© Naturforschende Gesellschaft zu Freiburg im Breisgau c/o Institut für Geo- und Umweltnaturwissenschaften; download www.zobodat.at

Das Vorkommen und das Diasporenpotenzial der Ackerbegleitflora am östlichen Kaiserstuhl

Dennis van de Poel, Werner Konold

Der Beitrag entstand aus der Masterarbeit des Erstautors an der Professur für Landespflege der Albert-Ludwigs-Universität Freiburg.

Zusammenfassung

Die Ackerbegleitflora gehört zu den am stärksten gefährdeten Pflanzenartengruppen in Deutschland. Insbesondere die Archäophyten sind in hohem Maße bedroht. Seit einigen Jahren gibt es wieder Bemühungen, dieser Gruppe mehr Aufmerksamkeit zu schenken. Dies geschieht durch verschiedene Maßnahmen. Zum einen durch gezielte Aussaat in speziell angelegten Kulturen und zum anderen durch spezielle Förderprogramme, welche die Landwirte motivieren sollen, die Ackerbegleitflora auf der Fläche oder zumindest am Ackerrand zu dulden. Dies kann auch geschehen, indem man die Potenziale von Diasporenbanken untersucht und auf diese Weise versucht, in situ eine Kultur in Gang zu bringen. Das Ziel der Untersuchung war es, in der Gemeinde Eichstetten das Vorkommen von Segetalarten auf Getreideäckern und in deren Diasporenbanken zu erfassen. Aus den gewonnenen Daten wurde eine Zustandsbeschreibung dieser bedrohten Gruppe in der Region abgeleitet sowie Potenziale zur Wiederherstellung einer intakten Segetalvegetation ermittelt.

Bei guter Vergleichbarkeit der Standorte konnte gezeigt werden, dass die Ackerbegleitflora der unterschiedlichen Nutzungsregime unterschiedlich divers ist. Dennoch zeichnen die Ergebnisse, unabhängig vom Landbauverfahren, ein relativ schlechtes Bild für die Segetalvegetation in der Region. Neben drei Einzelfunden bedrohter Arten auf den Flächen waren ausschließlich weit verbreitete und ausgesprochen häufige „Allerweltsunkräuter“ festzustellen. Weder auf den Flächen selbst noch in deren Diasporenbanken konnte ein größeres Potenzial zur Wiederherstellung intakter Pflanzengemeinschaften erkannt werden.

© Naturforschende Gesellschaft zu Freiburg im Breisgau c/o Institut für Geo- und Umweltnaturwissenschaften; download www.zobodat.at

Zusätzlich zu den landwirtschaftlichen Produktionsflächen wurden Versuchsflächen zum ökologischen Anbau von Getreide in Kombination mit ausgewählten Segetalarten untersucht. Hier konnten sich bestandesbedrohte Arten nach einmaliger Aussaat teilweise etablieren und werden, eine entsprechende Bewirtschaftung vorausgesetzt, sehr wahrscheinlich auf der Fläche erhalten bleiben.

In Übereinstimmung mit Ergebnissen aus der Literatur kann nicht davon ausgegangen werden, dass die ökologische Landwirtschaft automatisch diversere Bestände erzeugt oder zum Artenschutz beiträgt. Lösungsweg zum Problem des Artenschwunds auf Ackerflächen kann nur eine zumindest kleinflächige Extensivierung der Anbaumethoden und eine gezielte Inkulturnahme bestimmter, vorher definierter Zielarten auf eben diesen Extensivflächen sein.

Stichwörter
Diasporen, Auflaufversuch, Unkraut, Ackerbegleitflora, Kaiserstuhl

Anschrift der Verfasser:
Dennis van de Poel
Seestr. 18
79108 Freiburg

Prof. Dr. Werner Konold
Albert-Ludwigs-Universität Freiburg
Professur für Landespflege
79085 Freiburg

© Naturforschende Gesellschaft zu Freiburg im Breisgau c/o Institut für Geo- und Umweltnaturwissenschaften; download www.zobodat.at

The distribution of crop weeds in the region of the eastern Kaiserstuhl and their diaspore potential

Abstract

Weed communities are among the most highly endangered groups of plants in Germany. Especially the archaeophytes are eminently endangered. For some years efforts have been made to protect these species. There are different methods for protection. On the one hand there is the ex situ conservation in which the relevant species are cultivated in special cultures. On the other hand there are promotional programs which try to motivate the farmers to tolerate weeds on their fields or at least at the field margins. The latter method can be supported by examining the seed bank of a field and, with this knowledge, trying to start an in situ conservation culture.

The aim of this study was to examine the actual weed flora and the seed bank of cereal fields in Eichstetten am Kaiserstuhl. The results have been used to elaborate a detailed picture of the status quo as well as to determine the potential to restore a vital weed flora through the seed bank.

The examined fields were similar in their local characteristics but still showed differences in plant diversity, depending on the operation mode of the farmer. But regardless of the operation mode, the situation of the weed flora in Eichstetten presents itself impoverished. Besides three single finds of rare and endangered species only very common species could be found. Neither in the seed banks nor in the fields directly could any potential for restoration be found.

Additionally an ex situ conservation program in Eichstetten was examined in which cereals are grown ecologically and together with selected weeds. There, endangered species have been sown one year and will establish themselves very likely as long as the farming mode does not change.

© Naturforschende Gesellschaft zu Freiburg im Breisgau c/o Institut für Geo- und Umweltnaturwissenschaften; download www.zobodat.at

The results of this study, in consonance with other results found in literature, assume that ecological agriculture does not produce biodiversity on the fields by itself. To stop the loss of species on arable fields, at least small patches have to be taken out of intensive cultures and managed more extensively. Additionally selected, unproblematic weeds should be sown on these fields.

Keywords
Diaspores, germination experiment, arable weed, associated field flora, Kaiserstuhl

© Naturforschende Gesellschaft zu Freiburg im Breisgau c/o Institut für Geo- und Umweltnaturwissenschaften; download www.zobodat.at

1. Einleitung

Blühende Landschaften gehörten bis vor wenigen Jahrzehnten zum allgegenwärtigen Bild in Mitteleuropa. Nicht nur die Wiesen und Weiden beherbergten damals eine Vielfalt an blühenden Pflanzen, auch die ackerbaulich genutzten Flächen standen im Sommer oft in voller Blüte. Auch heute berichten Zeitzeugen noch von ihren persönlichen Erinnerungen daran, wie sie als Kinder Blumensträuße auf den Getreideäckern gepflückt haben (Konold 2013 mdl.). Vergleicht man diese rückblickenden Beschreibungen mit dem Bild, welches die deutsche Agrarlandschaft heute größtenteils bietet, so bemerkt man schon bei oberflächlicher Betrachtung, dass sich tiefgreifende Veränderungen vollzogen haben.

Die Unkräuter auf den Äckern wurden immer als Konkurrenten der Kulturpflanzen gesehen und daher schon immer gezielt bekämpft. Mit den früheren, manuellen und anderen mechanischen Bekämpfungsmethoden blieb auf den Äckern noch genug Raum für eine vielfältige Begleitvegetation. Erst die moderne Landwirtschaft mit ihrem chemischen und hochtechnisierten Vorgehen schaffte es innerhalb weniger Jahrzehnte, die ehemals vorhandene Vielfalt zu zerstören. Über die chemische und mechanische Unkrautbekämpfung hinaus haben Saatgutreinigung, veränderte und verarmte Fruchtfolgen, früher Stoppelumbruch und die Veränderung der Standorte durch Kalkung, Düngung und Drainage zur drastischen Abnahme der Artenvielfalt auf den Feldern beigetragen (Hille 1994, van Elsen & Scheller 1994, Fried et al. 2009). Heute sind die in der Literatur beschriebenen Vegetationsgesellschaften der Äcker quasi aus der Landschaft verschwunden, man findet sie allenfalls noch kleinflächig als Ackerrandvegetation (van Elsen et al. 2006).

Deutschland verpflichtete sich neben 192 anderen Staaten durch die Unterzeichnung des Übereinkommens über die biologische Vielfalt (CBD) unter anderem zum Schutz der Biodiversität. In der Nationalen Strategie zur biologischen Vielfalt (BMU 1997) wird dieses internationale Übereinkommen auf nationaler Ebene umgesetzt. Die zum Schutzziel erklärte biologische Vielfalt beinhaltet selbstverständlich auch sogenanntes „Unkraut“. Diese Pflanzen sind nicht nur ihres intrinsischen Wertes und der Landschaftsästhetik wegen schützenswert, sie erfüllen auch zahlreiche Funktionen. Nicht immer sind Unkräuter ausschließlich Konkurrenten der Kulturpflanzen, häufig ergeben sich direkte oder indirekte Synergien zwischen der spontan auftretenden Vegetation und der Kulturpflanze (z.B. Mahn 2002).

Diese Erkenntnis, welche später in allen Details erläutert werden soll, ist grundlegende Motivation für die vorliegende Arbeit. Aus eigener Beobachtung beim Halten von Honigbienen lässt sich feststellen, dass diese häufig bereits ab Juni und bis zu Beginn der Waldtracht im Hochsommer von ihren Vorräten zehren. Gerade schwächere Völker müssen in dieser Jahreszeit sogar mit Zuckerwasser gefüttert werden, um sie

© Naturforschende Gesellschaft zu Freiburg im Breisgau c/o Institut für Geo- und Umweltnaturwissenschaften; download www.zobodat.at

vor dem Hungertod zu retten. Im Sommer, wenn die Obstbäume verblüht und die Wiesen gemäht sind, finden sich nur noch wenige blühende Pflanzen in der Landschaft. Nicht nur Honigbienen, sondern alle blütenbesuchenden Insekten sind von dieser Nahrungslücke betroffen. Die auf diese Feststellung folgenden Recherchen ergaben, dass die genannte Nahrungslücke bis vor wenigen Jahrzehnten von den Ackerunkräutern geschlossen wurde (van Elsen & Loritz 2013). Mit deren Rückgang schrumpften auch die betroffenen Insektenpopulationen (Sotherton & Self 2000, Meek et al. 2002, Hawes et al. 2003, u.v.a.).

Aus dieser Erkenntnis ergab sich die übergeordnete Frage:

- Wie kann die Situation der Ackerunkrautgesellschaften und der daran anschließenden Nahrungskette innerhalb der landwirtschaftlichen Produktionsprozesse verbessert werden?

Weitere, daraus abgeleitete Fragen waren:

- Welche Ackerwildkräuter kommen auf den ackerbaulich genutzten Flächen des Untersuchungsgebiets vor?
- Welches Potenzial liegt in den Diasporenbanken der jeweiligen Flächen?
- Lassen sich Zusammenhänge zwischen der Verbreitung einzelner Arten sowie zwischen der Artenvielfalt und der Art der Bewirtschaftung feststellen?

Durch die Beantwortung dieser Fragen sollten Potenziale identifiziert werden, die zur Wiederherstellung einer vielfältigen Segetalvegetation in der Landschaft noch vorhanden sind. Zudem sollen entsprechende Handlungsvorschläge für Landwirte erarbeitet werden.

2. Stand des Wissens

2.1 Der Begriff „Unkraut“

Die Geschichte der Ackerbegleitvergetation Mitteleuropas ist so alt wie die mitteleuropäische Agrarlandschaft. Mit dem Anbau von Nutzpflanzen auf Äckern wurden neuartige Lebensräume geschaffen, welche den Charakter eines permanenten Pionierstandorts tragen. Aus den Arten, die diesen Bedingungen gewachsen waren und sich neben den Kulturpflanzen etablieren konnten, entstanden neue, hochgradig anthropogen beeinflusste Pflanzengesellschaften, welche sich über die Jahrtausende zu den Unkrautgesellschaften entwickelten, die wir heute kennen bzw. die wir bis vor wenigen Jahrzehnten kannten. Die Unkräuter haben meist eine massenhafte Samenproduktion und/oder neigen zu einer starken vegetativen Ausbreitung. Trotz Bodenbearbeitung verbleibt eine relativ große Zahl von Diasporen, also Samen oder anderen Reproduktionsorganen auf den Äckern. Daher laufen diese Arten häufig explosionsartig auf frisch bearbeiteten Böden auf. In dieser „auffällige[n], unmäßig

© Naturforschende Gesellschaft zu Freiburg im Breisgau c/o Institut für Geo- und Umweltnaturwissenschaften; download www.zobodat.at

erscheinende[n] Vermehrung“ (Willerding 1986) liegt wohl der Ursprung des Wortes „Unkraut“ (Willerding 1986). Linnemann (2009 S.9, nach Kreuz 1993) definiert „Unkraut“ wie folgt: „Als Unkraut werden Pflanzen der spontanen Begleitvegetation von Kulturpflanzenbeständen bezeichnet, die sich an die ökologischen Bedingungen der von Menschen geschaffenen Standorte anpassen können, wobei sie sich gegen menschliche Aktivitäten behaupten. Die Bezeichnung „Unkraut“ ist subjektiv, denn ohne den Menschen wäre jedes Unkraut eine normale Pflanze […]. Unkräuter sind meist unerwünscht, da aus Sicht des Betrachters ein wirtschaftlicher Schaden oder zumindest eine Störung des ästhetischen Empfindens durch ihr Vorhandensein eintreten könnte.“

2.2 Ursprung der mitteleuropäischen Segetalflora

Es gibt in der mitteleuropäischen Naturlandschaft kein ackerähnliches Biotop. Äcker können also als naturferne, künstlich geschaffene Lebensräume bezeichnet werden. Dementsprechend würden auch viele der Unkräuter in der Naturlandschaft fehlen (Ellenberg 1996). Bezüglich ihres Ursprungs können die Unkräuter nach dem Zeitpunkt ihres ersten Auftretens in Mitteleuropa in drei Gruppen eingeteilt werden.

1. Die Apophyten besiedelten Mitteleuropa schon vor dem Neolithikum. Diese Arten sind tatsächlich Altbürger der mitteleuropäischen Flora und besiedeln außerhalb der Äcker auch heute noch sommertrockene Flussbetten, Teichböden, Spülsäume, Strandwälle, Sturm- und Brandflächen, abbrechende Steilufer, Schutthalden, Murgänge, Wildwechsel oder Tierbauten (Ellenberg 1996).

2. Archäophyten werden die Arten genannt, welche in der Zeit vor 1500 n. Chr. meist vom „Fruchtbaren Halbmond“ in Vorderasien oder dem Kaukasus nach Mitteleuropa gelangten und sich hier als Ackerbegleitflora etablieren konnten. Sie sind meist mit den Kulturarten und dem Ackerbau aus den Steppen, Gebirgssteppen und Halbwüsten Vorderasiens nach Mitteleuropa eingeschleppt worden (Ellenberg 1996).

3. Die Neophyten schließlich sind die Artengruppe, die seit der Entdeckung der Neuen Welt bis heute mit dem neuzeitlichen Weltverkehr auch aus Übersee auf mitteleuropäische Äcker verbracht wurden und werden (Ellenberg 1996).

Es ist allerdings nicht immer klar zuzuordnen, welche Art wo ihren Ursprung hat. Es sind sogar Arten bekannt, welche nur auf anthropogen geschaffenen Standorten vorkommen und kein natürliches Vorkommen (mehr) haben. Dementsprechend kann auch nicht immer eindeutig zwischen Kultur- und Wildpflanze unterschieden werden. Einige Ackerunkräuter wie zum Beispiel *Agrostemma githago* (Kornrade) haben sich in solchem Maß auf die Tätigkeit des Menschen angepasst, dass sie ohne diese nicht überlebensfähig sind. So gesehen sind diese Unkräuter ebenfalls Kulturpflanzen, wenn auch an ihrem Wuchsort unerwünschte (Sukopp & Scholz 1997).

© Naturforschende Gesellschaft zu Freiburg im Breisgau c/o Institut für Geo- und Umweltnaturwissenschaften; download www.zobodat.at

Sukopp & Scholz (1997) führen dieser Erkenntnis folgend ein anderes System zur Klassifizierung der Segetalvegetation ein. Zunächst unterscheiden sie zwischen indigenen, also einheimischen und hemerochoren, also vom Menschen verbreitete Arten. Innerhalb der Indigenen gibt es dann wiederum Arten, welche nur auf Naturstandorten vorkommen (Wildpflanzen) und Arten, welche auch auf anthropogenen Standorten wachsen, die sogenannten Apophyten. Innerhalb der Hemerochoren finden sich die Agriophyten, welche wieder nur auf Naturstandorten vorkommen, aber nicht in der betrachteten Flora beheimatet sind und die Epökophyten, welche wieder auch auf anthropogenen Standorten vorkommen. Zwischen all dem stehen Anökophyten, heimatlose Pflanzen, welche ausschließlich auf anthropogenen Standorten vorkommen, deren Herkunft aber nicht bestimmt werden kann. Hierzu zählen die Autoren u.a. die Gewöhnliche Vogelmiere *Stellaria media* und die Hühnerhirse *Echinochloa crus-galli* (Sukopp & Scholz 1997).

2.3 Allgemeines zur Biologie der Ackerunkräuter

Grundsätzlich gilt, dass Ackerunkräuter von der Keimung bis zur Fruchtreife sehr schnell sein oder sich im Lebensrhythmus an den Bearbeitungsrhythmus anpassen müssen. Außerdem müssen sie Beschattung ertragen oder schnell aus dem Schatten wachsen und sich nach mechanischer Beschädigung schnell regenerieren können (Ellenberg 1996). Auffällig ist, dass Unkräuter in mehrerer Hinsicht den Kulturpflanzen der Äcker ähneln. Neben der kurzen Wuchszeit bis zur Fruchtreife sind auch die große Anzahl an Samen und die Fähigkeit, in diesen Samen sehr viele Nährstoffe zu speichern, den Unkräutern wie den Kulturpflanzen eigen (Willerding 1986). Aus der Notwendigkeit, unter extremen Lebensbedingungen zu überleben, ergeben sich verschiedenste morphologische und phänologische Anpassungen. So können alle typischen Unkräuter nach Raunkiærs System der Lebensformen entweder den Geophyten, den Therophyten oder den Hemikryptophyten zugeordnet werden (Raunkiærs 1934). Geophytische Unkräuter werden häufig als Wurzel- bzw. Knollen- oder Zwiebelunkräuter bezeichnet, da ihre Überdauerungsorgane im Erdreich liegen. Therophyten hingegen werden als Samenunkräuter bezeichnet, da sie nur im Samen überdauern. Demzufolge sind Samenunkräuter meist einjährige, Wurzelunkräuter meist zwei- bis mehrjährige Begleiter der Ackerkultur. Während erstere sich ausschließlich generativ vermehren, ist in der Gruppe der Wurzelunkräuter sowohl die generative als auch die vegetative Vermehrung vertreten. Hemikryptophyten sind nicht eindeutig den Samen- oder Wurzelunkräutern zuzuordnen. Im Unterschied zu den Geophyten liegen ihre Überdauerungsorgane auf oder direkt unter der Erdoberfläche. Sie sind ebenfalls zwei- bis mehrjährig und vermehren sich sowohl vegetativ über Kriechtriebe (Stolonen) als auch generativ durch Samen (Mahn 2002).

Interessant sind auch die verschiedenen Mechanismen, welche von den Ackerunkräutern zur Verbreitung ihrer Samen entwickelt wurden. Es kann hierbei zwischen Anemochorie (durch Wind), Zoochorie (durch Tiere), Barochorie (durch Schwerkraft),

© Naturforschende Gesellschaft zu Freiburg im Breisgau c/o Institut für Geo- und Umweltnaturwissenschaften; download www.zobodat.at

Autochorie (durch die Pflanze selbst) und die Anthropochorie (durch Menschen) unterschieden werden (Mahn 2002). Das Auflaufen der so verbreiteten Diasporen hängt wiederum von verschiedenen Faktoren ab. Die Dauer der Keimruhe wird vor allem durch bestimmte Licht- und Temperaturgegebenheiten beeinflusst aber auch Feuchtigkeit und Keimtiefe spielen eine Rolle.

Grundsätzlich unterscheidet man zwischen Kaltkeimern und Warmkeimern. Kaltkeimer, auch Frühjahrskeimer genannt, benötigen Frost, um aus der Keimruhe in die Keimreife überzugehen. Steigen die Temperaturen dann an, keimen die Samen. Diese Gruppe der Unkräuter findet sich überwiegend im Sommergetreide und in Blattfruchtbeständen. Typische Vertreter sind z.B. der Acker-Rettich *Raphanus raphanistrum*, die Kornblume *Centaurea cyanus* oder der Klatschmohn *Papaver rhoeas* (Hanf 1982).

Die Warmkeimer lassen sich weiter unterteilen in Sommerkeimer und Herbstkeimer. Während bei ersteren die Keimreife mit ansteigenden Temperaturen im Frühjahr erreicht wird und die Keimung dann bei entsprechender Wärme im Sommer einsetzt, bewirkt bei letzteren eben diese sommerliche Wärme die Keimreife und die Keimung findet bei sinkenden Temperaturen im Herbst statt. Sommerkeimer findet man dementsprechend meist in gärtnerischen Kulturen, deren Böden erst im Frühjahr bearbeitet werden. Herbstkeimer laufen vor allem im Wintergetreide auf. Als Sommerkeimer seien beispielhaft die Arten der Gattungen *Chenopodium, Atriplex, Polygonum, Solanum* und *Galinsoga* genannt. Typische Herbstkeimer sind z.B. die Gattungen *Lamium* und *Veronica* oder die Echte Kamille *Matricaria chamomilla* und *Stellaria media* (Hanf 1982).

Es sei noch einmal darauf hingewiesen, dass die meisten Arten der Ackerbegleitvegetation, wahrscheinlich in Anpassung an die extreme Unbeständigkeit ihrer natürlichen Wuchsorte, verhältnismäßig viele Samen produzieren. In der Literatur ist die Rede davon, dass es sich hierbei je nach Vitalität des Bestandes um Zahlen von 5000 bis zu 300000 Samen/m^2 in Pflugtiefe handelt (Hanf 1982, Mahn 2002).

2.4 Diasporenbanken der Äcker

Als Teil ihrer Überlebensstrategie bilden die meisten Ackerunkräuter eine große Menge an Samen, von denen, unabhängig von den exogenen Bedingungen, nie alle sofort keimen. Schätzungen gehen davon aus, dass nur etwa 1 – 9 % aller im Boden vorrätiger Samen in einem Jahr keimen (Mahmood et al. 2012). Die nicht gekeimten Samen verbleiben zunächst im Boden und sichern so die mittel- bis langfristige Erhaltung der Population (Ellenberg 1996). Dieser Samenüberschuss bildet zusammen mit anderen pflanzlichen Erneuerungsorganen die Diasporenbank des Bezugsgebiets. Eine Diasporenbank ist also die Gesamtheit aller im oder auf dem Boden befindlicher vegetativer und generativer Verbreitungs- und Erneuerungsorgane wie zum

© Naturforschende Gesellschaft zu Freiburg im Breisgau c/o Institut für Geo- und Umweltnaturwissenschaften; download www.zobodat.at

Beispiel Samen, Früchte, Ausläufer oder Rhizome der Pflanzen in einem bestimmten Gebiet. Die Diasporen bilden als Vorrat im Boden einen festen, wenn auch nicht unmittelbar sichtbaren Teil der Populationen von Arten. Diese nimmt vor allem bei Sekundärsukzessionen entscheidenden Einfluss auf die Zusammensetzung des Bestandes (Poschlod 1991).

Diasporenbanken kommen wahrscheinlich in allen Böden Mitteleuropas vor. Da eine mechanische Störung des Bodens Voraussetzung zur Aktivierung der Diasporenbank ist, kommen gerade auf Äckern viele Arten vor, die zum Aufbau langlebiger Diasporenbanken neigen. Hier können Populationen einer Art auch für lange Zeit auf ihre Diasporen reduziert sein, um dann bei günstigen Bedingungen wieder zu keimen (Poschlod 1991). Aus der Diasporenbank erwächst unter normalen Umständen der überwiegende Teil der auf einem Acker auflaufenden Unkräuter. Einzelne Individuen, welche der Unkrautbekämpfung entgingen, produzieren tausende von Samen und füllen so die Diasporenbank für die darauf folgende Vegetationsperiode wieder auf. Dieser Samenniederschlag, zusammen mit dem Sameneintrag von außerhalb des Bestandes bildet den Input in die Diasporenbank, während Keimung, physiologischer Tod, mechanische Beschädigung sowie Fraß und Krankheitsbefall den Verlust an Diasporen in der Bank verursachen (Mahmood et al. 2012). Die hier dargestellten Prozesse wurden von Poschlod (1991) in einem Modell zusammengefasst, welches in Abbildung 1 dargestellt ist. Das Überleben und die Keimung der einzelnen Samen hängt ab von der Biologie der jeweiligen Unkrautart, von der Tiefe, in welcher der Samen vergraben ist, von Licht, Temperatur und Feuchtigkeit, sowie von Bodenart und Bodenbearbeitung. So kommt es, dass im Boden zwar eine Vielzahl von Arten in Form von Diasporen vertreten ist, der jeweilige Bestand aber nur einen Bruchteil davon repräsentiert. Abhängig von klimatischen Einflüssen und der Wirtschaftsweise auf dem Acker bildet sich in jeder Vegetationsperiode eine einzigartige Komposition an Arten (Mahmood et al. 2012).

Die Existenz von Diasporenbanken ist lange bekannt, auch dass gerade Arten der Segetalflora wie zum Beispiel *Chenopodium* sp., der Kriechende Hahnenfuß *Ranunculus repens* oder das Einjährige Rispengras *Poa annua* Samen in großen Mengen produzieren und im Boden akkumulieren (Thompson & Grimes 1979). Langzeitversuche, in denen eine große Anzahl von Samen bestimmter Arten vergraben und nach einer gewissen Zeitspanne wieder ausgegraben wurden, belegen, dass einige Arten besonders langlebige Samen haben. So können die Samen der Gemeinen Nachtkerze *Oenothera biennis* und des Krausen Ampfers *Rumex crispus* mindestens 80 Jahre, die der Schaben-Königskerze *Verbascum blattaria*, der Kleinblütigen Königskerze *V. thapsus* und der Kleinblütigen Malve *Malva pussila* Sm. sogar 100 Jahre keimfähig bleiben. Diese Arten seien beispielhaft genannt und stellen sicherlich Extreme dar. Sie geben kein genaues Bild davon, wie lange eine ganze Diasporenbank unter natürlichen Bedingungen tatsächlich keimfähig bleibt, sind aber dennoch ein eindrucksvolles Beispiel für die Langlebigkeit von Samen (Kivilaan & Bandurski 1981, zit. in

© Naturforschende Gesellschaft zu Freiburg im Breisgau c/o Institut für Geo- und Umweltnaturwissenschaften; download www.zobodat.at

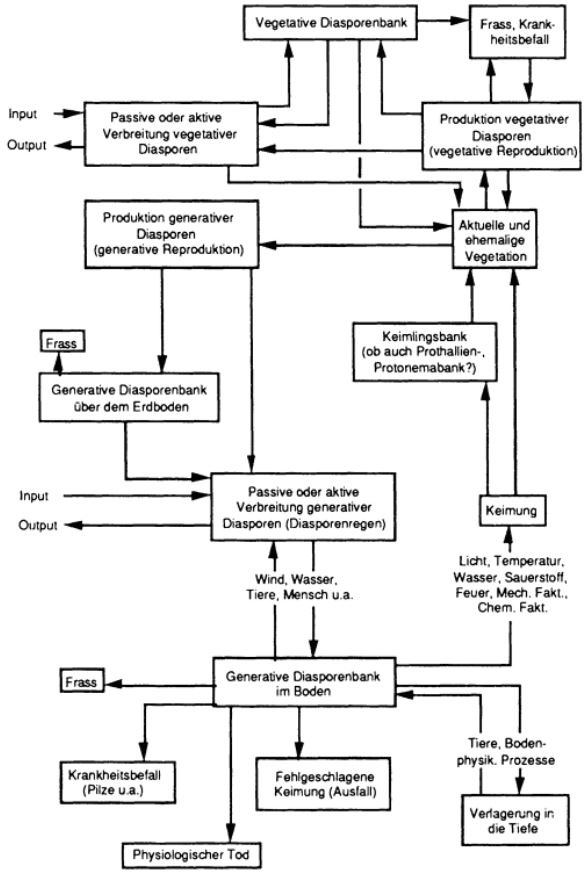

Abbildung 1: Zusammenhang der die Diasporenbank beeinflussenden Faktoren (von Poschlod 1991 verändert und ergänzt, nach Simpson et al. 1989) **Figure 1:** Relation of the factors influencing the seed bank (by Poschlod 1991 modified and supplemented, according to Simpson et al. 1989)

Poschlod 1996). Ein anderes Experiment zeigte, dass von 109 Arten, deren Samen 39 Jahre vergraben waren, 36 Arten noch keimfähig waren (Toole & Browne 1946, zit. in Poschlod 1996). Auf wiederaufgeforsteten Äckern konnte nach Jahrzehnten der Waldwirtschaft noch die Diasporenbank der Ackerunkräuter nachgewiesen werden (Peter 1893, 1894, zit. in Poschlod 1996).

Die lange Verweilzeit der Diasporen im Boden wird nicht alleine dadurch ermöglicht, dass diese widerstandsfähig gegenüber mechanischer Beschädigung, Fraß und Krankheitsbefall sind. Eine weitere wichtige Voraussetzung ist die Dormanz der Diasporen, was bedeutet, dass die Keimung durch physiologische oder externe Faktoren verhindert wird und die Diasporen in einen Ruhezustand versetzt werden. Dabei wird zwischen drei Typen von Dormanz unterschieden (Poschlod 1996): Die angeborene oder primäre Dormanz bedeutet, dass die Diaspore unmittelbar nach dem Loslösen

© Naturforschende Gesellschaft zu Freiburg im Breisgau c/o Institut für Geo- und Umweltnaturwissenschaften; download www.zobodat.at

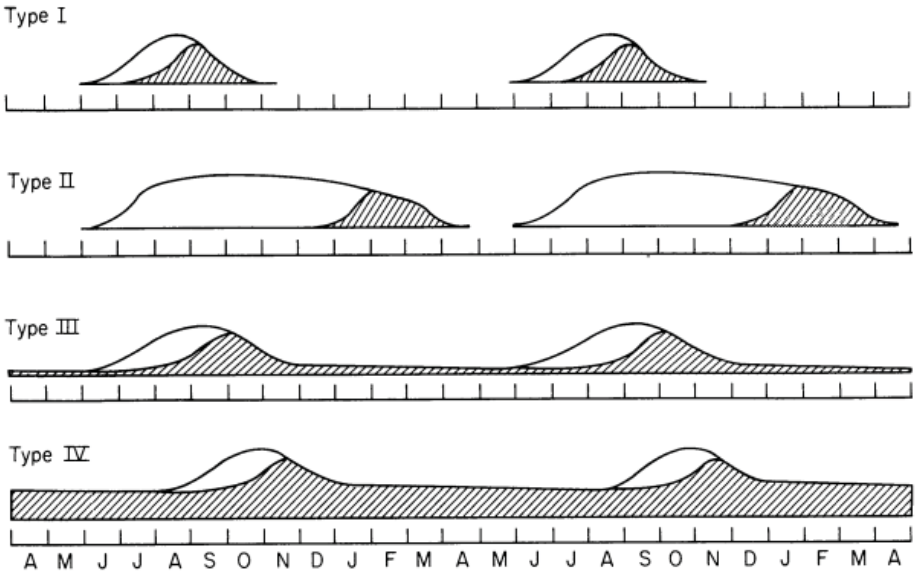

Abbildung 2: Saisonale Variation in Diasporenbanken (nach Thompson & Grimes 1979) **Figure 2:** Seasonal variation in seed bank (according to Thompson & Grimes 1979)

von der Mutterpflanze oder bereits davor dormant ist. Dies kann die notwendige Nachreifung des Embryos, eine harte Samenschale, die Notwendigkeit eines Kältereizes zur Bildung keimungsanregender Hormone oder die Hemmung der Keimung durch Licht als Grund haben (ebd.). Die erzwungene Dormanz wird durch ungünstige externe Faktoren (beispielsweise Dunkelheit, Beschattung, schlechte Wasserversorgung u.a.) verursacht. Eine Keimung ist erst möglich, wenn diese externen Faktoren für eine Keimung günstig sind (ebd.). Die induzierte oder sekundäre Dormanz wird durch ungünstige externe Faktoren an der Keimung gehindert, erlangt aber auch bei anschließend günstigen Bedingungen die Keimbereitschaft nicht sofort wieder. Erst ein bestimmter Reiz, wie z.B. steigende Temperaturen oder ein Frostereignis ermöglichen dann die Keimung (ebd.).

Diasporenbanken lassen sich nach Thompson & Grimes (1979) in zwei Grundtypen unterscheiden, welche jeweils noch einmal in zwei Unterklassen unterteilt werden (siehe Abbildung 2). Zunächst wird in vorübergehende und dauerhafte Diasporenbanken unterschieden. Bei den vorübergehenden Typen fasst Typ 1 diejenigen Arten zusammen, welche sofort keimfähig sind und Vegetationslücken daher spontan zu schließen vermögen. Diese Arten besitzen keine Dormanz. Typ 2 vereint die Arten, welche im Sommer oder Herbst ihre Samen produzieren. Diese überdauern dann den Winter und laufen im Frühjahr auf; es handelt sich also um typische Kaltkeimer, welche eine angeborene Dormanz besitzen und erst durch den Frostreiz im Winter keim-

© Naturforschende Gesellschaft zu Freiburg im Breisgau c/o Institut für Geo- und Umweltnaturwissenschaften; download www.zobodat.at

fähig werden. Beide Typen der vorübergehenden Diasporenbanken sind maximal ein Jahr nachweisbar, sie bilden also keine „echten“ Diasporenbanken.

Unter den permanenten Diasporenbanken beinhaltet Typ 3 die typischen Herbstkeimer. Die Keimlinge laufen direkt nach dem Samenfall im Herbst auf, überwintern zum Beispiel als Blattrosette am Boden und wachsen im zweiten Jahr zur Fruchtreife heran. Es handelt sich also um Arten, welche keine angeborene Dormanz besitzen. Dennoch schaffen es nie alle Samen zu keimen und es bleibt eine kleine Diasporenbank das ganze Jahr über erhalten. Arten, bei denen nur ein geringer Teil der produzierten Samen sofort aufläuft, bilden die zweite Art permanenter Diasporenbanken, in der Grafik Typ 4 genannt. Diese Arten erhalten also das ganze Jahr über eine große Diasporenbank aufrecht. Die Samen besitzen eine sekundäre Dormanz, meist durch Dunkelheit induziert (Thompson & Grimes 1979).

Die letzten beiden Typen von Diasporenbanken sind aber nicht eindeutig zu trennen. Es gibt Beispiele dafür, dass Arten ohne Dormanz (Typ 3) durch sich ändernde Umweltbedingungen direkt nach dem Samenfall an der Keimung gehindert werden und so über einen langen Zeitraum eine große Diasporenbank aufrecht erhalten. Man denke hierbei zum Beispiel an die Überschwemmungsgebiete von Flussläufen (Poschlod 1996). Wenn Aussagen über die Zeit, die die Samen tatsächlich im Boden verbringen, getroffen werden sollen, ist diese Klassifizierung aber nicht ausreichend. Daher wird häufig auch in persistente und permanente Diasporenbanken unterschieden, wobei persistent eine Lebensdauer von 1 – 5 Jahren, permanent eine Lebensdauer von mehr als 5 Jahren bedeutet (Poschlod 1996). Diesen dauerhaften Diasporenbanken wird laut Albrecht (1992) eine große Bedeutung bei der Wiederherstellung intakter Ackerunkrautgesellschaften beigemessen, ohne dass in der Literatur viele konkrete Ergebnisse zu eben dieser Annahme zu finden seien.

2.5 Nutzen und Schaden der Unkräuter

Unkräuter auf ackerbaulich genutzten Flächen können zu Ertragsminderungen führen. Als Konkurrenten der Trägerkultur um Licht, Wasser und Nährstoffe verhindern Unkräuter unter Umständen, dass die Kulturpflanzen ihr volles Potenzial entfalten. Die Konkurrenzkraft der einzelnen Arten unter den jeweiligen Bedingungen entscheidet, wer in diesem interspezifischen Kampf um die notwendigen Ressourcen gewinnt und den Bestand dominiert. Da es sich bei Unkräutern nicht um ein einziges Taxon, sondern, um eine taxonomische Unterklasse von unterschiedlichen Sippen aus unterschiedlichen Ordnungen und sogar Klassen handelt, ist ihnen eine vergleichsweise große genetische Vielfalt und dadurch eine hohe ökologische Flexibilität inhärent. Daher gewinnen ohne menschliches Zutun in den meisten Fällen die Unkräuter den Kampf um überlebenswichtige Ressourcen und führen zu verringerten Ernteerträgen. So gilt die Spontanvegetation der Äcker als weltweit wichtigster ertragsmindernder Faktor in allen Kulturen. Durchschnittlich knapp 10 % der landwirtschaftlichen Er-

© Naturforschende Gesellschaft zu Freiburg im Breisgau c/o Institut für Geo- und Umweltnaturwissenschaften; download www.zobodat.at

tragsverluste weltweit sind auf Unkrautkonkurrenz zurückzuführen, die Zahlen variieren regional zwischen 6,8 % und 15,7 % (Zwerger 2002).

Voll entwickelt können Unkräuter auch die maschinelle Ernte erschweren. Rankende, kletternde oder windende Unkräuter können den Druschvorgang behindern, indem sie sich in der Haspel verheddern oder die Dreschtrommel blockieren. Hierdurch kann die Arbeitszeit erheblich verlängert sein oder es können Reparaturkosten entstehen. Des Weiteren können mitgedroschene Samen oder auch vegetative Pflanzenteile das Erntegut verunreinigen. Dadurch entstehen Qualitätsminderungen und zusätzliche Kosten durch Reinigung und Trocknung. Besonders kritisch wird dieser Umstand aber bei giftigen Unkrautarten, wie zum Beispiel *Ranunculus* sp., Schwarzer Nachtschatten (*Solanum nigrum*), Einjähriges Bingelkraut (*Mercurialis annua*) und weiteren (Diepenbrock et al. 2005). Da in der Literatur aber keine Zahlen zu diesen negativen Auswirkungen der Unkräuter gefunden werden konnten, scheint sich der wirtschaftliche Schaden in Grenzen zu halten. Auch konnten phytotoxische Wirkungen einiger Unkräuter auf die jeweilige Kulturart nachgewiesen werden. Diese Wirkungen sind meist sehr spezifisch und entfalten sich nur bei bestimmten Unkräutern gegenüber bestimmten Kulturarten unter bestimmten Bedingungen. Die negative allelopathische Wirkung einiger Unkräuter wie die des Weißen Gänsefuß *Chenopodium album* und des Zurückgebogenen Amaranth *Amaranthus retroflexus* verursachen zum Beispiel in Ungarn Probleme beim Maisanbau (Mikulas et al. 1990). Zahlreiche weitere Beispiele, wie bestimmte Unkrautarten die Keimung oder das Wachstum der Kulturpflanzen hemmen, sind bekannt. Insgesamt sind 240 Unkräuter mit biochemischem Einfluss auf Kulturpflanzen und 64 mit Einfluss auf andere Unkräuter bekannt. Nicht immer sind diese Einflüsse negativ, wie weiter unten noch erläutert wird (Malkomes 2006).

Diesen negativen Unkrautwirkungen stehen zahlreiche Funktionen der Unkrautflora gegenüber, welche dem Menschen durchaus von Nutzen sein können. Zunächst einmal bedient sich nahezu jeder Landwirt des Umstandes, dass viele Unkräuter gute Indikatoren für die Standortsbedingungen sind. Durch das Auftreten bestimmter Arten bzw. Artenkombinationen können problematische Zustände wie Bodenverdichtung, Staunässe oder Bodensäure leicht erkannt werden. Auch die Notwendigkeit von Düngung bzw. eine eventuelle Überdüngung lässt sich an der Begleitvegetation ablesen (Zwerger 2002).

Zudem besitzen Unkräuter einige Schutzfunktionen. Zunächst beugt der Bewuchs mit Unkräutern effektiv der Erosion, der Bodenverschlämmung, der Austrocknung des Bodens und der Auswaschung von wichtigen Nährstoffen vor und dient somit einer optimalen Bodengare. Der Unkrautbewuchs ist also ein wesentlicher Bestandteil des Bodenschutzes (El Titi 1986, Dierauer & Stöppler-Zimmer 1994, Zwerger 2002).

Als weiterer Nutzen soll erwähnt sein, dass Unkräuter direkt zum Pflanzenschutz beitragen, indem sie zum einen fakultative Schädlinge ablenken und zum anderen zahlreichen Antagonisten, eben dieser Schädlinge einen Lebensraum bieten. So

© Naturforschende Gesellschaft zu Freiburg im Breisgau c/o Institut für Geo- und Umweltnaturwissenschaften; download www.zobodat.at

trägt die Begleitvegetation zu einer ökologischen Selbstregulierung der anthropogenen Standorte bei (Dierauer & Stöppler-Zimmer 1994, Mahn 2002, Zwerger 2002, Hawes et al. 2003, Norris & Kogan 2005). Die ökologische Funktion der Unkräuter geht über die Bereitstellung von Lebensraum für Antagonisten von Schädlingen hinaus. Auch Bestäuber und Phytophage finden hier Nahrung, was zu einer Erhöhung der Biodiversität beiträgt und dem Landwirt indirekt auch nutzt, da er so zum Erhalt der Populationen von Nützlingen beiträgt, welche ihm in zahlreichen insektenbestäubten Kulturen gute Dienste erweisen (Dramstad & Fry 1994, Meek et al. 2002, Hawes et al. 2003, Norris & Kogan 2005). Die Diversität an Unkräutern dient nicht nur der Diversität an Arthropoden, sondern zieht mit diesen eine vielfältige Nahrungskette nach sich und bereichert die Agrarlandschaft, wie in einigen Studien gezeigt wurde auch durch eine vielfältige Avifauna (Wilson et al. 1999, Chamberlain et al. 2000, Storkey & Westbury 2007, Hyvönen & Huusela-Veistola 2008).

Auch das genetische Potenzial der Ackerunkräuter darf nicht unterschätzt werden. In vielen Fällen sind genetische und evolutionsbiologische Beziehungen zwischen Kulturpflanzen und Unkräutern so alt wie der Ackerbau selber. Diese engen Beziehungen sind einer konstanten Evolution unterworfen und noch heute findet ein reger Genfluss zwischen Unkraut und Kulturpflanze statt. So entstehen stetig neue Kultur- aus Unkrautrassen und neue Unkraut- aus Kulturrassen (Sukopp & Sukopp 1992). Hätten unsere Vorfahren Unkräuter genau so effektiv bekämpft, wie es heute geschieht, hätten sie wohl nie den Nutzen der ursprünglich als „Unkraut“ auf den Äckern wachsenden Pflanzen wie Roggen (*Secale cereale*), Hafer (*Avena sativa*), Rübe (*Beta vulgaris*) oder Feldsalat (*Valerianella locusta*) erkannt. Heute sind diese aus „Unkraut“ gezüchteten Arten teilweise mit die wichtigsten Kulturarten, die in Mitteleuropa angebaut werden. Auch wachsen zahlreiche Heilpflanzen, wie zum Beispiel *Matricaria chamomilla*, Breitwegerich (*Plantago major*), Ackerschachtelhalm (*Equisetum arvense*) oder Ackergauchheil (*Anagallis arvensis*), als Unkraut auf den Äckern (Diepenbrock et al. 2012, Geisbauer & Hampicke 2012). Welches Potenzial in diesen Pflanzengesellschaften noch steckt, lässt sich heute nicht erahnen.

Während Fabaceaen wie die *Trifolium*- oder die *Vicia*-Arten als Stickstofffixierer den Boden mit ebendiesem Nährstoff anreichern und der Trägerkultur so gute Dienste erweisen, sind des Weiteren auch direkte und indirekte positive Allelopathien zwischen Wild- und Kulturpflanze nachgewiesen. Der Erkenntnisstand ist in diesem Zusammenhang zwar noch sehr gering, doch einige Beispiele wurden bereits erforscht. Zu den indirekten positiven Wirkungen von Unkräutern zählt, dass Gerste (*Hordeum vulgare*) weniger stark von Blattläusen befallen wird, wenn es zuvor der allelopathischen Wirkung der Ackerkratzdistel (*Cirsium arvense*) oder der Kriechquecke (*Elymus repens*) ausgesetzt war. Auch den Arten *Anagallis arvensis, Chenopodium album, C. murale* (Mauergänsefuß), *Convolvulus arvensis* (Ackerwinde), *Solanum nigrum, Stellaria media* und *Urtica urens* (Kleine Brennnessel) wurde antagonistische Wirkung gegenüber Bakterien oder Pilzen bestätigt, während der Ackerminze *Mentha arvensis* die Ent-

© Naturforschende Gesellschaft zu Freiburg im Breisgau c/o Institut für Geo- und Umweltnaturwissenschaften; download www.zobodat.at

wicklung der phytopathogenen Nematode *Meloidogyne incognita* hemmen soll. Die direkte positive Wirkung von Unkräutern auf Kulturpflanzen zeigt sich am Beispiel von *Chenopodium album* und *Amaranthus retroflexus*, welche die Keimung von *Triticum*-Arten positiv beeinflussen. Insgesamt sind diese Effekte aber noch zu schlecht erforscht um sie unmittelbar nutzbar zu machen (Malkomes 2006).

Diese Gegenüberstellung von Schaden und Nutzen soll deutlich machen, dass die Unkrautbekämpfung auf dem Acker stets eine Gratwanderung ist. Ab einer gewissen Abundanz sind bestimmte Unkräuter definitiv schädlich für die Kulturart und somit ein wirtschaftliches Problem für den Landwirt. Bis zu dieser Schadschwelle können Unkräuter aber durchaus nützlich sein. Auch haben unabhängig von der Populationsgröße bei weitem nicht alle Unkräuter einen negativen Effekt auf die Trägerkultur. Lediglich 26 Arten werden bei Albrecht (2013) als problematisch bezeichnet, die übrigen knapp 300 ursprünglich in der mitteleuropäischen Unkrautflora vertretenen Arten verursachen kaum Ernteverluste oder technische Probleme (Zwerger 2002, Albrecht 2003). Eine grundsätzliche Einstufung der Unkräuter als schädlich ist demnach falsch.

Der Konkurrenzkampf, den die Landwirte dennoch mit den Unkräutern ausfechten, lässt sich besonders gut an den Aufwendungen für chemische Unkrautbekämpfung ablesen. Beispielhaft sei das Jahr 2012 genannt, in welchem in Deutschland alleine 53982 t Herbizide an berufliche Verwender abgegeben wurden (BVL 2013).

2.6 Mitteleuropäische Agrarlandschaftsgenese mit Fokus auf das Ackerland

Die Etablierung von Ackerbau und Viehhaltung und die damit einhergehende Vorratshaltung, welche den Menschen die Sesshaftwerdung ermöglichte, kann für den mitteleuropäischen Raum etwa auf die Zeit um 5500 v. Chr. datiert werden. Die Bandkeramiker, welche den Ackerbau ebendort begründeten, konnten bereits auf einen jahrtausendealten Erfahrungsschatz zurückgreifen, welcher von den Menschen aus dem Vorderen Orient zusammen mit den dort entstandenen Kulturpflanzen nach Mitteleuropa gebracht und weitergegeben wurde (Linnemann 2009).

Die jungsteinzeitliche Agrarlandschaft war recht monoton. Da zu dieser Zeit noch keine Werkzeuge zur Bearbeitung schwerer Böden existierten, wurden zunächst nur leichte Lössböden beackert. Im 4. Jahrtausend v. Chr. wurden dann die Jungmoränenlandschaften ackerbaulich erschlossen. Anderswo konnte Ackerbau erst einsetzen, als Metallgeräte für die Bodenbearbeitung zur Verfügung standen. Die nahezu flächendeckende Ackerbauerschließung in Mitteleuropa beanspruchte Jahrtausende (Küster 1994). Trotz der Erschließung neuer Standorte mit besseren Werkzeugen blieben die zu Beginn der Sesshaftwerdung in Mitteleuropa eingeführten grundlegenden Agrarsysteme lange Zeit nahezu unverändert. Die seit der Jungsteinzeit praktizierten Methoden des Schwendbaus und des Landwechsels (Urwechselwirtschaft, später auch Zweifelderwirtschaft) wurden erst im Mittelalter um etwa 1100 n. Chr. von

© Naturforschende Gesellschaft zu Freiburg im Breisgau c/o Institut für Geo- und Umweltnaturwissenschaften; download www.zobodat.at

der Dreifelderwirtschaft abgelöst. Diese verbreitete sich im damals vorherrschenden Feudalismus nach und nach in ganz Europa (Lüning 2000). Die Dreifelderwirtschaft blieb, neben anderen, eher auf Sonderstandorte beschränkten oder auf besondere Gewohnheiten oder Zwänge zurückzuführenden Ackerbausystemen, mit dem herrschenden Gesellschaftssystem wiederum weitere 600 Jahre im Grunde mehr oder weniger unverändert bestehen (Abel 1978).

Im Zuge von landwirtschaftlichen Reformen gab es ab Mitte des 18. Jahrhunderts etliche technische und wissenschaftliche Fortschritte. Vor allem die Einführung der Fruchtwechselwirtschaft, welche durch das Wegfallen des Brachejahres zu Gunsten des Futteranbaus die Aufstockung der Viehbestände ermöglichte, was wiederum die verfügbare Düngermenge erheblich erhöhte, aber auch moderne Pflüge und Sämaschinen führten zu Rationalisierung und Ertragssteigerung in der Landwirtschaft (Enne & Jannsen 1979). Diese Faktoren zusammengenommen, veränderten die Landwirtschaft in einem recht kurzen Zeitraum so grundlegend, dass in der Literatur häufig von einer „echten Agrarrevolution“ die Rede ist (Dierschke & Briemle 2002, Pfister 2008, Baumann 2011, u.v.a.).

Etwa in diesem Zeitraum war die biotische Vielfalt in der Agrarlandschaft Mitteleuropas mutmaßlich auf ihrem bisherigen Höhepunkt. Durch die ökonomisch alternativlose und technisch nun mögliche Nutzung nahezu aller potentieller Ackerstandorte und der daraus resultierenden Vielzahl verschiedener, an die jeweiligen Standortverhältnisse angepassten Wirtschaftsweisen wurden etliche unterschiedliche Biotope geschaffen (Küster 1994).

Im Wirtschaftsboom der ersten Hälfte des 20. Jahrhunderts wurden Kleinbetriebe genau wie die Bewirtschaftung von Grenzertragsstandorten zunehmend unrentabel. Dadurch fielen und fallen bis heute ständig Flächen brach. Die verbliebenen landwirtschaftlichen Nutzflächen werden hingegen immer intensiver bewirtschaftet. Was im vorhergegangenen Jahrhundert mit Melioration und Flächenzusammenlegung begann, gipfelte ab den 1950er Jahren in einer intensiven Phase der Flurbereinigung. Dieser noch immer andauernde Prozess schließt Grenzertragsstandorte nach und nach aus der landwirtschaftlichen Produktion aus. Ackerbau wird nur noch auf den besten Böden und meist in großen Schlägen praktiziert. Die letzten, feinen Standortsunterschiede werden bis heute durch die in dieser Zeit neu eingeführten, mineralischen Dünger kompensiert (Küster 1994).

Zusammen mit diesen Düngern haben es moderne Spritzmittel gegen Unkraut und Schädlinge ermöglicht, den Fruchtwechsel beinahe ganz abzuschaffen, was zu einer weiteren Verarmung der Landschaft beiträgt (Hille 1994). Die biologische Vielfalt scheint aus der Agrarlandschaft verbannt. Der Landwirt ist aus seiner Rolle des Landschaftsgestalters und Hauptverursachers biologischer Vielfalt geschlüpft und präsentiert sich heute als einer ihrer größten Bedroher.

© Naturforschende Gesellschaft zu Freiburg im Breisgau c/o Institut für Geo- und Umweltnaturwissenschaften; download www.zobodat.at

2.7 Die Evolution der mitteleuropäischen Ackerunkräuter und deren Gesellschaften

Zu Zeiten der Urwechselwirtschaft in der Jungsteinzeit, als Äcker nach der Bestellung mehrere Jahre brach lagen, besaßen die Unkrautgesellschaften der prähistorischen Felder einen grünlandähnlichen Charakter. Vor allem ausdauernde, hemikryptophytische oder geophytische Arten waren auf den Äckern vertreten. Deren Erneuerungsorgane wurden durch die oberflächliche Bodenbearbeitung mit Grabstock oder Hacke kaum beschädigt (Knörzer 1971, Sukopp et al. 1994, Hofmeister & Garve 2006). Doch bereits für diese vorgeschichtliche Zeit gibt es Belege von annuellen Ackerunkräutern, von denen einige auch heute noch als typisch gelten (Linnemann 2009). Zehn dieser Arten sind an nahezu allen archäobotanisch untersuchten neolithischen Siedlungsplätzen belegt worden. Namentlich handelt es sich um die Taube Trespe *Bromus sterilis, Chenopodium album*, den Windenknöterich *Fallopia convolvulus,* das Kleinfrüchtige Klettenlabkraut *Galium spurium*, den Gemeinen Rainkohl *Lapsana communis*, den Flohknöterich *Polygonum persicaria*, nicht genauer bestimmte Liesch- (*Phleum* sp.) und Rispengräser (*Poa* sp.), verschiedene Ampfer (*Rumex* sp.) und die Rauhaarige Wicke *Vicia hirsuta* (Knörzer 1971). Auf Grund der Häufigkeit, mit der die genannten Arten in Zusammenhang mit prähistorischem Ackerbau auftreten, hat Knörzer (1971) aus der Kombination aller einzelner Belege die Pflanzengesellschaft des Bromo-Lapsanetums abgeleitet. Nun kann die Zusammensetzung von Pflanzenmaterial aus archäobotanischen Funden nie einer real existierenden Pflanzengesellschaft entsprechen; gemessen an der Vielzahl an Belegen scheint die Artenzusammensetzung des Bromo-Lapsanetums die Flora auf einem neolithischen Getreideacker jedoch gut widerzuspiegeln. Es sei aber auch darauf hingewiesen, dass in der Beschreibung dieser archäobotanischen Gesellschaft wegen der frühzeitlichen Erntetechnik des Ährenpflückens mindestens der Nachweis von niederwüchsigen Unkräutern fehlt. Zudem könnte durch Ernte, Transport, Verwendung oder Ablagerung eine Rekombination der heute noch nachweisbaren Pflanzenteile stattgefunden haben. Obwohl es sich also nicht um eine eindeutig beschriebene und vollständige Pflanzengesellschaft im heutigen Sinne handeln kann, ist diese Klassifikation dennoch zweckdienlich, um die regelmäßig gemeinsam auftretenden Arten zusammenzufassen (Knörzer 1971).

Da sowohl die Standortsbedingungen der Äcker als auch die Wirtschaftsweise der Menschen über die gesamte Jungsteinzeit hinweg kaum einem Wandel unterworfen war, blieb auch die Unkrautgesellschaft der Äcker recht konstant. Es finden sich natürlich auch Nachweise für andere als die namentlich genannten Unkräuter, insgesamt rund 60 verschiedene Arten, doch diejenigen des Bromo-Lapsanetums lassen sich über einen Zeitraum von 4000 Jahren konstant nachweisen (Linnemann 2009). Diese gleichförmige und langfristig konstante Unkrautgesellschaft konnte sich etablieren, da sich die Wirtschaftsweise der Ackerbauern in diesem Zeitraum kaum veränderte. Die oben bereits erwähnte Homogenität der Ackerstandorte im Neolithikum trug zweifach zur dauerhaften Etablierung des Bromo-Lapsanetums bei. Zunächst

© Naturforschende Gesellschaft zu Freiburg im Breisgau c/o Institut für Geo- und Umweltnaturwissenschaften; download www.zobodat.at

boten die einheitlichen Ackerstandorte ohnehin nur einem bestimmten Artenspektrum Lebensraum und des Weiteren erlaubte es der nährstoffreiche Lössboden, einige Jahre in Folge Getreide anzubauen. Die Bodenermüdungen wurden durch die geringen Bestandesdichten des Getreides und das ausschließliche Ernten der Ähren und dem somit vergleichsweise geringen Nährstoffaustrag verzögert. Zwischenzeitliche Beweidung und das Abbrennen des Strohs vor der Neueinsaat verzögerten die Bodenermüdung zusätzlich. So fanden die Unkräuter mit dem Acker als zugrundeliegende Betrachtungsebene über einige Jahre, mit der Landschaft als Betrachtungsebene einige Jahrtausende relativ konstante Bedingungen auf den Äckern (Knörzer 1971).

In der auf das Neolithikum folgenden Bronzezeit veränderte sich in Hinblick auf die Segetalvegetation zunächst nicht allzu viel. Durch verbesserte Werkzeuge wurden einige neue Standorte ackerbaulich erschlossen. Die von den bisher ausschließlich kultivierten Lössäckern abweichenden Bedingungen gaben anderen Arten die Chance, sich als Ackerunkräuter zu etablieren. In der rund 1000 Jahre währenden Bronzezeit stieg die Zahl der (heute nachgewiesenen) Unkräuter von rund 120 am Ende des Neolithikums auf 157 zu Beginn der Eisenzeit. Der relativ geringe Zuwachs an Unkrautarten lässt darauf schließen, dass sich in der Bronzezeit kaum etwas an den Praktiken der Ackerbearbeitung geändert hat (Willerding 1986).

Erst in der Eisenzeit wurden dann durch neuartige Werkzeuge die Ernteverfahren verändert. Die Sichel ermöglichte es, Getreide nicht mehr durch das aufwändige Ährenpflücken zu ernten, sondern mit einem tiefen Schnitt. So lassen sich für diese Zeit auch niedriger wachsende Unkräuter nachweisen, welche unabsichtlich mit dem Getreide geerntet und höchst wahrscheinlich auch wieder ausgesät wurden. Die neue Erntemethode brachte einen deutlich größeren Biomasse-Entzug und damit einen erheblichen Nährstoffaustrag von den Äckern mit sich. Bereits in der Eisenzeit wurde damit begonnen, die Felder mit Laubstreu und Plaggen zu düngen. Diese technologischen Neuerungen brachten eine Heterogenisierung der Ackerstandorte mit sich. Das lässt sich anhand der archäobotanisch nachweisbaren Unkrautarten dieser Zeit belegen. In der rund 800 Jahre währenden Eisenzeit steigt die Zahl der heute nachweisbaren Unkräuter auf 212 an. Bei den niedrigwachsenden Arten lässt sich nicht mit Sicherheit sagen, ob sie bereits vor der Eisenzeit auf den Feldern zu finden waren, wegen der Erntemethode des Ährenknickens heute aber nicht mehr nachweisbar sind oder ob sie durch klimatische Veränderungen tatsächlich erst in dieser Epoche auf die Äcker Mitteleuropas eingewandert sind. Es ist aber davon auszugehen, dass sich das Arteninventar in dieser Zeit zumindest durch die Diversifizierung der Ackerstandorte vergrößert hat (Willerding 1986). Während der anschließenden Römerzeit fand die stärkste relative Artenzunahme statt. Innerhalb von nur 400 Jahren kamen 41 Arten zum mitteleuropäischen Inventar hinzu. Dies lässt sich zum einen mit der Einschleppung von Arten aus dem Mittelmeerraum, zum anderen durch die Übernahme römischer Anbaumethoden (Zweifelderwirtschaft) und der daraus resultierenden

© Naturforschende Gesellschaft zu Freiburg im Breisgau c/o Institut für Geo- und Umweltnaturwissenschaften; download www.zobodat.at

Veränderung der Landschaft erklären. Es muss aber auch angemerkt werden, dass die starke Artenzunahme methodisch erklärbar sein könnte, da zahlreiche Fundplätze mit sehr guten Erhaltungsbedingungen aus dieser Zeit, nicht aber aus den Epochen davor bekannt sind (Willerding 1986).

Für das europäische Mittelalter ist ein weiterer Anstieg der Artenzahl um 51 auf nun insgesamt 304 nachgewiesene Arten zu verzeichnen. Auch hier spielen sicherlich die sehr günstigen Nachweisbedingungen der mittelalterlichen Städte eine Rolle, doch auch einige agrartechnologische Veränderungen fanden statt. Die Getreideernte wurde jetzt flächendeckend mit der Sichel, also bodennah durchgeführt. Damit einher ging wohl eine intensivere Bodenbearbeitung und Düngung (Willerding 1986). Zudem wurde in dieser Zeit die Dreifelderwirtschaft etabliert. Die Ackerunkrautgesellschaften waren, wegen des auch in dieser Landbautechnik beibehaltenen Brachejahres, noch immer von Grünlandarten dominiert. Diese speziellen Pflanzengesellschaften waren bis vor wenigen Jahrzehnten noch in der Feldgraswirtschaft des südlichen Schwarzwalds sowie in Kleegras-Fruchtfolgen vertreten; heute sind sie praktisch verschwunden (Ellenberg 1996). Das neue Nutzungssystem mit der regelmäßigen Bodenbearbeitung begünstigte die annuellen Arten mit kurzem Entwicklungszyklus vor allen anderen. Der Anteil kurzlebiger Arten wird in dieser Zeit deutlich größer. Als sich dann im 18. Jahrhundert die verbesserte Dreifelderwirtschaft, welche anstelle der Brache den Anbau von Blatt- oder Futterpflanzen ermöglichte und etwas später die Fruchtwechselwirtschaft etablierte, wurde der Grundstein gelegt für die Pflanzengesellschaften, die wir heute auf den Äckern finden bzw. die wir noch bis vor wenigen Jahrzehnten auf den Äckern finden konnten (Sukopp et al. 1994).

Der landwirtschaftliche Strukturwandel des 20. Jahrhunderts brachte einige grundlegende Veränderungen in den Lebensbedingungen der Segetalflora mit sich. Zum ersten Mal seit dem Neolithikum schrumpft im Zeitraum seit den 1940ern das Artinventar der Ackerbegleitflora (Willerding 1986). In diesem Zusammenhang wird die nahezu perfektionierte Saatgutreinigung heute häufig als die schwerwiegendste Unkrautbekämpfungsmaßnahme überhaupt bezeichnet. Einige Arten haben sich in einer Koevolution an die Wirtschaftstätigkeit des Menschen angepasst und sind darauf angewiesen, jährlich von Menschenhand ausgesät zu werden. Seit Einführung der maschinellen Saatgutreinigung sind diese Arten fast verschwunden. Die fruchtfolgebedingte Verzögerung der Saattermine im Herbst hat ebenfalls unkrautunterdrückende Wirkung, wohingegen die früheren Saattermine der Sommerfrüchte positiv auf Unkrautbestände wirken. Neue Zuchtsorten von Getreide erlauben dichtere Bestände bei gleichzeitig höherer Düngergabe. Die chemische Unkrautbekämpfung setzte um die Jahrhundertwende zunächst mit Ätzdüngern, ab den 1940ern dann mit Herbiziden auf Wuchsstoffbasis ein. Heute wird vor allem mit Bodenherbiziden gearbeitet. Moderne Ernte- und Druschverfahren mittels Mähdrescher brachten in den 1950ern weitere Veränderungen mit sich. Neben diesen, Art und Intensität der Bewirtschaf-

© Naturforschende Gesellschaft zu Freiburg im Breisgau c/o Institut für Geo- und Umweltnaturwissenschaften; download www.zobodat.at

tung betreffenden Faktoren spielt auch der Verlust einiger Kultursorten wie Buchweizen oder Lein eine große Rolle in der Veränderung der Segetalflora. Für die Arten des *Lolio-Linion*, der charakteristischen Lein-Unkrautgesellschaft, zu der unter anderem das Flachsleimkraut *Silene linicola* und der Leindotter *Camelina alyssum* zählen, gibt es keine Ersatzstandorte, weshalb diese Arten quasi aus der Landschaft verschwunden sind. Auch die Veränderung der Flächenanteile der verschiedenen Kulturen (weniger Hackfrüchte zugunsten von Wintergetreide und Mais), die Ausräumung der Landschaft und besonders die bereits mehrfach erwähnte Flächenstilllegung, welche zu einer Vereinheitlichung der Agrarlandschaft führt, sind wichtige Faktoren, die zur Verarmung der Segetalflora beitragen (Willerding 1986, Sukopp et al. 1994, Ellenberg 1996, Baessler & Klotz 2006).

2.8 Ökologischer Landbau - Chance für den integrierten Segetalartenschutz?

Die bisher angewandten Maßnahmen zum Schutz der Segetalflora können nur eine Notlösung sein. Ackerrandstreifen und Unkrautreservate sind notwendige Mittel, um die bedrohten Arten und Gesellschaften vor der Auslöschung zu bewahren. Doch um die dauerhafte Erhaltung der Segetalvegetation zu gewährleisten, sind diese Schutzmaßnahmen in ihrer musealen Ausrichtung zu starr und kapitalintensiv. Die einzige Möglichkeit zum Erhalt der bedrohten Ackerunkräuter kann es sein, diese wieder in die Nutzungssysteme zu integrieren.

In der Literatur wird die biologische Landwirtschaft häufig als Möglichkeit für den integrierten Segetalartenschutz genannt. Hier geschieht die Unkrautbekämpfung mechanisch durch einen genau geplanten Turnus der Bodenbearbeitung mittels Pflug und Striegel, durch Untersaaten oder in bestimmten Fällen auch thermisch. Der Verzicht auf chemische Pflanzenvernichtungsmittel und somit der Verzicht auf die vollständige Vernichtung des Unkrautaufwuchses im ökologischen Landbau bietet eine gewisse Chance für die Unkräuter.

Einige Studien weisen eine höhere Vielfalt von Ackerunkräutern auf ökologisch bewirtschafteten Flächen nach. van Elsen (1989) findet auf biologisch-dynamisch bewirtschafteten Äckern in der Niederrheinischen Bucht mehr als die doppelte Artenanzahl als auf direkt benachbarten, konventionell bewirtschafteten Schlägen. Bei den Ergebnissen dieser Studie ist besonders hervorzuheben, dass der Unterschied zwischen den beiden Bewirtschaftungsformen vor allem im Bestandesinneren deutlich wird. Während die mittlere Differenz an Arten am Bestandesrand bei 9 liegt, wurde tiefer im Bestand ein mittlerer Unterschied von 16 Arten festgestellt. Die tatsächliche floristische Verarmung eines Ackers lässt sich also nicht unbedingt auch am Bestandesrand erkennen. Ähnliche Ergebnisse zeigt eine andere Studie im östlichen Meißnervorland (Hotze & van Elsen 2006). Hier sind alle Flächen von einem grundsätzlichen Artenrückgang betroffen, die biologisch bewirtschafteten Felder weisen im Vergleich aber dennoch die zwei- bis dreifachen Artenzahlen auf. Auch in

© Naturforschende Gesellschaft zu Freiburg im Breisgau c/o Institut für Geo- und Umweltnaturwissenschaften; download www.zobodat.at

dieser Studie wird das floristische Gefälle vom Ackerrand ins -innere bestätigt. Die gefährdeten Unkrautarten finden sich demnach besonders auf den ökologisch bewirtschafteten Flächen und dort in den Randbereichen. Dass die meisten Unkraut-Arten nur noch in den Randbereichen der Äcker zu finden sind, wird auch in anderen Studien bestätigt (u.a. Fried et al. 2009).

Grundsätzlich lässt sich sagen, dass die biotische Vielfalt auf den Äckern rückläufig ist. Daran ändert auch die biologische Landwirtschaft nicht direkt etwas. Allerdings fällt die Rate das Artenschwunds auf biologisch bewirtschafteten Flächen deutlich geringer aus. Bestimmte Gruppen von Unkräutern können trotz Verzicht auf Herbizide und schonendere Bodenbearbeitung nicht in ihrem Bestand erhalten werden. Hierzu zählen vor allem die Saatunkräuter und solche Unkräuter mit besonders geringer Schadschwelle, welche auch im Öko-Landbau konsequent bekämpft werden müssen. Auf der anderen Seite ist offensichtlich, dass Herbizideinsatz und intensive Bodenbearbeitung alleine zumindest kurz- bis mittelfristig nicht in der Lage sind, die Unkräuter vollständig in den Griff zu bekommen. Die von diesen Maßnahmen betroffenen oberirdisch wachsenden Pflanzen repräsentieren im Schnitt nur 1 – 10% der Gesamtpopulation. Die restliche Population ruht in Form verschiedener Diasporen im Boden und kann hier, wie in Kapital 2.4 erläutert, auch einige Jahrzehnte ruhen (Albrecht 2003). Dies scheint der ideale Anknüpfungspunkt für die ökologische Landwirtschaft zu sein, einen Beitrag zum Segetalartenschutz zu leisten. Die Arten sind häufig noch vorhanden und es müssen ihnen lediglich durch entsprechende Wirtschaftstätigkeit die Möglichkeiten zur Entfaltung gegeben werden.

Neumann et al. (2005) führten in diesem Zusammenhang einem Versuch in Schleswig-Holstein durch, welcher zeigen konnte, dass die Umstellung auf ökologische Landwirtschaft innerhalb weniger Jahre die Artenvielfalt steigern kann. Kurzfristig werden sich seltene, auf eher nährstoffarme Bedingungen angepasste Arten allerdings nicht von selbst etablieren, zahlreiche andere Arten erschienen hingegen spontan auf den Flächen. Ähnliche Ergebnisse lieferte auch Hyvönens Studie von 2007, welche 13 in ganz Finnland verteilte Ackerflächen auf die Entwicklung ihrer Artenzusammensetzung hin untersucht. Für alle Flächen lagen floristische Daten aus den frühen 1960ern und den späten 1990ern vor. Es wurden gezielt Flächen ausgewählt, welche bis zur ersten Datenerhebung nicht mit Herbiziden behandelt wurden und welche zum Zeitpunkt der zweiten Datenerhebung auf ökologischen Landbau umgestellt waren. Dazwischen lagen einige Jahre intensiven Wirtschaftens auf den Flächen. Unter diesen Voraussetzungen konnte gut untersucht werden, inwieweit sich die ökologische Landwirtschaft eignet, um die ursprüngliche Segetalvegetation dieser Flächen wieder herzustellen. Die Ergebnisse zeigten, wie oben bereits angedeutet, dass der ökologische Landbau durchaus einen positiven Effekt auf die Unkrautvegetation hat. Mehrjährige und nicht nitrophile Arten kamen in der jüngeren Erhebung deutlich seltener vor. Deren Reetablierung wird eine lange Zeit in Anspruch nehmen, bzw. ist teilweise ohne spezielle Vorbereitung der Böden gar nicht zu erwarten.

© Naturforschende Gesellschaft zu Freiburg im Breisgau c/o Institut für Geo- und Umweltnaturwissenschaften; download www.zobodat.at

Ein Freilandversuch, welcher in den Jahren 1992 bis 1997 von Hyvönen & Salonen (2002) im südlichen Finnland durchgeführt wurde, konnte ebenfalls zeigen, dass die Vielfalt an Ackerunkräutern durch extensive Wirtschaftsweisen gefördert werden kann. Im direkten Vergleich von konventionellen und ökologischen Anbaumethoden auf zuvor mehrere Jahre brach gelegenen Äckern wurde der Einfluss verschiedener Faktoren auf die Artenvielfalt und -zusammensetzung untersucht. So konnte der Einfluss von Herbiziden auf die Unkrautflora eindeutig gezeigt werden. Nicht mit Herbiziden behandelte Felder beherbergten insgesamt 7 Arten mehr als diejenigen, auf denen Herbizide ausgebracht wurden. Anders verhielt es sich mit den Auswirkungen der Stickstoffdüngung sowie den Lichtverhältnissen im Bestand. Diesen zwei Faktoren konnte kein eindeutiger Einfluss auf die Vielfalt der Unkrautvegetation nachgewiesen werden.

Laut der Studie beeinflusst die jeweilige Trägerkultur die Artenzusammensetzung stärker als die Bewirtschaftungsweise. Dies wird wohl vor allem durch den Saatzeitpunkt, aber auch durch unterschiedliche Konkurrenzkraft und Beschattung der Kulturart sowie unterschiedliche Dünge- und Unkrautbekämpfungsmaßnahmen in der jeweiligen Trägerkultur verursacht. Abhängig von der angebauten Kulturart ergaben sich also verschiedene Unkrautbestände, welche jedoch stets artenreicher waren, wenn sie nicht mit Herbiziden behandelt wurden (Hyvönen & Salonen 2002).

Die bis hierhin vorgestellten Studien lassen zwei grundlegende Schlüsse zu: Erstens sind nach ökologischen Kriterien bewirtschaftete Äcker in der Regel artenreicher als konventionelle Flächen. Doch zweitens ist nicht allen Arten mit der ökologische Landwirtschaft alleine umgehend geholfen. Saatunkräuter, mehrjährige Arten und Stickstoffmeider bleiben auch im ökologischen Landbau selten.

Albrecht & Mattheis (1998) finden keine Veränderung im Auftreten seltener Arten nach Umstellung von konventionellem auf ökologischen Ackerbau. Dies, so schreiben die Autoren, könnte darauf zurückzuführen sein, dass in der spezifischen Untersuchung die Unkrautbekämpfungsmaßnahmen in Form von zweimaliger Bodenbearbeitung und einer Kleegras-Untersaat in der Trägerkultur sowie die Wahl der Trägerkultur selbst (Winterweizen) ungünstig für eine Erweiterung des Artinventars waren. Im Umkehrschluss zeigt dieses Beispiel, dass im ökologischen Landbau genauso gut oder schlecht mit Unkräutern umgegangen werden kann wie in der konventionellen Betriebsweise, die ökologische Variante aber immer mindestens neutral auf die vorhandene Begleitvegetation wirkt.

Eine weitere Studie aus Finnland unterstreicht, dass der ökologische Landbau nicht per se eine hohe Artenzahl beherbergt. Hier kann Salonen (2001a) im Gegensatz zu oben vorgestellten Ergebnissen zeigen, dass die Vielfalt an Unkräutern in ökologisch bewirtschafteten Feldern nicht höher ist als die in konventionellen Feldern, während eine andere Studie des selben Autors im selben Jahr hingegen deutlich vielfältigere

© Naturforschende Gesellschaft zu Freiburg im Breisgau c/o Institut für Geo- und Umweltnaturwissenschaften; download www.zobodat.at

Unkrautbestände auf ökologisch bewirtschafteten Äckern im Vergleich zu konventionellen festgestellt hat (Salonen 2001b). Eine Erklärung für diesen Unterschied liefert der Autor nicht.

Während diese Studien also zeigen, dass im ökologischen Landbau, abhängig von den individuellen Entscheidungen des Bewirtschafters, Unkraut und mit diesem die biologische Vielfalt der Äcker ebenfalls sehr gut unterdrückt werden kann, zeigt eine weitere Studie aus Finnland das andere Extrem auf. Die Biomasse der Unkräuter auf ökologisch bewirtschafteten Felder nahm hier über mehrere Jahrzehnte hinweg stetig zu, während sich auf konventionellen Feldern in gleichen Zeitraum kaum etwas änderte. Diese Entwicklung wird vor allem auf ein einzelnes „Problemunkraut“ zurückgeführt, die Kriechquecke. Die Gesamtentwicklung der Unkrautbestände im ökologischen Landbau nennt Salonen (2012) „problematisch“, weshalb er anregt, dringend effektivere Bekämpfungsmaßnahmen zu entwickeln. Genannte Studie sagt nichts direkt Natur- bzw. Artenschutzrelevantes aus, weist aber darauf hin, dass Unkräuter auch bzw. gerade im ökologischen Landbau problematisch werden können und es ein gutes Management erfordert, das Ziel zu erreichen, neben dem Segetalartenschutz auch Lebensmittel zu produzieren.

2.9 Fragestellung

Aus dem in diesem Kapital zusammengefassten, wissenschaftlichen status quo ergab sich zusammen mit den übergeordneten Fragestellungen folgende Arbeitshypothesen, welche es im Folgenden zu überprüfen gilt:

- Die erfassten Arten repräsentieren nicht den vollen Umfang des auf Getreideanbauflächen dieses Standorts zu erwartenden Unkrautspektrums.
- Ökologisch bewirtschaftete Flächen (kein Herbizideinsatz) sind in Hinblick auf die Begleitflora diverser als andere.
- Die Lichtverhältnisse im Bestandesinneren sind ein weiterer Faktor, welcher die Diversität der Begleitbestände beeinflusst.
- Die Diasporenbanken enthalten mehr Arten als auf den Flächen tatsächlich auflaufen.
- Eine Umstellung der Bewirtschaftung (kein Herbizideinsatz, lichtere Bestände) kann die Vielfalt an Ackerwildkräutern durch das Diasporen-Potenzial im Boden unmittelbar vergrößern.

© Naturforschende Gesellschaft zu Freiburg im Breisgau c/o Institut für Geo- und Umweltnaturwissenschaften; download www.zobodat.at

3. Methode

3.1 Untersuchungsgebiet

3.1.1 Eingrenzung des Untersuchungsgebietes

Das Untersuchungsgebiet der vorliegenden Arbeit wurde auf die Gemarkung der Gemeinde Eichstetten am Kaiserstuhl eingegrenzt. Dies liegt zum einen darin begründet, dass hier die Stiftung Kaiserstühler Garten ihre Getreideanbauversuche durchführt. Diese Versuche sollten in der vorliegenden Arbeit ohnehin erfasst werden. Zum anderen ist in Eichstetten der Anteil an ökologisch bewirtschafteten Flächen traditionell recht hoch. Hier findet man neben konventionell wirtschaftenden Landwirten auch solche, die sich den Richtlinien von Naturland oder Demeter verpflichtet haben. Die hier vorhandene Vielfalt an Anbaumethoden ist eine gute Grundlage zur Überprüfung oben genannter Hypothesen.

Zusätzlich wurden zwischen den Orten Ihringen und Achkarren, am Fuße der Kuppenlandschaft des südwestlichen Kaiserstuhls, Bodenproben von aufgelassenen Äckern genommen. Dieses Gebiet unterscheidet sich naturräumlich vom Hauptuntersuchungsgebiet, doch in letzterem konnten keine von Nutzungsaufgabe betroffenen Flächen gefunden werden, weshalb an den südwestlichen Kaiserstuhl ausgewichen werden musste.

3.1.2 Boden

Die Böden des Kaiserstuhls sind vor allem durch das trockene und warme Klima, das basen- und kalkreiche Ausgangsgestein und die überwiegende Hanglage bestimmt. Auf der Erhebung vulkanischen Ursprungs, aber auch auf den Niederterrassen im Westen finden sich fast ausschließlich Lössböden mit Carbonatgehalt bis in den Oberboden (LGRB BW 1959). Löss ist wegen seiner extremen Kalkhaltigkeit, seiner hohen Wasserspeicherkapazität ohne die Verursachung von Staunässe und seine Humusarmut idealer Boden für den Weinbau. Dementsprechend weit verbreitet ist dieser am Kaiserstuhl. Für den Ackerbau müssen allerdings organische Nährstoffe zugeführt werden (Wiebel 1997). Neben den Lössböden finden sich hauptsächlich Lehmböden im Gebiet. Diese kommen vor allem auf Eruptivgestein, aber auch auf Löss vor (LGRB BW 1959).

3.1.3 Klima

Die Hauptwindrichtung im Gebiet ist West bis Südwest. Es treten regelmäßig Warmlufteinbrüche durch die Burgundische Pforte, also aus Südwest, auf. Während die Winde durch die Burgundische Pforte ohnehin selten Regen bringen, liegt der Kaiserstuhl für die relativ feuchten Luftmassen aus der Hauptwindrichtung genau im Regenschatten der Vogesen. Durch diese Umstände kommt es zum häufigen Auftreten des

© Naturforschende Gesellschaft zu Freiburg im Breisgau c/o Institut für Geo- und Umweltnaturwissenschaften; download www.zobodat.at

Vogesenföhns, ein warmer Fallwind, welcher eine relative Trockenheit der Region bewirkt. In Eichstetten fällt eine durchschnittliche jährliche Niederschlagssumme von 800 mm, am südlichen Kaiserstuhl wird dieser Wert sogar noch unterschritten. Die Jahresmitteltemperatur liegt bei knapp 10 °C, die Vegetationsperiode ist verhältnismäßig lang (Wiebel 1997).

3.2 Landwirtschaft auf der Gemarkung Eichstetten

3.2.1 Überblick

Wein- und Gemüseanbau prägen das Bild der Gemarkung Eichstetten. Bei einer landwirtschaftlich genutzten Fläche von insgesamt 600 ha (2010) war mit 285 ha fast die Hälfte (47,5 %) davon mit Reben bestanden. 257 ha (41,1 %) fielen dem Ackerbau zu, während das Grünland 51 ha und die Obstanlagen mit 13 ha einen vergleichsweise geringen Anteil von 8,4 % bzw. 2,2 % einnahmen. Knapp 100 ha (40 %) des Ackerlandes waren 2010 mit Getreide bestanden, wovon wiederum die Hälfte dem Mais zufiel. Weizen wurde auf 38 ha, also auf 15,6 % des gesamten Ackerlandes angebaut, Hafer stand auf 7 ha. 67 ha, d.h. ein gutes Viertel der gesamten Fläche war mit Gartenbauerzeugnissen wie Gemüse, Erdbeeren oder Spargel bestanden und die restliche Fläche verteilte sich auf Pflanzen zur Grünernte (mit Silomais, insgesamt 19,4 %), Hack- und Ölfrüchte (7,2 %) und Brache (5,5 %) (Statistik BW 2013).

3.2.2 Die untersuchten Betriebe

Da sich die gartenbaulich genutzten Flächen sowie die Hack- und Ölfruchtkulturen auf Grund der Bearbeitungszeitpunkte und -rhythmen in ihrer Begleitvegetation von den Getreideäckern unterscheiden, konzentriert sich diese Arbeit ausschließlich auf letztere Flächen. Da sich der Maisanbau, welcher im engeren Sinne zum Getreide zählt, wiederum stark von den ansonsten im Gebiet angebauten Wintergetreidekulturen unterscheidet, wurde auch dieser von den Erhebungen ausgeschlossen. Durch diese vorangehenden Einschränkungen wurden die Stichproben homogenisiert und ermöglichen so eine bessere Vergleichbarkeit.

Neben der aktuellen Ackerfrucht spielt auch die Fruchtfolge eine wichtige Rolle bei der Etablierung verschiedener Unkrautgesellschaften. Um diesen Faktor mit in die Untersuchung einfließen zu lassen, wurde Kontakt mit den Landwirten aufgenommen. Drei Betriebe waren bereit, Informationen zur Verfügung zu stellen, weshalb sich die Erhebung letztlich auf die Getreideäcker dieser drei Betriebe konzentrierte. Diese werden im Folgenden entsprechend ihrer Wirtschaftsweise „Konventionell“, „Naturland“ und „Demeter“ genannt. Vor dem Hintergrund von Fruchtfolgen erscheint die Einschränkung der Datenerhebung auf Getreideäcker relativ willkürlich. Neben dem oben bereits genannten Vorteil der Homogenisierung der Aufnahmen dient diese Einschränkung des Weiteren dazu, ähnlich einer Zufallsauswahl, den Arbeitsauf wand an die gegebene Zeit anzupassen und dabei trotz der räumlichen Einschränkung aus sagekräftige Ergebnisse zu erhalten.

© Naturforschende Gesellschaft zu Freiburg im Breisgau c/o Institut für Geo- und Umweltnaturwissenschaften; download www.zobodat.at

Naturland	Demeter
Humus (zugekauft)	Humus und Gülle (geschlossener Betriebskreislauf)
Vorbeugend (Fruchtfolge, Bodenbearbeitung, geeignetes Saatgut, geeignete Bestandesdichten) Mechanische Unkrautbekämpfung, 2 bis 3 (4) mal Striegeln	Vorbeugend (Fruchtfolge, Bodenbearbeitung, geeignetes Saatgut, geeignete Bestandesdichten) Mechanische Unkrautbekämpfung, 2 bis 3 (4) mal Striegeln
Eigene Hofsorte, Weiterzüchtung des Gelbpigmentweizens „Caroti“	„Ataro“ & „Aszita“: bio-dynamisch gezüchtete Sorten von Peter Kunz
Individuell, standortangepasst Mindestens dreijährige Rotation: Wechsel von Getreide, Kleegras und Gemüse Zwischenfrucht: Ackerbohnen, Kleegras, Lauch, Senf	Individuell, standortangepasst Meist sechsjährige Rotation: Wechsel von Getreide, Kleegras und Gemüse Zwischenfrucht: Ackerbohnen, Kleegras, Senf

Demeter und Naturland unterscheidet sich vom konventionellen Betrieb neben anderen vor allem in vier grundlegenden Punkten: (1) In der Auswahl der angebauten Sorten, (2) im Einsatz von Düngemitteln, (3) in der Art und Weise des Pflanzenschutzes und (4) in den Fruchtfolgen. In Tabelle 1 werden die spezifischen Wirtschaftsweisen der drei betrachteten Betriebe dargestellt. Insgesamt wurden 22 Winterweizen- und 1 Winterroggenbestand mit einer Gesamtfläche von 23,9 ha erfasst. Dies entspricht etwas mehr als der Hälfte der gesamten Getreideanbaufläche im Gebiet (ohne Körner- und Silomais). Der konventionelle Betrieb bewirtschaftet hiervon 10 Schläge zwischen 0,23 ha und 2,2 ha Flächengröße. Insgesamt werden so 10,58 ha bewirtschaftet. Der Naturland-Betrieb bewirtschaftet ebenfalls 10 Schläge: 9 Winterweizenfelder mit Größen zwischen 0,49 ha und 1,43 ha und ein Winterroggenfeld mit 1,59 ha. In der Summe ergeben sich 9,37 ha Naturland-Getreidefelder. Der Demeterbetrieb bewirtschaftet lediglich 3 Schläge Winterweizen mit Flächengrößen zwischen 0,73 ha und 1,7 ha und einer daraus resultierenden Gesamtfläche von 4 ha. Die räumliche Verteilung der Bestände innerhalb des Untersuchungsgebiets zeigt Abbildung 3.

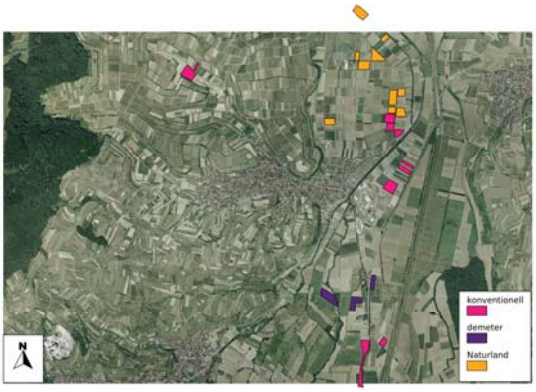

Abbildung 3: Räumliche Verteilung der untersuchten Bestände **Figure 3:** Spatial distribution of the examined fields

© Naturforschende Gesellschaft zu Freiburg im Breisgau c/o Institut für Geo- und Umweltnaturwissenschaften; download www.zobodat.at

3.3 Vegetationsaufnahmen

Auf den ausgewählten Getreideäckern wurden je 2 Probeflächen angelegt. Da zu erwarten war, dass die meisten der Äcker ein Gefälle aufweisen, wurden pro Acker 2 hangparallele Probeflächen angelegt: Eine an der hangoberseitigen und eine an der hangunterseitigen Seite. Innerhalb dieser Probeflächen wurde die Vegetation mittels der modifizierten Skala nach Londo (Zacharias 1996) in einem kombinierten Abundanz-Dominanz-Verfahren erfasst. Zusätzlich wurde die maximale Bestandeshöhe gemessen. Es wurde jeweils eine Probefläche von 1 m x 10 m, also 10 m² Fläche angelegt. Zum tatsächlichen Ackerrand, also der Linie, an der der Bodenumbruch aufhört, wurde ein Puffer von 2 m eingehalten, um die von der Segetalflora zu unterscheidenden Pflanzengesellschaften des Ackerrandes nicht mit zu erfassen und die Randeffekte bezüglich Pflugwende und Düngerverteilung auszuklammern. Die zu erhebenden Parameter waren die innerhalb der Probeflächen vorkommenden Arten mit ihrer jeweiligen Mächtigkeit sowie die Bestandeshöhe. Zur Pflanzenbestimmung im Gelände wurde überwiegend mit Rothmaler (2005), Eggbert & Möhl (2009) und Hofmeister & Garve (2006) gearbeitet. Zudem wurde im exakten Zentrum der einzelnen Probefläche mittels eines Bohrstocks die Gründigkeit des Bodens bestimmt. Skelettanteil und Lagerungsdichte des entnommenen Bohrkerns wurde bestimmt. Des Weiteren wurde 5 cm unter der Erdoberfläche der pH-Wert ermittelt und die jeweilige Bodentextur mittels des Leitfadens von Hildebrand et al. (2006) bestimmt. Schließlich wurde mit den erhobenen Parametern die nutzbare Feldkapazität (nFK) des Bodens errechnet und somit das Feuchtigkeitsregime identifiziert. Zusätzlich wurden auffällige Strukturelemente, benachbarte Kulturen oder fruktifizierende Bäume in direkter Nachbarschaft zur untersuchten Fläche erfasst, um eventuelle Überraschungen in der Artenzusammensetzung erklären zu können. Der genaue Aufbau der Datenerhebung im Feld ist in Abbildung 4 nachzuvollziehen. Die Verortung der Probeflächen innerhalb der Bestände ist beispielhaft in Abbildung 5 dargestellt.

Neben den zur Nahrungsmittelproduktion genutzten Getreideanbauflächen befinden sich im Kaisterstühler Samengarten noch zwei weitere, mit Getreide bestellte Flächen. Dort fand seinerzeit ein von PLENUM geförderter Anbauversuch mit verschiedenen Getreidearten unter dem Name „Förderung der Getreidevielfalt durch extensiven Anbau mit Ackerbegleitflora und Entwicklung neuer Produkte aus alten Sorten“ statt (Stiftung Kaiserstühler Garten 2012). Auf zwei Flächen wurden 2013 alte Getreidearten wie Emmer und Einkorn, aber auch seltene Sorten von Roggen, Weizen und Dinkel angebaut. Die ältere der Flächen wurde 2011 angelegt und es wurden zusätzlich zum Getreide ca. 30 Ackerwildkrautarten eingesät. Bei der Aussaat 2012 wurden einige dieser Unkräuter erneut ausgesät. Diese Fläche wurde im Wechsel mit Winterung und Sommerung bestellt. 2013 standen verschiedene *Triticum*-Arten bzw. -Sorten in Winterung auf der Fläche. Die jüngere Fläche wurde im Herbst 2012 ohne zusätzliche Unkrauteinsaat mit Winterung verschiedener *Triticum*- und *Secale*-Arten bzw. -Sorten bestellt. Bis zu diesem Zeitpunkt wurde diese Fläche konventionell be-

© Naturforschende Gesellschaft zu Freiburg im Breisgau c/o Institut für Geo- und Umweltnaturwissenschaften; download www.zobodat.at

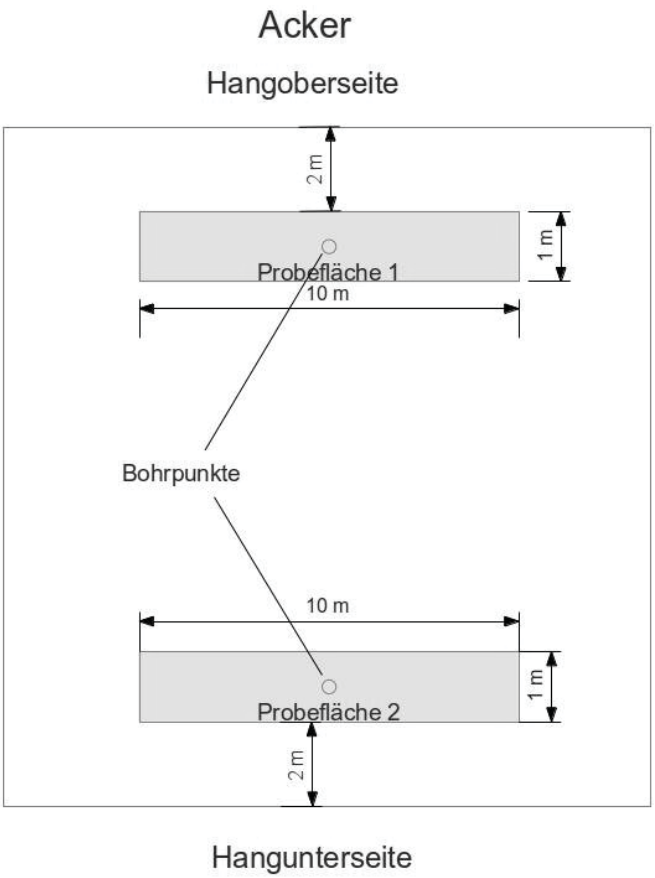

Abbildung 4: Aufbau der Datenerhebung im Feld
Figure 4: Setup for data collection

Abbildung 5: Lage der Plots innerhalb der Bestände
Figure 5: Location of the plots in the field

© Naturforschende Gesellschaft zu Freiburg im Breisgau c/o Institut für Geo- und Umweltnaturwissenschaften; download www.zobodat.at

wirtschaftet. Beide Flächen werden nun bio-dynamisch bewirtschaftet. Die Versuchsfläche 2 wurde in 2013 nicht gegen Unkraut behandelt und am Ende der Saison auch nicht abgeerntet. Dies ist damit zu begründen, dass die Fläche den Winter über und bis ins Frühjahr hinein überstaut war und das Getreide nur sehr schlecht keimte. Ein weiterer Pflegeaufwand wäre für diese Fläche nicht lohnend gewesen. Sie dient als Referenzfläche und wurde regelmäßig qualitativ, quantitativ und phänometrisch erfasst, um die Dynamik der Segetalflora innerhalb eines relativ ungestörten Getreideackers beobachten zu können. Die zweite der beiden Versuchsflächen liegt in etwa 40 m Entfernung zur ersten. Auch diese Fläche wurde regelmäßig qualitativ, quantitativ und phänometrisch erfasst, um so eventuell Rückschlüsse auf die Mobilität einzelner Arten ziehen zu können. Die qualitative und quantitative Erhebung fand mittels der oben bereits vorgestellten Skala statt. Die Phänologie der einzelnen Arten wurde mittels dreier Kategorien erfasst: (1) „Noch nicht blühend“ bedeutet, dass der größere Teil, also mindestens 50 % der Individuen einer Art, ihre Blüten noch nicht vollständig geöffnet hat. (2) „Blühend“ bedeutet, dass mindestens 50 % aller Individuen einer Art voll aufgeblüht sind, während (3) „verblüht“ bedeutet, dass mindestens 50 % der Individuen einer Art bereits verblüht sind und somit nicht mehr für blütenbesuchende Insekten zu Verfügung stehen.

3.4 Erfassung der Diasporenbanken

Bei Analysen von Diasporenbanken wird grundsätzlich zwischen zwei verschiedenen Methoden unterschieden:

- Die Auflaufmethode, bei der Bodenproben auf ein Keimbett ausgebracht werden und nach erfolgter Keimung die Keimlinge bestimmt werden.
- Die Auswaschmethode, bei der die Diasporen aus dem Boden ausgewaschen werden. Danach werden die einzelnen Diasporen bestimmt.

Da die erstgenannte Methode automatisch einen Keimtest beinhaltet und die hieraus gewonnenen Daten somit ökologisch aussagekräftiger sind (Fischer 1987), aber auch wegen des geringeren zeitlichen und technischen Aufwands, wurde diese Methode für die Untersuchungen in der vorliegenden Arbeit ausgewählt. Es ist bei dieser Methode zu berücksichtigen, dass nur die Arten keimen, für die die gewählten Kulturbedingungen vorteilhaft sind.

Mittels eines Stechzylinders von 400 ml Volumen werden je 3 Bodenproben pro Probefläche entnommen und, unterteilt in 2 vertikale Schichten, zu Mischproben zusammengeführt. Die erste Schicht umfasst die Tiefe 0 – 5 cm, die zweite Schicht 5 – 10 cm. Dies entspricht der Empfehlung von Thompson et al. (1997), die Proben in mindestens 2 Schichten zu unterteilen. Bei 3 Proben pro Probefläche ergibt sich ein Gesamtprobevolumen von 1 l, also 0,5 l pro vertikaler Schicht. Die Entnahme der Bodenproben wird diagonal über die Probeflächen verteilt. Von Hutchings (1986) wird empfohlen, zur Beprobung einer Diasporenbank eine Gesamtmenge von mindestens

© Naturforschende Gesellschaft zu Freiburg im Breisgau c/o Institut für Geo- und Umweltnaturwissenschaften; download www.zobodat.at

1 l Bodenmaterial pro Bestand und Schicht zu verwenden. Da die für den Auflaufversuch zur Verfügung stehende Fläche nicht ausreichte, um solche Bodenmengen auszubringen, wurden jeweils die 2 Probeflächen eines Bestandes zu einer Mischprobe zusammengefasst.

Zusätzlich wurden auf dieselbe Weise Bodenproben von 4 ehemaligen Ackerstandorten entnommen. Diese ehemaligen Äcker wurden im Zuge einer Flurbereinigung in den 50er Jahren des vergangenen Jahrhunderts aus der Nutzung genommen. Drei der Flächen werden seitdem als Mähwiese genutzt, die vierte Fläche ist dicht mit Obstbäumen bestanden. Die Flächen wurden mit Hilfe des ortskundigen Reinhold Treiber vom Landschaftserhaltungsverband Breisgau-Hochschwarzwald ausfindig gemacht. Dieser klärte auch über die Geschichte der Flächen auf. Wie oben bereits erwähnt, ist die geologische Ausgangssituation am südwestlichen Rand des Kaiserstuhls eine andere als auf den Äckern Eichstettens. Die 4 aufgelassenen Äcker befinden sich allesamt auf der pleistozänen Niederterrasse des Rheins. Da auch hier eine starke Lössablagerung stattfand, sind die Böden denen am westlichen Kaiserstuhl aber sehr ähnlich.

Die Proben wurden dann im Gewächshaus des forstbotanischen Gartens in Freiburg-Lehen ausgesät, indem eine 1 cm dicke Erdschicht auf etwa 1 cm sterilisiertes Sandsubstrat gekrümelt wurde. Hierbei wurden Steine und grobes organisches Material aussortiert. Der Versuchsaufbau ist auf Abbildung 6 und Abbildung 7 zu sehen. Insgesamt bestand dieser Versuchsaufbau 12 Wochen. Die Proben wurden am 03.06.2013 ausgebracht. Am 02.07.2013 wurden die Keimlinge das erste Mal gezählt, danach erfolgte die Zählung in ein- bis zweiwöchigem Abstand.

Zur Bestimmung der Keimlinge wurde mit dem Buch „Ackerunkräuter Europas mit ihren Keimlingen und Samen“ (Hanf 1982) gearbeitet. Individuen, die im Keimlingszustand nicht bestimmt werden konnten, wurden pikiert und in jeweils einzelne Töpfe gepflanzt. Nach entsprechendender Entwicklung wurden diese Individuen dann mit der „Flora Vegetativa“ (Eggenberg & Möhl 2009) oder dem „Rothmaler“ (Jäger 2005) bestimmt.

Nach den ersten 6 Wochen, also am 18.07.2013, wurde der Boden sanft mit der Hakke bearbeitet, um die Proben neu zu mischen und so andere Samen an die Oberfläche zu bringen und diesen dadurch eventuell einen Keimungsreiz zu geben. Am 24.08.2013 wurde der Versuch abgebrochen. Die Temperatur im Gewächshaus wurde jeweils etwa zur Mittagszeit abgelesen.

Die 8 Proben der ehemaligen Ackerstandorte konnten erst 27.06.2013 ausgebracht werden. Dieser Versuch war daher nur 8 Wochen aufgebaut. Abgesehen davon, erhielten diese Proben dieselbe Behandlung.

© Naturforschende Gesellschaft zu Freiburg im Breisgau c/o Institut für Geo- und Umweltnaturwissenschaften; download www.zobodat.at

Abbildung 6 (links): Versuchsaufbau auf dem Tisch **Figure 6 (left):** Experiment set-up on the table

Abbildung 7 (rechts): Versuchsaufbau in Schalen **Figure 7(right):** Experiment set-up in planting trays

3.5 Auswertung der Daten

Die Auswertung der gesammelten Daten erfolgte mit LibreOffice 3, Pc-Ord 6 sowie SPSS 20. Geographische
Darstellungen wurden mit QGIS 1.8 erstellt.

3.5.1 Überprüfung von Hangober- und -unterseite auf Unterschiede

Die oben bereits erwähnte Frage, ob hangoberseitige Probeflächen generell von hangunterseitigen getrennt ausgewertet werden sollten, wurde in Pc-Ord mittels des Tests Block-MRPP überprüft. Dieser Test ist eine Variation der Multi-response Permutation Procedures, welche unten noch vorgestellt werden. Es wurde das euklidische Distanzmaß gewählt, da dies nach McCune & Grace (2002) die gängige Variante für diesen Test ist. Die Test-Statsitik T gibt im Ergebnis des Tests die Stärke der Trennung der Gruppen an. Je negativer T, desto stärker die Trennung. Der Wert A (in der englischsprachigen Literatur „chance-corrected within-group agreement“) (McCune & Grace 2002), gibt den Grad der Homogenität innerhalb der Gruppen an. Dieser Wert bewegt sich in der Regel zwischen 0 und 1. Sollte A = 1 sein, würde dies bedeuten, dass alle Werte innerhalb der Gruppe gleich wären. A = 0 bedeutet im Gegensatz dazu eine zufällige Verteilung der Werte innerhalb der Gruppe. Ein A < 0 würde eine Verteilung bedeuten, welche noch heterogener ist als eine zufällige. In ökologischen Untersuchungen ist A in der Regel kleiner 0,1.

3.5.2 Diversitätsvergleich

In Pc-Ord wurden mittels einer Row and Colum-Analysis die drei Behandlungen sowohl bezüglich ihrer Diasporenbanken als auch bezüglich der aktuellen Begleitvege-

© Naturforschende Gesellschaft zu Freiburg im Breisgau c/o Institut für Geo- und Umweltnaturwissenschaften; download www.zobodat.at

tation auf Diversität überprüft. Ergebnis sind die Werte Richness und Eveness sowie die Diversitätsindices von Shannon (1949) und von Simpson (1949).

Der Parameter „Richness“, also Artenvielfalt, beschreibt die Anzahl verschiedener Arten einer Stichprobe. Der Parameter „Eveness“, also Äquität oder Ausgewogenheit, beschreibt die Gleichverteilung der Individuen einer Stichprobe auf die Arten. Die Indices von Shannon und Simpson berechnen auf jeweils unterschiedliche Weise die Vielfalt betrachteter Daten. Sie berücksichtigen dabei sowohl die Richness als auch die Abundanz (Anzahl der Individuen je Art).

3.5.3 Testen von Gruppen auf Unterschiede

Mittels des Mann-Whitney-U-Tests (MWU) bzw. des Kruskal-Wallis-Tests können in SPSS zwei bzw. mehrere Gruppen auf Unterschiede überprüft werden. Die Gruppen können sich aus nominalskalierten Daten ergeben. Diese Gruppen werden dann hinsichtlich einer (mindestens) ordinalskalierten Variablen auf Unterschiede überprüft. Der Vorteil dieser beiden Tests ist, dass sie keine Annahmen über die Verteilung der Daten benötigen. In vorliegender Arbeit wurde getestet, ob sich die Flächen der drei Behandlungen in ihren Standorteigenschaften nFK des Bodens und pH-Wert des Oberbodens signifikant unterscheiden. Zudem wurde überprüft, ob es zwischen den Behandlungen Unterschiede bezüglich der Bestandesdeckungen und -höhen gibt. Mittels der Multi-response Permutation Procedures (MRPP) wurde in Pc-Ord getestet, ob sich die Beikrautbestände und die Diasporenbanken der drei Behandlungen voneinander unterscheiden. Als Distanzmaß wurde, wie in ökologischen Untersuchungen üblich, jenes von Sørensen (Bray-Curtis) gewählt (McCune & Grace 2002). Die Interpretation der Teststatistik ist dieselbe, wie bei dem oben vorgestellten Block-MRPP. Als weiterer statistischer Ansatz zur Überprüfung der Beikrautbestände auf behandlungsabhängige Unterschiede wurde für jede Probefläche mittels Row & Column Analysis in Pc-Ord die Diversitätskennzahlen Richness und Eveness sowie der Diversitätsindex von Shannon-Weaver berechnet. Mit diesen Werten wurde in SPSS ein Kruskal-Wallis-Test durchgeführt um eventuelle Unterschiede zwischen den Gruppen (gruppiert wurde nach Behandlung, pH-Wert, nFK, Bestandeshöhe und Bestandesdeckung) zu ermitteln. Die einzelnen Gruppen wurden anschließend gegebenenfalls mittels des MWU gegeneinander getestet.

3.5.4 Testen von Variablen auf Korrelationen

Des Weiteren wurde getestet, ob es Korrelationen zwischen je zwei Variablen gibt, ob also die eine Variable die andere beeinflusst. Hierfür wurde der Spearman‘sche Rangkorrelationskoeffizient gewählt, da dieser auch mit nicht normalverteilten, mindestens ordinalskalierten Daten arbeiten kann. Die Signifikanz des Korrelationskoeffizienten wurde zweiseitig berechnet, das Signifikanzniveau beträgt hier 0,01 während es bei allen anderen hier vorgestellten Auswertungen 0,05 beträgt. Mittels dieser

© Naturforschende Gesellschaft zu Freiburg im Breisgau c/o Institut für Geo- und Umweltnaturwissenschaften; download www.zobodat.at

Methode wurde in SPSS überprüft, ob Zusammenhänge zwischen den Standortfaktoren (nFK, pH) und der Bestandeshöhe bzw. der Bestandesdeckung existieren. Zudem wurde getestet, ob die oben vorgestellten Diversitätskennzahlen der einzelnen Plots mit den Variablen nFK, pH oder auch mit der Bestandeshöhe und der Bestandesdeckung korrelieren. Um eventuelle Zusammenhänge zwischen den beiden nominalskalierten Variablen Bodenart und Behandlung und den metrischen Bestandesvariablen darzustellen, wurde in SPSS mit dem Assoziationsmaß Eta getestet. Diese Maßzahl bewegt sich zwischen 0 und 1, wobei der Wert 1 eine absolute Abhängigkeit der Variablen anzeigt.

3.5.5 Abhängigkeiten einzelner Arten

In Pc-Ord wurde die Indicator Species Analysis, also eine statistische Analyse der Vegetationsdaten zur Ermittlung der Indikatorwerte einzelner Arten in Abhängigkeit von bestimmten Variablen durchgeführt. Hiermit sollte überprüft werden, ob bestimmte Arten an eine bestimmte Behandlung, bestimmte Konkurrenzsituationen oder an gewisse Standortbedingungen gebunden sind. Bezüglich der Standortfaktoren wurde anschließend geprüft, ob die Ergebnisse mit den Zeigerwerten von Ellenberg (1992) übereinstimmen.

3.5.6 Zusammenhang zwischen Diasporenbank und aktueller Vegetation

Die Frage, ob ein sichtbarer Zusammenhang zwischen der Diasporenbank und der aktuell auf der Fläche wachsenden Vegetation existiert, wurde in Pc-Ord mittels des Mantel-Tests beantwortet. Da die Proben der Diasporenbank bestandesweise erhoben wurden, es für die Vegetationsaufnahmen aber zwei Wiederholungen pro Bestand gab, müssen die Daten der Vegetationsaufnahme für den Vergleich mit der Diasporenbank zusammengefasst werden. Zudem führten die methodischen Voraussetzungen zu unterschiedlichen Datengrundlagen bei Vegetationsaufnahmen und Auflaufversuch. Bei ersteren wurde ein kombiniertes Abundanz-Dominanz Verfahren angewandt, während bei letzterem lediglich die Abundanz erfasst wurde. Eine Umrechung der Daten würde Ungenauigkeiten nach sich ziehen. Die zu erwartenden Ergebnisse wären nur wenig aussagekräftig. Daher werden für folgende Untersuchung der Informationsgehalt beider Datensätze auf den kleinsten gemeinsamen Nenner gebracht. Die vorhandenen Daten werden also auf Präsenz-Absenz-Werte reduziert und anschließend in Pc-Ord mittels des Mantel-Tests verglichen. Als Ergebnis des Tests erhält man die standardisierte Mantel-Test Statistik r. Diese kann einen Wert zwischen -1 und 1 annehmen, wobei -1 eine perfekte negative Beziehung, 1 eine perfekte positive Beziehung und 0 keine Beziehung zwischen den beiden Datensätzen angibt. Gattungen, welche in beiden Aufnahmen vorkommen, in einer der beiden Datensätze aber nicht auf Artniveau bestimmt werden konnten, wurden für diesen Test auf Gattungsniveau verglichen. Der Test wurde mit dem Sørensen-Distanzmaß durchgeführt.

© Naturforschende Gesellschaft zu Freiburg im Breisgau c/o Institut für Geo- und Umweltnaturwissenschaften; download www.zobodat.at

3.5.7 Dispersionsindex

Um eventuell auftretende Klumpungen bei der Diasporenverteilung zu erfassen, wurde das Verhältnis von Varianz zum Mittelwert für die einzelnen Arten nach Tremp (2005) wie folgt berechnet. Die Kennzahl nennt man Dispersionsindex. Die Formel hierfür lautet:

$$s^2 * x^{-1}$$

Dabei ist x die mittlere Individuenzahl und s 2 die Varianz. Es gilt:

bei regelmäßiger Verteilung: $s^2 * x^{-1} < 1$

bei zufälliger Verteilung: $s^2 * x^{-1} \approx 1$

bei geklumpter Verteilung: $s^2 * x^{-1} > 1$

3.5.8 Der Literatur entnommene Klassifikationen

Die Zuordnung der einzelnen Arten zur Gruppe der Ackerunkräuter erfolgte mittels Hofmeister & Garve (2006). Die Zeigerwerte wurden Ellenbergs „Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa“ (1992) entnommen. Die Stetigkeitsklassen wurden nach Dierschke (1994) angewandt. Die Kategorie V bedeutet demnach eine Stetigkeit zwischen 81 % und 100 %, Kategorie IV gibt eine Stetigkeit zwischen 61 % bis 80 % an, Kategorie III beinhaltet den Bereich von 41 % bis 60 %, Kategorie II bedeutet eine Stetigkeit zwischen 21 % und 40 %, Kategorie I bezeichnet den Bereich zwischen 5 % und 20 %, Kategorie + meint den Stetigkeitsbereich bis 5 % und die Kategorie r beschreibt Arten die nur einmal festgestellt wurden.

4. Ergebnisse

4.1 Bezugsfläche

Bevor mit der Beantwortung der eigentlichen Fragestellungen begonnen werden konnte, musste zunächst die Bezugsfläche geklärt werden. Für jeden der 23 erfassten Getreidebestände wurde eine 10 m² große Probefläche hangoberseits und eine ebenso große an der Hangunterseite angelegt. Die Prüfung auf Unterschiede zwischen der Gruppe der hangoberseitigen und derer der hangunterseitigen Probeflächen mittels des Block-MRPP-Tests in Pc-Ord ergab folgendes Ergebnis: T = -0,352, p = 0,453, A = 0,000.

T zeigt eine sehr schwache Trennung der Gruppen bei einem großen pH-Wert. Dies lässt sich so interpretieren, dass es sehr wahrscheinlich ist, dass extremere Werte, also eine deutlichere Trennung, erreicht wird. A zeigt eine zufällige Verteilung der Arten innerhalb der Gruppen, was das Testergebnis bestätigt.

© Naturforschende Gesellschaft zu Freiburg im Breisgau c/o Institut für Geo- und Umweltnaturwissenschaften; download www.zobodat.at

Die jeweils zwei Plots (Ober- und Unterhang) werden in allen Untersuchungen als eine unabhängige Wiederholung pro Bestand behandelt. Insgesamt besteht die Vegetationsuntersuchung also aus 46 Probeflächen, von denen je 20 konventionell und biologisch nach Naturland und 6 biologisch-dynamisch nach Demeter bewirtschaftet werden. Auf die Untersuchung der Diasporenbanken hat dieser Test keine Auswirkungen. Hier wurde, wie oben bereits erwähnt, bestandesweise gearbeitet.

4.2 Standortsfaktoren und Trägerkultur

Getestet werden die 3 Behandlungen hinsichtlich verschiedener Variablen auf Unterschiede bzw. auf Korrelation zueinander. Zunächst sollte geprüft werden, ob sich bestimmte Standortsfaktoren zwischen den Behandlungen signifikant unterscheiden. Im Folgenden wurde dann überprüft, inwiefern sich die Wuchshöhe und die Deckung des Kulturbestandes zwischen den getesteten Gruppen unterscheiden. Im dritten Unterkapitel schließlich wurde getestet, ob die Wuchseigenschaften der Kulturarten mit den Standortsfaktoren korrelieren.

4.2.1 Behandlung und Standortsfaktoren

Es konnte mit einer Signifikanz von p = 0,013 belegt werden, dass sich die Behandlungen bezüglich ihres Bodenwasserhaushalts unterscheiden. Beim Vergleich von je zwei Behandlungen miteinander ergab sich, dass sich lediglich die konventionellen Bestände von denen des Demeterbetriebs signifikant unterscheiden (p = 0,007). Dieser Sachverhalt lässt sich in Abbildung 8 gut ablesen.

Im Vergleich der pH-Werte der Behandlungen wurde die Nullhypothese, wonach sich alle Behandlungen in ihrer Bodenreaktion gleichen, mit einer Signifikanz von p = 0,066 angenommen.

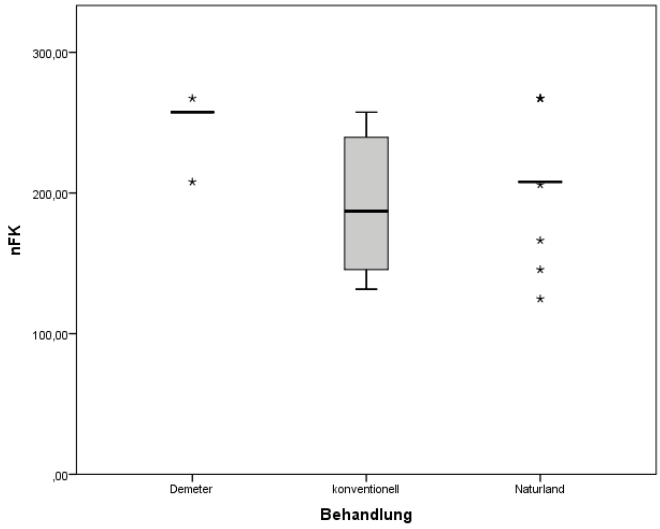

Abbildung 8: Verteilung der nFK-Werte der Bestände **Figure 8:** Distribution of the values for field capacity of the fields

© Naturforschende Gesellschaft zu Freiburg im Breisgau c/o Institut für Geo- und Umweltnaturwissenschaften; download www.zobodat.at

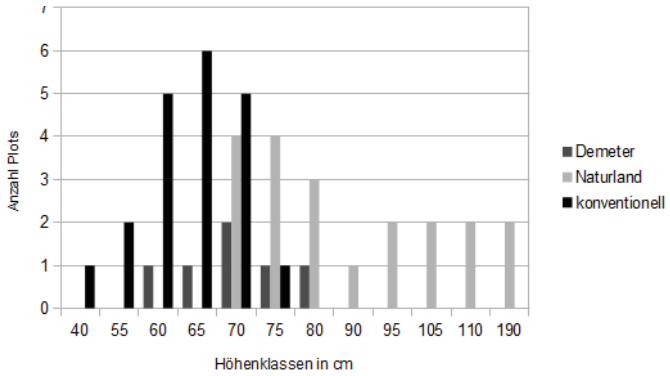

Abbildung 9: Verteilung der durchschnittlichen Höhen der Bestände
Figure 9: Distribution of the values for the average height of the crops

4.2.2 Behandlung und Kulturpflanzen

Die in Abbildung 9 dargestellte Verteilung der verschiedenen Höhenklassen der Getreidebestände lässt bereits signifikante Unterschiede zwischen den Behandlungen vermuten. Diese wurden auch statistisch eindeutig belegt (p = 0,000). Der Vergleich der einzelnen Behandlungen miteinander zeigte dann, dass sich die Demeterbestände nicht signifikant von den konventionellen unterscheiden (p = 0,083); die Naturlandbestände unterscheiden sich hingegen signifikant von den konventionellen (p = 0,000) und denen des Demeterbetriebs (p = 0,011). Besonders die konventionellen Äcker bilden mit Werten zwischen 40 cm und 75 cm deutlich niedrigere Bestände als die Naturlandflächen.

Des Weiteren war es in diesem Zusammenhang interessant, ob Abhängigkeiten zwischen den Behandlungen und den Bestandeshöhen festgestellt werden konnten. Diese Abhängigkeit wurde mit dem Assoziationsmaß η getestet und mit einem Wert von 0,551 relativ deutlich nachgewiesen.

Die Mehrheit der Probeflächen weist eine Kulturartendeckung von 70 % oder mehr auf. Unterschiede zwischen den Behandlungen sind nicht nachweisbar. Der Kruskal-Wallis-Tests bestätigte die Nullhypothese, dass die Behandlungen sich in ihrer Dekkung nicht unterscheiden. Auch der η -Test auf Abhängigkeiten fiel deutlich aus. Bei einem Assoziationsmaß von 0,141 konnten keine Abhängigkeiten bestätigt werden. Im Mittel sind die konventionellen Bestände zwar die dichtesten, dort finden sich aber auch die meisten Ausreißer.

		nFK	**pH**
Bestandeshöhe	Korrelationskoeffizient r_s	0,34	-0,06
	2-seitige Signifikanz p	0,02	0,71
Bestandesdichte	Korrelationskoeffizient r_s	0,01	-0,35
	2-seitige Signifikanz p	0,92	0,02

Tabelle 2: Korrelation von nFK & pH mit Bestandeshöhe & -deckung **Table 2:** Correlation of field capacity and pH-value with the height and coverage of the crops

© Naturforschende Gesellschaft zu Freiburg im Breisgau c/o Institut für Geo- und Umweltnaturwissenschaften; download www.zobodat.at

4.2.3 Standortsfaktoren und Kulturpflanzen

Mit dem Rangkorrelationskoeffizient nach Spearman ( ) wurde überprüft, inwiefern die Standortsfaktoren Einfluss auf die Wuchseigenschaften der Kulturpflanzen nehmen. In Tabelle 2 sind die Ergebnisse des Tests dargestellt. Man kann ablesen, dass die Bestandeshöhe schwach positiv mit der nFK des Bodens korreliert. Das bedeutet, je höher die nFK (bis zum Maximalwert von 267,3 mm), desto höher die durchschnittliche Bestandeshöhe. Dieses Ergebnis wird mit einer Signifikanz von p = 0,02 bestätigt. Für den Zusammenhang von pH-Wert und Bestandeshöhe ist der Koeffizient so nahe an 0, dass man nicht von einer Korrelation ausgehen kann. Mit der Bestandesdeckung korreliert die nFK nicht, der pH-Wert signifikant schwach negativ. Je höher der pH-Wert (bis zum Maximalwert von 6,5), desto niedriger die Bestandesdeckung. Auch die beiden Bestandesvariablen untereinander weisen eine Korrelation auf. Bei einem Korrelationskoeffizienten r_s = 0,372 mit einer Signifikanz p = 0,00 lässt sich sagen, je dichter die Bestände, desto höher die Pflanzen.

4.3 Flora der Äcker

4.3.1 Überblick

Über alle Behandlungen hinweg wurden 81 Arten erfasst, hiervon wurden aber 3 Arten als Untersaat gezielt in die Bestände eingebracht und 4 weitere Arten können als Durchwuchs betrachtet werden. *Lolium perenne, Trifolium repens* und *Medicago lupulina* wurden vom Naturlandbetrieb gezielt gesät. *Solanum tuberosum* und *Raphanus sativus* var. *oeliformis* fanden sich als Durchwuchs auf Demeterflächen, während *Sinapis arvensis* sowohl auf den Flächen des Demeter- als auch des Naturlandbetriebs festgestellt wurde. Auf konventionellen Flächen und ausschließlich dort fanden sich Individuen der unter den gegebenen Umständen nicht näher bestimmbaren Gattung *Valerianella.* Diese Gattung beinhaltet Arten, welche als Ackerunkraut spontan in Ackerflächen auftreten, da der konventionelle Betrieb aber Feldsalat als Zwischenfrucht anbaut, ist es sehr wahrscheinlich, dass diese Individuen ungewollten Durchwuchs darstellen. Man kann diese Kulturarten noch weiter differenziert betrachten. Die absichtlich in den Getreidebestand gesäten Arten (*Lolium perenne, Trifolium repens, Medicago lupulina*) sowie der Durchwuchs von *Solanum tuberosum* werden sich unter den gegebenen Bedingungen nicht dauerhaft etablieren können, da sie nicht zur Fruchtreife heranwachsen werden. Natürlich findet man zumindest die ersten 3 Arten auch wild bzw. verwildert auf Ackerflächen und auch in dieser Aufnahme kamen alle 3 Arten wild vor. Diejenigen Individuen aber, welche auf den betrachteten Flächen eingesät wurden, werden in dieser Vegetationsperiode nicht fruktifizieren und aufgrund des Stoppelumbruchs nach der Getreideernte auch keine Möglichkeit zur vegetativen Ausbreitung haben. Diese Arten werden daher aus der Betrachtung ausgeschlossen. *Raphanus sativus* var. *oeliformis, Sinapis arvensis* und *Valerianella* sp. hingegen standen zum Zeitpunkt der Erfassung teilweise bereits in Blüte, können sich daher mit großer Wahrscheinlichkeit in der Diasporenbank etablieren und werden darum als aktueller und zukünftiger Teil der Begleitvegetation betrachtet.

© Naturforschende Gesellschaft zu Freiburg im Breisgau c/o Institut für Geo- und Umweltnaturwissenschaften; download www.zobodat.at

Es bleiben also insgesamt 77 Arten auf insgesamt 460 m² Probefläche. Hiervon sind nach Hofmeister & Garve (2006) allerdings nur 54 regelmäßige Ackerbegleitarten (bzw. 59, da 5 Arten nicht eindeutig bestimmt werden konnten, die betreffenden Gattungen aber durchaus auch Ackerunkräuter beherbergen). Die übrigen 23 Arten sind zufällige Funde, welche auf Äckern nicht stetig auftreten.

Von den 77 Arten wurden 43 auch auf Naturlandflächen nachgewiesen, während Demeter und konventionelle Flächen insgesamt je 49 Arten aufwiesen. Im Naturlandbetrieb wurden 16 Arten nur ein einziges Mal erfasst. Hiervon sind wiederum 5 Arten ausschließlich auf Naturlandflächen, also in der gesamten Aufnahmen nur einmal erfasst worden. Namentlich handelt es sich um *Consolida regalis, Dactylis glomerata, Galinsoga parviflora, Geranium dissectum* und die Baumart *Fraxinus excelsior*. *D. glomerata* und *F. excelsior* sind keine typischen Ackerunkräuter, das Auftreten dieser Arten ist als zufällig zu werten. Im konventionellen Betrieb waren es 21 Arten, welche nur einfach aufgetreten sind. Die Arten *Achillea millefolium, Euphorbia helioscopia, Chrysanthemum segetum, Juncus bufonius, Lamium amplexicaule, Origanum vulgare, Urtica dioica* und je eine nicht auf Artniveau bestimmbare *Carex*- und *Galeopsis*-Spezies sowie eine nicht näher bestimmbare Art der Gehölz-Gattung *Prunus*. 10 Arten waren innerhalb der Aufnahmen also auf konventionelle Bestände begrenzt. Die Demeterflächen weisen mit 28 nur einfach erfassten Arten diesbezüglich den höchsten Wert auf. Mit den Arten *Ajuga reptans, Impatiens glandulifera, Myosotis arvensis, Phleum pratense, Phragmites australis, Prunella vulgaris, Raphanus sativus* var. *oeliformis, Solidago canadensis* und *Vicia sepium* sind 9 Arten in ihrem Vorkommen innerhalb der Aufnahmen auf Demeterbestände begrenzt. 6 dieser Arten sind allerdings keine typischen Ackerunkräuter, kommen in den Aufnahmen also nur zufällig vor.

GESAMT		
Art	durchschn. Deckung	relative Stetigkeit
Polygonum persicaria	0,77	63,0
Stellaria media	0,94	63,0
Veronica persica	1,11	56,5
Poa annua	0,91	54,3
Fallopia convulvulus	0,48	39,1
Agrostis stolonifera	2,04	37,0
Capsella bursa-pastoris	0,43	34,8
Matricaria perforata	0,42	32,6
Papaver rhoedas	0,39	30,4
Sonchus spec.	0,11	30,4
Alopecerus myosuroides	1,64	21,7
Cirsium arvense	0,80	15,2

Tabelle 3: Dominanz & Stetigkeit über alle Behandlungen hinweg **Table 3:** Dominance & continuity across all treatments

© Naturforschende Gesellschaft zu Freiburg im Breisgau c/o Institut für Geo- und Umweltnaturwissenschaften; download www.zobodat.at

Eine vollständige Artenliste aller 78 Arten mit Hinweisen zu ihrem Vorkommen in den Aufnahmen und Informationen darüber, ob es sich um einen typischen Ackerbegleiter handelt, finden sich im Anhang.

4.3.2 Stetigkeit

In Tabelle 3 werden die 10 Arten mit der höchsten Stetigkeit und diejenigen mit der höchsten durchschnittlichen Deckung dargestellt (jeweils grau unterlegt). Wie man sehen kann, handelt es sich nicht genau um dieselben 10 Arten, doch die Überschneidung ist sehr groß. Während Papaver rhoeas und eine nicht näher bestimmbare Art der Gattung Sonchus zwar auf 14 Untersuchungsflächen vorkamen, aber eine relativ niedrige durchschnittliche Deckung aufweisen, sind die Arten Alopecurus myosuroides und Cirsium arvense trotz relativ niedriger Stetigkeit recht dominant. Der Acker-Fuchsschwanz (A. myosuroides) ist nach dem weißen Straußgras (Agrostis stolonifera) sogar die Art mit der zweithöchsten durchschnittlichen Dominanz. Unter den 12 gelisteten Arten sind keine Überraschungen zu finden. Alle Arten sind typische und häufige Begleiter der intensiven Landwirtschaft. Dementsprechend wurden auch alle Arten der Tabelle in allen 3 Behandlungen festgestellt.

Betrachtet man die 3 Behandlungen getrennt voneinander und schaut dabei jeweils auf die 10 dominantesten und die 10 häufigsten Arten, so fällt auf, dass alle 3 Behandlungen mehr oder weniger aus derselben Grundgesamtheit schöpfen. Auf den konventionellen Flächen gibt es, wie aus Tabelle 4 ersichtlich wird, von insgesamt 13

NATURLAND		
Art	durchschn. Deckung	relative Stetigkeit
Veronica persica	1,51	80,0
Polygonum persicaria	0,91	75,0
Stellaria media	0,68	65,0
Fallopia convulvulus	0,84	50,0
Papaver rhoedas	0,35	45,0
Sinapis arvensis	0,34	35,0
Lolium perenne	0,33	35,0
Trifolium repens	0,23	35,0
Alopecerus myosuroides	3,26	30,0
Galium aparine	0,35	30,0
Calystegia sepium	0,41	25,0
Cirsium arvense	1,13	20,0

Tabelle 4: Dominanz & Stetigkeit der konventionellen Bestände **Table 4:** Dominance & continuity of the conventionally treated fields

© Naturforschende Gesellschaft zu Freiburg im Breisgau c/o Institut für Geo- und Umweltnaturwissenschaften; download www.zobodat.at

KONVENTIONELL		
Art	durchschn. Deckung	relative Stetigkeit
Poa annua	1,64	90,0
Stellaria media	1,05	50,0
Agrostis stolonifera	0,48	50,0
Capsella bursa-pastoris	0,79	45,0
Polygonum persicaria	0,43	45,0
Polygonum aviculare	0,20	45,0
Veronica persica	0,53	40,0
Elymus repens	0,50	35,0
Sonchus spec.	0,15	35,0
Matricaria perforata	0,28	30,0
Matricaria recutita	0,45	25,0
Galium aparine	0,35	25,0
Alopecerus myosuroides	0,50	15,0

Tabelle 5: Dominanz & Stetigkeit der Naturlandbestände **Table 3:** Dominance & continuity of the fields treated by Naturland standards

DEMETER		
Art	durchschn. Deckung	relative Stetigkeit
Stellaria media	1.46	100.0
Cerastium glomeratum	1.50	83.3
Polygonum persicaria	1.46	83.3
Agrostis stolonifera	13.33	66.7
Polygonum lapathifolium	0.85	66.7
Rumex crispus	0,77	66,7
Fallopia convulvulus	0,46	66,7
Sinapis arvensis	0,12	66,7
Matricaria perforata	2,04	50,0
Poa annua	1,08	50,0
Cirsium arvense	2,33	33,3
Veronica persica	1,71	33,3
Papaver rhoeas	1,67	16,7

Tabelle 6: Dominanz & Stetigkeit der Demeterbestände **Table 6:** Dominance & continuity of the fields treated by Demeter standards

© Naturforschende Gesellschaft zu Freiburg im Breisgau c/o Institut für Geo- und Umweltnaturwissenschaften; download www.zobodat.at

gelisteten Arten eine Überschneidung von 9 Arten mit der Gesamttabelle. Tabelle 5 zeigt die Werte für die Naturlandbestände. Hier gibt es eine Überschneidung von 7 Arten. Auch die Demeterbestände haben eine hohe Übereinstimmung mit der Gesamttabelle. In Tabelle 6 kann man erkennen, dass von den 13 dort gelisteten Arten 9 auch insgesamt unter den 10 Arten mit den höchsten Dominanz- bzw. Stetigkeitswerten ist.

Diese Gemeinsamkeiten springen sofort ins Auge. Bei genauerer Betrachtung wird aber auch ersichtlich, dass es starke Unterschiede zwischen den Tabellen gibt. Jede Behandlung hat ihre spezifischen Arten unter den dominantesten und häufigsten. *Lolium perenne* und *Trifolium repens* sind wie *Calystegia sepium* ausschließlich in der Naturland-Tabelle zu finden. Die ersten beiden Arten sind eben diese, die auch als Untersaat ausgebracht werden. Die tatsächliche Untersaat ist aus dieser Betrachtung aber ausgeschlossen, es handelt sich um wilde oder verwilderte Vertreter der jeweiligen Arten. *Polygonum aviculare, Elymus repens* und *Matricaria chamomilla* sind typisch für die Tabelle der konventionellen Bestände. In der Demeter-Tabelle finden sich *Cerastium glomeratum, Polygonum lapathifolium* und *Rumex crispus*, welche sonst in keiner der Tabellen auftreten. Auch die Deckungsprozente und Stetigkeitswerte variieren zwischen den Behandlungen erheblich. Trotz aller Ähnlichkeit scheint es also gravierende Unterschiede zwischen den Behandlungen zu geben. Dies ist statistisch zu überprüfen.

4.3.3 Diversitätsindices

In Tabelle 7 sind die Diversitätsindices für die 3 Behandlungen aufgelistet. Konventionell bewirtschaftete Bestände sind minimal weniger divers als Naturland. Die mit Abstand diversesten Bestände weist der Demeterbetrieb auf. Bei genauerer Betrachtung zeigt die Auswertung, dass auf den konventionellen Flächen bei einer durchschnittlichen Artenzahl von nur 9 pro Plot (Richness), die Eveness mit 0,75 am höchsten ist. Auf den Demeterfeldern ist diese am niedrigsten, dort kommen bei einer Richness von 16,7 also viele Arten in sehr geringer Abundanz vor. Die Naturlandbestände bewegen sich hierbei entsprechend des Diversitätsindex zwischen Demeter und „Konventionell“ (Richness 10,1, Eveness 0,74), liegen aber deutlich näher an den Werten des konventionellen Betriebs.

	Naturland	**Konventionell**	**Demeter**
Shannon Index	1,63	1,56	1,77
Simpson Index	0,71	0,7	0,72
Richness	9,4	9	16,3
Eveness	0,77	0,75	0,65

Tabelle 7: Diversitätsindices der verschiedenen Behandlungen **Table 7:** Diversity indices of the different treatments

© Naturforschende Gesellschaft zu Freiburg im Breisgau c/o Institut für Geo- und Umweltnaturwissenschaften; download www.zobodat.at

4.4 Behandlung und Flora

4.4.1 Unterschiede zwischen den Behandlungen

Um die oben genannte Hypothese zu überprüfen, wonach alle Aufnahmen unabhängig von der jeweiligen Behandlung aus derselben Grundgesamtheit, also derselben Population stammen, wurden die Behandlungen bezüglich ihrer Begleitvegetation in Pc-Ord mittels MRPP verglichen. Trotz der oben dargestellten Gemeinsamkeiten zeigte der Test mit einer Signifikanz von p = 0,000, dass die Aufnahmen nicht aus derselben Grundgesamtheit stammen. Die Trennung der 3 Behandlungen bezüglich ihrer Vegetationszusammensetzung ist deutlich (T = -11,820, A = 0,079*).* Im Anschluss wurden die einzelnen Behandlungen gegeneinander getestet, um festzustellen, ob diese Trennung der Gruppen zwischen allen Behandlungen etwa gleich ist oder ob manche Behandlungen mehr Gemeinsamkeiten haben als andere.

Der Vergleich zwischen Naturland und konventioneller Behandlung ergab eine ähnlich starke Trennung (T = -10,200, A = 0,058, p = 0,000). Die Trennung zwischen Naturland und Demeter ist zwar ebenfalls sehr deutlich, allerdings sind die Unterschiede zwischen den Behandlungen weniger ausgeprägt als im vorangegangenen Vergleich (T = -5,709, A = 0,050, p = 0,000). Auch zwischen konventioneller Behandlung und Demeter ergab sich eine eindeutige Trennung. Diese ist bei einem T = -6,838 aber weniger deutlich als die Trennung zwischen Naturland und Konventionell. Auch dieser Test ist bei p = 0,000 statistisch signifikant. Die Verteilung innerhalb der Gruppe ist mit A = 0,068 erwartungsgemäß nahe an einer zufälligen Verteilung.

Bei der zweiten Variante, die Behandlungen auf Unterschiede zu testen, wurde nicht die Artenzusammensetzung, sondern die Species Richness, Eveness und der Shannon-Diversitätsindex der einzelnen Probeflächen berechnet und schließlich nach Behandlung gruppiert und gegeneinander getestet. Bei diesem Verfahren konnte lediglich in Bezug auf die Richness der Plots ein signifikanter Unterschied zwischen den Behandlungen festgestellt werden. Diese ist bei einem p = 0,008 deutlich signifikant. Bezüglich der Eveness (p = 0,143) und des Shannon-Diversitätsindex (p = 0,645) konnten keine Unterschiede festgestellt werden. Bei näherer Betrachtung der Unterschiede bezüglich der Richness wurde deutlich, dass die Naturlandbestände nicht artenreicher sind als konventionelle Ackerflächen (p = 0,947). Die Demeterbestände unterscheiden sich hingegen signifikant von Naturland (p = 0,002) und von konventionellen Flächen (p = 0,003).

4.4.2 Gefährdete Arten

Oben bereits erwähnt wurden die Funde von 3 mindestens regional in ihrem Bestand bedrohten Arten. Die Kornrade *Agrostemma githago*, welche nach der Roten Liste Deutschlands in die Kategorie 1 (vom Aussterben bedroht) fällt, wurde auf einem Demeteracker nachgewiesen. Der Acker-Rittersporn C*onsolida regalis,* welcher in der

© Naturforschende Gesellschaft zu Freiburg im Breisgau c/o Institut für Geo- und Umweltnaturwissenschaften; download www.zobodat.at

Gefährdungskategorie 3 (gefährdet) gelistet wird, wurde auf einem Naturland-Acker gefunden. Die Saat-Wucherblume *Chrysanthemum segetum,* die in der Kategorie V gelistet ist, also auf der Vorwarnliste steht, wurde auf einer konventionellen Fläche entdeckt. Die Rote Liste Baden-Württembergs listet *A. githago* ebenfalls in Kategorie 1, *C. regalis* gilt in Baden-Württemberg nicht als bedroht, während *C. segetum* hier als ausgestorben bzw. verschollen gilt (Hofmeister & Garve 2006).

Im Anhang findet sich eine Liste mit allen Ackerbegleitarten und ihrer Gefährdungssituation.

4.4.3 Standortsfaktoren und Flora

Um zu testen, ob die Begleitvegetation in ihrer Zusammensetzung deutliche Unterschiede in Abhängigkeit von den Bodeneigenschaften (nFK und pH-Wert) zeigt, wurde in Pc-Ord ein MRPP durchgeführt.

Die nach pH-Wert gruppierten Bestände weisen nur eine schwache Trennung (T = -1,758) bei einem hohen Signifikanzwert (p = 0,054) auf. Innerhalb der Gruppen sind die Werte annähernd zufällig verteilt (A = 0,014), was das Testergebnis bestätigt. Man kann also davon ausgehen, dass die Bodenreaktion auf den betrachteten Flächen nur eine untergeordnete Rolle für die Artenzusammensetzung der Unkrautbestände spielt.

Ähnlich verhält es sich bei den nach nFK in 3 Gruppen (mittel, hoch, sehr hoch) eingeteilten Daten. Auch hier ist die ermittelte Trennung mit T = -1,990 relativ schwach. Das Ergebnis ist signifikant (p = 0,038) und die Verteilung der Daten innerhalb der Gruppen ist bei A = 0,013 nahezu zufällig.

4.4.4 Kulturpflanzen und Flora

Auch die durchschnittliche Höhe des Getreidebestandes scheint die Unkrautvegetation nur wenig zu beeinflussen. Das Ergebnis des MRPP zeigt mit T = -1,319 eine recht schwache Trennung der Gruppen, doch mit p = 0,101 ist dieses Ergebnis statistisch nicht signifikant. Es besteht eine 10 %-Wahrscheinlichkeit, dass eine deutlichere Trennung der Gruppen erreicht wird. Die Homogenität innerhalb der Gruppen ist mit A = 0,024 wieder nahe an einer zufälligen Verteilung. Da auch die Trennung der Gruppen in diesem Test weniger deutlich ist als in den vorangegangenen Berechnungen, ist A mit seiner leicht homogeneren Verteilung wieder eine gute Bestätigung des Ergebnisses.

Die Bestandesdeckung scheint hingegen einen stärkeren Einfluss auf die Begleitvegetation zu haben, da hier eine etwas deutlichere Trennung der Gruppen festgestellt werden konnte (T = 2,203, p =0,028). Dementsprechend ist die Heterogenität innerhalb der Gruppen geringer (A = 0,027).

© Naturforschende Gesellschaft zu Freiburg im Breisgau c/o Institut für Geo- und Umweltnaturwissenschaften; download www.zobodat.at

4.5 Ökologisches Verhalten einzelner Arten - Indikatorartenanalyse

4.5.1 Behandlung und einzelne Arten

Um die Hypothese zu überprüfen, ob bestimmte Arten als Indikator für eine Behandlung dienen können, wurde in Pc-Ord eine Indikatorartenanalyse durchgeführt. Das Ergebnis ist in Tabelle 8 dargestellt. Der Indikatorwert gibt die Prozente der perfekten Indikation an. Gelistet wurden nur signifikante Werte von Arten mit einem Indikatorwert größer 25 %.

Als stärkster Indikator in diesem Test stellt sich *Cerastium glomeratum* für Demeterbestände heraus. Auch *Rumex crispus, Polygonum lapathifolium* und *Trifolium pratense* sind mit über 50 % perfekter Indikation starke Indikatoren für Demeterbestände. Die einzig weitere Art mit einem Indikatorwert über 50 % ist *Poa annua* für konventionelle Bestände. Dass *Valerianella* sp. als Indikator für konventionelle Bestände dient, lässt sich damit erklären, dass diese Art als Zwischenfrucht in der Fruchtfolge vorkommt. Bei den erfassten Individuen handelt es sich wohl um Durchwuchs der Kultursorte und nicht um eine wilde Art. *Agrostemma githago* ist die einzig wirklich spezialisierte Ackerunkrautart mit Indikatorwert. In Kapital 2.7 wurde bereits die Anpassung dieser Art an die Wirtschaftstätigkeit des Menschen bis hin zur Abhängigkeit geschildert. Dass sie dennoch spontan auf den Demeterflächen auftritt, muss an der Saatgutreinigung liegen.

Art	Gruppen Behandlung	Indikatorwert	p
Cerastium glomeratum	Demeter	82,1	0,00
Rumex crispus	Demeter	57,2	0,00
Polygonum lapathifolium	Demeter	52,1	0,01
Trifolium pratense	Demeter	50,0	0,00
Matricaria perforata	Demeter	42,8	0,05
Taraxacum officinale	Demeter	36,5	0,03
Agrostemma githago	Demeter	33,3	0,01
Lythrum salicaria	Demeter	33,3	0,01
Medicago lupulina	Demeter	33,3	0,02
Convolvulus arvensis	Demeter	29,0	0,04
Polygonum amphibium	Demeter	29,0	0,04
Equisetum arvense	Demeter	26,2	0,05
Poa annua	konventionell	51,6	0,02
Elymus repens	konventionell	35,0	0,03
Valerianella spec.	konventionell	30,0	0,04
Trifolium repens	Naturland	35,0	0,02
Lamium purpureum	Naturland	30,0	0,04

Tabelle 8: Indikatorwerte ausgewählter Arten für die Behandlungen **Table 8:** Indicator values of chosen species indicating a treatment

© Naturforschende Gesellschaft zu Freiburg im Breisgau c/o Institut für Geo- und Umweltnaturwissenschaften; download www.zobodat.at

Art	Gruppen Bestandeshöhe	Indikatorwert	p
Fallopia convulvulus	105	46,2	0,04
Matricaria recutita	55	77,2	0,01
Plantago major	55	70,5	0,02
Poa annua	55	34,3	0,02

Tabelle 9: Indikatorwerte ausgewählter Arten für die Bestandeshöhe **Table 9:** Indicator values of chosen species indicating crop height

4.5.2 Kulturbestand und einzelne Arten

Um zu überprüfen, ob bestimmte Arten in besonderer Weise von einem gewissen Konkurrenzdruck der Kulturart abhängen, wurden die Indikatorwerte der erfassten Arten für die Bestandeshöhe und -deckung berechnet. Die Ergebnisse sind in Tabelle 9 und in Tabelle 10 dargestellt. Auch hier werden nur Arten mit einem Indikatorwert von über 25 % und einer Signifikanz kleiner 0,05 abgebildet. Für die Bestandeshöhe konnten nur 4 Arten festgestellt werden. *Fallopia convolvulus* ist Indikator für Bestände mit 105 cm durchschnittlicher Höhe. Für eine windende Art ist es wenig überraschend, dass diese an relativ hohe Bestände gebunden ist. Des Weiteren sind die Arten *Matricaria chamomilla, Plantago major* und *Poa annua* als Indikatoren für Bestände mit 55 cm durchschnittlicher Höhe identifiziert worden.

Für die Bestandesdeckung wurden 5 Indikatoren identifiziert, welche sich auf zwei Gruppen verteilen. *Veronica hederifolia, Lamium purpureum* und *Stellaria media* indizieren Bestände mit 70 % Deckung der Kulturart, *Erophila verna* und *Plantago major* sind Indikatoren für sehr lichte Bestände.

Art	Gruppen Bestandesdeckung	Indikatorwert	p
Veronica hederifolia	70	57,2	0,02
Lamium purpureum	70	58,5	0,03
Stellaria media	70	65,2	0,02
Erophila verna	10	44,4	0,04
Plantago major	10	85,3	0,00

Tabelle 10: Indikatorwerte ausgewählter Arten für die Bestandesdeckung **Table 10:** Indicator values of chosen species indicating crop coverage

© Naturforschende Gesellschaft zu Freiburg im Breisgau c/o Institut für Geo- und Umweltnaturwissenschaften; download www.zobodat.at

Art	Gruppen Bodenart	Indikatorwert	p
Plantago major	lu	33,7	0,04
Polygonum aviculare	su	45,3	0,05
Poa annua	su	51,1	0,02
Capsella bursa-pastoris	su	83,9	0,01
Cerastium glomeratum	tu	43,6	0,04

Tabelle 11: Indikatorwerte ausgewählter Arten für die Bodenart **Table 11:** Indicator values of chosen species indicating soil type

4.5.3 Standortsfaktoren und einzelne Arten

Tabelle 11 zeigt die Indikatoren für bestimmte Bodenarten. *Capsella bursa-pastoris* hat mit 83,9 % die stärkste Indikatorwirkung von allen Arten. Diese Art zeigt wie auch *Poa annua* und *Polygonum aviculare* sandig-schluffige Böden an. *Cerastium glomeratum* ist Indikator für tonig-schluffige Böden und *Plantago major* indiziert lehmig-schluffige Böden.

Art	Gruppen Feuchteregime	Indikatorwert	p
Matricaria recutita	mittel	33,7	0,04
Plantago major	mittel	45,3	0,05
Sonchus spec.	mittel	51,1	0,02
Chenopodium spec.	mittel	83,9	0,01
Poa annua	mittel	43,6	0,04
Capsella bursa-pastoris	mittel		
Galium aparine	hoch		
Fallopia convulvulus	hoch		
Cerastium glomeratum	sehr hoch		

Tabelle 12: Indikatorwerte ausgewählter Arten für den pH-Wert **Table 12:** Indicator values of chosen species indicating the pH value

Für den pH-Wert konnten, wie Tabelle 12 zeigt, nur 3 Indikatoren identifiziert werden. Sonchus sp. ist dabei die einzige Art mit mehr als 50 % perfekter Indikation. Alle 3 Arten sind Indikatoren für die am wenigsten sauren Böden.

Die meisten Indikatoren konnten für das Feuchteregime gefunden werden. Tabelle 13 zeigt, dass es für diese Variable insgesamt 9 Indikatoren gibt, von denen allerdings nur einer, namentlich *Capsella bursa-pastoris*,mehr als 50 % perfekte Indikation auf-

© Naturforschende Gesellschaft zu Freiburg im Breisgau c/o Institut für Geo- und Umweltnaturwissenschaften; download www.zobodat.at

weist. Diese Art ist Indikator für Böden mittlerer Feuchte. Diese Gruppe von Böden hat mit insgesamt 6 die meisten Indikatoren. Für Böden hoher Feuchte gelten *Galium aparine* und *Fallopia convolvulus* als Indikatoren, während Böden sehr hoher Feuchte mit *Cerastium glomeratum* nur eine Indikatorart aufweisen können.

Im Anhang findet sich eine Liste aller erfasster Arten und ihrer Zeigerwerte nach Ellenberg (1992) für Bodenreaktion, Bodenfeuchtigkeit, Stickstoff und Temperatur. Vergleicht man Ellenbergs Zeigerwerte mit den errechneten Indikatorwerten, so kann man erkennen, dass beim pH-Wert Übereinstimmungen bestehen. Die oben errechneten Indikatoren für den pH-Wert 6,5 (*Matricaria chamomilla* und *Plantago major*) wurden von Ellenberg mit einem Zeigerwert von 5 ausgezeichnet, welcher mittlere Bodenreaktionen anzeigt. Bezüglich der Bodenfeuchte sind die Übereinstimmungen weniger deutlich. *Cerastium glomeratum*, welche im Test als Indikator für sehr feuchte Böden gewertet wurde, hat eine Feuchtezahl nach Ellenberg von 5. Die beiden im Test hohe Bodenfeuchte anzeigende Arten *Galium aparine* und *Fallopia convolvulus* haben ebenfalls Feuchtezahlen von 5. Die Indikatoren für mittlere Feuchte stellen sich bezüglich ihrer Ellenberg-Werte sehr unterschiedlich dar. *Capsella bursa-pastoris* und *Matricaria chamomilla* weisen den Wert 5 auf, was mit dem Ergebnis der Indikatorartenanalyse übereinstimmt. *Poa annua* hat die Feuchtezahl 6 und *Plantago major* 7.

Art	Gruppen Feuchteregime	Indikatorwert	p
Matricaria recutita	mittel	33,7	0,04
Plantago major	mittel	45,3	0,05
Sonchus spec.	mittel	51,1	0,02
Chenopodium spec.	mittel	83,9	0,01
Poa annua	mittel	43,6	0,04
Capsella bursa-pastoris	mittel		
Galium aparine	hoch		
Fallopia convulvulus	hoch		
Cerastium glomeratum	sehr hoch		

Tabelle 13: Indikatorwerte ausgewählter Arten für das Feuchteregime **Table 13:** Indicator values of chosen species indicating soil water regime

Bei der Temperaturzahl nach Ellenberg bewegen sich alle nicht indifferenten Arten zwischen den Werten 5 und 7. Der Durchschnitt der Temperaturzahl aller Arten beträgt 5,8. Bei der Reaktionszahl ist das Bild deutlich heterogener. *Juncus bufonius* (R = 3) und *Raphanus sativus var. oeliformis* (R = 4) zeigen basische Böden an, während eine Gruppe von 5 Arten (*Sinapis arvensis*, *Origanum vulgare*, *Medicago lupulina*, *Geranium dissectum*, *Consolida regalis*) mit einer Reaktionszahl von 8 saure

© Naturforschende Gesellschaft zu Freiburg im Breisgau c/o Institut für Geo- und Umweltnaturwissenschaften; download www.zobodat.at

Böden anzeigen, die große Mehrheit von 34 Arten hingegen indiziert mit Reaktionszahlen zwischen 5 und 7 den Ergebnissen der Erhebungen entsprechend Böden von eher mittlerer Reaktion. Dementsprechend liegt der Durchschnitt aller nicht indifferenten Arten bei 6,4. Auch bezüglich der Bodenfeuchte stellen sich die Arten recht heterogen dar. *Origanum vulgare* indiziert mit einer Feuchtezahl von 3 sehr trockene Böden, 7 weitere Arten haben eine Feuchtezahl von 4 . Im anderen Extrem gibt es 4 Arten mit einer Feuchtezahl von 8 (*Lythrum salicaria, Impatiens glandulifera, Equisetum palustre* und *Polygonum lapathifolium*), während *Phragmites australis* eine Feuchtezahl von 9 aufweist. Da die große Mehrheit der Arten eine Feuchtezahl zwischen 5 und 7 aufweist, liegt der Durchschnitt aller Arten bei 5,5. Bei der Stickstoffzahl ist das Bild am inhomogensten. Mit *Erophila verna* findet sich eine Art in der Aufnahme, welche mit einer N-Zahl von 2 sogar als stickstoffmeidend gilt. Auch *Origanum vulgare, Equisetum arvense* und *Equisetum palustre* sind bei einer Stickstoffzahl von 3 eher nicht auf stickstoffreichen Böden anzutreffen. J*uncus bufonius* und *Plantago major* weisen einen Wert von 4 auf. Auf der anderen Seite fanden sich mit *Urtica dioica*, *Rumex obtusifolius* und *Calystegia sepium 3* ausgesprochen nitrophile Arten. 9 weitere Arten, darunter die Problemunkräuter *Echinochloa crus-galli* und *Galium aparine,* haben eine Stickstoffzahl von 8. Dazwischen gibt es 18 Arten mit der N-Zahl 7, 17 Arten mit dem Wert 6 und 10 weitere weisen den Wert 5 auf. Der Durchschnitt aller Arten liegt bei 6,3.

4.6 Diasporenbanken

4.6.1 Überblick

Von den insgesamt 38 aufgelaufenen Arten konnten 2 nicht eindeutig bestimmt werden. Hierbei handelt es sich um die im Keimlingszustand schwer bestimmbaren Gehölz-Gattung *Alnus* sp.*,* sowie die aufgrund häufiger Bastardisierung ohnehin schwer bestimmbare Gattung *Epilobium* sp.*.*

In den Proben konventionell bewirtschafteter Flächen fanden sich insgesamt 21 Arten. In den Böden der Naturlandäcker liefen 34 Arten auf. Die Demeterböden wiesen 23 Arten auf. Eine Liste aller aufgelaufenen Arten mit ihrem jeweiligen Vorkommen im Versuch und ihrem Gefährdungsstatus findet sich im Anhang. *Chaenorhinum minus, Eragrostis minor, Galinsoga parviflora* und *Setaria pumila* sind die einzigen der aufgelaufenen Arten, welche in den Naturlandproben nicht nachweisbar waren. 9 Arten sind ausschließlich aus Naturlandproben aufgelaufen, namentlich handelt es sich hierbei um *Bromus sterilis, Calystegia sepium, Epilobium* sp.*, Lamium purpureum, Mercurialis annua, Rorippa palustris, Solidago canadensis, Matricaria perforata* und *Urtica dioica.* Die Demeter-Proben wiesen *Chaenorhinum minus* und *Setaria pumila* als exklusive Arten auf. *Galinsoga parviflora* kam nur in konventionellen Proben vor. Insgesamt wurden 1654 Individuen erfasst. 93 % (1543 Individuen) hiervon wurden von den 14 häufigsten Arten gestellt. Diese sind in Abbildung 10 dargestellt. Die übrigen 24 Arten hatten jeweils Individuenzahlen von weniger als 15.

© Naturforschende Gesellschaft zu Freiburg im Breisgau c/o Institut für Geo- und Umweltnaturwissenschaften; download www.zobodat.at

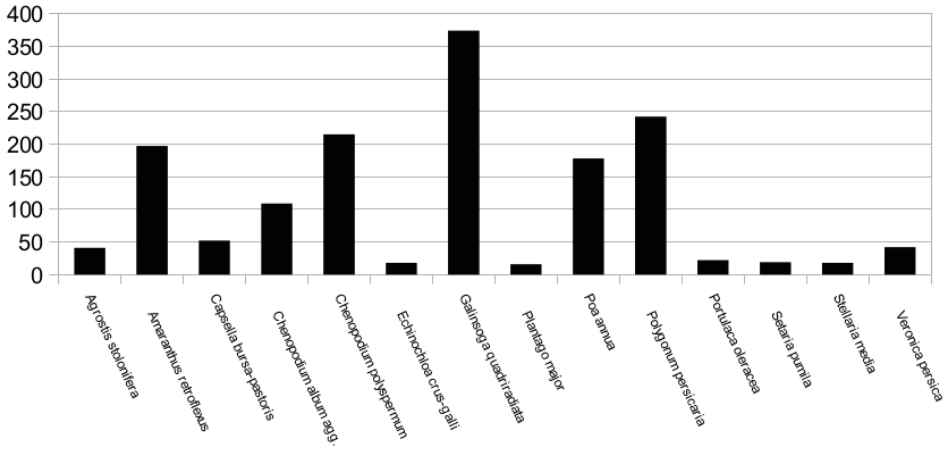

Abbildung 10: Die 14 Arten mit höchster Abundanz im Auflaufversuch **Figure 10:** The 14 species with highest abundance in the germination experiment

Die Abbildung zeigt, dass sich die Arten A*maranthus retroflexus (*197 Individuen)*, Chenopodium album* agg. *(*109 Individuen)*, Galinsoga quadriradiata* (374 Individuen)*, Poa annua (*178 Indiv.iduen) und *Polygonum persicaria* (242 Individuen) bezüglich der Individuenzahlen nochmals deutlich von den anderen Arten abheben. Die Art mit der sechsthöchsten Individuenzahl ist *Capsella bursa-pastoris* mit 52 Individuen, gefolgt von *Veronica persica* mit 42 Individuen und *Agrostis stolonifera* mit 41 Individuen. Die übrigen 6 Arten bewegen sich in ihrer Individuenzahl zwischen 22 und 16. Alle der 14 gelisteten Arten sind bekannt dafür, große Samenmengen zu produzieren.

4.6.2 Gefährdung

In der Tabelle des Anhangs sind die einzelnen Arten mit ihrem Gefährdungsgrad aufgelistet. Keine der aufgelaufenen Arten ist deutschlandweit oder in Baden-Württemberg in ihrem Bestand gefährdet. Die Arten *Chaenorhinum minus* und *Sinapis arvensis* sind in je einem Bundesland auf der Vorwarnliste. *Setaria pumila* steht in Hamburg und Niedersachsen auf der Vorwarnliste und *Mercurialis annua* gilt in Hamburg als ausgestorben (Hofmeister & Garve 2006).

4.6.3 Stetigkeit

Die Arten des Diasporenreservoirs können anhand der relativen Stetigkeit nach Dierschke (1994) in Stetigkeitsklassen eingeteilt werden (siehe Abbildung 11).

In der Stetigkeitsklasse V sind alle Arten enthalten, welche hochstet, also in mindestens 80 % aller Proben enthalten sind. Im Versuch fand sich keine Art dieser Klasse. Der Klasse IV, welcher Arten mit Stetigkeiten von > 60 % bis 80 % angehören, waren im Versuch 2 Arten, namentlich *Chenopodium polyspermum* und *Poa annua*, zuzuordnen.

© Naturforschende Gesellschaft zu Freiburg im Breisgau c/o Institut für Geo- und Umweltnaturwissenschaften; download www.zobodat.at

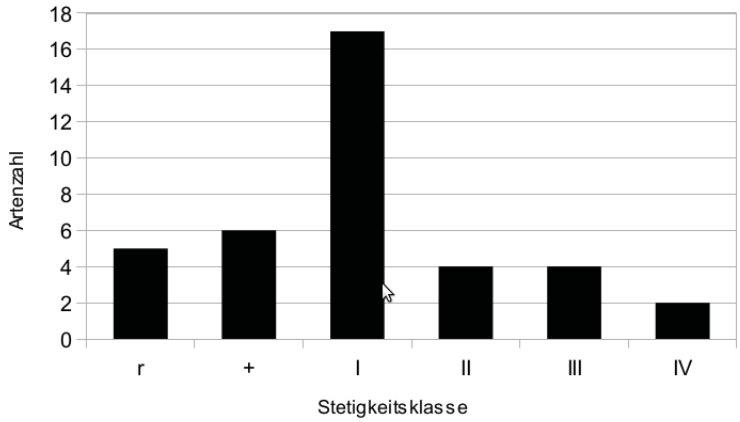

Abbildung 11: Artenzahl pro Stetigkeitsklasse in der Diasporenbank **Figure 11:** Number of species in the seed bank per class of continuity

Art	Dispersions Index
Agrostis stolinifera	86
Amaranthus retroflexus	17814
Capsella bursa-pastoris	15
Chenopodium album agg.	122
Chenopodium polyspermum	277
Echinochloa crus-galli	14
Galinsoga quadriradiata	67681
Lamium purpureum	4
Plantago major	11
Poa annua	278
Polygonum persicaria	30545
Portulaca oleracea	2
Rorippa palustris	20
Setaria pumila	16
Veronica persica	37

Tabelle 14: Dispersionsindex der geklumpten Arten des Diasporenreservoirs **Table 14:** Dispersion index of the aggregated species of the seed bank

4 Arten (*Amaranthus retroflexus, Capsella bursa-pastoris, Chenopodium album* agg. und *Galinsoga quadriradiata*) wiesen Stetigkeiten von > 40 % bis 60 % auf und wurden daher der Klasse III zugeordnet. *Polygonum persicaria, Portulaca oleracea, Stellaria media* und *Veronica persica* waren mit Stetigkeiten von > 20 % bis 40 % der Klasse II zuzuordnen. Die große Mehrheit von 28 Arten keimte nur in wenigen Proben und war daher den Klassen I (17 Arten), + (6 Arten) oder r (5 Arten) zuzuordnen (sie-

© Naturforschende Gesellschaft zu Freiburg im Breisgau c/o Institut für Geo- und Umweltnaturwissenschaften; download www.zobodat.at

he hierzu Kapitel 3.5.8). Insgesamt konnte ein hoher Anteil an Zufälligen, die den Klassen I, + und r angehören, und nur ein geringer Anteil an Arten mit hoher Stetigkeit (Klasse IV und V) ermittelt werden. Somit war das Diasporenreservoir der Untersuchungsfläche sehr inhomogen (Dierschke 1994).

4.6.4 Dispersionsindex

Insgesamt wiesen 15 der 38 Arten einen Dispersionsindex > 1 auf, die Verteilungen dieser Arten wiesen also Klumpungen auf. Eine Übersicht dieser Arten mit ihrem jeweiligen Dispersionsindex findet sich in Tabelle 14. Auffällig hohe Werte haben die Arten *Amaranthus retroflexus, Galinsoga quadriradiata* und *Polygonum persicaria.* Diese 3 Arten kamen in über der Hälfte aller Versuchsansätze vor und erreichten in manchen extrem hohe Individuenzahlen. 11 weitere Arten aggregierten stark (Dispersionsindex > 10) und mit *Lamium purpureum* und *Portulaca oleracea* kamen 2 weitere Arten vor, welche leicht aggregierten.

4.6.5 Vergleich zwischen den oberen und den unteren Bodenschichten

Von den 1654 Individuen, welche insgesamt gekeimt sind, keimten 817 aus den Proben der oberen 5 cm, 837 Individuen aus den Proben der Bodenschicht 5 – 10 cm. Wenige Arten keimten nur entweder aus der oberen oder der unteren Bodenschicht, wobei die Individuenzahl dann immer kleiner 4 war. Lediglich eine Ausnahme von dieser Regel konnte festgestellt werden: *Rorippa palustris* keimte mit 11 Individuen ausschließlich aus der unteren Bodenschicht zweier Naturlandbestände.

4.6.7 Zeitlicher Verlauf der Keimung

In Abbildung 12 ist der zeitliche Verlauf der Keimung im Auflaufversuch dargestellt. In dasselbe Diagramm ist die Temperaturkurve eingetragen. Die Keimlinge wurden zu 5 Zeitpunkten ausgezählt, welche an den Knickpunkten der Linie zu erkennen sind. In den ersten 4 Wochen sind mit einer absoluten Anzahl von 602 besonders viele Keimlinge aufgelaufen. Danach fällt die Kurve steil ab, da innerhalb der darauf folgenden 7 Tage nur 215 Individuen aufgelaufen sind. In den nächsten 7 Tagen keimten weitere 404 Individuen. Ein Zusammenhang dieser Schwankungen mit der Temperatur ist nicht zu erkennen.

Der 18.07.2013, der Tag der dritten Auszählung, war auch der Tag, an dem der Boden bearbeitet wurde. In den darauf folgenden 6 Wochen wurden die Keimlinge nur noch im Abstand von 3 Wochen ausgezählt, da trotz Bodenbearbeitung eine geringere Anzahl auflief. Am 08.08.2013 wurden 292 Keimlinge gezählt, am 24.08.2013 schließlich noch 131 weitere Individuen. Für diese zweite Hälfte des Versuchs konnte ein ähnlicher Kurvenverlauf für die Temperatur und die Individuenzahl festgestellt werden. Ob darin aber ein Kausalzusammenhang besteht oder ob beide Kurven abhän-

© Naturforschende Gesellschaft zu Freiburg im Breisgau c/o Institut für Geo- und Umweltnaturwissenschaften; download www.zobodat.at

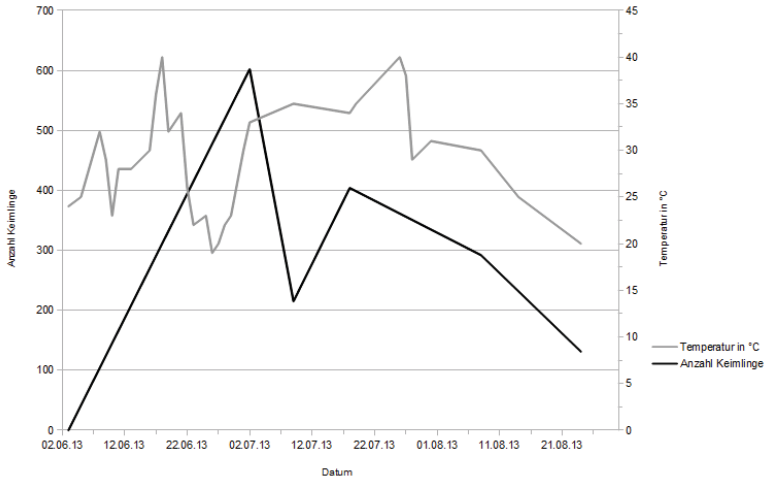

Abbildung 12: Zeitlicher Verlauf der Keimung im Auflaufversuch **Figure 12:** Temporal progression of germination in the germination experiment

gig von der Jahreszeit leicht abfallen, kann mit den vorhandenen Daten nicht beantwortet werden. Wahrscheinlicher ist aber letzterer Erklärungsversuch.

4.6.8 Diversitätsindices

Der Vergleich der Diversitätskennzahlen in Tabelle 15 zeigt, dass die Demeterbestände zwar die größte Artenzahl in der Diasporenbank beherbergt, aufgrund einer relativ niedrigen Eveness aber nicht die höchsten Werte bei den Diversitätsindices aufweist. Die konventionellen Bestände sind auf Grund einer geringen Artenzahl trotz deutlich höherer Eveness als die Demeter-Diasporenbanken weniger divers. Die diversesten Diasporenvorräte weisen die Naturlandackerböden auf. Zwar ist die Artenvielfalt nur 0,45 höher als die der konventionellen Flächen, doch bei einer relativ hohen Eveness werden auch hohe Diversitätswerte erreicht. Insofern unterscheiden sich die hier dargestellten Werte von denen der aktuellen Vegetation. Dort waren die Demeterbestände ebenfalls diejenigen mit höchster Species Richness, aber durch eine etwas höhere Eveness auch die diversesten. Die konventionellen Bestände bilden sowohl in der Diversität der aktuellen Vegetation als auch in der der Diasporenbank das Schlusslicht. Zwar können sie in beiden Fällen mit einer relativ hohen Eveness aufwarten, sind allerdings zu artenarm, um hohe Diversitätswerte zu erreichen.

	Naturland	Konventionell	Demeter
Shannon Index	1,57	1,27	1,44
Simpson Index	0,74	0,62	0,6
Richness	6,5	6,05	10,33
Eveness	0,87	0,72	0,6

Tabelle 15: Diversitätskennzahlen der Diasporenbanken der drei Behandlungen **Table 15:** Diversity indices of the seed banks of the three treatments

© Naturforschende Gesellschaft zu Freiburg im Breisgau c/o Institut für Geo- und Umweltnaturwissenschaften; download www.zobodat.at

4.6.9 Flora und Diasporenbanken

Der Vergleich der Präsenz-Absenz-Werte von den Vegetationsaufnahmen mit der Erfassung der Diasporenbank ergab mit der standardisierten Mantel-Test Statistik r = 0,132 eine schwache Beziehung zwischen aktueller Vegetation und Diasporenbank. In Anbetracht der Signifikanz von p = 0,158 muss die Nullhypothese angenommen werden, d. h., es besteht keine Beziehung zwischen beiden Datensätzen.

Werden die beiden Datensätze unabhängig von der oben aufgeführten Statistik betrachtet, so lässt sich feststellen, dass 24 von 38 (Diasporenbank) bzw. 78 (in situ) Arten sowohl in der Diasporenbank als auch in situ auftraten. Es handelt sich hierbei um *Agrostis stolonifera, Calystegia sepium, Capsella bursa-pastoris, Carex* sp.*, Cerastium glomeratum, Chenopodium* sp.*, Cirsium arvense, Echinochloa crus-galli, Epilobium* sp.*, Galinsoga quadriradiata, Galinsoga parviflora, Lamium purpureum, Lythrum salicaria, Oxalis stricta, Plantago major, Poa annua, Polygonum persicaria, Rumex obtusifolius, Solidago canadensis, Sonchus* sp.*, Stellaria media, Matricaria perforata, Urtica dioica* und *Veronica persica.*

4.6.10 Behandlung und Diasporenbank

Wie oben bereits für die Flora, wurde auch für die Diasporenbanken getestet, ob es in Abhängigkeit von der Behandlung Unterschiede in ihrer Zusammensetzung gibt. Bei einem MRPP Test Ergebnis von T = - 9,656 mit einer Signifikanz von p = 0,000 und einer zufallskorrigierten Übereinstimmung innerhalb der Gruppen A = 0,070 sind diese Unterschiede eindeutig statistisch belegt.

Die weitere Untersuchung zeigte, dass deutliche Unterschiede zwischen allen Gruppen bestehen. Besonders ausgeprägt sind die Differenzen zwischen den Beständen des Naturlandbetriebs und denen des konventionellen Betriebs (T = -7,901, p = 0,000, A = 0,047) sowie zwischen denen des Demeterbetriebs und den konventionellen Flächen (T = -6,614, p = 0,000, A = 0,073). Der Unterschied zwischen Naturland und Demeter ist weniger stark ausgeprägt, aber immer noch eindeutig (T = -4.390, p = 0,001, A = 0,042).

Anschließend wurde der in Kapital 4.4.1 bereits vorgestellte Ansatz verfolgt, die Behandlungen bezüglich der Diversitätskennzahlen ihrer einzelnen Plots mittels des Kruskal-Wallis-Tests auf Unterschiede zu überprüfen. Bei diesem Test konnten für die Species Richness und die Eveness signifikante Unterschiede (p = 0,047 bzw. p = 0,023) zwischen den Behandlungen beobachtet werden. Bezüglich des Shannon-Index können die Unterschiede mit einem p = 0,064 nicht als signifikant bezeichnet werden.

Bei den weiteren Untersuchungen mittels des Mann-Whitney-U-Tests stellte sich heraus, dass zwischen Naturland und „Konventionell“ keine deutlichen Unterschiede in

© Naturforschende Gesellschaft zu Freiburg im Breisgau c/o Institut für Geo- und Umweltnaturwissenschaften; download www.zobodat.at

der Species Richness (p = 0,518), sehr wohl aber für die Eveness (p = 0,018) und für den Shannon-Index (p = 0,038) bestehen.

Der Vergleich zwischen Konventionell und Demeter konnte nur in der Richness (p = 0,016), nicht aber in der Eveness (p = 0,799) und im Shannon-Index (p = 0,098) signifikante Unterschiede feststellen.

Wieder anders stellt sich der Vergleich von Naturland und Demeter dar. Hier gibt es lediglich beim Shannon-Index keinen deutlichen Unterschied (p = 0,512), Richness (p = 0,040) und Eveness (p = 0,036) unterschieden sich hingegen signifikant.

4.6.11 Standortsfaktoren und Diasporenbank

Bezüglich der nFK konnte keine Trennung der Bestände nachgewiesen werden (MRPP, T = 1,221, p = 0,116, A = 0,021). Beim pH-Wert ist die Trennung eindeutiger. Zwar ist sie mit T = -3,129 nicht sehr ausgeprägt, doch ist dieses Ergebnis eindeutig signifikant (p = 0,004). Auch A = 0,028 bestätigt das Ergebnis. In einem weiteren Ansatz wurden die Diasporenbanken mit dem Spearmann'schen Rangkoeffizienten in SPSS auf Korrelationen bezüglich der Standortsfaktoren getestet. Es konnte lediglich zwischen pH-Wert und Eveness auf dem Niveau 0,05 (p = 0,015) eine signifikante Korrelation festgestellt werden.

4.7 Diasporenbanken der ehemaligen Äcker

4.7.1 Überblick

Aus den 8 Proben liefen insgesamt 37 Arten mit einer Gesamtzahl von 363 Individuen auf. Die häufigste Art war *Agrostis stolonifera*, welche mit 128 Keimlingen mehr als ein Drittel der Gesamtindividuenzahl ausmachte. In der Häufigkeit folgte *Trifolium repens* mit 40 Individuen, *Chenopodium album* agg. mit 28 Keimlingen, *Veronica persica* mit 22 Keimlingen und *Dactylis glomerata* mit 10 Individuen. Die übrigen 32 Arten liefen mit 10 (Urtica *dioica*) oder weniger Keimlingen auf. 13 Arten waren mit nur einem oder zwei Individuen vertreten. Auffällig ist, dass 22 der aufgelaufenen Arten typische Ackerbegleitarten darstellen. Mit *Alnus* sp., *Salix* sp. und *Vitis* sp. fanden sich auch 3 Gehölzarten in den Aufnahmen. Unter der Obstplantage war der Diasporenvorrat mit nur 38 gekeimten Individuen am geringsten. Von den Proben der drei Wiesen keimten 77, 111 und 137 Individuen.

4.7.2 Gefährdung

Keine der aufgelaufenen Arten ist in Baden-Württemberg oder deutschlandweit in ihrem Bestand gefährdet oder besonders geschützt. *Chenopodium hybridum* gilt aber in zwei Bundesländern (Schleswig-Holstein und Hamburg) als vom Aussterben bedroht. In zwei weiteren Bundesländern steht diese Art auf der Vorwarnliste (Hofmeister & Garve 2006).

© Naturforschende Gesellschaft zu Freiburg im Breisgau c/o Institut für Geo- und Umweltnaturwissenschaften; download www.zobodat.at

4.7.3 Stetigkeit

Auch die Arten dieses Auflaufversuchs wurden anschließend anhand der relativen Stetigkeit nach Dierschke (1994) in Stetigkeitsklassen eingeteilt (siehe Kapitel 4.6.3). Da aber keine der Arten eine Stetigkeit von mehr als 1 % aufwies, war eine grafische Darstellung nicht notwendig. 17 Arten sind der Stetigkeitsklasse r zuzuordnen und die übrigen 20 gehören der Klasse + an.

4.7.4 Dispersionsindex

Für 17 Arten konnte der Dispersionsindex nicht berechnet werden, da sie in nur einer Schale aufliefen. Die übrigen 20 Arten traten überwiegend (12 Arten) geklumpt auf. Nur *Galium mollugo, Sonchus asper* und *Trisetum flavescens* zeigten eine zufällige Verteilung. *Conyza canadensis, Lamium purpureum, Lythrum salicaria, Poa annua* und *Taraxacum officinale* agg. traten regelmäßig verteilt auf. Am stärksten geklumpt traten *Agrostis stolonifera* und *Trifolium repens*, die beiden Arten mit den höchsten Individuenzahlen auf.

4.7.5 Vergleich zwischen den oberen und den unteren Bodenproben

264 der Individuen keimten aus den Proben der oberen 5 cm, dementsprechend keimten 99 Individuen aus den Proben der unteren 5 cm. A*lnus* sp., *Convolvulus arvensis, Erigeron annuus, Plantago lanceolata, Polygonum persicaria* und *Vicia* sp. waren die einzigen 6 Arten, welche ausschließlich aus den tieferen Bodenproben keimten. Insgesamt 11 Arten keimten hingegen ausschließlich aus den Proben des Oberbodens.

4.8 Betrachtung der Versuchsflächen des Samengartens

Der Versuchsaufbau des Getreideanbauversuchs im Eichstetter Samengarten besteht aus zwei räumlich getrennten Anbauflächen. Zunächst soll die ältere der beiden Flächen betrachtet werden, welche bereits 2011 angelegt und seitdem mit verschiedenen Getreidearten bestellt wurde. Im Anschluss wird die neuere der beiden Flächen betrachtet.

4.8.1 Versuchsfläche 1

4.8.1.1 Vegetationsentwicklung über die letzten drei Jahre

Die Fläche wird seit Beginn des Versuchs in einem Wechsel von Sommerung und Winterung mit verschiedenen Getreidearten und -sorten als Trägerkultur bestellt. Bereits im ersten Versuchsjahr wurden, zusammen mit dem Getreide, einige ausgewählte Ackerunkräuter gesät. 2011 wurden 77 Begleitarten erfasst. Insgesamt 30, vorwiegend seltene Begleitarten wurden eingesät oder gepflanzt. 45 Arten traten

© Naturforschende Gesellschaft zu Freiburg im Breisgau c/o Institut für Geo- und Umweltnaturwissenschaften; download www.zobodat.at

spontan auf der Fläche auf. Hiervon waren 9 eindeutig als Durchwuchs ehemaliger Kulturen zu identifizieren, 2 Arten wanderten aus benachbarten Kulturen ein, von 36 weiteren Arten konnte die Herkunft nicht eindeutig festgestellt werden. Eine Liste der im ersten Jahr und in den Folgejahren aufgelaufenen Unkrautarten sowie Bemerkungen zur Erklärung ihres Erscheinens auf der Fläche, findet sich im Anhang.

Im Folgejahr fanden sich noch 74 Arten auf der Fläche. Während sich 14 Arten nicht etablieren konnten, traten 10 Arten 2012 zum ersten Mal auf der Fläche auf. Die neu erfassten Arten traten überwiegend spontan im Bestand auf. 2 Arten wurden gezielt in den Bestand eingebracht.

2013 wurde die Versuchsfläche mit einer Winterung bestellt. Es standen verschiedenen Sorten von insgesamt 4 Weizenarten (*Triticum monococcum, T. dicoccum, T. aestivum, T. spelta*) auf der Fläche. 2014 konnten noch 55 Unkrautarten auf der Fläche festgestellt werden. Das Artinventar war also etwa um ein Viertel kleiner als im Vorjahr. Es fehlten im Vergleich zu vorangegangenen Anbaujahr 38 Arten. 17 Arten traten zum ersten Mal auf der Fläche auf. Keine der Arten wurde eingesät. Mit *Aphanes arvensis* trat eine Art erneut auf, welche 2012 fehlte, 2011 aber eingesät wurde und im Bestand vertreten war.

Unter den spontan aufgelaufenen Arten war keine gefährdete oder besonders geschützte Art, die meisten der gezielt eingebrachten Arten sind hingegen seltene oder gefährdete Arten. 11 der ursprünglich 32 gesäten oder verpflanzten Arten konnten sich über die 3 Jahre des Versuchsablaufes etablieren. Mit *Agrostemma githago*, *Orlaya grandiflora, Ranunculus arvensis, Scandix pecten-veneris* und *Legousia speculum-veneris* sind 5 hiervon in ihrem Bestand gefährdet (Hofmeister & Garve 2006).

4.8.1.2 Vegetationsentwicklung im Jahresverlauf

Wie oben erwähnt, wurden auf dieser Fläche 2011 30 vorwiegend seltene oder im Bestand gefährdete Arten eingesät oder gepflanzt. Zusätzlich kamen in diesem Jahr 47 spontan aufgelaufene Arten auf der Fläche vor. 2013 wurden auf dieser Fläche noch 55 Arten erfasst; hiervon 3 mit einer durchschnittlichen Deckung von über 10 % und 16 Arten mit einer durchschnittliche Deckung von mehr als 1 %. Die übrigen 36 Arten waren meist nur mit wenigen Individuen vertreten.

In Abbildung 13 ist die mittlere Deckung der 10 mächtigsten Arten dargestellt. Bei einer durchschnittlichen Deckung von 27 % über die gesamte Aufnahmeperiode hinweg ist *Agrostis stolonifera* 2013 die mächtigste Art in der Vegetationserfassung. Mit 15 % durchschnittlicher Deckung folgen *Scandix pecten-veneris* und *Ranunculus repens* mit knapp 11 %. Die übrigen 9 Arten bewegen sich in Deckungsgraden zwischen 2,7 % (*Raphanus raphanistrum* ssp. *landra*) und 5,6 % (*Papaver rhoeas*).

© Naturforschende Gesellschaft zu Freiburg im Breisgau c/o Institut für Geo- und Umweltnaturwissenschaften; download www.zobodat.at

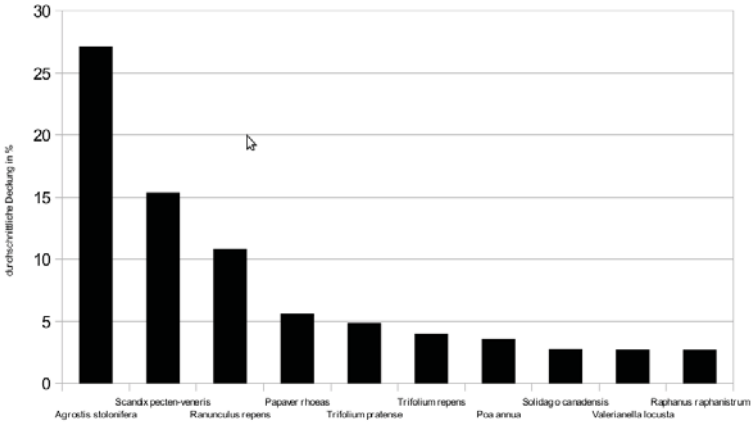

Abbildung 13: Durchschnittliche Deckung der 10 mächtigsten Arten der Versuchsfläche 1 des Samengartens
Figure 13: Average coverage of the 10 most massive species of the experimental site 1 of the Samengarten

Die Gesamtdeckung des Unkrautbestandes lag die gesamte Aufnahmeperiode über nahe an 90 % bis 100 %. Während *Agrostis stolonifera* während dieser Zeit über stets eine hohe Deckung aufwies, schwankten diese Werte bei anderen Arten mitunter stark. *Scandix pecten-veneris* zeigte sich, ähnlich wie die beiden Kleearten *Trifolium repens* und *Trifolium pratense* sowie *Ranunculus repens*, als dominanter Bodendekker, welcher bis Anfang Juli knapp ein Drittel der Anbaufläche mehr oder weniger für sich alleine in Anspruch nahm.

Etwa zur Mitte des Aufnahmezeitraums, am 13.07.2013, wurde der Getreidebestand geerntet. Dem Schnitt fielen einige hochwachsende Pflanzen zum Opfer, während niederwüchsige Arten, wie die oben bereits erwähnten *S. pecten-veneris*, *R. repens*, *T. repens* und *T. pratense* nicht betroffen waren.

Zur Veranschaulichung der jahreszeitlichen Schwankungen der Deckungswerte innerhalb einer Art sollen hier beispielhaft die Deckungsentwicklungen einiger Arten beschrieben werden. Zudem sind in den Abbildungen 14, 15 und 16 die Unterschiede des Bestandes zwischen Anfang Juni, Ende Juni und Ende Juli, also nach der Ernte, in Fotos dargestellt.

Raphanus raphanistrum ssp. *landra* zum Beispiel wuchs während der ersten beiden Aufnahmen im Mai noch zur vollen Mächtigkeit heran, erreichte schließlich seine maximale Deckung von 4 % und blieb in diesem Wert konstant bis zur Ernte. Zu dieser Art sei erwähnt, dass einzelne weißblühende Individuen gezielt aus dem Bestand entfernt wurden, da diese auf Einkreuzung von Ölrettich hinweisen (veränderte Fruchtform). Die erfassten Deckungswerte stimmen also nicht ganz mit der eigentlichen Entwicklung der Art überein. Nach dem Schnitt erholte sich *Raphanus raphanistrum* ssp. *landra* nicht wieder und stagnierte bei 2 % Deckung. Ähnlich entwickelten sich *Vicia grandiflora, Calystegia sepium, Cirsium arvense* und *Papaver rhoeas*, wo-

© Naturforschende Gesellschaft zu Freiburg im Breisgau c/o Institut für Geo- und Umweltnaturwissenschaften; download www.zobodat.at

Abbildung 14: Versuchsfläche 1 des Samengartens Anfang Juni 2013
Figure 14: Experimental site 1 of the Samengarten in the beginning of June 2013

Abbildung 15: Versuchsfläche 1 des Samengartens Ende Juni 2013
Figure 15: Experimental site 1 of the Samengarten in the end of June 2013

bei von letzterer Art bereits vor der Ernte einige Individuen verblüht waren und die Artdeckung einen Abwärtstrend aufwies. Auch *Avena fatua* zeigt eine ähnliche Entwicklung im Jahresverlauf, wobei hierzu bemerkt werden muss, dass regelmäßig etliche Individuen händisch entfernt wurden, um eine Massenausbreitung zu verhindern. Bemerkenswert ist auch die Entwicklung von *Scandix pecten-veneris*, welche von Beginn an hohe Deckungen aufwies und den Boden, dort wo es nicht in direkter Konkurrenz zu den *Trifolium*-Arten oder *Ranunculus repens* stand, zu 100 % bedeckte. Auf die Gesamtfläche bezogen, handelte es sich um Deckungswerte von ca. 30 %. Eine Woche vor der Ernte des Bestandes war ein Großteil der Individuen

© Naturforschende Gesellschaft zu Freiburg im Breisgau c/o Institut für Geo- und Umweltnaturwissenschaften; download www.zobodat.at

Abbildung 16: Versuchsfläche 1 des Samengartens Anfang Juli 2013
Figure 16: Experimental site 1 of the Samengarten in the beginning of July 2013

dieser Art verblüht, die Samen teils ausgefallen; die Artmächtigkeit ging langsam zurück.

Obwohl *Scandix pecten-veneris* seiner Wuchsform nach kaum von der Sense erfasst werden sollte, verschwand es, da überreif, nach der Ernte mehr oder weniger sofort. Die Lücken, welche von dieser Art und den anderen Frühblühern nach ihrem Verblühen gegen Mitte des Sommers hinterlassen wurden, wurden vor allem von konkurrenzstarken, an hochsommerliche Bedingungen angepassten C4-Pflanzen wie *Setaria pumila* oder *Echinochloa crus-galli* eingenommen. Aber auch *Consolida ajacis* profitierte vom frei gewordenen Raum und begann sich auszubreiten. *Veronica hederifolia* war als typischer Frühblüher, in den ersten beiden Aufnahmen noch mit ca. 2 % Deckung vertreten, starb dann rasch ab und verschwand bald ganz. Ähnliches gilt für *Ranunculus arvensis*. Überhaupt verloren die meisten Arten rasch nach dem Verblühen der Mehrzahl ihrer Individuen an Deckung.

Die oben genannten Beispiele zeigen, dass eine Vegetationszusammensetzung nicht über das Jahr hinweg konstant ist, sondern jahreszeitlichen Schwankungen, aber auch äußeren Einflüssen unterliegt. Dementsprechend wandelte sich auch das Blühspektrum auf der Fläche kontinuierlich. Frühblüher verschwanden bereits vor Sommerbeginn von der Bildfläche, während andere Arten dann erst aufliefen und weitere Wochen der Entwicklung brauchten, bis sie zur Blüte kamen.

Abbildung 17 zeigt, wie die Anzahl blühender Arten im Jahresverlauf schwankt. Hierbei entsprechen die 8 Arten, welche am Ende des Jahres blühten, natürlich nicht denjenigen, welche im Frühjahr bereits geblüht hatten. Eine Ausnahme bildet *Trifolium pratense,* welche in jeder der 14 Aufnahmewochen blühte.

© Naturforschende Gesellschaft zu Freiburg im Breisgau c/o Institut für Geo- und Umweltnaturwissenschaften; download www.zobodat.at

Abbildung 17: Anzahl blühender Arten auf Versuchsfläche 1 des Samengartens im Jahresverlauf
Figure 17: Number of flowering species on the experimental site 1 of the Samengarten during the course of the year

Es blühten meist mehr als 15, zeitweise bis zu 20 Arten auf der Fläche. Da nach der Ernte kein Stoppelumbruch erfolgte, blühten nach dem Schnitt des Getreides lediglich 3 Arten weniger als zuvor. Insgesamt war in dieser Zeit aber ein Rückgang der blühenden Arten zu verzeichnen, Ende August waren schließlich noch 8 blühende Arten festzustellen.

Centaurea cyanus und *Crepis capillaris* blühten in 10 der 14 Wochen. *Anthemis tinctoria, Poa annua, Vicia grandiflora* und *Trifolium repens* blühten 9 Wochen, während *Plantago lanceolata, Raphanus raphanistrum* ssp. *landra* und *Agrostis stolonifera 8* Wochen blühten. *Veronica persica* blühte 7 Wochen. Die große Mehrheit von 44 Arten blühte weniger als die Hälfte des Aufnahmezeitraums. 10 besonders früh oder spät blühende Arten wurden überhaupt nicht im Blühzustand erfasst.

4.8.2 Versuchsfläche 2

4.8.2.1 Überblick und Vegetationsentwicklung im Jahresverlauf

Die Versuchsfläche 2 wurde im Herbst 2012 neu angelegt. Eingesät wurden auf dieser Fläche nur die verschiedenen Kulturarten, namentlich handelte es sich hierbei um verschiedenen Sorten von insgesamt 4 Weizenarten (*Triticum monococcum, T. dicoccum, T. aestivum, T. spelta*) und einer Roggenart (*Secale cereale*). Ein kleiner Teil der Fläche wurde mit Sommer-Emmer bestellt, der überwiegende Teil war aber Winterung. Bei der Vegetationsaufnahme 2013 konnten 77 Begleitarten, welche allesamt spontan aufliefen, festgestellt werden. 2 von ihnen hatten eine Deckung größer 10 %. 25 Arten wiesen einen Deckungswert von mehr als 1 % auf. Die übrigen 50 Arten kamen meist nur in geringer Individuenzahl vor. Mindestens 7 der erfassten Arten, *Anethum graveolens, Brassica oleracea, Calendula officinalis, Cosmos bipinnatus, Helianthus annuus, Secale cereale* und *Triticum monococcum* waren Durchwuchs

© Naturforschende Gesellschaft zu Freiburg im Breisgau c/o Institut für Geo- und Umweltnaturwissenschaften; download www.zobodat.at

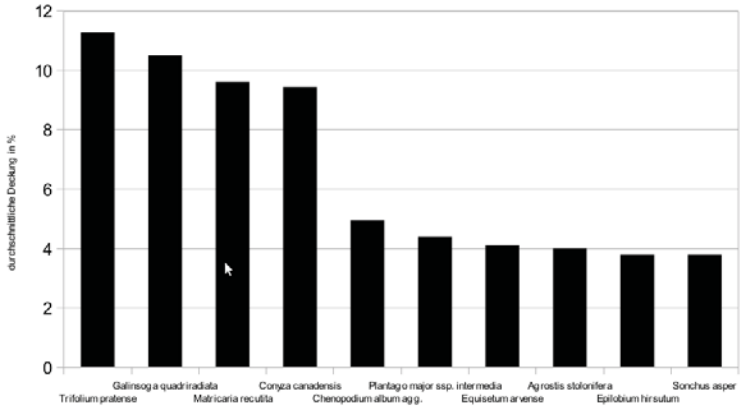

Abbildung 18: Durchschnittliche Deckung der 10 mächtigsten Arten der Versuchsfläche 2 des Samengartens
Figure 18: Average coverage of the 10 most massive species of the experimental site 2 of the Samengarten

von früheren Kulturen. Bei einigen anderen Arten ist nicht geklärt, ob sie tatsächlich spontan aufkamen oder eben auch aus früherer Kultur stammten. Bei 2 weiteren Arten handelte es sich um Gehölze (*Malus domestica* und *Prunus* sp.), welche sich nicht dauerhaft auf der landwirtschaftlich genutzten Fläche etablieren können. Eine Liste aller auf der Fläche erfassten Arten ist im Anhang zu finden.

Abbildung 18 zeigt, dass zwischen den 4 mächtigsten Arten (*Trifolium pratense, Galinsoga quadriradiata, Matricaria chamomilla* und *Conyza canadensis*), welche Dekkungswerte zwischen 11,3 % und 9,5 % aufwiesen, und den in ihrer Mächtigkeit darauf folgenden Arten ein relativ großer Abstand von 4,5 % besteht. *Chenopodium album* agg. weist eine durchschnittliche Deckung von 5 % auf. Die übrigen 5 Arten bewegen sich zwischen Werten von 4,4 % (*Plantago major* ssp. i*ntermedia*) und 3,8 % (*Epilobium hirsutum, Sonchus asper*).

Die Abbildungen 19, 20 und 21 zeigen die jahreszeitliche Entwicklung der Fläche.
Die Gesamtdeckung des Unkrautbestandes wurde zu Beginn der Aufnahmen auf 60 % geschätzt. Dieser relativ geringe Wert ist wohl auf die lange Überstauung der Fläche im Winter und Frühjahr vor den Aufnahmen zurückzuführen. Im Laufe des Sommers nahm die Deckung konstant zu, bis sie dann Ende August langsam wieder zurückging. Ähnlich entwickelten sich auch die meisten einzelnen Arten. Bis zur Blüte und darüber hinaus nahmen sie bis zu einer vermutlich konkurrenzbedingten Obergrenze stetig zu, verblühten und gingen in ihrer Deckung wieder zurück. Diese Entwicklung fand artabhängig zeitlich versetzt statt. Frühblüher wie Erophila verna oder Veronica hederifolia gingen schon vor Beginn des Sommers in ihrer Deckung zurück. Andere Arten wie Solidago canadensis nahmen die gesamte Aufnahmeperiode über an Deckung zu und begannen erst mit Ende der Aufnahmen zu blühen. Mehrjährige Arten wie Taraxacum officinale agg. oder Tussilago farfara blieben auch nach ihrem Verblühen mit konstanter Deckung auf der Fläche. Manche, ebenfalls vor allem mehrjährige Arten wie Agrostis stolonifera, blühten und verblühten in einem

© Naturforschende Gesellschaft zu Freiburg im Breisgau c/o Institut für Geo- und Umweltnaturwissenschaften; download www.zobodat.at

Abbildung 19: Versuchsfläche 2 des Samengartens Anfang Juni 2013
Figure 19: Experimental site 2 of the Samengarten in the beginning of June 2013

Abbildung 20: Versuchsfläche 2 des Samengartens Ende Juni 2013
Figure 20: Experimental site 2 of the Samengarten in the end of June 2013

Abbildung 21: Versuchsfläche 2 des Samengartens Ende Juli 2013
Figure 21: Experimental site 2 of the Samengarten in the beginning of July 2013

© Naturforschende Gesellschaft zu Freiburg im Breisgau c/o Institut für Geo- und Umweltnaturwissenschaften; download www.zobodat.at

stetigen Wechsel und blieben hierbei in ihrer Deckung mehr oder weniger konstant. Bemerkenswert scheint zudem, dass die Zottelwicke (Vicia villosa) sehr dominante Bestände entwickelte, auch deutlich stärker auf der Fläche vertreten war als die Vogelwicke (Vicia cracca) und so zu einer verstärkten Lagerung des Getreides geführt hat.

4.8.3 Austausch zwischen den beiden Flächen

Beim Arteninventar der beiden Flächen gibt es einige Überschneidungen. 31 von insgesamt 143 Arten traten sowohl auf Versuchsfläche 1 als auch auf Fläche 2 auf, was einem guten Fünftel (21,7 %) aller erfassten Arten entspricht. Bei den Arten, welche auf beiden Flächen vorkamen, handelte es sich überwiegend um im Allgemeinen ausgesprochen häufige Ackerunkräuter, deren Vorkommen auf keinem Acker überraschend ist. Arten wie *Poa annua, Agrostis stolonifera, Ranunculus repens, Polygonum aviculare, Lolium perenne* oder *Veronica persica*, um nur einige zu nennen, traten auch auf vielen der außerhalb des Samengartens untersuchten Flächen auf. Erwähnenswert ist aber das Auftreten von *Centaurea cyanus* und *Papaver rhoeas,* welche auf Versuchsfläche 1 ausgesät wurden und nun auch auf Versuchsfläche 2 aufliefen. Auch hier kann nicht gesagt werden, ob die jeweiligen Individuen tatsächlich zwischen den Flächen gewandert sind, beide Arten sind aber außerhalb des Samengartens deutlich seltener gefunden worden als die oben bereits genannten.

5 Diskussion

5.1 Methodendiskussion

5.1.1 Datenerhebung

Die Probeflächen für die Vegetationserhebung waren deutlich kleiner, als in der Literatur empfohlen (Traxler 1997). Da einige der untersuchten Äcker Seitenlängen von weniger als 15 m hatten, war es nicht überall möglich, größere Probeflächen zu platzieren. Man hätte durchaus eine andere Form als das langgestreckte Rechteck wählen und zum Beispiel Probeflächen von 2 m x 10 m festlegen können. Da die Flora auf Äckern zum Bestandesinneren hin aber zusehendes artenärmer wird (van Elsen 1989, Fried et al. 2009), wäre diese Art der Probefläche nicht zweckdienlich gewesen. Die gewählten Probeflächen erschienen ein guter Kompromiss zwischen idealer Flächengröße und idealer Flächenform. Nach subjektiver Einschätzung der direkten Umgebung der Probeflächen und auch der gesamten Bestände wurde davon ausgegangen, dass die Probeflächengröße ausreicht, um die vorhandene Vegetation adäquat abzubilden. Dennoch kann, da das Minimumareal für den Vegetationsstandort Acker nicht erreicht wurde, nicht mit Sicherheit gesagt werden, dass das volle Artenspektrum erfasst wurde. Weil dies aber eine systemische Ungenauigkeit ist, welche sich durch alle Aufnahmen zieht, bleibt die Vergleichbarkeit zwischen den einzelnen Aufnahmen gegeben.

© Naturforschende Gesellschaft zu Freiburg im Breisgau c/o Institut für Geo- und Umweltnaturwissenschaften; download www.zobodat.at

Eine weitere Schwierigkeit bei der Datenerhebung stellt der zeitliche Verzug dar. Arbeitstechnisch ist es nicht möglich, alle Fläche gleichzeitig zu erfassen. In dieser Arbeit liegen zwischen der Erfassung der ersten und der letzten Fläche 25 Tage, eine Zeit, in der sich sowohl die Trägerkulturen als auch die Unkrautbestände stetig entwickelt haben. Dieser Fehler ist nicht zu vermeiden.

Da es im Zeitraum der Datenerfassung fast durchgehend regnete und die Böden wassergesättigt waren, war auch die sogenannte Fingerprobe, die Abschätzung der Korngrößenverteilung der Böden, schwierig (Hildebrand et al. 2006).

5.1.2 Auflaufversuch

Wie in Kapital 5.2.4 bereits erwähnt, sind die Ergebnisse aus dem Auflaufversuch nicht geeignet, um direkte Vergleiche mit den auf den Äckern erfassten Unkrautbeständen anzustellen. Da die Äcker allesamt mit Wintergetreide bestellt wurden, prägten sich hier vor allem die hierfür typischen Aspekte der Begleitvegetation aus. Lediglich auf Teilflächen, wo das Getreide auf Grund von Nässe nicht aufgelaufen war, konnten sich auch typische Unkrautaspekte der Sommerungen durchsetzen. Auf Grund fehlender Infrastruktur war es nicht möglich, die gewonnenen Bodenproben zu stratifizieren, d. h. sie einem Kältereiz auszusetzen. Dementsprechend liefen hier keine Kaltkeimer auf sondern es kamen überwiegend typische Vertreter der Sommer-Unkrautbestände vor.

5.1.3 Statistische Verfahren

Im Grunde waren die verwendeten statistischen Verfahren sowohl den Daten als auch den Fragestellungen durchaus angemessen; auf Grund eines geringen Stichprobenumfangs stießen einige der Verfahren aber offensichtlich an ihre Grenzen. Häufig waren die Ergebnisse nur schwach ausgeprägt und lassen daher einen recht großen Interpretationsspielraum. Diese Ergebnisse sind auch kaum übertragbar, so zum Beispiel die errechneten Indikatorlisten, die offensichtlich lediglich für die konkret vorliegenden Aufnahmen von Wert und kaum auf andere Gebiete anwendbar sind. Dies lässt sich daran erkennen, dass abgesehen von *Agrostemma githago,* alle gelisteten Arten eher Allerweltsarten als wirkliche Spezialisten sind und sich deren ermittelter Indikatorwert häufig nicht mit Ellenbergs Zeigerwerten deckt (Ellenberg 1992).

5.2 Ergebnisdiskussion

5.2.1 Unterschiede zwischen den Behandlungen bezüglich Standort und Trägerkultur

Zunächst wurde überprüft, ob sich die verschiedenen Ackerstandorte der unterschiedlichen Behandlungen in ihren Eigenschaften grundsätzlich unterscheiden. Die Art der erhobenen Daten ließ die Frage nicht zu, ob die Behandlung den Standort

© Naturforschende Gesellschaft zu Freiburg im Breisgau c/o Institut für Geo- und Umweltnaturwissenschaften; download www.zobodat.at

beeinflusst oder ob eventuelle Unterschiede schon im Voraus gegeben waren. Die statistische Auswertung zeigte, dass sich die Behandlungen bezüglich der überprüften Standortfaktoren recht ähnlich sind. Lediglich im Vergleich der Bodenwasserhaushalte ließ sich ein signifikanter Unterschied feststellen. Mit dem Unterschied im Feuchteregime zwischen Demeter und „Konventionell“ könnten floristische Unterschiede zwischen diesen beiden Behandlungen erklärt werden.

Des Weiteren wurde vermutet, dass die Unterschiede zwischen den Behandlungen der Kulturbestände so ausgeprägt sind, dass eventuelle Unterschiede in der Bestandesdiversität eben darauf zurückzuführen sein könnten. Auf den ersten Blick ergaben sich auch ausgeprägte Unterschiede zwischen den Behandlungen. Während Demeter und Naturland tendenziell eher auf hochwüchsige Sorten und geringere Saatdichten setzen, waren die konventionellen Bestände überwiegend niedrigwüchsig und dicht bestanden. Bei den Wuchshöhen konnte diese Beobachtung auch statistisch belegt werden; die Bestandesdichten der einzelnen Betriebe unterschieden sich, trotz teilweise unterschiedlicher Saatdichten, aber nicht signifikant. Dies liegt wohl daran, dass die Bestände von Demeter und Naturland grundsätzlich weniger dicht begründet wurden, insgesamt aber recht regelmäßig aufliefen. Die konventionellen Bestände wurden recht dicht begründet, liefen aber auf Grund des niederschlagsreichen Winters mit dadurch verursachter Staunässebildung häufig nur unregelmäßig auf. Statistisch konnte gezeigt werden, dass sich die Naturlandbestände in ihrer Wuchshöhe signifikant von den anderen Behandlungen unterscheiden. Eine weitere Untersuchung hat gezeigt, dass die Bestandeshöhe schwach positiv mit der nFK des Bodens korreliert. Ein höherer Wuchs der Trägerkultur kann also auf eine bessere Wasserversorgung des Bodens zurückzuführen sein. Im konkreten Fall unterscheiden sich die Böden der Naturlandäcker in ihrer nFK aber nicht signifikant von den Böden des Demeter- oder des konventionellen Betriebs. Da die Naturlandbestände bei den Vegetationsaufnahmen zuletzt erfasst wurden, könnte auch diese zeitliche Differenz von ca. 2 Wochen eine Erklärung für die signifikant höheren Bestände sein. Zudem fand sich im Naturlandbetrieb eine mit hochwüchsigem Winterroggen bestellte Fläche, welche ebenfalls Einfluss auf das statistische Ergebnis hat. Es kann daher nicht mit Sicherheit gesagt werden, welche Faktoren, ob Bodenwasserhaushalt, Zeitpunkt der Datenerfassung, Sortenwahl oder Behandlung, für den festgestellten Unterschied verantwortlich sind.

Zusammengefasst lässt sich sagen, dass sich die Behandlungen bei den Bodenparametern und den Eigenschaften der Trägerkultur nur wenig unterscheiden. Die Unterschiede zwischen den nFK-Werten der Bestände kann aber als Erklärungsversuch für bestimmte Ausprägungen herangezogen werden.

© Naturforschende Gesellschaft zu Freiburg im Breisgau c/o Institut für Geo- und Umweltnaturwissenschaften; download www.zobodat.at

5.2.2 Vorkommen von Begleitarten auf den landwirtschaftlich genutzten Flächen

Die in Kapital 2.9 formulierte Annahme, die erfassten Arten stellten nur einen Bruchteil der mitteleuropäischen Ackerbegleitflora dar, kann bestätigt werden. Klar ist, dass bei vorliegendem Untersuchungsaufbau ohnehin nicht alle für Mitteleuropa nachgewiesenen Unkräuter erfasst werden konnten. Zu gering und vor allem zu homogen ist hierfür die Stichprobe. Viele der Unkrautarten laufen nur in Hackfruchtkulturen, im Sommergetreide oder unter anderen speziellen Bedingungen auf. Untersucht wurden aber nur Winterweizenbestände und ein Winterroggenfeld. Dennoch wurden, schließt man die zufälligen Funde aus, mit 59 Arten auf insgesamt 460 m² Fläche relativ wenige Arten erfasst. Wie in Kapital 4.8 gezeigt wurde, weisen die erheblich kleineren Versuchsflächen des Samengartens in Eichstetten deutlich mehr Unkrautarten auf. Besondere Erwähnung unter den erfassten Unkräutern verdienen auf Grund ihres bestandesgefährdeten Zustands *Agrostemma githago, Chrysanthemum segetum* und *Consolida regalis*. Die letzte der genannten Arten gilt in Baden-Württemberg nicht als bestandesbedroht. Ihr Auftreten verdient zwar Erwähnung, ist aber nicht gänzlich überraschend. Der Bestand von *C. regalis* auf der betreffenden Fläche sollte aber weiterhin beobachtet werden, da diese Art deutschlandweit als gefährdet gilt. *C. segetum* ist sehr wahrscheinlich aus einer Kultur verwildert, ihr Auftreten lässt keine Rückschlüsse auf die Situation der Art in Baden-Württemberg, wo sie als verschollen gilt, zu. Das Auftreten von *A. githago* stellt eine kleine Sensation dar. Diese deutschlandweit und auch in Baden-Württemberg stark gefährdete Art lief, wie nach Rücksprache mit dem Landwirt bestätigt werden konnte, tatsächlich spontan auf der Fläche auf. Durch ihre hohe Spezialisierung ist es sehr unwahrscheinlich, dass sich der Bestand dieser Art auf der Fläche etabliert hat. Wahrscheinlich ist, dass sie jährlich mit der Trägerkultur ausgesät wird. Der Demeterbetrieb, auf dessen Flächen die Art nachgewiesen wurde, vermehrt sein Saatgut selbst. Anscheinend werden die Samen von *A. githago* von der Saatgutreinigung nicht erfasst.

Zusammenhänge zwischen den untersuchten Standortfaktoren und der Begleitvegetation konnten entgegen anderer, durch Ergebnisse aus der Literatur begründeten Annahmen nicht bestätigt werden. Dunker (2002) konnte einen starken Zusammenhang zwischen dem Auftreten bestimmter Segetalarten und den Bodeneigenschaften pH-Wert, Körnung des Bodens und Humusgehalt nachweisen. Auch Nordmeyer & Häusler (2004) wiesen ähnliche Abhängigkeiten nach. Diese Ergebnisse sind auch naheliegend, sind Pflanzen doch meist an bestimmte Bodeneigenschaften angepasst, so dass sie in ihrem Vorkommen an bestimmte Böden gebunden sind. In der vorliegenden Arbeit konnten allerdings keine Beobachtungen gemacht werden, welche ähnliche Schlüsse nahe legten. Vermutlich ist das mit den geringen Unterschieden der Bodeneigenschaften der Standorte zu erklären.

© Naturforschende Gesellschaft zu Freiburg im Breisgau c/o Institut für Geo- und Umweltnaturwissenschaften; download www.zobodat.at

5.2.3 Diversität der landwirtschaftlich genutzten Flächen

Bei der Diversität der Flächen sind die angesprochenen Differenzen nicht so ausgeprägt wie bei der Artenzusammensetzung. Zwischen den beiden intensiv wirtschaftenden Betrieben von Naturland und „Konventionell“ gibt es einen kaum nennenswerten Unterschied. Diese Ähnlichkeit lässt sich sicherlich mit der Bewirtschaftungsintensität erklären. Zwar sei der Getreideanbau innerhalb des Naturlandbetriebs eher „Hobby des Chefs“ als wirtschaftliches Standbein (Danzeisen 2013 mdl.), dennoch wirtschaftet der Betrieb insgesamt recht intensiv und dementsprechend werden auch die Getreidekulturen bearbeitet. Die höhere Diversität der Demeterbestände im Vergleich zu den anderen ist hingegen signifikant. Nun sind aber gerade die Demeterbestände jene, welche auf den feuchteren Böden begründet wurden. Der Unterschied in der Diversität der Bestände könnte daher ebenso gut, wie auf die Behandlung, auch auf die Bodeneigenschaften zurückzuführen sein. Die Ursache kann nicht eindeutig festgestellt werden. Diese Ergebnisse decken sich mit Erkenntnissen von anderen Autoren wie Albrecht & Mattheis (1998) oder Salonen (2001a). Man kann also nicht grundsätzlich davon ausgehen, dass ökologische Landwirtschaft artenreiche Unkrautbestände produziert. Sie legt aber, wie u.a. Neumann et al. (2005) oder Hyvönen (2007) zeigen, einen guten Grundstein. Doch selbst das von einigen Autoren festgestellte Plus an Diversität in ökologisch bewirtschafteten Beständen (Hyvönen & Salonen 2001 u..a.) bedeutet nicht automatisch, dass besonders seltene oder schützenswerte Arten auf den jeweiligen Flächen vorkommen. Seltene Arten sind meist an bestimmte Standortsfaktoren wie Nährstoffarmut oder Trockenheit gebunden. Eine intensive Landwirtschaft, ungeachtet ihrer Betriebsweise, bietet, wie auch Hyvönen (2007) zeigte, auf ihrer Nutzfläche keine solchen Standorte. Der oben so genannte „Grundstein ökologische Landwirtschaft“ muss mit anderen Maßnahmen wie der Extensivierung (zumindest von Teilflächen) kombiniert werden (Hyvönen & Salonen 2002, Hilbig 1992)

Des Weiteren wurde der in Kapital 2.9 aufgestellten Hypothese entsprechend überprüft, ob die Lichtverhältnisse im Bestandesinneren, also die Dichte und Höhe der Trägerkultur, einen Einfluss auf die Diversität der Bestände haben. Hierbei konnte eine Abhängigkeit zwischen Bestandesdichte und Diversität nachgewiesen werden. Es lässt sich sagen, dass die Bestände an Diversität verlieren, je dichter die Trägerkultur steht, je dominanter sie also ist.

Obwohl also kaum behandlungsabhängige Diversitätsunterschiede festzustellen waren, sind die Unterschiede in den jeweiligen Artenzusammensetzungen statistisch eindeutig. Was könnte hierfür ausschlaggebend sein? Auf allen Äckern wuchs dieselbe Trägerkultur. Die einzelnen Äcker wiesen nur geringe Unterschiede in den Standortsfaktoren und kaum Variation der Bearbeitungszeitpunkte auf. Die Bestandesdichten sind ebenfalls recht ähnlich. Bleibt die Behandlung als Erklärungsversuch. Nun ist der Faktor „Behandlung“ ein multivariabler, dessen einzelne

© Naturforschende Gesellschaft zu Freiburg im Breisgau c/o Institut für Geo- und Umweltnaturwissenschaften; download www.zobodat.at

Komponenten sich schlecht trennen lassen. Sind die unterschiedlichen Düngeverfahren, der Pestizideinsatz bzw. die verschiedenen Unkrautbekämpfungsmaßnahmen und -intensitäten oder die Sortenwahl der Trägerkultur ausschlaggebend für die Unterschiede in den jeweiligen Artkompositionen der Behandlungen? Diese Frage lässt sich letztlich nicht eindeutig klären, offensichtlich scheint aber, dass die Behandlung für die Unterschiede verantwortlich ist, was sich mit den Ergebnissen von Hald (1999), Hyvönen & Salonen (2002) und Neumann et al. (2005) deckt.

5.2.4 Diversität der Diasporenbanken und Vergleich mit aktueller Vegetation

In den Diasporenbanken wurden nicht, wie in Kapital 2.9 gemutmaßt, mehr Arten gefunden als auf der Fläche selbst. Auch waren die Diasporenbanken nicht diverser als die aktuelle Vegetation. Die oben angesprochenen Überschneidungen zwischen aktueller Vegetation und Diasporenbank sind statistisch vernachlässigbar. Die Hypothese zu Beziehungen zwischen den Datensätzen mit den gegebenen Daten ist nur unvollständig zu beantworten, da während der Erfassung der Diasporenbank großteils andere Aspekte der Vegetation entwickelt wurden als auf den Feldern. Dies ist zu erklären mit den in Kapital 2.3 vorgestellten unterschiedlichen Mechanismen, welche zur Unterbrechung der Keimruhe führen. Während im Wintergetreide eine große Anzahl Kaltkeimer aufläuft und die Warmkeimer wegen des frühen Bestandesschlusses eher schwach vertreten sind, sind in den Auflaufversuchen unter Gewächshausbedingungen ausschließlich Warmkeimer zu erwarten, da diese Samen keinen Frostreiz bekamen. Die jeweiligen Erfassungen überschnitten sich also kaum überraschend, nur an wenigen Punkten. Der Mangel an Gemeinsamkeiten ist aber, wie eben dargelegt wurde, nicht auf ökologische, sondern auf methodische Ursachen zurückzuführen.

Auch die zweite in Kapital 2.9 aufgestellte Arbeitshypothese bezüglich der Diasporenbank, nämlich dass man aus dem Diasporenvorrat unter geeigneten Bedingungen problemlos wieder intakte oder zumindest diverse Unkrautbestände erhalten könnte, muss verworfen werden. Da die benutzte Methode nur einen Teil des Diasporenvorrats erfassen konnte, ist die Datenlage für eine vollständige Beantwortung der Frage nicht ausreichend. Die gewonnenen Erkenntnisse, wenn auch unvollständig, decken sich mit den Ergebnissen von Albrecht (1992), der nach ausgiebiger Literaturrecherche und einem Modellversuch zu dem Schluss kam, dass die Diasporenbanken der Äcker Mitteleuropas nicht ausreichen, um eine intakte Phytozönose wiederherzustellen. Durch die regelmäßige Bearbeitung des Bodens würden ständig Keimungsreize gesetzt, wodurch der Diasporenvorrat schnell aufgebraucht werde, wenn keine Nachlieferung stattfinde. Besonders für gefährdete Arten stellt Albrecht fest, dass die Diasporenbanken unter diesen Umständen bereits nach wenigen Jahren erschöpft sind.

© Naturforschende Gesellschaft zu Freiburg im Breisgau c/o Institut für Geo- und Umweltnaturwissenschaften; download www.zobodat.at

5.2.5 Die Diasporenbanken der ehemaligen Äcker

Die Diasporenbanken der ehemaligen Äcker wiesen einige typische Ackerbegleitarten auf. Keine dieser Arten ist absolut an den Standort Acker gebunden und man findet einige von ihnen, wie zum Beispiel *Lamium purpureum, Plantago lanceolata, Poa annua* oder *Ranunculus repens,* nicht selten auch in Wiesen. Der hohe Anteil solcher Arten ist allerdings überraschend und lässt die Vermutung zu, dass einige der Arten in der Diasporenbank erhalten geblieben sein könnten, obwohl die Flächen bereits vor ca. 50 Jahren aus der ackerbaulichen Nutzung genommen wurden. Eine eindeutige Bestätigung hierfür fehlt aber und andere Ergebnisse in der Literatur lassen eher auf ein zufälliges Auftreten schließen. Ähnlich wie die im vorangegangenen Kapital 5.2.4 vorgestellte Untersuchung von Albrecht (1992) kommen auch Waldhardt et al. (2001) zu dem Schluss, dass die Diasporenbanken der Äcker nicht sehr persistent sind. Während Albrecht (1992) aber in ackerbaulicher Nutzung befindliche Flächen untersuchte, spezialisierten sich Waldhardt et al. (2001) auf brachgefallene Felder. Zwanzig Jahre nachdem ein Feld brach fällt, so die Autoren, sei der Samenvorrat größtenteils verbraucht. Gerade seltene Arten, welche nur in geringen Dichten überhaupt im Boden vertreten waren, verschwinden häufig schon früher (Waldhardt et al. 2001). Eine andere Arbeit zu diesem Thema konnte jedoch deutlich längere Überdauerungsphasen von Segetalarten feststellen. Nach Umbruch verschieden alter Brachen konnten Wäldchen et al. (2005) insgesamt 48 Segetalarten feststellen. Von diesen liefen immerhin 38 Arten auf über fünfzigjährigen Brachen auf. Auch 4 gefährdete Arten waren darunter (Wäldchen et al. 2005).

5.2.6 Versuchsflächen des Samengartens

Betrachtet man die Getreideanbaufläche mit „Unkrautkultur“, fällt zunächst auf, dass das Artinventar im Vergleich zu den Vorjahren deutlich geschrumpft ist. Zwar liefen jedes Jahr auch Arten zum ersten Mal spontan auf der Fläche auf, wodurch das Artinventar insgesamt erweitert wurde, doch von den ursprünglich eingesäten scheinen sich nur 11 Arten tatsächlich im Bestand etabliert zu haben. Mit *Aphanes arvensis* wurde auch eine Art erfasst, welche im Vorjahr fehlte, 2011 aber ausgesät wurde und im Bestand vertreten war. Die Art blieb also auch über das Jahr 2012 hinweg im Samenvorrat der Fläche vertreten. Dementsprechend ist es nicht unwahrscheinlich, dass in der nächsten Sommerung wieder Arten vertreten sind, welche in der Winterung 2013 fehlten, zuvor aber auf der Fläche nachgewiesen wurden. Diese Vermutung wird auch von den Erkenntnissen von van Elsen (1992) bestätigt, welcher einen erhebliche Fluktuation des Artinventars zwischen Sommer- und Wintergetreidebeständen feststellte. Welche und wie viele Arten sich tatsächlich etablieren konnten, lässt sich daher zu diesem Zeitpunkt noch nicht eindeutig feststellen. Viele Arten sind auf bestimmte Bearbeitungszeitpunkte angepasst und liefen vielleicht aus diesem Grund 2013 nicht auf.

© Naturforschende Gesellschaft zu Freiburg im Breisgau c/o Institut für Geo- und Umweltnaturwissenschaften; download www.zobodat.at

Erwähnenswert ist außerdem, dass durch die Praxis der Aussaat von Unkräutern mit der Trägerkultur nicht unbedingt eine größere Artenzahl auf der Fläche vertreten ist, jedoch seltene und ökologisch wichtige Arten auf der Fläche etabliert werden konnten, welche in allen weiteren Aufnahmen dieser Arbeit, also auch auf der zweiten Versuchsfläche des Samengartens, fehlten.

Ein weiterer Vorteil dieses Vorgehens könnte sein, dass zeitig eingesäte Bodendecker den Boden rasch bedecken und so nicht nur, wie in Kapital 2.5 bereits erwähnt, zum Bodenschutz beitragen, sondern es gleichzeitig auch anderen Arten erschweren, in starke Konkurrenz zur Trägerkultur zu treten. In diesem Zusammenhang war bei der Beobachtung des Bestandes auch auffällig, dass kaum eines der Unkräuter höher wuchs als die Trägerkultur.

Auf der zweiten Fläche des Samengartens liefen deutlich mehr Arten auf, doch nicht alle hiervon sind typische Vertreter der regionalen Segetalvegetation. 7 Arten konnten als Durchwuchs früherer Kulturen identifiziert werden, zwei Gehölzarten wurden erfasst und einige weitere sind eher Vertreter der Wiesen als der Äcker und liefen daher offenbar nur zufällig auf der Fläche auf. Lediglich 27 der Arten waren in nennenswerter Dominanz vertreten. Die übrigen kamen nur in geringer Individuenzahl vor und sind häufig nur zufällige Erscheinungen in der Ackervegetation. Mit *Trifolium pratense, Galinsoga quadriradiata, Matricaria chamomilla* und *Conyza canadensis* waren 4 ausgesprochen häufige Arten die Bestandesbildner unter und zwischen dem lichten Bestand der Trägerkultur.

Da dieser Bestand nicht beerntet wurde, konnten auch hier die Unkräuter ungestört blühen und verblühen. Ähnlich wie auf der ersten Fläche blühten auch hier die ganze Vegetationsperiode über zahlreiche Arten, meist über 25 verschiedene. So boten die Projektflächen wichtige Nahrungsquellen für Insekten. Das Auslassen des Stoppelumbruchs bietet zudem weitere Chancen für die Segetalvegetation. Gerade sogenannte Stoppelunkräuter wie *Legousia speculum-veneris* oder *Consolida regalis* profitieren hiervon (Hilbig 1992).

Zwischen beiden Flächen gab es einige Überschneidungen im Artinventar. Es handelte sich hierbei überwiegend um weit verbreitete und ausgesprochen häufige Ackerunkräuter. Das Auftreten von *Centaurea cyanus* und *Papaver rhoeas* auf beiden Flächen ist diesbezüglich eine Erwähnung wert. Ob die sich überschneidenden Arten von der älteren Anbaufläche eingewandert sind, lässt sich nicht mit Sicherheit sagen. Auch könnten die Arten bereits im Samenvorrat des Bodens vertreten gewesen sein.

© Naturforschende Gesellschaft zu Freiburg im Breisgau c/o Institut für Geo- und Umweltnaturwissenschaften; download www.zobodat.at

5.2.7 Schlussfolgerungen und Ausblick

Die Ergebnisse dieser Arbeit zeigen, dass die ökologisch bewirtschafteten Ackerbauflächen im Untersuchungsgebiet kaum diverser sind als konventionelle. Dies deckt sich auch mit anderen wissenschaftlichen Erkenntnissen, die in Kapital 2.8 bereits vorgestellt wurden. Die Bewirtschaftungsintensität (siehe Kapital 5.2.3) und eventuell die Konkurrenzeigenschaften der Trägerkultur scheinen ausschlaggebendes Kriterium für die Diversität von Ackerunkrautbeständen zu sein. Sollen aus Naturschutzsicht wertvolle Ackerflächen, welche nicht nur der Segetalflora, sondern als deren Konsumenten auch Insekten und in Folge vielen Lebewesen einen Lebensraum bieten können, wiederhergestellt werden, reicht es nicht aus, die Art der Bewirtschaftung an die Kriterien des ökologischen Landbaus anzupassen. Zusätzlich müssen Extensivierungsmaßnahmen durchgeführt werden, welche unter anderem geringere Saatstärken, seltenere Bodenbearbeitung und die Erhaltung von Extremstandorten beinhalten. Doch da die Ergebnisse des Auflaufversuchs wie auch die Ergebnisse aus der Literatur anzeigen, dass in den Ackerböden kein großes Potenzial zur Wiederherstellung intakter, diverser Unkrautbestände vorhanden ist, kann davon ausgegangen werden, dass auch bei Extensivierung der Anbaumethoden nicht umgehend mit einer Verbesserung der Situation der Begleitvegetation zu rechnen ist (siehe Kapital 5.2.4 und 5.2.5). Eine Wiederbesiedlung der Standorte von außen dauert unter Umständen sehr lange und ist abhängig von Restbeständen der einzelnen Arten in direkter Umgebung. Innerhalb einer Vegetationsperiode konnte im Rahmen dieser Arbeit keine Ausbreitung gefährdeter Arten nachgewiesen werden (siehe Kapital 5.2.6).

Eine ausgezeichnete Chance bietet hier nun der im Eichstetter Samengarten vorgestellte und praktizierte Ansatz, gezielt bestimmte Unkrautarten in den Bestand einzubringen. Ähnlich wirtschaftet der in dieser Arbeit betrachtete Naturlandbetrieb, welcher auf einem Teil seiner Getreideanbauflächen mit größerem Reihenabstand sät und nach dem zweiten oder dritten Striegeln des Bestandes eine Kleegras-Untersaat einbringt. Dies soll die Unkrautkonkurrenz gering halten und die Eigenschaften des Getreides in Hinblick auf seine Verwendung als Nahrungsmittel verbessern.

Der Anbauversuch im Samengarten geht einen Schritt weiter, sät die Begleitarten direkt mit dem Getreide und bearbeitet den Boden hinterher nicht. Mit dieser Methode blieb der Boden konstant bedeckt und es traten kaum hochwüchsige Unkräuter auf der Fläche auf. Natürlich müssen die so in die Bestände eingebrachten Arten sorgfältig ausgewählt werden. Zum einen müssen solche Pflanzen, welche als „Problemunkräuter“ bekannt sind, vermieden werden. Dies kann je nach Trägerkultur auch variieren, da einige Getreide eher niedrigwüchsig sind und daher schon weniger hoch wachsende Unkräuter eine ernstzunehmende Konkurrenz darstellen. Andere Getreide wiederum neigen eher zum Lagern als andere, in diesem Fall müssen bestimmte Unkräuter, welche diese Neigung durch ihren rankend-kletternden Wuchs

© Naturforschende Gesellschaft zu Freiburg im Breisgau c/o Institut für Geo- und Umweltnaturwissenschaften; download www.zobodat.at

noch verstärken, gemieden werden. Zum anderen sollten die ausgebrachten Arten natürlich standortangepasst und regional heimisch sein.

Sind diese Faktoren gegeben, könnten unter dem Getreide gut ausgebildete, diverse Unkrautbestände ihren vollen Nutzen in Hinblick auf Bodenschutz und -gare, Förderung von Nutzinsekten und ökologische Funktion erfüllen ohne dabei allzu große Ertragsverluste zu verursachen. Langfristig könnte dieses System sogar produktiver sein als der jetzige Anbau auf nacktem Boden.

© Naturforschende Gesellschaft zu Freiburg im Breisgau c/o Institut für Geo- und Umweltnaturwissenschaften; download www.zobodat.at

Angeführte Schriften

Abel, W. (1978): Geschichte der deutschen Landwirtschaft: vom frühen Mittelalter bis zum 19. Jahrhundert. Ulmer, Stuttgart.

Albrecht, H. (1992): Modelluntersuchung und Literaturauswertung zum Diasporenvor rat gefährdeter Wildkräuter in Ackerböden. In: Stiftung Naturschutz Hamburg & Stiftung zum Schutze gefährdeter Pflanzen (Hrsg.): Aus Liebe zur Natur - Schriftenreihe Heft 5 - Bericht über das Internationale Symposium „Flora und Fauna der Äcker und Weinberge“ vom 17. bis 20. Juni 1992.

Albrecht, H. (2003): Suitability of arable weeds as indicator organisms to evaluate species conservation effects of management in agricultural ecosystems. Agriculture, Ecosystems & Environment 98: 201-211.

Albrecht, H. (2005): Development of arable weed seedbanks during the 6 years after the change from conventional to organic farming. Weed Research 45: 339-350.

Albrecht, H. & Auerswald, K. (2009) Seed traits in arable weed seed banks and their relationship to land-use changes. Basic and Applied Ecology 10: 516-524.

Albrecht, H. & Mattheis, A. (1998): The effects of organic and integrated farming on rare arable weeds on the Forschungsverbund Agrarökosysteme München (FAM) research station in southern Bavaria. Biological Conservation 86: 347-356.

Baessler, C. & Klotz, S. (2006): Effects of changes in agricultural land-use on landscape structure and arable weed vegetation over the last 50 years. Agriculture, Ecosystems & Environment 115: 43-50.

Barsch, F. (2008) Naturschutz in Deutschland - Schutzgebiete und das Biodiversitätsziel 2010. WWF Deutschland (Hrsg.), Frankfurt am Main.

Baumann, W. (2011): Agrarrevolution. online verfügbar unter: http://www.hls-dhs-dss.ch/textes/d/D13827.php (zuletzt aufgerufen am: 07.06.2013).

Bundesamt für Lebensmittelsicherheit und Verbraucherschutz (BVL) (Hrsg.) (2013): Absatz an Pflanzenschutzmitteln in der Bundesrepublik Deutschland Ergebnisse der Meldungen gemäß § 64 Pflanzenschutzgesetz für das Jahr 2012. online verfügbar unter: www.bvl.bund.de/psmstatistiken (zuletzt aufgerufen am 18.08.2015).

Bundesamt für Naturschutz (BfN) (Hrsg.) (2013): Landschaftssteckbrief Kaiserstuhl. online verfügbar unter: http://www.bfn.de/0311_landschaft+M53152a5a7ef.html?&cHash=77c38996b5e2e9bfb1d211a57734b651 (zuletzt aufgerufen am: 08.09.2013).

Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU) (Hrsg..) (2007): Nationale Strategie zur biologischen Vielfalt.

Chamberlain, D. E., Fuller, R. J., Bunce, R. G. H., Duckworth, J. C. & Shrubb, M. (2000): Changes in the abundance of farmland birds in relation to the timing of agricultural intensification in England and Wales. Journal of Applied Ecology 37: 771-788.

Danzeisen, W. (Landwirt in Eichstetten am Kaiserstuhl): mündliche Mitteilung vom 06.05.2013.

Diepenbrock, W., Ellner, F., Léon, J. (2012): Ackerbau, Pflanzenbau und Pflanzen züchtung, 3. Auflage. Ulmer, Stuttgart (Hohenheim).

© Naturforschende Gesellschaft zu Freiburg im Breisgau c/o Institut für Geo- und Umweltnaturwissenschaften; download www.zobodat.at

Dierauer, H.-U., Stöppler-Zimmer, H. (1994): Unkrautregulierung ohne Chemie. Ulmer, Stuttgart.

Dierschke, H. (1994): Pflanzensoziologie: Grundlagen und Methoden. Ulmer, Stuttgart.

Dierschke, H. & Briemle, G. (2002): Kulturgrasland. Ulmer, Stuttgart.

Dramstad, W. & Fry, G. (1995): Foraging activity of bumblebees (Bombus) in relation to flower resources on arable land. Agriculture, Ecosystems & Environment 53: 123-135.

Dunker, M. (2002): Erfassung und Modellierung der kleinräumigen Unkrautverteilung auf Ackerflächen in Abhängigkeit von der Bodenvariabilität. Landschaftsökologie und Umweltforschung 39.

Eggenberg, S. & Möhl, A. (2009): Flora Vegetativa. Haupt Verlag. 2. Auflage.

Ellenberg, H. (1950): Unkrautgemeinschaften als Zeiger für Klima und Boden. Zeitschrift für Pflanzenernährung, Düngung, Bodenkunde 51: 259-260.

Ellenberg, H. (1992): Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. Goltze, Göttingen.

Ellenberg, H. (1996): Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen in ökologischer, dynamischer und historischer Sicht, 5. Auflage. Ulmer, Stuttgart.

El Titi, A. (1986): Unkrautkonkurrenz im Zuckerrübenbau und ihre praktische Ausnutzung. Zeitschrift für Pflanzenkrankheiten und Pflanzenschutz 93: 136-145.

Enne, E. & Jannsen, W. (1979): Deutsche Agrargeschichte - vom Neolithikum bis zur Schwelle des Industriezeitalters. Steiner, Wiesbaden.

Fischer, A. (1987): Untersuchungen zur Populationsdynamik am Beginn von Sekundärsukzessionen. Dissertationes Botanicae 10.

Fried, G., Petit, S., Dessaint, F. & Reboud, X. (2009): Arable weed decline in Northern France: Crop edges as refugia for weed conservation?. Biological Conservation 142: 238-243.

Fussell, M. & Corbet, S.A. (1992): Flower Usage by Bumble-Bees: A Basis for Forage Plant Management. Journal of Applied Ecology 29: 451-465.

Geisbauer, C. & Hampicke, U. (2012): Ökonomie schutzwürdiger Ackerflächen - Was kostet der Schutz von Ackerwildkräutern? Greifswald. online verfügbar unter: http://duene-greifswald.de/doc/aktuelles/geisbauer_2012_oekonomie_schutzwuerdiger_ackerflaechen.pdf (zuletzt aufgerufen am 17.12.2013).

Gemeinde Eichstetten am Kaiserstuhl (2005): Ökologischer Landbau in Eichstetten online verfügbar unter: www.eichstetten.de/ortsinfo/oekologie/broschuere_bioanbau.pdf (zuletzt aufgerufen am: 17.12.2013).

Geologisches Landesamt Baden-Württemberg (LGRB BW) (Hrsg.) (1959): Geologische Exkursionskarte des Kaiserstuhls [1:25 000] : Erläuterungen. Landesvermessungsamt Baden-Württemberg, Stuttgart.

Gladis, T. (1994): Vielfalt ist gefragt! - Über den Wert alter Kulturpflanzensippen für den Segetalartenschutz. Naturschutz und Landespflege in Brandenburg Sonderheft 1/1994 Naturschutz auf Agrarflächen: 47-49.

Gladis, T. (Stiftung Kaiserstühler Garten, Eichstetten am Kaiserstuhl): mündliche Mitteilung von 04.06.2013

Hald, A.B. (1999): Weed vegetation (wild flora) of long established organic versus conventional cereal fields in Denmark. Annals of Applied Biology 134: 307-314.

© Naturforschende Gesellschaft zu Freiburg im Breisgau c/o Institut für Geo- und Umweltnaturwissenschaften; download www.zobodat.at

Hanf, M. (1982): Ackerunkräuter Europas mit ihren Keimlingen und Samen. BASF Aktiengesellschaft, Ludwigshafen.

Hawes, C., Haughton, A.J., Osborne, J.L., Roy, D.B., Clark, S.J., Perry, J.N., Rothery, P., Bohan, D.A., Brooks, D.R., Champion, G.T., Dewar, A.M., Heard, M.S., Woiwod, I.P., Daniels, R.E., Young, M.W., Parish, A.M., Scott, R.J., Firbank,G. & Squire, G.R. (2003): Responses of Plants and Invertebrate Trophic Groups to Contrasting Herbicide Regimes in the Farm Scale Evaluations of Genetically Modified Herbicide-Tolerant Crops. Philosophical Transactions: Biological Sciences 358: 1899-1913.

Hilbig, W. (1992): Der Beitrag der landwirtschaftlichen Extensivierungsprogramme für den Schutz gefährdeter Segetalpflanzen. In: Stiftung Naturschutz Hamburg & Stiftung zum Schutze gefährdeter Pflanzen (Hrsg.): Aus Liebe zur Natur - Schriftenreihe Heft 5 - Bericht über das Internationale Symposium „Flora und Fauna der Äcker un Weinberge“ vom 17. bis 20. Juni 1992.

Hildebrand, E.E., Schack-Kirchner, H. & Trüby, P. (2006): Beurteilung des Bodens im Gelände. online verfügbar unter: http://www.bodenkunde.uni-freiburg.de/lehre/skripte/gelaende06 (zuletzt aufgerufen am 17.12.2013).

Hille, M. (1994): Einführung “Naturschutz in der Agrarlandschaft”. Naturschutz und Landespflege in Brandenburg Sonderheft 1/1994 Naturschutz auf Agrarflächen: 3.

Hofmeister, H. & Garve, E. (2006): Lebensraum Acker. Verlag N. Kessel.

Hotze, C. & van Elsen, T. (2006): Ackerwildkräuter konventionell und biologisch bewirtschafteter Äcker im östlichen Meissnervorland - Entwicklung in den letzten 30 Jahren. Journal of Plant Diseases and Protection, Sonderheft XX: 547-555.

Hyvönen, T. (2007): Can conversion to organic farming restore the species composition of arable weed communities? Biological Conservation 137: 382-390.

Hyvönen, T. & Huusela-Veistola, E. (2008): Arable weeds as indicators of agricultural intensity - A case study from Finland. Biological Conservation 141: 2857-2864.

Hyvönen, T. & Salonen, J. (2002): Weed Species Diversity and Community Composition in Cropping Practices at Two Intensity Levels: A Six-Year Experiment. Plant Ecology 159: 73-81.

Jäger, E.J. (2005): Rothmaler - Exkursionsflora von Deutschland, Kritischer Band. Spektrum Akademischer Verlag. 10. Auflage.

Knörzer, K.H. (1971): Urgeschichtliche Unkräuter im Rheinland - Ein Beitrag zur Entstehungsgeschichte der Segetalgesellschaften. Vegetatio 23: 89-111.

Konold, W. (Professur für Landespflege, Fakultät für Umwelt und Natürliche Ressourcen, Freiburg): mündliche Mitteilung vom April 2013 in einer Vorlesung im Modul „Nachhaltige Landnutzung“.

Kreuz, A. (1993): Einheimische oder fremde Pflanzen? Überlegungen zur Herkunft „potentieller Unkräuter“ und ihre Verbreitung zur Zeit der Bandkeramik. - In: Kalis, A.J. & Meures-Balke, J.: 7000 Jahre bäuerliche Landschaft: Entstehung, Erforschung, Erhaltung - zwanzig Aufsätze zu Ehren von Karl-Heinz Knorzer. Rhein land-Verlag, Köln.

© Naturforschende Gesellschaft zu Freiburg im Breisgau c/o Institut für Geo- und Umweltnaturwissenschaften; download www.zobodat.at

Küster, H. (1994): Vielfalt und Monotonie von Ackerstandorten und deren Auswirkungen auf die Unkrautflora. Naturschutz und Landespflege in Brandenburg Sonderheft 1/1994 Naturschutz auf Agrarflächen: 4-7.

Li, S.-S., Wei, S.-H., Zuo, R.-L., Wei, J.-G., Qiang, S. (2012): Changes in the weed seed bank over 9 consecutive years of rice-duck farming. Crop Protection 37: 42-50.

Linnemann, B. (2009): Beitrag zur Ökologie neolithischer Ackerflächen. Dissertation, Westfälische Wilhelms-Universität Münster. 143 S.

Lüning, J. (2000): Steinzeitliche Bauern in Deutschland: die Landwirtschaft im Neolithikum. Habelt, Bonn.

Mahmood, S., Hussain, A., Malik, S.A. (2012): Persistance of some weed species from wheat monoculture via soil seed reserves. Pakistan Journal of Botany 44: 1375-1379.

Mahn, E.G. (2002): Nutzen der Ackerunkräuter. In: Zwerger, P., Ammon, H.U. (Hrsg.): Unkraut - Ökologie Und Bekämpfung. Ulmer, Stuttgart.

Malkomes, H.-P. (2006): Allelopathie mitteleuropäischer Ackerunkräuter - eine Übersicht. Zeitschrift für Pflanzenkrankheiten und Pflanzenschutz Sonderheft XX: 435-445.

McCune, B. & Grace, J. (2002): Analysis of ecological communities. MjM Software Design, Gleneden Beach, Oregon.

Meek, B., Loxton, D., Sparks, T., Pywell, R., Pickett, H. & Nowakowski, M. (2002): The effect of arable field margin composition on invertebrate biodiversity. Biological Conservation 106: 259-271.

Mikulas, J., Varadi, Y., Poelos, E., Kazinczi, G. & Beres, I. (1990): Studies on allelopathy of some weeds. Presented at the 15. Deutsche Arbeitsbesprechung über Fragen der Unkrautbiologie und -bekämpfung, Stuttgart-Hohenheim.

Neumann, H., Geweke, O., Mauscherning, I., Schütz, W., Loges, R., Roweck, H. & Taube, F. (2005): Effekte der Umstellung auf ökologischen Landbau auf die Segetalflora zweier Ackerbaubetriebe in Schleswig- Holstein. In: Ende Der Nische, Beiträge Zur 8. Wissenschaftstagung Ökologischer Landbau. Kassel University Press GmbH, Kassel: 623-626.

Nordmeyer, H. & Häusler, A. (2004): Einfluss von Bodeneigenschaften auf die Segetalflora von Ackerflächen. Journal of Plant Nutrition and Soil Science 167: 328-336.

Norris, R.F. & Kogan, M. (2005): Ecology of Interactions Between Weeds and Arthropods. Annual Review of Entomology 50: 479-503.

Peter, A. (1893) Culturversuche mit ruhenden Samen. Nachrichten von der Königlichen Gesellschaft der Wissenschaft zu Göttingen 17: S. 673-691.

Peter, A. (1894). Culturversuche mit ruhenden Samen II. Nachrichten von der Königlichen Gesellschaft der Wissenschaft zu Göttingen 4: 373-393.

Pfister, U. (2008): Globalisierung und Industrialisierung im 18. und 19. Jh. online verfügbar unter: http://www.wiwi.uni-muenster.de/wisoge/studieren/Skripte/Globalisierung_und_Industrialisierung_im_18ten_und_19ten_Jahrhund ert/Globalisierung_Industrialisierung.html (zuletzt aufgerufen am 17.12.2013).

© Naturforschende Gesellschaft zu Freiburg im Breisgau c/o Institut für Geo- und Umweltnaturwissenschaften; download www.zobodat.at

PLENUM (2011): Förderung der Getreidevielfalt durch extensiven Anbau mit Ackerbegleitflora und Entwicklung neuer Produkte aus alten Sorten. PLENUM - Laufende Projekte. online verfügbare unter: http://www.naturgarten-kaiserstuhl.de/html/seiten/projekte.phtml?nav=208&lang=de&projekt=1&nr=127 (zuletzt aufgerufen am 09.11.13).

Poschlod, P. (1991): Diasporenbanken in Böden - Grundlagen und Bedeutung. In: Schmid, Bernhard & Stöcklin, J. (Hrsg.): Populationsbiologie der Pflanzen. Birkhäuser, Basel: 15-35.

Raunkiærs, C. (1934): The Life Forms of Plants and Statistical Plant Geography, Oxford University Press.

Reiter, K. & Sander, A. (2012): Biodiversitätswirkungen von Agrarumweltmaßnahmen in Deutschland. In: Ökosystemdienstleistungen und Landwirtschaft : Herausforderungen und Konsequenzen für Forschung und Praxis. Presented at the 22. Jahrestagung der Östereichischen Gesellschaft für Agrarökonomie, Wien: 39-40.

Salonen, J., Hyvönen, T. & Jalli, H. (2001a): Weed flora in organically grown spring cereals in Finland. Agricultural and Food Science 10, 3: 231-242.

Salonen, J., Hyvönen, T. & Jalli, H. (2001b): Weeds in spring cereal fields in Finland - a third survey. Kolmas kevätviljapeltojen rikkakasvikartoitus.

Schumacher, W. (1984): Gefährdete Ackerwildkräuter können auf ungespritzten Feldrändern erhalten werden. LÖLF-Mitteilungen 9: 14-20.

Simpson, E.H. (1949): Measurement of diversity, Nature 163: S. 688.

Shannon, C.E. & Weaver, W. (1949): The Mathematical Theory of Communication. University of Illinois Press, Urbana.

Sotherton, N. & Self, M. (2000): Changes in plant and arthropod biodiversity on lowland farmland: an overview. Ecology and conservation of lowland farmland birds: 26-35.

Statistisches Landesamt Baden-Württemberg (Statistik BW) (2013): Regionaldaten Eichstetten am Kasierstuhl. Online verfügbar unter: http://www.statistik.baden-wuerttemberg.de/SRDB/Tabelle.asp?H=7&U=02&T=05025033&E=GE&K=315&R=GE315030 (zuletzt aufgerufen am: 08.12.13).

Stiftung Kaiserstühler Garten (2012): Kurzfassung des Sachberichts zum Plenum-Projekt FR-2011-08: Förderung der Getreidevielfalt durch extensiven Anbau mit Ackerbegleitflora und Entwicklung neuer Produkte aus alten Sorten. Online verfügbar unter: http://www.kaiserstuehler-garten.de/index.php?Nav_Nummer=3&SubNav_Nummer=39&R= (zuletzt aufgerufen am 26.11.2013).

Storkey, J. (2006): A functional group approach to the management of UK arable weeds to support biological diversity. Weed Research 46: 513-522.

Storkey, J. & Westbury, D.B. (2007): Managing arable weeds for biodiversity. Pest Management Science 63: 517-523.

Sukopp, H., Schneider, C. & Sukopp, U. (1994): Biologisch-ökologische Grundlagen für den Schutz gefährdeter Segetalpflanzen. Naturschutz und Landespflege in Brandenburg Sonderheft 1/1994 Naturschutz auf Agrarflächen: 14-16.

© Naturforschende Gesellschaft zu Freiburg im Breisgau c/o Institut für Geo- und Umweltnaturwissenschaften; download www.zobodat.at

Sukopp, H. & Scholz, H. (1997): Herkunft der Unkräuter. Osnabrücker Naturwissenschaftliche Mitteilungen 23: 327-333.

Sukopp, H. & Sukopp, U. (1992): Verwilderung von Kultur- und Anbaupflanzen - Ein Beitrag zur Risikoabschätzung bei „Freisetzung“. In: Stiftung Naturschutz Hamburg & Stiftung zum Schutze gefährdeter Pflanzen (Hrsg.): Aus Liebe zur Natur - Schriftenreihe Heft 5 - Bericht über das Internationale Symposium „Flora und Fauna der Äcker und Weinberge“ vom 17. bis 20. Juni 1992.

Thompson, K. & Grime, J.P. (1979): Seasonal Variation in the Seed Banks of Herbaceous Species in Ten Contrasting Habitats. Journal of Ecology Vol. 67: 893-921.

Tremp, H. (2005): Aufnahme und Analyse vegetationsökologischer Daten. Ulmer, Stuttgart.

United Nations (UN) (Hrsg.) (1992): Convention on Biological Diversity (CBD). Presented at the Konferenz der Vereinten Nationen für Umwelt und Entwicklung (UNECD), Rio De Janeiro.

van Elsen, T. (1989a): Ackerwildkraut-Bestände biologisch-dynamisch und konventionell bewirtschafteter Hackfruchtäcker in der Niederrheinischen Bucht. Lebendige Erde 4: 277-282.

van Elsen, T. (1989b): Ackerwildkraut-Gesellschaften herbizidfreier Ackerränder und des herbizidbehandelten Bestandesinnern im Vergleich. Tuexenia 9, Göttingen: 75-105.

van Elsen, T. (1992): Fluktuation im Arteninventar herbizidfreier Ackerrandstreifen im Rahmen der Fruchtfolge. In: Stiftung Naturschutz Hamburg & Stiftung zum Schutze gefährdeter Pflanzen (Hrsg.): Aus Liebe zur Natur - Schriftenreihe Heft 5 - Bericht über das Internationale Symposium „Flora und Fauna der Äcker un Weinberge“ vom 17. bis 20. Juni 1992.

van Elsen, T., Berg, M., Drenckhain, D., Dunkel, F.G., Eggers, G., Garve, E., Kaiser, B., Marquart, H., Pilotek, D., Rodi, D., Wicke, G. (2006): Karlstadter Positionspapier zum Schutz der Ackerwildkräuter. Zeitschrift Pflanzenkrankheiten und Pflanzenschutz: 527-533.

van Elsen, T. & Loritz, H. (2013): Vielfalt aus der Samentüte? - Ein Positionspapier zur Integration des Ackerwildkrautschutzes in Ansaat-Blühstreifen-Programmen. Naturschutz und Landschaftsplanung 45: 155-160.

van Elsen, T. & Scheller, U. (1994): Zur Bedeutung einer stark gegliederten Feldflur für die Entwicklung von Ackerwildkraut-Gesellschaften. Naturschutz und Landespflege in Brandenburg Sonderheft 1/1994 Naturschutz auf Agrarflächen: 17-31.

Waldhardt, R., Fuhr-Bossdorf, K. & Otte, A. (2001): The significance of the seed bank as a potential for the reestablishment of arable-land vegetation in a marginal cultivated landscape. Web Ecology 2: 83-87.

Wäldchen, J., Pusch, J. & Luthardt, V. (2006): Zur Diasporen-Keimfähigkeit von Segetalpflanzen. Beiträge zur Forstwirtschaft u. Landschaftsökologie 38: 145-156.

Wiebel, D. (1997): Der Kaiserstuhl - Wärmeinsel am Oberrhein. Online verfügbar unter: http://www.wiebel.de/pdf/kaiserstuhl.pdf (zuletzt aufgerufen am 18.12.2013).

© Naturforschende Gesellschaft zu Freiburg im Breisgau c/o Institut für Geo- und Umweltnaturwissenschaften; download www.zobodat.at

Willerding, U. (1986): Zur Geschichte der Unkräuter Mitteleuropas. Wachholtz, Neumünster.

Wilson, J.D., Morris, A.J., Arroyo, B.E., Clark, S.C. & Bradbury, R.B. (1999): A review of the abundance and diversity of invertebrate and plant foods of granivorous birds in northern Europe in relation to agricultural change. Agriculture, Ecosystems & Environment 75: 13-30.

Zacharias, D. (1996): Vegetationskundliche Dauerbeobachtung - Konzepte und Beispiele aus der Praxis Niedersachsens. In: Umweltbundesamt (Hrsg.): Tagungsmappe: Seminar on monitoring for nature.

Zwerger, P. & Ammon, H.-P. (2002): Unkraut - Ökologie und Bekämpfung. Ulmer, Stuttgart (Hohenheim).

© Naturforschende Gesellschaft zu Freiburg im Breisgau c/o Institut für Geo- und Umweltnaturwissenschaften; download www.zobodat.at

Anhang

Art	Vorkommen in N	K	D	typisches Ackerbeikraut
Achillea millefolium		x		x
Agrostemma githago			x	x
Agrostis stolonifera	x	x	x	x
Ajuga reptans			x	
Alopecurus myosuroides	x	x	x	x
Anagallis arvensis	x	x		x
Apera spica-venti		x		x
Betula spec.	x		x	
Calystegia sepium	x	x	x	
Capsella bursa-pastoris	x	x	x	x
Cardamine hirsuta		x	x	x
Carex spec.		x		?
Cerastium glomeratum	x	x	x	x
Chenopodium spec.	x	x	x	?
Chrysanthemum segetum		x		x
Cirsium arvense	x	x	x	x
Consolida regalis	x			x
Convolvulus arvensis	x	x	x	x
Dactylis glomerata	x			
Echinochloa crus-galli	x			x
Elymus repens		x		x
Epilobium spec.		x		?
Equisetum arvense	x	x	x	x
Equisetum palustre		x	x	
Erophila verna		x		x
Euphorbia helioscopia		x		x
Fallopia convolvulus	x	x	x	x
Fraxinus excelsior	x			
Galeopsis spec.		x		?
Galinsoga quadriradiata	x	x	x	x
Galinsoga parviflora	x			x
Galium aparine	x	x	x	x
Geranium dissectum	x			x
Impatiens glandulifera			x	
Juncus bufonius		x		x
Lamium amplexicaule		x		x
Lamium purpureum	x			x
Lolium perenne	x	x	x	x
Lythrum salicaria			x	
Matricaria perfotara	x	x	x	x
Matricaria recutita		x	x	x
Medicago lupulina			x	x
Myosotis arvensis			x	x
Origanum vulgare		x		
Oxalis stricta	x		x	x
Papaver rhoeas	x	x	x	x
Phleum pratense			x	
Phragmites australis			x	x
Plantago major	x	x		x
Poa annua	x	x	x	x
Polygonum amphibium f. *terrestre*	x		x	x
Polygonum aviculare agg.	x	x	x	x
Polygonum lapathifolium	x	x	x	x
Polygonum persicaria	x	x	x	x
Potentilla anserina	x	x		x
Potentilla reptans	x		x	x
Prunella vulgaris			x	
Prunus spec.		x		
Ranunculus repens	x	x	x	x
Raphanus sativus var. *oleiformis*			x	
Rumex crispus	x		x	x
Rumex obtusifolius	x		x	x
Senecio vulgare		x		x
Sinapis arvensis	x		x	x
Solidago canadensis			x	
Sonchus spec.	x	x	x	x
Stellaria media	x	x	x	x
Symphytum officinale	x	x	x	x
Taraxacum officinale agg.		x	x	x
Trifolium pratense			x	
Trifolium repens	x			
Urtica dioica		x		
Valerianella spec.		x		?
Veronica arvensis		x	x	x
Veronica hederifolia	x	x		x
Veronica persica	x	x	x	x
Vicia sepium			x	
Anzahl gesamt	**43**	**49**	**49**	**54 (59?)**
Art	**N**	**K**	**D**	**typisches Ackerbeikraut**

Vorkommen in

N = Naturland
K = Konventionell
D = Demeter

Anhang 1 Vorkommen der bei der Vegetationserhebung 2013 erfassten Arten **Attachment 1** Occurrence of species recorded in the data collection 2013

© Naturforschende Gesellschaft zu Freiburg im Breisgau c/o Institut für Geo- und Umweltnaturwissenschaften; download www.zobodat.at

Art	Zeigerwerte R	N	F	T
Achillea millefolium	x	5	4	x
Agrostemma githago	x	x	x	x
Agrostis stolonifera	x	5	7	x
Ajuga reptans	6	6	6	x
Alopecurus myosuroides	7	6	5	6
Anagallis arvensis	x	6	5	6
Apera spica-venti	5	x	6	6
Betula spec.	?	?	?	?
Calystegia sepium	7	9	6	6
Capsella bursa-pastoris	x	6	5	x
Cardamine hirsuta	5	7	5	6
Carex spec.	?	?	?	?
Cerastium glomeratum	5	5	5	5
Chenopodium spec.	?	?	?	?
Chrysanthemum segetum	5	5	5	6
Cirsium arvense	x	7	x	5
Consolida regalis	8	5	4	7
Convolvulus arvensis	7	x	4	6
Dactylis glomerata	x	6	5	x
Echinochloa crus-galli	x	8	5	7
Elymus repens	x	7	x	6
Epilobium spec.	?	?	?	?
Equisetum arvense	x	3	x	x
Equisetum palustre	x	3	8	x
Erophila verna	x	2	x	6
Euphorbia helioscopia	7	7	5	x
Fallopia convolvulus	x	6	5	6
Fraxinus excelsior	7	7	x	5
Galeopsis spec.	?	?	?	?
Galinsoga parviflora	5	8	5	6
Galinsoga quadriradiata	6	7	4	6
Galium aparine	6	8	x	6
Geranium dissectum	8	5	5	6
Impatiens glandulifera	7	7	8	7
Juncus bufonius	3	4	7	5
Lamium amplexicaule	7	7	4	6
Lamium purpureum	7	7	5	5
Lolium perenne	7	7	5	6
Lythrum salicaria	6	x	8	5
Matricaria perfotara	6	6	x	6
Matricaria recutita	5	5	5	6
Medicago lupulina	8	x	4	5
Myosotis arvensis	x	6	5	6
Origanum vulgare	8	3	3	x
Oxalis stricta	5	7	5	6
Papaver rhoeas	7	6	5	6
Phleum pratense	x	7	5	x
Phragmites australis	7	7	9	5
Plantago major	5	4	7	6
Poa annua	x	8	6	x
Polygonum amphibium f. *terrestre*	x	6	x	6
Polygonum aviculare agg.	x	6	4	6
Polygonum lapathifolium	x	8	8	6
Polygonum persicaria	7	7	5	6
Potentilla anserina	x	7	6	6
Potentilla reptans	7	5	6	6
Prunella vulgaris	7	x	5	x
Prunus spec.	?	?	?	?
Ranunculus repens	x	7	7	x
Raphanus sativus var. *oleiformis*	4	6	5	5
Rumex crispus	x	6	7	5
Rumex obtusifolius	x	9	6	5
Senecio vulgare	x	8	5	x
Sinapis arvensis	8	6	x	5
Solidago canadensis	x	6	x	6
Sonchus spec.	?	?	?	?
Stellaria media	7	8	x	x
Symphytum officinale	x	8	7	6
Taraxacum officinale agg.	x	8	5	x
Trifolium pratense	x	x	5	x
Trifolium repens	6	6	5	x
Urtica dioica	7	9	6	x
Valerianella spec.	?	?	?	?
Veronica arvensis	6	x	x	6
Veronica hederifolia	7	7	5	6
Veronica persica	7	7	5	x
Vicia sepium	6	5	5	x
Durchschnitt	**6,4**	**6,3**	**5,5**	**5,8**
Art	**R**	**N**	**F**	**T**
	Zeigerwerte			

R = Bodenreaktion
N = Stickstoff
F = Bodenfeuchte
T = Temperatur

Anhang 2 Zeigerwerte der bei der Vegetationserhebung 2013 erfassten Arten
Attachment 2 Indicator values of the species recorded in the data colection 2013

© Naturforschende Gesellschaft zu Freiburg im Breisgau c/o Institut für Geo- und Umweltnaturwissenschaften; download www.zobodat.at

Senecio vulgare	+	+	+
Sinapis arvensis	+	+	3 (HH)
Sonchus spec.	?	?	?
Stellaria media	+	+	+
Symphytum officinale	+	+	+
Taraxacum officinale agg.	+	+	+
Valerianella spec.	?	?	?
Veronica arvensis	+	+	+
Veronica hederifolia	+	+	+
Veronica persica	+	+	+
Art	**BW**	**D**	**andere Bundesländer[1 2] Gefährdung in**

[1]Je Art w urden die Bundesländer der ein bis zw ei höchsten Gefährdungsstufen angegeben, Liste nicht vollständig.

+ = nicht gefährdet
3 = gefährdet
2 = stark gefährdet
1 = vom Aussterben bedroht
0 = ausgestorben oder verschollen
? = keine Angaben (nicht auf Artniveau bestimmt)

BW = Baden-Württemberg
BY = Bayern
HH = Hamburg
M-V = Mecklenburg-Vorpommern
S-A = Sachsen-Anhalt
SCN = Sachsen
D = Deutschland

[2]Quelle: Hofmeister & Garve (2006): Lebensraum Acker. Verlag Kessel. Remagen.

Anhang 3 Gefährdungszustand der bei der Vegetationserhebung 2013 erfassten Ackerunkräuter
Attachement 3 State of endangerment of the species recorded at the data collection 2013

© Naturforschende Gesellschaft zu Freiburg im Breisgau c/o Institut für Geo- und Umweltnaturwissenschaften; download www.zobodat.at

Anhang 4
Vorkommen und Gefährdungszustand der im Auflaufversuch 2013 erfassten Arten
Attachment 4
Occurrence and state of endangerment of the species recorded in the germination experiment 2013

Art	Vorkommen in			typisches Ackerbeikraut	Gefährdung in		
	N	D	K		BW	D	andere Bundesländer[1 2]
Agrostis stolonifera	x	x	x	x	+	+	+
Alnus spec.	x		x				
Amaranthus retroflexus	x	x	x	x	+	+	+
Bromus sterilis	x			x	+	+	+
Calystegia sepium	x						
Capsella bursa-pastoris	x	x	x	x	+	+	+
Carex pendula	x		x				
Cerastium glomeratum	x	x		x	+	+	+
Chaenorrhinum minus		x		x	+	+	3 (S-H)
Chenopodium album agg.	x	x	x	x	+	+	+
Chenopodium polyspermum	x	x	x	x	+	+	+
Cirsium arvense	x	x	x	x	+	+	+
Conyza canadensis	x	x		x	+	+	+
Echinochloa crus-galli	x	x		x	+	+	+
Epilobium spec.	x			?	?	?	?
Eragrostis minor		x	x	x	+	+	+
Erigeron annuus	x	x	x				
Galinsoga quadriradiata	x	x	x	x	+	+	+
Galinsoga parviflora			x	x	+	+	+
Lamium purpureum	x			x	+	+	+
Lythrum salicaria	x	x					
Matricaria perforata	x			x	+	+	+
Mercurialis annua	x			x	+	+	0 (HH)
Oxalis stricta	x		x	x	+	+	+
Plantago major	x	x		x	+	+	+
Poa annua	x	x	x	x	+	+	+
Polygonum persicaria	x	x	x	x	+	+	+
Portulaca oleracea	x	x	x	x	+	+	+
Rorippa palustris	x			x	+	+	+
Rumex obtusifolius	x	x		x	+	+	+
Setaria pumila		x		x	+	+	3 (HH, NDS)
Sinapis arvensis	x		x	x	+	+	3 (HH)
Solanum nigra	x		x	x	+	+	+
Solidago canadensis	x						
Sonchus asper	x	x	x	x	+	+	+
Stellaria media	x	x	x	x	+	+	+
Urtica dioica	x						
Veronica persica	x	x	x	x	+	+	+
Anzahl gesamt	**34**	**23**	**21**	**31 (32)**			

[1]Je Art w urden die Bundesländer der ein bis zw ei höchsten Gefährdungsstufen angegeben, Liste nicht vollständig.

+ = nicht gefährdet
3 = gefährdet
2 = stark gefährdet
1 = vom Aussterben bedroht
0 = ausgestorben oder verschollen
? = keine Angaben (nicht auf Artniveau bestimmt)

N = Naturland
K = Konventionell
D = Demeter

BW = Baden-Württemberg
NDS = Niedersachsen
HH = Hamburg
S-H = Schleswig Holstein
D = Deutschland

[2]Quelle: Hofmeister & Garve (2006): Lebensraum Acker. Verlag Kessel. Remagen.

© Naturforschende Gesellschaft zu Freiburg im Breisgau c/o Institut für Geo- und Umweltnaturwissenschaften; download www.zobodat.at

Anhang 5
Gefährdung der im Auflaufversuch der ehemaligen Äcker 2013 erfassten Arten
Attachment 5
State of endangerment of the species recorded in the germination experiment of abandoned arable fields 2013

Art	typisches Ackerbeikaut	Gefährdung in BW	D	andere Bundesländer[1 2]
Agrostis stolonifera	x	+	+	+
Alnus spec.				
Capsella bursa-pastoris	x	+	+	+
Carlina vulgaris				
Chenopodium album agg.	x	+	+	+
Chenopodium hybridum	x	+	+	1 (S-H & HH)
Cirsium tuberosum				
Convolvulus arvense	x	+	+	+
Conyza canadensis	x	+	+	+
Dactylis glomerata				
Digitaria ischaemum	x	+	+	+
Echinochloa crus-galli	x	+	+	+
Erigeron annuus				
Euphorbia helioscopia	x	+	+	+
Galium mollugo				
Geranium rotundifolium	x	+	+	+
Lamium purpureum	x	+	+	+
Lythrum salicaria				
Mercurialis annua	x	+	+	+
Plantago lanecolata	x	+	+	+
Plantago major	x	+	+	+
Poa annua	x	+	+	+
Polygonum aviculare	x	+	+	+
Polygonum persicaria	x	+	+	+
Portulaca oleracea	x	+	+	+
Ranunculus repens	x	+	+	+
Salix spec.				
Solidago canadensis				
Sonchus asper	x	+	+	+
Taraxacum officinale agg.	x	+	+	+
Trifolium repens				
Trisetum flavescens				
Urtica dioica				
Veronica persica	x	+	+	+
Vicia lathyroides				
Vicia spec.	?	?	?	?
Vitis spec.				
Anzahl gesamt	**22 (23?)**			

Art w urden die Bundesländer der ein bis zw ei höchsten Gefährdungsstufen angegeben, Liste nicht vollständig.

+ = nicht gefährdet
3 = gefährdet
2 = stark gefährdet
1 = vom Aussterben bedroht
0 = ausgestorben oder verschollen
? = keine Angaben (nicht auf Artniveau bestimmt)

N = Naturland
K = Konventionell
D = Demeter

BW = Baden-Württemberg
HH = Hamburg
S-H = Schleswig Holstein
D = Deutschland

[2]Quelle: Hofmeister & Garve (2006): Lebensraum Acker. Verlag Kessel. Remagen.

© Naturforschende Gesellschaft zu Freiburg im Breisgau c/o Institut für Geo- und Umweltnaturwissenschaften; download www.zobodat.at

Art	Vorkommen 2011	2012	2013	Herkunft
Agrostemma githago	x	x	x	Einsaat
Agrostis stolonifera	x	x	x	Spontan
Amaranthus retroflexus	x	x		Spontan
Anagallis arvensis	x	x		Spontan
Anagallis foemina	x	x		Einsaat
Anthemis tinctoria	x	x	x	Spontan
Apera spica-venti	x	x		Einsaat
Aphanes arvensis	x		x	Verpflanzt und Einsaat
Atriplex hortensis	x			Durchwuchs
Avena fatua	x	x	x	Einsaat
Beta vulgaris	x	x		Durchwuchs
Bunium bulbocastanum	x			Einsaat
Calendula arvensis	x	x		Verpflanzt und Einsaat
Campanula rapunculoides	x	x	x	verpflanzt
Capsella bursa-pastoris	x	x		Spontan
Centaurea cyanus	x	x	x	Eingewandert aus Kultur (Zierpflanze)
Cephalaria syriaca	x			Einsaat
Cerastium glomeratum	x	x	x	Spontan
Cerinthe spec.	x			Einsaat
Chaenorrhinum minus	x	x		Einsaat
Chenopodium album agg.	x	x		Spontan
Chrysanthemum segetum	x	x		Einsaat
Cirsium arvense	x	x	x	Spontan
Consolida ajacis	x	x	x	Durchwuchs
Convolvulus arvensis	x	x		verpflanzt
Conyza canadensis	x	x	x	Spontan
Coreopsis spec.	x	x		Durchwuchs
Coronopus didymus	x	x		Einsaat
Dahlia × hortensis	x			Durchwuchs
Echinochloa crus-galli	x	x	x	Spontan
Elymus repens	x	x	x	Spontan
Fallopia convolvulus	x	x	x	Spontan
Foeniculum vulgare	x	x		Eingewandert aus Kultur (Gemüse)
Galinsoga parviflora	x	x		Spontan
Galinsoga quadriradiata	x	x		Spontan
Lathyrus tuberosus	x	x		verpflanzt
Lobelia erinus	x			Durchwuchs
Lolium temulentum	x	x		Einsaat
Matricaria recutita	x	x		Einsaat
Mercurialis annua	x	x		Spontan
Myosotis arvensis	x			Spontan
Myosurus minimus	x			Einsaat
Nemesia strumosa	x			Durchwuchs
Nigella arvensis	x			Einsaat
Orlaya grandiflora	x	x	x	Einsaat
Papaver rhoeas	x	x	x	Spontan und Einsaat
Plantago lanceolata	x	x	x	Spontan
Plantago major	x	x		Spontan
Poa annua	x	x	x	Spontan
Poa spec.	x	x		Spontan
Plantago lanceolata	x	x	x	Spontan
Plantago major	x	x		Spontan
Poa annua	x	x	x	Spontan
Poa spec.	x	x		Spontan
Polygonum aviculare	x	x	x	Spontan
Porophyllum ruderale	x			Durchwuchs
Portulaca oleracea	x			Spontan
Ranunculus arvensis	x	x	x	Einsaat
Ranunculus repens	x	x	x	Spontan
Raphanus raphanistrum ssp. *landra*	x	x	x	Einsaat
Rorippa sylvestris	x	x		Spontan
Rudbeckia hirta	x			Durchwuchs
Scandix pecten-veneris	x	x	x	Einsaat
Setaria pumila	x	x	x	Spontan
Silene latifolia	x	x		Spontan
Silene noctiflora	x	x		Einsaat
Sinapis arvensis	x	x		Einsaat
Solanum nigrum	x	x		Spontan oder Durchwuchs
Sonchus asper	x	x	x	Spontan
Sonchus oleraceus	x	x		Spontan
Spergula arvensis	x	x		Einsaat
Stellaria media	x	x		Spontan
Taraxacum officinale agg.	x	x	x	Spontan
Thlaspi arvense	x	x		Einsaat
Trifolium repens	x	x	x	Spontan
Valerianella locusta	x	x	x	Spontan oder Durchwuchs
Veronica arvensis	x	x	x	Spontan
Veronica hederifolia	x	x	x	Spontan
Veronica persica	x	x	x	Spontan
Vicia grandiflora	x	x	x	Einsaat
Viola arvensis	x	x		Einsaat
Daucus carota ssp. *carota*		x	x	Spontan
Eryngium campestre				Einsaat, nicht aufgelaufen
Euphorbia helioscopia		x		Spontan
Lamium purpureum		x	x	Spontan
Legousia speculum-veneris		x	x	Einsaat
Leontodon autumnalis		x		Spontan
Lolium multiflorum		x		Spontan
Lolium perenne		x	x	Spontan
Polygonum lapathifolium		x		Spontan
Secale cereale		x	x	Durchwuchs
Trifolium pratense		x	x	Spontan
Viola spec.		x		Spontan
Calystegia sepium			x	Spontan
Crepis capillaris			x	Spontan
Geranium dissectum			x	Spontan
Geranium pusillum			x	Spontan
Glechoma hederacea			x	Spontan
Lactuca serriola			x	Spontan
Oxalis stricta			x	Spontan
Potentilla reptans			x	Spontan
Prunella vulgaris			x	Spontan
Oxalis stricta			x	Spontan
Potentilla reptans			x	Spontan
Prunella vulgaris			x	Spontan
Rumex obtusifolius			x	Spontan
Senecio vulgaris			x	Spontan
Sium sisarum			x	Durchwuchs
Solidago canadensis			x	Spontan
Veronica serpyllifolia			x	Spontan
Art	**2011 Vorkommen**	**2012**	**2013**	**Herkunft**

Anhang 6 Artenliste der Versuchsfläche 1 des Eichstetter Samengartens **Attachment 6** List of species found on then experimental site 1 of the Eichstetter Samengarten

© Naturforschende Gesellschaft zu Freiburg im Breisgau c/o Institut für Geo- und Umweltnaturwissenschaften; download www.zobodat.at

Art	Herkunft
Achillea millefolium	spontan
Agrostis stolonifera	spontan
Alopecurus myosuroides	spontan
Amaranthus retroflexus	spontan
Anagallis arvensis	spontan
Anethum graveolens	Durchwuchs oder Eingewandert
Apera spica-venti	spontan
Artemisia vulgaris	spontan
Avena fatua	spontan
Brassica oleracea	Durchwuchs
Calendula officinalis	Eingewandert aus Kultur
Capsella bursa-pastoris	spontan
Centaurea cyanus	spontan oder Eingewandert
Cerastium glomeratum	spontan
Chenopodium polyspermum	spontan
Chenopodium album agg.	spontan
Cirsium arvense	spontan
Conyza canadensis	spontan
Cosmos bipinnatus	Eingewandert aus Kultur
Crepis capillaris	spontan
Dactylis glomerata	spontan
Daucus carotta	spontan
Echinochloa crus-galli	spontan
Elymus repens	spontan
Epilobium tetragonum ssp. *lamyi*	spontan
Epilobium parviflorum	spontan
Epilobium hirsutum	spontan
Equisetum arvense	spontan
Erophila verna	spontan
Eupatorium cannabinum	spontan
Galinsoga quadriradiata	spontan
Galium aparine	spontan
Helianthus annuus	Eingewandert aus Kultur
Juncus bufonius	spontan
Lactuca serriola	spontan
Lamium purpureum	spontan
Lepidium didymum	spontan
Lolium perenne	spontan
Lythrum salicaria	spontan
Malus spec.	spontan
Matricaria perforata	spontan
Matricaria recutita	spontan
Medicago lupulina	spontan
Myosotis arvensis	spontan
Oxalis stricta	spontan
Papaver rhoeas	spontan oder Eingewandert
Phleum pratense	spontan
Plantago lanceolata	spontan
Plantago major ssp. *intermedia*	spontan
Poa annua	spontan
Poa spec.	spontan
Polygonum aviculare	spontan
Polygonum persicaria	spontan
Prunella vulgaris	spontan
Prunus spec.	spontan
Ranunculus repens	spontan
Rorippa palustris	spontan
Rumex obtusifolius	spontan
Secale cereale	Durchwuchs
Senecio vulgare	spontan
Setaria pumila	spontan
Silene vulgaris	spontan
Solidago canadensis	spontan
Sonchus asper	spontan
Sonchus oleraceus	spontan
Stellaria media	spontan
Taraxacum officinale agg.	spontan
Trifolium pratense	spontan
Trifolium repens	spontan
Triticum monococcum	Durchwuchs
Tussilago farfara	spontan
Urtica dioica	spontan
Veronica arvense	spontan
Veronica hederifolia	spontan
Veronica persica	spontan
Vicia cracca	spontan
Vicia villosa	spontan

Anhang 7 Artliste der Versuchsfläche 2 des Eichstetter Samengartens
Attachment 7 List of species found on then experimental site 2 of the Eichstetter Samengarten

© Naturforschende Gesellschaft zu Freiburg im Breisgau c/o Institut für Geo- und Umweltnaturwissenschaften; download www.zobodat.at

Art	Herkunft
Agrostis stolinifera	spontan
Centaurea cyanus	spontan oder Durchwuchs
Cerastium glomeratum	spontan
Cirsium arvense	spontan
Conyza canadensis	spontan
Crepis capillaris	spontan
Daucus carota	spontan
Echinochloa crus-galli	spontan
Elymus repens	spontan
Lactuca serriola	spontan
Lamium purpureum	spontan
Lolium perenne	spontan oder Eingewandert
Oxalis stricta	spontan
Papaver rhoeas	spontan und Aussaat
Plantago lanceolata	spontan
Poa annua	spontan
Polygonum aviculare	spontan
Prunella vulgaris	spontan
Ranunculus repens	spontan
Rumex obtusifolius	spontan
Secale cereale	spontan
Senecio vulgare	spontan
Setaria pumila	spontan
Solidago canadensis	spontan
Sonchus oleraceus	spontan
Taraxacum officinale agg.	spontan
Trifolium pratense	spontan
Trifolium repens	spontan
Veronica arvensis	spontan
Veronica hederifolia	spontan
Veronica persica	spontan

Anhang 8 Arten, welche 2013 auf beiden Versuchsflächen des Eichstetter Samengartens aufliefen
Attachment 8 Species which occurred on both experimental sites of the Eichstetter Samengarten in 2013

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: Berichte der naturforschenden Gesellschaft zu Freiburg im Breisgau

Jahr/Year: 2015

Band/Volume: 105

Autor(en)/Author(s): Poel Dennis van de, Konold Werner

Artikel/Article: Das Vorkommen und das Diasporenpotenzial der Ackerbegleitflora am östlichen Kaiserstuhl 209-296