

# Populationsbiologische Untersuchungen an *Cerintho minor* L. in Bayern (Kleine Wachsblume)

CHRISTOPHER TREPESCH & DANIELA RÖDER

**Zusammenfassung:** *Cerintho minor* L. gilt als zweijährige Pflanze auf thermophilen, kalkhaltigen Lehmböden. In der Vegetationsperiode 2007 wurden die Wuchsorte der Art in Bayern aufgenommen. Dabei ist aufgefallen, dass diese sehr unterschiedliche Standorteigenschaften aufweisen. Die Bestände wurden kategorisiert und mit früheren Aufnahmen verglichen, um Gefährdungen auszumachen.

Aus den Ergebnissen wird eine Hypothese aufgestellt, wie die Ausbreitung von *Cerintho minor* in Bayern abgelaufen sein könnte. Es gibt Wuchsorte, die als ursprüngliche Standorte der Pflanze gedeutet werden können. Zahlreiche Bestände von *Cerintho minor* L. befinden sich auf Flächen, die auf Ackerbautätigkeit hinweisen. Neuerdings kann beobachtet werden, dass die Pflanze durch Bautätigkeit geprägte Standorte besiedelt. Die Art benötigt offene Bodenstellen um sich erfolgreich etablieren zu können.

**Summary:** *Cerintho minor* L. is an so called biennial plant on thermophile, calcareous loamy soil. In the vegetation period of 2007 all locations of the species in Bavaria were taken stock with local characteristics. These local characteristics were very different. The stocks were categorised and compared with older observations to check endangering.

It is hypothesise how dispersion of *Cerintho minor* L. in Bavaria was proceeded. There are locations that may be original. Many stocks of *Cerintho minor* L. are on arable, or former arable land. Nowerdays it can be observed that the plant grows on locations with building activity. The species needs absolutely open soil to establish successfully.

## Einleitung

Unstetig auftretende Pflanzenarten stehen selten im Fokus von Artenschutzbemühungen, da sie nur unregelmäßig und dadurch schwer nachzuweisen sind. Zu dieser Artengruppe kann auch *Cerintho minor* (Kleine Wachsblume) als Vertreter lückiger, mäßig nährstoffhaltiger Rohbodenbrachen gezählt werden (QUINGER et al. 1994 a, STEIDL & RINGLER 1997 b, Zahlheimer mündlich 2007). Meist wird sie bei Vegetationsaufnahmen als ruderaler Begleiter aufgelistet, jedoch wird ihr sonst keine weitere Bedeutung beigemessen (zum Beispiel: HAASE et al. 1992, ALBRECHT 1989, RODI 1972). Die Art bevorzugt offene Bodenstellen in thermophilen Lagen mit kalkhaltigen Lehmböden (OBERDORFER 1994). Derartige dynamische Lebensräume

**Anschrift der Autoren:** Christopher Trepesch, Heftner Weg 6, 92224 Amberg, E-mail: Christopher\_trepesch@yahoo.de; Daniela Röder, Lehrstuhl für Vegetationsökologie, Am Hochanger 6, 85354 Freising, E-mail: roederd@wzw.tum.de

sind zum einen durch Intensivierung und zum anderen durch komplette Nutzungsaufgabe bestimmter Flächen selten anzutreffen, wodurch der Erhalt der Pflanze bedroht ist.

Nach der Roten Liste der gefährdeten Farn- und Blütenpflanzen von Bayern ist *Cerinth minor* stark gefährdet (Gefährdungsgrad 2) (SCHEUERER & AHLMER 2003). Daher wurde die Art in einigen regionalen Artenhilfsprogrammen berücksichtigt (zum Beispiel QUINGER 2004, SCHEUERER & KLOTZ 2007, WOSCHEÉ 2006). Das Bundesland Bayern trägt eine besondere Verantwortung für die Art, da es deutschlandweit nur noch vereinzelt Nachweise in Thüringen und Hessen gibt. Der Bedarf an populationsbiologischen Kenntnissen über die Art ist weitgehend ungedeckt, gerade was zoologische Verknüpfungen angeht.

Im Rahmen einer Diplomarbeit am Lehrstuhl für Vegetationsökologie an der Technischen Universität München wurde *Cerinth minor* in der Vegetationsperiode 2007 näher untersucht. Ziel dieser Arbeit war es zunächst ein aktuelles Verbreitungsbild der Art in Bayern zu erarbeiten. Währenddessen wurden an verschiedenen Wuchsorten der Art Vegetationsaufnahmen mit den Standortbedingungen erhoben. Es wurden Gründe für das unstete Auftreten der Art, auch in Zusammenhang mit der nicht eindeutigen Zweijährigkeit, eruiert. Dabei wurde der Zustand und die Gefährdung der Populationen in Bayern durch die Aufnahme von populationsbiologischen Parametern wie Anzahl und Größe der Rosetten und Blütenstängel erfasst. Aus den diskutierten Ergebnissen wurden Hinweise für notwendige Pflegemaßnahmen abgeleitet, die vor allem für die Artenschutzpraxis von besonderer Relevanz sind.

In dem vorliegenden Bericht werden Auszüge aus dieser Arbeit präsentiert.

## Zur Art *Cerinth minor* L.

### Syntaxonomie und Morphologie

Die Pflanze *Cerinth minor* gehört zur Familie der Boraginaceae (Boretschgewächse). Im deutschen Sprachraum wird *Cerinth minor* als Kleine Wachsblume bezeichnet.

DOMAC (1972) gibt vier europäische (mit 5 Unterarten) *Cerinth*-Arten an: *C. minor*, *C. glabra*, *C. major* und *C. retorta*. In Mitteleuropa gelten zwei Wachsblumenarten als heimisch (AICHELE & SCHWEGLER 2000); neben *Cerinth minor* gibt es noch *Cerinth glabra* Mill.

Es gibt zwei Unterarten von *Cerinth minor*: *Cerinth minor* subsp. *minor* und *Cerinth minor* subsp. *auriculata* (AESCHIMANN et al. 2004, DOMAC 1972). Da nördlich der Alpen nur *Cerinth minor* subsp. *minor* vorkommt (DOMAC 1972), ist diese Subspezies die untersuchte Art in der vorliegenden Arbeit. Die zweite Unterart *Cerinth minor* subsp. *auriculata* kommt in den südlichen Alpen, in den Apenninen, auf Sizilien und den Balkaninseln vor (DOMAC 1972).

*Cerinth minor* ist wie alle Wachsblumen-Arten völlig kahl. Die Haare sind auf die weißen Basalhöcker reduziert. Vor allem die überwinternden Rosetten tragen Silberflecken, die Laubblätter sind schwach sukkulent (HEGI 1966). Die obersten Blätter der Pflanze sind stängelumfassend. Sie kann bis zu 80 cm hoch werden und blüht von Mai bis Juli mit lanzettlichen, hellgelben Blütenzipfeln (OBERDORFER 1994). Diese sind leicht herabhängend und neigen sich meist vorne zusammen, sodass die Blüte knospenartig geschlossen wirkt (AICHELE & SCHWEGLER 2000). Teilweise ist die Pflanze violett bereift. Die Blüten werden von Insekten (vor allem Hummeln, Bienen) bestäubt, wobei die Wildbienenart, *Osmia cerinthidis* (Wachsblumen-Wildbiene) streng oligolektisch auf *Cerinth* (insbesondere *Cerinth minor*) spezialisiert ist.

Als Verbreitungseinheit dient der ganze Fruchtstand, da die Nüsschen paarweise verwachsen sind (HEGI 1966). Die Samen haben eine Größe von zwei bis drei Millimeter und wiegen durchschnittlich 4,9 mg (KLOTZ et al. 2002). Nachdem die Samen ausgereift sind, fallen sie sofort ab, obwohl der Quirl noch Knospen trägt und blüht. Die Pflanze fruchtet und blüht also gleichzeitig. Der Zeitraum der Blüte kann sich über mehrere Monate erstrecken (ROTHMALER 1994). Die erste blühende Pflanze 2007 wurde am 23. April auf den Winzerer Höhen bei Regensburg entdeckt. Ende April wurden dann auch blühende Exemplare bei Allersburg gesichtet. Mitte August wurden dort und auf einer Hochfläche bei Hohenfels die letzten blühenden Wachsblumen festgestellt. Die Pflanze vermehrt sich ausschließlich generativ.

OBERDORFER (1994) bezeichnet die Pflanze als „unbeständigen Hemikryptophyt“. Sie wurzelt bis zu 50 cm tief und gilt damit als Tiefwurzler (SCHEUERER & KLOTZ 2007). HEGI (1966) beschreibt sie als „zweijährig, selten ein- oder mehrjährig“. Im ersten Jahr, nach der Keimung im Frühjahr wird eine Rosette gebildet, die den Winter überdauert. Im zweiten Jahr treiben aus dieser Rosette ein bis mehrere Blütenstängel. Nach der Blüte stirbt die Pflanze normalerweise ab. Dieser zweijährige Rhythmus wird aber nicht unbedingt eingehalten. Aus eigenen Beobachtungen konnte festgestellt werden, dass die Rosette unter Umständen auch gleich im ersten Jahr einen Blütenstängel treibt und blüht. Die Blüte erfolgt dann etwas später als bei den zweijährigen Exemplaren. Außerdem wurde beobachtet, dass eine bereits abgeblühte Pflanze noch einmal eine Rosette ausgebildet hat. Rosette und abgeblühte Blütenstängel der Pflanze hatten die gleiche Wurzel. Falls diese Rosette im nächsten Jahr blüht, wäre diese Pflanze dreijährig (Herbarbeleg Botanische Staatssammlung München). *Cerinth minor* ist damit fakultativ dreijährig. Ein ähnliches Verhalten wird zum Beispiel bei der ebenfalls normalerweise zweijährigen *Senecio jacobaea* beobachtet (CRAWLEY 1997).

### Autökologie

*Cerinth minor* wächst meist in kleinen Gruppen auf mäßig trockenen, meist kalkhaltigen Lehmböden an Weg- und Ackerrändern an Dämmen, Rainen und Gebüschsäumen (OBERDORFER 1994). Die Pflanze kommt auf nährstoffreichen, sommerwarmen Standorten vor, sie gilt dort als konkurrenzschwache Art (QUINGER et al. 1994 a). Oft lässt sich die Pflanze auch auf ruderalisierten Standorten (ehemalige Feuerstellen, Beweidungsflächen, Ablageplätze) finden, ohne dass im Zusammenhang mit diesen Nutzungen erhebliche Eutrophierungen erfolgt sind (QUINGER et al. 1994 a).

*Cerinth minor* wird zu den Archäophyten gezählt. Die Pflanze deutet auf ehemalige Weinberg- oder Ackernutzung hin (QUINGER et al. 1994 a). Sie war laut ALBRECHT (1989) wohl durch die primitive, oft nur lockere Bodenbearbeitung früherer Jahrhunderte begünstigt und wird nun durch die intensiviertere Landwirtschaft verdrängt. Der Art sprechen unregelmäßig bearbeitete Äcker und gestörte Feldraine zu (ALBRECHT 1989, STEIDL & RINGLER 1997 a, ZÜNDORF et al. 2006). Aber auch offene Wegränder, Steinaufschüttungen, aufgerissene Ranken mit Quecken-Trockenfluren, lichte Heckenränder sind typische Wuchsorte (STEIDL & RINGLER 1997 a). SCHEUERER & KLOTZ (2007) beschreiben die Art als Lückenpionier auf trocken-warmen, kalk- und nährstoffreichen, skelettreichen und/oder humosen Rendzina- und Lössböden.

### Synökologie

Pflanzensoziologisch lässt sich *Cerinth minor* schwer einordnen: sie ist unbeständig in vielen Unkrautgesellschaften anzutreffen. OBERDORFER (1994, 1993 a und b, ähnlich auch SCHEUERER

& KLOTZ 2007) zählt die Art zum Verband Onopordion acanthii (Eselsdistel-Gesellschaften), zum Verband Mesobromion erecti (submediterrane Kalk-Halbtrockenrasen) und in Osteuropa auch im Verband Geranium sanguinei (Blutstorchenschnabel-Saumgesellschaften, Steppenheide).

## Verbreitung

### Gesamtareal

Die Gattung *Cerinth* mit ihren 10 Arten ist vom Mittelmeerraum bis Zentralasien verbreitet (SEBALD et al. 1996). *Cerinth minor* ist eine ostmediterrane, pontisch-pannonische Art (MÄUSEL & JÄGER 1978). Sie wird als subkontinental (OBERDORFER 1994) eingestuft.

Die Art hat einen östlichen Schwerpunkt, reicht bis Nordwestpersien und in die südwestliche Pontische Provinz (MÄUSEL & JÄGER 1978), die heutige nördliche Türkei, Armenien, Georgien, Aserbaidschan. Die Vorkommen in Mitteleuropa werden als vereinzelte Vorposten gesehen (MÄUSEL & JÄGER 1978), hier ist sie disjunkt reliktsch auf subkontinental geprägte Kalkgebiete beschränkt (SCHEUERER & KLOTZ 2007). In Oberösterreich bestanden in der Umgebung von Linz in den 50er Jahren des letzten Jahrhunderts große Vorkommen der Art entlang der Donauauen (HAMANN 1965). Die weiteste Verbreitung hat die Art im Pannonicum in den östlichen hercynischen Landschaften (MÄUSEL & JÄGER 1978). Das Hauptareal beginnt somit im Unteren Donautal und reicht bis in die südrussischen Steppen (DRUDE 1902).

### Verbreitung in Deutschland

In Nordwest- und Südwestdeutschland kommt die Pflanze von Natur aus nicht vor. Die Vorkommen in Brandenburg und Thüringen sind rezent, in Sachsen ist sie seit 1949 bis auf ein synanthropes Vorkommen nicht mehr nachgewiesen worden (BENKERT et al. 1996). Aus Baden-Württemberg sind nur Angaben über unbeständige Vorkommen bekannt (SEBALD et al. 1996). Das Hauptverbreitungsgebiet der Pflanze liegt in Bayern.

### Verbreitung in Bayern

Das Hauptverbreitungsgebiet in Bayern befindet sich im Oberpfälzer Jura (Mittlere und südliche Frankenalb), speziell im Regensburger Raum entlang der Donau und des südlichen Naabeinzugsgebietes (siehe Abbildung 1). Die Vorkommen um Kallmünz liegen im Verbreitungszentrum (SCHEUERER & KLOTZ 2007). Im Regensburger Raum ist die Pflanze zwar mit vielen Vorkommen verbreitet, jedoch sind die Populationen meist recht klein ( $\leq 20$  Exemplare) (SCHEUERER & KLOTZ 2007). Entlang des Donautals sind einige Vorkommen verzeichnet. Weitere Verbreitungsschwerpunkte deuten sich in der Münchener Schotterebene sowie am Ammersee und Starnberger See an. Isolierte Vorkommen befinden sich in Oberfranken und an der östlichen Grenze zu Österreich. Rezente Vorkommen im Umgriff des Nördlinger Rieses (FISCHER 2002) liegen an der westlichsten Verbreitungsgrenze.

## Populationsbiologische Untersuchungen an verschiedenen Wuchsorten von *Cerinth minor* in Bayern

Es gibt zahlreiche Quellen, die Wuchsorte von *Cerinth minor* belegen. Jedoch geben diese kein einheitliches Bild wieder, da die Beobachtungen aus unterschiedlichen Vegetationsperioden stammen und kein Vergleich der verschiedenen Wuchsorte angestellt wurde. Bisher

wurden hauptsächlich regionale Betrachtungsweisen für Artenhilfsprogramme auf Landkreisebene angewendet (Landkreis Regensburg, Landkreis Schwandorf, Gebiet um den Ammersee, isolierte Vorkommen). Im Folgenden soll der Versuch unternommen werden ein möglichst vollständiges Bild zur Verbreitung der Art in Bayern in der Vegetationsperiode 2007 aufzuzeigen. Außerdem sollen die äußerst variablen Standorteigenschaften genauer beschrieben werden. Dazu wurden verschiedene Wuchsorte kartiert und standörtliche sowie populationsbiologische Parameter aufgenommen und schließlich miteinander verglichen.

## Methoden

### Auswahl der Untersuchungsflächen

Im Rahmen der populationsbiologischen Untersuchungen wurden 183 Aufnahmen an 40 Wuchsorten in der Blütezeit von *Cerinth minor* von Ende April bis Mitte August 2007 angefertigt. Dabei wurden Bestandsgröße, Standorteigenschaften und Begleitarten erfasst.

Mit Hilfe des Verbreitungsatlas von Bayern (ZENTRALSTELLE FÜR DIE FLORISTISCHE KARTIERUNG BAYERNS 2007, [www.bayernflora.de](http://www.bayernflora.de)) wurde die Lage der Wuchsorte identifiziert. Teilweise wurden auch Angaben in der Literatur zu Wuchsorten ausgewertet. Außerdem lieferten die Belege der Art in der Botanischen Staatssammlung München Anhaltspunkte für bestehende Wuchsorte. Das Hauptaugenmerk der Untersuchungen wurde auf Vorkommen der Pflanze an isolierten Posten gerichtet, wie zum Beispiel die Wuchsorte in Oberfranken und Oberbayern, beziehungsweise auf Vorkommen am Rand des Hauptareals um Regensburg.

Bei den untersuchten Wuchsorten wurden ortskundige Botaniker kontaktiert, die genaue Angaben zu den Fundorten machen konnten. Die Nachsuche erfolgte dann auf deren Beschreibung oder direkt bei einem vereinbarten Termin, bei denen Fundorte begangen wurden. Ein Großteil der bekannten Wuchsorte von *Cerinth minor* in Bayern konnte aufgesucht werden. Bei wenigen Wuchsorten war dies nicht möglich, weil die erforderlichen Informationen erst nach der Vegetationsperiode 2007 vorhanden waren. Hier werden die Angaben der kontaktierten Personen verwendet.

Die Fundorte wurden in ein Luftbild eingezeichnet, die Lokalität beschrieben und der Bestand dokumentiert. Mit Hilfe des digitalen Luftbildes (Landesamt für Vermessung und Geoinformation, Nutzungsvereinbarung vom 26.04.07, [www.geodaten.bayern.de](http://www.geodaten.bayern.de)) wurden die Gauß-Krüger Koordinaten jeder Vegetationsaufnahme abgelesen, um die Fundpunkte auch in Zukunft leicht wieder zu finden.

### Untersuchung der Populationsstruktur und Vegetationsaufnahmen

An jedem Wuchsort wurden zunächst populationsbiologische Parameter aufgenommen. Rosetten, fertile Pflanzen und deren Blütenstängel, die insgesamt am Wuchsort vorkommen wurden gezählt, um den vorhandenen Bestand zu erfassen. Anschließend wurden, in homogenen Abschnitten auf je 4 m<sup>2</sup>, detailliertere Aufnahmen durchgeführt (Deckung der Vegetation, des offenen Bodens mit Anteil des Feinbodens und Steine, Vegetationshöhe, Begleitarten).

### Statistische Auswertung

Die gewonnenen Daten aus den Aufnahmen im Gelände wurden in einer Tabelle dargestellt und mit Hilfe der Programme EXCEL (Microsoft Office 2000) und PC Ord 4 statistisch ausgewertet.

Für die Auswertung der Vegetationsaufnahmen wurde im Programm PC Ord 4 eine indirekte Gradientenanalyse durchgeführt. Es wurde eine DCA (Detrended Correspondence Analysis) berechnet, da sich die Arten überwiegend unimodal verhielten (Gradientenlänge > 2) (PODANI 1994, MCCUNE & MEFFORD 1999). Dabei sollten floristische Unterschiede zwischen den einzelnen Aufnahmenflächen durch eine räumliche Verteilung entlang von zwei Achsen deutlich gemacht werden. Die Auswahl der 315 aufgenommenen Begleitarten wurde auf 250 reduziert, da Arten, die nur ein-, zwei- oder dreimal vorkamen, erst ab einer Gesamtdeckung von  $\geq 5\%$  berücksichtigt wurden. Außerdem wurde eine Wurzeltransformation durchgeführt (PODANI 1994, MCCUNE & MEFFORD 1999).

### Auswertung von Standorteigenschaften und Populationsstruktur

Anhand von Standorteigenschaften und bestimmten Nutzungstypen wurden die Wuchsorte in sieben verschiedene Typen differenziert: 1 = Fels, 2 = Wiese, extensives Grünland, 3 = Hecke, 4 = Wald/Forst, 5 = Ackerrand, 6 = Ablagerung/Weg, 7 = Sonderstandort Belag, anderes Substrat.

Die Populationsgröße wurde je Wuchsort aus der Summe der Anzahl der vorhandenen Rosetten und der fertilen Pflanzen gebildet. Die Populationen wurden dann in sieben Größenklassen unterteilt ( $n \geq 1000$  = Klasse 1,  $n \geq 500$  = Klasse 2,  $n \geq 250$  = Klasse 3,  $n \geq 100$  = Klasse 4,  $n \geq 50$  = Klasse 5,  $n \geq 25$  = Klasse 6,  $n \leq 25$  = Klasse 7).

Als Maß zur Abschätzung der Vitalität wurde zum Produkt aus Jungpflanzen (= Rosetten) und der Anzahl der reproduzierenden Blütenstängel die Summe aus Anzahl der Jungpflanzen und Anzahl der Blütenstängel addiert (Rosetten x Blütenstängel + Rosetten + Blütenstängel). Diese Formel wurde in Anlehnung an die Lösung des Cole's Paradox für mehrjährige Pflanzen angewendet (vergleiche TESAR 2000). Bei dieser Formel werden zum Produkt aus jugendlichen Pflanzen und Samen, die im Jahr produziert werden, die überlebenden Pflanzen addiert (TESAR 2000). Der Erfolg der nächsten Generation ist abhängig vom Überleben der einjährigen Rosetten sowie von der Samenproduktion (SILVERTOWN & CHARLESWORTH 2001). Daher beinhaltet die Formel die Parameter Anzahl der Rosetten und die Anzahl der Samen, ausgedrückt durch die Anzahl der Blütenstängel. Als Maß für die Abschätzung zur Samenproduktion wurde die Anzahl der Blütenstängel als eine Reproduktionseinheit verwendet (vergleiche SILVERTOWN & CHARLESWORTH 2001). Die Rosetten sichern den Bestand im nächsten Jahr, in dem sie dann zum Blühen kommen und durch die Samen wird das Bestehen der Population in weiterer Zukunft gewährleistet.

## Ergebnisse

### Allgemein zu den Erhebungen

Im Folgenden werden die Vorkommen von *Cerintho minor* in Bayern nach Recherchen und Geländeerhebungen in der Vegetationsperiode 2007 beschrieben. Die meisten bekannten Wuchsorte konnten wieder bestätigt werden. An einigen Fundorten kam die Pflanze nicht mehr punktgenau an der Stelle des Nachweises vor. Dennoch konnte die Pflanze im Umkreis von bis zu 500 m Entfernung vom ehemaligen Nachweispunkt gefunden werden. Die Art hat somit am jeweiligen Verbreitungspunkt ein unetziges Auftreten. Aktuelle punktgenaue Angaben vom Zeitraum ab 2000 waren bei der Suche sehr hilfreich. Oft wurden in der näheren Umgebung weitere Vorkommen entdeckt. Frühere Angaben zu Wuchsorten konnten 2007 nur selten bestätigt werden.

### Zu isolierten Vorkommen

Die Vorkommen im Norden Bayerns (siehe Abbildung 1) an der Grenze zu Thüringen (TK 25 5630/3, 5631/1) befinden sich direkt im Grünen Band, dem ehemaligen Grenzstreifen (Neumann mündlich 2008). Vor allem zwischen Ahlstadt (Bayern) und Bockstadt (Thüringen) muss *Cerinth minor* nach Angaben von Neumann (mündlich 2008) 2002 zahlreich vorgekommen sein.

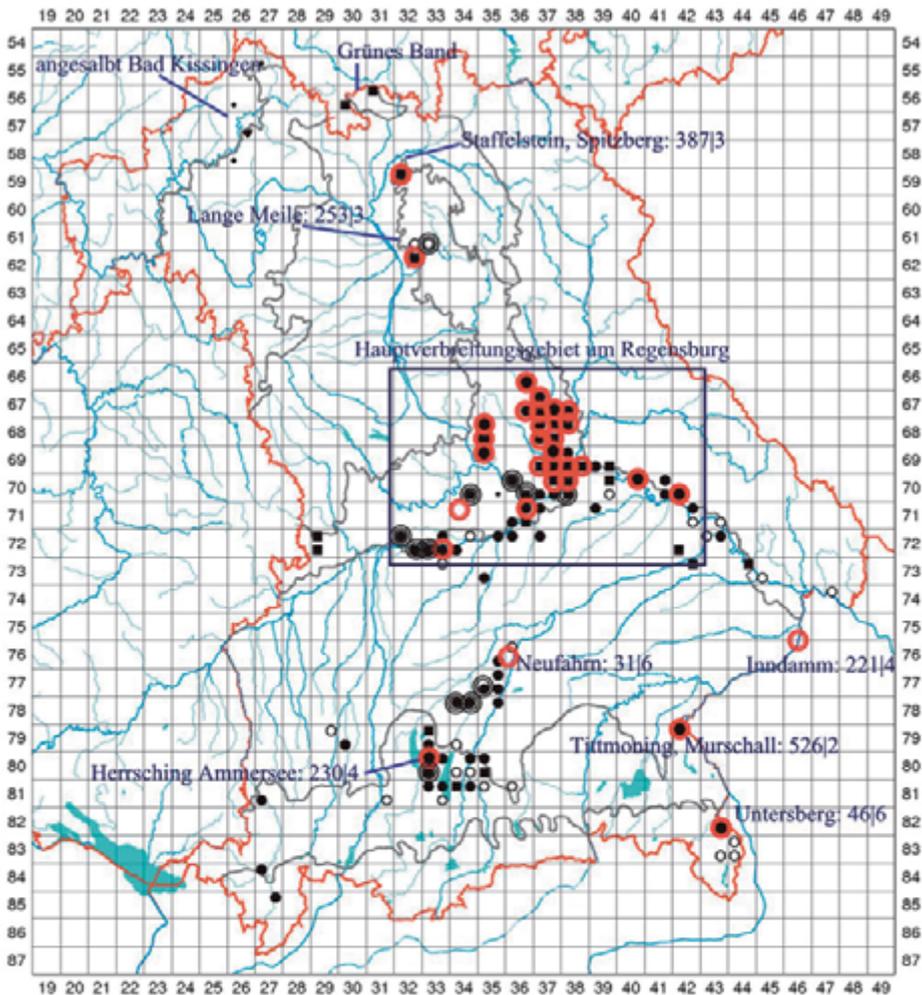
In Bad Kissingen (TK 25 5726/4) wurde die Art in einem Wildkulturrpflanzengarten angepflanzt, der für umwelpädagogische Zwecke angelegt wurde (Hartmann mündlich 2007).

In Oberfranken konnte die Art an bekannten Wuchsorten (GATTERER & NEZEDAL 2003) am Staffelstein, Spitzberg (TK 25 5932/1) sowie an der Langen Meile (TK 25 6232/2) mit beachtlichen Populationsgrößen nachgewiesen werden (siehe Abbildung 1).

Die Vorkommen im Umgriff des Nördlinger Ries wurden 1996 nördlich Tuifstädt (TK 25 7229/144) nachgewiesen, nachdem die Pflanze lange Zeit nicht gefunden wurde (ein alter Beleg von Frickinger auf einem Brachacker zwischen Magerbein und Tuifstädt, also in unmittelbarer Nähe des neuen Fundortes, ist ohne Jahresangabe) (FISCHER 2002). Es wurden hier 50 bis 80 Exemplare entdeckt (B. & J. ADLER 2008). Seitdem konnte die Pflanze dort (Acker- bzw. Waldrand westlich von Untermagerbein) kontinuierlich von B. & J. ADLER (2008) bestätigt werden: 1997 wurden 30 Pflanzen gesichtet, 1998 und 1999 gingen die Bestandszahlen weiter zurück, jedoch konnten 2007 in einem Umkreis von circa 100 Metern wieder 40 Pflanzen gezählt werden. Ein zweites Vorkommen, nördlich des Michelsberges (TK 25 7229/322) wurde von 1997 bis 2000 beobachtet (B. & J. ADLER 2008). Beide Wuchsorte stellen die westlichsten rezenten Verbreitungspunkte dar (siehe Abbildung 1).

In der Münchener Schotterebene konnte nur noch ein Wuchsort von *Cerinth minor* aufgenommen werden. Bei Neufahrn (7636/3) fand sich direkt an der Bahnlinie München-Freising eine Population mit 31 Exemplaren (29 Ex. am Wegrand zu den Gleisen, 2 Ex. am Ackerrand schräg gegenüber). Dieser Bestand ist im Vergleich zu früheren Jahren deutlich zurückgegangen. An diesem Wuchsort tritt die Pflanze jedoch sehr unstetig auf: 1995 wuchsen hier 5 Exemplare, worauf im Jahr 1996 keine Pflanzen der Art gefunden wurden, 1997 nach Baumaßnahmen zur Verlegung einer Kabeltrasse jedoch 150 Exemplare (LIPPERT 2006). Bei Eching gibt es Bestrebungen die Pflanze in einem Feldflorenreservat anzusiedeln (MATTHEIS 2003). Weitere ehemalige Vorkommen der Art, wie bei Mallertshofen (7735/2), oder bei Karlsfeld (7734/4) konnten nicht mehr bestätigt werden. Das zuletzt genannte Vorkommen ist wahrscheinlich durch Ausbauarbeiten der ICE-Strecke völlig vernichtet worden (BRAUN 2007). Auch in der Fröttmaninger Haide, sowie im Bereich Allacher Haide/Allacher Lohe vor dem Bau des Rangierbahnhofs München Nord soll es größere Bestände gegeben haben (BRÄU 2007), die 2007 nicht mehr auffindbar waren.

Im Moränengürtel der Alpen um den Ammersee und Starnberger See konnte ebenfalls nur noch ein Restvorkommen nachgewiesen werden. In einem Waldgebiet südlich von Herrsching (8033/1) befanden sich am Rand eines Forstweges 228 Rosetten und 2 blühende Exemplare. Ehemalige Vorkommen am Bäckerbichl bei Andechs (8033/2) und am Hirschberg bei Pähl (8033/3) (QUINGER 2004) waren verschwunden. Östlich des Starnberger Sees konnten keine Vorkommen nachgewiesen werden. Die letzten Funddaten (Laufzorn westlich Deisenhofen, 7935/3) liegen hier 50 Jahre zurück (BRAUN 2007).



*Cerinthe minor* L.  
Kleine Wachsblume

Bezeichnung des Wuchsortes: Populationsgröße | Populationsgrößenklasse

Legende:

Vorkommen laut Verbreitungsatlas

- Normalstatus, Zeitraum nach 1980
- Normalstatus, Zeitraum 1945 bis 1980
- Normalstatus, Zeitraum vor 1945
- ▼ angesalbt, Zeitraum ab 1945
- synanthrop, kultiviert, unbeständig, Zeitraum ab 1945

Kartierung 2007

- kartierter Fundort 2007
- neuer Fundort 2007
- 2007 nicht auffindbar

Abb. 1: Verbreitung von *Cerinthe minor* in Bayern nach Erhebungen in der Vegetationsperiode 2007, dargestellt sind die aufgesuchten Vorkommen, gekennzeichnet durch Bezeichnung des Wuchsortes mit Populationsgröße und Populationsgrößenklasse (ZENTRALSTELLE FÜR DIE FLORISTISCHE KARTIERUNG BAYERNS 2008, nachbearbeitet)

Auch im Allgäu sind laut Verbreitungsatlas von Bayern (ZENTRALSTELLE FÜR DIE FLORISTISCHE KARTIERUNG BAYERNS 2007, www.bayernflora.de) Vorkommen verzeichnet. Nach DÖRR & LIPPERT (2004) war die Pflanze schon früher im Allgäu sehr selten und trotz intensiven Suchens der Autoren konnte sie seit 1958 nicht mehr aufgefunden werden. In den Allgäuer Alpen konnte die Art von Müller 1958 an einem Ackerrand bei Altstädten (8527/2) das letzte mal belegt werden (DÖRR & LIPPERT 2004). Alte Angaben deuten auf Vorkommen in der Hochebene zwischen Iller und Lech hin (1916 von Hofmann, 8427/1 Illerauen bei Immenstadt), wobei auch hier die Art als nicht verbreitet gilt (DÖRR & LIPPERT 2004).

Der Fundort von *Cerinth minor* an der Gurrwand (ca. 1300 m über NN) am Untersberg (Berchtesgadener Alpen, 8243/4) (EBERLEIN & LIPPERT 1991) konnte zusammen mit F. Eberlein wieder bestätigt werden.

Ein weiterer isolierter Wuchsort der Art konnte bei Tittmoning (Antwerpen, Sandner mündlich 2007) bestätigt werden. Auf zwei extensiv genutzten, moränenartigen Hügeln bei dem Weiler Murschall (7942/1) unweit der Bahnlinie konnte eine beträchtliche Anzahl von Pflanzen (526 Exemplare) beobachtet werden. Es konnten sogar Pflanzen direkt in den Fugen der Betonplatten des Inndamms und auf angeschwemmtem Erdmaterial bei Gögging, Bad Füssing (7646/1) (HOHLA 2004) nachgewiesen werden. Das Vorkommen stellt einen neuen Punkt direkt an der Grenze zu Österreich in der Verbreitungskarte dar (siehe Abbildung 1).

Das Vorkommen im Unteren Isartal bei Wallersdorf in einem Halbtrockenrasen (Bahnüberführung bei Haindlfragermoos) (Botanische Staatssammlung München, 1986 gefunden von Schuhwerk) existiert noch (Scheuerer 2008). Für einen Wuchsort in der Nähe zwischen Polding und Westerdorf an einer Straßenböschung, der 1992 gefunden wurde, gibt es keine aktuellen Belege (Stein mündlich 2008). Die Vorkommen im Donautal (Rankengebiet östlich Oberschöllnach 7344/2) wurden ebenfalls seit 1989 nicht mehr überprüft (ASK-Daten Gaggermeier, Grossmann) (Scheuerer 2008).

### **Zu Vorkommen im Hauptverbreitungsgebiet**

Im Hauptverbreitungsgebiet um Regensburg wurde vor allem in der Peripherie der Vorkommen gesucht. Die Angaben zu zahlreichen Wuchsorten direkt in und um Regensburg stammen von SCHEUERER & KLOTZ (2007), Klotz (2007) sowie Scheuerer (2007 und mündlich 2007). Mit den Aufnahmen am Deckelstein, in den Winzerer Höhen, am Keilsteiner Hang und bei Pentling konnte bestätigt werden, dass im Regensburger Raum die Populationen meist recht klein (Populationsgrößenklasse 5 bis 7) sind (vergleiche SCHEUERER & KLOTZ 2007).

Im nördlichen Bereich des Hauptverbreitungsgebietes befinden sich die Vorkommen entlang der Flusstäler der Naab bis Burglengenfeld (WOSCHEÉ 2006), der Vils bis Schmidmühlen (Lehmeier mündlich 2007) und der Lauterach bis Allersburg (Lehmeier mündlich 2007). Dies ist der nördlichste Verbreitungspunkt im Hauptareal. Im Lauterachtal konnten auch Neufunde bei Winbuch beschrieben werden. Das Forellenbachtal Richtung Hohenfels, ebenfalls ein Abzweig des Vilstales, enthält Wuchsorte bei Schönheim (Knipfer mündlich 2007).

Zwischen diesen beiden Tälern erstreckt sich ein großes Gebiet auf der Hochfläche, das nicht landwirtschaftlich genutzt wird und wo ebenfalls große Populationen nachgewiesen werden konnten (Rippl mündlich 2007). In der näheren Umgebung von Kallmünz befinden sich sehr viele nachgewiesene Wuchsorte der Art (Fischerberg bei Eich, Schlossberg Kallmünz, Schirn-

dorf, Hutberg; Scheuerer mündlich 2007). Somit kann man hier tatsächlich von einem Verbreitungszentrum von *Cerithe minor* in Bayern sprechen (vergleiche SCHEUERER & KLOTZ 2007).

Abseits dieser Verbreitungsachsen entlang der Naabzuflüsse liegen recht isoliert die Vorkommen bei Unterbürg und Staadorf im Tal der Weißen Laaber (Fürrrohr, Knipfer mündlich 2007). Dort wurde ein Vorkommen in einem Fichtenforst an einer Kalksinterquelle entdeckt (Knipfer mündlich 2007). Im Tal der Weißen Laaber besteht eine Verbindung über die Altmühl zur Donau. Besonders isoliert liegen jedoch die Vorkommen bei Freihausen (Woscheé 2007, Knipfer mündlich 2007).

Im südwestlichen Einzugsbereich der Altmühl, dem Schambachtal, liegen weitere Vorkommen bei Böhmfeld (Beck 2007). Hier konnte ein neuer Punkt in der Karte gezeichnet werden (siehe Abbildung 1).

Die Wuchsorte bei Bittenbrunn und am Finkenstein (Schindelmann 2007), die den westlichsten Verbreitungspunkt an der Donau bilden würden, konnten nicht gefunden werden.

Hingegen lässt sich direkt am Damm der Donau, östlich bei Neuburg eine Population nachweisen (Walter mündlich 2007). Nicht weit von diesem Wuchsort hat RODI (1972) in den Donauniederterrassen zwischen Weichering und Bruck die Pflanze in einem Trespenrasen als Trockenheitszeiger beschrieben.

Es ist gut möglich, dass sich zwischen den Vorkommen bei Neuburg an der Donau und Weltenburg (SCHEUERER 2007) noch einige Fundorte nachweisen lassen.

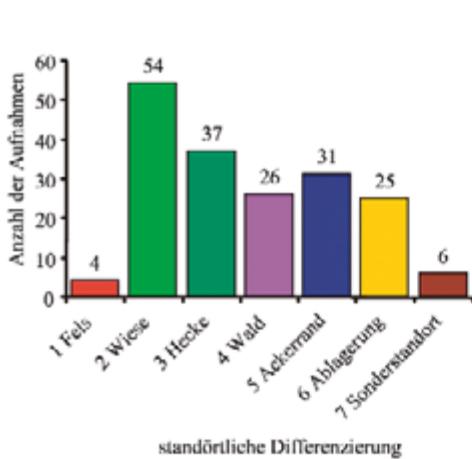
In östlicher Richtung von Regensburg das Donautal flussabwärts dünnen die Nachweise über die Vorkommen an den Lössrängen der Gemünder Au (Scheuerer mündlich 2007) und bei Bogen-Straubing (Scheuerer mündlich 2007) mit einer sehr kleinen Population aus.

## **Ergebnisse aus den vegetationskundlichen Untersuchungen**

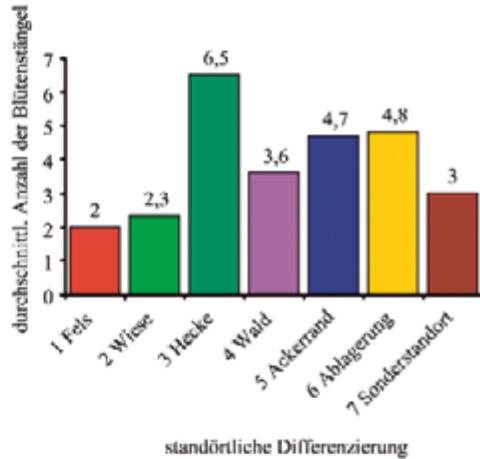
### **Standorttypen**

Die 40 aufgenommenen Wuchsorte verteilen sich sehr unterschiedlich auf die sieben verschiedenen Standorttypen (siehe Abbildung 2). Die meisten Wuchsorte waren auf Wiesen/extensivem Grünland (16 Wuchsorte) und in oder an Hecken (16 Wuchsorte) zu finden. In Hecken wurden jedoch weniger Pflanzen gefunden als auf extensivem Grünland (siehe Tabelle 1). Allerdings haben diese fertile Pflanzen in Hecken deutlich mehr Blütenstängel als Pflanzen auf extensivem Grünland (siehe Abbildung 3). Neun Vorkommen von *Cerithe minor* befanden sich am Ackerrand. An diesem Standorttyp wurden die meisten Rosetten gezählt (insgesamt 1357 Rosetten). Vier Wuchsorte befanden sich im Wald. An acht Wuchsorten wurde der Standort durch Ablagerung oder Wegebau geprägt. Hier konnten zwar die meisten Blütenstängel gezählt werden, jedoch liegt die durchschnittliche Blütenstängelzahl pro fertile Pflanze hier bei 4,8 ähnlich wie bei den Ackerstandorten. Das Vorkommen am Inndamm bei Gögging mit sechs Aufnahmen wurde als Sonderstandort eingestuft, wo 21 fertile Pflanzen und 200 Rosetten gesichtet wurden. Lediglich vier Aufnahmen an der Gurrwand am Untersberg stellen den Standorttyp Fels dar. Hier wurden vier fertile Pflanzen und 42 Rosetten entdeckt.

Diese Angaben dienen lediglich als Anhaltspunkte, es sind keine absoluten Zahlen, da sich bei einigen Wuchsorten Vermischungen der Standorttypen ergeben haben. Die Standorttypen sind wie in Tabelle 1 unterschieden.



**Abb. 2:** Anzahl der Aufnahmen (4 m<sup>2</sup>) pro Standorttyp.



**Abb. 3:** Durchschnittliche Anzahl der Blütenstängel pro Pflanze im jeweiligen Standorttyp.

Teilweise waren die jeweiligen Aufnahmen am Wuchsort standörtlich beziehungsweise von der Nutzung her unterschiedlich, zum Beispiel der Übergang von extensiv genutzter Wiese zu Hecke. Daher werden bei einigen Wuchsorten mehrere Standortstypen angegeben (siehe Tabelle 2).

Bei der indirekten Gradientenanalyse differenzieren sich die verschiedenen Standortstypen aufgrund der jeweiligen Begleitvegetation. Die einzelnen Vegetationsaufnahmen gruppieren sich räumlich an verschiedenen Stellen in der DCA. Die einzelnen Standortstypen lassen sich relativ gut voneinander abgrenzen (siehe Abbildung 4).

Gerade die Vegetationsaufnahmen am Untersberg differenzieren sich klar von den anderen Aufnahmen. Der Wuchsort liegt auf ca. 1300 m NN und somit im Grenzbereich zwischen montaner und unterer subalpiner Stufe (OZENDA 1988). Hier kommen bereits typische Gebirgspflanzen der montanen bis subalpinen Stufe wie *Carduus defloratus* (subalpin), *Carex ferruginea* (subalpin) und *Sesleria albicans* (alpin, präalpin) (vergleiche OBERDORFER 1994) vor. Aber auch durch das Vorkommen von *Vincetoxicum hirundinaria* hebt sich der Felsstandort deutlich von den anderen Standortstypen ab.

Auch die Waldstandorte, vor allem aber die Aufnahmen an der Langen Meile, grenzen sich von den Übrigen ab. Diese Aufnahmen unterscheiden sich durch die Anwesenheit von typischen Waldarten wie *Clematis vitalba*, *Stachys sylvatica*, *Asarum europaeum* und *Anemone nemorosa* (vergleiche OBERDORFER 1994) in unmittelbarer Nachbarschaft zu *Cerinth minor* deutlich von den übrigen fünf Standortstypen. Bei letzteren kommt es hingegen zu Überlappungen (siehe Abbildung 4).

Die Wiesenstandorte ordnen sich zusammen an, sie werden verschnitten mit den Heckenstandorten, diese wiederum werden von den Ackertrandstandorten überlappt. Typische Begleitarten des Standortstyps Wiese sind *Arrhenatherum elatius*, *Galium mollugo* agg., *Securigera varia* und *Euphorbia cyparissias*. Der Heckenstandortstyp differenziert sich durch die Anwe-

**Tab. 1:** aufgenommene Wuchsorte 2007, nach der standörtlichen Differenzierung sortiert (1 = Fels, 2 = Wiese, extensives Grünland, 3 = Hecke, 4 = Wald / Forst, 5 = Ackerrand, 6 = Ablagerung / Weg, 7 = Sonderstandort Belag, anderes Substrat); angegeben sind Anzahl fertiler Pflanzen, Anzahl der Rosetten, Anzahl der Blütenstängel, Populationsgröße sowie die daraus resultierende Populationsklasse und eine Abschätzung der Vitalität pro Wuchsort, fett markiert sind die größten Populationen (Populationsgrößenklasse 1 und 2 sowie die beiden Populationen, die nach der Abschätzung die beste Vitalität aufweisen).

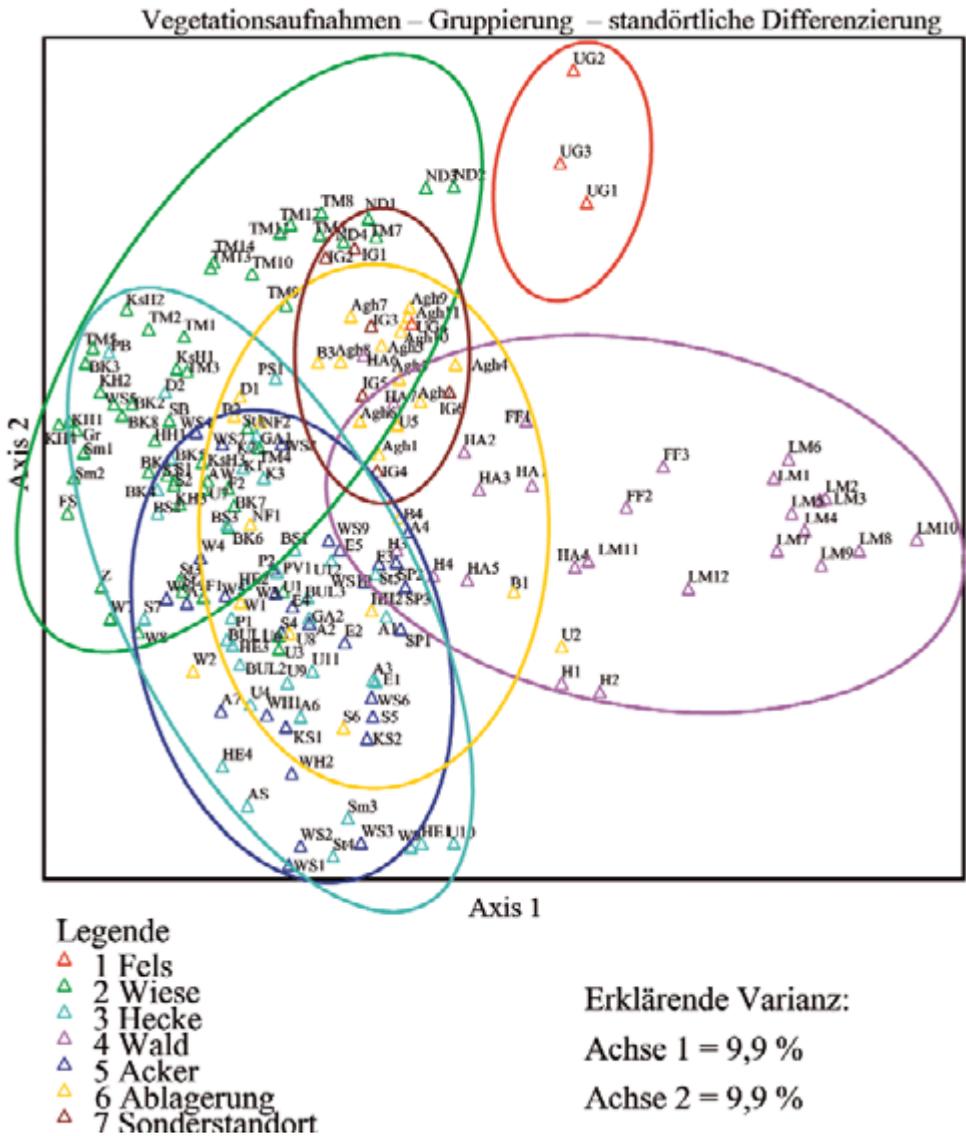
standörtl. Differenzierung	Wuchsort	Abkürzung	n fertile Pfl. am Wuchsort	n Ros. am Wuchsort	n Blütenstängel Wuchsort	Populationsgröße	Populationsgrößenklasse	Abschätzung der Vitalität
1	Untersberg Gurrwand	UG1	4	42	8	46	6	386
2	Freihausen Trockenhang	F	112	80	130	192	4	10610
2	Freihausen Sportplatz	FS	2	1	3	3	7	7
2	Gressberg	Gr	7	50	9	57	5	509
2	Kallmünz Hutberg	KH1	150	30	370	180	4	11500
2	Keilsteiner Hang	KsH1	5	50	9	55	5	509
2	Neuburg an der Donau	ND1	8	59	14	67	5	899
2	Straubing, Bogen	SB	2	0	8	2	7	8
2	Schmidmühlen	Sm1	21	9	35	30	6	359
2	Tittmoning Murschall	TM1	130	396	295	<b>526</b>	<b>2</b>	<b>117511</b>
2	Pielenhofen/ Ziegelhof	Z	9	1	9	10	7	19
2 / 3	Böhmfeld Katzental	BS1	100	29	274	129	4	8249
2 / 3	Staadorf	St1	30	8	77	38	6	701
	Summe Standorttyp 2		446	676	882			
3	Adertshausen	AS	1	6	7	7	7	55
3	Burglengenfeld Kreuzberg	BUL1	65	15	550	80	5	8815
3	Gemünder Au, Tiefenthal	GA1	13	5	75	18	7	455
3	Hohenfels Engeltal	HE1	33	0	129	33	6	129
3	Kallmünz Schlossberg	K1	7	19	32	26	6	659
3	Penker Tal	PB	0	4	0	4	7	4
3	Pentling	PS1	4	0	5	4	7	5
	Summe Standorttyp 3		123	49	798			
4	Wallersberg Fichtenforst	FF1	26	10	38	36	6	428
4	Heitzenhofen	H1	16	0	104	16	7	104
4	Herrsching Ammersee	HA1	2	228	3	230	4	915
4	Lange Meile	LM1	135	118	500	253	3	59618
	Summe Standorttyp 4		179	356	645			
5	Kallmünz Schirndorf	KS1	30	28	130	58	5	3798
5	Staffelstein, Spitzberg	SP1	250	137	1050	387	3	<b>145037</b>
5	Winzerer Höhen	WH1	6	8	30	14	7	278
5	Weltenburg, Eichenberg	WS1	36	1050	63	<b>1086</b>	<b>1</b>	67263
3 / 5	Allersburg	A1	81	64	293	145	4	19109
3 / 5	Fischerberg bei Eich	E1	87	0	781	87	5	781
3 / 5	Premberg	PV1	15	70	36	85	5	2626
	Summe Standorttyp 5		505	1357	2383			
6	östl. Lks. Neumarkt	Agh1	500	20	3000	<b>520</b>	<b>2</b>	63020
6	Brunnhof	B1	80	108	115	188	4	12643
6	Neufahrn	NF1	31	0	109	31	6	109

Tab. 1: Fortsetzung.

standortl. Differenzierung	Wuchsort	Abkürzung	n fertile Pfl. am Wuchsort	n Ros. am Wuchsort	n Blütenstängel Wuchsort	Populationsgröße	Populationsgrößenklasse	Abschätzung der Vitalität
3 / 6	Deckelstein	D1	14	42	16	56	5	730
2 / 6	Heitzenhofen/ Haidberg	HH1	4	2	20	6	7	62
2 / 3 / 6	Unterbürg	U1	61	8	325	69	5	2933
2 / 3 / 5 / 6	Schönheim	S1	27	568	88	<b>595</b>	<b>2</b>	50640
2 / 3 / 5 / 6	Winbuch	W1	113	59	380	172	4	22859
	Summe Standorttyp 6		830	807	4053			
7	Inndamm bei Gögging	IG1	21	200	63	221	4	12863

Tab. 2: Wuchsorte bei Schönheim und bei Winbuch mit den einzelnen Aufnahmen, die sich vom Standort her differenzieren, zusätzlich wird die mittlere Vegetationshöhe, die Deckung des offenen Bodens mit Feinboden- und Steinanteil sowie die Deckung der gesamten Vegetation angegeben.

Wuchsort	nähere Beschreibung der Aufnahmefläche (4m <sup>2</sup> )	Abkürzung	standortl. Differenzierung	n fertile Pfl. in Aufnahme	n Ros. in Aufnahme	mittlere Veg.höhe (cm)	offener Boden Deckung (%)	ges. Veg. Deckung (%)
Schönheim	Magerrasen unterhalb Felsen	S1	2	3	–	40	–	100
Schönheim	Magerrasen nördlich Straße	S2	2	5	–	50	–	100
Schönheim	Magerrasen nördlich Straße	S3	2	1	–	30	–	100
Schönheim	Ackerstreifen östlich Hecke	S4	5	–	196	20	10	90
Schönheim	Ackerstreifen westlich Hecke	S5	5	–	75	30	5	95
Schönheim	Straßengraben	S6	6	–	139	20	25	75
Schönheim	Graben verbuschend Hecke	S7	3	4	–	60	–	100
Winbuch	bei Gartenhütte	W1	6	8	–	50	–	100
Winbuch	bei Gartenhütte	W2	6	5	–	40	2	98
Winbuch	Ackerstreifen brach	W3	5	15	8	40	2	98
Winbuch	Ackerstreifen brach	W4	5	6	2	40	2	98
Winbuch	Ackerstreifen brach	W5	5	5	7	20	10	90
Winbuch	Ackerstreifen brach	W6	5	6	3	30	20	80
Winbuch	Wiesenbrache mit Felsen	W7	2	7	15	40	2	98
Winbuch	Wiesenbrache mit Felsen	W8	2	13	6	30	–	100
Winbuch	Hecke	W9	3	2	4	60	20	80



**Abb. 4:** DCA der Vegetationsaufnahmen nach der Begleitvegetation mit Legende; die jeweiligen Aufnahmen, die dem gleichen Standorttyp angehören sind mit der gleichen Farbe eingekreist.

senheit von Sträuchern wie *Prunus spinosa* und *Euonymus europaea*, aber auch durch Krautarten wie *Hypericum perforatum*, *Urtica dioica* sowie *Anthriscus sylvestris*. Als typische Begleiter im Ackerstandortstyp sind *Myosotis arvensis*, *Viola arvensis*, *Tripleurospermum perforatum* und *Papaver rhoeas* zu nennen. Die Aufnahmen von Ablagerungen und Wegrändern, sowie die Aufnahmen am Sonderstandort Inndamm grenzen sich nicht sonderlich ab und liegen inmitten der anderen Aufnahmeflächen verteilt. Pflanzen wie *Trifolium campestre*,

*Vicia cracca*, *Verbascum thapsus* oder *Erigeron annuus* wachsen auf Ablagerungen und Wegrändern meist neben *Cerinth minor*. Die Aufnahmen am Sonderstandort Inndamm weisen Begleitarten wie *Oenothera biennis*, *Setaria viridis*, *Callistephus chinensis* und *Solidago canadensis* auf.

### Charakterisierung der Standorttypen durch Anteil an offenem Boden und Vegetation

Der Standorttyp Fels am Untersberg war geprägt von einem hohen Anteil an offenem Boden, wobei dieser aus einem hohen Steinanteil bestand (siehe Tabelle 3). Bei allen anderen Standorttypen lag der Steinanteil immer unter dem Feinbodenanteil, wobei die Differenz im Standorttyp Wiese mit nur 0,4 Prozent sehr gering ausfiel. Der Anteil an offenem Boden im Standorttyp Wiese/extensives Grünland wurde hingegen im Durchschnitt mit fünf Prozent geschätzt. Die Wuchsorte waren von einem dichten Grasbewuchs mit hohem Streuanteil geprägt. Im Wald und auf den Ackerstandorten war der durchschnittliche Anteil an offenem Boden in etwa gleich hoch. Bei Ablagerungen lag der durchschnittliche Prozentsatz für offenen Boden mit 23,0 Prozent etwas höher, am Sonderstandort Inndamm betrug er 19,2 Prozent. Hier lag der Anteil an Streu durch angeschwemmtes Material sehr hoch.

Die höchste durchschnittliche mittlere Vegetationshöhe wurde mit 46,5 cm in Hecken erreicht, wobei auch bei Ablagerungen eine hohe durchschnittliche mittlere Vegetation errechnet wurde. Allerdings wurde in Hecken häufiger als bei Ablagerungen eine Vegetation über 75 cm angetroffen (Hecke 9,2 %, Ablagerungen 2,8 %).

Die Deckung der *Cerinth minor* lag durchschnittlich bei 16,3 Prozent. Bei einer Aufnahme am Fischerberg bei Eich deckte die Art 60 Prozent der Vegetation ab (Standorttyp Acker). Eine Deckung von 50 Prozent wurde in dem Vorkommen auf der Hochfläche im östlichen Landkreis Neumarkt (Standorttyp Ablagerung), in Aufnahmen am Spitzberg (Standorttyp

**Tab. 3:** Durchschnittliche Angaben zur mittleren Vegetationshöhe (cm), zum offenen Boden (%) aufgeteilt in den Anteil an Feinboden (%) und Steinanteil (%), zum Anteil der Streu sowie zum Deckungsgrad von *Cerinth minor* im jeweiligen Standorttyp

Standort- typen	durchschnittliche Angaben zu					
	mittlere Vegetations- höhe (cm)	offener Boden (%)	Anteil an Feinboden (%)	Steinanteil (%)	Anteil an Streu (%)	Deckungsgrad von <i>Cerinth minor</i> (%)
1	32,5	37,5	4,0	33,5	9,5	5,3
2	39,4	4,9	2,7	2,3	13,7	15,2
3	46,5	10,6	7,2	3,4	9,0	12,0
4	39,0	17,8	13,1	4,7	12,1	12,4
5	31,9	15,9	12,6	3,3	11,7	24,3
6	45,6	23,0	14,24	8,76	7,12	21,4
7	41,7	19,2	14,2	5,0	34,2	13,3

Acker), bei Tittmoning (Standorttyp Wiese), und bei Weltenburg (Standorttyp Acker) festgestellt.

### Artenzahlen

Die artenreichsten Bestände mit *Cerintho minor* befanden sich bei Burglengenfeld. Hier wurden zwei Flächen mit der höchsten Artenzahl aufgenommen (BUL 3 mit 35 Arten, BUL 2 mit 32 Arten). Beide sind dem Standorttyp Hecke zugeordnet. Ebenfalls artenreiche Bestände befanden sich auf extensivem Grünland bei Heitzenhofen am Haidberg (HH1 mit 30 Arten), sowie in den Magerrasenbeständen bei Kallmünz am Hutberg (KH 4 mit 28 Arten) und bei Vilshof am Gressberg (Gr mit 28 Arten). Eine hohe Anzahl an Arten konnte auch in den Beständen an der Langen Meile (LM 8 mit 29 Arten) und im östlichen Landkreis Neumarkt (Agh 1 mit 29 Arten) nachgewiesen werden. Besonders artenarm waren die Aufnahmen bei Tittmoning mit nur sieben Arten. Hier waren große Dominanzbestände von *Calamagrostis epigejos* mit *Cerintho minor* durchsetzt. Weitere artenarme Aufnahmeflächen wurden bei Winbuch und am Inndamm festgestellt.

### Populationsgrößen

Die größte Population befand sich bei Weltenburg, Staubing an der Westabdachung des Eichenberges mit 1086 Pflanzen, wobei hier diese Menge durch die große Anzahl an Rosetten (1050 Exemplare) zustande kam (siehe Tabelle 1). Sie befindet sich im Hauptverbreitungsgebiet der Art und ist die einzige Population in Populationsklasse 1.

Zur Populationsklasse 2 lassen sich die Vorkommen bei Schönheim, bei Tittmoning sowie die Population im östlichen Landkreis Neumarkt zuordnen. Bei Schönheim ergab sich mit den zahlreichen Rosetten an einem Ackerrand (568 Exemplare) ein ähnliches Bild wie bei Weltenburg. Mit der Population bei Tittmoning, Murschall (526 Pflanzen) ist auch ein isoliertes Vorkommen enthalten. Das Vorkommen im östlichen Landkreis Neumarkt war durch Pflanzenstöcke mit zahlreichen Blütentrieben gekennzeichnet, jedoch waren hier keine Rosetten zu finden. Weitere isolierte Vorkommen wie Spitzberg (387 Exemplare) und an der Langen Meile (253 Exemplare) weisen beträchtliche Anzahlen von Pflanzen auf und bilden die Populationsgrößenklasse 3.

Alle weiteren Populationen werden in die Klassen vier, fünf, sechs und sieben eingeteilt, die sich meist im Hauptverbreitungsgebiet um Regensburg befinden. Die restlichen isolierten Vorkommen bei Herrsching am Ammersee sowie am Inndamm bei Gögging fielen in Klasse 4, die Populationen am Untersberg und an der Bahnlinie bei Neufahrn wurden zur Populationsgrößenklasse 6 zugerechnet.

### Populationsbiologische Parameter und Abschätzung der Vitalität

Die Berechnung der Vitalität ergab, dass vor allem die isolierten Vorkommen bei Tittmoning und am Spitzberg die höchsten Vitalitätszahlen aufweisen (siehe Tabelle 1). Rosetten und fertile Pflanzen sind hier gleichermaßen vorhanden. Gerade auch für die Population am Spitzberg wurde dieses Ergebnis berechnet, obwohl die Population nur in Populationsgrößenklasse 3 rangiert. Hingegen können die großen Populationen bei Weltenburg, Schönheim und im östlichen Landkreis Neumarkt nicht derartige Werte aufweisen, da hier die Anzahl von fertilen Pflanzen und Rosetten nicht ausgeglichen ist. Niedrige Vitalitätszahlen wurden für die Vorkommen bei Straubing/Bogen mit nur zwei fertilen Pflanzen und im Penker Tal mit nur vier Rosetten ermittelt (siehe Tabelle 1).

## Diskussion

### Zur Verbreitung der Art

*Cerinth minor* hat als pontisch-pannonische Art (MEUSEL & JÄGER 1978) ihren Verbreitungsschwerpunkt in osteuropäischen Steppen. Die kontinental geprägte Pflanze verhält sich damit von ihrer Verbreitung her ähnlich wie *Adonis vernalis*, *Koeleria pyramidata* oder *Linum flavum*. Die genannten Arten gehören dem Subzoenobiom der semiariden Steppen Eurasiens an (WALTER & BRECKLE 1986), beziehungsweise in das pontische und in das südsibirische Geoelement (HORVAT et al. 1974). Es könnte also gut möglich sein, dass *Cerinth minor* eine weite östliche Verbreitung hat und somit, zumindest die Gattung, auch noch in westsibirischen Steppen anzutreffen ist.

Es kann davon ausgegangen werden, dass Thüringen und Bayern die westlichsten großen natürlich verbreiteten Vorkommen der Pflanzenart aufweisen (KORNECK et al. 1996). Allerdings ist in beiden Bundesländern, vor allem aber in Thüringen (ZÜNDORF et al. 2006), ein deutlicher Rückgang zu verzeichnen. Umso unverständlicher ist es, dass die Art bundesweit als un gefährdet gilt, jedoch in den Bundesländern, wo die Pflanze vorkommt, als gefährdet eingestuft ist. Daher sollte über eine neue Einstufung des bundesweiten Gefährdungsgrads der Art nachgedacht werden.

### Zur Verbreitung in Bayern

Ein Rückgang der Art ist vor allem um München zu verzeichnen. Hier wurden vor 50 Jahren noch zahlreiche Vorkommen nachgewiesen, die 2007 nicht mehr gefunden werden konnten. Die Vorkommen in diesem Raum werden einzig durch die Population bei Neufahrn repräsentiert. Vermutlich sind die Vorkommen durch zunehmende Bautätigkeit und Versiegelung in und um München verschwunden (vergleiche BRAUN 2007). Vielleicht werden bei intensiven Kartierungen zur Erstellung einer Flora von München (SCHUHWERK & MUHR 2006) letzte Restvorkommen entdeckt. Ansonsten bleibt nur die Möglichkeit die Art in einem Feldflorenereservoir anzusiedeln (MATTHEIS 2003) und eventuell von dort wieder auf geeignete Flächen künstlich auszubreiten.

Auch im Gebiet um den Starnberger See und um den Ammersee konnte nur noch ein Vorkommen kartiert werden. Der Fundort bei Herrsching am Ammersee befindet sich entlang eines Waldweges, was einen sekundären Standort darstellt. An zwei ehemaligen Wuchsorten, die als idealer Standort gelten würden, konnten keine Pflanzen mehr nachgewiesen werden.

Daher erschien es wichtig das Fortbestehen der Populationen in der Zukunft abzuschätzen. In der vorliegenden Arbeit wird eine Population nach der Definition von URBANSKA (1992) verstanden: Eine Population ist demnach „eine Gruppe von Individuen, die der gleichen taxonomischen Einheit angehören und sowohl im gleichen Raum wie zum selben Zeitraum zusammen vorkommen“. Diese Individuen sind strukturell einheitliche, physiologisch selbstständige Organismen sexueller beziehungsweise asexueller Herkunft (URBANSKA 1992). Die Samenbank von *Cerinth minor* besteht aus sexuell produzierten Samen, die bei der Keimung zu einem biologischen Individuum werden können (vergleiche URBANSKA 1992). Die erfolgreiche Ausbildung von Samen ist entscheidend für die Arterhaltung an bereits besiedelten Wuchsorten (OTTO 2002). Die Samen sind potentielle Individuen, womit sie der vorhandenen Population zugehören (vergleiche SILVERTOWN & CHARLESWORTH 2001). Da reife Samen bei

*Cerinth minor* schnell ausfallen, wurde als Maß für die Abschätzung zur Samenproduktion die Anzahl der Blütenstängel verwendet. Die Rosetten sichern den Bestand im nächsten Jahr, in dem sie zum Blühen kommen. Falls viele Rosetten und zahlreiche Blütenstängel vorhanden sind, könnte man von einer stabilen Population sprechen (vergleiche CRAWLEY 1997). Vorausgesetzt natürlich, es kommt nicht zu einem Totalausfall der Population, was dem Zufallsprinzip entsprechen würde. Neben den populationsbiologischen Parametern müssten außerdem Daten zur genetischen Variabilität gewonnen werden, um unter Berücksichtigung stochastischer Aussterberisiken eine Mindestgröße zu ermitteln (SILVERTOWN & CHARLESWORTH 2001, „minimum viable population“ in CRAWLEY 1997). Durch die Momentaufnahme während der Vegetationsperiode 2007 kann die Vitalität der Populationen jedoch nur ansatzweise abgeschätzt werden.

Aus dieser Betrachtungsweise heraus kann die Population bei Herrsching am Ammersee nicht als stabil angesehen werden. Es waren zwar viele Rosetten vorhanden, jedoch nur drei Blütenstängel, die Samen produziert haben. Somit resultiert eine nicht allzu gute Vitalitätszahl von 915 (siehe Tabelle 1). Vielleicht ist es möglich, die ehemaligen Bestände von *Cerinth minor* auf den natürlichen Standorten durch geeignete Pflegemaßnahmen wieder zu aktivieren (Quinger mündlich 2007). Ein noch schlechteres Ergebnis wurde für die Population bei Neufahrn berechnet. Die kleine Population am Untersberg kann auch nicht als vital angesehen werden. Bei beiden Populationen kann man aber aufgrund langfristiger Daten davon ausgehen, dass zahlreiche Samen im Boden ruhen.

Auch für die meisten Populationen im Hauptverbreitungsgebiet wurde aufgrund der geringen Anzahl an Pflanzenexemplaren oft eine schlechte Vitalität diagnostiziert. Gerade im Hauptverbreitungsgebiet ist jedoch mit zahlreichen Samen im Boden zu rechnen, die als potentielle Vegetation in die Einschätzung mit einfließen müssten. Diasporen können in einem trockenen Milieu, wie sie an den thermophilen Standorten von *Cerinth minor* bestehen, lang überleben (SCHNEIDER et al. 1994). Sie bilden Diasporenbanken, die als Teil von Pflanzenpopulationen am natürlichen Standort gezählt werden können (vergleiche SILVERTOWN & CHARLESWORTH 2001). Es besteht auch die Möglichkeit, dass Populationen oberirdisch nicht mehr, sondern nur noch in Form der Samenbank vorhanden sind. Hier ist es sinnvoll in einem Gebiet, in dem mehrere Populationen vorhanden sind und zwischen denen ein genetischer Austausch erfolgt, von Metapopulationen zu sprechen. Eine Metapopulation stellt ein Netzwerk aus lokalen Populationen dar, die durch den Austausch von Genmaterial miteinander verbunden sind (SILVERTOWN & CHARLESWORTH 2001). Allein durch den Pollentransport durch Bestäuber können Gene bei zufälliger Paarung miteinander ausgetauscht werden (vergleiche URBANSKA 1992). Neben Hummeln, die *Cerinth minor* bestäuben, würde hier eine immens wichtige Aufgabe auf die oligolektische Wildbiene *Osmia cerinthidis* zukommen, die gezielt *Cerinth*-Bestände aufsucht und somit einen Austausch zwischen den Teilpopulationen herstellt. In dem Hauptverbreitungsgebiet von *Cerinth minor*, gerade nordwestlich von Regensburg, treten die Teilpopulationen gehäuft auf und sind nebeneinander anwesend (siehe Abbildung 1). Eventuell befinden sich dazwischen zahlreiche potentielle Populationen in Form von Samenbanken im Boden. Bei gleichzeitigem Auftreten von *Osmia cerinthidis* in diesem Gebiet, können diese Teilpopulationen zu einer Metapopulation zusammengefasst werden. Falls der Austausch zwischen diesen Populationen weiterhin besteht, kann die Metapopulation insgesamt als vital angesehen werden.

Alle anderen Populationen in Bayern, auch die isolierten, konnten als vital eingeschätzt werden (siehe Tabelle 1).

## Ausbreitung von *Cerinth minor* – anfänglich und aktuell

### Ursprüngliche Standorte

Die Einteilung der Standorttypen erfolgte mit zunehmendem Einfluss menschlicher Tätigkeit am Standort von natürlich (ahemerob), über halbnatürlich (mesohemerob) zu naturfern (polyhemerob) (vergleiche KLOTZ & KÜHN 2002 b). Diese Einordnung ist nicht zwingend; als natürlich könnte lediglich Standorttyp Fels bezeichnet werden, die Standorttypen Wiese, Hecke, Wald und Ackerrand sind einem ähnlichen menschlichen Einfluss ausgesetzt, dieser nimmt jedoch bei Ablagerungen und bei dem Sonderstandort Belag zu (KLOTZ & KÜHN 2002 b).

Der Wuchsort am Untersberg kann als natürlich betrachtet werden (EBERLEIN & LIPPERT 1991, LIPPERT et al. 1997). Das Vorkommen liegt auf 1300 m NN am Fuß (Balme) einer steilen Felswand, abseits von jeglicher menschlicher Nutzung. Der Wuchsort war von den standörtlichen Verhältnissen unmittelbar an der Felswand geprägt. So wurde beobachtet, dass der offene Boden durch Trockenheit entstanden ist (vergleiche HAGEN 1996), da Niederschläge durch die weiter vorne liegende Traufe nur in Form von Spritzwasser hierher gelangen. Außerdem war ein hoher Steinanteil zu verzeichnen.

Im Berchtesgadener Land gibt es nur noch Angaben von Vorkommen vor über 100 Jahren, wobei diese aus tieferen Lagen stammen; es könnte sein, dass es sich bei dem Fund am Untersberg um einen ursprünglichen Wuchsort handelt und dass die ehemaligen tieferen Fundorte um Berchtesgaden ihren Ursprung in ähnlichen Wuchsorten hatten (EBERLEIN & LIPPERT 1991, LIPPERT et al. 1997). Bei Salzburg werden ebenfalls Vorkommen von *Cerinth minor* auf ähnlichen Standorten genannt (WITTMANN et al. 1987). Die Aufnahmen am Untersberg setzen sich in der Gradientenanalyse deutlich von den übrigen Aufnahmen ab.

Die Achsen der Ordination haben nicht so einen hohen Erklärungswert (9,9 Prozent), besser wäre ein Wert von 80 bis 90 Prozent (PODANI 1994), dafür ist die Variabilität der vorhandenen Daten jedoch zu verschieden. Aus der Gradientenanalyse wird deutlich, dass *Cerinth minor* eine weite ökologische Amplitude aufweist. KLOTZ et al. (2002) zählen die Pflanze zu den Konkurrenz-Stress-Ruderalstrategen (csr-Typ). Diese ökologische Strategie wird als intermediärer Typ zwischen allen Haupttypen beschrieben. Oft handelt es sich um Rosettenpflanzen, die räumliche und zeitliche Nischen gut nutzen können und meist nur eine mittlere Lebensdauer aufweisen (KLOTZ & KÜHN 2002 a). Dies trifft auf *Cerinth minor* zu.

Belege in der Botanischen Staatssammlung München aus Ungarn stammen von Fundorten aus der „Trockensteppe“ mit „felsigen Trockenhängen“. Diese deuten auf Bedingungen nach der letzten Eiszeit in Mitteleuropa hin, wo eine Tundren- beziehungsweise Steppenvegetation vorherrschend war (WALTER & BRECKLE 1986). Diese früheren periglazialen Steppen wurden bei Erwärmung des Klimas durch vorrückende Wälder aus ihren glazialen Refugien verdrängt und blieben lediglich in den heutigen trockenen Gebieten der Südkraine und Südsibiriens erhalten (WALTER 1986). Es ist nicht auszuschließen, dass Steppenpflanzen, die wie *Cerinth minor* floristisch zu den pontischen Elementen gehören, in Mitteleuropa nicht eingewandert sind, sondern als Periglazialrelikte erhalten blieben (WALTER 1986). Aus diesen pri-

mären Reliktstandorten konnten sie sich dann sekundär und zwar auch durch die Tätigkeit des Menschen ausbreiten (WALTER 1986).

Eine Erklärung von QUINGER (2003) zur heutigen Verbreitung von *Cerinth minor* am Rande der oberbayerischen Moränengebiete setzt genau an den Bedingungen der letzten Eiszeit an, bei denen die Art begünstigt gewesen sein kann. Laut QUINGER (2003) sind die Arten des (sub-)kontinentalen, pontisch-pannonischen Geoelements (zu dem *Cerinth minor* zählt, MEUSEL & JÄGER 1978) in der Späteiszeit und in der frühen Nacheiszeit von der Münchner Ebene in das Gebiet des Andechser Höhenrückens eingewandert. Hierzu haben wahrscheinlich Schmelzwasserablagerungen gedient, die beide Landschaftsräume verbunden haben. Heute wachsen diese kontinentalen Arten auf den edaphisch geeigneten, kiesigen und kalkreichen Standorten der Rückzugsendmoränen (QUINGER 2003). Auch ELLENBERG (1996) gibt sommertrockene Flussbetten als Ausbreitungsbahnen für derartige Ruderalpflanzen an. Da die schweren Samen von *Cerinth minor* unmittelbar neben die Mutterpflanze fallen (vergleiche CZARNECKA 2004), scheint eine Ausbreitung gegen die Fließrichtung nicht unbedingt realistisch (vergleiche BONN & POSCHLOD 1998). Allerdings vermutet ELLENBERG (1996) auch feinerdereiche Schutthalden und Murgänge bis in die untere montane Stufe, Tierbauten und Wildwechsel als ideale Standorte zur Ausbreitung dieser Pflanzen in der damaligen Urlandschaft. Die Hypothese ist daher denkbar, die Pflanze habe auf teilweise eisfreien Stellen im Zentrum Mitteleuropas die eiszeitlichen Kältephasen als Xerothermrelikt überlebt (vergleiche WALTER 1986).

### **Ausbreitung unter ackerbaulicher Bodennutzung**

Erst durch die Ausbreitung des Ackerbaus konnte *Cerinth minor* in unsere Breiten großflächig vordringen. Die Pflanze konnte sich von ihren primären Reliktstandorten der damaligen Urlandschaft als Archäophyt in größerem Ausmaß ausbreiten.

Durch die Wechsel- oder Feldgraswirtschaft mit Brachephasen wurden mehrjährige Arten begünstigt (BONN & POSCHLOD 1998). Es kann davon ausgegangen werden, dass die Ackerbauflächen auch dort angelegt wurden, wo *Cerinth minor* als Steppenrelikt überdauert hat, gerade wenn man bedenkt, dass diese Flächen noch baumfrei oder baumarm gewesen sein können. Durch den Ackerbau des Menschen wurde eine neue Dimension der Störung eingeführt und der regelmäßige Wechsel zwischen Bodenstörung und Brache im Rahmen der ackerbaulichen Tätigkeit förderte diese Pflanzen (BONN & POSCHLOD 1998). Mit der phasenweisen Bewirtschaftung kleiner Ackerschläge wurden unterschiedliche, benachbarte Entwicklungsstadien geschaffen, die den Arten eine Etablierung, Reproduktion und erneute Ausbreitung ermöglichten (BONN & POSCHLOD 1998).

Durch die Intensivierung landwirtschaftlicher Flächen können sich diese Ackerwildpflanzen wegen alljährlichen Pflügens (keine Brachephasen), durch den Einsatz von Herbiziden und durch die sofortige Einsaat konkurrenzkräftiger, bodendeckender Arten seltener erfolgreich etablieren (BONN & POSCHLOD 1998, ALBRECHT 1989). Gerade die Wuchsorte an Ackerrändern sind gefährdet. Als Hauptursache gibt SCHNEIDER et al. (1994) den Herbizideinsatz an. Als weitere Gefährdungsursachen gelten zu tiefe Bodenbearbeitung, sodass die Samen vergraben werden, oder sogar komplette Nutzungsaufgabe auf Grenzertragsböden, wodurch der Standort Ackerrand nahezu verschwindet (SCHNEIDER et al. 1994). Außerdem ist die heutige Fruchtfolge auf den Äckern meist nicht förderlich für die Art. Gerade beim Roggenanbau, der einer der Pflanze ähnlichen ökologischen Konstitution entspricht, ist ein Rückgang zu

verzeichnen und durch späte Saattermine der konventionellen Kulturpflanzen werden bereits aufgelaufene Rosetten vernichtet (SCHNEIDER et al. 1994).

Die Mehrzahl der kartierten Wuchsorte geht auf ehemalig genutzte Ackerstandorte zurück. Es handelt sich um ackerbaulich genutzte, oder ehemals ackerbaulich genutzte Flächen, beziehungsweise um Flächen, die in deren Umgriff liegen.

Sehr viele Wuchsorte wurden entlang Ackerrändern und Feldrainen gefunden (Standorttyp Ackerrand: Fischerberg bei Eich, Schönheim, Eichenberg bei Weltenburg, Spitzberg bei Staffelfstein, etc.). Die Pflanze profitiert hier durch die Störung, die durch die Bodenbearbeitung ausgelöst wird. Sie kann sich jedoch nur an den Rändern halten, wo der Einfluss der Herbizide nicht zu stark ist.

Auch die Flächen von Standorttyp Wiese/extensives Grünland wurden ehemals ackerbaulich genutzt, oder liegen in unmittelbarer Nachbarschaft zu dieser Nutzung. Spuren einer ehemaligen Beackerung wie Terrassierungen und Lesesteinriegel konnten im Gelände festgestellt werden (zum Beispiel Kallmünz Hutberg). Es kann davon ausgegangen werden, dass die Mehrzahl der Wuchsorte auf Magerrasen ehemals beackert wurden. An Steilhängen könnten die Samen von oberhalb liegenden Äckern nach unten verschwemmt worden sein (wie zum Beispiel am Keilsteiner Hang Regensburg). Allerdings lässt sich bei der extensiven Grünlandnutzung nicht mehr diese Störungsdynamik feststellen, die am Ackerrand vorherrscht. Meist sind diese Wuchsorte von einem dichten Grasbewuchs mit einem hohen Streuanteil gekennzeichnet, wodurch vorhandene *Cerinth*-Bestände gefährdet sind.

Bei den Heckenstandorten, ebenfalls meist auf ehemaligen Feldrainen, war zu beobachten, dass sich die Pflanze erst dann etablieren kann, wenn die Hecke zurückgeschnitten oder sogar auf den Stock gesetzt wurde und dabei offener Boden unter den Sträuchern entsteht, der belichtet wird. *Cerinth minor* nutzt hier das Zeitfenster aus, bis die Sträucher wieder aufgewachsen sind.

Auch die jetzigen Waldstandorte waren ehemals Ackerstandorte, wie zum Beispiel der Bestand bei Heitzenhofen, der offensichtlich oberhalb eines lichten Eichentrockenwaldes mit Kiefern aufgeforstet wurde. Auch bei den Mittelwäldern an der Langen Meile konnte eine Terrassierung im Gelände festgestellt werden, was von Ackerbau zeugt. Vor allen bei diesen Wuchsorten verhält es sich ähnlich wie bei den Heckenstandorten. In dem Mittelwald wurden durch Entnahme von hiebreifen Bäumen offener Boden und lichte Stellen geschaffen, die zur Etablierung von *Cerinth minor* führten.

### Heutige Ausbreitung durch Bautätigkeit

Im zunehmenden Maße ist zu beobachten, dass Diasporen im Rahmen von Bauarbeiten mit den dort verwendeten Kiesen und Erdmaterialien verschleppt werden. Durch die Bautätigkeit wird Boden umgelagert, was förderlich für die Ackerwildkräuter ist. In den bewegten Erdmassen befindet sich ein beträchtliches Diasporenreservoir, das dann zum Keimen angeregt wird (BONN & POSCHLOD 1998).

Aus den Fundorten von *Cerinth minor* an Ablagerungen und an Straßen- oder Wegesrändern wird deutlich, dass die Pflanze mittlerweile durch Bodenbewegungen des Menschen verfrachtet wird. Es gibt zahlreiche Beispiele für derartige Sekundärstandorte:

Nach Baumaßnahmen zur Verlegung einer Kabeltrasse bei Neufahrn traten im Jahr 1997 150 Pflanzen auf (LIPPERT 2006). Auch bei Kehlheimwinzer wurde auf einer Baustellenaufschüt-

tung an einem Straßendammbahn 1995 eine Massenpopulation nachgewiesen (Schuhwerk 2007). Um die Wasserpumpstation bei Unterbürg wurden die Böschung, ein Graben und ein Radweg neu angelegt. Nach diesen Baumaßnahmen konnten hier 2007 Pflanzen gefunden werden. Nach Wegebaumaßnahmen sei dort ebenfalls vor Jahren ein Massenvorkommen aufgetreten (Führrohr mündlich 2007). Gestörte Weg- und Straßenränder bieten kulturabhängigen Archäophyten offene Wuchsorte, die in der Kulturlandschaft selten geworden sind (STOTTELE 1995).

WARREN et al. (2007) weisen in Zusammenhang mit anthropogen geprägten Standorten auf das heterogene Störungsregime in militärischen Truppenübungsplätzen hin, welches auch für *Cerintho minor* förderlich ist. Im östlichen Landkreis Neumarkt konnte dies durch großflächig auftretende Bestände der Pflanze anschaulich bestätigt werden.

## Schlussfolgerung

Es ist auffällig, dass die Pflanze in jeglichen Vegetationsausprägungen vorkommen kann. Das Verhalten der Art erweist sich gegenüber anthropogenen Einflüssen indifferent (vergleiche KLOTZ & KÜHN 2002 b). Es ist jedoch fraglich, wie unabhängig sie vom menschlichen Einfluss auf die jeweilige Pflanzengemeinschaft ist. Die Beeinflussung ist recht hoch einzuschätzen: offener Boden entsteht durch ackerbauliche Bewirtschaftung und in zunehmendem Maße durch menschliche Bautätigkeiten. Aus den Geländebeobachtungen ging hervor, dass Populationen von *Cerintho minor* immer dort auftraten, wo im letzten Jahr großflächig offener Boden geschaffen wurde. Diese Hypothese konnte in einem Experiment zur Mobilisierung der Samenbank von *Cerintho minor* durch unterschiedliche Störungsvarianten bestätigt werden.

Aus den Ergebnissen kann geschlossen werden, dass *Cerintho minor* zur Keimung und Etablierung auf offene Bodenstellen angewiesen ist. Die Pflanze fährt eine Art Platzhalterstrategie, bei günstigen Bedingungen (offener Boden) kommt es zur Keimung und zu erfolgreicher Etablierung, es werden Samen gebildet, die dann wieder langfristig im Boden überdauern können. *Cerintho minor* nutzt die Nische aus zwischen offenem Boden und dem Zuwachsen. Durch Bodenstörung, eventuell induziert durch kurzzeitige Überbeweidung, Austrocknung oder Wühltiere, Rodung von Sträuchern oder flaches Umbrechen von Ackerrändern wird daher durch den offenen Boden eine erneute Etablierung der Art ermöglicht.

Vor allem in Übergangsbereichen zwischen Heckenreihen, ehemals genutzten Ackerflächen und Magerrasen, würde sich ein Rotationssystem aus Entbuschung, extensiver Ackernutzung und Überweidung anbieten, um die Art durch Pflege zu erhalten. Durch diese Maßnahmen wird zum einen großflächig, zum anderen kleinflächig offener Boden geschaffen, was ein dynamisches Mosaik ergeben würde.

Bei Renaturierungsmaßnahmen ist ein Monitoring dieser un stetig auftretenden Art unabdingbar. Die Vorkommen von *Cerintho minor* sollten kontinuierlich hinsichtlich Bestandsgrößen (Anzahl Rosetten und fertiler Pflanzen) und Lage genau aufgenommen werden.

## Literatur

- AESCHIMANN, D., LAUBER, K., MOSER, D.-M. & THEURILLAT, J.-P. 2004: Flora alpina, Band 2, Gentianeaceae – Orchidaceae. – Haupt-Verlag, Bern.
- AICHELE, D. & SCHWEGLER, H.-W. 2000: Die Blütenpflanzen Mitteleuropas. – 2. Auflage, Franck-Kosmos, Stuttgart.

- ALBRECHT, H. 1989: Untersuchungen zur Veränderung der Segetalflora an sieben bayerischen Ackerstandorten zwischen den Erhebungszeiträumen 1951/68 und 1986/88. – Dissertationes Botanicae 141, J. Cramer, Stuttgart.
- BENKERT, D., FUKAREK, F. & KORSCH, H. 1996: Verbreitungsatlas der Farn- und Blütenpflanzen Ostdeutschlands. – G. Fischer, Jena.
- BONN, S. & POSCHLOD, P. 1998: Ausbreitungsbiologie der Pflanzen Mitteleuropas, Grundlagen und kulturhistorische Aspekte. – Quelle & Meyer, Wiesbaden.
- CZARNECKA, J. 2004: Microspatial structure of the seed bank of xerothermic grassland – intracommunity differentiation. – Acta societatis botanicorum poloniae 73(2): 155-164.
- CRAWLEY, M.J. 1997: Sex. – In: CRAWLEY, M.J. (ed.), Plant Ecology, Blackwell scientific publications, Oxford, London, Edinburgh, 156-213.
- DÖRR, E. & LIPPERT, W. 2004: Flora des Allgäus und seiner Umgebung, Band 2. – IHW, Eching.
- DOMAC, R. 1972: *Cerinth* L. – In: TUTIN, T. G. et al. (eds.) Flora europaea, vol. 3, Diapensiaceae to Myoporaceae, S. 94-95, Cambridge University Press, reprinted 1992, New York.
- DRUDE, O. 1902: Der hercynische Florenbezirk. – In: ENGLER, W. & DRUDE, O.: Vegetation der Erde, 6, Engelmann, Leipzig, reprint 1976, A. R. Gantner.
- EBERLEIN, F. & LIPPERT, W. 1991: *Cerinth minor*, *Juniperus sabina* und *Sedum dasyphyllum* im Berchtesgadener Land. – Berichte der Bayerischen Botanischen Gesellschaft 62: 231-233.
- ELLENBERG, H. 1996: Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen in ökologischer, dynamischer und historischer Sicht, 5. Aufl. – Ulmer, Stuttgart.
- FISCHER, R. 2002: Flora des Rieses und seiner näheren Umgebung, 2. Auflage. – Verein Rieser Kulturtage e.V., Nördlingen.
- GATTERER, K. & NEZEDAL, W. 2003: Flora des Regnitzgebietes, Band 1. – IHW, Eching.
- HAASE, R., LITTEL, M., LORENZ, W., SÖHMISCH, R. & ZEHLIUS, W. 1992: Neuanlage von Trockenlebensräumen; Wissenschaftliche Dokumentation ökotechnischer Maßnahmen – aufgezeigt an Beispielen im Flurbereinigerungsverfahren Freinhausen; Landkreis Pfaffenhofen. – Materialien zur Ländlichen Neuordnung, Heft 30, München.
- HAGEN, T. 1996: Vegetationsveränderungen in Kalkmagerrasen des Fränkischen Jura. – Laufener Forschungsberichte 4.
- HEGI, G. 1966: Illustrierte Flora von Mitteleuropa, Band V, 3. 1. Auflage 1927. – Unveränderter Textnachdruck 1966, München.
- HOHLA, M. 2004: Beiträge zur Kenntnis der Flora von Bayern – besonders der Adventivflora Niederbayerns. – Berichte der Bayerischen Botanischen Gesellschaft 73/74: 135-152.
- HORVAT, I., GLAVA, V. & ELLENBERG, H. 1974: Vegetation Südosteuropas. – G. Fischer, Stuttgart.
- KLOTZ, J. 2007: unveröffentlichte Datenbank mit Wuchsorten der *Cerinth minor* L. im Raum Regensburg.
- KLOTZ, S., KÜHN, I. & DURKA, W. 2002: BIOLFLOR – eine Datenbank mit biologisch-ökologischen Merkmalen zur Flora von Deutschland, CD-ROM. – Schriftenreihe für Vegetationskunde, 38.
- KLOTZ, S. & KÜHN, I. 2002 a: Ökologische Strategietypen, in: KLOTZ, S., KÜHN, I. & DURKA, W.: BIOLFLOR – eine Datenbank mit biologisch-ökologischen Merkmalen zur Flora von Deutschland. – Schriftenreihe für Vegetationskunde 38: 197-201.
- KLOTZ, S. & KÜHN, I. 2002 b: Indikatoren des anthropogenen Einflusses auf die Vegetation. – In: KLOTZ, S., KÜHN, I. & DURKA, W.: BIOLFLOR – eine Datenbank mit biologisch-ökologischen Merkmalen zur Flora von Deutschland. – Schriftenreihe für Vegetationskunde 38: 241-246.
- KORNECK, D., SCHNITTLER, M. & VOLLMER, I. 1996: Rote Liste der Farn- und Blütenpflanzen (Pteridophyta et Spermatophyta) Deutschlands. – Schriftenreihe für Vegetationskunde 29: 21-188.
- LIPPERT, W., SPRINGER, S. & WUNDER, H. 1997: Die Farn- und Blütenpflanzen des Nationalparks, Nationalpark Berchtesgaden. – Forschungsbericht 37, Berchtesgaden.

- LIPPERT, W. 2006: Chromosomenzahlen von Pflanzen aus Bayern und anderen Gebieten. – *Berichte der Bayerischen Botanischen Gesellschaft* **76**: 85-110.
- MATTHEIS, A. 2003: Das Feldflore-reservat an der 'Kastner – Grube', Ergebnisse 2002 und 2003, Auftraggeber: Heideflächenverein Münchener Norden e. V., Eching.
- MCCUNE, B. & MEFFORD, M. J. 1999: Multivariate analysis of ecological data, Version 4.27. – MjM Software, Glendon Beach, Oregon, U.S.A.
- MEUSEL, H. & JÄGER, E. 1978: Vergleichende Chorologie der zentraleuropäischen Flora, Band II, Text. – G. Fischer, Jena.
- OBERDORFER, E. 1993 a: Süddeutsche Pflanzengesellschaften, Teil II. 3. Auflage, G. Fischer, Jena.
- OBERDORFER, E. 1993 b: Süddeutsche Pflanzengesellschaften, Teil III. 3. Auflage, G. Fischer, Jena.
- OBERDORFER, E. 1994: Pflanzensoziologische Exkursionsflora, 7. Auflage. – Ulmer Stuttgart.
- OTTO, B. 2002: Merkmale von Samen, Früchten, generativen Germinulen und generativen Diasporen. In: KLOTZ, S., KÜHN, I. & DURKA, W.: BIOLFLORE – eine Datenbank mit biologisch-ökologischen Merkmalen zur Flora von Deutschland. – Schriftenreihe für Vegetationskunde **38**: 177-196.
- OZENDA, P. 1988: Die Vegetation der Alpen im europäischen Gebirgsraum. – G. Fischer, Stuttgart.
- PODANI, J. 1994: Multivariate Data analysis in ecology and systematics, a methodological guide to the SYN-TAX 5.0 package. In: ecological computations series (ECS) Vol. 6, SPB Academic Publishing bv, The Hague.
- QUINGER, B., BRÄU, M. & KORNPÖBST, M. 1994: Lebensraumtyp Kalkmagerrasen 1. Teilband. – Landschaftspflegekonzept Bayern, Band II.1. Bayerisches Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen, München in Zusammenarbeit mit der Bayerischen Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege, Laufen.
- QUINGER, B. 2003: Erfassung von Magerrasen, Magersäume, artenreiche Wiesen und naturschutzbedeutsamen Toteislöcher zwischen Andechs, Frieding und Landstetten, Allgemeiner Teil. – Auftraggeber Landesbund für Vogelschutz, Starnberg.
- QUINGER, B. 2004: Erfassung artenschutzbedeutsamer Pflanzen im Lkr. Starnberg im Rahmen der Artenschutzkartierung (ASK), erläuternder und zusammenfassender Begleitbericht zu den ausgefüllten standardisierten ASK-Datenbögen. – Auftraggeber Bayerisches Landesamt für Umweltschutz, Augsburg.
- RODI, D. 1972: Feuchte Eichen-Hainbuchenwälder der Donau-Niederterrassen zwischen Neuburg und Ingolstadt. – Bericht der Naturforschenden Gesellschaft Augsburg **27**: 67-86.
- ROTHMALER, W. 1994: Exkursionsflora von Deutschland. Band 2 Gefäßpflanzen Grundband. – G. Fischer Jena.
- SCHUEYERER, M. & AHLMER, W. 2003: Rote Liste gefährdeter Gefäßpflanzen Bayerns mit regionalisierter Florenliste. – Schriftenreihe Heft 165, Beiträge zum Artenschutz 24, 372 S. Augsburg.
- SCHUEYERER, M. & KLOTZ, J. 2007: Bericht zum Projekt „Artenhilfsmaßnahmen für stark gefährdete Pflanzenarten im Landkreis Regensburg“, Projektphase II, 2006, im Auftrag des Landschaftspflegeverbandes Regensburg.
- SCHNEIDER, C., SUKOPP, U. & SUKOPP, H. 1994: Biologisch-ökologische Grundlagen des Schutzes gefährdeter Segetalpflanzen. – Schriftenreihe für Vegetationskunde 26.
- SCHUHWERK, F. & MUHR, R. 2006: Flora von München – ein Arbeitsprogramm. – *Berichte der Bayerischen Botanischen Gesellschaft* **76**: 213-220.
- SEBALD, O., SEYBOLD, S., PHILIPPI, G. & WÖRZ, A. (Hrsg.) 1996: Die Farn- und Blütenpflanzen Baden-Württembergs, Band 5 – Ulmer, Stuttgart.
- SILVERTOWN, J.W. & CHARLESWORTH, D. 2001: Introduction to Plant Population Biology, fourth edition. – Blackwell scientific publications, Oxford, London, Edinburgh.
- STEIDL, I. & RINGLER, A. 1997 a: Lebensraumtyp Agrotopen – Raine, Ranken, Hohlwege, Weinbergsmauern, Steinriegel usw. – 1. Teilband – Landschaftspflegekonzept Bayern, Band II. 11., Bayeri-

- cheses Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen, München in Zusammenarbeit mit der Bayerischen Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege, Laufen.
- STEIDL, I. & RINGLER, A. 1997 b: Lebensraumtyp Agrotopen – Raine, Ranken, Hohlwege, Weinbergsmauern, Steinriegel usw. – 2. Teilband – Landschaftspflegekonzept Bayern, Band II. 11. Bayerisches Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen, München in Zusammenarbeit mit der Bayerischen Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege, Laufen.
- STOTTELE, T. 1995: Vegetation und Flora am Straßennetz Westdeutschlands, Standorte – Naturschutz – Pflege. – Dissertationes botanicae, 248, J. Cramer, Stuttgart.
- URBANSKA, K.M. 1992: Populationsbiologie der Pflanzen, Grundlagen, Probleme, Perspektiven. – G. Fischer Stuttgart.
- WALTER, H. 1986: Allgemeine Geobotanik, als Grundlage einer ganzheitlichen Ökologie. – Ulmer, Stuttgart.
- WALTER, H. & BRECKLE, S.-W. 1986: Ökologie der Erde, Band 3, Spezielle Ökologie der Gemäßigten und Arktischen Zonen Euro-Nordasiens. – G. Fischer, Stuttgart.
- WITTMANN, H., SIEBENBRUNNER, A., PILSL, P. & HEISELMAYER, P. 1987: Verbreitungsatlas der Salzburger Gefäßpflanzen. – Sauteria 1 und 2.
- WOSCHÉÉ, R. 2006: Artenhilfsprogramm für stark bedrohte Pflanzenarten im Landkreis Schwandorf, im Auftrag des Vereins Naturpark Oberpfälzer Wald e.V., Schwandorf.
- ZÜNDORF, H.-J., GÜNTHER, K.-F., KORSCH, H. & WESTHUS, W. 2006: Flora von Thüringen, die wildwachsenden Farn- und Blütenpflanzen Thüringens. – Weissdorn Jena.

### Unterlagen im Internet

- TESAR, D. 2000: Evolution of life-histories in stochastic environments: Cole`s paradox revisited, Academic Dissertation, Department of Ecology and Systematics, Division and Population Biology, University of Helsinki, Finland, <http://ethesis.helsinki.fi/julkaisut/mat/ekolo/vk/tesar/>, zuletzt aufgerufen am 25.04.2008.
- ZENTRALSTELLE FÜR DIE FLORISTISCHE KARTIERUNG BAYERNS 2008: <http://www.bayernflora.de>, zuletzt aufgerufen am 12.02.2008.

### Mündliche und schriftliche Mitteilungen

- Adler B. & J. (Arge Nordschwaben) 2008;
- Antwerpen (Landratsamt Traunstein) 2007;
- Beck, J. (Bund Naturschutz Eichstätt) 2007;
- Bräu, M. (Referat für Gesundheit und Umwelt, München) 2007;
- Braun, W. (München) 2007;
- Fürnrohr, F. (Verein zur Erforschung der Flora des Regnitzgebietes) 2007;
- Hartmann, W. (Wildkulturland Traunstein) 2007;
- Knipfer, G. (Artenhilfsprogramm Landkreis Neumarkt) 2007;
- Lehmeier, R. (Landschaftspflegeverband Amberg-Sulzbach) 2007;
- Neumann, S. (Regierung Oberfranken) 2008,
- Quinger, B. (Herrsching) 2007;
- Rippl, H. (Bundesforstamt Hohenfels) 2007;
- Sandner, J. (Landschaftspflegeverband Traunstein) 2007;
- Scheuerer, M. (Büro für Angewandte Botanik, Nittendorf; Zentralstelle für die Floristische Kartierung Bayerns, Regensburg) 2007, 2008;
- Schindelmann, C. (Landratsamt Neuburg an der Donau) 2007;
- Stein, C. (Büro Schober, Freising) 2008;
- Walter, W. (Neuburg an der Donau) 2007;
- Zahlheimer, W. (Regierung von Niederbayern) 2007.



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

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: [Berichte der Bayerischen Botanischen Gesellschaft zur Erforschung der Flora](#)

Jahr/Year: 2008

Band/Volume: [78](#)

Autor(en)/Author(s): Trepesch Christopher

Artikel/Article: [Populationsbiologische Untersuchungen an \*Cerintho minor\* L. in Bayern \(Kleine Wachsblume\) 61-85](#)