

Stefanie Kahmen & Peter Poschlod

## Untersuchungen zu Schutzmöglichkeiten von Arnika (*Arnica montana* L.) durch Pflegemaßnahmen

### 1 Einleitung

*Arnica montana* L. (Arnika) ist eine Charakterpflanze der sauren, mageren Wiesen und Weiden. Ihr hoher Bekanntheitsgrad wird u.a. durch die medizinisch nutzbaren Inhaltsstoffe bedingt (vgl. GESSNER 1953, ROTH et al. 1994). Noch vor wenigen Jahrzehnten war *A. montana* weit verbreitet. Wegen der dicht dem Boden anliegenden Rosettenblätter wird sie vom Vieh nicht gefressen und wurde früher als Weideunkraut bekämpft (SCHROETER 1908, KNAPP 1953, RAUSCHERT 1965, HEGI 1987). Ihr Rückgang während der letzten Jahrzehnte ist hauptsächlich auf die Intensivierung der Landwirtschaft und Lebensraumzerstörung zurückzuführen. Heute ist sie auf extensiv genutzte Grenzertragsstandorte zurückgedrängt, die sich vor allem in montanen Lagen befinden (vgl. HAEUPLER & SCHÖNFELDER 1989, BENKERT et al. 1996). *A. montana* wird in der Bundesrepublik Deutschland als gefährdet eingestuft (Roten Liste Gefährdungskategorie 3; KORNECK et al. 1996) und steht durch die Bundesartenschutzverordnung (BArtSchV 1989) unter besonderem Schutz. Da die Verbreitung von *A. montana* auf Mitteleuropa konzentriert ist (HULTÉN & FRIES 1986), hat die Bundesrepublik Deutschland wesentlichen Anteil an der Verantwortung für die Erhaltung dieser Art.

Die heutigen Vorkommen von *A. montana* in der Bundesrepublik liegen größtenteils in Naturschutzgebieten, so daß keine weitere Gefährdung durch direkte Habitatverluste besteht. Die Bemühungen des Naturschutzes, das Überleben von *A. montana* zu sichern, konzentrieren sich somit auf das Management der Standorte. Für ein sinnvolles und erfolgreiches Management muß die Biologie der Art bekannt sein (GIVEN 1994, SCHEMSKE ET AL. 1994, POSCHLOD 1996).

In der vorliegenden Arbeit werden daher verschiedene Prozesse im Lebenszyklus von *A. montana* vor dem Hintergrund von verschiedenen Managementmaßnahmen betrachtet. Die eigenen Untersuchungen wurden 1997 an drei *Arnica*-Beständen im Biosphärenreservat Rhön durchgeführt. Dabei wurden die *Arnica*-Bestände einer gemähten Wiese, einer Brache sowie eines Standortes mit Schlegelmahd verglichen. Die Schlegelmahd wird im bayerischen Teil des Biosphärenreservates Rhön als Erstpflegemaßnahme auf verbrachten, von *Deschampsia flexuosa* dominierten Grün-

landstandorten durchgeführt. Das Schlegel-Mähwerk ist eine rotierende Walze mit beweglichen Metallschlegeln, die die *Deschampsia*-Bulte aus dem Boden schlägt. Das Schlegelgut wird abgeführt, so daß der Boden teilweise offen liegt. Nach einer Schlegelmahd sind die Voraussetzungen für eine jährliche Mahd, die traditionelle Nutzungsform in der Hohen Rhön, wieder gewährleistet, so daß die Rückführung zu gut ausgeprägten Borstgrasrasen möglich ist. Auf der Untersuchungsfläche wurde 1995 eine Schlegelmahd durchgeführt und in den nachfolgenden Jahren gemäht.

Die Standorte der untersuchten *Arnica*-Bestände liegen in der Hohen Rhön zwischen 700 und 900 m ü. NN im bayerischen Teil des Biosphärenreservates. Die Vegetation wird von artenarmen und artenreichen Borstgrasrasen (*Violion*-Basalgesellschaft und *Polygalo-Nardetum*; PEPPLER 1992) bestimmt.

### 2 Lebenszyklus von *Arnica montana*

Verschiedene Prozesse im Lebenszyklus von *A. montana* sind für die Erhaltung und Verjüngung von *Arnica*-Beständen von Bedeutung. In Abb. 1 ist der Lebenszyklus von *A. montana* dargestellt. Die diskutierten Prozesse betreffen die vegetative und generative Fortpflanzung (s. Taf. 13.3, S. 293).

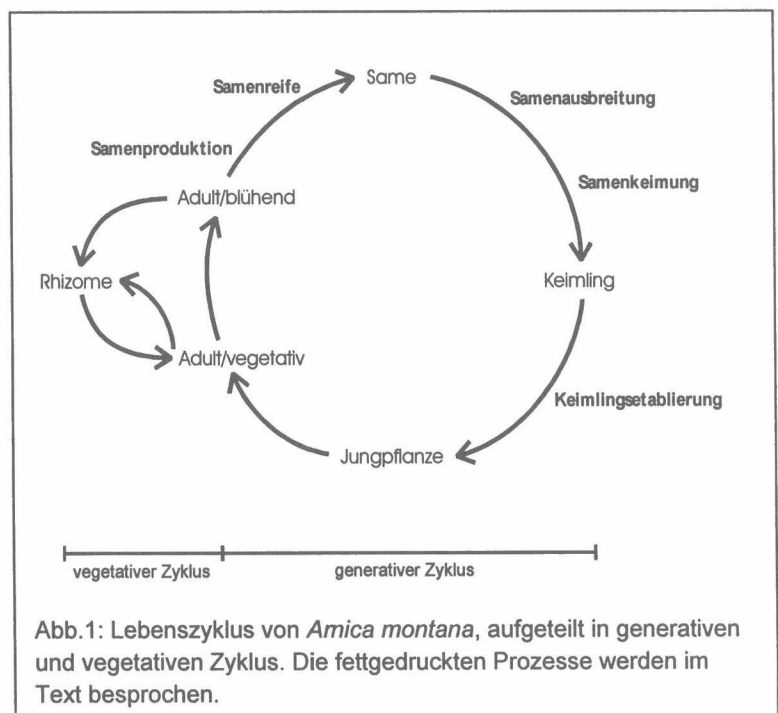


Abb. 1: Lebenszyklus von *Arnica montana*, aufgeteilt in generativen und vegetativen Zyklus. Die fettgedruckten Prozesse werden im Text besprochen.

## 2.1 Vegetative Fortpflanzung

*A. montana* pflanzt sich vegetativ durch Rhizome fort. Rhizome werden unter allen drei Bewirtschaftungsmaßnahmen ausgebildet. Von der Art der Nutzung hängt jedoch ihre Wuchsform ab. Wie SCHWABE (1990) herausfand, wachsen unter langrasigen Brachebedingungen die Rhizome nahe des Elternsprosses aus dem Boden heraus (Vertikalrhizome), wohingegen sie sich unter Trittstellen auf beweideten Flächen weiter in die Fläche ausbreiten (Horizontalrhizome). Nach einigen Jahren stirbt der Elternsproß ab (vgl. SCHWABE 1990), das Individuum kann aber infolge der Rhizombildung über Jahrzehnte weiterleben. Das Rhizomwachstum kann nach eigenen Beobachtungen bereits im ersten Jahr nach der Keimung einsetzen.

## 2.2 Generative Fortpflanzung

### 2.2.1 Samenproduktion

*A. montana* gehört zu der Familie der Korbblütler (*Asteraceae*), was bedeutet, daß in einem Blütenkopf viele Samen produziert werden. Somit ist die Höhe der Samenproduktion einer blühenden Pflanze davon abhängig, wie viele Blütenköpfe und wie viele Samen pro Blütenkopf ausgebildet werden. Weiterhin muß der Anteil an keimfähigen Samen berücksichtigt werden.

Zur Bestimmung des Anteils an blühenden Sprossen in den bearbeiteten *Amica*-Beständen wurden auf den drei Standorten Schlegelmahd, Mahd und Brache auf jeweils 3\*4 m<sup>2</sup> die Anzahl blühender und vegetativer *Amica*-Sprosse ermittelt. Für jeden Standort erfolgten fünf zufällig ausgewählte Wiederholungen. Der Anteil blühender zu vegetativen Sprossen ist in Abb. 2 dargestellt. Es ist zu sehen, daß auf der geschlegelten Fläche mit 38 % blühender Sprosse mehr Blütenstände ausgebildet wurden, als auf der gemähten Fläche. In der Brache war der Anteil blühender Sprosse mit 9 % am geringsten. Nach dem Chi<sup>2</sup>-Test (Pearson) sind die

Unterschiede zwischen den Beständen höchst signifikant ( $p < 0,001$ ). Die statistischen Analysen erfolgten mit dem Statistikprogramm SPSS 6.1.

Zur Ermittlung der Samenproduktion pro Sproß wurden von jedem der drei *Amica*-Bestände jeweils 20 zufällig ausgewählte blühende Sprosse untersucht.

Wird die Anzahl der Blütenköpfe pro Blütenstand zwischen den drei Beständen verglichen (Tab. 1, S. 227), so zeigen sich nach der ANOVA (post-hoc-Test nach Duncan, Signifikanzniveau  $p < 0,05$ ) keine signifikanten Unterschiede zwischen den Standorten. Auf der geschlegelten Fläche wurden im Mittel 4,1, auf der Wiese 3,7 und in der Brache 4,8 Blütenköpfe pro Blütenstand gebildet. Unter Brachbedingungen erfolgte eine, statistisch allerdings nicht signifikante, verstärkte Blütenkopfbildung. Diese Beobachtung wird von Untersuchungen an *A. montana* im Schwarzwald unterstützt (SCHWABE 1990).

Die Samenproduktion belief sich in den untersuchten Beständen auf 70 bis über 90 Samen pro Blütenkopf (Tab. 1, S. 227). Dabei bestanden signifikante Unterschiede zwischen dem geschlegelten und dem gemähten Bestand, sowie zwischen dem gemähten Bestand und dem der Brache.

Der Anteil keimfähiger Samen wurde durch Keimversuche im Keimschrank (Tag/Nacht-Wechsel von 14h/10h und 21°/13° C) bestimmt. Er lag zwischen 40 % und 58 % (Tab. 1, S. 227). Zwischen den Standorten konnten keine signifikanten Unterschiede festgestellt werden. Als Vergleich dazu dienen Angaben von SCHWABE (1990), die in einem *Amica*-Bestand im Schwarzwald eine Keimfähigkeit von 10 % ermittelte.

Um Anhaltspunkte über die tatsächliche Anzahl keimfähiger Samen pro Sproß zu bekommen, wurden die Variablen Anzahl der Blütenköpfe pro Blütenstand, Anzahl der Samen pro Blütenkopf und Anteil keimfähiger Samen pro Blütenkopf (%) durch Multiplikation mit-

einander verrechnet. Dabei wurden nicht die gemittelten Werte sondern die Rohdaten verwendet und nachfolgend gemittelt. Hier zeigt sich, daß der *Amica*-Bestand auf der gemähten Fläche mit 157 keimfähigen Samen pro Sproß am wenigsten und der in der Brache mit 242 keimfähigen Samen pro Sproß am meisten keimfähige Samen bildete. Zwischen den Beständen konnten jedoch statistisch keine signifikanten Unterschiede festgestellt werden. Somit ist die Samenproduktion auf allen drei Standorten als relativ hoch einzu-stufen.

### 2.2.2 Samenreife

Nach HEGI (1987) beginnt die Samenreife von *A. montana* Ende Juli bis Anfang August. In

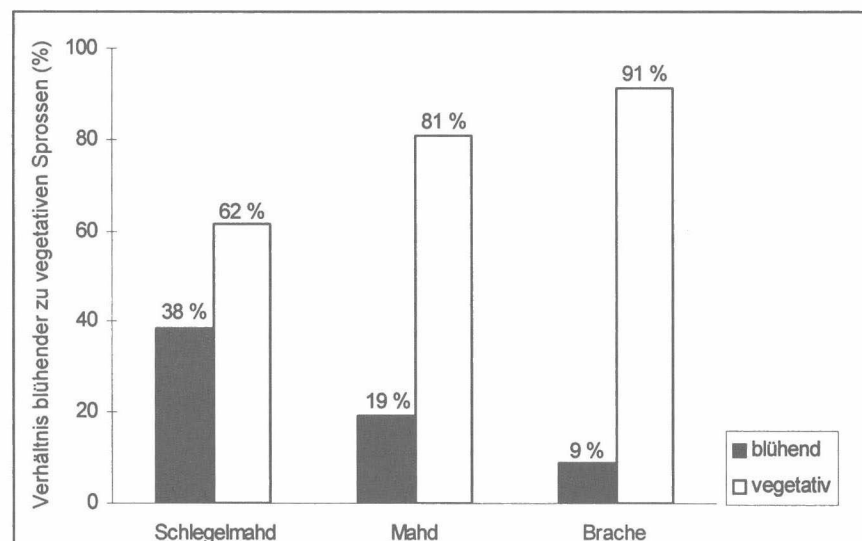


Abb. 2: Verhältnis blühender zu vegetativen *Amica*-Sprossen im Vergleich einer 1995 geschlegelten Fläche, einer gemähten Fläche und einer Brache. Anzahl der Sprosse N = 1278 (Schlegelmahd), N = 1153 (Mahd), N = 801 (Brache).

Tab. 1: Mittlere Anzahl der Blütenköpfe pro Blütenstand, mittlere Anzahl der Samen pro Blütenkopf und mittlerer Anteil an keimfähigen Samen pro Blütenkopf für die drei *Amica*-Bestände auf der 1995 geschlegelten, der gemähten Fläche und der Brache sowie der Mittelwert der drei Varianten. Die Standardabweichungen stehen in Klammern. Die Berechnung der Anzahl keimfähiger Samen pro Sproß erfolgte durch die Multiplikation der Variablen (siehe Text).

	Schlegel- mahd	Mahd	Brache	Mittelwert
Anzahl der Blütenköpfe pro Blütenstand	4,1 (2,0)	3,7 (1,6)	4,8 (1,5)	4,1 (1,7)
Anzahl der Samen pro Blütenkopf	90,4 (20,3)	73,2 (16,3)	93,5 (30,0)	86 (24,3)
Anteil keimfähiger Samen pro Blütenkopf (%)	90,4 (20,3)	73,2 (16,3)	93,5 (30,0)	86 (24,3)
Berechnung der Anzahl keimfähiger Samen pro Sproß	172,7 (131,7)	157,4 (99,3)	242,4 (194,5)	190,8 (149,4)

den 1997 untersuchten *Amica*-Beständen in der Hohen Rhön begann die Samenreife in den obersten Blütenköpfen Ende Juli.

Die Ausstreu der Samen erstreckte sich bis Anfang September. Wie weiterhin im Rahmen dieser Untersuchungen getestet wurde, können Samen von vor der Reife geernteten Blütenköpfen nicht nachreifen. Daß bedeutet, daß auf genutzten oder gepflegten Flächen die Samen selten zur Reife gelangen.

### 2.2.3 Samenausbreitung

Die Ausbreitung der *Amica*-Samen erfolgt mit Hilfe ihres Pappus über den Wind (Anemochorie, vgl. BONN & POSCHLOD 1998). Zur Ermittlung des Ausbreitungspotentials der *Amica*-Samen wurden Samenfallen (10 cm Durchmesser) im Abstand von 1 m, 2 m, 3 m, 5 m, 10 m und 20 m zu einem gut abgrenzbaren *Amica*-Bestand in Windrichtung installiert (vgl. JACKEL & POSCHLOD 1994). Da in den Samenfallen keine *Amica*-Samen erfaßt werden konnten, werden Literaturangaben von Windkanalversuchen herangezogen. Nach STRYKSTKA et al. (1998) können vitale, keimfähige Samen von *A. montana* nur Distanzen von wenigen Metern

überwinden. Ausschließlich Samen ohne gut entwickeltem Embryo, die somit nicht keimfähig sind, können aufgrund ihres geringen Gewichtes mehrere Meter Strecke zurücklegen. Das bedeutet, daß das Ausbreitungspotential von *A. montana* über den Wind sehr gering ist. Über weitere Ausbreitungsmechanismen der Samen liegen bisher nur wenige Angaben vor. Nach DÜLL & KUTZELNIGG (1992) können Samen auch als Zufallsereignisse über Weidetiere ausgebreitet werden.

### 2.2.4 Samenkeimung

Die Samen von *A. montana* weisen keine Keimruhe auf. Wie in Abb. 3 zu sehen ist, keimt der Großteil der Samen unter Außenbedingungen bei ausreichender Feuchtigkeit direkt nach der Ausstreu im August (Referenzwert). Somit ist *A. montana* zu den Herbstkeimern zu zählen (vgl. auch SCHWABE 1990). Wie im Versuchsjahr 1997 in einem Geländeversuch beobachtet werden konnte, kamen durch die Trockenheit im August/September nur bis zu 5 % der Samen mit ausgebildetem Embryo zur Keimung. Im Winter 1997/98 konnte keine weitere Keimung beobachtet werden. Ein Teil der nicht im Herbst gekeimten Samen lief dann im Frühjahr 1998 auf.

Zur Temperaturabhängigkeit der Keimung zeigte PEGTEL (1988) experimentell heraus, daß *Amica*-Samen über einen weiten Temperaturgradienten (10-30°C) zur Keimung gelangen. Für niedrigere Temperaturen wurde der Keimungserfolg nicht mehr getestet. Weiterhin stellte PEGTEL (1988) fest, daß die Keimung nicht von Tag/Nacht-Temperaturfluktuationen induziert wird.

Um Aussagen über die Lichtabhängigkeit der Keimung treffen zu können, wurde unter standardisierten Laborbedingungen getestet, ob *Amica*-Samen bei ausreichender Feuchtigkeit und Wärme auch im Dunkeln keimen können. In 5 Wiederholungen wurden jeweils 25 Samen mit entwickeltem Embryo in Petrischalen auf feuchtem Filterpapier im Keimschrank (s. 2.2.1) verdunkelt ausgebracht. Der Ansatz wurde nach 4 Wochen beendet und der Anteil der gekeimten Samen ausgezählt. Es zeigte sich,

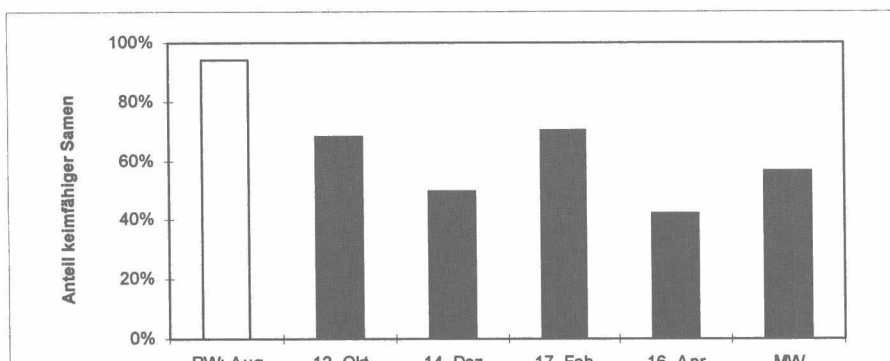


Abb. 3: Gemittelter Anteil der im Boden keimfähig gebliebenen Samen zu den vier Entnahmezeitpunkten. Der Vergrabungszeitpunkt lag im August 1997. Der Mittelwert (MW) wurde von den Rohdaten gebildet. Der Referenzwert (RW) wurde im August 1997 unter Freilandbedingungen bei ausreichender Feuchtigkeit ermittelt.

daß 100 % der Samen zur Keimung gelangten. Das bedeutet, daß die Samen keine Lichtinduktion zur Keimung benötigen.

Aus diesen Angaben ist zu schließen, daß die Samen von *A. montana* bei ausreichender Feuchtigkeit und Wärme sofort keimen, unabhängig von der Nutzungsart und Beschattung. Da jedoch offene oder lückige Bodenstellen schneller austrocknen als z.B. langrasige, kann der Keimungserfolg in vegetationsbedeckten Flächen bei trockenen Wetterbedingungen höher sein.

### 2.2.5 Diasporenbank

(Diasporenbank bei Samenpflanzen = Samenbank im Boden).

Baut eine Art eine dauerhafte Diasporenbank auf, so weist sie neben dem räumlichen ein zeitliches Ausbreitungspotential auf (vgl. POSCHLOD 1996). So kann eine Art oberflächlich auf einem Standort ausgestorben sein, die Fläche aber über die „Diasporenpopulation“ (vgl. URBANSKA 1992) aus dem Boden wiederbesiedelt werden.

Um die Art der Diasporenbank von *A. montana* zu ermitteln (Klassifikation s. POSCHLOD 1991 und THOMPSON et al. 1997), wurden auf zwei *Amica*-Standorten im Mai 1997 Diasporenbankanalysen durchgeführt. Dabei wurden auf jeweils zehn 2\*2 m<sup>2</sup>-großen Teilflächen mit einem Stechzylinder (4 cm Durchmesser und 10 cm Tiefe) jeweils 10 Bodenproben entnommen und zu einer Mischprobe vereinigt. Die Analyse der Diasporenbank erfolgte nach dem Auflaufverfahren (s. POSCHLOD 1991, POSCHLOD & JACKEL 1993, vgl. auch TER HEERDT et al. 1996 und THOMPSON et al. 1997). Es konnte weder eine generative noch eine vegetative Diasporenbank von *A. montana* nachgewiesen werden.

Zur detaillierten Betrachtung der Überlebensfähigkeit von *Amica*-Samen im Boden wurden Vergrabungsversuche durchgeführt (vgl. BAKKER et al. 1996). Dazu wurden jeweils 25 Samen mit ausgebildetem Embryo in 20 Nylonsäckchen eingenäht und im August 1997 in 5cm Tiefe eingegraben. An vier Zeitpunkten (s. Abb. 3, S. 227) wurden jeweils fünf Säckchen entnommen und der Anteil an im Boden keimfähig gebliebenen Samen im Keimschrank (siehe 2.2.1) bestimmt. Als Vergleichswert diente ein Keimversuch von 200 Samen mit ausgebildetem Embryo im August 1997 unter Freilandbedingungen bei ausreichender Feuchtigkeit.

Wie in Abb. 3 (S. 227) zu sehen ist, blieb ein Teil der im Boden vergrabenen Samen über 8 Monate keimfähig, wobei kein eindeutiger Zusammenhang mit der Vergrabungsdauer festzustellen war. Im Mittel blieben 57 % der vergrabenen Samen keimfähig, 36 % keimten bereits im Boden und 7 % waren nicht keimfähig.

Diese Beobachtung scheint dem Ergebnis der Diasporenbankanalyse zu widersprechen. Denn obwohl einige Samen im Boden noch bis in das nächste Frühjahr Keimfähigkeit zeigten, konnten in den Diasporenbankanalysen keine keimfähigen Samen nachgewiesen werden. Dafür können zwei Erklärungen herangezogen werden. Zum einen ist anzunehmen, daß die ca. 8 mm

langen, elliptischen *Amica*-Samen aufgrund ihrer Größe und Form nicht in den Boden eingearbeitet werden können (vgl. POSCHLOD & JACKEL 1993, BAKKER et al. 1996, THOMPSON et al. 1997). Die zweite Erklärungsmöglichkeit bezieht sich auf eine mögliche wärmeabhängige Keimung. Nach PEGTEL (1988) ist die Keimung der meisten *Amica*-Samen ab Temperaturen von +10°C gewährleistet. So keimten im Keimversuch der vorliegenden Untersuchungen auch unter Verdunkelung im Keimschrank bei Temperaturen bis zu 21°C 100 % der Samen (vgl. 2.2.4). Bei geringen Temperaturen scheint dagegen keine Keimung zu erfolgen. Im Geländeversuch (2.2.4) konnten während der Wintermonate keine Keimungsereignisse verzeichnet werden. Weiterhin zeigte sich im Vergrabungsexperiment, daß der Anteil der schon im Boden gekeimten Samen nicht stetig über den Winter hinweg zunahm, daß aber zum letzten Entnahmezzeitpunkt im April 1998 im Mittel die höchste Anzahl (47 %) der vergrabenen Samen bereits im Boden gekeimt war (Abb. 3, S. 227). Daraus kann geschlossen werden, daß die im Boden vergrabenen Samen nach einer warmen Periode im Sommer ebenfalls alle gekeimt wären. Aus diesen Überlegungen wäre das Fehlen einer dauerhaften Diasporenbank von *A. montana* zu erklären (vgl. GRIME 1989).

### 2.2.6 Keimlingsetablierung

Die Etablierung von Keimlingen vollzieht sich in sog. „Schutzstellen“, in denen die erfolgreiche Ansiedlung der Keimlinge möglich ist (URBANSKA 1992). Schutzstellen sind standort- und ökosystemspezifisch und sind von den Keimungsstellen zu unterscheiden (URBANSKA 1992). So können die Samen von *A. montana* unter vielen Standortbedingungen keimen (siehe 2.2.4), für die Etablierung der Keimlinge wird aber angenommen, daß diese an offenerdige Mikrohabitate als Schutzstellen gebunden ist (SCHWABE 1990).

Um diese Fragestellung in Hinblick auf die drei Standorte Schlegelmahd, Mahd und Brache zu untersuchen, wurden die *Amica*-Sprosse in 3\*4 m<sup>2</sup> großen, zufällig verteilten Teilflächen jeweils punktgenau kartiert. Die Kartierung erfolgte mit jeweils 5 Stichproben (vgl. 2.2.1).

In Abb. 4 (S. 229) ist für jeden Standort eine Teilfläche exemplarisch dargestellt. Es zeigten sich deutliche Unterschiede zwischen der 1995 geschlegelten Fläche und der Mahdfläche. Während auf der Mahdfläche alle Sprosse geklumpt auftraten, lag auf der geschlegelten Fläche eine eher zufällige Verteilung vor. Die Verteilung der *Amica*-Sprosse auf der Brachfläche nahm eine Zwischenstellung ein.

Die geklumpte Sproß-Verteilung auf der Mahdfläche läßt vermuten, daß die auftretenden Sprosse überwiegend aus vegetativer Fortpflanzung hervorgegangen sind. Somit scheinen hier alle Sprosse zu drei bis vier Individuen zu gehören. Das Fehlen vereinzelter Sprosse deutet an, daß es in den letzten Jahren in dem dichten Rasenfilz nicht zur Etablierung von Keimlingen kommen konnte.

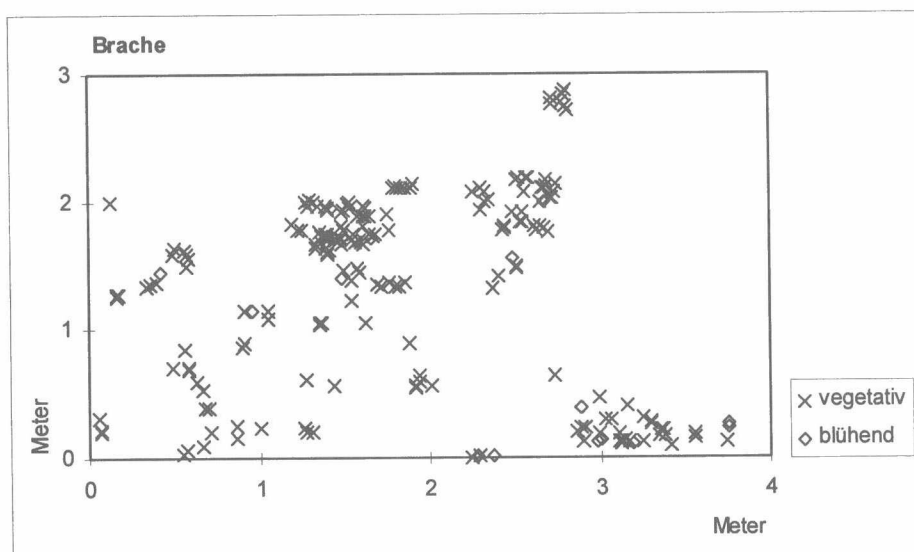
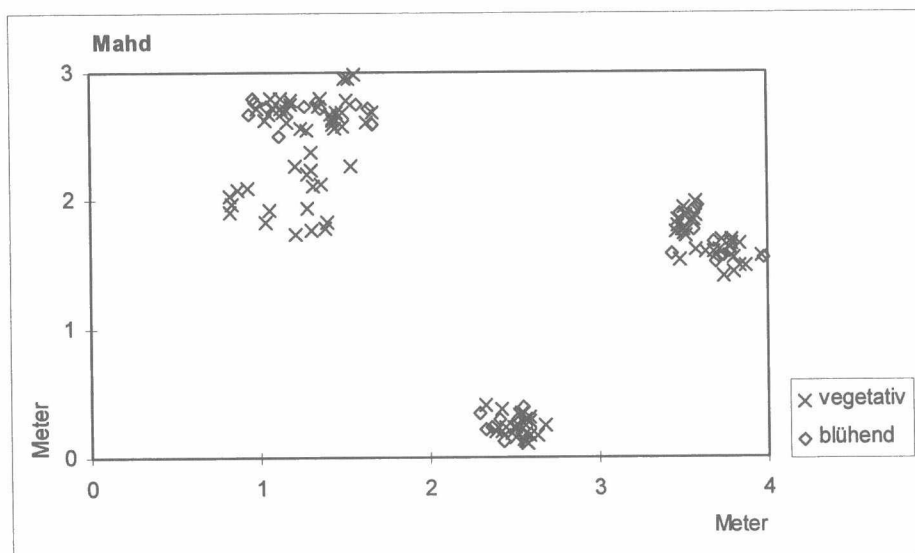
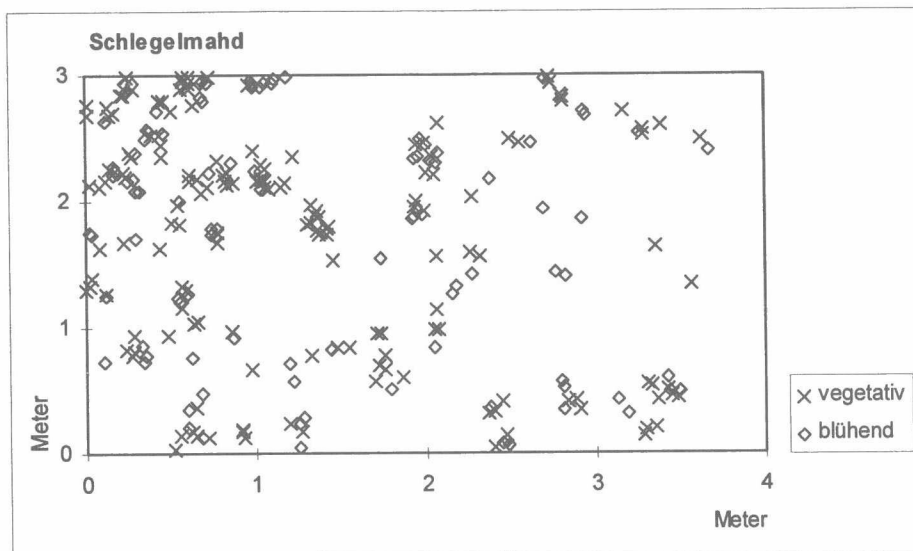


Abb.4: Punktverteilung der *Amica*-Sprosse auf den Standorten Schlegelmahd, Mahd und Brache, aufgeteilt in vegetative Sprosse und Sprosse mit Blütenstand.

Im Vergleich dazu sind auf der 1995 geschlegelten Fläche viele vereinzelte Sprosse zu beobachten. Die Sprosse müssen in den zwei Jahren nach der Schlegelmahd hauptsächlich aus Samen hervorgegangen sein, da der Austrieb aus Rhizomstücken nach der Schlegelmahd und Abfuhr des Mähgutes bisher nicht beobachtet werden konnte (mdl. Mitt. SPITZL). Zusätzlich wurden auf der geschlegelten Fläche Jungpflanzen beobachtet. Durch angrenzende *Arnica*-Bestände konnte der Eintrag von Samen gewährleistet werden. Da die geschlegelte Fläche viele offene Bodenstellen aufwies, wird die Vermutung indirekt bestätigt, daß *Arnica*-Keimlinge offene Mikrohabitate zur Etablierung benötigen.

In der Brache können neben den Sproßansammlungen auch Einzelsprosse beobachtet werden. Die wenigen vereinzelt Sprosse können wie auf der geschlegelten Fläche als frisch etablierte Individuen vor Einsetzen der Rhizombildung gedeutet werden. In der Brache konnten allerdings keine Jungpflanzen ausgemacht werden. Somit ist es wahrscheinlicher, daß die vereinzelt Sprosse die letzten Relikte von absterbenden Pflanzen sind.

### 3 Schutzmöglichkeiten von *Arnica montana*

Aus der Dokumentation der für die Fortpflanzung entscheidenden Prozesse des Lebenszyklus von *A. montana* lassen sich Hinweise für geeignete Schutzmöglichkeiten ableiten.

Zuerst muß die Bedeutung der Erhaltung der vorhandenen *Arnica*-Bestände hervorgehoben werden. Wie dargestellt, beschränkt sich das Ausbreitungspotential der Samen auf wenige Meter, abgesehen von Zufallsereignissen über Weidetiere. Weiterhin baut *A. montana* keine dauerhafte Diasporenbank auf. Daher kann eine Wiederbesiedlung ehemaliger Standorte von *A. montana* über die Diasporenbank nicht erfolgen. Aus diesen Ergebnissen geht hervor, daß in der heutigen fragmentierten Kulturlandschaft eine Wieder- oder Neubesiedlung von potentiellen Standorten ohne gezielte Samen- oder Pflanzenausbringung schwer möglich ist. Daher müssen die Schutzstrategien darauf ausgerichtet sein, die noch vorhandenen Bestände zu schützen und ihnen ein langfristiges Überleben zu ermöglichen.

Die stetige Gefährdung von *A. montana* wird heute hauptsächlich der Luftverschmutzung und der Nutzungsaufgabe zugeschrieben. In verschiedenen niederländischen Untersuchungen konnte gezeigt werden, daß sich die Versauerung und Eutrophierung des Bodens durch SO<sub>2</sub>- und NH<sub>x</sub>-Deposition durch die Luft negativ auf die Konkurrenzfähigkeit von *A. montana* im Vergleich zu den Gräsern Draht-Schmiele (*Deschampsia flexuosa*) und Rot-Straußgras (*Agrostis capillaris*) auswirkt (DUECK & ELDERSON 1992, FENNEMA 1992, PEGTEL 1994). Zusätzlich verringert sich ihre Wuchsleistung durch die Kationenauswaschung im

Boden (FENNEMA 1992). Infolge der zunehmenden Vergrasung wird es für *Arnica*-Keimlinge weiterhin immer schwieriger, sich in verfilzten Borstgrasrasen zu etablieren. Um die Konkurrenzkraft von *A. montana* zu stärken, müssen die wuchsstärkeren Gräser durch Nutzung oder Pflegemaßnahmen zurückgedrängt werden (PEGTEL 1994).

Der Vergleich der zwei Maßnahmen Mahd und Schlegelmahd sowie der Brache in den drei *Arnica*-Beständen im Biosphärenreservat Rhön erlaubt einige verallgemeinerbare Schlüsse. Wie bereits besprochen, kann vegetative Vermehrung durch Rhizome auf allen Standorten stattfinden. Somit kann es auch in Brachestadien zu einem Populationswachstum kommen (vgl. SCHWABE 1990). Die Verjüngung und genetische Erneuerung von Populationen wird aber nur durch generative Fortpflanzung gewährleistet. Dies ist v.a. wichtig, damit sich Populationen an Umweltänderungen anpassen können, so daß ein langfristiges Überleben ermöglicht wird (HAMRICK et al. 1991, SCHEMSKE et al. 1994, VEITH & SEITZ 1995, GODT et al. 1996).

Auf der gemähten Fläche ist der Erfolg der generativen Fortpflanzung von dem Mahdtermin und der Rasenstruktur abhängig. Erfolgt die Mahd vor der Samenreife, so fehlt das Samenpotential, da die Samen nicht nachreifen können. In einem dichten Rasenfilz ist weiterhin die Etablierung von Keimlingen nicht möglich (siehe Abb. 4, S. 229). Aufgrund der schlechten Bedingungen für eine generative Reproduktion scheint die Mahd keine geeignete Maßnahme für den gezielten, langjährigen Schutz von *Arnica*-Populationen zu sein. Dennoch wird durch die Mahd die Biomasse auf den Standorten verringert, so daß sich die *Arnica*-Sprosse gegen die konkurrenzstarken Gräser besser behaupten können. Daher kann das Mähen von *Arnica*-Standorten als mittelfristig sinnvolle Schutzstrategie angesehen werden, besonders wenn es der traditionellen Nutzungsart entspricht.

Ähnlich verhält es sich mit der Brache. Trotz der im Verhältnis wenigen blühenden Sprosse (siehe Abb. 2, S. 226) werden auch unter Brachebedingungen ausreichend viele keimfähige Samen gebildet (siehe Tab. 1, S. 227). Weiterhin wird die Samenreife durch fehlende Nutzung ermöglicht und die Samen finden auch in der dichten Vegetation geeignete Keimungsbedingungen (vgl. 2.2.4). Allerdings sind auf verbrachten und vergrasteten Brachestandorten ebenfalls keine Mikrohabitate zur Etablierung der Keimlinge vorhanden. Da es auf Brachestandorten durch fehlende Abfuhr der Biomasse zu einer zusätzlichen Eutrophierung kommt, ist hier langfristig eine Verdrängung der *Arnica*-Sprosse durch die konkurrenzstärkeren Gräser zu erwarten.

Die Schlegelmahd ist eine geeignete Erstpflegemaßnahme für die Erhaltung von *Arnica*-Populationen. Durch die Schaffung von offenerdigen Mikrohabitaten kann hier die Etablierung von Keimlingen gewährleistet werden. Allerdings muß der Sameneintrag auf den geschlegelten Flächen von angrenzenden Beständen aus erfolgen können. Daher sollten stets nur Teilflächen eines *Arnica*-Bestandes gleichzeitig geschlegelt werden.

Weiterhin wird durch die Schlegelmahd die Diasporenbank der oberen Bodenschichten aktiviert. Dadurch kann eine Auffrischung des genetischen Materials der Pflanzenbestände aus dem Boden erfolgen (vgl. LEVIN 1990, BENNINGTON et al. 1991). Da *A. montana* aber keine dauerhafte Diasporenbank aufbaut, besteht hier kein „Verjüngungspotential“.

Aus der erfolgten Beschreibung des Lebenszyklus von *A. montana* kann auch eine Bewertung anderer Pflegemaßnahmen, wie z.B. Beweidung durch Rinder, abgeleitet werden.

## 4 Danksagung

Bei der Verwaltungsstelle des Biosphärenreservates Rhön, bayerischer Teil, möchten wir uns für die Ermöglichung der Untersuchungen an *Amica montana* in der Hohen Rhön bedanken. Besonderer Dank gilt Herrn Spitzl für die Unterstützung vor Ort. Bei der Arbeitsgruppe von Prof. Dr. P. Poschlod (Universität Marburg) möchten wir uns für die Hilfe während der Arbeit bedanken.

## Literatur

- BAKKER, J.P.; POSCHLOD, P.; STRYKSTRA, R.J.; BEKKER, R.M. & THOMPSON, K. 1996: Seed bank and seed dispersal: important topics in restoration ecology. *Acta Bot. Neerl.* **45**(4): 461-490.
- BArtSchV 1989: Bundes-Artenschutz-Verordnung. In: EBERT, A. & E. BAUER (Textausgabe) 1995: Naturschutzrecht, 7. Auflage. DTV, München; 757 S.
- BENNINGTON, C.C.; MCGRAW, J.B. & VAVREK, M.C. 1991: Ecological genetic variation in seed banks. II. Phenotypic and genetic differences between young and old subpopulations of *Luzula parviflora*. *J. Ecol.* **79**: 627-643.
- BENKERT, D.; FUKAREK, F. & KOORSCH, H. (Hrsg.) 1996: Verbreitungsatlas der Farn- und Blütenpflanzen Ostdeutschlands. Fischer Verlag, Jena; 615 S.
- BONN, S. & POSCHLOD, P. 1998: Ausbreitungsbiologie der Pflanzen Mitteleuropas. Grundlagen und kulturhistorische Aspekte. Quelle & Meyer, Wiesbaden; 404 S.
- DUECK, T.A. & ELDERSON, J. 1992: Influence of NH<sub>3</sub> and SO<sub>4</sub> on the growth and competitive ability of *Amica montana* L. and *Viola canina* L. *Phytol.* **122**: 507-514.
- DÜLL, R. & KUTZELNIGG 1992: Botanisch-ökologisches Exkursionstaschenbuch. Quelle & Meyer, Heidelberg, Wiesbaden; 546 S.
- FENNEMA, F. 1992: SO<sub>2</sub> and NH<sub>3</sub> deposition as possible causes for the extinction of *Amica montana* L. *Water, Air, and Soil Pollution* **62**: 325-336.
- GESSNER, O. 1953: Die Gift- und Arzneipflanzen von Mitteleuropa. Carl Winter Universitätsverlag, Heidelberg; 804 S.
- GIVEN, D.R. 1994: Principles and practice of plant conservation. London, New York, Melbourne: Chapman & Hall.
- GODT, M.J.W.; JOHNSON, B.R. & HAMRICK, J.L. 1996: Genetic diversity and population size in four rare southern Appalachian plant species. *Conserv. Biol.* **10**(3): 796-805.
- GRIME, J.P. 1989: Seed banks in ecological perspective, Foreword. In: LECK, M.A.; PARKER, V.T. & SIMPSON, R.L. (Hrsg.): *Ecology of soil seed banks*. Academic Press, Inc., San Diego: XV-XXII.
- HAEUPLER, H. & SCHÖNFELDER, P. (Hrsg.) 1989: Atlas der Farn- und Blütenpflanzen der Bundesrepublik Deutschland. Ulmer-Verlag, Stuttgart; 768 S.
- HAMRICK, J.L.; GODT, M.J.W.; MURAWSKI, D.A. & LOVELESS, M.D. 1991: Correlations between species traits and allozyme diversity: implications for conservation biology. In: FALK, D.A. & HOLSINGER, K.E. (Hrsg.): *Genetics and Conservation*. Oxford University Press, New York, Oxford: 75-86.
- HEGI, G. 1987: Illustrierte Flora von Mitteleuropa. Spermatophyta Band VI. Angiospermae, Dicotyledones 4. Conert, H. J.; HAMANN, U.; SCHULTZE-MOTEL, W. & WAGENITZ, G. (Hrsg.). Paul Parey Verlag, Berlin, Hamburg; 1483 S.
- HULTÉN, E. & FRIES, M. 1986: Atlas of north european vascular plants. North of the tropic of cancer. Koeltz Scientific Books, Königsstein; 1172 S.
- JACKEL, A.-K. & POSCHLOD, P. 1994: Diaspore production and the influence of the size of diaspore traps on the quantitative result of seasonal diaspore rain in two calcareous grassland sites. *Ber. Inst. Landschafts-Pflanzenökologie Univ. Hohenheim* **3**: 123-132.
- KNAPP, R. 1953: Über die natürliche Verbreitung von *Amica montana* L. und ihre Entwicklungsmöglichkeit auf verschiedenen Böden. *Ber. Dt. Bot. Ges.* **66**: 168-179.
- KORNECK, D.; SCHNITTLER, M. & VOLLMER, I. 1996: Rote Liste der Farn- und Blütenpflanzen (*Pteridophyta* et *Spermatophyta*) Deutschlands. *Schr.R. Vegetationskde.* **28**: 21-187.
- LEVIN, D.A. 1990: The seed bank as a source of genetic novelty in plants. *Am. Nat.* **135**(4): 563-572.
- PEGTEL, D.M. 1988: Germination in declining and common herbaceous plant populations co-occurring in an acid peaty heathland. *Acta Bot. Neerl.* **37**(2): 215-223.
- PEGTEL, D.M. 1994: Habitat characteristics and the effect of various nutrient solutions on growth and mineral nutrition of *Amica montana* L. grown on natural soil. *Vegetatio* **114**: 109-121.
- PEPPLER, C. 1992: Die Borstgrasrasen (*Nardetalia*) Westdeutschlands. *Dissertationes Botanicae* **193**; 402 S.
- POSCHLOD, P. 1991: Diasporenbanken in Böden - Grundlagen und Bedeutung. In: SCHMID, B. & STÖCKLIN, J. (Hrsg.): *Populationsbiologie der Pflanzen*. Birkhäuser Verlag, Basel, Boston, Berlin: 15-40.
- POSCHLOD, P. 1996: Das Metapopulationskonzept - eine Betrachtung aus pflanzenökologischer Sicht. *Z. Ökologie u. Naturschutz* **5**: 161-185.
- POSCHLOD, P. & JACKEL, A.-K. 1993: Untersuchungen zur Dynamik von generativen Diasporenbanken von

- Samenpflanzen in Kalkmagerrasen. I. Jahreszeitliche Dynamik des Diasporenregens und der Diasporenbank auf zwei Kalkmagerrasenstandorten der Schwäbischen Alb. *Flora* **188**: 49-71.
- RAUSCHERT, S. 1965: Wiesen- und Weidepflanzen. Neumann Verlag, Radebeul; 457 S.
- ROTH, L.; DANNER, M. & KORNMANN, K. 1994: Giftpflanzen - Pflanzengifte: Vorkommen, Wirkung, Therapie; allergische und phototoxische Reaktionen. ecomed-Verlag, Landsberg/Lech; 1092 S.
- SCHEMSKE, D.W.; HUSBAND, B.C.; RUCKELSHAUS, M.H.; GOODWILLIE, C.; PARKER, I.M. & BISHOP, J.G. 1994: Evaluation approaches to the conservation of rare and endangered plants. *Ecology* **75**(3): 584-606.
- SCHROETER, C. 1908: Das Pflanzenleben der Alpen. Eine Schilderung der Hochgebirgsflora. Verlag von Albert Ranstein, Zürich; 806 S.
- SCHWABE, A. 1990: Syndynamische Prozesse in Borstgrasrasen: Reaktionsmuster von Brachen nach erneuter Rinderbeweidung und Lebensrhythmus von *Amica montana* L. *Carolinea* **48**: 45-68.
- STRYKSTRA, R.J.; PEGTEL, D.M. & BERGSMAN, A. 1998: Dispersal distance and achene quality of the rare anemochorous species *Amica montana* L.: implications for conservation. *Acta Bot. Neerl.* **47**(1): 45-56.
- TER HEERDT, G.N.J.; VERWEIJ, G.L.; BEKKER, R.M. & BAKKER, J.P. 1996: An improved method for seed-bank analysis: seedling emergence after removing the soil by sieving. *Functional Ecology* **10**: 144-151.
- THOMPSON, K.; BAKKER, J.P. & BEKKER, R.M. 1997: The soil seed banks of north west Europe: methodology, density and longevity. Cambridge University Press, Cambridge; 276 S.
- URBANSKA, K.M. 1992: Populationsbiologie der Pflanzen. Fischer Verlag, Stuttgart, Jena; 374 S.
- VEITH, M. & A. SEITZ 1995: Anwendungsmöglichkeiten der Populationsgenetik für den Artenschutz. *Verh. Ges. f. Ökol.* **24**: 219-225.
- Weiterführende Literatur:**
- KROEZE, C.; PEGTEL, D.M. & BLOM, C.J.C. 1989: An experimental comparison of aluminium and manganese susceptibility in *Antennaria dioica*, *Amica montana*, *Viola canina*, *Filago minima* and *Deschampsia flexuosa*. *Acta Bot. Neerl.* **38**(2): 165-172.
- LUIJTEN, S.H.; OOSTERMEIJER, J.G.B.; VAN LEEUWEN, N.C. & DEN NIJS, H.C.M. 1996: Reproductive success and clonal genetic structure of the rare *Amica montana* (Compositae) in The Netherlands. *Pl. Syst. Evol.* **201**: 15-30
- PEGTEL, D.M. 1987: Effect of ionic Al in culture solutions on the growth of *Amica montana* L. and *Deschampsia flexuosa* (L.) Trin. *Plant and Soil* **102**: 85-92.
- VAN DAM, D.; VAN DOBBEN, H. F.; TER BRAAK, C. F. J. & DE WIT, T. 1986: Air pollution as a possible cause for the decline of some phanerogamic species in The Netherlands. *Vegetatio* **65**: 47-52.
- Anschrift der Verfasser:**  
Stefanie Kahmen &  
Prof. Dr. Peter Poschlod  
Fachbereich Biologie - Naturschutz  
Karl-von-Frisch-Straße  
35043 Marburg

## Lothar Nitsche

### 25 Jahre Naturschutzbund Deutschland Kreisverband Kassel Stadt und Land e.V.

Unter dem Motto „Dem Naturschutz eine Chance“ hatte der Kreisverband zu seinem 25jährigen Jubiläum am 29. März 1998 in das Naturkundemuseum im Ottonium zu Kassel eingeladen. 25 Jahre sind für ein Vereinsleben eine sehr kurze Zeit. Die Vereinsstrukturen des Naturschutzbundes „NABU“, ehemals „Bund für Vogelschutz“, sind aber sehr viel älter. In den letzten 25 Jahren haben sich in der Naturkunde und im Naturschutz im Raum Kassel und in Hessen Aktivitäten entwickelt, die vom Kreisverband Kassel Stadt und Land e.V. wesentlich gefördert wurden. Zu der Kreisverbandsfeier konnte der Vorsitzende Michael Helmert in wenigen Schlaglichtern die Entwicklungen aufzeigen, die den NABU vom Vogelschutzverein zu einem führenden Naturschutzverband werden ließen. Der Teilnehmerkreis mit Vertretern des Regierungspräsidiums, der Gemeinden, der Stadt Kassel und des Landkreises

Kassel sowie der Fachverwaltungen aus Forsten, Naturschutz, Landwirtschaft und Wasserwirtschaft sowie der Universitäten Kassel und Marburg war ein Zeichen der Zusammenarbeit des NABU mit den Institutionen, die eine Verantwortung für die Erhaltung der Tiere und Pflanzen und ihrer Lebensräume tragen. Die Referate von Regierungspräsident Bertram Hilgen und von Dr. Ilke Marschall sind nachfolgend abgedruckt. Bei der Veranstaltung wurden Produkte der Landwirte aus der Region angeboten. Hiermit konnte gleichzeitig die Bedeutung der Landwirtschaft für die Erhaltung der Kulturlandschaft verdeutlicht werden.

Der Naturschutzbund in Deutschland ist viel älter als 25 Jahre und hat zweimal seinen Namen geändert. Der NABU-Bundesverband feiert im Jahr 1999 seinen 100-jährigen Geburtstag, der NABU Hessen wurde 1998 90 Jahre alt (s. Bericht von U. Meyer, S. 255). Die Mitglie-



# ZOBODAT - [www.zobodat.at](http://www.zobodat.at)

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: [Jahrbuch Naturschutz in Hessen](#)

Jahr/Year: 1998

Band/Volume: [3](#)

Autor(en)/Author(s): Kahmen Stefanie, Poschlod Peter

Artikel/Article: [Untersuchungen zu Schutzmöglichkeiten von Arnika \(\*Arnica montana\* L.\) durch Pflegemaßnahmen 225-232](#)