

HAUPTTEIL

Fallstudien und Übersichten zur
Biodiversität in Kulturlandschaften

2.2 Fallstudien zur Biodiversität von Kulturlandschaften

2.2.1 Ackerwildpflanzen-Diversität richtig managen – von Feldern über Landschaften zu Regionen

Carsten Thies, Doreen Gabriel, Indra Roschewitz, Birte Waßmuth,
Andreas Flohre, Teja Tschardtke

Einleitung

Die Intensivierung der Landwirtschaft hat zu deutlichen Abnahmen des Artenreichtums sowie zu Veränderungen der Artenzusammensetzung von Ackerwildpflanzen geführt. Diese Prozesse finden auf lokalen Skalen (Felder) und regionalen Skalen (Landschaften) statt. Auf Feldskala sind die Verbesserungen in der landwirtschaftlichen Anbautechnik durch Herbizideinsatz, mechanische Unkrautkontrolle, Erhöhung der Düngung, Simplifizierung von Fruchtfolgen und Verbesserungen der Saatreinigung für den Verlust vieler Ackerwildpflanzenarten verantwortlich (z. B. Benton et al. 2003; Marshall et al. 2003). Auf Landschaftsskala haben Flurbereinigungen, die Erhöhung der Schlaggrößen, die Konzentration auf wenige Fruchtarten sowie die Stilllegung wenig produktiver Standorte zu einer Uniformisierung der Agrarlandschaften geführt (Robinson & Sutherland 2002; Benton et al. 2003). Ackerwildpflanzen gehören zu den am stärksten gefährdeten Pflanzengesellschaften in Deutschland (Hofmeister & Garve 1998). Sie sind wichtige Bestandteile der Biodiversität in Agrarökosystemen. Denn mit den Ackerwildpflanzen sterben ganze Nahrungsnetze aus, und zwar nicht nur die Pflanzenfresser (Herbivore), die sich von Ackerwildpflanzen ernähren, sondern auch die Arten, die sich von den Pflanzenfressern ernähren (Räuber und Parasitoide). In Deutschland sind etwa ein Drittel der 250 bis 300 Ackerwildpflanzenarten in der »Roten Liste« für gefährdete Arten aufgeführt (Garve 1993; Abb. 14).

Da der Artenreichtum und die Zusammensetzung von Ackerwildpflanzengesellschaften sehr stark von der Art der landwirtschaftlichen Bewirtschaftung abhängt (McCloskey et al. 1996; Andersson & Milberg 1998; Hyvönen & Salonen 2002), sind viele Ackerwildpflanzenarten vorwiegend in Feldrändern zu finden, wo die Bewirtschaftungsintensität geringer ist (Marshall 1989; Wilson & Aebischer 1995; Hald 1999 a).

Agrarumweltprogramme zum Ackerwildpflanzenschutz zielen klassischerweise auf die Verbesserung der lokalen Umweltbedingungen durch Verzicht auf Stickstoffdüngung und Herbizideinsatz, die Anlage von angesäten Blühstreifen, selbstbegrüntem Ackerrandstreifen, oder Ackerschonstreifen innerhalb des Kulturpflanzenbestandes sowie den ökologischen Landbau ab. Positive Effekte solcher lokalen



Abb. 14: Klatschmohn (*Papaver rhoeas* L.) und Kornblume (*Centaurea cyanus* L.) im Winterweizen. (Foto: Andrea Holzschuh)

Maßnahmen auf den Artenreichtum und die Zusammensetzung von Ackerwildpflanzengesellschaften sind durch eine Reihe von Untersuchungen belegt (Hald 1999 a; Menalled et al. 2001; Kleijn & Sutherland 2003; Hyvönen et al. 2003; Bengtsson et al. 2005; Hole et al. 2005) und eine Basis aktueller Agrarumweltprogramme.

Neuere Untersuchungen bringen das Vorkommen von Ackerwildpflanzen auch mit der strukturellen Komplexität der umgebenden Landschaft in Verbindung, das heißt dem Anteil an Ruderalfläche und dem regionalen Artenpool (Ricklefs 1987; Zobel 1997; Booth & Swanton 2002; Gabriel et al. 2005), da lokale Effekte der landwirtschaftlichen Intensivierung mit denen der strukturellen Komplexität der Landschaft interagieren (Bengtsson et al. 2005; Hole et al. 2005). Dennoch wurden Forschungsergebnisse im Wesentlichen nur auf einer räumlichen Skala gewonnen, das heißt auf Plots oder Feldern (Hole et al. 2005). Diversitätsmuster variieren jedoch auf verschiedenen räumlichen Skalen. Beispielsweise können mehrere hochdiverse Felder mit ähnlichen Artengemeinschaften zusammen weniger divers sein als vergleichsweise geringdiverse Felder, die alle unterschiedliche Arten beherbergen. Die Bedeutung dieser räumlicher Variabilität ist bisher wenig untersucht, ermöglicht aber die Identifizierung von räumlichen Skalen, die am stärksten zur Gesamtdiversität beitragen, das heißt den größten Artenwechsel aufweisen und daher geeignete räumliche Skalen für Biodiversitätsmanagement und Agrarumweltprogramme darstellen.

Im Rahmen des BIOPLEX Projekts analysierten wir die Bedeutung von Landschaftskomplexität (30–100% Ackeranteil), Landbausystemen (ökologisch vs. konventionell) und der Position im Feld (Rand- vs. Innenbereich) für die Ackerwildpflanzendiversität. Dazu wurde die α -, β - und γ -Diversität auf verschiedenen räumlichen Skalen quantifiziert und der relative Beitrag der β -Diversität zur Gesamt-Diversität auf jeder räumlichen Skala bewertet. Die Struktur der Landschaft wurde mit Hilfe von

geographischen Informationssystemen (GIS) im Radius von 1 km um die Versuchsfelder quantifiziert, wobei die Zusammensetzung und Verteilung von Habitattypen erfasst wurde.

Additive Partitionierung der Diversität

Mit dem Konzept der additiven Partitionierung kann Diversität in skalenspezifische Komponenten zerlegt werden. Die γ -Diversität (Gesamt-Diversität in einem Untersuchungsgebiet) kann partitioniert werden in die α -Diversität (die mittlere Artenzahl pro Untersuchungseinheit) und die β -Diversität (Differenz zwischen Gesamtartenreichtum und mittlerer Artenzahl): $\gamma = \alpha + \beta$.

Der Artenreichtum und der Artenwechsel kann so auf verschiedenen räumlichen Skalen verglichen und von Plots über Felder bis hin zu Regionen hochskaliert werden (Wagner et al. 2000; Gering & Crist 2002; Crist et al. 2003; Gering et al. 2003; Gabriel et al. 2006; Roschewitz et al. 2005).

α -, β - und γ -Diversität von Ackerwildpflanzen

Die Analysen der α -, β - und γ -Diversität von Ackerwildpflanzen erfolgten auf verschiedenen räumlichen Skalen: Mikro-Skala (800 Plots à 5 m²), Meso-Skala (20 ökologisch und 20 konventionell bewirtschaftete Weizenfelder) und auf Makro-Skala (3 Regionen: Lahn-Dill Bergland, Leine Bergland, Soester Börde) (siehe Roschewitz et al. 2005; Gabriel et al. 2006). Die einmalige Kartierung im Mai ergab insgesamt 110 Wildpflanzenarten, davon 89 Kräuter- und 21 Gräserarten. Die α -, β - und γ -Diversität war auf allen räumlichen Skalen – Mikro-, Meso- und Makro-Skala – in ökologisch bewirtschafteten Feldern höher als in konventionell bewirtschafteten Feldern und in Feldrändern höher als im Feldinneren (Abb. 15). Dies verdeutlicht die große Bedeu-

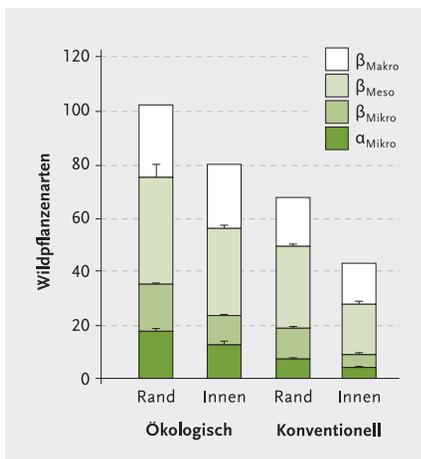


Abb. 15: Mittlere α - und β -Diversitätskomponenten (\pm Standardfehler) von Wildpflanzen im Rand- und Innenbereich von ökologisch und konventionell bewirtschafteten Weizenfeldern auf drei räumlichen Skalen: Mikro-Skala (800 Plots à 5 m²), auf Meso-Skala (40 Felder) und auf Makro-Skala (3 Regionen). Datengrundlage: Gabriel et al. (2006).

tung des ökologischen Landbaus und der Feldränder für die Diversität von Ackerwildpflanzen. Diese Unterschiede zwischen ökologisch und konventionell bewirtschafteten Feldern waren auf Mikro-Skala (Plots) am größten und können mit dem fehlenden Herbizid- und Mineraldüngereinsatz sowie der größeren Variabilität der Fruchtfolgen in ökologisch bewirtschafteten Feldern in Verbindung gebracht werden (Moreby et al. 1994; Hald 1999 a, b). Die höhere Diversität in Feldrändern dürfte ebenfalls mit einer reduzierten Intensität von chemischer und/oder mechanischer Unkrautkontrolle sowie Stickstoffdüngung in Verbindung stehen. Dadurch wird die Etablierung und das Überleben der Wildpflanzen auch in konventionell bewirtschafteten Feldern begünstigt (Marshall 1989; Murcia 1995; Wilson & Aebischer 1995). Darüber hinaus können »Nachbarschaftseffekte« durch einwandernde Arten aus direkt angrenzenden Feldrainen zu einer Erhöhung der Diversität in Feldrändern beigetragen haben. Denn viele Arten der Feldränder waren ruderale Grünlandarten, so dass die Wildpflanzengesellschaften der Feldränder als eine Mischung von Arten der Weizenfelder und Feldraine zu charakterisieren sind (Marshall 1989; Forman 1995; Marshall & Arnold 1995; Hald 1999 a).

Die α -, β - und γ -Diversität unterschied sich auch auf Meso- und Makro-Skala (Felder und Regionen). Sie waren im Lahn-Dill Bergland am höchsten und nahmen über das Leine Bergland bis hin zur Soester Boerde ab. Das Lahn-Dill Bergland wies den größten Gradienten an Landschaftskomplexität (17–85 % Ackeranteil) und die größte Variabilität der Höhelagen (172–496 m ü. NN) auf und war das größte untersuchte Areal (ca. 1 000 Quadratkilometer).

β -Diversität auf verschiedenen räumlichen Skalen

Die Partitionierung der Diversitätsmuster auf verschiedenen räumlichen Skalen – von Plots über Felder bis hin zu Regionen – verdeutlichte, dass der größte Beitrag zur Gesamt-Diversität (γ) durch die β -Diversität auf Meso-Skala (Felder; bis zu 36,6 %)

Tab. 5: Relativer Beitrag (%) der α - und β -Diversität auf verschiedenen räumlichen Skalen zur Gesamt-Diversität (γ -Diversität) von 110 Ackerwildpflanzenarten im Rand- und Innenbereich von ökologisch und konventionell bewirtschafteten Weizenfeldern.

Diversität	Ökologisch		Konventionell	
	Rand	Innen	Rand	Innen
α Plot (Mikro)	15,5	11,0	6,4	3,2
+ β Plot (Mikro)	15,8	10,1	10,5	5,2
+ β Feld (Meso)	36,6	30,1	27,9	16,8
+ β Region (Makro)	24,8	21,5	17,0	13,9
= γ Region (Makro)	92,7	72,7	61,8	39,1

* Datengrundlage: Gabriel et al. (2006).

und Makro-Skala (Regionen; bis zu 24,8%) getragen wird und nur zu einem relativ geringen Anteil von der β -Diversität auf Mikro-Skala (Plots; bis zu 15,5%) (Tab. 5). Dies deutet auf beträchtliche Unterschiede in der Artenzusammensetzung der Ackerwildpflanzen-Gesellschaften zwischen Feldern und Regionen hin. Insgesamt wurden 92,7% der 110 Ackerwildpflanzenarten im Randbereich ökologischer Felder gefunden, 72,7% im Innenbereich ökologischer Felder, 61,8% im Randbereich konventioneller Felder und 39,1% im Innenbereich konventioneller Felder (Tab. 5).

Relative Bedeutung von Landschaftskomplexität und Landbausystem

Die Ursachen für die Diversitätsmuster von Ackerwildpflanzen wurden in 12 ökologisch und 12 konventionell bewirtschafteten Weizenfeldern im Leine Bergland entlang eines Gradienten der Landschaftskomplexität (30–100% Acker in der Umgebung der Versuchsfelder) näher untersucht. Die dreimalige Kartierung von April bis Juli auf jeweils 4×30 Quadratmeter pro Feld ergab insgesamt 153 Wildpflanzenarten, davon 135 Kräuter- und 18 Gräserarten. In ökologisch bewirtschafteten Feldern wurden 142 Arten (126 Kräuter, 16 Gräser) und in konventionell bewirtschafteten Feldern wurden 104 Arten (86 Kräuter, 18 Gräser).

Die α -, β - und γ -Diversität war in ökologischen Feldern höher als in konventionellen Feldern und nahm mit zunehmendem Ackeranteil in der Landschaft ab, das heißt sie war höher in komplex strukturierten Landschaften als in ausgeräumten Landschaften. Die Abnahme der Diversität mit dem Ackeranteil war besonders stark in konventionellen Feldern. In komplex strukturierten Landschaften wiesen konventionell bewirtschaftete Felder eine ähnlich hohe Diversität auf wie ökologisch bewirtschaftete Felder (Abb. 16). Die Partitionierung der Diversität für Gräser und

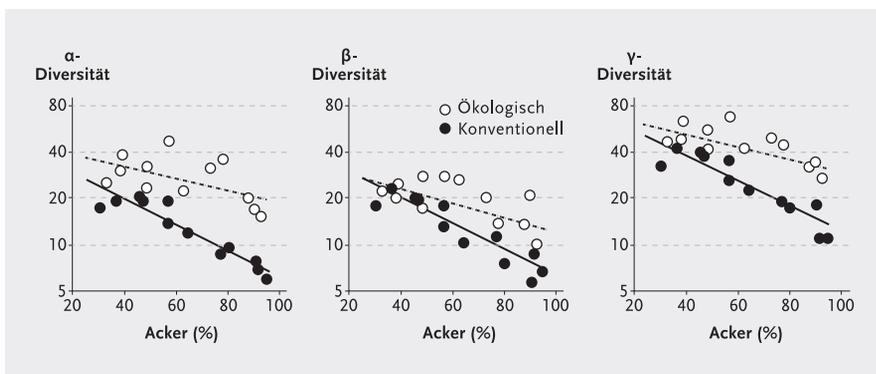


Abb. 16: Die α -, β - und γ -Diversität von Wildpflanzen von 12 ökologisch und 12 konventionell bewirtschafteten Weizenfeldern im Leine Bergland in Abhängigkeit von Landschaftskomplexität (Ackeranteil der Landschaft) und Landbausystem (ökologisch vs. konventionell). Datengrundlage: Roschewitz et al. (2005).

Kräuter zeigte, dass diese Muster wesentlich durch die Kräuter bestimmt waren. Die α -Diversität der Gräser war in ökologischen Feldern zwar auch höher als in konventionellen Feldern, stieg aber in gleichem Maße mit zunehmender Komplexität der Landschaft. Die β - und γ -Diversität der Gräser unterschied sich nicht zwischen ökologischen und konventionellen Feldern und stieg mit zunehmender Landschaftskomplexität.

Die höhere Diversität in komplex strukturierten Landschaften kann mit einer höheren lokalen Variabilität der Standortverhältnisse in Verbindung gebracht werden, welche die Heterogenität in Pflanzengesellschaften fördern sollte. Darüber hinaus weisen komplex strukturierte Landschaften viele Habitattypen für annuelle und ruderaler Pflanzenarten (Brachland, Wegränder) sowie eine höhere Dichte an Randstrukturen (kleinere Felder) auf, welche die Wahrscheinlichkeit der Immigration von Wildpflanzen in Felder erhöhen sollte.

Detaillierte Untersuchungen von Samenbank und Samenregen (Tab. 6) stützen die Hypothese der Immigration von Wildpflanzen allerdings nur zum Teil. Denn die α -, β - und γ -Diversität schien wesentlich durch die lokale Vegetation bestimmt zu sein. Sie war höher in ökologischen Feldern als in konventionellen Feldern, korrelierte aber nicht mit der Landschaft. Dies bestätigt Untersuchungen, die zeigen, dass viele Ackerwildpflanzen ihre Samen nur über wenige Meter verbreiten (Rew et al. 1996; Bischoff & Mahn 2000). Daher sollten die im Samenregen (aber nicht in Vegetation oder Samenbank) enthaltenen Arten gute Ausbreiter sein und das Potenzial haben, die Felder mit dem Wind oder über Tiere aus umgebenden Habitaten zu besiedeln (Kästner et al. 2001) und zu einem höheren, effektiven Artenpool in komplexen Land-

Tab. 6: Deckungsgrad von Ackerwildpflanzen in der Vegetation, Anzahl von Samen pro m^2 Boden im Samenregen, und Anzahl von Samen pro m^2 in 0–25cm Bodentiefe in der Samenbank.*

Ackerwildpflanzen	Ökologisch		Konventionell	
	Median	Min.–Max.	Median	Min.–Max.
<i>Vegetation (Deckungsgrad %)</i>				
Kräuter	10,6	4,0–28,6	1,3	0,2–11,7
Gräser	3,9	1,1–10,3	1,6	0,5–28,3
<i>Samenregen (Samen $\times m^{-2}$)</i>				
Kräuter	2333	1210–8996	1779	402–3578
Gräser	2300	164–65148	1959	222–36566
<i>Samenbank (Samen $\times m^{-2}$ in 0–25cm)</i>				
Kräuter	8093	2015–23007	2343	968–6414
Gräser	2187	242–9757	1371	445–64046
* Mediane, Minima und Maxima von 12 ökologisch und 12 konventionell bewirtschafteten Weizenfeldern (Samenregen: 11 ökologisch bewirtschaftete Felder). Datengrundlage: Roschewitz et al. (2005).				

schaften beitragen. Die α - und γ -Diversität der Samenbank war in ökologischen Feldern höher als in konventionellen Feldern. Zudem korrelierte die α - und γ -Diversität der Samenbank negativ mit dem Ackeranteil der Landschaft, das heißt sie war höher in komplex strukturierten Landschaften als in ausgeräumten Landschaften. Im Gegensatz zur Vegetation (Abb. 16) waren die Effekte der Landschaftskomplexität auf die α - und γ -Diversität der Samenbank von ökologischen und konventionellen Feldern allerdings sehr ähnlich. Dies alles deutet auf historisch begründete Langzeiteffekte des Landbausystems (Menalled et al. 2001) und der Landschaftskomplexität für den Aufbau der Samenbank hin.

Einzelne Arten

Viele Arten traten in nahezu allen Feldern auf, andere Arten dagegen nur in sehr wenigen Feldern. Für 64 (von 153) Arten des Leine-Berglandes konnte die Wahrscheinlichkeit des Auftretens in Abhängigkeit von Landschaftskomplexität und Landbausystem getestet werden. Lediglich vier Arten konnten mit dem Ackeranteil der Landschaft in Verbindung gebracht werden: *Poa pratense* L. trat mit einer Wahrscheinlichkeit von 75 % auf, wenn der Ackeranteil $< 34,7\%$ war. *Euphorbia helioscopia* L. trat auf, wenn der Ackeranteil $< 33,2\%$ war, *Lamium amplexicaule* L. nur bei einem Ackeranteil $< 54,0\%$ war, *Taraxacum officinale* Weber nur bei einem Ackeranteil $< 66,6\%$ (konventionelle Felder) bzw. $< 83,7$ (ökologische Felder). Acht Arten traten mit signifikant höherer Wahrscheinlichkeit in ökologisch bewirtschafteten Feldern auf: *Cerastium dubium* (Bastard) Guépin, *Equisetum arvensis* L., *Medicago sativa* L., *Potentilla reptans* L., *Trifolium pratense* L., *Tussilago farfara* L., *Vicia cracca* L. und *Vicia faba* L. Diese Arten sind Hemikryptophyten und Geophyten und dürften von den diverseren Fruchtfolgen im ökologischen Landbau profitiert haben. Die Leguminosen unter diesen Arten sollten zudem mit einer verringerten Stickstoffversorgung konkurrenzfähiger werden. Somit kann die höhere Diversität in komplexen Landschaften und ökologischen Feldern nicht auf einzelne Arten zurückgeführt werden, die von Landschaftskomplexität und/oder Landbausystem abhängen. Vielmehr erscheint das Auftreten bestimmter Arten, die zur hohen Diversität in komplexen Landschaften beigetragen haben, nicht einfach vorhersehbar zu sein. Hoher lokaler Artenreichtum wird deshalb in Zusammenhang mit kontinuierlicher Immigration aus nahe gelegenen Habitaten diskutiert (»Masseneffekte«; Shmida & Wilson 1985; Auerbach & Shmida 1987; Palmer 1992). Zudem haben Ackerwildpflanzen die Fähigkeit, ruderales und gestörte Lebensräume schnell zu besiedeln, was ebenfalls zu einer größeren Wahrscheinlichkeit führen sollte, dass viele Arten zufällig in ein Feld einwandern können, wenn der Anteil alternativer Habitate in der Landschaft zunimmt. Bemerkenswert ist auch, dass in ökologisch bewirtschafteten Feldern der Anteil insektenbestäubter Pflanzen zunimmt (Gabriel & Tschardt 2007), was mit der Förderung von

Wildbienen-Populationen durch die größere Unkrautdeckung in ökologischen Feldern in Verbindung zu bringen ist (Holzschuh et al. 2007).

Rote Liste-Arten

Die Anzahl von Rote Liste-Arten nahm signifikant mit zunehmendem Ackeranteil der Landschaft ab, das heißt sie war höher in komplexen Landschaften als in ausgeräumten Landschaften. Dies deutet auf die Bedeutung alternativer Habitats in der umgebenden Landschaft für diese Arten hin. Die Anzahl von Rote Liste-Arten unterschied sich allerdings nicht zwischen ökologisch und konventionell bewirtschafteten Feldern. Somit stützen unsere Daten nicht die allgemeine Ansicht, dass der Rückgang seltener Arten insbesondere auf die lokale Intensivierung der Landnutzung zurückzuführen ist (Korneck & Sukopp 1988; Hofmeister & Garve 1998). Es können auch Veränderungen von Kulturartenspektrum und Fruchtfolgen in konventionellen Feldern (Bioenergie) in Verbindung mit Indikationslücken neuer Herbizide von Bedeutung sein. Beispielsweise ist die in den 1990er Jahren eher seltene Kornblume, *Centaurea cyanus* L., in Getreidefeldern aktuell wieder häufig zu finden.

Implikationen für Agrarumweltprogramme und Landschaftsmanagement

Die Befunde zur α -, β - und γ -Diversität von Ackerwildpflanzen haben Implikationen für ein effektiveres Management von Feldern und Landschaften. Ökologischer Landbau und Feldränder leisten einen großen Beitrag für den Artenreichtum von Ackerwildpflanzen. Allerdings können konventionell bewirtschaftete Felder einen ähnlich hohen Artenreichtum wie ökologisch bewirtschaftete Felder hervorbringen, wenn die umgebende Landschaft komplex ist. Ökologischer Landbau und Randstreifenprogramme erscheinen deshalb in einfach strukturierten, ausgeräumten Landschaften als besonders effektiv (Tschardt et al. 2005). Zu den lokalen Faktoren, die ein erfolgreiches Management artenreicher Ackerwildpflanzen ermöglichen, gehören auch Strategien, die die Koexistenz verschiedener Arten fördern. Bei Ansaaten von Ackerandstreifen oder Brachen wird zwar oft ein artenreiches Gemisch ausgebracht, das aber innerhalb kurzer Zeit von wenigen und häufigen Arten dominiert wird. Sät man dagegen die Ackerwildpflanzen innerartlich aggregiert aus, dann fördert dies das Überleben und damit die Koexistenz auch der wenig konkurrenzkräftigen, selteneren Arten (Wassmuth et al. 2009). Entsprechende Veränderungen der Aussaattechnik könnten wesentlich zur Biodiversitäts-Förderung beitragen.

Für das Landschaftsmanagement erscheint die Förderung von Habitats und Refugien für Ackerwildpflanzenarten von großer Bedeutung zu sein, insbesondere wenn der Anteil an ökologischen Feldern gering ist. Die Unterschiede in der Artenzusammensetzung von Feldern, Landschaften und Regionen sind zudem sehr groß und tragen (als β -Diversität) wesentlich zur Gesamt-Diversität bei. Diese natürliche

Heterogenität in der Artenzusammensetzung der Wildpflanzengesellschaften könnte stärker genutzt werden. Aktuelle Agrarumweltprogramme sind überwiegend lokal orientiert, das heißt auf der Skala von Feldern. Überdies sind Agrarumweltprogramme häufig in Regionen angesiedelt, wo die Biodiversität bereits hoch ist und nicht in Regionen mit geringer Biodiversität (Kleijn & Sutherland 2003). Eine zukünftige Managementpolitik kann die natürliche Heterogenität der Artenzusammensetzung auf verschiedenen räumlichen Skalen effektiver nutzen, wenn Schutzgebiete bzw. Schutzflächen auf Landschaftsebene arrangiert werden und gleichzeitig auf eine maximale Unterschiedlichkeit an abiotischen und biotischen Standortbedingungen geachtet wird.

2.2.2 Einfluss der Landnutzung auf Diversität und Funktion der ober- und unterirdischen Fauna

Klaus Birkhofer, Kerstin Endlweber, Volkmar Wolters

Nutzungswandel in den letzten 100 Jahren

Der Wandel der Landnutzung beeinflusst die Diversität der Tiere auf der lokalen Ebene direkt durch die unmittelbare Wirkung veränderter Bewirtschaftungsmaßnahmen (Bengtsson et al. 2005), wirkt aber auf der Landschaftsebene auch indirekt über die Veränderung der Umgebungsbedingungen (Benton et al. 2003). Der Landschaftswandel als Folge gezielter staatlicher Förderung der agrarischen Produktion lässt sich in Mitteleuropa bis in die 20er Jahre des vorigen Jahrhunderts zurückverfolgen. In den letzten 50 Jahren wurde dieser Prozess durch die Einführung koordinierter Subventionen im Rahmen des Zusammenwachsens Europas auf ein flächenmäßig neues Niveau gehoben (Rabbinge & van Diepen 2000). So sind in der EU etwa 20 % der landwirtschaftlichen Flächen von den Agrarumweltprogrammen der OECD, die 300 verschiedenen Maßnahmen umfassen, betroffen (Herzog et al. 2006). Bedenkt man, dass ca. 45 % der Landfläche Europas unter agrarischer Nutzung stehen (FAO 2003 in Rounsevell et al. 2006), konnte diese Entwicklung nicht ohne erhebliche Auswirkungen auf die Struktur, Komplexität und Zusammensetzung der Kulturlandschaft bleiben (Abb. 17 a & b, BIOPLEX Modellregion).

Europäische Landschaften unterliegen einem ständigen Transformationsprozess. So hat der Anteil landwirtschaftlich genutzter Flächen zwischen 1961 und 2000 um 13 % abgenommen (Rounsevell et al. 2006), während der Anteil an Waldflächen fast im gleichen Umfang anstieg (Kankaanpää & Carter 2004). Szenarien sagen voraus, dass sich diese Entwicklung voraussichtlich bis 2080 fortsetzt (Nakicenovic & Swart 2000). Während also die Flächenbeanspruchung durch Nahrungsmittel produzierende Systeme in Mitteleuropa abnimmt, bleibt ungewiss, ob die entstehenden Über-