

Vegetation, Flora und Biotop-Strukturen des Versuchsgutes Lindhof (Schleswig-Holstein)

- Wolfgang Schütz, Kiel -

Zusammenfassung

Zwischen 1999 und 2002 wurden Untersuchungen zur Flora und Vegetation des Versuchsgutes Lindhof (Universität Kiel, Schleswig-Holstein) durchgeführt, die eine Bestandesaufnahme der Segetal-, Grünland-, Knick- und Saumvegetation, Erhebungen zur Diasporenbank, sowie eine flächenhafte Erfassung von ungenutzten Kleinstrukturen umfassen. Ziele der Untersuchungen waren die (1) Inventarisierung der Flora als Datengrundlage für ein langfristiges Monitoring, ein (2) Vergleich des Einflusses unterschiedlicher Nutzungssysteme (ökologischer und konventioneller Landbau) auf die Ackerwildkrautvegetation und die Diasporenbank und (3) die Identifikation von regionalspezifischen Indikatorarten für extensive Nutzung und den ökologischen Landbau. Weiterhin dient die Studie der Erweiterung der Kenntnisse über die regionale Segetalflora und der Ermittlung des Phanerogamen-Diversität auf verschiedenen Skalen-Ebenen. Der Anteil ungenutzter Flächen betrug 5.8 % der Fläche des Lindhofs, wobei der Großteil auf gehölzdominierte lineare Strukturen entfiel. Ihre Gesamtlänge lag bei 7560 m, was einer Dichte von 50.4 m/ha entspricht. Den geringsten Flächenanteil hatten Feuchtgebiete. Insgesamt kamen 176 wild wachsende Arten vor, was einem Anteil von 25.9 % an der regionalen Flora (TK 1526) entspricht. Auf den Äckern wuchsen 49, in den Knicks und Säumen 126, darunter 29 Gehölzarten, in Teichen und nassen Senken 59 und im stark gräserdominierten Dauergrünland 22 Arten. Arten der roten Liste Schleswig-Holsteins waren nicht darunter. Saumvegetation und Unterwuchs von Knicks wurden von Arten der Stickstoff-Krautfluren dominiert, während nur wenige Waldarten in geringer Individuenzahl vorkamen. Die häufigsten Arten waren *Urtica dioica*, *Arrhenatherum elatius*, und *Agropyron repens*. Die mittlere Artenzahl (nur Wildpflanzen) der Äcker hatte im Jahr 2002, im Vergleich zu 1999, von 4.5 auf 5.6 Arten/m², von 7.9 auf 9.5/5 x 1m² und von 16.7 auf 19.9 Arten/Acker zugenommen. Auf ökologisch bewirtschafteten Flächen war die Artenzahl im Jahr 1999 mit 5.6/m² signifikant höher als die konventioneller Flächen mit 3.5 Arten/m², aber die Unterschiede in der Artenzusammensetzung waren gering. Die häufigsten Segetalarten waren *Viola arvensis*, *Stellaria media*, *Poa annua*, *Matricaria maritima* und *Capsella bursa-pastoris*. Der Großteil der Arten war 1999 in ökologisch bewirtschafteten Feldern häufiger, und 2002 auf allen Äckern häufiger als 1999. Die Deckung der Ackerwildkräuter lag mit 15% (Median) 2002 deutlich höher als 1999. Lichtere Kulturpflanzenbestände und der Verzicht auf Herbizide in ökologisch bewirtschafteten Flächen können als Hauptfaktoren für diese Änderungen angesehen werden. Eine räumlich heterogene Verteilung der Arten spiegelt sich indirekt in Präsenz-Gemeinschaftskoeffizienten wider, die geringer sind als die für die zeitlichen Unterschiede auf den gleichen Flächen ermittelten Werte. Die N-Zeigerwerte der Aufnahmen waren mit 7.3 hoch und Unterschiede zwischen den Jahren 1999 und 2002 gering. Bezogen auf die Segetalflora beherbergt der Lindhofes 55% des regionalen Artenpools. Mit einem Mittelwert von 4607 Individuen/m² und durchschnittlich 4.4 Arten/m² liegt die Zahl lebender Diasporen von drei untersuchten Äckern im unteren Bereich der für Mitteleuropa angegebenen Werte für Ackerflächen. Signifikant höhere Arten- und Individuenzahlen in der Diasporenbank wiesen Säume mit 11.4 Arten und 13.340 Individuen/m², und eine nur sporadisch bewirtschaftete feuchte Ackersenke mit 11.5 Arten und 25.770 Individuen/m² auf. Die Ähnlichkeit (Jaccard-Index) zwischen Diasporenbank und oberirdischer Vegetation war, bezogen auf 1m² Fläche, auf den Äckern gering (33%) und in den Säumen sehr gering (11%). Es wurden jedoch keine Arten gefunden, die nur in der Diasporenbank vorkamen. Da mit einer Einwanderung von seltenen Arten kaum zu rechnen ist, ist das Entwicklungspotential der Flora auf dem Lindhof als begrenzt zu bezeichnen. Indikatorarten für den ökologischen Landbau und für extensive Nutzung wurden identifiziert. Es handelt sich überwiegend um regional selten gewordene Arten mäßig trockener Standorte und mit geringer bis mittlerer N-Zahl (Zeigerwerte nach Ellenberg). Als Leitbild für ackerbaulich bewirtschaftete Flächen dient die Etablierung eines artenreichen Aphano-Matricarietums in verschiedenen standörtlichen Ausprägungen (Varianten). Eine Verbreiterung bereits bestehender Säume und die Einsaat von Ackerkrautstreifen auf Grenzertragsstandorten werden als zentrale Maßnahmen für einer dauerhaften Erhöhung der Artendiversität und zur Regeneration der Diasporenbank vorgeschlagen.

1 Einleitung

Seit der Konvention von Rio de Janeiro (AGENDA 21) ist die Erhaltung der globalen Biodiversität weltweit in den Mittelpunkt des Interesses gerückt. Besonders in den intensiv genutzten Agrarlandschaften Mitteleuropas

ist durch neue Bewirtschaftungsformen, Flurbereinigung, vermehrte Düngung, Herbizideinsatz und engere Fruchtfolgen eine massive Veränderung von Vegetation und Flora eingetreten, die aus der Sicht des Naturschutzes überwiegend negativ bewertet wird. Viele früher häufige Ackerwildkräuter und Pflanzen der Säume sind heute selten geworden oder regional ausgestorben. Erste Versuche der Integration von Maßnahmen zur Erhaltung der Biodiversität für eine nachhaltige Landbewirtschaftung werden im integrierten und ökologischen Landbau durchgeführt.

Wichtigste Voraussetzung für die Beurteilung und Grundlage für die Durchführung von Schutz- oder Erhaltungsmaßnahmen ist die Kenntnis von Veränderungen des Arteninventars, sowie der Häufigkeit bzw. Seltenheit wildlebender Pflanzen. Die dafür notwendige Datenbasis ist für Schleswig-Holstein, im Gegensatz zu vielen anderen Gebieten Mitteleuropas, noch recht spärlich, obwohl der Anteil landwirtschaftlich genutzter Fläche mit 74% der Landesfläche sehr hoch ist (HEYDEMANN 1994). Es fehlt sogar weitgehend an neueren Untersuchungen, die eine regionale Charakterisierung der Ackerwildkrautflora erlauben. Personelle und konzeptionelle Veränderung auf dem Versuchsgut Lindhof seit Mitte der 90er Jahre boten seit 1999 die Möglichkeit, entsprechende Untersuchungen auf Betriebsebene durchzuführen. Die vorliegende Studie ist vor dem Hintergrund der Forschungsprogramme auf dem Lindhof zu sehen, deren Zielsetzungen in vergleichenden Analysen der Leistungsfähigkeit und der ökologischen Belastungspotentiale unterschiedlicher Landnutzungssysteme, sowie in der Untersuchung der Auswirkungen unterschiedlicher Bewirtschaftungsdauer im Ökologischen Landbau auf agronomische und ökologische Parameter bestehen. Sie dient in erster Linie der Erfassung des Status Quo als Grundlage für längerfristiges Monitoring. Im Gegensatz zu pflanzenbaulichen, klimatologischen, hydrologischen, bodenkundlichen und zoologischen Aspekten ist über die Segetalflora und Vegetation des Lindhofes sehr wenig bekannt und nichts dokumentiert. Obwohl die vorliegende Studie in erster Linie durchgeführt wurde, um diese Lücke zu schließen, soll sie auch Perspektiven für weitere Forschungen eröffnen. Diese könnten eine Analyse des Zusammenhangs zwischen Produktionsfaktoren und Segetalflora, der Populationsdynamik von Segetal- und Saumarten, und der Vegetations-Dynamik agrarisch intensiv genutzter Flächen auf verschiedenen Maßstabs-Ebenen zum Thema haben.

Eine Inventarisierung der Ackerwildkrautflora auf Betriebs- und regionaler Ebene bietet nicht nur die Möglichkeit, Veränderungen zu erkennen, sondern liefert auch die Grundlage für die Bewertung von Segetalarten als Indikatoren für Produktion und Umwelt, da veränderte Anbaumethoden und Fruchtfolgen in der Regel mit einer Veränderung der Segetalflora einhergehen. Mit der zunehmenden Bedeutung ökologischer und extensiver konventioneller Landbaumethoden hat auch die Frage, ob diese dem Artenschutz besser gerecht werden als die intensiv betriebene konventionelle Landbewirtschaftung, an Bedeutung gewonnen. Die Erfassung der floristischen Diversität sollte sich in Agrargebieten nicht auf Acker beschränken, sondern auch ungenutzte Randzonen (Ruderalfächen, Knicks, Krautsäume), Grünland, Gehölze und Feuchtgebiete einbeziehen. Diese Lebensräume beherbergen oft den größten Anteil am gesamten Artenbestand eines Betriebes oder einer Agrarlandschaft. Nicht ackerbaulich genutzte Bereiche sind auch als Rückzugsgebiete für Arten wichtig, deren Lebenszyklus nicht (mehr) an die gängige Nutzung angepasst ist. Sie können zudem als Quellbiotope, von denen eine Wiederbesiedlung aufgelassener Flächen ausgeht, fungieren.

Die Diversität der Arten ist auch eine Funktion der Dichte, Größe und räumlichen Verteilung von ungenutzten Flächen, die in Form von Knicks, Krautsäumen, Baumgruppen, Teichufern, nassen Senken, Ruderalfächen etc. auftreten. Der Naturschutz stellt bestimmte Forderungen an die Mindestausstattung mit „Biotoptstrukturen“, da sie als Lebensraum für Pflanzen- und Tierarten von Bedeutung sind, denen die Ackerflächen keinen geeigneten Lebensraum bieten. Ich habe daher versucht, die für eine umfassende Charakterisierung und Bewertung der Flora und Vegetation eines repräsentativen Landschaftsausschnittes notwendigen Daten zusammenzutragen und auszuwerten. Im einzelnen ging es mir darum, qualitative und flächenbezogene Daten der Vegetation, der Flora und der Biotoptstrukturen zu erheben, um folgende Fragen zu beantworten:

- Welchen Flächenanteil nehmen ungenutzte Strukturen (Biotope) ein?
- Welche Pflanzenarten kommen auf dem Lindhof vor und wie hoch sind die Artenzahlen in unterschiedlichen Habitaten und auf verschiedenen Skalenebenen?
- Wie verteilt sich das Arteninventar auf die vorkommenden Vegetationstypen und Biotoptstrukturen?
- Bestehen zwischen konventionell und ökologisch bewirtschafteten Flächen Unterschiede in der Artenzahl und Zusammensetzung der Segetalflora?

- Wie groß ist das Diasporenreservoir ausgewählter konventionell und ökologisch bewirtschafteter Flächen und ungenutzter Areale (Säume, nasse Senken)? Läßt sich ein biotisches Entwicklungspotential daraus ableiten?
- Welche Arten bzw. Vegetationstypen sind als Indikatoren für eine „umweltverträgliche“ Landwirtschaft geeignet?
- Welche Maßnahmen zur Verbesserung der „Biotopstruktur“ und zur Erhöhung der Diversität sind möglich und sinnvoll?

Zur Beantwortung dieser Fragen habe ich im Jahr 1999 (und 2000) auf der gesamten Fläche des Lindhofes Vegetationsaufnahmen gemacht, sowie auf Teilläufen Untersuchungen zur Diasporenbank durchgeführt. Darüber hinaus wurden ungenutzte, zumeist lineare „Kleinstrukturen“ kartiert und ihre Ausdehnung vermessen. Die Aufnahme der Segetalflora habe ich im Jahr 2002 wiederholt.

2 Der Lindhof

Der Lindhof wurde um 1851 als Meierhof im Gute Noer begründet und ist seit 1948 Versuchsbetrieb der Agrarwissenschaftlichen Fakultät der Kieler Universität. Er weist bei einer Betriebsfläche von 149,15 ha eine landwirtschaftliche Nutzfläche von 123,55 ha auf. Der Lindhof befand sich zum Beginn der hier vorgestellten Untersuchungen in der schrittweisen Umstellung vom konventionellen auf ökologischen Landbau. Ein Teil der Flächen wurde bereits 1994 umgestellt, die letzten konventionell bewirtschafteten Flächen gingen nach der Ernte 2001 in die Umstellung.

Klima

In Schleswig-Holstein herrscht ein ozeanisch geprägtes Klima mit milden Wintern und kühlen Sommern. Der mittlere jährliche Niederschlag beträgt im Untersuchungsgebiet 670 mm, die mittlere jährliche Temperatur liegt bei 8,5°C. Mit durchschnittlich 0,7°C ist der Januar der kälteste Monat, während der August mit 16,5°C der wärmste Monat ist.

Geographische Lage und Landschaft

Der Lindhof liegt im „Dänischen Wohld“, etwa 15 km nordwestlich von Kiel am Südrand der Eckernförder Bucht direkt an der Steilküste auf 9°88' bis 9°95' östlicher Länge und 54°27' bis 54°28' nördlicher Breite. Der „Dänische Wohld“ liegt im Westen Schleswig-Holsteins und gehört zum Naturraum „Östliches Hügelland“, einer eiszeitlich geprägten Jungmoränenlandschaft mit hügeliger Geländeoberfläche. Das Gebiet des Lindhofes lässt sich als kuplige Grundmoräne einstufen, die von kalkhaltigen, als Geschiebemergel bezeichneten Ablagerungen dominiert wird. Zusätzlich treten Schmelzwassersande, Torf und an der Küste marinier Sand auf. Im Südwesten des Gebietes ist auf dem Schlag „Dannenkühl“ ein kleines Niedermoor ausgebildet. Die höchste Erhebung im Gebiet liegt 38 Meter über NN. Die vorherrschenden Bodenarten sind sandiger Lehm und lehmiger Sand. Die Bodenwertzahlen liegen überwiegend zwischen 40 und 54 Bodenpunkten. Nach ZIOGAS (1995) sind auf den Ackerflächen vor allem Braunerden, Parabraunerden und Kolluviale zu finden. Auf einigen Flächen, v.a. im Gewann „Hegenwohld“ sind außerdem verschiedene Ausprägungen von Pseudogleyen und pseudovergleyten Parabraunerden anzutreffen. Die pH-Werte der Ackerböden liegen im schwach sauren bis neutralen Bereich und weisen in der Regel eine hohe Basensättigung auf. Alle Äcker werden regelmäßig gekalkt. Das C/N-Verhältnis der Ackerböden liegt zwischen 7 und 18 und ist damit als eng einzustufen. Das ist zum einen eine Folge der Entnahme von organischem Material während der Ernte, zum anderen auf (bisher) hohe Stickstoffgaben durch Mineraldüngung zurückzuführen (LOGES, mdl. Mitt.).

3 Material und Methoden

Vegetation

Die Vegetationsaufnahmen wurden mit Hilfe des kombinierten Abundanz/Dominanzverfahrens nach Braun-Blanquet (BARKMAN et al. 1964) durchgeführt. Die Lage der Aufnahmen orientierte sich in erster Linie am Monitoring-Meßstellen-Netz des Lindhofes, von denen es in Abhängigkeit von der Flächengröße zwischen 2 und 6 je Acker gibt. An jedem der Monitoring-Punkte wurden 5, in wenigen Fällen auch weniger (3-4) oder

mehr (6) Aufnahmen auf Flächen von je 1 m² Größe gemacht. Die Aufnahmeflächen waren auf einen Umkreis von 50 Meter um die Monitoringpunkte beschränkt. Bei der Auswahl der Flächen wurde vom Ackerrand stets ein Mindestabstand von 3 m eingehalten. Schläge mit Weidelgras/Klee-Beständen oder Kulturfrüchte mit dichten Klee-Untersaaten wurden nicht berücksichtigt. Insgesamt konnten an 26 von insgesamt 52 Monitoring-Punkten sowohl 1999 als auch 2002 Vegetationsaufnahmen gemacht werden.

Um einen Vergleich mit der Diasporenbank des Bodens zu ermöglichen, habe ich im Jahr 1999 überdies in den Flurstücken „Oberer Weinberg“ (ökologisch) und „Seekamp“ (konventionell) entlang von Transekten zusätzlich je 15 Flächen aufgenommen (Schema siehe folgendes Kapitel). Die Vegetation nicht bewirtschafteter Flächen (Säume) wurde ebenfalls in Flächen von je 1 m² aufgenommen. Arten, die nicht in den Aufnahmeflächen zu finden waren, wurden bei den Begehungen ebenfalls aufgezeichnet und finden in der Gesamtarbeitenliste und der Liste der in Äckern vorkommenden Arten Berücksichtigung (siehe Anhang). Somit liegen Vegetationsdaten auf mehreren Skalenebenen vor: punktuell (1m²), auf Acker-Teilflächen um einen Monitoringpunkt (5 x 1m²), für Äcker und für das gesamte Untersuchungsgebiet.

Alle Aufnahmen wurden während des Hochsommers in den Jahren 1999 und 2002 gemacht. Einige Flächen im Gewann „Dannenkuhl“ wurden zusätzlich im Jahr 2000 untersucht.

Für die Berechnung der floristischen Ähnlichkeit von Flächen wurde der Jaccard-Index verwendet: $PG = C / (A + B + C)$. Dabei ist C die Zahl der gemeinsamen Arten beider Aufnahmen, A die Zahl der Arten, die nur in der einen, B die Zahl der Arten, die nur in der anderen Fläche vorkommen. Der Jaccard-Index ist qualitativer Natur und ergibt Werte zwischen 0 und 1, die mit 100 multipliziert wurden, um einen Prozentwert zu erhalten. Er drückt die Anzahl gemeinsamer Arten in Relation zur Gesamt-Artenzahl beider Aufnahmen aus (Präsenz-Gemeinschaftskoeffizient). Die Nomenklatur der Arten richtet sich nach ROTHMALER (1988).

Diasporenbank

Da die Flurstücke „Oberer Weinberg“ und „Seekamp“ benachbart sind, ähnliche Bodeneigenschaften und dieselbe Exposition aufweisen, aber unterschiedlich bewirtschaftet wurden, eignen sie sich besonders für einen Vergleich der Auswirkungen konventioneller und ökologischer Wirtschaftsweise auf die Flora. Neben Vegetationsaufnahmen wurde im Jahr 1999 auch die Größe und Zusammensetzung des Diasporenreservoirs im Boden bestimmt. Zusätzlich wurden einige Flächen im Gewann „Dannenkuhl“ (konventionell) in die Untersuchungen einbezogen.

Auf dem konventionell bewirtschafteten „Seekamp“ wurde 1999 Winterweizen nach den Vorfrüchten Zuckerrüben (1998), Winterweizen (1997) und Winterraps (1996) angebaut. Der Winterweizen wurde aufgrund des späten Aussaatzeitpunktes in sehr dichter Saat (ca. 600 Körner/ m²) ausgebracht.

Auf dem seit 1994 nach ökologischen Richtlinien bewirtschafteten „Oberer Weinberg“ wurde 1999 ebenfalls Winterweizen angebaut (320 Körner/m²). Vorfrüchte waren 1997 zweijähriges Kleegras, dessen Umbruch im Herbst 1998 erfolgte, Roggen (1996) und Sommerweizen (1995). Ende März 1999 wurde der Winterweizen-Bestand zweimal gestriegelt sowie eine Kleegrasuntersaat ausgebracht. Im Juni/Juli 1999 wurden auf insgesamt 36 Flächen von je 1 m² Größe mit einem Pürckhauer-Bohrstock Boden entnommen. Das Material von jeweils 12-14 Einstichen wurde zu einer Mischprobe vereinigt, und bei möglichst gleicher Dichte auf 1000 cm³ reduziert. Die Entnahmetiefe der Proben lag bei 25 – 30 cm (Pflugsohle). Entlang eines Transektes vom Saum in Richtung Feldmitte wurden in definierten Entfernung vom Rand (Saum, 1, 2, 5, 10 und 50 m) jeweils drei Flächen (je 1 m²) beprobt. Zusätzlich zu diesen 30 Flächen wurden von 6 Flächen im „Dannenkuhl“, von denen sich 3 in einer vernässten Senke befanden, Proben genommen. Sieben weitere Proben wurden im August 2000 in zwei Säumen gezogen, von denen einer direkt an die Ackerfläche angrenzt, während der andere einem Knick vorgelagert und durch einen nicht asphaltierten Weg vom nächsten Acker getrennt ist.

Im Anschluß an die Entnahme wurden die Proben zur Entfernung von vegetativen Pflanzenteilen und Steinen durch einen Grobsieb (2 mm) und anschließend durch einen Feinsieb (0,02 mm) gespült. Die Feinsiebe erlauben die Entfernung des Tonanteils und damit einer erheblichen Reduzierung des Probenvolumens, bei gleichzeitiger Zurückhaltung auch sehr kleiner Samen (TERHEERDT et al. 1996). Die verbleibende Kornfraktion wurde in 10-cm Töpfen auf einer Schicht steriler P-Erde in dünner Lage (0,5 – 1 cm) aufgebracht. Die Töpfe wurden in Schalen gestellt, die 2 cm hoch mit Wasser gefüllt waren und in einem unbeheizten Gewächshaus aufgestellt. Die auflaufenden Keimlinge wurden gezählt, bestimmt und anschließend entfernt.

Bei Zweifeln an der Artzugehörigkeit wurden die Keimlinge umgetopft und später identifiziert. Die Exposition der Keimschalen erfolgte über einen Zeitraum von 2 Jahren, wobei während eines sechswöchigen Zeitraums im Januar/Februar nicht mehr gegossen wurde. Die Oberfläche der ausgetrockneten oberen Schicht wurde aufgebrochen und gewendet, um einerseits nicht gekeimte Samen (Lichtkeimer!) an die Oberfläche zu bringen, andererseits zur Zerstörung der sich in manchen Töpfen ausbreitenden Moossschicht.

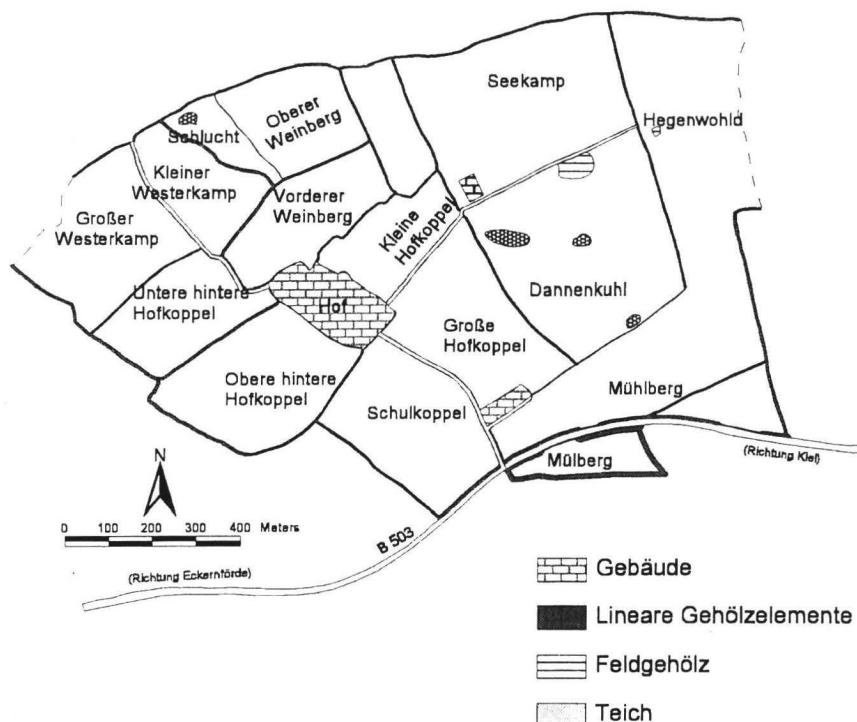


Abb. 1: Schläge, Gebäude, nicht bewirtschaftete Flächen und lineare Strukturen auf dem Lindhof. Nicht von Gehölzen dominierte Säume sind durch geringere Strichstärke gekennzeichnet. Gestrichelte Linien kennzeichnen angrenzende Wälder und größere Gehölze.

Biotopstrukturen

Im Sommer 1999 wurde eine Inventarisierung der ungenutzten Flächen auf dem Lindhof durchgeführt. Die Länge und Breite von Knicks, Ackersäumen, unbefestigten Wegen, Teichen, nassen Senken und Gehölzen wurde entweder direkt im Gelände gemessen, oder mit Hilfe des Programms ArcView aus Luftbildern digitalisiert. Das Programm diente auch zur Berechnung der Flächengrößen und zur Erstellung einer Karte der Biotop-Strukturen. Das berücksichtigte Gebiet umfasst die in den jährlich herausgegebenen Informationsbroschüren zum Lindhof in Karten gezeigten arrondierten Flächen (TAUBE & BOHM 2001; Abb.1). Die in den Knicks vorkommenden Pflanzenarten (Kräuter, Gräser, Bäume und Sträucher) wurden bei dieser Gelegenheit ebenfalls aufgenommen und ihre Häufigkeit für definierte Abschnitte mit Hilfe einer 4-stufigen Skala geschätzt (Aufnahmemethode nach SPARKS et al. (2000). Ergänzende Untersuchungen wurden im Jahr 2002 durchgeführt.

4 Ergebnisse

4.1 Biotopstrukturen

Die Fläche der ungenutzten linearen Strukturen (Knicks im weiteren Sinne, Acker- und Wegsäume) beträgt 7.6 ha, ihre gesamte Länge 13.790 m. Hierbei ist zu berücksichtigen, daß in die Berechnung auch Knicks, Gehölzstreifen (Steilküste) und Säume einbezogen wurden, welche die Außengrenzen des Lindhofes bilden (Abb.1). Ungenutzte Flächen (Teiche, Gehölze, nasse unbebaute Senken) hatten 2002 eine Ausdehnung von 1.1 ha, wobei dieser Wert aufgrund der wechselnden Ausdehnung des Anbaus von Kulturpflanzen in der nassen Senke im „Dannenkuhl“ von Jahr zu Jahr beträchtlich schwanken kann. Zusammen machten diese Kleinstrukturen 5.8 % der Lindhof-Fläche im Jahr 2002 aus. Den größten Anteil an den linearen Elementen hatten die Knicks einschließlich weiterer linearer, gehölzdominierter Strukturen mit einer Länge von 7560 m, was einer Dichte von 50.4 m/ha entspricht. Dies bedeutet einen Rückgang um 45 % im Vergleich zu 1879, als das Knicknetz noch eine Gesamtlänge von 13.450 m aufwies. Mehrere Knicks wurden im Vorderen Weinberg und der hinteren „Hofkoppel“ im Jahr 1994 neu angelegt. Ein beträchtlicher Anteil der „Knicks“ wurde an Geländestufen begründet und hat eher einen Hecken- als den klassischen Knick-Charakter, da der Knickwall fehlt. Viele dieser Gehölzstreifen weisen durchgehende, oder fast durchgehende Baumreihen auf. Die Knicks sind überwiegend einreihig, seltener zweireihig mit Gehölzen bepflanzt. Der Vernetzungsgrad der Knicks ist hoch und isolierte Abschnitte sind kaum vorhanden. Auch zu angrenzenden Lebensräumen, insbesondere zur Steilküste und einem Wald im Osten bzw. einem größeren Gehölz mit Bruchwaldcharakter im Nordwesten besteht eine Anbindung. Freistehende Einzelbäume, bei denen es sich in der Regel um Stieleichen und Eschen handelt, gibt es nur wenige; sie sind meist in der näheren Umgebung der Hofgebäude zu finden. Neu angelegt wurden Baumreihen mit Eichen zwischen Kleinem und „Großem Westerkamp“, sowie mit Linden an der Zufahrt von der B 503 zum Hof.

Gehölze mit einer deutlichen räumlichen Ausdehnung sind nur in geringer Anzahl vorhanden. Sie wachsen zwischen den Gewannen „Kleiner Westerkamp“ und „Schlucht“, am Weg vom Hof Richtung Hegenwohld (alte Mergelgrube), und an der Böschung zur B 503 im Gewann „Mühlberg“. Ein breiter Gehölzstreifen, der sich streckenweise bis zum Strand ausdehnt, zieht sich fast durchgehend an der Steilküste hin. Mehrere Gebüscheinseln auf alten Hügelgräbern sind im südwestlichen Teil des Mühlbergs lokalisiert.

Die Mehrzahl der Ackersäume, v.a. der wegbegleitenden, sind recht schmal, und selten mehr als 1 Meter breit. Die zwischen einem Knick und Ackerflächen liegenden Säume sind ebenfalls sehr schmal, da fast immer sehr dicht an die Knicks herangepflügt wurde. Etwas größere offene (gehölzfreie) Flächen finden sich im Hegenwohld direkt an der Steilküste, im Bereich einer Feldscheune im Gewann „Seekamp“ und um den Drainageteich im Gewann „Schlucht“, dessen Umgebung von *Urtica dioica*-Beständen dominiert wird. Zumeist von feuchten Hochstaudenfluren beherrscht waren die Ufer der kleinen Teiche im „Dannenkuhl“, teilweise mit Beimischung von Strauchweiden. Es handelt sich um drei kleinere Teiche in Senken, die das Gewann durchziehen. Einer der Teiche wurde im Jahr 2000 im Zentrum einer nassen Senke neu angelegt.

4.2 Vegetation

Artenpool

Auf dem Lindhof wurden insgesamt 186 Arten gefunden, von denen 176 als Wildpflanzen (Indigene und Agriophyten) klassifiziert wurden. Bei den anderen 10 Arten handelt es sich um Arten, die in Knicks, Hecken und Baumreihen gepflanzt und als nicht autochthon eingeschätzt wurden, oder um Kulturfrüchte (Raps, Weidelgras, Klee-Arten) und Zierpflanzen (*Malva alcea* ssp *mauretanica*), die nach ihrem Anbau zwar noch eine Zeitlang auftreten, sich auf Dauer aber nicht halten können. Arten, die auf der Hoffläche als Zierpflanzen bzw. Ziersträucher angepflanzt wurden, sind nicht berücksichtigt. Diese 176 Arten machen 25.9 % des gesamten Artenbestandes des knapp 30 km² umfassenden Kartenblattes 1526 (Dänischenhagen) aus, das auch die Flächen des Lindhofes enthält. Dieser überwiegend landwirtschaftlich genutzte Landschaftsausschnitt beherbergt 680 Arten (RAABE 1987).

Tab.1: Flächenanteil und Zahl der Pflanzenarten von Lebensräumen auf dem Lindhof. Der fehlende Flächenanteil entfällt auf Gebäude, Hausgärten und befestigte Wege.

Lebensraum	Artenzahl	Flächenanteil (%)
Knicks und Säume	126	5,1
Acker	49	82,5
Feuchtgebiete	59	0,3
Grünland	22	5,8
Summe	-	93,7

Die höchste Artenzahl wiesen die Knicks und Säume auf, gefolgt von den Feuchtgebieten (Tab.1). Die wenigen Arten wuchsen in den intensiv genutzten, aber flächenmäßig größten Lebensräumen Acker und Grünland, wobei die Artenzahl im Grünland noch weit unter derjenigen der Äcker lag. Im Gegensatz zu den auch in anderen Biotopen regelmäßig vorkommenden Arten des Grünlandes wuchsen 41 Arten überwiegend oder ausschließlich auf Äckern, von diesen können wiederum 33 als Segetalarten eingestuft werden. Dies entspricht einem Anteil von 45% der im Gebiet des Kartenblattes (RAABE 1987) vorgefundenen Ackerwildkräuter (76 Arten). Der regionale Artenpool, bezogen auf ackerbaulich genutzte Flächen ist etwas größer, da unter diesen Begriff alle Arten fallen, die sich unter den Bedingungen des Ackerbaus etablieren und mit den Kulturfrüchten koexistieren können (sensu DUPRÉ 2001). Die ackerbaulich genutzten Flächen des Lindhofes beherbergen demnach 55 % des regionalen Artenpools (Tab.2).

Einen sehr geringen Flächenanteil und eine hohe Artenzahl hatten auch die als Feuchtgebiete klassifizierten Flächen. Allerdings sind weniger als die Hälfte der hier gefundenen Arten als Feuchte- und Nässezeiger anzusprechen. Die recht hohe Artenzahl der Knicks und Säume ist neben der Pflanzung zahlreicher Gehölzarten auch eine Folge des häufigen Auftretens von Segetalpflanzen, die zwar von vielen Wuchsorten schnell verschwinden, aber immer wieder neu einwandern.

Tab.2: Artenpool der Region und Artenzahlen der Äcker des Lindhofes (Jahr 1999) und auf Gut Ritzerau (Jahr 2001) auf verschiedenen Skalen-Ebenen. Unter dem regionalen Artenpool fallen alle Arten, die sich unter den Bedingungen des Ackerbaus etablieren können.

	Lindhof	Ritzerau
Artenpool	89	80-100 (Schätzung)
Betriebsfläche	49	29
Schlag	16.7	10.6
100m ² *	7.9*	4,3
1m ²	4.3	-

* 5 x 1m² auf dem Lindhof, 100 m² auf Gut Ritzerau

Vegetation und Diasporenbank

Aus der Diasporenbank liefen aus allen 49 Proben über einen Zeitraum von 18 Monaten insgesamt 1900 Keimlinge auf. Die Unterschiede in der Diasporenzahl zwischen den Kategorien „Saum“, „Acker“ und „Senke“ waren statistisch signifikant (Kruskal-Wallis Test FG = 2, p < 0,01). Im Mittel liefen aus den Saumproben 3mal, aus den in der nassen Senke genommenen Proben sogar sechsmal soviele Samen auf, wie aus den Ackerproben (Tab.3).

Tab. 3: Anzahl der Probeflächen, Mittelwert, Median und Quartile der aus der Diasporenbank von drei Lebensräumen aufgelaufenen Keimlinge pro m².

	n	Mittelw.	Q25	Median	Q75
Acker	33	3.941	1.428	3.000	4.444
Saum	13	13.340	8.000	11.000	14.800
Senke	3	25.770	17.142	23.667	36.500

Auch die Artenzahlen unterschieden sich deutlich zwischen den verschiedenen Lebensräumen (Abb.2). In der Diasporenbank reichte die Spannweite von 4.4 in Äckern bis zu 11.5 in der Senke, während der Mittelwert der Artenzahl der oberirdischen Vegetation zwischen 2.5 und 11.0 lag.

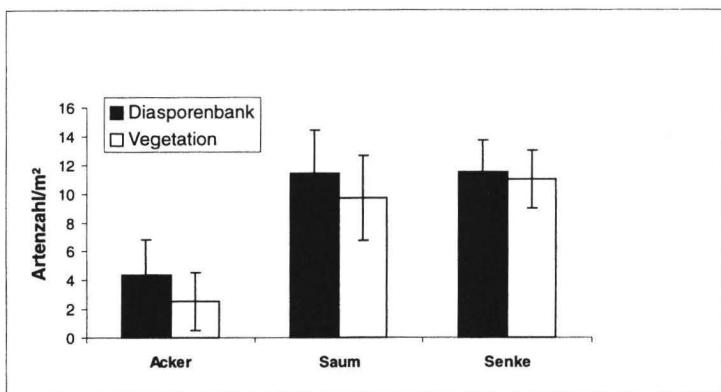


Abb.2: Mittlere Artenzahlen/m² (± SD) der Vegetation und der Diasporenbank unterschiedlicher Lebensräume auf dem Lindhof im Jahr 1999. Acker: n = 18, Saum: n = 13, Senke: n = 3

Segetalflora

Die mittlere Artenzahl bezogen auf die Ackerwildkräuter (d.h. ohne Berücksichtigung von Raps, Weidelgras und eingesäten Klee-Arten) in den 164 Aufnahmeflächen von je 1 m² lag im Jahr 1999 bei 4.5, die maximale bei 10 Arten/m². In den Gewannen „Mühlberg“ und „Seekamp“ waren einige Aufnahmeflächen gänzlich ohne Ackerwildkräuter. Werden die je ca. 5 um einen Monitoring-Punkt gelegenen Flächen zusammengefasst (5 x 1 m²), erhöhte sich die Artenzahl um fast das Doppelte. Der Unterschied zwischen ökologisch bewirtschafteten und kultivierten Feldern war auf beiden Skalenebenen signifikant bei einer Irrtumswahrscheinlichkeit von 5% (ANOVA, $p < 0.001$ bzw $p = 0.03$).

Tab. 4: Mittelwert, Median, Minima und Maxima der Artenzahlen der Äcker des Lindhofes auf verschiedenen Skalen-ebenen in den Jahren 1999 und 2002.

Äcker	alle M.wert	konv. M.wert	biol. M.wert	alle Median	alle Min.	alle Max.	alle n
<u>1999</u>							
1 m ²	4.5	3.5	5.6	4.0	0	10	164
5 x 1 m ²	7.9	6.7	9.2	8.0	2	17	34
Acker	16.7	14.5	18.0	16.0	10	23	11
<u>2002</u>							
1 m ²	5.5	-	-	5.0	1	13	126
5 x 1 m ²	9.5	-	-	10.0	4	14	25
Acker	19.9	-	-	20.5	16	25	8

Im Jahr 2002 ergaben 126 Aufnahmen eine mittlere Artenzahl von 5.5/m², das Maximum lag bei 13 Arten/m², das Minimum bei 1 Art/m². In 5 x 1 m²-Flächen wurden im Schnitt 9.5 Arten gefunden. Die Artenzahl/m² ökologischer Flächen unterschieden sich 1999 und 2002 nicht signifikant voneinander.

Obwohl die Ergebnisse nicht direkt mit denen aus der vorangegangenen Erhebung vergleichbar sind, da viele Aufnahmeflächen durch Untersaat und Umwidmung in Grünland 2002 nicht erneut aufgenommen werden

konnten, zeichnet sich eine Tendenz zu höherer Artenzahl pro Flächeneinheit nach der Umstellung der gesamten Produktionsflächen ab (Tab.4). Insbesondere in den 1999 noch sehr artenarmen, konventionell bewirtschafteten Gewannen „Mühlberg“ und „Seekamp“ war die durchschnittliche Artenzahlen/m² um 3.1 bzw. 4.3 auf 4.2 und 5.0 deutlich angestiegen (Tab.5). Die Gesamt-Artenzahl pro Acker war nach der Umstellung von 16.7 auf 19.9 angestiegen. Die durchschnittlichen Artenzahlen/Acker der konventionellen Schläge unterschieden sich 1999 nicht signifikant von denen der ökologischen Schläge (ANOVA, $F = 1.64$, $p = 0.23$) (Tab. 4).

Insgesamt haben die Artenzahlen pro Schlag und 5 x 1m²-Flächen in fast allen Äckern zwischen 1999 und 2002 zugenommen. Dies gilt nicht nur für die nach 1999 umgestellten, sondern auch für die zu diesem Zeitpunkt bereits ökologisch bewirtschafteten Äcker. Artenzahl und Fläche der Schläge waren positiv korreliert, die Korrelation war jedoch nicht signifikant (Spearmans Rangkorrelationkoeff. = 0,5, $p = 0.11$). Der mittlere PS-Wert (percent similarity) aller Äcker (Jaccard-Index) lag im Jahr 1999 bei 38%, der der ökologisch bewirtschafteten untereinander bei 43%, der konventionellen bei 38%. Ein Vergleich ökologisch und konventionell bewirtschafteter Acker ergab eine Ähnlichkeit von 38%, d.h. die Bewirtschaftungsform (ökologisch vs konventionell) hat offensichtlich keinen Einfluß auf die Artenzusammensetzung der Schläge. Allerdings waren sich die Aufnahmen innerhalb eines Schlages generell etwas ähnlicher, als die zwischen den Schlägen, was entweder eine Folge des selektierenden Einflusses der Kulturfrucht auf die Ausprägung der Segetalflora ist, oder auf permanenten Unterschieden der Artengarnitur zwischen den Schlägen beruht.

Unterschiede zeigten sich auch bei einem Vergleich des Artenbestandes der 5 x 1m²-Flächen von 14 Monitoring-Punkten, die sowohl 1999 als auch 2002 aufgenommen wurden. Innerhalb der jeweiligen Monitoring-Flächen (5 x 1m²) lag der PS-Wert bei 38%, d.h. daß die Artenzusammensetzung derselben Flächen im zeitlichen Verlauf Unterschiede aufweist, die besonders deutlich bei den im Gewann „Mühlberg“ gelegenen Flächen waren (PS-Wert: 24%). Ohne diesen Acker lag der durchschnittliche PS-Wert mit 46% wesentlich höher. Unterschiede zwischen den Aufnahmeyahren sind vor allem auf zusätzlich auftretende Arten zurückzuführen, da die Artenzahlen auf allen Skalenebenen generell zugenommen haben. Die größere floristische Ähnlichkeit innerhalb einer 5 x 1m²-Aufnahmegruppe als die zwischen allen 14 Aufnahmegruppen untereinander (PS-Wert: 26%) zeigt auch, daß die räumlichen floristischen Unterschiede der Segetalvegetation die zeitlichen Unterschiede klar überwiegen.

Tab. 5: Artenzahlen der Segetalflora von Ackerschlägen auf dem Lindhof nach Aufnahmen aus den Jahren 1999 und 2002. n = Anzahl der ausgewerteten Aufnahmen (je 1m²). E = Erbsen, G = Gerste, H = Hafer, WW = Winterweizen, SW = Sommerweizen, K = Kartoffeln, M = Mais, R = Raps, RK/WG = Rotklee-Weidelgras-Gemisch, WK = Weißklee

	Fläche		Artenzahl						
	ha	Acker	1999	n	Nutzung	2002	1m ²	n	Nutzung
<u>Ökologisch</u>									
Oberer Weinberg	4.6	23	5,4	20	WW	-	-	-	K, R
Großer Westerkamp	7.9	16	5,3	20	H	19	7,2	11	WW
Kleiner Westerkamp	4.0	16	7,5	10	RK/WG	-	-	-	WG
Kleine Hofkoppel	3.8	12	5,5	8	E	13	5,7	10	H
Schulkoppel	9.6	16	4,3	16	RK/WG	25	7,8	19	K
Ob. hint. Hofkoppel	8.7	23	6,8	8	WW	-	-	-	RK/WG
Große Hofkoppel	8.3	20	6,5	11	E	20	6,8	13	W, H
<u>Konventionell (1999)</u>									
Seekamp	13.2	15	1,4	22	WW	21	5,7	23	M, E/G, WK
Hegenwohld	13.4	12	3,9	15	Z	18	3,4	25	SW
Dannenkuhl	10.7	14*	3,1	11	H/WW	21	4,5	6	WW
Mühlberg	14.9	10	1,1	22	R	22	4,2	20	E

* Die Artenzahl unter Hinzunahme der zusätzlich im Jahr 2000 in der Brache auftretenden Arten lag bei 21

Die Deckung der Ackerwildkräuter war von Schlag zu Schlag sehr unterschiedlich. Während z.B. der „Mühlberg“ 1999 fast frei von Ackerwildkräutern war, wiesen einige Schläge, insbesondere solche mit Hackfruchtkulturen, einen deutlich höheren Unkrautbesatz auf. Ein Vergleich der Getreide-kulturen beider Anbausysteme ergab, daß die Deckung der Ackerwildkräuter im ökologischen Anbau deutlich höher war. Die Werte lagen hier zwischen 5% im Hafer (Schulkoppel) und 10 - 30% im Sommerweizen, bei einem Mittelwert von 18%. Ebenfalls stark mit Beikräutern durchsetzt waren, mit Deckungswerten zwischen 15 und 60%, die Erbsen im „Großen Westerkamp“. In konventionell angebautem Getreide lag die Deckung der Ackerwildkräuter in den meisten Probeflächen unter 5%. Oft erreichten sie nicht einmal Werte von 1-2%, so in den Gewannen „Mühlberg“ und „Seekamp“.

Da einige Äcker zwischen 2000 und 2002 in Grünland umgewandelt, mit Rotklee-Weidelgras-Gemenge untergesät wurden, mußten Aufnahmen der Segetalvegetation im Jahr 2002 auf einen Teil der Flächen beschränkt bleiben. Im Jahr 2002, direkt nach der Umstellung der letzten Flächen, lag der mittlere Deckungsgrad der untersuchten Flächen bei 23 % (Median 15%). Allerdings gab es auch hier deutliche Unterschiede, die vor allem auf die starke Verunkrautung der Kartoffelfelder zurückzuführen waren, während einige Getreidebestände nur einen geringen Ackerwildkrautbesatz aufwiesen, der in manchen Aufnahmeflächen unter 5 % lag (Tab.6).

Tab. 6: Mittlerer Deckungsgrad der Aufnahmen (je 1m²) von Äckern des Lindhofes vor und nach der Umstellung (Angaben in %).

	1999	2002
Mühlberg	1	12
Seekamp	<1	32
Dannenkuhl	6	6
Hegenwohld	4.5	16

Das Potential zur Bildung einer geschlossenen Vegetationsdecke nach dem Brachfallen ist auch auf intensiv bewirtschafteten Ackerflächen mit sehr geringem Besatz an Wildkräutern vorhanden. Ein Vergleich von Aufnahmen desselben Ackers (Dannenkuhl) in verschiedenen Jahren zeigt deutliche Unterschiede in der Artenzahl und Deckung der Wildkrautvegetation. Die Brache im Jahr 2000 wies mit 50 - 80% Deckung nicht nur einen dichten Bewuchs, sondern auch erheblich höhere Artenzahlen auf als im Jahr 1999, in welchem die mittlere Deckung bei ca. 4% lag (Weizen, konventionell). Dies ist zum Einen auf die im Boden vorhandenen Diasporen zurückzuführen, die nach dem Brachfallen oft günstige Keimungs- und Etablierungsbedingungen vorfinden, zum Anderen auf Einsaat verschiedener Klee-Arten, die teilweise hohe Deckungsgrade erreichten. Unter den Wildkräutern bildeten *Chenopodium album*, *Chamomilla suaveolens* und *Matricaria maritima* die größten Bestände. Die Artenzahl/m² war von 3.5 im Jahr 1999 auf 8.8 (bzw. 12.4 unter Einschluß kultivierter Arten) im ersten Brachejahr (2000) angestiegen. Auch andere brachliegende Flächen, so Teile der „Schulkoppel“ im Jahr 2002 wiesen eine Deckungsgrade zwischen 40 und 100% auf, in denen *Matricaria maritima*, *Chenopodium album*, *Stellaria media*, und *Chamomilla recutita* dominierten. Typische Hackfruchtunkräuter waren allerdings kaum vertreten, obwohl als Vorfrucht Kartoffeln angebaut worden waren.

Zeigerwerte

Von besonderem ökologischen Interesse sind die aus der Zusammensetzung der Segetalflora (nur Aufnahmen mit ≥ 3 Arten) ermittelten Zeigerwerte (nach Ellenberg et al. 1992) für Stickstoff und Bodenreaktion, deren Median 7.3 bzw. 6.0 betrug. Die N-Werte lagen fast ausnahmslos in einem relativ engen Bereich zwischen 6.0 und 8.0, und zeigten daher, bei einem maximal möglichen Wert von 9, eine gute Nährstoffversorgung an. Mit wenig schwankenden Werten um einen Median von 6.0 zeigen die ausgewerteten Ackerwildkraut-Aufnahmen mäßig saure bis neutrale Standorte an. Die Unterschiede in den mittleren Zeigerwerten zwischen den Jahren 1999/2000 und 2002 waren sehr geringfügig.

Stetigkeit der Segetal-Arten

In den 164 Aufnahmeflächen, zu gleichen Teilen im ökologisch und im konventionell bewirtschafteten Bereich gelegen, wuchsen im Jahr 1999 insgesamt 43 Arten. Hierbei sind Raps und Weidelgras mitgezählt, da sie als Durchwuchs über mehrere Jahre als „unerwünschte“ Arten in anderen Kulturen auftreten können. Die

Gesamtartenzahl hatte sich 2002 kaum verändert, aber einige Arten wurden nur in einem der beiden Untersuchungsjahre gefunden.

Eine Gruppe von fünf Arten, *Viola arvensis* und *Stellaria media*, *Poa annua*, *Matricaria maritima* und *Capsella bursa-pastoris* war sowohl 1999 als auch 2002 mit Abstand am häufigsten und wurden in über 40% der Flächen gefunden (Tab.7). Die Mehrzahl der Arten kam dagegen in weniger als 5 % der Flächen vor. Sie sind in der Artenliste der Äcker im Anhang aufgeführt. Die häufigsten Arten auf den Ackerflächen des Lindhofes waren *Viola arvensis* und *Stellaria media*. Bis auf vier Arten waren unter den 20 am weitesten verbreiteten alle Arten im Jahr 2002 häufiger als 1999.

Die meisten Arten hatten 1999 ihren Verbreitungs-Schwerpunkt in ökologisch bewirtschafteten Feldern. Deutlich häufiger waren hier vor allem *Stellaria media*, die in 84% der Flächen auf ökologisch bewirtschafteten Äckern vorkam, *Matricaria maritima*, *Capsella bursa-pastoris*, *Chenopodium album*, *Fallopia convolvulus*, *Cirsium arvense*, *Chamomilla recutita* und *Myosotis arvensis*. Häufiger in konventionell bewirtschafteten Feldern waren *Chamomilla suaveolens*, *Galium aparine*, *Polygonum aviculare*, *Polygonum persicaria* und vor allem *Elytrigia repens*. In beiden Systemen ungefähr gleich häufig waren *Galium aparine* und *Poa annua* (Tab.7). Ob diese Unterschiede in der Verteilung der Arten tatsächlich auf die seit 1994 unterschiedliche Nutzungsweise zurückzuführen sind, oder ob es sich um eine seit jeher ungleiche Verteilung mancher Arten auf dem Gebiet des Lindhofes handelt, kann mit letzter Sicherheit nicht festgestellt werden, da ältere Aufnahmen fehlen. Auch kann die unterschiedliche Fruchfolge der Schläge zu bestimmten Häufigkeitsverteilungen einzelner Arten geführt haben, welche bis heute die durch die Art der Bewirtschaftung bewirkten Unterschiede im Arteninventar überlagert. Einige Arten zeigen eine ungleiche Verteilung über das Gebiet, bzw. wurden nur in einem oder wenigen Äckern gefunden, z.B. *Anchusa arvensis* und *Erodium cicutarium* im „Großen Westerkamp“ nahe Monitoring-Punkt 14 (im Jahr 1999), letztere noch an einer Stelle (Punkt 46) im „Mühlberg“. *Chamomilla recutita* hat einem deutlichen Schwerpunkt im südwestlichen Teil des Lindhofes, *Polygonum aviculare* und *Chamomilla suaveolens* im östlichen Teil.

Tab. 7: Stetigkeit und Verteilung der häufigsten Ackerwildkräuter von Ackerflächen auf dem Lindhof. Die Auswertung basiert auf 164 Vegetationsaufnahmen im Jahr 1999 und 126 im Jahr 2002 (je 1 m²).

	1999			2002		
	n	biol. (%)	konv. (%)	gesamt (%)	n	gesamt (%)
Viola arvensis	109	82,9	50,0	66,5	84	66,1
Stellaria media	91	84,1	26,8	55,5	98	77,2
Poa annua	77	56,1	37,8	47,0	68	53,5
Matricaria maritima	70	67,1	18,3	42,7	63	49,6
Capsella bursa-pastoris	56	50,0	18,3	34,1	60	47,2
Fallopia convolvulus	28	25,6	8,5	17,1	15	11,8
Chenopodium album	27	24,4	8,5	16,5	19	15,0
Cirsium arvense	26	25,6	6,1	15,9	18	14,2
Galium aparine	25	17,1	13,4	15,2	41	32,3
Elytrigia repens	18	4,9	17,1	11,0	8	6,3
Polygonum aviculare	17	7,3	13,4	10,4	24	18,9
Chamomilla recutita	16	17,1	2,4	9,8	22	17,3
Lolium perenne	14	14,6	2,4	8,5	22	17,3
Chamomilla suaveolens	13	6,1	9,8	7,9	28	22,0
Brassica napus	10	12,2	0	6,1	44	34,6
Myosotis arvensis	10	12,2	0	6,1	24	18,9
Polygonum persicaria	10	4,9	7,3	6,1	10	7,9
Veronica persica	3	0	3,7	1,8	24	18,9
Lamium purpureum	7	4,9	3,7	4,3	13	10,2
Veronica hederifolia	3	2,4	1,2	1,8	7	5,5

Ungeachtet der Bewirtschaftungsweise ist erwartungsgemäß die Zusammensetzung der Segetalflora auch von der angebauten Frucht abhängig. Einen deutlichen Unterschied zwischen Getreide- und Hackfrucht-Äckern gab es jedoch nicht. Jedoch waren einige Arten in Rüben- und Kartoffelfeldern häufiger, insbesondere *Chenopodium album*, *Galium aparine*, *Chamomilla suaveolens*, *Lamium purpureum* und *Veronica persica*. Typische Arten der Hackfrucht-Kulturen waren nur vereinzelt vorhanden (*Fumaria officinalis*), oder fehlten ganz (*Euphorbia helioscopia*, *E. peplus*). Einen nicht unbedeutenden Bestandteil der Ackerflora machten Kulturpflanzen aus, die als Durchwuchs in anderen Kulturen zu finden waren. Hier sind besonders Raps und Weidelgras zu nennen. Arten der Roten-Liste Schleswig-Holstein (MIERWALD 1990) kamen weder in den Aufnahmeflächen vor, noch wurden bei weiteren Begehungen welche gefunden.

Pflanzensoziologisch handelt es sich bei den meisten Aufnahmen um artenarme Fragmentgesellschaften mit Kennarten der Klasse *Stellarietea* bzw. der Unterklasse *Violonea*. Eine Zuordnung zu bestimmten Assoziationen ist nur sehr wenigen Fällen eindeutig möglich. Die meisten dieser Fragment-Gesellschaften sind wohl überwiegend aus der Ackerfrauenmantel-Echte Kamille-Gesellschaft (*Aphano-Matricarietum*) hervorgegangen, die für schwach saure, lehmige bzw. lehmig-sandige Böden mit guter Nährstoffversorgung typisch ist.

Vegetation und Diasporenbank der Äcker

Zwischen den drei untersuchten Äckern gab es erhebliche Unterschiede in der Diasporenzahl (Tab.8). Aus den im „Dannenkuhl“ stammenden drei Proben liefern im Mittel über 14.000 Keimlinge/m² auf, im „Oberen Weinberg“ waren es weniger als ein Viertel. Die Spannbreite reichte von 462 Diasporen/m² (Oberer Weinberg) bis zu 19.365 Diasporen/m² (Dannenkuhl). Die Unterschiede zwischen „Dannenkuhl“ und den beiden anderen Feldern waren statistisch signifikant (Kruskal-Wallis Test: FG = 2, $\chi^2 = 6.84$, p = 0.03), jedoch nicht die zwischen „Seekamp“ und „Oberem Weinberg“.

Tab. 8: Anzahl der Probeflächen, Mittelwert, Median und Quartile der Diasporengehalte von Bodenproben der drei untersuchten Äcker des Lindhofes, angegeben für eine Fläche von jeweils 1 m².

	n	Mittelw.	Q25	Median	Q75
Dannenkuhl	3	14.462	10.000	14.000	19.384
Seekamp	15	3.403	1.384	4.200	5.111
Weinberg	15	2.376	1.285	2.600	3.333

Artenzahlen und -verteilung

Insgesamt kamen 21 Arten in der Diasporenbank, und 18 Arten in der Vegetation vor (ohne die 1999 nicht bewirtschaftete Senke). Auf der ökologisch bewirtschafteten Fläche (Oberer Weinberg) war der Unterschied in der durchschnittlichen Artenzahl/Probefläche zwischen Diasporenbank und aktueller Vegetation gering. In der Diasporenbank fanden sich im Mittel 5.4 Arten/m², während in der oberirdischen Vegetation 4.7 Arten/m² vorkamen. Eine Ackerbegleitflora auf der konventionellen Fläche (Seekamp) war, als Folge von Herbicideinsatz und sehr dichter Ansaat des Weizens, zum Probezeitpunkt nur in der Nähe zum Saum existent. Ein direkter Vergleich zwischen Diasporenbank und aktueller Vegetation für den „Seekamp“ war daher nicht möglich. In der Diasporenbank kamen auf 1 m² Probefläche durchschnittlich 5.6 Arten vor. Die 1999 in der Diasporenbank aufgetretenen Arten (*Stellaria media*, *Viola arvensis*, *Capsella bursa-pastoris*, *Matricaria maritima*, *Arabidopsis thaliana*, *Lamium purpureum*) fanden sich jedoch bei einer Kartierung im März und Mai 2000 auch im „Seekamp“ unter Raps, oder wuchsen bereits 1999 in einem Spritzfenster, in welchem auf 1 m² bis zu 8 Arten vorkamen (u.a. *Aphanes arvensis*, *Fallopia convolvulus*, *Chamomilla suaveolens*).

Die drei Probeflächen im „Dannenkuhl“ enthielten in der Diasporenbank im Mittel 4.7 Arten/m², oberirdisch 2.6 Arten/m², bei denen es sich um *Agropyron repens*, *Viola arvensis* und *Polygonum aviculare* handelte. Die Ähnlichkeit zwischen oberirdischer Flora und dem Reservoir lebensfähiger Diasporen der einzelnen Flächen des ökologisch bewirtschafteten Ackers war recht gering (Tab.9). Der über 15 Aufnahmen gemittelte Jaccard-Index wies hier lediglich einen Wert von 0.33 auf und lag damit deutlich unter dem Wert von 0.45 bei einem Vergleich der Vegetationsaufnahmen bzw. von 0.46 bei einem Vergleich der Diasporenbanken aller 15 Flächen untereinander.

Der beträchtliche Unterschied in der Artenzusammensetzung von oberirdischer Vegetation und Diasporenbank beruhte in erster Linie auf dem gelegentlichen Auftreten weniger Individuen (gekeimter Diasporen) einer Art in ein oder höchstens zwei von insgesamt 15 Flächen/Acker. Durch die Nähe einiger Probeflächen zum Rand ist auch das Auftreten einiger typischer Saum-Arten in der Vegetation zu erklären (*Chaerophyllum temulum*, *Glecoma hederacea* und *Festuca pratensis*). Sie waren weder in der Diasporenbank, noch in der Vegetation der Äcker in weiterer Entfernung als einem Meter zum Saum zu finden. Die Feuchte-Zeiger *Gnaphalium uliginosum* und *Juncus bufonius* waren zudem ausschließlich auf die Diasporenbank beschränkt, ebenso wie *Chamomilla suaevolens* und *C. recutita*. Im Gegensatz zu den sonst recht häufigen *Chamomilla*-Arten kam *Gnaphalium uliginosum* in keiner und *Juncus bufonius*, nur im Jahr 2002 in zwei der 126 über den Betrieb verteilten Aufnahmeflächen vor.

Ein ausgeglichenes Verhältnis zwischen Diasporenbank und oberirdischer Vegetation wiesen *Matricaria maritima* und *Poa annua* auf, während eine weitere sehr häufige Art, *Viola arvensis*, in der Diasporenbank deutlich unterrepräsentiert war (Abb.3). Unterschiede in der Diasporenbank zwischen der ökologisch (Oberer Weinberg) und konventionell (Seekamp) bewirtschafteten Fläche zeigten sich im fast ausschließlichen Auftreten von *Poa annua* und *Chenopodium album* im „Oberen Weinberg“, während *Capsella bursa-pastoris*, *Gnaphalium uliginosum* und *Polygonum aviculare* fast nur im „Seekamp“ zu finden waren (Abb.3).

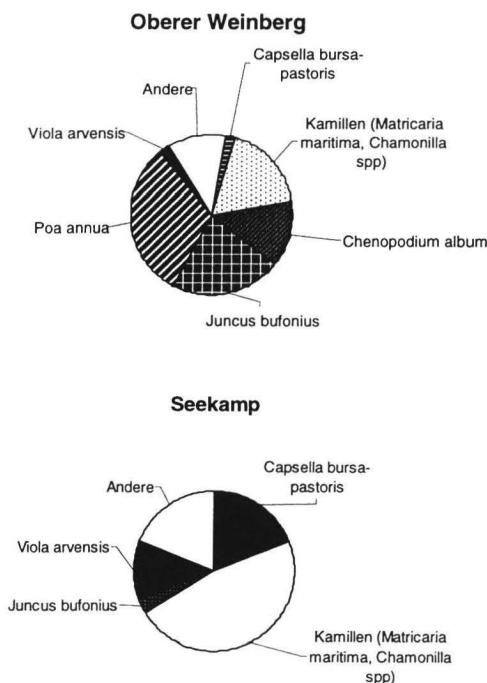


Abb. 3: Prozentuale Verteilung der häufigsten Ackerwildkräuter in der Diasporenbank eines konventionellen (Seekamp) und eines ökologisch bewirtschafteten Ackers (Oberer Weinberg). Die Zahl der aufgelaufenen Keimlinge lag im „Seekamp“ bei 312, im „Oberen Weinberg“ bei 207.

Verteilung der Diasporen entlang der Transekte

Die Zahl der keimfähigen Diasporen im Boden nahm vom Rand zur Mitte eines Ackers hin ab (Abb.4). Dieser Sachverhalt ließ sich sowohl im „Seekamp“, als auch im „Oberen Weinberg“ beobachten, auch wenn der Trend zur Abnahme in Richtung Feldmitte nur dann durchgehend konsistent war, wenn die Werte für die ökologisch und konventionell bewirtschafteten Probeflächen zusammengefasst wurden. Deutlich geringer waren die Diasporenmengen im konventionell bewirtschafteten „Seekamp“ in den am weitesten vom Rand entfernten Flächen. Eine besonders starker Rückgang der Diasporengehalte trat vom Saum zu den nur 1 Meter entfernten Ackerflächen auf, deren Diasporenzahlen sich wiederum nur noch wenig von den weiter im Inneren der Äcker gelegenen Flächen unterschieden. Die größere Menge an Diasporen im Saum ist jedoch nur zum kleineren Teil auf den Beitrag typischer Saumpflanzen zurückzuführen, bei denen es sich zudem fast ausschließlich um *Urtica dioica* und *Artemisia vulgaris* handelte. Die Segetalpflanzen *Chamomilla* spp., *Matricaria maritima*, aber auch *Poa annua* waren in der Diasporenbank des Saums stärker vertreten als im Acker. Dies gilt auch für *Juncus bufonius* und *Gnaphalium uliginosum*, deren Samen zwar im Acker vorkamen, aber eine deutliche Abnahme vom Rand zur Ackermitte zeigten. Bis auf *Polygonum aviculare*, dessen Samenzahlen im „Seekamp“ in Randnähe deutlich größer war, waren die Samen der anderen Arten entweder mehr oder weniger gleichmäßig über das Transekt verteilt, oder wurden zu selten gefunden, um ihre Verteilung sicher interpretieren zu können.

Tab. 9: Stetigkeit der häufigsten Segetal-Arten in der Vegetation und der Diasporenbank von 15 Flächen (je 1 m²) eines ökologisch bewirtschafteten Ackers (Oberer Weinberg). *Chamomilla sueevolens* und *C. recutita* wurden aufgrund ihrer schwierigen Unterscheidbarkeit im Keimlingsstadium zusammengefasst.

	Vegetation	Diasporenbank
<i>Capsella bursa-pastoris</i>	3	3
<i>Chamomilla suav. et recutita</i>	-	5
<i>Chenopodium album</i>	4	9
<i>Cirsium arvense</i>	4	-
<i>Conyza canadensis</i>	-	2
<i>Fallopia convolvulus</i>	2	-
<i>Galium aparine</i>	2	-
<i>Gnaphalium uliginosum</i>	-	2
<i>Juncus bufonius</i>	-	12
<i>Lamium purpureum</i>	2	-
<i>Matricaria maritima</i>	11	13
<i>Poa annua</i>	15	14
<i>Stellaria media</i>	10	6
<i>Viola arvensis</i>	13	4

Die beste Anpassung der Daten wurde mit einem exponentiellen Regressionsmodell und nicht transformierten Daten erreicht ($r = 0.79$). Die durch die Regressionskurve (d.h. durch den Abstand vom Feldrand) erklärte Varianz der Diasporenzahlen (abhängige Variable) beträgt 62,4% der Gesamtvarianz.

Vegetation der Säume und Gehölzstreifen (Knicks)

Obwohl in allen linearen, gehölzdominierten Streifen zusammengekommen eine erhebliche Zahl von Arten vorkommt, sind die meist schmalen Knickssäume und der krautige Unterwuchs der Knicks mit durchschnittlich 16,9 Arten/Knick artenarm (Tab.10). Gehölze machen eine bedeutenden Anteil an der Gesamt-Artenzahl aus und können in Einzelfällen fast die Anzahl der krautigen Pflanzen erreichen. Die hohe Zahl der Gehölze ist allerdings weniger eine Folge spontaner Ansiedlung (evt. bei *Lonicera periclymenum* und *Hedera helix* der Fall) als vielmehr auf Pflanzung und nachfolgende Pflege zurückzuführen.

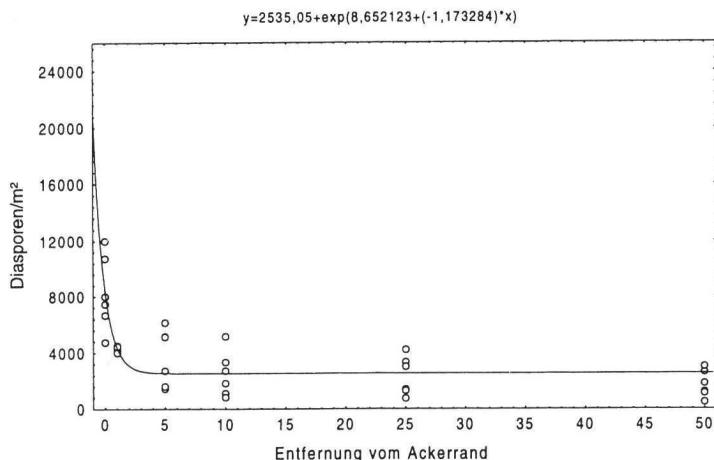


Abb. 4: Regression der Diasporengehalte des Bodens entlang eines Transektes vom Saum in Richtung Mitte des Ackers (n = 36). Ökologisch und konventionell bewirtschaftete Flächen wurden für die Analyse zusammengefasst.

Da die untersuchten Abschnitte unterschiedlich lang sind, ist ein direkter Vergleich der Artenzahlen nur bedingt möglich. Allerdings gibt es weder einen signifikanten Zusammenhang zwischen der Länge der untersuchten Knickabschnitte, die zwischen 70 und 700 m schwankt, und ihrer Artenzahl (Regressionsanalyse; Länge der Knickabschnitte logarithmiert, $n = 18$, $r = 0.1$, $p = 0.14$), noch zwischen Knicklänge und Zahl der krautigen Arten ($n = 18$, $r = 0.17$, $p = 0.14$). Aufgrund ihrer Gehölzarten-Zusammensetzung können die meisten Abschnitte den für das östliche Hügelland typischen artenreichen Schlehen-Hasel-Knicks zugeordnet werden (Eigner 1978).

Tab.10: Mittlere Artenzahl (Spannbreite in Klammern) und Gesamt-Artenzahl in den Knicks des Lindhofes. Es wurden 18 Knicks bzw. Knickabschnitte aufgenommen.

Artenzahl	Mittelwert	• Arten
Arten	25.5 (12 – 46)	110
Davon Gehölze	8.6 (5 – 14)	31
Davon Krautige	16.9 (5 – 37)	79

Säume und Unterwuchs der Knicks wurden in der Regel von wenigen Arten beherrscht. Weit verbreitet (in über 2/3 der untersuchten Knicks) und oft die Knickräume dominierend waren die hochwüchsigen Stickstoffzeiger *Agropyron repens*, *Arrhenatherum elatius* und besonders *Urtica dioica*, die als einzige krautige Art in allen untersuchten Knicks vorkam (Tab.11). Regelmäßig, aber selten dominant traten *Anthriscus silvestris*, *Artemisia vulgaris*, *Dactylis glomerata*, *Arctium lappa*, *Cirsium vulgare*, *Chaeropyllum temulum*, *Galium aparine* und *Heracleum sphondylium* auf.

Beziehungen zu Waldgesellschaften zeigt der Unterwuchs einiger Knicks, die neben Hochstauden und ruderalen Arten auch einige typische Waldpflanzen (v.a. *Dryopteris filix-mas*, *Poa nemoralis*, *Polygonatum multiflorum*, *Mercurialis perennis* und *Stachys sylvatica*) beherbergen (Tab.11). Diese Arten gelangten wahrscheinlich größtenteils durch die Entnahme der für die Bepflanzung der Knickwälle benötigten Gehölze aus benachbarten Wäldern in die Knicks und können als Waldrelikte angesehen werden, die, bedingt durch die Eutrophierung aus angrenzenden Flächen und die damit einhergehende Ausbreitung von hochwüchsigen Eutrophierungzeigern nur noch im inneren Bereich einiger weniger, breiter Knicks in geringer Anzahl

vorkommen. Unter den Gehölzen waren *Sambucus nigra*, *Rubus fruticosa*, *Corylus avellana*, und *Prunus spinosa* die bei weitem häufigsten Arten. Diesselben Arten sind auch bezeichnend für einige Feldgehölze im Gewann „Mühlberg“.

Tab.11: Häufigkeit (mH: mittlerer Häufigkeitswert) von Arten (>3 Vorkommen) in den untersuchten Knicks und Knickabschnitten (n = 18) des Lindhofes

	n	mH		n	mH
Gehölze					
<i>Sambucus nigra</i>	18	3,33	<i>Arrhenatherum elatius</i>	10	2,56
<i>Rubus fruticosus agg.</i>	17	3,61	<i>Heracleum sphondylium</i>	10	0,89
<i>Corylus avellana</i>	14	2,78	<i>Artemisia vulgaris</i>	9	2,11
<i>Prunus spinosa</i>	12	2,78	<i>Chaerophyllum temulum</i>	9	1,28
<i>Rosa canina</i>	11	1,17	<i>Lolium perenne</i>	8	1,44
<i>Crataegus mongynia</i>	10	1,67	<i>Poa trivialis</i>	8	1,44
Tab. 11, Fortsetzung					
	n	mH		n	mH
<i>Quercus robur</i>	9	0,72	<i>Vicia cracca</i>	8	0,67
<i>Acer pseudoplatanus</i>	7	0,83	<i>Cirsium vulgare</i>	7	0,50
<i>Alnus glutinosa</i>	6	1,11	<i>Stachys silvatica</i>	7	0,72
<i>Euonymus europaeus</i>	4	0,33	<i>Alliaria petiolata</i>	6	0,44
<i>Humulus lupulus</i>	4	0,44	<i>Poa nemoralis</i>	6	0,78
<i>Lonicera periclymenum</i>	4	0,22	<i>Tanacetum vulgare</i>	6	0,56
<i>Carpinus betulus</i>	3	0,28	<i>Rumex obtusifolius</i>	5	0,39
<i>Crataegus oxyacantha</i>	3	0,28	<i>Dryopteris filix-mas</i>	4	0,56
<i>Malus domestica</i>	3	0,17	<i>Galeopsis tetrahit</i>	4	0,22
<i>Prunus serotina</i>	3	0,39	<i>Silene alba</i>	4	0,22
<i>Salix x rubens</i>	3	0,61	<i>Stellaria holostea</i>	4	0,44
<i>Salix viminalis</i>	3	0,50	<i>Taraxacum officinale</i>	4	0,22
Krautige Arten					
<i>Urtica dioica</i>	18	4,44	<i>Achillea millefolium</i>	3	0,39
<i>Agropyron repens</i>	15	4,17	<i>Centaurea jacea</i>	3	0,28
<i>Dactylis glomerata</i>	15	2,28	<i>Hypericum perforatum</i>	3	0,28
<i>Galium aparine</i>	15	2,28	<i>Lamium album</i>	3	0,44
<i>Anthriscus sylvestris</i>	14	2,22	<i>Lamium galeobdolon</i>	3	0,28
<i>Arctium lappa</i>	12	1,78	<i>Lapsana communis</i>	3	0,17
<i>Cirsium arvense</i>	12	1,67	<i>Lathyrus pratensis</i>	3	0,17
			<i>Poa annua</i>	3	0,28
			<i>Ranunculus ficaria</i>	3	0,28

Gras- und krauterdominierte Säume ohne Gehölzbewuchs sind auf dem Lindhof nur in relativ geringer Ausdehnung vorhanden. Die überwiegend gemähten Säume werden von *Agrostis stolonifera*, *Agropyron repens*, *Poa annua*, *Polygonum aviculare*, *Matricaria maritima* und *Chamomilla saevoles* dominiert. Stickstoff-Krautfluren der Klasse Artemisetea herrschen dort vor, wo nicht regelmäßig gemäht wird, insbesondere oberhalb der Steilküste im Gewann Hegenwohld, oder zwischen „Mühlberg“ und „Dannenkuhl“. Dominierend sind fast immer *Arrhenatherum elatius*, *Artemisia vulgaris*, *Tanacetum vulgare*, *Cirsium vulgare* und *Anthriscus sylvestris*.

Den größten Reichtum an Arten besitzt ein kurzer Hohlweg Richtung Strand zwischen Kleinem und „Großem Westerkamp“, an dessen Rändern sich eine krautreiche Vegetation mit Arten magerer bis mäßig nährstoffreicher Standorte halten konnte. Hier wachsen neben weiter verbreiteten Arten (*Arrhenatherum elatius*, *Artemisia vulgaris*, *Tanacetum vulgare*, *Anthriscus sylvestris*, *Vicia cracca*, *Achillea millefolium* und *Dactylis glomerata*) auch die auf dem Lindhof sonst nicht oder sehr selten vorkommenden Arten *Campanula rotundifolia*, *Daucus carota*, *Agrimonia eupatoria*, *Centaurea jacea*, *Lathyrus pratensis* und *Silene alba*. In geringer Individuenzahl und in einigen Säumen auf Böden mit hohem Sandanteil anzutreffen sind *Hypericum perforatum*, *Centaurea jacea*, *Medicago lupulina* und *Potentilla reptans*.

Vegetation und Diasporenbank der Säume

Aus der Diasporenbank der Saumproben liefen über einen Zeitraum von 18 Monaten 865 Keimlinge auf. In den 13 untersuchten Probeflächen (je 1 m²) fanden sich insgesamt 59 Arten, von denen 39 Arten in der Vegetation, und 36 Arten in der Diasporenbank vorkamen. 14 Arten waren nur in Diasporenbank vorhanden, 20 Arten auf die oberirdische Vegetation beschränkt, wobei in der Diasporenbank eine größere Anzahl von Ackerwildkräutern vorkam, die in der Vegetation weitgehend fehlten (Tab.12).

Mit durchschnittlich 11.4 Arten/m² in der Diasporenbank und 9.7 Arten/m² in der Vegetation liegen die Artenzahlen der Krautsäume deutlich höher als die der Ackerflächen (Abb.2). Die floristischen Unterschiede zwischen Diasporenbank und oberirdischer Vegetation der Säume war mit einem PS-Wert von 11% noch ausgeprägter als den Äckern. Auch in den Säumen waren die oberirdische Vegetation (PS-Wert: 23%) bzw. die unterirdische Artenzusammensetzung der untersuchten Flächen (PS-Wert: 35%) untereinander ähnlicher, obwohl die Flächen weiter voneinander entfernt sind als auf den Äckern.

Auf die oberirdische Vegetation beschränkt waren vor allem Apiaceen (*Heracleum sphondylium*, *Chaerophyllum temulum*) und Gräser mit großen Samen (*Elytrigia repens*, *Festuca pratensis*, *Arrhenatherum elatius*, *Dactylis glomerata*), die als Sofortkeimer bekannt sind, oder wie viele Apiaceen, im zeitigen Frühjahr geschlossen als Kohorten auflaufen und darum keine dauerhafte Diasporenbank bilden. Die letzjährigen Diasporen dieser Arten waren zum Zeitpunkt der Probennahme Anfang August vermutlich schon gekeimt, und diesjährige Diasporen noch nicht in die Diasporenbank inkorporiert.

Tab. 12: Stetigkeit der in drei Säumen auf dem Lindhof vorkommenden Arten in der Vegetation (Veg) und der Diasporenbank (Db) von 14 Flächen (1 m²). Bei Arten, die in der Diasporenbank auftreten, ist die Summe der aus 14.000 cm³ Boden aufgelaufenen Diasporen (S) angegeben. Arten mit geringer Stetigkeit (n = 1) sind nicht aufgeführt. * Die Keimlinge von *Poa trivialis*, *P. pratensis* und *P. annua* wurden nicht unterschieden

Art	Veg n	Db n	S	Art	Veg n	Db n	S
nur Vegetation							
<i>Elytrigia repens</i>	10	.	.	<i>Poa</i> spp*	10	11	63
<i>Chaerophyllum temulum</i>	6	.	.	<i>Rubus fruticosus</i>	10	6	13
<i>Lolium perenne</i>	6	.	.	<i>Artemisia vulgaris</i>	8	6	24
<i>Centaurea jacea</i>	4	.	.	<i>Urtica dioica</i>	8	9	49
<i>Dactylis glomerata</i>	4	.	.	<i>Chamomilla recutita</i>	2	9	179
<i>Galium aparine</i>	3	.	.	<i>Poa annua</i>	1	7	63
<i>Agrostis stolonifera</i>	2	.	.	<i>Plantago major</i>	2	5	27
<i>Arrhenatherum elatius</i>	2	.	.	<i>Vicia cracca</i>	6	3	6
<i>Bromus hordeaceus</i>	2	.	.	<i>Cerastium holosteoides</i>	1	3	8
<i>Equisetum arvense</i>	2	.	.	<i>Hypericum perforatum</i>	1	3	12
<i>Festuca pratensis</i>	2	.	.	<i>Cirsium arvense</i>	4	2	2
<i>Heracleum sphondylium</i>	2	.	.	<i>Potentilla reptans</i>	4	1	1
<i>Prunus spinosa</i>	2	.	.	<i>Apera spica-venti</i>	3	1	1
<i>Tanacetum vulgare</i>	2	.	.	<i>Stachys sylvatica</i>	3	1	1
nur Diasporenbank							
<i>Capsella bursa-pastoris</i>	.	12	31	<i>Trifolium repens</i>	3	1	3
<i>Juncus bufonius</i>	.	12	75	<i>Trifolium pratense</i>	3	1	2
<i>Matricaria maritima</i>	.	11	153				
<i>Polygonum aviculare</i>	.	7	10				
<i>Chamomilla suaveolens</i>	.	6	61				
<i>Myosotis arvensis</i>	.	5	37				
<i>Viola arvensis</i>	.	5	10				
<i>Anagallis arvensis</i>	.	3	3				
<i>Arctium nemerosum</i>	.	3	7				
<i>Chenopodium album</i>	.	2	2				
<i>Holcus lanatus</i>	.	2	2				
<i>Rumex obtusifolius</i>	.	2	7				
<i>Stellaria media</i>	.	2	2				

Auf die Diasporenbank beschränkt waren *Juncus bufonius* und einige Segetal-Arten (*Matricaria maritima*, *Viola arvensis*, *Chamomilla suaveolens*, *Capsella bursa-pastoris*), die vor allem in dem von Gräsern dominierten, stark ruderal geprägten Saum zwischen Großem und „Kleinem Westerkamp“ den größten Teil der aufgelaufenen Keimlinge ausmachten. Diese Arten wuchsen jedoch oft in direkter Nachbarschaft der Probenahmeflächen auf dem angrenzenden Acker.

Neophyten

Auf dem Lindhof wurden auch einige Neophyten gefunden, bei denen es sich überwiegend um ephemer Vorkommen handeln dürfte. Im Sommer 2000 und 2002 trat auf der „Kleinen Hofkoppel“ im Getreide eine *Helianthus*-Art auf, die wahrscheinlich mit dem Saatgut eingebracht (aus Ungarn?) worden war. Eine genaue Bestimmung dieser Art war auch mit nordamerikanischer Bestimmungsliteratur nicht möglich. Eine gelegentlich als Zierpflanze genutzte Art, *Malva alcea* spp. *mauritana* trat im Jahr 1999 auf einer ruderalen Fläche im Hof auf. Dauerhaft etablieren konnte sich ein kleiner Bestand der agriphytischen Art *Hesperis matronalis*, die wahrscheinlich mit Pflanzenabfällen in einem Knick (zwischen „Dannenkuhl“ und „Großer Hofkoppel“) nahe den Siedlungshäusern gelangt ist.

Vegetation der Feuchengebiete im „Dannenkuhl“

In der vernässten Senke im „Dannenkuhl“ waren 1999 dichte Bestände von überwiegend anuellen Wildkräutern vorhanden, die den Wasserpfeffer-Zweizahnfluren (*Polygono-Bidentetum*), oder den Zwergbinsenfluren (*Nanocyperion*) zugeordnet werden können. Neben *Juncus bufonius* traten mit geringeren Deckungsgraden auch weitere Nässezeiger, die regelmäßig in wechselnassen Äckern vorkommen, auf: *Gnaphalium uliginosum*, *Rorippa palustris*, *Polygonum hydropiper*, *P. lapathifolium*, *Bidens tripartita* und *Stachys palustris*. Diese Arten charakterisieren Varianten unterschiedlicher Ackerwildkraut-Gesellschaften auf nassen Standorten. Da sie oft mit *Chamomilla recutita* und *Cirsium arvense* zusammen auftreten, können derartige Bestände auch als Sumpfkressen-Kamillenflur bezeichnet werden. Das jährliche Erscheinungsbild der Vegetation wechselt stark und ist, wie ein Vergleich von Aufnahmen aus zwei aufeinanderfolgenden Jahren zeigt, vom Wasserstand abhängig (Tab.13). Das nasse Frühjahr 1999 mit seiner lang andauernden Überschwemmung begünstigte eine Massenentwicklung von *Juncus bufonius*, der im trockeneren, darauf folgendem Jahr nur eine unbedeutende Rolle spielte. Die Keimungs- und Entwicklungsbedingungen waren im trockeneren Frühjahr 2000 besonders günstig für *Chenopodium album*, der im Sommer Massenbestände ausgebildet hatte, in etwas geringerem Ausmaß auch für *Polygonum* spp und *Cirsium arvense* (Tab.13). Die starke Vegetationsdynamik setzt die Existenz einer individuen- und artenreichen Diasporenbank voraus, die in der Tat nachgewiesen werden konnte.

Aus den Bodenproben dieser Senke lief 1999 eine große Zahl von Keimlingen von 24 Arten auf (Tab.13). Die hohen Artenzahlen lassen sich damit erklären, daß hier neben weit verbreiteten Ackerwildkräutern noch eine Anzahl von Stauässe- und Krummenfeuchtezeigern (*Juncus bufonius*, *Gnaphalium uliginosum*, *Polygonum spp.*, *Ranunculus sceleratus*, *Rorippa palustris*) vorkommt. Der Diasporengehalt/m² war hoch und lag maximal bei ca. 36.500 (Tab.3). Durch die wegen gelegentlicher Überschwemmung nicht in allen Jahren durchgeführte Bodenbearbeitung können diese Arten zur Samenreife gelangen und dadurch den Diasporenvorrat im Boden wieder auffüllen. Unter den Arten, die in den beiden Untersuchungsjahren in der Diasporenbank, aber nicht in der Vegetation gefunden wurden, sind drei (*Epilobium montanum*, *E. hirsutum*, *Typha latifolia*), die wahrscheinlich durch den Wind von den benachbarten Teichufern eingetragen wurden.

Tab. 13: Diasporengehalte von 4000 cm³ Boden (n = 4) und mittlerer Deckungsgrad von Pflanzen in der Vegetation der Senke im „Dannenkuhl“ in den Jahren 1999 (n = 9) und 2000 (n = 4). Aufgeführt sind nur Arten mit Diasporenzahlen > 3, oder Deckungsgraden > 1% in einem der beiden Jahre.

Jahr	n Diasp. 1999	Deckungsgrad (%)	
		1999	2000
<i>Juncus bufonius</i>	231	25,8	0,2
<i>Polygonum hydropiper</i>	73	1,3	22,5
<i>Matricaria maritima</i>	37	3,4	5,9
<i>Chenopodium album</i>	35	0,05	54,2
<i>Chamomilla suaveolens</i>	25	0,07	.
<i>Polygonum persicaria</i>	20	1,7	5,1
<i>Poa trivialis</i>	18	2,5	0,13

Tab. 13. Fortsetzung

	1999	1999	2000
<i>Gnaphalium uliginosum</i>	17	0,13	0,13
<i>Capsella bursa-pastoris</i>	16	0,03	0,03
<i>Rorippa palustris</i>	12	0,07	0,03
<i>Polygonum aviculare</i>	11	0,02	0,07
<i>Cirsium arvense</i>	9	0,07	5,9
<i>Viola arvensis</i>	6	.	.
<i>Ranunculus sceleratus</i>	5	0,13	0,1
<i>Plantago intermedia</i>	4	0,10	0,9
<i>Polygonum lapathifolium</i>	3	0,07	1,7
<i>Glyceria fluitans</i>	3	0,5	0,03
<i>Brassica napus</i>	3	0,07	.
<i>Bidens tripartita</i>	2	0,4	.
<i>Stachys palustris</i>	1	2,5	0,07
<i>Poa annua</i>	1	0,03	0,13
<i>Agrostis stolonifera</i>	.	10,4	1,0
<i>Elytrigia repens</i>	.	1,7	.

Die bessere Befahrbarkeit der Senke nach Absenkung des Grundwassers durch die Anlage des kleinen Teiches wurde im Jahr 2002 dazu benutzt, diese Fläche im Herbst 2001 mit Weizen und im Frühjahr 2002 mit Rotklee einzusäen, der im Sommer dichte Bestände bildete. Dies führte dazu, daß die oben genannten Arten, bis auf die recht hochwüchsigen *Polygonum*-Arten, kaum in Erscheinung traten.

Teiche

Im Vergleich aller auf dem Lindhof vorgefundenen Biotope beherbergten die Ufer des im „Dannenkuhl“ gelegenen Teiches im Jahr 1999 die größte Anzahl von Arten pro Flächeneinheit, die durch eine Mischung aus Sumpf-, Ruderal-, und Segetal-Arten zustandekommt. Die Artenzahlen lagen zwischen 8 und 22 pro 10 m² Aufnahmefläche. Dominierend waren Hochstaudenfluren, die durch Herden von *Epilobium hirsutum*, *Galium aparine*, *Poa trivialis* und auf etwas höher gelegenen Flächen auch von *Anthriscus silvestris*, *Arctium nemorosum* und *Alliaria petiolata* gebildet wurden. Häufig waren zudem *Elytrigia repens*, *Urtica dioica*, *Galeopsis tetrahit*, sowie *Calystegia sepium* und *Stachys sylvatica* in der Nähe des südlicher gelegenen, kleinen Teiches.

Im Drainageteich (Gewann „Schlucht“) und größten der „Dannenkuhl“-Teiche fehlten 1999 und 2002 submerse Wasserpflanzen. Das flache und hypertrophe Wasser des letztgenannten Gewässers wurde von *Typha latifolia* dominiert, welche durch *Phragmites australis*, *Juncus effusus* und *Carex pseudo-cyperus* in Ufernähe abgelöst wurden. Abgesehen von Wasserlinsen (*Lemna minor*, *Spirodela polyrhiza*) und *Potamogeton natans*, der bereits für 1992 von HOLST & RÜHS (1993) angegeben wurde, war auch der kleine Teich im „Dannenkuhl“ bis auf *Potamogeton natans* frei von Wasserpflanzen, beherbergte aber die semiaquatisch wachsenden Arten *Alisma plantago-aquatica*, *Bidens tripartita* und *Glyceria fluitans* in einem Drainagegraben. Der neu angelegte Teich im „Dannenkuhl“ war bereits im Jahr 2002 von *Typha latifolia* und geringen Mengen von *Lemna minor* besiedelt, Den schmalen Ufersaum nahm fast durchgehend *Cirsium arvense* ein, neben der nur geringe Mengen an *Glyceria fluitans* und *Agrostis stolonifera* vorkamen.

Grünland

Dauer-Grünland spielte in der Vergangenheit auf dem Lindhof nur eine sehr untergeordnete Rolle. Im Zuge der Umstellung wurden einige Bestände neu begründet, was zu einer Grünlandfläche von 8,6 ha im Jahr 1999 führte. Dominierend waren im Jahr 2000 im westlichen „Oberen Weinberg“ *Trifolium repens* und *Lolium perenne*, häufig *Plantago lanceolata*, *Phleum pratense* und *Dactylis glomerata*, seltener *Cirsium arvense*, *Poa annua*, *Achillea millefolium*, *Dactylis glomerata*, *Rumex obtusifolius*, *R. crispus*, *Festuca rubra*, *F. pratensis*, *Plantago major* und *Lotus corniculatus*. Im Jahr 2002 bildeten *Trifolium repens* und *Lolium perenne* über 90% des Gesamtbestandes, nur *Phleum pratense* war noch etwas häufiger, während andere Arten ganz (*Achillea millefolium*, *Lotus corniculatus*) oder fast ganz fehlten.

Das Grünland im „Vorderen Weinberg“ erwies sich im Jahr 2002 als noch artenärmer. Neben den dominierenden Arten *Trifolium repens* und *Lolium perenne* war nur noch *Poa annua* etwas häufiger. An Störstellen traten gelegentlich noch *Matricaria maritima*, *Taraxacum officinale* und *Rumex obtusifolius* auf. Die gesamte Artenzahl des Grünlandes liegt etwas über den hier genannten Arten (Tab.1). Sie ist auf das sporadische Auftreten einiger Ackerwildkräuter zurückzuführen.

Zum Lindhof gehöriges Dauergrünland von ca. 3.5 ha Größe existiert außerhalb der von mir untersuchten Fläche im Nordwesten des Gebietes. Es handelt sich nach HOLST & RÜHS (1993) um feuchte bis frische Flächen, die den Quecken-Ampferrasen (*Agropyro-Rumicion*) bzw. den Knickfuchsschwanzrasen (*Alopecuretum geniculati*) zuzuordnen sind.

5 Diskussion

Kleinstrukturen

Leider lässt die bisher geringe Zahl betriebsbezogener Bestandesaufnahmen ungenutzter Kleinstrukturen einen Vergleich des Lindhofes mit anderen Betrieben der Region bzw. Mitteleuropas nur sehr bedingt zu. Der für den Lindhof ermittelte Kleinstrukturanteil von 5.8% der Fläche liegt sicherlich über dem vieler anderer intensiv wirtschaftender Betriebe der Region, erreicht aber nicht den aus agrarökologischer Sicht angestrebten Mindestwert für agrarisch genutzte Landschaften von 10% (PFADENHAUER et al. 1997). Durch die Neuanlage von Knicks ist dieser Anteil etwas größer als früher, liegt aber deutlich unter der Zunahme auf anderen Versuchsbetriebe nach Umstellung auf ökologischen Landbau. Das Versuchsgut Scheyern bei Freising (Bayern) wies früher einen Kleinstrukturanteil von 2.5% auf, der im Zuge der Umstellung auf 12% der Fläche (ohne Ackerbrachen) erhöht wurde (PFADENHAUER et al. 1996). Auf dem Pappelhof im Saarland wurden vor der Umstellung weniger als 5% der Flächen von Kleinstrukturen eingenommen, sieben Jahre nach der Umstellung belief sich ihr Anteil auf ca. 25%, wobei Säume mit über 10% den größten Anteil hatten (RECK et al. 1999). Es sei jedoch erwähnt, daß die Erhöhung der Strukturvielfalt im Zuge der Umstellung ein erklärtes Ziel auf diesen beiden Versuchsbetrieben, aber nicht auf dem Lindhof war (LOGES, mdl. Mitt.).

Auf regionaler Ebene liegt der Lindhof im Bereich der von VOIGTLÄNDER et al. (2001) für zwei schleswig-holsteinische Landschaftsausschnitte genannten Anteile, die in der Probstei bei Kiel 3.5 % für flächenhafte und 3.3 % für lineare Kleinstrukturen, und für Bliesdorf jeweils 7.7 % und 4.8. % betragen. Wesentlich niedrigere Werte werden aus nord- und ostdeutschen Regionen mit großen Acker- und Grünlandflächen angegeben. Hier liegen die Kleinstrukturanteile an der landwirtschaftlichen Nutzfläche fast immer unter 5 % (KRETSCHMER & HOFFMANN 1997, VOIGTLÄNDER et al. 2001). Eine wichtige ökologische Größe ist die Dichte linearer, gehölzdominierter Strukturen (in Schleswig-Holstein gemeinhin als Knickdichte angegeben) in einem bestimmten Gebiet und ihre Veränderung in den vergangenen Jahrzehnten bzw. Jahrhunderten. Im Vergleich zum 19. Jahrhundert ist die Knickdichte auf dem Lindhof deutlich zurückgegangen, obwohl der Rückgang weit weniger dramatisch ausfällt als in vielen anderen norddeutschen Landschaften, die teilweise 80% und mehr ihrer Knicks verloren (KNAUER 1988). Die Werte für Knickdichten sind natürlich auch vom gewählten Landschaftsausschnitt und dessen Größe abhängig. Das zeigt sich in der Diskrepanz zwischen dem von mir gefundenen Wert von 50 m/ha für den Lindhof und der von HOLST & RÜHS (1993) für ein 312 ha großes Untersuchungsgebiet, dessen Zentrum der Lindhof ist, angegebene Knickdichte von 37.5 m². Dies ist darauf zurückzuführen, daß in meine Berechnung sowohl Knicks einbezogen wurden, welche die Außengrenzen des Lindhofes bilden, als auch Gehölzstreifen (Steilküste, B 503), die nicht als Knick angesprochen werden können.

Die Knickdichte des Lindhofes entspricht ungefähr der anderer Landschaften Schleswig-Holsteins. Angaben zur Knickdichte reichen von 29 m/ha für eine Landschaft in Angeln (KNAUER 1988) und 33 m/ha für einen Landschaftsausschnitt um Bliesdorf bei Lübeck (VOIGTLÄNDER et al. 2001), bis zu 47 m/ha im Gebiet um die Bornhöveder Seenplatte (VON STAMM & WELTERS 1996) bzw. 54.1 m/ha in der Probstei (VOIGTLÄNDER et al. 2001). Weit geringere Anteile linearer Gehölzstrukturen finden wir in vielen anderen Landschaften Norddeutschlands. VOIGTLÄNDER et al. (2001) geben für drei Gebiete von je ca. 2000 ha Größe Werte zwischen 18.7 und 25.4 m/ha an, MÜHLE (2000) dokumentiert eine sehr geringe Dichte aller linearen Strukturen, also auch der nicht gehölzdominierten, von 20 m/ha für das mitteldeutsche Schwarzerdegebiet.

Durch eine Vielzahl von Vegetationsaufnahmen (z.B. KRETSCHMER & HOFFMANN 1997, SCHRAUTZER et al. 1996, SPARKS et al. 2000) wurde belegt, daß unabhängig vom Strukturierungsgrad 80-90 % aller Hecken- und Saumstrukturen der meisten agrarisch genutzten Landschaften Mitteleuropas heute durch Fragmente von Segel- und Ruderalfgesellschaften bestimmt sind. Ein Vergleich mit den Ergebnissen zweier betriebsbezogener (ANDERLIK-WESINGER et al. 1998, SPARKS et al. 2000) und einer gebietsübergreifenden Studie (VOIGTLÄNDER et al. 2001) zeigt sehr ähnliche Artenzahlen, Pflanzengemeinschaften und Dominanz/Abundanzstrukturen über einen weiten geographischen Bereich. Direkt mit dem Lindhof vergleichbar ist die Manor Farm in Yorkshire (UK) aufgrund fast gleicher Betriebsgröße (164 ha), ähnlicher Heckenlängen (10.400 m), fast identischer Aufnahmemethoden und Größe der Aufnahmeflächen in der Studie von SPARKS et al. (2000). Die Artengarnitur der Hecken setzte sich aus 31 Gehölzen, 25 Gräsern und 94 Kräutern zusammen, entspricht also ziemlich genau der Verteilung und Artenzahl der Knicks auf dem Lindhof. Auch Abundanz und Dominanz der meisten Arten sind sich sehr ähnlich. Gemeinsam ist allen Untersuchungen die Allgegenwart von Knaulgras-Queckenfluren, die in erster Linie von *Urtica dioica*, *Arrhenatherum elatius*, *Agropyron repens* und *Anthriscus silvestris* dominiert werden. Schmale Säume sind zudem durch mittlere Häufigkeiten weit verbreiteter Ackerwildkräuter und besonders durch das häufige Auftreten von *Cirsium arvense* gekennzeichnet. Im Gegensatz zum Lindhof sind jedoch im weiter südlich gelegenen Scheyern trotz der intensiven Wirtschaftsweise noch recht artenreiche, mesophile Säume in einiger Ausdehnung vorhanden (ANDERLIK-WESINGER et al. 1998). Es verwundert daher nicht, daß die Artenzahl der Vegetationsaufnahmen von Säumen in Scheyern mit 16 – 37 Arten auf wesentlich kleineren Flächen genauso hoch oder sogar höher liegt als in vielen Knicks auf dem Lindhof mit mehreren hundert metern Länge. Erwartungsgemäß sind typische Arten mesophiler Säume, anders als in Scheyern, auf dem Lindhof selten (*Hypericum perforatum*, *Agrimonia eupatoria*, *Campanula rotundifolia*), auf Böden mit hohem Sandanteil beschränkt und nur in sehr geringer Individuenzahl vorhanden.

Ein Trend zur zunehmenden Ruderalfisierung von Knicks, der für das Gebiet der Bornhöveder Seen belegt wurde (SCHRAUTZER et al. 1996), läßt sich auch auf dem Lindhof erkennen. Hier wie dort gehören die Stickstoffzeiger *Urtica dioica*, *Galium aparine* und *Agropyron repens* zu den häufigsten Arten des Unterwuchses und der meist schmalen, vorgelagerten Säume, während typische Waldarten nur noch vereinzelt im Zentrum mancher Knicks zu finden sind. Die in ungestörten Knicks ausgebildete floristische Zonierung ist auf dem Lindhof nicht oder nur schwach ausgeprägt. Diese Ruderalfisierung wird in erster Linie durch die regelmäßigen Nährstoffeinträge aus den angrenzenden Ackerflächen, über Düngung und Erosion, bei gleichzeitig ausbleibendem Nährstoffentzug in den Knicks und Säumen verursacht. KRETSCHMER & HOFFMANN (1997) konnten in Ostdeutschland gegen den Eintrag von Nährstoffen empfindliche Charakterarten der Acker- und Wegsäume in der Regel nur an über fünf Meter breiten, stärker von Nährstoffeinträgen abgepufferten Saumbereichen, oder im Zentrum größerer komplexer Strukturen nachweisen. Derartige Strukturen (z. B. Feldgehölze in Verbindung mit trockenen Magerrasen und Staudensäumen) gibt es allerdings auf dem Lindhof nicht.

Einen bedeutenden Beitrag zur Biodiversität leisten nasse Ackersenken, welche oft Arten beherbergen, die in einer modernen Agrarlandschaft sonst kaum mehr zu finden sind (HOFFMANN & KRETSCHMER 2000). In der Tat treten Arten der Zwergbinsen- und ruderalen Zweizahngesellschaften auf dem Lindhof fast nur in einer einzigen zeitweilig vernässten Senke (Dannenkuhl) auf. Da es keine Fließgewässer als verbindende, dem Diasporentransport dienende Elemente gibt, sind diese Arten von vergleichbaren Standorten weitgehend isoliert. Die Populationsgröße dieser einjährigen Pionierarten ist starken jährlichen Schwankungen unterworfen, die sowohl von der Bewirtschaftung, als auch von den Witterungsbedingungen abhängig ist. In trockenen Jahren kann die Kulturfrucht und vor allem Untersaaten eine Keimung und nachfolgende Etablierung dieser Arten fast vollständig unterbinden. Allerdings haben fast alle dieser meist einjährigen Sumpfpflanzen die Fähigkeit, durch hohe Samenproduktion und die Bildung eines Samenreservoirs für viele Jahre im Boden zu überdauern und in nassen Jahren massenhaft aufzulaufen, was ihre akute Gefährdung mindert.

Der Flächenanteil von Feuchtgebieten auf dem Lindhof ist auch im Vergleich mit anderen Landschaftsausschnitten Schleswig-Holsteins sehr gering. Zudem wird die Nutzung bis fast an die Ufer der wenigen Kleinstgewässer betrieben, was einen schmalen, stark ruderalfisierten Ufersaum zur Folge hat, der von Ubiquisten und Stickstoffzeigern beherrscht wird.

Flora und Vegetation der Äcker

Die Segetalvegetation wurde, im Gegensatz zu Dänemark und den meisten Bundesländern, in Schleswig-Holstein seit den 50er Jahren kaum mehr untersucht. Eine Ausnahme bildet die Acker-Wildkrautflora nordwestlich von Schleswig, die überdies einen Vergleich mit einer Untersuchung aus den 50er Jahren einbezieht (HERTZBERG 1954, HAGGE 1988). Da dieses Gebiet überwiegend von sandigen, zumindest ursprünglich sauren Böden geprägt wird und als nicht weizenfähig gilt, ist seine Ackerwildkraut-Vegetation nur bedingt mit der des Lindhofes zu vergleichen. Während auf den armen, sauren Böden der Geest vorwiegend Lämmersalat-Fluren und verwandte Gesellschaften vorherrschten bzw. immer noch vorherrschen, war die östliche Hügellandschaft wahrscheinlich auch vor der Intensivierung der landwirtschaftlichen Produktion von Unkrautgesellschaften besserer, nährstoff- und basenreicherer Böden geprägt, die sich floristisch von denen saurer, sandiger Böden deutlich unterscheiden. Auf dem Lindhof wurde die Segetalflora vor 1999 nie untersucht, und daher gibt es auch keine Möglichkeit, unmittelbare Aussagen über ihre Veränderung im Verlauf der letzten 40 Jahre zu machen. Mittelbar lassen sich Veränderungen aber durch die in vergleichbaren Landschaften abgelaufenen (beobachteten) Prozesse nachvollziehen.

Bei den auf dem Lindhof häufigen Arten handelt es sich fast ausschließlich um solche Arten, die nach einer Literaturoauswertung von ALBRECHT (1989) in Mitteleuropa auf Ackerflächen häufiger geworden sind, oder deren Häufigkeit sich nur unwesentlich verändert hat. Eine Zunahme in jüngerer Zeit fand Albrecht bei *Chamomilla sauvolens*, *Galium aparine* und *Matricaria maritima*. Nur zwei der 15 häufigsten Arten des Lindhofes, *Myosotis arvensis* und *Cirsium arvense*, wurden von ALBRECHT (1989) als rückgängig eingestuft. Einen eindrucksvollen Beleg für die nivellierenden Bedingungen des modernen konventionellen Ackerbaus über einen weiten geographischen Bereich liefert ein Vergleich der Frequenz von Ackerwildkräutern auf dem Lindhof mit den Ergebnissen einer sehr umfangreichen Auswertung von Vegetationsaufnahmen (über 2000 plots) in Schweden. Die Rangfolge der Frequenz zumindest der häufigen Arten auf dem Lindhof deckt sich erstaunlich gut mit der Rangfolge in der Studie von HALLGREN et al. (1999). In dieser Studie waren, ähnlich wie auf dem Lindhof, *Stellaria media*, *Viola arvensis*, *Matricaria maritima* und *Chenopodium album* unter den fünf häufigsten Arten. Lediglich *Galeopsis spp* und in geringerem Maße *Capsella bursa-pastoris* waren in Schweden wesentlich häufiger. Auch eine Übersichtsstudie aus Dänemark kommt zu ähnlichen Ergebnissen hinsichtlich der dominierenden Arten. In der 1987-89 durchgeführten Studie waren *Stellaria media* und *Poa annua* die häufigsten Arten (ANDREASEN et al. 1996). Ihre Häufigkeit hatte sich zudem in 20 Jahren nur wenig verändert, während fast alle anderen Arten zum Teil sehr stark zurückgegangen sind. Es ist daher erstaunlich, daß VOIGTLÄNDER et al. (2001) trotz der stark vereinheitlichten Anbauverfahren zwischen Schleswig-Holstein und Nordost-Deutschland noch Unterschiede in der Segetalflora feststellen konnten. Allerdings zeigten sich diese Unterschiede nur in höheren Abundanzen von *Capsella bursa-pastoris*, *Stellaria media*, *Viola arvensis* und *Polygonum aviculare* in Schleswig-Holstein. Viele der häufigen Arten treten verstärkt in Äckern mit engen Fruchtfolgen und einem hohen Anteil an Wintergetreide auf. Es sind vor allem Arten, deren Samen das ganze Jahr über keimen (z.B. *Capsella bursa-pastoris*, *Poa annua*, *Stellaria media*, *Viola arvensis*) und die daher, im Gegensatz zu Kältekeimern (z.B. *Aphanes arvensis*, *Veronica hederifolia*), von den im Frühjahr ausgebrachten Herbiziden nur unvollständig erfasst werden. Opfer enger Fruchtfolgen mit stark rückgängiger Tendenz in konventionellen Wintergetreidefeldern sind in Ostdeutschland nach PÖTSCH & BUSCH (1985) *Capsella bursa-pastoris* und *Thlaspi arvense*, dessen Seltenheit wohl auch auf dem Lindhof auf die gleichen Ursachen zurückzuführen ist. Einige der häufigen Arten weisen zudem eine hohe Resistenz gegen Herbizide auf. Dies scheint in besonderem Maße auf die häufigste Art des Lindhofes, *Viola arvensis*, zuzutreffen (PÖTSCH & BUSCH 1985, ALBRECHT 1989). Einen durch Herbizide verursachten Rückgang fand Albrecht (1989) bei Arten, die auf dem Lindhof in wenigen Flächen und meist in geringen Individuenzahlen vorkommen. Dazu gehören *Anagallis arvensis*, *Aphanes arvensis*, *Veronica persica*, *Fallopia convolvulus* und *Gnaphalium uliginosum*. Bei *Anagallis arvensis*, einer in Dänemark und wahrscheinlich auch in Schleswig-Holstein vor 30 Jahren noch häufigen Art, hat neben seiner Herbizidempfindlichkeit auch seine geringe Konkurrenzkraft und eine relativ niedrige Samenproduktion zu einem überproportional starken Rückgang beigetragen (ANDREASEN et al. 1996). Ein deutliches Zeichen für den Einfluß von Herbiziden auf die Ausprägung der Segetalflora auf dem Lindhof war das Auftreten dieser und einiger weiterer Arten in einem Spritzfenster eines 1999 konventionell bewirtschafteten und fast wildkrautfreien Ackers (Seekamp). Nach der Umstellung wäre daher eine Ausbreitung dieser herbizidempfindlichen Arten auf dem Lindhof zu erwarten. Auch die auf dem Lindhof übliche intensive Stoppelbearbeitung kann ein Grund für das seltene Auftreten von Arten sein, die auf der Stoppelbrache günstige Entwicklungsbedingungen vorfinden. Besonders betroffen von dieser Maßnahme, die eine Samenreife bei diesen meist spätfrechenden Arten verhindert, sind *Aphanes arvensis*, *Juncus bufonius*, *Conyza canadensis* und *Polygonum aviculare* (ARLT et al. 1991).

Auffallend ist die sehr geringe Frequenz sogenannter „Hackfrucht-Unkräuter“ (z.B. *Galinsoga parviflora*, *Euphorbia helioscopia*, *Fumaria officinalis*, *Solanum nigrum*), sowie das gänzliche Fehlen von typischen Maisunkräutern (*Echinochloa crus-galli*, *Setaria* spp., *Digitaria* spp., *Chenopodium polyspermum*, *Amaranthus retroflexus*) auf dem Lindhof, obwohl Mais und Hackfrüchte in der Vergangenheit regelmäßig angebaut wurden (LOGES, mdl. Mitt.). Bei den Hackfrucht-Unkräutern kann möglicherweise eine effektive Bekämpfung durch Herbizide zu einem starken Rückgang beigetragen haben, da alle, bis auf *Galinsoga parviflora*, in der Region nicht selten sind (RAABE 1987). Eine andere Erklärung findet sich für die typischen Maisunkräuter, die zumeist Neophyten aus wärmeren Regionen und Sommerkeimer sind. Obwohl zwei Arten, *Setaria viridis* und *Digitaria ischaemum*, bereits in den 40er Jahren von RAABE (1949) für Ostholstein angegeben und in den 80er Jahren auf Äckern bei Schleswig nicht selten waren (HÄGGE 1988), ist ihre Ausbreitung in Schleswig-Holstein anscheinend noch im Gange und das Gebiet des Dänischen Wohld noch nicht vollständig erreicht (RAABE 1987). Auch im Jahr 2002 war keine dieser Arten im auf dem „Seekamp“ angebauten Mais zu entdecken, aber es ist wohl nur eine Frage der Zeit, bis einige dieser Arten sich im Dänischen Wohld dauerhaft etablieren, wie dies auch in weiten Teilen Dänemarks vor nicht allzu langer Zeit der Fall war (ANDREASEN et al. 1996). Ähnlich wie *Chenopodium hybridum* und *C. ficifolium*, die im Jahr 1999 wohl eingeschleppt (Pflanzgut?) vorübergehend mit wenigen Exemplaren auftraten, könnten ihre Diasporen mit Maschinen, Autos, oder Pflanz- bzw. Saatgut auf den Lindhof eingeschleppt werden.

Gibt es Arten, die für ökologischen bzw konventionellen Anbau charakteristisch sind? Zwei Arten, die in Südschweden nach RYDBERG & MILBERG (2000) typisch für den ökologischen Landbau sind und auf konventionell bewirtschafteten Flächen viel seltener auftreten, sind *Centaurea cyanus* und *Vicia hirsuta*. Auch im Rheinland werden sie, neben *Papaver dubium* und *Myosotis arvensis*, von KÖNIG (1989) als typische Arten für den ökologischen Landbau bezeichnet. Die Ergebnisse weiterer Studien deuten allerdings darauf hin, daß der entscheidende, die Zusammensetzung der Segetalflora bestimmende integrative Faktor die Bewirtschaftungsintensität ist. Da eine geringe Intensität zumindest bisher mit einer ökologischen Anbauweise recht eng korreliert war, lassen sich Differentialarten bzw. Charakterarten für den ökologischen Landbau im engeren Sinne kaum identifizieren. Veränderungen in der Fruchfolge und eine Reduzierung des Herbizid- und Düngereinsatzes können auch im konventionellen System zu einer Verschiebung des Artenpektrums führen. Allerdings läßt sich der intensiv betriebene Ackerbau oft im gehäuften Auftreten von Stickstoffzeigern (z.B. *Polygonum persicaria*, *P. lapathifolium*, *Solanum nigrum*), ausläuferbildende Arten (*Agropyron repens*, *Equisetum arvense*) und schwer bekämpfbaren Gräsern (*Poa trivialis*, *Alopecurus myosurides*) erkennen (ARLT et al. 1991, STEIDL & RINGLER 1997). Da diese Arten wahrscheinlich auch vor der Umstellung auf dem Lindhof entweder keine große Rolle spielten (*Poa trivialis*, *Alopecurus myosurides*), oder lokal auf bestimmte, standörtlich ihnen zugängliche Bereiche konzentriert waren (*Polygonum*-Arten in der nassen „Dannenkuh“-Senke) sind sie, wie die oben genannten, ökologische Landwirtschaft „anzeigenden“ Arten, als Indikatoren der Umstellung (Rückgang) auf dem Lindhof nur begrenzt verwendbar.

Artenzahlen und Strukturvielfalt

Für die in hohem Maße von der Anzahl und Ausdehnung von Kleinstrukturen abhängigen Zahl an Pflanzenarten gibt es auf Betriebsebene nur wenig Vergleichsmöglichkeiten. Auf dem wesentlich kleineren Pappelhof im Saarland (30 ha) kamen vor der Umstellung auf ökologischen Landbau 184 Pflanzenarten vor, 7 Jahre nach der Umstellung waren es 290. Zu dieser starken Zunahme trugen allerdings ein erheblich erweiterter Grünlandanteil, sowie Ansaaten gewünschter Wildkräuter entscheidend bei (RECK 1999). Der Zusammenhang zwischen der Fläche von Kleinstrukturen und der Gesamtartenzahl wurde in Agrarlandschaften Brandenburgs und Thüringens untersucht. Bei einem Flächenanteil von ca. 5% an Kleinstrukturen fand sich, bezogen auf 100 ha, eine Gesamtartenzahl von ca. 180, was der des Lindhof ziemlich genau entspricht. Schon eine geringe Erhöhung der Strukturvielfalt führte im Vergleich zu ausgeräumten, nahezu strukturlosen Agrarflächen zu einer relativ starken Zunahme der Artenzahl (HOFFMANN & KRETSCHMER 2001).

Artenzahlen auf Ackerflächen

Die Artenzahl der Äcker des Lindhofs liegt mit 10 bis 25 Arten/Acker im Bereich der von anderen Autoren in Mitteleuropa gefundenen Werte. Allerdings wachsen nach Eggers & Zwerger (1998) in Norddeutschland, dessen Äcker als besonders artenarm gelten, oft nur 10 Arten pro Acker. Nach eigenen Beobachtungen ist dies eine Größe, die auch konventionell bewirtschafteter Äcker in der Umgebung des Lindhofes, dem „Dänischen Wohld“, aufweisen. Höhere Artenzahlen weisen in der Regel Äcker in weiter südlich bzw. südöstlich gelegenen Regionen Mitteleuropas auf. Ein Landschaftsausschnitt im hessischen Bergland, dessen

Segetalvegetation ähnlich der des Lindhofes ursprünglich der Ackerfrauenmantel-Echte Kamille-Gesellschaft zugerechnet werden kann, beherbergte in 66 untersuchten Schlägen insgesamt 51 Segetalarten, wobei die Artenzahlen in intensiv bewirtschafteten Äcker am niedrigsten waren (WALDHARDT & OTTE 2001). Die mittlere Gesamtartenzahl/Schlag (alpha-Diversität) geben Waldhardt et al (2000) mit 33 an. Am artenreichsten ist mit 97 Segetalarten der Ökohof Seeben bei Halle (VAN ELSEN 1996).

Die Artenzahlen pro Acker können über einen weiten Flächenbereich (0.1 – ca. 10(?)ha) als direkt vergleichbar angesehen werden, sofern die Flächen homogen sind (WALDHARDT et al. 2000). Vergleiche zwischen den Angaben verschiedener Autoren auf einer niedrigeren Skalenebene sind jedoch nur eingeschränkt möglich, da die Flächengrößen pro Aufnahme oft unterschiedlich gewählt wurden. Am weitesten verbreitet ist die Wahl einer zusammenhängenden Untersuchungsfläche von 100 m² Größe, von der oft angenommen wird, sie in vielen Fällen den größten Teil der Arten eines Ackers umfasst. Allerdings zeigten die Aufnahmen auf dem Lindhof, daß zwischen der Artenzahl eines Ackers und der Artenzahl der jeweils ca. 5 nahe beieinanderliegenden Flächen von 1 m² Größe doch noch eine erhebliche Differenz besteht, obwohl ich mit dieser Methode zu ähnlichen Artenzahlen wie auf einer zusammenhängenden Fläche von 100 m² gekommen bin.

Mit 7.9 Arten/5 x 1m² im Jahr 1999 bzw. 9.5 Arten/5 x 1m² im Jahr 2002 (nach Umstellung) liegt der Lindhof deutlich unter den Werten der meisten anderen Untersuchungen. JENSEN (1969) gibt für 57 Äcker in Dänemark eine mittlere Artenzahl/50 m² von 15.8 m² an, ALBRECHT (1989) fand in verschiedenen Landschaften Bayerns auf 193 Versuchsflächen von je 100 m² eine durchschnittliche Artenzahl von 16 (Median). Noch höher lagen mit ca. 26 Arten/100m² die Artenzahlen auf dem Ökohof Seeben bei Halle (WITTMANN & HINTZSCHE 1996). Niedrigere Artenzahlen als der Lindhof wiesen die konventionell bewirtschafteten Äcker auf Gut Ritzerau (Schleswig-Holstein) auf, deren Artenzahl im Jahr 2001 bei 4.3/100 m² und 10.6/Acker lag (Geweke, mdl. Mitt.).

Auf den Äckern eines Landschaftsausschnittes bei Schleswig war die Artenzahl im Durchschnitt höher als auf dem Lindhof. Die Streuung ist auf den Äckern bei Schleswig allerdings viel breiter als auf dem Lindhof mit 4 - 17 Arten (5 x 1m²) in ökologischen und 2 - 14 Arten in konventionellen Äckern. Geringe Artenzahlen zwischen 4 und 12 traten überwiegend in intensiv konventionell bewirtschafteten Getreideäckern auf, während hohe Artenzahlen (bis 49 Arten/100m²) auf extensiv bzw. langjährig ökologisch wirtschaftende Betriebe beschränkt waren (HAGGE 1988). In beiden Gebieten ist die Artengarnitur von Äcker mit niedriger Artenzahl weitgehend identisch und kann dem Verband *Aperetalia spicae-venti* zugerechnet werden. HAGGE (1988) gibt für die Felder bei Schleswig eine Abnahme der mittleren Artenzahl seit den 50er Jahren um ca. 50%, die mittleren Deckungsgrade der Segetalvegetation sollen sogar um 75% zurückgegangen sein. Dies deckt sich mit den auf Mitteleuropa bezogenen Angaben von EGGERS & ZWERGER (1998), nach der die Segetal-Arten im Vergleich zu den 50er Jahren um bis zu 50% zurückgegangen sind und denen von ANDREASEN et al. (1996) aus Dänemark, die auf ihren Probeländern einen Artenrückgang um 60% in nur 20 Jahren feststellen mußten. Auch aus den von RAABE (1949) für das Meßtischblatt Selent in Ostholstein angegebenen mittleren Artenzahlen (20 – 26) läßt sich ein genereller Rückgang der Segetalflora ableiten, obwohl sich diese, der pflanzensoziologischen Methode folgend, nicht auf eine exakte Flächengröße beziehen.

Als Gründe für den Rückgang werden in allen Untersuchungen in erster Linie Intensivierung, Nivellierung der Standorte und engere Fruchtfolgen angegeben. Die herausragende Bedeutung einer extensiven Produktion für die Diversität der Segetalflora wird durch mehrere Untersuchungen belegt. Die mittlere Artenzahl/100 m² nahm nach SCHMIDT et al. (1995) auf Betrieben in Niedersachsen vom konventionellen über das integrierte zum extensiven System zu. Im Lahn-Dill-Bergland war der nutzungsbedingte Unterschied in der Artenzahl der überwiegend kleinen Schläge (< 1 ha) ebenfalls sehr hoch. Während auf intensiven Flächen nur 4 Arten/m² und 10 Arten/25 m² gefunden wurden, waren es in extensiv genutzten Flächen 17 bzw. 27 Arten (WALDHARDT et al. 2000). Ähnlich große Unterschiede fanden Wehke & Zoldan (2002) im westlichen Hunsrück mit 10 Arten/50m² für extensive bzw. 29 Arten/50m² für intensive Nutzung.

Auf ökologisch bewirtschafteten Feldern wurden innerhalb einer Region und sogar auf benachbarten Äckern häufig doppelt bis dreifach höhere Artenzahlen gefunden als im konventionellen Landbau (CALLAUCH 1981, KÖNIG 1989, WOLFF-STRABAU 1989, MOREBY et al. 1994, RASMUSSEN & ASCARD 1995, VAN ELSEN 1996, WEHKE & ZOLDAN 2002). Ein solch großer Unterschied existierte für den Lindhof zum Zeitpunkt der Aufnahme 1999 nicht. Allerdings war, wie in anderen vergleichenden Untersuchungen (VAN ELSEN 1996, RYDBERG & MILBERG 2000), die Stetigkeit der meisten Arten in ökologischen Feldern höher als in

konventionellen Feldern. Die höhere Stetigkeit häufiger Arten ist auch der Grund für die etwas höheren Artenzahlen der ökologisch bewirtschafteten Flächen des Lindhofes auf niedrigen Skalenebenen (1m² und 5 x 1m²). In fast allen einschlägigen Studien wurde auch eine deutlich höhere Deckung der Ackerwildkräuter auf ökologischen Betrieben gefunden (HAGGE 1988, ALBRECHT 1989, MOREBY et al. 1994, SCHMIDT et al. 1995). Eine mittlere Deckung von 20 bis 30% ist für ökologisch bewirtschaftete Äcker ein häufiger Wert, während er auf intensiv bewirtschafteten Flächen meist unter 5% liegt. Auffallend ist, daß in allen Untersuchungen zwar eine deutliche Zunahme häufiger, bereits im Gebiet vorkommender Arten berichtet wird, aber keine Einwanderung bzw. Wiederauftreten neuer Arten beobachtet wurde.

Nur einen leichten Anstieg der Artenzahl von 15 auf 18 fanden ALBRECHT & MATTHEIS 1996) auf Flächen des Versuchsgutes Scheyern nach Umstellung von konventionellen auf ökologischen Landbau, wobei seltene Arten kein Populationswachstum aufwiesen. Als Grund nennen die Autoren eine zweimalige mechanische Wildkrautregulierung und die Konkurrenz durch Untersaaten. In der erfolgreichen Unterdrückung der Ackerwildkrautflora v.a. durch den ausgeklügelten Einsatz von Untersaaten dürfte auch der Hauptgrund für die recht geringen Unterschiede in der Artenzahl zwischen konventionellen auf ökologischen Feldern auf dem Lindhof im Jahr 1999 zu suchen sein. Der Anstieg der mittleren Artenzahl auf dem Lindhof ist vergleichbar mit dem Anstieg auf dem Versuchsgut Scheyern und auf Gut Ritzerau nach deren Umstellung und beruht fast ausschließlich im Auflaufen der im jeweiligen Gebiet bereits häufigen Segetalarten aus der Diasporenbank. Eine Zunahme der Artenzahlen durch das Hinzutreten weiterer, bisher nicht gefundener Arten ist nicht zu erwarten, auch wenn diese durch die Umstellung günstige Bedingungen zu ihrer Entwicklung und Ausbreitung vorfinden würden. Dies ist auf die mittlerweile recht lange Periode flächendeckender, intensiver Bewirtschaftung zurückzuführen, die ein Überleben seltener Arten in der Diasporenbank ausschließt und in Mitteleuropa Bedingungen geschaffen hat, unter der die erneute Einwanderung ehemals heimischer Arten unwahrscheinlich wird (ARLT & JÜTTERSONKE 2000). Die offensichtliche Diskrepanz des Artenzahlen-Verhältnisses ökologischer zu konventionellen Betrieben zwischen Lindhof und Scheyern einerseits und den überwiegend in den 70er und 80er-Jahren untersuchten Betrieben andererseits ist mit Sicherheit eine Folge effektiver gewordener Beikraut-Regulierungsmaßnahmen im ökologischen Landbau. Maßnahmen, die sich negativ auf die Diversität auswirken können, bestehen neben mechanischer Unkrautbekämpfung (Hacken und Striegn) aus einer späten Aussaat des Winterweizens, dem Anbau von (Winter)Zwischenfrüchten, insbesondere aber der Untersaat von Kleegras, der Mahd desselben im Mai, bevor annuelle Beikräuter mit der Samenbildung beginnen, sowie anschließender Beweidung (LOGES, mdl. Mitt.).

Wichtigste Voraussetzung für eine Zunahme der Artenzahl ist trotzdem die Reduzierung der Produktionintensität, die auch heute noch meist eng mit einer ökologischen Bewirtschaftungsweise verbunden ist. Der bedeutendste Faktor, noch vor dem Verzicht auf Herbizide, scheint der höhere Lichtgenüß der Ackerwildkräuter in dem durch geringeres Nährstoffangebot lichteren Beständen der Kulturfreize zu sein. WALDHARDT et al. (2000) fanden eine hochsignifikante Beziehung zwischen der Bodendeckung der Kulturräume und den Artendichten der Segetalvegetation und schlossen daraus, daß oberhalb einer Bestandesdichte von 60 % keine den regionalen Gegebenheiten entsprechende Segetalflora (mit einer Artenzahl zwischen 20 – 25/25 m²) ausgebildet wird. Weitere Bedingungen, die zu einer Erhöhung der Artenzahlen führen können, sind die im ökologischen Landbau üblichen weiteren Fruchtfolgen, mit einem höheren Anteil an Hackfrüchten und möglicherweise ein steter Wechsel zwischen Winter- und Sommergetreide. Bemerkenswert ist in diesem Zusammenhang die Ineffektivität der von der EU geförderten halbherzigen Management-Maßnahmen zur Erhöhung der Biodiversität auf Äckern in den Niederlanden. Anscheinend war das Nährstoff-Niveau der Äcker auch nach einer Reduzierung des N-Inputs von 246 auf 106 kg/Jahr⁻¹ ha⁻² noch zu hoch, um eine Zunahme der Artenzahl zu bewirken (KLEIJN et al. 2001).

Unterschiedliche Verteilungsmuster der Segetalflora können prinzipiell auf räumlicher und auf zeitlicher Ebene auftreten. Der Frage nach dem Ausmaß räumlicher Unterschiede und ihren Ursachen wurde auf dem Lindhof nicht explizit nachgegangen, aber aus der offensichtlich lokalen Häufung einiger Arten und aus der Berechnung von Ähnlichkeitswerten ergaben sich Hinweise auf die inhomogene Verteilung von Arten auf der ackerbaulich genutzten Fläche. Demnach scheinen räumliche Verteilungsmuster der Arten konsistenter als die durch unterschiedliche Fruchtfolgen, Witterungsbedingungen u.a. Faktoren bedingten zeitlichen Unterschiede zu sein.

Räumliche Unterschiede können durch unterschiedliche Bodeneigenschaften, Feuchtigkeitsverhältnisse und Nutzungsgeschichte zustandekommen, aber auch durch eine unterschiedliche Besiedlungsgeschichte von Äckern durch bestimmte Arten (ANDREASEN et al. 1991, ANDERSSON & MILBERG 1998). Ein Überwiegen des

„site-effects“ über angebaute Kulturfrucht, Fruchfolge und Düngung konnte in einem 30-jährigen Feldversuch in Südschweden von ANDERSSON & MILBERG (1998) nachgewiesen werden.

Da die konventionelle Landwirtschaft auch eine Nivellierung von Standortsbedingungen zur Folge hatte, die vermutlich eine Ausdehnung des Siedlungsgebietes von Ubiquisten nach sich zog, ist zu vermuten, daß sich die räumliche Diversität der Segetalflora auf dem Lindhof durch die Umstellung auf ökologischen Landbau langfristig erhöhen wird. Untersuchungen zur räumlichen und zeitlichen Variabilität der Zusammensetzung von Diasporenbank und Vegetation legen dies nahe (WITTMANN & HINTZSCHE 1996, ALBRECHT & PILGRAM 1997).

Diasporenbank der Äcker

Nach CAVERS & BENOIT (1989) liegt die Zahl der lebensfähigen Samen in (Getreide)äckern der nördlichen Hemisphäre überwiegend zwischen 5.000 und 40.000 Diasporen/m², JENSEN (1969) gibt für 57 untersuchte Äcker in Dänemark einen Mittelwert von 50.000 lebenden Diasporen an, von denen im Schnitt (aus nicht konzentrierten Proben) im Gewächshaus 19.000 keimten, und ROBERTS (1981) nennt für England Werte zwischen 4.000 und 70.000 Diasporen/m². Zwischen 350 und 182.000 Diasporen/m², mit einem Median von 8.270 und einem Mittelwert von 19.390 liefern aus Proben von 140 Äckern in Bayern auf (ALBRECHT & BACHTHALER 1989). Mit Werten zwischen 2.600 und 14.000 liegt der Lindhof damit im unteren Bereich der in diesen Übersichtsstudien ermittelten Werte, vergleichbar den Diasporenzahlen (Median 4.950 m²) der Äcker des Versuchsgutes Scheyern bei Freising kurz nach der Umstellung (ALBRECHT & FORSTER 1996, ANDERLIK-WESINGER et al. 1998). Die Wahrscheinlichkeit, daß die Diasporenzahlen im Ackerboden des Lindhofes größer waren, legt eine Wiederholung der Untersuchung von Jensen in Dänemark nahe (JENSEN & KJELLSON 1992). Danach waren die Diasporenzahlen nach 25 Jahren auf denselben Flächen im Mittel um über 50% gesunken.

Die Ähnlichkeit in der Artenzusammensetzung zwischen Diasporenbank und Vegetation war auf dem Lindhof recht gering, sofern sie auf die kleinen Untersuchungsflächen von 1 m² bezogen wurde. Wenn jedoch die Artengemeinschaft der Probeflächen eines Ackers zusammen betrachtet werden, ist eine bessere Übereinstimmung feststellbar, auch wenn die Unterschiede nicht ganz verschwinden. Unterschiede zwischen Diasporenbank und Vegetation treten auf Äckern regelmäßig auf und können vor allem als Folge unterschiedlicher Keimungsstrategien der Ackerwildkräuter aufgefasst werden. Zeitpunkt und Art der durchgeführten Bewirtschaftungsmaßnahmen, sowie die Eigenschaften der angebauten Kulturfrucht haben einen großen Einfluß auf die jeweils ausgebildete Segetalvegetation (ALBRECHT & PILGRAM 1997). Deutliche Unterschiede zwischen Diasporenbank und Unkrautflora in Äckern Ostdeutschlands wurden von PÖTSCH & BUSCH (1985) auf ein zusätzliches Diasporen-Potential im Boden zurückgeführt. Nach Aussetzen der Herbizidbehandlung, oder durch das Einschalten eines Brachestadium kann dieses Potential aktiviert werden, was in der Folge natürlich auch geringere Unterschiede zwischen Diasporenbank und oberirdischer Vegetation bedeutet.

Die Artenzahlen in der Diasporenbank sind auch im herbizidfreien Landbau meistens mit den Artenzahlen der Vegetationsaufnahmen korreliert, liegen aber meistens etwas höher. Das ist nicht außergewöhnlich, da die Zahl der lebenden Diasporen die Zahl der oberirdisch wachsenden Individuen in der Regel um das 10- bis über 100-fache übersteigt und Individuen seltener Arten oberirdisch oft nur weit zerstreut vorkommen (ALBRECHT & PILGRAM 1997). Daher liegen nicht nur die Artenzahlen der Vegetationsaufnahmen am unteren Ende der in vergleichbaren Studien gefundenen Werte, sondern auch die Artenzahlen im Diasporenreservoir der Lindhof-Acker. Durchschnittlich 16 Arten/1 m² liefern auf Feldern nahe Osnabrück auf (FISCHER & BERNHARDT 1993), ebenso viele Arten/1 m² kamen auf bayerischen Äckern in der Diasporenbank vor (Albrecht 1989). Es ist allerdings zu berücksichtigen, daß die Artenzahl der Diasporenbank auf dem Lindhof einen Mindestwert darstellt, die auf die geringe Probemenge von 1000 cm³ Boden zurückgeführt werden kann. Arten mit nur wenigen Samen im Boden werden nur unvollständig erfasst.

Ein gutes Beispiel für den Einfluß eines bestimmten Faktors auf das Auftreten bestimmter Arten, in diesem Fall die Witterung, ist das Auftreten der Feuchtezeiger *Gnaphalium uliginosum* und *Juncus bufonius*, die in der oberirdischen Vegetation der untersuchten Schläge fast nie festgestellt wurden, aber in der Diasporenbank nicht selten waren. Hohe Diasporen-Zahlen dieser beiden Krumenfeuchte-Zeiger und ihr Fehlen in trockenen und durchschnittlich feuchten Jahren ist ein Phänomen, das auch in anderen Studien bestätigt wurde (JENSEN 1969, FISCHER & BERNHARDT 1993, ALBRECHT & PILGRAM 1997). Extrem hohe Samendichten von bis zu

660.000 Samen/m², die in zwei Äckern bei Osnabrück auftraten, waren auf das Massenvorkommen von *Juncus bufonius* in der Diasporenbank zurückzuführen. Diese Art stellte im Bestandesinneren von nicht herbizid-behandelten Feldern ca. 75%, und im Ackerrandstreifen 62% der Gesamtmenge an Diasporen (FISCHER & BERNHARDT 1993).

Äcker zeigen eine starke Dynamik der Diasporenbank, mit einer hohen Turnover-Rate der Diasporen von 2 – 3 Jahren (ROBERTS 1981). Auch von Arten mit persistenter Diasporenbank überdauert nur ein kleiner Prozentsatz der Diasporen längere Perioden. Daher ist in der Regel davon auszugehen, daß bei ausbleibender oder geringer Samenproduktion über einen längeren Zeitraum und der hohen Samen-Mortalität in bearbeiteten Böden nicht mit dem Auftreten weiterer Arten zu rechnen ist. Zudem bildet eine erhebliche Anzahl von Ackerwildkräutern keine dauerhafte Diasporenbank (ANDERSSON et al. 2002, ROBERTS 1986). Eine Re-Etablierung von Ackerwildkraut-Fragment-Gesellschaften erscheint zwar über einen Zeithorizont von bis zu 20 Jahren möglich, aber nur dann, wenn die Diasporenbank durch Selbstbegrünung oder Umwandlung in Dauergrünland ungestört bleibt (WALDHARDT et al. 2001). Da auf dem Lindhof bis zur Umstellung fast reiner Ackerbau betrieben wurde, ist mit einem Auflaufen von Segetal-Arten aus der Diasporenbank, die in den drei zurückliegenden Jahren nicht auf den Äckern gefunden wurden, nicht zu rechnen. Hohe Abbauraten der Samenmenge zeigen nach OTTE (1992) *Capsella bursa-pastoris*, *Myosotis arvensis*, *Veronica hederifolia* und *Stellaria media*, während *Fallopia convolvulus* und *Chenopodium spp* eine längere Lebensdauer im Boden haben.

Werden sich die Arten- und Individuenzahlen in der Diasporenbank des Lindhofs durch die Umstellung ändern? Einen Anstieg der Diasporenzahlen legen die Ergebnisse auf den Versuchsgütern Scheyern bei Freising (AL-BRECHT & SOMMER 1998) und Seeben bei Halle (WITTMANN & HINTZSCHE 2000) nahe. Innerhalb von drei Jahren stieg die Zahl der Diasporen/m² in Scheyern von ca. 4.000 auf ca. 17.000 (auf ökologisch bewirtschafteten Flächen), in Seeben innerhalb von fünf Jahren von ca. 17.000 auf ca. 35.000 an. Ein deutlicher Unterschied in den Arten- und Individuenzahlen der Diasporenbank bildete sich innerhalb von 6 Jahren auf mehreren englischen Versuchsgütern in Abhängigkeit von der Bewirtschaftungs-Intensität aus. Auf Flächen mit einer starken Reduzierung des Herbizideinsatzes in Verbindung mit einer extensivierten Management (v.a. Sommergetreide) wurden 23 Arten gefunden, im intensiven System (Wintergetreide) waren es nur 11 Arten (Squire et al. 2000). Allerdings wurden auch hier, wie in Scheyern, nur häufige Arten deutlich gefördert. Obwohl der ökologische Landbau auf den Einsatz von Herbiziden verzichtet und die Bestände der Kulturfrüchte relativ licht sind, kann es trotzdem vorkommen, daß sich die Arten- und Individuenzahl in der Diasporenbank nach der Umstellung nur wenig erhöht, oder sogar zurückgeht. Der Grund ist die häufige Einsaat von Kleegrasmischungen die, als Untersaat oder Grünfutter, eine stark reduzierende Wirkung auf den Diasporenvorrat hat. Auf dem Reinhof bei Göttingen erreichte der Samenvorrat im Boden einer mit Kleegras eingesäten Brache nur ca. ein Fünftel der Menge in einer selbstbegrünten Brache (SCHMIDT et al. 1995). Oft ist ein Großteil der Arten nur mit sehr geringen Diasporenmengen vertreten. Weniger als 100 Samen/m² wurden bei 44% der Arten in einer Untersuchung von OTTE (1992) gefunden. Die künftige Entwicklung der Diasporenbank und damit natürlich auch die Entwicklung der Segetalvegetation auf einzelnen Flächen des Lindhofs wird daher stark von Einsatz und Ausmaß der Untersaaten abhängen. Da die Einsaat von Kleegrasmischungen in fast allen Kulturen erfolgt, ist nur mit einer geringen Zunahme der Artenzahlen und Diasporenmengen zu rechnen.

Den höchsten Zuwachs an Diasporen im Boden bringen kurzfristig selbstbegrünte Brachen (WALDHARD et al. 2001). JÖDICKE & TRAUTZ (1994) fanden, im Vergleich zu benachbarten Ackerflächen mit vergleichbarer Vornutzung (Fruchtfolge), unter 4-jährigen Brachen um das 10- bis 40-fache erhöhte Diasporenzahlen. Parallel dazu hatte sich auch die Artenzahl der oberirdischen Vegetation um das 2-3-fache erhöht. Auch auf dem Lindhof war die Artenzahl der Ackerwildkräuter in einer einjährigen Brache (Dannenkuhl) von 3.5 auf 8.8 Arten/m² angestiegen.

Eine Abnahme sowohl der unterirdischen als auch der oberirdischen Artenzahl und der Anzahl der keimfähigen Diasporen im Boden vom Rand zur Mitte von Äckern wurde in einer Reihe von Untersuchungen festgestellt (HILBIG 1987, VAN ELSEN 1989, WILSON & AEBISCHER 1995, HALD 1999). Ein Grund für diese Abnahme sind nach WILSON & AEBISCHER (1995) vor allem die verminderte Konkurrenz durch die Kulturfрут im Randbereich, die den Segetalpflanzen Blüte und Samenbildung in größerer Individuenzahl ermöglicht. Eine größere Häufigkeit von Keimlingen im Randbereich fanden WILSON & AEBISCHER (1995) nicht nur bei Saumpflanzen wie *Urtica dioica* und *Galium aparine*, sondern auch bei typischen Segetalarten

wie *Matricaria maritima*, *Veronica* spp und *Myosotis arvensis*. Eine Ausnahme von dieser Regel machen lediglich *Viola arvensis* und *Polygonum aviculare*, deren Keimlinge (bzw. der mit der Zahl der Keimlinge positiv korrelierten Samenzahl im Boden) im Bestandesinneren häufiger waren als im Randbereich. Im Gegensatz dazu waren Samenzahlen von *Polygonum aviculare* auf dem Lindhof in Randnähe deutlich höher als in Richtung Ackermitte, aber viele Segetalpflanzen (*Chamomilla* spp., *Matricaria maritima* und *Poa annua*) waren in der Diasporenbank des Randbereiches stärker vertreten als im Acker. Allerdings waren die Samen der meisten Arten in zu geringer Zahl vorhanden, um ihr Verteilungsmuster sicher interpretieren zu können.

Der Unterschied in der Artendichte zwischen Randzone und Feldinnerem macht den wohl auffallendsten Unterschied zwischen ökologisch und konventionell bewirtschafteten Flächen aus. In konventionellen Äckern fällt die Artenzahl zur Mitte hin abrupt und stark ab, während in ökologisch bewirtschafteten Äckern oft nur ein geringer Unterschied zwischen Randzone und Feldinnerem Besteht (VAN ELSEN 1989).

Bewertungsparameter und Indikator-Arten

Sowohl der Flächenanteil von Kleinstrukturen als auch einfache, undifferenzierte Artenzahlen sind nur begrenzt zur Beurteilung der biotischen Wertigkeit von Agrarlandschaften geeignet. Die Zahl der Arten allein sagt noch nichts darüber aus, ob es sich um seltene Arten, Arten mit enger ökologischer Amplitude, oder um Ubiquisten handelt. Von besonderem Interesse in den stark eutrophierten Agrarlandschaft des östlichen Hügellandes mit nivellierten Standortbedingungen ist das Vorkommen von Arten, die (1) einen niedrigen oder mittleren Zeigerwert (nach Ellenberg) für Stickstoff haben, (2) als Pionierarten auf zeitweilig überschwemmten (Acker)Flächen vorkommen und die durch die Drainage in der Landschaft stark zurückgegangen sind, (3) in Knicks und Gehölzen als typische Waldarten vorkommen, (4) die mäßig trockene Standorte auf Äckern oder im Grünland besiedeln, (5) selten, aber charakteristisch für Segetalgesellschaften sind, die unter den natürlichen standörtlichen Gegebenheiten ausgebildet wären (Aphanion; Aphano-Matricarietum).

Als Indikatorarten außerhalb der Acker- und Grünlandflächen können die auf dem Lindhof lokal und in geringen Individuenzahlen vorkommenden Arten *Hypericum perforatum*, *Centaurea jacea*, *Campanula rotundifolia*, *Daucus carota*, und *Agrimonia eupatoria* dienen, da sie für mäßig trockene und mäßig nährstoffreiche Standorte typisch sind. Ihre Populationsdynamik an offenen Wuchsarten, insbesondere in Säumen spiegelt den N-Status, aber auch die Bewirtschaftungsintensität benachbarter Flächen wider. Diese Arten sollten nach der Umstellung mittelfristig zunehmen, da der Eintrag von Düngemitteln an ihre Wuchsorte geringer als bisher ausfallen wird. Die Vegetation gut ausgebildete Knicks ist zoniert und beherbergt in der Regel eine Reihe von schattenertragenden Waldfesten, die durch die angrenzenden Nutzungseinflüsse und das Vordringen ruderaler Arten selten geworden sind (SCHRAUTZER et al. 1996). Auf dem Lindhof sind dies vor allem *Dryopteris filix-mas*, *Mercurialis perennis*, *Poa nemoralis*, *Polygonatum multiflorum* und in geringerem Ausmaß die konkurrenzkräftigere und auch außerhalb des zentralen Knickbereiches vorkommende *Stachys sylvatica*.

Dauer-Grünland kann in einer Agrarlandschaft wesentlich zur Phanerogamen-Diversität beitragen, sofern die Nutzung extensiv erfolgt und die Zufuhr von Dünger relativ gering bleibt. Auf dem Lindhof steuert das Grünland nur wenig zur Diversität bei, da fast nur Gräser mit wenigen, dominierenden Arten und Weißklee vertreten sind. Das fast völlige Fehlen von Kräutern kann teilweise mit der Anbaugeschichte erklärt werden. In der jüngeren Vergangenheit spielte das Grünland auf dem Lindhof kaum eine Rolle, was bei der geringen Überlebensdauer vieler Grünlandarten in der Diasporenbank deren lokales Aussterben zur Folge hat. Da typische Grünlandkräuter in den Säumen kaum noch oder nicht mehr vertreten sind, kann eine Wiederbesiedlung aus diesen Refugien nicht mehr stattfinden. Zusätzlich erschwert wird eine Wiederbesiedlung von den Rändern natürlich auch durch Grünland-Einsaat mit einem artenarmen, gräserdominierten Gemisch, das sofort aufläuft und nur wenige Vegetationslücken freiläßt. Eine Indikatorfunktion kann neben der alpha-Diversität der Anteil der Kräuter im Grünland haben, dessen Zunahme positiv zu werten ist. Besonders zu achten ist auf das Auftreten von Arten, die bereits in wenigen Exemplaren im Grünland, oder dessen Rändern vorkommen (v.a. *Lotus corniculatus*, *Lathyrus pratensis*, *Achillea millefolium*).

Als Leitbild für Äcker kann die Wiederherstellung des typischen, artenreichen Aphano-Matricarietums in verschiedenen standörtlichen Ausprägungen (Varianten) dienen. Viele der charakteristischen Arten sind auf dem Lindhof noch zu finden, aber oft nur noch in geringer Menge.

Als Indikatoren einer extensiveren Wirtschaftsweise sind *Aphanes arvensis*, *Anagallis arvensis*, *Arabidopsis thaliana*, *Papaver dubium*, *Anchusa arvensis*, *Erodium cicutarium*, *Myosotis arvensis*, *Veronica arvensis* und *Thlaspi arvense* als entweder für das Aphanion bzw das Aphano-Matricarietum charakteristische, allgemein seltene, stark zurückgegangene (ALBRECHT 1989) oder für den ökologischen Landbau typische Arten geeignet. Die Charakterart des Aphano-Matricarietums, *Chamomilla recutita*, ist auf dem Lindhof recht häufig und scheint durch intensiven Ackerbau kaum gefährdet. Neben einer Veränderung der Artenzahlen sollte auf das Auftreten von Arten, die für den ökologischen Landbau typisch sind (*Centaurea cyanus*, *Papaver dubium*, *Vicia hirsuta*, *Vicia tetrasperma*) und Arten der Hackfrüchtäcker (v.a. *Fumaria officinalis*, *Euphorbia helioscopia*) geachtet werden, die bisher nicht oder nur vereinzelt auf dem Lindhof gefunden wurden. Ihr Auftreten kann als Zeiger einer möglichen stärkeren standörtlichen Diversifizierung und stark diversifizierter Fruchtfolgen interpretiert werden. Überdies macht die generell enge Korrelation zwischen Ackerwildpflanzen und gesamter Artenvielfalt die Zahl dieser spezialisierten Artengruppe auch zu einem geeigneten Kriterium für die gesamte Biodiversität (ALBRECHT 2000).

Entwicklungspotentiale und Vorschläge zu einer Neustrukturierung

Eine Reduzierung der Aussaattäthe in Verbindung mit dem Aussetzen von Herbiziden kann in kurzer Zeit zu einer Erhöhung der Artenzahl auf Äckern führen (FISCHER & MILBERG 1997). Auch zeigt die erhebliche Zunahme der Artenzahl auf einer Brachfläche im „Dannenkuhl“ innerhalb eines Jahres, daß Brachen zur Erhöhung der Artendiversität führen. Zahlreiche Untersuchungen zeigen, daß den Rotationsbrachen eine wichtige Rolle für die Regeneration der Diasporenbank und eine deutliche Zunahme der Artenzahl zukommt (WALDHARDT 1994, , PFADENHAUER et al. 1996, SCHMIDT et al. 1998). Allerdings wurden auf dem Lindhof weder in der Diasporenbank von drei Äckern, noch bei der Vegetationskartierung seltene Arten (bzw Arten der Roten Liste) gefunden, noch traten neue Arten im Zuge der Umstellung auf. Eine Einwanderung seltener Arten von außen ist unwahrscheinlich, da viele der Zielarten in der umliegenden Landschaft nicht vorkommen und zudem keine Einrichtungen zur Ausbreitung über größere Distanzen haben (PFADENHAUER et al. 1996). Da die floristische Diversität vor allem vom Artenpool, der auf einer bestimmten Fläche zur Verfügung steht, abhängt, ist das Potential zur Ausbildung vollständiger Ackerwildkrautgesellschaften auf dem Lindhof begrenzt.

Abhilfe schaffen läßt sich durch die Anlage von Ackerkrautstreifen, durch die nicht nur der Artenreichtum in kurzer Zeit beträchtlich erhöht, sondern auch die dauerhafte Etablierung seltener Arten auf angrenzenden Flächen ermöglicht werden kann (KREBS 1992). Generell liefert der ökologische Landbau durch den Verzicht auf leicht lösliche Mineraldünger und Herbizide die Grundlage für eine erfolgreiche Wiederansiedlung von Ackerwildkräutern, sofern die dafür gewählten Flächen bestimmte Bedingungen erfüllen. Geeignet sind Böden mit hohen Sandanteilen bzw geringer Sorptionsfähigkeit, deren lichter Kulturpflanzenbestand genügend Raum für die Entwicklung von Konkurrenzschwachen und trockenheitsertragenden Ackerwildkräutern läßt. Erodierende Kuppen bieten oft gute Möglichkeiten für derartige Maßnahmen. Auch Grenzertragsflächen mit stark verdichteten Böden und nasse Senken bieten Ansiedlungsmöglichkeiten für eine weitere Gruppe spezialisierter Arten, die Zeiger staunasser Verhältnisse oder von Krumenfeuchte sind. Bodenwertzahlen < 40 liefern zumindest auf dem Lindhof sichere, wenn auch unspezifische Hinweise auf geeignete Flächen. Mit Maschinen schwer bewirtschaftbare „Zwickel“ bieten sich zur Umwidmung in Brachen mit Einsaat an. Leguminosen-Untersaaten sollten in den den Ackerkrautstreifen benachbarten Zonen unterlassen oder zumindest stark eingeschränkt werden, um den Segetalarten überhaupt eine Möglichkeit zur dauerhaften Ansiedlung zu bieten. Unbedingte Voraussetzung ist die Unterlassung von Klee-Untersaaten in nassen Senken, da sie, mehr als Getreide, das Auflaufen der spezialisierten Arten periodisch überschwemmter Standorte fast völlig unterdrücken. Da innerhalb des Lindhofes keine Kompensationsmöglichkeit für diesen Vegetationstyp besteht, ist diese Maßnahme in dieser Senke von besonderer Bedeutung. Zu einer vollständigen Ausbildung standortgemäßer Segetalgesellschaften gehört außerdem die Eingliederung bzw die stärkere Berücksichtigung von Hackfrüchten in die Fruchtfolgen, um die mit diesen Kulturen assoziierten Arten stärker zu fördern. Die seit der Umstellung erheblich vergrößerte Vielfalt an Kulturarten ist ein wichtiger Schritt in diese Richtung und verhindert zudem die Entwicklung von Problemunkrautarten in stärkerem Umfang.

Weitere Möglichkeiten bietet die Untersaat von Samenmischungen, die neben Leguminosen auch eine Reihe von Ackerwildpflanzen enthalten. Im Rahmen des zur Zeit im Versuchsstadium befindlichen BiCropping-Systems wird dieser Ansatz als besonders erfolgversprechend verfolgt. Möglicherweise läßt sich zumindest in diesem Fall die Meinung von EGGLERS & ZWARGER (1998) widerlegen, daß Schutz von Segetal-Arten und wirtschaftliche Produktion auf derselben Fläche unvereinbar sind.

Allgemein gilt, daß die Strukturierung von Agrargebieten durch Kleinbiotope für den Erhalt seltener Arten und einer hohen Artendiversität von wesentlicher Bedeutung ist. Den wichtigsten Beitrag sowohl hinsichtlich der Habitatqualität als auch der Lebensraumsicherung für gefährdete Arten liefern ausreichend breite Kleinstrukturen mit einem gewissen Potential zur Abpufferung gegen Nutzungseinflüsse, insbesondere gegen Einträge von Nährstoffen aus angrenzenden bewirtschafteten Flächen. Gehölzstreifen und Säume unter 3 m Breite können diese Funktion kaum erfüllen (STEIDL & RINGLER 1997, KRETZSCHMER & HOFFMANN 1997). Daher ist eine erste Maßnahme die Einhaltung eines vorgegebenen Abstandes der Kulturfrucht von mindestens 1.5 m vom Knickfuß. Da die Dichte und der Vernetzungsgrad des Knicknetzes auf dem Lindhofes durch Neuanlagen wesentlich verbessert wurde, kommt daher der Verbreiterung von Knicks (Gehölz in Doppelreihen) größere Bedeutung zu.

Bei der Neustrukturierung ausgeräumter Agrarlandschaften ist es hinsichtlich des Biotop- und Artenschutzes sinnvoll, sowohl bestehende naturnahe Restbiotope zu vergrößern als auch durch Neuanlage ein Mosaik extensiv genutzter bzw. nicht genutzter Kleinbiotope unterschiedlicher Strukturtypen in einem losen räumlichen Verbund zu schaffen (KRETZSCHMER & HOFFMANN 1997). Zielgrößen sollte eine in ökologischen Anbauverbänden diskutierte Kombination von 20% Extensiv-Nutzungsflächen mit 5% Kleinstrukturen sein, da sie erst gemeinsam wesentliche ökologische Grundfunktionen einer Agrarlandschaft gewährleisten (OPPERMANN et al. 2000). Ähnlich dem Vorgehen bei Ackerkrautstreifen können bei der Verbreiterung von Krautsäumen, neben der Selbstbegrünung, aus Biotop- und Artenschutz-Sicht erwünschte Arten eingesetzt werden. Geeignete Samenmischungen regionaltypischer Saum- und Grünlandarten wurden im Rahmen des Ritzerau-Projektes entwickelt. Auch bei der Neuanlage von Grünland sollte eine artenreichen, standorttypischen Artenauswahl (Cynosurion-Arten) und nicht Klee-Weidelgras-Gemischen der Vorzug gegeben werden.

Danksagung

Die Untersuchungen zur Diasporenbank und der Vegetation im Jahr 1999 wurden aus Mitteln der Maßnahmengruppe 04 vom Land Schleswig-Holstein gefördert. Ich bedanke mich bei Hans-Jürgen Voss und Ulrich Tasch für die Unterstützung bei den Geländearbeiten, bei Oliver Geweke für die Überlassung von Vergleichsdaten aus Gut Ritzerau, bei Dirk Lorenzen für die Hilfe bei der Erstellung der Karte und bei Ralf Loges, Helge Neumann und Prof. Friedhelm Taube für die Unterstützung meiner Untersuchungen auf dem Lindhof, bei Ralf Loges zudem für die kritische Durchsicht des Manuskripts.

6 Literatur

- ALBRECHT, H. (1989): Untersuchungen zur Veränderung der Segetalflora an sieben bayerischen Ackerstandorten zwischen den Erhebungszeiträumen 1951/68 und 1986/88.- *Dissertationes Botanicae* 141.
- ALBRECHT, H. (2000): Eignung von Ackerwildkräutern als Indikatororganismen für die Biodiversität in landwirtschaftlichen Nutzflächen zur Bewertung von Artenschutzleistungen.- *Symposium des AK Agrarökologie der GFÖ in Freising (Abstractband)*, S.13.
- ALBRECHT, H. & FORSTER, E.-M. (1996): The weed seed bank of soils in a landscape segment in southern Bavaria – I. Seed content, species composition and spatial variability.- *Vegetatio* 125, 1-10.
- ALBRECHT, H. & MATTHEIS, A. (1996): Die Entwicklung der Ackerwildkrautflora nach Umstellung von konventionellem auf integrierten bzw. ökologischen Landbau.- *Z. Pflkrankh. Pflschutz Sonderh.*15, 211-224.
- ALBRECHT, H. & PILGRAM, M. (1997): The weed seed bank of soils in a landscape segment in southern Bavaria. II. Relation to environmental variables and to surface vegetation.- *Plant Ecology* 131, 31-43.
- ALBRECHT, H. & SOMMER, H. (1998): Development of the arable weed seed bank after the change from conventional to integrated and organic farming.- *Aspects of Applied Biology* 51, 279-288.
- ANDERLIK-WESINGER, G., ALBRECHT, H. & PFADEHAUER, J. (1998): Vegetationsentwicklung bestehender und neu angelegter Raine auf der FAM-Versuchsstation Klostergut Scheyern.- *Verh. Ges. f. Ökologie* 28, 273-280.
- ANDERSSON, T. N. & P. MILBERG (1998): Weed flora, and the relative importance of site, crop, crop rotation and nitrogen.- *Weed Science* 46, 30-38.
- ANDERSSON, L., MILBERG, P., SCHÜTZ, W., STEINMETZ, O. (2002): Germination characteristics and emergence time of annual *Bromus* species differing in weediness.- *Weed Research* 42, 135-147.
- ANDREASEN, C., STREIBIG, J. C., HAAS, H. (1991): Soil properties affecting the distribution of 37 weed species in Danish fields.- *Weed Res.* 31, 181-187.
- ARLT, K., HILBIG, W., ILLIG, H. (1991): *Ackerunkräuter – Ackerwildkräuter*.- A. Ziemsen Verlag, Wittenberg.

- ARLT, K. & JÜTTERSONKE, B. (2000): Vegetationsentwicklung nach langfristiger Stillegung landwirtschaftlicher Flächen.- *Agrarspectrum* 31, 171-179.
- BARKMAN, J.J., DOING, H., SEGAL, S. (1964): Kritische Bemerkungen und Vorschläge zur quantitativen Vegetationsanalyse.- *Acta Bot. Neerl.* 13, 394-419.
- CALLAUCH, R. (1981): Ackerunkraut-Gesellschaften auf biologisch und konventionell bewirtschafteten Äckern in der weiteren Umgebung von Göttingen.- *Tuexenia* 1, 25-37.
- CAVERS, P. B. & BENOIT, D. L. (1989): Seed banks in arable land. In: LECK, M.A., PARKER, V. T. & SIMPSON, R. I. (eds). *Ecology of soil seed banks*.- Academic Press, San Diego. p. 309-328.
- DUPRÉ, C. (2001): Regional and local variation in plant species richness.- PhD-Diss. University of Uppsala, Sweden.
- EGGERS, T. & ZWERGER, P. (1998): Arten- und Biotopschutz im Rahmen von Produktionsverfahren im Feldbau – Stand und Entwicklungstendenzen.- *Schr.-R. f. Vegetationskunde* 29, 59-68.
- EIGNER, J. (1978): Ökologische Knickbewertung in Schleswig-Holstein-- Die Heimat 85, 241-249.
- ELLENBERG, H., WEBER, H.E., DÜLL, R., WIRTH, V., WERNER, W., PAULIBEN, D. (1992): Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa.- *Scripta Geobotanica* XVIII. 2ed.
- FISCHER, A. & BERNHARDT, K.-G. (1993): Untersuchungen zur Vegetation und zum Diasporenvorrat von Ackerrandstreifen und konventionell genutztem Ackerinneren. In: *Biologie semiaquatischer Lebensräume*. Bernhardt, K.-G., Hurka, H., Poschlod, P. (Hrsg.).- VWN Verlag Natur und Wissenschaft, Solingen, S. 62-84.
- FISCHER, A. & MILBERG, P. (1997): Effects on the flora of extensified field margins.- *Swedish J. agric. Res.* 27, 105-111.
- HAGGE, H. (1988): Vergleichende Untersuchungen an der Wildkrauflora der Äcker nordwestlich Schleswigs.- Diplomarbeit an der CAU Kiel.
- HALD, A.B. (1999): Weed vegetation (wild flora) of long established organic versus conventional cereal fields in Denmark.- *Ann. appl. Biol.* 134, 307-314.
- HALLGREN, E., PALMER M.W. & MILBERG, P. (1999): Data diving with crossvalidation: an investigation of broad-scale gradients in Swedish weed communities.- *J. Ecol.* 87, 1037-1051.
- HERTZBERG, K. (1954): Ackerunkrautgesellschaften in Gemarkungen des Kreises Schleswig und ihre Brauchbarkeit zur Feststellung windgefährdeter und ortsteingeschädigter Standorte.- Diss. Univ. Kiel.
- HEYDEMANN, B. (1994): Neuer biologischer Atlas.- Wachmann, Neumünster.
- HILBIG, W. (1987): Wandlungen der Segetalvegetation unter den Bedingungen der industrieläßigen Landwirtschaft.- *Arch. Nat.schutz Landschaftsforsch.* 27, 229-249.
- HOFFMANN, J. & KRETSCHMER, H. (2001): Zum Biotop- und Artenschutzwert großer Ackerschläge in Nordostdeutschland.- *Peckiana* 1, 17-31.
- HOLST, H. & RÜHS, M. (1993): Neustrukturierung eines landwirtschaftlichen Betriebes nach Anforderungen des Natur- und Landschaftsschutzes.- Diplomarbeit Univ. Kiel.
- JENSEN, H.A. (1969): Content of buried seeds in arable soil in Denmark and its relation to the weed population.- *Dansk Botanisk Arkiv* 27, 1-56.
- JENSEN, H. A. & KJELSON, G. (1992): Changes in the seed bank in Danish arable soils in the period 1964-(1989): 9th Danish Plant Protection Conference. Weeds. Side effect of Pesticides.- *Statens Planteavlfsforsög. Plantevaernscentret*, Lyngby, Beretning no. S 2178-1992, pp. 93-105.
- JÖDICK, K. & TRAUTZ, D. (1994): Veränderungen der Samenbanken im Boden von Ackerbrachen.- *Natur und Landschaft* 69, 258-264.
- KLEIJN, D., BERENDSE, F., SMIT R., GILISSEN, N. (2001): Agri-environment schemes do not effectively protect biodiversity in Dutch agricultural landscapes.- *Nature* 413, 723-725.
- KNAUER, N. (1988): Die Knicklandschaft als ökologisches Gerüst der Kulturlandschaft.- *Unser Wald* 40, 163-165.
- KÖNIG, W. (1989): Alternativer und konventioneller Landbau – Vergleichsuntersuchungen von Ackerflächen auf Lößstandorten im Rheinland.- *Schriftenreihe LÖLF* 11, 280 S.
- KREBS, S. (1992): Ansata autochthoner Wildkräuter zur Biotopentwicklung in intensiv genutzten Agrarlandschaften.- Diss. Univ. Hohenheim
- KRETSCHMER, H. & HOFFMANN, J. (1997): Agrarlandschaft & Artenvielfalt. Neue Varianten zur Strukturierung der ostdeutschen Ackerflächen.- (www.verbraucherministerium.de/forschungsreport/rep2-97/agrar.htm).
- MIERWALD, U. & BELLER, J. (1990): Rote Liste der Farn- und Blütenpflanzen Schleswig-Holstein.- Landesamt f. Naturschutz und Landschaftspflege Schleswig-Holstein.
- MOREBY, S.J., AEBISCHER, N.J., SOUTHWAY, S.E., SOTHERTON, N.W. (1994): A comparison of the flora and arthropod fauna of organically and conventionally grown winter wheat in southern England.- *Ann. Appl. Biol.* 125, 13-27.
- MÜHLE, H., GRABAUM, R., MEYER, B.C. (2000): Dauerhaft umweltgerechte Landbewirtschaftung in Mitteldeutschland – Ideen, Methoden und Ergebnisse.- *Agrarspectrum* 31, 74-80.
- OPPERMANN, R., NÜRNBERGER, M., KUNZ, S. (2000): Kriterien zur Messung ökologischer Leistungen in der Landwirtschaft.- *Agrarspectrum* 31, 31-43.

- OTTE, A. (1990): Die Entwicklung von Ackerwildkraut-Gesellschaften auf Böden mit guter Ertragsfähigkeit nach dem Aussetzen von Unkrautregulierungsmaßnahmen.- *Phytocoenologia* 19, 43-92.
- OTTE, A. (1992): Entwicklung im Samenpotential von Ackerböden nach dem Aussetzen von Unkrautregulierungsmaßnahmen.- *Landwirtsch. Jahrbuch* 69, 837-860.
- PFADENHAUER, J. (1996): Der Forschungsverbund Agrarökosysteme München (FAM): Ein Modell für die umweltschonende Landwirtschaft der Zukunft?- *Verh. Ges. Ökol.* 26, 649-661.
- PFADENHAUER, J., ALBRECHT, H., AUERSWALD, K. (1996): Naturschutz in der Agrarlandschaft – Perspektiven aus dem Agrarökosysteme München (FAM).- *Ber. d. Reinh.-Tüxen-Ges.* 9, 49-59.
- PÖTSCH, J. & BUSCH, K.-D. (1985): Großräumige vegetationskundliche Untersuchungen zur Erfassung von Veränderungen der Ackerwildkrautvegetation.- *Arch. Nat.schutz Landsch.forsch.* 25, 238-246.
- RAABE, E. (1949): Der Zeigerwert der Ackerunkräuter im östlichen Holstein.- *Biol. Zentralblatt* 68, 471-488.
- RAABE, E. (1987): *Atlas der Flora Schleswig-Holsteins und Hamburgs.*- K. Dierßen & U. Mierwald (Hrsg.). Wachholtz Verlag, Neumünster.
- RASMUSSEN, J. & ASCARD, J. (1995): Weed control in organic farming. In: *Ecology and integrated farming systems*.- Glen, D.M., Greaves, M.P., Anderson, H.M. (Eds.).- John Wiley & sons, Chichester, UK, p. 49-67.
- RECK, H., MÖRSDORF, S., TRAUTNER, J., KAULE, G. u.a. (1999): Die Entwicklung neuer Lebensräume auf landwirtschaftlich genutzten Flächen.- *Angewandte Landschaftsökologie* 21, 124 S.
- ROBERTS, H.A. (1981): Seed banks in soil.- *Advances in Applied Biology* 6, 1-55.
- ROBERTS, H.A. (1986): Seed persistence in soil and seasonal emergence in plant species from different habitats.- *J. Appl. Ecol.* 23, 639-656.
- ROTHMALER, W. (1988): *Exkursionsflora für die Gebiete der DDR und der BRD*, Bd. 4.
- RYDBERG, N.T. & MILBERG, P. (2000): A survey of weeds in organic farming in Sweden.- *Biological Agriculture and Horticulture* 18, 175-185.
- SCHRAUTZER, J., VON STAMM, S. & TIDOW, S. (1996): Vegetation der Knicks.- *Ecosys* 5, 29-37.
- SPARKS, T.H., MEEK, W.R., MOUNTFORD, J.O., PYWELL, R.F. (2000): The spatial distribution of herbs and woody species in the hedgerows of an arable farm.- *Aspects of Applied Biology* 58, 401-406.
- SQUIRE, G.R., S. RODGER, WRIGHT, G. (2000): Community-scale seedbank response to less intense rotation and reduced herbicide input at three sites.- *Ann. Appl. Biol.* 136, 47-57.
- STEIDL, I. & RINGLER, A. (1997): Agrotope (2. Teilband) – *Landschaftspflegekonzept Bayern*, Band II.11.- Hrsg.: Bayer. Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen und bayer. Akad. für Naturschutz und Landsch.pflege (ANL). München, 360 S.
- TAUBE, F. & BÖHM, H. (2001): *Forschungsschwerpunkt Ökologischer Landbau und extensive Landnutzungssysteme auf dem Versuchsgut Lindhof*- Broschüre der Agrar- und Ernährungswissenschaftlichen Fakultät der Christian-Albrechts-Universität zu Kiel.
- TERHEERDT, G.N.J., VERWEIJ, G.L., BEKKER, R.M. & BAKKER, J.P. (1996): An improved method for seed-bank analysis: seedling emergence after removing soil by sieving.- *Funct. Ecol.* 10, 144-151.
- VAN ELSEN, T. (1989): Ackerwildkraut-bestände biologisch-dynamisch und konventionell bewirtschafteter Hackfrüchtäcker in der Niederrheinischen Bucht.- *Lebendige Erde* 4, 277-282.
- VAN ELSEN, T. (1996): Wirkungen des ökologischen Landbaus auf die Seggetalflora.-- In: Diepenbrock, W. & K.-J. Hülsbergen (Hrsg.) *Langzeiteffekte des ökologischen Landbaus auf Fauna, Flora und Boden*. Halle, Saale, S. 143-152.
- VOIGTLÄNDER, U., SCHELLER, W., CHRISTOF, M. (2001): Ermittlung von Ursachen für die Unterschiede im biologischen Inventar der Agrarlandschaft in Ost- und Westdeutschland als Grundlage für die Ableitung naturschutzverträglicher Nutzungsverfahren: Ergebnisse aus dem F+E-Vorhaben 808-02-005 des Bundesamtes für Naturschutz.
- VON STAMM, S. & WELTERS, A. (1996): Zur Geschichte der schleswig-holsteinischen Knicks.- *Ecosys* 5, 11-22.
- WALDHARDT, R. (1994): Flächenstillegungen und Extensivierungsmaßnahmen im Ackerbau. – *Flora, Vegetation und Stickstoffhaushalt*.- Vorlander, Siegen, 246 S.
- WALDHARDT, R., SIMMERING D., FUHR-BOSSDORF, K., OTTE, A. (2000): Beziehungen zwischen der Vielfalt von Flora und Vegetation und der Landnutzung in einer peripheren Kulturlandschaft.- „Treffpunkt Biologische Vielfalt“, Bundesamt für Naturschutz, Bonn (Hrsg.), S. 221-227.
- WALDHARDT, R., SIMMERING D., FUHR-BOSSDORF, K., OTTE, A. (2000): Floristisch-phytocoenotische Diversitäten einer peripheren Kulturlandschaft in Abhängigkeit von Landnutzung, Raum und Zeit.- *Agrarspectrum* 31, 121-147.
- 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. (www.oikos.ekol.lu.se).
- WALDHARDT, R. & OTTE, A. (2001): Abschätzung der zur Erhaltung einer lokaltypischen Ackerflora benötigten Fläche am Beispiel der Gemarkung Erda (Lahn-Dill-Bergland, Hessen).- *Peckiana* 1, 101-108.

- WEHKE, S. & ZOLDAN, J.-W. (2002): Die Segetalflora als maß der ackerbaulichen Nutzungsintensität – Beispielegebiete aus dem westlichen Hunsrück.- Verh. Ges. Ökol. 32, S. 25.
- WILSON, P.J. & AEBISCHER, N.J. (1995): The distribution of dicotyledonous arable weeds in relation to distance from the field edge.- J. Appl. Ecol. 32, 295-310.
- WITTMANN, C. & HINTZSCHE, E. (1996): Zur räumlichen Verteilung des Unkrautauftretens auf ausgewählten Ackerschlägen der Gemarkung Seeben.- In: Diepenbrock, W. & K.-J. Hülsbergen (Hrsg.): Langzeiteffekte des ökologischen Landbaus auf Fauna, Flora und Boden. Halle, Saale. S. 153-162.
- WITTMANN, C. & HINTZSCHE, E. (2000): Die Entwicklung der Segetalflora nach Umstellung auf ökologischen Landbau.- In: Hülsbergen, K.-J. & W. Diepenbrock (Hrsg.). Die Entwicklung von Fauna, Flora und Boden nach Umstellung auf ökologischen Landbau. Halle, Saale. S. 239-258.
- WOLFF-STRABU, R. (1989): Vergleich der Ackerwildkraut-Vegetation alternativ und konventionell bewirtschafteter Äcker.- Schriftenreihe LÖLF 11, 70-111.
- ZIOGAS, G. (1995): Geologie und Böden der Versuchsbetriebe Hohenschulen und Lindhof.- Diss. Univ. Kiel.

Anhang

Artenliste Äcker

<i>Anagallis arvensis</i>	<i>Erodium cicutarium</i>	<i>Polygonum aviculare</i>
<i>Anthusa arvensis</i>	<i>Fallopia convolvulus</i>	<i>Polygonum hydropiper</i>
<i>Apera spica-venti</i>	<i>Fumaria officinalis</i>	<i>Polygonum lapathifolium</i>
<i>Aphanes arvensis</i>	<i>Galium aparine</i>	<i>Polygonum persicaria</i>
<i>Arabidopsis thaliana</i>	<i>Geranium pusillum</i>	<i>Sambucus nigra</i>
<i>Artemisia vulgaris</i>	<i>Gnaphalium uliginosum</i>	<i>Senecio vulgaris</i>
<i>Atriplex patula</i>	<i>Juncus bufonius</i>	<i>Sisymbrium officinale</i>
<i>Brassica rapa</i>	<i>Lamium amplexicaule*</i>	<i>Solanum nigrum</i>
<i>Capsella bursa-pastoris</i>	<i>Lamium hybridum</i>	<i>Sonchus asper</i>
<i>Centaurea cyanus*</i>	<i>Lamium purpureum</i>	<i>Sonchus oleraceus</i>
<i>Chamomilla recutita</i>	<i>Lapsana communis*</i>	<i>Stellaria media</i>
<i>Chamomilla suaveolens</i>	<i>Lolium perenne</i>	<i>Taraxacum officinale</i>
<i>Chenopodium album</i>	<i>Matricaria maritima</i>	<i>Thlaspi arvense</i>
<i>Chenopodium ficifolium#</i>	<i>Myosotis arvensis</i>	<i>Urtica urens*</i>
<i>Chenopodium polyspermum#</i>	<i>Papaver dubium*</i>	<i>Veronica arvensis</i>
<i>Cirsium arvense</i>	<i>Plantago major</i>	<i>Veronica hederifolia</i>
<i>Elytrigia repens</i>	<i>Poa annua</i>	<i>Veronica persica</i>
<i>Equisetum arvense</i>	<i>Poa trivialis</i>	<i>Viola arvensis</i>

* nur 1999, * nur 2002 gefunden

Artenliste Lindhof

<i>Acer platanoides</i>	<i>Fallopia convolvulus</i>	<i>Polygonum aviculare</i>
<i>Acer pseudoplatanus</i>	<i>Festuca pratensis</i>	<i>Polygonum hydropiper</i>
<i>Achillea millefolium</i>	<i>Festuca rubra</i>	<i>Polygonum lapathifolium</i>
<i>Aegopodium podagraria</i>	<i>Ficaria verna</i>	<i>Polygonum persicaria</i>
<i>Agrimonia eupatoria</i>	<i>Fraxinus excelsior</i>	<i>Populus tremula</i>
<i>Agrostis stolonifera</i>	<i>Fumaria officinalis</i>	<i>Potamogeton natans</i>
<i>Alisma plantago-aquatica</i>	<i>Galeopsis speciosa</i>	<i>Potentilla anserina</i>
<i>Alliaria petiolata</i>	<i>Galeopsis tetrahit</i>	<i>Potentilla reptans</i>
<i>Alnus glutinosa</i>	<i>Galium album</i>	<i>Prunus padus</i>
<i>Alnus incana</i>	<i>Galium aparine</i>	<i>Prunus avium</i>
<i>Alopecurus pratensis</i>	<i>Geranium molle</i>	<i>Prunus padus</i>
<i>Anagallis arvensis</i>	<i>Geranium pusillum</i>	<i>Prunus serotina</i>
<i>Anthusa arvensis</i>	<i>Geum urbanum</i>	<i>Prunus spinosa</i>
<i>Anemone nemerosa</i>	<i>Glechoma hederacea</i>	<i>Pseudotsuga cf. douglasii</i>
<i>Anthriscus sylvestris</i>	<i>Glyceria fluitans</i>	<i>Quercus robur</i>
<i>Apera spica-venti</i>	<i>Gnaphalium uliginosum</i>	<i>Ranunculus repens</i>

<i>Aphanes arvensis</i>	<i>Hedera helix</i>	<i>Ranunculus sceleratus</i>
<i>Arabidopsis thaliana</i>	<i>Helianthus spp</i>	<i>Rorippa palustris</i>
<i>Arctium lappa</i>	<i>Heracleum sphondylium</i>	<i>Rorippa sylvestris</i>
<i>Arctium nemorosum</i>	<i>Hesperis matronalis</i>	<i>Rosa canina</i>
<i>Arrhenatherum elatius</i>	<i>Holcus lanatus</i>	<i>Rubus plicatus</i>
<i>Artemisia vulgaris</i>	<i>Humulus lupulus</i>	<i>Rumex acetosa</i>
<i>Atriplex patula</i>	<i>Hypericum perforatum</i>	<i>Rumex crispus</i>
<i>Barbaraea vulgaris</i>	<i>Hypericum tetrapterum</i>	<i>Rumex obtusifolius</i>
<i>Betula pendula</i>	<i>Juncus bufonius</i>	<i>Salix x rubens</i>
<i>Bidens tripartita</i>	<i>Juncus effusus</i>	<i>Salix cinerea</i>
<i>Brassica napus</i>	<i>Lamium album</i>	<i>Salix pentandra x ?</i>
<i>Bromus hordeaceus</i>	<i>Lamium amplexicaule</i>	<i>Salix purpurea</i>
<i>Calamagrostis canescens</i>	<i>Lamium galeobdolon</i>	<i>Salix viminalis</i>
<i>Calamagrostis epigejos</i>	<i>Lamium hybridum</i>	<i>Sambucus nigra</i>
<i>Calystegia sepium</i>	<i>Lamium purpureum</i>	<i>Scrophularia nodosa</i>
<i>Campanula rotundifolia</i>	<i>Lapsana communis</i>	<i>Senecio vulgaris</i>
<i>Capsella bursa-pastoris</i>	<i>Lemna minor</i>	<i>Silene alba</i>
<i>Carex hirta</i>	<i>Lolium multiflorum</i>	<i>Solanum nigrum</i>
<i>Carex pseudocyperus</i>	<i>Lolium perenne</i>	<i>Sonchus asper</i>
<i>Carpinus betulus</i>	<i>Lonicera periclymenum</i>	<i>Sonchus oleraceus</i>
<i>Castanea sativa</i>	<i>Lotus corniculatus</i>	<i>Sorbus aucuparia</i>
<i>Centaurea cyanus</i>	<i>Lycopus europaeus</i>	<i>Spirodela polyrrhiza</i>
<i>Centaurea jacea</i>	<i>Malus domestica</i>	<i>Stachys palustris</i>
<i>Cerastium holosteoides</i>	<i>Malva alcea ssp mauretanica</i>	<i>Stachys sylvatica</i>
<i>Chaerophyllum temulum</i>	<i>Matricaria maritima</i>	<i>Stellaria holostea</i>
<i>Chamomilla recutita</i>	<i>Medicago lupulina</i>	<i>Stellaria media</i>
<i>Chamomilla suaveolens</i>	<i>Mentha arvensis</i>	<i>Syimbrium officinale</i>
<i>Chenopodium album</i>	<i>Mercurialis perennis</i>	<i>Tanacetum vulgare</i>
<i>Chenopodium ficifolium</i>	<i>Myosotis arvensis</i>	<i>Taraxacum officinale</i>
<i>Chenopodium polyspermum</i>	<i>Myosotis palustris</i>	<i>Thlaspi arvense</i>
<i>Cirsium arvense</i>	<i>Oxalis fontana</i>	<i>Tilia cordata</i>
<i>Cirsium oleraceum</i>	<i>Papaver dubium</i>	<i>Trifolium medium</i>
<i>Cirsium palustre</i>	<i>Phleum pratense</i>	<i>Trifolium pratense</i>
<i>Cirsium vulgare</i>	<i>Phragmites australis</i>	<i>Trifolium repens</i>
<i>Corydalis cava</i>	<i>Picea abies</i>	<i>Trifolium resupinatum</i>
<i>Corylus avellana</i>	<i>Pinus silvestris</i>	<i>Tussilago farfara</i>
<i>Crataegus laevigata</i>	<i>Plantago lanceolata</i>	<i>Typha latifolia</i>
<i>Crataegus monogyna</i>	<i>Plantago major</i>	<i>Urtica dioica</i>
<i>Dactylis glomerata</i>	<i>Plantago major ssp intermedia</i>	<i>Veronica hederifolia</i>
<i>Daucus carota</i>	<i>Poa annua</i>	<i>Veronica persica</i>
<i>Dryopteris filix-mas</i>	<i>Poa nemoralis</i>	<i>Viburnum opulus</i>
<i>Elytrigia repens</i>	<i>Poa pratensis</i>	<i>Vicia cracca</i>
<i>Epilobium adnatum</i>	<i>Poa trivialis</i>	<i>Vicia sepium</i>
<i>Equisetum arvense</i>	<i>Polygonatum multiflorum</i>	<i>Vicia villosa</i>
<i>Erodium cicutarium</i>	<i>Polygonum amphibium</i>	<i>Viola arvensis</i>
<i>Euonymus europaeus</i>		

Anschrift des Verfassers:

PD Dr. Wolfgang Schütz
 Ökologiezentrum Kiel
 Christian-Albrechts-Universität
 Schauenburgerstrasse 112
 D-24118 Kiel
 e-mail: wschuetz@ecology.uni-kiel.de

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: [Kieler Notizen zur Pflanzenkunde](#)

Jahr/Year: 2003

Band/Volume: [30](#)

Autor(en)/Author(s): Schütz Wolfgang

Artikel/Article: [Vegetation, Flora und Biotop-Strukturen des Versuchsgutes
Lindhof \(Schleswig-Holstein\) 131-164](#)