

Erfassung und Analyse der Pflanzenartenvielfalt in der „Normallandschaft“ - ein Beispiel aus Mittelhessen

– Dietmar Simmering, Rainer Waldhardt, Annette Otte, Gießen –

Conclusions and Abstract

The here presented methodology for a landscape-scale survey and assessment of phytodiversity in agrarian landscapes gave differentiated results on species richness patterns in land-use types and on quantitative relations between landscape structure and phytodiversity. In the catchment area of the Wetter (313.5 km², Central Hesse, Germany) we sampled more than 800 species lists of 100 m²-plots in twenty representative study areas (1 km²). The results of the statistical analyses allow for the following conclusions:

1. The main land-use types, arable land and grassland, feature a relatively small number of characteristic species.
2. The average species richness of the managed grasslands in the area was considerably lower than could be expected from large phytosociological datasets.
3. Significant occurrences of arable weed species were only found at field edges. Edges of winter oilseed rape fields featured a significantly higher number of species than cereals, maize and sugar beet field edges.
4. Frequently disturbed, anthropogenic linear landscape elements, such as grassy field margins and grass roads, have significantly lower species richness than less disturbed, semi-natural herbaceous fringes (along various bordering land-use types). Both types of linear elements contained only a small number of characteristic species.
5. However, the less disturbed, semi-natural herbaceous fringes did contain a very high number of infrequent species, which were rare at the scale of the study areas. Thus, given equally high species richness, the specific contribution of a seminatural, linear element to landscape diversity is higher than the contribution of a grassland patch.
6. At the landscape scale (1 km²), we found a significant relation between species richness and measures of landscape structure (% arable land, Shannon-diversity of land-use types) as well as measures of landscape soil productivity. Monotonous landscapes with a high proportion of arable land and rich soils harbor not only less species in total. In these landscapes, the average small scale species density of the remaining grasslands, linear elements and field edges is also considerably reduced.
7. The soil seed bank (species number and seedling density) of the inner areas of arable land was widely depleted. At the landscape scale, only the field edges have the potential to maintain the important seed bank function for annual weeds.
8. The relation between landscape diversity and species richness is also valid for the species richness of the soil seed bank: The total number of weed species found in the landscapes was lower in monotonous landscapes with high productivity than in diverse landscapes.

The selection of representative study areas and a strict design for the selection of plots in these landscapes allowed for a differentiated assessment of land-use related phytodiversity in the 'normal' agrarian landscape of our study region, which represented a short landscape gradient from a low mountainous region to a plain. Established monitoring programs at the national scale, such as the 'Biodiversity Monitoring Switzerland', use a similar data collection scheme. A corresponding program (ÖFS) had been developed by the German Federal Agency for Nature Conservation, but is currently not yet implemented for vascular plant species. The results of the present study showed the strong relations between landscape properties and the realized phytodiversity at the landscape and field scale. Further, they suggest that the number of frequent 'matrix' species is already considerably declined.

It is therefore important to establish a nationwide monitoring of vascular plant species diversity to systematically monitor the future effects of land-use change on the frequency of plant species, and to use the results to adapt agri-environment schemes and policies. This is particularly important, because not only the results of this study imply that formerly common species in arable land and grassland have not yet vanished from the agrarian landscapes but are on a constant decline.

1. Einleitung

1.1 Die Phytodiversität der „Normallandschaft“

Der flächenhafte und anhaltende Rückgang von Pflanzenarten in mitteleuropäischen Agrarlandschaften (KORNECK et al. 1998, LACHAT et al. 2010) ist das Ergebnis der Intensivierung der Landwirtschaft in Gunstregionen und der Nutzungsaufgabe in peripheren Ungunstregionen. Das System von Schutzgebieten und der derzeitige Umfang von Agrarumweltprogrammen waren offenbar bislang nicht ausreichend, um die Funktion der Agrarlandschaft als Lebensraum für Pflanzenarten zu gewährleisten. Im Rahmen einer stärkeren Gewichtung der Multifunktionalität von Landschaften ist die Erhaltung der biologischen Vielfalt in der Landwirtschaft heute aber mehr denn je ein erklärtes Ziel der EU-Politik. Besonders die aktuelle Diskussion um die Einführung des „greenings“, d. h. die Kopplung der künftigen Agrarförderung an einen festgesetzten Flächenanteil ökologischer Vorrangflächen (Landschaftselemente / Brachen) lässt erwarten, dass eine Kehrtwende noch möglich ist.

Bereits 2007 wurde in der deutschen „Strategie zur biologischen Vielfalt“ formuliert (BMU 2007):

„Unsere Vision für die Zukunft ist: Die landwirtschaftlich genutzte Landschaft Deutschlands ist geprägt durch die Vielfalt von Agrarökosystemen mit ihren standorttypischen Strukturen. ... Zusammen mit einer nachhaltigen Landnutzung ist damit eine geeignete Lebensgrundlage für eine Vielzahl von typischen Tier- und Pflanzenarten gesichert. Unsere Ziele sind: Bis zum Jahre 2020 ist die Biodiversität in Agrarökosystemen deutlich erhöht. Bis 2015 sind die Populationen der Mehrzahl der Arten (insbesondere wildlebende Arten), die für die agrarisch genutzten Kulturlandschaften typisch sind, gesichert und nehmen wieder zu. Bis 2015 nimmt der Flächenanteil naturschutzfachlich wertvoller Agrarbiotope (hochwertiges Grünland, Streuobstwiesen) um mindestens 10 % gegenüber 2005 zu. In 2010 beträgt in agrarisch genutzten Gebieten der Anteil naturnaher Landschaftselemente (z. B. Hecken, Raine, Feldgehölze, Kleingewässer) mindestens 5 %.“

Diese optimistischen Ziele sind absehbar in dem gesteckten Zeitrahmen sicher nicht mehr erreichbar. Dennoch muss die Landwirtschafts- und Naturschutzpolitik darauf zielen, auch in der bewirtschafteten „Normallandschaft“ die unter den Bedingungen moderner Landwirtschaft potenziell mögliche Phytodiversität – hier als die biologische Vielfalt der Gefäßpflanzen zu

verstehen – zu realisieren. Dazu ist es erforderlich, auf Bundes- / Landesebene geeignete Monitoringprogramme für die Agrarlandschaft durchzuführen, um regional differenziert den Status der Phytodiversität zu erfassen und weitere Fehlentwicklungen frühzeitig zu erkennen.

Um der Komplexität des Konzeptes der Biodiversität (als Vielfalt der Strukturen, Komponenten und Funktionen auf der Ebene der Gene, Arten und Lebensräume) gerecht zu werden und gleichzeitig den nationalen Verpflichtungen nachzukommen, ist ein komplexes Monitoring der Phytodiversität auf verschiedenen räumlichen Ebenen zu fordern. Dieses wurde mit dem Konzept der „Ökologischen Flächenstichprobe“ (ÖFS) nach dem Vorbild des britischen „Countryside Survey“ (SMART et al. 2003) bereits für Deutschland entwickelt. Bislang wurde die ÖFS jedoch nur in einigen Testläufen und für Nordrhein-Westfalen umgesetzt (DRÖSCHMEISTER 2001, HOFFMANN-KROLL et al. 2003, KÖNIG 2003, BMU 2007). Das Flächendesign der ÖFS mit Untersuchungsgebieten von 1 km²-Größe bildet derzeit für das Bundesamt für Naturschutz zwar die Grundlage für das Brutvogelmonitoring in der Agrarlandschaft und (über Schnellansprache) das Monitoring der Agrarflächen mit hohem Naturschutzwert (High Nature Value farmland (HNV), DOYLE & HEIB 2012), doch wird auch gesehen, dass die Entwicklung der Phytodiversität damit nur unzureichend beobachtet werden kann (DOERPINGHAUS & HÜNING 2012).

Um nicht zuletzt auch der hohen Bedeutung der Pflanzenartenvielfalt für die – sehr viel schwieriger zu erfassende – Diversität der Arthropodenfauna (DUELLI & OBRIST 1998) gerecht zu werden, ist daher zu hoffen, dass nach dem Vorbild anderer Länder auch in Deutschland ein effizientes Monitoringprogramm für die floristische Ausstattung der Agrarlandschaft umgesetzt wird (vgl. DAUBER et al. 2012).

1.2 Landschaftsbezogene Analysen der Phytodiversität im SFB 299

Im von der Deutschen Forschungsgemeinschaft geförderten Sonderforschungsbereich 299 „Landnutzungskonzepte für periphere Regionen“ wurde im landschaftsökologischen Teilprojekt in zwei mittelhessischen Naturräumen von 1997 bis 2008 an der Entwicklung von Methoden zur Analyse und landschaftsbezogenen Modellierung der Phytodiversität gearbeitet. Über diese Arbeiten wurde ausführlich an anderer Stelle in dieser Reihe berichtet (OTTE et al. 2008).

Die hier dargestellte Untersuchung zielte einerseits darauf ab, ausreichende Datensätze für die Modellierung der landnutzungsabhängigen Artenvielfalt und -verbreitung in einer landwirtschaftlichen Intensivregion zu erheben (vgl. OTTE et al. 2008, WALDHARDT et al. 2010). Gleichzeitig sollte die gewählte Methodik, den Anforderungen an ein flächendeckendes Monitoringprogramm ähnlich, landschaftsbezogene Aussagen ermöglichen. Dabei standen folgende Fragen im Vordergrund, die das landschaftsbezogene Wissen über die aktuell ausgebildete Pflanzenartendichte in Agrarlandschaften und das Verständnis über quantitative Beziehungen zu landschaftsstrukturellen Parametern erweitern sollten.

1. Wie hoch sind unter den Bedingungen einer modernen Landwirtschaft die Artendichten in den flächigen Landnutzungen (Acker, Grünland etc.) und in den damit assoziierten Kleinstrukturen?
2. Welche Arten bilden die „floristische Matrix“ der Agrarlandschaft. Welche Arten differenzieren die Landnutzungen?
3. Wie hoch ist der Beitrag der linearen Kleinstrukturen für die Phytodiversität der Landschaft? Wie ist dieser zu quantifizieren?
4. Wie hoch sind die Artenzahlen auf Landschaftsebene? Was sind die sie bestimmenden Größen? Wie beeinflusst die Landschaftsstruktur die Phytodiversität der Landnutzungstypen und Kleinstrukturen?

Das Design der Studie wurde weiterhin genutzt, um eine landschaftsbezogene Untersuchung der Bodensamenbanken von zufällig ausgewählten Ackerflächen durchzuführen. Diese Arbeit erfolgte vor dem Hintergrund der überwiegend intensiven Ackernutzung und den Schwierigkeiten bei der vollständigen Erfassung des in der Landschaft vorhandenen Potenzials an Ackerwildkrautarten. In Testgebieten mit unterschiedlicher Landschaftsstruktur sollten Aussagen zum Samenvorrat und damit zum Artenpotenzial der Rand- und Innenbereiche von Ackerschlägen getroffen werden können. Die Auswertung erfolgte analog auf Schlag- und Landschaftsebene.

2. Untersuchungsgebiet

Die hier dargestellten Untersuchungen umfassen das Einzugsgebiet (EZG) der Wetter (313,5 km², 120 - 480 m ü. NN, Abb. 1), welches ein Teileinzugsgebiet des zentral in Hessen gelegenen Einzugsgebietes des Mainzuflusses Nidda (1620 km²) ist. Letzteres war in den Jahren 2006 - 2008 das Untersuchungsgebiet des Sonderforschungsbereichs 299 (OTTE et al. 2008).

Während die nördliche Hälfte des Wetter-EZG schon der mittelgebirglich geprägten Naturraumuntereinheit Vorderer Vogelsberg zuzurechnen ist, liegt das südliche EZG in der Senkenlandschaft des Naturraums Wetterau. Diese zum Rhein-Main-Tiefland (KLAUSING 1988) zählende agrarwirtschaftliche Gunstregion mit Höhen von 120 - 250 m ü. NN, Jahresnieder-

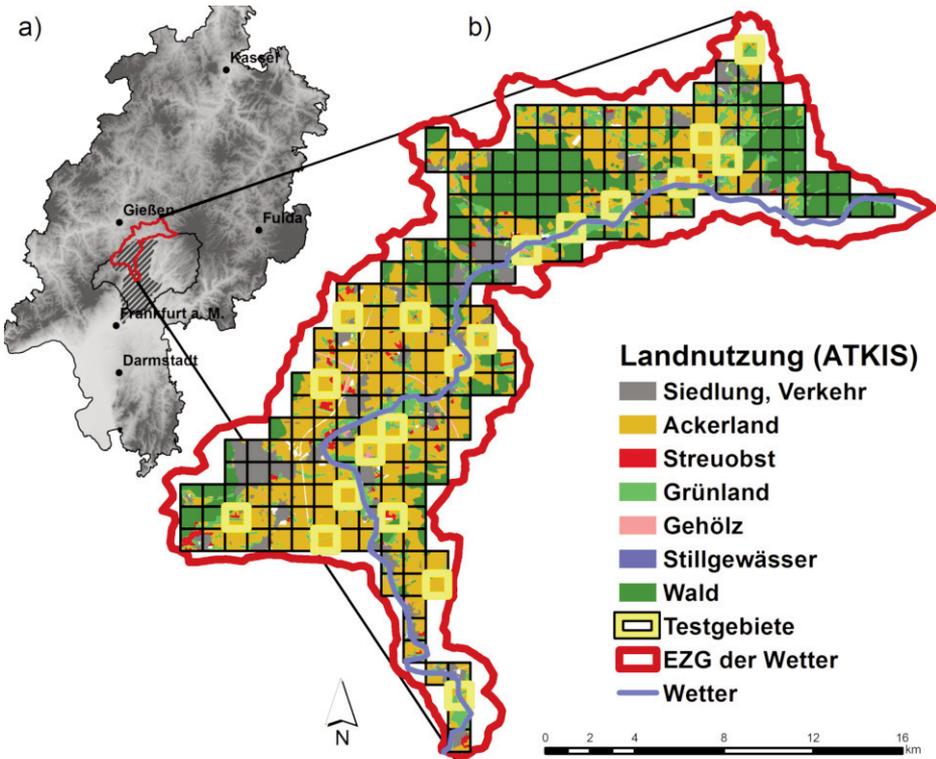


Abb. 1a): Lage des Wetter-Einzugsgebietes (EZG) in Hessen. Graue Schraffur = Naturraum Wetterau, schwarze Umrandung = Nidda-EZG.

Abb. 1b): Landnutzung im Wetter-EZG mit 1 km²-Raster und Lage der nach einer Clusteranalyse ausgewählten Testgebiete mit unterschiedlicher Landschaftsstruktur.

schlägen von 500 - 600 mm und einer mittleren Jahrestemperatur von 9 - 10,5 °C wird aufgrund ihrer fruchtbaren und überwiegend ackerbaulich (52 % der Gesamtfläche) genutzten Lössböden auch als „Kornkammer Hessens“ bezeichnet. Vorherrschende Kulturen sind – zumeist im Haupterwerbsanbau – Winterweizen, Zuckerrüben, Winterraps und Wintergerste. In den letzten Jahren nimmt der Maisanteil durch den Bau von Biogasanlagen deutlich zu (WALDHARDT et al. 2011). Die intensiv genutzte Agrarlandschaft ist trotz umfangreicher Flurbereinigungen mit einer mittleren Schlaggröße von ca. 1,6 ha noch relativ kleinstrukturiert. Die Pflanzenartendichte der heutigen Agrarlandschaft ist als überwiegend niedrig anzusehen (SCHMIDT 1994), obwohl ältere Untersuchungen ein ehemals hohes floristisches Potenzial der Region belegen (KLEIN & KLEIN 1985, 1995).

Heute noch interessant aus floristischer Sicht sind der „Auenverbund Wetterau“ mit großflächigem, teilweise extensiv genutztem Auengrünland sowie kleinflächige Binnensalzwiesen (HESS & NAGEL 1978, LABASCH & OTTE 1999). Die Auen der Wetterau sind gleichsam überregional bedeutsame Brut-, Rast- und Überwinterungsgebiete für zahlreiche Vogelarten. Zahlreiche kleinere Magerrasenrelikte, die zum überwiegenden Teil als FFH-Gebiete ausgewiesen wurden, erfahren derzeit (2010 - 2014) im ersten hessischen LIFE+-Projekt eine angemessene Aufmerksamkeit und Aufwertung des Pflegezustands (<http://www.wetterauer-hutungen.de>). Landschaftsprägend sind ferner die an den Ortsrändern gelegenen Streuobstwiesengürtel. Die ehemals sehr ausgedehnten Bestände in der traditionellen Apfelweinregion Wetterau fielen in der Vergangenheit zu nicht unerheblichen Teilen Siedlungserweiterungen und Flurbereinigungen zum Opfer (PAURITSCH & HARBODT 1989), nehmen aber immer noch ca. 4 % der Gesamtfläche ein.

3. Methoden

3.1 Auswahl repräsentativer Testgebiete

Die erhobenen Daten sollten statistische Analysen der Abhängigkeit von Artenvorkommen und -dichten von landschaftsstrukturellen Größen ermöglichen. Diese sollten auf der Ebene der einzelnen Landnutzungstypen und Kleinstrukturen, aber auch aggregiert auf der Ebene von (Teil)-Landschaften (Testgebieten) auszuwerten sein, um Aussagen für das Gesamtgebiet des Wetter-EZG ableiten zu können. Die Lage der Testgebiete für die empirische Datenerhebung erforderte daher eine hohe Repräsentativität hinsichtlich der Standortbedingungen und Landnutzungsverteilung. Gleichzeitig sollten die Testgebiete einen Gradienten in der Landschaftsstruktur von einfach zu komplex abdecken. Die Größe der Teil-Landschaften / Testgebiete wurde – analog zu anderen europäischen Studien und Monitoringprogrammen (BRATLI et al. 2006, OKLAND et al. 2006, SMART et al. 2003, WEBER et al. 2004) sowie dem Design der Ökologischen Flächenstichprobe (HOFFMANN-KROLL et al. 2003) – auf 1 km² festgelegt.

Die Auswahl der Testgebiete erfolgte im GIS auf der Grundlage der Digitalen ATKIS-Landnutzungskarte (Landnutzungstypen: Acker, Grünland, Streuobst, Brache, Gehölz, Abb. 1b, ADV 2002) und der Digitalen Bodenkarte im Maßstab 1:50.000 (HLUG 2002). Die Bodeneinheiten der Bodenkarte wurden auf Grundlage der „Standorttypisierung für die Biopotentialentwicklung“ (HLUG 2002) hinsichtlich des Bodenwasserhaushalts (vierstufig, trocken bis nass) und der Bodenversorgung (basenarm, basenreich) grob klassifiziert und mit den Landnutzungstypen verschnitten; zu Details der Habitattypenbildung siehe OTTE et al. (2008). Über die so erstellte Habitattypenkarte wurde anschließend ein 1 km²-Raster gelegt, Rasterflächen mit > 50 % Wald- oder > 30 % Siedlungsfläche wurden von der Auswahl ausgeschlossen.

Die Auswahl der Testgebiete (= Rasterzellen) erfolgte anschließend über eine zweistufige k-means-Clusteranalyse. Die 1 km² - Rasterzellen wurden zunächst anhand ihrer Landnutzungsanteile vier Clustern zugeordnet. Innerhalb dieser vier Cluster mit jeweils relativ ähnlichem Landnutzungsmuster ermöglichte im zweiten Schritt eine jeweils weitere Clusteranalyse (mit wiederum vier gebildeten Clustern) die standörtliche Differenzierung hinsichtlich der Rasterzellen hinsichtlich der Habitattypenverteilung. Aus den so gebildeten 16 Clustern wurden jeweils ein bis zwei Rasterzellen zufällig ausgewählt, so dass 20 Testgebiete resultierten, die sich deutlich hinsichtlich ihrer Flächenanteile der Hauptnutzungstypen Acker, Grünland, Gehölz und Streuobst unterscheiden (Abb. 2) und dabei die Bandbreite der Standortbedingungen abdecken, so variierte der Ackeranteil der Testgebiete von 18 - 94 %.

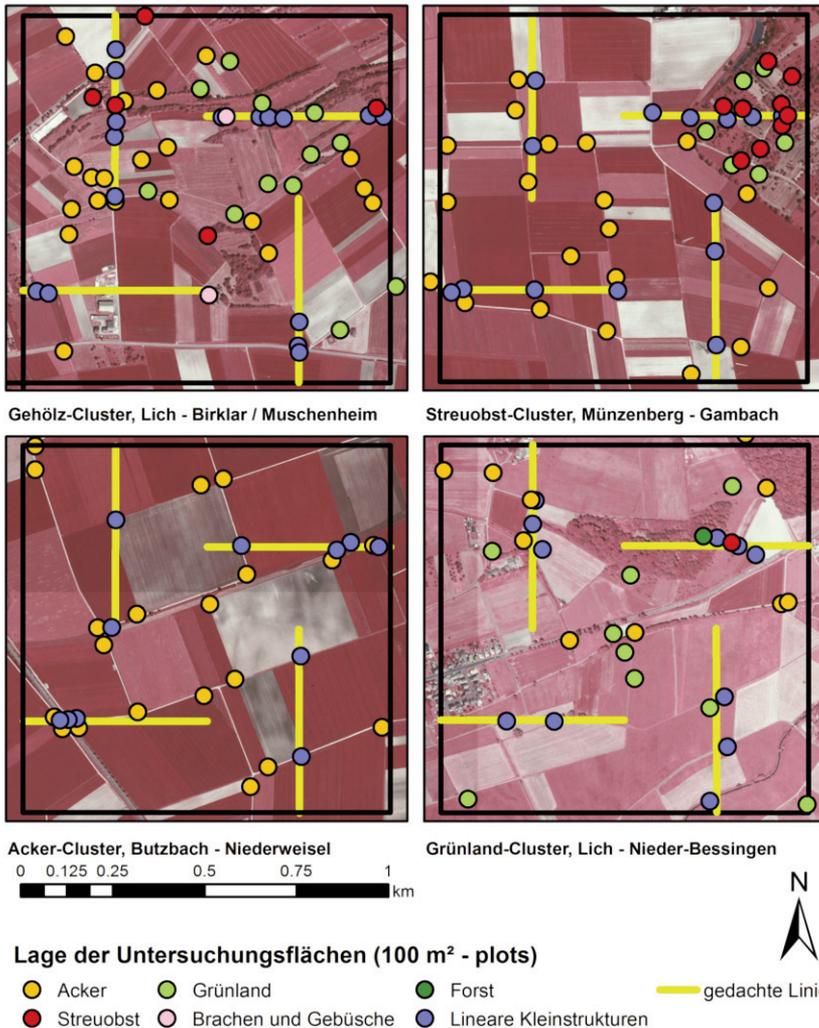


Abb. 2: Color-Infrarot-Luftbilder von vier nach der Clusteranalyse ausgewählten 1 km² Testgebieten mit einfacher bis komplexer Landschaftsstruktur. Die farbigen Punkte markieren die Lage der Untersuchungsflächen. Kleinstrukturen wurden an den Schnittpunkten mit den gedachten Linien erhoben.

3.2 Floristische Erhebungen

In den ausgewählten zwanzig Testgebieten wurden in den Jahren 2006 und 2007 zum einen die flächigen Nutzungstypen erfasst. Hierzu wurde je Testgebiet ein Stichprobenumfang von 20 zufällig ausgewählten Ackerflächen und jeweils zehn Grünland- bzw. Streuobstflächen angestrebt. Von dieser Vorgabe musste allerdings aufgrund der vorliegenden Nutzungsstruktur in einigen Gebieten abgewichen werden. Insgesamt wurden in den 20 Gebieten so 351 Äcker (inkl. Stilllegung), 172 Grünlandflächen und 54 Streuobstflächen erhoben.

Lineare und flächige Kleinstrukturen wurden nach einem standardisierten Schema ausgewählt (Abb. 3). Abgeleitet von dem in der Forstwissenschaft gebräuchlichen „Line intersect sampling“ wurde über jedes Testgebiet ein einheitliches Muster von vier gleichmäßig arrangierten, gedachten Linien mit einer Länge von 500 m gelegt. An den Koordinaten, an denen die gedachten Linien eine Kleinstruktur schnitten, wurde eine Artenliste der jeweiligen Struktur angefertigt. Auf diese Weise wurden 258 Artenlisten von 10 linearen Kleinstruktur-Typen erfasst. Die Kleinstrukturen wurden gemäß der Intensität der stattfindenden Pflege / Beeinträchtigungen und der Art der angrenzenden Nutzung klassifiziert. Weitere 25 flächige Habitate (vor allem Brachen und kleine Waldparzellen) wurden ergänzend erfasst, wenn sie die Linien kreuzten.

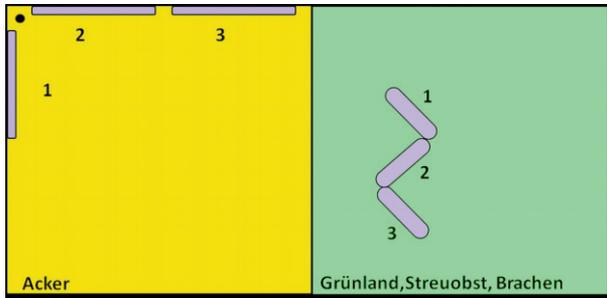


Abb. 3: Position und Form der Untersuchungsflächen am Ackerrand und in anderen flächigen Nutzungstypen (je 100 m²).

Aufgrund des damit verbundenen Arbeitsaufwandes wäre eine vollständige Erhebung der Flora der Landnutzungsparzellen und Kleinstrukturen nicht durchführbar gewesen. Deshalb wurden die Gefäßpflanzen (im Folgenden als ‚Arten‘ bezeichnet) auf den ausgewählten Schlägen flächiger Nutzungstypen und in den Kleinstrukturen gleichermaßen auf 100 m² erfasst. Im Ackerland hatten Voruntersuchungen gezeigt, dass die Intensität der Ackernutzung in der Wetterau derzeit nennenswerte Vorkommen von Pflanzenarten innerhalb der Kulturen nicht zulässt. Ackerwildkrautvegetation kommt deshalb nur noch fragmentarisch an den Schlagrändern vor. Deshalb wurde die Flora der Ackerschläge an den Ackerrändern (ebenso wie in sehr schmalen Kleinstrukturen, z. B. Ackerrainen) in 100 x 1 m erfasst. In allen übrigen Nutzungstypen und Kleinstrukturen war der Zuschnitt der Plots 50 x 2 m. Alle Plots wurden dabei in drei gleich lange Abschnitte gegliedert, für die die vorkommenden Arten kumulativ erfasst wurden (Abb. 3). Die hier dargestellten Ergebnisse beziehen sich, wenn nicht anders angegeben, jeweils auf die Artendichte in der Gesamtfläche des plots von 100 m². Die Nomenklatur folgt HAEUPLER & WISSKIRCHEN (1998).

In einem Teil der erhobenen Grünlandschläge wurde ergänzend eine Erhebung von ganzen Parzellen durchgeführt, um die Repräsentativität der 100 m²-Fläche für den ganzen Schlag zu überprüfen. So konnte ermittelt werden, dass durchschnittlich 78 % (Min 38 %, Max 100 %; n = 35) der vorkommenden Arten eines Schlages in der Erhebungsfläche erfasst wurden. Mit

gleicher Methodik im nahe gelegenen Lahn-Dill-Bergland auf 197 Grünlandschlägen erhobene Daten ergaben eine Effizienz der Artenerfassung von 80 %. Hieraus kann abgeleitet werden, dass die häufigeren Arten in den Wiesen hinreichend genau erfasst wurden. Sehr seltene Arten, die in wenigen Individuen vorkommen, dürften dagegen unterrepräsentiert sein. Für das Ackerland und die Kleinstrukturen kann angenommen werden, dass der Anteil der erfassten Arten deutlich höher liegt.

3.3 Analyse der Bodensamenbanken

Von den 20 Testgebieten wurden acht im südlichen Wetter-EZG, also im Naturraum Wetterau, gelegene für die Untersuchungen zum Potenzial der Bodensamenbanken ausgewählt. Innerhalb dieser Gebiete wurden je zehn Ackerschläge zufällig ausgewählt und im Herbst 2006 mit einer Mischprobe aus je zehn Bohrereinstichen (N_{\min} -Bohrer, 3,5 cm) im Rand- und Innenbereich in der Tiefe von 5 - 10 cm beprobt. Die somit 160 Proben wurden in Schalen ausgebreitet und zunächst im Warmhaus, später unter Freilandbedingungen exponiert. Die auflaufenden Keimlinge wurden bis zum August 2007 bestimmt (Auskeimungsmethode). Die Auswertungen erfolgten a) auf der Ebene der Einzelprobe, b) aggregiert für die 80 Äcker und c) für die acht Testgebiete.

3.4 Auswertungsmethoden

Die Artenlisten der floristischen Erhebungen wurden zum einen auf der Ebene der Einzelflächen der Landnutzungs- und Kleinstrukturtypen und zum anderen aggregiert auf Landschaftsebene (für die 20 Testgebiete) ausgewertet. Die Bodensamenbanken wurden analog auf Schlag- und auf Landschaftsebene betrachtet. Die uni- und multivariaten statistischen Analysen erfolgten mit den Software-Paketen Statistica 9.0, PC-Ord 5.0 und Canoco 4.5 (MCCUNE & MEFFORD 1999, TER BRAAK & ŠMILAUER 1998, STATSOFT (2001/2009)). Auf eine Beschreibung der verwendeten Methoden wird aus Platzgründen verzichtet, eine Nennung erfolgt jeweils an geeigneter Stelle.

4. Ergebnisse und Diskussion

4.1 Differenzierung der „floristischen Matrix“

Die Flora der erfassten flächigen Nutzungstypen und Kleinstrukturen differenziert sich in der indirekten Ordination (DCA, Abb. 4) entlang der ersten Achse erwartungsgemäß zwischen den Ackerflächen einerseits und den Grünland- und floristisch ähnlichen Streuobstbeständen andererseits. Stark gestörte Kleinstrukturen im Bereich des Ackerlandes (Raine an Schotter- und Asphaltwegen sowie Graswege) liegen floristisch in der Mitte dieses Gradienten und weisen Arten beider Lebensräume auf. Weniger stark gestörte und weniger häufig oder gar nicht gemähte, halbnatürliche Krautsäume entlang von Landwirtschaftsflächen, Straßenrändern, Ufern und Waldrändern stehen zum Teil dem Grünland nahe, vermitteln aber deutlich zu den wenigen Brachen und Gebüsch im oberen Bereich des Diagramms entlang der zweiten Achse. Das Ordinationsdiagramm veranschaulicht sehr deutlich die unterschiedliche Artenzusammensetzung hinsichtlich der Lebensformen und Strategietypen (vgl. Abb. 4).

Kennzeichnend für den Gesamtdatensatz waren zahlreiche Einzelfunde und eine sehr hohe Zahl wenig steter Arten (siehe unten). Eine Indikatorarten-Analyse (DUFRENE & LEGENDRE 1997) zur Kennzeichnung von Differentialarten mit einem statistisch signifikant häufigeren Vorkommen in einer der fünf Gruppen (Abb. 4, Tab. 1) ergab dadurch zunächst ein sehr übersichtliches Bild der floristischen Differenzierung der Agrarlandschaft. Die in Tab. 1 aufgeführten, überwiegend weit verbreiteten Arten bilden somit die „floristische Matrix“ der Agrarlandschaft für die Entwicklung einer entsprechend wenig differenzierten Vegetation. So sind es im Ackerland lediglich 28, im Grünland und Streuobstwiesen 36 und in den wenigen Bra-

chen und Gebüsch 21 Arten, die mit einer Stetigkeit von mehr als 20 % die flächigen Nutzungsformen von anderen floristisch differenzieren.

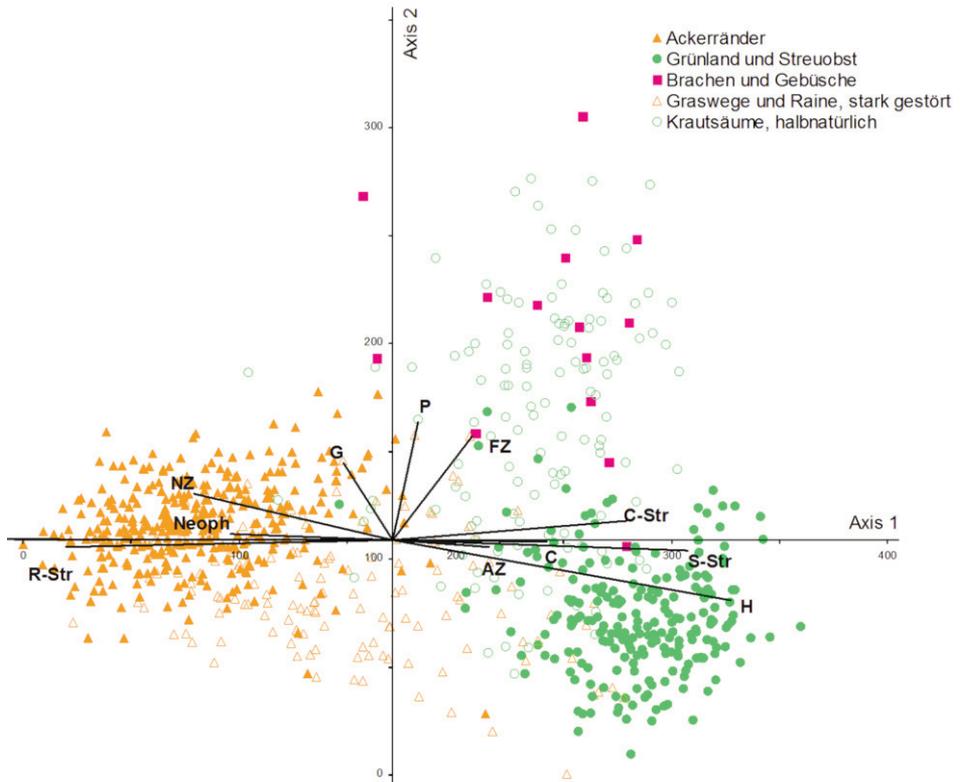


Abb. 4: DCA-Ordination von 847 Florenlisten (100 m²) mit 364 Arten aus den 20 Testgebieten im Wetter-EZG.

Die Gradientenlänge der ersten Achse beträgt 3,599 SD bei einer Gesamtvarianz (inertia) von 4.331. Seltene Arten wurden weniger gewichtet, Arten mit weniger als drei Vorkommen sowie 11 Forstflächen wurden nicht berücksichtigt. Die Linien kennzeichnen signifikante Korrelationen der Ordinationsachsen mit den Anteilen der Raunkiaer-Lebensformen (T = Thero-, H = Hemikrypto-, G = Geo-, C = Chamae-, P = Phanerophyten) und Strategietypen (C-Str = Konkurrenz-, S-Str = Stress-, R-Str = Ruderal-Strategen in den jeweiligen Artenlisten sowie die mittleren Zeigerwerte für Feuchte (F) und Nährstoffe (NZ), den Anteil der Neophyten (Neoph) und die Artenzahlen (AZ); die Arteigenschaften wurden ELLENBERG et al. (1992), GRIME (2001) und KLOTZ et al. (2002) entnommen.

4.2 Artendichten der Flächennutzungen

In allen untersuchten Landnutzungs- und Kleinstrukturtypen lag die durchschnittliche Artendichte (Arten / 100 m²) bei 27 (Tab. 2). Die flächigen Nutzungstypen Grünland- und Streuobst (34 bzw. 32) wiesen dabei erwartungsgemäß signifikant höhere Artendichten auf als die Acker(ränder) mit im Mittel nur 24 Arten.

Für das Grünland, im Wesentlichen handelte es sich um Glatthaferwiesen und einige *Calthion*-Bestände, konnte aufgrund der dreigeteilten Erhebungsfläche (Abb. 3) auch die Artendichte in 33 m² berechnet werden. Diese Flächengröße entspricht eher üblichen Vegetationsaufnahmen und die im ersten Abschnitt gefundenen Artendichten lassen sich daher mit Literaturangaben vergleichen. In den 169 untersuchten Wiesen wurden so auf 33 m² durch-

Tab. 1: Stetigkeitstabelle der differenzierenden Arten (nach Indikatorarten-Analyse) in den Flächennutzungen und Kleinstrukturen; dargestellt sind alle Arten mit einem Indikatorwert (IV) > 10 und einer Stetigkeit > 20 %. Die Anordnung der Arten folgt der absteigenden Stetigkeit in den Aufnahmegruppen.

	IV	Acker	Raine & Graswege, stark gestört	Grünland & Streuobst	Krautsäume	Brachen & Gebüsch
n (Untersuchungsflächen)		351	132	223	126	15
Anzahl Indikatorarten		28	6	36	8	21
<i>Elymus repens</i>	24.8	V	V	II	IV	III
<i>Convolvulus arvensis</i>	24.7	V	IV	III	III	II
<i>Polygonum aviculare</i>	37	IV	IV	r	I	.
<i>Fallopia convolvulus</i>	56.4	IV	I	.	r	.
<i>Chenopodium album</i>	40.8	IV	II	r	I	+
<i>Cirsium arvense</i>	20.8	IV	III	II	III	III
<i>Tripleurosp. perforatum</i>	31.1	IV	III	r	I	I
<i>Galium aparine</i>	25.2	IV	I	I	II	III
<i>Bromus sterilis</i>	21.6	III	II	I	I	II
<i>Veronica persica</i>	31.4	III	II	r	r	+
<i>Apera spica-venti</i>	28.1	III	III	.	+	.
<i>Avena fatua</i>	31.9	III	II	.	r	.
<i>Viola arvensis</i>	35.5	III	I	r	.	.
<i>Capsella bursa-pastoris</i>	22.4	III	II	+	r	.
<i>Alopecurus myosuroides</i>	33.5	III	+	.	.	.
<i>Equisetum arvense</i>	16.5	III	I	+	II	I
<i>Thlaspi arvense</i>	30.7	II	+	.	r	.
<i>Myosotis arvensis</i>	17.8	II	I	r	I	+
<i>Matricaria recutita</i>	24.4	II	I	r	.	.
<i>Matricaria discoidea</i>	18.9	II	II	.	.	.
<i>Sisymbrium officinale</i>	18.7	II	II	r	r	.
<i>Persicaria lapathifolia</i>	22	II	r	.	r	.
<i>Papaver rhoeas</i>	16.3	II	I	r	r	.
<i>Sonchus asper</i>	12.7	II	I	r	r	+
<i>Euphorbia helioscopia</i>	14.9	II	I	.	r	.
<i>Sonchus oleraceus</i>	13.6	II	+	r	+	.
<i>Lathyrus tuberosus</i>	10.1	II	+	r	+	+
<i>Echinochloa crus-galli</i>	10.2	II	I	.	r	.
<i>Lolium perenne</i>	35.2	IV	V	III	II	.
<i>Poa pratensis</i>	24.7	III	V	IV	IV	III
<i>Plantago major major</i>	36.4	II	IV	+	II	+
<i>Phleum pratense</i>	16.3	I	III	II	II	II
<i>Poa annua</i>	11	II	II	+	+	+
<i>Bromus hord. longipedicellatus</i>	13.3	+	II	.	.	.
<i>Galium album</i>	27.4	I	III	V	IV	IV
<i>Poa trivialis</i>	47.6	II	+	V	I	+
<i>Alopecurus pratensis</i>	34.2	II	II	V	III	II
<i>Achillea millefolium</i>	30	I	III	IV	II	II
<i>Holcus lanatus</i>	35.1	+	I	IV	II	II
<i>Taraxacum sec. Ruderalia</i>	26.6	II	IV	IV	II	I
<i>Trisetum flavescens</i>	47.1	+	I	IV	II	+
<i>Festuca pratensis</i>	36	+	II	IV	II	II
<i>Trifolium pratense</i>	42.7	+	II	IV	I	.
<i>Plantago lanceolata</i>	29.9	I	II	IV	II	I
<i>Cerastium holosteoides</i>	56	r	+	IV	r	.
<i>Trifolium repens</i>	27.4	I	III	IV	I	.
<i>Festuca rubra s. rubra</i>	24.3	r	I	IV	III	III

<i>Ranunculus acris</i>	43.9	.	+	III	+	+
<i>Bromus hordeaceus</i>	23.2	II	III	III	I	+
<i>Rumex acetosa</i>	44.8	r	r	III	+	+
<i>Vicia sepium</i>	19	r	I	III	III	III
<i>Glechoma hederacea</i>	19.4	+	r	III	II	III
<i>Heracleum sphondylium</i>	16.4	+	+	III	II	III
<i>Ranunculus repens</i>	21.5	+	I	III	I	I
<i>Centaurea jacea</i>	20.1	.	+	III	I	II
<i>Anthriscus sylvestris</i>	14.9	+	I	II	II	II
<i>Vicia hirsuta</i>	13.8	+	+	II	II	II
<i>Geranium pratense</i>	13.5	r	+	II	II	II
<i>Anthoxanthum odoratum</i>	33.4	r	.	II	r	.
<i>Vicia angustifolia</i>	32.5	r	.	II	.	.
<i>Sanguisorba officinalis</i>	14.2	r	+	II	II	I
<i>Trifolium dubium</i>	30.7	r	.	II	.	.
<i>Bellis perennis</i>	26.6	.	+	II	r	.
<i>Crepis biennis</i>	25.2	r	.	II	r	.
<i>Lotus corniculatus</i>	18.4	r	r	II	I	.
<i>Campanula rotundifolia</i>	15.8	r	.	II	+	I
<i>Veronica chamaedrys</i>	12.4	r	r	II	I	II
<i>Leucanthemum vulgare</i>	22.7	.	.	II	r	.
<i>Veronica arvensis</i>	14.5	I	r	II	r	.
<i>Cynosurus cristatus</i>	19.9	.	r	II	r	.
<i>Arrhenatherum elatius</i>	24.9	II	III	V	V	V
<i>Artemisia vulgaris</i>	18.6	I	I	r	II	I
<i>Lathyrus pratensis</i>	12.4	r	r	II	II	II
<i>Agrimonia eupatoria</i>	15.7	r	+	I	II	II
<i>Calystegia sepium</i>	15.3	r	.	r	II	II
<i>Filipendula ulmaria</i>	17.2	.	r	+	II	+
<i>Rubus caesius</i>	12.1	r	r	r	II	II
<i>Vicia cracca</i>	10.8	r	r	I	II	I
<i>Urtica dioica</i>	38.1	I	II	II	IV	V
<i>Rosa canina</i>	31.8	.	.	I	II	IV
<i>Sambucus nigra</i>	38.8	.	.	r	I	III
<i>Lamium album</i>	21.4	+	+	r	II	III
<i>Geum urbanum</i>	18.9	r	r	I	II	III
<i>Prunus spinosa</i>	18.8	r	r	I	II	III
<i>Galeopsis tetrahit</i>	19.3	+	r	r	I	II
<i>Lythrum salicaria</i>	19.2	.	r	r	II	II
<i>Deschampsia cespitosa</i>	15.3	.	r	I	II	II
<i>Hypericum perforatum</i>	14.8	r	r	I	II	II
<i>Viola odorata</i>	22.1	.	.	.	+	II
<i>Lamium maculatum</i>	18.8	r	.	.	I	II
<i>Valeriana officinalis</i>	17.2	.	.	r	I	II
<i>Phalaris arundinacea</i>	13.8	.	r	r	II	II
<i>Galium verum ag.</i>	12.4	r	r	I	I	II
<i>Crataegus sp.</i>	20	II
<i>Geranium robertianum</i>	13.9	.	.	.	+	II
<i>Salix caprea</i>	13.3	.	.	.	I	II
<i>Phragmites australis</i>	13.1	r	r	r	+	II
<i>Prunus cerasifera</i>	12.6	.	r	+	+	II
<i>Rubus idaeus</i>	11.2	r	.	.	I	II

schnittlich 24 Arten gefunden (Standardabweichung 7). DIERSCHKE (1997, 2008) gibt in der Auswertung eines großen Datensatzes von mehreren tausend Vegetationsaufnahmen bei mittleren Flächengrößen von 15 - 30 m² für Glatthaferwiesen eine mittlere Artenzahl von 32-37, für Glatthafer-Fettwiesen von 28-29 Arten an. Es muss berücksichtigt werden, dass pflanzensoziologische Aufnahmen in der Regel selektiv, häufig in artenreichen Beständen und gerade nicht in der „Normlandschaft“ erfasst werden (CHYTRY 2001). Dennoch ist festzustellen, dass die Grünlandflächen des Untersuchungsgebietes im Vergleich zu den (historischen) Vegetationsaufnahmen als verhältnismäßig artenarm einzustufen sind.

Tab. 2: Artendichten / 100 m² von Gefäßpflanzenarten in den Flächennutzungen und Kleinstrukturen der zwanzig Testgebiete. Zwischen den Ackerkulturen und den Kleinstrukturen wurde jeweils ein Mittelwertvergleich durchgeführt (Varianzanalyse mit anschließendem post-hoc-Test). Ungleiche Buchstaben (a, b) indizieren signifikante Unterschiede.

	Artenzahlen				
	Mittel	STD	Min	Max	<i>n</i>
Grünland	34	10	10	64	169
Streuobst	32	8	16	54	54
Acker	24	9	7	56	351
- Winterweizen	23 ^b	8	8	47	109
- Wintergerste	23	10	9	39	25
- Raps	30 ^a	8	14	56	62
- Sommergerste	24 ^b	8	8	47	40
- Mais	22 ^b	8	7	39	39
- Zuckerrübe	20 ^b	6	7	32	30
Raine an					
- Asphalt- und Schotterwegen	26	8	13	45	44
- Graswegen	19 ^b	6	8	36	88
Krautsäume an					
- Landwirtschaftsflächen	29	9	14	47	25
- Straßenrändern	37 ^a	9	23	59	28
- Grabenrändern	29	7	16	48	26
- Ufern	34	7	23	44	6
- Waldrändern	33	10	18	50	12
Gehölze					
- Gehölzstreifen am Ufer	32	10	19	50	8
- Hecken	31	6	21	47	21
<i>Alle</i>	27	10	7	64	858
Gesamtartenzahl Testgebiet	188	40	107	262	20
- Landwirtschaftsfläche (Acker, Grünland, Streuobst)	143	33	64	193	20
- Kleinstrukturen	126	33	64	187	20

STD = Standardabweichung, *n* = Anzahl der Artenlisten

Im Vergleich der Artendichten in den vorherrschenden Ackerkulturen hoben sich besonders die Ränder der Rapsäcker (30) signifikant von allen anderen Ackerkulturen ab (Tab. 2). Nicht ganz so deutlich ist dieser Unterschied für die Arten der Segetalflora (nach HAEUPLER 2002), aber auch in dieser Artengruppe war die Zahl im Raps mit 17 Arten signifikant höher als im Wintergetreide (Weizen und Gerste, 12 Arten).

Mit einer weiteren Indikatorartenanalyse wurde die Flora der Ackerkulturen im Hinblick auf differenzierende Arten getestet: In Übereinstimmung mit den im Raps gefundenen höheren Artendichten, hat eine größere Gruppe von zumeist weit verbreiteten Acker- und Ruderal-

arten hier ihren Schwerpunkt. Die Ränder der Winter- und Sommergetreideäcker sowie der Maisschläge weisen aufgrund der selektiven Wirkung der Herbizide nur noch wenige „Ungräser“ in nennenswerten Häufigkeiten auf. Die folgende Liste gibt die signifikanten „Differenzialarten“ der floristisch verarmten Ackerkulturen wieder (Indikatorwert $IV > 20$; $p < 0.005$):

Raps: *Bromus sterilis*, *Capsella bursa-pastoris*, *Fallopia convolvulus*, *Myosotis arvensis*, *Papaver rhoeas*, *Sisymbrium officinale*, *Stellaria media*, *Thlaspi arvense*, *Viola arvensis*

Wintergetreide: *Apera spica-venti*, *Dactylis glomerata*, *Poa pratensis*

Sommergetreide: *Avena fatua*

Mais: *Echinochloa crus-galli*

Hackfrüchte (Zuckerrüben & Kartoffeln): *Amaranthus retroflexus*, *Mercurialis annua*

4.3 Beitrag von Kleinstrukturen für die Phytodiversität der Landschaft

Die stark gestörten Raine und Graswege wiesen im Vergleich mit den Flächennutzungen und anderen Kleinstrukturen sechs differenzierende Arten auf (Tab. 1). Bemerkenswert war das relativ häufige Vorkommen des mutmaßlich jungen Anökophyten *Bromus hordeaceus* subsp. *longipedicellatus* (SPALTON 2001, SCHOLZ 2008, HAND & BUTTLER 2009). Diese Art profitierte neben anderen *Bromus*-Sippen offensichtlich von der im letzten Jahrzehnt erfolgten Umstellung auf pfluglose, konservierende Bodenbearbeitung.

Die halbnatürlichen, weniger gestörten Krautsäume sind nur durch acht Arten floristisch gekennzeichnet, darunter der Glatthafer. Bei den weiteren Arten handelt es sich überwiegend um Saumarten und Stauden der Ruderal- und Feuchtfloren.

Bei stärkerer Differenzierung der linearen Kleinstrukturen wiesen diese in den mittleren Artendichten (Tab. 2) zum Teil deutliche Unterschiede auf, die allerdings nur im Vergleich der kombiniert erfassten Graswege / Ackerraine (19) mit den Krautsäumen an Straßenrändern und -böschungen (37) signifikant waren. Aber auch die weniger gestörten Krautsäume entlang von Waldrändern und Ufern sowie Hecken und Gehölzstreifen an Ufern wiesen im Mittel über 30 Arten auf.

Die Zahl der in den Kleinstrukturen der 1 km²-Testgebiete gefundenen Arten betrug im Mittel 126. Insgesamt wurden in den 258 untersuchten linearen Kleinstrukturen der 20 Testgebiete allerdings 420 Arten gefunden, bei nur 561 insgesamt gefundenen Arten (siehe unten). Von diesen wurden 101 Arten wiederum ausschließlich in Kleinstrukturen gefunden und kamen nicht in den flächigen Nutzungstypen vor. Hierbei handelte es sich überwiegend um Gehölze, Ruderal- und Saumarten sowie Feuchstauden. Allerdings handelte es sich um 54 Einzelfunde, 23 weitere Arten wurden nur zweimal gefunden. Nur 12 Arten wurden häufiger als fünfmal (!) gefunden. Hierbei handelte es sich um *Carex acutiformis*, *Clinopodium vulgare*, *Iris pseudacorus*, *Ligustrum vulgare*, *Melilotus albus*, *Puccinellia distans*, *Pyrus communis*, *Salix fragilis*, *Salix viminalis*, *Scrophularia umbrosa*, *Veronica beccabunga*.

Die Betrachtung der differenzierenden Arten, der mittleren Artendichten und die Bewertung der zahlreichen Einzelfunde ergibt aber noch kein klares Bild über die Bedeutung der Kleinstrukturen für die Phytodiversität der Landschaft.

Um den quantitativen Beitrag der Kleinstrukturen zur floristischen Diversität der Agrarlandschaft integrierend darzustellen, wurde ein Ansatz zur Berechnung des spezifischen Beitrags (Specificity) verschiedener Habitat-Klassen zur Gesamtdiversität einer Landschaft etwas modifiziert und vergleichend mit den Artendichten dargestellt (Abb. 5, vgl. WAGNER & EDWARDS 2001, SIMMERING 2006, SIMMERING et al. 2006, 2008).

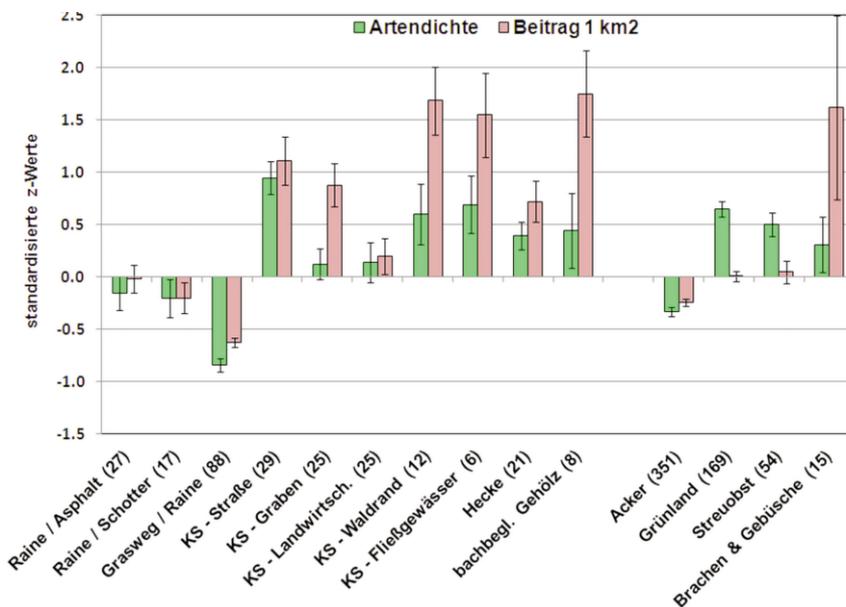


Abb. 5: Vergleich von linearen Kleinstrukturen und Flächennutzungen hinsichtlich der mittleren Arten-dichte und ihres mittleren spezifischen Beitrags zur Flora der 1 km²-Testgebiete. Zur besseren Vergleichbarkeit von Arten-dichte und Beitrag werden standardisierte Werte dargestellt.

Der spezifische Beitrag jeder Artenliste wurde für das jeweilige Testgebiet berechnet. Er ergibt sich durch die Aufsummierung der anteiligen, auf das Testgebiet bezogenen Artvorkommen ($1/\text{Anzahl Vorkommen Art}$) aller in einer Artenliste vorkommenden Arten. Einzelfunde in der Landschaft gehen dadurch mit 1 ein, häufige Arten mit dem Kehrwert ihrer Stetigkeit im Gebiet. Das Ergebnis ist ein „artenäquivalenter“ Wert.

Die Ergebnisse zeigten deutlich, dass in den Testgebieten höhere spezifische Beiträge zur Flora vor allem von den halbnatürlichen Kleinstrukturen (Krautsäumen entlang von Gräben, Uferstreifen, Waldrändern, Straßen sowie Hecken und bachbegleitende Gehölze) geleistet werden. Auch die wenigen flächigen Brachen und Gebüsche tragen bei geringer Arten-dichte (*a*-Diversität) deutlich zur *y*-Diversität der Landschaft bei. Stärker gestörte Kleinstrukturen (Graswege und Raine entlang von Wegen und Äckern) leisten dagegen – wie die Äcker – neben ihrer sehr geringen Arten-dichte auch keinen nennenswerten Beitrag zur Phytodiversität der Landschaft. Trotz des Fehlens einer größeren Gruppe charakteristischer Arten mit einem Schwerpunkt in den linearen Saumstrukturen wird somit die relativ große Bedeutung wenig gestörter Kleinstrukturen für die Phytodiversität der Landschaft verdeutlicht. Besonders der Vergleich mit dem Grünland und den Streuobstwiesen zeigt, dass bei vergleichsweise ähnlich hohen Arten-dichten der spezifische Beitrag der Kleinstrukturen zur Diversität der Landschaft durch das vereinzelte Vorkommen vieler Arten sehr viel höher liegt.

4.4 Phytodiversität auf Landschaftsebene

Nach den Daten der floristischen Kartierung Deutschlands (Stand 2006) ist in den das Wetter-Einzugsgebiet abdeckenden sieben Messtischblättern mit einer Gesamtzahl von etwa 1100 Gefäßpflanzensippen und ca. 180 Ackerarten auszugehen (BfN 2006, HAEUPLER 2002). Von diesen wurden mit der dargestellten Methode immerhin 561 Arten (ohne Kulturarten) erfasst; darunter 116 Ackerarten im Sinne von HAEUPLER (2002).

Durch die Erfassung der Artenlisten in 20 repräsentativen Testgebieten gleicher Größe ergibt sich die Möglichkeit durch Datenaggregation Analysen zur Phytodiversität dieser

„Modelllandschaften“ durchzuführen. Zur Bewertung der standörtlichen Eigenschaften der Gebiete wurde auf die flächendeckend vorliegende Bodenschätzung zurückgegriffen. Für jedes Testgebiet konnte so mit der flächengewichteten Bodenzahl ein Indikator für die Standortqualität aus landwirtschaftlicher Sicht berechnet werden. Aus biotischer Sicht kann diese auch als Maß für die Produktivität einer Landschaft betrachtet werden. Als ein Maß für die Komplexität der Landschaftsstruktur wurde die Shannon-Diversität der Landnutzung verwendet, die auf Basis einer detaillierten Landnutzungskarte berechnet wurde. Als weiterer, einfacher Indikator der Landschaftsstruktur hat sich in anderen Untersuchungen der Ackeranteil erwiesen (z.B. GABRIEL et al. 2005).

Tab. 3: Korrelation von Landschaftseigenschaften und Artendichten.

Die Spearman-Rangkorrelationskoeffizienten ($p < 0,05$) zeigen die Beziehungen a) des Ackeranteils (%), b) der Shannon-Diversität der Landnutzung und c) der flächengewichteten Bodenzahl zu der Artenzahl im Testgebiet, den mittleren Artendichten und der mittleren Hemerobiestufe (nach Klotz & Kühn 2002) in Nutzungstypen der 20 Testgebiete (1 km²). Die Berechnung der Shannon-Diversität basierte auf den Flächenanteilen der Nutzungstypen Siedlung, Acker, Grünland, Streuobst, halbnatürliche flächige Nutzungen, Wald, sowie Straßen, Gras- und Krautsäume und halbnatürlich-lineare Strukturen aus einer hochaufgelösten Landnutzungskarte. Die gewichtete Bodenzahl (bzw. Grünlandgrundzahl) wurde flächengewichtet aus der digital vorliegenden Bodenschätzung abgeleitet.

	Wertebereich Min-Med-Max	Ackeranteil %	Diversität Landnutzung	gew. Boden- zahl
Ackeranteil %	18 - 61 - 94			
Diversität Landnutzung	0,3 - 1,2 - 1,6	-0,85		
gew. Bodenzahl	47 - 60 - 81	0,80	-0,66	
Gesamt-Artenzahl in 1 km²	107 - 201 - 262	-0,78	0,82	-0,61
Mittlere Artendichte				
Acker	16 - 25 - 34	-0,64	0,58	-0,69
Grünland (n=17)	23 - 33 - 44	-0,68	n.s.	-0,54
Säume & Hecken	14 - 30 - 43	-0,47	0,45	-0,41
mittl. Hemerobie-Stufe				
Acker	4,3 - 4,6 - 4,7	0,89	-0,72	0,91
Grünland (n=17)	3,4 - 3,6 - 3,7	0,64	n.s.	n.s.
Graswege & Raine	3,6 - 4,1 - 4,6	0,74	-0,67	0,75
Säume & Hecken	3,3 - 3,6 - 4,0	0,86	-0,72	0,70

Es zeigt sich, dass bereits in den hier untersuchten, relativ kurzen Standort- und Strukturgradienten enge Beziehungen zwischen der Standortqualität / Produktivität einerseits und der Landschaftsstruktur bestehen (Tab. 3). Produktivere Standortverhältnisse führen aufgrund der hier zu erwartenden höheren Bodenrente zu einem lokal höheren Ackeranteil und einer dadurch weniger reich strukturierten Landschaft. Die drei Größen sind damit eng miteinander verknüpft und korreliert.

Ein höherer Ackeranteil und eine geringere Diversität der Landschaft wirken sich dabei sowohl negativ auf die Gesamtartenzahl der Teil-Landschaften, die zwischen 107 und 262 lag, als auch auf die mittleren Artendichten im Acker- und Grünland sowie in den Kleinstrukturen aus (Tab. 3). Die Ergebnisse zeigen somit bemerkenswert deutlich, dass nicht nur die Ackerländer sondern auch Grünland und halbnatürliche lineare Strukturen wie Säume und Hecken in weniger strukturierten Landschaften signifikant artenärmer sind als in strukturreichen Teil-Landschaften. Es ist davon auszugehen, dass die besseren standörtlichen und arbeitstechni-

schen Bedingungen in Gebieten mit hohem Ackeranteil auch zu einer höheren Nutzungs- und Störungsintensität führen. Ein Hinweis darauf liefert auch die hier höhere mittlere Hemerobiestufe (KLOTZ & KÜHN 2002) sowohl der Äcker als auch des Grünlands und der linearen Kleinstrukturen.

4.5 Diversität der Bodensamenbanken im Ackerland der Wetterau

Im Vorjahr der Samenbank-Probenahme wurden an den Rändern der 80 untersuchten Äcker insgesamt 180 Arten erfasst, davon 69 Ackerarten im engeren Sinne (HAEUPLER 2002). In den 160 Samenbankproben der 80 Äcker keimten insgesamt 2107 Samen aus 94 Arten (davon 47 Ackerarten). Es wurde dabei ein bemerkenswert großer Unterschied sowohl in der Artenzahl (Rand: Min. 1, Mitt. 8, Max. 18; Innen: Min. 0, Mitt. 3, Max. 11) als auch in der Keimlingsdichte / m² (Abb. 6) von Rand- und Innenbereich festgestellt. In Proben aus neun (!) Innenbereichen wurde kein einziger Keimling, in weiteren 16 Proben nur eine Art festgestellt. Die Samenbank der Innenbereiche der Äcker kann damit im Untersuchungsgebiet als überwiegend entleert betrachtet werden!

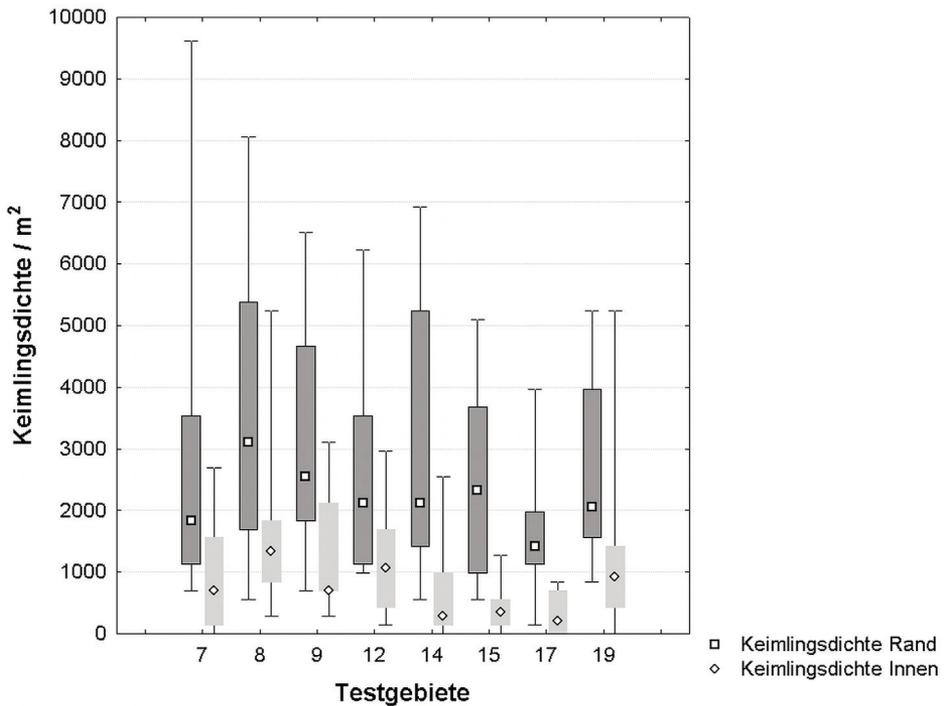


Abb. 6: Vergleich der berechneten Keimlingsdichten im Rand- und Innenbereich von zehn Ackerflächen aus acht Testgebieten der Wetterau. Die Box-Plot-Abbildung zeigt Median, Quartile, Min / Max.

Die Analyse im Allgemeinen Linearen Modell zeigt aber, dass es deutliche Unterschiede zwischen einzelnen Äckern und auch zwischen den Testgebieten gibt, was auf lokale Unterschiede in der Bewirtschaftung und die „Handschrift“ der einzelnen Landwirte hindeutet (Tab. 4a). So erklärt zwar die Rand-Innen-Lage der Proben den größten Anteil der Varianz (39 %), aber die Zugehörigkeit zum Acker (genestet im Testgebiet) erklärt mit 35 % einen ähnlich großen Anteil.

Tab. 4:

4a) Der Einfluss des Testgebiets, des Ackers und der Lage (Rand / Innen) der Probestfläche auf die Artenzahl und Keimlingsdichte der 160 Bodensamenbank-Proben. Hierarchisch verschachteltes Allge-meines Lineares Modell (GLM).

	FG	Artenzahl			Keimlingsdichte		
		MSQ	p	EV (%)	MSQ	p	EV (%)
Testgebiet	7	21,34	<0.05	7,2	5084407	n.s.	7,0
Acker (Testgebiet)	72	9,85	<0.01	34,4	3103469	<0.01	44,2
Lage (Rand / Innen)	1	801,03	<0.0001	38,8	122846326	<0.0001	24,3
Testgebiet * Rand / Innen	7	3,85	0,64	1,3	621704	0,91	0,9
Fehler	72	5,22		18,2	1661180		23,6

4b) Der Einfluss der Vorfrucht, der Bodenzahl und der Artenzahl der Flora des Vorjahrs auf die Sa-menbank von 80 Äckern (aggregierte Rand/Innenbereiche) Allgemeine Regressionsmodelle (GRM).

	Artenzahl				Keimlinge				Ackerartenzahl			
	FG	MSQ	p	EV (%)	FG	MSQ	p	EV (%)	FG	MSQ	p	EV (%)
Konstante	1	446.217	<0.001		1	2258.18	<0.01		1	386.09	<0.001	
Vorfrucht									3	20.68	<0.05	9.9
Bodenzahl	1	191.34	<0.001	11.4	1	1323.61	<0.05	5.2	1	109.94	<0.001	17.5
Artenzahl	1	108.92	<0.05	6.5	1	1728.45	<0.05	6.8				
Flora												
Fehler	77	17.81		82	77	290.44		88	75	6.08		72.6

FG = Freiheitsgrade, MSQ = Mittlere Quadratsumme, p = Wahrscheinlichkeit EV % = Anteil erklärter Varianz.

Die für die 80 Äcker aggregierten Arten- und Keimlingszahlen, d. h. Rand- und Innenbereich eines Ackers, wurden jeweils zusammengefasst in weiteren Allgemeinen Regressionsmodellen (GRM, Tab. 4b) auf den Einfluss zahlreicher Variablen (bodenchemische Variablen, Bodenbearbeitung, räumliche Nähe etc.) getestet. Lediglich die Bodenzahl des Schlags (negativ) und die Artenzahl der im vorigen Sommer erhobenen Flora des Schlags (positiv) wirken sich signifikant auf die Zahl der Arten und Keimlinge in der Samenbank der Äcker aus. Die Zahl der Ackerarten wird zudem noch durch die Art der Vorfrucht beeinflusst. Da die Probenahme in 5-10 cm Tiefe erfolgte, überwiegend nach der Neueinsaat und teilweise nach dem Pflügen, war kein unmittelbarer Einfluss der letzten Samenschüttung auf die untersuchte Samenbank zu erwarten. Die nachgewiesenen Einflüsse der Artenzahl des Vorjahrs und der Kulturart sind daher eher auch als Ausdruck der „Handschrift“ der einzelnen Landwirte und einer unterschiedlichen Toleranz hinsichtlich der Segetalflora zu deuten.

Der negative Zusammenhang zwischen der Bodenzahl und der Samenbank der Acker-schläge weist – wie schon oben für die Flora auf Landschaftsebene gezeigt – wiederum auf eine erhöhte Intensität der Ackernutzung bei günstigeren Standortverhältnissen hin. Diese führt dazu, dass in ackerbaulich intensiver genutzten Teillandschaften die Samenbank sowohl an Arten als auch in der Samendichte verarmt. Dieser Zusammenhang lässt sich ebenfalls auf Landschaftsebene nachweisen: Die für die acht Testgebiete aggregierte Gesamtzahl der in der Samenbank gefundenen Arten (zwischen 28 und 56) korreliert ebenfalls negativ mit dem Ackeranteil ($RS_p = -0,74$; $p < 0,05$) und der gewichteten Bodenzahl ($RS_p = -0,76$; $p < 0,05$) sowie positiv mit der Shannon-Diversität der Landschaft ($RS_p = 0,74$; $p < 0,05$). Wenig strukturierte Teillandschaften mit guten Standortverhältnissen und hohem Ackeranteil weisen

damit ein geringeres Samenbankpotenzial auf als reich strukturierte Teil-Landschaften. Von einer nennenswerten Bedeutung der für das Ackerland typischen persistenten Samenbank für das Überdauern von Arten in der Landschaft kann angesichts der Funde allerdings kaum mehr ausgegangen werden (vgl. WALDHARDT et al. 2001).

5. Fazit und Zusammenfassung

Die hier vorgestellte Methodik zur landschaftsbezogenen Erfassung und Bewertung der Phytodiversität in der Agrarlandschaft ermöglicht für das Einzugsgebiet der Wetter (313,5 km²) differenzierte Aussagen zu Artendichten in Nutzungstypen und quantitativen Beziehungen von Landschaftsstruktur und Phytodiversität. In zwanzig Testgebieten (je 1 km²) wurden insgesamt über 800 Artenlisten in Erhebungsflächen von 100 m² angefertigt, deren statistische Analyse folgende Schlussfolgerungen zulassen:

1. Die flächenmäßig bedeutsamen Flächennutzungen Acker und Grünland sind durch eine geringe Zahl von häufigen Arten gekennzeichnet.
2. Im bewirtschafteten Grünland des Gebiets liegen die Artendichten deutlich niedriger als pflanzensoziologische Datensätze erwarten lassen.
3. Im Ackerland finden sich nennenswerte Vorkommen von Segetalarten nur noch entlang der Randbereiche. Rapsäcker beherbergen dabei deutlich mehr Arten als Getreide-, Mais- und Zuckerrübenäcker.
4. Stark gestörte Kleinstrukturen (Ackerraine, Graswege) weisen deutlich geringere Artendichten auf als weniger gestörte, halbnatürliche Krautsäume. Beide Gruppen von Kleinstrukturen beherbergen nur eine kleine Zahl typischer, differenzierender Arten.
5. Die weniger stark gestörten, halbnatürlichen Krautsäume weisen eine hohe Zahl von Einzelfunden, d. h. selten in der Landschaft vorkommende Arten, auf. Dadurch ist bei gleicher Artendichte wie im Grünland ihr Beitrag zur Diversität der Landschaft höher einzuschätzen.
6. Auf Landschaftsebene (1 km²) konnte eine deutliche Beziehung zwischen den Artendichten und Maßen der Landschaftsstruktur (Ackeranteil, Shannon-Diversität) sowie der Produktivität der Landschaft (Bodenzahlen) nachgewiesen werden. In einfach strukturierten, ackerdominierten Landschaften mit hoher Produktivität finden sich nicht nur in der Gesamtlandschaft weniger Arten, sondern auch die mittleren Artenzahlen in den Flächennutzungen und Kleinstrukturen sind hier deutlich reduziert.
7. Die Artenzahlen und die Keimlingsdichte in der Bodensamenbank der Ackerflächen sind im Innenbereich der Schläge so gering, dass ein Potenzial für das Überdauern der Ackerarten auf Schlagebene derzeit nur noch an den Rändern gewährleistet ist!
8. Auf Landschaftsebene zeigte sich, dass strukturarme Landschaften mit hohem Ackeranteil aufgrund der höheren Intensität der Landnutzung auch weniger Arten in der Samenbank aufweisen als strukturreichere Gebiete.

Die Auswahl repräsentativer Testgebiete und ein klares Design der Auswahl der Untersuchungsflächen ermöglichte somit bei nur zwanzig Testgebieten entlang eines Landschaftsgradienten im Übergang von einer Mittelgebirgs- zu einer Senkenlandschaft differenzierte Aussagen zur landnutzungsabhängigen Phytodiversität der „Normallandschaft“. Etablierte Monitoringprogramme (z. B. Biodiversitäts-Monitoring Schweiz) verwenden eine ähnliche Methodik der repräsentativen Datenerhebung. Ein entsprechendes Verfahren (ÖFS) wurde für Deutschland entwickelt, wird aber für Gefäßpflanzen derzeit nicht umgesetzt. Die Ergebnis-

se der vorliegenden Studie zeigen den engen Zusammenhang zwischen Landschaftseigenschaften und der realisierten Phytodiversität auf Landschafts- und Schlagebene und belegen gleichzeitig das bereits reduzierte Artenspektrum der Agrarlandschaft. Damit die Auswirkungen weiterer Landnutzungsänderungen auf die Häufigkeiten von Pflanzenarten systematisch beobachtet werden können (und die Ergebnisse in die Agrarumweltprogramme einfließen können), empfiehlt sich dringend die Etablierung eines landschaftsbezogenen Monitoringprogramms für Gefäßpflanzen in Deutschland. Dies erscheint besonders wichtig, da nicht nur diese Untersuchung darauf hindeutet, dass besonders ehemals weit verbreitete Arten des Acker- und Grünlands zwar noch nicht ganz aus den Landschaften verschwunden sind, auf Schlagebene aber immer seltener werden.

Danksagung

Wir danken der Deutschen Forschungsgemeinschaft für die finanzielle Förderung des Sonderforschungsbereichs 299 und allen früheren Mitarbeiterinnen und Mitarbeitern im Projekt, insbesondere Dr. Birgit Reger und Dipl.-Ing. agr. Oliver Ginzler. Für Unterstützung bei der Datenerhebung danken wir Landschaftsgärtnermeister Josef Scholz vom Hofe, Dr. Jan Thiele und Dipl.-Biol. Dietmar Teuber.

Literatur

- ADV (ADV-ARBEITSGRUPPE ATKIS) (2002): ATKIS-Objektartenkatalog Stand 2002. http://www.atkis.de/dstinfo/dstinfo2.dst_gliederung2?dst_ver=dst02. Daten bereitgestellt von der Hessischen Verwaltung für Bodenmanagement und Geoinformation (HVBG).
- BRATLI, H., OKLAND, T., OKLAND, R.H., DRARSTAD, W.E., ELVEN, R., ENGAN, G., FJELLSTAD, W., HEEGAARD, E., PEDERSEN, O. & H. SOLSTAD (2006): Patterns of variation in vascular plant species richness and composition in SE Norwegian agricultural landscapes. – *Agric. Ecosyst. Environ.* **114**: 270-286.
- CHYTRY, M. (2001): Phytosociological data give based estimates of species richness. – *J. Veg. Sci.* **12**: 439-444. Grangärde.
- DAUBER, J., KLIMEK, S., KRÜB, A., DÖRPINGHAUS, A. & C. HÜNIG (2012): Monitoring der biologischen Vielfalt im Agrarbereich - Workshop vom 12. April bis 13. April 2011, Johann-Heinrich von Thünen-Institut, Braunschweig. – *BfN-Skripten* **308**, 126 S. - Bonn.
- DIERSCHKE, H. (2008): Biodiversität im Kulturgrasland (Molinio-Arrhenatheretea): Welche Artenzahlen können wir erwarten. In: SCHUMACHER, W (2012): Expertenworkshop „Biodiversität der Graslandökosysteme Mitteleuropas“, 08./09. 04.2008. Kurzfassung der Vorträge. Andreas Hermes Akademie Bonn-Röttgen, Universität Bonn.
- DIERSCHKE, H. (HRSG.) (1997): Synopsis der Pflanzengesellschaften Deutschlands. Heft **3**: Molinio-Arrhenatheretea, Teil 1: Arrhenatheretalia. Wiesen und Weiden frischer Standorte. 74 S.
- DOYLE, U. & C. HEIB (2012): Was muss ein Monitoring der biologischen Vielfalt in Agrarlandschaften leisten können? – *BfN-Skripten* **308**: 27-36.
- DÖRPINGHAUS, A. & C. HÜNIG (2012): Aktueller Stand des Monitorings der biologischen Vielfalt in Agrarlandschaften. – *BfN-Skripten* **308**: 5-14.
- DRÖSCHMEISTER, R. (2001): Bundesweites Naturschutzmonitoring in der „Normallandschaft“ mit der Ökologischen Flächenstichprobe. – *Natur & Landschaft* **76**(2): 58-69.
- DUFRENE, M. & P. LEGENDRE (1997): Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. – *Ecol. Monogr.* **67**: 345-366.
- ELLENBERG, H., WEBER, H.E., DÜLL, R., WIRTH, V.; WERNER, W.; PAULISSEN, D. (1992): Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. – *Scr. Geobot.* **18**: 1-248.
- BFN (BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ) (2006): FloraWeb - Daten und Informationen zu Wildpflanzen und zur Vegetation Deutschlands – www.floraweb.de. Ausgabe der floristischen Verbreitungsdaten vom 03.12.2007.
- BMU (BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT) (2007): Nationale Strategie zur Biologischen Vielfalt. <http://www.bmu.de/themen/natur-arten/naturschutz-biologische-vielfalt/nationale-strategie/> 178 S.

- DUELLI, P. & M.K. OBRIST (1998): In search of the best correlates for local organismal biodiversity in cultivated areas. – *Biodiversity & Conservation* **7**: 297-309.
- GABRIEL, D., THIES, C. & T. TSCHARNTKE (2005): Local diversity of arable weeds increases with landscape complexity. – *Perspect. Plant Ecol. Evol. Syst.* **7**: 85-93.
- GRIME, J.P. (2001): *Plant Strategies, Vegetation Processes, and Ecosystem Properties*. Wiley & Sons, Chichester, UK.
- HAEUPLER, H. (2002): Die Biotope Deutschlands. – *Schr.reihe Veg.kd.* **38**: 247-272.
- HAND, R. & K. P. BUTTLER (2009): Beiträge zur Fortschreibung der Florenliste Deutschlands (Pteridophyta, Spermatophyta) - Dritte Folge. – *Kochia* **4**: 179-184.
- HESS, K. & H. NAGEL (1978): Das Salzgebiet zwischen Münzenberg, Eberstadt und Oberhörgern im Jahre 1976. – *Jber. Wetterau Ges. ges. Naturkunde* **129-130**: 45-64. Hanau.
- HLUG (HESSISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT UND GEOLOGIE) (2002): Digitale Bodenflächen-daten von Hessen 1:50.000 – Basisdaten / thematische Auswertungen, Hess. Landesamt für Umwelt und Geologie (HLUG), Wiesbaden.
- HOFFMANN-KROLL, R., SCHAFFER, D. & S. SEIBEL (2003): Landscape indicators from ecological area sampling in Germany. – *Agric. Ecosyst. & Environ.* **98**: 363-370.
- KLAUSING, O. (1988): Die Naturräume Hessens + Karte 1:200000. (Schr.reihe Hess. Landesans. Umwelt **67**). 43 S. – Wiesbaden.
- KLEIN, E. & W. KLEIN (1985): Pflanzen des östlichen Wetterau-Kreises. – *Beitr. Naturk. Wetterau* **5** (1/2): 1-393. Friedberg.
- KLEIN, E. & W. KLEIN (1985): Pflanzen im Wetteraukreis – einst und jetzt. 152. S. Botanische Vereinigung für Naturschutz in Hessen (BVNH). Solms.
- KLOTZ, S. & I. KÜHN (2002): Indikatoren des anthropogenen Einflusses auf die Vegetation. – *Schr.reihe Veg.kd.* **38**: 241-246.
- KLOTZ, S., I. KÜHN & W. DURKA [Hrsg.] (2002): *BIOLFLOR - Eine Datenbank zu biologisch-ökologischen Merkmalen der Gefäßpflanzen in Deutschland*. – *Schr.reihe Veg.kd.* **38**.
- KORNECK, D., SCHNITTLER, M., KLINGENSTEIN, F., LUDWIG, G., TAKLA, M., BOHN, U. & R. MAY (1998): Warum verarmt unsere Flora? Auswertung der Roten Liste der Farn- und Blütenpflanzen Deutschlands. - In: Bundesamt für Naturschutz (Hrsg.): Ursachen des Artenrückgangs von Wildpflanzen und Möglichkeiten zur Erhaltung der Artenvielfalt. – *Schr.reihe Veg.kd.* **29**: 299-444. - Bad Godesberg.
- KÖNIG, H. (2003): Naturlandschaft der nordrhein-westfälischen Normallandschaft. – *LÖBF-Mitteilungen* **2/03**: 15-23.
- LABASCH, M. & A. OTTE (1999): Ursachen und Folgen von zur Dominanz neigenden Arten in primären Binnensalzwiesen. – *Braunsch. Geobot. Arb.* **6**: 53 - 68. Braunschweig.
- LACHAT T., PAULI, D., GONSETH, Y., KLAUS, G., SCHEIDEGGER, C., VITTOZ, P. & T. WALTER (RED.) (2010): Wandel der Biodiversität in der Schweiz seit 1900. Ist die Talsohle erreicht? 435 S. – Haupt-Verlag, Bern.
- MCCUNE, B. & J. MEFFORD (1999): *PC-ORD: Multivariate Analysis of Ecological Data; Version 4 for Windows*. 237 S. – MjM Software Design. Gleneden Beach, OR.
- OKLAND, R.H., BRATLI, H., DRAMSTAD, W.E., EDVARDSEN, A., ENGAN, G., FJELLSTAD, W., HEEGAARD, E., PEDERSEN, O. & H. SOLSTAD (2006): Scale-dependent importance of environment, land use and landscape structure for species richness and composition of SE Norwegian modern agricultural landscapes. – *Landsc. Ecol.* **21**: 969-987.
- OTTE, A., REGER, B., SIMMERING, D. & R. WALDHARDT (2008): Prognose der Veränderungen von Phytodiversität in Agrarlandschaften. – *Ber. Reinhold-Tüxen-Ges.* **20**: 67-89. Hannover.
- PAURITSCH, G. & A. HARBODT (1989): Die Streuobstwiesenkartierung im Wetteraukreis. – *Beitr. Naturk. Wetterau* **9** (1): 1-10. Friedberg.
- SCHMIDT, P. (1994): Naturschutz in der Wetterau: Rahmenplanung für einen integrierten Naturschutz auf der Grundlage flächendeckender Analyse und Bewertung des Naturraumes. – *Gießener Geogr. Schr.* **73**: 1-268. Gießen.
- SCHOLZ, H. (2008): Die Gattung *Bromus* (Poaceae) in Mitteleuropa. Synopse und tabellarischer Bestimmungsschlüssel. – *Kochia* **3**: 1-18.
- SIMMERING, D. (2006): Muster der Phytodiversität in einer kleinstrukturierten Mittelgebirgsregion - vom Habitat zur Landschaft. – Dissertation, Justus-Liebig Universität Gießen. Giessener Elektronische Bibliothek: <http://geb.uni-giessen.de/geb/volltexte/2006/3496/>.

- SIMMERING, D., WALDHARDT, R. & A. OTTE (2006): Quantifying determinants contributing to plant species richness in mosaic landscapes: a single- and multi-patch perspective. – *Landscape Ecol.* **21**: 1233-1251.
- SIMMERING, D., WALDHARDT, R. & A. OTTE (2008): Steuergrößen der Pflanzenartenvielfalt in Mosaiklandschaften - eine Betrachtung auf zwei räumlichen Skalenebenen. – *Nat. Schutz Biol. Vielfalt* **60**: 67-72.
- SMART, S.M., CLARKE, R.T., VAN DE POLL, H.M., ROBERTSON, E.J., SHIELD, E.R., BUNCE, R.G.H. & L.C. MASKELL (2003): National-scale vegetation change across Britain; an analysis of sample-based surveillance data from the Countryside Surveys of 1990 and 1998. – *J. Environ. Manage.* **67** (3): 239-254.
- SPALTON, L.M. (2001): A new subspecies of *Bromus hordeaceus* L. (Poaceae). – *Watsonia* **23**: 525-531.
- STATSOFT, INC. (2001/2009). STATISTICA für Windows (Software-System für Datenanalyse), Version 6.0 / 10. www.statsoft.com.
- TER BRAAK, C.J.F. & P. ŠMILAUER (1998): CANOCO Reference Manual and User's Guide to Canoco for Windows: Software for Canonical Community Ordination (version 4). - Centre for Biometry, Wageningen, The Netherlands. 351 S.
- WAGNER, H. H. & P. J. EDWARDS (2001): Quantifying habitat specificity to assess the contribution of a patch to species richness at a landscape scale. – *Landscape Ecol.* **16**: 121-131.
- WALDHARDT, R., BACH, M., BORRESCH, R., BREUER, L., DIEKÖTTER, T., FREDE, H.-G., GÄTH, S., GINZLER, O., GOTTSCHALK, T., JÜLICH, S., KRUMPHOLZ, M., KUHLMANN, F., OTTE, A., REGER, B., REIHER, W., SCHMITZ, K., SCHMITZ, P. M., SHERIDAN, P., SIMMERING, D., WEIST, C., WOLTERS, V. & D. ZÖRNER (2010): Evaluating Today's Landscape Multifunctionality and Providing an Alternative Future: A Normative Scenario Approach. – *Ecology and Society* **15** (3): 30
- WALDHARDT, R., FUHR-BOßDORF, K. & A. OTTE (2001): The significance of the seed bank as a potential for the reestablishment of arable-land vegetation in a marginal cultivated landscape. – *Web Ecol.* **2**: 83-87.
- WALDHARDT, R., OTTE, A., SIMMERING, D. & O. GINZLER (2011): Biogas gegen Biodiversität? – *DLG-Mitteilungen* **3**: 20-23. Frankfurt/Main.
- WEBER, D., HINTERMANN U. & A. ZANGGER (2004): Scale and trends in species richness: considerations for monitoring biological diversity for political purposes. – *Global Ecol. Biogeogr.* **13** (2): 97-104.
- WISSKIRCHEN, R. & H. HAEUPLER (1998): Standardliste der Farn- und Blütenpflanzen Deutschlands. Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart.

Anschrift der Verfasser:

Dr. Dietmar Simmering, Prof. Dr. Rainer Waldhardt, Prof. Dr. Dr. Annette Otte, Professur für Landschaftsökologie und -planung, Interdisziplinäres Forschungszentrum (IFZ), Justus-Liebig Universität Gießen, Heinrich-Buff Ring 26-32, D-35392 Gießen

e-mail: Dietmar.Simmering@umwelt.uni-giessen.de

e-mail: Rainer.Waldhardt@umwelt.uni-giessen.de

e-mail: Annette.Otte@umwelt.uni-giessen.de

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: [Berichte der Reinhold-Tüxen-Gesellschaft](#)

Jahr/Year: 2013

Band/Volume: [25](#)

Autor(en)/Author(s): Simmering Dietmar, Waldhardt Rainer

Artikel/Article: [Erfassung und Analyse der Pflanzenartenvielfalt in der "Normallandschaft" - ein Beispiel aus Mittelhessen 73-94](#)