



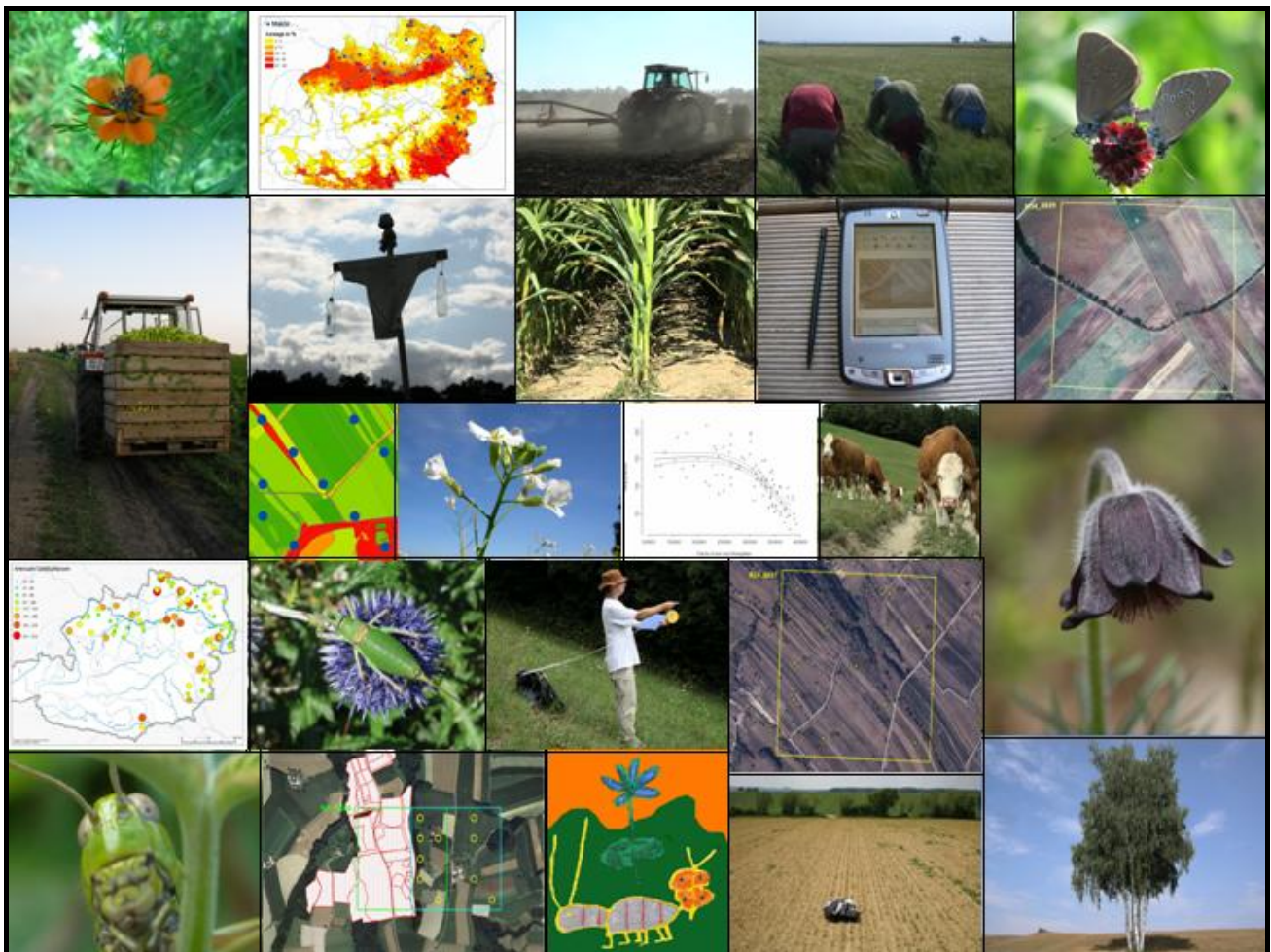
lebensministerium.at



BUNDESMINISTERIUM
FÜR GESUNDHEIT

Biodiversität in österreichischen Ackerbaugengebieten im Hinblick auf die Freisetzung und den Anbau von gentechnisch veränderten Kulturpflanzen

BINATS – Biodiversity - NATure – Safety





lebensministerium.at



BUNDESMINISTERIUM
FÜR GESUNDHEIT

Biodiversität in österreichischen Ackerbaugengebieten im Hinblick auf die Freisetzung und den Anbau von gentechnisch veränderten Kulturpflanzen

BINATS – Biodiversity - NATure – Safety

Impressum

Herausgeber, Medieninhaber und Hersteller:

Bundesministerium für Gesundheit, Sektion II
Radetzkystraße 2, 1031 Wien

Für den Inhalt verantwortlich:

Mag. Ulrich Herzog

Erscheinungstermin:

Juni 2010

Autoren:

Kathrin Pascher, Dietmar Moser, Stefan Dullinger, Leopold Sachslehner, Patrick Gros,
Norbert Sauberer, Andreas Traxler & Thomas Frank

Universität Wien, Fakultätszentrum Biodiversität,
Department für Naturschutzbiologie, Vegetations- und Landschaftsökologie

Gesamtprojektleitung, Koordination und Projektmanagement: Dr. Kathrin Pascher
Projektleiter: Univ. Prof. Mag. Dr. Georg Grabherr

Druck:

Kopierstelle des BMG, Radetzkystraße 2, 1031 Wien

Bestellmöglichkeiten:

Telefon: 0810/81 81 64

E-Mail: broschuerenservice@bmg.gv.at

Internet: <http://www.bmg.gv.at>

ISBN 978-3-902611-36-9

Autoren:

**Kathrin Pascher, Dietmar Moser, Stefan Dullinger,
Leopold Sachslehner, Patrick Gros, Norbert Sauberer,
Andreas Traxler & Thomas Frank**

**Universität Wien, Fakultätszentrum Biodiversität,
Department für Naturschutzbiologie,
Vegetations- und Landschaftsökologie**



BINATS



**universität
wien**



VINCA
science for a living world



Inhaltsverzeichnis

Inhaltsverzeichnis	1
Summary	4
Zusammenfassung	8
Zielsetzung von BINATS	12
Wesentliche Arbeitsschritte im BINATS-Projekt.....	13
Einleitung	14
Fallspezifisches Monitoring <i>versus</i> überwachende Beobachtung.....	14
Parameter für das Monitoring von GVP	16
Anwendungsbereiche von BINATS	17
Entwicklung und Methodik des BINATS-Monitoringprogramms	18
Auswahl von Untersuchungsgebieten und potenziellen Testflächen	18
Stratifizierung	18
Bodentypenvielfalt.....	19
Waldanteil in direkter Umgebung der 1.000x1.000 m ² Testfläche.....	19
Grünlandanteil.....	19
Temperatur und Niederschlag	19
Charakterisierung der Straten	20
Auswahl der Testflächen	27
Auswahl der Testflächen für Mais	27
Auswahl der Testflächen für Raps.....	29
Fixierung der 100 BINATS-Testflächen.....	31
Berücksichtigung von Betrittverboten	32
Auswahl der Indikatorgruppen.....	33
Gefäßpflanzen als Biodiversitätsindikator im Agrarraum.....	34
Tagfalter als Biodiversitätsindikator im Agrarraum.....	34
Heuschrecken als Biodiversitätsindikator im Agrarraum.....	34
Landschaft als Biodiversitätsindikator im Agrarraum	34
Methodenentwicklung	35
Erhebungsstrategien (Feldmethodik) in den Testflächen.....	35
Methodenprüfung im Freiland	36
Räumliche Festlegungen der Untersuchungsbereiche.....	39
Die Testfläche.....	39
Auffinden der Testfläche und der Probekreise	39
Der Probekreis.....	40
Erhebungsmethodik der einzelnen Indikatorgruppen	41
Erhebungsmethodik - Gefäßpflanzen	41
Erhebungsmethodik - Tagfalter	42
Erhebungsmethodik - Heuschrecken.....	44
Erhebungsmethodik – Landschaftselemente und Habitate.....	45
Durchführung der Freilandarbeiten	45
Freilandarbeiten 2007	45
Freilandarbeiten 2008	46
Signifikanz von Bearbeiterfehlern	48
Erfahrungen mit Bewirtschaftern während der Freilandarbeiten	49

Datenverwaltung	50
Auswertung und Interpretation der BINATS-Daten	50
Ermittelte Artenzahlen im BINATS-Projekt	50
Artenzahlen - Gefäßpflanzen	50
Artenzahlen - Tagfalter	51
Artenzahlen - Heuschrecken	54
Anzahl der Landschaftselemente und Habitate pro Testfläche	55
Hauptarten der erhobenen Indikatorgruppen	56
Häufigste Arten - Gefäßpflanzen	56
Häufigste Art - Tagfalter	57
Häufigste Art - Heuschrecken	57
Beispiel einer diversitätsreichen Testfläche	57
Biodiversitäts-Hotspots der Agrarlandschaft - ein Vergleich mit den Biodiversitätsdaten von BINATS	58
Die Hotspot-Studie	58
Regionale und lokale Artenvielfalt	59
Regionale Artenvielfalt zeigt keinen Zusammenhang mit lokaler Artenvielfalt von Agrarflächen	59
Regionale potenzielle Risikoeinstufung von GVP auf Basis der erhobenen Daten	64
Häufigkeit von potenziellen Hybridisierungspartnern auf den BINATS-Testflächen	64
Analyse der Artenzahl der Kreuzungspartner	66
Analyse der Abundanz der Kreuzungspartner	67
Habitattypen mit Vorkommen von Ruderalraps beziehungsweise Durchwuchsraps	68
Analyse der Artenzahlen der Gefäßpflanzen	68
Gesamtauswertung aller 100 BINATS-Testflächen	69
Landnutzung	70
Vielfalt an Landschaftselementen und Habitaten	72
Geometrische Komplexität einer Landschaft	73
Bodentypenvielfalt	74
Klima	74
Multiple Regressionen	75
Auswertung Rapsstichprobe	77
Landnutzung	77
Landschaftselement- und Habitatvielfalt	77
Geometrische Komplexität einer Landschaft	77
Bodentypenvielfalt	77
Klima	78
Auswertung Maisstichprobe	78
Landnutzung	78
Landschaftselement- und Habitatvielfalt	78
Geometrische Komplexität einer Landschaft	78
Bodentypenvielfalt	78
Klima	78
Zusammenhang Rote Listen Arten und Gesamtartenvielfalt	79
Analyse der Artenzahlen der Heuschrecken	80
Gesamtauswertung aller 100 BINATS-Testflächen	80
Multiple Regressionen	82
Analyse der Artenzahlen der Tagfalter	84
Gesamtauswertung aller 100 BINATS-Testflächen	84
Multiple Regressionen	86
Gefährdete Arten	87
Gefäßpflanzen	87
Heuschrecken	89
Tagfalter	90

Schutzregelungen zur Erhaltung der Biodiversität in Agrarlandschaften.....	93
Österreichweit gefährdete Pflanzenarten in der Stichprobe von BINATS	94
Landesrechtlich geschützte Pflanzenarten in der Stichprobe von BINATS	95
Ökologie und Lebensraumbindung der landesrechtlich geschützten und im Rahmen von BINATS kartierten Pflanzenarten	98
Danksagung.....	101
Referenzen.....	102

Summary

The project **BINATS (Biodiversity-NATure-Safety)** was assigned and financed by the two Austrian Federal Ministries of Health and of Agriculture, Forestry, Environment and Water Management and was realized between 2006 and 2009.

The **BINATS biodiversity network** was developed as a tool for the **detection and evaluation of potential unintended effects of genetically modified plants (GMPs)** across the whole Austrian agricultural region. BINATS is the first **national monitoring and evaluation network** of the European Member States which is methodically focused on GMPs. It allows for estimating site-specific biodiversity-related risks of GMP cropping even in advance of their release. Moreover, it provides a database that represents the fundamental prerequisite for detecting long-term effects of GMPs.

The main tasks of BINATS were:

- Development and setup of a monitoring program of biodiversity-related effects of GMP cropping which should ideally be applicable for both, general surveillance and case specific monitoring.
- Selection of appropriate representative indicators to identify GMP specific effects on biodiversity, based on a cost-benefit calculation.
- Selection of test areas representative for the various soil types, climatic conditions and cultivation intensities in the Austrian agricultural region.
- Field tests of the developed monitoring design with respect to applicability and feasibility.
- Standardisation of the design for future inventories of biodiversity in the agrarian region.
- Collection of baseline data as a reference to enable the detection of future trends in agricultural biodiversity driven by GMP cropping or by other changes in agricultural practices.
- Implementation of a flexible monitoring system into which additional indicators can be integrated for an extended survey.
- Performance of a first nation wide risk assessment of special GMPs (in particular oilseed rape) based on the occurrence and frequency of related species, i.e. potential hybridisation partners.

Developing a monitoring program requires a series of fundamental decisions. As complex variables like biodiversity cannot be monitored directly, the first such decision concerns the selection of appropriate indicators. Within BINATS, we searched for indicators that represent larger functional groups (e. g. primary producers, herbivores, pollinators) which are correlated to the diversity of as much un-surveyed taxonomic groups as possible and moreover respond sensitively and rapidly to changes in agrarian regions and which are particularly relevant to the GMP topic due to specific hypothesized risks. Based on a cost-benefit calculation, the following four indicators were finally chosen: **habitat structures** and **vascular plants** – which already have become standard elements of biodiversity monitoring programs in cultural landscapes – as well as **butterflies** and **grasshoppers**. Parameters like relevance as a biodiversity indicator, significance concerning GMPs, applicability in a long-term monitoring, effort of field work, acceptance of farmers (e. g. soil entrapments), state of knowledge, experts' availability, etc. were evaluated when selecting these animal indicators.

Setup of the BINATS monitoring program

In compliance with other national monitoring programs, the BINATS sampling design was nested into the raster of the Austrian forest inventory. Sampling took place within 625x625 m² raster cells in the Austrian oilseed rape and maize cultivation areas. Potential test areas (= raster cells) had to overlap with a raster point of the forest inventory and to have a share in non-forest habitats (cultivated land or grassland) of more than 80%. After environmental stratification, 65 such test areas were selected for both maize and oilseed rape cultivation areas. Following a visual evaluation concerning applicability, a final set of 50 areas was then chosen for each crop species.

Based on a methodical test in the field – transects *versus* circles – we decided to collect data on biodiversity indicators within ten circles (each with a radius of 20 m) that were randomly distributed across each test area. The benefits of this method are a standardized sampling area and hence sampling intensity, the avoidance of a sampling bias towards specific habitat structures, a higher efficiency of field work, a more precise spatial positioning and fewer conflicts with land-owners. Species richness of indicators vascular plants, butterflies and grasshoppers, individual numbers for the latter two groups as well as the abundance of potential hybridisation partners of oilseed rape were then recorded within these ten circles per test area. The inventory took place along a rectangular transect-cross with a side length of 20 m, oriented north-south and west-east, respectively.

In contrast to the taxonomic indicators, the inventory of habitat structures comprised the whole test area. The Red Lists of Austrian Endangered Biotopes (ESSL et al. 2002, 2004, 2008; TRAXLER et al. 2005a) were adjusted to the requirements of BINATS. The application of these lists proved to be feasible in field work. Field maps were digitised and stored in a Geographic Information System.

A detailed instruction of the BINATS inventory methodology is recorded in the published handbook (PASCHER, K., MOSER, D., SACHSLEHNER, L., HÖTTINGER, H., SAUBERER, N., DULLINGER, S., TRAXLER, A. & FRANK, T. 2009a: Kartierhandbuch zur Biodiversitätserfassung im Agrarraum: Gefäßpflanzen, Tagfalter, Heuschrecken, sowie Zuordnung von Landschaftsstrukturen zu ausgewählten Biotoptypen. Forschungsbericht im Auftrag der Bundesministerien für Gesundheit, Sektion II und Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien) which will shortly be published in English language.

Data analysis

Altogether, 900 vascular plant species - nearly one third of the entire Austrian flora - were detected across all 100 BINATS test areas. More than 11% of these are listed in the Austrian Red Book or in the species protection regulations of the Austrian Federal States. 53 different species of grasshoppers – 21 of which are endangered to different degrees – as well as 41 butterfly species – nine of them endangered – were found on the 1.000 cross-transects. The maximum number of vascular plants per test area (all ten cross-transects) was 212, the minimum 22. The species number of grasshoppers varied between 21 and one per test area. The butterflies showed a maximum of 15 species and a minimum of none. On altogether 29.9% and 58.3% of the test circles no grasshopper, respectively butterfly species could be detected. The number of different habitat structures per test area varied between four and 38 with a maximum of 299 polygons as indicator for fine-grained landscapes.

With 587 detections in all 1.000 test circles the White Goosefoot (*Chenopodium album* agg.) proved to be the most frequent vascular plant species. The Common Chickweed (*Stellaria media*) was the next frequent one (518 detections) followed by the Creeping Thistle (*Cirsium arvense*) with 501 observations. The dominant grasshopper species was *Chorthippus biguttulus* (Nachtigall-Grashüpfer) with 188 detections. With 170 observations, *Pieris rapae* (Small White) proved to be the most frequent butterfly species.

Based on the occurrence and abundance of potential hybridisation partners, a first ecological risk assessment of GM oilseed rape was performed. The analyses showed that feral populations or volunteers of *Brassica napus* showed up in nearly three-quarters (71 out of 100) of all test areas. On aver-

age, oilseed rape could be recorded within 2.41 circles / test area. The plants mainly occurred as volunteers. In eight test areas (8%) feral oilseed rape populations could be observed along transport routes. The BINATS data hence additionally confirm that spillage during transport plays an important role for the establishment of feral oilseed rape populations.

One detection of maize plants (*Zea mays*) growing on a ruderal site was made in Burgenland. Its existence probably traces back to a spillage event during feeding of wild game. This assumption is supported by the absence of a maize field in the environs during the observation year. The existence of fertile maize plants outside cropping fields could be relevant for the coexistence of genetically modified, conventional and organic maize even in Central Europe.

On four test areas in Lower Austria weed beets from sugar beets (*Beta vulgaris* subsp. *vulgaris* var. *altissima*) could be detected. If GM sugar beets or fodder beets were cultivated for consumption the weed beets could function as transgene recipients as well as transgene sources because they reach the generative stage. No data concerning their frequency in Austria were present as yet.

Comparing the regional species numbers of vascular plants from the „Floristische Kartierung Österreichs“ or the diversity indices derived from them (“hot spot study”) with the species number of the BINATS test areas revealed a limited correlation of diversity patterns across scales. This important finding underlines that the assessment of biodiversity-related GMP risks on large spatial scale might not provide satisfying results in fine-grained cultural landscapes. This means that a **small scaled inventory as done in BINATS is mandatory for the evaluation of GMPs.**

Habitat structure diversity and species number of vascular plants, butterflies and grasshoppers were positively correlated which implies that particular attributes of a landscape (e. g. habitat diversity, cultivation intensity) affect different groups of organisms in a similar way. For all taxa a positive correlation between habitat structure diversity, landscape patch shape complexity as well as share in grassland habitats could be detected. On the contrary, all taxa showed a negative correlation with the proportion of cultivated land. Surprisingly, numbers of vascular plants were hardly correlated to soil type diversity, likely due to the homogenising effect of cultivation. Such homogenisation of the floras and faunas of once different habitats often results from intensive forms of cultivation that include, e. g. drainage, sowing, herbicide application and mowing. Concerning climatic gradients an unexpected negative correlation of vascular plant species number with decreasing mean annual temperatures was found. Again, this effect obviously results from gradients in land use intensity that interfere with climatic gradients. Indeed, land use intensity rises with climatic favourability hence (over)-compensating potential positive effects of climate on biodiversity. However, this trend was less pronounced for grasshoppers. Butterflies showed a hump-shaped relationship to climate with higher species numbers at both the cold and warm margins of the (summer) temperature gradient.

Résumé

The BINATS monitoring design was particularly developed to identify and assess potential effects of GMPs on the biodiversity of agrarian regions, but it can also be applied for a general biodiversity monitoring in agricultural areas as well as for OEPUL-evaluations.

BINATS has created the basis for a long-term observation network of plant and animal biodiversity in the Austrian agricultural regions. As the developed monitoring design considered a cost-benefit calculation regular repetition should well be feasible. The BINATS design meets the requirements of a flexible monitoring system into which additional indicators and their particular inventory needs can easily be integrated if necessary.

BINATS moreover provides extensive data on habitat structures and the diversity of three different groups of organisms across the whole Austrian agricultural regions which can also be used for the general biodiversity research. In case of a GMP release extensive standardised baseline data on bio-

diversity are now available together with a representative set of adequate test areas. To be able to detect changes in biodiversity, time series and repeated revisions of the BINATS data are needed. Such time series will allow for distinguishing between GMP specific and general trends in agricultural biodiversity. It is recommended to perform these repetitions in a rhythm of five years.

Zusammenfassung

Das Projekt **BINATS (Biodiversity-NATure-Safety)** wurde mit einer vierjährigen Laufzeit (2006-2009) vom Bundesministerium für Gesundheit und vom Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft beauftragt.

Das im Rahmen von BINATS entwickelte **Biodiversitäts-Netzwerk** wurde speziell für die landesweite **Risikoabschätzung** und das Erkennen beziehungsweise Überprüfen von potenziell unbeabsichtigten Effekten von **gentechnisch veränderten Kulturpflanzen (GVP)** in der Agrarlandschaft Österreichs konzipiert. BINATS ist das erste **nationale Monitoring- und Evaluierungsnetzwerk** innerhalb der EU-Mitgliedsstaaten, welches methodisch speziell auf die GVP-Thematik ausgerichtet wurde. Damit können einerseits die potenziellen Risiken von gentechnisch veränderten Organismen noch vor dem Inverkehrbringen von GVP besser abgeschätzt werden und andererseits liegt nun endlich auch eine Datenbasis vor, um mögliche unerwartete - oder Langzeiteffekte von GVP überhaupt feststellen zu können.

Die Hauptaufgaben von BINATS waren:

- die Entwicklung eines Monitoringprogramms für Biodiversitätseffekte von GVP, dessen Basisdaten zukünftig im Idealfall für beide Monitoringansätze – überwachende Beobachtung und auch fallspezifisches Monitoring – herangezogen werden können
- die Auswahl von geeigneten, repräsentativen Indikatoren für das Erfassen von GVP-Effekten auf die Biodiversität basierend auf einer Kosten-Nutzen-Kalkulation
- die Bereitstellung von Testflächen, die repräsentativ für verschiedene Bodentypen, klimatische Gegebenheiten und Anbauintensitäten in Österreich sind
- die Überprüfung des entwickelten Erhebungsdesigns auf Eignung und Praktikabilität im Freiland
- die Standardisierung des Designs für zukünftige Erhebungen der Biodiversität im Agrarraum
- die Erhebung von Basisdaten als Vergleichswerte zur Identifizierung zukünftiger Biodiversitätstrends in Abhängigkeit von GVP-Anbau und anderen landwirtschaftlichen Veränderungen
- die Implementierung eines flexiblen „Monitoringsystems“, in das für eine erweiterte Aufnahme zusätzliche Indikatoren integriert werden können
- die Durchführung einer ersten Risikoanalyse von bestimmten GVP (v. a. Raps), die auf dem Auftreten und der Häufigkeit von verwandten Arten basiert.

Die Entwicklung des Konzepts für ein Monitoringprogramm impliziert eine Reihe von grundlegenden Entscheidungen. Da komplexe Variablen wie die Biodiversität grundsätzlich nicht direkt überwacht werden können, musste eine Auswahl von geeigneten Indikatoren getroffen werden. Im Rahmen von BINATS wurden Indikatoren gesucht, die erstens größere funktionale Gruppen repräsentieren (Primärproduzenten, Herbivoren, Bestäuber, etc.), die zweitens eng mit der Diversität möglichst vieler nicht-erfasster Taxa korreliert sind und außerdem sensibel und rasch auf anthropogene Veränderung in Agrarlandschaften reagieren (z. B. Biototypenvielfalt und Landschaftsstruktur) und die drittens auch aufgrund von Risikohypothesen besonders GVO-relevant sind. Basierend auf einem Screening verschiedener möglicher Indikatoren, die diese Anforderungen erfüllen, und einer Kosten-Nutzenkalkulation wurden schließlich die folgenden vier Indikatoren ausgewählt:

Landschaftselemente und **Gefäßpflanzen** (gehören in Monitoringprogrammen mittlerweile zum Standard), sowie **Tagfalter** und **Heuschrecken**. Bei den zoologischen Indikatoren mussten Parameter wie Relevanz als Biodiversitätsindikator, Aussagekraft bezüglich der GVO Thematik, Eignung für ein Dauermonitoring, Aufwand der Feldbegehungen, Akzeptanz der Landwirte (z. B. Bodenfallen), Kenntnisstand, Verfügbarkeit von Experten, etc. evaluiert werden.

Festlegung und Etablierung des BINATS-Monitoringprogramms

In Übereinstimmung mit anderen Monitoringprogrammen orientiert sich das BINATS-Stichprobennetz am österreichischen Waldinventurraster. Die Stichprobenauswahl erfolgte in den österreichischen Raps- und Maisanbaugebieten. Für die Auswahl wurden alle 625x625 m² Rasterzellen berücksichtigt, die auf einem Waldinventurrasterpunkt lagen und einen Offenlandanteil (Acker- oder Grünland) von mehr als 80% aufwiesen. Nach erfolgter Stratifizierung wurden jeweils 65 Testflächen proportional zur Stratengröße zufällig ausgewählt. Nach einer optischen Überprüfung hinsichtlich der Eignung als Testfläche (> 80% Offenlandanteil) wurden schließlich je 50 Testflächen als endgültige Stichprobe fixiert.

Basierend auf einem Methodentest im Freiland – Transekt- *versus* Punktmethode – wurde die **Punktmethode** – zehn zufällig über die Testfläche (625x625 m²) verteilte Probekreise mit einem Radius von 20 m – für die Erhebung der taxonomischen Indikatoren in den Stichprobeflächen gewählt. Vorteil dieser Methode ist, dass die Stichprobenfläche für alle Testflächen gleich groß ist und daher alle Testflächen mit derselben Intensität untersucht werden. Zusätzliche Auswahlkriterien waren die Vermeidung eines möglichen Erhebungs-Ungleichgewichts zugunsten bestimmter Lebensraumtypen, die bessere Zeiteffizienz, die präzisere räumliche Verortung, sowie das zu erwartende geringere Konfliktpotenzial mit Grundbesitzern.

Die Artenzahl der Indikatoren **Gefäßpflanzen**, **Tagfalter** und **Heuschrecken**, bei den zoologischen Indikatoren zusätzlich auch die Individuenzahlen, sowie die Abundanz der potenziellen Hybridisierungspartner von Raps wurden in den je zehn Probekreisen pro Stichprobenfläche erhoben. In jedem Probekreis fanden die Aufnahmen entlang eines Transektkreuzes mit einer Seitenlänge von 20 m statt.

Im Unterschied zu den taxonomischen Indikatoren wurde die **Kartierung der Landschaftselemente und Habitate** flächendeckend auf den 625x625 m² großen Testflächen durchgeführt. Die Verwendung der für BINATS angepassten und gestrafften Roten Listen der gefährdeten Biotoptypen Österreichs (ESSL et al. 2002, 2004, 2008; TRAXLER et al. 2005a) erwies sich im Freiland als praktikabel. Im Anschluss an die Freilandarbeiten wurden die Karten in ein Geographisches Informationssystem überführt.

Eine detaillierte Anleitung zur Erhebungsmethodik des BINATS-Projekts findet sich im bereits erschienenen Handbuch (PASCHER, K., MOSER, D., SACHSLEHNER, L., HÖTTINGER, H., SAUBERER, N., DULLINGER, S., TRAXLER, A. & FRANK, T. 2009a: Kartierhandbuch zur Biodiversitätserfassung im Agrarraum: Gefäßpflanzen, Tagfalter, Heuschrecken, sowie Zuordnung von Landschaftsstrukturen zu ausgewählten Biotoptypen. Forschungsbericht im Auftrag der Bundesministerien für Gesundheit, Sektion II und Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien).

Datenanalyse

Insgesamt konnten in den 100 Testflächen exakt 900 verschiedene Gefäßpflanzenarten, ein Drittel der Flora von Österreich, festgestellt werden, von denen mehr als 11% in der Roten Liste als gefährdet geführt oder in den Artenschutzverordnungen der Bundesländer genannt werden. 53 verschiedene Heuschreckenarten, davon 21 zu unterschiedlichen Graden gefährdete Arten, sowie 41 verschiedene Tagfalterarten (unter diesen neun gefährdete Arten) wurden auf den 1.000 Kreuztransekten eruiert. Die ermittelte maximale Artenzahl der Gefäßpflanzen pro Testfläche (alle zehn Kreuztransekte zusammen) betrug 212, die minimale 22. Die Artenzahlen der Heuschrecken variier-

ten zwischen 21 und eins pro Testfläche, die Tagfalter wiesen ein Maximum von 15 Arten und ein Minimum von null auf. Auf 29,9% der Probekreise bei den Heuschrecken und auf 58,3% bei den Tagfaltern konnten während der einmaligen Erhebung keine Arten beobachtet werden. Die Anzahl verschiedener Landschaftselemente und Habitate pro Testfläche reichte von minimal vier Elementen bis maximal 38, mit einem Maximum von 299 Polygonen als Indikator für die Kleinteiligkeit einer Landschaft.

Der Weiße Gänsefuß (*Chenopodium album* agg.) erwies sich mit 587 Nachweisen in allen 1.000 Probekreisen unter Berücksichtigung beider Erhebungsdurchgänge als die am häufigsten gefundene Gefäßpflanzenart. Die Gewöhnliche Vogelmiere (*Stellaria media*) war mit 518 Funden die zweithäufigste Art, gefolgt von der Ackerkratzdistel (*Cirsium arvense*) mit 501 Nachweisen. Bei den Heuschrecken war *Chorthippus biguttulus* (Nachtigall-Grashüpfer) mit 188 Nachweisen, bei den Tagfaltern *Pieris rapae*, der Kleine Kohlweißling, mit 170 Funden vorherrschend.

Anhand des Vorkommens und der Abundanz von Hybridisierungspartnern wurde eine erste Grobanalyse des ökologischen Risikos von GV Raps durchgeführt. Die Abundanz dieser Arten wurde mit Hilfe einer ordinalen Schätzskala auf den vorgegebenen Transektkreuzen ermittelt und der jeweilige Habittyp notiert. Die Analysen zeigten, dass Ruderalpopulationen oder Durchwuchs von Raps in fast Dreiviertel aller Testflächen (71 von 100) vorkamen. Im Durchschnitt wurden diese auf 2,41 Probekreisen / Testfläche beobachtet. Die Pflanzen traten vor allem als Durchwuchs auf. In acht Testflächen (8%) konnten in den Probekreisen Ruderalrapspopulationen entlang von Transportrouten beobachtet werden. Auch die BINATS-Daten zeigen, dass Transportverluste eine wesentliche Rolle für das Entstehen von Ruderalrapspopulationen spielen.

Ein Fund von Maispflanzen auf einer Ruderalfläche wurde in Burgenland gemacht, deren Existenz vermutlich auf eine Ausbreitung im Zuge einer Wildfütterung zurückzuführen ist. Dafür spricht auch, dass im näheren Umfeld im Beobachtungsjahr kein Mais angebaut wurde. Die Vorkommen von blühenden und fruchtenden Maispflanzen außerhalb von Feldern könnte für die Koexistenz von gentechnisch verändertem, konventionellem und biologischem Mais auch in Mitteleuropa Relevanz besitzen.

Interessant sind die vier Funde von Unkrautrüben der Zuckerrübe (*Beta vulgaris* subsp. *vulgaris* var. *altissima*) in Niederösterreich. Im Falle einer Kultivierung von GV Zucker- beziehungsweise Futterrüben für Konsumzwecke könnten Unkrautrüben als Transgenquelle fungieren oder auch in Folge nicht-GV Unkrautrüben als Transgenempfänger, da diese im Gegensatz zur Konsumrübe das generative Stadium erreichen. Bis dato lagen keine konkreten Zahlen zur Häufigkeit des Vorkommens von Unkrautrüben in Österreich vor.

Ein Vergleich von regionalen Artenzahlen („Floristische Kartierung Österreichs“) oder daraus abgeleiteter Diversitätsindices (Hot-Spot-Studie) mit den Artenzahlen der BINATS-Testflächen zeigte, dass im Falle der Gefäßpflanzen nicht oder nur sehr bedingt von regionalen Artenzahlen auf lokale Artenzahlen im Agrarraum geschlossen werden kann. Dieser Umstand verdeutlicht, dass die GVP Risikoeinschätzung von Großräumen nicht oder nur sehr bedingt auf die spezielle Situation von Kleinräumen umlegbar ist. Das bedeutet, dass **kleinregionale Erhebungen**, wie sie in BINATS durchgeführt wurden, für die Evaluierung von GVP absolut erforderlich sind.

Die Habitatvielfalt und die Artenzahlen der Gefäßpflanzen, Tagfalter und Heuschrecken zeigten eine positive Korrelation, was bedeutet, dass bestimmte Eigenschaften von Landschaften (wie Habitatvielfalt, Nutzungsintensität, etc.) auf verschiedene Organsimengruppen ähnlich wirken. Für alle Taxa ergab sich ein positiver Zusammenhang zwischen Habitatvielfalt, Randlinienkomplexität, sowie Anteil an extensivem Grünland. Dagegen zeigten alle Taxa einen negativen Zusammenhang mit dem Ackeranteil. Obwohl es einen theoretisch begründbaren Zusammenhang zwischen Bodentypenvielfalt und Artenzahlen gibt, war in den BINATS-Daten eine Korrelation zwischen Bodentypen- und Gefäßpflanzen-

zendiversität nicht festzustellen. Dies ist vermutlich auf den nivellierenden Einfluss der Flächenbewirtschaftungsform zurückzuführen. Durch die Bearbeitung der Böden, dem weitgehend künstlichen Grenzverlauf der Bewirtschaftungseinheiten, sowie anderer Eingriffe (Ansaat, Mahd, Herbizideinsatz usw.) kommt es zu einer Vereinheitlichung der Flora und Fauna ursprünglich verschiedener Habitats. Bezüglich Klimagradients zeigte sich - etwas unerwartet - eine negative Korrelation der Artenzahl mit der Temperatur. Verantwortlich dürfte auch in diesem Fall eine Überprägung des naturräumlichen Gradienten durch die Landnutzung sein, da die Nutzungsintensität in klimatischen Gunstlagen (= höhere Temperaturen, z. B. Marchfeld, Pannonikum) steigt, mit entsprechend negativen Konsequenzen für die Artenvielfalt. Bei Heuschrecken war diese Trendumkehr weniger deutlich erkennbar. Die Tagfalter traten in höherer Artenzahl bei geringen und bei hohen Juli-Temperaturen auf, ein Artenabfall war bei mittleren Temperaturen erkennbar.

Resümee

Das im Rahmen von BINATS entwickelte Monitoringprogramm wurde speziell für das Erkennen und die Überprüfung von potenziellen Effekten von GVP im Agrarland konzipiert, kann aber beispielsweise auch für die allgemeine Biodiversitätserfassung im Agrarland, sowie für eine ÖPUL-Evaluierung herangezogen werden.

Mit dem Projekt BINATS wurde der Grundstein für ein langfristiges Beobachtungsnetzwerk zur systematischen Erfassung der floristischen und faunistischen Biodiversität im österreichischen Agrarraum etabliert. Das entwickelte Monitoringdesign sollte möglichst kosten-nutzeneffizient sein, damit eine regelmäßige Wiederholung realisiert werden kann. Das BINATS Design stellt ein flexibles Monitoringsystem dar, in das bei Bedarf auch zusätzliche Indikatoren und deren spezifisches Erhebungsdesign integriert werden könnten.

Erstmals wurden mit diesem Projekt umfassende Daten zur Diversität von Landschaftselementen und Habitats und von drei verschiedenen Organismengruppen repräsentativ über die gesamte österreichische Anbauregion erhoben, die auch für die allgemeine Biodiversitätsforschung genutzt werden können. Im Falle einer Freisetzung von GVP stehen somit umfassende standardisierte erhobene Basisdaten zur Biodiversität, sowie ausreichend Testflächen zur Verfügung. Die erhobenen Daten stellen den Grundstein (Baseline) für ein zukünftiges Monitoring dar. Um Veränderungen bezüglich der Biodiversität feststellen zu können, bedarf es der Erstellung von Beobachtungszeitreihen und somit einer regelmäßigen standardisierten Wiederholung der Datenerhebung. Erst derartige Zeitreihen werden es ermöglichen, GVP spezifische Effekte von Trends, die auf andere Ursachen zurückgehen, zu unterscheiden. Es wird daher empfohlen, die Wiederholungen dieser Basisdatenerhebung im Rhythmus von fünf Jahren durchzuführen.

Zielsetzung von BINATS

Die vierjährige (2006 – 2009) Studie **BINATS (BIodiversity-NATure-Safety)** wurde von den zwei österreichischen Bundesministerien - dem Bundesministerium für Gesundheit und dem Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft - in Auftrag gegeben und finanziert. Da die Datenlage bezüglich Biodiversität für den österreichischen Agrarraum aktuell nur sehr fragmentarisch und unzureichend ist (z. B. SAUBERER et al. 2004, TRAXLER et al. 2005b) und Daten zu zeitlichen Veränderungen mit Ausnahme von Vögeln in keiner Weise systematisch vorliegen, war es das Ziel dieser Studie, ein Monitoringsystem für floristische und faunistische Biodiversität im österreichischen Ackerbaugebiet einzurichten und eine Baseline-Erhebung durchzuführen.

Die Erhebung der Biodiversität anhand von repräsentativen Indikatoren im Agrarraum ist eine wesentliche Ausgangsbasis für ein Monitoring von gentechnisch veränderten Kulturpflanzen (GVP), da der Agrarraum das Zielsystem darstellt und potenziell negative Auswirkungen von GVP am schnellsten und am wahrscheinlichsten in landwirtschaftlich genutzten Gebieten festzustellen sein werden. Für die praktische Umsetzung von komplexen und umfangreichen Monitoringprogrammen ist es generell notwendig, konzeptionelle und methodische Vorprojekte durchzuführen (zum Beispiel MOBI: BOGNER & HOLZNER 2005). Im Bereich des GVO-Monitorings in Österreich existieren bereits konzeptionelle Vorstudien (zum Beispiel PASCHER & GOLLMANN 1999; PASCHER et al. 2000; DOLEZEL et al. 2002; HEISENBERGER et al. 2003; PASCHER & DOLEZEL 2005; TRAXLER et al. 2005b).

Die für eine regionale Risikoeinstufung von GVP relevanten floristischen und faunistischen Daten müssen systematisch erhoben werden. Bei den Erhebungen von BINATS sollte ein Schwergewicht auf die landwirtschaftlichen Produktionsgebiete von Raps und Mais gelegt werden, da diese beiden Kulturpflanzen bezüglich einer zukünftigen Freisetzung von GVP für Österreich vorrangig relevant sind. Neben einer Basisdatenerhebung sollte zudem eine erste kulturpflanzen-spezifische ökologische Risikoanalyse von gentechnisch verändertem Raps und Mais für die ausgewählten Testregionen durchgeführt werden. Diese erste Risikoeinstufung basiert bei Raps unter anderem auf der Prüfung des regionalen Vorkommens und der Häufigkeit von relevanten potenziellen Hybridisierungspartnern.

Folgende Punkte mussten im Rahmen der Entwicklung des Erhebungsdesigns berücksichtigt werden (PASCHER et al. 2007):

- Unter Berücksichtigung des zur Verfügung stehenden Projektbudgets sollte eine ausreichend große Zahl an mittels Stratifizierung zufällig ausgewählten Testflächen definiert werden.
- Die ausgewählten Testflächen sollten möglichst repräsentativ für die österreichischen Anbauggebiete von Mais und Raps sein.
- Unter Berücksichtigung möglichst günstiger fachlicher und monetärer Synergieeffekte sollten geeignete Indikatorgruppen identifiziert und für die Basisdatenerhebung ausgewählt werden.
- Das Erhebungsdesign für die Freilandarbeiten sollte unter Abstimmung aller Indikatorgruppen räumlich und zeitlich gut aufeinander abgestimmt werden.
- Die erhobenen floristischen und faunistischen Daten sollten in einer Datenbank zur Verfügung stehen.

Wesentliche Arbeitsschritte im BINATS-Projekt

Im ersten Projektjahr wurde ein interdisziplinäres detailliertes Methodendesign für ein Monitoring der Biodiversität im österreichischen Agrarraum entwickelt. Eine wesentliche Kernaufgabe bei der Konzeption war die Festlegung von geeigneten Indikatorgruppen unter Berücksichtigung der Auflagen hoher Aussagewert, Machbarkeit und Finanzierbarkeit. Für jede Indikatorgruppe sollte ein separates Monitoringdesign unter Abgleichung mit den anderen Indikatorgruppen erstellt werden. Das zweite Hauptziel war die statistische Festlegung von Testflächen. In den Raps- und Maisanbaugebieten sollten unter Berücksichtigung klimatischer und standörtlicher Faktoren, sowie der Landnutzung 100 repräsentative Testflächen – jeweils 50 für Mais und 50 für Raps – ausgewählt werden. Jede Testfläche musste mindestens 80% Acker- und/oder Grünlandanteil aufweisen. Dieses Kriterium wurde vor der endgültigen Testflächenfestlegung auch anhand einer Luftbildanalyse überprüft. Das entwickelte Monitoringkonzept wurde auf der Tagung „GVO-Monitoring vor der Umsetzung“ (Bundesamt für Naturschutz, in Bonn) im November 2006 vorgestellt (PASCHER et al. 2007).

Ein Hauptziel des zweiten Projektjahres war die nochmalige Optimierung und Abstimmung der Aufnahmemethodik der einzelnen Indikatoren. In einem umfassenden Schreiben wurden die betroffenen Landwirte und Landwirtinnen über das Projektvorhaben informiert. Etwaige Betrittsverbote wurden bei der Testflächenauswahl berücksichtigt und führten in einigen wenigen Fällen zur Verlegung der gesamten Testfläche. Für die Freilandarbeiten erforderliches Equipment wie etwa Luftbilder, Feldcomputer, Messräder, etc. wurde besorgt. Die für die Kartierungen angeworbenen österreichischen FachexpertInnen wurden eingeschult. Die Freilandkartierung von 50 Testflächen in den Maisanbaugebieten erfolgte planmäßig in den Monaten Mai bis Oktober im indikatorspezifischen Aufnahmezeitraum. Eine Datenbank für die Eingabe der erhobenen Daten aller Indikatoren wurde erstellt und die Daten im Anschluss an die Freilandarbeiten eingegeben. Das BINATS-Monitoringprogramm wurde auf dem vom BMLFUW organisierten Workshop „Kartierung - Instrument für zukünftige Entwicklungen“ im Oktober 2007 präsentiert.

Basierend auf den Erfahrungen der ersten Freilandarbeiten wurde das Erhebungsdesign nochmals optimiert und ergänzt. Für die zweite Erhebungssaison diesmal in den österreichischen Rapsanbaugebieten konnten mit wenigen Ausnahmen dieselben KartiererInnen wie im Vorjahr gewonnen werden. Auch 2008 konnten die Kartierarbeiten im Zeitraum von Mai bis Oktober ohne Zwischenfälle durchgeführt werden. Die Dateneingabe erfolgte in die bereits erstellte BINATS-Datenbank, die Aufzeichnungen der Landschaftskartierung wurden wie im Vorjahr digitalisiert. Das Monitoringkonzept und erste Daten wurden auf der „International Conference on Implications of GM-Crop Cultivation at Large Spatial Scales“ - GMLS 2008 in Bremen im April 2008 vorgestellt (PASCHER et al. 2008a, b).

Im letzten Projektjahr wurden die erhobenen Daten als Gesamtdatensatz nochmals überprüft und ausgewertet. Ein allgemein anzuwendendes Handbuch zur Biodiversitätsaufnahme im Agrarraum wurde basierend auf dem entwickelten BINATS-Konzept verfasst (PASCHER et al. 2009a). Teilergebnisse des BINATS-Projekts wurden auf der „4th International Conference on Coexistence between Genetically Modified (GM) and non-GM based Agricultural Supply Chains“ in Melbourne im November 2009 präsentiert (PASCHER et al. 2009b, c). Das gesamte BINATS-Monitoringprogramm und die daraus gewonnenen Daten wurden im März 2010 auf der Tagung GMLS II „Implications of GM-Crop Cultivation at Large Spatial Scales“ in Bremen vorgestellt (PASCHER et al. 2010a).

Einleitung

Fallspezifisches Monitoring versus überwachende Beobachtung

In der Richtlinie 2001/18/EG ist gesetzlich verankert, dass bei einem kommerziellen Anbau von gentechnisch veränderten Kulturpflanzen (GVP) ökologische Begleituntersuchungen durchgeführt werden müssen. Diese Begleituntersuchungen müssen sowohl ein fallspezifisches Monitoring („case specific monitoring - CSM“) als auch eine überwachende Beobachtung („general surveillance - GS“) beinhalten.

Für eine eindeutige Abgrenzung der unterschiedlichen Aufgabenbereiche dieser zwei Ansätze sollen im Folgenden Definitionen aus dem Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften 2002/811/EG vom 3. Oktober 2002 gegeben werden:

„Die **fallspezifische Überwachung** dient dazu, festzustellen, ob in der Umweltverträglichkeitsprüfung gemachte wissenschaftlich fundierte Annahmen hinsichtlich der möglichen schädlichen Auswirkungen eines GVO und seiner Verwendung zutreffen.

Das Konzept sollte

- auf sämtlichen in der Umweltverträglichkeitsprüfung ermittelten möglichen Auswirkungen auf die menschliche Gesundheit und die Umwelt abstellen, wobei unter anderem die verschiedenen Orte, Bodentypen, klimatischen Bedingungen zu berücksichtigen sind, und
- eine Frist vorsehen, innerhalb deren Ergebnisse erbracht werden sollen.

Der erste Schritt bei der Entwicklung eines Überwachungsplans für die fallspezifische Überwachung ist die Festlegung fallspezifischer Ziele für die Überwachungsstrategie. Dabei ist auch zu bestimmen, welche Annahmen über mögliche schädliche Auswirkungen des GVO oder seiner Verwendung hinsichtlich ihres tatsächlichen Eintretens und ihrer Folgen in der Umweltverträglichkeitsprüfung gemacht wurden und durch die fallspezifische Überwachung bestätigt werden sollten. Wenn aus der Umweltverträglichkeitsprüfung hervorgeht, dass kein oder nur ein zu vernachlässigendes Risiko vorhanden ist, ist jedoch eine fallspezifische Überwachung möglicherweise nicht erforderlich.

Mögliche schädliche Auswirkungen, die in der Umweltverträglichkeitsprüfung ermittelt wurden, sollten nur dann in den Überwachungsplan einbezogen werden, wenn sich die Annahmen bezüglich dieser Auswirkungen mit der Überwachung als richtig oder falsch nachweisen lassen. Soll ein GVO u. a. auch angebaut werden, dann sind gegebenenfalls auch die möglichen Risiken einer Übertragung von Pollen, der Verbreitung und der Langlebigkeit dieser GVO zu untersuchen. In welchem Umfang es dazu kommen dürfte, hängt u. a. von der Verwendungsintensität und dem Aufnahmemilieu ab, darunter auch von der Nähe zu sexuell kompatiblen herkömmlichen Nutzpflanzenarten und wilden verwandten Pflanzen und vom Umfang der Erzeugung. [...] Mögliche Auswirkungen auf die menschliche Gesundheit oder die Umwelt aufgrund der Freisetzung oder des Inverkehrbringens eines GVO werden in erster Linie von dem GVO selbst und der spezifischen genetischen Veränderung abhängen. So werden beispielsweise potenzielle, durch die Übertragung von Pollen genetisch veränderter Pflanzen verursachte Auswirkungen auf herkömmliche Kulturpflanzen oder verwandte wild wachsende Pflanzenarten zunächst weitgehend davon abhängen, ob es sich bei der gentechnisch veränderten Kulturpflanze um eine fremdbefruchtende oder um eine selbstbefruchtende Pflanze handelt. In diesem Zusammenhang ist gegebenenfalls auch das Vorkommen wild wachsender verwandter Arten zu untersuchen. Dagegen werden spätere Auswirkungen, wie die mögliche Entwicklung einer Bt-Toxin-Resistenz bei Insekten, nur von GVO herrühren, die so verändert wurden, dass sie dieses spezifische Toxin produzieren. Bei GVO, die speziell zur Erzielung von Herbizidtoleranz verändert wurden, wäre dies nicht der Fall, da diese kein Bt-Toxin-Gen enthalten. Auch wäre es nur sinnvoll, die mögliche

Übertragung von Antibiotika-Resistenzgenen und die eventuellen Auswirkungen zu prüfen, wenn bei der Veränderung der fraglichen GVO Antibiotika-Markergene eingeführt wurden. Nachdem die Ziele auf der Grundlage der möglichen schädlichen Auswirkungen festgelegt worden sind, sollten als nächster Schritt die Parameter festgelegt werden, die zu messen sind, wenn diese Ziele erreicht werden sollen. Parameter wie auch die Methoden zu deren Messung und Beurteilung müssen geeignet und zweckmäßig sein.“

„**Die überwachende Beobachtung** beruht weitgehend auf einer Routinebeobachtung und sollte der Ermittlung unvorhergesehener schädlicher Auswirkungen des GVO oder seiner Verwendung auf die menschliche Gesundheit und die Umwelt dienen, wenn diese in der Umweltverträglichkeitsprüfung nicht vorhergesagt wurden. Dabei dürfen die phänotypischen Eigenschaften untersucht werden, was eine eingehendere Analyse jedoch nicht ausschließt.

Im Unterschied zur fallspezifischen Überwachung sollte die überwachende Beobachtung darauf gerichtet sein,

- mögliche mittelbare, spätere und/oder kumulative schädliche Auswirkungen zu ermitteln und zu erfassen, die in der Umweltverträglichkeitsprüfung nicht prognostiziert wurden.
- über einen längeren Zeitraum und gegebenenfalls auf einem größeren Gebiet vorgenommen werden.

Die Art der überwachenden Beobachtung, beispielsweise die Beobachtungsorte, -gebiete und die zu messenden Parameter, wird weitgehend von der Art der unerwarteten schädlichen Auswirkung abhängen. So kann bei unerwarteten schädlichen Auswirkungen auf ein landwirtschaftliches Ökosystem, wie zum Beispiel bei einer Veränderung der biologischen Vielfalt, bei akkumulierten Umweltauswirkungen von wiederholten Freisetzungen und Wechselwirkungen ein jeweils anderer Ansatz der überwachenden Beobachtung der anderen Auswirkungen des Gentransfers erforderlich sein. Bei der überwachenden Beobachtung könnten bewährte Routineüberwachungsmethoden wie die Überwachung von landwirtschaftlichen Kulturen, die Pflanzenschutzüberwachung, die Überwachung von Erzeugnissen für die Tier- und Humanmedizin sowie ökologische Bestandsaufnahme-, Umweltbeobachtungs- und Naturschutzprogramme eingesetzt werden, soweit sie kompatibel sind. Aus dem Überwachungsplan sollte auch genau hervorgehen, wie Inhaber der Zulassung an die einschlägigen Informationen gelangen, die bei der Routineüberwachung durch Dritte gewonnen wurden, oder wie sie ihnen zur Verfügung gestellt werden sollen. Wenn die bewährte Routineüberwachungspraxis zur überwachenden Beobachtung eingesetzt wird, sind diese Verfahren sowie Änderungen an der Praxis zu beschreiben, die gegebenenfalls erforderlich sind, um eine überwachende Beobachtung ordnungsgemäß vornehmen zu können.“

„Vor diesem Hintergrund besteht das Ziel der Überwachung nach dem Inverkehrbringen — wie es im Anhang VII der Richtlinie 2001/18/EG heißt — darin,

- zu bestätigen, dass eine Annahme über das Auftreten und die Wirkung einer etwaigen schädlichen Auswirkung eines GVO oder dessen Verwendung in der Umweltverträglichkeitsprüfung zutrifft, und
- das Auftreten schädlicher Auswirkungen des GVO oder dessen Verwendung auf die menschliche Gesundheit oder die Umwelt zu ermitteln, die in der Umweltverträglichkeitsprüfung nicht vorhergesehen wurden.“

Die Programme zur Umweltbeobachtung gentechnisch veränderter Kulturpflanzen stützen sich somit auf zwei Ansätze:

- das fallspezifische Monitoring und
- die überwachende Beobachtung.

Parameter für das Monitoring von GVP

Für die Erreichung der unterschiedlichen Ziele dieser beiden Monitoringansätze werden teilweise auch verschiedene Untersuchungsdesigns (Untersuchungsparameter, Flächengröße, usw.) zu entwickeln sein. Im Lichte dieser Betrachtung ist es sinnvoll, eine Baselineerhebung in der Weise durchzuführen, dass im Anschluss daran - sofern passend - die Durchführung beider Monitoringansätze auf den gewählten Testflächen möglich ist und dadurch fachliche als auch monetäre Synergieeffekte genutzt werden können. Für die Auswahl der Indikatorgruppen eines GVP Monitorings sollen zudem jene Gruppen bevorzugt werden, welche sowohl für eine überwachende Beobachtung als auch für ein fallspezifisches Monitoring Anwendung finden könnten, wie zum Beispiel Tagfalter für Bt Mais.

Es wird angeraten, die überwachende Beobachtung in die nationale Umweltüberwachung einzugliedern (PASCHER et al. 2007). Hierbei steht die Beobachtung und Sicherung von ökologischen Schutzgütern, wie zum Beispiel Biodiversität, im Mittelpunkt. Darüber hinaus sind aber auch zu erwartende negative Effekte, die durch spezifische Eigenschaften einer bestimmten GVP hervorgerufen werden könnten und nicht in der Umweltverträglichkeitsprüfung beachtet wurden, Gegenstand der überwachenden Beobachtung.

Unter **Biodiversität** versteht man generell im Zusammenhang mit GVP einerseits die floristische und faunistische Artenvielfalt, andererseits aber auch die Vielfalt an Lebensräumen und die Vielfalt der Vernetzungen von Lebensgemeinschaften. Biodiversität stellt ein Schutzgut dar, das von hohem Wert für unsere Gesellschaft ist (EHRlich & EHRlich 1992). Es ist gesetzlich festgelegt (Rio Declaration on Environment and Development 1992), dass Biodiversität ein zu schützendes Allgemeingut darstellt (siehe Kap. Schutzregelungen zur Erhaltung der Biodiversität in Agrarlandschaften). Die Europäische Naturschutzpolitik hat als Ziel, ein europäisches Netzwerk von Gebieten aufzubauen, das darauf fokussiert, die am meisten gefährdeten Habitate und Arten in Europa zu schützen (Natura 2000). Die gesetzlichen Grundlagen für die Natura 2000-Gebiete sind die Vogelschutzrichtlinie (79/409/EEC) und die Habitatrichtlinie (92/43/EEC). Schädliche Effekte auf die Biodiversität sollen generell vermieden werden. Die in der Landwirtschaft zur Anwendung kommende Gentechnik wird zukünftig einen zusätzlichen Faktor für den bereits stattfindenden Biodiversitätsverlust in der Agrarlandschaft darstellen (WATKINSON et al. 2000). Zu den Einflussfaktoren zählt diesbezüglich die Veränderung der landwirtschaftlichen Praxis wie etwa eine zeitlich verschobene Herbizidapplikation, die laut der Britischen Farm Scale Evaluation zu einem „weed-shift“ - eine Veränderung in der Zusammensetzung und relativen Häufigkeit von Beikräutern in einer Beikrautgesellschaft innerhalb eines Feldes - führen kann (FIRBANK et al. 2003, 2006). Die Persistenz von verwilderten GVP (z. B. PESSel et al. 2001; CRAWLEY & BROWN 2004; SAJI et al. 2005; YOSHIMURA et al. 2006; PIVARD et al. 2007; ELLING et al. 2009; KAWATA et al. 2009; NISHIZAWA et al. 2009; PASCHER et al. 2010), der Genfluss von GVP auf wilde verwandte Arten (z. B. CHEVRÉ et al. 2004, WARWICK et al. 2008) und dadurch bedingte potenzielle negative Einflüsse auf andere damit assoziierte Organismen, sowie die potenzielle Gefahr der Verdrängung heimischer Arten (z. B. KOWARIK et al. 2006) wird den bereits stattfindenden Biodiversitätsverlust weiter verstärken.

Basisdaten über den regionalen, von GVP unbeeinflussten Ausgangszustand des Arten- und Lebensraumgefüges im Agrarland dienen als essentielle Grundlage, potenzielle Effekte von GVP überhaupt erkennen zu können (PASCHER et al. 2000). Um die von GVP verursachten Trends von den allgemeinen Trends eindeutig unterscheiden zu können, benötigt man Zeitreihen aus von GVP unbeeinflussten Landschaften. Unter Zeitreihen versteht man mehrmals im gleichen zeitlichen Abstand mit derselben Methodik am selben Ort durchgeführte Messungen von Parametern. Messungen wie die im Rahmen des Projekts BINATS durchgeführte Basisdatenerhebung sind eine wesentliche Grundlage und Orientierung für eine erste systematische Erfassung der Biodiversität im Agrarraum. Es handelt sich hierbei jedoch um eine einmalige Messung und um keine Zeitreihe. Folglich kann diese Datengrundlage derzeit noch nicht zur Identifikation von Trends herangezogen werden. Erst nach erfolgter wiederholter Durchführung der standardisierten Untersuchung wird es möglich sein, zeitliche Biodiversitätstrends

herausarbeiten zu können und nach möglichen eindeutigen Ursachen für diese Trends zu forschen. Durch den Vergleich von mehreren in einem bestimmten zeitlich Abstand voneinander gemessenen Datensätzen können Veränderungen in der Biodiversität und ihre Ursachen - etwa allgemeine agrarische Trends wie von GVP unabhängige Feldvergrößerungsmaßnahmen oder die Auswirkung eventueller neuer konventioneller landwirtschaftlicher Praktiken - erkannt werden. Diese Kenntnis über die allgemeinen Veränderungstrends im konventionellen und biologischen Landbau ist die Voraussetzung dafür, spezielle Effekte von GVP und deren Ausmaß im Falle einer eventuellen GVP Freisetzung überhaupt herausfiltern zu können. Aus diesem Grund wird für die Detektier- und Aussagequalität von GVP spezifischen Effekten vom Projektteam empfohlen, eine Wiederholung der im Projekt BINATS entwickelten und durchgeführten Basisdatenerhebung in einem vier- bis fünf-jährigen Rhythmus durchzuführen.

Die Baselineerhebung stellt somit eine **zeitliche Referenzaufnahme** in einem Monitoringsystem dar. Neben der zeitlichen Referenz sind - insbesondere bei GVP - auch **räumliche Referenzflächen** notwendig. Im Falle eines GVP-Monitorings müssen daher die GVP-Anbaugebiete mit zum selben Zeitpunkt erhobenen zusätzlichen GVP-freien Gebieten verglichen werden, um unmittelbare Veränderungen feststellen zu können. Die räumlichen Referenzflächen für den Fall einer Freisetzung können zum jetzigen Zeitpunkt noch nicht festgelegt werden. Das Monitoringdesign wurde jedoch so konzipiert, dass eine ausreichende Zahl an potenziellen Testflächen zur Verfügung steht.

Anwendungsbereiche von BINATS

Da die im Rahmen von BINATS erhobenen Basisdaten wesentliche österreichweite Daten zur Biodiversität im ackerbaudominierten Gebiet liefern, können diese nicht nur im Zusammenhang mit einem GVP Monitoring beziehungsweise der Risikoabschätzung von GVP Anwendung finden. Das BINATS-Aufnahmedesign (PASCHER et al. 2007, 2008b, 2009a) wurde in der Weise entwickelt, dass es auch zukünftig für andere Fragestellungen des Naturschutzes verwendet werden kann. So kann der BINATS-Datensatz beispielsweise auch für ein allgemeines Biodiversitätsmonitoring für den Agrarraum dienen. Darüber hinaus können die Daten für ein Monitoring von allgemeinen biodiversitätserhaltenden Maßnahmen (z. B. ÖPUL) Anwendung finden. Durch zukünftige weitere Datenerhebungen unter Anwendung desselben Erhebungsdesigns auch bei anders gelagerten Fragestellungen könnten auch für ein eventuelles GVP-Monitoring parallel dazu die Basisdaten im österreichischen Agrarraum verdichtet werden. Es besteht die Möglichkeit, dass die im Rahmen von BINATS erhobenen Freilanddaten nach Anfrage und anschließender Entscheidung vom Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft auch anderen Wissenschaftlern zur Verfügung gestellt werden. Die Studie BINATS ist auf der „Homepage“ der Forschungsplattform des BMLFUW veröffentlicht und unter der DaFNE-Nummer 100046 abrufbar (www.DaFNE.at).

Die Entwicklung und Testung des GVP Monitoringdesigns im Rahmen von BINATS ist **nicht als vorbereitender Schritt zur Umsetzung eines Anbaus von GVP** zu verstehen. Es dient dazu, im Falle einer Freisetzung unmittelbar ein wichtiges, bereits auf seine Tauglichkeit erprobtes Rüstzeug für ein Monitoring von GVP zur Verfügung stellen zu können und dieses nicht erst zum gegebenen Zeitpunkt entwickeln zu müssen. Zudem kann im Falle des Falles bereits auf einen Biodiversitätsdatensatz als Vergleichswert zurückgegriffen werden.

Entwicklung und Methodik des BINATS-Monitoringprogramms

Auswahl von Untersuchungsgebieten und potenziellen Testflächen

Da sich die Untersuchung der BINATS-Studie auf die Biodiversität von Agrarlandschaften beschränkt, musste ein entsprechendes Set an potenziellen Testflächen aus der Grundgesamtheit aller Rasterpunkte der österreichischen Waldinventur (ÖWI) selektiert werden.

Folgende Kriterien wurden zur Selektion potenzieller Testflächen herangezogen:

- a) zu 95% in Österreich liegend
- b) zu 80% von der Bodenkarte abgedeckt, das heißt, kein Wald und keine Siedlung
- c) Raps- und Maisanbauanteil musste in der Katastralgemeinde im Zeitraum von 2002 bis 2005 den Anteil von 1% der INVEKOS-Fläche übersteigen.

Daraus ergaben sich insgesamt 1.144 potenzielle Testflächen für Raps und 1.568 potenzielle Testflächen für Mais. Hierauf wurden innerhalb dieses Sets durch eine stratifizierte Zufallsauswahl und eine nachfolgende visuelle Kontrolle für jede der zwei Kulturarten jeweils 50 Testflächen für die Untersuchung ausgewählt.

Stratifizierung

Eine Stratifizierung dient dazu, Testflächen entlang eines zu untersuchenden Gradienten möglichst ökonomisch zu verteilen. Da die zu bearbeitende Anzahl von Testflächen im Rahmen des BINATS-Projekts beschränkt ist und dadurch ein reines Zufallsample keine zufriedenstellende Abdeckung des Biodiversitätsgradienten ergäbe, wurde eine sogenannte **Stratifizierte Zufällige Testflächenauswahl** durchgeführt. Eine subjektive Auswahl der Testflächen wurde aufgrund statistischer Unzulänglichkeit gleich zu Beginn ausgeschlossen.

Eine stratifizierte Testflächenauswahl auf der Basis von räumlich expliziten Umweltdaten verbessert außerdem die Datenbasis für eine Analyse des Zusammenhangs zwischen den erhobenen Diversitätsdaten und den relevanten Umweltgradienten. Eine entsprechend starke Korrelation und ausreichende Stichprobengröße vorausgesetzt, wäre dadurch auch eine räumliche explizite Extrapolation der auf den Testflächen gewonnenen Erhebungsergebnisse auf nicht erhobene Gebiete eventuell möglich. Desgleichen können prinzipiell die Konsequenzen verschiedener Umweltveränderungsszenarien (z. B. Änderung in Art und Intensität der Landnutzung, oder auch der klimatischen Faktoren) auf die Diversität simuliert werden. Diese Art der prognostischen Modellierung spielt eine wesentliche Rolle bei der Erforschung der ökologischen Folgen anthropogener Umweltveränderungen (z. B. GUISSAN & THUILLER 2005).

Die Auswahl der Variablen folgte dem Ziel, die wichtigsten biodiversitätsbestimmenden Faktoren in die Analyse einzubeziehen. Es konnten allerdings nur Variablen für die Stratifizierung gewählt werden, die über das gesamte Untersuchungsgebiet - die österreichischen Mais- und Rapsanbaugebiete - verfügbar waren.

Bodentypenvielfalt

Da Pflanzen nicht zufällig über die Landschaft verteilt sind, sondern aufgrund ihrer Physiologie und Ökologie unter bestimmten Standortverhältnissen bevorzugt vorkommen, unterscheiden sich edaphisch unterschiedlich Standorte auch bezüglich ihrer Flora. Die Variable „Bodentypenvielfalt“ sollte somit ein guter Zeiger für hohe und geringe Artenvielfalt sein, da verschiedene Bodentypen verschiedene Floren aufweisen und dadurch additiv eine höhere Artenzahl bewirken. Da der Artenreichtum von Pflanzen und Tieren im Allgemeinen gekoppelt ist, steigt tendenziell in Gebieten mit hoher Pflanzenvielfalt auch die Vielfalt an Tierarten an. Die Grundlage für die Berechnung der „Bodentypenvielfalt“ stellte die digitale Bodenkarte des BFW (Bundesamt für Wald) dar.

Waldanteil in direkter Umgebung der 1.000x1.000 m² Testfläche

Durch das vorgegebene Stichprobenraster (ÖWI) ist die Anzahl der potenziellen Testflächen (mehr als 80% Wiesen- oder Ackerfläche; weniger als 20% Wald-, Siedlungs-, Industrie- und Verkehrsflächen) in walddreichen Gebieten unterproportional. Dies ergibt sich aus der erhöhten Wahrscheinlichkeit, dass in der festgelegten 625x625 m² BINATS-Testfläche ein großer Waldanteil vorhanden ist. Daher wurde eine Variable „Waldanteil in Umgebung 1.000x1.000 m²“ berechnet, wodurch der Anteil an Testflächen in walddreichen Gebieten etwas angehoben wurde. Die endgültige Größe der BINATS-Testfläche wurde erst nach der Stratifizierung auf 625x625 m² reduziert. Die Wichtigkeit eines höheren Gehölz- oder Waldanteils (auch in der nahen Umgebung) für die Biodiversität ist offensichtlich, da dadurch der Artenreichtum eines Gebietes durch einstreunende Nicht-Offenlandarten und Arten von Randlebensräumen deutlich ansteigt. Die Grundlage für die Berechnung der Variable „Waldanteil in Umgebung 1.000x1.000 m²“ waren die Bodenkarte des BFW, Corine-Landcover, sowie der Waldlayer aus der OEK 1:50.000.

Grünlandanteil

Diese Variable stellt sicher, dass genügend Testflächen auch in „Mischgebieten“ (mit - im Vergleich zum Ackeranteil - höherem Grünlandanteil) verteilt werden. Da relativer Wiesen- und Walddreichtum oftmals miteinander gekoppelt sind (z. B. Waldviertel), bewirkt auch die Variable „Wiesenanteil“ eine Steigerung der Probepunkte in wald- und wiesenreichen Gebieten. Aus ökologischer Sicht ist der Anteil an Wiesen und Weiden ein entscheidender Faktor, der den lokalen Artenreichtum sowohl der Tiere als auch der Pflanzen positiv beeinflussen kann. Grundlage der Berechnung der Variable „Grünlandanteil“ war die INVEKOS-Datenbank. Es handelt sich hierbei um den flächengewichteten Mittelwert des Grünlandanteils von Katastralgemeinden, die eine 625x625 m² Testfläche anschneiden.

Temperatur und Niederschlag

Temperatur und Niederschlag sind beide primäre Faktoren, die das Vorkommen von Arten beeinflussen. Da Organismen nach dem Nischenkonzept physiologisch nur unter gewissen Umweltbedingungen, die vor allem durch Temperatur und Feuchtigkeit bestimmt werden, existieren können, bestimmen diese Faktoren direkt die lokalen Floren und Faunen eines Gebietes. Viele Arten kommen nur unter warmen kontinentalen Klimaten vor, andere wiederum sind an hohe Wasserverfügbarkeit gebunden. Diese primären klimatischen Faktoren werden durch standörtliche, ökologische und bewirtschaftungsbedingte Faktoren moduliert. Das Zusammenspiel all dieser Faktoren bestimmt die Vielfalt an Pflanzen und Tieren in einem Gebiet. Als Grundlage zur Berechnung der Variablen „Mittlere Jahrestemperatur“ und „Jahresniederschlag“ dienen die Klimamodellierungen der ZAMG (Zentralanstalt für Metrologie und Geodynamik). Tabelle 1 gibt einen Überblick über die für die Stratifizierung verwendeten Variablen.

Tab. 1: Variablen, die zur Stratifizierung herangezogen wurden.

Bodentypenvielfalt	Anzahl von Bodentypen fein (BOD): weiter aufgetrennt nach Wassergehalt und Gründigkeit
Waldanteil in Umgebung 1.000x1.000 m	Waldanteil in 1.000 m Rasterzelle nach Sinus-Landcover (1.000x1.000 m ² Zelle liegt zentral über der 625x625 m ² Zelle)
Grünlandanteil	flächengewichteter Mittelwert von Grünlandanteilen der Katastralgemeinden (nach INVEKOS), die die 625x625 m ² Zelle anschneiden
mittlere Jahrestemperatur	gemittelte mittlerer Jahrestemperatur pro 625x625 m ² Zelle
Jahresniederschlag	gemittelter mittlerer Jahresniederschlag pro 625x625 m ² Zelle

Die entsprechenden digitalen Datensätze wurden durch GIS-Overlay mit den potenziellen Testflächen verschnitten und nach vorangegangener Standardisierung durch einen K-Means Clusteralgorithmus in zehn Cluster aufgeteilt. Unter einer **Clusteranalyse** versteht man die Suche nach Gruppen (Cluster) in einem Datensatz. Diese Suche erfolgt in der Weise, dass sich die Objekte, die zum gleichen Cluster gehören, ähneln, während die Objekte verschiedener Cluster nicht ähnlich sind. Die Cluster werden in weiterer Folge als Straten bezeichnet. Ein **Stratum** ist ein Gebiet - in diesem Fall eine Gruppe von potenziellen Testflächen -, das aufgrund der betrachteten Faktoren als mehr oder weniger homogen zu bezeichnen ist.

Hierauf wurden proportional zur Größe der Straten für Raps und Mais jeweils 65 Testflächen (50 Testflächen & Reserve) zufällig ausgewählt (siehe dazu Kap. Fixierung der 100 Testflächen).

Charakterisierung der Straten

In Tabelle 2 und 3, sowie in Abbildung 1 und 2 werden die Straten für Mais und Raps näher charakterisiert.

Erklärung der Abkürzungen der Namen der Variablen in Tabelle 2 (Mais) und Tabelle 3 (Raps):

AnzahlBod: Bodentypenvielfalt

WaldAnteilInR1000: Waldanteil in Umgebung 1.000x1.000m²

anteiGrIN: Grünlandanteil

TJahr: Mittlere Jahrestemperatur

NSJahr: Jahresniederschlag

Tab. 2: Charakterisierung der Straten für die Kulturpflanze Mais.

Stratum:1

	AnzahlBod	WaldAnteilInR625	anteiGrIN	TJahr	NSJahr
Min:	2.000000	0.00000000	0.27130576	6.3279000	781.8157
1st Qu.:	5.000000	0.04532962	0.37213118	7.2675500	1041.2515
Mean:	6.149425	0.08465835	0.43630753	7.6258989	1115.2166
Median:	6.000000	0.08564014	0.42710700	7.6836000	1099.2771
3rd Qu.:	8.000000	0.12210339	0.48251994	7.9439000	1193.8017
Max:	12.000000	0.25068871	0.74036200	8.9319000	1405.1438
Total N:	87.000000	87.00000000	87.00000000	87.0000000	87.0000
Std Dev.:	2.099439	0.05179419	0.09713212	0.5520706	128.2256

Stratum:2

	AnzahlBod	WaldAnteilInR625	anteiGrIN	TJahr	NSJahr
Min:	2.000000	0.00000000	0.00037700	5.713400	541.65610
1st Qu.:	4.000000	0.006765516	0.05237337	6.460450	586.30445
Mean:	5.966387	0.062505373	0.10972337	6.838854	647.11478
Median:	6.000000	0.048668503	0.09489680	6.867300	620.60050
3rd Qu.:	7.000000	0.103660098	0.16544928	7.172500	670.51285
Max:	11.000000	0.212121212	0.33750081	7.855000	868.66630
Total N:	119.000000	119.00000000	119.00000000	119.000000	119.00000
Std Dev.:	2.115050	0.056954238	0.07556806	0.471432	84.18665

Stratum:3

	AnzahlBod	WaldAnteilInR625	anteiGrIN	TJahr	NSJahr
Min:	11.000000	0.00000000	0.00000000	6.9930000	498.4858
1st Qu.:	11.000000	0.00000000	0.0006998412	8.7929000	523.4045
Mean:	13.120879	0.032806984	0.0159567316	9.1919099	566.7306
Median:	13.000000	0.008912656	0.0036350000	9.0651000	546.4680
3rd Qu.:	14.000000	0.040998217	0.0149980025	9.6552000	591.6757
Max:	20.000000	0.309458219	0.1864798062	10.6328000	787.6549
Total N:	91.000000	91.00000000	91.00000000	91.0000000	91.0000
Std Dev.:	2.102037	0.057548201	0.0301252481	0.6622535	57.1534

Stratum:4

	AnzahlBod	WaldAnteilInR625	anteiGrIN	TJahr	NSJahr
Min:	2.000000	0.20499109	0.02169400	5.5547000	592.7241
1st Qu.:	4.500000	0.26368189	0.10804258	6.7328000	735.7541
Mean:	5.777778	0.31550361	0.16671110	7.3001556	848.3995
Median:	5.000000	0.30119376	0.17304100	7.2704000	848.9525
3rd Qu.:	7.000000	0.36700482	0.20693595	7.9218500	921.6598
Max:	14.000000	0.50534759	0.42705200	8.6413000	1314.2180
Total N:	63.000000	63.00000000	63.00000000	63.0000000	63.0000
Std Dev.:	2.173480	0.06805062	0.07598053	0.7401505	162.2354

Stratum:5

	AnzahlBod	WaldAnteilInR625	anteiGrIN	TJahr	NSJahr
Min:	1.000000	0.00000000	0.005499591	6.9045000	655.3367
1st Qu.:	3.000000	0.03074866	0.038966000	8.0041500	878.9306
Mean:	3.884817	0.07332855	0.087457237	8.1584916	943.9360
Median:	4.000000	0.06887052	0.068135000	8.1318000	907.7158
3rd Qu.:	5.000000	0.11216442	0.131533415	8.3963000	973.8059
Max:	6.000000	0.19429590	0.300603060	9.0590000	1401.5950
Total N:	191.000000	191.00000000	191.00000000	191.0000000	191.0000
Std Dev.:	1.173089	0.05230583	0.064915240	0.3307432	121.5131

Stratum:6

	AnzahlBod	WaldAnteilInR625	anteiGrIN	TJahr	NSJahr
Min:	1.000000	0.04099822	0.09294896	5.817000	658.3884
1st Qu.:	3.000000	0.15151515	0.27360809	6.672750	812.9422
Mean:	4.040000	0.19263909	0.32966029	7.169547	943.3233
Median:	4.000000	0.18362772	0.32834909	7.103350	942.8038
3rd Qu.:	5.000000	0.23346432	0.37313999	7.730275	1029.1402
Max:	8.000000	0.34618916	0.61346200	8.447400	1381.7172
Total N:	100.000000	100.00000000	100.00000000	100.000000	100.0000
Std Dev.:	1.188497	0.06051761	0.08651642	0.643370	158.9084

Stratum:7

	AnzahlBod	WaldAnteilInR625	anteiGrIN	TJahr	NSJahr
Min:	4.000000	0.00000000	0.04021754	6.0159000	655.4458
1st Qu.:	6.000000	0.05436720	0.13181040	7.6924000	909.1144
Mean:	6.882353	0.09413650	0.19999330	7.9655484	960.3121
Median:	7.000000	0.09180036	0.20839500	7.9517000	945.0247
3rd Qu.:	8.000000	0.13039486	0.26242800	8.2548000	983.7361
Max:	13.000000	0.24074074	0.36252768	8.8864000	1393.9113
Total N:	153.000000	153.00000000	153.00000000	153.0000000	153.0000
Std Dev.:	1.712728	0.05257732	0.07809752	0.4857919	105.2923

Stratum:8

	AnzahlBod	WaldAnteilInR625	anteiGrIN	TJahr	NSJahr
Min:	6.000000	0.00000000	0.00000000	7.5465000	492.07270
1st Qu.:	6.000000	0.00000000	0.00035400	8.8078000	528.38540
Mean:	7.430605	0.018065460	0.01306710	9.1548783	575.35600
Median:	7.000000	0.001782531	0.00350000	9.1028000	546.95920
3rd Qu.:	8.000000	0.024955437	0.01696316	9.4351000	618.95620
Max:	10.000000	0.143598616	0.20663600	10.5651000	825.81330
Total N:	281.000000	281.00000000	281.00000000	281.0000000	281.00000
Std Dev.:	1.410290	0.029570749	0.02329787	0.4952601	66.18463

Stratum:9

	AnzahlBod	WaldAnteilInR625	anteiGrIN	TJahr	NSJahr
Min:	1.000000	0.08467023	0.00000000	7.2342000	500.9805
1st Qu.:	5.000000	0.16042781	0.01532165	8.3333000	627.1347
Mean:	6.327434	0.20108733	0.05825983	8.6091973	710.3452
Median:	6.000000	0.19607843	0.04862300	8.6194000	705.6846
3rd Qu.:	8.000000	0.23183391	0.08372500	8.9265000	800.1968
Max:	12.000000	0.36363636	0.21502300	9.7246000	977.3469
Total N:	113.000000	113.00000000	113.00000000	113.0000000	113.0000
Std Dev.:	2.037341	0.05616725	0.05135076	0.4777285	123.3147

Stratum:10

	AnzahlBod	WaldAnteilInR625	anteiGrIN	TJahr	NSJahr
Min:	1.000000	0.00000000	0.00000000	7.7057000	485.9261
1st Qu.:	3.000000	0.00000000	0.000533000	8.9060500	534.7355
Mean:	3.813514	0.017666660	0.014741019	9.2464162	575.5622
Median:	4.000000	0.00000000	0.003290837	9.2195000	554.3008
3rd Qu.:	5.000000	0.02317291	0.018129000	9.6367250	618.7897
Max:	5.000000	0.15610652	0.206636000	10.2743000	813.1036
Total N:	370.000000	370.00000000	370.00000000	370.0000000	370.0000
Std Dev.:	1.064495	0.03040289	0.029300381	0.4956672	60.5402

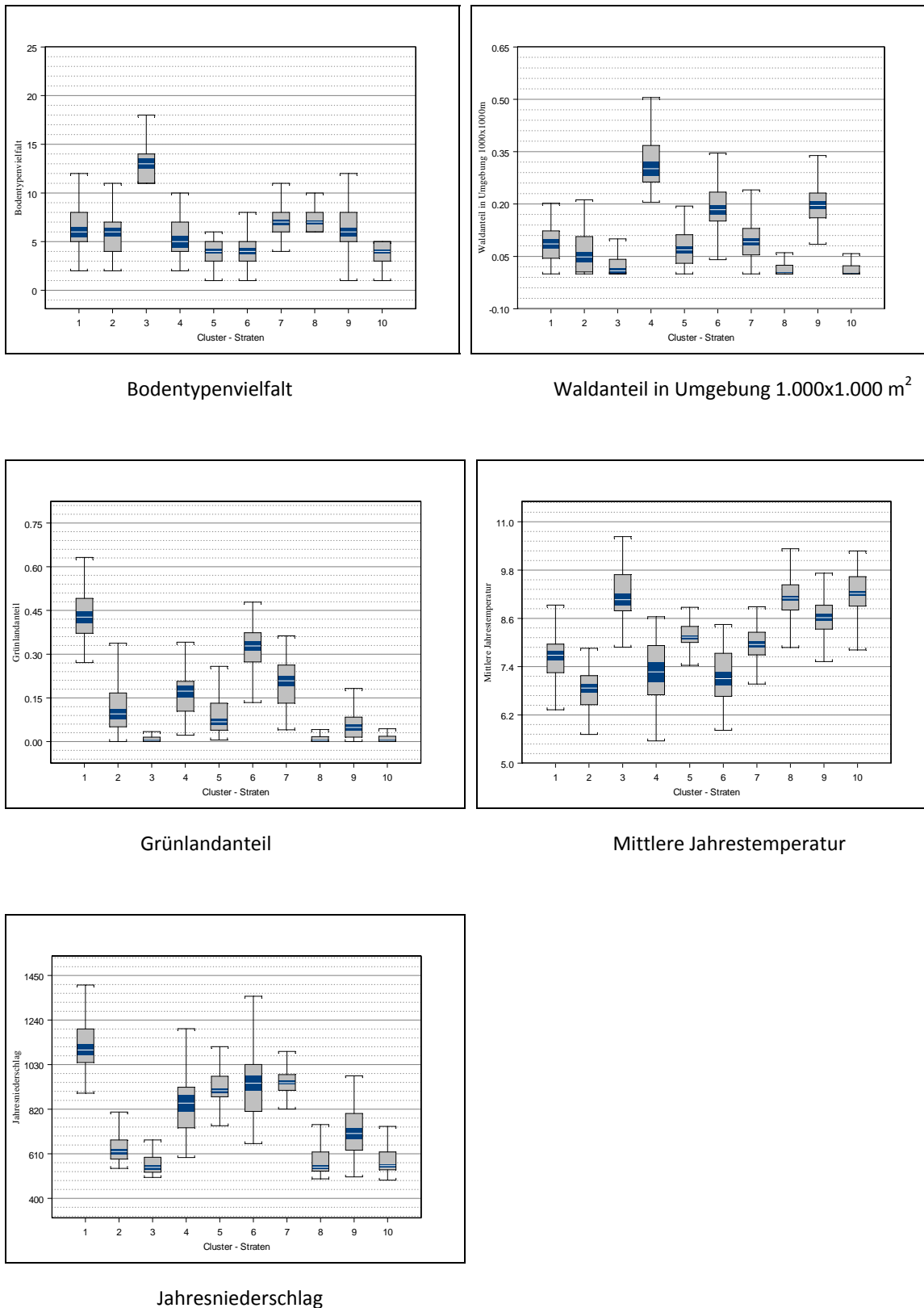


Abb. 1: Charakterisierung der Straten von Mais.

Die hellen Balken umfassen den Datenbereich zwischen 1. und 3. Quartile. Wenn die Konfidenzintervalle (dunkle Balken) zweier Box-Plots nicht überlappen, so zeigt das an, dass der Unterschied auf $P=0,05$ signifikant sein dürfte.

Tab. 3: Charakterisierung der Straten für die Kulturpflanze Raps.

Stratum:1

	AnzahlBod	WaldAnteilInR625	NSJahr	TJahr	anteiGrIN
Min:	2.00000	0.0523416	655.3367	7.359200	0.00501212
1st Qu.:	4.00000	0.1209893	890.7955	7.984700	0.06725070
Mean:	5.55319	0.1520172	936.8731	8.202018	0.11103434
Median:	5.00000	0.1501647	919.0818	8.158500	0.10179765
3rd Qu.:	7.00000	0.1702317	965.7100	8.447175	0.15253229
Max:	10.00000	0.2828283	1233.2313	8.892500	0.27962912
Total N:	94.00000	94.0000000	94.0000	94.000000	94.00000000
Std Dev.:	1.83524	0.0436978	99.5823	0.321486	0.05626810

Stratum:2

	AnzahlBod	WaldAnteilInR625	NSJahr	TJahr	anteiGrIN
Min:	2.00000	0.0000000	639.342	6.45280	0.1668940
1st Qu.:	4.00000	0.0437328	928.853	7.63758	0.2416310
Mean:	5.60169	0.0901891	982.784	7.82199	0.2955656
Median:	5.00000	0.0835629	976.311	7.84120	0.2842365
3rd Qu.:	7.00000	0.1285448	1022.590	8.02468	0.3319051
Max:	12.00000	0.2397504	1333.819	8.71400	0.4998896
Total N:	118.00000	118.0000000	118.000	118.00000	118.0000000
Std Dev.:	1.82171	0.0583331	108.367	0.36886	0.0698487

Stratum:3

	AnzahlBod	WaldAnteilInR625	NSJahr	TJahr	anteiGrIN
Min:	2.00000	0.0000000	540.0330	5.872700	0.0003770
1st Qu.:	4.00000	0.00152715	572.8600	6.637800	0.0384358
Mean:	5.84091	0.04431817	611.9685	6.958553	0.0858919
Median:	5.50000	0.03754119	608.4679	6.940800	0.0748177
3rd Qu.:	7.00000	0.06748378	630.1310	7.308875	0.1345129
Max:	11.00000	0.14705882	828.8408	8.290800	0.1989664
Total N:	88.00000	88.0000000	88.0000	88.000000	88.0000000
Std Dev.:	2.08380	0.04392032	58.5229	0.514403	0.0589889

Stratum:4

	AnzahlBod	WaldAnteilInR625	NSJahr	TJahr	anteiGrIN
Min:	1.00000	0.0000000	664.5599	7.463800	0.00606319
1st Qu.:	3.00000	0.0231729	878.4951	8.009825	0.03209612
Mean:	4.25000	0.0523956	916.7759	8.183780	0.07306374
Median:	4.00000	0.0470480	903.2016	8.129400	0.05766362
3rd Qu.:	5.00000	0.0836169	948.1947	8.404325	0.10954080
Max:	10.00000	0.1248852	1222.0164	9.059000	0.20932253
Total N:	124.00000	124.0000000	124.0000	124.000000	124.00000000
Std Dev.:	1.55456	0.0350372	84.6074	0.302484	0.05024875

Stratum:5

	AnzahlBod	WaldAnteilInR625	NSJahr	TJahr	anteiGrIN
Min:	7.00000	0.0614973	500.9805	7.271200	0.00000000
1st Qu.:	9.00000	0.1167576	534.3196	8.269700	0.00209584
Mean:	10.61538	0.1662925	583.7618	8.557969	0.02113243
Median:	10.00000	0.1514881	554.1490	8.675950	0.01115850
3rd Qu.:	11.00000	0.2034314	645.0222	8.802750	0.02772625
Max:	17.00000	0.3146274	750.3943	10.221300	0.12401039
Total N:	26.00000	26.0000000	26.0000	26.000000	26.00000000
Std Dev.:	2.46701	0.0656206	72.0121	0.619509	0.02746268

Stratum:6

	AnzahlBod	WaldAnteilInR625	NSJahr	TJahr	anteiGrIN
Min:	1.00000	0.0916955	507.9698	7.565900	0.00000000
1st Qu.:	4.00000	0.1307325	553.5208	8.616100	0.00304292
Mean:	4.81356	0.1837872	628.5848	8.917549	0.02285771
Median:	5.00000	0.1678201	635.2648	8.984800	0.01458200
3rd Qu.:	6.00000	0.2245179	675.9101	9.249250	0.03523600
Max:	8.00000	0.3636364	819.8074	9.872400	0.09514100
Total N:	59.00000	59.0000000	59.0000	59.000000	59.00000000
Std Dev.:	1.68640	0.0630389	78.8695	0.496839	0.02491161

Stratum:7

	AnzahlBod	WaldAnteilInR625	NSJahr	TJahr	anteiGrIN
Min:	5.00000	0.0000000	492.149	7.87440	0.00000000
1st Qu.:	6.00000	0.0000000	527.665	8.78315	0.00029611
Mean:	7.44395	0.0139300	568.087	9.05582	0.01092916
Median:	7.00000	0.0000000	542.931	9.03230	0.00205805
3rd Qu.:	9.00000	0.0182658	614.036	9.32375	0.01184073
Max:	10.00000	0.1051693	739.560	10.41880	0.20663600
Total N:	223.00000	223.0000000	223.000	223.00000	223.00000000
Std Dev.:	1.40631	0.0234638	59.184	0.45025	0.02267736

Stratum:8

	AnzahlBod	WaldAnteilInR625	NSJahr	TJahr	anteiGrIN
Min:	3.00000	0.1643710	557.211	5.481600	0.0123590
1st Qu.:	4.00000	0.1872468	606.255	6.343150	0.0812882
Mean:	5.09677	0.2505126	679.194	6.909845	0.1210944
Median:	5.00000	0.2295684	647.287	6.856300	0.1208149
3rd Qu.:	6.00000	0.2963458	699.158	7.254950	0.1756845
Max:	8.00000	0.4518717	990.669	8.392100	0.2396420
Total N:	31.00000	31.0000000	31.000	31.000000	31.0000000
Std Dev.:	1.66042	0.0766799	108.869	0.719785	0.0650843

Stratum:9

	AnzahlBod	WaldAnteilInR625	NSJahr	TJahr	anteiGrIN
Min:	1.00000	0.0000000	485.9261	8.393100	0.00000000
1st Qu.:	3.00000	0.0000000	534.0821	8.961850	0.00053300
Mean:	3.91234	0.0135905	569.7652	9.333034	0.01407039
Median:	4.00000	0.0000000	555.2591	9.288050	0.00286476
3rd Qu.:	5.00000	0.0178432	607.5935	9.759100	0.01616572
Max:	6.00000	0.0953654	720.4335	10.274300	0.20663600
Total N:	308.00000	308.0000000	308.0000	308.000000	308.00000000
Std Dev.:	1.15935	0.0224434	52.1958	0.467756	0.02964925

Stratum:10

	AnzahlBod	WaldAnteilInR625	NSJahr	TJahr	anteiGrIN
Min:	10.00000	0.00000000	498.4858	6.993000	0.000000000
1st Qu.:	11.00000	0.00000000	522.5418	8.840900	0.000699841
Mean:	13.02532	0.01537638	562.1976	9.280568	0.012644675
Median:	13.00000	0.00605536	546.9010	9.109000	0.003242000
3rd Qu.:	14.00000	0.02272727	589.3137	9.847200	0.012646785
Max:	20.00000	0.09358289	787.6549	10.632800	0.078091559
Total N:	79.00000	79.00000000	79.0000	79.000000	79.000000000
Std Dev.:	1.99984	0.02189353	50.3151	0.649543	0.020267756

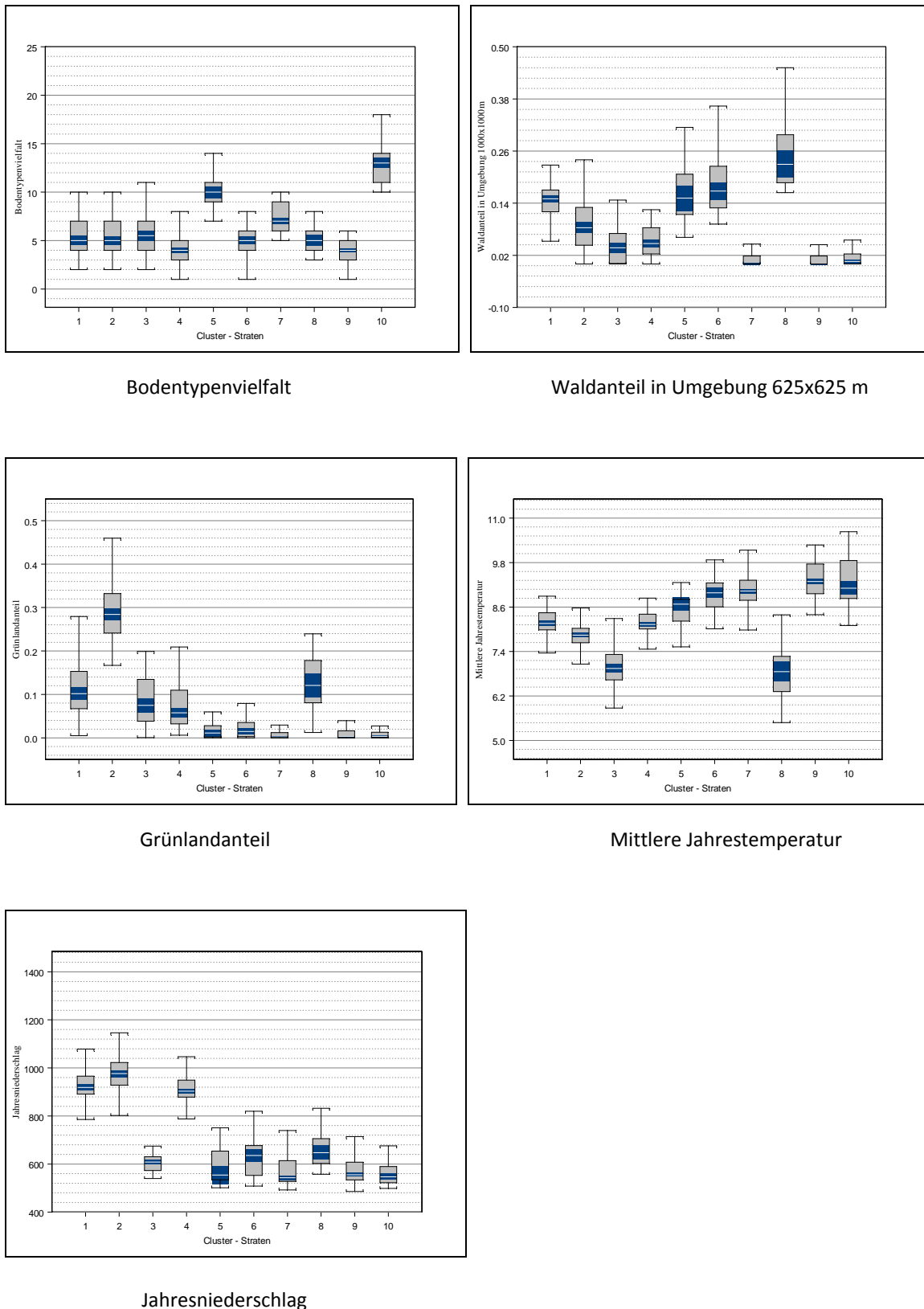


Abb. 2: Charakterisierung der Straten von Raps.

Die hellen Balken umfassen den Datenbereich zwischen 1. und 3. Quartile. Wenn die Konfidenzintervalle (dunkle Balken) zweier Box-Plots nicht überlappen, so zeigt das an, dass der Unterschied auf $P=0,05$ signifikant sein dürfte.

Auswahl der Testflächen

Auswahl der Testflächen für Mais

Im Folgenden soll gezeigt werden, wie die Auswahl der Testflächen für Mais erfolgte. Es werden hier nur ausgewählte Karten dargestellt. Die vollständige detaillierte Dokumentation der Österreichkarten für die Testflächenauswahl findet sich im 1. BINATS-Zwischenbericht (www.DaFNE.at, DaFNE-Nummer 100046).

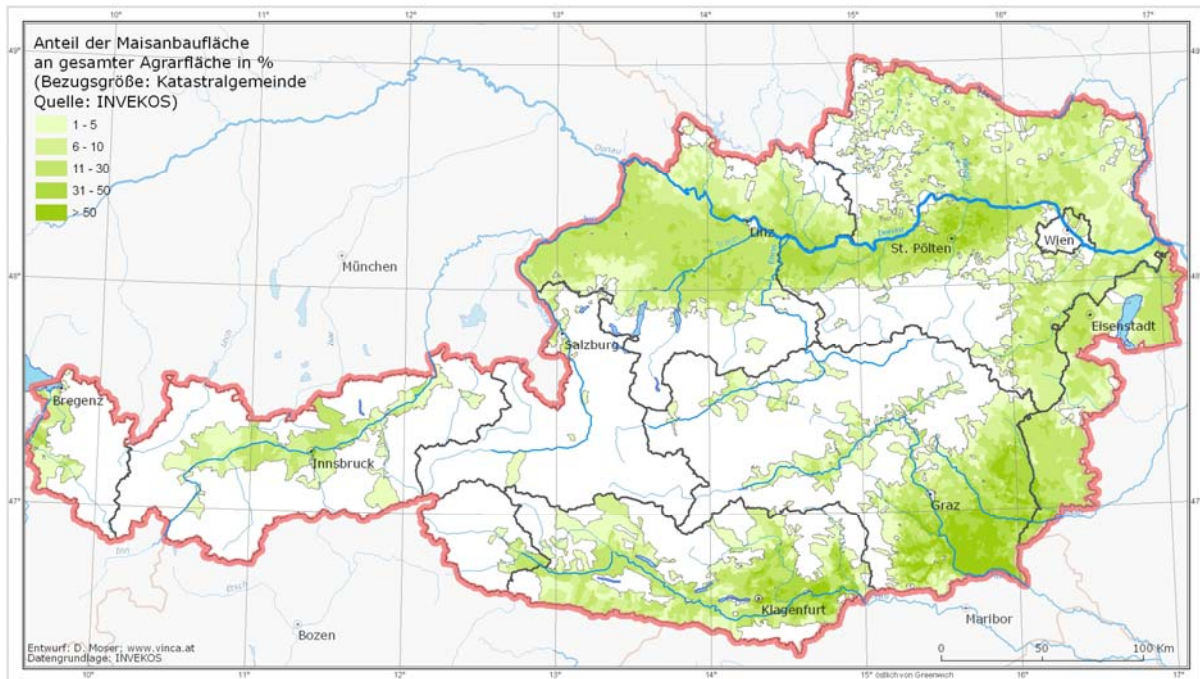


Abb. 3: Anteil der Maisanbaufläche an gesamter Agrarfläche in % auf Katastralgemeinde-Ebene.
(Quelle: INVEKOS 2005)

Für die Abgrenzung der Maisanbaufläche wurden folgende Maisproduktionstypen berücksichtigt: Körnermais, Mais Corn-Cob-Mix (CCM), Zuckermais, Silomais, Mais Corn-Cob-Mix (CCM/ Feldgemüse), Zuckermais/Feldgemüse, Grünmais, Stilllegung: Körnermais, Stilllegung: Biogas-Mais, Stilllegung: Verfeuerung Mais.

Die Karte der österreichischen Maisanbaugebiete (Abb. 3) wurde mit folgenden Parametern verschnitten:

- Bodentypen (Quelle: digitale Bodenkarte des BFW),
- Waldanteil in 1.000x1.000 m² Umgebung pro potenzieller Testfläche (Quelle: Bodenkarte des BFW, Corine-Landcover, sowie der Waldlayer aus der OEK 1:50.000)
- Grünlandanteil pro potenzieller Testfläche (Quelle: INVEKOS-Datenbank)
- Mittlere Jahresdurchschnittstemperatur pro potenzieller Testfläche in °C (Quelle: Klimamodellierungen der ZAMG).
- Mittlerer Jahresniederschlag pro potenzieller Testfläche in den österreichischen Maisanbaugebieten in mm (Quelle: Klimamodellierungen der ZAMG).

Insgesamt konnten 1.568 potenzielle Testflächen in den österreichischen Maisanbaugebieten eruiert werden, die zu zehn Klassen, die aus der Clusteranalyse resultierten, zugeordnet wurden (Abb. 4).

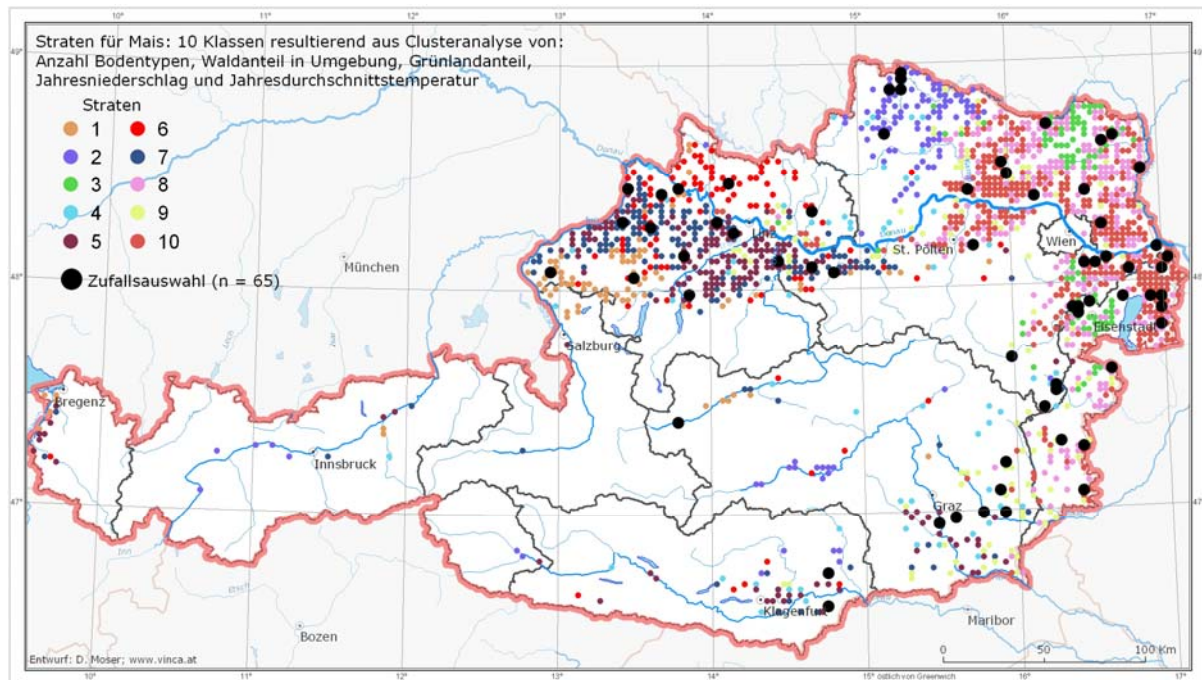


Abb. 4: Zufallssampling von 65 Mais-Testflächen: Die insgesamt 1.568 ermittelten potenziellen Testflächen in den österreichischen Maisanbaugebieten wurden zehn Straten zugeordnet, die durch unterschiedliche Farben dargestellt sind. Die schwarzen Punkte zeigen die Lage der zufällig ausgewählten potenziellen Mais-Testflächen.

Analyse der Zufallsauswahl für Mais

Bei der Stratifizierung wurden die Schutzgebiete (Natura 2000) und Biodiversitäts-Hotspots (TRAXLER et al. 2005b) bei der Berechnung nicht exkludiert. Die Wahl der Anzahl an Testflächen stellt einen Kompromiss aus der statistisch notwendigen Stichprobe und dem zur Verfügung stehenden Budgetrahmen des gegenständigen Projekts dar (siehe Poweranalysen in PASCHER et al. 2007).

Eine Vielzahl der insgesamt 65 Mais-Testflächen kam nach der Zufallsauswahl in den Hauptanbaugebieten von Mais (Weinviertel, Marchfeld, Wiener Becken, Nordburgenland, oberösterreichisches Alpenvorland) zu liegen. In diesen Gebieten wäre auch in Zukunft schwerpunktmäßig ein Anbau von GV Mais zu erwarten. Die geringe Anzahl an Stichprobenpunkten im steirischen Alpenvorland sowie in Kärnten lässt sich auf den hohen regionalen Anteil an Kleinwald zurückführen. Testflächen, die einen Anteil von mehr als 20% Wald aufwiesen, wurde bereits in vorangegangenen Stratifizierungsschritten ausgeschlossen.

Alpine Täler

Die nur geringfügige Erfassung großer alpiner Täler lässt sich dadurch erklären, dass in diesen Gebieten nur relativ wenige potenzielle Testflächen vorkommen. In Abbildung 5 ist die Gegend um Innsbruck dargestellt. Grüne Flächen zeigen „Wälder“ und blaue Flächen „Siedlungen und Wasser“ an. In gelb sind jene „Katastralgemeinden“ dargestellt, in denen der Anteil des Maisanbaus >1% erreicht. Die kleinen Quadrate auf dem Bild zeigen die auf dem Raster der Waldinventur basierenden $625 \times 625 \text{ m}^2$ Testflächen. Man beachte, dass das Raster der Waldinventur eine Maschenweite von 2.749 m aufweist. Daher kommt nur etwa alle 2 km eine $625 \times 625 \text{ m}^2$ Fläche vor. In rot dargestellt sind „Rasterzellen“, die die Kriterien von >80% Acker- und / oder Grünlandanteil erfüllen. Alle anderen Flächen haben einen zu hohen Wald- oder Siedlungsanteil oder liegen bereits außerhalb des Bereiches der Bodenkartierung und somit auch nicht mehr in dem Bereich, wo Ackerbau betrieben wird. Derartige Flächen befinden sich im südlichen Bereich der Karte. Diese Flächen sind bereits in

der Region der Almwiesen lokalisiert und kommen daher als Testflächen für das BINATS-Projekt nicht in Betracht. Eine weitere Fläche liegt außerhalb des Maisanbaugebietes. Folglich sind im dargestellten Gebiet nur zwei 625x625 m² Flächen (rote Quadrate mit blauem Punkt) als potenzielle Testflächen für Mais möglich.

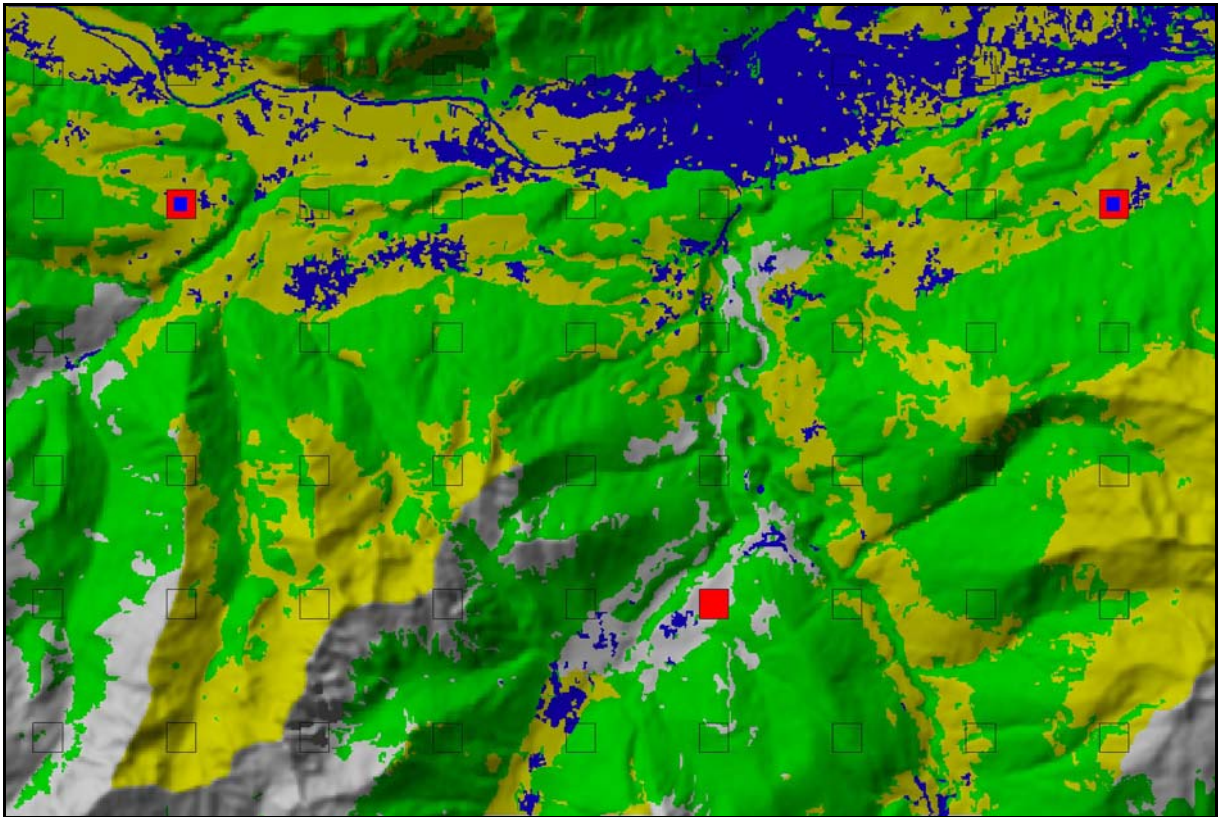


Abb. 5: Gebiet um Innsbruck: grün: Wälder, blau: Siedlungen und Wasser, gelb: Katastralgemeinden mit Maisanbau, durchsichtige Quadrate: Raster der Waldinventur (625x625 m²), rot: potenzielle Rasterzellen, die das Kriterien von > 80% Acker- und Grünland erfüllen. Die beiden blau markierten roten Flächen liegen noch im potenziellen Maisanbaugebiet und stellen somit die einzigen beiden potenziellen Testflächen in diesem Gebiet dar.

Jede potenzielle Testfläche in den alpinen Tälern gehört einem Stratum an, das durch Testflächen in anderen österreichischen Regionen erfasst ist. Eventuell können dadurch im Rahmen von BINATS auf Basis des erhobenen Datensatzes auch für diese nicht direkt in die Biodiversitätsuntersuchung der 50 Testflächen für Mais inkludierten Testflächen erste Grobausagen zur Biodiversität gemacht werden.

Auswahl der Testflächen für Raps

Im folgenden Abschnitt wird die Testflächenauswahl für Raps anhand von ausgewählten Karten beschrieben. Auch bei dieser Kulturpflanze erfolgten die Datenverschneidungen in der gleichen Weise, wie bereits in Kapitel „Auswahl der Testflächen für Mais“ dargestellt.

Für die Abgrenzung der österreichischen Rapsanbaugebiete (Abb. 6) wurden folgende Rapsanbautyphen berücksichtigt: Winterraps und Sommerraps. Stilllegungsrap wurde ausgeschlossen.

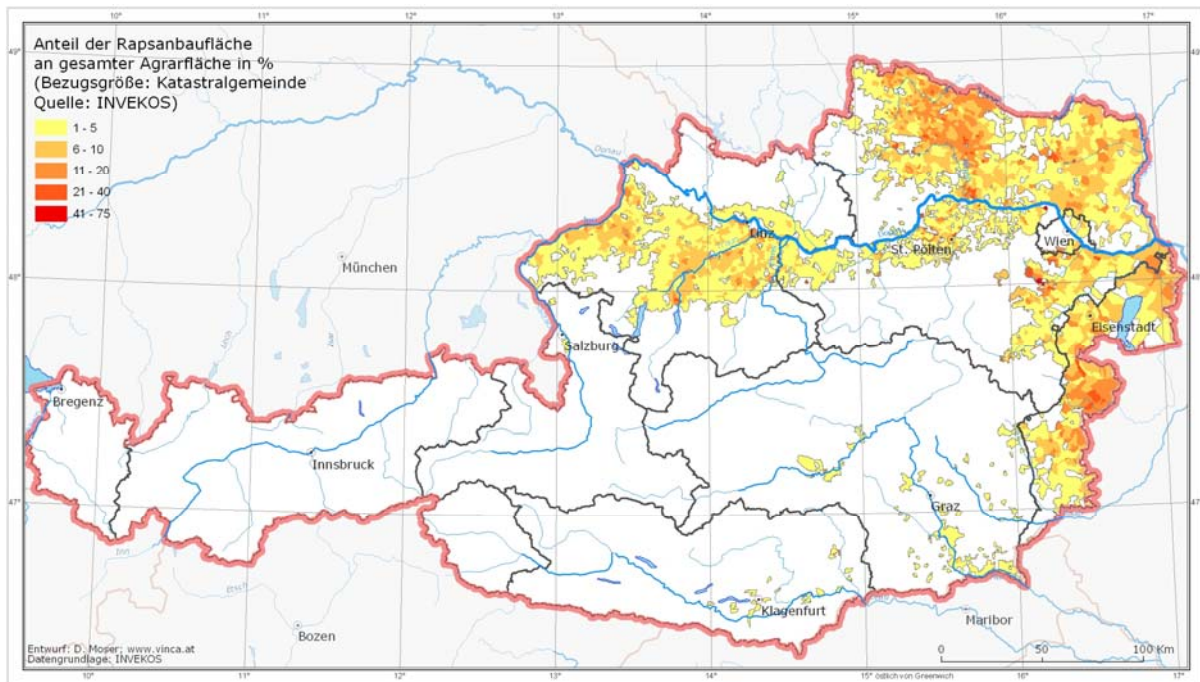


Abb. 6: Anteil der Rapsanbaufläche an gesamter INVEKOS-Fläche in % auf Katastralgemeinde-Ebene.
(Quelle: INVEKOS 2005)

Es wurden insgesamt 1.144 potenziellen Testflächen für Raps ermittelt, die zu zehn Klassen (Straten), die aus der Clusteranalyse von der Anzahl an Bodentypen, dem Waldanteil in der Umgebung der Testfläche, dem Grünlandanteil, dem Jahresniederschlag, sowie der Jahresdurchschnittstemperatur resultierten, zugeordnet wurden.

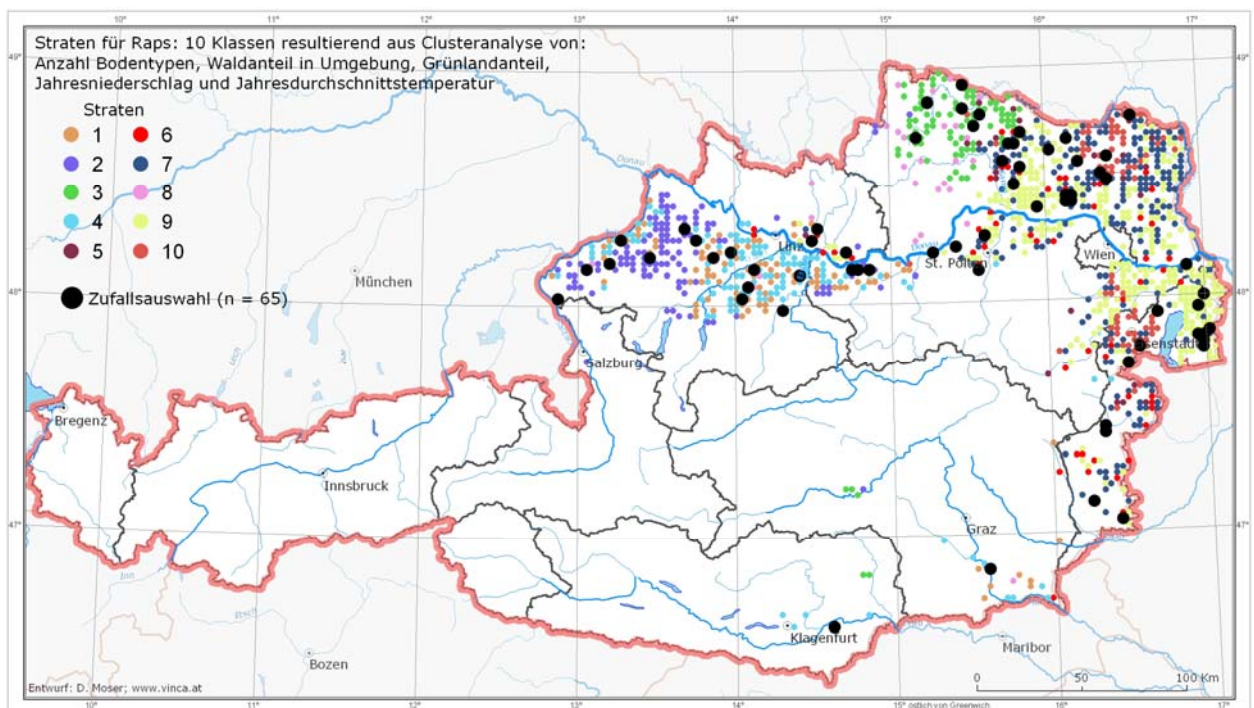


Abb. 7: Zufallsampling von 65 Raps-Testflächen: Die insgesamt 1.144 ermittelten potenziellen Testflächen in den österreichischen Rapsanbaugebieten wurden zehn Straten zugeordnet, die durch unterschiedliche Farben dargestellt sind. Die schwarzen Punkte zeigen die Lage der zufällig ausgewählten potenziellen Raps-Testflächen.

Analyse der Zufallsauswahl für Raps

Bei der Stratifizierung wurden auch im Falle von Raps die Schutzgebiete (Natura 2000) und die Hotspots (nach TRAXLER et al. 2005b) bei der Berechnung nicht exkludiert. Bei der Stratifizierung wurden Testflächen, die einen hohen regionalen Anteil an Wald und Siedlungen (> 20% Wald und Siedlungen) aufwiesen, bereits in vorangegangenen Stratifizierungsschritten ausgeschlossen.

Das Ergebnis der stratifizierten Testflächenauswahl für Raps zeigt, dass die Stichproben im Großen und Ganzen repräsentativ über die Raps-Anbaugebiete verteilt liegen, mit einem deutlich erkennbaren Schwerpunkt in den österreichischen Hauptproduktionsgebieten von Raps (siehe dazu PASCHER et al. 2000).

Fixierung der 100 BINATS-Testflächen

Endgültige Auswahl der Testflächen

Durch die relative Ungenauigkeit der verwendeten Datengrundlagen und möglicher aktueller Veränderungen (z. B. Siedlungs- oder Straßenbau, die zum Zeitpunkt der Erstellung des Datensatzes noch nicht vorhanden waren) und der daraus resultierenden Unsicherheit bezüglich des Anteils von Agrarlandschaft wurden die Testflächen für Raps und Mais inklusive einer Reserve von 15 Testflächen ausgewählt. In einem nachfolgenden Arbeitsschritt wurde anhand von Luftbildern eine optische Überprüfung durchgeführt, die zeigen sollte, ob die Kriterien der Flächenauswahl (>80% Acker- und/oder Grünlandanteil) erfüllt sind (siehe Abb. 8). Auf dem ersten Luftbild ist ein zu hoher Siedlungsanteil zu erkennen. Auf dem zweiten Orthofoto lässt die aktuelle Anordnung der Siedlung eine zukünftige weitere Verbauung erwarten. Aufgrund der optischen Überprüfung war es möglich, noch etwaige Fehlzusweisungen zu korrigieren.



Abb. 8: Optische Überprüfung der Orthofotos der 130 ausgewählten Testflächen: a) zu hoher Siedlungsanteil, b) zu erwartende zukünftige weitere Verbauung.

Nach erfolgter Kontrolle und Ausschluss einzelner nicht den Anforderungen entsprechender Testflächen blieben aus dem Gesamtset an 130 potenziellen Testflächen jeweils 50 geeignete Testflächen für Raps und Mais als Erhebungsflächen übrig. Abbildung 9 zeigt die Lage der jeweils 50 ausgewählten Testflächen in den österreichischen Raps- und Maisanbaugebieten.

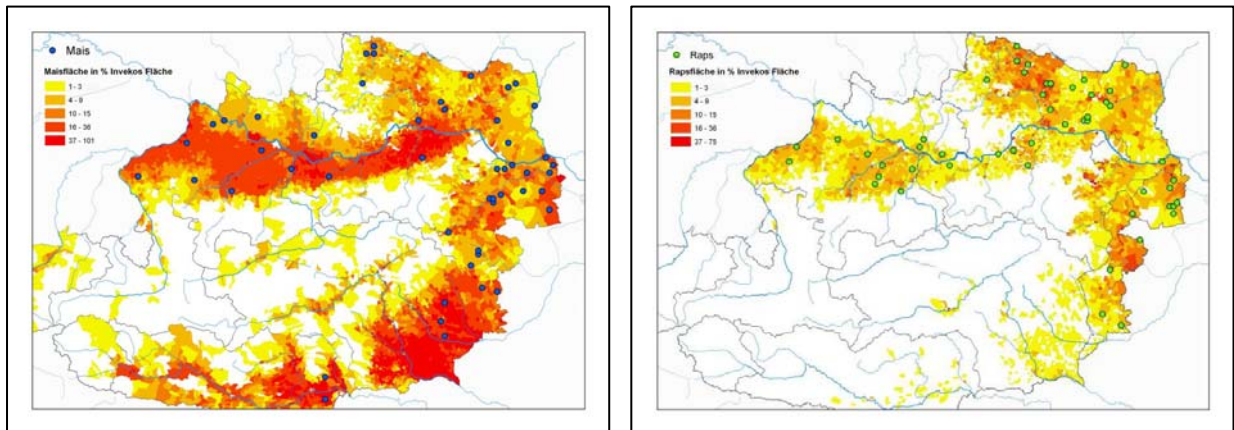


Abb. 9: Lage der jeweils 50 Testflächen in den österreichischen Mais- (a) und Raps- (b) Anbaugebieten.

Berücksichtigung von Betrittverboten

Im März 2007 wurden insgesamt 1.360 Landwirte vom Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft über das BINATS-Projektvorhaben mittels Aussendung von Informationsblättern mit detaillierter Projektbeschreibung schriftlich verständigt und eine 14-tägige Einspruchsfrist in Form eines Betrittverbotes erteilt. Trotz zusätzlicher ausführlicher telefonischer Information über das Projektvorhaben wurden unerwarteter Weise trotz dieser Vorkehrungsmaßnahmen von 69 Landwirten Betrittverbote auf deren betroffenen Feldern ausgesprochen.

Die genannten Betrittverbote fanden in den Arbeitskarten Berücksichtigung. Die folgende Karte (Abb. 10) zeigt die Lage der BINATS-Testflächen, die mit Betrittverboten belegt waren. Insgesamt waren mehr als ein Viertel (27 von 100) der Testflächen von Betrittverboten betroffen. Bei 21 Testflächen wurden Probekreise standardisiert verschoben. Sechs gesamte Flächen mussten unter Wahrung des 125 m Raster aus dem Raster verschoben werden (siehe Abb. 11). Da die Landschaftskartierungen im Rahmen des Projekts flächendeckend durchgeführt wurden, wurde im Freiland ebenfalls auf die Betrittverbote, die in den Arbeitskarten der Kartierer gekennzeichnet waren, Rücksicht genommen.

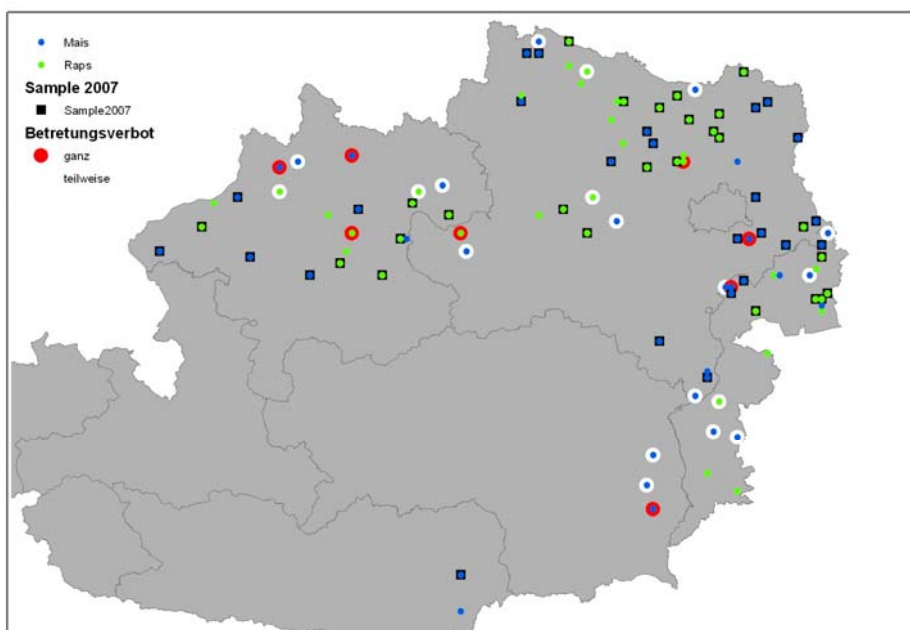


Abb. 10: Zu berücksichtigende Betrittverbote auf den ausgewählten 100 BINATS-Testflächen.

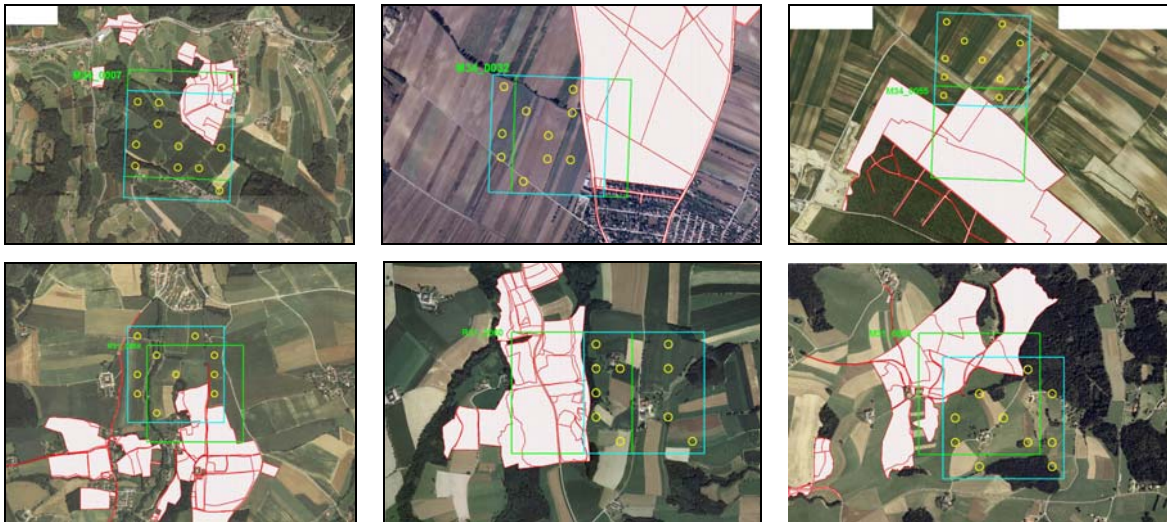


Abb. 11: Testflächen (M_7, M_32, M_55, M_96, R_58 und R_60), bei denen die gesamte Fläche entlang des 125 m Rasters verschoben werden musste: rot: Betrittsverbot, grün: ursprüngliche Lage der Testfläche, türkis: Lage der Testfläche nach Verschiebung, gelb: teilweise neue Lage der Probekreise.

Auswahl der Indikatorgruppen

Der endgültigen Wahl der vier Indikatorgruppen als repräsentative Biodiversitätsindikatoren ging eine ausführliche Diskussion des Projektteams und des wissenschaftlichen Projektbeirats voran. **Landschaftselemente und Habitate, Gefäßpflanzen** und **Tagfalter** standen von Anfang an als Indikatoren fest. Die Wahl der zweiten zoologischen Indikatorgruppe erforderte noch eine ausführliche Diskussion zwischen den Experten. Die noch zu wählende Gruppe sollte folgende Anforderungen erfüllen: sie sollte einen breiteren funktionellen Anspruch besitzen, das heißt, nicht nur Reaktionen auf die unmittelbar an die Agrarflächen grenzenden Strukturen zeigen. Zudem sollte sie einen direkten Bezug zu den landwirtschaftlich genutzten Flächen und ein breites Spektrum an Ernährungsgewohnheiten aufweisen. Veränderungen der Lebensraumqualität sollten von dieser Tiergruppe angezeigt werden können. Aus diesen Gründen wurden anfangs Laufkäfer als Indikatorgruppe in Erwägung gezogen, da sie diese Voraussetzungen erfüllen. Darüber hinaus nützen Carabiden Nahrungsquellen im Acker. Es liegen ferner für diese Tiergruppe bereits Risikohypothesen für den Bt-Mais-Anbau sowohl für Cry1Ab als auch für das Cry3Bb1 Toxin vor (SCHLEIN et al. 2008, ÁLVAREZ-ALFAGEME et al. 2009). Der große Nachteil des Indikators Laufkäfer ist jedoch, dass dieser zu den kostenintensivsten Indikatoren gehört, da der Fang mittels Barberfallen und nachgeschalteter Bestimmung im Labor zeitintensiv ist und auch organisatorische Schwierigkeiten mit sich bringt (oftmaliges Leeren der Fallen, Zerstörung der Fallen bei Ackerbewirtschaftung, notwendige Kontaktaufnahme mit jedem Bewirtschafter). Mit dem BINATS-Projektbudget wäre es nicht möglich gewesen, die Carabiden auf allen 100 Testflächen zu erheben. Ebenso wurden realistische Abschätzungen zu einer zukünftigen Finanzierbarkeit eines GVP begleitenden Monitorings angestellt, die ebenfalls zu dem Schluss kamen, dass die Indikatorgruppe der Laufkäfer auch für diese Zwecke zu kostenintensiv wäre. Demzufolge wurde vom Projektteam und dem Projektbeirat der Schluss gefasst, dass vergleichbare Aussagen zur Lebensraumqualität in ähnlicher Qualität, aber kostengünstiger anhand von Heuschrecken und Tagfaltern erzielt werden könnten. Nachdem die Heuschrecken die geforderten Grundvoraussetzung für einen geeigneten Biodiversitätsindikator erfüllen, fiel unter Berücksichtigung der Rahmenbedingungen des BINATS-Projekts - wie etwa Finanzierbarkeit, zeitliche Machbarkeit, Organisationsaufwand und Kompatibilität des Untersuchungsdesigns mit den anderen Indikatorgruppen - die Wahl der zweiten zoologischen Indikatorgruppe auf die **Heuschrecken (Orthoptera)**.

Gefäßpflanzen als Biodiversitätsindikator im Agrarraum

Der Artenreichtum der Gefäßpflanzen sowie auch der Vögel zeigte in der Untersuchung von SAUBERER et al. (2004) die höchste Korrelation mit dem Gesamtartenreichtum anderer zoologischer Indikatorgruppen. Gefäßpflanzen können vergleichsweise einfach und rasch erhoben werden und sind zudem empfindlich gegenüber direkten und indirekten Effekten eines GVP Anbaus. Die **Gefäßpflanzen** stellen somit einen geeigneten Indikator für Biodiversität dar (vgl. BDM Schweiz: HINTERMANN et al. 2002).

Tagfalter als Biodiversitätsindikator im Agrarraum

Tagfalter (Schmetterlinge) haben sich für die Untersuchung der Biodiversität in Ackerbaugebieten als eine vorrangig geeignete Indikatorgruppe herausgestellt, da sie sowohl für eine überwachende Beobachtung als auch für ein fallspezifisches Monitoring bei einem eventuell zukünftigen Anbau von GVP Anwendung finden könnten. Bei dieser Indikatorgruppe werden bereits spezifische Risikohypothesen gegenüber einzelner aktuell wichtiger GVP wie etwa Bt Mais diskutiert (LOSEY et al. 1999; HANSEN JESSE & OBRYCKI 2000; HELLMICH et al. 2001; FELKE et al. 2002; LANG & VOJTECH 2006). Maispollen kann sich in großen Mengen auf nahe dem Maisfeld gelegenen Futterpflanzen von Tagfalterraupen ansammeln. Obwohl kontrovers diskutiert, konnte in einigen Studien gezeigt werden, dass sich der Verzehr von mit GV Maispollen kontaminierten Futterpflanzen durch Raupen einiger Schmetterlingsarten negativ auf die Entwicklung dieser Schmetterlinge auswirkt (z. B. FELKE et al. 2002). Aufgrund der vielfältigen Lebensraumansprüche von Tagfaltern können anhand dieser Indikatorgruppe auch Aussagen zur Lebensraumqualität von gesamten Testflächen getroffen werden. Dies zeigt sich auch darin, dass Tagfalterdiversität und funktionelle Gruppen für die Charakterisierung verschiedener Habitatstrukturen in der Agrarlandschaft geeignet sind (STEFFAN-DEWENTER et al. 1997). Zudem bietet die Untersuchung der Tagfalter im Rahmen von BINATS einen wichtigen **allgemeinen Beitrag zur Datenbeschaffung im Agrarland**, da die Tagfalter gerade in der Agrarlandschaft noch unzureichend erforscht sind.

Heuschrecken als Biodiversitätsindikator im Agrarraum

Die Ergebnisse des Kulturlandschaftsforschungsprojekts BD1 haben gezeigt, dass die Artenzahl der Heuschrecken mit der Artenzahl aller anderen in dieser Studie untersuchten Organismengruppen sehr gut korreliert (SAUBERER et al. 2004). Demzufolge eignen sich die Heuschrecken als exzellente Biodiversitätsindikatoren in der Agrarlandschaft und können zudem im Vergleich zu den Carabiden wie bereits oben erwähnt mit weniger Zeitaufwand und daher kostengünstiger erhoben werden. Ein Vorteil der Erfassung von Heuschrecken ist, dass deren Präsenz im Feld akustisch auf Artniveau bestimmt werden kann (RIEDE 1998), eine Aufstellung von Fallen ist hierbei nicht von Nöten. Zudem ist eine arbeitsintensive Nachbestimmung im Labor in der Regel nicht notwendig. Darüber hinaus ist im Rahmen der zur Verfügung stehenden Projektfinanzen mit der Bearbeitung der Gruppe der Heuschrecken eine Umsetzbarkeit der Beprobung aller 100 BINATS-Testflächen realisierbar. Auch im Rahmen zukünftiger Begleituntersuchungen des Anbaus von GVP sollte eine Untersuchung dieser Indikatorart bezüglich Arbeitsaufwand und finanzieller Mittel umsetzbar sein.

Landschaft als Biodiversitätsindikator im Agrarraum

Die Erhebung der Landschaftsstruktur zählt in Biodiversitätsprogrammen zum Standard (z. B. Kulturlandschaftskartierung: SINUS: PETERSEIL et al. 2004, MOBI-e: BOGNER & HOLZNER 2005). Die Strukturelemente der Landschaft sind hochgradig mit der Diversität der Organismen korreliert. Zudem kann dieser Parameter mit vergleichsweise relativ geringem Zeitaufwand über die gesamte Fläche der Testquadranten erhoben werden. Die Beschränkung auf Stichproben ist für diesen Parameter daher nicht gegeben.

Methodenentwicklung

Erhebungsstrategien (Feldmethodik) in den Testflächen

Bezüglich des Aufnahmedesigns in den Testflächen wurden die folgenden zwei Alternativen vom Projektteam diskutiert und im Freiland auf ihre Praktikabilität überprüft.

Transektmethode

Die Testfläche wird entlang von festgelegten Transekten abgegangen (Abb. 12a). Es werden alle Gefäßpflanzen innerhalb eines definierten Streifens, der zum Beispiel eine Breite von 2 m erfasst, wobei

- eine stop-and-go Variante
- eine vollständige Erhebung der Artenzahl pro Transekt und
- eine Variante mit Artenlisten pro angeschnittenem Landschaftselement diskutiert wurden.

Im Zuge der Transektkartierung können auch die potenziellen Hybridisierungspartner von Raps ohne zusätzlichen zeitlichen Aufwand miterhoben werden.

Als Vorteile der Transektmethode sind generell die gute Erfassbarkeit auch kleinflächiger, vor allem linearer Elemente in einer Landschaft, sowie die aufgrund des größeren Begehungsaufwandes kleinregional flächendeckendere Erfassung des Vorkommens der relevanten Hybridisierungspartner von Raps zu nennen. Als Nachteile dieser Methode werden der große Begehungsaufwand, das Konfliktpotential mit Grundbesitzern - da Felder direkt durchquert werden müssen -, sowie die Undurchdringbarkeit einiger Strukturen, wie etwa reife Rapsfelder, diskutiert. Sofern nicht getrennte Artenlisten für jedes Landschaftselement aufgenommen würden - was einen enormen Arbeitsaufwand darstellen würde -, ist die räumliche Verortung der vorkommenden Arten relativ unpräzise.

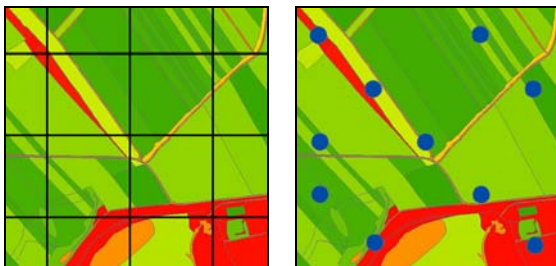


Abb. 12: Feldmethodik in den Testflächen: Darstellung der Transektmethode (a) und der Punktmethode (b).

Punktmethode

Im Gegensatz zur Transektmethode wird innerhalb der Testfläche eine Reihe von Probekreisen - sogenannte Zufallsplots (zufällig verteilte Untersuchungsflächen) - mit einem Radius von 10 m beziehungsweise 20 m zufällig über den Quadranten verteilt. In diesen Kleinflächen werden die Artenzahl der Gefäßpflanzen (vorhanden/nicht vorhanden) und die Abundanz der Hybridisierungspartner von Raps erhoben (siehe Abb. 12b). In der Testphase im Freiland wurde die Optimierung der Anzahl und Größe der Probekreise vor allem auch im Hinblick auf die Erhebung der Hybridisierungspartner von Raps diskutiert.

Als Vorteile der Punktmethode gilt allgemein der relativ geringe Begehungsaufwand. Dadurch ist auch die Gefahr eines Einspruchs der Grundstücksbesitzer relativ gering. Zudem ist die räumliche Verortung aufgrund der geringen Ausdehnung der Testfläche relativ präzise. Als Nachteil der Punktmethode wird die Unterrepräsentation kleinflächiger Landschaftselemente vor allem bei einer geringen Stichprobe diskutiert. Ebenso könnten in diesem Fall auch die Hybridisierungspartner von Raps ungenügend genau dokumentiert werden.

Methodenprüfung im Freiland

Aufgabe der Freilandtests war es, die verschiedenen theoretischen Ansätze auf Praktikabilität hinsichtlich eines geeigneten, repräsentativen Designs für das Monitoring zu prüfen. Für alle Indikatorgruppen wesentlich war es demzufolge, ein einheitliches Grunddesign der Feldmethodik in den vorgegebenen Testbereichen zu entwickeln.

Unter Teilnahme aller Projektmitarbeiter wurden die zwei alternativen Ansätze - die Transektmethode und die Punktmethode - im Freiland auf ihre Praktikabilität für die Erhebung der Vegetation als auch der zoologischen Indikatorgruppen getestet. Als Testflächen wurden zwei sehr unterschiedliche Quadranten - eine auffallend reich strukturierte Landschaft und eine großräumige Agrarlandschaft mit wenigen Landschaftselementen und Habitaten - in der Region um Prellenkirchen ausgewählt (siehe Abb. 13). In diesen zwei Testflächen wurden dann in der Folge auch von jeder Indikatorgruppe separat spezifische Methodentest durchgeführt.

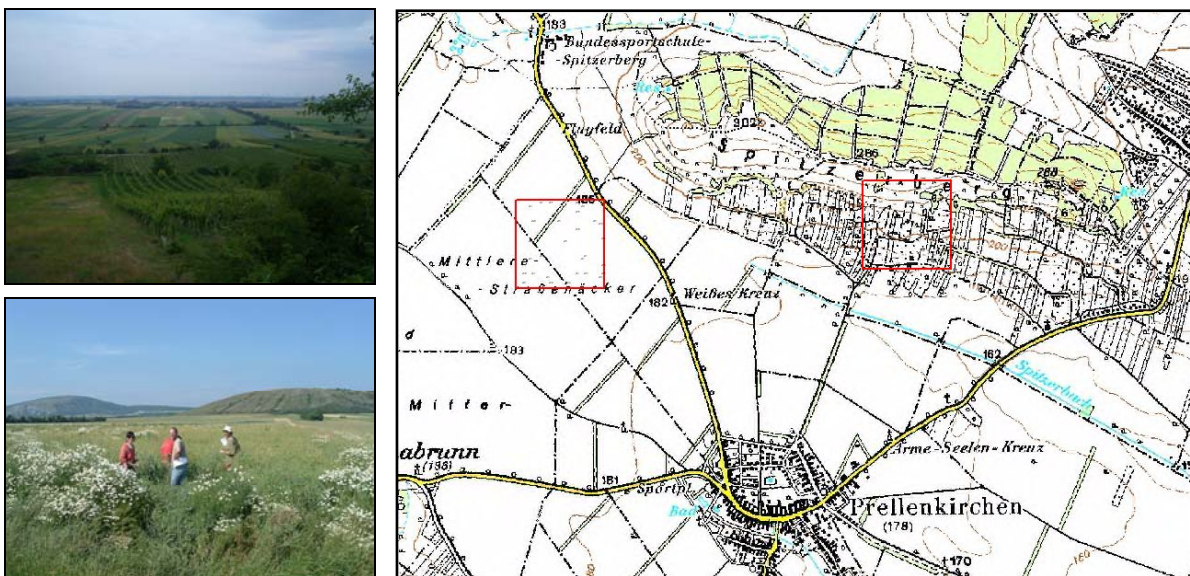


Abb. 13: Lage der Testflächen des Methodentests bei Prellenkirchen: eine reich strukturierte Landschaft (Spitzerberg, oberes Foto) im Vergleich zu einer großräumige Agrarlandschaft) in der Region um Prellenkirchen (unteres Foto) zur Evaluierung der Durchführbarkeit der Feldmethodik.

In den Abbildungen 14 und 15 ist die Transektmethode in beiden Testflächen dargestellt. Es stellte sich bei den Testbegehungen heraus, dass die Transektmethode aufgrund der Undurchdringbarkeit einiger Habitate wie etwa dichte, feuchte Brennesselbestände, dichte Hecken oder auch reife Rapsfelder (Gefahr von Ernteverlusten) nicht praktikabel war. Auch der Zeit- und damit Kostenaufwand einer Transektkartierung wäre im Rahmen des Projekts BINATS nicht durchführbar gewesen. Das Konzept der Transektbegehung stellte sich demzufolge als zu aufwändig heraus.

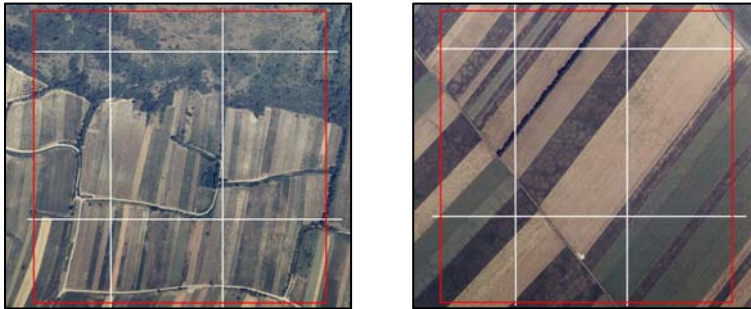


Abb. 14: Transektmethode: 1. Variante: horizontale und vertikale Transekte in den zwei Testflächen bei Prellenkirchen.

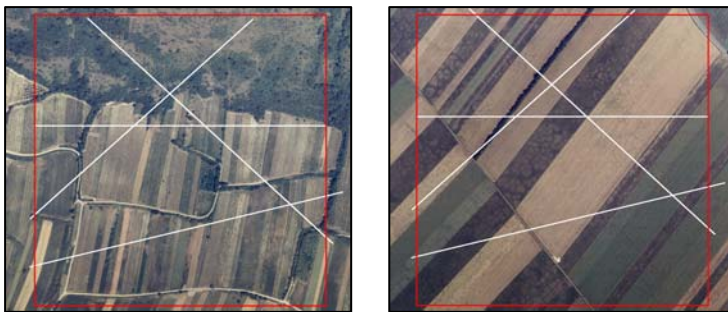


Abb. 15: Transektmethode: 2. Variante: „schief“ gelegte Transekte in den zwei Testflächen bei Prellenkirchen.

In Abbildung 16 ist die Punktmethode in den beiden Testflächen in Prellenkirchen gezeigt. Die Aufnahme der Indikatorgruppen (Gefäßpflanzen, Tagfalter, Heuschrecken) wurde in zwei unterschiedlich großen Probekreisen getestet. Es wurden zehn Probekreise mit einem Radius von jeweils 20 m beziehungsweise zwanzig Kreise mit einem Radius von zehn Metern zufällig über die zwei Testflächen verteilt. Da sich bei den Testkartierungen sowohl das Auffinden (größerer Aufwand bei der Begehung und Verortung der Punkte) als auch die Kartierung der zwanzig kleineren Punktfleichen als wesentlich zeitaufwändiger herausstellte und der dadurch entstehende Arbeitsaufwand im Rahmen des Projekts BINATS nicht zu bewältigen gewesen wäre, wurde vom Projektteam einstimmig beschlossen, die Kartierung der Indikatorgruppen in zehn zufällig über die Testfläche verteilten Probekreisen mit einem Radius von 20 m durchzuführen.

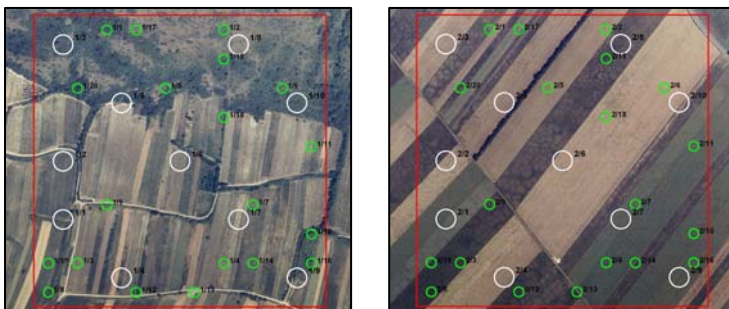


Abb. 16: Punktmethode: 1. Variante: 20 zufällig verteilte Probekreise mit einem Radius von 10 m, 2. Variante: 10 zufällig verteilte Probekreise mit einem Radius von 20 m in den zwei Testflächen bei Prellenkirchen.

Ergebnisse des Methodentests - Gefäßpflanzen

In der reich strukturierten Landschaft des Spitzerberges (Abb. 17a) wurde die Zeit eruiert, die vom Projektteam benötigt wurde, um die Artenzahl eines sehr diversen Probekreises, der in einem Trockenrasen lokalisiert war, zu ermitteln. Die Dauer einer aufwendigen Vegetationsaufnahme im Pro-

bekreis würde demzufolge etwa ein-einhalb bis zwei Stunden erfordern. Für eine weniger aufwendige Artenzählerhebung in einem Getreidefeld (größräumige Agrarlandschaft in Prellenkirchen, Abb. 17b) müsste ein geübter Kartierer mit einem Zeitaufwand von etwa einer halben Stunde auskommen.



Abb. 17: Artenzählerhebung in einem diversen Trockenrasen (a) und in einem Getreidefeld (b).

Ergebnisse des Methodentests - Tagfalter

Die Tagfalter-Methodik wurde ebenfalls auf beiden Testflächen erprobt. Da es sich durch Vorgabe der Kartiergeschwindigkeit in Schrittempo um eine mehr oder weniger zeitlich standardisierte Erhebung handelte, spielte die Diversität der Testflächen eine nicht so entscheidende Rolle wie bei der Gefäßpflanzenkartierung, bei der auf Vollständigkeit der Artenerfassung kartiert wurde. Die Tests zeigten, dass als Richtlinie für den Zeitbedarf zur Bearbeitung eines Probekreises (exklusive Auffinden der Kreise) bei erfahrenen KartiererInnen von zehn bis zwanzig Minuten, im Durchschnitt von fünfzehn Minuten ausgegangen werden könnte. Je nach Strukturiertheit der Testfläche wird das Auffinden der exakten Position des jeweiligen Probekreises allerdings unterschiedlich lange Zeiträume in Anspruch nehmen.

Ergebnisse des Methodentests - Heuschrecken

Der Test der Heuschreckenmethodik auf ihre Anwendbarkeit im Freiland erfolgte ebenfalls in den zwei Testflächen. Der erforderliche Zeitaufwand (Aufsuchen der Probekreise und Kartierung) in der reich strukturierten, hügeligen Testfläche (kleinschlägige Felder und Weingärten, dichte Hecken und Feldgehölze, Einzelbäume, offene bis dicht verbuschte und verwaldete Trockenrasen) war mit sieben Stunden deutlich höher als im ausgeräumten flachen Ackerland (mit nur einem Windschutzstreifen und einigen wenigen Brachen) mit fünfeinhalb Stunden.

Von den 21 Heuschreckenarten, die auf der gesamten „reich strukturierten“ Testfläche beobachtet werden konnten, wurden 20 (95%) auch auf den Transekten in den zehn Probekreisen nachgewiesen (Detaildaten siehe 1. BINATS-Zwischenbericht, www.DaFNE.at: DaFNE-Nummer 100046). In diesem Testgebiet wurde mit der Punktmethode eine hohe Repräsentativität hinsichtlich der Artenzahl erreicht.

Räumliche Festlegungen der Untersuchungsbereiche

Die Testfläche

Größe der Testfläche

Die anfänglich mit 600x600 m² festgesetzte Testflächengröße wurde unter Berücksichtigung des 125 m-Rasters der Statistik Austria auf 625x625 m² geringfügig vergrößert. Das entspricht 5x5 Zellen á 125 m. Da österreichweite Daten (z. B. INVEKOS-Daten) seit Kurzem in Form eines regelmäßigen 125 m-Rasters erstellt werden, erwies sich diese Flächenanpassung als sehr sinnvoll. Demzufolge fanden sowohl der Raster der österreichischen Waldinventur (ÖWI) als auch der 125 m-Raster der Statistik Austria für die Wahl der Testflächengröße Berücksichtigung.

Innerhalb der quadratischen Testfläche befanden sich zehn Probekreise mit einem Radius von 20 m. Die Lage der zehn Probekreise war grundsätzlich in allen Testflächen gleich, sofern aufgrund von räumlichen Gegebenheiten beziehungsweise der Einhaltung von Betrittverboten keine standardisierten Verschiebungen notwendig waren. Notwendige räumliche Verschiebungen der Probekreise wurden in den ausgehändigten Karten bereits berücksichtigt. Die Beschriftung der Probekreise war fixiert und auf dem Luftbildausschnitt der Testfläche angegeben (siehe Abb. 18).

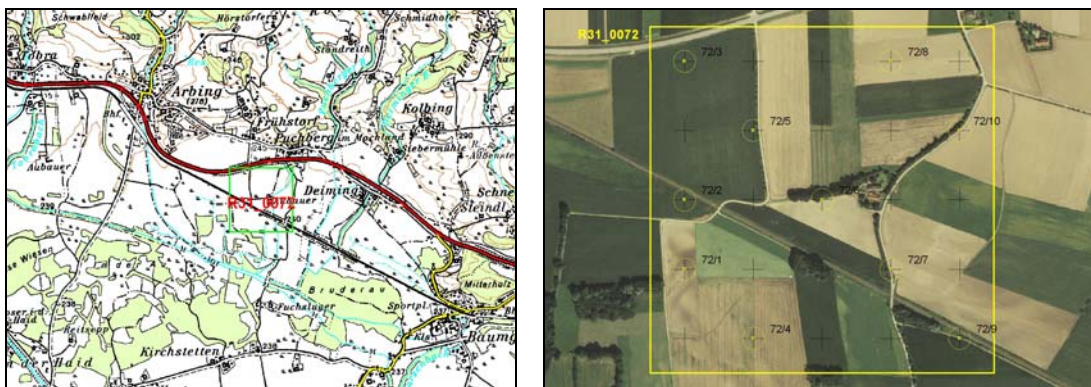


Abb. 18: Lage der Testfläche auf der ÖK und standardisierte Position der zehn Probekreise (ohne notwendige Verschiebungen).

Auffinden der Testfläche und der Probekreise

Die genaue Lage der Testfläche und deren zehn Probekreise konnte optisch mit der ÖK und dem Luftbild (Abb. 18) oder bezüglich der Probekreise auch anhand von Koordinaten (GPS) identifiziert werden. Zudem konnte eine 25 m-Rasterfolie für die Orientierung verwendet werden, die maßstabsgetreu über die ausgehändigten Orthofotos gelegt wurde. Für die Verwendung der Folie war die Eichung der eigenen Schrittlänge wesentlich. **Zu beachten ist grundsätzlich, dass für die Erhebungen der österreichischen Agrarregion drei verschiedene Rasterfolien je nach Meridianstreifen zur Anwendung kommen können (Triangulierung Bundesmeldenetz: BMN).** Die Rasterfolien mussten in der Weise ausgedruckt werden, dass diese in der Größe deckungsgleich mit der Testfläche waren. Das heißt, das Auffinden der Probekreise sollte unter Zuhilfenahme von Kompass, GPS, Rasterfolie, Feldcomputer, Messrad und Eichung der Schrittlänge möglich sein (siehe Abb. 19). Als unverzichtbar erwies sich die Verwendung eines Feldcomputers in strukturlosen Agrargebieten zur exakten Bestimmung des Standortes, da auch in vielen Fällen die Feldgrenzen im Freiland nicht mit denen am Luftbild übereinstimmten.

Der Mittelpunkt des Probekreises wurde nicht längerfristig markiert. Kurzfristige Markierungen, die garantieren helfen sollten, dass die Bearbeiter der unterschiedlichen Indikatoren im gleichen Erhebungsjahr denselben Probekreisemittelpunkt verwendeten, waren vor allem in nicht landwirtschaftlich genutzten Flächen jedoch sinnvoll (z. B. große Steine, Steinkreuz, Bambusstäbchen, schwarz-gelbes Markierungsband: Abb. 19). Für nähere Details siehe Handbuch von PASCHER et al. (2009a).



Abb. 19: Hilfsmittel für die Orientierung im Freiland: Schrittzählung, Laufrad, Maßband und Kompass, Feldcomputer beziehungsweise GPS, Auslegen eines Messstabes oder eines Maßbandes, Markierungsband.

Der Probekreis

Größe des Probekreises

Der Probekreis weist einen Radius von 20 m auf. Der Untersuchungsbereich ist ein Kreuztransekt in die Himmelsrichtungen Nord, Süd, West und Ost. Der jeweilige Kartierungsbereich ist indikatorspezifisch unterschiedlich groß (siehe Abb. 20).

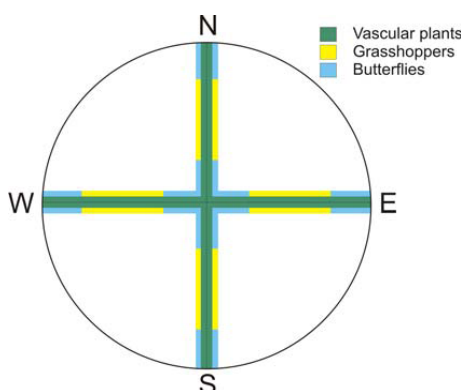


Abb. 20: Skizze der indikatorspezifischen Aufnahmebereiche am Transektkreuz:

- Gefäßpflanzen (grün): $20 \text{ m} \times 2 \text{ m} \times 4 = 156 \text{ m}^2$ Gesamterhebungsfläche (160 m^2 abzüglich 4 m^2 Doppelerhebungsfläche)
- Heuschrecken (gelb): $10 \text{ m} \times 5 \text{ m} \times 4 = 200 \text{ m}^2$ (keine Doppelerhebungsfläche, da Mittelpunkt bei der Erhebung ausgespart wird)
- Tagfalter (blau): $20 \text{ m} \times 5 \text{ m} \times 4 = 375 \text{ m}^2$ (400 m^2 abzüglich 25 m^2 Doppelerhebungsfläche). Auf der Grafik ist die Aufnahmefläche der Tagfalter durch die Aufnahmefläche der Heuschrecken aus graphischen Gründen unterbrochen. Die Erhebungsfläche umfasst den gesamten Kreuztransekt).

Lage der Probekreise

Bei der Ersterhebung der Probekreise durch die GefäßpflanzenkartiererInnen wurden exakte Skizzen der Probekreise erstellt. Sofern eine Digitalkamera vom Bearbeiter mitgeführt wurde, wurde auch für die Orientierung eine ausführliche Fotodokumentation durchgeführt. Zudem wurden zu jedem Probekreis genaue Beschreibungen angefertigt, die den KartiererInnen der nachfolgenden zoologischen Indikatoren ausgehändigt wurden (siehe Handbuch PASCHER et al. 2009a).

Notwendigkeit einer räumlichen Verschiebung von einzelnen Probekreisen

Nach erfolgter Testflächenauswahl wurde die Position der zehn Probekreise pro Testfläche optisch überprüft. Sofern Probekreise im Siedlungsgebiet zu liegen kamen, wurden diese Probekreise bereits vor Kartierungsbeginn verschoben. Ihre endgültige Lage wurde auf den ausgegebenen Orthofotos eingezeichnet. Wenn es im Freiland aufgrund von Abzäunungen nicht möglich war, den Probekreis zu kartieren, musste die Position des Probekreises entlang des vorgegebenen Rasters am Luftbild vom Erstkartierer verschoben und die neu festgelegte Probekreislage umgehend der Projektkoordination gemeldet werden. Die neue Position wurde am Orthofoto für die nachfolgenden KartiererInnen markiert.

Auffinden der Probekreise bei nachfolgenden Kartierungen

Die Lage des Probekreises beziehungsweise dessen Mittelpunkt wurde vom Erstkartierer genau dokumentiert, um den Probekreis bei der Wiederholungskartierung möglichst zeiteffizient auffinden zu können. Das Auffinden bei nachfolgenden Kartierungen sollte anhand der Kartenausschnitte, eventueller Lageskizzen, Digitalfotos und Beschreibungen der VorkartiererInnen eindeutig möglich sein. Da es sich um agrarische Untersuchungsgebiete handelte, erwies sich eine Vermarkung der Flächen als nicht zielführend.

Der Probekreis-Mittelpunkt wurde so erreicht, dass für den Weg dorthin vor allem bei den KartiererInnen der zoologischen Indikatoren keines der vier Aufnahmetransekte gewählt wurde. Anderenfalls könnte es zum Flüchten der Tiere aus dem Aufnahmetransekt kommen. Mit dem Kompass wurden die Himmelsrichtungen eingemessen. Unabhängig von der Projektion des Probekreises im Gelände wurden die Artenzahlen der Heuschrecken, Tagfalter und Gefäßpflanzen im vorgegebenen Aufnahmebereich erhoben (Abb. 20; Details siehe dazu Handbuch PASCHER et al. 2009a).

Erhebungsmethodik der einzelnen Indikatorgruppen

Eine detaillierte standardisierte Erhebungsanleitung des BINATS-Projekts findet sich im „Kartierhandbuch zur Biodiversitätserfassung im Agrarraum“ – Gefäßpflanzen, Tagfalter, Heuschrecken, sowie Zuordnung von Landschaftsstrukturen zu ausgewählten Biotoptypen“ (PASCHER et al. 2009a).

Erhebungsmethodik - Gefäßpflanzen

Der Indikator „Gefäßpflanzen“ dient im Rahmen von BINATS der langfristigen, reproduzierbaren Überwachung der Artenvielfalt in den österreichischen Ackerbaugebieten.

Die Gefäßpflanzenerhebung fand in einem Transektkreuz in die Himmelsrichtungen N, S, W und O von jeweils 20 m Länge vom Mittelpunkt aus und insgesamt 2 m Breite (jeweils 1 m links und 1 m rechts vom Durchmesser) statt. Bei den Gefäßpflanzenerhebungen wurden die Artenzahlen pro Probekreis für jeden am Transektkreuz liegenden Lebensraum- beziehungsweise Nutzungstyp eruiert. In jedem „Transektkreuz“ des Probekreises wurde die Präsenz der Gefäßpflanzen (vorhanden/nicht

vorhanden) erhoben. Zudem wurde die Gesamtdeckung der Vegetation des Probekreises festgehalten.

Im Zusammenhang mit gentechnisch veränderten Kulturpflanzen ist die Kenntnis des regionalen Vorkommens und der Frequenz von potenziellen Hybridisierungspartnern sehr wesentlich. Für eine erste ökologische Risikoanalyse einer GVP, die im Ausbringungsraum nahe verwandte wilde Arten besitzt, war es erforderlich, das Vorkommen und die Abundanz der relevanten verwandten Arten mit Hilfe einer ordinalen Schätzskala zu erheben. Prinzipiell wurden die Individuen der einzelnen Arten gezählt. Erwies sich das Zählen von Einzelindividuen für Arten mit sehr individuenreichen Populationen als zu aufwändig, wurde eine ordinale Schätzskala verwendet, die nach dem dekadischen Logarithmus der Individuenzahlen konzipiert ist ($0 \leq \log(1) < \log(3) \leq 0.5 < \log(4) < \log(10) \leq 1 < \dots$). Zudem sollten die Testflächen auch auf das Vorkommen von Hybridisierungspartnern der Zuckerrübe (Unkrautrüben, verwilderte Rüben, etc.) untersucht werden. Um einen zusätzlichen Arbeitsaufwand zu vermeiden, wurde bezüglich der Erhebung des Vorkommens von Hybridisierungspartnern das bereits erstellte Stichproben-Design verwendet.

Jede Testflächen wurde im Zuge der Gefäßpflanzenkartierung zwei Mal erhoben. Es wurden der Frühlingsaspekt (Zeitfenster: 15. April bis 31. Mai) und der Sommeraspekt (1. August bis 30. September) des Pflanzenbestandes im Probekreis festgehalten. Sofern möglich, sollte die Kartierung unter Berücksichtigung des Wärmegradienten stattfinden. Das heißt, die Testflächen im Osten Österreichs (pannonischer warmer Klimaeinfluss) sollten zeitlich gesehen vor den Testflächen im Westen kartiert werden, um das gleiche Blühstadium der Vegetation erfassen zu können.

Erhebungsmethodik - Tagfalter

Bei der Erhebung der Tagfalter mussten diverse Witterungsparameter bestimmte Minimalkriterien erfüllen: Aufnahmezeitraum zwischen 9 und 17 Uhr MESZ; Lufttemperatur zwischen 13 und 17° C; 100% Sonnenschein; bei Temperaturen über 17° C: mindestens 50% Sonnenschein, kein Niederschlag, Windstärke maximal Beaufort-Skala 4; maximale Erhebungstemperatur 36°C. Der Erhebungszeitraum der BINATS-Tagfalterkartierung lag zwischen 15.7. und 15.8. In diesem Zeitraum sind nach langjährigen Erfahrungswerten zumindest in der Agrarlandschaft im Osten Österreichs gleichzeitig die meisten Tagfalterarten anzutreffen. Der Untersuchungszeitraum durfte nicht zu lang gewählt werden, damit auf Grund phänologischer Unterschiede (Flugzeiten der einzelnen Arten) die Ergebnisse annähernd vergleichbar waren.

Die Tagfalter wurden entlang des Kreuztransekts (Nord-Süd, Ost-West) in den Probekreisen erhoben. Dabei registrierte ein Beobachter die entlang einer vorher definierten Transektlinie im Abstand von je 2,5 m links und rechts sowie 5 m nach vorne festgestellten Tagfalterarten und ihre Individuenzahlen (Abb. 20). Bei dem derart kartierten Kreuztransekt wurde im Bereich des Kreuz-Mittelpunktes eine Fläche von 5 x 5 m (25 m²) zwangsläufig doppelt erhoben. Die Transektstrecke wurde im Schrittempo (Spaziergang-Tempo mit circa 3 km/h) abgegangen. In unübersichtlichen Habitaten und bei zahlreichen Individuen sollte die Geschwindigkeit soweit reduziert werden, dass das Registrieren von fliegenden oder exponiert sitzenden Faltern gewährleistet war. Das Ergebnis der Transektzählung stellte eine Aktivitätsdichte dar. Einige Arten mussten bei Freilandaufnahmen auf Grund ihrer Häufigkeit und der Tatsache, dass nicht alle Individuen zur genauen Determination gefangen werden konnten, in „Sammelgruppen“ kartiert werden. Zur Ergänzung der Transektzählungen wurde eine erfolgsorientierte Erfassung zusätzlicher Arten je Probekreis in einem Zeitintervall von fünf Minuten durchgeführt. Dabei versuchte der Kartierer innerhalb dieses Zeitraumes, so viele Arten wie möglich nachzuweisen. Die Arten wurden anschließend in drei Häufigkeitsklassen eingeordnet: Einzelfund, 2-10 Individuen („zahlreich“), > 10 Individuen („häufig“). Sofern der Erfahrungshorizont des Bearbeiters es ermöglichte, konnte er auch im Flug oder im Sitzen eindeutig ansprechbare Nachtfalter (ohne diese zu fangen) notieren.

Für die Artdiagnose des Tagfalters durften ausschließlich Merkmale des Falters und seines Verhaltens, keinesfalls aber ökologische Merkmale des Lebensraumes berücksichtigt werden. Alle Falter wurden grundsätzlich bis auf Artniveau determiniert. Einzelne Artengruppen wurden als "Komplexe" angegeben. Bei den Kartierungen wurde auch der Blütenbesuch erfasst. Sofern möglich, wurden die besuchten Blütenpflanzen je nach Artkenntnis der TagfalterkartiererInnen genau notiert. Blütenbesuche an Kulturpflanzen (z. B. Raps, Sonnenblume, etc.) mussten in jedem Fall als solche notiert und in die Datenbank unter „Anmerkungen“ eingeben werden.

Erfassung der Habitat- und Vegetationsausstattung im Tagfalter-Kreuztransekt beziehungsweise im gesamten Probekreis

Zur Charakterisierung des Tagfalter-Kreuztransekts beziehungsweise der Gesamtfläche der Probekreise wurde eine Liste von 21 Biotoptypen und 20 ergänzenden Attributen, die den Biotoptyp Feldkulturen und -strukturen näher charakterisierten, sowie von acht Zusatzmerkmalen (wie etwa feucht, nass, intensiv, mager, verbuscht, etc.) erstellt. Diese Liste entsprach exakt jener Liste, welche bei der Kartierung der Heuschrecken verwendet wurde (siehe Tab. 4). Der Prozentanteil der Biotoptypen pro Kreuztransekt beziehungsweise im gesamten Probekreis wurde in 5%-Klassen geschätzt.

Tab. 4: Biotopkürzel zur Erfassung der Vegetationsausstattung an den Tagfalter- und Heuschrecken-Transekten. Die Biotoptypen A bis X und die Zusatzbuchstaben g bis v entsprechen zum Großteil den bei der Orthopterenkartierung in Ostösterreich verwendeten Habitatkürzeln (vgl. ZUNA-KRATKY et al. 2009). Bis zu zwei Zusätze können verwendet werden (z. B. Gmg bedeutet Grünland mager gemäht.)

Orthopteren-Erfassung: Biotopkürzel

Kürzel	Biotoptyp	Feldkulturen und -strukturen
A	Abbaugrube, Anschüttungsfläche	F1 Getreide
B	Brache (Grünland)	F2 Raps
C	Gebüsch, Schlag	F3 Mais
D	Weide	F4 Hackfrucht
E	Felsstandort	F5 Stoppelfeld
F	Feldkulturen und -strukturen (F1-F19)	F6 Sturzacker/kahles Feld
G	Grünland	F7 Gründecke
H	Halbtrockenrasen	F8 Staudenrain (nährstoffreich)
I	Siedlung	F9 Grasrain (nährstoffreich)
K	Hochstaudenfluren	F10 Ruderalisierter Rain
L	Laubwald (Feldgehölz)	F11 Magerrain
M	Mischwald (Feldgehölz)	F12 Raingebüsch/Hecke
N	Nadelwald (Forst/Feldgehölz)	F13 Feldweg/Fahrtweg/Hohlweg
O	Moor	F14 Asphaltweg
R	Ruderalstandort (nicht Acker)	F15 Weingärten/Hopfenkultur
S	Saum (Waldsaum)	F16 Ackerbrache jung
T	Trockenrasen	F17 Ackerbrache mehrjährig
U	Baumbestand	F18 Ruderalflur
V	Verlandungszone	F19 Sonstiges
W	Windschutzstreifen	F20 Leguminosen/Klee/Luzerne
X	Sonstige	

Zusätze

g	frisch od. vor kurzem gemäht/gehäckselt/gedroschen
f	feucht, nass
i	intensiv
m	mager (frisch)
n	fett (frisch)
o	offen, lückig
t	trocken
v	versauert, verbuscht, verbracht

Erhebungsmethodik - Heuschrecken

Vorweg sei betont, dass bei Heuschrecken eine großflächigere Bearbeitung in einem vertretbaren Zeitrahmen am besten durch Transektmethoden möglich ist, wenngleich sie nicht die Genauigkeit von kleinräumig anwendbaren geschlossenen Isolationsquadraten haben und eine Tendenz zur Unterschätzung der tatsächlichen Heuschreckendichten zeigen (GARDINER et al. 2005; GARDINER & HILL 2006; INGRISCH & KÖHLER 1998).

Die Methode zur Erhebung der Heuschrecken sollte folgenden Ansprüchen gerecht werden:

- Sie sollte standardisiert sein und in allen Ackerbaugebieten anwendbar sein.
- Sie sollte weitestgehend im Flächenbezug zur Erhebung anderer Indikatorgruppen stehen.
- Sie sollte neben qualitativen Aussagen zum Artenspektrum der Heuschrecken auch quantitative Grundlagen zur relativen Häufigkeit der Arten beziehungsweise zur Dichte der einzelnen Arten zulassen, um mögliche zukünftige Veränderungen auf mehreren Ebenen testen zu können.
- Sie sollte die Bearbeitung größerer Gebiete mit einem vertretbaren Bearbeitungsaufwand ermöglichen.
- Sie sollte von möglichst vielen OrthopterologInnen angewendet werden können.

Bis dato existiert (nicht nur in Österreich) keine vereinheitlichte Methode zur Erfassung von Heuschrecken (*Saltatoria*, *Mantodea*), die diesen Ansprüchen gerecht werden konnte. Dies liegt auch daran, dass Heuschrecken-Dichten je nach Lebensraum stark schwanken können und zudem die Arten - z. B. Gebüsch- und Baumbewohner - unterschiedlich gut erfassbar sind. Im Projekt zur Erhebung von Grundlagen der Biodiversität in Kulturlandschaften Ostösterreichs (SAUBERER et al. 2004) wurde daher nur das Artenspektrum optisch und akustisch (einschließlich Detektoreinsatz) zehn Minuten lang pro Probekreis mit 20 m Radius erfasst, eine zahlenmäßige Erfassung von Individuen erfolgte nicht. Im Forschungsprojekt BINATS, das seinen eindeutigen Schwerpunkt bei der Erfassung von Ackerland und Begleitstrukturen hat, waren die Voraussetzungen für eine quantitative Heuschrecken-erhebung aufgrund des eingeschränkten Landschaftstyps aber weitaus günstiger.

Die Arten- und Individuenzahl der Heuschrecken wurden auf den vier jeweils 10 m langen Transekten entlang des Kreuztransekts (Nord-Ost, Süd-West) mittels Verhören (Gesang der Männchen) und Beobachten erhoben (vgl. INGRISCH & KÖHLER 1998; Abb. 20). Der Erfassungsbereich wurde von der Grundlinie (vgl. Linientaxierungen in der Ornithologie: BIBBY et al. 1995) in Abstimmung mit den Tagfaltern links und rechts mit 2,5 m Breite begrenzt. Es ergab sich somit ein Landschaftsausschnitt von 50 m² pro Transekt. Die Bearbeitungszeit pro Transekt war mit acht Minuten begrenzt (durchschnittlich 1,25 m/min). Für den Fall einer sehr geringen (oder nicht vorhandenen) Heuschreckendichte durfte eine raschere Bearbeitung des Transektes erfolgen. Jedoch durfte eine Bearbeitungszeit von fünf Minuten pro Transekt (durchschnittlich 2 m/min) nicht unterschritten werden. Die Transekte wurden jeweils in 5 m Entfernung vom Probekreis-Mittelpunkt gestartet. Dies war zur Vermeidung von Doppelerhebungen in bereits gestörten Bereichen erforderlich. Es wurde eine standardisierte Erhebung der Vegetationsausstattung im Bereich eines Transekts durchgeführt (siehe Kap. Erhebungsmethodik – Tagfalter, Tab. 4).

Da die Methode stark von der Aktivität der Heuschrecken abhängig ist, wurde die Erfassung grundsätzlich ab einer Temperatur von 20° C im Zeitfenster zwischen 9:00 und 19:00 Uhr durchgeführt (schattenreiche Lagen bis 18:00 Uhr). Larven wurden grundsätzlich miterhoben, weil sie einen wesentlichen Anteil an der Gesamtindividuenzahl einer Lokalität ausmachen können.

Erhebungsmethodik – Landschaftselemente und Habitate

Basierend auf den Roten Listen der gefährdeten Biotoptypen Österreichs (ESSL et al. 2002, 2004, 2008; TRAXLER et al. 2005a) wurde eine für BINATS maßgeschneiderte Landschaftselement-Kartierliste erstellt (siehe Handbuch: PASCHER et al. 2009a). Da es sich im Rahmen des Projekts um keine Biotopkartierung handelte, sondern die Vielfalt an Landschaftsstrukturen innerhalb einer Testfläche dokumentiert werden sollte, wurden im Wesentlichen Landschaftselemente auf der Ebene von Habitatgruppen als Kartierungseinheit angesprochen. Bei den Äckern wurde jedoch die Verwendung einer möglichst detaillierten Liste beibehalten. Durch das Wegfallen der Ansprache der Feldfrüchte konnte die Landschaftskartierung in den einzelnen Testflächen witterungsabhängig von April bis Ende Oktober durchgeführt werden.

Zur Abgrenzung der Landschaftselemente und Habitate wurden die folgenden Schwellenwerte (Untergrenzen) berücksichtigt (vgl. PETERSEIL et al. 2004):

- 25 m² für flächige Landschaftselemente
- < 0,25 m Breite für lineare Landschaftselemente
- 2 m² für punktförmige Landschaftselemente (z. B. auch Einzelbäume und Sträucher)

Durchführung der Freilandarbeiten

Die Kartierungen wurden 2007 in den österreichischen Mais- und 2008 in den Rapsanbaugebieten durchgeführt.

Freilandarbeiten 2007

Da der Winter 2006/2007 durch außergewöhnlich milde Temperaturen und Schneearmut gekennzeichnet war und demzufolge die Vegetationsentwicklung im Frühling sehr rasch voranschritt, wurde mit den Aufnahmen in den Maisanbaugebieten begonnen. Dadurch sollten Engpässe bei der ersten Gefäßpflanzenkartierung vermieden werden, die durch eine witterungsbedingte vorverschobene Rapsblüte in Kombination mit den Verzögerungen durch die unerwarteten Betrittsverbote entstanden wären.

Abgesehen von einigen sehr heftigen Gewittern war der Witterungsverlauf während des Sommers 2007 für die Kartierung sehr günstig. Es konnten daher wie geplant alle 50 Mais-Testflächen und die zugehörigen Probekreise im vorgesehenen Zeitraum vollständig kartiert werden. Nur in einigen Ausnahmefällen – zumeist wegen schlechter Witterung (hereinbrechende Gewitter, Regenschauer) - mussten einzelne Testflächen vor allem von den Zoologen ungeplant zwei Mal aufgesucht werden.

Da im Agrarraum zahlreiche sehr unterschiedliche Lebensräume wie Felder, Wiesen, Wegränder, etc. vorkommen, war es natürlich nicht möglich, die Artengarnitur aller Lebensräume zum idealen phänologischen Zeitpunkt aufzunehmen. Die zweimalige Kartierung der Probekreise stellte aber sicher, dass die Listen zufriedenstellend ergänzt und korrigiert werden konnten.

Heuschrecken-Bestimmungsprobleme traten nur im äußeren Osten Österreichs bei einigen sehr seltenen Grillenarten auf, die meist nur zu hören sind, sich aber nicht oder kaum sehen lassen. Ein Großteil der angetroffenen Heuschreckenarten wurde außerdem fotodokumentiert. Die Abbildungen 21 und 22 zeigen Beispiele bemerkenswerter gefährdeter Arten.



Abb. 21: Gefährdete Heuschreckenarten: Links *Epacromius coerulipes* (Pannonische Strandschrecke: Region um Breitenbrunn am Neusiedler See, Testfläche M_38) und *Platycleis veyseli* (Kleine Beißschrecke bei Hainburg, Testfläche M_70, Luzernefeld). Fotos: A. Koschuh und L. Sachslehner.



Abb. 22: Gefährdete Heuschreckenarten: Links *Aiolopus thalassinus* (Grüne Strandschrecke: bei Ulrichskirchen, Testfläche M_90, gegrubbertes Getreidefeld) und rechts *Stenobothrus stigmaticus* (Kleiner Heidegrashüpfer: bei Gehring, Testfläche M_19, Magerweide). Fotos: L. Sachslehner.

In sechs der insgesamt 50 Testflächen in den Maisanbaugebieten mussten sieben Probekreise aus ihrer ursprünglichen Position verschoben werden. Ursachen für die Verschiebungen waren das auf den Orthofotos noch nicht erfasste Vorhandensein von neuentstandenen Gewerbegebieten, Zäune, die als unüberwindbare Barrieren fungierten, abgezäunte Privatgärten, sowie die vollständige Lage eines Probekreises in einer Wasserflächen des Neusiedler Sees, die am Luftbild nicht als solche zu erkennen war.

Für die Kartierung aller vier Indikatorgruppen wurden 2007 insgesamt 18 KartiererInnen aus mehreren Bundesländern eingesetzt. Mit der Zuteilung der Testflächen wurde darauf geachtet, dass jeder/jede Kartierer/Kartiererin dort eingesetzt wurde, wo er/sie ansässig ist und demzufolge bereits über regionale Vorkenntnisse zur Artengarnitur verfügt. Insgesamt wurden von den BearbeiterInnen in der Kartiersaison 2007 29.347 km mit dem Auto zurückgelegt. Sofern möglich, wurden Fahrge-meinschaften gebildet, zudem kartierte ein Mitarbeiter sowohl Heuschrecken als auch Tagfalter. Dadurch musste die Testflächen in den südlichen Bundesländern (lange Anfahrtsstrecken) für die zoolo-gischen Kartierungen nur ein Mal zurückgelegt werden. Darüber hinaus wurden einige Testflächen, die verkehrsgünstig lagen, mit öffentlichen Verkehrsmitteln (Bahn und Bus) erreicht.

Freilandarbeiten 2008

Der Sommer 2008 war generell kühler als im Vorjahr. Dadurch gab es bei den Kartierungen vor allem der Tagfalter bezüglich Temperaturüberschreitung keine Arbeitsverzögerungen. Es wechselten meist kurze Schönwetterphasen (mit idealem Wetter zur Heuschreckenerfassung) häufig mit instabilen regnerischen und kühleren Wetterphasen ab, insbesondere im Juli. Abgesehen vom meist wetter- und insbesondere temperaturbegünstigten Osten konnte daher vielfach nur an ausgewählten Tagen effektiv kartiert werden. Dennoch war es auch bei den Erhebungen der zoologischen Indikatoren

möglich, wie geplant, alle 50 Raps-Testflächen innerhalb des vorgegebenen Kartierzeitraums zu kartieren. Nur in Einzelfällen musste die Kartierungstätigkeit wegen Schlechtwetters (Gewitter) abgebrochen und am folgenden Tag fortgesetzt werden. Auch in diesem Kartierungsjahr wurde der klimabedingte phänologische Gradient bei den Erhebungen berücksichtigt.

Heuschrecken-Bestimmungsprobleme

Da 2008 nur in einer Testfläche (R_37) mit *Melanogryllus desertus* (Steppengrille) eine schwierig zu bestimmende Grillenart auftrat, hielt sich die Problematik „unsichtbarer Grillenarten“, die auch akustisch oft schwer zu unterscheiden sind, somit deutlich in Grenzen. Schwer zu bestimmende Arten der Gattung *Isophya* sp. wurden so wie im Vorjahr auch 2008 in den Probekreisen nicht festgestellt. In einer Testfläche bei Tadten in Burgenland konnte anhand von Fotos die seltene *Platycleis affinis* (Südliche Beißschrecke) nachträglich sicher bestimmt werden (Abb. 23).



Abb. 23: Weibchen von *Platycleis affinis* (Südliche Beißschrecke): in Seitenansicht (links) und Ventralansicht (rechts), Fund im Seewinkel-Gebiet (Burgenland, R_25). Für die Bestimmung sind u. a. ein Höcker an der 7. Bauchplatte, sowie die Form der Subgenitalplatte wichtig, Fotos: A. Koschuh.

Leise singende Heuschreckenarten sind bei stärkerem Wind schlechter zu hören, was die Unterscheidung von ähnlich singenden Arten noch schwieriger gestaltet, wie beispielsweise Gesänge von *Chorthippus dichrous* (Östlicher Wiesengrashüpfer) und *Ch. albomarginatus* (Weißrandiger Grashüpfer) beziehungsweise von *Ch. dichrous* und *Ch. brunneus* (Brauner Grashüpfer) im äußeren Osten Österreichs. Zudem bilden sehr nahe verwandte Arten wie *Chorthippus albomargiantus* und *Ch. oschei* (Weißfußgrashüpfer) vereinzelt auch Hybriden (vgl. VEDENINA et al. 2007). Da einerseits sowohl eine optische als auch eine akustische Erfassung vorgenommen wurde und andererseits Regionalspezialisten bei den Kartierungen tätig waren, waren derartige Fehlerquellen bestmöglich minimierbar. Die Windstärke am Kartierungstag wurde zudem als eigener Parameter miterhoben.

In einem Fünftel aller Raps-Testflächen musste die Lage von insgesamt zwölf Probekreisen verändert werden. Ursachen für die Verschiebungen waren Zäune, die als unüberwindbare Barrieren fungierten, abgezäunte Privatgärten, unwegsames Gelände, etc.

Für die Kartierung aller vier Indikatoren wurden in der Freilandsaison 2008, gleich wie im Vorjahr, insgesamt 18 KartiererInnen (davon drei neue Mitarbeiter) aus mehreren Bundesländern eingesetzt. Insgesamt wurden im Jahr 2008 von den KartiererInnen 22.874 Auto-Kilometer zurückgelegt. Nach Rücksprache mit den KartiererInnen kann gesagt werden, dass die Orientierung im Freiland sowohl 2007 als auch 2008 generell sehr gut funktionierte. Das exakte Wiederauffinden der genauen Lage von Probekreisen in hohen Maisfeldern wurde durch zwei Funde von verlorenen Kugelschreibern der Vorkartierer in der gleichen Maisreihe bestätigt. Auch nach einem Windwurf konnte der markierte Baum wiederentdeckt werden. Die zwei Durchgänge der Gefäßpflanzenkartierung (vergl. dazu BDM Schweiz: HINTERMANN & WEBER, Reinach) wurden in den meisten Fällen vom selben Kartierer durchgeführt, was Orientierungsschwierigkeiten ebenfalls minimieren half.

Signifikanz von Bearbeiterfehlern

Die Signifikanz eines Bearbeiterfehlers in einem Monitoringprogramm ist ein wesentlicher Aspekt. Da jedoch keine Geldmittel für eine derartige Überprüfung zur Verfügung standen, wurde diese Fragestellung im Rahmen von BINATS nicht behandelt. Es wurden jedoch alle relevanten Vorkehrungsmaßnahmen getroffen, den Bearbeiterfehler von vornherein so gering wie möglich zu halten. Aufgrund eines optimalen Einsatzes von Regionalexperten erfolgte keine Zufallszuordnung von Testflächen zu KartiererInnen. Diese zufällige Verteilung wäre eine der Grundvoraussetzungen für die Überprüfung eines Bearbeiterfehlers. Das Ausmaß des Bearbeiterfehlers im vorliegenden Projekt ist demnach unbekannt, da es nicht konkret getestet wurde. Es wird jedoch angenommen, dass durch den gezielten Einsatz von Experten (vergleichbarer Kenntnisstand), der gemeinsamen Einschulung der Bearbeiter und der strikten Einhaltung der genau definierten Aufnahmemethodik - schriftliche Festlegung in Form eines Handbuchs (PASCHER et al. 2009a), mündliche Absprache bei Freilandbegehungen und der Möglichkeit der sofortigen telefonische Abklärung von Detailfragen im Freiland - der Bearbeiterfehler so gering wie möglich gehalten werden konnte. Potenzielle Fehlerquellen wie beispielsweise nicht richtige oder unsichere Artbestimmung oder Nullwert (Art vorhanden, aber nicht entdeckt) sollten daher präventiv durch den Einsatz von gleichwertigen Experten minimiert werden. Ein spezieller Vorteil bei der Methodik der Heuschrecken war, dass eine zweifache Erfassungsmöglichkeit - eine akustische als auch eine optische Registrierung - zur Anwendung kam. Darüber hinaus wurden für alle vier Indikatoren für die Karrierungsjahre 2007 und 2008 mit wenigen Ausnahmen dieselben KartiererInnen eingesetzt. Für die Erhebung des Frühlings- und Sommeraspekts der Gefäßpflanzen auf derselben Testfläche kam mit wenigen Abweichungen ebenfalls derselbe Kartierer zum Einsatz. Diese Vorgangsweise wurde auch beim Biodiversitätsmonitoring (BDM) Schweiz vorgeschlagen. Für die Sommererhebung musste ein neuer Erhebungsbogen verwendet und die vorkommenden Arten neu angesprochen werden. Erst dann durfte dieser mit dem Erhebungsbogen des Frühlingsaspekts verglichen werden und etwaige Falschzuweisungen im gegebenen Fall korrigiert werden. Da es generell nicht möglich ist, jeden der zahlreichen verschiedenen Lebensräume im Agrargebiet zum phänologisch günstigsten Zeitpunkt zu erfassen, erwies es sich zudem als Vorteil, dass nicht eindeutig bestimmbare Arten (z. B. frisch abgemähte Gräser) beim zweiten Durchgang vom selben Kartierer einfacher verifiziert werden konnten. Durch die Vorgaben der standardisierten Erfassungsmethode - Konzentration auf eine festgelegte Fläche und für die zoologischen Untersuchungen zudem in einer vorgegebenen Zeiteinheit - sollten die Bearbeiterunterschiede so gering wie möglich gehalten werden. Die Methodik geht bei den Tagfaltern und Heuschrecken nicht davon aus, dass alle Arten und Individuen absolut erfasst werden müssen. Eine Überprüfung des gesamten BINATS-Datensatzes der Heuschrecken zeigt, dass bei vergleichbarer Lebensraumausstattung der Probekreise eine sehr ähnliche Anzahl an Positivflächen, sowie sehr ähnliche maximale Artenzahlen festgestellt werden konnten. Es zeigte sich eine Korrelation der Artenzahlen mit Umweltfaktoren, die bei den Pflanzen noch viel stärker in Erscheinung trat, als bei den Heuschrecken. Der Bearbeiterfehler scheint klein genug zu sein, dass diese Korrelation nicht wesentlich beeinträchtigt wird. Bei der Landschaftskartierung können im Gegensatz zu den anderen Indikatoren die Landschaftselemente und Habitate quantitativ vollständig erhoben werden. Bearbeiterfehler können bei der Abgrenzung oder Zuordnung von Landschaftselementen zu bestimmten Kategorien auftreten. Diesem potenziellen Bearbeiterfehler wurde versucht, mittels zahlreicher Besprechungen und gegenseitiger Abgleichungen vor der Kartierung beziehungsweise vor der endgültigen Digitalisierung der Karten entgegenzuwirken. Anhand von Fotomaterial und Notizen wurden nicht eindeutig ansprechbare Habitate nochmals innerhalb des Kartierungsteams diskutiert und aufeinander abgestimmt, was vor allem auch bei der Ansprache von Biotop-Komplexen erforderlich war.

Aus der Literatur sind bereits erste Ergebnisse zur Signifikanz von Bearbeiterfehlern von kleinflächigeren Erhebungsflächen bekannt. Beispielsweise wurde im Sommer 2007 vom Department für Naturschutzbiologie, Vegetations- und Landschaftsökologie eine Studie durchgeführt, die den Bearbeiterfehler von vierzehn KartiererInnen bei Alpinvegetationserhebungen auf jeweils zwölf 1 m² plots

am Hochschwab und auf der Hohen Tatra untersuchte (GOTTFRIED pers. Komm.). Ein Ergebnis, das sich aus dieser Studie bereits abzeichnet, ist, dass der Fehler, der aus der Beobachtung entsteht, klar in zwei Komponenten zerfällt: die „Inter-observer variation“ (unterschiedliche Personen schätzen unterschiedlich) und die „Intra-observer variation“ (ein und dieselbe Person schätzt das Gleiche bei wiederholten Schätzungen unterschiedlich). Der erste Anteil ist experimentell relativ einfach zu prüfen, beispielsweise durch Parallelkartierung von Monitoringquadraten durch mehrere Personen. Der letztere Faktor ist vergleichsweise schwieriger zugänglich, weil nicht ein und dieselbe Person wiederholt und unabhängig das gleiche Artengefüge schätzen kann. Eine Schweizer Studie von VITTOZ & GUISAN (2007) hat gezeigt, dass eine paarweise Bearbeitung von Testflächen die Erhebungen nicht verbesserte. Es stellte sich hingegen deutlich heraus, dass die Erhebungsergebnisse eines Botanikers, der die Aufnahmen wiederholte, wesentlich glaubwürdiger waren, als die einer Abfolge von verschiedenen KartiererInnen. Bei Anwendung der Transektmethode bei der Tagfalterkartierung wird oftmals die Bearbeiterabhängigkeit als Kritik angeführt, wobei hierbei meist der unterschiedliche Erfahrungshorizont verschiedener KartiererInnen angesprochen wird. Diesem Faktor versucht man, durch den Einsatz von Bearbeitern mit ähnlichen Vorkenntnissen entgegenzuwirken. Studien in Großbritannien (z. B. POLLARD et al. 1975, DOUWES 1976, POLLARD 1977) konnten diesbezüglich nachweisen, dass verschiedene KartiererInnen sehr ähnliche Ergebnisse produzierten und daher der „Beobachtereffekt“ bei diesen Studien weitgehend vernachlässigbar war.

Wollte man den genauen Stellenwert des Bearbeiterfehlers in einem Monitoringprogramm eruieren, wäre dies nur in einem groß angelegten Versuch machbar. In mehreren aufeinanderfolgenden Jahren müssten mehrere Testflächen von mehreren KartiererInnen in einem engen zeitlichen Rahmen unter ähnlichen Witterungsbedingungen – ähnliche Aktivität der zoologischen Organismengruppen – beprobt werden. Derartige Untersuchungen sind zeit- und kostenintensiv, würden allerdings Aufschluss geben, welche Faktoren – Kartierungsjahr, Witterung, Bearbeiter, Konzentrationsabweichung aufgrund der tageszeitlichen Reihenfolge – einen potenziellen Einfluss auf die Qualität der Datenerhebung nehmen und in welchem Ausmaß.

Erfahrungen mit Bewirtschaftern während der Freilandarbeiten

1.360 Landwirte/Landwirtinnen waren direkt von den Geländeerhebungen im Rahmen von BINATS betroffen. Die Rückmeldungen der KartiererInnen bezüglich der Reaktionen der Landwirte auf die durchgeführte Feldarbeit waren trotz der von 69 Bauern gemeldeten Betrittsverbote durchwegs positiv. Die Landwirte zeigten sich zumeist interessiert, einige wenige wollten sogar bei den Erhebungen anwesend sein, die landwirtschaftliche Arbeit ließ ihnen schlussendlich aber keine Zeit dazu. In mehreren Fällen erhielten wir Informationen über die Beobachtung von VorkartiererInnen. Das heißt, die Landwirte beobachteten die Erhebungen, ließen aber die Kartierer in den meisten Fällen ungestört arbeiten.

Beschwerden von Landwirten aufgrund von Begehungen ihrer Flächen traten nur in wenigen Testflächen auf und betrafen vor allem noch nicht geerntete Getreidefelder und intensive Mähwiesen mit entsprechendem Aufwuchs (v. a. in Oberösterreich). Den betroffenen Landwirten wurde die Wichtigkeit des Projekts erklärt und das vorbereitete Infoblatt überreicht. In keinem Fall führte die Beschwerde dazu, dass die Erhebung nicht durchgeführt werden konnte, obwohl in zwei Testflächen bei der Tagfalterkartierung mit einem Polizeieinsatz gedroht wurde. Die meisten Bewirtschafter wussten durch die Vorinformation zum Projekt über das vom Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft ausgesendete Informationsblatt Bescheid, wenngleich auch die Zielsetzung der Kartierungsarbeiten zumeist nicht mehr bekannt war und zeigten sich grundsätzlich interessiert. In einigen Fällen warteten Landwirte sogar mit der Ackerbearbeitung oder dem Mähvorgang, bis die Erhebung am Probekreis abgeschlossen war. Bei den meisten Probekreisen wurden jedoch zur Erhebungszeit keine Landwirte angetroffen.

Datenverwaltung

Unmittelbar nach Beendigung der Freilandarbeiten wurde mit der Eingabe der erhobenen Daten in eine für alle vier Indikatoren (Gefäßpflanzen, Tagfalter, Heuschrecken, Landschaft) ähnlich strukturierte Access-Datenbank begonnen. Durch die ähnliche Verwaltung der floristischen, faunistischen und landschaftsbezogenen Daten wird ermöglicht, dass die Daten einerseits separat indikatorspezifisch ausgewertet werden können, andererseits aber auch eine Verknüpfung der Daten möglich ist. Die jeweiligen Daten wurden vom Kartierer selbst eingegeben, um eine nochmalige Datenüberprüfungen gewährleisten zu können. Ein ausführlicher Leitfaden zur indikatorspezifischen Dateneingabe, zur Datenverwaltung und zur Datenverknüpfung liegt bei den Auftraggebern, dem Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft und dem Bundesministerium für Gesundheit, vor.

Auswertung und Interpretation der BINATS-Daten

Die im Rahmen des BINATS-Projekts erhobenen Artdaten dienen zusammen mit der Landschaftskartierung als Baseline für ein Monitoring. Sie stellen somit das Initialstadium dar, mit dem künftige Erhebungen auf den gleichen Flächen oder auf Testflächen im selben Stratum verglichen werden können. Sobald die ersten Wiederholungserhebungen vorliegen, können etwaige Veränderungen in der Artausstattung beziehungsweise in der Diversität, sowie Veränderungen in der Ausstattung mit Landschaftselementen und Habitaten quantifiziert und auf Signifikanz überprüft werden. Sofern signifikante Veränderungen stattgefunden haben, können diese Veränderungen in der Artausstattung mit Veränderungen in der Strukturausstattung, in der Kulturartenzusammensetzung, in Nutzungsintensitäten oder mit klimatischen Veränderungen in Beziehung gesetzt und auf diese Weise allgemeine Trends in der Artenvielfalt und deren mögliche Ursachen analysiert werden.

Ermittelte Artenzahlen im BINATS-Projekt

In etlichen Agrarregionen stellte sich heraus, dass die Biodiversität sowohl hinsichtlich des Habitatreichtums als auch der vorkommenden Arten im Vergleich zu anderen europäischen Staaten, wie etwa den Niederlanden, noch relativ reich ist.

Artenzahlen - Gefäßpflanzen

Gesamtartenzahl - Gefäßpflanzen

In allen 100 BINATS-Testflächen zusammengerechnet konnten exakt 900 verschiedene Gefäßpflanzenarten festgestellt werden (2007: 747 Arten und 2008: 703 Arten). Insgesamt sind einschließlich der alpinen Flora 2.852 heimische oder alteingebürgerte, 181 neueingebürgerte und 36 ausgestorbene oder verschollene Gefäßpflanzenarten in Österreich genannt (SAUBERER et al. 2008), was bedeutet, dass etwas weniger als ein Drittel der österreichischen Gesamtflora in den untersuchten BINATS-Testflächen vorgefunden werden konnte.

Artenzahl/Testfläche

Für diese Berechnungen wurden die erhobenen Pflanzenarten aller zehn Probekreise vereinigt. Die maximale Artenzahl der Gefäßpflanzen innerhalb einer einzelnen Testfläche betrug **212** auf Testfläche M_112 bei Kleinotten im Waldviertel. Weitere artenreiche Testflächen waren M_2 (210), R_75 (199), R_37 (198), M_69 und R_113 (196). **22** Arten bildeten das Minimum/Testfläche (Guntersdorf R_109, Abb. 24). Lediglich 15 dieser 22 Arten kamen wild vor, bei den restlichen handelte es sich um Kulturpflanzen. Als ebenfalls sehr artenarm stellte sich die strukturarme Fläche R_27 in Frauenkirchen mit nur 32 Arten heraus. Der Minimalwert einer Gesamtartenzahl/Testfläche auf den Maistestflächen 2007 betrug 34 (M_74). In Abbildung 33 (siehe unten) ist eine Karte der Grobverteilung der ermittelten Artenzahlen der Gefäßpflanzen in den 100 BINATS-Testfläche dargestellt.



Abb. 24: Testfläche in Guntersdorf (R_109) mit der niedrigsten Gesamtartenzahl an Gefäßpflanzen (22).

Artenzahl/Probekreis

Die Höchstanzahl, die innerhalb eines Probekreises beobachtet werden konnte, ist 123 auf R_75 (Mauer bei Melk) im Aufnahmejahr 2008. Mit 92 auf Testfläche M_126 wurde 2007 der Höchstwert eruiert. Im Transektkreuz kamen die Lebensräume Mähwiese, Hochstauden und Wald vor.

Probekreise, innerhalb derer keine Arten festgestellt werden konnten, traten nur in wenigen Fällen auf (z. B. frischer Bodenbruch). Wenn man allerdings beide Erhebungstermine (Frühling und Herbst) zusammen betrachtet, finden sich kaum mehr Nullflächen. Jeweils nur zwei Arten konnten beispielsweise innerhalb des Transektkreuzes von drei Probekreisen in Testfläche R_52 (Schwödiau in der Nähe von Steyr) festgestellt werden.

Artenzahl/Lebensraum

Der Lebensraum mit der Höchstanzahl an Gefäßpflanzen war ein Wald nahe Mauer bei Melk auf Testfläche R_75 mit **84 Arten**. Ein weiteres Beispiel war eine teilweise sehr naturnahe Weingartenfläche bei Purbach am Neusiedlersee (R_37) mit insgesamt **79 Arten** an Gefäßpflanzen. Von diesen stellten etwa zehn Arten (Untersaat im Weingarten) Kulturpflanzen dar.

Lebensräume mit ausgesprochen wenigen Arten waren zumeist Umbruchsfelder, Intensivstfelder oder auch versiegelte Lebensräume wie etwa Asphaltstraßen.

Artenzahlen - Tagfalter

Gesamtartenzahl - Tagfalter

Im gesamten Probekreis (Kreuztransekt und fünfminütige erfolgsorientierte Erfassung auch außerhalb des Kreuztransekts) wurden auf allen 100 BINATS-Testflächen insgesamt **41 Tagfalterarten** erfasst. Ein Vergleich zwischen den Aufnahmejahren 2007 (34) und 2008 (37) zeigt, dass 2008 zusätzliche drei Arten - *Boloria selene* (Braunfleckiger Perlmutterfalter), *Carcharodus alceae* (Malven-

Dickkopffalter) und *Polyommatus bellargus* (Himmelblauer Bläuling) - registriert werden konnten. In den gesamten Probekreisen (plus Zusatzbeobachtungen) aller 50 Maistestflächen wurden 2007 allerdings insgesamt 47 Arten festgestellt.

Artenzahl/Testfläche

Die höchste Artenzahl bei den Tagfaltern/ Testfläche betrug **15** (R_37: Purbach am Neusiedlersee). In acht der untersuchten Testflächen konnte auf keinem der zehn Probekreise ein Tagfalter nachgewiesen werden. Eine Zuordnung der ermittelten Tagfalter-Artenzahlen der 100 BINATS-Testflächen ist in Abbildung 35 zu sehen.

Artenzahl/Probekreis

Die Artenmaxima der beiden Erhebungsjahre 2007 und 2008 unterscheiden sich nur um eine Art. 2008 wurden in einem Probekreis, der innerhalb einer feuchteren Wiese mit Übergang zu einer Wei-de nahe eines naturnahen Baches zu liegen kam, die maximale Artenzahl mit **acht** (R_84: Altschwendt in Oberösterreich) beobachtet. Darüber hinaus gab es noch Funde von sieben Arten (R_82: Großrust, Nähe St. Pölten und R_37: Purbach am Neusiedlersee) beziehungsweise sechs Arten (R_75: Mauer bei Melk und R_113: Maigen im Waldviertel). In **58,3%** der Probekreise konnten während der Kartierungen 2007 und 2008 keine Falter beobachtet werden.

Zuordnung der registrierten Tagfalterarten zu bevorzugten Lebensräumen

Ein Großteil der auf den 100 BINATS-Flächen beobachteten Tagfalterarten ist den Ubiquisten (Arten ohne ausgesprochene Präferenzen in Bezug auf den Lebensraum, mehr als 25% aller Arten) und Arten des Offenlands (beide insgesamt 2/3 aller Arten) zuzuordnen (Abb. 26). 1/3 aller Arten bewohnt bevorzugt gehölzreichere Lebensräume, davon gehört wiederum 1/3 zu den ausgesprochenen Waldarten. Dies sollte in etwa der durchschnittlichen Verteilung dieser Lebensraumtypen im untersuchten Gebiet entsprechen (also 6/9 Offenland, 2/9 Übergangsbereiche: „gebüschreiches Offenland“, 1/9 Wald).

Nur 9% der beobachteten Arten sind typisch für feuchte Lebensräume. 24% der Arten bevorzugen trockene Lebensräume und 57% der Arten sind diesbezüglich eher indifferent. Dieses Ergebnis verdeutlicht, dass im Rahmen von BINATS die eher anspruchslosen Arten überrepräsentiert waren. Der Großteil aller in Europa vorkommenden Arten zählt zu den eher spezialisierten Arten. Der restliche Teil der beobachteten Arten ist den Waldarten zuzuordnen (Abb. 25).

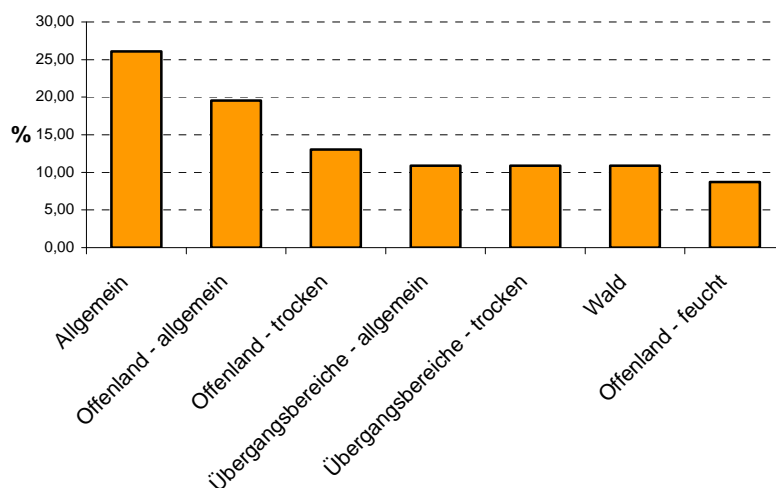


Abb. 25: Einteilung der beobachteten Arten nach bevorzugten Lebensräume (vergl. SETTELE & REINHARDT 1999).

Schätzungen zufolge sind etwas mehr als 80% aller Tagfalter Zentraleuropas als eher standorttreu einzustufen. Das heißt, dass weniger als 20% dieser Arten ein unterschiedlich ausgeprägtes Wanderverhalten aufweisen. 37% der im Rahmen von BINATS beobachteten Arten gehören den Taxa an, die als „wenig standorttreu“ bis hin zur Kategorie „sehr guter Wanderer“ betrachtet werden. Nur 63% zählen zu den „extrem“ bis „etwas standorttreuen“ Arten.

Im BINATS-Datensatz dominieren also die eher **anspruchlosen und wanderfreudigen Arten**. Dieses Ergebnis ist noch deutlicher zu sehen, wenn zusätzlich zu den Artenanzahlen die Anzahlen beobachteter Individuen herangezogen werden (mehr als $\frac{3}{4}$ aller beobachteten Individuen gehören den Ubiquisten an, mehr als 53% den „Wanderfreudigen“).

Mehr als ein Drittel aller beobachteten Individuen sind Kohlweißlingsarten (*Pieris* spp.): Das scheint die Eignung dieser Arten, die ebenfalls den eher anspruchslosen Arten mit „wanderfreudigem“ Verhalten angehören, als „GVO-Indikator“ zu bestätigen, zumal diese Arten auch eng an Brassicaceae gebunden sind: mindestens drei der fünf Arten, die zu den relevantesten potenziellen Hybridisierungspartner von GV Raps in Österreich zählen (siehe Kap. „Regionale potenzielle Risikoeinstufung von GVP auf Basis der erhobenen Daten“) - das sind *Brassica napus*, *Raphanus raphanistrum* und *Sinapis arvensis* - werden als Futterpflanzen der Raupen der mitteleuropäischen *Pieris*-Arten in der einschlägigen Literatur zitiert. Weitere Futterpflanzen sind mindestens vier auf den 100 BINATS-Testflächen festgestellte Pflanzenarten: *Brassica oleracea*, *Erucastrum gallicum*, *Raphanus sativus* und *Sisymbrium officinale*. Eine vergleichbare Dominanz der *Pieris*-Arten wurde bei Untersuchungen über den Einfluß von Bt-Mais auf Schmetterlinge in Bayern festgestellt (LANG 2004).

Der indirekte Einfluß von GVO auf Schmetterlinge wird derzeit intensiv untersucht, wobei unterschiedlichste Ergebnisse in Bezug auf die negative Beeinflussung dieser Organismengruppe diskutiert werden (vgl. FELKE et al. 2002, GATEHOUSE et al. 2002, HANSEN JESSE & OBRZYCKI 2003, DIVELY et al. 2004, GATHEMANN et al. 2006a). Aufgrund der bis dato vorherrschenden Unsicherheiten wird allgemein empfohlen, weitere Untersuchungen zur Einschätzung durchzuführen (LOSEY et al. 1999, HANSEN JESSE & OBRZYCKI 2000, GATHEMANN et al. 2006b, LANG & VOJTECH 2006). Die Bedeutung und Aussagekraft von Tagfaltern in Monitoringsprogrammen wird diskutiert (LANG 2004, AVIRON et al. 2006, BÜHLER 2006).

Tagfalter als Biodiversitätsindikator – Empfehlungen für zukünftige Biodiversitäts- beziehungsweise GMP Monitoringprogramme

Tagfalter erfüllen grundsätzlich die notwendigen Anforderungen als Indikator sowohl für eine überwachende Beobachtung als auch für ein fallspezifisches Monitoring (MEIER & HILBECK 2005; PERRY et al. 2010). Spezifische Risikohypothesen wie etwa die Beeinflussung von Bt Mais werden in der internationalen Literatur aktuell bereits diskutiert, da Maispollen auf Futterpflanzen von Tagfalterraupen zu liegen kommen, die als Nahrungsquelle dienen (z. B. FELKE et al. 2002, siehe oben). Für ein GMO Monitoringprogramm ist jedoch das Faktum, dass Tagfalter in Äckern generell nur selten in großer Häufigkeit vorkommen, ein einschränkender Faktor, da ja auch geringe Veränderungen in der artenbeziehungsweise Individuenzahl erfasst werden sollen. Folglich sind Tagfalter nur bedingt als Biodiversitätsindikatoren im Agrarraum geeignet. Diesen Umstand haben auch die zahlreichen Nullflächen (58,3%) im BINATS-Projekt demonstriert. Im Rahmen der BINATS-Erhebungen wurden jedoch auch zahlreiche andere Lebensräume wie etwa Ackerränder, Wiesen, Trockenwiesen, Ruderalflächen etc. beprobt. Für ein fallspezifisches Monitoring sind die Tagfalter in jedem Fall sehr wesentlich.

Würde man einen geeigneten sensiblen Indikator innerhalb der Tagfalter definieren wollen, fiel die Wahl vorrangig auf die Kohlweißlinge - insbesondere auf die Art *Pieris rapae*, da diese Art an Kohlgewächse gebunden ist. Kohlgewächse fungieren als wichtige Futterpflanzen für die Raupen. Dieser Falter trat in den 100 BINATS-Testflächen am häufigsten auf. Es ist durchaus denkbar, dass diese vor allem in Ackerrändern auftretende Art von GVP, vor allem auch von GV Raps zukünftig negativ beeinflusst werden könnte.

Aufgrund des beschränkten Projektbudgets konnten die Tagfalter im Rahmen von BINATS nur ein Mal pro Testfläche erhoben werden. Diese Erhebung verbesserte zwar die bestehende Datenlage zu Tagfaltern im österreichischen Agrarraum wesentlich, lieferte jedoch keine vollständigen Daten. In weniger als der Hälfte der 1.000 untersuchten Probekreise konnten Tagfalter festgestellt werden. Laut einer statistischen Kalkulation von BÜHLER (2007) wird vorgeschlagen, dass mindestens fünf bis sieben Erhebungsdurchgänge notwendig wären, um in etwa alle im Agrarland vorkommenden Tagfalterarten erheben zu können. Sofern man zukünftig Tagfalter als eine signifikante Indikatorgruppe innerhalb eines Monitoringprogramms - vor allem bei der überwachenden Beobachtung - einsetzen möchte, benötigt dieser Indikator eine angemessene Finanzierung.

Als Zusatz zu den Tagfaltern wäre in Zukunft eventuell das Heranziehen von Nachtfaltern zu überlegen, da diese generell durch eine viel größere Artenvielfalt vertreten sind als die Tagfalter. Die entsprechenden Nachweismethoden wären allerdings aufwändiger (z. B. Leuchten mit abgeschirmten Lampen, um Tiere nur aus dem Probekreis anzulocken). Tagfliegende "Nachtfalter", sowie z. B. tagfliegende Wiesenzünsler (Kleinschmetterlinge), die vielerorts vertreten sind, könnten hierbei ebenfalls mitberücksichtigt werden.

Artenzahlen - Heuschrecken

Gesamtartenzahl - Heuschrecken

Insgesamt konnten **55** verschiedene Arten von Orthopteren (*Ensifera*, *Caelifera*) auf den 100 BINATS-Testflächen festgestellt werden. Zusätzlich wurde eine Fangschreckenart (*Mantodea*) erhoben. 2007 wurden auf den Maistestflächen 51 verschiedene Arten beobachtet, 2008 auf den Rapstestflächen insgesamt 42 (jeweils plus eine Art der *Mantodea*).

Artenzahl/Testfläche

Die maximale Artenzahl für eine gesamte Testfläche bei ausschließlicher Berücksichtigung der Transektaufnahmen (zehn Probekreise mit jeweils vier Transekten) beträgt für das Aufnahmejahr 2007 (Maistestflächen) 20 und für 2008 (Rapstestflächen) **21**. Derartig hohe Artenzahlen wurden beispielsweise in einer Testfläche im niederösterreichischen Zentralraum nördlich von St. Pölten (21, R_82, inklusive Gottesanbeterin), sowie im Burgenland (20, R_37: Purbach, Umgebung des Neusiedler Sees) und im Mühlviertel mit mageren Grünlandlebensräumen nördlich von Amstetten (20, M_86: Bad Zell) erreicht. In einer Maistestfläche im niederösterreichischen Weinviertel (M_90) wurden 19 Heuschreckenarten erhoben. Das Minimum von nur **einer** Art wurde für Testfläche M_39 (zwischen Weiden am See und Gols) festgestellt. Eine Überblickskarte zu den ermittelten Heuschrecken-Artenzahlen der 100 BINATS-Testfläche findet sich in Abbildung 34 (siehe unten).

Artenzahl/Probekreis

Die maximale Artenzahl für einen Probekreis in den Raps-Testflächen betrug bei ausschließlicher Berücksichtigung der vier Transekt-Aufnahmen **13**. Dieser Wert stimmt wiederum mit dem Maximalwert in den Mais-Testflächen überein. 13 Arten pro Probekreis wurden 2007 im östlichen Niederösterreich und 2008 in einer Testfläche im Burgenland und in zwei Gebieten im niederösterreichischen Zentralraum gefunden. Insgesamt wurden auf 29,9% der 1.000 Probekreise keine Heuschrecken angetroffen. Mit 32,6%-Anteil Nullpunkten an den 500 Raps-Probekreisen beträgt der Unterschied zu den Mais-Testflächen von 2007 aber nur etwas über 5 % (27,2% Nullpunkte von 500 Mais-Probekreisen).

Artenzahl/Transekt

Sowohl in den Erhebungen 2007 als auch 2008 wurde mit **neun** Heuschreckenarten die maximale Artenzahl in einem einzelnen Transekt mit einer Transektfläche von 50 m² eruiert. In Abb. 26 wird mit dem Grünen Heupferd (*Tettigonia viridissima*) die größte Heuschreckenarten der Heuschreckenkartierung gezeigt, mit der Säbeldornschröcke (*Tetrix subulata*) eine der kleinsten gefundenen Arten.



Abb. 26: Die größte Heuschreckenart und eine der kleinsten Heuschreckenarten der BINATS-Kartierung:
a) *Tettigonia viridissima* (Grünes Heupferd; R_62), eine der größten Heuschreckenarten, und b) *Tetrix subulata* (Säbeldornschröcke; R_71), eine der kleineren Arten. Fotos: L. Sachslehner

Anzahl der Landschaftselemente und Habitate pro Testfläche

Bezüglich unterschiedlicher Landschaftselement-Kategorien in der Agrarlandschaft wurde eine maximale Zahl an **38** unterschiedlichen Landschaftselementen und Habitaten / Testfläche in Maigen im Waldviertel, M_113; Abb. 27a) festgestellt. Die Testflächen, Purbach und Hub bei Mauerkirchen in Oberösterreich (Abb. 27b) wiesen ebenfalls eine hohe Zahl an verschiedenen Kategorien auf. Berücksichtigt man allerdings die Anzahl der Polygone in den Testflächen als Indikator für Kleinteiligkeit ist die kartierte Testfläche M_100 mit 299 Polygonen der absolute Spitzenreiter von allen 100 BINATS-Testflächen hinsichtlich des Strukturreichtums, gefolgt von R_82 mit 239, M_112 mit 238 und R_37 mit 232 Polygonen.



Abb. 27: Strukturreiche Testflächen: a) Maigen im Waldviertel und b) Hub in Oberösterreich.

Als Minimum wurden lediglich **vier** (2007: 8/2008: 4) verschiedene Typen von Landschaftselementen vorgefunden. Diese Fläche (R_94) liegt bei Zissersdorf in der Nähe von Stockerau (Abb. 28a) und wies die Habitate Acker intensiv, Wiesenweg, Weg mit grünem Mittelstreifen und Grünlandrain auf. Ähnlich strukturarm erwies sich auch die Fläche bei Frauenkirchen im Burgenland (R_27, Abb. 28b), die die fünf Kategorien Acker intensiv, Feldfutter, Grünlandrain, asphaltierte Straße und Hochspannungsmasten aufwies. Eine weitere strukturarme Fläche (R_30, Pustaäcker im Burgenland) enthielt die fünf Kategorien Acker intensiv, Grünlandrain, zwei- bis fünfjährige Ackerbrache, asphaltierte Straße und Kleinarchitektur. Alle drei Testflächen wurden von sehr großflächigen intensiv genutzten Feldern dominiert.



Abb. 28: Die strukturärmsten Testflächen: a) R_94 Zissersdorf (vier Landschaftselementkategorien) und b) R_27 Frauenkirchen (fünf Kategorien).

Hauptarten der erhobenen Indikatorgruppen

Häufigste Arten - Gefäßpflanzen

Mit Nachweisen in 587 der insgesamt 1.000 BINATS-Probekreise stellte sich der **Weißer Gänsefuß** (*Chenopodium album* agg.) mit als die am häufigsten gefundene Gefäßpflanzenart heraus (Abb. 29a). Als zweithäufigste Art konnte die Gewöhnliche Vogelmiere (*Stellaria media*) – Auftreten in 518 Probekreisen - eruiert werden (Abb. 29b). Dritthäufigste Art war die Ackerkratzdistel (*Cirsium arvense*) mit 501 Nachweisen (Abb. 29c).



Abb. 29: Die in den 100 BINATS-Testflächen am häufigsten vorkommenden drei Gefäßpflanzenarten: a) *Chenopodium album*, b) *Stellaria media* und c) *Cirsium arvense*.

Häufigste Art - Tagfalter

Bei den **Tagfaltern** war der Kleine Kohlweißling (*Pieris rapae*) mit 170 Probekreisfunden unter den häufigsten Arten führend (Abb. 30a).



Abb. 30: Die auf den 100 BINATS-Testflächen häufigsten zoologischen Arten: a) der Kleine Kohlweißling - auf einer Ackerkratzdistel sitzend - bei den Tagfaltern und b) der Nachtigall Grashüpfer bei den Heuschrecken.

Häufigste Art - Heuschrecken

Als häufigste Art unter den erhobenen **Heuschrecken** konnte der Nachtigall Grashüpfer (*Chorthippus biguttulus*) mit Nachweisen auf 188 Kreuztransekten festgestellt werden (Abb. 30b). Der Nachtigall Grashüpfer gilt als Art mit breitem Habitatspektrum (MAAS et al 2002, ROSS-NICKOLL et al. 2004).

Beispiel einer diversitätsreichen Testfläche

Als eine sehr diversitätsreiche Testfläche konnte Purbach am Neusiedlersee (R_37) identifiziert werden. Diese Testfläche liegt in einem kleinststrukturierten Weinbaugebiet nahe der Stadt Purbach. Die Weingärten beziehungsweise Brachen weisen in den meisten Fällen Breiten von nur wenigen Metern (bis zu 6 m) auf, wodurch eine enge Vernetzung der Landschaftselemente und Habitate gegeben ist (siehe Abb. 31).

Bei der Tagfalterkartierung konnten auf allen zehn Probekreisen Tagfalter registriert werden, innerhalb von zwei Probekreisen jeweils sogar sieben Arten. Hier fand sich auch die höchste Gesamtartenzahl aller Testflächen mit 15 verschiedenen Tagfalter-Arten. Auch bei den Heuschrecken waren alle zehn Probekreise Positivflächen. Mit einer maximalen Artenzahl von 20 Arten/Testfläche gehört die Purbacher-Fläche auch bei den Heuschrecken zu den Spitzenreitern. Insgesamt 198 Gefäßpflanzenarten konnten in den zehn Probekreisen vorgefunden werden. Da ein sehr repräsentativ ausgeprägter Trockenrasen innerhalb der Testfläche von keinem Probekreis getroffen wurde, ist anzunehmen, dass im Falle einer zusätzlichen Berücksichtigung dieses Lebensraumes die Artenzahl der Gefäßpflanzen, voraussichtlich auch der Tagfalter und Heuschrecken, noch höher ausgefallen wäre.



Abb. 31: Die reich strukturierte Testfläche R_37 nahe Purbach am Neusiedlersee.

Biodiversitäts-Hotspots der Agrarlandschaft - ein Vergleich mit den Biodiversitätsdaten von BINATS

Im folgenden Abschnitt soll die vom Bundesministeriums für Gesundheit veröffentlichte Studie „Biodiversitäts-Hotspots der Agrarlandschaft als Eckpfeiler für Risikoabschätzung und Monitoring von GVO“ - kurz Hotspot-Studie genannt - (TRAXLER et al. 2005b) im Zusammenhang mit BINATS diskutiert werden. Mit dem BINATS-Projekt liegt nun für Österreich die zweite Studie vor, welche sich konsequent mit dem Biodiversitätsansatz hinsichtlich der Risikoabschätzung und dem Monitoring von GVO beschäftigt. Beide Studien hatten unterschiedliche Zielsetzungen und unterscheiden sich auch hinsichtlich Methode, Datenqualität, Aussagekraft und Anwendungsmöglichkeiten. Anhand der verwendeten Methoden sollen hier die Unterschiede erläutert, jedoch auch die durch die beiden Studien entstehenden Synergieeffekte angesprochen werden.

Die Hotspot-Studie

Die Hotspot-Studie stellt eine umfangreiche naturschutzfachliche Expertise zur Verbreitung und Gefährdung der Segetalflora und der Tagfalter auf großregionaler Ebene in der Agrarlandschaft dar. Als Hauptergebnis liegt eine Kartendarstellung vor, welche die Biodiversitäts-Hotspots in Österreich lokalisiert. Ein ausgewiesener Hotspot beruht nicht nur auf der Artenanzahl pro Fläche, sondern berücksichtigt zugleich die Gefährdung beziehungsweise die Seltenheit der Arten. Diese naturschutzfachliche Bewertung der Flächen mit größerer Skalierung kann für eine Umweltverträglichkeitsprüfung herangezogen werden.

Wesentliche Unterschiede zum BINATS-Projekt bestehen darin, dass nur auf bestehende Daten auf einer größeren Skalierung zurückgegriffen wurde und die Daten für die gesamte österreichische Agrarlandschaft vorliegen (und nicht aus einer Stichprobe), keine Heuschrecken bearbeitet wurden und die kleinste Betrachtungseinheit ein Quadrant mit circa 35 km² ist (BINATS = ca. 0,39 km²).

Den Berechnungen zu den Biodiversitäts-Hotspots für die Vegetation lagen 72.189 Artdatensätze (aus 3.423 pflanzensoziologische Vegetationsaufnahmen) und ca. 1.950.000 Fundorteinträge (insgesamt 4.600 Taxa) aus der „Floristischen Kartierung Österreichs“ (NIKLFELD 1998, NIKLFELD et al. 2010) zugrunde. Für die Analyse der Tagfalter standen hingegen insgesamt nur circa 24.300 Datensätze zur Verfügung. Andere Tiergruppen wie beispielsweise die Heuschrecken konnten aufgrund der lückenhaften Datenlage in Österreich nicht bearbeitet werden.

Die Vorteile des Ansatzes zur Erstellung der Hotspot-Studie lagen darin, dass das Projekt für eine Orientierung auf einem Maßstab von 35 km² rasch und kostengünstig erstellt werden konnte und über die gesamte Agrarlandschaft Österreichs Aussagen liefert. Die Daten zur Vegetation erwiesen sich als umfangreich. Die parallele Verwendung auch von älteren Datensätzen ließ Analysen zu, welche den Rückgang der Segetalflora bezüglich Artenzahl in den letzten Jahrzehnten darstellen konnten.

Die den Hotspots zugrunde liegenden Daten waren jedoch nicht in der gleichen systematischen Weise wie im BINATS-Projekt vorliegend. Zudem sind die Daten der Hotspot-Studie nicht durchgehend aktuell, sondern umfassen einen Datenpool aus mehr als drei Jahrzehnten (1970-2004). Das heißt, sie beschreiben nicht systematisch die aktuelle Vegetationsausstattung. Folglich sind die Daten als eine aktuelle Baseline für ein GVO Monitoring, das vor allem kurzfristige aktuellste Effekte feststellen soll, nicht geeignet. Zudem ist der 35 km² große Quadrant eine relativ großflächige Betrachtungseinheit, welche über kleinere Landschaftsausschnitte in den einzelnen Quadranten keine Aussage zulässt. Die zur Verfügung stehende Tagfalterdatengrundlage erwies sich zwar als grob ausreichend für diese Analysen, wäre allerdings über ganz Österreich wesentlich verbesserungswürdig. Diese Vor- und Nachteile in Methodik und Datenlage der Hotspot-Studie führen zu den Aussagegrenzen der Ergeb-

nisse und den Möglichkeiten von zulässigen Analysen beziehungsweise der konkreten Weiterverwendung für ein Monitoring.

Die **BINATS-Studie** hatte nicht nur das Ziel, systematisch Basisdaten zu erheben, sondern ein Monitoringprogramm zu entwickeln, das zukünftig für die Evaluierung von GVP-Effekten beziehungsweise für ein Biodiversitätsmonitoring eingesetzt werden kann.

Die Daten, die in der BINATS-Studie erhoben wurden, eignen sich als eine für kleine Maßstäbe (circa 0,39 km²) gültige Baseline für ein zukünftiges Monitoring von GVP. Aufgrund des nach statistischen Kriterien geplanten, systematischen Probenahmedesigns liegt nun eine Datensammlung vor, welche hervorragend für ein allgemeines und fallspezifisches Monitoring von GVP geeignet ist und dem wissenschaftlichen Kriterium der Nachvollziehbarkeit entspricht. Ein weiterer wichtiger Beitrag von BINATS war, dass die Heuschrecken nun auch als sehr gut geeignete Indikatorgruppe - hoher Aussagewert zur anthropogenen Veränderung in Agrarlandschaften bezüglich Biototypenvielfalt und Landschaftsstruktur - aufgearbeitet sind und auch die Datenlage der Tagfalter als Indikator wesentlich verbessert werden konnte (Abb. 34, 35 und 36). Die Vielfalt an Landschaftselementen und Habitaten ist ein weiterer BINATS-Parameter, der in der Hotspot-Studie wegen der fehlenden Daten nicht berücksichtigt werden konnten. Die BINATS-Studie hat gezeigt, dass innerhalb eines 35 km² großen Quadranten, der in der Hotspotstudie eine geringe Gesamtartenzahl aufwies, auch kleine Testflächen enthalten sein können, welche eine hohe Artenvielfalt besitzen (Abb. 32). **Diese Ergebnisse bestätigen die Notwendigkeit von kleinflächigen Untersuchungen in der regionalen Überwachung von GVP, wie auch von Biodiversität.**

Die BINATS-Studie stellt den Grundstein bezüglich Monitoringdesign und Basisdatensatz für ein zukünftiges GVP- oder Biodiversitätsmonitoring dar. Die Hotspot-Studie (TRAXLER et al. 2005b) beziehungsweise die „Floristische Kartierung Österreichs“ (NIKL FELD 1998, NIKL FELD et al. 2010) kann möglicherweise dort Hilfestellung leisten, wenn großregionale Aspekte behandelt werden müssen beziehungsweise auch aufgrund unterschiedlich alter Datensätze (bereits vorhandene Zeitreihen) von Notwendigkeiten sind, die allerdings die Einschränkung haben, dass sie nicht systematisch einheitlich erhoben wurden.

Regionale und lokale Artenvielfalt

Regionale Artenvielfalt zeigt keinen Zusammenhang mit lokaler Artenvielfalt von Agrarflächen

In den folgenden Analysen wurden die Gefäßpflanzen-Daten der BINATS-Studie mit den Daten der Hotspot-Studie (TRAXLER et al. 2005b) beziehungsweise der „Floristischen Kartierung Österreichs“ (NIKL FELD 1998, NIKL FELD et al. 2010) verglichen. Aufgrund fehlender Daten konnte eine Analyse der zoologischen Indikatoren nicht durchgeführt werden.

Eingangsparameter waren:

Artenzahlen der BINATS Testflächen

Hotspotindex (TRAXLER et al. 2005b)

Segetal-Artenzahlen/Quadranten (TRAXLER et al. 2005b)

Gesamtartenzahlen/Quadranten der „Floristischen Kartierung Österreichs“ (NIKL FELD 1998, NIKL FELD et al. 2010).

Ein Vergleich der beiden Diversitätsindices (Hotspot-Index und der Index der gewichteten Artenzahl der Segetalarten/Quadranten) mit den Artenzahlen der Gefäßpflanzen der BINATS Testflächen ergab keine signifikanten Korrelationen (Spearman Rank Correlation: $\rho^2 = 0,027$, $P = 0,103$; $\rho^2 = 0,019$, $P = 0,168$). Ebenso unkorreliert ist die Artenzahl der Gefäßpflanzen in den Quadranten der „Floristischen Kartierung Österreichs“ mit den Artenzahlen der BINATS Testflächen (Spearman Rank Correlation: $\rho^2 = 0,026$, $P = 0,120$). Für den Hotspot-Index ist dies insofern nicht verwunderlich, da dieser kein reiner Diversitätsindex ist, sondern auch den Gefährdungsgrad und die Seltenheit von Pflanzenarten mitberücksichtigt. Dieser Index entspricht mehr der naturschutzfachlichen „Sensibilität“ von Flächen, wie dies in einer Umweltverträglichkeitsprüfung (UVP) verwendet wird. Der Index besagt, dass in Hotspots bei einer negativen Beeinflussung rascher die Erheblichkeitsschwelle erreicht wird. Eine Korrelation dieses Hotspot-Index mit der BINATS Artenzahl/Testfläche war daher nicht zu erwarten, weil die Gefährdung der Arten hier stärker gewichtet ist als die Diversität.

Vergleicht man die nicht gewichtete regionale Artenzahl an (obligaten) Segetalarten - Pflanzenarten, die an Agrarhabitate gebunden sind -, mit den lokalen Artenzahlen der Segetalpflanzen so kann man eine zwar schwache, aber signifikante Korrelation feststellen ($\rho^2 = 0,05$, $P = 0,034$). Für den Index der Segetal-Artenzahl/Quadranten ist anzumerken, dass dieser Wert nur ausgewählte Pflanzenarten enthält, nämlich die obligat-segetalen Arten (124 Arten, Schwerpunkt ihres Vorkommens in Äckern) und die fakultativ-segetalen Arten (213 Arten, regelmäßig in Äckern aber auch in anderen Habitaten). Der Hotspot-Datensatz bezieht sich daher strenger auf Segetalarten, während die BINATS-Daten zum Beispiel auch Pflanzenarten der Wiesen, Trockenrasen und Gebüsche enthalten können. Gründe, warum hier nur eine geringe Korrelation mit dem BINATS-Index festgestellt wurde, werden weiter unten diskutiert.

Weiters unkorreliert ist die Artenzahl der Gefäßpflanzen in den Quadranten der „Floristischen Kartierung“ mit den Artenzahlen der BINATS Testflächen (Spearman Rank Correlation: $\rho^2 = 0,026$, $P = 0,120$). In den Quadranten der „Floristischen Kartierung“ wurden die Gefäßpflanzen aller Lebensräume erhoben.

Die BINATS-Daten beziehen sich auf die $625 \times 625 \text{ m}^2$ Testflächen (ca. $0,39 \text{ km}^2$). Dies wird als lokale Artenvielfalt bezeichnet, alle anderen drei Indices beziehen sich auf eine Quadrantengröße von circa 35 km^2 (wird regionale Artenvielfalt genannt).

Für die Interpretation der Ergebnisse dieser Analyse ist es wesentlich zu betonen, dass die BINATS-Testflächen ($625 \times 625 \text{ m}^2$) nicht unabhängig in den größeren Quadranten (35 km^2) der „Floristischen Kartierung“ liegen, sondern aufgrund der Flächenauswahlkriterien auf anthropogen beeinflusste Agrarlandschaften konzentriert sind.

Aus der fehlenden Korrelation der Artenanzahl der „Floristischen Kartierung“ mit der der BINATS Testflächen kann gefolgert werden, dass man - zumindest im Falle der Gefäßpflanzen - von regionalen Artenzahlen nicht auf lokale Artenzahlen in $625 \times 625 \text{ m}^2$ Testflächen des Agrarraums schließen kann (bzw. vice versa, Abb. 32). Dieser Befund ist etwas überraschend, da nach der empirisch gut belegten Species-Pool-Hypothese (ZOBEL 1997) Artenzahlen auf einer kleineren räumlichen Skala im Wesentlichen durch die verfügbaren Arten (Artenzahl) auf der nächst höheren Skala bestimmt werden. Je mehr Arten sich in der Umgebung befinden, desto mehr Arten stehen zur Besiedelung lokaler Habitate zur Verfügung.

Die Gründe für den fehlenden Zusammenhang in den Datensätzen sind vermutlich vielschichtig. Eine wesentliche Rolle dürfte allerdings spielen, dass es sich bei den BINATS-Testflächen um stark anthropogen geprägte Lebensräume handelt, in denen es durch die menschliche Nutzung zu einer weitgehenden Entkoppelung der regionalen und der lokalen Artenvielfalt kommt. Die Species-Pool-Hypothese scheint also in der Agrarlandschaft nur eine eingeschränkte Gültigkeit zu besitzen.

Regionale Artenzahlen ergeben sich aus der Summe der Arten vieler verschiedener Habitate. In einem Quadranten mit einer Größe von 35 km² sind fast immer alle „wesentlichen“ Habitate (Wiesen, Äcker, Wald, etc.) vorhanden, was dazu führt, dass der Gradient der Habitatdiversität auf regionaler Ebene sehr flach ist. Auf lokaler Ebene (625 x 625 m²) ist dies anders. Menschliche Nutzung führt zu einer starken Segregation der Habitatvielfalt in der Landschaft. Extensive Nutzung hat eine Erhöhung und intensive Nutzung eine starke Verringerung der Habitatvielfalt zur Folge. Durch die zunehmende Intensivierung der Landwirtschaft kam und kommt es zu einer starken Verinselung von Bereichen hoher Habitatvielfalt. Dies hat dazu geführt, dass sich auf der Ebene der BINATS-Testflächen ein starker Gradient der Habitatvielfalt eingestellt hat: von Testflächen mit hoher Habitatvielfalt bis hin zu reinen Ackerflächen mit extrem geringer Habitatvielfalt. Aufgrund des flacheren Gradienten in der Habitatvielfalt auf dem regionalen Maßstab der Quadranten der „Floristischen Kartierung“ wird deren Artenzahl weniger durch die Habitatvielfalt als durch die naturräumlichen Faktoren (Klima, Geologie) erklärt (z. B. MACKAY & LINDENMAYER 2001, MOSER et al. 2005). Im Gegensatz dazu reagiert die Artenzahl auf der lokaleren Ebene der Testflächen (625 x 625 m²) viel stärker auf die durch die Nutzungsgeschichte verursachte Varianz in der Habitatdiversität (siehe dazu auch Interpretation der Regressionsanalysen). Das heißt auch, dass Testflächen unterschiedlicher Habitausstattung unterschiedlich stark von unter konstanten naturräumlichen Bedingungen relativ ähnlichen regionalen Artenpools profitieren können und dadurch der Zusammenhang zwischen lokaler Diversität und regionalem Pool verwischt wird. Dies wird auch durch eine feinere Analyse deutlich: vergleicht man die regionale Artenzahl an Segetalarten mit den lokalen Artenzahlen der Segetalpflanzen so kann man eine zwar schwache, aber signifikante Korrelation feststellen ($\rho^2 = 0,05$, $P = 0,034$). Dies macht deutlich, dass zwar die Artenzahl der Segetalarten, die in jeder Testfläche vorhanden sind, in einem gewissen Maße vom Artenpool der Segetalarten in der Umgebung beeinflusst wird, die Gesamtartenzahl hingegen nicht, da die Diversität einer Testfläche zum Beispiel durch die Absenz von Trockenrasen nicht von der etwaigen hohen Anzahl von Trockenrasenarten in der Umgebung profitieren kann.

Weiters spielt die starke Fragmentierung bestimmter Habitate eine große Rolle. Der vorhergesagte Zusammenhang zwischen regionaler und lokaler Artenvielfalt entwickelt sich besonders dann, wenn es einen Austausch zwischen den Habitaten gibt und sich die Artenzusammensetzungen und dadurch auch die Artenzahlen zwischen den Patches desselben Habitats durch Aus- und Einwanderung angleichen können. Wird dieser Austausch durch Fragmentierung unterbunden, können beispielsweise Arten, die im Quadranten der „Floristischen Kartierung“ in einem isolierten Habitat vorkommen, nicht in ein sehr ähnliches Habitat der Testflächen einwandern. Dadurch werden lokale Artenzusammensetzungen durch lokale Aussterbeprozesse - wie sie auch unter natürlichen Umständen ständig passieren - zunehmend verschieden, und die Artenzahlen insgesamt geringer. Es kommt zu einer Entkoppelung der lokalen von der regionalen Diversität.

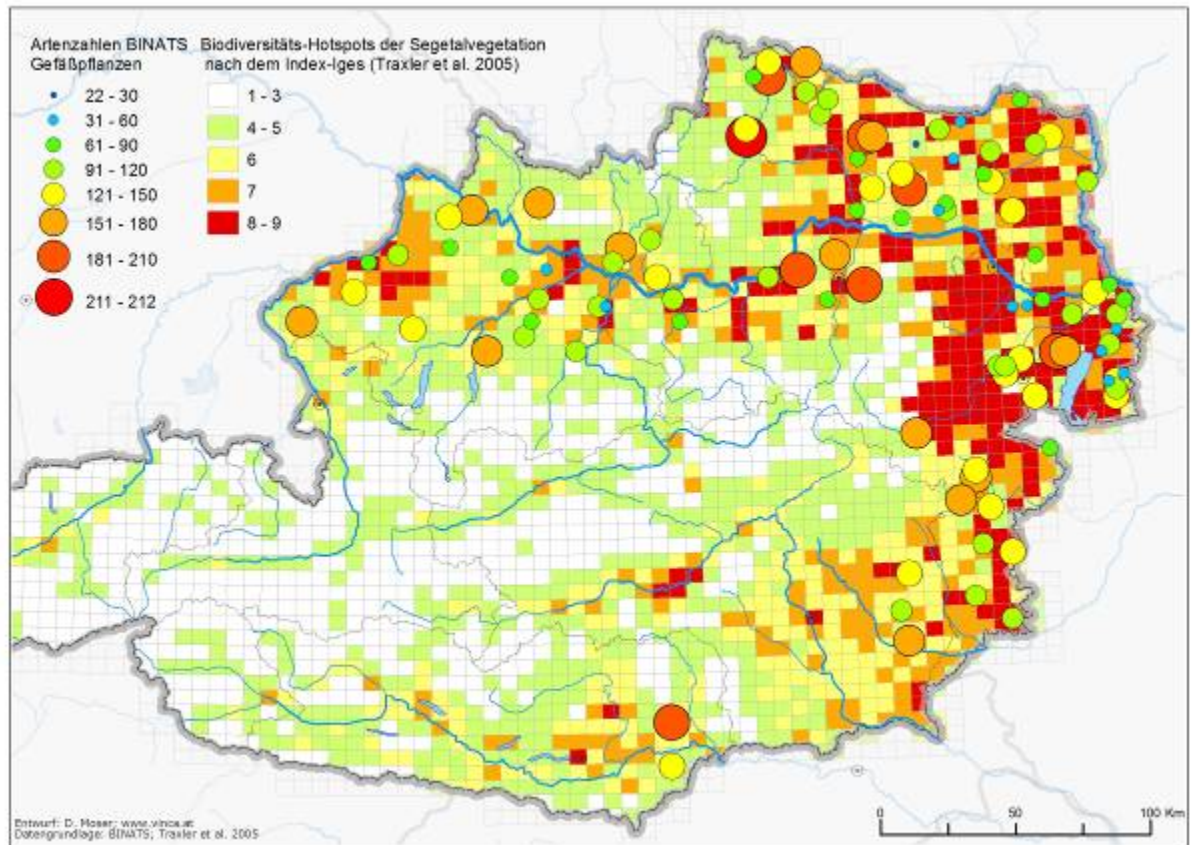


Abb. 32: Vergleich der Artenzahlen der Gefäßpflanzen aus BINATS mit dem Diversitätsindex der Hotspot-Studie (TRAXLER et al. 2005).

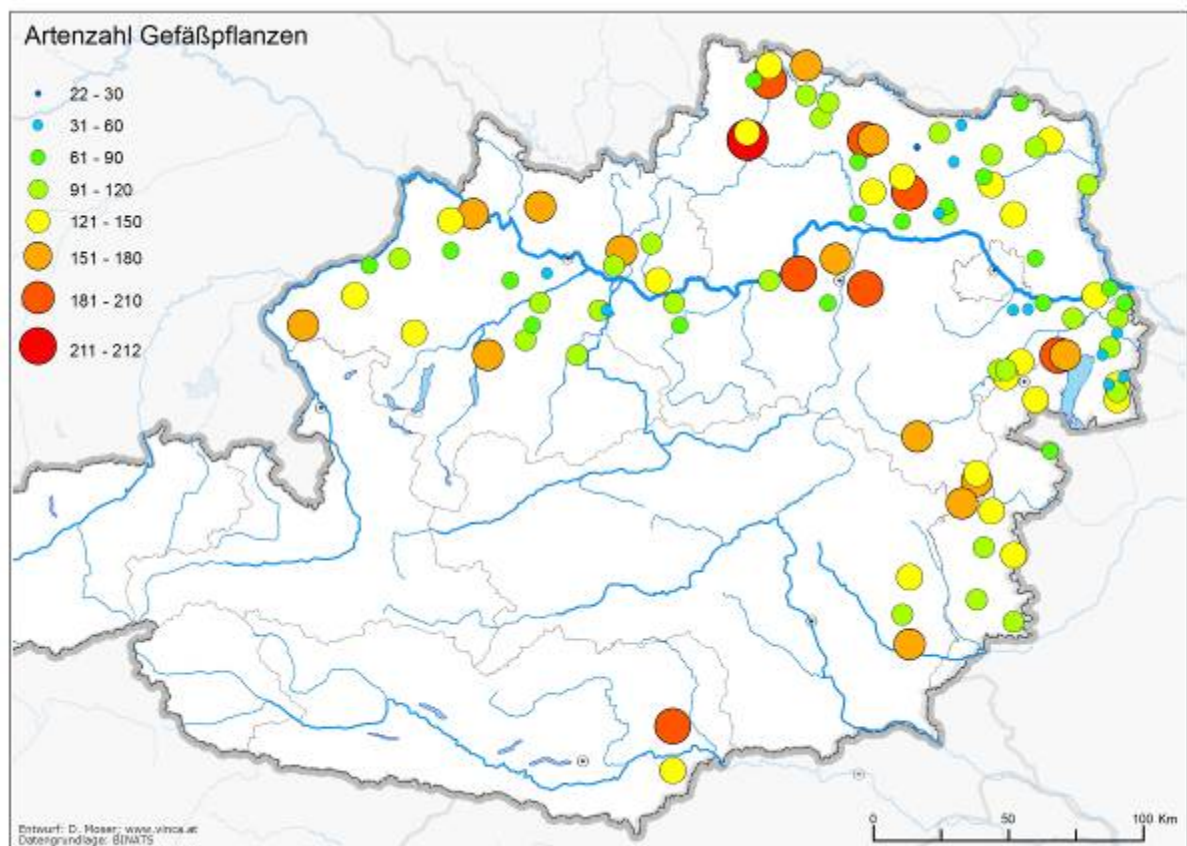


Abb. 33: Jeweilige Artenzahl der Gefäßpflanzen in den BINATS-Testflächen.

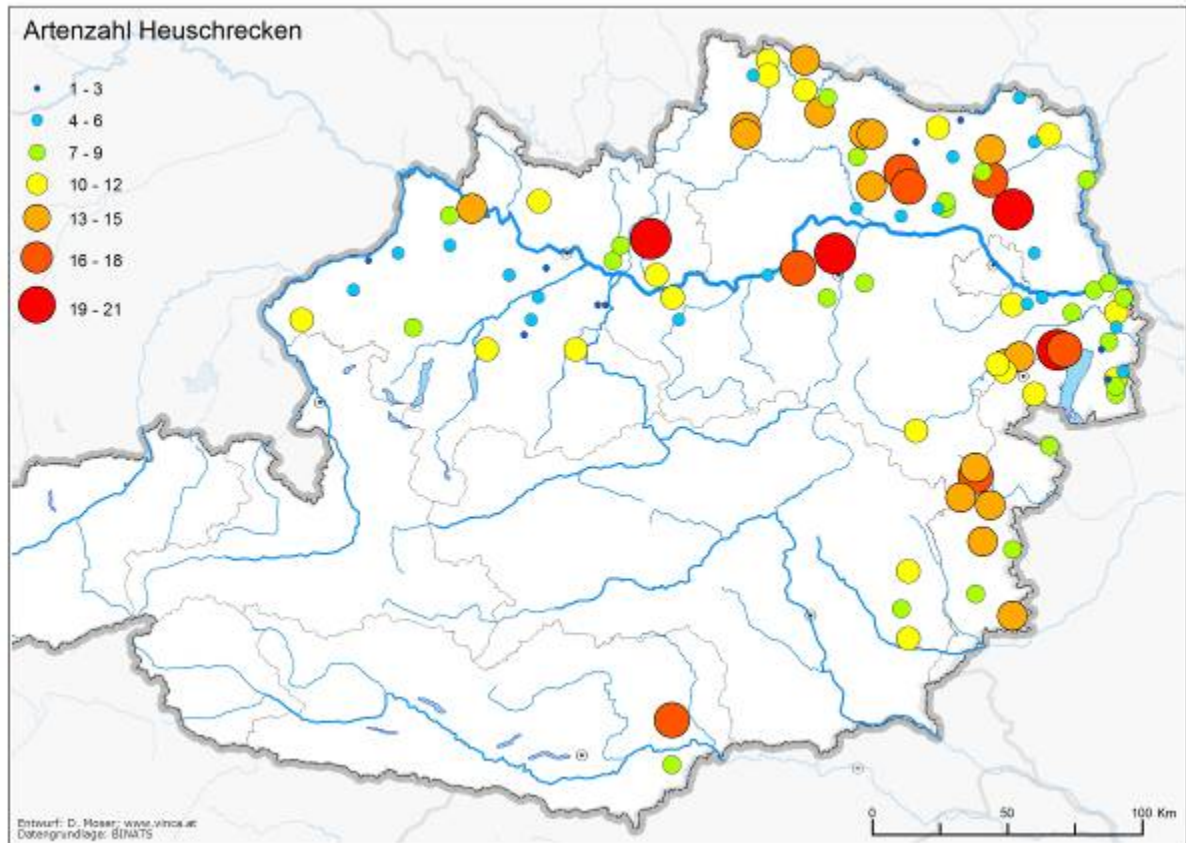


Abb. 34: Jeweilige Artenzahl der Heuschrecken in den BINATS-Testflächen.

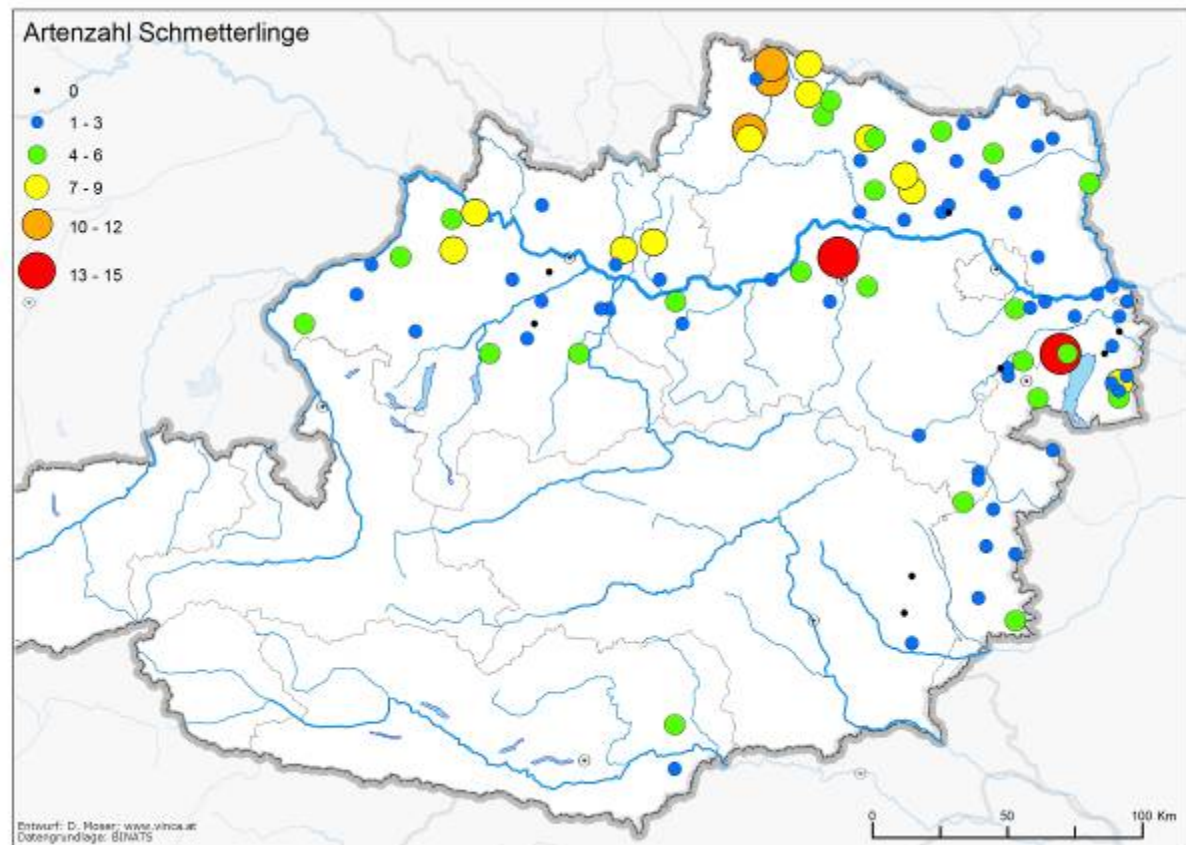


Abb. 35: Jeweilige Artenzahl der Tagfalter in den BINATS-Testflächen.

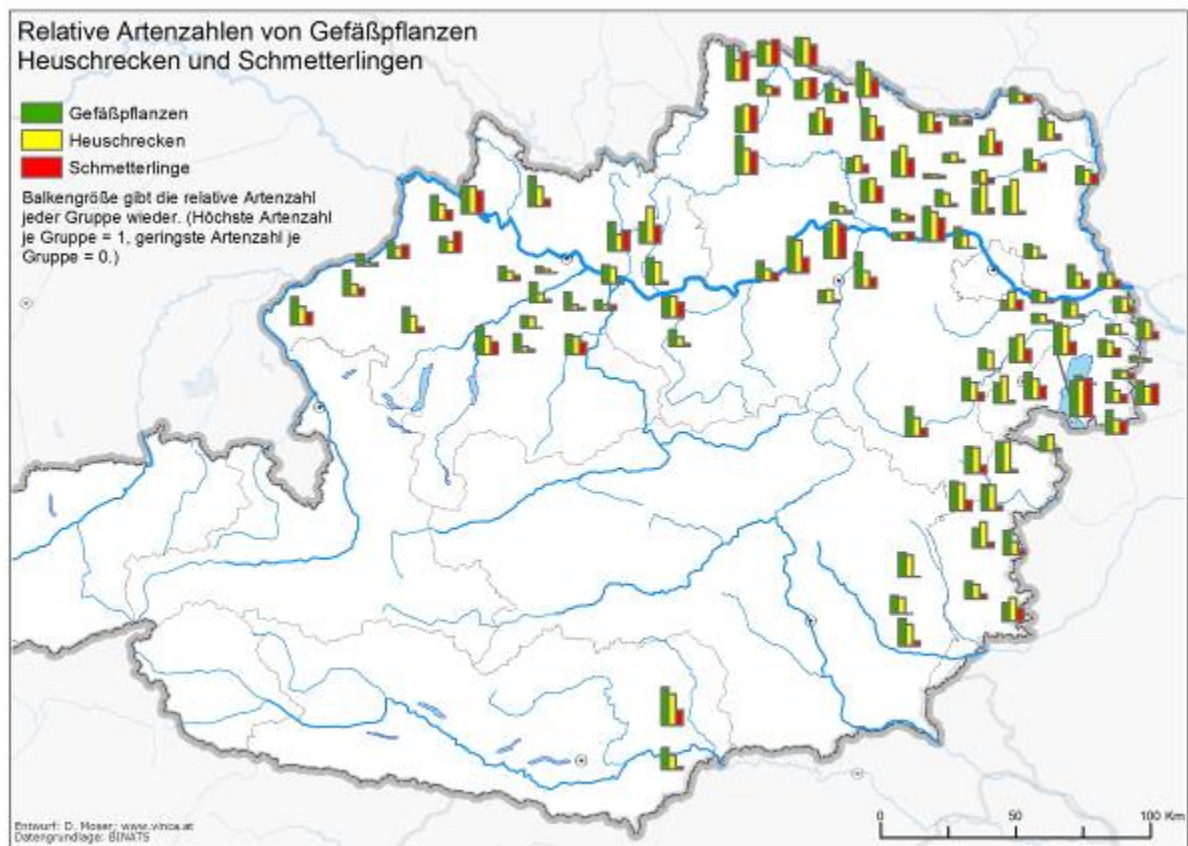


Abb. 36: Relative Artenzahlen der Gefäßpflanzen, Heuschrecken und Tagfalter: Die Balkenhöhe ergibt sich aus der relativen Artenzahl der BINATS-Testfläche zur höchsten gemessenen Artenzahl je Gruppe.

Regionale potenzielle Risikoeinstufung von GVP auf Basis der erhobenen Daten

Häufigkeit von potenziellen Hybridisierungspartnern auf den BINATS-Testflächen

Anhand der folgenden zwei Kartenausschnitte wird das Risikopotential für Einkreuzungen von GV Raps in verwandte Wildarten dargestellt. In Abbildung 37 ist die Anzahl der vorkommenden Kreuzungspartner aufgelistet, in Abbildung 38 sind deren Individuenzahlen pro BINATS-Testfläche gezeigt. Als potenzielle Hybridisierungspartner wurden die folgenden Arten bei den Berechnungen berücksichtigt: unter den berücksichtigten Arten stehen *Brassica napus* (ruderal), *B. rapa*, *Diplotaxis tenuifolia*, *Raphanus raphanistrum* und *Sinapis arvensis* als die fünf für Österreich kritischsten Hybridisierungspartner für GV Raps an der Spitze der Relevanz (PASCHER et al. 2000). Die weiteren erhobenen Arten waren *Brassica elongata*, *B. juncea*, *B. nigra*, *B. oleracea* (ruderal), *Conringia austriaca*, *C. orientalis*, *Crambe tatarica*, *Diplotaxis muralis*, *Eruca sativa*, *Erucastrum gallicum*, *E. nasturtiifolium*, *Hirschfeldia incana*, *Raphanus sativus*, *Rapistrum perenne*, *R. rugosum*, *Sinapis alba*, *Sisymbrium altissimum*, *S. austriacum*, *S. irio*, *S. loeselii*, *S. officinale*, *S. orientale*, sowie *S. strictissimum*. Darüber hinaus bezeichnen die schwarzen Pfeile diejenigen BINATS-Testflächen, bei denen auf den zehn untersuchten Kreuztransekten Unkrautrüben festgestellt werden konnten.

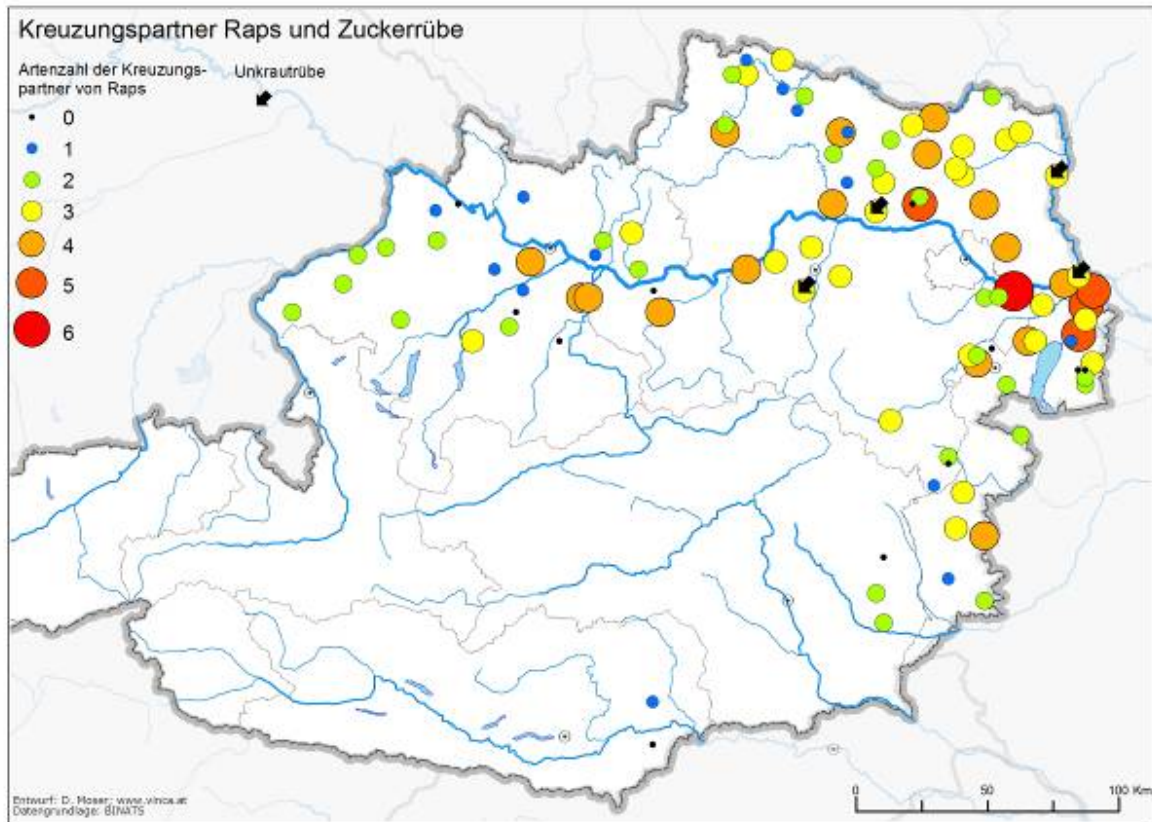


Abb. 37: Verteilung der Artenzahlen von Kreuzungspartnern von Raps: schwarze Pfeile: Fundorte von Unkrautrüben.

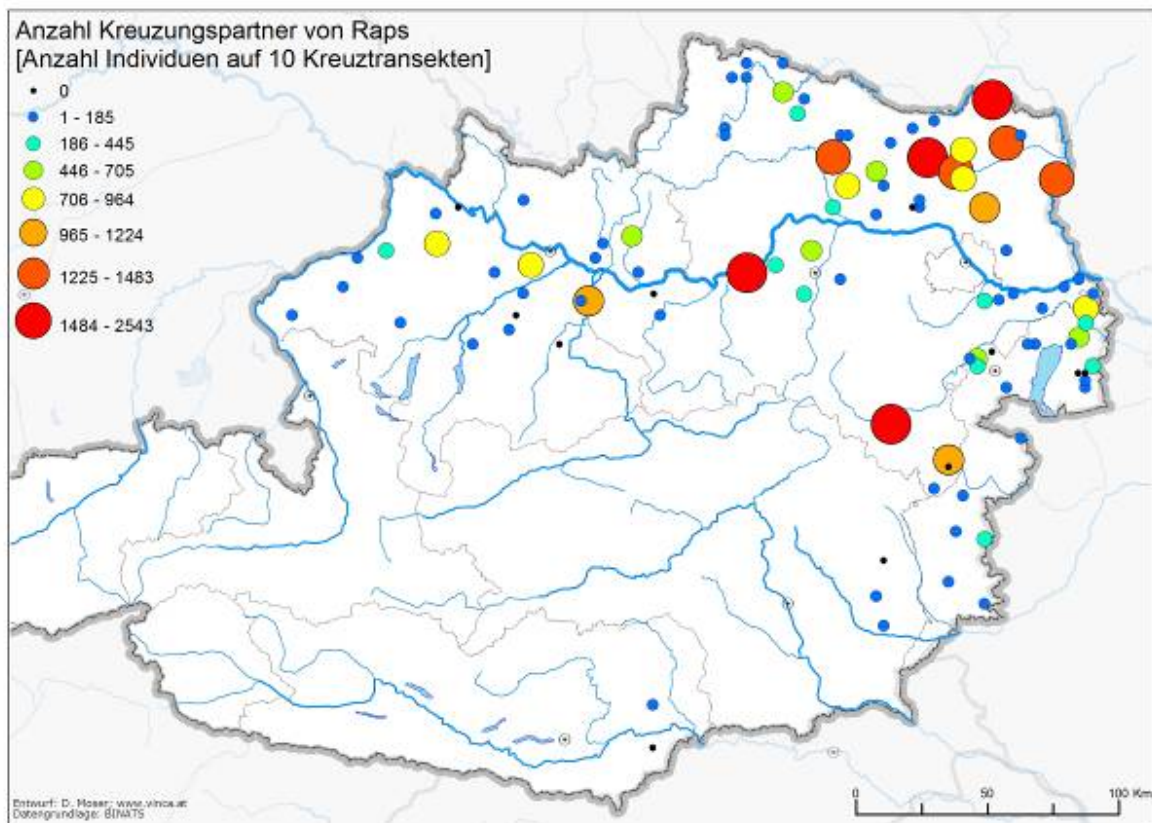


Abb. 38: Darstellung der Verteilung der Abundanz der Kreuzungspartner von Raps.

Regionales Vorkommen und Frequenz von potenziellen Hybridisierungspartnern der Zuckerrübe

Die Saatgutproduktion der Zuckerrübe findet in Österreich vor allem in den Produktionsgebieten Korneuburg, Krems Umgebung, St. Pölten Land und Tulln statt. Es war diesbezüglich am ehesten zu erwarten, dass sich Unkrautrüben und verwilderte Rüben schwerpunktmäßig in diesen vier Regionen finden würden (PASCHER & DOLEZEL 2005). Während der BINATS-Erhebungen konnten vier Fundstellen festgestellt werden (Abb. 37). Zwei Nachweisstellen befanden sich in der Umgebung von St. Pölten und Krems, zwei Funde wurden direkt an der Landesgrenze von Österreich und der Slowakei gemacht.

Maispflanzen außerhalb ihres Anbaubereichs

Im Burgenland wurden einzelne Maispflanzen auf einer Ruderalfläche nachgewiesen. Diese Pflanzen außerhalb ihrer Anbaufläche gehen vermutlich auf Samenausstreuerung im Zuge von Wildfütterung zurück. Darauf deutet auch hin, dass im näheren Umfeld im Erhebungsjahr kein Maisfeld situiert war. Die potenzielle Möglichkeit der Existenz von blühenden und fruchtenden Maispflanzen außerhalb ihres Anbaubereichs könnte für die Koexistenz von gentechnisch verändertem, konventionellem und biologischem Mais auch in Mitteleuropa Relevanz besitzen.

Analyse der Artenzahl der Kreuzungspartner

Die Artenzahlen der Kreuzungspartner ist schwach negativ mit Sommerniederschlag ($R^2 = 0,13$), Intensivgrünland und Seehöhe korreliert (Tab. 5). Der negative Zusammenhang deutet auf eine Häufung der Kreuzungspartner in niederschlagsarmen, tief gelegenen Ackerbaugebieten hin. Ein Test auf Nichtlinearität erbrachte bei keiner Variablen einen Hinweis auf nicht lineare Zusammenhänge. Landschaftsvariablen, wie Habitatdiversität oder Feldgrößen sowie Bodentypenvielfalt, zeigen keinen Zusammenhang mit der Artenzahl der Kreuzungspartner.

Zudem ist die Artenzahl der Kreuzungspartner nicht mit der Gesamtartenzahl korreliert. Es gibt keinen signifikanten Zusammenhang zu dieser.

Tab. 5: Ergebnisse einer ordinary-least-square Regression von Artenzahl der Kreuzungspartner und Umwelt- sowie Landschaftsvariablen. Dargestellt sind nur signifikante Zusammenhänge.

Faktor	R2	adjR2	d.f.	PartialSS	MS	F	P	sig
Ackerbrachen	0.04	0.03	1	7.378	7.378	4.064	0.047	*
Intensivgrünland	0.13	0.12	1	24.524	24.524	14.947	0.000	***
Acker und Weingarten	0.09	0.08	1	16.162	16.162	9.364	0.003	**
Eistage	0.07	0.06	1	12.210	12.210	6.912	0.010	**
Frosttage	0.13	0.12	1	23.827	23.827	14.460	0.000	***
Heiße Tage	0.11	0.11	1	21.171	21.171	12.641	0.001	***
Sommertage	0.09	0.08	1	17.249	17.249	10.058	0.002	**
Temp Jahr	0.09	0.08	1	17.118	17.118	9.974	0.002	**
Temp Jänner	0.13	0.12	1	23.703	23.703	14.373	0.000	***
Temp Juli	0.07	0.06	1	12.954	12.954	7.366	0.008	**
Jahresniederschlag	0.12	0.11	1	22.295	22.295	13.403	0.000	***
Sommerniederschlag	0.13	0.13	1	24.902	24.902	15.214	0.000	***
Winterniederschlag	0.09	0.08	1	16.834	16.834	9.792	0.002	**
Seehöhe	0.12	0.11	1	22.087	22.087	13.261	0.000	***
Mittlere Hangneigung	0.05	0.04	1	8.813	8.813	4.893	0.029	*

Eine Variablenselektion zur Bildung eines multivariaten Modelles ergab ein Modell mit Sommerniederschlag und Frosttagen mit einem R² von 0.16:

Coefficients:

	Value	Std. Error	t	Pr(> t)
Intercept	5.978241	0.902977	6.621	1.986e-09
nssommer	-0.002953	0.001360	-2.171	3.237e-02
frostt	-0.021151	0.010300	-2.053	4.272e-02

Residual standard error: 1.255 on 97 degrees of freedom

Adjusted R-Squared: 0.1595

Analyse der Abundanz der Kreuzungspartner

Die Abundanz der Kreuzungspartner - berechnet aus der Summe der erhobenen Häufigkeitsschätzungen für die Kreuzungspartner - weist kaum signifikante Zusammenhänge mit Umwelt oder Landschaftsvariablen auf (Tab. 6). Lediglich sehr schwache Zusammenhänge zeigten sich mit Temperaturvariablen, wobei die Richtung des Zusammenhangs auf eine höhere Abundanz in wärmeren Regionen hindeutet. Bei den Landschaftsvariablen war nur beim Anteil an Äckern und Weingärten einen schwach positiven Zusammenhang mit der Abundanz der Kreuzungspartner zu erkennen.

Tab. 6: Ergebnisse einer ordinary-least-square Regression von Abundanz der Kreuzungspartner und Umwelt- sowie Landschaftsvariablen. Dargestellt sind nur signifikante Zusammenhänge.

Faktor	R2	adjR2	d.f.	PartialSS	MS	F	P	P nl	sig	Sig nl
Acker und Weingarten	0.04	0.03	1	1115555	1115555	4.230	0.042		*	
rsc(Eistage,3)	0.09	0.07	2	2481214	1240607	4.916	0.009	0.002	**	**
rsc(Heiße Tage,3)	0.08	0.06	2	2148211	1074105	4.199	0.018	0.008	*	**
rsc(Jahresdurchschnittstem,3)	0.08	0.07	2	2275884	1137942	4.472	0.014	0.004	*	**
rsc(Julitemperatur,3)	0.08	0.06	2	2127106	1063553	4.155	0.019	0.005	*	**

Eine Variablenselektion zur Bildung eines multivariaten Modelles ergab ein Modell mit Eistagen, Sommerniederschlag und extensivem Grünland mit einem R² von 0.16:

Coefficients:

	Value	Std. Error	t	Pr(> t)
Intercept	-2.566e+03	8.380e+02	-3.062	2.856e-03
eist	1.390e+02	3.391e+01	4.098	8.764e-05
eist'	-2.640e+02	6.623e+01	-3.987	1.316e-04
nssommer	-1.249e+00	4.577e-01	-2.729	7.562e-03
Gruenlandext	-7.229e-03	3.437e-03	-2.104	3.806e-02

Residual standard error: 479.1 on 95 degrees of freedom

Adjusted R-Squared: 0.1572

Habitattypen mit Vorkommen von Ruderalraps beziehungsweise Durchwuchsraps

Die Lebensräume, in denen Ruderalraps auftrat, wurden ebenfalls erhoben. In fast drei Viertel der Testflächen – 71 von 100 – trat Raps ruderal oder als Durchwuchs auf. Durchschnittlich wurde Raps als Ruderalpflanze oder Durchwuchs auf 2,41 Probekreisen in den 71 Testflächen vorgefunden. Hierbei kam Raps häufiger in Form von Durchwuchs vor.

In 8% der Testflächen wurde Ruderalraps auf Straßenrändern wachsend vorgefunden, die auf Samenverluste während Transporttätigkeit zurückgehen. Transportverluste wurden als Hauptfaktor für die Etablierung und Persistenz von Ruderalrapspopulationen identifiziert (SAJI et al. 2005; PIVARD et al. 2007; KAWATA et al. 2009; NISHIZAWA et al. 2009). Diese Populationen haben das Potential, als Quellen, Korridore und Trittsteine für Gentransfer zu fungieren (PESEL et al. 2001). Der Ursprung und die Populationsdynamik von Ruderalrapspopulationen wurden bereits in verschiedenen Teilen Europas studiert (Frankreich: PESSÉL et al. 2001, PIVARD et al. 2007; Großbritannien: CRAWLEY & BROWN 2004; Nordwestdeutschland: ELLING et al. 2009). In den österreichischen Studien hat sich herausgestellt, dass die meisten der getesteten Ruderalrapspopulationen persistent waren (PASCHER et al. 2000, 2006, 2010b). Die bis dato unterschiedlichen Studienergebnisse deuten darauf hin, dass der Ursprung und die Persistenz der Ruderalrapspopulationen in verschiedenen europäischen Teilen nicht vereinheitlicht werden kann. **Folglich ist es unerlässlich, eine regionalspezifische Beurteilung von Ruderalraps vorzunehmen.** Diese Analyse muss Teil eines zukünftigen Monitoringprogramms von GV Raps sein. In Österreich werden die Ruderalrapspopulationen zunehmend häufiger. Sie treten bevorzugt entlang von Straßenrändern, Landstraßen, Autobahnen und Bahngleiskörpern auf. Ihr Blühfenster ist nicht auf bestimmte Frühlingsperioden limitiert, sondern umfasst einen Zeitraum von März bis November (PASCHER et al. 2000).

Analyse der Artenzahlen der Gefäßpflanzen

Im folgenden Kapitel werden die Ergebnisse der Analyse der Zusammenhänge zwischen Artenvielfalt von Gefäßpflanzen und Umweltfaktoren zusammengefasst. Tabelle 7 gibt eine Zusammenstellung der in der Analyse berücksichtigten Variablen.

Tab. 7: Variablen für Regressionsanalysen.

Variable	Erklärung	Datenherkunft
Acker und Weingarten	Fläche von Äckern und Weingärten	Landschaftskartierung BINATS
Ackerbrachen	Fläche von Ackerbrachen	Landschaftskartierung BINATS
Grünland	Fläche von Intensivgrünland	Landschaftskartierung BINATS
Grünland ext	Fläche von Extensivgrünland (inkl. Grünlandbrachen, Ackerrainen, Straßenböschungen sofern extensiv)	Landschaftskartierung BINATS
Biotoptypen	Anzahl an Landschaftselementtypen (106 Typen)	Landschaftskartierung BINATS
G1	Anzahl an Landschaftselementtypen Gruppe 1 (Gruppierung der Biotoptypen in 13 Klassen)	Landschaftskartierung BINATS
G2	Anzahl an Landschaftselementtypen Gruppe 2 (Gruppierung der Biotoptypen in 32 Klassen)	Landschaftskartierung BINATS

Variable	Erklärung	Datenherkunft
G3	Anzahl an Landschaftselementtypen Gruppe 3 (Gruppierung der Biotoptypen in 40 Klassen)	Landschaftskartierung BINATS
Corine	Anzahl an Corine-Landcover Klassen (im Unersuchungsraum durch 11 Typen vertreten)	Corine Landcover 2006
Shannon BT	Shannon Index der Landschaftselementtypen	Landschaftskartierung BINATS
Shannon G1	Shannon Index Gruppe 1	Landschaftskartierung BINATS
Shannon G2	Shannon Index Gruppe 2	Landschaftskartierung BINATS
Shannon G3	Shannon Index Gruppe 3	Landschaftskartierung BINATS
NSCP	Randlängenkomplexität	Landschaftskartierung BINATS
Eistage	Maximum < 0° C; Anzahl Tage	ÖKLIM ZAMG
Frosttage	Minimum < 0° C; Anzahl Tage	ÖKLIM ZAMG
Heiße Tage	Maximum >= 30 Grad; Anzahl Tage	ÖKLIM ZAMG
Sommertage	Maximum > 25 Grad; Anzahl Tage	ÖKLIM ZAMG
Temp Jahr	Jahresdurchschnittstemperatur °C	ÖKLIM ZAMG
Temp Jänner	°C	ÖKLIM ZAMG
Temp Juli	°C	ÖKLIM ZAMG
Jahresniederschlag	Mm	ÖKLIM ZAMG
Sommerniederschlag	April - September; mm	ÖKLIM ZAMG
Winterniederschlag	Oktober – März; mm	ÖKLIM ZAMG
Seehöhe	M	digitales Höhenmodell BEV
Mittlere Hangneigung	°	digitales Höhenmodell BEV
Bodentypen	Anzahl der Bodentypen	digitale Bodenkarte BFW
Bodentypengruppen	Anzahl Bodentypengruppen	digitale Bodenkarte BFW

Gesamtauswertung aller 100 BINATS-Testflächen

Da das Untersuchungsjahr keinen signifikanten Einfluss auf die Artenzahl hatte, kann davon ausgegangen werden, dass sich die zwei Stichproben (= 50 Testflächen, die 2007 aufgenommen wurden, und 50 Testflächen, die 2008 aufgenommen wurden) bezüglich der Artenzahl nicht unterscheiden. Aus diesem Grund wurden alle 100 BINATS-Testflächen gemeinsam analysiert. Dadurch erhalten die statistischen Tests eine wesentlich größere Teststärke, das heißt, die Aussagekraft steigt und mehr Variablen können in einer multiplen Analyse kombiniert werden. Obwohl es sich bei Artenzahlen um diskrete Zahlenwerte handelt und theoretisch daher eine diskrete Verteilungsform (z. B. Poisson) angenommen werden muss, zeigten entsprechende Tests, dass die Häufigkeitsverteilungen der Artenzahlen weitgehend einer Normalverteilung entsprechen. Wir haben daher für die Auswertung traditionelle least-squares Regressionstechniken verwendet.

Tab. 8: Ergebnis der Regression der Artenzahl der Gefäßpflanzen gegen Umweltvariablen: rcs() bezeichnet eine restricted cubic spline Funktion mit drei Freiheitsgraden (= eine separate Anpassung der Regressionsfunktion in drei Teilbereichen des Wertebereichs der Umweltvariablen mit Hilfe kubischer Polynome und deren anschließende Verbindung mit Hilfe linearisierter Funktions-Randbereiche); p und p nl geben die Wahrscheinlichkeit des empirischen F-Werts; sig: * - $p < 0.05$, ** - $p < 0.01$, *** - $p < 0.001$.

Faktor	R2	adjR2	d.f.	PartialSS	MS	F	P	P nl	sig	sig nl
Ackerbrachen	0.06	0.05	1	11066	11066	6.091	0.015		*	
Grünland	0.14	0.13	1	26523	26523	15.987	0.000		***	
rcs(Grünland,3)	0.25	0.23	2	46334	23167	15.740	0.000	0.000	***	***
Acker und Weingarten	0.39	0.38	1	72820	72820	61.370	0.000		***	
rcs(Acker und Weingarten,3)	0.59	0.58	2	110998	55499	68.924	0.000	0.000	***	***
Grünland ext	0.34	0.33	1	64171	64171	50.337	0.000		***	
rcs(Grünland ext1,3)	0.44	0.43	2	83896	41948	38.675	0.000	0.000	***	***
Biotoptypen	0.60	0.59	1	113280	113280	146.409	0.000		***	
G1	0.39	0.38	1	73741	73741	62.642	0.000		***	
G2	0.53	0.53	1	100384	100384	110.884	0.000		***	
G3	0.58	0.57	1	108862	108862	132.952	0.000		***	
Corine	0.23	0.23	1	44435	44435	30.101	0.000		***	
rcs(Corine,3)	0.29	0.28	2	54990	27495	19.886	0.000	0.007	***	**
Shannon BT	0.61	0.61	1	115467	115467	153.668	0.000		***	
rcs(Shannon BT,3)	0.63	0.62	2	118617	59309	81.617	0.000	0.040	***	*
Shannon G1	0.49	0.48	1	92304	92304	93.447	0.000		***	
rcs(Shannon G1,3)	0.56	0.55	2	106602	53301	62.667	0.000	0.000	***	***
Shannon G2	0.58	0.57	1	108987	108987	133.312	0.000		***	
rcs(Shannon G2,3)	0.60	0.60	2	114182	57091	73.914	0.000	0.011	***	*
Shannon G3	0.58	0.58	1	110615	110615	138.111	0.000		***	
rcs(Shannon G3,3)	0.60	0.60	2	114187	57094	73.923	0.000	0.034	***	*
NSCP	0.49	0.49	1	93595	93595	96.035	0.000		***	
rcs(NSCP,3)	0.57	0.56	2	107336	53668	63.665	0.000	0.000	***	***
Eistage	0.13	0.13	1	25477	25477	15.259	0.000		***	
Frosttage	0.18	0.17	1	34563	34563	21.917	0.000		***	
Heiße Tage	0.12	0.11	1	23007	23007	13.575	0.000		***	
Sommertage	0.13	0.12	1	24301	24301	14.451	0.000		***	
Temp Jahr	0.13	0.12	1	25223	25223	15.083	0.000		***	
Temp Jänner	0.09	0.09	1	17844	17844	10.211	0.002		**	
Temp Juli	0.12	0.11	1	22052	22052	12.936	0.001		***	
rcs(Jahresniederschlag,3)	0.07	0.05	2	13579	6790	3.752	0.027	0.024	*	*
Sommerniederschlag	0.04	0.03	1	7924	7924	4.286	0.041		*	
rcs(Sommerniederschlag,3)	0.09	0.07	2	16317	8159	4.580	0.013	0.032	*	*
Seehöhe	0.19	0.18	1	35787	35787	22.875	0.000		***	
Mittlere Hangneigung	0.29	0.29	1	55353	55353	40.558	0.000		***	
Bodentypen	0.09	0.08	1	17555	17555	10.029	0.002		**	
rcs(Bodentypen,3)	0.20	0.18	2	37507	18753	11.999	0.000	0.001	***	***
Bodentypengruppen	0.12	0.11	1	22509	22509	13.241	0.000		***	
rcs(Bodentypengruppen,3)	0.24	0.22	2	45204	22602	15.235	0.000	0.000	***	***

Landnutzung

Der stärkste Zusammenhang besteht zwischen der Fläche von Äckern und Weingärten und der Artenzahl ($R^2 = 0,58$; Tab. 8).

Abbildung 39 zeigt, dass nach einer anfänglichen leichten Steigerung, die Artenzahl mit zunehmendem Flächenanteil an Äckern und Weingärten stark zurückgeht. Die anfängliche Steigerung der Artenzahlen kann dadurch erklärt werden, dass mit den Äckern auch Arten der spezifischen Segetalflora in eine Landschaft gelangen und so die Artenvielfalt erhöhen. Landschaften mit gemischter Landnutzung mit Wiesen und Ackerbau zeigen die höchsten Artenzahlen. Die starke Abnahme der Artenzahl mit steigendem Ackeranteil verdeutlicht aber auch den negativen Einfluss von Intensivagrarlandschaft auf die Artenvielfalt.

Gänzlich konträr zu diesem Bild verhält sich der Zusammenhang der Artenvielfalt mit der Fläche an extensivem Grünland. Unter diese Kategorie fallen sämtliche extensiv genutzte Wiesen und Weiden, Feuchtwiesen, Trockenrasen, Wiesenbrachen, sowie Ackerraine und Straßenböschungen, sofern diese eine extensive Nutzung aufweisen. Hier zeigt sich ein starker Anstieg der Artenzahlen mit steigendem Anteil an extensiven Wiesen und damit auch die positive Wirkung von extensivem Grünland auf die Artenvielfalt. Der Anteil an Intensivgrünland spielt für die Artenvielfalt eine untergeordnete Rolle. Die Analyse zeigt einen nicht linearen Zusammenhang, wonach es nach einer anfänglichen Steigerung der Artenzahlen mit zunehmendem Anteil von Intensivgrünland wieder zu einer Abnahme der Artenzahlen kommt. Die Rolle der Ackerbrachen für die Artendiversität ist anhand der BINATS-Daten nicht zu beurteilen, da Ackerbrachen in der Stichprobe zu selten auftraten.

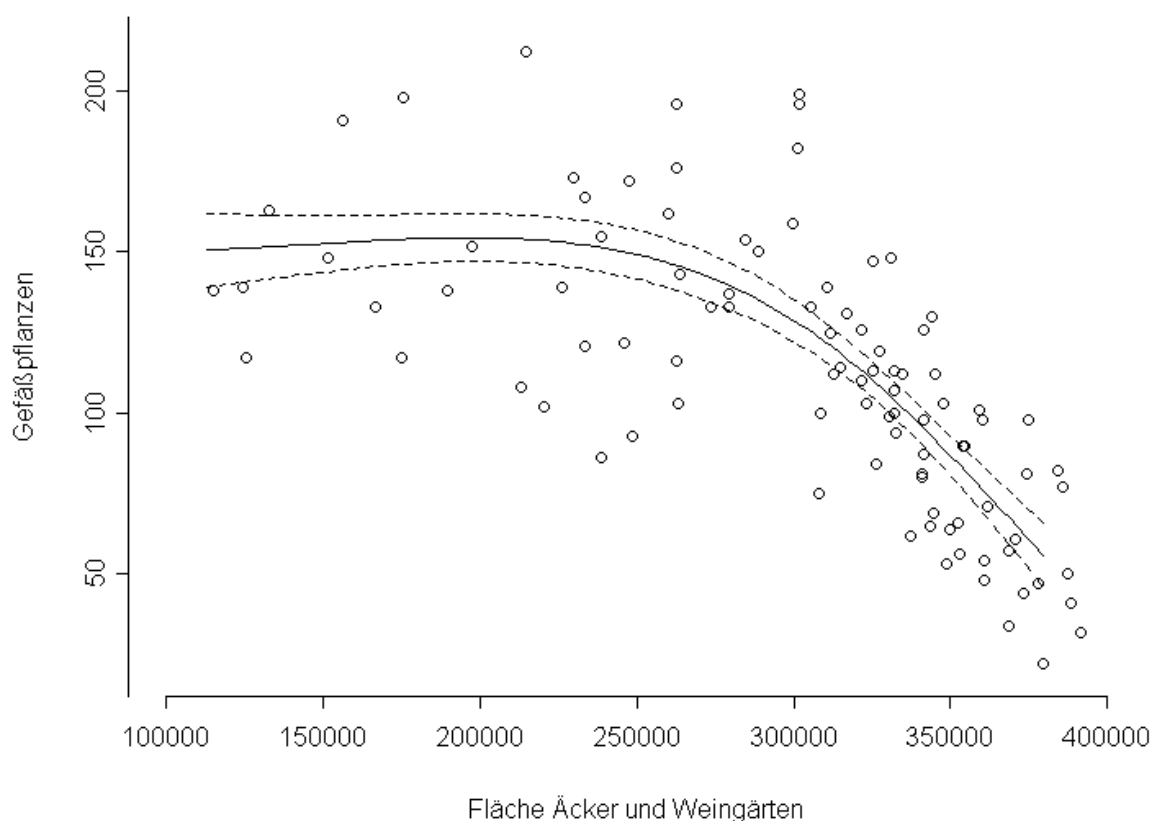


Abb. 39: Zusammenhang zwischen Acker- und Weingartenfläche (in m²) und Artenvielfalt.

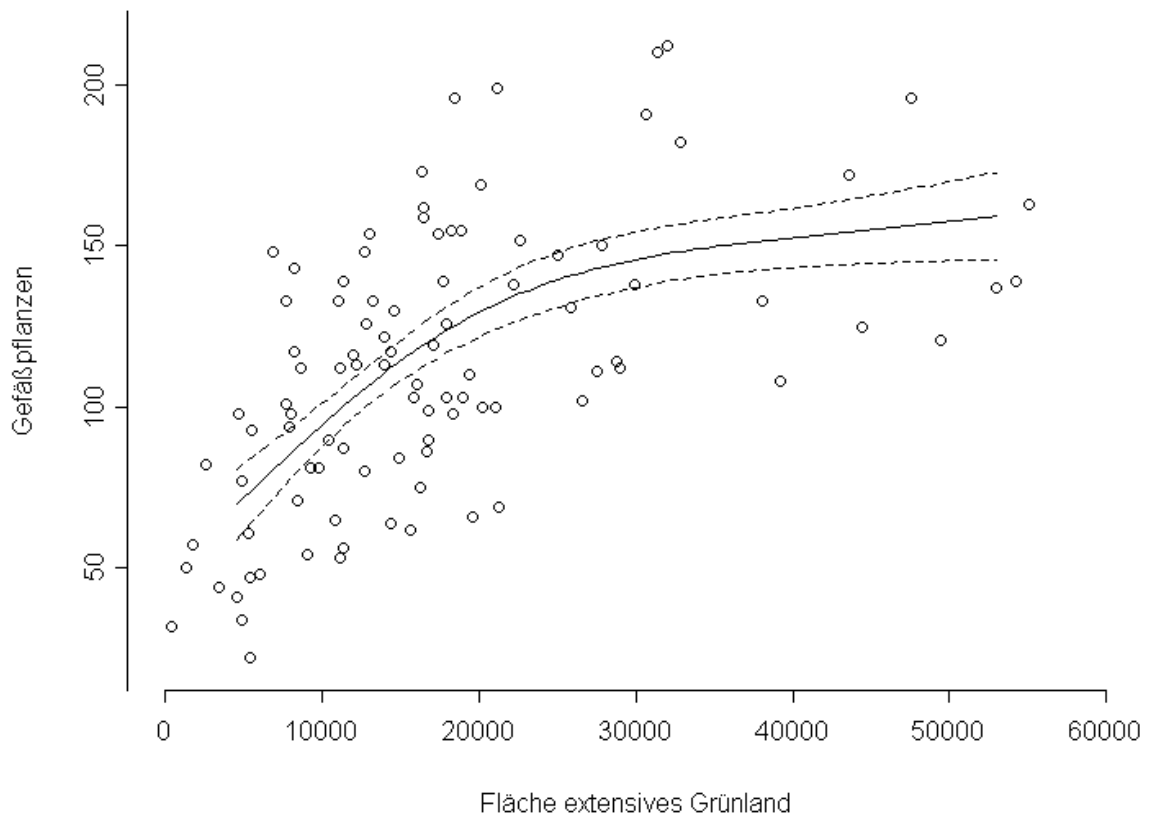


Abb. 40: Zusammenhang zwischen Fläche an extensivem Grünland (in m²) und Artenvielfalt.

Vielfalt an Landschaftselementen und Habitaten

Der Zusammenhang zwischen der Vielfalt an Landschaftselementen und Habitaten und Artenzahlen ist am klarsten feststellbar, wenn Habitatvielfalt mit Hilfe des Shannon Index der Biotoptypen ($R^2 = 0,62$) gemessen wird. Es zeigt sich eine klare, schwach nicht lineare, positive Beziehung zwischen Artenzahl und Vielfalt an Landschaftselementen und Habitaten (Abb. 40). Allgemein reagieren die Artenzahlen auf sämtliche Landschaftsdiversitätsindices positiv. Eine vielfältig strukturierte (Kultur-) Landschaft hat daher eine höhere Vielfalt an Arten.

Von methodischem Interesse ist die Reaktion der Artenzahlen auf verschiedene Aggregationsstufen der Habitatvielfalt. Der stärkste Zusammenhang zeigt sich erwartungsgemäß mit den nicht aggregierten Daten ($R^2 = 0,59$). Für diese Auswertung wurden alle 106 Landschaftselement- und Habitatklassen der Freilandkartierung herangezogen.

Fasst man diese Klassifikation zu 40 Gruppen zusammen (Tab. 8; G3), so zeigt sich kaum eine Veränderung im Erklärungswert ($R^2 = 0,57$). Auch eine weitere Reduktion auf 32 Klassen (G2) hat mit einem R^2 von 0,53 noch einen guten Erklärungswert. Erst eine Reduktion auf 13 Klassen (G1) lässt den Zusammenhang deutlich schwächer werden. Ein Vergleich mit CORINE land-cover Daten, die auf einem ähnlich groben Klassifikationschema wie G1 beruhen, ergibt eine noch geringere Korrelation mit den Gefäßpflanzen-Zahlen. Die Ursache dafür ist vermutlich, dass CORINE auf einer Satellitenbildabgrenzung beruht, wohingegen G1 aus Feldkartierungen entstanden ist und eine wesentlich bessere räumliche Auflösung besitzt.

Verwendet man allerdings anstelle der Anzahl der Landschaftselement- und Habitattypen den Shannon Index (siehe 1:1), welcher neben der Anzahl auch die Flächenanteile in die Kalkulation der Habitatdiversität miteinbezieht, so lässt sich der Zusammenhang zwischen Habitatvielfalt und Artenzahlen vor allem auf den größeren Klassifikationsniveaus (G1 und G2) deutlich verbessern.

1:1 Der Shannon-Index H' berechnet sich nach folgender Formel:

$$H = - \sum_i p_i \cdot \ln p_i \quad \text{mit } p_i = \frac{n_i}{N}.$$

p_i ist der Anteil des jeweiligen Habitats i an der Gesamtfläche N .

Geometrische Komplexität einer Landschaft

Ebenfalls klar ausgeprägt, linear und positiv ist der Zusammenhang zwischen Artenzahlen der Gefäßpflanzen ($R^2 = 0.56$) und der Randlinienkomplexität (NSCP, Tab. 8 und Abb. 41). Der NSCP-Index stellt ein indirektes Maß für Landnutzungsintensität dar und beschreibt die Komplexität der Grenzen zwischen einzelnen Habitat- oder Nutzungseinheiten, wobei auch die Anzahl der Flächen und somit auch die Größe der Flächen miteinbezogen wird (MOSER et al. 2002). Betrachtet man Landschaften unterschiedlicher Nutzungsintensität, so stellt man fest, dass intensiv agrarisch genutzte Gebiete aus großen rechteckigen Flächen mit geraden Grenzlinien bestehen. Dagegen weisen naturnähere Gebiete eine viel höhere Anzahl an Einzelflächen mit unregelmäßigen, ausgefranzten Grenzen auf. Diese Eigenschaft von Landschaften wird durch den NSCP Index beschrieben.

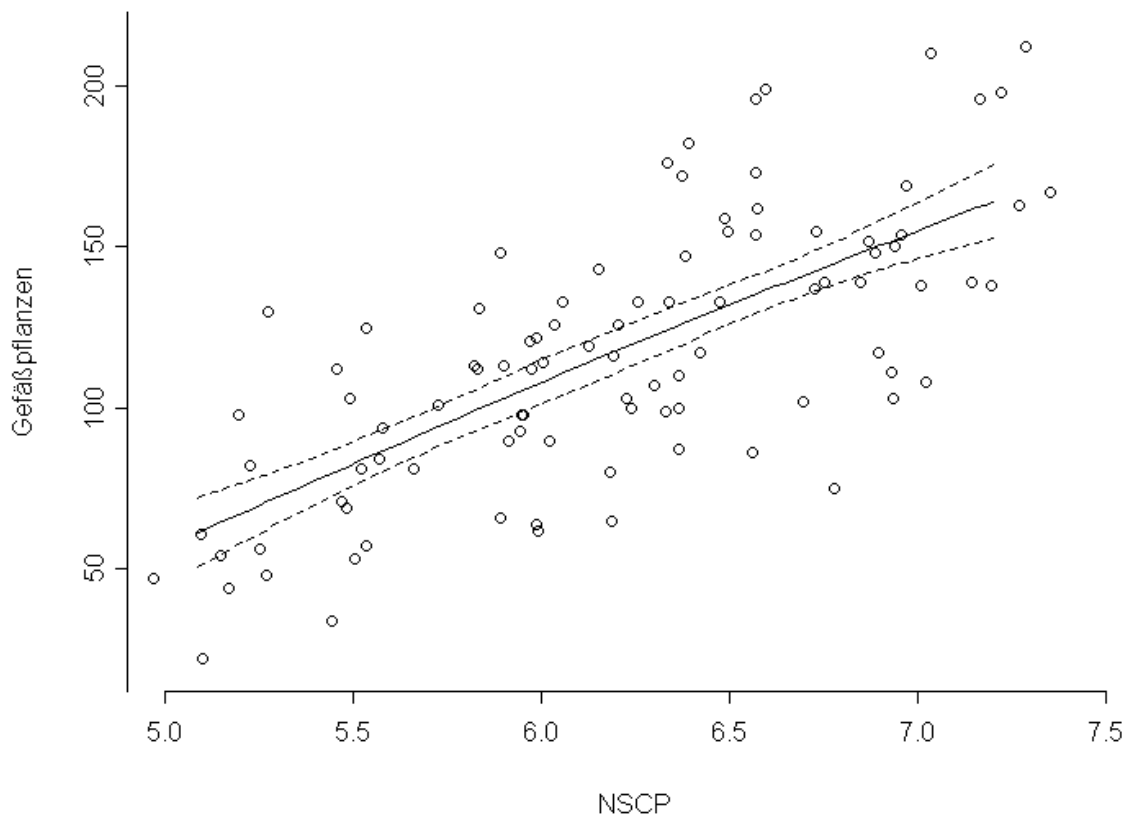


Abb. 41: Zusammenhang zwischen Randlängenkomplexität und Artenvielfalt.

Bodentypenvielfalt

Obwohl es einen theoretisch gut begründbaren Zusammenhang zwischen Bodentypenvielfalt und Artenzahlen geben sollte, reagiert die Artenvielfalt der Pflanzen im BINATS-Projekt überraschender Weise kaum auf Bodentypenvielfalt (Tab. 8, Abb. 42). Ein Grund hierfür könnte darin liegen, dass Bodentypen historische Habitatqualitäten abbilden. Im Laufe der Nutzungsgeschichte wurde das ursprüngliche Habitatmosaik durch die Bewirtschaftung nivelliert, das heißt, die ursprünglich auf den unterschiedlichen Habitaten (mit unterschiedlichen Böden) vorkommende Vegetation wurde durch Äcker oder Wiesen ersetzt, deren Vegetation sich beinahe gleichförmig über verschiedenen Bodentypen legt. Die nun vorkommende Vegetation ist im Wesentlichen von der Bearbeitungsform und nur mehr in sehr geringem Maße von den Bodenfaktoren abhängig. Die Böden hingegen blieben weitgehend als Relikte der ursprünglichen Landschaft erhalten. Beispielsweise bleiben Moorböden nach erfolgter Entwässerung noch lange bestehen (und werden auch als Moorböden in der Bodenansprache bezeichnet), wohingegen die ursprüngliche Moorvegetation bereits einer typischen Mähwiesen- oder einer Ackervegetation gewichen ist.

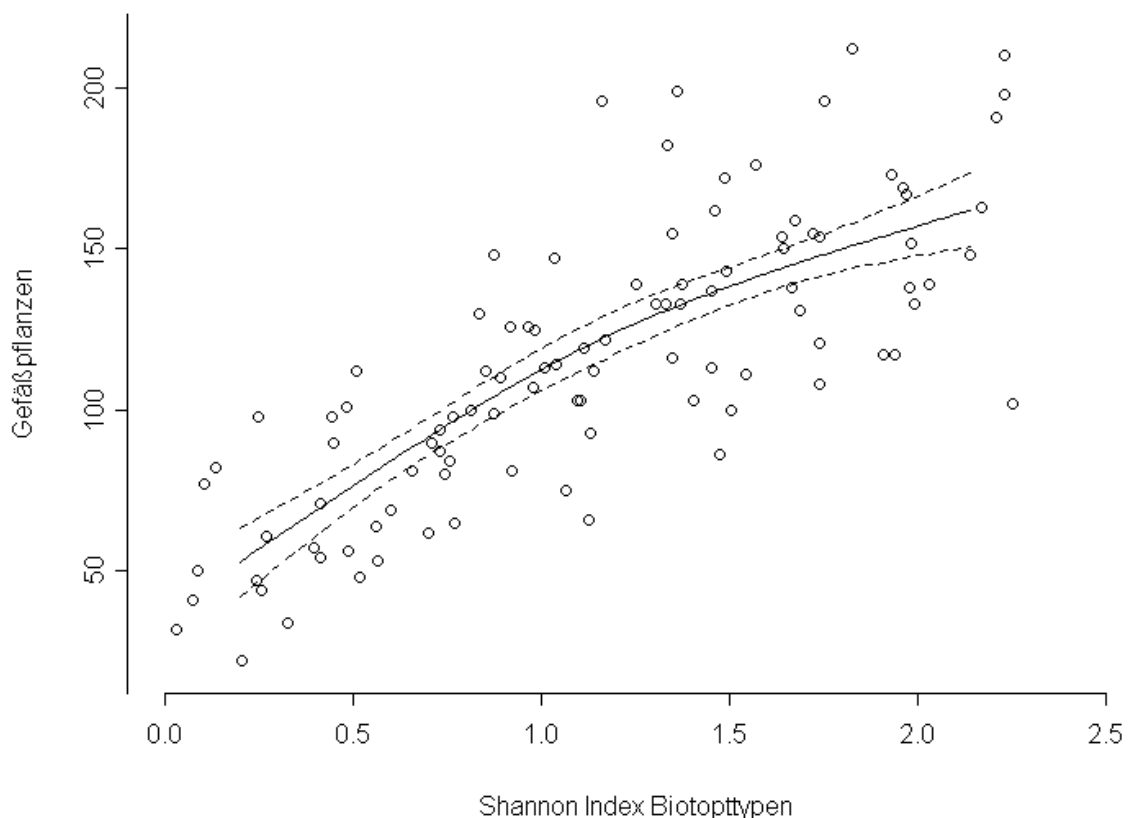


Abb. 42: Zusammenhang zwischen Habitat- (Biotop-) typenvielfalt und Artenvielfalt.

Klima

Erwartungsgemäß waren die Zusammenhänge zwischen Gefäßpflanzen-Artenzahlen und **klimatischen Variablen** weit geringer als die zwischen Gefäßpflanzen-Artenzahlen und die Landschaftsstruktur beschreibenden Variablen. Etwas überraschend war allerdings die Richtung des Zusammenhanges. Es zeigte sich, entgegen bekannter naturräumlicher Gradienten, eine Zunahme der Artenzahl mit

sinkender Temperatur. Erklärbar ist dies durch eine Überprägung des naturräumlichen Gradienten durch die Landnutzung. In höheren, kühleren Gebieten sind durch geringere Nutzungintensitäten mehr Arten vorhanden als in warmen, tiefer gelegenen und intensiver genutzten Gebieten. Die Zusammenhänge mit **Niederschlag** sind äußerst schwach und zeigen nur eine geringe Tendenz zu mehr Arten bei höheren Niederschlägen.

Multiple Regressionen

Ein mit Hilfe eines schrittweisen Variablen-Selektions-Verfahrens erstelltes multiples Regressionsmodell enthält nur zwei unabhängige Variablen: den Shannon-Index der Habitat- (Biotop-) typenvielfalt und die Jahresniederschlagssumme. Der bei weitem größere Teil der Varianz wird dabei von der Vielfalt an Landschaftselementen und Habitaten erklärt. Integriert man die Habitatvielfalt (als die Variable mit dem höchsten Erklärungswert) in ein multivariates Modell, so kommt als einzige Variable der Sommerniederschlag ins Modell herein. Alle anderen Variablen sind zusammen mit der Vielfalt an Landschaftselementen und Habitaten nicht signifikant. Allerdings trägt der Jahresniederschlag nur unwesentlich zur Verbesserung des Modells bei:

Coefficients:

	Value	Std. Error	t	Pr(> t)
Intercept	60.94681	12.30550	4.953	3.132e-06
nsjahr	-0.03741	0.01435	-2.607	1.058e-02
Shannon_BT	82.96363	11.33090	7.322	7.513e-11
Shannon_BT'	-29.26743	14.05889	-2.082	4.002e-02

Residual standard error: 26.19 on 96 degrees of freedom

Adjusted R-Squared: 0.641

Wie schon in der Darstellung der univariaten Analysen diskutiert, ist der Zusammenhang zwischen der Vielfalt an Landschaftselementen und Habitaten und der Gefäßpflanzen-Artenzahlen positiv, das heißt, die Artenzahl steigt mit zunehmender Habitatdiversität (Abb. 43a). In Kombination mit der Habitatvielfalt wird der Effekt des Jahresniederschlags auf die Artenzahlen negativ (Abb. 43b). Dies bedeutet, dass bei gleicher Habitatvielfalt niederschlagsärmere Gebiete höhere Artenzahlen aufweisen, entsprechend dem großräumigen Trend der Artenvielfalt in Österreich, die zum niederschlagsärmeren pannonischen Raum hin zunimmt.

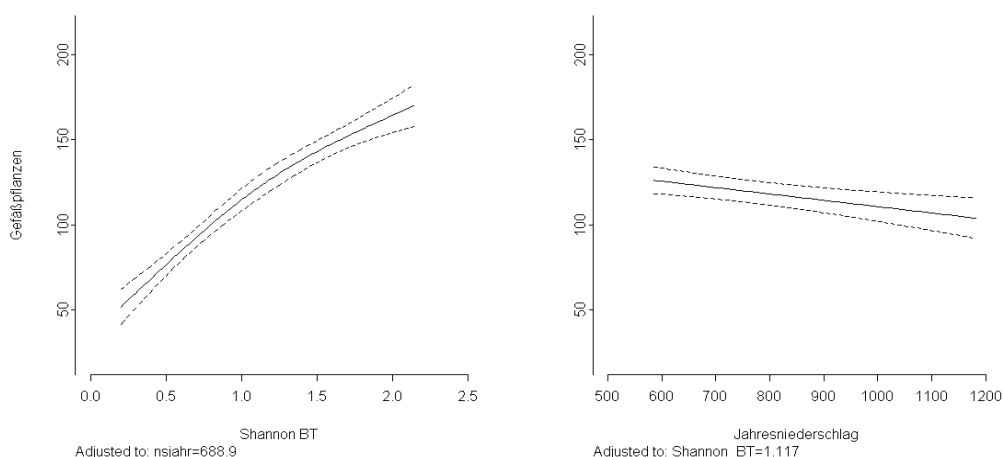


Abb. 43: Multivariate Zusammenhänge: a) Zusammenhang zwischen Artenzahl der Gefäßpflanzen und der Vielfalt an Landschaftselementen und Habitaten (Shannon Index der Biotoptypen) bei mittlerem Wert der Variable Jahresniederschlag; b) Zusammenhang zwischen Artenzahl der Gefäßpflanzen und Jahresniederschlag bei mittlerem Wert der Variable Habitattypenvielfalt.

Schließt man die Habitatvielfalt aus der Variablenselektion aus, so erhält man ein Modell mit Jahresniederschlag, Acker und Weingarten, sowie extensivem Grünland als relevante unabhängige Variablen.

Coefficients:

	Value	Std. Error	t	Pr(> t)
Intercept	1.842e+02	2.632e+01	7.0011	3.590e-10
nsjahr	-4.268e-02	1.741e-02	-2.4520	1.603e-02
AckerWG	-3.276e-05	6.580e-05	-0.4979	6.197e-01
AckerWG'	-4.020e-04	7.364e-05	-5.4586	3.820e-07
Gruenlandext	4.885e-04	2.143e-04	2.2790	2.491e-02

Residual standard error: 26.61 on 95 degrees of freedom

Adjusted R-Squared: 0.6293

Abb. 44 zeigt die Zusammenhänge. Entsprechend dem univariaten Fall sinkt die Artenzahl mit zunehmender Fläche an Äckern und Weingärten und steigt mit zunehmender Fläche an extensivem Grünland. Die veränderte, nun lineare Form des Zusammenhangs mit der Fläche an extensivem Grünland (vgl. Abb.) ist durch die gleichzeitige Betrachtung der Variable „Fläche Äcker und Weingärten“ bedingt. Der grundsätzlich positive Zusammenhang ist aber nach wie vor gegeben. Zur Interpretation des Effekts des Jahresniederschlags gilt das oben Gesagte.

Das Fehlen von Acker und Weingarten, sowie von extensivem Grünland im ersten multiplen Modell ist durch die hohe (negative) Korrelation der Vielfalt an Landschaftselementen und Habitaten und der Acker- und Weingarten-Fläche, sowie die positive Korrelation zwischen Habitatvielfalt und extensivem Grünland zu erklären. Mit andern Worten: Homogene Acker- und Weingarten-Flächen weisen geringe Habitatvielfalt auf. Wo viel extensives Grünland vorhanden ist, herrscht üblicherweise generell große Vielfalt an Landschaftselementen und Habitaten vor.

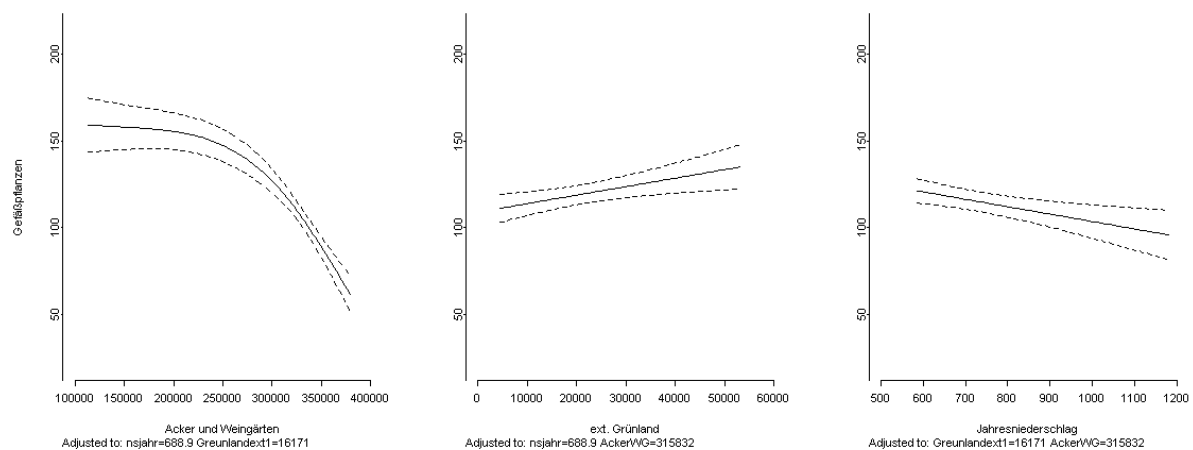


Abb. 44: Multivariate Zusammenhänge: a) Zusammenhang zwischen Artenzahl der Gefäßpflanzen und Fläche von Acker und Weingärten; b) Zusammenhang mit Fläche von extensivem Grünland; c) Zusammenhang mit Jahresniederschlag. Die Zusammenhänge sind jeweils bei Annahme von mittleren Werten der anderen Variablen dargestellt.

Für die Variablenselektion wurde eine simple forward selection, sowie die R-Funktionen `fastbw` (library Design) und `step` (library stats) verwendet. Alle drei Methoden lieferten die gleichen Ergebnisse.

Auswertung Rapsstichprobe

Führt man die Auswertungen getrennt nach Raps- und Mais-Stichprobe durch, so ergeben sich geringfügige Unterschiede. Diese betreffen allerdings keine grundsätzlichen Zusammenhänge, sondern vielmehr die Stärke der Zusammenhänge. Dies ist zum einen durch die geringere Stichprobengröße (und die dadurch bedingte geringere Power der Analysen), sowie durch den flacheren Gradienten der Rapsstichprobe bedingt (Tab. 9).

Tab. 9: Regressionsanalysen - Raps.

Factor	R2	adjR2	d.f.	PartialSS	MS	F	P	Pnlin	sig	sig_nl
Ackerbrachen	0.14	0.12	1.00	12414	12414	7.93	0.007		**	
racs(Ackerbrachen,3)	0.23	0.19	2.00	19820	9910	6.88	0.002	0.028	**	*
racs(Grünland,3)	0.16	0.13	2.00	14106	7053	4.51	0.016	0.009	*	**
Acker und Weingarten	0.29	0.27	1.00	24976	24976	19.15	0.000		***	
racs(Acker und Weingarten,3)	0.57	0.56	2.00	50238	25119	31.63	0.000	0.000	***	***
Grünland ext	0.41	0.39	1.00	35496	35496	32.72	0.000		***	
Biotoptypen	0.54	0.53	1.00	47412	47412	56.68	0.000		***	
G1	0.36	0.34	1.00	31209	31209	26.58	0.000		***	
G2	0.50	0.49	1.00	43452	43452	47.28	0.000		***	
G3	0.53	0.52	1.00	46482	46482	54.31	0.000		***	
Corine	0.18	0.17	1.00	16172	16172	10.87	0.002		**	
Shannon BT	0.61	0.60	1.00	53072	53072	73.86	0.000		***	
Shannon G1	0.45	0.43	1.00	38999	38999	38.55	0.000		***	
racs(Shannon G1,3)	0.50	0.48	2.00	43493	21747	23.19	0.000	0.034	***	*
Shannon G2	0.58	0.57	1.00	50955	50955	66.81	0.000		***	
Shannon G3	0.59	0.58	1.00	51705	51705	69.21	0.000		***	
NSCP	0.49	0.48	1.00	42751	42751	45.79	0.000		***	
Mittlere Hangneigung	0.21	0.19	1.00	18478	18478	12.84	0.001		***	
Bodentypen	0.08	0.06	1.00	7210	7210	4.31	0.043		*	

Landnutzung

Die Acker- und Weingartenfläche erklärt in der Rapsstichprobe mehr oder weniger gleich viel wie in der Gesamtstichprobe (Rapsstichprobe: $R^2 = 0,56$ in Gesamtstichprobe: $R^2 = 0,58$). Auch extensives Grünland hat einen ähnlichen Erklärungswert (Raps: $R^2 = 0,39$, Gesamt: $R^2 = 0,43$). Ebenso ist die Tendenz, dass Intensivgrünland und Ackerbrachen einen geringeren Erklärungswert aufweisen, konsistent mit den Ergebnissen der Gesamtstichprobe.

Landschaftselement- und Habitatvielfalt

Mit einem R^2 von 0.60 erklärt der Shannon Index der Biotoptypen gleich viel wie in der Gesamtstichprobe.

Geometrische Komplexität einer Landschaft

Die Auswertungen der Rapsstichprobe bringen ähnliche Ergebnisse wie die Gesamtstichprobe.

Bodentypenvielfalt

Die Auswertungen der Rapsstichprobe bringen ähnliche Ergebnisse wie die Gesamtstichprobe.

Klima

Bei Reaktion auf Klimavariablen zeigt sich ein deutlicher Unterschied zur Gesamtstichprobe. Die Flächen der Rapsstichprobe sind etwas zentraler über dem Ackerbaugebiet gelegen, wodurch es zu einer deutlichen Verflachung des klimatischen Gradienten kommt. Dadurch werden klimatische Variablen mehr oder weniger konstant gehalten und können die Varianz im Datensatz nicht mehr erklären.

Auswertung Maisstichprobe

Landnutzung

Die Acker- und Weingartenfläche erklärt in der Maisstichprobe beinahe gleich viel wie in der Gesamtstichprobe (Maisstichprobe: $R^2 = 0,55$ in Gesamtstichprobe: $R^2 = 0.58$, Tab. 10). Extensives Grünland hat einen etwas höheren Erklärungswert (Mais: $R^2 = 0.51$, Gesamt: $R^2 = 0.43$). Die Tendenz, dass Intensivgrünland und Ackerbrachen einen geringeren Erklärungswert aufweisen, ist wiederum konsistent mit den Ergebnissen der Gesamtstichprobe.

Landschaftselement- und Habitatvielfalt

Mit einem R^2 von 0.63 erklärt der Shannon Index der Habitat- (Biotop-) typen etwas weniger als die Anzahl der Habitattypen $R^2 = 0.65$. Der Rest ist konsistent zur Auswertung der Gesamtstichprobe.

Geometrische Komplexität einer Landschaft

Die Randlinienkomplexität erklärt in der Maisstichprobe praktisch gleich viel wie die Biototypenvielfalt (NSCP: $R^2 = 0.64$; Biototypen: $R^2 = 0.65$).

Bodentypenvielfalt

Die Bodentypenvielfalt zeigt für die Maisstichprobe einen deutlich besseren Erklärungswert als für die Raps- und die Gesamtstichprobe (Mais: $R^2 = 0.4$; Raps: $R^2 = 0.06$; Gesamt: $R^2 = 0.22$). Der Grund für die Unterschiede ist aus theoretischer Sicht nicht erklärbar. Die Maisstichprobe deckt zwar einen etwas größeren Raum ab und dadurch ist die Gesamtvielfalt an Bodentypen höher. Dies sollte allerdings keinen Einfluss auf die Bodentypenvielfalt innerhalb der Flächen haben. Daher kommen als Erklärungen am ehesten Inkonsistenzen und unterschiedliche Kartierungsgenauigkeiten in der Bodenkarte in Frage.

Klima

Durch den mit der Gesamtstichprobe gleich großen Klimagradienten - die äußeren Ränder der Gesamtstichprobe werden tendenziell durch Maisstichprobenflächen gebildet - sind die Zusammenhänge mit Temperatur und Niederschlag konsistent mit den Auswertungen der Gesamtstichprobe.

Tab. 10: Regressionsanalysen – Mais.

Faktor	R2	adjR2	d.f.	PartialSS	MS	F	P	Pnlin	sig	sig_nl
rCs(Ackerbrachen,3)	0.13	0.09	2	12262	6131	3.4	0.040	0.026	*	*
Grünland	0.23	0.22	1	22515	22515	14.7	0.000		***	
rCs(Grünland,3)	0.33	0.31	2	32073	16037	11.8	0.000	0.011	***	*
Acker und Weingarten	0.44	0.43	1	42307	42307	37.9	0.000		***	
rCs(Acker und Weingarten,3)	0.57	0.55	2	54557	27279	31.0	0.000	0.001	***	***
Grünland ext	0.29	0.28	1	28091	28091	19.9	0.000		***	
rCs(Grünland ext1,3)	0.53	0.51	2	50700	25350	26.3	0.000	0.000	***	***
Biotoptypen	0.66	0.65	1	63012	63012	91.9	0.000		***	
G1	0.44	0.43	1	42558	42558	38.3	0.000		***	
G2	0.57	0.56	1	54555	54555	63.3	0.000		***	
G3	0.62	0.62	1	59850	59850	79.7	0.000		***	
Corine	0.24	0.23	1	23471	23471	15.6	0.000		***	
rCs(Corine,3)	0.35	0.32	2	33456	16728	12.6	0.000	0.009	***	**
Shannon BT	0.60	0.59	1	57741	57741	72.6	0.000		***	
rCs(Shannon BT,3)	0.64	0.63	2	61530	30765	42.0	0.000	0.027	***	*
Shannon G1	0.50	0.49	1	48325	48325	48.7	0.000		***	
rCs(Shannon G1,3)	0.61	0.60	2	58790	29395	37.2	0.000	0.001	***	***
Shannon G2	0.55	0.55	1	53223	53223	59.8	0.000		***	
rCs(Shannon G2,3)	0.61	0.59	2	58050	29025	36.0	0.000	0.018	***	*
Shannon G3	0.57	0.56	1	54433	54433	63.0	0.000		***	
rCs(Shannon G3,3)	0.62	0.61	2	59875	29938	39.0	0.000	0.011	***	*
NSCP	0.65	0.64	1	62341	62341	89.1	0.000		***	
Eistage	0.20	0.18	1	19261	19261	12.1	0.001		**	
Frosttage	0.28	0.26	1	26816	26816	18.6	0.000		***	
Heiße Tage	0.19	0.17	1	17791	17791	10.9	0.002		**	
Sommertage	0.20	0.19	1	19619	19619	12.3	0.001		***	
Temp Jahr	0.26	0.24	1	24650	24650	16.6	0.000		***	
Temp Jänner	0.18	0.16	1	16818	16818	10.2	0.002		**	
Temp Juli	0.24	0.22	1	22816	22816	15.0	0.000		***	
rCs(Jahresniederschlag,3)	0.14	0.11	2	13790	6895	3.9	0.026	0.048	*	*
Sommerniederschlag	0.11	0.10	1	10932	10932	6.2	0.017		*	
Seehöhe	0.30	0.29	1	28840	28840	20.6	0.000		***	
Mittlere Hangneigung	0.37	0.35	1	35231	35231	27.9	0.000		***	
Bodentypen	0.16	0.14	1	15196	15196	9.0	0.004		**	
rCs(Bodentypen,3)	0.30	0.27	2	28876	14438	10.1	0.000	0.003	***	**
Bodentypengruppen	0.27	0.26	1	26170	26170	18.0	0.000		***	
rCs(Bodentypengruppen,3)	0.43	0.40	2	41092	20546	17.6	0.000	0.001	***	***

Zusammenhang Rote Listen Arten und Gesamtartenvielfalt

Es zeigt sich nur ein schwacher positiver Zusammenhang zwischen Anzahl von Rote Liste Arten und der Gesamtartenzahl der Gefäßpflanzen. Hierzu sind folgende Punkte festzuhalten:

1. Mit steigender Artenzahl in einer Testfläche steigt die statistische Wahrscheinlichkeit, dass Rote Liste Arten gefunden werden, daher der positive Zusammenhang.
2. Bei Rote Liste Arten handelt es sich um gefährdete Arten, die zumeist auch in gefährdeten Habitaten vorkommen. Das heißt, dass Rote Liste Arten vor allem dort auftreten, wo starke anthropogene Einflüsse vorherrschen, die die Arten selten gemacht haben. Viele Rote Liste Arten treten im

Osten auf, dort, wo auch der Mensch im besonderen Maße „seine Spuren“ hinterlassen hat. Ähnlich verhält es sich mit seltenen Habitaten.

Rote Liste Stufen

- 1: CR - vom Aussterben bedroht
- 2: EN - stark gefährdet
- 3: VU – gefährdet
- 4: NT - potenziell gefährdet

Ergebnisse eines GLM (family = poisson, link = log) mit Artenzahlen von Rote Liste Arten *versus* (Gesamtartenzahl der Pflanzen - Artenzahl Rote Liste Arten)

RL 1234

	Df	Deviance	Resid.	Df	Resid. Dev	P(> Chi)
NULL				99	294.465	
VPRL1234	1	67.289		98	227.177	2.345e-16

R2 = 0.23

RL 123

	Df	Deviance	Resid.	Df	Resid. Dev	P(> Chi)
NULL				99	307.25	
VPRL123	1	62.72		98	244.53	2.383e-15

R2 = 0.20

RL 12

	Df	Deviance	Resid.	Df	Resid. Dev	P(> Chi)
NULL				99	106.265	
VPRL12	1	8.787		98	97.478	0.003

R2 = 0.08

Analyse der Artenzahlen der Heuschrecken

Gesamtauswertung aller 100 BINATS-Testflächen

Da die Daten der Heuschreckenartenzahlen einer Poissonverteilung folgen, wurde für die Analysen ein Generalized linear Model GLM (family = poisson, link = log) gerechnet.

Obwohl die Zusammenhänge zwischen unabhängigen Variablen und Artenzahlen für die Heuschrecken generell schwächer sind als bei den Gefäßpflanzen, ergeben sich die gleichen Trends (Tab. 11): ähnlich wie bei den Gefäßpflanzen zeigt die Diversität an Landschaftselementen und Habitaten in Form des Shannon Indexes der Biotoptypenvielfalt den höchsten Erklärungswert (R2 = 0,48; vgl. ZUNA-KRATKY et al. 2009). Gleichfalls zeigen der Anteil von Acker- und Weingärten (R2 = 0,41), sowie die Randlienkomplexität NSCP (0,38) hohe Erklärungswerte.

Tab. 11: Ergebnis der Regression der Artenzahl der Heuschrecken gegen Umweltvariablen: rcs() bezeichnet eine restricted cubic spline Funktion mit 3 Freiheitsgraden (= eine separate Anpassung der Regressionsfunktion in 3 Teilbereichen des Wertebereichs der Umweltvariablen mit Hilfe kubischer Polynome und deren anschließende Verbindung mit Hilfe linearisierter Funktions-Randbereiche); p und p nl geben die Wahrscheinlichkeit des empirischen F-Werts; sig: * - $p < 0.05$, ** - $p < 0.01$, *** - $p < 0.001$.

Faktor	Null Dev	Dev	R2	AIC	d.f. res.	ChiS	P	Pnlin	sig	sig_nl
Ackerbrachen	235.5	216.8	0.08	618.14	98	22.893	0.000		***	
rcs(Ackerbrachen,3)	235.5	206.5	0.12	609.86	97	30.052	0.000	0.001	***	**
Grünland	235.5	220.2	0.06	621.57	98	16.591	0.000		***	
rcs(Grünland,3)	235.5	210.5	0.11	613.82	97	25.762	0.000	0.002	***	**
Acker und Weingarten	235.5	180.0	0.24	581.29	98	60.162	0.000		***	
rcs(Acker und Weing.,3)	235.5	139.9	0.41	543.20	97	88.055	0.000	0.000	***	***
Grünland ext	235.5	181.7	0.23	583.04	98	61.057	0.000		***	
rcs(Grünland ext1,3)	235.5	171.6	0.27	574.89	97	64.368	0.000	0.002	***	**
Biotoptypen	235.5	144.5	0.39	545.84	98	89.619	0.000		***	
rcs(Biotoptypen,3)	235.5	140.2	0.40	543.56	97	86.507	0.000	0.041	***	*
G1	235.5	186.4	0.21	587.74	98	46.056	0.000		***	
rcs(G1,3)	235.5	178.7	0.24	581.99	97	47.152	0.000	0.006	***	**
G2	235.5	153.9	0.35	555.27	98	78.890	0.000		***	
rcs(G2,3)	235.5	149.2	0.37	552.57	97	76.037	0.000	0.033	***	*
G3	235.5	144.5	0.39	545.88	98	87.095	0.000		***	
rcs(G3,3)	235.5	141.1	0.40	544.47	97	84.052	0.000	0.068	***	.
Corine	235.5	190.3	0.19	591.61	98	46.701	0.000		***	
rcs(Corine,3)	235.5	183.5	0.22	586.81	97	49.967	0.000	0.009	***	**
Shannon BT	235.5	130.7	0.45	532.02	98	102.335	0.000		***	
rcs(Shannon BT,3)	235.5	122.4	0.48	525.71	97	99.706	0.000	0.004	***	**
Shannon G1	235.5	167.1	0.29	568.41	98	68.584	0.000		***	
rcs(Shannon G1,3)	235.5	151.0	0.36	554.35	97	74.475	0.000	0.000	***	***
Shannon G2	235.5	132.9	0.44	534.18	98	100.577	0.000		***	
rcs(Shannon G2,3)	235.5	126.2	0.46	529.56	97	97.636	0.000	0.011	***	*
Shannon G3	235.5	133.2	0.43	534.53	98	98.460	0.000		***	
rcs(Shannon G3,3)	235.5	125.0	0.47	528.33	97	95.994	0.000	0.005	***	**
NSCP	235.5	147.8	0.37	549.10	98	84.838	0.000		***	
rcs(NSCP,3)	235.5	146.8	0.38	550.10	97	82.469	0.000	0.321	***	.
Eistage	235.5	211.3	0.10	612.58	98	25.431	0.000		***	
rcs(Eistage,3)	235.5	211.2	0.10	614.58	97	25.418	0.000	0.987	***	.
Frosttage	235.5	206.3	0.12	607.64	98	30.241	0.000		***	
rcs(Frosttage,3)	235.5	205.7	0.13	608.99	97	31.870	0.000	0.418	***	.
Heiße Tage	235.5	224.6	0.05	625.93	98	10.866	0.001		***	
rcs(Heiße Tage,3)	235.5	224.4	0.05	627.69	97	11.226	0.004	0.629	**	.
Sommertage	235.5	223.7	0.05	625.01	98	12.044	0.001		***	
rcs(Sommertage,3)	235.5	223.7	0.05	626.99	97	12.113	0.002	0.884	**	.
Temp Jahr	235.5	221.6	0.06	622.90	98	14.103	0.000		***	
rcs(Temp Jahr,3)	235.5	218.7	0.07	622.03	97	17.814	0.000	0.089	***	.
Temp Jänner	235.5	225.3	0.04	626.64	98	10.566	0.001		**	
rcs(Temp Jänner,3)	235.5	225.1	0.04	628.46	97	10.967	0.004	0.668	**	.
Temp Juli	235.5	223.4	0.05	624.76	98	12.107	0.001		***	
rcs(Temp Juli,3)	235.5	219.7	0.07	623.00	97	16.754	0.000	0.050	***	.
Jahresniederschlag	235.5	234.5	0.00	635.84	98	0.981	0.322		.	
rcs(Jahresniederschlag,3)	235.5	224.3	0.05	627.66	97	10.781	0.005	0.002	**	**
Sommerniederschlag	235.5	235.5	0.00	636.82	98	0.007	0.936		.	
rcs(Sommerniederschlag,3)	235.5	222.8	0.05	626.09	97	12.476	0.002	0.000	**	***
Winterniederschlag	235.5	231.1	0.02	632.43	98	4.251	0.039		*	
rcs(Winterniederschlag,3)	235.5	230.7	0.02	634.08	97	4.515	0.105	0.554	.	.

Faktor	Null Dev	Dev	R2	AIC	d.f. res.	ChiS	P	Pnlin	sig	sig_nl
Seehöhe	235.5	210.2	0.11	611.55	98	26.065	0.000		***	
rcs(Seehöhe,3)	235.5	210.0	0.11	613.29	97	26.774	0.000	0.607	***	.
Mittlere Hangneigung	235.5	174.3	0.26	575.61	98	66.234	0.000		***	
rcs(Mittlere Hangneigung,3)	235.5	169.3	0.28	572.68	97	66.704	0.000	0.027	***	*
Bodentypen	235.5	207.5	0.12	608.88	98	29.324	0.000		***	
rcs(Bodentypen,3)	235.5	190.4	0.19	593.69	97	40.699	0.000	0.000	***	***
Bodentypengruppen	235.5	194.4	0.17	595.69	98	42.323	0.000		***	
rcs(Bodentypengruppen,3)	235.5	184.4	0.22	587.70	97	46.607	0.000	0.002	***	**

Multiple Regressionen

Ähnlich wie bei den Gefäßpflanzen wird das multivariate Modell durch die Variablen Shannon Biotypen und Jahresniederschlag gebildet. Zusätzlich kommt noch die Variable Hangneigung in das Modell hinein:

Factor	Chi-Square	d.f.	P
slopeMean	12.08	1	5e-04
nsjahr	31.87	1	<.0001
Shannon_BT	61.84	2	<.0001
Nonlinear	11.60	1	7e-04
TOTAL	138.86	4	<.0001

Null Dev = 235.5

Dev = 84.1

$R^2 = 0.67$

Es zeigt sich ein positiver Zusammenhang mit Biototypenvielfalt und Hangneigung (Abb. 45), das heißt, mehr Arten bei höherer Habitatvielfalt und stärkerer Hangneigung. Der Zusammenhang mit der Jahrestemperatur ist negativ, das heißt, weniger Arten bei hohen Jahresniederschlägen. Im Gegensatz zu den Gefäßpflanzen ist bei den Heuschrecken auch im univariaten Fall der Zusammenhang mit dem Jahresniederschlag negativ, das heißt, zunehmende Artenzahlen bei sinkendem Niederschlag. Dies deutet darauf hin, dass es anders als bei den Gefäßpflanzen bei den Heuschrecken noch nicht zu einer gänzlichen Umkehrung des Zusammenhangs mit dem Klima gekommen ist, beziehungsweise ist der natürliche Gradient deutlicher ausgeprägt als bei den Pflanzen und ist auch in den Rohdaten sichtbar.

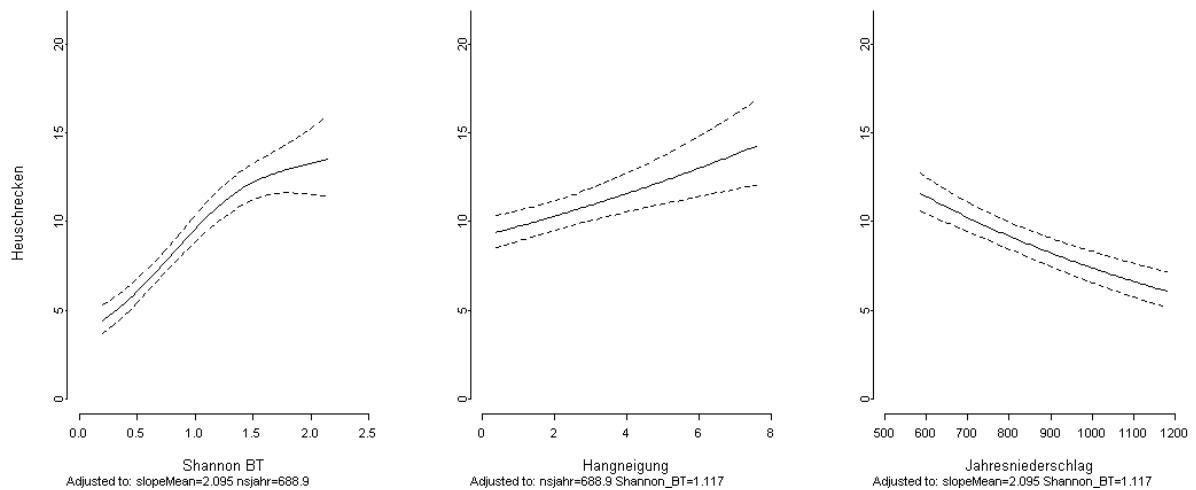


Abb. 45: Multivariate Zusammenhänge: a) Zusammenhang zwischen Artenzahl der Heuschrecken und Vielfalt an Landschaftselementen und Habitaten; b) Zusammenhang mit Hangneigung; c) Zusammenhang mit Jahresniederschlag. Die Zusammenhänge sind jeweils bei Annahme von mittleren Werten der anderen Variablen dargestellt.

Excludiert man die Habitatdiversität, so wird sie durch den Anteil an Acker und Weingarten ersetzt, die anderen beiden Variablen bleiben gleich:

Factor	Chi-Square	d.f.	P
slopeMean	12.33	1	4e-04
nsjahr	33.92	1	<.0001
AckerWG	59.47	2	<.0001
Nonlinear	24.03	1	<.0001
TOTAL	138.53	4	<.0001

Null Dev = 235.5

Dev = 91.2

$R^2 = 0.64$

Der Zusammenhang mit Acker- und Weingartenanteil ist negativ (Abb. 46a), das heißt, es konnten geringere Artenzahlen bei hohen Acker- und Weingartenanteilen festgestellt werden. Die Zusammenhänge mit den anderen Variablen sind diesselben wie oben beschrieben.

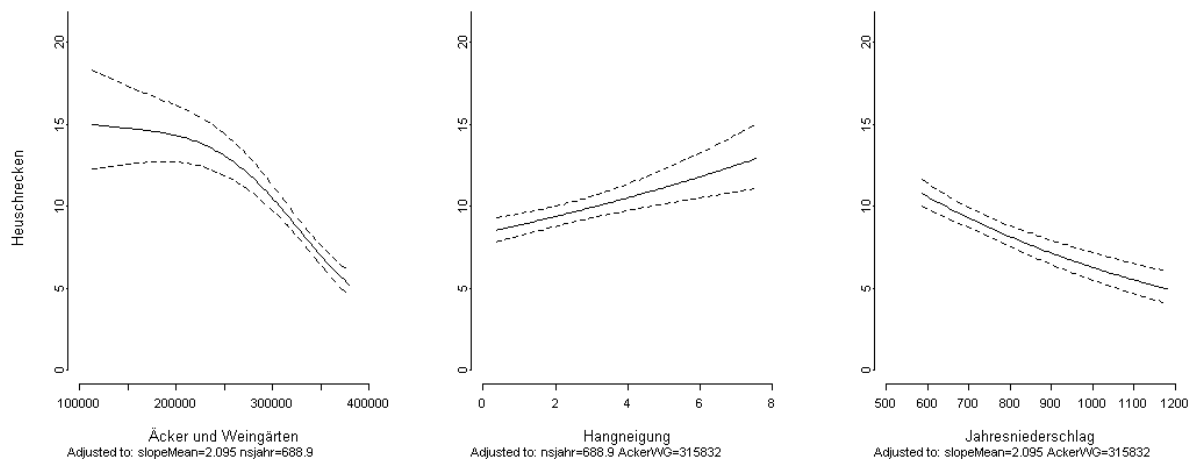


Abb. 46: Multivariate Zusammenhänge. a) Zusammenhang zwischen Artenzahl der Heuschrecken und Fläche von Äcker und Weingärten; b) Zusammenhang mit Hangneigung; c) Zusammenhang mit Jahresniederschlag. Die Zusammenhänge sind jeweils bei Annahme von mittleren Werten der anderen Variablen dargestellt.

Analyse der Artenzahlen der Tagfalter

Gesamtauswertung aller 100 BINATS-Testflächen

Da die Daten der Tagfalterartenzahlen einer Poissonverteilung folgen, wurde für die Analysen ein Generalized linear Model GLM (family = poisson, link = log) gerechnet.

Die Analyse der Tagfalterdaten ergeben ähnliche Zusammenhänge wie die der Gefäßpflanzen und Heuschrecken, allerdings auf einem generell schwächeren Niveau. Die Variablen mit dem besten Erklärungswert sind die Randlinienkomplexität NSCP ($R^2 = 0,23$) und die Vielfalt an Landschaftselementen und Habitaten ($R^2 = 0,22$). Ähnlich hoch ist auch der Erklärungswert der Variable Anteil an Acker und Weingarten ($R^2 = 0,2$).

Tab. 12: Ergebnis der Regression der Artenzahl der Tagfalter gegen Umweltvariablen: rcs() bezeichnet eine restricted cubic spline Funktion mit drei Freiheitsgraden (= eine separate Anpassung der Regressionsfunktion in drei Teilbereichen des Wertebereichs der Umweltvariablen mit Hilfe kubischer Polynome und deren anschließende Verbindung mit Hilfe linearisierter Funktions-Randbereiche); p und p nl geben die Wahrscheinlichkeit des empirischen F-Werts; sig: * - $p < 0.05$, ** - $p < 0.01$, *** - $p < 0.001$.

Faktor	Null Dev	Dev	R2	AIC	d.f.res.	ChiS	P	Pnlm	sig	sig_nl
Ackerbrachen	246.5	239.6	0.03	518.88	98	8.470	0.004		**	
Grünland	246.5	232.7	0.06	512.07	98	15.486	0.000		***	
rcs(Grünland,3)	246.5	222.4	0.10	503.75	97	24.915	0.000	0.001	***	**
Acker und Weingarten	246.5	216.6	0.12	495.91	98	32.744	0.000		***	
rcs(Acker und Weingarten,3)	246.5	197.7	0.20	479.01	97	44.198	0.000	0.000	***	***
Grünland ext	246.5	211.3	0.14	490.59	98	41.223	0.000		***	
Biotoptypen	246.5	191.7	0.22	471.05	98	53.441	0.000		***	
G1	246.5	216.2	0.12	495.52	98	27.841	0.000		***	
G2	246.5	203.2	0.18	482.50	98	41.537	0.000		***	
G3	246.5	197.1	0.20	476.41	98	46.698	0.000		***	
rcs(Corine,3)	246.5	236.2	0.04	517.49	97	10.051	0.007	0.010	**	**
Shannon BT	246.5	197.6	0.20	476.90	98	47.456	0.000		***	
rcs(Shannon BT,3)	246.5	191.8	0.22	473.17	97	45.989	0.000	0.019	***	*
Shannon G1	246.5	215.3	0.13	494.64	98	31.178	0.000		***	
rcs(Shannon G1,3)	246.5	195.5	0.21	476.83	97	40.897	0.000	0.000	***	***
Shannon G2	246.5	204.3	0.17	483.63	98	41.237	0.000		***	
rcs(Shannon G2,3)	246.5	197.9	0.20	479.18	97	40.880	0.000	0.013	***	*
Shannon G3	246.5	200.2	0.19	479.54	98	44.227	0.000		***	
rcs(Shannon G3,3)	246.5	193.2	0.22	474.56	97	43.451	0.000	0.010	***	**
NSCP	246.5	188.9	0.23	468.17	98	54.771	0.000		***	
Eistage	246.5	201.7	0.18	480.99	98	48.710	0.000		***	
Frosttage	246.5	224.6	0.09	503.88	98	22.992	0.000		***	
Heiße Tage	246.5	231.9	0.06	511.23	98	14.370	0.000		***	
Sommertage	246.5	215.2	0.13	494.51	98	32.313	0.000		***	
rcs(Sommertage,3)	246.5	209.3	0.15	490.61	97	41.678	0.000	0.015	***	*
Temp Jahr	246.5	220.9	0.10	500.22	98	26.037	0.000		***	
rcs(Temp Jahr,3)	246.5	211.0	0.14	492.34	97	40.245	0.000	0.001	***	**
Temp Jänner	246.5	226.8	0.08	506.08	98	21.341	0.000		***	
Temp Juli	246.5	224.8	0.09	504.17	98	21.662	0.000		***	
rcs(Temp Juli,3)	246.5	208.0	0.16	489.27	97	43.611	0.000	0.000	***	***
rcs(Sommerniederschlag,3)	246.5	238.1	0.03	519.39	97	8.166	0.017	0.004	*	**
rcs(Winterniederschlag,3)	246.5	239.7	0.03	521.01	97	6.975	0.031	0.010	*	**
Seehöhe	246.5	222.3	0.10	501.61	98	25.234	0.000		***	
Mittlere Hangneigung	246.5	221.7	0.10	500.97	98	26.925	0.000		***	
rcs(Mittlere Hangneigung,3)	246.5	214.5	0.13	495.79	97	30.598	0.000	0.008	***	**
Bodentypen	246.5	231.9	0.06	511.17	98	15.477	0.000		***	
rcs(Bodentypen,3)	246.5	213.0	0.14	494.30	97	28.236	0.000	0.000	***	***
Bodentypengruppen	246.5	220.7	0.10	500.01	98	26.751	0.000		***	
rcs(Bodentypengruppen,3)	246.5	215.5	0.13	496.82	97	27.584	0.000	0.026	***	*

Multiple Regressionen

Die multivariate Analyse der Tagfalterdaten ergibt ein etwas anders Bild als das der beiden anderen Gruppen.

Wald Statistics				Response: S
Factor	Chi-Square	d.f.	P	
tjul	20.22	2	<.0001	
Nonlinear	20.04	1	<.0001	
NSCP	39.42	1	<.0001	
TOTAL	78.17	3	<.0001	

Null Dev = 246.5

Dev = 147.7

$R^2 = 0.41$

Es zeigt sich ein positiver Zusammenhang mit NSCP (Abb. 447), das heißt, es gibt mehr Arten mit steigender Randlinienkomplexität und somit mit sinkender Landnutzungsintensität. Der Zusammenhang mit der Juli-Temperatur ist komplexer: höhere Artenzahl bei geringen und bei hohen Juli-Temperaturen und ein Abfall bei mittleren Temperaturen. Die ökologische Bedeutung dieses komplexen Zusammenhanges ist unklar.

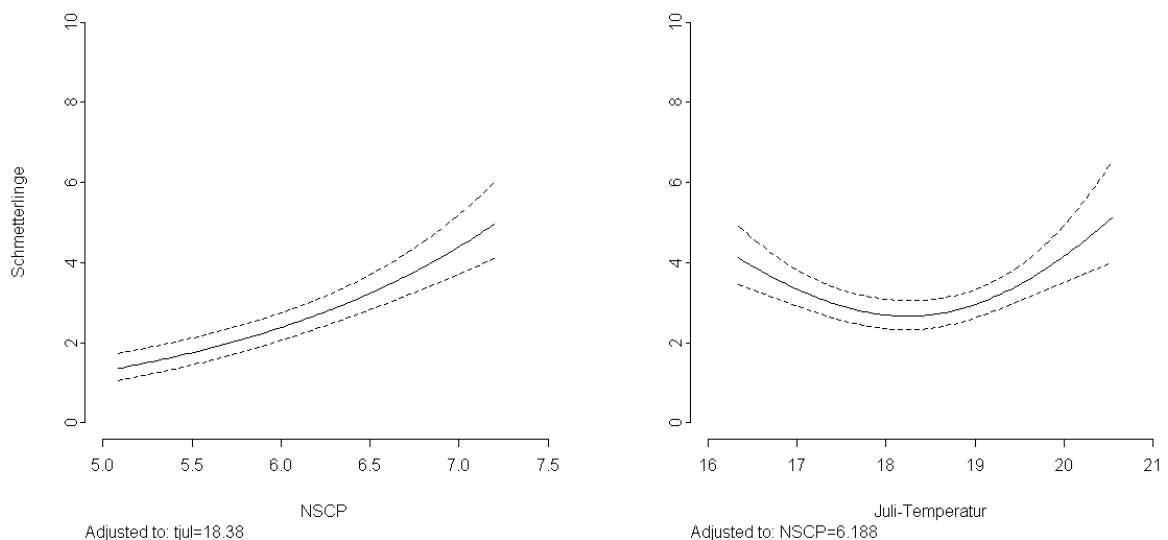


Abb. 47: Multivariate Zusammenhänge. a) Zusammenhang zwischen Artenzahl der Tagfalter mit der Randlinienkomplexität (NSCP); b) Zusammenhang mit der Juli-Temperatur. Die Zusammenhänge sind jeweils bei Annahme von mittleren Werten der anderen Variablen dargestellt.

Gefährdete Arten

Gefäßpflanzen

In Tabelle 13 sind die in den 100 BINATS-Testflächen registrierten Rote Liste-Arten aufgelistet.

Tab. 13: Liste der bei BINATS kartierten österreichweit gefährdeten Pflanzenarten: Gefährdungseinstufungen nach NIKLFELD (1999). RE...ausgestorben; CR...vom Aussterben bedroht; EN...stark gefährdet; VU...gefährdet. Absteigend nach der Gefährdungsstufe und alphabetisch gereiht.

Art	Deutscher Name	Rote Liste
<i>Linaria arvensis</i>	Acker-Leinkraut	RE
<i>Crepis setosa</i>	Borsten-Pippau	CR
<i>Filago vulgaris</i>	Gewöhnliches Filzkraut	CR
<i>Adonis flammaea</i>	Scharlach-Adonis	EN
<i>Anthemis ruthenica</i>	Ruthenische Hundskamille	EN
<i>Carex secalina</i>	Roggen-Segge	EN
<i>Dipsacus laciniatus</i>	Schlitzblatt-Karde	EN
<i>Juncus subnodulosus</i>	Knötchen-Simse	EN
<i>Kickxia elatine</i>	Spießblättriges Tännelkraut	EN
<i>Kickxia spuria</i>	Eiblättriges Tännelkraut	EN
<i>Lactuca saligna</i>	Weiden-Lattich	EN
<i>Lathyrus hirsutus</i>	Rauhhaarige Platterbse	EN
<i>Leonurus marrubiastrum</i>	Katzenschwanz	EN
<i>Lotus pedunculatus</i>	Sumpf-Hornklee	EN
<i>Petrorhagia prolifera</i>	Kopfnelke	EN
<i>Pseudolysimachion orchideum</i>	Orchideen-Blauweiderich	EN
<i>Sagina apetala</i> subsp. <i>apetala</i>	Wimper-Mastkraut	EN
<i>Salix pentandra</i>	Lorbeer-Weide	EN
<i>Thymus kosteleckyianus</i>	Pannonischer Quendel	EN
<i>Torilis arvensis</i>	Acker-Borstendolde	EN
<i>Abies alba</i>	Tanne	VU
<i>Adonis aestivalis</i>	Sommer-Adonis	VU
<i>Adonis vernalis</i>	Frühlings-Adonis	VU
<i>Agrimonia procera</i>	Duft-Odermenning	VU
<i>Ajuga chamaepitys</i>	Acker-Günsel	VU
<i>Anchusa arvensis</i>	Acker-Krummhals	VU
<i>Anthemis cotula</i>	Stink-Hundskamille	VU
<i>Anthriscus caucalis</i>	Hunds-Kerbel	VU
<i>Aster tripolium</i>	Salz-Aster	VU
<i>Atriplex prostrata</i>	Spieß-Melde	VU
<i>Avenula pratensis</i>	Kahler Wiesenhafer	VU
<i>Betula pubescens</i>	Moor-Birke	VU
<i>Bolboschoenus maritimus</i>	Strand-Binse	VU
<i>Bromus commutatus</i>	Verwechselte Trespe	VU
<i>Carex distans</i>	Entferntährige Segge	VU
<i>Carex otrubae</i>	Hain-Segge	VU
<i>Carex riparia</i>	Ufer-Segge	VU
<i>Carex vesicaria</i>	Blasen-Segge	VU
<i>Caucalis platycarpos</i> ssp. <i>platycarpos</i>	Langstachel-Haftdolde	VU
<i>Centaurea cyanus</i>	Kornblume	VU
<i>Cerastium pumilum</i>	Niedriges Hornkraut	VU
<i>Cerastium tenoreanum</i>	Tenore-Hornkraut	VU
<i>Chamaecytisus austriacus</i>	Österreichischer Zwerggeißklee	VU
<i>Chamaecytisus ratisbonensis</i>	Regensburger Zwerggeißklee	VU
<i>Cirsium canum</i>	Grau-Kratzdistel	VU

Art	Deutscher Name	Rote Liste
<i>Dianthus armeria</i>	Rauhe Nelke	VU
<i>Eragrostis pilosa</i>	Haariges Liebesgras	VU
<i>Erysimum repandum</i>	Brachen-Schöterich	VU
<i>Euphorbia platyphyllos</i>	Breitblatt-Wolfsmilch	VU
<i>Euphrasia stricta</i>	Heide-Augentrost	VU
<i>Festuca ovina</i>	Eigentlicher Schaf-Schwingel	VU
<i>Festuca pseudovina</i>	Salz-Schwingel	VU
<i>Festuca valesiaca</i>	Walliser Schwingel	VU
<i>Filipendula vulgaris</i>	Knollen-Mädesüß	VU
<i>Galium glaucum</i>	Blaugrünes Labkraut	VU
<i>Hieracium cymosum</i>	Trugdolden-Habichtskraut	VU
<i>Inula britannica</i>	Wiesen-Alant	VU
<i>Inula ensifolia</i>	Schwert-Alant	VU
<i>Inula hirta</i>	Rauhhaariger Alant	VU
<i>Inula salicina</i>	Weiden-Alant	VU
<i>Juncus gerardii</i>	Salz-Simse	VU
<i>Lactuca quercina</i>	Eichen-Lattich	VU
<i>Lappula squarrosa</i>	Gewöhnlicher Igelsame	VU
<i>Lathyrus latifolius</i>	Breitblättrige Platterbse	VU
<i>Lavatera thuringiaca</i>	Thüringer Strauchpappel	VU
<i>Lilium bulbiferum</i>	Feuer-Lilie	VU
<i>Linum austriacum</i>	Österreichischer Lein	VU
<i>Lotus glaber</i>	Salz-Hornklee	VU
<i>Lotus maritimus</i>	Spargelklee	VU
<i>Malva moschata</i>	Moschus-Malve	VU
<i>Medicago minima</i>	Zwerg-Schneckenklee	VU
<i>Melampyrum arvense</i>	Acker-Wachtelweizen	VU
<i>Muscari comosum</i>	Schopf-Traubenhyazinthe	VU
<i>Myosotis stricta</i>	Sand-Veilchen	VU
<i>Nepeta cataria</i>	Echte Katzenminze	VU
<i>Ornithogalum kochii</i>	Schmalblatt-Milchstern	VU
<i>Papaver argemone</i>	Sand-Mohn	VU
<i>Plantago maritima</i>	Salz-Wegerich	VU
<i>Populus nigra</i>	Schwarz-Pappel	VU
<i>Pseudolysimachion spicatum</i>	Ähren-Blauweiderich	VU
<i>Pulicaria dysenterica</i>	Großes Flohkraut	VU
<i>Pulsatilla pratensis subsp. nigricans</i>	Schwarze Kuhschelle	VU
<i>Ranunculus arvensis</i>	Acker-Hahnenfuß	VU
<i>Ranunculus auricomus agg.</i>	Gold-Hahnenfuß	VU
<i>Ranunculus sceleratus</i>	Gift-Hahnenfuß	VU
<i>Saxifraga granulata</i>	Knöllchen-Steinbrech	VU
<i>Scabiosa canescens</i>	Duft-Skabiose	VU
<i>Scabiosa columbaria</i>	Tauben-Skabiose	VU
<i>Sclerochloa dura</i>	Hartgras	VU
<i>Scorzonera humilis</i>	Niedrige Schwarzwurzel	VU
<i>Sedum telephium</i>	Purpur-Fetthenne	VU
<i>Senecio aquaticus</i>	Wasser-Greiskraut	VU
<i>Sonchus arvensis subsp. uliginosus</i>	Drüsenlose Gänsedistel	VU
<i>Thesium linophyllum</i>	Mittlerer Bergflachs	VU
<i>Trifolium fragiferum</i>	Erdbeer-Klee	VU
<i>Trifolium ochroleucon</i>	Blaßgelber Klee	VU
<i>Ulmus minor</i>	Feld-Ulme	VU
<i>Verbascum phoeniceum</i>	Purpur-Königskerze	VU
<i>Veronica scutellata</i>	Schild-Ehrenpreis	VU
<i>Vulpia myuros</i>	Mäuse-Federschwingel	VU

In Abbildung 48 sind zwei der gefährdeten Arten, *Adonis vernalis* und *Pulsatilla pratensis* subsp. *nigricans*, abgebildet.



Abb. 48: Die gefährdeten Arten a) *Adonis vernalis* und b) und c) *Pulsatilla pratensis* subsp. *nigricans*: registriert auf Testfläche R_38 in Albrechtsfeld (Fotos: N. Sauberer).

Ein weiterer sehr interessanter Sommerfund ist eine laut FISCHER et al. (2005) bereits ausgestorbene Art - in ADLER et al. (1994) wird sie noch als vom Aussterben bedroht geführt -, nämlich *Linaria arvensis* (Acker-Leinkraut, 0) in der Fläche R_99/Probekreis 7 bei Hohenwarth im Weinviertel. Erstaunlich ist, dass es sich hier um eine durchaus sehr intensive Ackerbaugegend handelt.

Heuschrecken

29 der insgesamt 55 erhobenen Heuschreckenarten stehen auf der Roten Liste mit unterschiedlichen Gefährdungseinstufungen (Tab. 14).

Tab. 14: Liste der bei BINATS kartierten österreichweit gefährdeten Heuschreckenarten. Gefährdungseinstufungen (nach BERG et al. 2005): RE...ausgestorben; CR...vom Aussterben bedroht; EN...stark gefährdet; VU...gefährdet. Absteigend nach der Gefährdungsstufe und alphabetisch gereiht.

Artname	RL	Anzahl der Testflächen
<i>Epacromius coerulipes</i>	CR	1
<i>Platycleis veyseli</i>	EN	3
<i>Aiolopus thalassinus</i>	EN	4
<i>Chorthippus dichrous</i>	EN	7
<i>Conocephalus dorsalis</i>	EN	1
<i>Mantis religiosa</i>	EN	14
<i>Melanogryllus desertus</i>	EN	2
<i>Modicogryllus frontalis</i>	EN	2
<i>Stenobothrus crassipes</i>	EN	1
<i>Stenobothrus stigmaticus</i>	EN	4
<i>Calliptamus italicus</i>	VU	22
<i>Chorthippus vagans</i>	VU	1
<i>Ephippiger ephippiger</i>	VU	2
<i>Omocestus haemorrhoidalis</i>	VU	5
<i>Omocestus rufipes</i>	VU	1
<i>Tettigonia caudata</i>	VU	4
<i>Chorthippus albomarginatus</i>	NT	50
<i>Chorthippus mollis</i>	NT	40
<i>Chorthippus montanus</i>	NT	6
<i>Chorthippus oschei</i>	NT	7

Artname	RL	Anzahl der Testflächen
<i>Chrysochraon dispar</i>	NT	31
<i>Conocephalus fuscus</i>	NT	8
<i>Leptophyes albovittata</i>	NT	20
<i>Mecostethus parapleurus</i>	NT	19
<i>Metrioptera (Metrioptera) bicolor</i>	NT	20
<i>Oedipoda caerulescens</i>	NT	15
<i>Platycleis (Platycleis) albopunctata</i>	NT	15
<i>Ruspolia nitidula</i>	NT	9
<i>Tetrix tenuicornis</i>	NT	12

Tagfalter

Insgesamt gehören nur neun der im Rahmen von BINATS sicher bestimmten Tagfalterarten den gefährdeten Arten Österreichs (Tab. 15; HÖTTINGER & PENNERSTORFER 2005) oder den EU-geschützten Arten (FFH-Richtlinie/EWG1992/43, Annex II & IV) an. Vergleicht man die registrierten Individuenzahlen der gefährdeten Arten mit der erhobenen Gesamtindividuenzahl, so sieht man, dass diese weniger als 4% ausmachen. Die registrierten gefährdeten Arten spielen in Ackerlandschaften eine eher untergeordnete Rolle und sind dort vor allem dann zu finden, wenn neben intensiv genutztem Ackerland auch extensiv bewirtschaftetes Grünland vorhanden ist (hohe Habitatvielfalt). Dies spiegelt auch den im Rahmen dieser Untersuchung festgestellten Zusammenhang zwischen Artenvielfalt und Randlinienkomplexität (NSCP) wieder (siehe Kapitel Analyse der Artenzahlen der Tagfalter).

Tab. 15: Auflistung der gefährdeten Tagfalterarten, die auf den 100 BINATS-Testflächen registriert werden konnten. FFH: Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie, NT: RL-Kategorie „near threatened“ (IUCN-Äquivalent für RL4: potenziell gefährdet oder Gefährdung droht), VU: RL-Kategorie „vulnerable“ (IUCN-Äquivalent für RL3: gefährdet), siehe dazu z. B. http://www.bfn.de/0322_kat0.html.

Taxon	Anzahl Ind	Gefährdung
<i>Aricia agestis</i>	1	NT
<i>Carcharodus alceae</i>	2	NT
<i>Iphiclides podalirius</i>	9	NT
<i>Lycaena dispar</i>	8	-/FFH
<i>Maculinea nausithous</i>	9	VU/FFH
<i>Minois dryas</i>	10	NT
<i>Plebejus argus</i>	17	NT
<i>Polyommatus bellargus</i>	1	NT
<i>Polyommatus coridon</i>	7	NT

Maculinea nausithous, der Dunkle Wiesenknopf-Ameisenbläuling, ist eine der wenigen österreichischen Arten, die im Anhang II der europäischen Fauna-Flora-Habitat (FFH)-Richtlinie aufgelistet ist. *Maculinea nausithous* (Abb.49a) besiedelt bevorzugt etwas nährstoffreichere Bereiche feuchter Wiesen (meist in Saumposition) mit Beständen der Raupennährpflanze *Sanguisorba officinalis* (Großer Wiesenknopf). Die Raupen leben in den Blütenköpfen dieser Pflanze, von denen sie ihre Nahrung beziehen. Im späten Sommer - etwa zwischen Ende August und Mitte September - verlassen die Raupen die Pflanzen und werden von Knotenameisen der Gattung *Myrmica* adoptiert (vgl. THOMAS et al. 1989, ELMES & THOMAS 1992). Die Raupen „täuschen“ die Ameisen, indem sie erstens den „Geruch“ ihrer Brut nachahmen und zweitens zuckerhaltige Substanzen ausscheiden, von denen sich die Ameisen gerne ernähren. Im Ameisennest fressen die Raupen dann die Brut der Ameisen. Hier leben sie bis ins nächste Jahr, verpuppen sich gegen Ende des Frühlings und schlüpfen schließlich während der Flugzeiten. Die Habitate sind meist in eher spärlich bewachsenen Hochstaudenfluren vorzufinden.

Dies scheint ebenfalls mit den Ansprüchen des Hauptwirts, der Knotenameise *Myrmica rubra* übereinzustimmen: Es handelt es sich um die häufigste und ökologisch potenteste aller europäischen *Myrmica*-Arten. Diese Art erreicht besonders hohe Dichten in sehr hochgrasigen Wiesen oder Hochstaudenfluren (vgl. SEIFERT 1996). Die Habitate von *M. nausithous* werden oft als Streuwiese bewirtschaftet, zum Teil handelt es sich auch um spät oder unregelmäßig gemähte Randbereiche von etwas intensiver genutzten Feuchtwiesen. Brachliegende Streu- und Feuchtwiesen sind in den ersten Jahren nach Aufgabe der Bewirtschaftung für *M. nausithous* in vielen Fällen auch geeignet. Eine Gefährdung ergibt sich meist durch Intensivierung der Bewirtschaftung (mehr als eine Mahd pro Jahr), durch Melioration der bewirtschafteten Flächen oder durch völlige Aufgabe der Bewirtschaftung gelegentlich gefolgt von Aufforstung entsprechender Flächen (GROS 2004). *Maculinea nausithous* wurde 2007 auf den Mais-Testflächen bei Laakirchen in Oberösterreich, bei Zwettl, bei Thaya und bei Dobersberg - die drei letzten in Niederösterreich - beobachtet, 2008 auf der Raps-Testfläche bei Rauchwart im Burgenland beobachtet.

Eine weitere Art der FFH-Richtlinie, die im Rahmen der Untersuchungen beobachtet wurde, ist der Große Feuerfalter *Lycanea dispar*. In Österreich wird diese Falterart allerdings nicht als gefährdet angesehen (HÖTTINGER & PENNERSTORFER 2005). *Lycanea dispar* besiedelt vor allem sporadisch gestörte, eher nährstoffreiche Offenlandbiotope, meist auf eher feuchtem Boden, wo sich die Raupen von verschiedenen Ampferarten (*Rumex* spp.) ernähren. Die Art kommt nur in klimagünstigen Gebieten vor und ist in Österreich nur in den östlichen Bundesländern nachgewiesen. Für Oberösterreich beispielsweise wird die Art nicht angeführt (HUEMER & TARMANN 1993, HAUSER 1996).

Der Kleine Sonnenröschen-Bläuling *Aricia agestis* kann in Ackerlandschaften vor allem in klimagünstigen Gebieten an extensiv bewirtschafteten und mageren Ackerrändern vorkommen, zählt in Mitteleuropa aber eher zu den Arten der trockenwarmen Magerasen. Die Futterpflanzen der Raupen gehören je nach Region und Lebensraum den Sonnenröschen- (*Helianthemum* spp.), den Storchschnäbel- (*Geranium* spp.) oder den Reiherschnabel-Arten (*Erodium* spp.) an.

Der Malven-Dickkopffalter *Carcharodus alceae* besiedelt bevorzugt besonders klimagünstige Regionen, in Europa ist er vor allem in Mittelmeergebieten häufig vertreten. In solchen Regionen kommt er in verschiedensten, selten bewirtschafteten Habitaten des Offenlandes vor, wo die Futterpflanzen der Raupen, in erster Linie Malvenarten (*Malva* spp.) zu finden sind. Da solche Lebensräume in der modernen, beinahe flächendeckend intensiv bewirtschafteten offenen Landschaft immer seltener werden, ist die Art in Zentraleuropa vielerorts verschwunden. In Österreich konzentrieren sich aktuelle Fundmeldungen - den klimatischen Bedingungen entsprechend - vor allem auf die östlichen Bundesländer.

Der Segelfalter *Iphiclides podalirius* ist eine wärmeliebende Art, die bevorzugt in den östlichen Bundesländern die für ihre Entwicklung günstigen klimatischen Bedingungen vorfindet. Zudem handelt es sich um eine Art der eher großflächigen, gebüschreichen Übergangsbereiche, wo die Art oft Schlehen (*Prunus spinosa*) oder nahe verwandte Straucharten als Raupen-Nährpflanzen nutzt. Solche Lebensräume werden meist als unproduktives Ödland betrachtet und entsprechend zerstört oder der natürlichen Sukzession überlassen, wobei günstige Strukturen nicht langfristig erhalten bleiben.

Der Riedteufel *Minois dryas* besiedelt verschiedenste, eher magere und grasreiche, extensiv bewirtschaftete Lebensräume des Offenlandes oder der Übergangsbereiche. Bei dieser wärmeliebenden Art ist die Gefährdungssituation je nach Bundesland sehr unterschiedlich. In Niederösterreich wird sie zum Beispiel als nicht gefährdet angesehen (HÖTTINGER & PENNERSTORFER 1999), während sie in Oberösterreich, wo sie auch deutlich lokaler vorkommt, stark gefährdet ist (HAUSER 1996). Im benachbarten Salzburg gilt *M. dryas* sogar als vom Aussterben bedroht (EMBACHER 2000). In diesen westlichen Regionen des Untersuchungsgebietes ist diese Art auch strenger an bestimmte Lebensräume gebunden. Im westlichen Oberösterreich und in Salzburg ist *M. dryas* nur in thermisch begünstigten und mageren Niedermoorstreuweisen zu finden. Die Raupen ernähren sich von Gräsern.

Der Argus-Bläuling *Plebejus argus* besiedelt ebenfalls sehr unterschiedliche Lebensräume. In Trockenwarmen Gebieten kommt er zum Beispiel in Trockenrasen vor, in anderen Gebieten - und das trifft auch auf die westlichen Regionen des Untersuchungsgebietes zu - gehört er den typischen Arten der verheideten Hochmoore an. Je nach Lebensraum ernähren sich die Raupen von Schmetterlingsblütlern (Fabaceen) oder von Heidekraut (*Erica* sp.).

Polyommatus coridon (Silbergrüner Bläuling, Abb. 49b) ist eine typische Art der trockenen Magerrasen mit Beständen der Raupennährpflanze *Hippocrepis comosa* (Hufeisenklee). Meistens handelt es sich um extensiv beweidete Magerwiesen oftmals auf kalkreichem Boden. In den mageren Weideflächen der Kalkalpen Österreichs ist diese Tagfalterart noch nicht selten anzutreffen. Anderenorts ist die Art bereits großflächig ausgestorben und nur selten vorkommend. Eine Gefährdung ergibt sich meist durch Intensivierung der Beweidung oder durch völlige Aufgabe der Bewirtschaftung und darauf folgende Sukzession (SETTELE et al. 2005). Individuen des Silbergrünen Bläulings wurden 2007 auf zwei Mais-Testflächen in Ulrichskirchen bei Wolkersdorf und in Großwetzdorf im westlichen Weinviertel, 2008 auf den Raps-Testflächen in Großrust bei St. Pölten und in Kattau im Waldviertel festgestellt.

Der Himmelblaue Bläuling *Polyommatus bellargus* hat ähnliche Ansprüche wie *P. coridon*. Beide Arten nutzen oft dieselben Lebensräume und dieselben Raupennährpflanzen. *P. bellargus* ist allerdings etwas wärmeliebender und ist im Bergland dementsprechend deutlich weniger verbreitet.



Abb. 49: Die gefährdeten Tagfalterarten a) *Maculinea nausithous* (Kopula), b) *Polyommatus coridon*.
Fotos: R. Hainz.

Schutzregelungen zur Erhaltung der Biodiversität in Agrarlandschaften

In diesem Kapitel wird die rechtliche Situation zum Schutz der Biodiversität und Artenvielfalt in Agrarlandschaften beschrieben. Die Ergebnisse der BINATS-Studie werden im Lichte dieser internationalen und nationalen Rahmenbedingungen diskutiert.

Rechtliche Situation

Gemäß des Artikels 15 der österreichischen Bundesverfassung fallen alle Bereiche, die nicht explizit in der Verfassung geregelt werden, in den Kompetenzbereich der neun Bundesländer: „Soweit eine Angelegenheit nicht ausdrücklich durch die Bundesverfassung der Gesetzgebung oder auch der Vollziehung des Bundes übertragen ist, verbleibt sie im selbständigen Wirkungsbereich der Länder.“ Daher werden Schutz und Förderung der Natur und der Biodiversität in Österreich durch neun Landesgesetze geregelt. Im Gegensatz zu allen anderen Staaten der Europäischen Union besteht keinerlei Rahmengesetz des Bundes für diesen Themenbereich. Nur in einigen wenigen Ausnahmefällen wurden sogenannte 15a-Vereinbarungen unterzeichnet, bei denen Bund und Länder Vereinbarungen über Angelegenheiten ihres jeweiligen Wirkungsbereiches schließen können. Diese Ausnahmeregelungen wurden etwa bei Errichtung und Management von Nationalparks zwischen dem Bund und dem jeweiligen Land getroffen.

Die neun Landesgesetze weisen zum Teil deutlich abweichende Regelungen auf. Zentral ist jedoch überall der Gebietsschutz (Naturschutzgebiete etc.) oder auch die Bewilligungs- und Anzeigepflicht bei beispielsweise Bauvorhaben in der freien Landschaft. In einigen Bundesländern trat in den letzten Jahren ein genereller Schutz bestimmter Lebensräume (zum Beispiel Feuchtgebiete, Trockenrasen, Gletscher) in Kraft. In allen Bundesländern gibt es Regelungen zum Schutz der wildwachsenden Pflanzenarten und der Tierarten, die sogenannten Artenschutzverordnungen. Hier werden bestimmte Arten namentlich aufgelistet. Für diese Arten besteht entweder ein vollkommener oder ein teilweiser Schutz. Ein vollkommener oder besonderer Schutz bedeutet, dass es rechtlich verboten ist, „Pflanzen oder Teile davon auszugraben oder von ihrem Standort zu entfernen, zu beschädigen oder zu vernichten, in frischem oder getrocknetem Zustand zu erwerben, zu verwahren, weiterzugeben, zu befördern oder feilzubieten. Dieser Schutz bezieht sich auf sämtliche ober- und unterirdische Pflanzenteile“ (ein Beispiel zum besonderen Schutz aus dem NÖ Naturschutzgesetz).

Weiters wurden vom Bund, in Abstimmung mit den Bundesländern, einige internationale Abkommen unterzeichnet. Das Bedeutendste ist die Biodiversitäts-Konvention (Convention on Biological Diversity, CBD) von Rio. Dieses internationale Abkommen wurde im Jahr 1992 auf der Konferenz der Vereinten Nationen über Umwelt und Entwicklung (UN Conference on Environment and Development, UNCED) in Rio de Janeiro beschlossen und von 169 Staaten unterzeichnet. Es ist die wichtigste internationale Übereinkunft zum Biodiversitätsschutz, die über zahlreiche zusätzliche Protokolle und Zielformulierungen verfügt. So baut etwa die Globale Strategie zum Schutz der Pflanzen auf die CBD auf. Die wesentlichen Ziele der CBD umfassen den Schutz der biologischen Vielfalt und die nachhaltige Nutzung ihrer Bestandteile. Biologische Vielfalt erstreckt sich dabei auf genetische Ressourcen, Arten, sowie gesamte Ökosysteme. Ein weiterer wichtiger Punkt ist der geregelte Zugang zu genetischen Ressourcen, sowie die gerechte Aufteilung der Gewinne, die aus diesen erzielt werden können. Das Übereinkommen über die biologische Vielfalt wurde 24.3.1995 vom österreichischen Nationalrat beschlossen (Bundesgesetzblatt 213).

Ganz wesentlich wirkte sich auch der Beitritt Österreichs zur Europäischen Union aus. Neben vielen anderen Regelungen wurden auch Fauna-Flora-Habitat- (kurz: FFH-) und Vogelschutz-Richtlinie von Österreich übernommen und in den neun Landesgesetzen rechtlich fixiert. Neben einem expliziten Gebietsschutz (Natura 2000-Netzwerk) für gemeinschaftlich bedeutende Lebensräume und Arten, nehmen einige Artikel in diesen Richtlinien auch auf den Schutz der Biodiversität abseits der Schutzgebiete Bezug. Beispielsweise steht im Artikel 10 der FFH-Richtlinie geschrieben: *„Die Mitgliedsstaaten werden sich dort, wo sie dies im Rahmen ihrer Landnutzungs- und Entwicklungspolitik, insbesondere zur Verbesserung der ökologischen Kohärenz von Natura 2000, für erforderlich halten, bemühen, die Pflege von Landschaftselementen, die von ausschlaggebender Bedeutung für wildlebende Tiere und Pflanzen sind, zu fördern.“* Explizit werden als Landschaftselemente danach zum Beispiel Fließgewässer, Feldraine, Gehölze oder Teiche erwähnt. Damit ergibt sich aus der Rechtsmaterie der FFH-Richtlinie ganz klar auch ein Auftrag zum kleinflächigen Schutz der Biodiversität in vorwiegend agrarisch genutzten Gebieten.

Auch wenn der Bund derzeit keine allgemeine rechtliche Kompetenz beim Schutz der in Österreich vorhandenen Biodiversität besitzt, so lässt sich doch erkennen, dass internationale Verpflichtungen und die Regelungen durch die Landesnaturschutzgesetze eine starke rechtliche Basis bilden. Nun stellt sich die Frage, ob in Agrarlandschaften überhaupt noch Pflanzen und Tiere vorkommen, auf die der Begriff Schutzgut zutrifft. Dies wird anhand der im Projekt BINATS registrierten Gefäßpflanzenarten nachfolgend näher erläutert.

Österreichweit gefährdete Pflanzenarten in der Stichprobe von BINATS

Ein wesentliches Kriterium für ein naturschutzfachlich fundiertes Management oder einer möglichen Unterschützstellung eines bestimmten Gebietes ist das Vorkommen gefährdeter Arten. Diese Arten der Roten Liste (NICKLEFELD 1999) tragen ein bestimmtes Risiko (je nach Gefährdungsstufe unterschiedlich stark), in den nächsten Jahrzehnten in Österreich auszusterben, falls der negative Bestandestrend anhält. Somit ist das Vorkommen und die Reichhaltigkeit an gefährdeten Arten ein erstes Indiz für die naturschutzfachliche Relevanz von Gebieten und Lebensräumen. Auf den 100 BINATS-Testflächen beziehungsweise 1.000 Stichproben konnten insgesamt exakt 100 österreichweit gefährdete Pflanzenarten nachgewiesen werden.

Jede Rote Liste spiegelt nur den jeweiligen aktuellen Kenntnisstand wider, das heißt, durch neue Forschungsergebnisse kann sich die Einstufung einer Art ändern. Zudem beruht die hier verwendete, aber weiterhin für Österreich gültige Liste auf dem Forschungsstand von circa Mitte der 1990er-Jahre. Seit diesem Zeitpunkt hat sich der Bestandestrend der einen oder anderen Art verändert. Zu über 90% stimmen die Bewertungen von 1999 jedoch auch heute noch. Ein Beispiel für eine rasche Bestandserholung zeigt die einjährige Art Borsten-Pippau. Noch Anfang der 1990er-Jahre höchst selten und damit als vom Aussterben bedroht eingestuft, konnte sie sich seit Ende der 1990er-Jahre im Osten Österreichs merklich erholen und ausbreiten. Ob dabei vor allem das Brachenprogramm der EU (Stichwort ÖPUL und konjunkturelle Brachen) oder der Klimawandel - der Borsten-Pippau ist eine wärmeliebende Art - oder beide Faktoren zusammen eine wesentliche Rolle spielten, ist nicht geklärt. Die Einstufung für den Borsten-Pippau aus 1999 ist somit zehn Jahre später sicherlich zu revidieren und die Gefährdungskategorie zum Beispiel auf „vulnerable“ zu ändern.

Anhand der BINATS-Ergebnisse ist zu erkennen, dass mit einer zufälligen Stichprobe in einer von Raps- und Maisanbau geprägten Ackerbau Landschaft doch auch eine Vielzahl seltener und gefährdeter Pflanzenarten miterfasst werden konnte.

Landesrechtlich geschützte Pflanzenarten in der Stichprobe von BINATS

Die bei BINATS erhobenen 100 Testflächen liegen in den Bundesländern Burgenland, Kärnten, Niederösterreich, Oberösterreich und Steiermark. Daher wurden die entsprechenden Landesgesetze und Artenschutzverordnungen dieser fünf Bundesländer durchgesehen. Geprüft wurde, ob eine bei BINATS gefundene Pflanzenart durch zumindest eines der fünf Landesgesetze vollkommen geschützt wird.

Die Analyse der BINATS-Daten zeigt, dass insgesamt 191 der 900 bei BINATS kartierten Pflanzenarten in zumindest einem Bundesland rechtlich vollkommen geschützt sind (siehe Tab. 16). Der Großteil der österreichweit gefährdeten Pflanzenarten finden sich in den Landesgesetzen wieder. Lediglich fünf österreichweit gefährdete Arten scheinen nicht als vollkommen geschützt in den Artenschutzverordnungen der Bundesländer Burgenland, Kärnten, Niederösterreich, Oberösterreich und Steiermark auf: *Cerastium pumilum*, *Festuca ovina*, *Populus nigra*, *Sedum telephium* und *Ulmus minor*.

Tab. 16: Liste der bei BINATS kartierten und landesrechtlich geschützten Gefäßpflanzenarten.

Art	Deutscher Name	B	K	NÖ	OÖ	St
<i>Abies alba</i>	Tanne	x				
<i>Adonis aestivalis</i>	Sommer-Adonis	x	x			
<i>Adonis flammea</i>	Scharlach-Adonis	x				
<i>Adonis vernalis</i>	Frühlings-Adonis	x		x		
<i>Agrimonia procera</i>	Duft-Odermenning	x				x
<i>Agrostis canina</i>	Sumpf-Straußgras	x				
<i>Ajuga chamaepitys</i>	Acker-Günsel	x				
<i>Allium carinatum</i>	Kiel-Lauch	x				
<i>Allium oleraceum</i>	Glocken-Lauch				x	
<i>Allium scorodoprasum</i>	Schlangen-Lauch		x			x
<i>Alyssum alyssoides</i>	Kelch-Steinkraut		x			
<i>Anchusa arvensis</i>	Acker-Krummhals	x				
<i>Anthemis cotula</i>	Stink-Hundskamille	x				
<i>Anthemis ruthenica</i>	Ruthenische Hundskamille	x				
<i>Anthriscus caucalis</i>	Hunds-Kerbel	x				
<i>Aquilegia vulgaris</i>	Gewöhnliche Akelei	x		x		
<i>Asperugo procumbens</i>	Schlangenäuglein					x
<i>Aster amellus</i>	Berg-Aster	x	x		x	
<i>Aster tripolium</i>	Salz-Aster	x		x		
<i>Astragalus cicer</i>	Kicher-Tragant		x			
<i>Astragalus onobrychis</i>	Esparsetten-Tragant		x			
<i>Atriplex prostrata</i>	Spieß-Melde	x				
<i>Avenula pratensis</i>	Kahler Wiesenhafer	x				
<i>Betula pubescens</i>	Moor-Birke	x	x			
<i>Bolboschoenus maritimus</i>	Strand-Binse	x				
<i>Bothriochloa ischaemum</i>	Bartgras				x	
<i>Bromus commutatus</i>	Verwechselte Trespe	x	x			
<i>Bromus japonicus</i>	Hänge-Trespe	x				
<i>Bryonia dioica</i>	Rote Zaunrübe	x	x			
<i>Buglossoides purpureocaerulea</i>	Purpurbauer Steinsame	x				
<i>Caltha palustris</i>	Sumpfdotterblume	x				
<i>Carex distans</i>	Entferntährige Segge	x				
<i>Carex otrubae</i>	Hain-Segge	x				
<i>Carex praecox</i>	Früh-Segge					x
<i>Carex riparia</i>	Ufer-Segge		x			x
<i>Carex rostrata</i>	Schnabel-Segge	x				
<i>Carex secalina</i>	Roggen-Segge	x		x		
<i>Carex vesicaria</i>	Blasen-Segge				x	

Art	Deutscher Name	B	K	NÖ	OÖ	ST
<i>Carlina acaulis</i>	Silberdistel				x	
<i>Carlina vulgaris</i>	Kleine Golddistel				x	
<i>Caucalis plat. ssp. platycarpus</i>	Langstachel-Haftdolde	x	x			
<i>Centaurea cyanus</i>	Kornblume	x				
<i>Centaurea triumfettii</i>	Bunte Flockenblume	x	x			
<i>Cerastium tenoreanum</i>	Tenore-Hornkraut	x				x
<i>Chaerophyllum bulbosum</i>	Kerbelrübe					x
<i>Chaerophyllum temulum</i>	Taumel-Kälberkropf					x
<i>Chamaecytisus austriacus</i>	Österr. Zwerggeißklee	x			x	
<i>Chamaecytisus ratisbonensis</i>	Regensburger Zwerggeißklee				x	
<i>Chondrilla juncea</i>	Ruten-Knorpellattich					x
<i>Cirsium canum</i>	Grau-Kratzdistel					x
<i>Conium maculatum</i>	Echter Schierling	x				
<i>Convallaria majalis</i>	Maiglöckchen	x				
<i>Cornus mas</i>	Dirndlstrauch		x			
<i>Crataegus laevigata</i>	Zweiggriffliger Weißdorn		x			
<i>Crepis paludosa</i>	Sumpf-Pippau	x				
<i>Crepis setosa</i>	Borsten-Pippau	x		x		
<i>Cyclamen purpurascens</i>	Zyklame	x				
<i>Dactylorhiza maculata</i>	Geflecktes Knabenkraut		x	x		
<i>Daphne mezereum</i>	Gewöhnlicher Seidelbast	x	x	x		
<i>Dianthus armeria</i>	Rauhe Nelke	x			x	
<i>Dianthus deltoides</i>	Heide-Nelke	x				
<i>Dipsacus laciniatus</i>	Schlitzblatt-Karde	x	x			x
<i>Echinops sphaerocephalus</i>	Bienen-Kugeldistel	x				
<i>Epipactis helleborine agg.</i>	Breitblättrige Stendelwurz	x	x	x	x	
<i>Equisetum fluviatile</i>	Schlamm-Schachtelhalm				x	
<i>Equisetum telmateia</i>	Riesen-Schachtelhalm				x	
<i>Eragrostis pilosa</i>	Haariges Liebesgras	x		x		
<i>Eryngium campestre</i>	Feld-Mannstreu				x	
<i>Erysimum repandum</i>	Brachen-Schöterich		x			
<i>Euphorbia platyphyllos</i>	Breitblatt-Wolfsmilch					x
<i>Euphrasia stricta</i>	Heide-Augentrost	x				
<i>Falcaria vulgaris</i>	Sichelmöhre		x			
<i>Festuca pseudovina</i>	Salz-Schwingel			x		
<i>Festuca valesiaca</i>	Walliser Schwingel	x				
<i>Filago arvensis</i>	Acker-Filzkraut		x			x
<i>Filago vulgaris</i>	Gewöhnliches Filzkraut	x		x		x
<i>Filipendula vulgaris</i>	Knollen-Mädesüß	x				
<i>Fragaria viridis</i>	Knack-Erdbeere					x
<i>Fumaria vaillantii</i>	Blasser Erdrauch	x	x			
<i>Galium glaucum</i>	Blaugrünes Labkraut	x				
<i>Galium pycnotrichum</i>	Dichthaariges Labkraut		x			
<i>Genista sagittalis</i>	Flügel-Ginster	x				
<i>Geum rivale</i>	Bach-Nelkenwurz	x				
<i>Glechoma hirsuta</i>	Haariger Gundermann	x				
<i>Hepatica nobilis</i>	Leberblümchen	x				
<i>Hieracium cymosum</i>	Trugdolden-Habichtskraut	x	x			x
<i>Holosteum umbellatum</i>	Dolden-Spurre					x
<i>Inula britannica</i>	Wiesen-Alant	x			x	
<i>Inula conyza</i>	Dürrwurz-Alant		x		x	
<i>Inula ensifolia</i>	Schwert-Alant	x			x	
<i>Inula hirta</i>	Rauhhaariger Alant	x	x		x	x
<i>Inula salicina</i>	Weiden-Alant	x			x	
<i>Jasione montana</i>	Sandglöckchen	x	x			
<i>Juncus conglomeratus</i>	Knäuel-Simse	x				
<i>Juncus gerardii</i>	Salz-Simse	x				

Art	Deutscher Name	B	K	NÖ	OÖ	ST
<i>Juncus subnodulosus</i>	Knötchen-Simse	x	x			
<i>Kickxia elatine</i>	Spießblättriges Tännelkraut	x				
<i>Kickxia spuria</i>	Eiblättriges Tännelkraut	x				
<i>Lactuca quercina</i>	Eichen-Lattich	x				
<i>Lactuca saligna</i>	Weiden-Lattich	x		x		
<i>Lappula squarrosa</i>	Gewöhnlicher Igelsame	x	x			x
<i>Lathyrus hirsutus</i>	Rauhhaarige Platterbse	x				
<i>Lathyrus latifolius</i>	Breitblättrige Platterbse	x				
<i>Lavatera thuringiaca</i>	Thüringer Strauchpappel	x				
<i>Legousia speculum-veneris</i>	Großer Venusspiegel	x				
<i>Leonurus cardiaca</i>	Herzgespann		x			
<i>Leonurus marrubiastrum</i>	Katzenschwanz	x				
<i>Lilium bulbiferum</i>	Feuer-Lilie		x	x	x	
<i>Linaria arvensis</i>	Acker-Leinkraut			x		
<i>Linum austriacum</i>	Österreichischer Lein	x				
<i>Listera ovata</i>	Großes Zweiblatt		x	x	x	
<i>Lotus glaber</i>	Salz-Hornklee	x	x			
<i>Lotus maritimus</i>	Spargelklee	x				
<i>Lotus pedunculatus</i>	Sumpf-Hornklee	x				x
<i>Malva moschata</i>	Moschus-Malve	x				
<i>Medicago minima</i>	Zwerg-Schneckenklee	x	x			x
<i>Melampyrum arvense</i>	Acker-Wachtelweizen	x	x			
<i>Melampyrum sylvaticum</i>	Berg-Wachtelweizen	x				
<i>Melica transsilvanica</i>	Siebenbürger Perlgras	x				x
<i>Mentha aquatica</i>	Wasser-Minze	x				
<i>Muscari comosum</i>	Schopf-Traubenhyazinthe	x	x		x	x
<i>Muscari neglectum</i>	Weinbergs-Traubenhyazinthe	x				x
<i>Myosotis ramosissima</i>	Hügel-Vergißmeinnicht	x				
<i>Myosotis stricta</i>	Sand-Veilchen	x	x			
<i>Nardus stricta</i>	Bürstling				x	
<i>Nepeta cataria</i>	Echte Katzenminze	x				
<i>Nonea pulla</i>	Runzelnüßchen	x				
<i>Ornithogalum kochii</i>	Schmalblatt-Milchstern	x	x			
<i>Papaver argemone</i>	Sand-Mohn	x				
<i>Persicaria bistorta</i>	Schlangen-Knöterich	x				
<i>Persicaria minor</i>	Kleiner Knöterich	x				
<i>Petrorhagia prolifera</i>	Kopfnelke	x				
<i>Peucedanum alsaticum</i>	Elsässer Haarstrang	x				
<i>Peucedanum carvifolia</i>	Kümmel-Haarstrang		x		x	
<i>Plantago maritima</i>	Salz-Wegerich	x				
<i>Poa bulbosa</i>	Zwiebel-Rispengras	x				
<i>Polygonatum latifolium</i>	Auen-Salomonssiegel	x				
<i>Primula elatior</i>	Hohe Schlüsselblume	x				
<i>Primula veris</i>	Echte Schlüsselblume	x			x	
<i>Primula vulgaris</i>	Erd-Primel				x	
<i>Prunus mahaleb</i>	Stein-Weichsel	x				
<i>Pseudolysimachion orchideum</i>	Orchideen-Blauweiderich	x				x
<i>Pseudolysimachion spicatum</i>	Ähren-Blauweiderich	x	x		x	x
<i>Pulicaria dysenterica</i>	Großes Flohkraut	x				
<i>Pulsatilla pratensis</i> ssp. <i>nigricans</i>	Schwarze Kuhschelle	x	x	x	x	x
<i>Quercus pubescens</i>	Flaumeiche		x			
<i>Ranunculus arvensis</i>	Acker-Hahnenfuß	x	x			
<i>Ranunculus auricomus</i> agg.	Gold-Hahnenfuß	x				
<i>Ranunculus polyanthemos</i>	Vielblütiger Hahnenfuß	x				
<i>Ranunculus sardous</i>	Sardischer Hahnenfuß	x				
<i>Ranunculus sceleratus</i>	Gift-Hahnenfuß	x				
<i>Ribes uva-crispa</i> ssp. <i>grossularia</i>	Drüsenborstige Stachelbeere	x				

Art	Deutscher Name	B	K	NÖ	OÖ	ST
<i>Rosa pendulina</i>	Alpen-Rose	x			x	
<i>Sagina apetala</i> ssp. <i>apetala</i>	Wimper-Mastkraut	x				
<i>Salix fragilis</i>	Bruch-Weide	x				
<i>Salix pentandra</i>	Lorbeer-Weide	x		x		
<i>Saxifraga granulata</i>	Knöllchen-Steinbrech	x	x		x	
<i>Scabiosa canescens</i>	Duft-Skabiose	x			x	
<i>Scabiosa columbaria</i>	Tauben-Skabiose	x			x	
<i>Scleranthus perennis</i>	Ausdauerndes Knäuel	x	x			
<i>Sclerochloa dura</i>	Hartgras	x				
<i>Scorzonera humilis</i>	Niedrige Schwarzwurzel				x	
<i>Selinum carvifolia</i>	Kümmelsilge	x				
<i>Senecio aquaticus</i>	Wasser-Greiskraut	x	x			
<i>Silene noctiflora</i>	Acker-Nachtnelke	x				
<i>Sonchus arvensis</i> ssp. <i>uliginosus</i>	Drüsenlose Gänsedistel	x		x		
<i>Spirodela polyrhiza</i>	Vielwurzelige Teichlinse	x				
<i>Stachys recta</i>	Aufrechter Ziest				x	
<i>Stipa capillata</i>	Pfriemengras	x	x			x
<i>Tephrosia crispa</i>	Bach-Aschenkraut	x				
<i>Teucrium scorodonia</i>	Salbei-Gamander	x		x		
<i>Thalictrum minus</i>	Kleine Wiesenraute	x				
<i>Thesium linophyllum</i>	Mittlerer Bergflachs	x	x			x
<i>Thlaspi caerulescens</i>	Voralpen-Täschelkraut	x				
<i>Thymus kosteleckyanus</i>	Pannonischer Quendel	x				
<i>Torilis arvensis</i>	Acker-Borstendolde	x				
<i>Trifolium fragiferum</i>	Erdbeer-Klee	x	x			x
<i>Trifolium ochroleucon</i>	Blaßgelber Klee	x	x			
<i>Trollius europaeus</i>	Trollblume	x				
<i>Typha angustifolia</i>	Schmalblatt-Rohrkolben	x	x	x		
<i>Typha latifolia</i>	Breitblatt-Rohrkolben		x	x	x	
<i>Verbascum phoeniceum</i>	Purpur-Königskerze	x				
<i>Veronica agrestis</i>	Acker-Ehrenpreis	x				
<i>Veronica scutellata</i>	Schild-Ehrenpreis	x			x	
<i>Veronica triphyllos</i>	Finger-Ehrenpreis	x	x			
<i>Veronica vindobonensis</i>	Wiener Ehrenpreis		x			
<i>Vicia lathyroides</i>	Platterbsen-Wicke	x				
<i>Viola alba</i>	Weißes Veilchen	x				
<i>Viola canina</i>	Hunds-Veilchen				x	
<i>Viola suavis</i>	Hecken-Veilchen	x				
<i>Vulpia myuros</i>	Mäuse-Federschwingel	x				

Ökologie und Lebensraumbindung der landesrechtlich geschützten und im Rahmen von BINATS kartierten Pflanzenarten

Eine grobe ökologische Zuordnung der 191 im Rahmen von BINATS kartierten und landesrechtlich geschützten Pflanzenarten - als an Ackerlebensräume gebunden oder nicht - ergibt das folgende Bild. 105 der geschützten Arten sind typisch für Feuchtgebiete, Magerwiesen, Trockenlebensräume, Wälder und andere nicht-agrarische Lebensräume, die aber in enger Verzahnung mit ackerbaulich genutzten Flächen zu finden sind. Die restlichen 86 Arten (Tab. 17) sind typischerweise vorwiegend auf Äckern oder in Weingärten zu finden (segetal), wurden auf Ackerbrachen (Brachen) kartiert oder sie wachsen in ackernahen Ruderallebensräumen und Ackerrainen (ruderal). Die Zuordnung zu einer dieser Kategorien schließt jedoch nicht aus, dass die jeweilige Art nicht auch in anderen Lebensräumen vorkommen kann.

Tab. 17: Liste der segetalen, ruderalen und typischerweise auf Brachen zu findenden Gefäßpflanzenarten. In der Spalte „Rote Liste“ wird die österreichweite und regionale Gefährdung nach NIKLFELD (1999) angeführt. In der Spalte „Vorkommen“ wird grob der Lebensraumschwerpunkt angeführt und in der Spalte „Fundhäufigkeit“ die Anzahl der kartierten Vorkommen bezogen auf die 100 BINATS-Testflächen.

Art	Deutscher Name	Rote Liste	Vorkommen	Fundhäufigkeit
<i>Adonis aestivalis</i>	Sommer-Adonis	3 r!, ralp, rbm, rnl, rsövl	segetal	7
<i>Adonis flammea</i>	Scharlach-Adonis	2 r!, ralp, rnl, rsövl	segetal	1
<i>Ajuga chamaepitys</i>	Acker-Günsel	3 r!, rnl	segetal	2
<i>Allium oleraceum</i>	Glocken-Lauch	rrh	ruderal	5
<i>Allium scorodoprasum</i>	Schlangen-Lauch	rwalp, rnl, rsövl	ruderal	4
<i>Alyssum alyssoides</i>	Kelch-Steinkraut	rnl, rsövl, rwalp	Brachen	2
<i>Anchusa arvensis</i>	Acker-Krummhals	3	segetal	7
<i>Anthemis cotula</i>	Stink-Hundskamille	3 r!, rnalp, rbm, rnl, rsövl	segetal	1
<i>Anthemis ruthenica</i>	Ruthenische Hundskamille	2	segetal	1
<i>Anthriscus caucalis</i>	Hunds-Kerbel	3	Brachen	2
<i>Asperugo procumbens</i>	Schlangenäuglein	ralp, rnl	segetal	2
<i>Astragalus cicer</i>	Kicher-Tragant	rwalp	ruderal	1
<i>Astragalus onobrychis</i>	Esparetten-Tragant	rnl, rsalp	ruderal	1
<i>Atriplex prostrata</i>	Spieß-Melde	3	segetal	3
<i>Bolboschoenus maritimus</i>	Strand-Binse	3 r!, ralp, rnl, rsövl, rbm	segetal	1
<i>Bromus commutatus</i>	Verwechselte Trespe	3	Brachen	4
<i>Bromus japonicus</i>	Hänge-Trespe	ralp, rnl, rsövl	segetal	4
<i>Bryonia dioica</i>	Rote Zaunrübe	rsövl, rkb	ruderal	7
<i>Carex distans</i>	Entferntährige Segge	3 r!, rnl	Brachen	1
<i>Carex otrubae</i>	Hain-Segge	3 r!, rrh	Brachen	2
<i>Carex praecox</i>	Früh-Segge	rnl, rbm	ruderal	2
<i>Carex secalina</i>	Roggen-Segge	2	Brachen	2
<i>Carlina vulgaris</i>	Kleine Golddistel		Brachen	9
<i>Caucalis plat. ssp. platycarpus</i>	Langstachel-Haftdoldel	3 r!, rrh, rkb	segetal	1
<i>Centaurea cyanus</i>	Kornblume	3	segetal	29
<i>Cerastium tenoreanum</i>	Tenore-Hornkraut	3	Brachen	2
<i>Chaerophyllum bulbosum</i>	Kerbelrübe	ralp, rsövl	ruderal	3
<i>Chaerophyllum temulum</i>	Taumel-Kälberkropf	ralp, rnl, rsövl	ruderal	2
<i>Chondrilla juncea</i>	Ruten-Knorpellattich	rnl, sövl	Brachen	5
<i>Cirsium canum</i>	Grau-Kratzdistel	3	Brachen	4
<i>Conium maculatum</i>	Echter Schierling	rnl, rbm, rnalp	ruderal	3
<i>Crepis setosa</i>	Borsten-Pippau	1	Brachen	8
<i>Dipsacus laciniatus</i>	Schlitzblatt-Karde	2 r!, rnl, rsövl	Brachen	3
<i>Echinops sphaerocephalus</i>	Bienen-Kugeldistel	rwalp	Brachen	4
<i>Eragrostis pilosa</i>	Haariges Liebesgras	3 r!, ralp, rnl, rpann	segetal	1
<i>Eryngium campestre</i>	Feld-Mannstreu	rnl	ruderal	14
<i>Erysimum repandum</i>	Brachen-Schöterich	3 r!, rsövl	segetal	2
<i>Euphorbia platyphyllos</i>	Breitblatt-Wolfsmilch	3 r!, rnl, rbm, ralp	segetal	3
<i>Falcaria vulgaris</i>	Sichelmöhre		Brachen	30
<i>Festuca pseudovina</i>	Salz-Schwingel	3	Brachen	2
<i>Filago arvensis</i>	Acker-Filzkraut	ralp, rnl, rsövl	segetal	5
<i>Filago vulgaris</i>	Gewöhnliches Filzkraut	1 r!, rnl, rkb	Brachen	2
<i>Fragaria viridis</i>	Knack-Erdbeere	ralp, rnl, rsövl	Brachen	11
<i>Fumaria vaillantii</i>	Blasser Erdrauch	rnl, rsövl	Segetal	8
<i>Galium pycnotrichum</i>	Dichthaariges Labkraut	rbm	Brachen	3

Art	Deutscher Name	Rote Liste	Vorkommen	Fundhäufigkeit
<i>Holosteum umbellatum</i>	Dolden-Spurre	rnl, rsövl, ralp	segetal	13
<i>Inula conyza</i>	Dürrwurz-Alant		Brachen	9
<i>Jasione montana</i>	Sandglöckchen	rrh, rnl, rsövl, rpann	Brachen	2
<i>Kickxia elatine</i>	Spießblättriges Tännelkraut	2	segetal	3
<i>Kickxia spuria</i>	Eiblättriges Tännelkraut	2	segetal	2
<i>Lactuca saligna</i>	Weiden-Lattich	2	segetal	1
<i>Lappula squarrosa</i>	Gewöhnlicher Igelsame	3	Brachen	1
<i>Lathyrus hirsutus</i>	Rauhhaarige Platterbse	2	Brachen	2
<i>Legousia speculum-veneris</i>	Großer Venusspiegel	rpann, rsövl, rbm, ralp	segetal	1
<i>Leonurus cardiaca</i>	Herzgespann	ralp, rbm, rnl, rsövl	Brachen	2
<i>Linaria arvensis</i>	Acker-Leinkraut	0	segetal	1
<i>Medicago minima</i>	Zwerg-Schneckenklee	3 r!, rnl, rsövl, ralp	Brachen	1
<i>Melampyrum arvense</i>	Acker-Wachtelweizen	3 r!, ralp, rbm, rnl	Brachen	3
<i>Melica transsilvanica</i>	Siebenbürger Perlgras	rnl, rsövl, rbm, ralp	Brachen	2
<i>Muscari comosum</i>	Schopf-Traubenhyazinthe	3 r!, rnl	Brachen	3
<i>Muscari neglectum</i>	Weinbergs-Traubenhyazinthe	ralp, rnl, rsövl	segetal	5
<i>Myosotis ramosissima</i>	Hügel-Vergißmeini	ralp, rbm, rnl, rsövl	Brachen	1
<i>Myosotis stricta</i>	Sand-Veilchen	3	Brachen	1
<i>Nepeta cataria</i>	Echte Katzenminze	3	ruderal	1
<i>Nonea pulla</i>	Runzelnüßchen	rnl	Brachen	1
<i>Ornithogalum kochii</i>	Schmalblatt-Milchstern	3 r!, ralp, rsövl	Brachen	1
<i>Papaver argemone</i>	Sand-Mohn	3 r!, rpann, rnl, ralp	segetal	2
<i>Persicaria minor</i>	Kleiner Knöterich	rpann, rrh	segetal	4
<i>Petrorhagia prolifera</i>	Kopfnelke	2 r!, rnl, rsövl, rbm, ralp	segetal	1
<i>Peucedanum alsaticum</i>	Elsässer Haarstrang	rnl, rsövl, rkb	Brachen	1
<i>Poa bulbosa</i>	Zwiebel-Rispengras	rnl, ralp	Brachen	1
<i>Pulicaria dysenterica</i>	Großes Flohkraut	3	segetal	4
<i>Ranunculus arvensis</i>	Acker-Hahnenfuß	3 r!, rpann, ralp	segetal	4
<i>Ranunculus sardous</i>	Sardischer Hahnenfuß	rnl, rbm, rnalp	segetal	3
<i>Ranunculus sceleratus</i>	Gift-Hahnenfuß	3	segetal	1
<i>Sagina apetala ssp. apetala</i>	Wimper-Mastkraut	2 r!, rnl	Brachen	1
<i>Scleranthus perennis</i>	Ausdauerndes Knäuel	rpann, rkb	Brachen	2
<i>Sclerochloa dura</i>	Hartgras	3	ruderal	6
<i>Silene noctiflora</i>	Acker-Nachtnelke	rnl, rsövl, ralp	segetal	14
<i>Torilis arvensis</i>	Acker-Borstendolde	2 r!, rnl, rsövl	segetal	3
<i>Trifolium fragiferum</i>	Erdbeer-Klee	3 r!, ralp, rnl, rsövl	ruderal	2
<i>Trifolium ochroleucon</i>	Blaßgelber Klee	3 r!, rrh	Brachen	1
<i>Veronica agrestis</i>	Acker-Ehrenpreis	rnl, rbm	segetal	8
<i>Veronica triphyllos</i>	Finger-Ehrenpreis	ralp, rnl	segetal	7
<i>Vicia lathyroides</i>	Platterbsen-Wicke	ralp, rnl, rsövl	Brachen	1
<i>Vulpia myuros</i>	Mäuse-Federschwingel	3	segetal	2

Es darf nicht außer Acht gelassen werden, dass einige sehr seltene Ackerbeikräuter bisher nicht durch das BINATS-Stichprobensystem erfasst werden konnten. Beispiele dafür sind etwa die Kornrade (*Agrostemma githago*) oder auch der Acker-Schwarzkümmel (*Nigella arvensis*). Die in der FFH-

Richtlinie angeführte Art *Lindernia procumbens*, das Büchsenkraut, kommt in Österreich zum Teil auf zeitweise überschwemmten Äckern vor. Für diese und auch andere seltene Segetalarten wurden in der Vergangenheit lokal in Österreich, aber auch in anderen europäischen Staaten bereits gezielte Schutzmaßnahmen durchgeführt.

Danksagung

Wir bedanken uns bei den Auftraggebern, dem Bundesministeriums für Gesundheit und dem Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, für die Finanzierung der Studie BINATS, den regen Informationsaustausch und die ausgezeichnete Zusammenarbeit.

Dem wissenschaftlichen Beirat des BINATS-Projekts, der sich aus Mitarbeitern des Umweltbundesamts zusammensetzte, gilt unser Dank für rege, weiterführende Diskussionen und hilfreiche Beiträge zur Optimierung des BINATS-Monitoringdesigns.

Wir danken Herrn DI Dr. Helmut Höttinger für Methodentests und die Entwicklung des BINATS-Tagfalterdesigns.

Folgende KartiererInnen haben gemeinsam mit dem Projektteam die zweijährigen Freilandarbeiten durchgeführt, das Erhebungsdesign getestet und durch so manch notwendige Freilandanpassung ergänzt und optimiert. Unser Dank gilt DI Manuel Denner, Mag. Roland Hainz, Dr. Karl Hülber, DI Anton Koschuh, Dr. Thomas Moertelmaier, Alexander Panrock, Mag. Christa Renetzeder, Mag. Alois Schmalzer, Mag. Rudolf Schmid, Mag. Ingrid Schmitzberger, Martin Strausz, Mag. Werner Weißmair und Dr. Wolfgang Willner.

Wir danken für die vorzeitige Übermittlung der Feldanleitungen des Projekts „Biodiversitätsmonitoring Schweiz“ (im Auftrag des Bundesamtes für Umwelt BAFU, Bern; Koordinationsstelle BDM-Schweiz; Hintermann & Weber, Reinach), die uns als wichtige Orientierung dienen.

Wir bedanken uns bei den von unseren Freilandarbeiten betroffenen Landwirtinnen und Landwirten für ihre Kooperation, die Erlaubnis, ihre Felder betreten zu dürfen, sowie für interessante Gespräche während der Freilandarbeiten.

Dank gilt der damals fünfjährigen Marlene für den Entwurf des BINATS-Logos.

Referenzen

- ADLER, W., OSWALD, K. & FISCHER, R. 1994: Exkursionsflora von Österreich. Bestimmungsbuch für alle in Österreich wildwachsenden sowie die wichtigsten kultivierten Gefäßpflanzen (Farnpflanzen und Samenpflanzen) mit Angaben über ihre Ökologie und Verbreitung. Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart und Wien: pp. 1180.
- ÁLVAREZ-ALFAGEME, F., ORTEGO, F. & CASTAÑERA, P. 2009: Bt maize fed-prey mediated effect on fitness and digestive physiology of the ground predator *Poecilus cupreus* L. (Coleoptera: Carabidae). *Journal of Insect Physiology*, Vol. 55, Issue 2: 144-150.
- AMTSBLATT 2002/811/EC der Europäischen Gemeinschaften: Entscheidung des Rates vom 3. Oktober 2002 über Leitlinien zur Ergänzung des Anhangs VII der Richtlinie 2001/18/EG des Europäischen Parlaments und des Rates über die absichtliche Freisetzung genetisch veränderter Organismen in die Umwelt und zur Aufhebung der Richtlinie 90/220/EWG des Rates, L 280, 18.10.2002: 27-36.
- AVIRON, S., SANVIDO, O., ROMEIS, F. H. J. & BIGLER, F. 2006: Monitoring effects of GM crops on butterflies: the use of multiscale approaches for general surveillance. *Journal für Verbraucherschutz und Lebensmittelsicherheit* 1, Supplement 1: 85-88.
- BERG, H.-M., BIERINGER, G. & ZECHNER, L. 2005: Rote Liste der Heuschrecken (Orthoptera) Österreichs. In: ZULKA, K. P., Umweltbundesamt (Red.): Rote Listen gefährdeter Tiere Österreichs. Checklisten, Gefährdungsanalysen, Handlungsbedarf. Teil 1: Säugetiere, Vögel, Heuschrecken, Wasserkäfer, Netzflügler, Schnabelfliegen, Tagfalter. Grüne Reihe des Lebensministeriums, Bd. 14/1, Böhlau Verlag, Wien: 167-209.
- BIBBY, C. J., BURGESS, N. D., HILL, D. A. & BAUER, H.-G. 1995: Methoden der Feldornithologie: Bestandserfassung in der Praxis. Neumann Verlag, Radebeul: pp. 270.
- BOGNER, D. & HOLZNER, W. 2005: MOBI-e. Entwicklung eines Konzeptes für ein Biodiversitäts-Monitoring in Österreich. Umweltbüro Klagenfurt.
- BÜHLER, C. 2006: Biodiversity Monitoring in Switzerland: What can we learn for general surveillance on GM crops? *Journal für Verbraucherschutz und Lebensmittelsicherheit* 1, Supplement 1: 37-41.
- BÜHLER, C. 2007: Wunsch und Wirklichkeit – Wie lässt sich ein GVO-Monitoring kosteneffizient realisieren? In: BRECKLING, B., DOLEK, M., LANG, A., REUTER, H. & VERHOEVEN, R. (Hrsg.): GVO-Monitoring vor der Umsetzung. *Naturschutz und Biologische Vielfalt*, Vol. 49, Münster (Landwirtschaftsverlag): 57-69.
- BUNCE, R.G.H., METZGER, M.J., JONGMAN, R.H.G., BRANDT, J., DE BLUST, G., ELENA-ROSELLO, R., GROOM, J., HALADA, L., HOFER, G., HOWARD, D., KOVÁR, R., MÜCHER, S., PADOA-SCHIOPPA, E., PAELINX, D., PALO, A., PEREZ-SOBA, M., RAMOS, I.L., ROCHE, P., SKANES, H., WRBKA, T. 2008: A standardized procedure for surveillance and monitoring European habitats and provision of spatial data. *Landscape Ecology* 23:11-25.
- CHEVRÉ, A.-M., AMMITZBØLL, H., BRECKLING, B., DIETZ-PFEILSTETTER, A., EBER, F., FARGUE, A., GOMEZ-CAMPO, C., JENCZEWSKI, E., JØRGENSEN, R., LAVIGNE, C., MEIER, M.S., DEN NIJS, H.C.M., PASCHER, K., SEGUIN-SWARTZ, G., SWEET, J., STEWART J.R., C.N. & WARWICK, S. 2004: A review on interspecific gene flow from oilseed rape to wild relatives. In: DEN NIJS, H.C.M., BARTSCH, D. & SWEET, J. (Eds): *Introgression from genetically modified plants into wild relatives. Proceedings of the Congress „Introgression from genetically modified plants into wild relatives and its consequences“*, Cabi Publishing Wallingford: 235-251.
- CRAWLEY, M.J. & BROWN, S.L. 2004: Spatially structured population dynamics in feral oilseed rape. *Proceedings of the Royal Society B*. 271: 1909-1916.
- DIVELY, G. P., ROSE, R., SEARS, M. K., HELLMICH, R. L., STANLEY-HORN, D. E., CALVIN, D. D., RUSSO, J. M. & ANDERSON, P.L. 2004: Effects on Monarch Butterfly larvae (Lepidoptera: Danaidae) after continuous exposure to Cry1Ab-expressing corn during anthesis. *Environmental Entomology* 33 (4): 1116-1125.

- DOLEZEL, M., PASCHER, K., JUST, G. & REINER, H. 2002: Abschätzung von Umweltauswirkungen exemplarisch ausgewählter gentechnisch veränderter Pflanzen auf unterschiedliche Standorte in Österreich als Resultat möglicher Freisetzung. Studie im Auftrag des Bundesministeriums für soziale Sicherheit und Generationen, Sektion IX, Forschungsbericht 11/02: pp. 180 + Anhänge und Bildtafeln.
- DOUWES, P. 1976: An area census method for estimating butterfly population numbers. *Journal of Research on the Lepidoptera* 15 (3): 146-152.
- EHRlich, P.R. & A.H. EHRlich 1992: The value of biodiversity. *Ambio* 21: 219-226.
- ELLING, B., NEUFFER, B. & BLEEKER, W. 2009: Sources of genetic diversity in feral oilseed rape (*Brassica napus*) populations. *Basic and Applied Ecology* 10: 544-553.
- ELMES, G. W. & THOMAS, J. A. 1992: Complexity of species conservation in managed habitats: interaction between *Maculinea* butterflies and their ants hosts. *Biodiversity and Conservation* 1: 155 – 159.
- EMBACHER, G. 1996: Rote Liste der Großschmetterlinge Salzburgs. 3. Auflage. Amt der Salzburger Landesregierung, Naturschutzbeiträge 7/96: 1-43.
- ESSL, F., EGGER, G. & ELLMAUER, T. 2002: Rote Liste der gefährdeten Biotoptypen Österreichs. Wälder, Forste, Vorwälder. UBA-Monographien Band 156, Umweltbundesamt, Wien: pp. 104.
- ESSL, F., EGGER, G., KARRER, G., THEISS, M. & AIGNER, S. 2004: Rote Liste der gefährdeten Biotoptypen Österreichs. Grünland, Grünlandbrachen und Trockenrasen; Hochstauden- und Hochgrasfluren, Schlagfluren und Waldsäume; Gehölze der Offenlandschaft, Gebüsche. UBA-Monographien M167, Wien: pp. 272.
- ESSL, F., EGGER, G., POPPE, M., RIPPEL-KATZMAIER, I., STAUDINGER, M., MUHAR, S., UNTERLERCHER, M. & MICHOR, K. 2008: Rote Liste gefährdeter Biotoptypen Österreichs. Binnengewässer, Gewässer- und Ufervegetation, Technische Biotoptypen und Siedlungsbiotoptypen. Neuer Wissenschaftlicher Verlag, Wien: pp. 316.
- FELKE, M., LORENZ, N. & LANGENBRUCH, G.- A. 2002: Laboratory studies on the effects of pollen from Bt-maize on larvae of some butterfly species. *Journal of Applied Entomology* 126: 320-325.
- FIRBANK, L.G., HEARD, M.S., WOIWOD, I.P., HAWES, C., HAUGHTON, A.J., CHAMPION, G.T., SCOTT, R.J., HILL, M.O., DEWAR, A.M., SQUIRE, G.R., MAY, M.J., BROOKS, D.R., BOHAN, D.A., DANIELS, R.E., OSBORNE, J.L., ROY, D.B., BLACK, H.I.J., ROTHERY, P. & PERRY, J.N. 2003: An introduction to the Farm-Scale Evaluations of genetically modified herbicidetolerant crops. *Journal of Applied Ecology*, 40: 2–16.
- FIRBANK, L.G., ROTHERY, P., MAY, M.J., CLARK, S.J., SCOTT, R.J., STUART, R.C., BOFFEY, C.W.H., BROOKS, D.R., CHAMPION, G.T., HAUGHTON, A.J., HAWES, C., HEARD, M.S., DEWAR, A.M., PERRY, J.N. & SQUIRE, G.R. 2006: Effects of genetically modified herbicide-tolerant cropping systems on weed seedbanks in two years of following crops. *Biology Letters* 2: 140–143.
- FISCHER, M.A., ADLER, W. & OSWALD, K. 2005: Exkursionsflora für Österreich, Liechtenstein und Südtirol. Bestimmungsbuch für alle in der Republik Österreich, in der Autonomen Provinz Bozen/Südtirol (Italien) und im Fürstentum Liechtenstein wildwachsenden sowie die wichtigsten kultivierten Gefäßpflanzen (Farnpflanzen und Samenpflanzen) mit Angaben über ihre Ökologie und Verbreitung. 2nd ed., Land Oberösterreich, Biologiezentrum der OÖ Landesmuseen, Linz: pp. 1.392.
- GARDINER, T., HILL, J. & CHESMORE, D. 2005: Review of the methods frequently used to estimate the abundance of Orthoptera in grassland ecosystems. *Journal of Insect Conservation* 9: 151-173.
- GARDINER, T. & HILL, J. 2006: Comparison of three sampling techniques used to estimate the population density and assemblage diversity of Orthoptera. *Journal of Orthoptera-Research* 15: 45-51.
- GATEHOUSE, A.M.R., FERRY, N. & RAEMAEKERS, R.J.M. 2002: The case of the Monarch butterfly: a verdict is returned. *Trend in Genetics* 18 (5): 249-251.
- GATHMANN, A.L., WIROOKS, L., HORTHORN, L.A., BARTSCH, D. & SCHUPHAN, I. 2006a: Impact of Bt maize pollen (MON810) on lepidopteran larvae living on accompanying weeds. *Molecular Ecology* 15: 2677-2685.
- GATHMANN, A.L., WIROOKS, L., ECKERT, J. & SCHUPHAN, I. 2006b: Spatial distribution of *Aglais urticae* (L.) and its host plant *Urtica dioica* (L.) in an agricultural landscape: implications for Bt maize risk assessment and post-market monitoring. *Environmental Biosafety Research* 5: 27-36.

- GROS, P. 2004: Die Verantwortung des Bundeslandes Salzburg für die Erhaltung EU-geschützter Tagfalterarten der FFH-Richtlinie (92/43/EWG) und Vorschlag für die Bewertung dieser Arten in der Roten Liste der gefährdeten Schmetterlinge Salzburgs. *Mitteilungen aus dem Haus der Natur* 16: 97-117.
- GUISAN, A. & THUILLER, W. 2005: Predicting species distributions: offering more than simple habitat models. *Ecology Letters* 8: 993-1.009.
- HAUSER, E. 1996: Rote Liste der Groß-Schmetterlinge Oberösterreichs (Stand 1995). *Beitrag zur Naturkunde Oberösterreichs* 4: 53-66.
- HEISENBERGER, A., TRAXLER, A., DOLEZEL, M., PASCHER, K., KUFFNER, M., MIKLAU, M., GAUGITSCH, H., KASAL, V. & LOOS, S. 2003: Durchführung von Untersuchungen zu einem ökologischen Monitoring von gentechnisch veränderten Organismen. Im Auftrag des Bundesministeriums für soziale Sicherheit und Generationen, Sektion VII, Forschungsbericht 4/03: pp. 310.
- HELLMICH, R.L., SIEGFRIED, B.D., SEARS, M.K., STANLEY-HORN, D.E., DANIELS, M.J., MATTILA, H.R., SPENCER, T., BIDNE, K.G. & LEWIS, L.C. 2001: Monarch larvae sensitivity to *Bacillus thuringiensis*-purified proteins and pollen. *Proc Nat Acad Sci USA* 98: 11925-11930.
- HINTERMANN, U., WEBER, D., ZANGGER, A. & SCHMILL, J. 2002: Biodiversity monitoring in Switzerland BDM – Interim Report. Swiss Agency for the Environment, Forests and Landscape SAEFL. *Environmental Series No.342*.
- HÖTTINGER, H. & PENNERSTORFER, J. 1999: Rote Listen ausgewählter Tiergruppen Niederösterreichs. Tagfalter (Lepidoptera: Rhopalocera & Hesperioidea). Amt der NÖ Landesregierung, St. Pölten: pp. 128.
- HÖTTINGER, H. & PENNERSTORFER, J. 2005: Rote Liste der Tagschmetterlinge Österreichs (Lepidoptera: Papilionoidea & Hesperioidea). In: ZULKA, K.P. (Red.): Rote Listen gefährdeter Tiere Österreichs. Checklisten, Gefährdungsanalysen, Handlungsbedarf. Teil 1: Säugetiere, Vögel, Heuschrecken, Wasserkäfer, Netzflügler, Schnabelfliegen, Tagfalter. *Grüne Reihe des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft* 14/1: 313-354.
- HUEMER, P. & TARMANN, G. 1993: Die Schmetterlinge Österreichs (Lepidoptera). *Museum Ferdinandeum, Innsbruck*: 1-224.
- INGRISCH, S. & KÖHLER, G. 1998: Die Heuschrecken Mitteleuropas. *Die Neue Brehm-Bücherei Bd. 629, Westarp Wissenschaften, Magdeburg*: pp. 460.
- JESSE, L.C.H. & OBRYCKI, J.J. 2000: Field deposition of Bt transgenic corn pollen: lethal effects on the Monarch butterfly. *Oecologia* 125: 241-248.
- JESSE, L.C.H. & OBRYCKI, J.J. 2003: Occurrence of *Danaus plexippus* L. (Lepidoptera: Danaidae) on milkweeds (*Asclepias syriaca*) in transgenic Bt corn agroecosystems. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 97: 225-233.
- KAWATA, M., MURAKAMI, K. & ISHIKAWA, T. 2009: Dispersal and persistence of genetically modified oilseed rape around Japanese harbors. *Environmental Science and Pollution Research* 16: 120-126.
- KOWARIK, I., HEINK, U. & BARTZ, R. 2006: Ökologische Schäden in Folge der Ausbringung gentechnisch veränderter Organismen im Freiland: Entwicklung einer Begriffsdefinition und eines Konzeptes zur Operationalisierung. *Bundesamt für Naturschutz, Bonn, BfN Skripten* 166: pp. 173.
- LANG, A. 2004: Monitoring the impact of Bt maize on butterflies in the field: estimation of required sample sizes. *Environmental Biosafety Research* 3: 55-66.
- LANG, A. & VOJTECH, E. 2006: The effects of pollen consumption of transgenic Bt maize on the common swallowtail, *Papilio machaon* L. (Lepidoptera, Papilionidae). *Basic and Applied Ecology* 7: 296-306.
- LOSEY, J.E., RAYOR, L.S. & CARTER, M.E. 1999: Transgenic pollen harms Monarch larvae. *Nature* 399: 214-215.
- MAAS, S., DETZEL, P. & STAUDT, A. 2002: Gefährdungsanalyse der Heuschrecken Deutschlands. *Verbreitungsatlas, Gefährdungseinstufung und Schutzkonzepte*. Bundesamt für Naturschutz. Bonn, Bad Godesberg.
- MACKEY, B.G. & LINDENMAYER, D.B. 2001: Towards a hierarchical framework for modelling the spatial distribution of animals. *Journal of Biogeography* 28: 1147-1166.

- MEIER, M.S. & HILBECK, A. 2005: Faunistische Indikatoren für das Monitoring der Umweltwirkungen gentechnisch veränderter Organismen (GVO). Verfahren zur Beurteilung und Auswahl. Bonn (Bundesamt für Naturschutz). Naturschutz und Biologische Vielfalt 29: pp. 332.
- MOSER, D., ZECHMEISTER, H.G., PLUTZAR, C., SAUBERER, N., WRBKA, T. & GRABHERR, G. 2002: Landscape shape complexity as an effective measure for plant species richness in rural landscapes. *Landscape Ecology* 17: 657-669.
- MOSER, D., DULLINGER, S., ENGLISCH, T., NIKLFELD, H., PLUTZAR, C., SAUBERER, N., ZECHMEISTER, H.G. & GRABHERR, G. 2005: Environmental determinants of vascular plant species richness in the Austrian Alps. *Journal of Biogeography* 32: 1117-1127.
- NIKLFELD, H. 1998: Mapping the flora of Austria and the eastern Alps. *Revue Valdotaïne d'Histoire Naturelle* 51, Suppl. : 53-62
- NIKLFELD, H. 1999: Rote Liste gefährdeter Pflanzen Österreichs. 2. Auflage, Grüne Reihe des Bundesministeriums für Umwelt, Jugend und Familie 10: pp. 292.
- NIKLFELD H. et al. 2010: Floristic Mapping of Austria and neighbouring regions: Distribution Atlas of the Austrian Flora: <http://www.botanik.univie.ac.at/plantchorology/atlases.htm>
- NISHIZAWA, T., NAKAJIMA, N., AONO, M., TAMAOKI, M., KUBO, A. & SAJI, H. 2009: Monitoring the occurrence of genetically modified oilseed rape growing along a Japanese roadside: 3-year observations. *Environmental Biosafety Research* 8: 33-44.
- Pascher, K. & Gollmann, G. 1999: Ecological risk assessment of transgenic plant releases: an Austrian perspective. *Biodiversity and Conservation* 8, no. 8: 1139-1158.
- PASCHER, K., MACALKA-KAMPFER, S. & REINER, H. 2000: Vegetationsökologische und genetische Grundlagen für die Risikobeurteilung von Freisetzungen von transgenem Raps und Vorschläge für ein Monitoring. Studie im Auftrag des Bundeskanzleramtes, Sektion IX, Bundesministerium für soziale Sicherheit und Generationen, Forschungsberichte 7/00: pp. 153 + pp. 24 Anhang.
- PASCHER, K. & DOLEZEL, M. 2005: Koexistenz von gentechnisch veränderten, konventionellen und biologisch angebauten Kulturpflanzen in der österreichischen Landwirtschaft - Handlungsempfehlungen aus ökologischer Sicht. Im Auftrag des Bundesministeriums für Gesundheit und Frauen, Wien, Forschungsbericht der Sektion IV, Band 2/2005: pp. 317 + Anhang pp. 19.
- PASCHER, K., MOSER, D., TRAXLER, A., FRANK, T., DULLINGER, S., SAUBERER, N., SACHSLEHNER, L., HÖTTINGER, H. & GRABHERR, G. 2007: Untersuchungsdesign zur Erfassung der Biodiversität in österreichischen Ackerbaugebieten. In: BRECKLING, B., DOLEK, M., LANG, A., REUTER, H. & VERHOEVEN, R. (Hrsg.): GVO-Monitoring vor der Umsetzung. Münster (Landwirtschaftsverlag). Naturschutz und Biologische Vielfalt 49: 33-43.
- PASCHER, K., MOSER, D., SACHSLEHNER, L., HÖTTINGER, H., TRAXLER, A., DULLINGER, S., SAUBERER, N., FRANK, T. & GRABHERR, G. 2008a: Monitoring design to evaluate biodiversity in Austrian agricultural regions. Poster presentation, Abstractbook of the conference Implication of GM-Crop Cultivation at Large Spatial Scales GMLS 2008, April 2.-4., Bremen: 54.
- PASCHER, K., MOSER, D., DULLINGER, S., SACHSLEHNER, L., HÖTTINGER, H., TRAXLER, A., SAUBERER, N., FRANK, T. & GRABHERR, G. 2008b: Monitoring design to evaluate biodiversity in Austrian agricultural regions. In: Breckling, B., Reuter, H. & Verhoeven, R. (Eds.): Implications of GM-Crop Cultivation at Large Spatial Scales. *Theorie in der Ökologie* 14. Frankfurt, Peter Lang, <http://www.gmls.eu/index.php?proceedings=ja&call=ja>: 146-150.
- PASCHER, K., MOSER, D., SACHSLEHNER, L., HÖTTINGER, H., SAUBERER, N., DULLINGER, S., TRAXLER, A. & FRANK, T. 2009a: Kartierhandbuch zur Biodiversitätserfassung im Agrarraum: Gefäßpflanzen, Tagfalter, Heuschrecken, sowie Zuordnung von Landschaftsstrukturen zu ausgewählten Biotoptypen. Forschungsbericht im Auftrag der Bundesministerien für Gesundheit, Sektion II und Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien, ISBN 978-3-902611-31-4, pp. 48.
- PASCHER, K., MOSER, D., DULLINGER, S., SACHSLEHNER, L., GROS, P., TRAXLER, A., SAUBERER, N., FRANK, T. & GRABHERR, G. 2009b: Establishment of an Austrian monitoring design of genetically modified plants. Poster presentation on the Fourth International Conference on Coexistence between Genetically Modified (GM) and non-GM based Agricultural Supply Chains - GMCC09, Conference Handbook & Book of Abstracts, 10-12th November 2009, Melbourne, Australia: p. 63.

- PASCHER, K., MOSER, D., DULLINGER, S., SACHSLEHNER, L., GROS, P., TRAXLER, A., SAUBERER, N., FRANK, T. & GRABHERR, G. 2009c: Establishment of an Austrian monitoring design of genetically modified plants. Fourth International Conference on Coexistence between Genetically Modified (GM) and non-GM based Agricultural Supply Chains - GMCC09, 10-12th November 2009, Melbourne, Australia.
- PASCHER, K., MOSER, D., DULLINGER, S., SACHSLEHNER, L., GROS, P., SAUBERER, N., TRAXLER, A., GRABHERR, G. & FRANK, T. 2010a: Setup, efforts and significance of a GMO monitoring program - an Austrian case study. Abstractbook of the conference GMLS II - Implications of GM-Crop Cultivation at Large Spatial Scales", Bremen, 25.-26.3.2010: 19.
- PASCHER, K., MACALKA, S., RAU, D., GOLLMANN, G., REINER, H., GLÖSSL, J. & GRABHERR, G. 2010b: Molecular differentiation of commercial varieties and feral populations of oilseed rape (*Brassica napus* L.). BMC Evolutionary Biology 10: 63. <http://www.biomedcentral.com/1471-2148/10/63>
- PERRY, J.N., DEVOS, Y., ARPAIA, S., BARTSCH, D., GATHMANN, A., HAILS, R.S., KISS, J., LHEUREUX, K., MANACHINI, B., MESTDAGH, S., NEEMANN, G., ORTEGO, F., SCHIEMANN, J. & SWEET, J.B. 2010: A mathematical model of exposure of non-target Lepidoptera to Bt-maize pollen expressing Cry1Ab within Europe. Proc Biol Sci. 277 (1686): 1417-1425.
- PESEL, F.D., LECOMTE, J., EMERIAU, V., KROUTI, M., MESSEAN, A. & GOUYON, P.H. 2001: Persistence of oilseed rape (*Brassica napus* L.) outside of cultivated fields. Theoretical and Applied Genetics 102: 841-846.
- PETERSEIL, J., WRBKA, T., PLUTZAR, C., SCHMITZBERGER, I., KISS, A., SZERENCSITS, E., REITER, K., SCHNEIDER, W., SUPPAN, F. & BEISSMANN, H. 2004: Evaluating the ecological sustainability of Austrian agricultural landscapes—the SINUS approach. Land Use Policy 21/3: 307-320.
- PIVARD, S., ADAMCZYK, K., LECOMTE, J., LAVIGNE, C., BOUVIER, A., DEVILLE, A., GOUYON, P.H., HUET, S. 2007: Where do the feral oilseed rape populations come from? A large-scale study of their possible origin in a farmland area. Journal of Applied Ecology 45: 476-485.
- POLLARD, E. 1977: A method for assessing changes in the abundance of butterflies. Biological Conservation 12 (2): 115-134.
- POLLARD, E., ELIAS, D.O., SKELETON, M.J. & THOMAS, J.A. 1975: A method of assessing the abundance of butterflies in Monks Wood national nature reserve in 1973. Entomologist's Gazette 26: 79-88.
- RICHTLINIE 2001/18/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 12. März 2001 über die absichtliche Freisetzung genetisch veränderter Organismen in die Umwelt und zur Aufhebung der Richtlinie 90/220/EWG des Rates - Erklärung der Kommission, OJ L 106, 17.4.2001: 1–38.
- RIEDE, K. 1998: Acoustic monitoring of Orthoptera and its potential for conservation. Journal of Insect Conservation 2: 217-223.
- ROSS-NICKOLL, M., LENNARTZ, G., FÜRSTE, A., MAUSE, R., OTTERMANN, R., SCHÄFER, S., SMOLIS, M., THEIßEN, B., TOSCHKI, A., RATTE, H.T. 2004: Die Arthropodenfauna von Nichtzielflächen und die Konsequenzen für die Bewertung der Auswirkungen von Pflanzenschutzmitteln auf den terrestrischen Bereich des Naturhaushaltes. UBA Text Berlin, 10/04: ISSN: 0722-186X, pp. 148.
- SAJI, H., NAKAJIMA, N., AONO, M., TAMAOKI, M., KUBO, K., WAKIYAMA, S., HATASE, Y. & NAGATSU, M. 2005: Monitoring the escape of transgenic oilseed rape around Japanese ports and roadsides. Environmental Biosafety Research 4: 217-222.
- SAUBERER, N., ZULKA, K., ABENSBERG-TRAUN, M., BERG, H.-M., BIERINGER, G., MILASOWSKY, N., MOSER, D., PLUTZAR, C., POLLHEIMER, M., STORCH, C., TRÖSTL, R., ZECHMEISTER, H. & GRABHERR, G. 2004: Surrogate taxa for biodiversity in agricultural landscapes of eastern Austria. Biological Conservation 117: 181-190.
- SAUBERER, N., MOSER, D. & GRABHERR, G. 2008: Biodiversität in Österreich. Räumliche Muster und Indikatoren der Arten- und Lebensraumvielfalt. Zürich, Bristol-Stiftung; Bern, Stuttgart, Wien, Haupt: pp. 313.
- SCHLEIN, O., BÜCHS, W. & PRESCHER, S. 2008: Auswirkungen des Anbaus der transgenen Bt-Maissorte MON88017 auf die Entwicklung und Fitness von koleopteren Prädatoren (Staphylinidae, Carabidae). Mitteilungen aus dem Julius-Kühn-Institut: 417, 181
- SEIFERT, B. 1996: Ameisen beobachten, bestimmen. Naturbuchverlag, Augsburg: pp. 352.

- SETTELE, J. & REINHARDT, R. 1999: Ökologie der Tagfalter Deutschlands: Grundlagen und Schutzaspekte. In: SETTELE, J., FELDMANN, R. & REINHARDT, R. (Hrsg.): Die Tagfalter Deutschlands. Ulmer Verlag, Stuttgart: 60-123.
- SETTELE J., STEINER, R., REINHARDT, R. & FELDMANN, R. 2005: Schmetterlinge – Die Tagfalter Deutschlands. Eugen Ulmer KG, Stuttgart: pp. 256.
- STEFFAN-DEWENTER I. & TSCHARNTKE, T. 1997: Early succession of butterfly and plant communities on set-aside fields. *Oecologia* 109: 294-302
- THOMAS, J.A., ELMES, G.W., WARDLAW, J. C. & WOYCIECHOWSKI, M. 1989: Host specificity among *Maculinea* butterflies in *Myrmica* ant nests. *Oecologia* 79: 452 - 457.
- TRAXLER, A., MINARZ, E., ENGLISCH, T., FINK, B., ZECHMEISTER, H. & ESSL, F. 2005a: Rote Liste gefährdeter Biotoptypen; Biotoptypengruppen: Moore, Sümpfe und Quellfluren; Hochgebirgsrasen, Pionier-, Polster- und Rasenfragmente, Schneeböden; Äcker, Ackerraine, Weingärten und Ruderalfluren; Zwergstrauchheiden; Geomorphologische Biotoptypen. Monographien des Umweltbundesamtes, M-174. Neuer wissenschaftlicher Verlag GmbH: pp. 286.
- TRAXLER, A., MINARZ, E., HÖTTINGER, H., PENNERSTORFER, J., SCHMATZBERGER, A., BANKO, G., PLACER, K., HADROBOLEC, M. & GAUGITSCH, H. 2005b: Biodiversitäts-Hotspots der Agrarlandschaft als Eckpfeiler für Risikoabschätzung und Monitoring von GVO. Forschungsberichte der Sektion IV, Band 5/2005: pp. 177.
- VEDENINA, V. Y., PANYUTIN, A. K. & VON HELVERSEN, O. 2007: The unusual inheritance pattern of the courtship songs in closely related grasshopper species of the *Chorthippus albomarginatus* group (*Orthoptera: Gomphocerinae*). *European Society for Evolutionary Biology, The Authors* 20: 260-277 (doi: 10.1111/j.1420-9101.2006.01204.x)
- VITTOZ, P. & GUISAN, A. 2007: How reliable is the monitoring of permanent vegetation plots? A test with multiple observers. *Journal of Vegetation Science* 18: 413-422.
- WARWICK, S.I., LEGERE, A., SIMARD, M.J. & JAMES, T. 2008: Do escaped transgenes persist in nature? The case of an herbicide resistance transgene in a weedy *Brassica rapa* population, *Molecular Ecology* 17: 1387-1395.
- WATKINSON, A.R., FRECKLETON, R.P., ROBINSON, R.A. & SUTHERLAND, W.J. 2000: Predictions of biodiversity responses to genetically modified herbicide-tolerant crops. *Science* 289: 1554–1557.
- YOSHIMURA, Y., BECKIE, H. & MATSUO, K. 2006: Transgenic oilseed rape along transportation routes and port of Vancouver in western Canada. *Environmental Biosafety Research* 5: 67-75.
- ZOBEL, M. 1997: The relative role of species pools in determining plant species richness: an alternative explanation of species coexistence? *Trends in Ecology & Evolution* 12: 266-269.
- ZUNA-KRATKY, T., KARNER-RANNER, E., LEDERER, E., BRAUN, B., BERG, H.-M., DENNER, M., BIERINGER, G., RANNER, A. & ZECHNER, L. (mit Beiträgen von SACHSLEHNER, L. & PANROK, A.) 2009: Verbreitungsatlas der Heuschrecken und Fangschrecken Ostösterreichs. Verlag Naturhistorisches Museum Wien, Wien: pp. 304.

Im Rahmen des Projekts BINATS (**B**iodiversity-**NAT**ure-**S**afety) wurde ein Monitoringprogramm entwickelt, das speziell für das Erkennen und Überprüfen von unbeabsichtigten Effekten von gentechnisch veränderten Kulturpflanzen (GVP) im Agrarland konzipiert wurde. Das Programm kann darüber hinaus auch für die allgemeine Biodiversitätserfassung im Agrarraum herangezogen werden. Mit dem Projekt BINATS wurde der Grundstein für ein langfristiges Beobachtungsnetz zur systematischen Erfassung der floristischen (Gefäßpflanzen) und faunistischen Biodiversität (anhand von Tagfaltern und Heuschrecken), sowie der Vielfalt an Landschaftselementen und Habitaten im österreichischen Agrarraum gelegt. Um Veränderungen bezüglich der Biodiversität feststellen und spezifische Effekte von GVP erkennen zu können, bedarf es einer regelmäßigen standardisierten Wiederholung der Datenerhebung.

**Bestelltelefon:
0810 81 81 64**