoren von methodischen Problemen innerhalb der eigenen Untersuchung und folglich Schwierigkeiten, quantitative Schlüsse zu ziehen. Auch kam es in dieser Untersuchung zu derartigen Problemen hinsichtlich des methodischen Untersuchungsdesign. Aufgrund der randomisierten Anlage des Versuchs, wodurch die einzelnen Transekte den unterschiedlichen Standortbedingungen zu ungleichen Teilen unterliegen, ist ein direkter Vergleich der Deckungsbeiträge der beiden Bewirtschaftungsformen nicht sinnvoll. Es kann

dennoch gemutmaßt werden, dass die höheren Deckungswerte in konventioneller Bewirtschaftung auch wirklich den Tatsachen entsprechen. Dennoch ist nicht aus zu schließen, dass die Ergebnisse durch diese doch uneinheitlichen Versuchsbedingungen verzerrt wurden.

Diese Gesichtspunkte zeigen die Notwendigkeit, die Erforschung der Unterschiede verschiedener Bewirtschaftungsweisen in präziserer, standardisierter Form ab zu wickeln. Dies betrifft auch eine Abstimmung der Definition des Begriffes „Biodiversität“, bzw. die deutliche Bezugnahme auf die Indikationsmethode (seien es Artenzahl, Shannon-Weaver-, Evenness-, Simpson-Inde , etc.), unter welcher der Begriff „Biodiversität“ verstanden wird. Dazu sind gut replizierbare Studien erforderlich, die die Entwicklung von Flora und Fauna während und nach der Umstellung verfolgen, um dann die entsprechenden Betriebe mit regional ansässigen Betrieben, die nach wie vor konventionell wirtschaften, vergleichen zu können (Hole 2005). Selbst dann kann es sich als schwierig erweisen, auf die Untersuchung einwirkende Einflüsse hinsichtlich des räumlichen Maßstabs, genau zu beurteilen. So bleibt ab zu klären, inwiefern die Auswirkung auf die Biodiversität eines einzelnen, isoliert stehenden Betriebs im Vergleich mit einem gut vernetzten Betrieb bewertet wird. Desweiteren besteht die Anforderung nach einem einheitlichen Prozess der Festlegung von jeweils zur Anwendung kommenden Maßstäben.

5.5.2 Kritische Betrachtung der Indikationsmethoden zur Bewertung von Biodiversität

Oft führt die Berechnung des Shannon-Weaver-Index zum selben Ergebnis, wie es eine einfache Zählung der Arten ohne Berücksichtigung der relativen Häufigkeiten ergeben hätte. In vorliegendem Falle ist dem nicht so.

Die knappe Überlegenheit in der Artenzahl biologischer Flächen schlägt sich nicht im Shannon-Index wieder. Auf den biologischen Flächen ist eine geringere Diversität im Sinne der Auffassung Shannon-Weaver's zu verzeichnen, zudem unterliegen die Arten auf den biologischen Flächen einer geringeren Evenness.

In diesem Falle wäre es voreilig, alleinig den Artenzahlen volle Bedeutung zukommen zu lassen. So ist in Abbildung 15 ersichtlich, dass im biologischen Süd-Nord–Transekt zwar die meisten Artenzahlen erhoben wurden, hingegen aufgrund der uneinheitlichen Verteilung auf

die jeweiligen Arten der geringste Shannon-Weaver-Index wie auch Evenness-Wert aller Transekte ermittelt wurden.

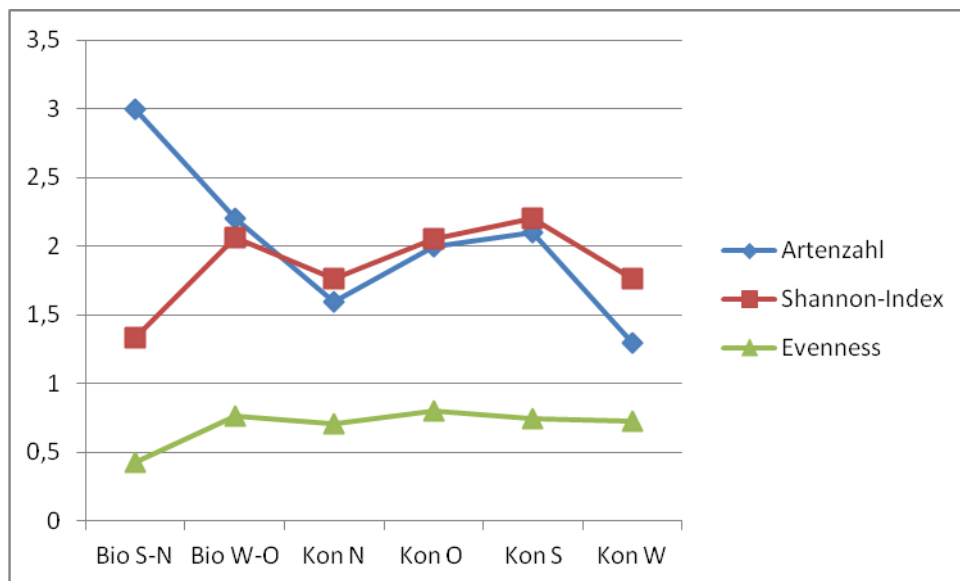


Abb. 16: Vergleich der Shannon-Weaver -und Evenness-Indizes mit den Artenzahlen der einzelnen Transekte (zur Veranschaulichung sind die Artenzahlen in % dargestellt)

Wie schon in Abbildung 15, sind die sehr niedrigen Shannon-Index- als auch Evenness-Werte im biologischen Süd-Nord-Transektes auch in Abbildung 16 deutlich als Ausreißer erkennbar. Die Indizes des biologischen West-Ost-Transektes würden den Werten der konventionellen Transekte in nichts nach stehen: obgleich niedrigerer Artenzahl bilden die Indizes die zweithöchste Diversität im Sinne Shannon-Weaver's und der Evenness ab, diese werden ausschließlich vom konventionellen Südtransekt übertroffen.

Für die konventionellen Transekte Süd und Ost wurden sowohl die höchsten Shannon-, wie auch Evenness-Werte, ermittelt.

Es stellt sich die Frage, auf welche Art und Weise sich dem Begriff der Biodiversität genähert wird, haben doch unterschiedliche Herangehensweisen infolge verschiedener Methoden zur Indikation unter Umständen komplett unterschiedliche Ergebnisse zur Folge. So bedeutet Biodiversität im Sinne der Mannigfaltigkeit vorkommender Arten etwas ganz anderes als Biodiversität, die sich über Indizes wie Shannon-Weaver oder Evenness interpretiert. Auf welche Definition von Biodiversität sich nun welche Einflussfaktoren beziehen ist dementsprechend schwer nachvollziehbar.

Wedenic (2012) übt Kritik an der Interpretationsmöglichkeit des Shannon-Weaver-Index: es leide nicht nur die Anschaulichkeit, zudem trete auch ein handfester Informationsverlust ein. So können Aufnahmen mit dem beispielsweise – relativ hohen – Shannon-Wert „2.5“ 26 Pflanzenarten enthalten, die mit einer Evenness von 0.77 vorkommen, oder auch nur 10 Pflanzenarten, die aber mit einer Evenness von 1 genau gleich deckend vorkommen. Anhand dieses Beispiels ist zu sehen, dass die Reduktion auf einen einzigen Zahlenwert die Interpretationsmöglichkeiten stark einschränkt (Wedenic 2012, S. 162).

Innerhalb vorliegender Untersuchung können Shannon-Indizes jedoch unvoreingenommen als Indikations-Instrument herangezogen werden, da diese immer in Zusammenhang mit den Werten der Evenness interpretiert wurden.

5.6 Potential zur Erhöhung der Biodiversität

Obleich das Marchfeld ein intensiv bewirtschaftetes Produktionsgebiet darstellt, wäre nach Traxler et al. (2005) die Anzahl obligat und fakultativ vorkommender Segetalarten im Untersuchungsgebiet Rutzendorf auf Stufe 7 (129-148 Arten) auf einer Skala von 1-9 zu finden. Die Flächen untersuchten Gebietes würden somit zu den Hotspot-Regionen segetaler Biodiversität in Österreich zählen.

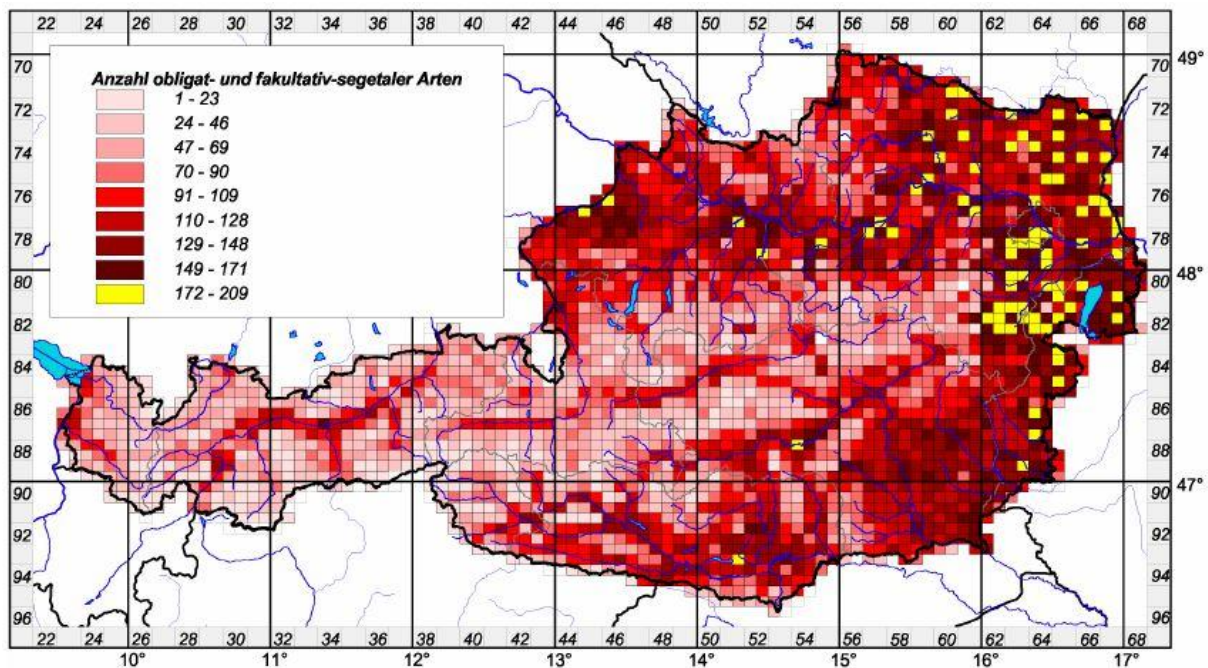


Abb.17: Verbreitung und Häufigkeitsverteilung der Segetalarten auf Quadrantenebene in Österreich (Anzahl Arten pro Quadrant); Quadranten mit besonderer Häufung von Segetalarten gelb unterlegt (Traxler 2005).

Um dieses doch vorhandene Potential ausschöpfen zu können, fehlt es augenscheinlich an Maßnahmen betreffend einer Förderung floristischer Ausstattung, im engeren Sinne von Segetalarten.

Was vorhandene Strukturelemente betrifft, liegt die ökologische Funktion dieser (Baumreihen und Hecken) deutlich unter ihrem Potenzial. Es ist daher nicht weiter verwunderlich, dass ihre ursprüngliche Funktion in erster Linie dem Windschutz zu kam. Die Heckenpflege erfolgt derzeit maschinell mit einem Balkenmäher, undifferenziert nach ihrem jeweilig tatsächlichen Pflegebedarf. Damit wird im Wesentlichen die "lichte Raumhöhe" für den Verkehr sowie für die Bewirtschaftungsvorgänge auf dem Feld erhalten. Auf ästhetische und ökologische Funktionen, sowie auf eine langfristige Erhaltung der Gehölzstreifen wird bei der Pflege kein besonderes Augenmerk gelegt. Fernerhin kann mittlerweile nicht mal mehr die Windschutzfunktion erfüllt werden. Darüber hinaus sind die Hecken und Baumreihen artenarm und überaltert, auch lässt ihre vertikale sowie horizontale Strukturierung zu wünschen übrig. Es gilt die Multifunktionalität der Hecken und Baumreihen wiederherzustellen und langfristig zu sichern, sowie außerdem die Biodiversität der Gehölzstrukturen zu erhöhen (Freyer 2010).



Abb.18: maschinell gelichtete Heckenstruktur

Gerowitt (2003) verwendete Ergebnisse eines Bewirtschaftungs-Experiments, um zu untersuchen, wie und in welchem Ausmaß die Ackerflora gleichermaßen gefördert und gesteuert werden kann, und ob diese Handhabung der Idee einer nachhaltigen Entwicklung in der Landwirtschaft entspricht. Im Weiteren besteht die Forderungen nach einem universellen Anwendungsprinzip, welches es dann in größerem Maßstab um zu setzen gilt.

Daraus würde sichtbar, ob die daraus resultierende Praxis noch zu ebenjenem Konzept einer nachhaltigen Entwicklung in der Landwirtschaft beiträgt (Gerowitt 2003).

Eine Förderung der Ackervegetation kann möglicherweise die Überlappung landwirtschaftlicher Primärproduktion auf der einen Seite, und nachhaltige Entwicklung landwirtschaftlicher Systeme auf der anderen Seite, ausweiten. Gegenwärtig ist dieser Überlappungsbereich nicht nur für Landwirte im Hinblick auf Management, Profit und Information, sondern auch für die Zivilgesellschaft hinsichtlich Interesse und Werterhaltung, verschwindend gering wahr zu nehmen (Gerowitt 2003).

Als Beispiel einer sinnvollen Naturschutzmaßnahme kann die Begrünung von Brachen in intensiv genutzten Kulturlandschaften genannt werden, welche als wertvolle Rückzugsgebiete bedrohter Arten fungieren können (Elsen und Götz 2000, S. 23).

Van Elsen (1996) fasst die in der Literatur angeführten Argumente, eine gezielte Aussaat von Ackerwildkräutern betreffend, wie folgt zusammen: Argumente, die gegen Aussaaten aus Naturschutzmotiven sprechen, sind die Gefahr der Verfälschung von Sippen und ihren Verbreitungsareale und die Minderung des Wertes floristischer Kartierungen und *Roten Listen* in ihrer Funktion als Eichinstrument. Zudem bestehe die Gefahr einer Zerstörung noch intakter Biotope, sowie die inwohnende Bedrohung einer unerwünschten Veränderung genetischer Substanz.

Gezielte Aussaaten als Maßnahme zum Erhalt gefährdeter Arten, Populationen sowie Biozönosen gelten jedoch dennoch als erachtenswert, insofern diese unter bestimmten Bedingungen erfolgen. So sollen Aussaaten ausschließlich im gegenwärtigen oder historischen Verbreitungsgebiet der jeweiligen Art unter Verwendung autochthonen Saatguts durchgeführt werden. Ebenfalls soll der Standort in seiner Beschaffenheit geeignet sein und eine artnerhaltende Bewirtschaftung aufweisen. Eine begleitende wissenschaftliche Dokumentation der Bestandesentwicklung wird angeraten (van Elsen 1997).

Die Anlage, Pflege und der Erhalt angelegter Nützlings- und Blühstreifen sind entscheidende Faktoren in Bezug auf die Steigerung der Biodiversität der Flora und Fauna in strukturarmen Agrarlandschaften. Wie hoch der Beitrag solcher Blühstreifen für die Erhöhung der Biodiversität einzelner Tiergruppen und der Wildkräuter sein kann, hängt von der ausgesäten Mischung und ihrer Entwicklung, der Dauer ihres Bestehens, ihrer Lage und den durchgeführten Pflegemaßnahmen ab (Freyer et al. 2012). Insbesondere zur Untergliederung von Großschlägen kann die Anlage von Blühstreifen eine wichtige

Bereicherung des Naturhaushaltes darstellen. Diese können Ackerbrachen darstellen oder auch angesät werden.

Als positive Auswirkung ist, neben der Steigerung der Artenvielfalt in der Feldflur und die Möglichkeit der Vernetzung der einzelnen Biotope, eine Förderung der Rückzugsmöglichkeit für Nützlinge zu nennen. Diese können sich dorthin zurückziehen, wenn umliegende Äcker zwischenzeitlich einem Bewirtschaftungsvorgang unterzogen werden. Dabei spielt die Vielfalt an Pflanzen eine entscheidende Rolle für das Maß der Attraktivität eines solchen Ackerblühstreifens. Bei der Anlage eines solchen Blühstreifen ist die Entscheidung zu treffen, ob eine Selbstbegrünung zugelassen werden kann, oder ob auf eine Saatgutmischung zurück gegriffen wird. Bei nährstoffarmen Verhältnissen, auf trockenen, sandigen und flachgründigen Böden, kann eine Selbstbegrünung gewagt werden.

Ackerblühstreifen sollten über mindestens drei Jahre bestehen, da sich oft erst im Laufe der Jahre eine große Artenvielfalt erreichen. Wichtig dabei ist, dass diese so angelegt werden, dass sie bei der Feldbewirtschaftung nicht stören und dabei möglichst viele Biotope miteinander vernetzen. Ackerblühstreifen sollten mindestens 1,5 Meter breit sein und idealerweise weniger als 200 Meter vom nächsten Landschaftselement, wie Hecken, Wegen und Gehölzgruppen, entfernt sein. Als Nachteil ist zu nennen, dass bei Anlage von Ackerblühstreifen die Agrarbeihilfen sinken, da diese an die Gesamtwirtschaftsfläche gekoppelt sind (Elsen und Götz 2000, S. 37-40).



Abb. 19: angesäter Ackerblühstreifen entlang Hecke

Die Unterschiede in der Artenzusammensetzung zwischen den einzelnen Feldern (als „Beta-Diversität“ bezeichnet) erweisen sich insbesondere in konventioneller Landwirtschaft als sehr hoch. Dass die Beta-Diversität einen erheblichen Beitrag zur Gesamt-Diversität (Gamma-

Diversität) leistet und diese somit auf Feldebene als auch regional mitbestimmt, sei hier nochmals erwähnt. Eine wesentliche Anforderung an zukünftige Management-Strategien ist deshalb, diese Heterogenität in der Artenzusammensetzung in den verschiedenen räumlichen Maßstäben zu berücksichtigen und basierend darauf zu arbeiten (Roschewitz et al. 2005).

Ergebnisse bisheriger Kartierungen innerhalb des Projektes "Mubil" berichten von einer Steigerung der Artenvielfalt, infolge von Einsaat von autochthonen Wildpflanzenarten, wogegen die der natürlichen Sukzession überlassenen Abschnitte artenarm blieben.

Dass biologische Bewirtschaftung das Agrarsystem verändert und sich grundlegend positiv auf die biologische Vielfalt der Kulturlandschaft auswirkt, zeigen bisherige Ergebnisse der Langzeituntersuchungen, ausgenommen jener im Jahre 2012, am Biobetrieb Rutzendorf deutlich. Eine effektive und auch nachhaltige Förderung von Biodiversität wird aber auch von weiteren zielgerichteten Maßnahmen innerhalb des Rahmens biologischer Bewirtschaftung, wie Anteil und Bestandesmanagement von Luzerne, Bearbeitungsintensität, Düngungsvarianten, Fruchtfolge und Anteil naturnaher Flächen in der Umgebung, maßgeblich bestimmt (Freyer et al. 2012). In weiteren Untersuchungsjahren könnte der Einfluss dieser noch unzulänglich eruierten Faktoren erhoben und somit die Entwicklungstrends der Ackerbegleitflora seit der Umstellung im biologischen Landbau dargelegt werden.

6 Fazit und Ausblick

Die Ursachen derzeitiger Schwierigkeiten in der Vereinbarung nachhaltig und gleichzeitig möglichst ökonomischer Produktion liegen im Grundlegenden im Dominieren kurzfristiger Gewinnstrategien in unserer Gesellschaft, welche sich von eigentlicher Lebensgrundlage, der Produktion des täglich Notwendigen, immer mehr entfremdet.

Vor diesem Hintergrund ist es notwendig, Naturschutz und Landwirtschaft als Partner gemeinsamen Überlebens zusammen zu führen. Dies erfordert, Naturschutzaspekte vermehrt in die Grundlagen landwirtschaftlicher Produktion einfließen zu lassen und diese zudem im Leitbild des Ökologischen Landbaus verstärkt und klarer zu formulieren. Es ist notwendig - und auch möglich - innerhalb biologischer Landwirtschaft weitere Maßnahmen zu ergreifen, die über das bisher Erreichte hinausgehen. Die in den Rahmenrichtlinien für biologische Landwirtschaft allgemein formulierten Grundsätze müssen im Hinblick auf den Tier- und Pflanzenschutz und somit auf den Schutz derer Lebensräume präzisiert werden (Elsen und Götz 2000, S. 8-9).

Wenn auch mit vorliegender Untersuchungen nicht belegt werden konnte, dass ökologischer Landbau an sich eine höhere Biodiversität bedinge, so bereitet dieser doch mit seinem Anspruch, die Ökologie als vorrangig an zu sehen, seiner Selbstbegrenzung und Selbstverpflichtung eine Basis für ein weitestmöglich naturverträgliches und nachhaltiges Wirtschaften.

Bedingt durch eine angespannte wirtschaftliche Lage und ungünstigem agrarpolitischen Rahmen, steht auch der biologische Landbau zunehmend unter Druck, zu investieren. Die Optimierung der Produktionsverfahren wird nun einmal auch von ökologisch wirtschaftenden Landwirten angestrebt und dies entspricht nicht immer den Paradigmen des Naturschutzes. So ist auch der Erhalt bzw. die Entwicklung einer artenreichen Ackerwildkrautflora, aus rein betriebswirtschaftlicher Sicht, nicht als direkt erstrebenswert zu erachten.

Letztlich ist das Ziel einer jeden Maßnahme - sei es chemische oder mechanische Bodenbearbeitung, oder gesteuert über die Fruchtfolge - eine möglichst erfolgreiche Reduzierung dieser für die Umwelt doch so maßgeblichen Outputs der Äcker (Gerowitt 2003), so wird unerwünschter Beikrautwuchs in der Praxis des ökologischen Landbaus genauso als Konkurrent der Kulturpflanze angesehen und folglich bekämpft.

Im Ersetzen der Bezeichnung "Unkrautbekämpfung" durch den Begriff "Beikrautregulierung" drückt sich die Suche nach einem differenzierten Umgang aus. Nichts desto trotz geht diese in dieser Formulierung steckende Zielsetzung nur selten über die Perfektionierung pestizidfreier Bekämpfungsmethoden hinaus. Zusammenfassend ist für Van Elsen (2000) ein differenziertes Leitbild im Umgang mit der Segetalflora unter Einbeziehung von Naturschutzaspekten erst in Einzelfällen aus zu machen (van Elsen 2000). Dazu kommt, dass auch ökologisch wirtschaftende Betriebsleiter das nachvollziehbare Bestreben haben, die Schlagkraft ihrer Maschinen zu erhöhen, was die Tendenz zur Zusammenlegung einzelner Felder erklärt. So verringern sich mit zunehmender Größe der Schläge die Wendezeiten, der Verlust wertvoller Strukturelemente ist die Folge.

Im Wesentlichen würde der Ökologische Landbau mit seinem Grundgedanken und seinen Ansprüchen, welche in den Produktionsrichtlinien verankert sind, erhebliche Leistungen für den Naturschutz bringen, es sollte aber kontinuierlich an einer Verbesserung dieser innerhalb der Betriebe gearbeitet werden. Auf diese Weise stellt der Ökologische Landbau neben einer Zukunftsperspektive für die Landwirtschaft außerdem eine Chance für Arten- und Biotopvielfalt in der Kulturlandschaft dar (Elsen und Götz 2000, S. 18-19).

Um das ohnehin begrenzte Budget von Naturschutzmaßnahmen zu optimieren, sollten Schutzgebiete mit maximal möglicher Heterogenität, sowohl in abiotischer als auch in biotischer Hinsicht, bestimmt werden. Unter Zuhilfenahme von geografischen Informationssystemen sei es dann möglich, übergreifend in großem Maßstab zu arbeiten und Nutzen aus bestehender Diversität zu ziehen (Gabriel et al. 2006).

Es bleibt unklar, ob der holistische Zugang, den Betrieb als Gesamteinheit zu betrachten und ökologisch zu bewirtschaften, größeren Nutzen für die Biodiversität bringen kann, als gezielte Maßnahmen innerhalb konventioneller Landwirtschaft, die auf ausgewählte Bereiche beschränkt angewendet werden (Hole 2005).

Diesen Vorbehalten als zentraler Bestandteil in dieser Debatte folgt die Notwendigkeit für weitere Forschung, bevor eine quantitative Beurteilung positiver Auswirkungen ökologischer Systeme auf die Biodiversität gemacht werden kann. So besteht dringender Bedarf an systemübergreifenden Studien, die alle Komponenten, die sich zwischen ökologischer und konventioneller Bewirtschaftung unterscheiden, beinhalten. Mittels Langzeitstudien soll ermittelt werden, welchen Beitrag eine Umstellung auf ökologischen Landbau bezüglich vorangehender Verluste von Biodiversität infolge intensiver Bewirtschaftung zu leisten vermag (Hole 2005).

Literaturverzeichnis

Boas, F. (2011): Zeigerpflanzen. Umgang mit Unkräutern in der Ackerlandschaft. 1958. Aufl. Waltrop, Leipzig: Manuscriptum.

Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft (Hg.) (1972): Österreichische Bodenkartierung. Erläuterungen zur Bodenkarte 1:25.000. Kartierungsbereich Marchegg: Wien 1972, Kartierungsbereich Gänserndorf: Wien 1975, Kartierungsbereich Großenzersdorf: Wien 1993.

Beierkuhnlein, C. (2003): Der Begriff Biodiversität. In: Gotthilf Hempel (Hg.): Biodiversität und Landschaftsnutzung in Mitteleuropa. Leopoldina-Symposium Bremen 2.-5.10.2001. Stuttgart: Wiss. Verl.-Ges.

Ellenberg, H. (1974): Zeigerwerte der Gefäßpflanzen Mitteleuropas. Göttingen: E. Goltze.

Van Elsen, T.; Götz, D. (2000): Naturschutz praktisch. Ein Handbuch für den ökologischen Landbau. Mainz: Bioland-Verl.

Van Elsen, T. (1997): Ackerwildkrautansaat zwischen Ablehnung und Befürwortung. In: Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt (Hg.): 6. Tagung des Arbeitskreises der Landesämter und -anstalten. Naturschutz in der Agrarlandschaft (3). Halle, S. 10–20.

Van Elsen, T. (2000): Segetalflora im ökologischen Landbau. In: Kurt-Jürgen Hülsbergen (Hg.): Die Entwicklung von Fauna, Flora und Boden nach Umstellung auf ökologischen Landbau. Untersuchung auf einem mitteldeutschen Trockenlößstandort = The development of fauna, flora and soil after the shift to ecological farming. Halle: UZU, S. 230–238.

Van Elsen, T. (2000): Species diversity as a task for organic agriculture in Europe. In: *Agriculture, Ecosystems and Environment* (77 Special Issue: Criteria for sustainable Landscape Development), S. 101–109.

Eyre, M.; Critchley, C.; Leifert, C.; Wilcockson, S. (2011): Crop sequence, crop protection and fertility management effects on weed cover in an organic/conventional farm management trial. In: *European Journal of Agronomy* 34 (3), S. 153–162.

Freyer, B. et al. (2010): Bewertung des viehlosen biologischen Ackerbaus und seiner agrarökologischen Leistungen im österreichischen Trockengebiet. Evaluierung LE07-13. Zwischenbericht. Wien.

Freyer, B.; Surböck, A.; Heinzinger, M.; Friedel, J. K.; Schauppenlehner, T. et al. (2012): Biologischer Ackerbau im Trockengebiet. Umweltleistungen und agrarökologische Qualitäten. In: *Online Fachzeitschrift des Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft - Ländlicher Raum* (01), S. 1–12.

Gabriel, D.; Roschewitz, I.; Tschardtke, T.; Thies, C. (2006): Beta diversity at different spatial scales: plant communities in organic and conventional agriculture. In: *Ecol Appl* 16 (5), S. 2011–2021.

GEO Nr. 7/1999: Vom Wert des Artenreichtums – Leben ist Vielfalt und umgekehrt, online verfügbar unter: http://www.geo.de/_components/GEO/_static/bday/Vom_Wert_der_Vielfalt.pdf, zuletzt geprüft am 2.4.2013

Gerowitt, B. (2003): Development and control of weeds in arable farming systems. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. In: *Agriculture, Ecosystems and Environment*, S. 247–254.

Heller, F. (1997): *Das Buch von der Lobau. Erscheinungen, Gestalten und Schauplätze einer österreichischen Schicksalslandschaft*. Wien: Norbertus-Verlag.

Hermann, G.; Plakolm, G. (1993): *Ökologischer Landbau: Grundwissen für die Praxis*. Österreichischer Agrarverlag. Wien.

Hole, D. G. et al. (2005): Does organic farming benefit biodiversity? In: *Biological Conservation*, Oxford (122), S. 113–130.

Holzner, W.; Glauning, J. (op. 2005): *Ackerunkräuter. Bestimmung, Biologie, landwirtschaftliche Bedeutung*. Graz [etc.]: Stocker, Leopold.

Hülsbergen, K.-J. (Hg.) (2000): *Die Entwicklung von Fauna, Flora und Boden nach Umstellung auf ökologischen Landbau. Untersuchung auf einem mitteldeutschen Trockenlößstandort = The development of fauna, flora and soil after the shift to ecological farming*. Halle: UZU.

Kelemen, J.; Oberleitner I. (Hg.) (1999): *Fließende Grenzen. Lebensraum March-Thaya-Auen*. Umweltbundesamt Wien.

Laubhann, D.; Bernhardt, K.-G. (2008): Auswirkungen unterschiedlicher Düngevarianten in der Umstellung auf den Biologischen Landbau auf die Ackerwildkrautflora und Diasporen. Teilprojekt 8: Ackerwildkräuter und Diasporen.

Nestroy, O. (1973): *Landschaftsökologische Untersuchungen im Gebiete des Marchfeldes*. Salzburg, Univ., Habil.-Schr., 1973.

Niklfeld, H. (1999): Rote Listen gefährdeter Pflanzen Österreichs. 2. Aufl. Wien: austria medien service (Grüne Reihe des Bundesministeriums für Umwelt, Jugend und Familie, 10).

Pfiffner, L. (2012): Biolandbau fördert die Biodiversität. Online verfügbar unter: <http://www.fibl.org/de/themen/biodiversitaet.html>, zuletzt geprüft am 2.4.2013

Roschewitz, I.; Gabriel, D.; Tscharrnke, T.; Thies, C. (2005): The effects of landscape complexity on arable weed species diversity in organic and conventional farming. In: *Journal of Applied Ecology* 42 (5), S. 873–882.

Rötzer, H. (2004): Die Entwicklung der pannonischen Steppenlandschaft und der sie bestimmenden gesellschaftlichen Werthaltungen am Beispiel des Marchfeldes. Dissertation. Universität für Bodenkultur, Wien. Institut für Landschaftsentwicklung, Erholungs- und Naturschutzplanung (ILEN).

Ryan, M.; Smith, R.; Mortenson, D.; Teasdale, J. Curran W.S; Seidel, R. Shumway D.L (2009): Weed–crop competition relationships differ between organic and conventional cropping systems. In: *Weed research* (49), S.572–580. Online verfügbar unter <http://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/j.1365-3180.2009.00736.x/full>, zuletzt geprüft am 03.10.2012.

Shannon, C.E.; Weaver, W. (1949): The mathematical theory of communication. Urbana: University of Illinois Press.

Wedenig, D. (2012): Biodiversität im Intensivagrarland. Verteilungsmuster, Vergesellschaftung und Refugien von Ackerwildkräutern im österreichischen Marchfeld. Wien, Univ., Dipl.-Arb., 2012.

Whittaker, R. (1972): Evolution and measurement of species diversity. In: *Taxon* (21 (2/3)), S. 213–251.

Wortman, S. E.; Lindquist, J. L.; Haar, M. J.; Francis, C. A. (2010): Increased weed diversity, density and above-ground biomass in long-term organic crop rotations. In: *Renewable Agriculture and Food Systems* (25 Issue 04), S. 281–295.

Abbildungsverzeichnis

Abb. 1: Landschaftsausschnitt der biologischen Versuchswirtschaft Rutzendorf

Abb. 2: Geografische Lage Rutzendorfs innerhalb des Marchfeldes (Arc Austria, Corine Landcover)

Abb. 3: Lage der Transekte im Projektgebiet Rutzendorf (Biologische Flächen der Versuchswirtschaft sind farbig dargestellt). Die konventionellen Transekte verlaufen 500m ab Betriebsgrenze in die jeweilige Himmelsrichtung (Quelle: BOKU-ILEN, T. Schauppenlehner)

Abb. 4: Häufigkeitsverteilung der 10 dominantesten Arten Segetalarten des konventionellen Nord-Transekts, gemessen in % - Anteil an der Beikrautgesamtheit

Abb. 5: Häufigkeitsverteilung der 10 dominantesten Segetalarten des konventionellen Ost-Transekts, gemessen in % - Anteil an der Beikrautgesamtheit

Abb. 6: Häufigkeitsverteilung der 10 dominantesten Segetalarten des konventionellen Süd-Transekts, gemessen in % - Anteil an der Beikrautgesamtheit

Abb. 7: Häufigkeitsverteilung der 10 dominantesten Segetalarten des konventionellen West-Transekts, gemessen in % - Anteil an der Beikrautgesamtheit

Abb. 8: Häufigkeitsverteilung der 10 dominantesten Segetalarten des biologischen Süd-Nord-Transekts, gemessen in % - Anteil an der Beikrautgesamtheit

Abb. 9: Häufigkeitsverteilung der 10 dominantesten Segetalarten des biologischen West-Ost-Transekts, gemessen in % - Anteil an der Beikrautgesamtheit

Abb. 10: Häufigkeitsverteilung der 10 dominantesten Segetalarten des gesamten konventionellen Erhebungsgebiets, gemessen in % - Anteil an der Beikrautgesamtheit

Abb. 11: Häufigkeitsverteilung der 10 dominantesten Segetalarten des gesamten biologischen Erhebungsgebiets, gemessen in % - Anteil an der Beikrautgesamtheit

Abb. 12: Häufigkeitsverteilung der dominantesten Segetalarten der Transekte biologischer und konventioneller Bewirtschaftung, gemessen in % - Anteil an der Beikrautgesamtheit

Abb. 13: Gesamtliste aller im Erhebungsgebiet gefundenen Arten

Abb. 14: Die beiden Berechnungsvarianten im Vergleich; **Variante 1**: Gesamtberechnung für biologische und konventionelle Bewirtschaftungsweise, **Variante 2**: Berechnung des Mittelwertes () der Indexwerte aller Transekte der jeweiligen Bewirtschaftungsweise

Abb. 15 Darstellung der Mittelwerte () der jeweiligen Bewirtschaftungsweise (**Variante 2**) mit Aufschlüsselung auf die einzelnen Transekte (Bio Süd-Nord, Bio West-Ost, Konventionell Nord, Ost, Süd und West)

Abb. 16: Vergleich der Shannon-Weaver -und Evenness-Indizes mit den Artenzahlen der einzelnen Transekte

Abb. 17: Verbreitung und Häufigkeitsverteilung der Segetalarten auf Quadrantenebene in Österreich (Anzahl Arten pro Quadrant); Quadranten mit besonderer Häufung von Segetalarten gelb unterlegt (Traxler 2005).

Abb. 18: maschinell gelichtete Heckenstruktur

Abb. 19: angesäter Ackerblühstreifen entlang Hecke

