



## Populationsbiologische Untersuchungen an *Cerintho minor* L. (Kleine Wachsblume) - Zusammenfassung der Diplomarbeit und Empfehlungen für die Naturschutzpraxis



*Cerintho minor* mit *Osmia cerinthidis* (Foto: Christopher Trepesch)

### Februar 2009

Auftraggeber: Bayerisches Landesamt für Umwelt  
Bürgermeister-Ulrich-Str. 160  
86179 Augsburg  
<http://www.lfu-bayern.de>

Bearbeitung: Christopher Trepesch

Grundlage: Diplomarbeit am Lehrstuhl für Vegetationsökologie  
TU München / Weihenstephan  
Prof. Dr. Jörg Pfadenhauer  
Betreuung: Dr. Daniela Röder

## Inhaltsverzeichnis

1. Inhaltsverzeichnis .....	2
2. Zusammenfassung .....	2
3. Einleitung .....	3
4. Verbreitung in Bayern .....	3
5. Standort von <i>Cerintho minor</i> .....	3
6. Biologie und Ökologie .....	4
7. Empfehlung für die Praxis .....	5
7.1 Bodenstörungen als Kernelement einer Schutzstrategie .....	5
7.2 Maßnahmen für die verschiedenen Standorttypen .....	6
7.2.1 Primärstandorte .....	6
7.2.2 Äcker/ Ackerränder .....	6
7.2.3 Magerrasen / Grünland .....	7
7.2.4 Säume / Raine .....	8
7.2.5 Wälder .....	10
7.3 Managementmethoden .....	11
7.3.1 Abflämmen .....	11
7.3.2 Einsaat zur Wuchsortbegründung .....	11
7.3.3 Erfolgskontrolle/Monitoring .....	13
7.4 Literatur .....	14

## 1. Zusammenfassung

*Cerintho minor* L. gilt als zweijährige oder vereinzelt sogar mehrjährige Pflanze auf Wärme begünstigten, kalkhaltigen Lehmböden. Die meisten im Zuge der Diplomarbeit aufgenommenen Wuchsorte befinden sich auf Flächen, die ackerbaulich genutzt sind oder auf eine ehemalige Ackerbautätigkeit hinweisen. Die Art benötigt offene Bodenstellen um sich erfolgreich etablieren zu können.

### Zitiervorschlag:

TREPESCH, C. (2009): Populationsbiologische Untersuchungen an *Cerintho minor* L. (Kleine Wachsblume) - Zusammenfassung der Diplomarbeit und Empfehlungen für die Naturschutzpraxis.- Unveröffentlichtes Gutachten im Auftrag des Bayerischen Landesamtes für Umwelt (LfU), 15 S., Augsburg

## Einleitung

*Cerithe minor* L. gilt als zweijährige Pflanze auf thermophilen, kalkhaltigen Lehmböden. In der Vegetationsperiode 2007 wurden an sämtlichen Wuchsorten der Art in Bayern Pflanzenbestände und ihre Standorteigenschaften aufgenommen. Dabei fiel auf, dass die Pflanze sehr unterschiedliche Standorte besiedelt. Die Bestände wurden kategorisiert und mit früheren Aufnahmen verglichen, um Gefährdungen auszumachen (in Bayern stark gefährdet, Rote Liste 2).

## 2. Verbreitung in Bayern

Das Verbreitungsbild von *Cerithe minor* L. in Bayern in der Vegetationsperiode 2007 kann wie folgt charakterisiert werden: Das Hauptverbreitungsgebiet der Art in Bayern liegt um Regensburg. Die Vorkommen hier könnten aufgrund des möglichen genetischen Austausches der Teilpopulationen untereinander zu einer Metapopulation zusammengefasst werden. Es musste festgestellt werden, dass die meisten Fundorte um München nicht mehr aufzufinden sind.

## 3. Standort von *Cerithe minor*

Anhand Standorteigenschaften und bestimmter Nutzungen an den Vorkommen wurden die Aufnahmeflächen in folgende Standorttypen eingeteilt: Fels, Wiese/extensives Grünland, Hecke, Wald, Ackerrand, Ablagerungen/Wegrand und Sonderstandort Belag. Die verschiedenen Aufnahmen gruppieren sich durch die unterschiedlichen Beleitarten in einer indirekten Gradientenanalyse zu diesen Standorttypen zusammen. Die meisten Wuchsorte waren auf Wiesen / extensivem Grünland (16 Wuchsorte) und in oder an Hecken (16 Wuchsorten) zu finden. In Hecken wurden weniger Wachsblumen gefunden als auf extensivem Grünland. Allerdings haben fertile Pflanzen in Hecken deutlich mehr Blütenstängel als Pflanzen auf extensivem Grünland (im Durchschnitt 6,5; im ext. Grünland 2,3). Neun Vorkommen von *Cerithe minor* befanden sich am Ackerrand. An diesem Standorttyp wurden die meisten Rosetten gezählt. 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. Lediglich vier Aufnahmen an der Gurrwand am Untersberg (Lks.

BGL) stellen den Standorttyp Fels dar. Allen Standorttypen war das Auftreten von offenem Boden und hohem Lichtgenuss gemeinsam.

Aus der Anzahl der vorhandenen Rosetten sowie der Anzahl der Blütenstängel als Indiz für Samenproduktion wurde die Vitalität der jeweiligen Populationen abgeschätzt. Dabei fiel vor allem auf, dass gerade die isolierten Vorkommen am Spitzberg (Staffelstein, Oberfranken, Lks. Lichtenfels) oder die Population bei Tittmoning (Lks. BGL) als stabil angesehen werden können. Die großen Populationen bei Weltenburg am Eichenberg (Lks. Kelheim) und im östlichen Landkreis Neumarkt sind aufgrund der Berechnung nicht derartig stabil.

Wuchsorte am Untersberg bei Berchtesgaden können als ursprüngliche Standorte der Pflanze gedeutet werden. Die standörtlichen Verhältnisse unmittelbar an der Felswand sprechen *Cerintho minor* zu: So wurde beobachtet, dass der offene Boden durch Trockenheit entstanden ist (vergleiche HAGEN 1996), da Niederschläge hier nur in Form von Spritzwasser durch die weiter vorne liegende Traufe ankommen. Es steht zur Diskussion, ob sie als Xerothermrelikt das Periglazial überlebt hat. In der Arbeit wird eine Hypothese formuliert, dass die Pflanze in Bayern vorhanden war, bevor sie sich mit der ackerbaulichen Tätigkeit deutlich ausbreiten konnte, und die bearbeiteten Flächen als Sekundärstandorte nutzte (ausführlich in TREPESCH & RÖDER 2008). Die Mehrzahl der Bestände von *Cerintho minor* befinden sich heute auf ackerbaulich genutzten Flächen beziehungsweise auf Flächen, die auf eine ehemalige Ackerbautätigkeit hinweisen, wie in Magerrasen, an Heckenreihen oder in terrassierten Wäldern. Zusätzlich kann beobachtet werden, dass die Pflanze temporäre, durch Bautätigkeit geprägte Standorte besiedelt.

#### **4. Biologie und Ökologie**

Die Art benötigt offene Bodenstellen um sich erfolgreich etablieren zu können. Dies wurde auch im Rahmen eines Experimentes nachgewiesen, indem an erloschenen Wuchsorten durch verschiedenartige Bodenstörung (Fräsen, Pflügen, Rechen, Kontrollfelder und auch mit Einsaat von autochthonem Saatgut) die Samenbank wieder aktiviert wurde. Aufgrund der bekannten Nutzungsgeschichte auf diesen Flächen ein Zeitraum von sechs Jahren zwischen dem Verschwinden der oberirdischen Pflanzen und der Reaktivierung der Bestände festgestellt werden. *Cerintho minor* baut also eine persistente Samenbank auf.

Es wurden verschiedene Managementmethoden ausprobiert: Bei der Bearbeitung der oberen Bodenschicht durch Fräsen sind die meisten Keimlinge aufgelaufen. Scheinbar lagerten hier die meisten Samen. Bei der Variante Pflügen wurden die Samen vermutlich in tiefere Bodenschichten vergraben und konnten nicht so zahlreich keimen. Ausrechen ist nicht förderlich für die Art, da die Samen eventuell durch den geringen Lichteinfall nicht zum Keimen kommen, beziehungsweise, die noch vorhandene Vegetationsschicht auflaufende Keimlinge möglicherweise wieder verdrängt. Nur wenn die Störung intensiv genug ist, was die Entfernung der Begleitvegetation mit sich zieht, kann die Rosettenpflanze ihre Vorteile nutzen. Die auf *Cerintho minor* spezialisierte Biene *Osmia cerinthidis*, kann scheinbar auch über größere Distanzen hinweg die un stetig auftretenden *Cerintho*-Bestände durch einen bisher unbekanntem Mechanismus ausfindig machen (vergleiche WICKL 2005). Vor allem die Nistweise der stark gefährdeten Art ist noch nicht erforscht.

## **5. Empfehlung für die Praxis**

Aus den Erkenntnissen der Arbeit konnten Pflegemaßnahmen für den Erhalt von *Cerintho minor* und die von ihr direkt abhängigen *Osmia cerinthidis* abgeleitet werden.

### **5.1 Bodenstörungen als Kernelement einer Schutzstrategie**

*Cerintho minor* ist zur Keimung und Etablierung auf offene Bodenstellen angewiesen. Es muss also ein dynamisches System (durch entsprechende Pflege) geschaffen werden, bei dem Bodenstörungen induziert werden (z. B. Rotation von Entbuschung, partielle Überweidung in Hecken-Magerrasenkomplexen, Ackerränder flach umbrechen, Mittelwaldnutzung). Verschiedene Typen von Störung, beziehungsweise ein bestimmtes Störungsregime oder Störungsmanagement können als wichtige Werkzeuge in der Renaturierung von schützenswerten Lebensgemeinschaften gesehen werden (HOBBS et al. 2007). Allerdings ist es wichtig, dass diese Maßnahmen nicht einmalig durchgeführt werden, sondern in einem wiederkehrenden Rhythmus ablaufen (vergleiche QUINGER et al. 1994). Durch Störungen sollte ein dynamisches Mosaik in dem jeweiligen Lebensraum entstehen (JENTSCH 2007). Ist es nicht möglich, durch bestimmte Nutzung ein derartiges System mit kontinuierlichen Rohbodenstellen zu schaffen, muss durch explizite Maßnahmen (wie

zum Beispiel das Fräsen in extensiven Grünlandflächen) die Mobilisierung einer noch vorhandenen Samenbank erzeugt werden. Wenn keine Samen im Boden vorhanden sind, muss zusätzlich zur Schaffung von offenem Boden Saatgut aus der Umgebung eingesät werden. Die Samen sollten an nahegelegenen Wuchsorten gesammelt werden und im darauffolgenden Frühjahr auf geeigneten Flächen mit einem vorbereiteten Pflanzbeet ausgesät werden.

In Bereichen ohne genaue Angaben zu ehemaligen Wuchsorten von *Cerintho minor* und wo die Nutzungsgeschichte nicht eindeutig geklärt ist (vergleiche PFADENHAUER & KIEHL 2003) ist *Cerintho minor* oberirdisch oft nicht mehr nachweisbar. Gegebenenfalls kann durch Samenbankanalysen überprüft werden, wo Restitutionsmaßnahmen möglich wären.

## 5.2 Maßnahmen für die verschiedenen Standorttypen

### 5.2.1 Primärstandorte

Die natürlichen Standorte am Untersberg (Ldk. BGL) sollten vom Menschen unangetastet bleiben, da die Pflanze hier stabil jedes Jahr seit mindestens 1991 vorkommt, ohne dass ein anthropogener Einfluss gegeben ist. Durch Trockenheit entstehen hier auf natürliche Art und Weise offene Bodenstellen. Der einzig bekannte Primär-Wuchsort sollte in dieser Form auch erhalten bleiben.

### 5.2.2 Äcker/ Ackerränder

An Ackerrändern muss eine extensive Nutzung ohne den Einsatz von Herbiziden durchgeführt werden. Dabei sollten die Äcker bis an den Rand durch Grubbern zwar oberflächlich umgebrochen werden, um anschließend aber diesen Rand brach liegen zu lassen. Dadurch kann sich *Cerintho minor* etablieren und im folgenden Jahr blühen und fruchten. Nach zwei Jahren könnte der Streifen dann erneut bearbeitet werden. Durch den gelegentlichen, flachen Umbruch profitieren zudem die Artengemeinschaften der ehemaligen Feldgras-Wechselwirtschaft wie kurzlebige Ruderalarten und Ackerwildkräuter (STEIDL & RINGLER 1997). Vor allem lichtstehende Fruchtfolgen mit Roggen und Wintergetreide sind zu empfehlen (STEIDL & RINGLER 1997). Förderlich für die Art ist es auch, wenn in kleinen Parzellen Wildäcker auf Grenzertragsböden angelegt werden (vergleiche QUINGER et al. 1994). So konnten auf einem Wildacker am Deckelstein (Naabtal bei Penk, Lkr. Regensburg) nach

Umbruch und lückiger Einsaat von Kulturpflanzen für das Wild 200 Rosetten gezählt werden.

Ackerflächen, die in unmittelbarer Nähe zu Magerrasen existieren, sollten extensiv umgebrochen werden, gerade wenn es sich um Kalkscherbenäcker handelt. Oft sind diese Ackerflächen auf flachgründigen Kalksteinverwitterungsböden von Nutzungsaufgabe betroffen (SCHNEIDER et al. 1994). Bleiben diese Flächen in extensiver Nutzung, können sie als Pufferzone zu den benachbarten Magerrasen dienen und den Artenbestand sichern beziehungsweise erhalten (THORMANN et al. 2003).

### **5.2.3 Magerrasen / Grünland**

In Magerrasen oder extensiven Grünländern kann die Art nur erhalten bleiben, wenn der dichte Filz weggenommen wird. Offene Bodenstellen entstehen hier auf natürliche Weise durch Wühltiere oder in besonders wärmebegünstigten Lagen durch Austrocknung. Ansonsten kann dies durch kurzzeitiges Überbeweiden erreicht werden (STEIDL & RINGLER 1997). Ein Unterbeweiden hat für *Cerintho minor* schlechte Auswirkungen, was anschaulich am Freihausener Trockenhang (Lks. Neumarkt) beobachtet werden konnte. Hier war eine Schafherde während der Blüte von *Cerintho minor* lediglich schnell über den Hang gezogen. Die Vegetation war nur teilweise verbissen oder lag abgeknickt am Boden. Positive Beispiele mit Beweidung wurden bei Allersburg im Lauterachtal (Lks. Amberg-Sulzbach) und am Hutberg bei Kallmünz (Lks. Regensburg) festgestellt, wo die beweidenden Tiere (Schafe und auch Ziegen) durch Tritt (Scharren mit Hufen) zahlreiche offene Bodenstellen geschaffen haben. *Cerintho minor* kommt dann verstreut auf der gesamten Fläche mit vereinzelt Pflanzen vor, da die offenen Stellen nicht von großem Ausmaß sind. Somit können die Populationen auch durch kleinflächige Störungen bestehen bleiben. Vergleichbare Untersuchungen an *Cynoglossum officinale* (*Boraginaceae*) in den Niederlanden haben ähnliche Ergebnisse gezeigt (KLINGHAMMER & DE JONG 1988).

Großflächige offene Stellen werden jedoch am effektivsten durch Entbuschungen geschaffen. An den Wuchsorten in Schmidmühlen, Allersburg, Adertshausen, (alle Lks. Amberg-Sulzbach) Engeltal bei Hohenfels (Lks. Neumarkt), Premberg, Burglengenfeld (Lks. Schwandorf) konnte dies im Gelände anschaulich festgestellt werden (siehe Abbildung 1, Abbildung 2). Nach Entbuschungsmaßnahmen traten

hier besonders große Populationen von *Cerintho minor* auf (Adertshausen: LEHMEIER & WICKL 2002, Engeltal bei Hohenfels). Diese Erkenntnis sollte für den Erhalt der Pflanze genutzt werden: In Gebieten mit *Cerintho minor* könnte man vereinzelt Gehölzbestände in Form von Sträuchern aufkommen lassen, bis sie eine gewisse Höhe erreicht haben, damit die Kräuter und Gräser von den Sträuchern verdrängt werden, um sie anschließend zu roden und den offenen Boden freizugeben. Dabei ist die Gebüschentwicklung auf der Gesamtfläche genau zu beobachten und unbedingt ein Zuwachsen der Gesamtfläche zu verhindern. Das klassische Magerrasen-Management (Mahd und Beweidung) ist für *Cerintho minor* nicht förderlich (STEIDL & RINGLER 1997), da hierdurch ein wiesenähnlicher, geschlossener Pflanzenbestand ohne Etablierungslücken aufgebaut wird (PFADENHAUER et al. 2003). Nach Entfernung aufgewachsener Sträucher ist mit großen Beständen der Art zu rechnen, vorausgesetzt natürlich die Samen befinden sich im Boden. Gerade unter Sträuchern können hohe Dichten an überdauernden Samen festgestellt werden (CZARNECKA 2005). Bestimmte Ruderal- und Ackerarten können lang überlebende Samenbanken anlegen, die vor allem unter Sträuchern große Zeitspannen überdauern können (DAVIES & WAITE 1998). Ein ähnliches Verhalten haben DAVIES & WAITE (1998) bei *Ajuga chamaepitys*, *Kicksonia spuria* und *Inula conyza* nach der Entfernung von Sträuchern auf Kalkmagerrasen in England festgestellt. Klassische Arten des offenen Graslandes können unter Sträuchern nicht so lange überleben (DAVIES & WAITE 1998). Meist befinden sich die Sträucher entlang vorhandener Heckenreihen, gerade auf ehemals genutzten Ackerflächen. Diese Maßnahmen betreffen also nur Randbereiche oder punktuelle Bereiche in Magerrasen, sodass die klassischen Magerrasenarten keinen Schaden davon tragen.

#### **5.2.4 Säume / Raine**

Auch entlang von Wegen ist es empfehlenswert Böschungsanbrüche, Erosionsrinnen sowie lückige Raine zu erhalten (STEIDL & RINGLER 1997). Dazu könnten Böschungen flach abgezogen (STOTTELE 1995) und das anfallende Erdmaterial in der Nähe deponiert werden, falls sich auch darin Diasporen seltener Pflanzenarten befinden. Zudem könnte beim Schneeräumen im Winter die randliche Grasnarbe verletzt werden, was förderlich für *Cerintho minor* wäre (STOTTELE 1995).

STOTTELE (1995) plädiert dafür, dass an Straßenböschungen verstärkt offene Rohboden- und Magerstandorte geschaffen werden. An neu angelegten Böschungen

könnte Oberboden mit Diasporen ausgebreitet werden (dünne Bodenabdeckung mit maximal 5 cm Mächtigkeit) (STOTTELE 1995). Wenn an Wuchsorten von *Cerintho minor* Baumaßnahmen durchgeführt werden, sollte darauf geachtet werden, dass der Boden mit Diasporen nicht verloren geht, sondern wieder an geeigneter Stelle ausgebracht wird. Auf die Einsaat von herkömmlichen Saatgut-Mischungen sollte zum Schutz der Biodiversität generell verzichtet werden. Sie enthalten oft nicht standortgerechte Arten oder sind mit schnell wüchsigen Leguminosen versetzt (Negativbeispiel Grünes Band Deutschland, Winzerer Höhen bei Regensburg). Seltene Arten wie *Cerintho minor* sind dieser Konkurrenz nicht gewappnet und werden verdrängt (STEIDL & RINGLER 1997).

Entlang von Hecken empfiehlt es sich, deren Ränder im Umtrieb von fünf bis acht Jahren deutlich zurück zu schneiden (STEIDL & RINGLER 1997). Dieser Eingriff sollte vor allem in den Wintermonaten erfolgen, also bevor im Frühjahr die sensible Phase in den Lebenszyklen der meisten Arten begonnen hat (vergleiche JENTSCH 2004, QUINGER et al. 1994). Dabei kann teilweise Totholz belassen werden, um an thermophilen Heckenstrukturen Nistplätze für *Osmia cerinthidis* zu schaffen, da diese in morschen Hölzern vermutet werden (LEHMEIER & WICKL 2002).

In Übergangsbereichen zwischen Heckenreihen und Magerrasenfragmenten würde sich ein Rotationsmodell anbieten, bei dem man verschiedene Sukzessionsabfolgen durch partielle Rodungen von Sträuchern mit verschiedenen Nutzungsformen (z. B. Überbeweidung) schafft (vergleiche STEIDL & RINGLER 1997). Dies hätte den Vorteil, dass Bestände von *Cerintho minor* nicht nur einmalig auftreten sondern dauerhaft bestehen könnten.



Abbildung 1: Hecken-Magerrasen-Komplex bei Adertshausen, in dem 2002 eine Massenpopulation von *Cerintho minor* nach Entfernen der Sträucher aufgetreten war, 30.04.2007.



Abbildung 2: Auftreten von *Cerintho minor* nach Rodung von Heckenreihe hinter Lesesteinriegel, Burglengenfeld, 14.05.2007.

### 5.2.5 Wälder

Die Pflege der Nieder-/ Mittelwälder sollte beibehalten werden (siehe Abbildung 3, Abbildung 5). In Oberfranken, vor allem im Landkreis Forchheim mit Schwerpunkt Eggolsheim, Streitberg und Ebermannstadt (Lks. Forchheim), wo *Cerintho minor* vorkommt, besteht noch Potential für eine Umwandlung in diese traditionelle Nutzungsform, die im Rückgang begriffen ist (ROSSMAN 1996). Der Umtrieb sollte dabei nicht länger als 20 bis 25 Jahre ausbleiben und der Deckungsgrad der verbleibenden Bäume sollte 30, maximal 50 Prozent; nicht überschreiten (ROSSMAN 1996). Die aus Mittelwäldern gewonnenen Hackschnitzel könnten als Heizmaterial genutzt werden.

Nadelwälder können ebenfalls wieder in Mittelwälder zurückgeführt werden, da das charakteristische Arteninventar in der Samenbank noch nach 30 bis 50 Jahren vorhanden sein dürfte (ROSSMAN 1996). Gerade bei den Waldstandorten bei Wallersberg im Landkreis Neumarkt und bei Heitzenhofen im Landkreis Regensburg sollte eine deutliche Auflichtung des Nadelwaldbestandes erfolgen und eine standortgerechte Baumartenwahl getroffen werden (siehe Abbildung 4, Abbildung 6).



Abbildung 3: Mittelwaldnutzung an der Langen Meile, 30.05.2007.



Abbildung 4: Wuchsort Wallersberg inmitten Fichtenforst, 13.06.2007.



Abbildung 5: Etablierung von *Cerintho minor* L. nach Entnahme von Bäumen, Lange Meile, 30.07.2007.



Abbildung 6: Wuchsort Heitzenhofen entlang Waldschneiße, 28.06.2007.

## 5.3 Managementmethoden

### 5.3.1 Abflämmen

Das Abbrennen von Pflanzengesellschaften zur Schaffung offenen Bodens kann nicht empfohlen werden, da nur Arten mit Rhizomen, unterirdischen Ausläufern und Pfahlwurzeln gefördert werden (QUINGER et al. 1994), abgesehen davon dass es gegenwärtig nicht gestattet ist (STEIDL & RINGLER 1997). Falls Rosetten vorhanden wären, würden diese geschädigt werden. Allerdings ist nicht geklärt, ob Samen von *Cerintho minor* dadurch Schaden nehmen würden. Dass *Cerintho minor* häufig an ehemaligen Brandstellen bei Pflegemaßnahmen vorkommt, wie bei QUINGER et al. (1994) beschrieben, konnte in der vorliegenden Untersuchung nicht beobachtet werden.

### 5.3.2 Einsaat zur Wuchsortbegründung

Falls keine Samenbank von *Cerintho minor* im Boden vorhanden ist, kann zur Wiederansiedlung der Art an geeigneten Stellen Samenmaterial ausgebracht werden. Dieses sollte unbedingt aus der nächsten Umgebung stammen (selektive Handwerbung; HAASE et al. 1992, STEVENSON et al. 1997). Ungeprüft ist, ob es möglich wäre, ausgefallene Samen mit einem tragbaren Sauggerät (handelsüblicher, durch Zweitaktmotor angetriebener Laubsauger) aufzusaugen, wie es bei *Globularia cordifolia* und *G. punctata* angewendet werden kann (THORMANN et al. 2003). Dabei müsste das gewonnene Material unzerkleinert wieder ausgebreitet werden, damit Insekten keinen Schaden nehmen (THORMANN et al. 2003). In jedem Fall dürfen durch die Entnahme von Diasporen die vorhandenen Populationen in ihrem Bestand nicht gefährdet werden. Es ist schwierig Samen von *Cerintho minor* zu sammeln, da

sie zu unterschiedlichen Zeiten reif werden, und vollständig reife Samen schnell ausfallen. Daher ist es notwendig zu verschiedenen Zeitpunkten an einer möglichst umfassenden Auswahl von Pflanzen einer Population Samen zu sammeln, jeweils kurz bevor sie aus den Hüllblättern fallen. Es ist auch möglich die Samen mit den Hüllblättern aufzusammeln und dann nach dem Nachreifen und Trocknen diese zu entfernen. Jedoch wurden in meinem Aussaatversuch mit selbst gesammelten Samen im Gewächshaus nur geringe Keimraten erzielt, was jedoch nur bedingt Schlüsse auf das Auflaufverhalten gesammelter Samen im Freiland zulässt (vergleiche ANDERLIK-WESINGER 2002). Die Samen waren vielleicht nicht genug ausgereift. Nach OTTO (2002) ist es allerdings schwierig den Reifezustand zu beurteilen und deswegen sehr subjektiv.

Bei der Aussaat sind keine hohen Saatgutstärken nötig; viel wichtiger für die konkurrenzschwachen Arten sind anschließende Maßnahmen (QUINGER et al. 1994). Wie oben beschrieben, muss nach erfolgreicher Etablierung von *Cerintho minor* ein Störungsmanagement eingeleitet werden, um kontinuierlich offene Bodenstellen zu schaffen, die den Erhalt der Art auf der renaturierten Fläche gewährleisten.

Im Feldflorenereservat bei Eching wurde *Cerintho minor* durch Einsaat aus autochthonem Saatgut angesiedelt. Nach Einsaat von 10 g Samen im Jahr 2001, konnten im darauffolgenden Jahr 20 Pflanzen gezählt werden (MATTHEIS 2003). Bei einem durchschnittlichen Samengewicht von 4,9 mg pro Samen (KLOTZ et al. 2002) würde die eingesäte Saatgutmenge etwa 2.040 Samen entsprechen. Wahrscheinlich handelt es sich bei den nachgewiesenen Pflanzen um Rosetten, was allerdings aus dem Bericht nicht hervorgeht, die dann allerdings durch eine versehentliche Mahd geschädigt wurden.

Ein Schnittexperiment im Gewächshaus konnte jedoch zeigen, dass *Cerintho minor* eigentlich schnittresistent ist und nach Rückschnitt aus den Rosetten leicht wieder neue Blütenstängel austreiben kann. Im Gelände konnte auch beobachtet werden, dass Rosetten die durch Tritt, beziehungsweise durch den Druck eines Traktors, geschädigt wurden, abermals Blütenstängel treiben konnten.

Auch MAYER (2008) in der Arbeitsgruppe Vegetationskunde am Institut für Agrarökologie, Ökologischen Landbau und Bodenschutz an der Bayerischen Landesanstalt für Landwirtschaft, untersucht *Cerintho minor* im Rahmen von Keimversuchen seltener Ackerwildkräuter. In diesem Projekt soll eine spezielle

Mischung zur Renaturierung der Ackerbegleitflora im ökologischen Landbau entwickelt werden (MAYER 2008). Noch sind jedoch keine Ergebnisse vorhanden.

Das Ansalben auf vorbereiteten, gefrästen, beziehungsweise aufgehacktem Boden ist eine praktikable Methode zur Wiederansiedlung von *Cerintho minor*. Daher kann auf gärtnerisch vorgezogene Pflanzen verzichtet werden.

### **5.3.3 Erfolgskontrolle/Monitoring**

Alle Renaturierungsmaßnahmen setzen eine genaue Kenntnis der Flora an den zu renaturierenden Flächen voraus. Außerdem ist es notwendig nach Ablauf der Maßnahmen eine Erfolgskontrolle durchzuführen, um die Entwicklung zu beobachten und gegebenenfalls erneut einzugreifen (PFADENHAUER & KIEHL 2003). Dazu ist es unabdingbar die Wuchsorte von *Cerintho minor* kontinuierlich zu kartieren. Eine Hilfe für weiteres Monitoring könnte der in dieser Arbeit entwickelte Aufnahmebogen sein, der speziell auf die Biologie der Pflanze zugeschnitten ist.

Bei Renaturierungsmaßnahmen mit Einsaaten sollten in jedem Fall genaue Angaben bezüglich Aussaatmenge (Anzahl der Samen pro Fläche), zur genauen Lage der Ansaatstellen sowie zu der genauen Anzahl etablierter Pflanzen (Rosetten, fertile Pflanzen) in die Artenschutzkartierung des LfU gemacht werden (vergleiche MILLER 2000). Ob eine Übertragung erfolgreich war, lässt sich nur feststellen, wenn sich die Pflanze dauerhaft etablieren konnte (mehr als 20 Jahre) (PFADENHAUER et al. 2003). Umso wichtiger ist hier also ein kontinuierliches Monitoring um langjährige Daten zu gewinnen. Langfristige Beobachtungen könnten zusätzlich für Forschungsfragen zur Vitalität und Mindestgröße der Populationen, vielleicht auch mit genetischen Analysen, herangezogen werden.

## Literatur

- ANDERLIK-WESINGER (2002): Spontane und gelenkte Vegetationsentwicklung auf Rainen, Untersuchungen zur Effizienz verschiedener Methoden der Neuanlage, Bern, Agrarökologie 43.
- CZARNECKA, J. (2005): Seed dispersal effectiveness in three adjacent plant communities: xerothermic grassland, brushwood and woodland, Ann. Bot. Fennici 42, Finnish Zoological and Botanical Publishing Board, Helsinki, 161 – 171.
- DAVIES, A. & S. WAITE (1998): The persistence of calcareous grassland species in the soil seed bank under developing and established scrub, Plant Ecology 136, 27 – 39.
- HAASE, R., LITTEL, M., LORENZ, W., SÖHMISCH, R. & W. ZEHLIUS (1992): Neuanlage von Trockenlebensräumen; Wissenschaftliche Dokumentation ökotechnischer Maßnahmen – aufgezeigt an Beispielen im Flurbereinigungsverfahren Freinhausen; Landkreis Pfaffenhofen; Bayerisches Staatsministerium für Ernährung und Forsten, Materialien zur Ländlichen Neuordnung, Heft 30, München.
- HAGEN, T. (1996): Vegetationsveränderungen in Kalkmagerrasen des Fränkischen Jura, Untersuchungen langfristiger Bestandsveränderungen als Reaktion auf Nutzungsumstellung und Stickstoff-Deposition, Laufener Forschungsberichte 4, Bayerischen Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege, Laufen.
- HOBBS, R.J., JENTSCH, A. & V.M. TEMPERTON (2007): Restoration as a Process of Assembly and succession mediated by disturbance, in: WALKER, L.R., WALKER, J. & R.J. HOBBS (editors), Linking Restoration and Ecological Succession, Springer Series on Environmental Management, Springer, New York, 150 – 167.
- JENTSCH, A. (2004): Disturbance driven vegetation dynamics; Concepts from biogeography to community ecology, and experimental evidence from dry acidic grasslands in central Europe, Dissertationes Botanicae, Band 384, J. Cramer in der Gebrüder Borntraeger Verlagsbuchhandlung Berlin, Stuttgart.
- JENTSCH, A. (2007): The Challenge of Restore Processes in Face of Nonlinear Dynamics – on the Crucial Role of Disturbance Regimes, Restoration Ecology Vol. 15, No. 2, pp 334 – 339.
- KLINGHAMMER, P. G. L. & T. J. DE JONG (1988): The importance of small-scale disturbance for seedling establishment in *Cirsium vulgare* and *Cynoglossum officinale*, Journal of Ecology, 76, 383 – 392.
- KLOTZ, S., KÜHN, I. & W. DURKA (2002): BIOLFLOR – eine Datenbank mit biologisch-ökologischen Merkmalen zur Flora von Deutschland, CD-ROM, in: Schriftenreihe für Vegetationskunde, Heft 38, Bundesamt für Naturschutz (Hrsg.), Bonn – Bad Godesberg.
- LEHMEIER, R. & K.-H. WICKL (2002): Freilanduntersuchungen zur Lebensweise der Wachsblumen-Biene *Osmia cerinthidis* MORAWITZ 1876, unter besonderer Berücksichtigung der Niststrukturen und Nistplätze an zwei Wuchsorten der Kleinen Wachsblume *Cerinth minor* L. bei Hohenburg, im Gebiet des ABSP – Umsetzungsprojektes Lauterachtal mit seinen Seitentälern (Landkreis Amberg-Sulzbach, Naturraum Mittlere Frankenalb), erstellt im Auftrag des Landschaftspflegeverbandes Amberg-Sulzbach, Amberg.
- MATTHEIS, A. (2003): Das Feldflore-reservat an der 'Kastner – Grube', Ergebnisse 2002 und 2003, Auftraggeber: Heideflächenverein Münchener Norden e. V., Eching.
- MAYER, Franziska (2008): Schriftliche Mitteilung (Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft)
- MILLER, U. (2000): Demographische Entwicklung repräsentativer Pflanzenarten nach Ansaat und Pflanzung, in: Sicherung und Entwicklung der Heiden im Norden von München, Ergebnisse aus dem E+E-Vorhaben 89211-1/94 des Bundesamtes für Naturschutz (Hrsg.), Angewandte Landschaftsökologie, Heft 32, Bonn, Bad Godesberg, S. 89 - 118.
- OTTO, B. (2002): Merkmale von Samen, Früchten, generativen Germinulen und generativen Diasporen, in: KLOTZ, S. , KÜHN, I. & W. DURKA, BIOLFLOR – eine Datenbank mit biologisch-ökologischen Merkmalen zur Flora von Deutschland, Schriftenreihe für Vegetationskunde, Heft 38, Bundesamt für Naturschutz (Hrsg.), Bonn – Bad Godesberg, S. 177 - 196.
- PFADENHAUER, J., KIEHL, K., FISCHER, F.P., SCHMID, H., THORMANN, A. WAGNER, C. & K. WIESINGER (2003): Empfehlungen zur Neuschaffung und Wiederherstellung von Kalkmagerrasen, in: Renaturierung von Kalkmagerrasen, zehn Jahre „Sicherung und Entwicklung der Heiden im Norden München“ – ein E+E-Vorhaben des Bundesamtes für Naturschutz (Hrsg.), Angewandte Landschaftsökologie, Heft 55, Bonn, Bad Godesberg, S. 253 - 260.
- PFADENHAUER, J. & K. KIEHL (2003): Renaturierung von Kalkmagerrasen – ein Überblick, in: Renaturierung von Kalkmagerrasen, zehn Jahre „Sicherung und Entwicklung der Heiden im Norden München“ – ein E+E-Vorhaben des Bundesamtes für Naturschutz (Hrsg.), Angewandte Landschaftsökologie, Heft 55, Bonn, Bad Godesberg, S. 25 - 38.
- QUINGER, B., BRÄU, M. & M. KORNPORST (1994): Lebensraumtyp Kalkmagerrasen – 2. Teilband - Landschaftspflegekonzept Bayern, Band II.1. Bayerisches Staatsministerium für

- Landesentwicklung und Umweltfragen, München in Zusammenarbeit mit der Bayerischen Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege, Laufen.
- ROSSMAN, D. (1996): Lebensraumtyp Nieder- und Mittelwälder, Landschaftspflegekonzept Bayern, Band II. 13 (Alpeninstitut GmbH Bremen); Projektleiter A. Ringler; Hrsg.: Bayerisches Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen (StMLU) und Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege (ANL), München.
- SCHNEIDER, C., SUKOPP, U. & H. SUKOPP (1994): Biologisch-ökologische Grundlagen des Schutzes gefährdeter Segetalpflanzen, Schriftenreihe für Vegetationskunde, Heft 26, Bundesamt für Naturschutz (Hrsg.), Bonn, Bad Godesberg.
- STEIDL, I. & A. RINGLER (1997): 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.
- STEVENSON, M. J., WARD, L. K. & R. F. PYWELL (1997): Re-creating semi-natural communities: Vacuum harvesting and hand collecting of seed on calcareous grassland, *Society for Ecological Restoration* Vol. 5, No. 1, 66 – 67.
- STOTTELE, T. (1995): Vegetation und Flora am Straßennetz Westdeutschlands, Standorte – Naturschutzwert – Pflege, *Dissertationes botanicae*, Band 248, J. Cramer Verlag, Stuttgart.
- THORMANN, A., KIEHL, K. & J. PFADENHAUER (2003): Einfluss unterschiedlicher Renaturierungsmaßnahmen auf die langfristige Vegetationsentwicklung neu angelegter Kalkmagerrasen, in: Renaturierung von Kalkmagerrasen, zehn Jahre „Sicherung und Entwicklung der Heiden im Norden München“ – ein E+E-Vorhaben des Bundesamtes für Naturschutz (Hrsg.), *Angewandte Landschaftsökologie*, Heft 55, Bonn, Bad Godesberg, S. 73 - 106.
- TREPESCH, C. & D. RÖDER (2008): Populationsbiologische Untersuchungen an *Cerinth minor* L. in Bayern. *Berichte der Bay. Bot. Gesellschaft* 78, S. 61 - 85, Selbstverlag, München.
- WICKL, K.-H. (2005): Aktuelle Nachweise seltener Bienenarten aus der Oberpfalz (Hymenoptera: Apidae), in: *Galathea* 21 / 2, *Berichte des Kreises Nürnberger Entomologen*, S. 67 – 86.