

Zur Verbreitung und Populationsbiologie von *Succisella inflexa* (Kluk) Beck in Bayern

Von G. Overbeck, Freising-Weihenstephan

1. Einleitung

In seiner „Flora von Südbayern“ (SENDTNER 1854) empfiehlt Sendtner den Östlichen Teufelsabbiss, *Succisella inflexa*, „der Aufmerksamkeit des Botanikers“ – nicht zu unrecht, handelt es sich doch um eine der sehr seltenen Pflanzenarten Bayerns. Die Art galt in Bayern zwischenzeitlich als ausgestorben; vermutlich wurde sie aufgrund der Ähnlichkeit zu *Succisa pratensis* über lange Zeit einfach übersehen. Heute kommt *Succisella inflexa* nur an wenigen Wuchsorten in Bayern vor und ist eine der Zielarten des vom Bayerischen Landesamt für Umweltschutz (LfU) durchgeführten „Artenhilfsprogramm für endemische und stark bedrohte Pflanzenarten Bayerns“ (vgl. BERG 2001). In einer Diplomarbeit am Lehrstuhl für Vegetationsökologie der TUM Weihenstephan (OVERBECK 2002) wurden in der Vegetationsperiode 2001 populationsbiologische Untersuchungen zu den Vorkommen der Art in den Uferstreuwiesen am Chiemsee durchgeführt. Vorliegende Arbeit stellt die Vorkommen von *S. inflexa* in Bayern vor, fasst in knapper Form einen Teil der Ergebnisse zur Populationsbiologie der Art am Chiemsee zusammen und diskutiert notwendige Pflegemaßnahmen für die Populationen in Bayern.

2. Die Art *Succisella inflexa* (Kluk) Beck

Succisella inflexa (Synonyme in älteren Florenwerken *Scabiosa inflexa*, *Scabiosa australis*, *Scabiosa repens*, *Scabiosa pseudoaustralis* sowie *Succisa australis*) ist ein ausdauernder Hemikryptophyt mit kriechendem, sich verzweigendem Wurzelstock, der mit seinen Blattrosetten lockere bis dichte Herden bildet. Blühende Triebe erreichen Höhen zwischen 30 und 120 cm; der Blütenstand ist trugdoldig ästig mit in der Regel mindestens drei, bei kräftigen Exemplaren auch 10–15 Blütenköpfchen. Das Köpfchen setzt sich aus ca. 50–70 weißlich-hellblauen Blüten zusammen. Der kahle Außenkelch ist 8-rippig, der Innenkelch ohne Borsten. Die Frucht ist tief 8-furchig gerieft. Wie andere Spätblüher der Streuwiesen (vgl. WEBER & PFADENHAUER 1987) gelangt *Succisella inflexa* ab Mitte August zur Blüte; der Zeitraum der Fruchtreife erstreckt sich bis in den November. Im Gegensatz zu den meisten anderen Rosettenpflanzen (z.B. auch *Succisa pratensis*) entspringen die Blütenstände von *Succisella inflexa* nicht direkt an der Rosette, sondern stoßen weiter entfernt von den Rosetten, in manchen Fällen auch ohne benachbarte Rosetten, aus dem Boden. Die grundständigen Rosettenblätter sind verkehrt-eilänglich bis verkehrt-lanzettlich, zum Stiel hin allmählich verschmälert, ganzrandig und leicht abgerundet bis zugespitzt. Die hellgrünen Blätter sind oft auffallend zart und mehr oder weniger stark abstechend borstig behaart, z.T. auch nur entlang der Blattadern. Die gegenständigen Stängelblätter der Blütentriebe sind ganzrandig oder leicht gezähnt, insgesamt lanzettlicher und stärker zugespitzt als die Grundblätter und meist unbehaart. Die Rhizome von *Succisella inflexa* kriechen dicht unter der Bodenoberfläche und bilden gelegentlich Seitentriebe. Das Rhizom löst sich vom hinteren Ende her auf und erscheint dann regelrecht abgebissen (deutscher Name!); dabei kommt es zur Auftrennung vormals zusammenhängender Rosetten in einzelne Individuen.

Von der nahe verwandten Art *Succisa pratensis* ist *Succisella inflexa* im sterilen wie blühenden Zustand gut zu unterscheiden: die Blätter von *Succisa* sind wesentlich derber und dunkler grün, der Außenkelch von *Succisa* besitzt ca. 1 mm lange Borsten, die auch vor der eigentlichen Blüte gut erkennbar sind. Die Blütenblätter von *Succisa* besitzen eine wesentlich dunklere blaue bis violette Färbung, das Köpfchens ist flacher als das von *Succisella inflexa*.

Succisella inflexa gilt nach OBERDORFER (1994) als Charakterart der Molinietalia mit Vorkommenschwerpunkten im Cnidion, Molinion sowie Magnocaricion. Aus Südosteuropa sind Vorkommen in



Abb. 1: *Succisella inflexa*:
links: Habitus; oben: Blütenköpfchen

verschiedenen Molinion-Gesellschaften bekannt. In Österreich und Slowenien gilt die Art als Verbandskennart für das Deschampsion (illyrische Überschwemmungswiesen; BALATOVA-TULACKOVA 1976, zitiert in ELLMAUER et al. 1993), welches das Cnidion im etwas wärmeren und humideren Klima Südosteuropas ersetzt. *Succisella inflexa* zählt insbesondere zu den Kennarten des Succisellae inflexo-Deschampsietum caespitosae, das von seinem Verbreitungszentrum Kroatien bis nach Österreich einstrahlt (ELLMAUER et al. 1993); die Art wurde auch im slowenischen Deschampsio-Plantaginetum altissimae nachgewiesen (ILIJANIC 1979). Aus Ungarn sind Vorkommen von *Succisella inflexa* im Cariceto elongatae-Alnetum sowie im Junceto-Molinietum bekannt. Beim Großteil der südosteuropäischen Gesellschaften mit *Succisella inflexa* handelt es sich um Feuchtwiesen, die unregelmäßig im Spätsommer oder Herbst gemäht werden und auf denen Wasserstandsschwankungen meist den entscheidenden Standortsfaktor darstellen (vgl. ILIJANIC 1979). Im Osten Albanien findet sich *Succisella inflexa* außerdem in von *Buphtalmum speciosum*, *Cirsium appendiculatum* und *Cicerbita alpina* beherrschten Hochstaudenfluren der Wolkenwaldstufe (RIKLI 1943).

Der Gattung *Succisella* (KLUK) BECK – 1893 von *Succisa* abgegliedert – gehören neben *Succisella inflexa* noch *S. petteri* (Endemit der kroatisch-bosnischen Adriaküste), *S. microcephala* (Endemit in der spanischen Extremadura) sowie *C. carvalheana* (Endemit Nordwestportugals) an (BECK v. MANNAGETTA 1893, BAKSAY 1952, BAKSAY 1955).

3. Verbreitung

3.1 Verbreitungsgeschichte

In Florenwerken des 19. Jahrhunderts (z.B. RÖHLING 1823, BLUFF & FINGERHUTH 1836, KITTEL 1853, WÖRLEIN 1893) werden Vorkommen von *Succisella inflexa* in Oberitalien, Ungarn, den Karpaten, Galizien, Kärnten, Steiermark, Krain, Oberösterreich und Salzburg, nicht jedoch im Gebiet Bayerns bzw. der heutigen Bundesrepublik Deutschland genannt. Nach HEGI (1918) war *Succisella inflexa* zumindest in der Mittel- und Südsteiermark sowie in der Krain Anfang des 20. Jahrhunderts „ziemlich verbreitet“, nach POSPICHAL (1899) im Unterfriaul „überall häufig“. BAKSAY (1955) bezeichnete die Verbreitung gegen Mitte des 20. Jahrhunderts innerhalb des Geamtareals als „sporadisch“, v.a. würden die Vorkommen Richtung Westen immer spärlicher. *Succisella inflexa* besitzt nach MEUSEL & JÄGER (1992)

heute ein stark disjunktes Areal mit Schwerpunkt in Südost- und Osteuropa (vgl. Abb. 1) und ist aufgrund der Häufung der Vorkommen im pannonisch-polonischen Raum als subkontinentale Art zu werten. Über die heutige Verbreitung bzw. etwaige Bestandsrückgänge von *Succisella inflexa* im Hauptareal liegen keinerlei zugängliche Informationen vor.

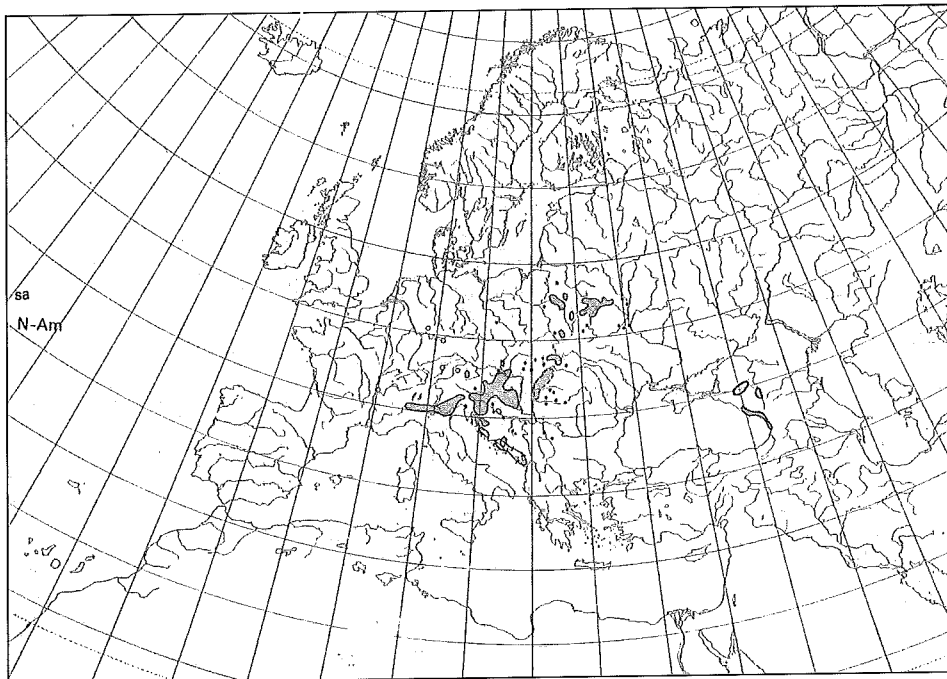
Nach einer Anmerkung auf einem Beleg im Herbarium der Botanischen Staatssammlung München aus dem Jahr 1897 ist *Succisella inflexa* seit 1886 in Bayern sicher nachgewiesen (ohne Ortsangabe). VOLLMANN (1914) nennt Fundorte bei Nymphenburg und bei Bamberg. HEGI (1918) gibt als einzigen Wildfundort Pfaffendorf in Schlesien an, erwähnt aber ebenfalls Fundorte bei der Fasanerie Hartmannshofen (bei München) sowie im Hauptmoorwald bei Bamberg, wo die Art ursprünglich eingeschleppt, mittlerweile aber eingebürgert sei. PAUL (1922) wies *Succisella inflexa* am Chiemsee nach. 1951 wurde ein (mittlerweise erloschenes) Vorkommen im Maintal bei Bischofsheim (Hessen) gefunden (MALENDE 1952, vgl. KORNECK 1963). Seit etwa Mitte bis Ende der 1960er Jahre bis zum Neufund in den Innauen bei Rosenheim im Jahr 1984 (ZAHLEHEIMER 1986) galt die Art in Bayern und Deutschland als verschollen, wurde dann aber in den folgenden Jahren am Chiemsee, bei Bamberg, am Ludwig-Main-Donau-Kanal südlich von Nürnberg sowie im Landkreis Haßberge (Maintal) wieder- bzw. neuentdeckt (vgl. Abb. 2). Die bayerischen Vorkommen finden sich am westlichen Rand eines stark disjunkten Areals mit Schwerpunkt in Südost- und Osteuropa (MEUSEL & JÄGER 1992; vgl. Abb. 1). SCHÖNFELDER *et al.* (1990) stufen das Indigenat der Vorkommen in den Innauen sowie am Chiemsee als gesichert ein, nicht jedoch die Funde im Münchner Raum. MERXMÜLLER (1977) und HAEUPLER & WISSKIRCHEN (1998) betonen, dass die Art im Gebiet als Neophyt gelten muss. Die Tatsache, dass *Succisella inflexa* im 19. Jahrhundert den Botanikern zwar bekannt war, im Gebiet der heutigen Bundesrepublik aber nicht nachgewiesen wurde, kann einerseits darauf hinweisen, dass die Art sich erst gegen Ende des 19. Jahrhunderts (aus dieser Zeit stammen von fast allen Wuchsorten die ersten Nachweise) in Deutschland ausbreitete, oder – man vergleiche ein erwiesenermaßen anthropogenes Vorkommen bei Lyon (PRUDHOMME 1988) – eingebürgert wurde. Andererseits zeigt gerade die Geschichte der heute bekannten Wuchsorte, dass die Art auch über Jahrzehnte offenbar sehr leicht übersehen wird.

3.2 Aktuelle Vorkommen in Bayern

3.2.1 Chiemsee-Stüdufer (MTB 8140)

Mit aktuell acht Wuchsorten und insgesamt 13 Teilpopulationen, die zum Teil Flächen von über 100 m² einnehmen (s.u.), sind die Vorkommen am Chiemseesüdufer (Gemeinden Übersee und Prien am Chiemsee) als die bedeutendsten für die Art in Bayern einzustufen. Am Chiemsee schließen sich noch großflächig erhaltene und größtenteils zur Gewinnung von Stalleinstreu genutzte Restbestände der Überflutungsstreuwiesen an den unterschiedlich breit ausgebildeten Röhrichtgürtel an. Stellenweise finden sich im Umfeld auch kleinere Hochmoor- und Schwingrasenkomplexe, Bruchwälder und komplett ausgebildete Verlandungsreihen. *Succisella inflexa* besiedelt vom Chiemsee regelmäßig überflutete Steifseggenriede, die insgesamt als floristisch hochwertig einzustufen sind (QUINGER *et al.* 1995). Die Populationen von *Succisella inflexa* finden sich sowohl in offenen Streuwiesenbeständen als auch randlich an Weidenbüschen, nicht jedoch in den meist seewärts angrenzenden *Carex lasiocarpa*-reichen Beständen mit Vorkommen von *Menyanthes trifoliata*, *Lysimachia thyrsoflora* und *Comarum palustre*. Die Wuchsorte befinden sich sämtlich in unmittelbarer Nähe zum Chiemsee (Entfernung zur mittleren Uferlinie meist nicht weiter als 50 m) und werden regelmäßig überflutet. Die Zahl der Überflutungstage pro Jahr kann dabei – je nach Witterungsverlauf – zwischen 0 und in extremen Jahren bis zu 100 liegen; der langjährige Schnitt beträgt knapp 30 Tage. Überflutet werden die Flächen zum einen in den Wintermonaten, zum anderen im Frühsommer nach der Hauptschneesmelze im Hochgebirge. Bei den Böden handelt es sich um durchschlickte Niedermoor- bzw. Anmoorgleye auf holozänen glazialen Ablagerungen (Kiese, Sande) im Bereich Übersee-Feldwies und auf Seetonen im Bereich Prien-Harras. Die Mächtigkeit der Torfauflage liegt in der Regel unter 10 cm; nur bei einem Wuchsort handelt es sich mit einer Torfauflage von 52 cm um ein echtes Niedermoor.

Die Steifseggenrieder mit *Succisella inflexa* erhalten ihre besondere Stellung gegenüber anderen Streuwiesen in Bayern durch die hohe Stetigkeit zahlreicher Stromtalarten des submediterranen Geoelements, die im übrigen Alpenvorland zum Teil fehlen, wie z.B. *Thalictrum flavum*, *Senecio paludosus*, *Lathyrus palustris* oder *Iris sibirica* (vgl. QUINGER *et al.* 1995). Das gemeinsame Vorkommen dieser Arten deutet in den Streuwiesen am Chiemsee fast immer auf das Vorkommen von *S. inflexa* hin. Insgesamt läßt die Artengarnitur auf basenreiche, meso- bis eutrophe Standortverhältnisse schließen (vgl. QUINGER *et al.*



■ • indigen • synanthrop

Abb. 2: Areal von *Succisella inflexa*. Aus MEUSEL & JÄGER (1992), verändert.

1995, PFADENHAUER 1997); v.a. Hochstauden des Filipendulion nehmen eine wichtige Rolle ein. Im kleinräumigen Wechsel finden sich jedoch auch deutlich niedrigwüchsiger, von *Carex panicea* und *C. flava* beherrschte Bereiche, in die *Succisella inflexa* aber kaum vordringt.

3.2.2 Hauptsmoorwald bei Bamberg (MTB 6131)

Im Hauptsmoorwald im Regnitztal besiedelt *Succisella inflexa* eine Streuwiesenbrache in einem Komplex aus Weidengebüsch, Großseggenriedern, Röhrriecht und Hochstaudenflur. Im August 2001 wurden vom Autor auf einer Gesamtwuchsfläche von etwa 10 m² ca. 150 blühende Triebe gefunden. Die Fläche weist einen ruderalen Charakter auf und ist angrenzend an den *Succisella*-Bestand stark mit Brennesseln und anderen Hochstauden durchsetzt, teilweise kommen erste Gehölze hoch (GERDES 1990). Eine Überflutung der Fläche durch den nahen Horngraben findet nicht statt (GERDES, Umweltamt Stadt Bamberg, mündl.). Obwohl innerhalb der letzten zehn Jahre – mit der Ausnahme einer einzigen Herbstmahd – keinerlei Pflege stattgefunden hat, scheinen die Bestände bisher stabil zu sein (GERDES, mündl.).

3.2.3 Ludwigs-Donau-Main-Kanal bei Gsteinach (MTB 6633)

Die Bestände – gehäuft in flachen Uferbereichen des südexponierten Nordufers (am Südufer keine Vorkommen) – sind in den Seggen- und Röhrriechtgürtel des Kanals integriert und nach MEYER & v. BRACKEL (1994) „offensichtlich alteingebürgert“. Im August 2001 wurden fünf Teilpopulationen mit insgesamt ca. 80 blühenden Trieben gefunden. Die Begleitvegetation wird als Übergang von der Rot-schwingel-Straußgraswiese der angrenzenden Böschung zum Kalmusröhrriecht und Großseggenried des Kanalufers angesprochen (MEYER & v. BRACKEL 1994). In Folge der Wasserstandsregulierung des Kanals werden die Wuchsorte nicht überflutet (PÜHL, UNB Roth, mündl.). Die angrenzende Böschung

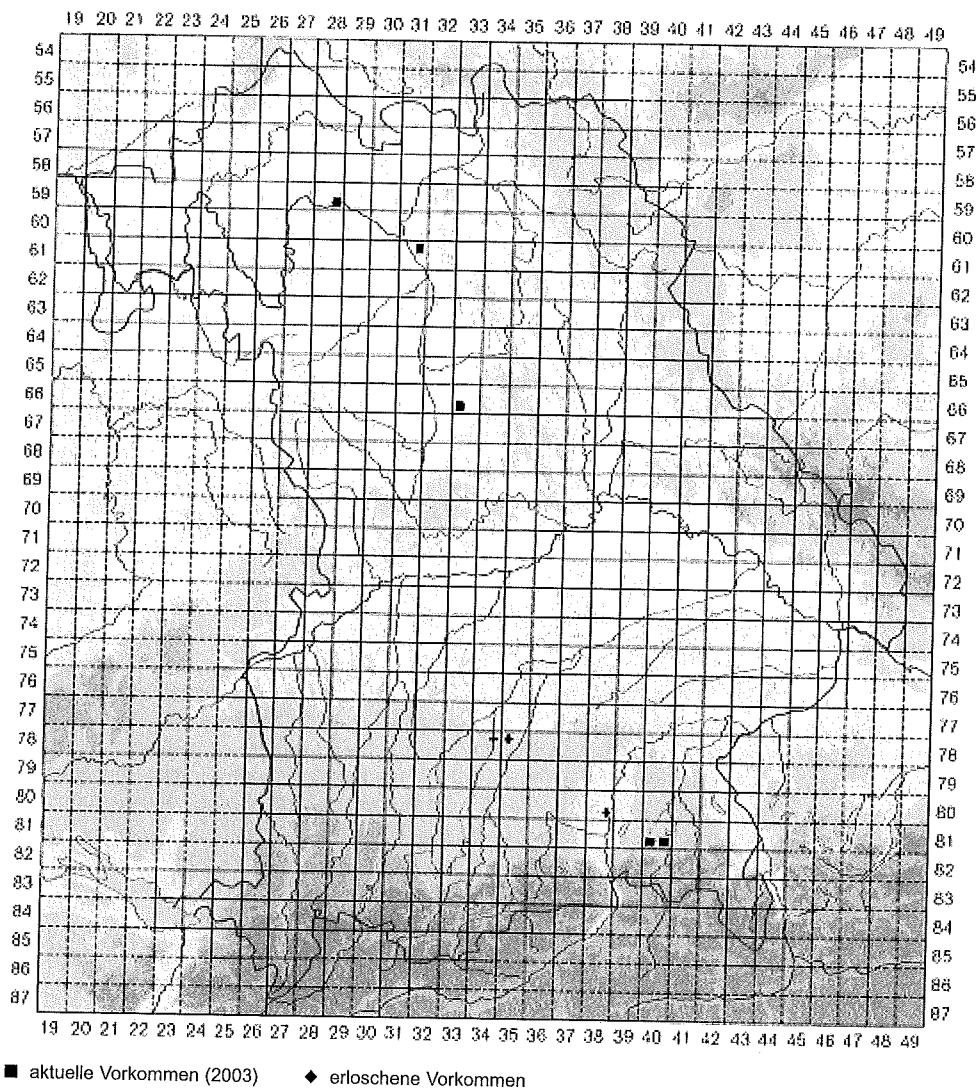


Abb. 3: Verbreitungskarte von *Succisella inflexa* in Bayern. Aus SCHÖNFELDER & BRESINSKY (1990), aktualisiert (Stand 2003).

wird gemäht, der Kanal selbst regelmäßig entschlammt, was zur Abschiebung des gesamten Uferbewuchses und somit zur Gefährdung der Bestände führen kann (MEYER 1991). Nach WEIMERT (UNB Roth, mündl.) sind die Bestände in den letzten Jahren in etwa gleich geblieben; demgegenüber konstatieren MEYER & v. BRACKEL (1994), dass zwischen den Kartierungen 1990 und 1994 einige Teilbestände verschwunden, andere jedoch an im Jahr 1990 unbesiedelten Stellen hinzugekommen waren.

3.2.4 Innauen nördlich Rosenheim (MTB 8038)

An diesem Wuchsort war *Succisella inflexa* im Jahr 1984 nach ihrem mutmaßlichem Aussterben in Bayern erstmals wiedergefunden worden (ZÄHLHEIMER 1986). Bei der Fläche handelt es sich um ein von Auwald umgebenes, verarmtes Molinion caeruleae mit Vorkommen u.a. von *Thalictrum lucidum*

und *Carex hartmanii* (vgl. OTTO 1990). Über das derzeitige Mahdregime der Fläche ist nichts bekannt. Während ein Teil der Fläche offensichtlich zumindest ab und zu gemäht wird, macht der größte Teil einen verbrachten Eindruck. Betrug die Deckung von *Succisella inflexa* 1984 auf einer Fläche von 10 m² nach ZAHLHEIMER (1986) noch 5–25 %, so konnte OTTO (1990) im Jahr 1989 nur ein einziges blühendes Exemplar und zwei sterile Rosetten finden; 2001 und 2002 wurden bei jeweils zwei Begehungen Mitte August und Anfang September keine Exemplare von *Succisella inflexa* mehr gefunden; die Vorkommen müssen als verschollen gelten. Auch *C. hartmanii* ist im Übrigen gegenüber 1984 offensichtlich stark zurückgegangen.

3.2.5 Maintal bei Horhausen (Lkr. Haßberge; MTB 5928)

Succisella inflexa wurde hier 1998 an einem Entwässerungsgraben mit wechsellückiger Silgen-Wiesenbrache mit Tendenz zum Filipendulion aufgefunden; die Population bestand aus etwa zehn Exemplaren, von denen sich die Hälfte in Blüte befand (ELSNER 1999). Trotz (unerlaubter) Grabenräumung im Winter 1998/99 und Mahd der Fläche fanden sich nach Elsner (mündl.) im Jahr 2003 wieder ca. 30 Rosetten und einige blühende Triebe am Graben.

4. Populationsbiologie von *Succisella inflexa* am Chiemsee

4.1 Größe und Entwicklung der Populationen am Chiemsee

Die Populationen von *Succisella inflexa* am Chiemsee variieren stark in Hinblick auf Flächenausdehnung, Dichte und Anzahl blühender Triebe. Fünf Populationen weisen eine flächenhafte Ausdehnung von über 100 m², in einem Fall sogar 300 m², auf. Die Deckung der Art liegt an diesen Wuchsorten bei durchschnittlich ca. 30 %. *Succisella inflexa* erreicht dabei in einzelnen Bereichen Deckungsgrade von über 50 % und ist somit die absolut dominierende Art. Zwei weitere Populationen weisen eine flächenhafte Ausdehnung von 10 bzw. 40 m² auf, mit Deckungswerten von 20 % bzw. 30 %. Die sechs übrigen Populationen besitzen Flächengrößen unter 15 m², in zwei Fällen sogar nur von 0,5 m²; insgesamt haben all diese Populationen eine (auf die Gesamtwuchsfläche der Population bezogen) nur niedrige Deckung von (in den größeren) 10 % bis (in den kleineren) unter 5 %. Vor allem die Populationsgröße dieser kleineren Populationen ist – vergleicht man die Anzahl der blühenden Triebe¹ – zwischen 1993 (PLA 1994) und 2002/2003 deutlich zurückgegangen. Die größeren Populationen haben sich dagegen kaum verändert, oder konnten zwischen 1993 und 2002/2003 in der Anzahl blühender Triebe sogar noch zunehmen, im Jahr 2003 zum Teil deutlich. Eine Ausnahme bildet eine Population, die 1993 als eine der größten kartiert worden war: Verbrachung nach Nutzungsaufgabe der Streuwiese im Jahr 1995 hat hier bis zum Jahr 2002 zum vollständigem Erlöschen der Population geführt; 2001 waren hier noch ein blühendes und drei sterile Individuen gefunden worden. Vier weitere Populationen, die 1993 kartiert worden waren und bereits damals zu den kleineren gehörten (PLA 1994), konnten in den Jahren 2001 bis 2003 ebenfalls nicht mehr aufgefunden werden. Nur eine Population ist offensichtlich neu dazugekommen.

Während die größeren Populationen somit offensichtlich stabil sind, scheinen die kleineren deutlich stärker gefährdet zu sein. Dies zeigt sich nicht nur in reduzierter Blühfreudigkeit, sondern auch in einem geringeren Samengewicht und einer geringeren Keimrate im Vergleich zu den größeren Populationen (OVERBECK 2002). Da der Begriff der „Fitness“ im allgemeinen über die Anzahl der Nachkommen definiert wird, die ein genetisches Individuum an zukünftige Generationen beisteuert (BORNKAMM et al. 1991), kann die Keimrate von Samenmaterial der verschiedenen Populationen Aufschluss über die Überlebensfähigkeit der Population geben. Generell gilt, dass größere Samen höhere Keimraten besitzen, schneller keimen und ihre Keimlinge höhere Wachstums-, Entwicklungs- und Überlebensraten besitzen (SCHOPP-GUTH 1993). Für die Populationen von *Succisella inflexa* wurde festgestellt, dass die Populationen mit einem großen Anteil blühender Triebe generell deutlich höhere Samengewichte (Tausendkorngewicht 1,6 g bis 1,8 g) und Keimraten (65–80 %) aufweisen als Populationen mit nur sehr wenigen blühenden Trieben (Tausendkorngewicht: 1,3 g bis 1,5 g; Keimraten: 35–42 %; Daten aus OVERBECK

¹ Die Untersuchung aus dem Jahr 1993 (PLA 1994), bei der nur die Anzahl der blühenden Triebe pro Population erfasst wurde, stellt die einzige Vergleichsdatengrundlage zur Abschätzung der Populationsentwicklung dar.

2002). Zwar konnte dies aufgrund der Seltenheit der Art nicht an allen Populationen untersucht werden, insbesondere nicht an den sehr kleinen Populationen, dennoch scheinen die Ergebnisse darauf hinzuweisen, dass die kleineren Populationen bereits eine etwas geringere Überlebensfähigkeit besitzen. Allgemein ist bekannt, dass die Verringerung der Größe von Pflanzenpopulationen zur genetischen Verarmung und somit zur Verringerung der Überlebensfähigkeit der Populationen führen kann – ohne genetische Untersuchungen ist es allerdings nur schwer möglich, hierzu abschliessende Aussagen zu treffen (vgl. z.B. OOSTERMEIJER 2000); niedrigere Samengewichte und entsprechend niedrigere Keimraten können auch durch ungünstigere Standortbedingungen verursacht sein (HARPER et al. 1970).

4.2 Keimfähigkeit unter dem Einfluss der Landnutzung

Die Untersuchungen an den Wuchsorten am Chiemsee ergaben für *Succisella* generell eine sehr hohe Keimrate. In experimentellen Aussaatversuchen an den Wuchsorten (zu Versuchsaufbau, Methodik und detaillierter Darstellung der Ergebnisse s. OVERBECK et al. 2003) lag die Keimrate auf einer regelmäßig gemähten Streuwiese bei durchschnittlich 53 %. In Parzellen, bei denen zusätzlich durch Entfernen der Moosschicht offene Bodenstellen geschaffen wurden, betrug die Keimrate sogar 69 %. Demgegenüber lag die Keimrate auf einer verbrachten Fläche mit einer Streuschicht von knapp 10 cm nur noch bei 2 %; wo diese Fläche gemäht war bzw. ebenfalls nach Mahd und Mähgutentfernung offene Bodenstellen geschaffen worden waren, bei 27 % bzw. 33 % (OVERBECK et al. 2003). Darüber hinaus haben die Versuche gezeigt, dass das Überleben der Keimlinge im Winter ebenfalls von der Nutzung bestimmt wird: die Überlebensrate (bezogen auf die Anzahl der im Jahr zuvor ausgesäten Samen) lag auf den verbrachten Flächen bei 0 %, auf der regelmäßig gemähten Streuwiese in gemähten Parzellen bei 31 %, in Parzellen, wo offene Bodenstellen geschaffen worden waren, bei 51 %. Diese Ergebnisse zeigen klar, dass eine Verbrachung der Streuwiesen die generative Vermehrung von *Succisella inflexa* verhindert, wie dies auch für andere Arten der Streuwiesen, v.a. konkurrenzschwache Rosettenpflanzen, bekannt ist (PFADENHAUER 1989, KOTOROVA et al. 1999). Gleichzeitig wird durch die hohen Keimraten bei den Versuchen auf der gemähten Streuwiese jedoch deutlich, dass bei *Succisella inflexa* prinzipiell keine Limitierung der Regeneration durch mangelndes Diasporenangebot oder fehlende Keimungsnischen besteht, solange die Samen die Möglichkeit haben, auszureifen und nicht durch zu frühe Mahd vernichtet werden.

4.3 Ausbreitungsmechanismen

Der Mahd kann, solange sie nach der Samenreife erfolgt, für Grünlandarten eine wichtige Rolle bei der Nahausbreitung der Samen und somit der flächenhaften Erweiterung sowie Regeneration der Populationen zukommen. So konnte z.B. TERBORG (1979; zitiert nach BAKKER 1989) feststellen, dass die Samen von *Rhinanthus angustifolius* zunächst nur weniger als 25 cm von den Pflanzen entfernt ausgestreut wurden, dann aber durch Mahd und Heugewinnung maximal 8 bis 9 m von der Samenquelle entfernt wurden; diese Ergebnisse lassen sich vermutlich auf andere Arten des Grünlandes übertragen.

Die Samen von *S. inflexa* sind – wie experimentell untersucht wurde – über längere Zeiträume schwimmfähig und verlieren durch den Transport im Wasser ihre Keimfähigkeit nicht (OVERBECK et al. 2003). HARVEY & MEREDITH (1981) haben gezeigt, dass die ebenfalls schwimmfähigen Samen von *Puccinellium palustre* in Seggenriedern in England in der Regel dennoch nicht über größere Distanzen transportiert wurden: in verbrachten Großseggenriedern mit dicker Streuauflage konnte kein Transport der Diasporen von *P. palustre* über größere Distanzen als 1 m nachgewiesen werden; in nicht-verbrachten Seggenriedern hatten sich 62 % der Samen maximal 1 m von der Diasporenquelle entfernt. Diese Ergebnisse sind vermutlich auf *Succisella inflexa* übertragbar. Wasser dürfte aufgrund der nur schwachen Strömungen bei der Überstauung der Flächen durch den Chiemsee auch hier nur zum lokalen Verdriften innerhalb einer Fläche führen und somit, ebenso wie Ausbreitung durch Mahdprozesse, nicht zur Fernausbreitung beitragen. Eine höhere Bedeutung könnte die Ausbreitung über Wasser jedoch bei den Wuchsorten von *Succisella inflexa* am Ludwig-Main-Donau-Kanal bei Nürnberg besitzen, wo sogar vermutet wird, dass die Bestände möglicherweise durch Diasporentransport über den Kanal aus den Beständen bei Bamberg, oder über die Schifffahrt aus dem Donaauraum eingeschleppt wurden (MEYER 1991). Hier scheinen zwar einzelne Teilvorkommen von *Succisella inflexa* immer wieder zu verschwinden, andererseits konnten in den letzten Jahren auch neue Trupps aufgefunden werden (MEYER & V. BRACKEL 1994), die durch Samen, die direkt in das Wasser gefallen und kanalabwärts angelandet wurden, ent-

standen sein könnten. Auch bei Vorkommen an Gräben, wie z.B. im Landkreis Haßberge, besteht – abhängig von den jeweiligen Fließbedingungen – prinzipiell vermutlich eine höhere Wahrscheinlichkeit des Samenverdriftens. Darüber, wie groß die Chance ist, dass die Samen dann auch tatsächlich an geeigneten Stellen wieder anlanden, kann nur spekuliert werden.

Succisella inflexa besitzt die Fähigkeit zu klonalem Wachstum. Die Untersuchungen am Chiemsee haben gezeigt, dass bei allen Populationen die Bedeutung der vegetativen Ausbreitung die der Fortpflanzung über Samen und Keimlinge zum Fortbestand der Populationen übertrifft (OVERBECK 2002). Dies stimmt mit den allgemeinen Theorien über die Ausbreitungsmuster klonaler Pflanzen überein (CRAWLEY 1990, STÖCKLIN 1992). Dies bedeutet, dass die Erhaltung der bestehenden Populationen über vegetatives Wachstum erfolgt, die Vermehrung über Samen dagegen vermutlich zweitrangig ist; dennoch ist sie langfristig von Bedeutung für den Erhalt der genetischen Vielfalt und die Möglichkeit der Neukombination des genetischen Materials. Dabei ist die relativ geringe sexuelle Vermehrung vermutlich auch eine Folge zu früher Mahd, die häufig schon im September durchgeführt wird, wenn die meisten Früchte noch nicht ausgereift sind.

4.4 Ursachen für Veränderungen der Populationsgröße

Bei den meisten Populationen am Chiemsee ist eine klare Ursache für die Veränderungen hinsichtlich der Entwicklung der Anzahl blühender Triebe gegenüber 1993 nicht erkennbar, weder bei mittlerweile erloschenen oder stark zurückgegangenen, noch bei (bezogen auf die Zahl blühender Triebe) 2001 noch erheblich größeren Populationen. Lediglich bei zwei Populationen kann der Rückgang klar auf die fehlende oder falsche Nutzung zurückgeführt werden: eine Population, 1993 noch mit 300 blühenden Trieben kartiert, ist durch die Aufgabe der Mahd im Jahr 1995 mittlerweile völlig erloschen (s.o.). Eine weitere Population ist durch die auf der besiedelten Streuwiese bereits im Juli erfolgende Mahd stark zurückgegangen. Auffällig ist, dass bei fast allen stark zurückgegangenen Populationen sowie auf Flächen mit ehemaligen (d.h. 1993 noch kartierten, 2001/2003 nicht mehr aufgefundenen) Wuchsorten von *S. inflexa* die Streuwiesen relativ stark verschilft sind. Zudem sind all diejenigen Populationen stark zurückgegangen, die sich auf Niedermoorgleyen über Seeton finden, wo also die jährliche Anzahl der Überflutungs- bzw. Überstauungstage aufgrund des undurchlässigen Untergrundes recht hoch ist. Populationen auf Sanden und Kiesen mit wesentlich kürzerer Überflutungszeit bzw. im Sommer mit deutlich niedrigerem Grundwasserstand konnten dagegen zumindest zum Teil im Vergleich zu 1993 (bezogen auf blühende Triebe) starke Zuwächse verzeichnen. Generell war im sehr heißen und trockenen Sommer 2003 die Blütrate auf allen Flächen am Chiemsee wesentlich höher als in den Vorjahren mit Überflutungen der Flächen im Juni bzw Juli: offensichtlich wird *Succisella* durch die warmen und eher trockeneren Bedingungen (mit im Chiemseeraum dennoch ausreichender Niederschlagsversorgung) begünstigt, was für die Einstufung der Art als Stromtalpflanze spricht. Dass Schwankungen in der Blühtätigkeit und der Populationsgröße entscheidend durch die klimatischen Bedingungen beeinflusst werden, wurde auch schon für andere Arten nachgewiesen (PEINTINGER 2000). Die regelmäßigen Überflutungen, wie sie am Chiemsee normalerweise erfolgen, stellen somit – wie ja die anderen Vorkommen in Bayern, die allesamt nicht oder nur sehr selten überflutet werden, schon vermuten lassen – keine notwendige Standortvoraussetzung für die Art dar.

5. Pflegebedürftigkeit der Populationen von *Succisella inflexa*

Grundsätzlich stellt die regelmäßige Herbstmahd auf Streuwiesen für niedrigwüchsige und häufig konkurrenzschwache Arten einen Vorteil dar, während potentiell dominierende hochwüchsige Arten, wie z.B. Schilf und Großseggen, geschwächt werden (PFADENHAUER 1989). Erst die späte Mahd schafft Konkurrenzverhältnisse, die den Artenreichtum der Streuwiesen sichern (vgl. LIEPELT & SUCK 1989, BRIEMLE et al. 1991, QUINGER et al. 1995). Auch *Succisella inflexa* gehört zu den Arten, die von später Mahd profitieren und mit ihrem Lebenszyklus an die traditionelle Bewirtschaftungsweise von Streuwiesen gut angepasst sind. Dagegen verhindert die Verbrachung von Streuwiesen das Aufkommen von Keimlingen und damit die Verjüngung der Populationen durch die Streuauflage fast völlig (OVERBECK et al. 2003; s.o.).

Dennoch scheint das Schicksal von *Succisella inflexa* bei Verbrachung im Wesentlichen von den Vegetationsverhältnissen der betreffenden Fläche abzuhängen. Allgemein gilt die Verschilfung als der vorherrschende Sukzessionsprozess auf brach gefallenem mesotrophen Steifseggenriedern (QUINGER et al.

1995). Sie dürfte auch beim Großteil der Wuchsorte am Chiemsee - in der Regel ohnehin schon locker durchschilft - im Falle der Nutzungsaufgabe die Vegetationsverhältnisse bestimmen. Ergebnisse dieses Prozesses sind artenarme „Pseudoröhrichte“, in denen sich neben *Phragmites australis* im Wesentlichen nur noch einige Nährstoffzeiger finden (QUINGER et al. 1995). Wie der Großteil der wertbestimmenden Streuwiesenarten ist auch *Succisella inflexa* diesem Prozess nicht gewachsen.

Insgesamt - auch bei jährlicher Mahd - weisen die Wuchsorte von *Succisella inflexa* am Chiemsee mit Arten wie *Filipendula ulmaria*, *Lysimachia vulgaris*, *Valeriana officinalis*, *Carex acutiformis* oder *Carex disticha* einen hohen Anteil von Arten auf, die gemeinhin als charakteristisch für Brachestadien von Streuwiesen gelten (QUINGER et al. 1995, JENSEN 1998). Neben der Verschilfung dürfte somit auf einigen Flächen auch die Verhochstaudung mit Filipendulion-Arten (QUINGER et al. 1995) den Sukzessionsprozess der Untersuchungsflächen bestimmen. Solche Bestände können durch die starke Beschattung durch die Hochstauden ebenfalls über längere Zeiträume gehölzfrei bleiben (ebenda). *Succisella inflexa* kann sich in diesem Sukzessionsprozess ohne Verschilfung offensichtlich auch ohne Nutzung bzw. Pflege recht gut behaupten; dies wird vor allem durch das Vorkommen bei Bamberg deutlich, wo der in einer ruderalen Hochstaudenflur gelegene Bestand sich über (mindestens) die letzten zehn Jahre auch ohne Pflege in gleichbleibender Bestandesgröße halten konnte. *Succisella inflexa* reagiert in diesem Vorkommen wie auch in den stärker von Filipendulion-Arten dominierten Flächen am Chiemsee mit einer offensichtlichen Vergrößerung der Blattfläche sowie mit einem insgesamt intensiveren klonalen Wachstum (was allerdings auch eine Folge besserer Nährstoffverhältnisse sein könnte); die Blühfreudigkeit lässt anscheinend durch die Konkurrenz der Hochstauden nicht nach. Entscheidend für *Succisella inflexa* ist vermutlich, dass hier - im Gegensatz zu stark verschilften bzw. von Seggen dominierten Standorten - keine dicke und schlecht zersetzbare Streuschicht akkumuliert wird, die das Aufkommen von Keimlingen und auch den Frühljahrsaustrieb der bestehenden Individuen unterdrückt.

Unklar ist, ob eine stärkere Verschilfung an sich - bei regelmäßiger Mahd - bereits ein Problem für die Vorkommen von *Succisella inflexa* darstellt. Tendenziell sind, wie oben bereits angemerkt, die Populationen in stark verschilften Streuwiesen gegenüber 1993 zurückgegangen. Insgesamt sind die Populationen in stärker verschilften Bereichen am Chiemsee weniger dicht als in schilffarmen Beständen; die Blühtätigkeit ist jedoch nicht reduziert, Blühtriebe und Rosetten sind sogar - wohl aufgrund der stärkeren Lichtkonkurrenz durch das Schilf - größer als in den niedrigwüchsigeren Beständen von *Succisella*. Allerdings hat sich bei den Freilanduntersuchungen gezeigt, dass die Mortalitätsrate von Keimlingen auf stärker verschilften Standorten höher war (OVERBECK 2002).

Entscheidend für *Succisella inflexa* als Art mit einem sehr spät abschließenden Entwicklungszyklus ist der Mahdzeitpunkt. Werden die Flächen gemäht, bevor die Samen ausreifen konnten, so werden die generative Vermehrung und die Samenausbreitung von *Succisella inflexa* unterbunden. Früher wurden Streuwiesen allgemein wesentlich später im Jahr gemäht als heute. Zum einen lag dies an der höheren Qualität der Streu bei späterer Mahd, zum anderen führten rein praktische Gesichtspunkte (bessere Befahr- und Mähbarkeit bei gefrorenem Boden) sowie die Einbindung in die allgemeinen landwirtschaftlichen Betriebsabläufe zu einer Mahd im Spätherbst oder Winter (KONOLD & HACKEL 1990, QUINGER et al. 1995). Demgegenüber versuchen die Landwirte heute, aufgrund der im Spätherbst meist deutlich nasserem Witterung, die Flächen so bald wie möglich nach dem vertraglich festgelegten einheitlichen Zeitpunkt (01.09. oder 15.09.) zu mähen. Eine Mahd im September, wie sie nach den derzeitigen Bedingungen des Vertragsnaturschutzprogramms erfolgen kann, ist jedoch für *Succisella inflexa* deutlich zu früh: das Aussamen der Pflanzen ist erst gegen Anfang November abgeschlossen; vermutlich werden auch erst mit Winteranbruch die in der oberirdischen Biomasse gebundenen Ressourcen in die unterirdischen Speicherorgane zurückgezogen.

6. Seltenheit und Schutzbedarf

Die Seltenheit einer Art kann nicht automatisch mit ihrer Gefährdung gleichgesetzt werden, sondern charakterisiert lediglich die räumliche Verteilung der Individuen (SCHMID & MATTHIES 1994). Ob eine Art als selten bezeichnet werden kann, hängt nach RABINOWITZ (1981) von drei Faktoren ab: der Größe des Gesamtverbreitungsgebietes, des Grades der Bindung an spezielle Habitatbedingungen und der lokalen Populationsgrößen. Im Falle von *Succisella inflexa* liegen ein fragmentiertes und insgesamt relativ kleines Gesamtareal und eine Habitatbindung an extensiv genutzte Feuchtwiesen vor. Wie die Wuchsorte am Chiemsee zeigen, kann die Art dabei auf einer Fläche von immerhin einigen 100 Quadratmetern zur Dominanz gelangen. Insgesamt muss die Art somit zumindest in Bayern als „locally abun-

dant in a specific habitat, but restricted geographically“ (RABINOWITZ 1981) oder als „von Natur aus selten“ (RINGLER 1980) bezeichnet werden. Nach RINGLER (1980) führt die Seltenheit einer Art erst in Verbindung mit einem Bestandsrückgang dazu, dass ihr eine hohe Schutzdringlichkeit beigemessen werden muss.

Als eine der Hauptursachen für die zunehmende Gefährdung einer Vielzahl von Arten wird allgemein die durch menschliches Wirken hervorgerufene Verkleinerung und Fragmentierung der Habitate angesehen (DANNEMANN et al. 1999, HOOFTMAN et al. 1999). Gerade bei wenigen und kleinen Populationen ist die stochastische Wahrscheinlichkeit des Aussterbens einer Art deutlich größer als bei großen Populationen (SHAFFER 1981, SCHMID & MATTHIES 1994, LIENERT et al. 2002). Für *Succisella inflexa* gilt dieses prinzipiell auch. Da aber die Vorkommen in Deutschland am Rand des Verbreitungsgebietes eines ohnehin disjunkten Areals liegen bzw. als isolierte Vorposten betrachtet werden können, muss davon ausgegangen werden, dass *Succisella inflexa* in Bayern schon immer selten war. Während sich über die Besiedlungsgeschichte nur spekulieren lässt, waren die Populationsgrößen in der Vergangenheit offensichtlich ausreichend, um das Überleben der Populationen bis heute zu gewährleisten. Dabei waren sie allerdings vermutlich weniger „fragmentiert“ als heute. Die Nachweise von *Succisella inflexa* seit des Erstfundes der Art scheinen zumindest am Chiemsee dennoch auf eine insgesamt eher stabile Situation der Populationen in den letzten 100 Jahren hinzudeuten, wobei sich einige Populationen gegenüber 1993 offensichtlich bedeutend vergrößern konnten, andere allerdings geschrumpft sind. Eine Untersuchung von *Svertia perennis*-Populationen in Niedermooren der Schweiz (LIENERT et al. 2002) konnte zeigen, dass das Aussterberisiko dieser Art am Rand des Verbreitungsgebiets höher liegt als im Kernareal. Ob dies bei *Succisella inflexa* ähnlich ist, kann mit vorliegenden Daten nicht beurteilt werden. Zunächst ist somit die Sicherung der bestehenden Populationen, wie sie im Rahmen des „Artenhilfsprogramms für endemische und stark bedrohte Pflanzenarten Bayerns“, initiiert vom Bayerischen Landesamt für Umweltschutz (vgl. BERG 2001), erfolgt, von größter Bedeutung. Dies bedeutet beim Großteil der Flächen am Chiemsee kaum eine Veränderung der Nutzung; lediglich der Mahdtermin muss von Anfang September auf Anfang November (oder, bei im November zu nassem Boden, auf noch spätere Mahd unter Frostbedingungen) verschoben werden, um ein Aussamen der Art auch in Jahren mit einer späten Entwicklung der Samen zu gewährleisten. Bisher zeigten sich die Landwirte, die die Fläche bewirtschaften, überwiegend kooperativ und erklärten sich zum Teil sogar bereit, die direkten Wuchsbereite von *S. inflexa* erst später im Jahr als den Rest der Flächen zu mähen.

Die übrigen Vorkommen in Bayern sollten ebenfalls durch eine Mahd im Spätherbst gesichert werden; Grabenräumungen oder andere Störungen an den Wuchsorten von *Succisella inflexa* sollten in jedem Fall unterbunden werden. Gerade für seltene Arten wie *Succisella inflexa* stellen längerfristige Kontrollen der Bestände (Dauerbeobachtungen) eine unverzichtbare Grundlage gerade für den Schutz der Populationen dar (vgl. z.B. OTTO 1991); entsprechend sollte für *Succisella inflexa* ein geeignetes Dauerbeobachtungskonzept entwickelt und umgesetzt werden. Nur langfristige Daten zur Populationsentwicklung ermöglichen eine Einschätzung des Gefährdungsstatus und ggf. die Entwicklung entsprechender Schutzmaßnahmen.

7. Danksagung

Mein herzlicher Dank geht an Matthias Berg am LfU, der diese Arbeit ermöglichte und unterstützte, sowie an Kathrin Kiehl und Clemens Abs an der TUM als Betreuer der Arbeit. Den Mitarbeitern der unteren Naturschutzbehörden vor Ort, insbesondere Frau Gänsle (UNB RO), Herrn Selbertinger (UNB TS) und Herrn Gerdes (Umweltamt Stadt Bamberg), sowie Herrn Elsner (IVL, Hemhofen) möchte ich für die bereitwilligen Auskünfte zu den Vorkommen von *Succisella inflexa* danken. Kathrin Kiehl und Matthias Berg danke ich für die Durchsicht des Manuskripts.

Literatur

- BAKKER, J.P. 1989: Nature Management by Cutting and Grazing, Geobotany 14. Dordrecht. 400 S. – BAKSAY, L. 1952: Monographie der Gattung *Succisa*. Annales Historico-naturales Musei Nationalis Hungarici. S.N. 2: 237-259. – BAKSAY, L. 1955. Anatomische und systematische Untersuchungen über die Gattung *Succisella*. Annales Historico-naturales Musei Nationalis Hungarici. S.N. 6:167-176. – BECK V. MANNAGETTA, G. 1893: Flora von Niederösterreich. Wien. – BERG, M. 2001: Das Artenhilfsprogramm für endemische und stark bedrohte Pflanzenarten Bayerns. Schriftenreihe Bayer. Landesamt für Umweltschutz 156 (Beiträge zum Artenschutz 23): 19-88. – BLUFF, J. & C.A.

FINGERHUTH 1836: Compendium Florae Germaniae. Sect. 1. Nürnberg. – BORNKAMM, R., A. EGGERT, M. KÜPPERS, B. SCHMID & J. STÖCKLIN 1991: Liste populationsbiologisch relevanter Begriffe. In: SCHMID, B. & J. STÖCKLIN (Hrsg.): Populationsbiologie der Pflanzen: 9-14. Basel. – BRIEMLE, G., EICKHOFF, D. & R. WOLF 1991: Mindestpflege und Mindestnutzung unterschiedlicher Grünlandtypen aus landschaftsökologischer und landeskultureller Sicht. Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ. 60: 1-160. – CRAWLEY, M.J. 1990: The population dynamics of plants. Phil. Trans. R. Soc. Lond. B. 330: 125-140. – DANNEMANN, A., A.-K. JACKEL, G. WEIB, P. POSCHLOD & E.-G. MAHN 1999: Auswirkungen räumlicher Isolationsmechanismen auf Pflanzen – Grundlagen und ausgewählte Beispiele (*Biscutella laevigata* L. und *Muscari tenuifolium* Tausch). In: AMLER, K., A. BAHL, K. HENLE, G. KAULE, P. POSCHLOD & J. SETTELE (Hrsg.): Populationsbiologie in der Naturschutzpraxis: 70-77. Stuttgart. – ELLMAUER, T. & L. MUCINA 1993: Molinio-Arrhenatheretea. In: MUCINA, L., G. GRABHERR, & T. ELLMAUER 1993: Die Pflanzengesellschaften Österreichs. Teil 1: 297-401. Jena. – ELSNER, O. 1999: Wuchsortkartierung ausgewählter, stark bedrohter Pflanzenarten in Nordbayern in den Landkreisen Haßberge, Bad Kissingen, Rhön-Grabfeld und Main-Spessart. Unveröffentlichtes Manuskript. – GERDES, H.J. 1990: Wiederfund des Moorabbiß (*Succisa inflexa*) im Stadtgebiet Bamberg. Berichte Naturforschende Gesellschaft Bamberg 65: 63-67. – HAEUPLER, H. & R. WISSKIRCHEN 1998: Standardliste der Farn- und Blütenpflanzen Deutschlands. Stuttgart. – HARPER, J.L., P.H. LOVELL & K.G. MOORE 1970: The Shapes and Sizes of Seeds. Annual Review of Ecology and Systematics 1: 327-356. – HARVEY, H.J. & T.C. MEREDITH 1981: Ecological studies of *Peucedanum palustre* and their implications for conservation management at Wicken Fen, Cambridgeshire. In: SYNGE, H. (Hrsg.) The biological aspects of rare plant conservation: 365-378. Chicester. – HEGI, G. 1918: Illustrierte Flora von Mitteleuropa. Band IV. München. – HOOFTMAN, D.A.P., M. DIEMER, J. LIENERT & B. SCHMID 1999: Does habitat fragmentation reduce the long-term survival of isolated populations of dominant plants? A field design. Bulletin of the Geobotanical Institute ETH 65: 58-72. – ILJANIC, L. 1988: Über die Grundwasserhältnisse unter einigen Wiesengesellschaften in Nordwestkroatien. Acta. Bot. Croat. 47: 41-59. – JENSEN, K. 1999: Succession and extinction patterns on abandoned fen grasslands: Patterns, mechanisms and possibilities of species recovery. Dissertation Christian-Albrechts-Universität Kiel. – KITTEL, M.B. 1853: Taschenbuch der Flora Deutschlands. Band 2. Nürnberg. – KONOLD, W. & A. HACKEL 1990: Beitrag zur Geschichte der Streuwiesen und der Streuwiesenkultur im Alpenvorland. Zeitschrift für Agrargeschichte und Agrarsoziologie 38 (2): 176-191. – KORNECK, D. 1963: Die Pfeifengrassgesellschaften und ihre wichtigsten Kontaktgesellschaften in der nördlichen Oberrheinebene und im Schweinfurter Trockengebiet. Beitr. Naturk. Forsch. Südwestdeutschl. 12 (1): 19-44. – KOTOROVÁ, L. & J. LEPS 1999: Comparative ecology of seedling recruitment in an oligotrophic wet meadow. Journal of Vegetation Science 10: 175-186. – LIEPELT, S. & R. SUCK 1989: Die Stromtalwiesen und ihre charakteristischen Arten in Rheinland-Pfalz. Ein Schutz- und Pflegekonzept. Beiträge Landschaftspflege Rheinland-Pfalz 12: 77-176. – LIENERT, J., M. FISCHER & M. DIEMER 2002: Local extinctions of the wetland specialist *Sivertia perennis* L. (Gentianaceae) in Switzerland: a revisitation study based on herbarium records. Biological Conservation 103: 65-76. – LUDWIG, W. 1952: Bemerkungen zum Indigenat von *Succisella inflexa* (KLUK) BECK. Hess. Florist. Briefe 1 (6): 21-22. – MALENDE, B. (1952): Der Östliche Teufelsabbiss, *Succisella inflexa*, ein Neufund für Hessen. Hess. Florist. Briefe 1 (4):13. – MERXMÜLLER, H. 1977: Neue Übersicht der im rechtsrheinischen Bayern einheimischer Farne und Blütenpflanzen. Teil IV. Ber. Bayer. Bot. Ges. 48: 5-26. – MEUSEL, H. & J. JÄGER 1992: Vergleichende Chorologie der zentral-europäischen Flora. Band III. Jena. – MEYER, N. 1991: Wuchsortkartierung stark gefährdeter Farn- und Blütenpflanzen Nordbayerns 1990/91. Unveröffentlichter Schlußbericht im Auftrag des Bayer. Landesamts für Umweltschutz. Oberasbach. – MEYER, N. & W. VON BRACKEL 1994: Wuchsortkartierung stark bedrohter Gefäßpflanzen Sippen in Mittel- und Oberfranken. Unveröffentlichter Endbericht im Auftrag des Bayerischen Landesamts für Umweltschutz. Hemhofen-Zeckern. – OBERDORFER, E. 1994: Pflanzensoziologische Exkursionsflora. 7. Auflage. 1050 S. Stuttgart. – OOSTERMEIJER, J.G.B. 2000: Is genetic variation important for the viability of plant populations? Schriftenreihe für Vegetationskunde 32: 23-30. – OTTO, A. 1990: Beiträge zur Wuchsortkartierung stark gefährdeter Farn- und Blütenpflanzen Bayerns. Unveröffentlichter Endbericht im Auftrag des Bayerischen Landesamts für Umweltschutz. – OVERBECK, G. 2002: Populationsbiologische Untersuchungen an *Succisella inflexa*. Unveröffentlichte Diplomarbeit am Lehrstuhl für Vegetationsökologie der TUM, Freising-Weihenstephan. – OVERBECK, G., K. KIEHL & C. ABS 2003: Seedling recruitment of *Succisella inflexa*: importance of seed and microsite availability. Appl. Veg. Sc. 6 (1): 97-104. – PAUL, H. 1922: Neue Beobachtungen über die Phanerogamen- und Gefäßkryptogamenflora von Bayern. Ber. Bay. Bot. Ges. 17: 68-97. – PEINTINGER, M. 2000: Langfristige Veränderung der Blühhäufigkeit seltener Geophyten in Pfeifengrasswiesen: zeitlicher Trend oder Einfluss von Wasserstand und Wetter? Bauhinia 14: 33-44. – PFADENHAUER, J. 1989: Gedanken zu Pflege und Bewirtschaftung voralpiner Streuwiesen aus vegetationskundlicher Sicht. Schriftenreihe Bayerisches Landesamt für Umweltschutz 95: 25-42. – PFADENHAUER, J. 1997: Vegetationsökologie - ein Skriptum. Eching. – PLA - PROJEKTGRUPPE LANDSCHAFTSENTWICKLUNG UND ARTENSCHUTZ 1993: Biologische Langzeitbeobachtung Chiemseemoore. Unveröffentlichtes Gutachten im Auftrag des Bayerischen Landesamts für Umweltschutz. – POSPICAL, E. 1899: Flora des Österreichischen Küstenlandes. Band II. Leipzig. – PRUDHOMME, J. 1988: À propos de *Succisella inflexa* (Kluk) G. Beck dans le Lyonnais. Le Monde des Plantes 431: 32. – QUINGER, B., U. SCHWAB, A. RINGLER, M. BRÄU, R. STROHWASSER & J. WEBER 1995: Lebensraumtyp Streuwiesen. Landschaftspflegekonzept Bayern, Band II.9. München. – RABINOWITZ, D. 1981: Seven forms of rarity. In: SYNGE, H. (Hrsg.): The biological aspects of rare plant conservation: 205-218. Chicester. – RIKLI, M. 1943: Das Pflanzenkleid der Mittelmeerländer. Band 1. Bern.

– RINGLER, A. 1980: Artenschutzstrategien aus Naturraumanalysen: Streiflichter aus oberbayerischen Naturräumen. Ber. ANL 4: 24-59. – RÖHLING, J.C. 1823: Deutschlands Flora. Frankfurt/Main. – SCHMID, B. & D. MATTHIES 1994: Seltenheit und Gefährdung - populationskundliche Grundlagen des Artenschutzes. Naturwissenschaften 81: 283-292. – SCHÖNFELDER, P & A. BRESINSKY 1990: Verbreitungsatlas der Farn- und Blütenpflanzen Bayerns. Stuttgart. – SCHOPP-GUTH, A. 1993: Einfluss unterschiedlicher Bewirtschaftung auf populationsbiologische Merkmale von Streuwiesenpflanzen und das Samenpotential im Boden. Dissertationes Botanicae 204. Berlin. – SENDTNER, O. 1854: Die Vegetations-Verhältnisse Südbayerns nach den Grundsätzen der Pflanzengeographie und mit Bezugnahme auf Landescultur. München. – SHAFFER, M.L. 1981: Minimum Population Sizes for Species Conservation. BioScience 31 (2): 131-134. – STÖCKLIN, J. 1992: Umwelt, Morphologie und Wachstumsmuster klonaler Pflanzen - eine Übersicht. Bot. Helv. 102: 3-21. – VOLLMANN, F. 1914: Flora von Bayern. Stuttgart. – WEBER, J. & J. PFADENHAUER 1987: Phänologische Beobachtungen auf Streuwiesen unter Berücksichtigung des Nutzungseinflusses (Rothenrainer Moorgebiet bei Bad Tölz). Ber. Bay. Bot. Ges. 58: 153-177. – Woerlein, G. 1893: Die Phanerogamen- und Gefäß-Kryptogamen-Flora der Münchener Thalebene mit Berücksichtigung angrenzender Gebiete. Ber. Bayer. Bot. Ges. 3: III-XX, 1-215. – ZAHLHEIMER, W. (1986): Auswahl bemerkenswerter Gefäßpflanzen-Neufunde im Inn-Chiemsee-Hügelland. Ber. Bayer. Bot. Ges. 57: 57-69.

Dipl. Ing. Gerhard OVERBECK
Lehrstuhl für Vegetationsökologie der Technischen Universität München
Am Hochanger 6
D-85350 Freising-Weihenstephan
e-mail: overbeck@wzw.tum.de