

HESSEN-FORST

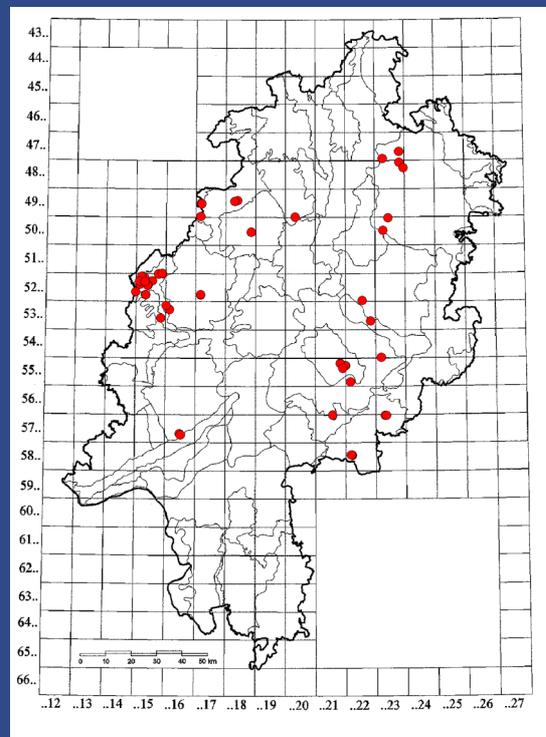
HESSEN



Landesweites Artenhilfskonzept

Berg-Wohlverleih
(*Arnica montana* L.) in hessischen Tieflagen

2009



FENA

Servicestelle für Forsteinrichtung und Naturschutz

Landesweite Artenhilfskonzepte

Das Spektrum an Maßnahmen zum Erhalt der biologischen Artenvielfalt ist in Hessen breit gefächert. Eine zentrale Rolle spielen dabei Artenhilfskonzepte vorwiegend für Natura 2000-Arten, denen landesweit ein ungünstiger Erhaltungszustand attestiert werden musste.

Die ersten 17 Artenhilfskonzepte wurden 2007 und 2008 im Auftrag des Hessischen Ministeriums für Umwelt, ländlichen Raum und Verbraucherschutz (HMULV) vom Landesbetrieb Hessen-Forst – Servicestelle für Forsteinrichtung und Naturschutz (FENA) im Werkvertrag vergeben. Nach dem erfolgreichen Start, wurden 2009 von der FENA für weitere zwei Arten Artenhilfskonzepte in Auftrag gegeben, das Artenhilfskonzept Laubfrosch wurde mit dem Teil Südhessen vervollständigt

Die hessischen Artenhilfskonzepte sollen nicht nur den Stand des Wissens um bestandsbedrohte Arten wiedergeben, sondern für die zuständigen Behörden, Institutionen und Personen praktikable Handlungsanleitungen für die Umsetzung konkreter Erhaltungsmaßnahmen liefern.

Mit den Artenhilfskonzepten soll der langjährige Abwärtstrend der biologischen Vielfalt in Hessen gestoppt und für die betroffenen Arten eine nachhaltige Aufwärtsspirale eingeleitet werden.

Ziel ist es, möglichst effektiv und schnell für die in Hessen besonders gefährdeten Arten der Anhänge der FFH-Richtlinie Maßnahmen zu ergreifen. Dazu sind gemeinsame Aktivitäten aller Ebenen der Naturschutzverwaltung, der Hessischen Forstämter, der Landwirtschaftsverwaltung, der Wasserbehörden und nicht zuletzt des ehrenamtlichen Naturschutzes in Hessen erforderlich. Lassen Sie uns gemeinsam diese Arten für Hessen erhalten und fördern.

Bei Fragen zu den Artenhilfskonzepten wenden Sie sich bitte an das Arten-Team bei Hessen-Forst FENA:

Teamleiter: Christian Geske, ☎ 0641/4991-263
Brigitte Emmi Frahm-Jaudes ☎-267
Susanne Jokisch ☎-315
Michael Jünemann ☎-259
Bernd Rüblinger ☎-258

Artenhilfskonzept für Berg-Wohlverleih (*Arnica montana* L.) in hessischen Tieflagen

überarbeitete Fassung, Stand April 2010



Im Auftrag des Landes Hessen, vertreten durch Landesbetrieb Hessen-Forst
Forsteinrichtung und Naturschutz FENA - Fachbereich Naturschutz

Bearbeiter: Dr. rer. nat. Jörg Weise
Dipl.-Ing. agr. Rupert Meier

Auftragnehmer: Ingenieurbüro Meier & Weise
Jahnstraße 12, D-35394 Gießen
T. (0641) 49 55 288 / Fax (0641) 49 55 290
E-Mail: meierundweise@t-online.de
www.meierundweise.de



INHALTSVERZEICHNIS

1 ZUSAMMENFASSUNG	4
2 EINLEITUNG	6
2.1 Aufgabenstellung	6
2.2 Material und Methoden	7
3 VERBREITUNG UND BESTANDSSITUATION	10
3.1 Aktuelle Verbreitung und Bestandssituation in Europa und Deutschland	10
3.2 Historisches und aktuelles Verbreitungsbild in Hessen	11
3.3 Aktuelle Bestandssituation in den hessischen Landkreisen.....	11
3.4 Verbundsituation - Isolation - Konnektivität	17
3.5 Zielgrößen.....	21
4 LEBENSÄRÄUME, NUTZUNGEN, GEFÄHRDUNGEN	22
4.1 Ökologie der Art - besiedelte Habitattypen.....	22
4.2 Populationsstruktur und Konsequenzen für Schutzkonzepte.....	24
4.3 Nutzungen und Nutzungskonflikte.....	29
4.4 Gefährdungen und Beeinträchtigungen.....	29
5 GRUNDSÄTZE FÜR ERHALTUNGS- UND ENTWICKLUNGS-MAßNAHMEN	37
5.1 Grundsätze	38
5.2 Standortverhältnisse	38
5.3 Mahd.....	38
5.4 Beweidung	39
5.5 Populationsstützende Maßnahmen.....	40
5.6 Hilfsprogramme	41
5.7 Artenhilfsmaßnahmen.....	42
5.8 Wiederbesiedlungspotenzial von „0-Standorten“	44
5.9 Allgemeines Ablaufschema für vorgeschlagene Maßnahmen im Jahresverlauf	47
6 EMPFEHLUNGEN FÜR DAS WEITERE VORGEHEN	48
7 LITERATUR UND VERWENDETE DATENQUELLEN	49
8 ANHANG	51
Tabellenanhang	
- Ansprech- und Kooperationspartner.....	52
- Liste der Untersuchungsgebiete.....	53
Kartenanhang	
- Bestands- und Maßnahmenkarten im Maßstab 1: 2.500	65 Seiten

Tabellenverzeichnis

Tab. 1: Bestimmung der Populationsgrösse von <i>Arnica montana</i>	8
Tab. 2: Bewertung der <i>Arnica montana</i> -Tieflagenvorkommen.....	13
Tab. 3: Populationsbiologische Merkmale der <i>Arnica montana</i> -Vorkommen	25
Tab. 4: Bewertung der Parameter Population, Habitat und Beeinträchtigung	27
Tab. 5: Prioritätenliste der Vorkommen für Artenhilfsmaßnahmen	28
Tab. 6: Nutzung der Vorkommen und Lage in Schutzgebieten	29
Tab. 7: Gefährdungsgrad von <i>Arnica montana</i> in Deutschland und den Bundesländern.....	30
Tab. 8: Gefährdungsursachen von <i>Arnica montana</i> in Tieflagen.....	31
Tab. 9: Hintergrundbelastung mit Stickstoff in ausgewählten Gebiete der Tieflagen	32
Tab. 10: Maßnahmen und Maßnahmcodes nach NATUREG und FFH-GDE	43
Tab. 11: Wiederbesiedlungspotenzial von „0-Standorten“	44
Tab. 12: Ablaufschema für die Artenhilfsmaßnahmen.....	47

Abbildungsverzeichnis

Abb. 1: Erhebung populationsbiologischer Parameter.....	9
Abb. 2: Verbreitung von <i>Arnica montana</i> in Deutschland	10
Abb. 3: Anzahl <i>Arnica montana</i> Vorkommen bis 500 müNN in hessischen Landkreisen.....	12
Abb. 4: Anzahl Untersuchungsgebiete je Landkreis 2009	12
Abb. 5: Regionale Verbreitungsschwerpunkte von <i>Arnica montana</i> in Hessen	15
Abb. 6: Lage der 2009 untersuchten hessischen Tieflagenvorkommen (n = 48)	16
Abb. 7: Blütenstand von <i>Arnica montana</i> mit ausgereiften Samen.....	23
Abb. 8: Sekundärstandort von <i>Arnica montana</i> in einer alten Abgrabungsfläche bei Donsbach	23
Abb. 9: Anzahl Trupps/Einzelpflanzen je Wuchsort.....	26
Abb. 10: Populationsgrößen von <i>Arnica montana</i> in Tieflagen.....	26
Abb. 11: Flächengrößen der <i>Arnica montana</i> -Populationen.....	27
Abb. 12: Glanzkäfer (<i>Meligethes spec.</i>) am Blütenstand von <i>Arnica montana</i>	33
Abb. 13: Blattkäfer (<i>Cryptocephalus aureolus</i>) am Blütenstand von <i>Arnica montana</i>	33
Abb. 14: Gefährdung von <i>Arnica montana</i> durch Staudenlupine.....	34
Abb. 15: Gefährdung von <i>Arnica montana</i> durch Adlerfarn	34
Abb. 16: Abgeplaggte Heidefläche im Gebiet Borstgrasrasen nördlich Günsterode	41

1 ZUSAMMENFASSUNG

Berg-Wohlverleih (*Arnica montana* L.) ist nach der Bundesartenschutzverordnung besonders geschützt und im Anhang V der EG-FFH-Richtlinie 92/43/EWG (zuletzt geändert durch Richtlinie 2006/105) aufgeführt. Deutschland kommt wegen seiner Lage im Zentrum des Verbreitungsgebiets eine besondere Verantwortung für die Erhaltung der Art zu. *Arnica montana* ist in den hessischen Tieflagen in den letzten Jahren massiv zurück gegangen, ohne dass die genauen Ursachen hierfür hinreichend bekannt wären. Neben Standort- und Bewirtschaftungsveränderungen werden vor allem auch die Folgen der zunehmenden Habitatfragmentierung als mögliche Gründe diskutiert.

Aufbauend auf ein 2007 vorgelegtes Gutachten zur Situation der Arnika in Gesamt-Hessen (LUV 2007), wurde das Ingenieurbüro Meier & Weise vom Land Hessen, vertreten durch HESSEN-FORST FENA, beauftragt ein Artenhilfskonzept für die besonders bedrohten Tieflagenvorkommen von *Arnica montana* zu erarbeiten. Als Tieflagenvorkommen werden alle Populationen, die unter 500 Meter Höhe liegen definiert. In dem Artenhilfskonzept wird auf Grundlage der Analyse der aktuellen Gefährdungssituation und von Geländeerhebungen ein allgemeines Konzept zum Schutz der Art erstellt. Weiterhin werden Pflegemaßnahmen und populationsstützende Maßnahmen formuliert.

Für das Artenhilfskonzept wurden aus insgesamt 63 dokumentierten Nachweisen ≤ 500 mÜNN 30 Gebiete nach den Kriterien Isolationsgrad, Höhenlage und Schutzstatus ausgewählt und untersucht. Bei den Geländeerhebungen zeigte sich, dass in 18 Fällen die Vorkommen trotz intensiver Nachsuche nicht mehr nachweisbar waren. 16 dieser Wuchsorte sind mit sehr großer Wahrscheinlichkeit erloschen. Von den begutachteten 30 Vorkommen wiesen nur 13,3% einen „sehr guten“ Erhaltungszustand auf. Der Großteil der Populationen (66,7%) wurde mit „gut“ bewertet, jedoch sind diese Vorkommen oftmals sehr klein und gegenüber Beeinträchtigungen hoch empfindlich. 20% der Vorkommen befanden sich in einem „schlechten“ Zustand.

Die räumliche Lage der Populationen und die Populationsstruktur der meisten Vorkommen lassen den Schluss zu, dass es sich bei den *Arnica montana*-Tieflagenvorkommen nicht um Metapopulationen handelt, bei der Aussterbe- und Wiederbesiedelungsprozesse im Gleichgewicht stehen, sondern um fragmentierte Einzelpopulationen, die in der Regel ungenügend oder gar nicht miteinander vernetzt sind. Das Herstellen von Trittsteinen oder Korridoren zum Verbund dieser Vorkommen ist derzeit nicht sinnvoll, weil die meisten Populationen aktuell eine so geringe Fähigkeit zur Ausbreitung und Wiederbesiedelung haben, dass Verbundmaßnahmen nicht effektiv wären. Zudem fehlen in der Regel die potenziellen Ausbreitungsvektoren.

Der 1. Schritt zum Schutz und Erhalt der hessischen Tieflagenpopulationen von *Arnica montana* besteht deshalb in der Stabilisierung der einzelnen Populationen über ein effektives Habitat-Management und populationsstützende Maßnahmen zur künstlichen Vergrößerung der Populationen. Die notwendige Mindestpopulationsgröße von *Arnica montana* ist jedoch nicht bekannt. Als Zielgrößen für langfristig überlebensfähige Populationen können 100 – 500 reproduktive Individuen gelten. Erst nach der Stabilisierung der Tieflagen-Populationen sollten in einem 2. Schritt über die Wiederbesiedelung von erloschenen Habitaten oder weitere langfristige Maßnahmen zum Biotopverbund Überlegungen angestellt werden.

Als Hauptgefährdungsursache für Berg-Wohlverleih in den hessischen Tieflagen wurden Unternutzung, Brache/Sukzession und das Fehlen von Offenbodenstellen in der Vegetation identifiziert. Hinzu kommen in den sehr kleinen Populationen sehr wahrscheinlich Inzuchteffekte infolge der Habitatfragmentierung.

Zur Populationsvergrößerung sind sowohl Maßnahmen zur Habitatoptimierung als auch das gezielte Ausbringen von Pflanzen bzw. Diasporen notwendig. Die wichtigste Maßnahme zur Habitatoptimierung ist die regelmäßige und langfristige Nutzung und „Entzugspflege“ dieser Flächen, die das Offenhalten der Vegetation, ständige Aushagerung und die Entfernung des jährlichen Aufwuchses beinhaltet. Die Entzugspflege ist notwendig, da für die Mager- und Borstgrasrasen in den hessischen Tieflagen die in der Literatur genannten kritischen Belastungsgrenzen für Stickstoff-Depositionen aus der Luft durch Landwirtschaft, Verkehr und Industrie überschritten sind.

Zur Klärung der optimalen Entzugspflege sind angesichts der veränderten klimatischen Bedingungen und der prognostizierten Stickstoff-Hintergrundbelastung noch weitere wissenschaftliche Begleituntersuchungen zu Mahd und/oder Beweidung (Besatzdichte, Besatzdauer, Weidezeitpunkt, Tierrassen) erforderlich.

Für die Bestimmung einer Mindestpopulationsgröße sollte ein mehrjähriges Monitoring durchgeführt werden, bei dem die demographische Zusammensetzung (z.B. Keimlinge, Rosetten, Blütenstengel, Größe der Pflanzen, Samenmasse, Blattflächenindex, Blattform) und die genetische Struktur ausgewählter Populationen untersucht wird. Aus den ermittelten Zahlen könnten Hinweise für die Mindestpopulationsgröße abgeleitet werden.

2 EINLEITUNG

Die Art Berg-Wohlverleih (*Arnica montana*) ist in den hessischen Tieflagen in den letzten Jahren massiv im Rückgang begriffen, ohne dass die genauen Ursachen hierfür hinreichend bekannt wären. Auch in den übrigen Bundesländern und im europäischen Ausland ist diese negative Entwicklung zu beobachten. Neben Habitatveränderungen (Nährstoffanreicherung der Standorte, veränderte Bewirtschaftungsweisen) werden vor allem auch die Folgen der Habitatfragmentierung (z.B. Inzuchtdepression durch Isolierung der Bestände) als mögliche Gründe diskutiert.

2.1 Aufgabenstellung

Mit Schreiben vom 09.06.2009 wurde das Ing.-Büro Meier & Weise vom Land Hessen, vertreten durch HESSEN-FORST, Fachbereich Forsteinrichtung und Naturschutz (FENA) beauftragt, für die hessischen Tieflagenvorkommen von *Arnica montana* ein Artenhilfskonzept zu entwickeln. Als Tieflagenvorkommen werden alle Populationen definiert, die unter 500 Meter Höhe liegen.

Die fachliche Grundlage für das vorliegende Artenhilfskonzept bildete das Gutachten des Büros LANDSCHAFT UND VEGETATION zur Situation der Arnika in Hessen (LUV 2007). Das Gutachten beinhaltet neben einer Literaturrecherche unter anderem Daten zur flächigen Verbreitung in Hessen, eine Bewertung der gesamthessischen Situation, vertiefte Untersuchungen zur Ökologie, Aussagen zur Gefährdungsfaktoren sowie Grundsätzen für Erhaltungs- und Entwicklungsmaßnahmen.

In dem Artenhilfskonzept für die besonders bedrohten Tieflagenvorkommen sollte auf Grundlage der Analyse der aktuellen Gefährdungssituation der Arnika in Hessen und der eigenen Geländeerhebungen ein allgemeines Konzept zum Schutz der Art erstellt werden. In diesem Konzept sollten Angaben zu den verschiedenen Nutzungen/Pflegemaßnahmen (Art, Intensität, Zeitpunkt) und zu populationsstützenden Maßnahmen formuliert werden.

Bereits in Hessen bestehende lokale oder regionale Konzepte und angelaufene Maßnahmen zum Schutz der Arnika sollten im Rahmen des Gutachtens dokumentiert und die Ergebnisse in Bezug auf zukünftige Projekte analysiert werden.

Zudem sollten regionale Verbundkonzepte mit konkreten Maßnahmenvorschlägen entwickelt werden. Diese sollten zum einen der Vernetzung von Arnika-Standorten in räumlicher Nähe zueinander dienen, zum anderen sollte der Verbund eines bestehenden Arnika-Standortes mit einer potenziell besiedelbaren Fläche geplant werden. Wenn möglich, sollten auch Hinweise zu überregionalen Verbundscenarien erarbeitet werden.

Der Schwerpunkt des Artenhilfskonzeptes sollte aber auf konkreten flächenbezogenen Maßnahmenvorschlägen in derzeitigen Vorkommen bzw. in deren direktem Umfeld liegen.

Die Maßnahmen waren so zu beschreiben, dass sie als eindeutige Handlungsanweisung für die zuständigen Fachbehörden oder sonstige lokale Akteure bei der mittelfristigen bzw. jährlichen Maßnahmenplanung für die jeweiligen Schutzgebiete genutzt werden können.

Die für vorkommensbezogene Maßnahmen geeigneten Flächen („Maßnahmenflächen“) sollten auf Basis des ALK parzellenscharf abgegrenzt werden. Für eventuelle Verbundflächen sollte eine Abgrenzung im fachlich erforderlichen Maßstab erfolgen.

2.2 Material und Methoden

Gebietsauswahl

Aus dem bei der FENA vorliegenden Datenbestand zu *Arnica montana* (insgesamt 182 Datensätze aus 135 Gebieten aus den Jahren 1976 – 2007, davon 63 Fundorte \leq 500 mÜNN) wurden in Zusammenarbeit mit der FENA (Frau Frahm-Jaudes) nach den folgenden Kriterien 30 Untersuchungsgebiete ausgewählt:

- Isolationsgrad: Bevorzugte Auswahl von Restvorkommen, um eventuell bestehende regionale Sippen zu sichern.
- Höhenlage: Besondere Berücksichtigung tiefer gelegener Vorkommen ($\pm < 500$ mÜNN), da Arnika in den letzten Jahrzehnten besonders in den tieferen Lagen stark rückläufig ist.
- Schutzstatus: Vorrangige Bearbeitung nicht gesicherter Vorkommen außerhalb von Naturschutz- und FFH-Gebieten.

Geländeerhebungen

Die Geländeerfassung der ausgewählten Arnika-Bestände erfolgte zwischen dem 10.06.2009 und dem 08.09.2009. Da für die einzelnen Fundorte jeweils Angaben zum Rechts-/Hochwert (entweder als explizite Fundortangabe eines Pflanzen-Trupps oder bei flächigen Vorkommen als Biotopflächen-Mittelpunkt) vorlagen, wurden diese Geländepunkte mittels GPS¹ aufgesucht und von dort aus die Suche nach den Vorkommen begonnen. Analog zu LANDSCHAFT UND VEGETATION (2007) wurde dabei als abzusuchender Bereich eine einheitlich genutzte Fläche oder ein einheitlicher Vegetations-/Biotoptyp angesehen. Jeder Standort wurde flächendeckend begangen, um alle Vorkommen auf der Fläche zu erfassen. Bei Nicht-Auffinden von *Arnica montana* wurde der potenziell in Frage kommende Bereich von 2-3 Personen flächendeckend für maximal 30 Min. abgesucht, um eine möglichst sichere Aussage zum Status der Art (vorhanden / nicht vorhanden) auf der Fläche treffen zu können.

Nach der Erfassung des Gesamtvorkommens auf einer Fläche wurden abgrenzbare Bestände bzw. Einzelpflanzen mit Zähltafeln markiert, sowohl um bei der Bestimmung der Populationsgröße Doppelzählungen zu vermeiden als auch um einmal gefundene Pflanzen nicht zu übersehen. Bei flächigen Beständen wurden die Außengrenzen des Bestands mit einem Maßband abgesteckt, bzw. die maximale Länge und Breite des Vorkommens ausgemessen.

Bei den Geländeerhebungen zeigte sich, dass in 18 Fällen die ausgewählten Vorkommen trotz intensiver Nachsuche nicht mehr auffindbar waren. 16 dieser Wuchsorte sind mit sehr großer Wahrscheinlichkeit erloschen. Unklar ist der Status zweier Populationen in den Gebieten „Birken-Hain östlich Hausen“ im Schwalm-Eder-Kreis und „Borstgrasrasen im Seitental vom Riedgraben“ im Kreis Waldeck-Frankenberg. Hier fand die erfolglose Nachsuche eventuell aufgrund abweichender GPS-Angaben des R-/H-Wertes möglicherweise nicht am tatsächlichen Wuchsort statt. Um dennoch die vorgegebene Anzahl von 30 untersuchten Arnika-Populationen zu erreichen, wurden aus der Gesamtliste der Tieflagenvorkommen solange weitere Fundorte ausgewählt und untersucht, bis die Zielvorgabe erfüllt war. Insgesamt mussten für 30 Populationen 48 Wuchsorte aufgesucht werden. Das entspricht einer Fehlanzeige von 37,5%. Diese hohe Anzahl von „0-Flächen“ unterstreicht, dass die Art in hessischen Tieflagen weiterhin sehr stark rückgängig ist.

¹ Zum Einsatz kam ein Garmin GPSMAP 60CSx. Die Ungenauigkeit betrug in den meisten Fällen ± 3 m.

Erfassung der Bestandsgröße

Je nach Populationsstruktur wurden für jedes Vorkommen die Parameter Anzahl Rosetten, Anzahl Blütenstengel und gesamte besiedelte Fläche (in m²) erhoben. Zur Erfassung der Anzahl Rosetten wurde bei kleineren Trupps oder Einzelpflanzen eine Zählung der einzelnen Rosetten durchgeführt, bei größeren Trupps und flächenhaften Beständen wurde die Anzahl Rosetten nach einer repräsentativen Stichprobenzählung von 0,25 m² anhand der besiedelten Gesamtfläche geschätzt bzw. mit einem Maßband die Gesamtfläche des Vorkommens ermittelt. Unabhängig von der Populationsgröße wurde bei allen Beständen die Anzahl der Blütenstengel gezählt.

Tab. 1: Bestimmung der Populationsgröße von *Arnica montana*

Populationsstruktur	Anzahl Rosetten	Anzahl Blütenstengel	Besiedelte Fläche
Kleine Trupps, Einzelpflanzen	Zählung	Zählung	Messung
Größere Trupps	Zählung/Schätzung	Zählung	Messung und/oder Schätzung nach Stichprobenzählung mit Zählrahmen
Flächenhafte Bestände	Schätzung	Zählung	Messung mit Maßband und/oder Schätzung nach Stichprobenzählung mit Zählrahmen

Geländebogen

Zur Bewertung der einzelnen Populationen wurde der von LUV (2007) modifizierte Bewertungsrahmen nach HUCK et. al (2006) verwendet und vor Ort im Gelände ausgefüllt. Die Populationsgröße wurde anhand der Rosettenanzahl und des Verteilungsmusters ermittelt, die Habitatqualität anhand der Parameter Biotoptyp (Standort), Offenbodenanteil und Lichtverhältnisse. Zudem wurden Beeinträchtigungen erfasst.

Artenlisten

Auf allen Standorten wurden die im Umfeld der Arnika-Pflanzen wachsenden dominanten Pflanzenarten als auch die im weiteren Umfeld aufgefundenen naturschutzfachlich bemerkenswerten (Rote Liste-)Arten notiert. Diese Auflistung ist nicht vollständig oder abschließend, da floristische Erhebungen nicht das Ziel der Untersuchungen war und jeder Standort nur einmal aufgesucht wurde. Dennoch lässt die vorgefundene Begleitflora Rückschlüsse über die Standortbedingungen der Wuchsorte zu.

Probenahme zur Abschätzung der Fertilität

Von den 30 untersuchten Arnika-Populationen wurden Samen- und Blattproben entnommen, ohne die einzelnen beprobten Individuen dabei zu zerstören. Die Samen der Arnika-Blüten wurden unter dem Stereomikroskop mit 65-facher Vergrößerung hinsichtlich ihres äußeren Erscheinungsbildes bewertet, um eine erste Aussage zur Fertilität der Samen treffen zu können. Samen mit einem entwickelten Keimling sind hart und schwarz, während leere

Samen durch eine helle Farbe und eine weiche Schale gekennzeichnet sind (KAHMEN & POSCHLOD 2000).

Dokumentation der Eingabe in die natis-Datenbank

Die im Rahmen dieses Gutachtens erhobenen Daten wurden in die natis-Datenbank eingegeben. Insgesamt wurden 156 Datensätze in 48 Gebieten für das Jahr 2009 erfasst.

Fotodokumentation

Alle Standorte und Populationen wurden digital fotografiert, um in Zukunft optische Vergleiche zur Populationsentwicklung ziehen zu können.

Abb. 1: Erhebung populationsbiologischer Parameter



Auszählung repräsentativer Flächen von 0,25 m² Größe mittels Zählrahmen



Markierung von Trupps/Einzelpflanzen mit Zähltafeln



Ausmessung von flächenhaften Beständen mit einem Maßband



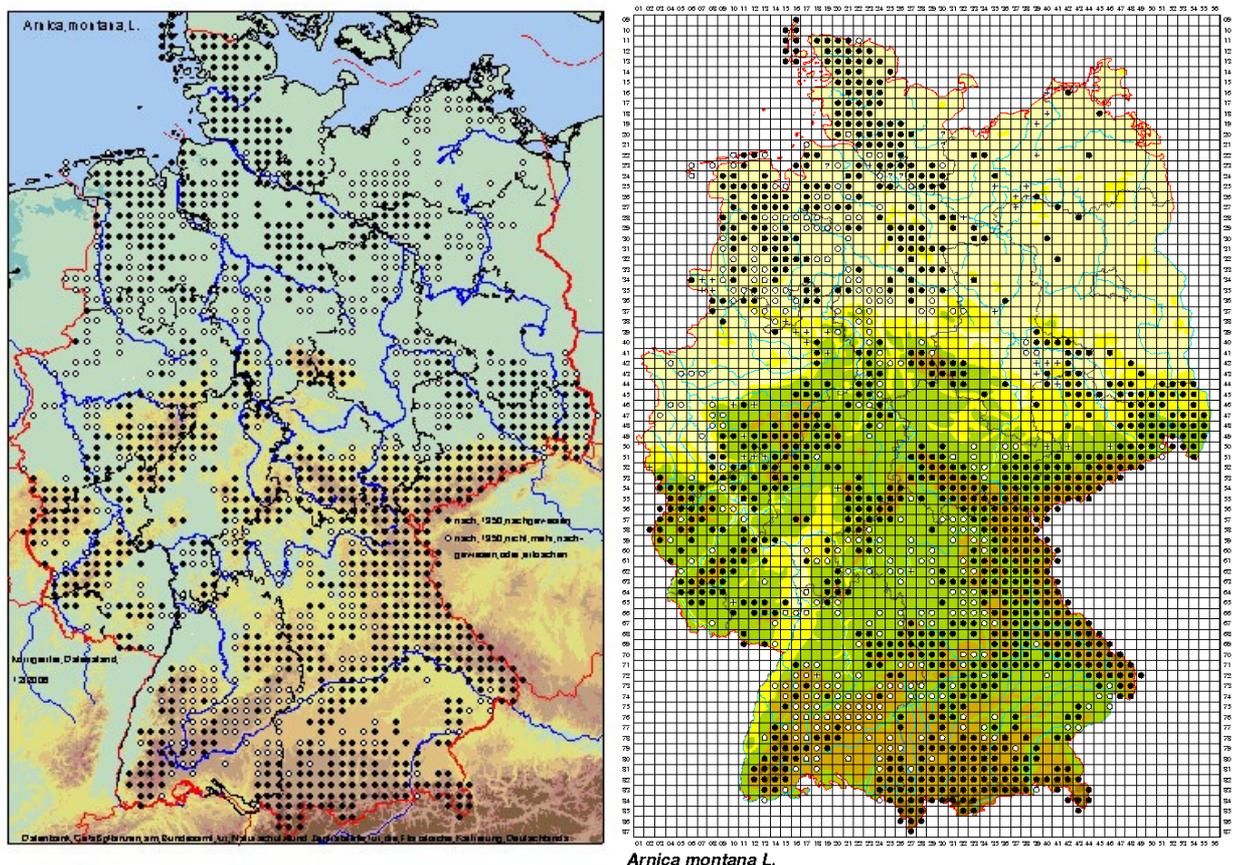
Zählung der Anzahl Blütenstengel in allen Vorkommen

3 VERBREITUNG UND BESTANDSSITUATION

3.1 Aktuelle Verbreitung und Bestandssituation in Europa und Deutschland

Arnica montana ist eine europäisch-subozeanisch verbreitete Pflanze, die in Mitteleuropa ihren Verbreitungsschwerpunkt hat (VOGGESBERGER 1996). Nach Norden dünnen die Vorkommen aus. Die Nordgrenze des Areals verläuft durch Südkandinavien und das Baltikum, die Südgrenze befindet sich in Nordspanien und den Pyrenäen sowie in Oberitalien und Slowenien. Östlich reicht es bis nach Weißrussland und die Karpaten. Im Süden des Areals ist die Pflanze montan, im Norden planar-kollin verbreitet. Die Hauptvorkommen in Deutschland befinden sich in den höheren Lagen der Mittelgebirge und den Alpen. Deutschland kommt wegen der Lage im Zentrum des Verbreitungsgebiets eine besondere Verantwortung für die Erhaltung der Art zu.

Abb. 2: Verbreitung von *Arnica montana* in Deutschland



Links: Datenquelle: Datenbank Gefäßpflanzen (FlorKart) am Bundesamt für Naturschutz, korrigierter Datenstand; 12/2006. Rechts: Verbreitungskarte von *Arnica montana* aus dem "Verbreitungsatlas der Farn- und Blütenpflanzen Deutschlands" Projekt: Datenbank: Gefäßpflanzen. © Prof. Dr. PETER SCHÖNFELDER (2002) Datei entnommen aus: <http://www.biologie.uni-regensburg.de/Botanik/Schoenfelder/>

Arnica montana ist vor allem in ihrem nördlichen Verbreitungsgebiet stark im Rückgang begriffen. So hat die Art in den Niederlanden zwischen 1990 und 1998 mehr als 40% seiner Vorkommen verloren (LUIJTEN et al. 2000).

3.2 Historisches und aktuelles Verbreitungsbild in Hessen

Die historische und aktuelle Verbreitung in Hessen wird eingehend bei LUV (2007) beschrieben und dargestellt worden. *Arnica montana* war noch im 19. Jahrhundert in Hessen weit verbreitet. Die Art hatte ihren Verbreitungsschwerpunkt bevorzugt in den Hochlagen der Mittelgebirge und nachrangig in den mittleren Lagen, aber auch im Tiefland kam die Art stellenweise vor.

Heute findet sich eine deutliche Häufung der Vorkommen von *Arnica montana* in den Hochlagen der Mittelgebirge (Fulda-Werra-Bergland mit Meißner und Kaufunger Wald, Hoher Westerwald, Hoher Vogelsberg, Hohe Rhön, Vorder- und Kuppenrhön ferner Hochsauerland, Dilltal und Östlicher Hintertaunus). Weniger verbreitet ist die Art im Sandsteinspessart, Hoher Taunus, Gladenbacher Bergland, Oberwesterwald, Ostsauerländer Gebirgsrand, Kellerwald und Unterer Vogelsberg). Vereinzelt kommt sie im Burgwald, der Fuldaer Senke, dem Fulda-Haune-Tafelland und Knüll-Hochland vor dazu treten heute verschollene, teils stärker isolierte Vorkommen im Westlichen Hintertaunus, Reinhardswald und Odenwald.

Mit den Hauptverbreitungsgebieten Meißner und Kaufunger Wald, Hohe Rhön, Vorder- und Kuppenrhön und Hochsauerland sowie den Nebenvorkommen im Ostsauerländer Gebirgsrand und Kellerwald liegen die meisten *Arnica*-Vorkommen und auch sehr individuenreiche Vorkommen im Bereich des Regierungspräsidium Kassel. Mit dem Hohen Westerwald und Hohen Vogelsberg sowie dem Gladenbacher Bergland und Unterem Vogelsberg finden sich die meisten übrigen Fundorte, darunter alle weiteren, teils sehr individuenreichen Vorkommen im Zuständigkeitsbereich des RP Gießen. Für Südhessen sind lediglich individuenärmere Bestände im Taunus und Spessart zu nennen.

3.3 Aktuelle Bestandssituation in den hessischen Landkreisen

In Hessen waren mit Stand 2007 in 12 Landkreisen noch 63 Tieflagenvorkommen von *Arnica montana* ≤ 500 müNN bekannt (Quelle: FENA 2009, LUV 2007). Bei den Geländeerhebungen in 2009 wurden in 10 dieser 12 Landkreise Arnika-Populationen untersucht. Keine Erhebungen fanden wegen des vereinbarten Untersuchungsumfanges im Rheingau-Taunus-Kreis und in Wiesbaden statt.

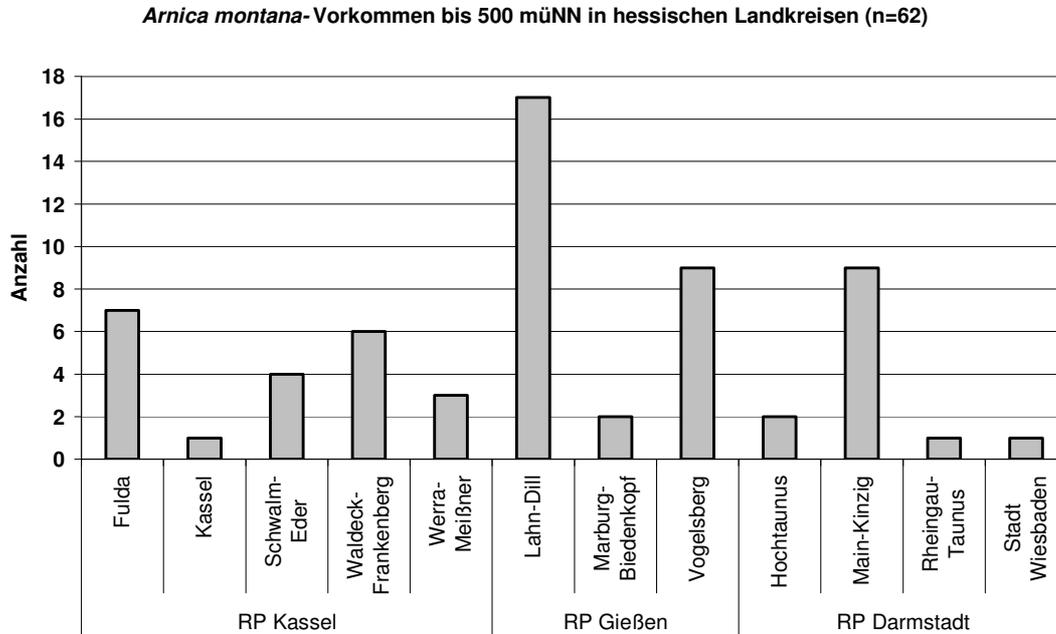
Die Abb. 3 zeigt die Verteilung der *Arnica montana*-Tieflagenvorkommen unter 500 müNN in den hessischen Landkreisen. In Nordhessen sind im Regierungsbezirk Kassel insgesamt 21 Vorkommen verteilt auf 5 Landkreise dokumentiert. Der Schwerpunkt der Vorkommen liegt in den Kreisen Fulda (7 Vorkommen überwiegend in Tieflagen der Rhön) und Waldeck-Frankenberg (6 Vorkommen), gefolgt von den Kreisen Schwalm-Eder und Werra-Meißner. Im Landkreis Kassel ist nur noch 1 derartiges Vorkommen bekannt.

In Mittelhessen sind im Zuständigkeitsbereich des Regierungspräsidiums Gießen insgesamt 28 Vorkommen in 3 Landkreisen verzeichnet. Das Hauptverbreitungsgebiet unter 500 müNN befindet sich in den Kreisen Lahn-Dill und Vogelsberg. Der Lahn-Dill-Kreis weist mit 17 Wuchsorten die meisten Tieflagenvorkommen/Kreis in Hessen auf. Auch im Vogelsbergkreis sind mit 9 Vorkommen noch relativ viele Wuchsorte vorhanden. Zudem befinden sich in diesen Kreisen die vier Populationen mit dem besten Erhaltungszustand „A = sehr gut“ aller 30 untersuchten Populationen (je 2 im Lahn-Dill-Kreis und 2 im Vogelsbergkreis). Nur noch vergleichsweise wenige Bestände wurden im Kreis Marburg-Biedenkopf (2 Wuchsorte) festgestellt.

Für den RP Darmstadt liegen Daten zu 13 Vorkommen in 4 Kreisen vor. In Südhessen befindet sich der Schwerpunkt der Vorkommen im Main-Kinzig-Kreis. Hier sind insgesamt 9 Tieflagen-Vorkommen dokumentiert. Im Hochtaunuskreis sind noch 2 Vorkommen bekannt.

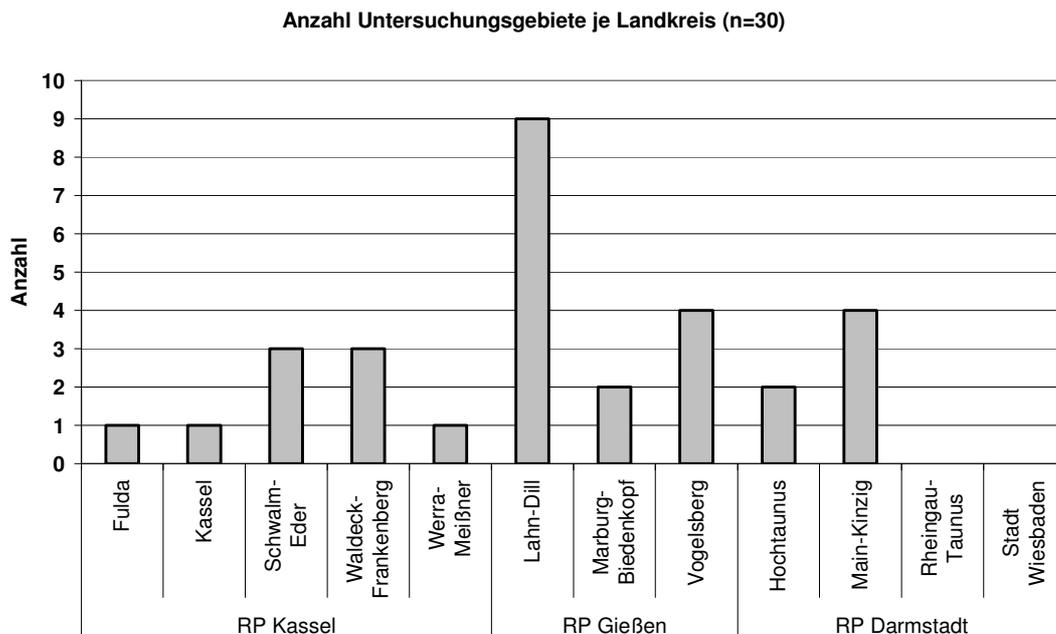
Für den Rheingau-Taunus-Kreis und die Landeshauptstadt Wiesbaden sind jeweils nur noch je 1 Vorkommen dokumentiert. Das Vorkommen in Wiesbaden scheint nach Auskunft von Gebietskennern wohl bereits vor Jahren erloschen zu sein (LUV 2007).

Abb. 3: Anzahl *Arnica montana* Vorkommen bis 500 müNN in hessischen Landkreisen



Daten-Quelle: FENA 2009

Abb. 4: Anzahl Untersuchungsgebiete je Landkreis 2009



Der Abb. 4 ist die Verteilung der 30 Untersuchungsgebiete auf die Landkreise mit *Arnica montana*-Vorkommen zu entnehmen. Mit Abstand die meisten Untersuchungsgebiete befanden sich im Lahn-Dill-Kreis (9), gefolgt von den Kreisen Vogelsberg und Main-Kinzig (je 4). Jeweils drei Untersuchungsgebiete wurden im Schwalm-Eder-Kreis und im Kreis Waldeck-Frankenberg untersucht. In den Kreisen Hochtaunus und Marburg-Biederkopf wurden jeweils 2 Vorkommen begutachtet. Jeweils nur 1 Untersuchungsgebiet lag in den Kreisen Fulda, Kassel und Werra-Meißner-Kreis.

Zur Bewertung der einzelnen Populationen wurde der von LUV (2007) modifizierte Bewertungsrahmen verwendet. Von den untersuchten 30 Gebieten wiesen 4 (= 13,3 %) einen mit „A“ bewerteten sehr guten Erhaltungszustand auf. Der Großteil der Populationen, nämlich 20 (= 66,7%) wurden mit „B = gut“ bewertet. 6 Gebiete (= 20%) befanden sich in einem schlechten Zustand.

Tab. 2: Bewertung der *Arnica montana*-Tieflagenvorkommen

Bewertung: A = sehr gut, B = mittel, C = schlecht, ? = nicht bekannt

Nr.	Regierungspräsidium	Biotopname	Landkreis	Populationsgröße	Vitalität	Bewertung Lebensmuster/Verteilung	Population (Bewertung)	Standort	Offenbodenanteil	Lichtverhältnisse	Habitat (Bewertung)	Landwirtschaftl/ Pflegemaßnahmen	Sukzession/Eutrophierung	Entnahme	Beeinträchtigungen (Bewertung)	Gesamtbewertung	
1	Kassel	Wiese westl. Giesel	Fulda	C	B	C	C	B	B	B	B	B	A	A	B	B	
2		Borstgrasrasenbrache Eschenstruth	Kassel	C	B	B	B	B	B	B	B	C	C	A	C	B	
3		Borstgrasrasen Günsterode	Schwalm-Eder-Kreis	B	A	A	A	B	C	B	B	C	C	A	C	B	
4		Borstgrasrasen Ellinghausen	Schwalm-Eder-Kreis	C	C	C	C	B	A	A	B	C	A	A	B	B	
5		Heide Wollrode	Schwalm-Eder-Kreis	B	C	A	B	B	A	B	B	C	A	A	B	B	
6		Grünland Quentel	Werra-Meißner-Kreis	C	B	B	C	B	B	A	B	C	A	A	B	B	
7		Borstgrasrasen Haine	Waldeck-Frankenberg	C	B	B	B	B	B	B	B	C	C	A	C	B	
8		Magerrasen NSG Breite Heide bei Hatzfeld	Waldeck-Frankenberg	C	B	B	B	B	B	B	B	C	C	A	C	B	
9		Orchideenwiese Hof Fallgrube	Waldeck-Frankenberg	C	B	C	C	A	B	A	A	A	A	A	A	B	
10		Wiese bei Oberweidbach	Lahn-Dill-Kreis	B	B	A	B	A	B	A	A	A	A	A	A	A	
11	Borstgrasrasen Donsbach	Lahn-Dill-Kreis	B	B	A	B	A	A	A	A	A	A	A	A	A		
12	Borstgrasrasen Manderbach	Lahn-Dill-Kreis	C	A	C	C	B	B	A	B	A	A	A	A	B		
13	Fleisbach	Lahn-Dill-Kreis	B	A	A	A	B	A	B	B	B	C	B	B	B		
14	Frischwiese Flammersbach	Lahn-Dill-Kreis	C	C	C	C	A	B	A	A	B	A	A	B	B		
15	Sechshelden	Lahn-Dill-Kreis	C	C	C	C	B	C	B	B	C	B	C	C	C		
16	Borstgrasrasen am Sportplatz Ballersbach	Lahn-Dill-Kreis	C	C	C	C	B	B	B	B	C	C	A	C	C		
17	Grünland Wissenbach	Lahn-Dill-Kreis	C	B	C	C	B	B	A	B	C	B	A	C	C		
18	Waldgebiet Frohnhausen	Lahn-Dill-Kreis	C	C	B	C	B	B	B	B	C	C	B	C	C		
19	NSG Franzosenwiesen1	Marburg-Biedenkopf	C	C	B	C	B	A	B	B	C	C	A	C	C		
20	NSG Franzosenwiesen2	Marburg-Biedenkopf	C	A	C	C	A	A	B	A	A	A	A	A	B		
21	Borstgrasrasen NSG Duttelswiese Bermuthshain	Vogelsbergkreis	B	A	A	A	A	A	A	A	A	A	A	A	A		
22	Borstgrasrasen im Eschelbachtal Grebenau	Vogelsbergkreis	B	B	A	B	A	B	A	A	A	A	A	A	A		
23	Borstgrasrasen nordwestl. von Bermuthshain	Vogelsbergkreis	C	A	B	B	B	B	A	B	C	B	A	C	B		
24	Zwergstrauchheide am Birkich Lauterbach	Vogelsbergkreis	B	C	A	B	A	B	A	A	C	C	B	C	B		
25	Schinner1 bei Bieber	Main-Kinzig-Kreis	C	B	C	C	A	C	A	B	A	A	A	A	B		
26	Schinner2 bei Bieber	Main-Kinzig-Kreis	C	A	B	B	B	B	A	B	C	C	A	C	B		
27	NSG Ratzlerod1	Main-Kinzig-Kreis	C	A	C	C	A	C	A	B	A	A	A	A	B		
28	NSG Ratzlerod2	Main-Kinzig-Kreis	B	C	A	B	B	B	B	B	B	C	A	C	B		
29	Oberems2	Hochtaunuskreis	C	A	A	B	A	B	A	A	B	A	A	B	B		
30	Oberems1	Hochtaunuskreis	C	B	C	C	B	B	A	B	C	B	?	C	C		
				A = sehr gut	0	9	10	3	11	7	17	9	9	15	25	9	4
				B = gut	9	12	8	12	19	19	13	21	5	4	2	7	20
				C = schlecht	21	9	12	15	0	4	0	0	16	11	2	14	6

Die Geländeerhebungen 2009 zeigten in 5 von 9 untersuchten Landkreisen einen Rückgang der Vorkommen. Dieser fiel im Lahn-Dill-Kreis (9 Fundorte nicht mehr bestätigt) und im Kreis Waldeck-Frankenberg (4 Fundorte nicht mehr bestätigt) vergleichsweise stark aus. Auch in den Kreisen Schwalm-Eder, Vogelsberg und Main-Kinzig sind jeweils 1-2 Populationen mit großer Wahrscheinlichkeit erloschen.

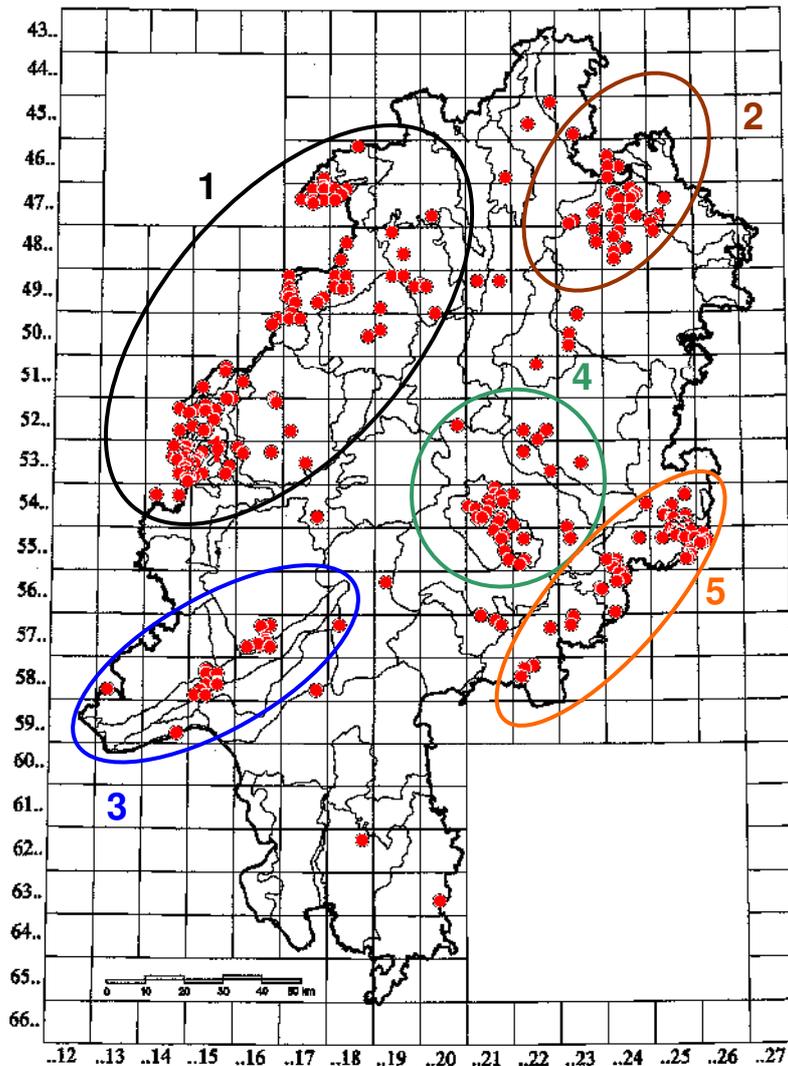
Bei den Untersuchungen von LUV (2007) konnte die Art an sieben von 34 begutachteten Wuchsorten nicht mehr nachgewiesen werden.

Die Gesamtbewertung der Vorkommen 2009 ergab in vier Gebieten Abweichungen gegenüber 2007 (LUV 2007). Dies betraf die Gebiete Borstgrasrasen am Sportplatz südlich Ballersbach (C statt B), NSG Ratzrod1 (B statt C), Borstgrasrasen im Eschelbachtal bei Grebenau (A statt B) und Orchideenwiese Hof Fallgrube (B statt A). Die Unterschiede sind in der Regel auf unterschiedliche Populationsgrößen zurück zu führen.

Unklar ist der Zustand der Population im Birkenhain östlich Hausen im Schwalm-Eder-Kreis (TK 5023/12). Bei den Geländeerhebungen 2009 konnten an dem in der Biotopliste angegebenen Rechts-/Hochwert keine *Arnica montana* aufgefunden werden, obwohl der Bestand nach LUV (2007) innerhalb eines lichten Birkenhains über die Jahre stabil war. Vermutlich erfolgte die Nachsuche 2009 aufgrund stark streuender GPS-Koordinaten nicht am tatsächlichen Fundort.

Abb. 5: Regionale Verbreitungsschwerpunkte von *Arnica montana* in Hessen

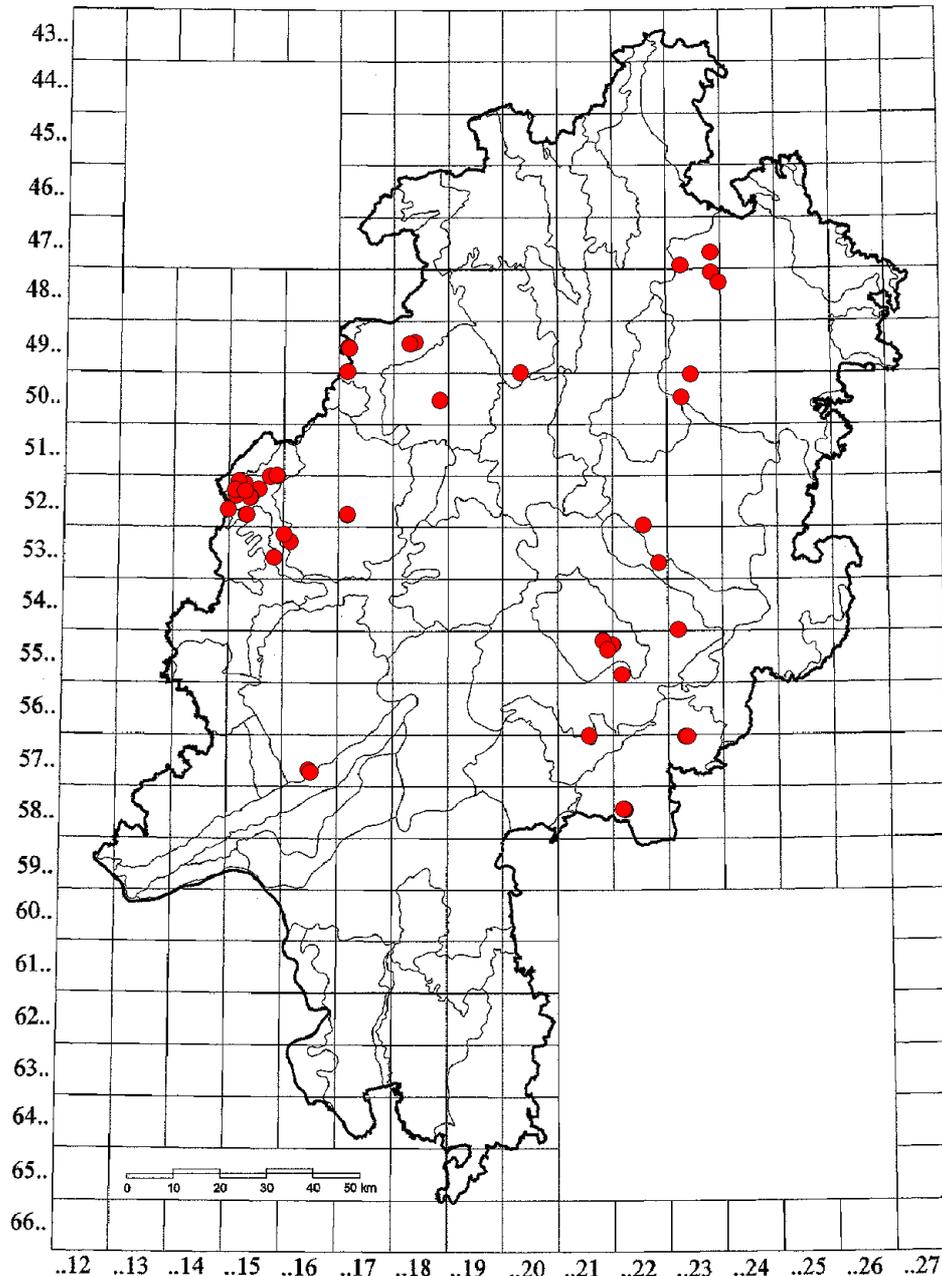
- 1 = Hochsauerland und Westerwald
- 2 = Fulda-Werra-Bergland
- 3 = Taunus
- 4 = Vogelsberg
- 5 = Rhön und Spessart



Kartengrundlage: Naturräumliche Gliederung Hessen.

Datengrundlage FENA (2009): *Arnica montana*-Fundpunkte in Hessen (1976) 1980 – 2007

Vorbehaltlich der Ergebnisse noch durchzuführender populationsgenetischer Untersuchungen sollten populationsstützende Maßnahmen nur innerhalb der regionalen Vorkommensschwerpunkte durchgeführt werden. Da es keine Auszuchteffekte zwischen Hochlagen- und Tieflagenvorkommen zu geben scheint (COLLING et. al. 2009), können die Populationen vermutlich ohne nachteilige Auswirkungen gemischt werden.

Abb. 6: Lage der 2009 untersuchten hessischen Tieflagenvorkommen (n = 48)

Kartengrundlage: Naturräumliche Gliederung Hessen.

In Abb. 6 ist die Lage aller Untersuchungsgebiete des Jahres 2009 abgebildet. Von den 48 begutachteten Fundorten waren 18 Wuchsorte ohne einen Nachweis. Unabhängig davon wurden aus allen in Abb. 5 dargestellten fünf regionalen Verbreitungsschwerpunkten Populationen untersucht. Eine deutliche Häufung der Untersuchungsgebiete befindet sich in der Region Hochsauerland und Westerwald.

3.4 Verbundsituation - Isolation - Konnektivität

Für das vorliegende Artenhilfskonzept wurden 48 von insgesamt 63 hessischen Nachweisen unter 500 müNN untersucht (30 Fundorte, 18 „0-Flächen“). Die Untersuchungsgebiete sind damit repräsentativ für die Tieflagenvorkommen (Abb. 6).

Die Arnika-Bestände der hessischen Tieflagen bestehen zum überwiegenden Teil aus kleinen und durch Habitatfragmentierung voneinander isolierten Pflanzenpopulationen. Im Vergleich zu großen Populationen sind kleine Populationen einem erhöhten Aussterberisiko durch zufällig eintretende Effekte, s.g. „stochastische Effekte“ („Stochastik“) ausgesetzt. Bei diesen zufälligen Effekten werden für Einzelpopulationen drei Arten von Stochastik unterschieden:

- Umwelt-Stochastik
- Demographische Stochastik
- Genetische Stochastik (Genetische Drift)

Beim Vorliegen von kleinen und isolierten Populationen findet bei Biotopverbundplanungen insbesondere für Tierpopulationen sehr häufig das Konzept der Metapopulation² Anwendung. Im Unterschied zu Einzelpopulationen hängen Metapopulationen von Prozessen ab, die sich auf einer größeren räumlichen (regionalen) Skala abspielen als bei Einzelpopulationen. Aus diesem Grund sind bei Metapopulationen noch zwei weitere stochastische Effekte zu berücksichtigen:

- Turnover-Stochastik (Zufällige Schwankungen in Kolonisations- und Extinktionsraten)
- Regionale Stochastik (Räumlich korrelierte Umweltschwankungen)

Ob das Konzept der Metapopulation überhaupt für Pflanzen angewendet werden kann, wird in der wissenschaftlichen Literatur kontrovers diskutiert (Übersichten bei LIENERT 2004 und HEINKEN 2009), denn im Gegensatz zu Tierpopulationen sind Pflanzen nicht aktiv beweglich und der Austausch von Genen zwischen Populationen erfolgt im Wesentlichen über den Transport von Pollen durch Bestäuber oder die Ausbreitung von Samen oder sonstigen Diasporen.

Die räumliche Lage, die Populationsstruktur und das geringe Ausbreitungsvermögen lassen den Schluss zu, dass es sich bei den *Arnica montana*-Tieflagenvorkommen nicht um Metapopulationen im eigentlichen Sinn handelt, bei denen natürliche Aussterbe- und Wiederbesiedelungsprozesse im Gleichgewicht stehen, sondern um fragmentierte Einzelpopulationen, die derzeit in der Regel nur ungenügend oder gar nicht miteinander vernetzt sind und bei denen das Erlöschen von Vorkommen vielfach häufiger auftritt als das Wiederbesiedeln von Habitaten. Die *Turnover*-Stochastik und die Regionale Stochastik wurden deshalb für das Artenhilfskonzept außer acht gelassen. Viele Aspekte der Umwelt-Stochastik, der demographischen Stochastik und der genetischen Stochastik (Genetische Drift) sind noch unklar und bedürfen weiterer Untersuchungen. Der sich daraus ableitende Forschungsbedarf für *Arnica montana* ist in Kapitel 7 dargestellt.

Die Stärke der Umweltstochastik („Umweltrauschen“), hat eine überragende Bedeutung für das Überleben von Populationen (WISSEL & STEPHEN, 1994). Die Umweltstochastik bestimmt über zufällig schwankende abiotische und/oder biotische Faktoren, z.B. die Witterung oder den Schädlingsdruck, die Habitatqualität und die Habitatzahl der Populationen und damit

² Verstreut in der Landschaft liegende Populationen, die über das Erlöschen von lokalen Populationen und das Wiederbesiedeln von leeren, aber geeigneten Habitat-Inseln miteinander in genetischem Austausch stehen, werden als Metapopulation bezeichnet.

letztendlich die Lebensdauer der Gesamtpopulation. Belastbare Aussagen zum Einfluss der Umweltstochastik auf *Arnica montana* sind im Rahmen dieses Gutachtens nicht möglich, jedoch wird nach den vorliegenden Klimamodellen im Zuge des Klimawandels die Bedeutung der Umweltstochastik in Zukunft zunehmen, da mit steigenden Temperaturen die Eignung von Tieflagen-Habitaten für Berg-Wohlverleih abnehmen wird. Ob sich in diesem Zusammenhang der Einfluss von Fraßfeinden wie bspw. Schnecken (BRUELHEIDE & SCHEIDEL 1999, SCHEIDEL et al. 2003, SCHEIDEL & BRUELHEIDE 2005) oder Käfern (siehe Abb. 12 und 13) verstärkt negativ auf die Art auswirken wird, bleibt abzuwarten.

Unter demographischer Stochastik oder "demographischem Rauschen" versteht man die zufälligen, unregelmäßigen, nicht vorhersagbaren Schwankungen der Individuenzahl einer Population, die durch Variation in den Reproduktionseigenschaften, z.B. schwankende Vermehrungsraten, bedingt ist (STREIT & KENTNER 1992) und letztendlich auf der biologischen Variabilität der einzelnen Individuen beruht (WISSEL & STEPHEN 1994). Vor allem in kleinen Populationen kann demographische Stochastik zum Erlöschen führen. Auch zu diesem Bereich fehlen unter anderem Langzeituntersuchungen, um im Rahmen dieses Artenhilfskonzeptes die Effekte der demographischen Stochastik bei kleinen *Arnica montana* Beständen abschließend bewerten zu können.

Bei der genetischen Stochastik, die eng mit der demographischen Stochastik verbunden ist, spielt vor allem die genetische Drift³ eine tragende Rolle. Die Populationsgröße ist positiv korreliert mit der genetischen Variation (Heterozygotie) in einer Population, die wiederum einen positiven Einfluss auf die Fitness hat und für die Erhaltung ihre Anpassungsfähigkeit an veränderte Umweltbedingungen wichtig ist. Kleine Populationen mit wenigen Blütenköpfen sind zudem weniger attraktiv für bestäubende Insekten. Dies hat wiederum negative Konsequenzen für den Genfluss⁴ (Genaustausch) innerhalb und zwischen Populationen, so dass zufällige genetische Drift über die Anhäufung von schädlichen Genen oder Auszuchteffekte zu negativen Konsequenzen für die Population führen können. Außerdem ist die genetische Selbstinkompatibilität von *Arnica montana* zu berücksichtigen. Die Art ist nicht nur mit sich selbst steril, sondern besitzt ein Allel, das bei Gleichheit dazu führt, dass auch bei Fremdbefruchtung keine fertilen Samen entstehen. Es können also auch zwei oder drei (oder mehr) Pflanzen vorhanden sein, ohne dass ein Reproduktionserfolg möglich ist, wenn die Pflanzen das gleiche SI-Allel tragen (COLLING et al. 2009).

KAHMEN & POSCHLOD (2000) führten Untersuchungen an 11 durch Fichtenaufforstungen in den 30er Jahren des letzten Jahrhunderts fragmentierten Populationen unterschiedlicher Größe in der Rhön in Höhenlagen zwischen 705 und 915 müNN durch, die zwischen 250 m und 20 km voneinander entfernt lagen. Die Populationsgröße korrelierte positiv mit Fitnessparametern wie Samengewicht, Keimfähigkeit der Samen etc, aber nicht mit morphologischen Parametern wie Blattlänge, Blütendurchmesser oder Anzahl der Blüten/Pflanze. Größere Populationen hatten einen größeren Reproduktionserfolg als kleinere Populationen. Es bestand allerdings kein Zusammenhang zwischen der genetischen Variabilität und der Populationsgröße, was damit erklärt wurde, dass der Prozess der genetischen Erosion in den kleinen Populationen in den Hochlagen der Rhön offensichtlich noch nicht begonnen hat. Grund hierfür ist wahrscheinlich die Langlebigkeit der klonalen Art *Arnica montana* (über klonales Wachstum wahrscheinlich mehrere Jahrzehnte), und dass trotz der Lebensraum-Fragmentierung ein Genfluss über Pollentransfer durch Bestäuber erfolgte, der eventuelle Inzuchtdepression verhinderte.

LUITJEN et al. (2000) untersuchten 26 Tieflagen-Populationen in den Niederlanden. Die Fitness von kleinen Populationen war signifikant verringert, aber es ist nicht erwiesen, dass dies auf Inzuchteffekte zurück zu führen war. Es gab signifikante genetische Unterschiede zwischen den Populationen als Folge von geringem genetischem Austausch (wenig oder

³ Genetische Drift bezeichnet den zufälligen Verlust von Allel-Frequenzen von einer Generation zur nächsten.

⁴ Genfluss ist definiert als die Bewegung der Gene innerhalb von Populationen und zwischen Populationen.

kein Genfluss). Kleine Populationen produzierten weniger Samen als große Populationen. Die Nachkommen kleiner Populationen hatten eine höhere Mortalitätsrate als die Nachkommen größerer Populationen. Ob dies auf eine geringere Bestäubungsrate oder das Fehlen von verträglichem Fremd-Pollen (*Arnica* ist selbstunverträglich) zurückzuführen war, ist noch unklar, da die Samenproduktion nicht nur von einer Bestäubung abhängt, sondern auch vom Befruchtungstyp. Die Ergebnisse wiesen aber darauf hin, dass es in kleinen Populationen wahrscheinlicher ist, dass hierfür eher die Pollen- und Bestäubereigenschaften verantwortlich waren als eine Inzuchtdepression. Ob das Risiko der Auszuchtdepression durch genetische Drift stärker zu bewerten ist als die negativen Folgen der Inzuchtdepression, konnte in der Studie nicht beantwortet werden.

HEINKEN (2009) weist darauf hin, dass bei Maßnahmen zur „genetischen Rettung“, die einen künstlichen Genfluss zur Folge haben, d.h. die künstliche Bestäubung mit Pollen oder das Einbringen von Samen/Sämlingen aus anderen Populationen, die Fitness einer Pflanzenpopulation aber auch erniedrigt werden kann, wenn diese Population optimal an die Standortbedingungen des Wuchsortes angepasst ist. Nach Untersuchungen in Luxemburg durch COLLING et al. (2009) bildet *Arnica montana* genetische Familien aus, von denen manche hinsichtlich klimatischer Einflüsse sehr anpassungsfähig und flexibel sind. Insgesamt sollte der künstliche Genfluss über zu große Distanzen vermieden werden, um nicht das Risiko einer Auszuchtdepression einzugehen.

Die Ursachen für den starken Rückgang der Tieflagenpopulationen sind derzeit noch nicht in allen Einzelheiten klar. Da der Rückgang in allen Tieflagenpopulationen, unabhängig ob in Europa, Deutschland oder Hessen flächendeckend beobachtet wird, muss davon ausgegangen werden, dass es sich um großflächig synchron ablaufende Prozesse wie z.B. Luftverunreinigungen handelt. Die Frage, ob ein einzelner Beeinträchtigungsfaktor hierfür maßgeblich verantwortlich ist, kann noch nicht abschließend beantwortet werden. Die Vermutung liegt aber nahe, dass es sich um eine multifaktorielle Ursache handelt.

Angesichts des hohen Isolationsgrades und der Kleinflächigkeit der *Arnica*-Populationen in hessischen Tieflagen ist es derzeit nicht sinnvoll, auf standörtlich geeigneten Habitatflächen in der weiteren Umgebung der aktuellen Wuchsorte die Anzahl der *Arnica*-Populationen zu erhöhen und dadurch einen stabilisierenden Effekt auf die Tieflagen-Populationen insgesamt erzielen zu wollen.

Das Herstellen von Trittsteinen oder Korridoren zum Verbund dieser Vorkommen ist derzeit nicht effektiv, weil die kleinen Populationen eine so geringe Fähigkeit zur Ausbreitung (nur wenige Meter) und Wiederbesiedelung (keine langlebige Diasporenbank im Boden) haben, dass sie ein Angebot an zusätzlichen, besiedlungsfähigen und durch die Neuschaffung von Korridoren und Trittsteinen verbundenen Habitatflächen von alleine nicht nutzen können. Zudem fehlen in der Regel auch potenzielle Ausbreitungsvektoren (z.B. Weidetiere), da die meisten Flächen gemäht werden. Weiterhin ist zu berücksichtigen, dass es bei Maßnahmen zum Biotopverbund isolierter Populationen infolge genetischer Drift zu Auszuchteffekten kommen kann.

Wenn Maßnahmen zum Biotopverbund nicht durchführbar sind, kann nur die Verringerung der Umweltstochastik einen wesentlichen Schutzeffekt mit sich bringen. Da die Umwelt aber nicht verändert werden kann, müssen Hilfsmaßnahmen bei den Auswirkungen der zufälligen Umweltschwankungen auf die Population ansetzen (FRANK 1994, WISSEL & STEPHEN 1994).

Die erfolgversprechendste Strategie zum Schutz und Erhalt der hessischen Tieflagenpopulationen von *Arnica montana* besteht deshalb in einem ersten Schritt in der Stabilisierung der einzelnen Populationen, d.h. in einem effektiven Habitat-Management. Hierzu zählt neben direkten Artenschutz-Maßnahmen wie Lebensraumverbesserungen auch wegen der Selbstinkompatibilität die Initiierung von Genfluss durch künstliche

Populationsvergrößerungen. Die hierzu auf den einzelnen Wuchsorten durchzuführenden Maßnahmen werden in Kapitel 5 beschrieben.

Die Vergrößerung der Populationen und der Habitat-Kapazität auf den Wuchsorten bringt dabei folgende positive Effekte mit sich:

- Stabilisierung der Populationen
- Sinken der Gefahr des lokalen Aussterbens
- Anstieg der Individuenzahl und damit Erhöhung der Ausbreitungsrate

Erst wenn die derzeit vorhandenen Tieflagen-Populationen entsprechend stabilisiert worden sind, sollten in einem 2. Schritt über die Wiederbesiedelung von „0-Flächen“ oder auch langfristig über Maßnahmen zum Biotopverbund Überlegungen angestellt werden.

Wie den Verbreitungskarten von *Arnica montana* in Kap. 3.3 sowie LUV (2007) zu entnehmen ist, lassen sich in Hessen prinzipiell westhessische (Hochsauerland und Westerwald, Taunus) und osthessische (Fulda-Werra-Bergland, Vogelsberg und Rhön sowie Hessisch-Fränkisches Bergland) Verbreitungsschwerpunkte unterscheiden, die wiederum in einzelne regionale Schwerpunkte untergliedert werden können (Abb. 5).

Ob und wie weit diese hessischen Vorkommen genetisch miteinander verwandt sind oder ob das Risiko von Auszuchtdepression besteht, ist derzeit nicht bekannt. Nach den bisherigen Untersuchungsergebnissen aus der Rhön (KAHMEN & POSCHLOD 2000) scheinen im Gegensatz zu Tieflagenpopulationen im Hochland selbst kleine Populationen noch einen hohen Heterozygotiegrad aufzuweisen und „genetisch intakt“ zu sein.

COLLING et al. (2009) fanden bei den Untersuchungen von Luxemburgischen Populationen keine genetischen Unterschiede zwischen Hochland- und Tieflagenpopulationen, so dass vermutet werden kann, dass zwischen diesen Vorkommen ein Verbund existiert bzw. in der Vergangenheit ein Genfluss stattgefunden hat.

Konzeptionell sollte für die hessischen Tieflagenpopulationen so vorgegangen werden, dass bei populationsstützenden Maßnahmen über künstlichen Genfluss nur Individuen aus Populationen des gleichen Naturraums oder der gleichen Region verwendet werden (z.B. nur innerhalb von Populationen aus dem Hochsauerland und nicht das Einbringen von Individuen aus der Rhön in den Taunus). Das Durchmischen von Hochland- und Tieflagenpopulationen aus ein und demselben Naturraum scheint unproblematisch zu sein.

3.5 Zielgrößen

Der Samenansatz von *Arnica montana* korreliert positiv mit der Populationsgröße. In kleinen Populationen ist entweder durch die geringere Anzahl von geeigneten Bestäubern - kleine Populationen mit wenigen Blüten sind für Pollen übertragende Insekten weniger attraktiv - oder auch durch ein zeitlich asynchrones Abblühen von genetisch kompatiblen Kreuzungspartnern der Reproduktionserfolg geringer als in großen Populationen.

Bislang ist unbekannt, wie groß eine Pflanzen-Population mindestens sein muss, um mit hoher Wahrscheinlichkeit langfristig (z.B. 100 Jahre) an einem Standort zu überleben. Eine allgemeingültige Aussage ist hierzu nicht möglich, da die Untergrenze für eine derartige kleinste überlebensfähige Population artspezifisch ist. Auch für *Arnica montana* ist diese Mindestpopulationsgröße nicht bekannt. Als Faustregel aus mathematischen Modellen gelten ca. 100 - 500 reproduzierende Individuen (AMLER et al. 1999, LIENERT 2004, HEINKEN 2009). COLLING et al. (2009) empfehlen deshalb für *Arnica montana* ebenfalls mindestens 500 Pflanzen je Population. Um eine möglichst große Vielfalt an Bestäubungsmöglichkeiten in einer Population zu gewährleisten, sollen mindestens 25 genetisch unterschiedliche Individuen notwendig sein (BYERS & MAEGHER 1992 zit. in LUIJTEN et al. 2000).

Aufgrund dieser Zahlenangaben sollten alle Tieflagen-Populationen, die sich aus vermutlich weniger als 25 Individuen zusammensetzen, in einem ersten Schritt auf mindestens 25 genetisch kompatible Individuen/Wuchsort vergrößert werden. In einem zweiten Schritt sollte dann versucht werden die Individuenzahl kleinerer Populationen auf mindestens 100 dieser Individuen zu erhöhen.

Zur Populationsvergrößerung stehen prinzipiell die Möglichkeiten der natürlichen Ausbreitung nach einer Habitatoptimierung und das künstliche Einbringen von Individuen zur Verfügung. Bei einer künstlichen Populationsvergrößerung ist zu beachten, dass nach Versuchen von COLLING et al. (2009) die Pflanzung von vorgezogenen Sämlingen oder Individuen eine höhere Überlebensrate als eine Ansaat hat und der Samenansatz mit der Pflanzungsdichte steigt.

Vor künstlichen Verpflanzungsmaßnahmen sollte aber die genetische Struktur der jeweiligen Spender- und Empfängerpopulationen überprüft werden, damit die Individuen nicht das gleiche SI-Allel tragen, die zu Sterilität führt.

Da für *Arnica montana* –Tieflagenpopulationen derzeit noch keine Mindestpopulationsgröße angegeben werden kann, sollte ein mehrjähriges Monitoring durchgeführt werden, bei dem die demographische Zusammensetzung (z.B. Keimlinge, Rosetten, Blütenstengel, Größe der Pflanzen, Samenmasse, Blattflächenindex, Blattform) der Populationen erfasst wird. Über diesen alternativen Ansatz ließen sich aus der Beobachtung der zahlenmäßigen Entwicklung der Populationen erste Aussagen zu einer Mindestpopulationsgröße ableiten.

4 LEBENSÄÄUME, NUTZUNGEN, GEFÄHRDUNGEN

4.1 Ökologie der Art - besiedelte Habitattypen

Die folgenden Angaben sind weitgehend BONN & POSCHLOD (1998), KAHMEN & POSCHLOD (2000), LUIJTEN et al. (2000), KLOTZ et al. (2002) sowie <http://www.floraweb.de/proxy/biopop/> entnommen.

Arnica montana ist ein in Europa endemischer, ausdauernder, sommergrüner Korbblütler (Asteraceae) mit auffallenden goldgelben Blütenköpfen, der sich vegetativ über Ausläufer (Rhizome) und sexuell über Samen verbreitet. Der Rosettentyp ist eine Halbrossette.

Das Lebensmuster wird als Konkurrenz-Stress-Ruderal-Strategie (csr) beschrieben, die für Rosettenpflanzen oder kleinwüchsige, ausdauernde Arten typisch ist, die räumlich-zeitliche Nischen gut nutzen können und meist nur eine mittlere Lebensdauer aufweisen.

Es kommt Insekten- und Windbestäubung vor. Die Art blüht in der Regel zum Beginn des Fröhsommers zwischen Juni und Juli für 2 Monate. *Arnica montana* gilt als mehr oder weniger selbstinkompatibel⁵ (SI-Allele), d.h. bei der Befruchtung als selbstunverträglich. Die Art ist somit abhängig von bestäubenden Insekten. Typische Bestäuber sind Bienen, *Hummeln*, Wespen, Hummelschweber, *Schwebfliegen* und auch *Tagfalter* (*kursiv*: eigene Beobachtungen).

Die kurzhaarigen Samen sind zwischen 5,0 und 7,0 mm lang, 0,7 bis 1,0 mm breit und 0,3 bis 0,8 mm dick. Das Samengewicht beträgt zwischen 1,3 und 1,6 mg.

In der Regel herrscht Windverbreitung vor, wobei eine sehr geringe Ausbreitung von Samen, meist nur 1-2 m weit, erfolgt. Windkanalversuche zeigten, dass lediglich 5 % der Diasporen von *Arnica montana*, die weiter als 3 m ausgebreitet wurden, überhaupt lebensfähig waren. Im Vergleich dazu wiesen die auf kürzere Distanz verfrachteten Samen eine Lebensfähigkeit von 60 % auf. Der Grund dafür ist, dass die aufgrund des geringen Gewichts über große Distanz verbreiteten Samen geringer vital waren.

Endozoochorie⁶ oder Epizoochorie⁷ von Arnika-Samen wurde bislang nicht nachgewiesen, eine Verbreitung über Tiere ist aber auch nicht gänzlich auszuschließen. Eine anthropogene Verbreitung der Samen über Arbeitstiere, Maschinen und Geräte durch Rechen, Häufeln und Abtransport des Mähguts bei traditioneller Mahdnutzung ist ebenfalls möglich.

Es wird keine langlebige, sondern eine vorübergehende Samenbank (≤ 5 Jahre) angelegt. Die Samen unterliegen keiner Keimruhe (Dormanz) und sind überwiegend Herbstkeimer. *Arnica montana* gilt als Lichtkeimer, nach KAHMEN & POSCHLOD (2000) ist aber zur Keimung keine Lichtinduktion notwendig. Stratifikation (Kälteeinfluss) und Kurztagesverhältnisse sind wichtig für den Blütenansatz, aber nicht essentiell für die Keimung an sich. Keimung tritt ab Spätsommer bis in den Herbst und im Frühjahr bei Temperaturen von über +10 °Celsius bevorzugt auf „Störstellen“ auf.

⁵ Unter Selbstinkompatibilität bei Pflanzen versteht man Strategien von Samenpflanzen, nach einer Bestäubung die Befruchtung durch eigenen Pollen oder genetisch ähnlichen Pollen zu verhindern. Bei Selbstbefruchtung kann es statistisch häufiger passieren, dass vorher verdeckt vorhandene negative Eigenschaften zum Tragen kommen und die Nachkommen dadurch benachteiligt sind. Nach Untersuchungen von LUIJTEN et al. (2000) resultierte künstliche Selbstbestäubung bei Arnika in einem Samenansatz von 45%, was aber auch für die Möglichkeit eines teilweisen Zusammenbruchs des Selbstunverträglichkeits-Systems spricht.

⁶ Transport von Diasporen über den Verdauungstrakt im Tier.

⁷ Transport von Diasporen auf der Körperoberfläche des Tiers über Fell oder Klauen.

Abb. 7: Blütenstand von *Arnica montana* mit ausgereiften Samen

Arnica montana hat ihren Verbreitungsschwerpunkt in offenen Magerwiesen und –weiden, auf Heiden und in lichten Wäldern sowie im Randbereich von Mooren (VOGGESBERGER 1996). Pflanzensoziologisch sind diese Standorte überwiegend den bodensauren Borstgras-Rasen (*Nardetea strictae*), den azidophilen Saumgesellschaften (*Melampyro-Holcetea mollis*) und den Heidekraut-Stechginsterheiden (*Calluno-Ulicetea*) zuzuordnen. Die Art kommt aber auch in mageren Bergmähwiesen (*Polygono-Trisetion*) des Wirtschaftsgrünlands (*Molinio-Arrhenatheretea*) vor. Als Sekundärstandorte sind alte aufgelassene flachgründige offenbodenreichen Abgrabungsflächen zu beobachten, z.B. im NSG „Alteberg und Sauernberg bei Donsbach“ im Lahn-Dill-Kreis (Abb. 8)

Abb. 8: Sekundärstandort von *Arnica montana* in einer alten Abgrabungsfläche bei Donsbach

4.2 Populationsstruktur und Konsequenzen für Schutzkonzepte

Die effektive Populationsgröße von *Arnica montana* zu bestimmen ist schwierig, da sich die Art auch über Ausläufer vermehrt und die Umwelt- und Konkurrenzbedingungen die Wuchsform von *Arnica montana* beeinflussen (SCHWABE 1990). Bei den 2009 durchgeführten Geländeerhebungen wurden in den 30 untersuchten Vorkommen 15.303 Rosetten und 2.644 Blütenstengel festgestellt. Insgesamt ist für Hessen nach LUV (2007) von einem Gesamtbestand von ca. 500.000 bis 750.000 Rosetten auszugehen.

Dichte Trupps von Rosetten können oft nur aus einem Genet⁸ bestehen, das heißt sind genetisch als eine Pflanze zu betrachten, wogegen sich lockere Pflanzengruppen in der Regel aus mehr als einem Genet zusammensetzen. Ein Genet umfasste bei Untersuchungen von KAHMEN & POSCHLOD (2000) maximal vier bis fünf Rosetten. Auch nach einer genetischen Untersuchung in den Vogesen bestehen Trupps häufig aus mehreren Pflanzen (COLLING et al. 2009). Voraussetzung für eine erfolgreiche Reproduktion ist aber, dass die Genets auf den entsprechenden Chromosomen unterschiedliche SI-Allele⁹ tragen, damit es zu einer gegenseitigen Befruchtung kommen kann.

Die Abbildungen 9, 10 und 11 zeigen die Verteilung der Populationsgrößen, die Anzahl der Trupps/Einzelpflanzen je Wuchsort und die besiedelte Fläche der 30 untersuchten Vorkommen. Die Unterscheidung von einzelnen Trupps erfolgte im Gelände nicht streng formalisiert. In der Regel wurden Trupps/Einzelpflanzen unterschieden, wenn diese weiter als die durchschnittliche maximale Ausbreitungsdistanz auseinander lagen (1-2 Meter) und zwischen ihnen keine Rosetten zu finden waren und/oder wenn der Abstand zwischen zwei Rosetten deutlich größer war als der mittlere Abstand von Ausläufer-Rosetten eines geklumpten Rosettenhaufens untereinander. Die folgenden Angaben sind daher als Anhaltswerte zu verstehen.

Bei den Geländeerhebungen zeigte sich, dass 7 von 30 Vorkommen (ca. 23%) nur aus einem kleinen Trupp bzw. nur aus einer Einzelpflanze bestanden. Weitere 9 Wuchsorte (30%) wiesen nur 2 Trupps auf. Bei 6 Fundorten wurden nur 3 bis 5 Trupps und bei 2 Fundorten 9 Trupps unterschieden. Lediglich 6 Fundorte (20%) zeigten entweder ein flächenhaftes Vorkommen bei dem keine einzelnen Trupps mehr voneinander abgegrenzt wurden oder wiesen 10 und mehr einzelne Trupps auf. Die gemeinsame Betrachtung der Parameter Anzahl Trupps/Einzelpflanze, Anzahl Rosetten und besiedelte Fläche lässt eine Bewertung des Gefährdungsgrades der einzelnen Populationen zu. Die folgenden 5 Populationen haben die ungünstigste populationsbiologische Struktur und weisen damit akut den höchsten Gefährdungsgrad auf:

- Wissenbach, Sechshelden und Manderbach (Lahn-Dill-Kreis)
- NSG Franzosenwiese 1 und 2 (Landkreis Marburg-Biedenkopf)

Bei diesen Vorkommen sollten vordringlich Maßnahmen zum Habitatmanagement und zur Stützung und Vergrößerung der Populationen durchgeführt werden.

⁸ Der Genet klonaler Pflanzen ist definiert als das genetische Individuum, das sich aus einer Zygote entwickelt und das auf vegetative Weise Rameten produziert. Eine Zygote ist eine diploide Zelle, die durch Verschmelzung zweier haploider Geschlechtszellen (Gameten) entsteht. Als Ramet bezeichnet man ein „Klongeschwister“, also die kleinste lebensfähige Einheit eines Genets. Alle Ramets desselben Ursprungs bilden die Gesamtheit eines Klons. Ein Genet ist also ein Kollektiv von Pflanzen, die über ein durch vegetative Vermehrung entstandenes Rhizom verbunden sind oder waren und einen Klon bilden.

⁹ Ein Allel bezeichnet eine spezielle Ausprägung eines Gens, das sich an einem bestimmten Ort auf einem Chromosom befindet. Ein Organismus hat in seinen diploiden Zellen auf den beiden homologen Chromosomen am betreffenden Genort entweder zwei unterschiedliche Allele eines Gens (Heterozygotie, Mischerbigkeit) oder aber zwei gleiche Allele (Homozygotie, Reinerbigkeit) des Gens.

Tab. 3: Populationsbiologische Merkmale der *Arnica montana*-Vorkommen

F = Flächenhaftes Vorkommen

T = Anzahl Trupps/Einzelpflanzen

R = Anzahl Rosetten

S = Anzahl Blütenstengel

A = Besiedelte Fläche in m²

W = Gesamtbewertung der Population (A = sehr gut, B = mittel, C = schlecht)

Gebiet	Landkreis	F	T	R	S	A	W
Wissenbach	Lahn-Dill-Kreis		1	12	2	0,1	C
Franzosenwiese2	Marburg-Biedenkopf		1	13	6	0,1	B
Oberems1	Hochtaunuskreis		1	49	8	0,5	C
Franzosenwiese1	Marburg-Biedenkopf		1	66	3	0,7	C
Schinner2* ¹	Main-Kinzig-Kreis		1	68	18	0,15	B
Giesel	Fulda		1	120	15	0,8	B
Manderbach	Lahn-Dill-Kreis		1	200	60	1	B
Günsterode	Schwalm-Eder-Kreis	x	1	1615	381	200	B
Sechshelden	Lahn-Dill-Kreis		2	33	1	0,2	C
Quentel	Werra-Meißner-Kreis		2	88	9	0,5	B
Ellingshausen	Schwalm-Eder-Kreis		2	100	5	0,25	B
Hof Fallgrube* ²	Waldeck-Frankenberg		2	110	0	4	B
Schinner1	Main-Kinzig-Kreis		2	150	28	0,35	B
Flammersbach	Lahn-Dill-Kreis		2	172	15	0,5	B
Ratzerod1	Main-Kinzig-Kreis		2	280	89	0,75	B
Oberweidbach	Lahn-Dill-Kreis		2	660	41	5	A
NSG Bermuthshain1	Vogelsbergkreis	x	2	764	242	51	A
Bermuthshain2	Vogelsbergkreis		3	156	56	10	B
Ballersbach	Lahn-Dill-Kreis		3	160	20	10	C
Hatzfeld	Waldeck-Frankenberg		3	178	34	1	B
Frohnhausen* ³	Lahn-Dill-Kreis		3	1284	77	20	C
Oberems2	Hochtaunuskreis		4	408	324	10	B
Haine	Waldeck-Frankenberg		5	444	81	5	B
Eschelbachtal	Vogelsbergkreis		9	583	79	5	A
Donsbach	Lahn-Dill-Kreis	x	9	2331	289	50	A
Eschenstruth	Kassel		10	106	14	0,6	B
Ratzerod2	Main-Kinzig-Kreis		10	609	65	2,5	B
Lauterbach	Vogelsbergkreis	x	10	1100	100	300	B
Wollrode	Schwalm-Eder-Kreis	x	10	1500	73	36	B
Fleisbach	Lahn-Dill-Kreis	x	10	1960	510	100	B

*¹ = Nach Auskunft von K. Hemm, Gelnhausen (2010) sind in dem Gebiet noch 2 weitere Trupps vorhanden.

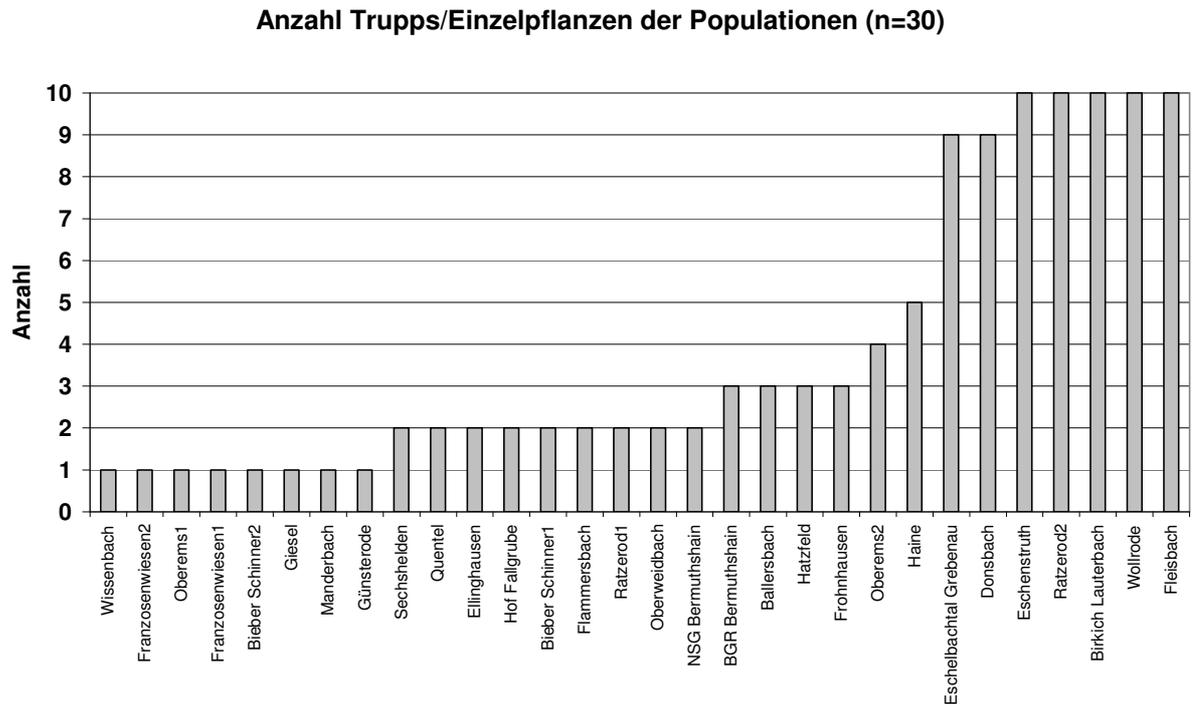
*² = Keine eigenen Zählungen. Angaben nach LUV (2007).

*³ = Die Erhebung erfolgte erst nach dem 1. Schnitt. Keine Aussage zur Anzahl der Blütenstengel möglich.

Die folgenden Vorkommen sind aufgrund ihrer höheren Rosettenzahl zwar etwas günstiger zu bewerten, bestehen aber auch meist nur aus einem Trupp bzw. sind durch Adlerfarn gleichermaßen stark gefährdet:

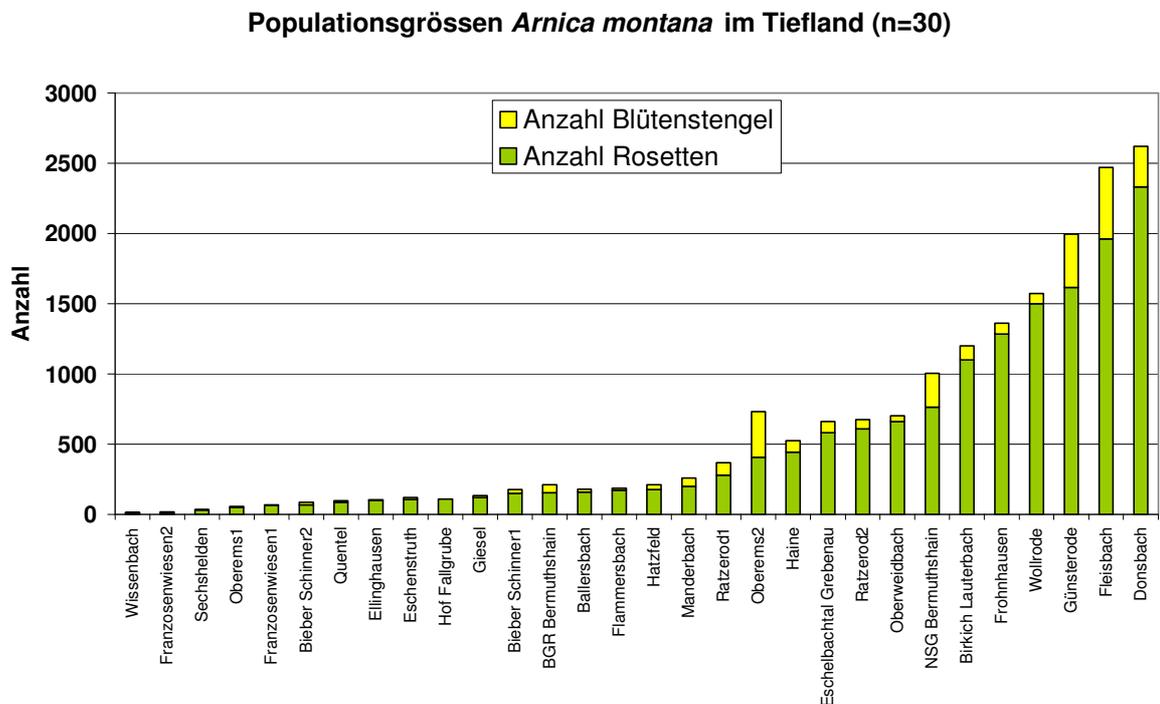
- Oberems1 (Hochtaunuskreis),
- Bieber Schinner2 (Main-Kinzig-Kreis),
- Giesel (Landkreis Fulda) und
- Quentel (Werra-Meißner-Kreis).

Abb. 9: Anzahl Trupps/Einzelpflanzen je Wuchsort



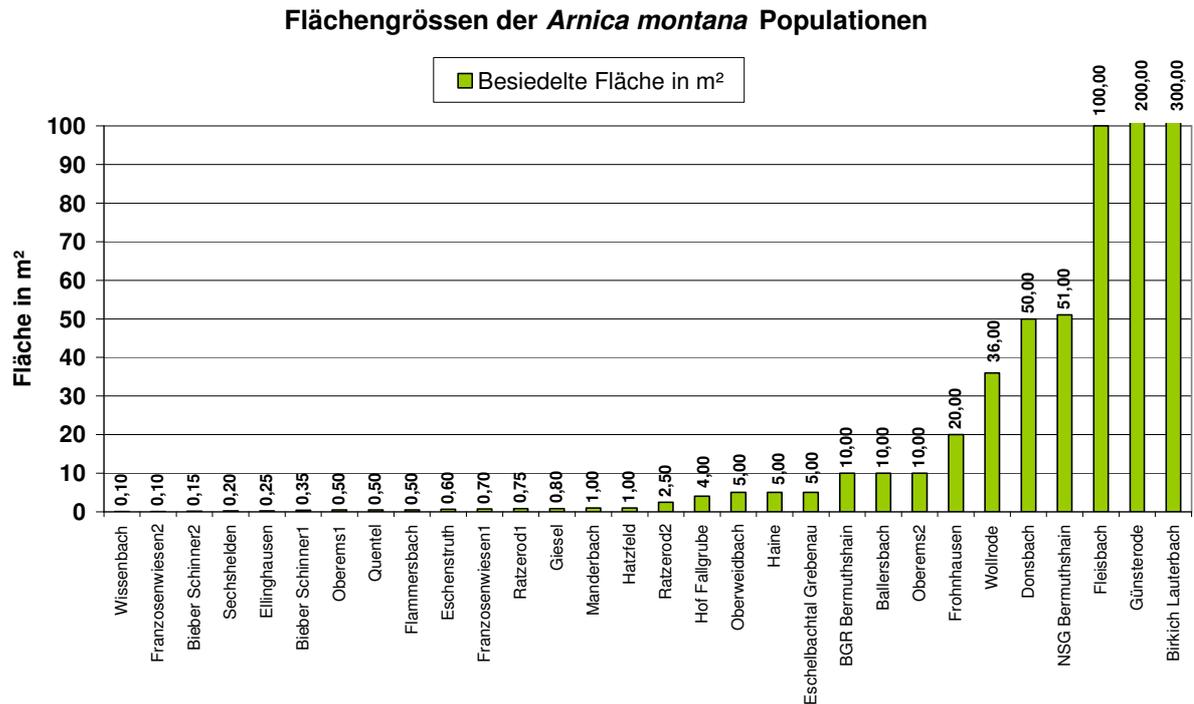
Anmerkung zu Abb. 9: Nach Auskunft von K. Hemm, Gelnhausen (2010) sind in dem Gebiet Bieber Schinner 2 noch zwei weitere kleine Trupps vorhanden.

Abb. 10: Populationsgrößen von *Arnica montana* in Tieflagen



Anmerkung zu Abb. 8: Bei Hof Fallgrube (Waldeck-Frankenberg) ist zu beachten, dass die Erhebung erst nach dem 1. Schnitt erfolgte und keine Aussagen zur Anzahl der Blütenstengel gemacht werden können.

Abb. 11: Flächengrößen der *Arnica montana*-Populationen



Wie bereits in Kapitel 3.3 dargelegt wurde, wiesen bei der Gesamtbewertung von den 30 untersuchten Tieflagenvorkommen nur 4 Gebiete (= 13,3 %) einen mit „A“ = sehr gut bewerteten Erhaltungszustand auf. Der Großteil der Populationen, insgesamt 20 Gebiete (= 66,7%), wurde mit „B = gut“ bewertet. 6 Gebiete (= 20%) befanden sich in einem schlechten Zustand.

Betrachtet man die einzelnen Bewertungskriterien näher, so stellt man fest, dass bei der Bewertung „Population“ nur 3 von 30 Vorkommen (= 10%) in einem sehr guten Zustand und 50% in einem schlechten Zustand waren (Tab. 4, Maximalwerte in Fettdruck). Bei dem Unterkriterium „Populationsgröße“ wurden sogar 21 von 30 Vorkommen (= 70%) mit „schlecht“ bewertet. Nur 9 Populationen waren „gut“ und kein Gebiet war „sehr gut“.

Tab. 4: Bewertung der Parameter Population, Habitat und Beeinträchtigung

Bewertungsstufe	Gesamtbewertung „Population“ in %	Gesamtbewertung „Habitat“ in %	Gesamtbewertung „Beeinträchtigung“ in %
A = sehr gut	10	30	30
B = gut	40	70	23,3
C = schlecht	50	0	46,7

Dagegen wurden die „Habitatbedingungen“ aller 30 Vorkommen insgesamt mit „sehr gut“ oder „gut“ bewertet. Schlechte Habitatbedingungen waren nirgends festzustellen.

Bei dem Bewertungskriterium „Beeinträchtigung“ waren immerhin 16 Vorkommen frei oder weitgehend frei von sichtbaren Beeinträchtigungen, aber in 14 Fällen (= 46,7%) waren erhebliche Beeinträchtigungen (= C „schlecht“) zu verzeichnen.

Der Schwerpunkt des Artenhilfskonzeptes muss deshalb auf Maßnahmen zur Vergrößerung bzw. Stabilisierung der Populationen und das Abstellen/Verringern der auf die Wuchsorte einwirkenden Beeinträchtigungen liegen.

Aus der Anzahl der Trupps und der Rosetten leitet sich unter Berücksichtigung der Gesamtbewertung und dem Schutzstatus die Priorität und Reihenfolge der Gebiete ab, in denen Artenhilfsmaßnahmen zur Habitatoptimierung und/oder Populationsvergrößerung durchgeführt werden sollten. (Tab. 5).

Tab. 5: Prioritätenliste der Vorkommen für Artenhilfsmaßnahmen

T = Anzahl Trupps/Einzelpflanzen

R = Anzahl Rosetten

S = Anzahl Blütenstengel

A = Besiedelte Fläche in m²

W = Gesamtbewertung der Population (A = sehr gut, B = mittel, C = schlecht)

§ = Lage in Schutzgebiet

Nr.	Gebiet	Landkreis	T	R	S	A	W	§
1. Priorität								
1	Wissenbach	Lahn-Dill-Kreis	1	12	2	0,1	C	-
2	Franzosenwiese2	Marburg-Biedenkopf	1	13	6	0,1	B	NSG
3	Bieber Schinner2* ¹	Main-Kinzig-Kreis	1	68	18	0,15	B	FFH
4	Oberems1	Hochtaunuskreis	1	49	8	0,5	C	NSG
5	Franzosenwiese1	Marburg-Biedenkopf	1	66	3	0,7	C	NSG
6	Giesel	Fulda	1	120	15	0,8	B	-
7	Manderbach	Lahn-Dill-Kreis	1	200	60	1	B	-
8	Sechshelden	Lahn-Dill-Kreis	2	33	1	0,2	C	FFH
9	Ellingshausen	Schwalm-Eder-Kreis	2	100	5	0,25	B	-
10	Quentel	Werra-Meißner-Kreis	2	88	9	0,5	B	-
11	Flammersbach	Lahn-Dill-Kreis	2	172	15	0,5	B	FFH
2. Priorität								
12	Ratzerod1	Main-Kinzig-Kreis	2	280	89	0,75	B	NSG
13	Bieber Schinner1	Main-Kinzig-Kreis	2	150	28	0,35	B	FFH
14	Hatzfeld	Waldeck-Frankenberg	3	178	35	1	B	NSG
15	Bermuthshain2	Vogelsbergkreis	3	156	56	10	B	FFH
16	Ballersbach	Lahn-Dill-Kreis	3	160	20	10	C	FFH
17	Oberems2	Hochtaunuskreis	4	408	324	10	B	NSG
18	Haine	Waldeck-Frankenberg	5	444	81	5	B	-
19	Eschenstruth	Kassel	10	106	14	0,6	B	NSG
20	Frohnhausen* ²	Lahn-Dill-Kreis	3	1284	77	20	C	-
3. Priorität								
21	Hof Fallgrube* ³	Waldeck-Frankenberg	2	110	?	4	B	NSG
22	Eschelbachtal Grebenau	Vogelsbergkreis	9	583	79	5	A	FFH
23	Ratzerod2	Main-Kinzig-Kreis	10	609	65	2,5	B	NSG
24	Oberweidbach	Lahn-Dill-Kreis	2	660	41	5	A	-
25	NSG Bermuthshain1	Vogelsbergkreis	2	764	242	51	A	NSG
26	Lauterbach Birkich	Vogelsbergkreis	10	1100	100	300	B	GLB
27	Wollrode	Schwalm-Eder-Kreis	10	1500	73	36	B	?
28	Günsterode	Schwalm-Eder-Kreis	1	1615	381	200	B	ND
29	Fleisbach	Lahn-Dill-Kreis	10	1960	510	100	B	GLB
30	Donsbach	Lahn-Dill-Kreis	9	2331	289	50	A	NSG

*¹ = Nach Auskunft von K. Hemm, Gelnhausen (2010) sind in dem Gebiet noch 2 weitere Trupps vorhanden.

*² = Zahlen nach Luv (2007)

*³ = Geländeerhebungen kurz nach dem 1. Schnitt, daher keine Angabe zur Anzahl der Blütenstengel.

4.3 Nutzungen und Nutzungskonflikte

Von den 30 untersuchten Tieflagenvorkommen werden 20 gemäht und lediglich vier beweidet. Es hat den Anschein, dass das mit den heutigen Tierrassen praktizierte Beweidungsregime (in Kombination mit anderen Belastungsfaktoren) nicht mehr geeignet ist, *Arnica montana* langfristig auf Weideflächen im Tiefland zu erhalten. KAHMEN & POSCHLOD (1998) sehen aber auch eine extensive Mahd nur mittelfristig als sinnvolle Schutzstrategie an. Drei Wuchsorte liegen derzeit brach bzw. es wird keine regelmäßige jährliche Nutzung/Pflege mehr durchgeführt. Drei Flächen werden überhaupt nicht mehr genutzt (Ehemalige Hutung am Sportplatz Ballersbach, Saum am ehem. Munitionslager Frohnhausen und Wegrand im NSG Franzosenwiese) (Tab. 6).

Eine Sammeltätigkeit mit Ausgraben oder Abpflücken von Arnika-Pflanzen, vermutlich durch ortskundige Anwohner, wurde im Lahn-Dill-Kreis in den Gebieten Frohnhausen und Sechshelden festgestellt. Im Gebiet Oberems1 im Hochtaunuskreis kann dies nicht völlig ausgeschlossen werden.

Tab. 6: Nutzung der Vorkommen und Lage in Schutzgebieten

Nutzung	Anzahl Gebiete
GM = Mahd (vermutlich alle einschürig)	20
GB = Grünland, brach	3
WS = Schafbeweidung	2
WR = Rinderbeweidung	1
WP = Pferdebeweidung	1
NK = Keine Nutzung	3
Lage in Schutzgebieten	Anzahl Gebiete
NSG = Naturschutzgebiet	12
ND = Naturdenkmal	1
GLB = Geschützter Landschaftsbestandteil	2
FFH = Lage in einem FFH-Gebiet	6
Vorkommen ohne Schutzstatus	9

Der Großteil der Vorkommen befindet sich in Schutzgebieten mit entsprechendem Schutzstatus und Rechtsverordnungen (siehe Tab. 5, S. 28). Insgesamt 15 Gebiete sind als NSG, ND und GLB ausgewiesen und teilweise auch als FFH-Gebiet. Sechs Vorkommen befinden sich in FFH-Gebieten ohne strengen NSG-, ND- oder GLB-Status. Neun Vorkommen (Wissenbach, Giesel, Manderbach, Ellingshausen, Quentel, Haine, Frohnhausen, Oberweidbach und Wollrode) befinden sich außerhalb von Schutzgebieten.

4.4 Gefährdungen und Beeinträchtigungen

4.4.1 Gefährdungssituation von *Arnica montana*

In Zentral-Europa ist *Arnica montana* insgesamt noch ungefährdet. Nichtsdestotrotz ist die Bestandsentwicklung rückläufig. Da sich Deutschland im Zentrum der Verbreitung befindet, trägt Deutschland eine große Verantwortlichkeit für den Erhalt der Art. Die Tabelle 7 zeigt den Gefährdungsgrad von *Arnica montana* in Deutschland, den Bundesländern und in den Regionen Hessens.

Tab. 7: Gefährdungsgrad von *Arnica montana* in Deutschland und den Bundesländern

3 = gefährdet

2 = stark gefährdet

1 = vom Aussterben bedroht

0 = verschollen oder ausgestorben

- = kein Vorkommen bekannt

Regionen in Hessen: NW = Nordwest, NO = Nordost, SW = Südwest, SO = Südost

Geographischer Bezugsraum	Gefährdungsgrad
Deutschland (1996)	3
Hessen gesamt (2008) Regionen in Hessen(2008):	2 NW 2, NO 2, SW 0, SO 1
Schleswig-Holstein (1990)	2
Niedersachsen und Bremen (1993)	2
Mecklenburg-Vorpommern (1992)	1
Brandenburg und Berlin (1993)	1
Sachsen-Anhalt (1992)	2
Sachsen (1999)	2
Thüringen (1993)	2
Nordrhein-Westfalen (1999)	3
Rheinland-Pfalz (1986)	3
Saarland (1988/1993)	2
Baden-Württemberg (1999)	2
Bayern (1987)	3
Hamburg (1998)	0
Berlin (2001)	-

Quelle: www.bfn.de 2009

Arnica montana ist nach der Bundesartenschutzverordnung besonders geschützt und in der EG-FFH-Richtlinie 92/43/EWG (zuletzt geändert durch Richtlinie 2006/105) im Anhang V aufgeführt. Der Anhang V enthält Tier- und Pflanzenarten von gemeinschaftlichem Interesse, deren Entnahme aus der Natur und Nutzung Gegenstand von Verwaltungsmaßnahmen sein können. Die FFH-Richtlinie erlaubt die Nutzung von Arten des Anhangs V unter der Voraussetzung, dass sie mit der Aufrechterhaltung eines günstigen Erhaltungszustandes vereinbar ist. Mögliche Maßnahmen im Sinne der Richtlinie können die Festsetzung einer Entnahmekote, die Einführung eines entsprechenden Genehmigungssystems, zeitliche oder örtlich begrenzte Entnahmeverbote oder auch die Installation von Nachzuchtprogrammen sein. Diese Maßnahmen beinhalten auch die Fortsetzung der Überwachung des günstigen Erhaltungszustandes gemäß Artikel 11 der FFH-RL.

4.4.2 Gefährdungsursachen

Die in der Tabelle 8 aufgelisteten Gefährdungsursachen wurden bei den Untersuchungen der 30 Tieflagenvorkommen festgestellt (Mehrfachnennungen möglich):

Tab. 8: Gefährdungsursachen von *Arnica montana* in Tieflagen

Gefährdungsursache	Anzahl Nennungen
Unternutzung	18
Verbuschung (Brache/Sukzession)	16
Verfilzung (Gras/Moos)	13
Beschattung	5
Entnahme / Sammeln	4
Problempflanzen	2
Aufforstung/Einbringen von Gehölzen	1

Die bedeutendsten Gefährdungsursachen für *Arnica montana* aus gesamthessischer Sicht sind eingehend bei LUV (2007) beschrieben worden. Sie sollen dennoch an dieser Stelle noch einmal etwas gekürzt und teilweise ergänzt erläutert werden.

Unternutzung

Die meisten der untersuchten Vorkommen machten den Eindruck einer Unternutzung, d.h. sie wiesen eine relativ dichte Untergras oder Moos reiche Bestandsstruktur auf, weil oder obgleich die Wuchsorte extensiv genutzt wurden. Die Unternutzung, d.h. ein zu geringer Phytomasseentzug bzw. ein ungünstiger Mahdzeitpunkt können zu ähnlichen Vegetationsstrukturen und Nährstoffanreicherung führen wie eine Brache. Dichte Streuauflagen oder Moosfilze (häufig dominant aus *Rhytidiadelphus squarrosus*) verhindern die Keimlingsetablierung und damit die genetische Erneuerung der Populationen durch generative Fortpflanzung. Eine Überalterung der Arnika-Populationen kann daher sowohl in brachgefallenen als auch unternutzten Beständen eintreten. Ob die beobachtete Verfilzung der Grasnarbe durch einen zu geringen Phytomasseentzug mit einer Eutrophierung der Bestände über den Luftpfad zusammenhängt (siehe unten), ist zu vermuten. Bei annähernd allen beweideten Flächen wurde beobachtet, dass die praktizierte Beweidungsart nicht optimal für *Arnica montana* durchgeführt wurde. Die Nutzungsintensität schien zu niedrig zu sein. Bei den mit Schafen und Rindern beweideten Flächen war trotz der extensiven Beweidung die Grasnarbe meist stark verfilzt und bot wenige Offenbodenstellen. Zudem war die Rinderweide stark verkotet. Die einzige Pferdeweide war großflächig mit Adlerfarn (*Pteridium aquilinum*) verunkrautet. Eine zu intensive Beweidung ist für *Arnica montana* aber noch weitaus schädlicher. Von den 18 untersuchten „0“-Flächen ohne einen Arnika-Nachweis wurden 3 Gebiete intensiv mit Rindern und 1 mit Pferden beweidet.

Verbuschung (Brache/Sukzession)

Nach LUV (2007) ist Brache und Sukzession mit Streu-Anreicherung und/oder Verfilzung und Eutrophierung die Hauptgefährdung für *Arnica montana* in Hessen. Es fehlen die Möglichkeiten zur Keimlingsetablierung. Ohne genetische Erneuerung der Population kann ein langfristiges Überleben von *Arnica montana* an einem Standort nicht gesichert werden. In ständigem Konkurrenzkampf entwickelt Arnika schließlich nur noch schmale Blätter, keine Ausläufer und gelangt nicht mehr zur Blüte.

Luftverschmutzung

Versauerung und Eutrophierung des Bodens durch Schwefeldioxid- und Stickstoff-Verbindungen aus der Luft sind womöglich eine der Hauptursachen für den stetigen Rückgang von *Arnica montana* (LUV 2007). Folgen eines erhöhten Stickstoffeintrags in diese Biotoptypen sind langfristig die schleichende Umwandlung von Heiden und Borstgrasrasen in gräserdominierte Vegetationstypen und damit auch die Gefahr einer Nutzungsänderung. Durch das atmogene Stickstoffüberangebot kann es auch zu einem verstärkten Schädlingsdruck, der Erhöhung der Frostempfindlichkeit und zu Lichtmangel für Keimlinge kommen. Nach der BERN-Liste (BOBBINK et al. 2002) liegen die *critical loads* für „Heidewiesen mit Juncus und Borstgras“, „nasse und trockene Heiden“ sowie „geschlossene, bodensaure Rasen mit trockenen bis neutralen Feuchtegraden“ bei 10-20 kgN/ha/Jahr. Die Hintergrundbelastung mit Stickstoff („N“) beträgt nach den Berechnungen des Umweltbundesamtes (Datensatz aus dem Jahr 2004) bei den folgenden exemplarisch ausgewählten Gebieten zwischen 15 und 21 kg N/ha/Jahr (UBA 2009). Die Hintergrundbelastung erreicht damit praktisch in allen Gebieten kritische Werte.

Tab. 9: Hintergrundbelastung mit Stickstoff in ausgewählten Gebiete der Tieflagen

Landkreis	Gebiet	Menge Stickstoff je ha/a
Kassel	Eschenstruth	21 kg
Werra-Meißner-Kreis	Quentel	20 kg
Waldeck-Frankenberg	Hof Fallgrube	20 kg
Schwalm-Eder-Kreis	Ellingshausen	19 kg
Fulda	Giesel	18 kg
Lahn-Dill	Wissenbach	16 kg
Lahn-Dill	Sechshelden	15 kg
Lahn-Dill	Fleisbach	15 kg
Vogelsberg	Bermuthshain NSG Duttelswiese	21 kg
Hochtaunus	Oberems1	20 kg
Main-Kinzig-Kreis	Bieber Schinner1	19 kg

Daten: UBA 2009

Der regional teils große Unterschied in der Stickstoff-Deposition könnte auch die Ursache für den regional verschieden ausgeprägten Rückgang der Art sein. Ein direkter Zusammenhang zwischen der Verbreitungshäufigkeit der Art und der Menge der Stickstoffdeposition ist allerdings nicht erkennbar, da die Stickstoffbelastung mit der Höhe über NN zunimmt und bspw. in den Höhenlagen von Rhön und Vogelsberg noch große intakte Populationen vorhanden sind.

Beschattung

Eine starke Beschattung der als Volllichtpflanze geltenden *Arnica montana* kann sich negativ auf die betroffene Population auswirken. Unter den 30 Untersuchungsgebieten waren 5 Bestände, die stärker von umgebenden und aufkommenden Gehölzen beschattet wurden. Die Bestände lagen dabei meist in unmittelbarer Nähe zu Fichtenbeständen am Waldrand. Nur ein Vorkommen (Ballersbach, Lahn-Dill-Kreis) befand sich innerhalb einer lichten Waldfläche (ehemalige Hutung) und wird durch das Unterpflanzen bzw. die Naturverjüngung von Fichten zwischen den Eichen und Buchen beeinträchtigt.

Schädlingsbefall

In der Literatur wird Schneckenfraß in Abhängigkeit von der Höhenlage als eine mögliche Gefährdungsursache für *Arnica montana* genannt. Bei den Untersuchungen 2009 konnte diese Beobachtung nicht bestätigt werden. Allerdings wurden bei einigen Populationen Glanz- und Rosenkäfer auf den Blütenköpfen beobachtet¹⁰, die den Pollen fraßen (Abb. 12 und 13). Ob dies signifikante negative Auswirkung auf die Fertilität von *Arnica montana* hat, kann beim derzeitigen Wissensstand nicht beurteilt werden.

Abb. 12: Glanzkäfer (*Meligethes spec.*) am Blütenstand von *Arnica montana*



Abb. 13: Blattkäfer (*Cryptocephalus aureolus*) am Blütenstand von *Arnica montana*



¹⁰ Für die Unterstützung bei der Bestimmung bedanken wir uns bei Herrn Dipl.-Biol. A. Malten, Dreieich.

Sammeln

Die gewerbliche Verwertung von *Arnica montana* ist als Gefährdungsfaktor heute nicht mehr großflächig wirksam (LUV 2007). In den Gebieten Birkich Lauterbach (Vogelsbergkreis), Frohnhausen und Sechshelden (Lahn-Dill-Kreis) sowie vermutlich auch in Oberems (Oberems1, Hochtaunus-Kreis) werden Vorkommen durch das Absammeln der Arnika-Blütenköpfe oder das vollständige Entfernen von Pflanzen beeinträchtigt.

Problempflanzen

Bei zwei Vorkommen hat die Ausbreitung von Problempflanzen zu massiven Beeinträchtigungen der dortigen *Arnica montana*-Populationen geführt. Im Lahn-Dill-Kreis ist im Geschützten Landschaftsbestandteil „Borstgrasrasen-Magerrasen-Komplex südwestlich Fleisbach“ die Staudenlupine (*Lupinus polyphyllus* L.) aufgrund unzureichender Bekämpfungsmaßnahmen im Begriff große Teile des Arnika-Bestands zu überwachsen. Im Main-Kinzig-Kreis ist im Gebiet „Schinner2“ bei Bieber das Vorkommen kurz davor zu erlöschen, da sich auf der Fläche Adlerfarn (*Pteridium aquilinum* L.) massiv ausgebreitet hat.

Abb. 14: Gefährdung von *Arnica montana* durch Staudenlupine



Abb. 15: Gefährdung von *Arnica montana* durch Adlerfarn



Bekämpfung der Staudenlupine (*Lupinus polyphyllus* Lindl.)

Die Vielblättrige Lupine, oder auch Stauden-Lupine, ist eine 60-150 cm hohe, aufrechte Staude. Ihre gefingerten Blätter bestehen aus 10-15 lanzettlich-spitzen, 3-15 cm langen Teilblättchen. Der Blütenstand ist eine aufrechte, bis 50 cm lange Traube mit 50-80 blauen, selten weißen Blüten. Die behaarten Hülsen werden 2,5-6 cm lang und enthalten 4-12 kugelige Samen. *Lupinus polyphyllus* ist ein Hemikryptophyt mit Fähigkeit zur unterirdischen Ausläuferbildung. Über die Symbiose mit Knöllchenbakterien bindet er Luftstickstoff. Nach der Bestäubung durch Hummeln und andere Bienenverwandte bilden sich Hülsenfrüchte mit 4-12 Samen. Eine Pflanze kann zwischen 150 und 2000 Samen bilden. Zur Reifezeit im Juli bis Oktober reißen die Fruchtklappen der Hülsen beim Trocknen explosionsartig auseinander und schleudern die Samen bis 5,50 m weit weg (VOLZ 2003). Eine Fernausbreitung ist durch Weidetiere möglich, die verzehrte Samen nach einer Retentionszeit wieder ausscheiden. Die Samen bleiben im Boden bis über 50 Jahre keimfähig. Der dichte, hohe Wuchs der Lupinen und der Eintrag symbiontisch fixierten Stickstoffs bewirken nachhaltige Vegetationsveränderungen. Besonders betroffen sind magere Wiesen- und Weidegesellschaften (Borstgrasrasen, Goldhaferwiesen) der silikatischen Mittelgebirge.

Die Lupine führt zur Verdrängung der charakteristischen, gefährdeten und schutzbedürftigen Arten. Zugleich profitieren nitrophile, meist weitverbreitete Spezies wie Brennessel (*Urtica dioica*), Kletten-Labkraut (*Galium aparine*) und Stechender Hohlzahn (*Galeopsis tetrahit*) von der Stickstoffanreicherung der Standorte.

Die Bekämpfungsmethode richtet sich nach der Dichte der Lupinen (VOLZ 2002). Einzelpflanzen können mit der (Motor-)Sense oder Sichel abgeschnitten werden; auch bei zweimaliger Anwendung pro Jahr geht die Lupine jedoch nur langsam zurück. Anfangs aufwändiger, aber erfolgreicher lassen sie sich mit einem Ampferstecher ausstechen.

Zur Bekämpfung von Dominanzbeständen kommen Mahd und Beweidung infrage. Die Maßnahme sollte in den ersten 3-5 Jahren zweimal jährlich erfolgen, und zwar während der Hauptblüte im Juni und acht Wochen später. Danach kann die Pflege auf einmal jährlich reduziert werden, der günstigste Zeitpunkt ist vor dem Ausreifen der Samen Mitte Juli. Für die Beweidung sind Schafe besser geeignet als Rinder. Um den Ferntransport aufgenommener Samen durch die Tiere zu vermeiden, sollte die Beweidung deutlich vor der Zeit des Fruchtens (Mitte Juli) aufgenommen werden. Zu empfehlen ist weiter eine Besatzdichte von mindestens 1,3 Großvieheinheiten pro Hektar mit kurzer, aber zweimaliger Beweidung pro Jahr, um der Regeneration der Lupine entgegenzuwirken. Die Kostenkalkulation für die Bekämpfung von Dominanzbeständen zeigt, dass Balkenmähermahd mit Schwaden und Abtransport des Mähguts 435 bis 670 €/ha kostet, die Kreiselmähermahd mit Abtransport 140 bis 435 €/ha. Die Schafbeweidung ist mit 75 bis 150 €/ha am günstigsten. (Alle Angaben pro Maßnahme, d.h. bei zweimaliger Anwendung pro Jahr zu verdoppeln).

Bekämpfung des Adlerfarns (*Pteridium aquilinum* L.)

Adlerfarn (*Pteridium aquilinum*) ist eine mehrjährige, ausdauernde Pflanze, die bis zu 2 m hoch wird. Die wurzelähnlichen Rhizome der Pflanze führen zu einer raschen vegetativen Vermehrung um ca. 2 m pro Jahr. Sporen werden in Sporenlägern an der Blattunterseite zwischen Juli und September gebildet und können mit dem Wind weit transportiert werden. Alle Pflanzenteile sind im frischen, wie im getrockneten Zustand stark giftig. Adlerfarn enthält insbesondere Blausäureglykoside, das Saponin Pteridin, das Enzym Thiaminase, das bei Pferden und Schweinen das Vitamin B1 zerstört und das Ptaquilosid, welches krebserregende Eigenschaften hat. Die Gifte werden auch mit der Milch ausgeschieden. Pteritansäure und das Enzym Thiaminase sind Ursache eines bitteren Geschmacks von

Milch, Butter und Käse und sind gesundheitsschädlich. Daher wird ab ca. 5% Mengenanteil im Futter, d.h. bei ca. 3 Trieben/m² im Bestand, empfohlen, die Pflanze zu bekämpfen.

Versuche, Adlerfarn durch Beweidung zu verdrängen, schlugen zum Großteil fehl. Zwar fressen einige Tiere die jungen unausgerollten Triebe im Frühjahr, bevorzugen jedoch immer Restbestände anderer Weidegräser, die dadurch noch weiter zurückgehen. Es kommt eher zu einer weiteren Zunahme von Adlerfarn auf den untersuchten Flächen. Eine mechanische Bekämpfung erfolgt durch 2-maliges Mähen im Jahr bei etwa 30-40 cm Wuchshöhe noch bevor die Blattwedel vollständig entfaltet sind und die Sporen verbreitet werden. 1. Mahd im Juni, 2. Mahd nach 6-8 Wochen. Regelmäßiges Mähen, 2-4 Jahre hintereinander, führt zu einer allmählichen Erschöpfung des Reservestoffvorrats der Wurzel. Das Mähgut ist abzufahren. Der Einsatz von Mulchgeräten ist ebenfalls möglich. Zweimaliges Mulchen mit Abfuhr des Mulchguts wirkt aber auch nur unzureichend. Kurzfristige Erfolge sind zwar schneller zu verzeichnen, der Farn regeneriert sich jedoch schneller als nach Mahd (BORONCZYK et al. 2005). Eine vollständige Beseitigung des Adlerfarns scheint aber durch Mahd oder Mulchen allein nicht möglich zu sein, daher sollten nach der mechanischen Bekämpfung die Flächen beweidet werden.

Weideform

Die heutigen Beweidungsformen unterscheiden sich grundsätzlich von denen des letzten Jahrhunderts. Die Allmendeweiden wurden über die ganze Vegetationsperiode hinweg beweidet: Täglichem Auftrieb folgte täglicher Abtrieb. Die Nacht verbrachten die Tiere im Stall, was zum dortigen Abkoten führte. Diese Weideform bewirkte ständigen Nährstoffentzug. Vom Vieh verschmähte oder ungern gefressene Pflanzen wie Arnika profitierten vom direkten Fraß der Konkurrenzpflanzen (LUV 2007). Hinzu kommt der Einfluss der unterschiedlichen Tierrassen.

Düngung

Düngung oder Kalkung magerer Grünlandstandorte und ihre Umwandlung in Fettwiesen und -weiden war im Laufe der letzten Jahrzehnte die Hauptursache für das Verschwinden der Art in weiten Bereichen Hessens (LUV 2007). In den Tieflagen konnte bei den noch vorhandenen Vorkommen von *Arnica montana* keine unmittelbare Gefährdung durch direkte landwirtschaftliche Düngung beobachtet werden, jedoch sind auch die anteiligen aus der Landwirtschaft stammenden Stickstoffeinträge über den Luftpfad erheblich.

Habitatzerstörung

Die direkte Habitatzerstörung z.B. durch Überbauung oder Grünlandumbruch ist in Hessen zur nachrangigen Gefährdungsursache geworden. Die meisten Bestände von *Arnica montana* liegen in Schutzgebieten.

5 GRUNDSÄTZE FÜR ERHALTUNGS- UND ENTWICKLUNGS- MAßNAHMEN

Die im Gutachten über die gesamthessische Situation der Arnika von LUV (2007) genannten allgemeinen Ziele und Maßnahmen des Habitatschutzes gelten prinzipiell auch für die Tieflagenvorkommen. Aktuell ist die Art besonders durch Sukzession/Konkurrenz, Änderung der Weideführung, fehlende Offenböden und vermutlich auch durch genetische Drift bedroht. Die Art benötigt für eine optimale Entwicklung offene, kurzrasige, nährstoffarme Standortbedingungen. Die Erhaltungs- und Entwicklungsmaßnahmen müssen darauf abzielen, diese Habitatansprüche an den einzelnen Wuchsorten zu erhalten oder wieder her zu stellen.

Bezüglich der Effektivität der Mahd von *Arnica montana*-Standorten gibt es in der Literatur unterschiedliche Auffassungen. KAHMEN & POSCHLOD (1998) halten die Mahd von *Arnica*-Standorten nur mittelfristig für eine geeignete Strategie zum Erhalt der Art. Auch STEIDL & RINGLER (1996) sind der Auffassung, dass bodensaure Magerrasen auf eine Beweidung durch Schafe und Rinder angewiesen sind. Sie stellen aber auch fest, dass sich bei jährlicher Spätsommermahd die Keim- und Jungpflanzen von *Arnica montana* optimal entwickeln können. Dagegen fand SCHWABE (1990) bei einem Vergleich zwischen einer Beweidung oder Mahd nach Brache eine stärkere Abnahme von *Arnica montana* nach der Beweidung. Nach SCHMIDT (1997) zit. in LUV (2007) bietet Mahd mit Abräumen des Mähguts dagegen günstige Voraussetzungen für die Entwicklung von Arnika. Der Mahdtermin muss einerseits das Ausreifen der Samen gewährleisten, andererseits einen genügend großen Nährstoffentzug aus der Fläche bewirken. Eine zu frühe Mahd (in die Blüte) schwächt die Pflanzen und verhindert die generative Reproduktion. Wenn die Mahd einer Fläche vor der Samenreife von *Arnica montana* erforderlich ist, sollte dies nur abschnittsweise und in 3-4 jährigem Abstand durchgeführt werden.

Die in der Literatur genannten Mahdzeitpunkte für Arnika-Wiesen, die sich oftmals an historischen Nutzungsterminen orientieren, sind unter den heutigen Klimabedingungen für Tieflagen nicht mehr zielführend. So soll beispielsweise eine Mahd ab Ende Juli bis Anfang August Arnika stark fördern können, eine frühere Mahd verhindere dagegen die Samenausreifung. Andere Autoren meinen, die Mahd von Magerrasen solle ab der 1. Juli-Hälfte bis Ende Juli/Anfang August stattfinden. Grundsätzlich ist eine Sommermahd einer Herbstmahd vorzuziehen, da diese dem Standort mehr Phytomasse entzieht.

LUV (2007) weisen zu recht darauf hin, „dass eine jährliche Mahd erst im August heute auch für die höheren Lagen der Mittelgebirge zu spät erscheint. Der Zeitpunkt der Mahd sollte an die geänderten Umweltbedingungen und die jeweils vorherrschende Witterung im Jahresverlauf angepasst werden, da durch die Eutrophierung aus der Luft viele Grünlandbestände wüchsiger geworden sind und sich vermutlich aufgrund von Klimaveränderungen der Blütezeitpunkt vieler Arten nach vorne verschoben hat. Sinnvoll wäre es, die Mahd an den tatsächlichen Zeitpunkt der Samenreife von *Arnica montana* im Gebiet anzupassen und die Fläche kurz nach dem Aussamen zu mähen. Auch ein Wechsel zwischen früherem und ein späteren Mahdtermin könnte ggfs. über die Jahre sowohl Habitatausstattung als auch eine ausreichende Samenreife gewährleisten. Eine späte Mahd sollte mit einer späten Nachbeweidung kombiniert werden, um dem Standort Nährstoffe zu entziehen und eine Verfilzung zu verhindern. Günstig könnte sich auch ein erster extensiver Weidegang oder eine Grünlandpflege noch vor Beginn des Austriebs der Blütensprosse auf die Vegetationsstruktur auswirken. Die Vegetation könnte niedrig gehalten, Filz und Überstände könnten zurückgedrängt werden. Außerdem würden kleinflächig offenbodige Stellen vor der Blüte entstehen, die dann zur Zeit der Samenreife für die Keimlingsetablierung zur Verfügung stünden. Je nach Höhenlage sollte die Mahd bis spätestens Anfang August abgeschlossen sein.“

5.1 Grundsätze

1. In den hessischen Tieflagen hat *Arnica montana* ihren Verbreitungsschwerpunkt in Magerwiesen, Magerweiden und Zwerstrauchheiden. Die regelmäßige und langfristige Nutzung bzw. Pflege dieser Flächen ist sicherzustellen. Die landwirtschaftliche Nutzung/Pflege muss sich dabei nach der Ökologie der Art richten.
2. Die Offenhaltung, ständige Aushagerung und Entfernung des jährlichen Aufwuchses („Entzugspflege“) sind Voraussetzungen für die langfristige Existenz. Hierzu sind je nach Möglichkeit Beweidung und/oder Mahd in unterschiedlichen Kombinationen erforderlich.
3. Das Management von bestehenden Vorkommen hat Vorrang vor Wiederbesiedlungsversuchen erloschener Populationen. Alle vorhandenen Vorkommen sind nach Möglichkeit zu sichern und zu pflegen.
4. Die Maßnahmen sind vorrangig bei Vorkommen in Schutzgebieten durchzuführen, da hier kurzfristig eine rechtliche Zugriffsmöglichkeit auf die Flächen besteht. Ungeachtet dessen sind auch die Vorkommen außerhalb von Schutzgebieten zu erhalten und zu entwickeln.
5. Zur Populationsvergrößerung sind sowohl Maßnahmen zur Habitatoptimierung als auch das gezielte Ausbringen von Pflanzen oder Diasporen notwendig.
6. Erst wenn die Tieflagen-Populationen entsprechend stabilisiert worden sind, sollte über die Wiederbesiedelung von geeigneten Flächen oder weitere langfristige Maßnahmen zum Biotopverbund nachgedacht werden.

5.2 Standortverhältnisse

1. Grundsätzlich ist jede mineralische Düngung oder Kalkung auf *Arnica montana*-Standorten angesichts der Hintergrundbelastung durch Nährstoffeinträge aus der Atmosphäre als schädlich zu bewerten. Auch die Eutrophierung durch Kot und Urin der Weidetiere sollte so gering wie möglich gehalten werden.
2. Keine Entwässerungs- oder Meliorationsmaßnahmen auf Flächen mit Arnika Vorkommen.

5.3 Mahd

Borstgrasrasen und Magerrasen

1. Für die Tieflagen unter 500 mÜNN lässt sich feststellen, dass 2009 *Arnica montana* in den Untersuchungsgebieten bereits Ende Juni/Anfang Juli abgeblüht war. Als Orientierungswert für einen „sicheren“ Mahdtermin kann in den Tieflagen der 15.07. eines Jahres gelten. Dieser ist jahrweise witterungsabhängig zu überprüfen und ggfls. auf Ende Juli zu verschieben.
2. Um den Standorten verstärkt Phytomasse zu entziehen und offene Bodenflächen zu schaffen, sollte die Mahd mit einer Beweidung kombiniert werden. Diese sollte in Abhängigkeit der Witterung (möglichst trockene Bodenverhältnisse um Bodenverdichtungen zu vermeiden) entweder im Frühjahr (Ende April/Anfang Mai) mit einer ziehenden Schafherde bzw. kurzzeitig intensiv mit Rindern erfolgen, oder

nach der Mahd ab Mitte/Ende August durchgeführt werden. Das Mahdgut ist grundsätzlich zu entfernen.

3. Bei stark verbrachten Vorkommen mit einem verbulteten Grasfilz ist eine Schlegelmahd¹¹ zur Erstpflge erfolgreich, bereits nach einem Jahr bilden die Jungpflanzen Rhizome (KAHMEN & POSCHLOD 1998). Das Mahdgut ist grundsätzlich zu entfernen.

Zwergstrauchheiden

Die Zwergstrauchheiden mit *Arnica montana* benötigen andere Pflege- und Entwicklungsmaßnahmen als Borstgras- oder Magerrasen. Die Zwergstrauchheiden sind teilweise überaltert und verbuscht. Notwendig ist hier das Entfernen von aufkeimenden Gehölzen, die Verjüngung der Zwergsträucher und die Schaffung von Offenböden. Für den langfristigen Erfolg hinsichtlich der Erhaltung der Arnika-Vorkommen ist eine regelmäßige Nachpflege (z.B. Beweidung) geplagter Heideflächen und/oder- in größeren Abständen - eine regelmäßige Wiederholung der Maßnahme erforderlich (LUV 2007).

1. Herbstmahd alle 4-8 Jahre, das Mahdgut ist grundsätzlich zu entfernen.
2. Abschnittsweise kleinflächiges Plaggen und/oder maschinelles Abscheren (Schlegelmahd) von September bis März alle 8-10 Jahre, das Mahdgut ist zu entfernen. Als Folgenutzung extensive Beweidung.

5.4 Beweidung

1. Extensive Beweidung mit 1-1,5 GVE/ha oder kurze, intensive Standzeiten mit geeigneten Weidetieren (keine Ziegen!) bis 2,5 GVE/ha in Kombination mit Nachmahd und Weidepflege.
2. Nächtliche Aufstallung/Pferchung außerhalb der Magerrasen- und Zwergstrauchflächen.
3. Keine Zufütterung auf der Fläche (Ausnahme Lecksteine).

Bodensaure Magerrasen sind auf eine Beweidung durch Schafe oder Rinder (Ziegen verbeißen Arnika) angewiesen, jedoch fehlen heute oftmals große zusammenhängende magere Weideflächen und Triftwege. Diese Bewirtschaftung führt zu den entsprechenden günstigen Keimlingsbedingungen auf den durch Weidetritt offen gehaltenen Bodenstellen (STEIDL & RINGLER 1996). Einschränkend muss aber hinzugefügt werden, dass *Arnica*-Samen nicht sehr effektiv durch Tiere transportiert werden (BONN & POSCHLOD 1998). Angesichts der veränderten Umweltbedingungen sind auch die in der Literatur genannten Besatzdichten von Weidetieren, insbesondere Rindern, zur Pflege von *Arnica*-Vorkommen kritisch zu hinterfragen. Die Besatzdichteempfehlungen sind in der Literatur sehr unterschiedlich und lösen vermutlich nicht das Problem des zu geringen Phytomasseentzugs und der Vergrasung der *Arnica*-Wuchsorte infolge von Nährstoffeinträgen. So empfiehlt SCHWABE (1990) für die Pflege von *Arnica montana*-Wiesen im hohen Schwarzwald eine Beweidung mit maximal 1 GVE/ha mit 3-5 Jahren Auszäunung der *Arnica*-Bestände. Allgemein werden zur Beweidung von Magerrasen 1-1,5 GVE (Rinder) bzw. 6 Schafe/ha empfohlen. Bei einem kurzfristigen intensiven Beweidungsdurchgang soll die Fläche für maximal 1 Woche mit 30-35 Mutterschafen/ha beweidet werden. Zwergstrauchheiden sollen

¹¹ KAHMEN & POSCHLOD (1998) weisen darauf hin, dass *Arnica*-Bestände dabei nicht vollständig, sondern immer nur Teilflächen geschlegelt werden dürfen, um die Besiedelung der neuen Offenböden von den verbleibenden, direkt angrenzenden Teilbeständen ausgehend zu gewährleisten.

dagegen mit nur 2 Schafen/ha bestoßen werden. Nach STEIDL & RINGLER (1996) sind für eine Regeneration von verfilzten Magerrasen durch Beweidung zwei bis drei Vegetationsperioden anzusetzen.

Weiterhin besteht das Problem der Beweidung mit geeigneten Rinderrassen. Eine simple Erhöhung der Besatzstärke mit Hochleistungsrasen zur Schaffung von Offenbodenflächen und Phytomasseentzug ist ungeeignet. Kleinrahmige, leichte Rassen wie Hinterwälder, Rotes (Vogelsberger) Höhenvieh, Galloway oder Angus sind vermutlich selbst mit 2,5 GVE/ha hinsichtlich der Beweidung von Arnika-Flächen besser zu bewerten als 1 GVE/ha schwere Rot- oder Schwarzbunte (Fleckvieh) bzw. Fleischrasse-Kreuzungen mit hohem Mineral- und Nährstoffbedarf und der Notwendigkeit der Zufütterung auf der Fläche. Auch bei Schafen wäre der Einsatz von genügsamen Landrassen vorteilhaft.

Zur Klärung von optimaler Besatzdichte, Besatzdauer, Weidezeitpunkt und Viehartenzusammensetzung auf *Arnica*-Standorten in Tieflagen sind angesichts der veränderten klimatischen Bedingungen weitere wissenschaftliche Begleituntersuchungen notwendig.

5.5 Populationsstützende Maßnahmen

Habitatoptimierung zur Schaffung von Offenboden

Neben dem Phytomasseentzug durch Mahd und Beweidung ist das Vorhandensein von Offenbodenstellen in wenigen Metern Entfernung von den *Arnica montana*-Pflanzen die Voraussetzung für eine Ausbreitung der Art in die Fläche. Auch zufällige Bodenverwundungen durch Erosion, Wühlmäuse, Maulwürfe und/oder Frostbewegung können eine Arnika-Verjüngung zulassen, jedoch sollten die Standorte, auf denen mehr Offenbodenflächen geschaffen werden sollen, gezielt bearbeitet werden. Dies kann durch kleinflächiges Abrechen von Streudecken und Moosfilz von Hand oder großflächig durch Abschleppen mit einer Netzegge erfolgen. Bodenverdichtungen durch Schleppereinsatz sind dabei zu vermeiden.

Eine andere erfolgreich erprobte Methode ist das Vertikutieren von verfilzten Magerrasen. Unter Vertikutieren versteht man das Anritzen der Grasnarbe, um Mulch (altes Schnittgut) und Moos zu entfernen und die Belüftung des Bodens zu fördern. Im Frühjahr zwischen Mitte April/Anfang Mai sowie im Sommer vor der Samenreife wird in 0,5 -1 m, maximal 2 m Entfernung (mittlere max. Ausbreitungsdistanz) von den Rosetten/Keimpflanzen der verfilzte Magerrasen vertikutiert. Das anfallende abgetrocknete Material wird am nächsten Tag abgeharkt und abtransportiert. Die Lage der Keimpflanzen/Rosetten ist durch fachkundiges Personal vor Beginn der Arbeiten zu bestimmen und zu markieren, damit beim Vertikutieren keine unbeabsichtigten Schäden am *Arnica*-Bestand verursacht werden.

Verpflanzung zur Populationsstützung

Nach KAHMEN & POSCHLOD (1998) ist in der heutigen fragmentierten Kulturlandschaft eine Wieder- oder Neubesiedelung von potenziellen Standorten durch *Arnica montana* ohne gezielte Samen- oder Pflanzenausbringung nur schwer möglich. Versuche von COLLING et al. (2009) haben gezeigt, dass die Pflanzung von vorgezogenen Sämlingen oder verpflanzten adulten Individuen effektiver als eine Ansaat ist. Je dichter die Pflanzen gepflanzt wurden (25 Pflanzen/m²), um so höher war der Samenansatz. Zur Pflanzung von Sämlingen sind keimfähige und vitale Samen von Pflanzen zu gewinnen und künstlich zu vermehren. Beim Auspflanzen ist darauf zu achten, dass nur Pflanzen innerhalb ihrer Herkunftsregion ausgebracht werden, die bezüglich ihrer SI-Allele nicht identisch sind. Alternativ können aus großen Populationen mit zahlreichen Keimpflanzen auch Rosetten direkt entnommen und verpflanzt werden (z.B. aus Frohnhausen).

5.6 Hilfsprogramme

Aktuelle bereits bestehende bzw. geplante Konzepte speziell zum Schutz von *Arnica montana* in Hessen sind nicht bekannt. Bei den Geländebegehungen wurde festgestellt, dass im Schwalm-Eder-Kreis im Gebiet Borstgrasrasen bei Günsterode gezielt Pflegemaßnahmen auf den dortigen Heideflächen durchgeführt werden (Abb. 16). Das Gebiet ist Teil der Biotopverbundkonzeption Magerrasen, Heiden und Bergwiesen des Landschaftsrahmenplanes Nordhessen 2000, zu dem auch das Gebiet Breite Heide bei Hatzfeld gehört.

Abb. 16: Abgeplaggte Heidefläche im Gebiet Borstgrasrasen nördlich Günsterode



Ein erfolgreiches landesweites Programm zur Stützung von *Arnica montana* war das „Mittelgebirgsprogramm in Nordrhein-Westfalen“, infolge dessen *Arnika montana* in der Roten Liste von 2 (stark gefährdet) in 1986 auf 3 (gefährdet) in 1999 heruntergestuft werden konnte.

Im Saarland wird derzeit unter Beteiligung von Luxemburg und Belgien bis Oktober 2010 ein EU-Life-Projekt zu Borstgrasrasen „Erhaltung und Regeneration von Borstgrasrasen Mitteleuropas“ (www.life-arnica.eu) durchgeführt.

Als ein etwas zweifelhaftes Beispiel für ein lokales Bemühen um *Arnica montana* kann ein Projekt aus Schleswig-Holstein dienen: Auf Anregung des Landesamt für Natur und Umwelt (LANU) und mit Hilfe des Naturschutzringes Aukrug wurde Arnika-Saatgut von einem ortsnahen Vorkommen geerntet und zusammen mit einem geeigneten Keimsubstrat an interessierte Landfrauen verteilt. Im Frühsommer des folgenden Jahres wurden dann hunderte von *Arnica*-Jungpflanzen auf dem Gelände der Tönsheider Lungen-Fachklinik ausgepflanzt, da hier sowohl „eine nachhaltige Pflegenutzung als auch eine künstliche Bewässerung in den ersten Wochen nach dem Aussiedeln gewährleistet war. Der Einsatz der Aukruger Landfrauen soll in 2007 mit dem Verleih des Gemeinde-Umweltpreises belohnt werden“ (Aus: Jahresbericht Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein 2006/07).

Main-Kinzig-Kreis

Bieber Schinner1
 Bieber Schinner2
 Ratzerod1
 Ratzerod2

FFH-Gebiet
 FFH-Gebiet
 Naturschutzgebiet
 Naturschutzgebiet

Die in den Karten abgebildeten Maßnahmenflächen verstehen sich als schematische Darstellung in Abhängigkeit der Flächen- und Mittelverfügbarkeit, die im Rahmen dieses Gutachtens nicht abgeschätzt werden konnte.

In der Regel werden geeignete Standorte der bestehenden Populationen um Pflege- und Entwicklungsflächen erweitert. Um sinnvolle Bewirtschaftungseinheiten zu erhalten und flächenwirksame Effekte zu erzielen, sind für diese Maßnahmen ausreichend große Flächen erforderlich. In der Literatur werden Größen von ca. 2.000 m² für gemähte Flächen und 2 – 3 ha für beweidete Flächen als Mindestgrößen für solche besonderen Maßnahmen genannt (STEIDL & RINGLER 1996).

Die Tabelle 10 zeigt die Zuordnung der im Artenhilfskonzept vorgeschlagenen Maßnahmen zum NATUREG-Code und dem Maßnahmecode der FFH-Grunddatenerhebung.

Tab. 10: Maßnahmen und Maßnahmecodes nach NATUREG und FFH-GDE

Maßnahme Artenhilfskonzept	NATUREG- Code	Maßnahme	GDE- Code	Maßnahme
Abschnittsweise Entkusseln oder Plaggen der Heidekrautflächen, alternativ Schlegelmahd zur Erstpflge.	12.01.05.	Plaggenhieb/ Abplaggen	N03	Mulchen
Schlegelmahd zur Erstpflge.	01.09.01.04.	Mulchen und Abfuhr des Schlegelgutes	N03	Mulchen
Entzug von Phytomasse intensivieren durch Mahd und/oder Beweidung.	01.09.03.	Aushagerung / Entzugspflege	S04	Artenschutzmaßnahme
Flächendeckende Bekämpfung der Staudenlupine.	11.09.03.	Bekämpfung von Neophyten	S04	Artenschutzmaßnahme
Flächendeckende Bekämpfung des Adlerfarns.	11.09.01.	Beseitigung von Konkurrenzpflanzen	S04	Artenschutzmaßnahme
Einbringen von Arnika-Pflanzen.	11.09.06.	Bestandsstützung durch Auswildern	S04	Artenschutzmaßnahme
Entfernen der Fichten und Neuaufbau eines gestuften Waldrandes.	02.04.09.	Anlage von Waldaußenmänteln	F01	Waldrandgestaltung
Entfernen der Fichten.	12.04.04.	Entfernung bestimmter Gehölze	G03	Entfernung bestimmter Gehölze
Verbuschung unterbinden, Gehölze entfernen.	12.01.02.	Entbuschung / Entkusselung	G01	Entbuschung
Offenbodenflächen schaffen durch Vertikutieren, Abharken (Netzegge) oder Schlegelmahd.	16.04.	Sonstige	S04	Artenschutzmaßnahme

Fortsetzung Tabelle 10

Maßnahme Artenhilfskonzept	NATUREG- Code	Maßnahme	GDE- Code	Maßnahme
Zeitweise Auszäunung gegen Tritt und Überdeckung mit Faeces.	01.01.02.	Herausnahme sensibler Bereiche aus der Bewirtschaftung/ Auszäunung	S02	Auszäunung
Information der Öffentlichkeit (Hinweisschild).	14.	Öffentlichkeitsarbeit (Informationstafeln)	S12	Sonstiges

5.8 Wiederbesiedlungspotenzial von „0-Standorten“

Im Rahmen der Geländeerhebungen konnte *Arnica montana* auf 18 Biotopflächen nicht mehr nachgewiesen werden. Auf 9 dieser Flächen erscheint eine erfolgreiche Wiederbesiedlung möglich bzw. ist die Art hier eventuell noch vorhanden. Auf den übrigen Flächen ist dies vermutlich nicht, oder nur mit einem erheblichen Aufwand zu erreichen (Tab. 11).

Tab. 11: Wiederbesiedlungspotenzial von „0-Standorten“

Biotopname	Landkreis	Nutz- ung nach HB	Biotop- typ nach HB	Poten- zial	Eig- nung	Begründung
Waldsimsumpf Seitental Goldbach	Waldeck-Frankenberg	GB	05.130	mittel	nein	Grünlandbrache mit geeignetem Wuchsort an Böschungsschulter am Waldrand. Wiederansiedlung wäre nur mit erheblichem Aufwand zu erhalten.
Feuchtgrünland südöstlich Haina	Waldeck-Frankenberg	GM	06.210	hoch	ja	Auf dem relativ artenreichen Grünland sind noch geeignete Wuchsorte vorhanden.
Borstgrasrasen Riedgraben	Waldeck-Frankenberg	GM	06.540	hoch	ja	Es konnte noch nicht geklärt werden, ob der nachgesuchte Standort tatsächlich mit dem bei LUV (2007) genannten Wuchsort identisch ist.
Magerrasen nördlich Haine	Waldeck-Frankenberg	GM	06.530	hoch	ja	In der näheren Umgebung ist ein aktueller Arnika-Fundort vorhanden.
Birken-Hain östlich Hausen	Schwalm-Eder-Kreis	GB	99.000	hoch	ja	2007 wurden am Birkenhain 50-99 Rosetten gezählt (Luv 2007). 2009 war die Nachsuche an dem angegebenen R-/H-Wert erfolglos. Vermutlich ist der nachgesuchte Standort nicht mit dem tatsächlichen Wuchsort identisch.

Fortsetzung Tabelle 11

Biotopname	Landkreis	Nutzung nach HB	Biotop-typ nach HB	Poten-zial	Eig-nung	Begründung
Heide nordwestlich Niederbachs-Berg	Lahn-Dill-Kreis	GB	06.550	hoch	ja	Standortverhältnisse noch gut, jedoch geeignete Fläche in Wacholderheide bereits stark verbuscht. Wiederansiedlung wäre nur mit erheblichem Aufwand zu erhalten. Aufgrund der Lage an einem Wanderweg Gefahr des Abpflückens.
Grünland östlich Haigerseelbach	Lahn-Dill-Kreis	GM	06.110	hoch	ja	Mageres Extensivgrünland mit Übergängen zu Borstgrasrasen, daher geeignete Wuchsorte vorhanden. Eventuell Konflikt mit der aktuellen Bewirtschaftung.
Grünland südöstlich Haigerseelbach	Lahn-Dill-Kreis	GM	06.110	hoch	ja	Mageres Extensivgrünland mit Übergängen zu Borstgrasrasen, daher geeignete Wuchsorte vorhanden. Eventuell Konflikt mit der aktuellen Bewirtschaftung.
Borstgrasrasen südwestlich Niederroßbach	Lahn-Dill-Kreis	GM	06.540	gering	nein	Standort ist eine wechselfeuchte Glatthaferwiese ohne Borstgrasrasen-Arten. Auch eine in der Nähe befindliche verbuschte Heidefläche wäre nur mit erheblichem Aufwand zu entwickeln.
Grünland südlich Steinbach	Lahn-Dill-Kreis	WR	06.110	mittel	nein	Stellenweise noch geeignete Wuchsorte vorhanden. Die aktuelle Bewirtschaftung als Rinderweide schließt aber derzeit eine Wiederansiedlung aus.
Grünland südwestlich Fellerdilln	Lahn-Dill-Kreis	WP	06.110	gering	nein	Keine geeigneten Wuchsorte mehr vorhanden. Die aktuelle Bewirtschaftung als intensiv genutzte Pferdekoppel schließt derzeit eine Wiederansiedlung aus.
Grünland südöstlich Maus-Berg	Lahn-Dill-Kreis	WR	06.110	mittel	nein	Stark verbrachte Rinderweide. Stellenweise noch geeignete Wuchsorte vorhanden. Fläche aber nur mit einem hohen Pflegeaufwand zu entwickeln.
Borstgrasrasen nordöstlich Seelbach	Lahn-Dill-Kreis	WP	06.540	mittel	nein	Als Pferdekoppel genutztes wechselfeuchtes Grünland mit zahlreichen Orchideen. Nur wenige geeignete Wuchsorte.
Grünland östlich Rodenbach	Lahn-Dill-Kreis	GB	06.110	mittel	nein	Rinderweide mit angrenzender brachgefallener Wacholderheide. Stellenweise noch geeignete Wuchsorte vorhanden. Fläche aber nur mit einem hohen Pflegeaufwand zu entwickeln.

Fortsetzung Tabelle 11

Biotopname	Landkreis	Nutzung nach HB	Biotop-typ nach HB	Poten-zial	Eig-nung	Begründung
Borstgrasrasen nordwestlich Radmühl II	Vogels-bergkreis	NK	06.540	gering	nein	Aufgeforstete Heidefläche und intensiv bewirtschaftete Ackerschläge. Keine geeigneten Wuchsorte mehr vorhanden.
Frischgrünland südlich Bermuthshain	Vogels-bergkreis	WR	06.110	gering	nein	Stellenweise noch geeignete Wuchsorte vorhanden. Die aktuelle Bewirtschaftung als Rinderweide schließt aber derzeit eine Wiederansiedlung aus.
Feuchtbrache östlich Großer Weiher	Main-Kinzig-Kreis	GM	05.130	hoch	ja	Grünland mit Borstgrasrasen-Pfeifengraswiesen-Übergang. Nach Auskunft des Bewirtschafters zuletzt vor 10-15 Jahren blühend, danach nur noch vegetativ im Gehölzsaum, schließlich ganz verschwunden.
NSG Raterod_3 (Frischwiese)	Main-Kinzig-Kreis	GM	06.110	hoch	ja	In der näheren Umgebung sind zwei aktuelle Arnika-Fundorte vorhanden.

5.9 Allgemeines Ablaufschema für vorgeschlagene Maßnahmen im Jahresverlauf

Die folgende Tabelle zeigt schematisch die zeitliche Abfolge der Maßnahmen zur Habitatoptimierung und Stützung der Tieflagenpopulationen.

Tab. 12: Ablaufschema für die Artenhilfsmaßnahmen

Monat	Maßnahme
Januar	➤ Fortführen der Jungpflanzenvorkultur aus dem Vorjahr für eine Auspflanzung im Mai.
Februar	
März	➤ Offenbodenflächen schaffen.
April / Mai	<ul style="list-style-type: none"> ➤ Offenbodenflächen schaffen bzw. kleinflächiges Vertikutieren (1. Durchgang). ➤ Schlegelmahd zur Erstpflge. ➤ Beweidung (1. Durchgang).
Mai	➤ Transplantation von nachgezogenen Arnika-Pflanzen auf Empfängerflächen.
Juni	<ul style="list-style-type: none"> ➤ Mähen von Adlerfarn und Stauden-Lupine (1. Durchgang). ➤ Maschinelles oder manuelles Entfernen von Gehölzen.
Juli / August	<ul style="list-style-type: none"> ➤ Vertikutieren (2. Durchgang) <u>vor</u> der Samenreife. ➤ 1. Mahd der Borstgras- oder Magerrasen ab dem 15.7. <u>nach</u> der Samenreife. ➤ Mahd von vergrasteten Zwergstrauchheiden im Juli. ➤ Mähen von Adlerfarn und Stauden-Lupine (2. Durchgang). ➤ Samengewinnung zur künstlichen Vermehrung aus den Spenderpopulationen.
August	<ul style="list-style-type: none"> ➤ Beweidung (2. Durchgang). ➤ Populationsgenetische Untersuchungen.
September	<ul style="list-style-type: none"> ➤ Schlegelmahd von Zwergstrauchheiden. ➤ Nachbeweidung von im Juli gemähten Borstgras- oder Magerrasen.
Oktober	➤ Nachzucht für populationsstützende Maßnahmen.
November	
Dezember	

6 EMPFEHLUNGEN FÜR DAS WEITERE VORGEHEN

Wie gezeigt wurde, ist *Arnica montana* in den hessischen Tieflagen aufgrund von Nährstoffeinträgen, ungünstigen Bewirtschaftungsweisen und Habitatfragmentierung sehr stark im Rückgang begriffen.

Um dieser Entwicklung entgegen zu wirken, sollten je nach Mittelverfügbarkeit für so viele Tieflagenvorkommen wie möglich die vorgeschlagenen Maßnahmen zur Habitatoptimierung durchgeführt werden. Darüber hinaus sollten für die folgenden am meisten gefährdeten, weil kleinsten Populationen umgehend populationsstützende Maßnahmen ergriffen werden, um ein kurzfristiges Erlöschen dieser Vorkommen zu verhindern.

- Lahn-Dill-Kreis: Wissenbach, Sechshelden und Manderbach
- Landkreis Marburg-Biedenkopf: NSG Franzosenwiese
- Hochtaunuskreis: Oberems1
- Main-Kinzig-Kreis: Bieber Schinner2
- Landkreis Fulda: Giesel und
- Werra-Meißner-Kreis: Quentel

Dabei ist sicher zu stellen, dass es weder zu Selbstinkompatibilität noch zu Effekten der Auszuchtdepression kommt. Hierzu sind populationsgenetische Untersuchungen zur Struktur von Tieflagen- und Hochlagenvorkommen erforderlich. Zusätzlich wären kurzfristig Hinweisschilder, die auf das Pflückverbot von *Arnica montana* hinweisen, in Frohnhausen, Sechshelden und eventuell in Oberems aufzustellen.

Für die Mager- und Borstgrasrasen in den hessischen Tieflagen werden die kritischen Belastungsgrenzen für Stickstoff-Depositionen aus der Luft durch Landwirtschaft, Verkehr und Industrie überschritten. Zur Klärung der optimalen Entzugspflege, d.h. Mahd und/oder Beweidung (Besatzdichte, Besatzdauer, Weidezeitpunkt) sind angesichts der veränderten klimatischen Bedingungen und der Stickstoff-Hintergrundbelastung weitere wissenschaftliche Begleituntersuchungen erforderlich.

Die Mindestpopulationsgröße von *Arnica montana* ist nicht bekannt. Zur Abschätzung der Größe einer langfristig überlebensfähigen Population sollte ein mehrjähriges Monitoring durchgeführt werden, bei dem die demographische Zusammensetzung (Keimlinge, Rosetten, Blütenstengel) und die genetische Struktur der Populationen untersucht wird. Über diesen Ansatz ließen sich aus der Beobachtung der zahlenmäßigen Entwicklung der Populationen Aussagen zur Mindestpopulationsgröße ableiten.

7 LITERATUR UND VERWENDETE DATENQUELLEN

AMLER, K., BAHL, A., HENLE, K., KAULE, G., POSCHLOD, P. & SETTELE, J. (1999): Populationsbiologie in der Naturschutzpraxis. Ulmer, Stuttgart.

BOBBINK R., ASHMORE M., BRAUN S., FLÜCKINGER W. & VAN DEN WYNGAERT I.J.J. (2002): Manual on Methodologies and Criteria for Mapping Critical Levels/Loads and geographical Areas where they are exceeded, Chapter 5.2

BONN, S. & POSCHLOD, P. (1998): Ausbreitungsbiologie der Pflanzen Mitteleuropas, UTB.

BORONCYK, M., HAHNE, A., HESS, K. & RAU, B. (2005): Problempflanze Adlerfarn: Die Auswirkungen auf die Artenvielfalt und verschiedene Strategien zur Bekämpfung. FH Anhalt, Abt. Bernburg. Pulsatilla 8: 33-39.

BRUELHEIDE, H. & SCHEIDEL, U. (1999): Slug herbivory as a limiting factor for the geographical range of *Arnica montana*. J. of Ecol. 87: 839-848.

COLLING, G. RECKINGER, C. MAURICE, T., MULLER, S. UND MATTHIES, D. (2009): Populationsbiologische Grundlagen zur Erhaltung fragmentierter Populationen von *Arnica montana*. Unveröffentl. Vortrag.

FRANK, K. & BERGER, U. (1996): Metapopulation und Biotopverbund - eine kritische Betrachtung aus der Sicht der Modellierung. Z. Ökologie u. Naturschutz 5: 151-160, Jena.

FRANK, K. & WISSEL, C. (1994): Ein Modell über den Einfluß von räumlichen Aspekten auf das Überleben von Metapopulationen. Verh. d. Ges. f. Ökologie 23: 303-310, Freising-Weihenstephan.

FRANK, K. (1999): META-X: A computer program for metapopulation viability analysis and its application in nature conservation, landscape planning, research and teaching. Z. Ökologie u. Naturschutz 8: 70, Jena.

FRANK, K., DRECHSLER, M. & WISSEL, C. (1994): Überleben in fragmentierten Lebensräumen - Stochastische Modelle zu Metapopulationen. Z. Ökologie u. Naturschutz 3: 167-178, Jena.

HEINKEN, T. (2009): Populationsbiologische und genetische Konsequenzen von Habitatfragmentierung bei Pflanzen – wissenschaftliche Grundlagen für die Naturschutzpraxis. Tuexenia 29: 305-329.

HMULV (2008a): Rote Liste der Farn- und Samenpflanzen Hessens. 4. Fassung, erstellt von der BVNH im Auftrag des HMULV, Wiesbaden.

HMULV (2008b): Natura 2000. Die Situation der Arnika in Hessen – Art des Anhang V der FFH-Richtlinie. Zusammengestellt von B.E. Frahm-Jaudes, Wiesbaden.

HUCK, S. & MICHL, T. (2006): *Arnica montana* L. 1753.- In: SCHNITTER et al. (2006): Empfehlungen für die Erfassung und Bewertung von Arten als Basis für das Monitoring nach Artikel 11 und 17 der FFH-Richtlinie in Deutschland.- Berichte des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen- Anhalt, Sonderheft 2: 70-71.

HUCK, S., MICHL, T. & GUNNEMANN, H. (2005): Arnika (*Arnica montana* L.).- In: DOERPINGHAUS et al. (Bearb.) (2005): Methoden zur Erfassung von Arten der Anhänge IV und V der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie. - Naturschutz und Biologische Vielfalt 20: 126 - 128.

- KAHMEN, S. & POSCHLOD, P. (1998): Untersuchungen zu Schutzmöglichkeiten von Arnika (*Arnica montana* L.) durch Pflegemaßnahmen. – Jahrbuch Naturschutz in Hessen 3: 225 – 232.
- KAHMEN, S. & POSCHLOD, P. (2000): Population size, plant performance, and genetic variation in the rare plant *Arnica montana* L. in the Rhön, Germany. *Basic Appl. Ecol.* 1: 43-51.
- KLOTZ, S., KÜHN, I. & W. DURKA (Hrsg.) (2002): BIOLFLOR - Eine Datenbank mit biologisch-ökologischen Merkmalen zur Flora von Deutschland. Schriftenreihe für Vegetationskunde. Bonn.
- KORNECK, D., SCHNITTLER, & VOLLMER, I. (1996): Rote Liste der Farn- und Blütenpflanzen (Pteridophyta et Spermatophyta) Deutschlands. – Schriftenreihe Vegetationskunde 28, Bonn-Bad-Godesberg.
- LIENERT, J. (2004): Habitat fragmentation effects on fitness of plant populations – a review. *J. f. Nat. Cons.* 12: 53-72.
- LUIJTEN, S. et al. (2000): Population size, Genetic Variation, and Reproductive Success in an Rapidly Declining, Self-Incompatible Perennial (*Arnica montana*) in The Netherlands. *Cons. Biology* 6: 1776-1787.
- LUV, LANDSCHAFT UND VEGETATION (2007): Die gesamthessischen Situation der Arnika (*Arnica montana* L.) - Art des Anhangs V der FFH-Richtlinie. Gutachten bearbeitet von Dipl.-Biol. Sonja Maiweg und Dipl.-Biol. Brigitte E. Frahm-Jaundes im Auftrag des Landes Hessen, Marburg.
- SCHEIDEL, U. & BRUELHEIDE, H. (2005): Effects of slug herbivory on the seedlings establishment of two montane Asteraceae species. *Flora* 200: 309-320.
- SCHEIDEL, U., RÖHL, S. & BRUELHEIDE, H. (2003): Altitudinal gradients of generalist and specialist herbivory on three montane Asteraceae. *Acta Oecologica* 24: 275-283.
- SCHWABE, A. (1990): Syndynamische Prozesse in Borstgrasrasen: Reaktionsmuster von Brachen nach erneuter Rinderbeweidung und Lebensrhythmus von *Arnica Montana* L. – *Carolinea: Beiträge zur naturkundlichen Forschung in Südwestdeutschland* 48: 45-68.
- STEIDL, I. & RINGLER, A. (1996): Lebensraumtyp Bodensaure Magerrasen – Landschaftspflegekonzept Bayern, Band II.3, München.
- UBA, UMWELTBUNDESAMT (2009): <http://gis.uba.de/website/depo1/viewer.htm>. Letzter Zugriff: 03.11.2009.
- URBANSKA, K. (1992): Populationsbiologie der Pflanzen, UTB.
- VOLZ, H. (2002): Kostenbilanzierung zur mechanischen und chemischen Bekämpfung der Neophyten Stauden-Lupine (*Lupinus polyphyllus*) und Riesenbärenklau (*Heracleum mantegazzianum*). Gutachten für das Bayerische Landesamt für Umweltschutz, Augsburg.
- VOLZ, H. (2003): Ursachen und Auswirkungen der Ausbreitung von *Lupinus polyphyllus* Lindl. im Bergwiesenökosystem der Rhön und Maßnahmen zu seiner Regulierung. – Dissertation.
- WISSEL, C. & STEPHAN, T. (1994): Bewertung des Aussterberisikos und das Minimum-Viable-Population-Konzept. *Z. Ökologie u. Naturschutz* 3: 155-159, Jena.

8 ANHANG

Tabellenanhang	Seite
- Ansprech- und Kooperationspartner	52
- Liste der Untersuchungsgebiete	53
Kartenanhang	
- Bestands- und Maßnahmenkarten im Maßstab 1: 2.500	65 Seiten

Ansprech- und Kooperationspartner

Anrede	Vorname	Nachname	Institution/Behörde	Zuständigkeit	Straße	PLZ	Ort	email	Telefon
Herr	Günther	von Lorentz	Hessenforst Forstamt Hofbieber	FFH Managementpläne	Hess. Forstamt Langenbieber	36145	Hofbieber	Guenther.lorentz@forst.hessen.de	06657-9632-0
Herr		Schmidt	Hessenforst Forstamt Königstein	FFH Managementpläne	Auf der Platte 34	63667	Nidda		0160-94455714
Frau	Heike	Dammer	Hessenforst Forstamt Wolfhagen	FFH Managementpläne	Schützeberger Straße 74	34466	Wolfhagen	Reinhard.vollmer@forst.hessen.de	05692-9898-0
Herr	Björn	John	Amt für ländlichen Raum, Lahn-Dill-Kreis	FFH Managementpläne	Georg-Friedrich-Händel-Straße 5	35578	Wetzlar	Bjoern.John@lahn-dill-kreis.de	06441 / 407 - 1758
Herr	Thomas	Keil	Amt für ländlichen Raum, Lahn-Dill-Kreis	FFH Managementpläne	Georg-Friedrich-Händel-Straße 5	35578	Wetzlar	Thomas.Keil@lahn-dill-kreis.de	06441 / 407 - 1787
Herr	Helmut	Schrott	Amt für ländlichen Raum, Lahn-Dill-Kreis	FFH Managementpläne	Georg-Friedrich-Händel-Straße 5	35578	Wetzlar	Helmut.Schrott@lahn-dill-kreis.de	06441 / 407 - 1788
Herr	Stefan	Walter	Amt für ländlichen Raum, Lahn-Dill-Kreis	FFH Managementpläne	Georg-Friedrich-Händel-Straße 5	35578	Wetzlar	Stefan.Walter@lahn-dill-kreis.de	06441 / 407 - 1789
Herr	Heinz	Quillmann	Amt für ländlichen Raum, Lahn-Dill-Kreis	FFH Managementpläne	Georg-Friedrich-Händel-Straße 5	35578	Wetzlar	Heinz.Quillmann@lahn-dill-kreis.de	06441 / 407 - 1785
Frau		Rösch	Hessenforst Forstamt Schlüchtern	FFH Managementpläne	Forsthausweg 13	36381	Schlüchtern		06661 964525
Frau	Heike	Deringer	Amt für ländlichen Raum, Marburg-Biedenkopf	FFH Managementpläne	Hermann-Jacobsohn-Weg 1	35039	Marburg	deringerh@marburg-biedenkopf.de	06421 / 405 - 6314
Frau	Heidrun	Hess-Mittelstädt	Amt für ländlichen Raum, Marburg-Biedenkopf	FFH Managementpläne	Hermann-Jacobsohn-Weg 1	35039	Marburg	Hess-MittelstaedtH@marburg-biedenkopf.de	06421 / 405 - 6303
Herr	Frank	Göttlicher	Amt für ländlichen Raum, Marburg-Biedenkopf	FFH Managementpläne	Hermann-Jacobsohn-Weg 1	35039	Marburg	goettlicher@marburg-biedenkopf.de	06421 / 405 - 6303
Herr	Michael	Zerbe	Amt für ländlichen Raum, Marburg-Biedenkopf	FFH Managementpläne	Hermann-Jacobsohn-Weg 1	35039	Marburg	zerbem@marburg-biedenkopf.de	06421 / 405 - 6214
Herr	Volker	Gläser	Hessenforst Forstamt Jesberg	FFH Managementpläne	Frankfurter Straße 20	34632	Jesberg	Volker.glaeser@forst.hessen.de	06695-9613-0
Frau	Marion	Schindler	Amt für ländlichen Raum, Vogelsbergkreis	FFH Managementpläne	Adolf-Spieß-Straße 34	36341	Lauterbach	marion.schindler@vogelsbergkreis.de	06641-662-136
Frau	Martina	Rudolf	Amt für ländlichen Raum, Vogelsbergkreis	FFH Managementpläne	Adolf-Spieß-Straße 34	36341	Lauterbach	Martina.rudolf@vogelsbergkreis.de	06641-662-135
Herr	Klaus	Monses	Hessenforst Forstamt Vöhl	FFH Managementpläne	Schloßstraße 4	34516	Vöhl	Klaus.monses@forst.hessen.de	05635-8888-27
Herr	Ralf	Meusel	Hessenforst Forstamt Hessisch Lichtenau	FFH Managementpläne	Retteröder Str. 17	37235	Hessisch Lichtenau	Ralf.Meusel@forst.hessen.de	05602-9356-24
Herr	Torsten	Rapp	Werra-Meissner-Kreis	FFH-Managementpläne	Honer Strasse 49	37269	Eschwege	torsten.rapp@werra-meissner-kreis.de	05651-302-4844
Frau	Sigrid	Kortenhaus	Werra-Meissner-Kreis	FFH-Managementpläne	Honer Strasse 49	37269	Eschwege	sigrid.kortenhaus@werra-meissner-kreis.de	05651-302-4844
			Forstamt Burgwald	Schutzgebietspflege	Wolkersdorfer Str. 81	35099	Burgwald	ForstamtBurgwald@forst.hessen.de	
			Forstamt Frankenberg	Schutzgebietspflege	Forststr. 6	35066	Frankenberg	ForstamtFrankenberg@forst.hessen.de	06451-23009-0
			Forstamt Fulda	Schutzgebietspflege	Gerloser Weg 4	36039	Fulda	ForstamtFulda@forst.hessen.de	0661-9782-0
			Forstamt Hanau-Wolfgang	Schutzgebietspflege	Rodenbacher Chaussee 10a	63457	Hanau	ForstamtHanauWolfgang@forst.hessen.de	06181-95019-0
			Forstamt Herborm	Schutzgebietspflege	Uckersdorfer Weg 6	35745	Herborn	ForstamtHerborn@forst.hessen.de	02772 / 4704-0 (Dw -29)
			Forstamt Königstein	Schutzgebietspflege	Ölmühlweg 17	61462	Königstein im Ts.	ForstamtKoenigstein@forst.hessen.de	06174-9286-0
			Forstamt Melsungen	Schutzgebietspflege	Fritzlarer Str. 63	34212	Melsungen	ForstamtMelsungen@forst.hessen.de	05661-7378-0
			Forstamt Neukirchen	Schutzgebietspflege	Hersfelder Str. 25	34626	Neukirchen	ForstamtNeukirchen@forst.hessen.de	06694-9628-0
			Forstamt Romrod	Schutzgebietspflege	Zeller Straße 14	36329	Romrod	ForstamtRomrod@forst.hessen.de	06636-91793-0
			Forstamt Schlüchtern	Schutzgebietspflege	Schloßstraße 24	36381	Schlüchtern	ForstamtSchluechtern@forst.hessen.de	06661-9645-0
Herr	Michael	Zohner	Forstamt Schotten	Schutzgebietspflege	Karl Weber Str. 2	63679	Schotten	Michael.Zohner@forst.hessen.de	06044 / 9116-0 (Dw -29)
			Forstamt Vöhl	Schutzgebietspflege	Schlossstr. 4	34516	Vöhl	ForstamtVoehl@forst.hessen.de	05635-8888-0
			Forstamt Wetzlar	Schutzgebietspflege	Hörnsheimer Eck 11a	35578	Wetzlar	ForstamtWetzlar@forst.hessen.de	06441-679011-0
			RP Darmstadt, Obere Naturschutzbehörde	FFH-/NSG Schutzgebiete	Luisenplatz 2	64283	Darmstadt	poststelle@rpd.hessen.de	06151-12- 0
			RP Gießen, Obere Naturschutzbehörde	FFH-/NSG Schutzgebiete	Schanzenfeldstraße 12	35578	Wetzlar	rp-giessen@rpgi.hessen.de	0641-303-0
			RP Kassel, Obere Naturschutzbehörde	FFH-/NSG Schutzgebiete	Steinweg 6	34117	Kassel	poststelle@rpks.hessen.de	0561-106-0
Herr	Tilman	Kluge	Untere Naturschutzbehörde, Hochtaunuskreis	Schutzgebiete/Artenschutz	Ludwig-Erhard-Anlage 1-5	61352	Bad Homburg	tilman.kluge@hochtaunuskreis.de	06172-999-6000
			Untere Naturschutzbehörde, Lahn-Dill-Kreis	Schutzgebiete/Artenschutz	Karl-Kellner-Ring 51	35576	Wetzlar	info@lahn-dill-kreis.de	06441-407-0
			Untere Naturschutzbehörde, Landkreis Fulda	Schutzgebiete/Artenschutz	Wörthstr. 15	36037	Fulda	naturschutz@landkreis-fulda.de	0661-6006-385
			Untere Naturschutzbehörde, Landkreis Kassel	Schutzgebiete/Artenschutz	Ritterstr. 1	34466	Wolfhagen	Zentralbereich@landkreiskassel.de	05692-987-0
Frau	Renate	Zahn	Untere Naturschutzbehörde, Main-Kinzig-Kreis	Schutzgebiete/Artenschutz	Postfach 1465	63569	Gelnhausen	info@mkk.de	06051-854429
Herr	Jürgen	Könnemann	Untere Naturschutzbehörde, Marburg-Biedenkopf	Schutzgebiete/Artenschutz	Im Lichtenholz 60	35043	Marburg	koennemannj@marburg-biedenkopf.de	06421-405-391
			Untere Naturschutzbehörde, Schwalm-Eder-Kreis	Schutzgebiete/Artenschutz	Waldmuthhäuser Str. 52	34576	Homburg (Efze)	naturschutzangelegenheiten@schwalm-eder-kreis.de	05681-775-641
			Untere Naturschutzbehörde, Vogelsbergkreis	Schutzgebiete/Artenschutz	Goldhelg 20	36341	Lauterbach	unb@vogelsbergkreis.de	06641-977-260
			Untere Naturschutzbehörde, Waldeck-Frankenberg	Schutzgebiete/Artenschutz	Bahnhofstr. 8 - 12	35066	Frankenberg (Eder)	bauen-naturschutz@landkreis-waldeck-frankenber.de	06451-743-5
			Untere Naturschutzbehörde, Werra-Meißner-Kreis	Schutzgebiete/Artenschutz	Schlossplatz 9	37269	Eschwege	wmk@werra-meissner-kreis.de	05651-302-0
Herr		Schiebel	Gebietsbetreuer	ND Fleisbach (LDK)	Vor dem Welgersberg 22	35764	Sinn		02772- 51850
Prof.	Diethart	Matthies	Universität Marburg	Pflanzenökologie und Geob	Karl-von-Frisch-Straße 8	35043	Marburg	matthies@staff.uni-marburg.de	06421-2822085
Prof.	Volker	Wisseemann	Universität Gießen	Institut für Botanik	Heinrich Buff Ring 38	35390	Gießen	volker.wisseemann@bot1.bio.uni-giessen.de	0641-99-35170/171
Herr	Joachim	Schoenfeld	Verein Natur- und Lebensraum Vogelsberg e.V.	Naturschutzgroßprojekt Vul	Adolf-Spieß-Straße 34	36341	Lauterbach	joachim.schoenfeld@vogelsbergkreis.de	06641-662133
Herr	Carsten	Müller	Naturschutzgroßprojekt Kellerwaldregion	Projektbetreuer	Laustraße 8	34537	Bad Wildungen	mueller@naturpark-ke.de	05621-96946-19

Liste der Untersuchungsgebiete

+ = Nachweis; – = kein Nachweis; ? = Status unklar

Nr.	TK/ 16	Gebiet	Landkreis	Höhe über NN	Nachweis
		Flächen mit Arnika-Nachweis			
1	5322/32	Lauterbach, Birkich	Vogelsbergkreis	260	+
2	5315/41	Fleisbach	Lahn-Dill-Kreis	265	+
3	5215/14	Sechshelden	Lahn-Dill-Kreis	285	+
4	5822/13	Bieber, Schinner1	Main-Kinzig-Kreis	290	+
5	5822/13	Bieber, Schinner2	Main-Kinzig-Kreis	290	+
6	5018/42	Franzosenwiese1	Marburg-Biedenkopf	300	+
7	5018/42	Franzosenwiese2	Marburg-Biedenkopf	300	+
8	5316/11	Ballersbach	Lahn-Dill-Kreis	325	+
9	5222/43	Eschelbachtal	Vogelsbergkreis	330	+
10	5423/41	Giesel	Fulda	340	+
11	5215/23	Wissenbach	Lahn-Dill-Kreis	360	+
12	5215/23	Manderbach	Lahn-Dill-Kreis	360	+
13	5215/31	Flammersbach	Lahn-Dill-Kreis	360	+
14	5215/32	Donsbach	Lahn-Dill-Kreis	360	+
15	5723/12	Ratzerod1	Main-Kinzig-Kreis	360	+
16	5723/12	Ratzerod2	Main-Kinzig-Kreis	365	+
17	4723/34	Wollrode	Schwalm-Eder-Kreis	365	+
18	4917/33	Hatzfeld	Waldeck-Frankenberg	370	+
19	4918/14	Haine	Waldeck-Frankenberg	370	+
20	4823/24	Günsterode	Schwalm-Eder-Kreis	380	+
21	5217/33	Oberweidbach	Lahn-Dill-Kreis	385	+
22	4823/22	Quentel	Werra-Meißner-Kreis	385	+
23	5023/14	Ellingshausen	Schwalm-Eder-Kreis	390	+
24	4723/42	Eschenstruth	Kassel	400	+
25	5215/22	Frohnhausen	Lahn-Dill-Kreis	425	+
26	5521/24	NSG Bermuthshain1	Vogelsbergkreis	435	+
27	5716/32	Oberems1	Hochtaunuskreis	450	+
28	5521/22	Bermuthshain2	Vogelsbergkreis	460	+
29	5716/32	Oberems2	Hochtaunuskreis	490	+
30	4917/31	Hof Fallgrube	Waldeck-Frankenberg	500	+

Nr.	TK/ 16	Gebiet	Landkreis	Höhe über NN	Nachweis
		Flächen ohne Arnika-Nachweis			
1	5316/11	Heide nordwestlich Niederbachs-Berg	Lahn-Dill-Kreis	265	–
2	5215/13	Grünland östlich Haigerseelbach	Lahn-Dill-Kreis	300	–
3	5215/22	Borstgrasrasen südwestlich Niederroßbach	Lahn-Dill-Kreis	310	–
4	5215/13	Grünland südlich Steinbach	Lahn-Dill-Kreis	320	–
5	5215/11	Grünland südwestlich Fellerdillin	Lahn-Dill-Kreis	320	–
6	5215/13	Grünland südöstlich Haigerseelbach	Lahn-Dill-Kreis	330	–
7	4918/14	Waldsimsensumpf Seitental Goldbach (Röddenau)	Waldeck-Frankenberg	330	–
8	5115/44	Grünland südöstlich Maus-Berg	Lahn-Dill-Kreis	340	–
9	5215/13	Borstgrasrasen nordöstlich Seelbach	Lahn-Dill-Kreis	340	–
10	5215/13	Grünland östlich Rodenbach	Lahn-Dill-Kreis	340	–
11	4920/34	Feuchtgrünland südöstlich Haina (Dodenhausen)	Waldeck-Frankenberg	340	–
12	5023/12	Birken-Hain östlich Hausen	Schwalm-Eder-Kreis	350	(?)
13	5721/21	Feuchtbrache östlich Großer Weiher	Main-Kinzig-Kreis	359	–
14	5723/12	NSG Razerod_3 (Frischwiese)	Main-Kinzig-Kreis	360	–
15	5522/34	Borstgrasrasen nordwestlich Radmühl II	Vogelsbergkreis	370	–
16	4918/14	Magerrasen nördlich Haine	Waldeck-Frankenberg	375	–
17	5521/23	Frischgrünland südlich Bermuthshain	Vogelsbergkreis	480	–
18	4917/31	Borstgrasrasen Riedgraben	Waldeck-Frankenberg	480	(?)

(?) = aufgrund stark streuender GPS-Koordinaten Status der Population noch unklar.



HESSEN-FORST

Fachbereich Forsteinrichtung und Naturschutz (FENA)

Europastr. 10 – 12, 35394 Gießen

Tel.: 0641 / 4991–264

E-Mail: naturschutzdaten@forst.hessen.de

Ansprechpartner Team Arten:

Christian Geske 0641 / 4991–263
Teamleiter, Käfer, Libellen, Fische, Amphibien

Susanne Jokisch 0641 / 4991–315
Säugetiere (inkl. Fledermäuse), Schmetterlinge, Mollusken

Bernd Rüblinger 0641 / 4991–258
Landesweite natis-Datenbank, Reptilien

Brigitte Emmi Frahm-Jaudes 0641 / 4991–267
Gefäßpflanzen, Moose, Flechten

Michael Jünemann 0641 / 4991–259
Hirschkäfermeldenetz, Beraterverträge, Reptilien

Betina Misch 0641 / 4991–211
Landesweite natis-Datenbank