

Das Scheidenblütgras (*Coleanthus subtilis*)

Vorkommen, Ökologie und
Gewässermanagement



Zitiervorschlag

RICHERT, E.; ACHTZIGER, R.; GÜNTHER, A.; HÜBNER, A.; OLIAS, M. & JOHN, H. (2014):
Das Scheidenblütgras (*Coleanthus subtilis*) – Vorkommen, Ökologie und
Gewässermanagement. Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft
und Geologie (Hrsg.), Dresden, 52 S.

Inhalt

03	Vorwort
04	Einleitung und Anliegen der Broschüre
06	Kennzeichen von <i>Coleanthus subtilis</i>
08	Verbreitung von <i>Coleanthus subtilis</i>
08	Globale Verbreitung
10	Primärhabitats
12	Sekundärhabitats
16	Die sächsischen Vorkommen von <i>Coleanthus subtilis</i>
16	Die Bergwerksteiche der Revierwasserlaufanstalt im Erzgebirge
17	Vorkommen in den Bergwerksteichen der Revierwasserlaufanstalt
22	Vorkommen in der Oberlausitz
24	Ökologie von <i>Coleanthus subtilis</i>
24	Lebenszyklus
27	Standortansprüche
29	Populationsdynamik
31	Ausbreitungsmechanismen
34	Gefährdung und Schutzstatus von <i>Coleanthus subtilis</i>
38	Bedeutung des Bespannungsregimes für den Erhalt der Vorkommen
43	Weitere Managementmaßnahmen für den Erhalt von <i>Coleanthus subtilis</i>
44	Möglichkeiten der Neubesiedlung von Gewässern
46	Resümee
47	Danksagung
48	Quellenverzeichnis

Vorwort

Das Scheidenblütgras (*Coleanthus subtilis*) ist ein wenige Zentimeter großes, einjähriges Gras mit einem Lebenszyklus von nur wenigen Wochen. Es besiedelt offene trockenfallende Böden von periodisch abgelassenen Teichen und Talsperren sowie Uferbereiche von Flüssen und Altwässern.

Weltweit beschränken sich die stark isoliert voneinander liegenden und teilweise unbeständigen Vorkommen des Scheidenblütgrases auf die Nordhalbkugel. Die größten europäischen Vorkommen befinden sich in Tschechien, Deutschland und Frankreich. Die größten deutschen Bestände liegen in Sachsen, wo es vor allem im Gebiet der Bergwerksteiche im Raum Freiberg und Großhartmannsdorf zu finden ist. Für diese Gewässer ist das Scheidenblütgras bereits seit 1904 belegt. Die Art ist seit 2001 auch für das Oberlausitzer Heide- und Teichgebiet nachgewiesen, wo sie sich zunehmend ausbreitet.

Das Scheidenblütgras wurde in die Anhänge II und IV der Fauna-Flora-Habitat-(FFH-)Richtlinie aufgenommen und steht europaweit unter Schutz. Deutschland, insbesondere der

Freistaat Sachsen, trägt in hohem Maße Verantwortung für den Erhalt des Scheidenblütgrases. In der Roten Liste Deutschlands wird die Art als gefährdet eingestuft, in Sachsen steht sie auf der Vorwarnliste.

In dieser Publikation wurden erstmalig die weltweiten Vorkommen und die besondere Bedeutung des Scheidenblütgrases zusammengefasst dargestellt. Die Daten beruhen auf wissenschaftlichen Untersuchungen der TU Bergakademie Freiberg. Empfehlungen für Managementmaßnahmen weisen den Weg, damit dieses kleine und kurzlebige Gras mit seinen außergewöhnlichen ökologischen Anforderungen in Sachsen auch zukünftig geschützt und gefördert wird.



A handwritten signature in black ink, appearing to read 'N. Eichkorn'.

Norbert Eichkorn

Präsident des Sächsischen
Landesamtes für Umwelt,
Landwirtschaft und Geologie

Einleitung und Anliegen der Broschüre

Das Scheidenblütgras (*Coleanthus subtilis*) wurde 1811 erstmals von C. und J. Presl als neue, noch unbeschriebene Art auf dem Boden eines abgelassenen Teichs in der heutigen Tschechischen Republik entdeckt (TRATTINICK 1816). Lange Zeit war diese botanische Rarität nur wenigen Botanikern bekannt. In Sachsen erfolgte der erste Nachweis 1904 durch B. Schorler im Großhartmannsdorfer Großteich, einem erzgebirgischen Bergwerksteich (SCHORLER 1904). Weltweit wurde *Coleanthus subtilis* bisher nur in wenigen, stark voneinander isoliert liegenden Gebieten in der nördlichen Hemisphäre nachgewiesen.

Coleanthus subtilis ist ein kleines Gras mit einem Lebenszyklus von nur wenigen Wochen. Die Art besiedelt – häufig zusammen mit anderen kurzlebigen Arten der Zwergbinsengesellschaften – offene Schlammflächen sowohl von trockenfallenden Bach- und Flussufern sowie von Altwasserrändern (Primärhabitats) als auch von abgesenkten Teichen oder Talsperren (Sekundärhabitats). Primärhabitats finden sich unter anderem an den großen Flüssen Asiens wie Amur, Ob

und Irtysch. In West- und Mitteleuropa (z. B. Deutschland, Tschechische Republik, Frankreich) sind die Standorte fast ausschließlich anthropogen. In Sachsen besiedelt *Coleanthus subtilis* einerseits Gewässer der aufgrund der bergbauhistorischen Aktivitäten entstandenen Revierwasserlaufanstalt (Bergwerksteiche) im Erzgebirge und andererseits fischereiwirtschaftlich genutzte Teiche in der Lausitz im Bereich des Biosphärenreservats »Oberlausitzer Heide- und Teichlandschaft«.

In den Fokus internationaler artenschutzfachlicher Fragestellungen ist *Coleanthus subtilis* durch die Aufnahme in die Anhänge II und IV der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie der Europäischen Union gerückt. In der Roten Liste Deutschlands wird *Coleanthus subtilis* als gefährdet bewertet (Gefährdungskategorie 3; KORNECK et al. 1996), auf Länderebene variiert die Einstufung: In Sachsen steht die Art auf der Vorwarnliste (Kategorie V; SCHULZ 2013) und in Sachsen-Anhalt wird sie als extrem selten eingestuft (Kategorie R; FRANK et al. 2004). In weiteren Bundesländern kommt *Coleanthus subtilis*

nicht bzw. nicht mehr (Baden-Württemberg, Rheinland-Pfalz) vor. Sachsen weist die größten Vorkommen in Deutschland auf und hat daher eine hohe Verantwortung für den Erhalt und Schutz der Art (vgl. LUDWIG et al. 2007, BUDER & SCHULZ 2010).

Die vorliegende Broschüre stellt die äußerst bemerkenswerte Ökologie dieses kleinen und kurzlebigen Grases vor und versucht, einen Vergleich zwischen den Lebensraumbedingungen von Primär- und Sekundärhabitaten zu ziehen. Darüber hinaus informiert die Broschüre über mögliche Managementmaßnahmen zum Schutz bzw. zur Förderung von *Coleanthus subtilis* in Sachsen. So ist etwa das Bespannungsregime (Zeitpunkt, Dauer, Intensität und Häufigkeit von Wasserstandsabsenkungen) der künstlich angelegten Gewässer von entscheidender Bedeutung für die Erhaltung der Bestände von *Coleanthus subtilis*. Die Broschüre bietet eine fachliche Grundlage, um naturschutzfachliche Erfordernisse zum Erhalt der Art einerseits und Interessen der Gewässernutzer andererseits aufeinander abstimmen zu können. Die Aussagen basieren neben einer

Literaturlauswertung auf den Untersuchungen einer in der AG Biologie/Ökologie, Institut für Biowissenschaften der TU Bergakademie Freiberg erstellten Dissertation (JOHN 2011), mehrerer studentischer Qualifizierungsarbeiten sowie auf einer Forschungsreise nach Sibirien und einer in Arbeit befindlichen Dissertation zur Phylogeographie des Scheidenblütgrases.

Kennzeichen von *Coleanthus subtilis*

Systematik und Merkmale

Das Scheidenblütgras *Coleanthus subtilis* (TRATT.) SEIDL 1817 ist einer der kleinsten Vertreter aus der Familie der Süßgräser (Poaceae) überhaupt. Sein Gattungsname leitet sich aus der Anordnung der Blüten in unmittelbarer Nähe zur Blattscheide ab (von griech. koleon [= Scheide] und anthos [= Blüte]).

Das Scheidenblütgras ist die einzige Art in der Gattung *Coleanthus*. Die Stängel sind in der Regel in Rosetten angeordnet, die dem Substrat meist dicht aufliegen (Abb. 1). Der

Durchmesser der Rosetten variiert in Abhängigkeit verschiedener Standortparameter, wobei er jedoch nur selten 10 cm überschreitet.

Die Art bildet 1 bis 3 cm lange Rispen, die aus mehreren Gruppen fast doldig angeordneter Ährchen zusammengesetzt sind. Die einblütigen Ährchen sind zwittrig, 0,8 bis 1,2 mm lang und tragen keine Hüllspelzen. Die Deckspelze ist einnervig, die Vorspelze zweinervig. Die etwa 0,9 mm langen Samen von *C. subtilis* sind walzenförmig und haben eine wabenförmige Oberfläche (Abb. 1c).



Abbildung 1: *Coleanthus subtilis* a) Pflanze, b) Blütenstand, c) Samen zwischen Spelzen | Fotos: H. John



Abbildung 2: Morphosen von *Coleanthus subtilis*: a) forma *nana*, b) forma *typica*, c) forma *luxurians*
Fotos: a) und b) E. Richert, c) H. John

Besonders charakteristisch sind die stark aufgeblasenen Blattscheiden (Abb. 1b), die den Blütenstand bis zum Aufblühen der ersten Blüten umgeben.

Wuchsformen

In Abhängigkeit von der Wasserversorgung sowie dem Substrattyp und dessen Wasserhaltevermögen entwickelt *Coleanthus subtilis* nach HEJNÝ (1969) verschiedene Wuchsformen (Morphosen; Abb. 2): Die typische Form (forma *typica*) entwickelt sich auf gut wasserversorgten, nicht zu rasch austrocknenden Substraten. Zwergformen (forma *nana*) werden auf rasch austrocknenden, ungenügend mit Wasser versorgten Substraten, insbesondere auf Sand, der arm an Feinsediment und organischen Stoffen ist, ausgebildet. Hingegen ist auf sehr langsam abtrocknenden Substraten, die langfristig über mehrere Wochen eine gute Wasserversorgung gewährleisten, ein üppiges Wachs-

tum (forma *luxurians*) zu beobachten. Die verschiedenen Morphosen können in Abhängigkeit von den Substrateigenschaften gemeinsam innerhalb eines Gewässers auftreten. Für die Ausbildung der Morphosen kann zudem der Lichtgenuss am Standort entscheidend sein. Nur bei ausreichendem Lichtgenuss wird die forma *luxurians* ausgebildet, wohingegen sich bei stärkerer Beschattung die Schattenform (forma *laxa*) mit langgestreckten schlaffen Halmen bildet. Diese Form ist auch im Fall von einer raschen Überwachsung der *Coleanthus*-Pflanzen durch höherwüchsige einjährige Arten der Gattungen *Bidens* und *Persicaria* zu beobachten (ŠUMBEROVÁ et al. 2005).

Verbreitung von *Coleanthus subtilis*

Globale Verbreitung

Wie in der Karte der weltweiten Verbreitung in Abb. 3 dargestellt, sind die wenigen bekannten Vorkommensgebiete von *Coleanthus subtilis* sehr weit voneinander getrennt. Primärhabitats sind natürliche beziehungsweise naturnahe Flussauen, in denen regelmäßige saisonale Wasserstandsschwankungen auftreten (TARAN 1994, ÜNAL 1999). Solche Primärhabitats, in denen *C. subtilis* aktuell vorkommt, findet man in Asien entlang des Irtysh und Ob in der Taigazone sowie des Amur mit Nebenflüssen in seinem russischen (KOZHNEVNIKOV & KOZHNEVNIKOVA 2007) und chinesischen Teil (SHOULIANG & PHILLIPS 2006). Ein weiterer Nachweis aus China liegt für Gutang in der Nähe von Jiujiang in der Provinz Jiangxi vor (KENG 1959, SHOULIANG & PHILLIPS 2006), wobei allerdings nicht aus der zur Verfügung stehenden Literatur hervorgeht, um welchen Standorttyp es sich dabei handelt. Weitere, bisher unveröffentlichte Funde in Asien gelangen W. Pietsch 1992 und 1994 auf der Insel Sachalin in den Mündungsbereichen der Flüsse Poronay und Nayba ins Ochotskische Meer

sowie 1992 auf der Halbinsel Kamtschatka im Mündungsbereich des Flusses Khayryuzova ins Ochotskische Meer.

Darüber hinaus sind *C. subtilis*-Vorkommen aus dem westlichen Nordamerika bekannt (CATLING 2009, LOMER 2011). Die Vorkommen am Columbia River (USA) und Fraser River (Kanada) ähneln in ihrem Charakter den Primärhabitats in Asien, werden jedoch als synanthrop diskutiert (u. a. HITCHCOCK 1950, VON LAMPE 1996, CONERT 1998). Für Kanada ist weiterhin ein Vorkommen von *C. subtilis* in einem natürlichen, periodisch durch Schmelzwasser überfluteten Becken in den Northwest Territories bekannt (CATLING 2009).

In Europa bestehen natürliche *C. subtilis*-Vorkommen am Wolchow und Ilmensee nahe Novgorod (TZVELEV 2000). Darüber hinaus kommt *C. subtilis* aktuell in Altwässern entlang der Elbe in Sachsen-Anhalt vor (JAGE 1964, 1992, HERDAM 2001; letzter Nachweis 2003, JAGE schriftl. Mitt.), die ebenfalls einen naturnahen Charakter besitzen, obwohl sie zum Teil durch Ausbau und Begradigung des Flusses entstanden sind.



Abbildung 3: Weltweite aktuelle Verbreitung von *Coleanthus subtilis* (verändert nach CONERT (1998) und ergänzt unter Einbeziehung zahlreicher weiterer Quellen; erstellt mit ArcView GIS 3.3)

Neben diesen natürlichen Habitaten weist *C. subtilis* hauptsächlich Vorkommen in Sekundärhabitaten im europäischen Raum auf. Die größte Vorkommensdichte von *C. subtilis* in Europa mit über 100 Fundorten weisen die Fischteiche in der Tschechischen Republik auf, insbesondere im Böhmischem Becken z. B. um Třeboň (HEJNÝ 1969, ŠUMBEROVA 2003, AOPK ČR 2007).

In räumlicher Nähe zu den tschechischen Vorkommen liegen die aktuellen Nachweise von *C. subtilis* in Fischteichen des österreichischen Waldviertels (KRIECHBAUM & KOCH 2001, BERNHARDT 2005 a, b). Weiterhin gelang in Polen in den späten 90er Jahren des letzten Jahrhunderts der Erstnachweis von *C. subtilis* bei Borowa etwa 20 km östlich

von Wrocław (Breslau) (FABISZEWSKI & CEBRAT 2003). 2008 wurde die Art darüber hinaus nahe Ruda Milicka (DAJDOK 2009) und 2012 nahe Ruda Sułowska (DAJDOK 2012) nachgewiesen. Auch in Polen handelt es sich bei den von *C. subtilis* besiedelten Gewässern um Fischteiche.

In der Bretagne im Nordwesten Frankreichs kommt *C. subtilis* in Teichen sowie in Talssperren vor (LACROIX et al. 2006). Für Deutschland sind Sekundärhabitats von *C. subtilis* seit SCHORLER (1904) von den Freiburger Bergwerksteichen bekannt, die bis heute bestätigt sind (u. a. BALDAUF 2001, GOLDE 2009, JOHN 2011). Seit dem Erstnachweis 2001 kann das Scheidenblütgras zudem regelmäßig in Fischteichen der sächsischen Oberlausitz

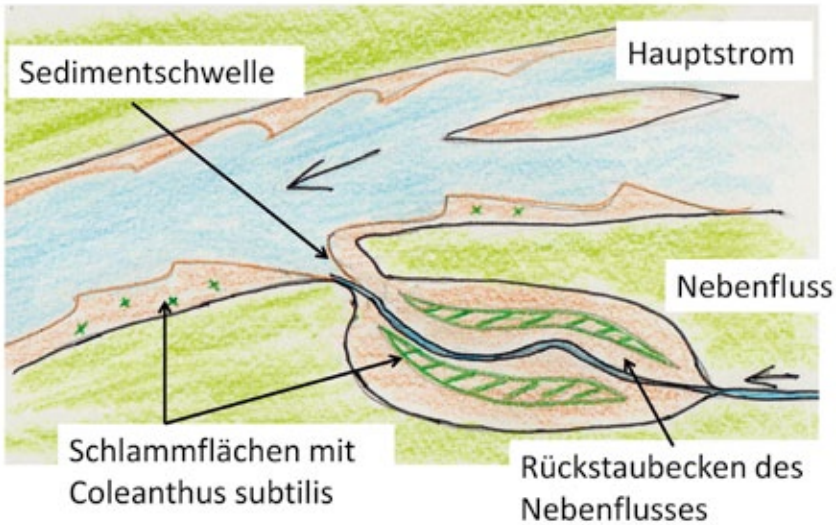


Abbildung 4: Schematische Darstellung eines Primärhabitats von *Coleanthus subtilis* am Ufer des Ob bei Niedrigwasser mit flächigen Vorkommen (grün schraffiert) auf den Schlammflächen im Staubecken und Einzelpflanzen (grüne Kreuze) auf dem Ufersediment | Zeichnung: A. Hübner

beobachtet werden (FLEISCHER 2002, KLENKE & WEIS 2009, JOHN 2013).

Insgesamt besitzt *C. subtilis* weltweit betrachtet ein sehr disjunktes Areal und ist nach aktuellem Kenntnisstand auf wenige Gebiete auf der Nordhalbkugel beschränkt. Vergleicht man das Areal von *C. subtilis* mit dem anderer Charakterarten der Zwergbinsengesellschaften, so entspricht es hinsichtlich der Lage und Ausdehnung dem von *Eleocharis ovata* (Ei-Sumpfsimse). Der Unterschied zu *E. ovata* besteht aber in der wesentlich geringeren Anzahl an Fundorten. So besitzt *C. subtilis* auch keine geschlossenen Arealbereiche, wie es sie bei vielen anderen Arten der Zwergbinsengesellschaften im europäischen Raum gibt (VON LAMPE 1996).

Primärhabitate

In den Primärhabitaten (Abb. 4) entstehen durch mehr oder weniger regelmäßige Wasserstandsschwankungen im Jahresverlauf verschiedene Standortstypen. Für die großen Ströme Asiens ist beschrieben, dass es jährlich zu Wasserstandsschwankungen von z. T. beträchtlicher Höhe kommt. Für den Ob beispielsweise sind jährliche Schwankungen von 8 bis 10 Metern die Regel (vgl. Abb. 5 und 6). Der Auenbereich des Ob ist 10 bis 20 km breit und durchzogen von einer Vielzahl an mehr oder weniger breiten Nebengewässern. Auch der Hauptstrom weist zahlreiche Verzweigungen auf. In Folge der Schneeschmelze steigt der Wasserspiegel zum Frühjahr hin an und sinkt im Verlauf der anschließenden Monate ab. Bedingt



Abbildung 5: Primärhabitat von *Coleanthus subtilis* am Ufer des Irtysch bei Khanty-Mansiysk (Sibirien). Aufgrund der Nähe zur Stadt ist dieser Standort nicht ungestört. Zum Zeitpunkt der Aufnahme (26. August 2011) war der Wasserstand etwa 6 m abgesunken, sodass große Uferbereiche frei lagen, auf denen vereinzelt Individuen von *C. subtilis* mit zu finden waren. | Fotos: A. Hübner



Abbildung 6: Primärhabitat an einem größeren, vergleichsweise schnell fließenden Nebengewässer des Ob. Deutlich ist anhand der vegetationsarmen Uferbereiche zu erkennen, dass der Wasserstand stark gesunken ist (August 2011). Die etwa 1 bis 2 m dicken Schlammschichten am Ufer sind nur spärlich bewachsen und *Coleanthus subtilis* kommt zwar regelmäßig, aber nur selten in dichteren Beständen vor. | Fotos: A. Hübner

durch den Anstieg des Wasserspiegels in den Hauptgewässern kommt es zu einem Rückstau in den kleineren Nebenflüssen, wodurch sich diese zu flachen Becken aufgeweitet haben (Abb. 4). Die durch Ablagerung von Sedimenten im Mündungsbereich hervorgerufene Verengung führt nach dem Zurückweichen des Wassers im Hauptfluss

zu einem verzögerten Abfluss aus dem Nebengewässer. Auf den in diesen Becken nach und nach langsam frei fallenden Schlammflächen können sich teilweise sehr dichte und regelmäßig auftretende Populationen von *Coleanthus subtilis* bilden (Abb. 7). Auch die Sedimentfächer in den Mündungsbereichen können, ebenso wie die Uferflächen

und Bänke der Hauptgewässer, von *C. subtilis* besiedelt sein. Im Vergleich zu den vorher beschriebenen zahlreichen Nebengewässern scheinen diese Populationen allerdings weniger dicht ausgebildet (Abb. 5 und 6). Die Mächtigkeit des Schlammes der besiedelten Flächen variiert zwischen wenigen Zentimetern bis zu mehreren Metern. Etwa alle zehn Jahre treten höhere Wasserstände auf, die zu einer mehr oder weniger totalen Überschwemmung des Auenbereiches führen.

Sekundärhabitats

Vorkommen von *Coleanthus subtilis* in Sekundärhabitats sind bisher nur aus dem europäischen Raum bekannt geworden, wobei sie hier zugleich die Vorkommensschwerpunkte bilden. Charakteristisch für diese in der Regel künstlich angelegten Teiche und Talsperren in Deutschland, Österreich, Tschechien, Polen und Frankreich sind bewirtschaftungsbedingt mehr oder weniger regelmäßig vorgenommene Wasserstandsabsenkungen. Diese können allerdings zwischen den einzelnen Gewässern sowohl hinsichtlich des Zeitpunktes als auch der Häufigkeit stark variieren.

Bei den von *C. subtilis* sowohl in der Oberlausitz als auch in Polen, Tschechien und Österreich besiedelten Teichen handelt es sich überwiegend um mehrere Jahrhunderte alte klassische Karpfenteiche, die auch heute noch fast ausschließlich für die Karpfenzucht genutzt werden. Häufig wurden die Teiche durch Klöster angelegt, um die Karpfen als Fastenspeise zu nutzen. Da

Karpfen insbesondere für die Paarung und den Laichvorgang relativ warmes Wasser benötigen, sind die Teiche überwiegend flach, damit sich der Wasserkörper schneller erwärmt (Abb. 8). Typisch ist eine Bewirtschaftung der Teiche nach historischem Vorbild: Nachdem die Karpfen in Laichteichen gelaicht und die kleine Karpfenbrut geschlüpft ist, wird diese im Mai aus dem Gewässer entnommen und in sogenannte Brut- oder auch Streckteiche überführt. Damit den Jungtieren ausreichend Kleinstorganismen als Nahrung zur Verfügung stehen, wird für deren Entwicklung Stallung auf den Teichboden eingebracht und zusätzlich erfolgt häufig eine Ansaat leicht verrottender Pflanzen, z. B. Getreide. Im Herbst wird der Wasserstand abgesenkt, um das Gewässer abfischen zu können, ein Anstau erfolgt erst wieder im nächsten Frühling. In dieser Zeit des Trockenliegens keimt *C. subtilis* überwiegend im Frühling, gelegentlich auch bereits im Herbst und entwickelt sich bis zum Wiederanstau bis zur Samenreife. Die Gewässerböden sind i. d. R. flächendeckend von einer Schlammsschicht überzogen, die von etwa 0,5 cm bis zu mehreren Zentimetern dick ausgebildet sein kann.

Die von *C. subtilis* besiedelten Gewässer im Erzgebirge und in Frankreich haben einen anderen Charakter und Ursprung. Wenngleich sie ebenfalls z. T. fischereilich genutzt werden, wurden sie ursprünglich zur Wasserspeicherung angelegt. In Frankreich kommt *C. subtilis* in einem begrenzten Ge-



Abbildung 7: Beispiele für natürliche Vorkommen von *Coleanthes subtilis* in kleinen Nebengewässern des Ob (Khanty-Mansiysk/Schapscha). Die langsam trockenfallenden Schlammflächen solcher Gewässer sind überwiegend dicht mit *C. subtilis* bewachsen.
Fotos: links oben/links E. Richert; rechts oben A. Hübner

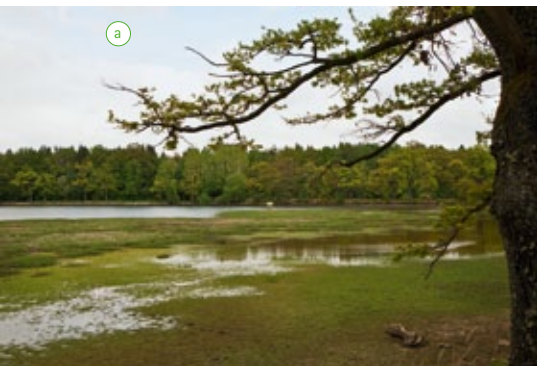


Abbildung 8: Beispiele für sekundäre Habitate von *Coleanthes subtilis* in Jahrhunderte alten Karpfenteichen
a) Velké Stavidlo, Fischteich bei Třeboň, Böhmen, Tschechische Republik | Foto: R. Achtziger,
b) Fischteich bei Borowa, Polen | Foto: A. Hübner



Abbildung 9: In Frankreich kommt *Coleanthus subtilis* vor allem in Talsperren in der Bretagne vor | Fotos: A. Hübner
 a) Étang de Comper, Frankreich, felsige Bucht mit Feinsedimenten als Standort von *C. subtilis*
 b) Ablaufgraben des Étang de Ploufragan, Frankreich, mit *C. subtilis* an den Uferböschungen
 c) Flache Vorsperre Étang du Coronc, Frankreich
 d) Massenbestand von *C. subtilis* in der Vorsperre Étang du Coronc

biet in der Bretagne an Talsperren vor (DANTON & BAFFRAY 1995). Erstmals wurde die Art hier 1864 an einem Stausee im Tal der Loire gefunden (LLOYD 1864). Die Talsperren wurden während des 19. Jahrhunderts überwiegend als Reservoirs zur Bereitstellung von Wasser für den Kanal Nantes-Brest sowie für den Erzbergbau angelegt. Die Ufer sind teilweise steil und felsig, die Gewässer tief und der Untergrund grobsteinig bis kiesig. Die Wasserabgabe erfolgt vor allem in den

trockeneren Sommermonaten, sodass die niedrigsten Wasserstände zwischen September und Oktober erreicht werden. Während dieser Zeit fallen die flachen Buchten trocken, in denen sich Feinsedimente mit hohem Anteil organischer Substanz abgelagert haben, auf denen sich *C. subtilis* entwickeln kann. An einer Talsperre besiedelt *C. subtilis* sogar die stark geneigten Böschungen eines Ablaufgrabens, die teilweise mit abgelagerten Sedimenten bedeckt sind



Abbildung 10: Der Dittmannsdorfer Teich als ein Beispiel für einen Bergwerksteich im Erzgebirge (Deutschland), auf dessen ufernahen Schlammflächen sich nach einer teilweisen Wasserstandsabsenkung dichte Vegetationsbestände mit *Coleanthus subtilis* etablieren konnten | Foto: A. Golde

(Abb. 9 b). Die Häufigkeit an den einzelnen Standorten schwankt von wenigen Einzelpflanzen bis zu einer mehrere Hektar großen nahezu geschlossen von *C. subtilis* bewachsenen flachen Vorsperre (September 2011). Es sind jedoch nicht alle Talsperren in der Bretagne von *C. subtilis* besiedelt. Eine direkte hydrologische Verbindung zwischen den Gewässern ist nicht vorhanden.

Im Erzgebirge sind es Teiche mit dem Charakter kleiner Talsperren, die von *C. subtilis*

besiedelt werden (Abb. 10). Die Morphologie der Teiche ist sehr verschieden und reicht von großflächigen, wenige Meter tiefen bis langgestreckten über zehn Meter tiefen Becken. Wasserstandsabsenkungen erfolgen entsprechend des Bedarfs an Brauchwasser, für Bau- und Instandhaltungsmaßnahmen oder zum Abfischen.

Die sächsischen Vorkommen von *Coleanthus subtilis*

Die Bergwerksteiche der Revierwasserlaufanstalt im Erzgebirge

Die Freiburger Bergwerksteiche sind heute noch weithin sichtbare Elemente der stark vom Erzbergbau geprägten Landschaft des sächsischen Erzgebirges. Die Teiche wurden ab dem 16. Jahrhundert zur Speicherung von Aufschlagwasser für den Antrieb der Wasserräder und Maschinen im Bergbau und Hüttenwesen angelegt und sind Bestandteil eines künstlich angelegten Wassersystems, der sogenannten Revierwasserlaufanstalt Freiberg. Das System erstreckt sich südlich der Stadt Freiberg bis hin zur deutsch-tschechischen Grenze am Erzgebirgskamm (JOHN 2007). Die Teiche sind dabei durch Kunstgräben und unterirdische Wasserstollen, die sogenannten Röschen, verbunden (Abb. 11). Das Besondere ist, dass die Teiche mit aktuellen Vorkommen von *C. subtilis* ausschließlich in diesem System miteinander verbundener Gewässer liegen (z. B. JOHN et al. 2010 b). Keines der Gewässer in der Nähe dieses Systems weist hingegen Vorkommen von *C. subtilis* auf, wohl aber andere Arten der Zwergbinsengesellschaften (JOHN 2011).

Trotz der Stilllegung des Bergbaus im Freiburger Revier ist dieses Wassersystem nach wie vor voll funktionsfähig. Der Betrieb der wasserbaulichen Anlage unterliegt der Landestalsperrenverwaltung des Freistaates Sachsen (LTV). Das System wird heute u. a. zur Trink- und Brauchwasserversorgung genutzt und dient teilweise der Fischerei sowie Erholungszwecken in Form von Badegewässern. Gleichzeitig stehen weite Teile dieses historischen Gewässersystems unter Denkmalschutz.

Die spezifische Nutzungsgeschichte des Wassersystems mit periodischen Wasserstandsschwankungen war die Voraussetzung für die Etablierung von *C. subtilis* bzw. der Zwergbinsengesellschaften (Isoëto-Nanojuncetea). Weiterhin siedelten sich Strandlingsgesellschaften (Littorelletalia) an. Gemeinsam bilden sie eine Teichbodenvegetation aus, die in dieser Form europaweit bedeutsam ist.



Abbildung 11: Die Bergwerksteiche des Erzgebirges sind über ein Kunstgraben- und Röschensystem miteinander verbunden. Abgebildet ist ein mit Holzbohlen abgedeckter Kunstgraben, mit Mundloch und anschließender Rösche. Foto: H. John

Vorkommen in den Bergwerksteichen der Revierwasserlaufanstalt

In der Zeit vom Erstrnachweis von *Coleanthus subtilis* im Erzgebirge (1904) bis einschließlich 2013 wurde diese Art in insgesamt 15 Gewässern festgestellt (Tab. 1, Abb. 12). Für die meisten Vorkommen liegen nur ein bis sechs Nachweise für diesen Zeitraum vor. Drei Teiche stechen mit einer großen Nachweishäufigkeit heraus: der Obere Großhartmannsdorfer Teich, der Großhartmannsdorfer Großteich (Abb. 13) und der Berthelsdorfer Hüttenteich. Für den Dittmannsdorfer und Dörnthalener Teich

ist für die letzten 10 bis 15 Jahre eine erhöhte Nachweishäufigkeit von *C. subtilis* zu beobachten.

Häufig liegen die Nachweise in den einzelnen Gewässern in unregelmäßigen Zeitabständen vor, wobei ein Auftreten in weiteren Jahren wahrscheinlich ist, da zumindest (Teil-)Entleerungen wesentlich häufiger dokumentiert sind (GÖHLER 2010). Vermutlich erfolgte nicht in jedem Fall eine Kontrolle hinsichtlich des Vorkommens von *C. subtilis*. Ältere Einzelnachweise liegen für den Erzengler Teich (20er Jahre des letzten Jahrhunderts), für die Talsperre Lehmühle

Tabelle 1: Nachweise von *Coleanthus subtilis* in erzgebirgischen Bergwerksteichen und Talsperren für die Zeitabschnitte 1904 bis 1999 und 2000 bis 2013 (ergänzt nach JOHN 2011). Angegeben ist die Häufigkeit der Nachweise pro Zeitabschnitt (erste Zahl) und für den Abschnitt 1904 bis 1999 das letzte Nachweisjahr.

Gewässer	bis 1999	2000 – 2013
Dittmannsdorfer Teich	6 / 1998	6
Dörnthalener Teich	7 / 1999	3
Obersaidaer Teich	4 / um 1990	0
Oberer Großhartmannsdorfer Teich	16 / 1999	3
Mittlerer Großhartmannsdorfer Teich	6 / 1976	0
Großhartmannsdorfer Großteich	27 / 1997	6
Westlicher Fischhälterteich (Großhartmannsdorfer Großteich)	0	1
Östlicher Fischhälterteich (Großhartmannsdorfer Großteich)	0	1
Erzengler Teich	1 / 1928	0
Rothbächer Teich	0	1
Berthelsdorfer Hüttenteich	25 / 1999	2
Vorsperre(n) Forchheim	2 / 1981	1
Talsperre Saidenbach	1 / 1957	1
Talsperre Lehmühle	1 / 1996	0
Konstantinteich	0	1

■ regelmäßige Nachweise ■ gelegentliche Nachweise ■ seltene Nachweise/Einzelnachweise □ keine Nachweise

(1996) sowie für eine Fahrspur auf dem Truppenübungsplatz Euba (1993, angesalbt?) vor. Aus jüngster Zeit stammen die Neunachweise in den beiden Fischhälterteichen am Dammfuß des Großhartmannsdorfer Großteiches 2009 (Abb.14), im Rothbächer Teich 2010 (Abb.15) und im Konstantinteich 2013 (JOHN et al. 2010 b, JOHN 2011, GOLDE et al. 2011). Während in den Fischhälterteichen dichte Bestände beobachtet werden konnten, die vermutlich schon in der Vergangenheit vorkamen und

nur übersehen wurden, handelte es sich bei den Vorkommen im Rothbächer Teich um einige wenige Pflanzen, im Konstantinteich sogar nur um eine einzelne Pflanze, die im Zuge der Entleerung der Teiche gefunden wurden.

Im Jahr 1904 wurde *C. subtilis* das erste Mal im Erzgebirge nachgewiesen – aber wie lange kommt diese Art in diesem Gebiet tatsächlich schon vor? Um diese Frage zu klären, wurden an ausgewählten Gewässern Sedimentkerne entnommen und diese hin-



Abbildung 12: Gewässer mit Nachweisen von *Coleanthus subtilis* im Erzgebirge (vgl. Tab. 1). Außerhalb des Kartenausschnitts liegen die Fundpunkte Talsperre Lehmühle und Truppenübungsplatz Euba (Stand 2013). Herausgeber Kartengrundlage: SÄCHSISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT, LANDWIRTSCHAFT UND GEOLOGIE. GEOBASISDATEN: © 2013, STAATSBETRIEB GEOBASISINFORMATION UND VERMESSUNG SACHSEN (GeoSN)



Abbildung 13: Für den Großhartmannsdorfer Großteich liegen seit 1904 regelmäßig Nachweise von *Coleanthus subtilis* vor. | Foto: R. Achtziger



Abbildung 14: In den Fischhälterteichen am Dammfuß des Großhartmannsdorfer Teiches entwickelten sich 2009 dichte Bestände von *Coleanthus subtilis*. | Foto: H. John



Abbildung 15 a: Für den Rothbächer Teich (Erzgebirge) konnte 2010 erstmalig *Coleanthus subtilis* mit wenigen Exemplaren nachgewiesen werden. Hier gezeigt sind die von *C. subtilis* besiedelten Flächen am 25.05.2010. | Foto: M. Olias



Abbildung 15 b: Am 20.06.2010 war die Vegetationsentwicklung deutlich vorangeschritten. Auf den im Vordergrund des Bildes zu erkennenden stark durchnässten Schlammflächen konnten zwei Individuen von *C. subtilis* nachgewiesen werden, weitere Individuen wurden auf etwas trockenerem Substrat gefunden. | Foto: A. Golde

sichtlich der Vorkommen von Samen in unterschiedlichen Sedimenttiefen untersucht (Details siehe JOHN 2011): Eines der beprobten Gewässer war der Berthelsdorfer Hüttenteich, für den aus den letzten 80 Jahren regelmäßig Nachweise von *C. subtilis* vorliegen (Tab. 1). Er wurde etwa 1550 als Wasserreservoir angelegt. Im bodenartigen Horizont, welcher höchstwahrscheinlich die ursprüngliche Geländeoberfläche vor Anlage des Teiches markiert, konnten insbesondere Samen von Pflanzenarten nasser Standorte, wie beispielsweise *Juncus*- und *Carex*-Arten nachgewiesen werden. In dieser Schicht fanden sich bereits Samen von *Eleocharis acicularis* als Charakterart der Zwergbinsengesellschaften. Samen von *C. subtilis* waren bereits im untersten Zentimeter des Teichsediments nachweisbar. Dies lässt darauf schließen, dass schon kurze Zeit nach Anlage des Berthelsdorfer Hüttenteichs, also vor etwa 450 Jahren, eine Besiedlung des Gewässers mit *C. subtilis* stattgefunden haben könnte. Des Weiteren wurde ein Sedimentkern aus dem Großhartmannsdorfer Großteich entnommen. Für dieses Gewässer waren Samen von *C. subtilis* erst für die Zeit um 1800, also etwa 250 Jahre später als im Berthelsdorfer Hüttenteich nachweisbar.

Vorkommen in der Oberlausitz

In der Teichlausitz (Biosphärenreservat »Oberlausitzer Heide- und Teichlandschaft«) wurde *Coleanthus subtilis* erstmalig 2001 im 1. Brückenteich der Teichgruppe Lippitsch gefunden (FLEISCHER 2002). Eine großflächige Erfas-

sung der Vorkommen von *C. subtilis* im Biosphärenreservat fand 2006 statt, bei der die Art in weiteren neun Teichen nachgewiesen wurde. Ein Jahr später (2007) lagen bereits für insgesamt 21 Teiche Nachweise vor. Weitere jeweils drei Neunachweise gelangten 2008 und 2009, jeweils zwei Neunachweise 2011 und 2013 und jeweils ein Neunachweis 2010 und 2012, sodass *C. subtilis* aktuell für insgesamt 33 Teiche nachgewiesen ist (Stand 2013, Abb. 17). Alle Teiche mit *C. subtilis*-Vorkommen werden ausnahmslos fischereiwirtschaftlich genutzt und sind überwiegend mit Karpfen besetzt (vgl. Abb. 16). Die besiedelten Teiche werden häufig als Brutteiche genutzt, d. h. in ihnen werden aus der Fischbrut über einen Sommer hinweg Jungkarpfen herangezogen. Eine Vernetzung der Lausitzer Teiche besteht teilweise über den Wasserweg, vorrangig die Kleine Spree, oder bedingt durch die Teichbewirtschaftung, z. B. Umsetzen der Fische vom einen in den anderen Teich, auch über hydrologische Barrieren hinweg.



Abbildung 16: In der Oberlausitz kommt *Coleanthus subtilis* ausschließlich in Fischteichen vor. Beispielhaft sind hier der Obere Ballackteich (links, Teichgruppe Litschen) und der Maxteich (rechts, Teichgruppe Kolbitz) im abgelassenen Zustand abgebildet. | Fotos: H. Jahn

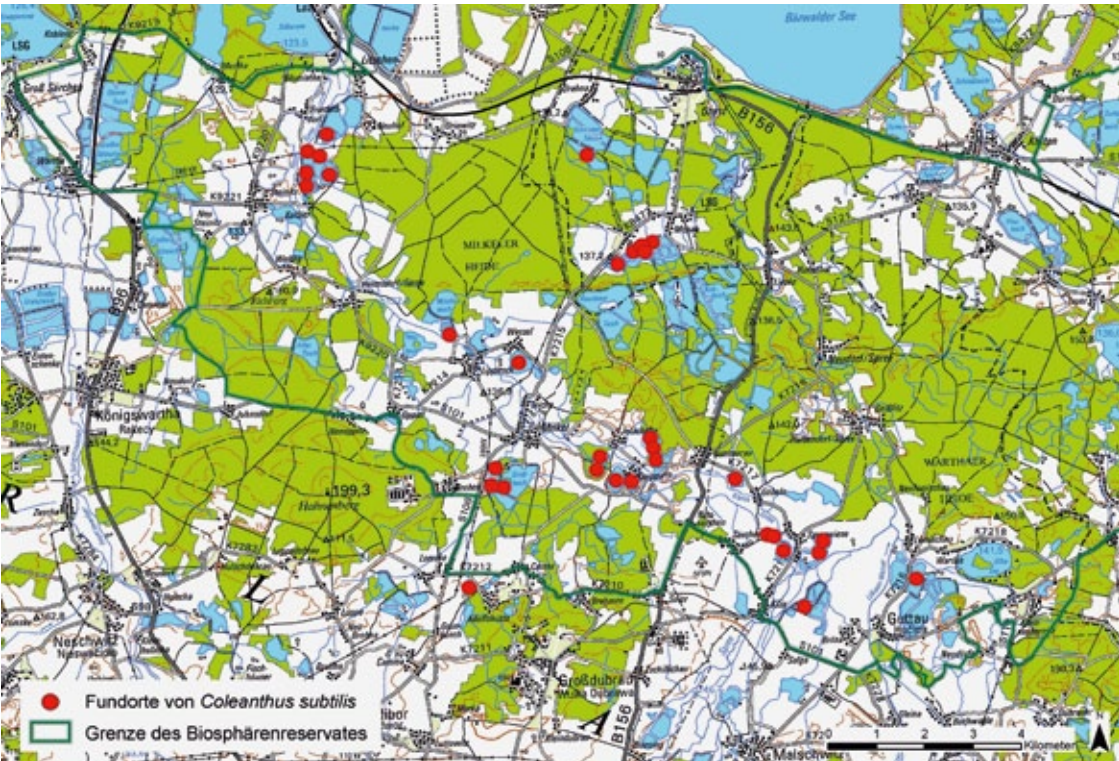


Abbildung 17: Nachweise von *Coleanthus subtilis* in der Teichlausitz (Stand 2013). Herausgeber Kartengrundlage: SÄCHSISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT, LANDWIRTSCHAFT UND GEOLOGIE. GEOBASISDATEN: © 2013, STAATSBETRIEB GEOBASISINFORMATION UND VERMESSUNG SACHSEN (GeoSN)

Ökologie von *Coleanthus subtilis*

Lebenszyklus

Die Ökologie von *Coleanthus subtilis* wurde erstmals durch HEJNÝ (1969) eingehend untersucht. Damit besiedelt die Art Standorte, die nur kurzzeitig zur Verfügung stehen. Um an diesen Standorten überleben zu können, hat *C. subtilis* spezielle Anpassungsmechanismen entwickelt: *C. subtilis* ist kurzlebig und in der Lage, bereits kurz nach Zurückweichen des Wassers auf dem vollständig wassergesättigten Sediment in zum Teil hoher Anzahl zu keimen. *C. subtilis* erscheint als eine der ersten Arten auf freifallenden Schlammflächen von Flüssen und Stillgewässern. Der gesamte Lebenszyklus kann innerhalb weniger Wochen durchlaufen werden (Tab. 2). Für die Primärhabitatsite ist beschrieben, dass *C. subtilis* von der Keimung bis zur Samenreife acht bis zehn Wochen benötigt (SELIVANOVA 1929, TARAN 2001), für die Sekundärhabitatsite, die wie die Teiche in Tschechien in klimatisch günstigeren Regionen Mitteleuropas liegen, wird von sechs bis sieben Wochen, in Ausnahmefällen auch von fünf Wochen ausgegangen.

Aufgrund der Abhängigkeit von natürlichen Wasserstandsschwankungen in den Primärhabitatsiten beziehungsweise vom Bespannungsregime der Sekundärhabitatsite steht der Art in der Regel nicht der komplette potenzielle Entwicklungszeitraum zur Verfügung. Mit einem Freifallen der Schlammflächen in den Primärhabitatsiten in Asien ist etwa ab Mitte Juli (NEČAJEV & NEČAJEV 1972, TARAN 1994), in Amerika zum Teil auch schon im April zu rechnen (CATLING 2009). Für die Sekundärhabitatsite variieren die Entleerungszeiten sowohl zwischen als auch innerhalb der Teichgebiete erheblich. Zum Beispiel liegen die Teichböden in Frankreich sowie im Erzgebirge gewöhnlich ab Spätsommer offen, während die Lausitzer Teiche vorrangig im Frühjahr entleert sind. In den tschechischen Teichen scheint dagegen eine größere Bandbreite unterschiedlicher Ablasszeiträume zu bestehen, die sich teilweise auch über die Sommermonate erstrecken. Die Hauptwachstumszeit liegt jedoch auch hier im April/Mai bis zum Wiederanstau der Teiche, welcher in der Regel Anfang Juni erfolgt (ŠUMBEROVÁ et al. 2006).

Die Entwicklungszeit von *C. subtilis* liegt für Sachsen im Zeitraum April bis November. Das gelegentlich im Hochsommer beobachtete Unterbleiben einer Keimung ist vermutlich auf das schnelle Austrocknen der Böden zurückzuführen und die für die Keimung nicht geeigneten Temperaturverhältnisse.

C. subtilis ist sehr wahrscheinlich auch zur Selbstbestäubung in der Lage, wie Beobachtungen an isoliert stehenden Einzelpflanzen belegen, die keimfähige Samen erzeugten. Auch die mittlere Anzahl von etwa 100 Pollen pro Anthere deutet darauf hin (SIEBERT 2012). Eine Selbstbestäubung scheint insbesondere für die zeitlich ersten Blüten wahrscheinlich, die bereits eng beieinander stehend noch in der Blattscheide blühen, bevor sie herausgeschoben werden. Die Möglichkeit zur Selbstbestäubung hätte Vorteile, da so auch Einzelindividuen oder isoliert stehende Individuen Samen produzieren und somit ggf. eine neue Population aufbauen können.

Eine einzelne Pflanze kann durchaus 2.500 Samen und mehr produzieren. Aufgrund der Charakteristik des Lebensraumes wird sowohl für *C. subtilis* als auch für weitere Arten der Zwergbinsengesellschaften auf eine über Jahrzehnte ausdauernde Samenbank rückgeschlossen, entsprechende Langzeituntersuchungen von unter natürlichen Bedingungen gelagerten Samen fehlen jedoch. Aus dem Dittmannsdorfer Teich (Erzgebirge) entnommene und zweieinhalb Jahre im Kühlschrank in einem geschlossenen Gläschen gelagerte Samen ergaben

noch Keimraten von über 70 % (JOHN 2011). Besonders erwähnenswert sind Keimerfolge von Samen, die aus 20 Jahre alten Belegen von Kamtschatka aus dem Herbarium von W. Pietsch (Dresden) stammen. Die aus einem Herbarbeleg von 1992 gewonnenen Samen wiesen nach Kältebehandlung und Aussaat in Kultursubstrat eine Keimrate von knapp 50 % auf (HÜBNER & RICHERT 2014).

Im überstauten Zustand ist *C. subtilis* allgemein nicht in der Lage, längere Zeit zu überdauern. Konnte der Entwicklungszyklus in einem Gewässer bedingt durch frühzeitigen Wiederanstau nicht vollkommen abgeschlossen werden, sind der Samenbank unter Umständen beträchtliche Samenmengen verloren gegangen. Da in einer Trockenperiode allerdings nicht alle Samen aufgebraucht werden, stehen in der nächsten Trockenperiode trotzdem noch keimfähige Samen zur Verfügung.

So plötzlich wie *C. subtilis* nach Zurückweichen des Wassers auf dem Teichboden auftaucht, verläuft überwiegend auch nach dem Ausfallen der Samen der Absterbeprozess und Abbau des Pflanzenmaterials. Unter günstigen Klima- und Konkurrenzbedingungen sowie bei ausreichender Wasserversorgung können Pflanzen länger überdauern und sehr große Rosetten ausbilden.

Tabelle 2: Steckbrief zu *Coleanthus subtilis* (TRATT.) SEIDL

(nach HEJNÝ 1969, VON LAMPE 1996, ELLENBERG et al. 1992, GOLDE 2000, JOHN 2011)

Biologische Merkmale	
Familie	Poaceae
Lebensform	Therophyt
Morphologie	<ul style="list-style-type: none"> ■ Pflanze niederliegend, 2 – 8 cm hoch ■ Scheiden kahl, aufgeblasen ■ Ährchen 0,8 – 1,2 mm lang, ohne Hüllspelzen, ohne Grannen ■ Ährchen doldig gebüschelt
Blattausdauer	sommergrün, in Einzelfällen Überwinterung beobachtet
Anzahl Halme, Ährchen, Samen	<ul style="list-style-type: none"> ■ 1 – 50 Halme pro Pflanze ■ je Dolde 3 – 20 einblütige Ährchen ■ insges. zw. 32 – 157 Ährchen pro Synfloreszenz ■ 2.500 Samen pro Pflanze
Samen	<ul style="list-style-type: none"> ■ länglich ■ Maße 0,9*0,3*0,2 [mm] ■ Oberfläche wabenförmig rau ■ sich oft mit Deck- und Vorspelze lösend
Standorteigenschaften	
Ellenberg-Zeigerwerte:	<p style="margin-left: 40px;">Lichtzahl 9 = Volllichtpflanze</p> <p style="margin-left: 40px;">Temperaturzahl 7 = Wärmezeiger</p> <p style="margin-left: 40px;">Kontinentalitätszahl 5 = See-/Steppen-Übergangsklima zeigend</p> <p style="margin-left: 40px;">Feuchtezahl 8 = Feuchte- bis Nässezeiger</p> <p style="margin-left: 40px;">Stickstoffzahl 2 = ausgesprochene Stickstoffarmut bis Stickstoffarmut zeigend</p> <p style="margin-left: 40px;">Reaktionszahl 3 = Säurezeiger</p>
sonstige Substrateigenschaften	<ul style="list-style-type: none"> ■ offene Schlammböden ■ hohe Wasserkapazität ■ kalkarm, sauer
Ökologie	
Vermehrung	generativ
Bestäubung	Windbestäubung, Selbstbestäubung
potenzieller Entwicklungszeitraum	in Sachsen: April bis November, in wärmebegünstigten Lagen vermutl. keine Keimung im Hochsommer
Keimungsbedingungen	Temperaturdifferenzen (im Tagesgang) von mehr als 20 K, Maximaltemperaturen > 30 °C
Dauer zwischen Keimung und Samenreife	Sekundärhabitats (Mitteleuropa): 6 – 7 Wochen Primärhabitats: 8 – 10 Wochen

Standortansprüche

Coleanthus subtilis hat vor allem in der Keimungsphase besondere Standortansprüche, was auch auf andere Charakterarten der Zwergbinsengesellschaften zutrifft. So sind in der Keimungsphase insbesondere die Wasserversorgung und Temperaturbedingungen entscheidend. Ein massenhaftes Auskeimen von *C. subtilis* ist nur bei einem sehr hohen Wassergehalt des Substrats zwischen 55 und 75 % gegeben (HEJNÝ 1969, PIETSCH 1999). Zur Keimung kommt es in der Regel auf Standorten in unmittelbarer Nähe zur aktuellen Wasserlinie, während in den weiter davon entfernt liegenden und daher schon längere Zeit abgetrockneten Bereichen höhere Entwicklungsstadien zu beobachten sind.

Die zur Keimung der Samen von *C. subtilis* benötigten Temperaturschwankungen von etwa 20 K (HEJNÝ 1969, VON LAMPE 1996) werden i. d. R. durch Temperaturunterschiede zwischen Tag und Nacht sowohl im Frühling aber auch im Spätsommer/Herbst, zumindest in wärmebegünstigten Lagen aber vermutlich nicht im Hochsommer, erreicht. Nach Laboranalysen durch VON LAMPE (1996) verläuft die Keimung erst bei Spitzentemperaturen über 35 °C mehr oder weniger simultan und ist nach 10 bis 14 Tagen abgeschlossen. Gleichbleibende Temperaturen können die Keimraten erheblich herabsetzen.

Im weiteren Verlauf der Entwicklung von *C. subtilis* ist ebenfalls die Wasserversorgung des Standorts entscheidend. *C. subtilis* zeigt einen ausgeprägten hygrophy-

tischen Charakter und verlangt einen langfristig (vier bis fünf Wochen) ausreichend wassergesättigten Standort. Der Wassergehalt des Substrats entscheidet wesentlich über die Abundanz und Dominanz von *C. subtilis* am Standort, wobei letztere mit abnehmendem Feuchtegehalt zurückgeht. Gegenüber einer raschen Austrocknung des Substrats reagiert *C. subtilis* sehr empfindlich (HEJNÝ 1969, VON LAMPE 1996).

Da insbesondere feinsedimentreiche Substrate das Wasser besonders gut halten können, werden hauptsächlich diese besiedelt. Sowohl für die Primärstandorte als auch für die Sekundärstandorte werden feinsandige Substrate mit toniger Beimengung bis hin zu von Schluff und Ton dominierten Substraten beschrieben (WOLKE 1968). Die Beimengung von organischer Substanz scheint ebenfalls bedeutsam zu sein, sodass sich das typische Substrat von *C. subtilis* als Schlamm ansprechen lässt (u. a. PIETSCH & MÜLLER-STOLL 1968).

Im Vergleich zum Wassergehalt spielt der Mineralgehalt des Sediments für *C. subtilis* eine geringere Rolle (HEJNÝ 1969, VON LAMPE 1996). Mit der Ellenberg-Stickstoffzahl 2 wird *C. subtilis* als Zeiger der stickstoffärmsten bis -armen Standorte eingestuft und kommt nur ausnahmsweise auf Standorten mit einer reicheren Mineralstickstoffversorgung vor. Inwieweit diese Einschätzung tatsächlich zutrifft, müsste allerdings noch überprüft werden, denn *C. subtilis* kommt auch auf Schlammflächen mehr oder weniger intensiv genutzter Fischtei-

che vor, für die entsprechend stickstoffarme Verhältnisse nicht unbedingt zu erwarten sind. Die Reaktionszahl 3 stuft *C. subtilis* als Säurezeiger mit Schwergewicht auf sauren Substraten ein, die ausnahmsweise bis in den neutralen pH-Wertbereich gehen können. Die Bindung an saure Substrate ist nach Literaturangaben auch am Gesamtareal von *C. subtilis* erkennbar (VON LAMPE 1996). In der Tschechischen Republik sind keine Vorkommen in Teichen auf Kalksteinkomplexen und anderen basischen Gesteinen bekannt, vielmehr dünne Vorkommen in Richtung dieser Gebiete deutlich aus (HEJNÝ 1969). Darüber hinaus ist beschrieben, dass *C. subtilis* im Allgemeinen sogar etwas moorige, von Huminsäuren beeinflusste Standorte besiedeln kann (JURASKY 1938). Dies trifft beispielsweise auf den Großhartmannsdorfer Großeich (Erzgebirge) zu, an dem überstaute Torfböden der angrenzenden Hochmoore bewachsen werden (vgl. JOHN & SCHÖNE 2002).

Mit einer Ellenberg-Lichtzahl von 9 wird *C. subtilis* als Volllichtpflanze eingestuft, die nur an voll bestrahlten Plätzen mit mindestens 50 % relativer Beleuchtungsstärke vorkommt. Der Besonnungsgrad in der frühen Entwicklungsphase entscheidet, ähnlich wie die Wasserversorgung des Substrats, über die Ausbildung verschiedener Wuchsformen.

Darüber hinaus wird *C. subtilis* mit der Ellenberg-Temperaturzahl 7 als Wärmezeiger eingestuft. Die Arealnordgrenze wird durch die 17,5-°C-Isotherme des Monats Juli vor-

gegeben, was die hohen Temperaturansprüche über die gesamte Entwicklungszeit verdeutlicht (VON LAMPE 1996). Beobachtungen aus dem Erzgebirge ergaben, dass sich die Entwicklung von *C. subtilis* bei Tageshöchsttemperaturen von unter 10 °C stark verzögert und bei Tageshöchsttemperaturen von etwa 5 °C sogar ganz stagniert. Es konnten allerdings spät gekeimte Individuen an Sekundärstandorten beobachtet werden, die einen Winter überstanden und sich dann im Frühjahr weiterentwickelten (GOLDE 2002).

C. subtilis ist insgesamt, mit Ausnahme des Fundorts im Nordwesten Kanadas und auf Kamtschatka (boreal) beziehungsweise des Fundorts in der chinesischen Provinz Jianxi (meridional), auf die temperate Zone beschränkt (vgl. MEUSEL & JÄGER 2002). Hinsichtlich der europäischen Gliederung der Kontinentalität ist *C. subtilis* schwach subozeanisch bis schwach subkontinental mit Schwerpunkt in Mittel- bis Osteuropa (Ellenberg-Kontinentalitätszahl 5). In den kontinentalen Klimabereichen Europas tritt *C. subtilis* dabei vorwiegend in der collinen (200 bis 500 m) bis submontanen Stufe (500 bis 800 m) und in ozeanisch geprägten Bereichen bis 300 m (planare Stufe und unter Lagen der collinen Stufe) auf (HEJNÝ 1996). Aufgrund der hohen Empfindlichkeit gegenüber einer Austrocknung des Substrats ergibt sich eine Bindung von *C. subtilis* an die sommerfeuchten Regionen der temperaten Zone, in denen in den Monaten Juni, Juli und August mindestens 50 mm bis maximal 100 mm Niederschlag fallen (VON LAMPE 1996).

Populationsdynamik

Wie in den vorangegangenen Abschnitten vorgestellt ist *Coleanthus subtilis* eine sehr kleine und kurzlebige Art. In den folgenden Ausführungen möchten wir u. a. diskutieren, ob die hohe Anzahl an Samen von *C. subtilis* der Ausbreitung, also der Besiedlung neuer Gewässer, oder dem Erhalt der Population an dem Standort dient. Unserer Meinung nach sprechen viele Argumente für letztere Hypothese, was wiederum eine hohe Bedeutung für die Ableitung von Schutz- und Entwicklungsmaßnahmen hat. Eigene Beobachtungen am Ob, einem Primärhabitat in Asien zeigen, dass an den Ufern der schnell fließenden großen Hauptgewässer nur vereinzelt Individuen zu beobachten sind, wohingegen auf den Schlammflächen der ruhigen Seitengewässer die größten Individuendichten erreicht werden (Abb. 6 und 7).

Das Trockenfallen der z.T. ausgedehnten Schlammflächen in den Nebengewässern erfolgt mit sehr hoher Zuverlässigkeit jedes Jahr, da die Wasserstandsschwankungen jahreszeitenbedingte Ursachen haben. In den Seitenarmen erfolgt ein langsames Abfließen und damit einhergehend ein langsames Trockenfallen der Schlammflächen, was für die Etablierung von *C. subtilis* besonders günstig ist. Nach Abschluss der Entwicklung fallen die zahlreichen reifen Samen nahe der Mutterpflanze auf den noch trockenliegenden Boden. Mit der Schneeschmelze steigt der Wasserspiegel in den Hauptgewässern etwa Anfang April innerhalb kürzester Zeit sprunghaft um sechs bis sieben

Meter an. In den Nebengewässern wird dieser Anstieg weniger extrem verlaufen und auch die Fließgeschwindigkeiten sind geringer. Als Folge wird in diesen Gewässern nur ein geringer Teil der Samen mitgerissen, wohingegen der größte Teil die Überstauungsphase am Wuchsort der Mutterpflanze überdauert. So ist zumindest für Sekundärhabitats bekannt, dass von *C. subtilis* besiedelte Flächen eine hohe Samendichte dieser Art in der Samenbank aufweisen. Die hohe Anzahl an Samen in der Samenbank ermöglicht es *C. subtilis*, in der nächsten Trockenphase den Standort erneut mit einer hohen Individuenzahl zu besiedeln.

Auch an den Hauptgewässern sinkt der Wasserstand zum Sommer hin mit hoher Vorhersagbarkeit, allerdings trocknen die Uferflächen aufgrund der großen Wasserstands Differenz und des entsprechend raschen Absinkens sehr schnell aus, was sich auf die Entwicklung von *C. subtilis* negativ auswirkt. Ein weiterer Grund für den schütterten Bewuchs an den Uferflächen der Hauptgewässer dürfte die hohe Fließgeschwindigkeit und die damit verbundene Dynamik der teilweise meterdicken Sedimentschichten sein. Anders als in den Nebengewässern werden in den Hauptgewässern die Samen vermutlich in hoher Anzahl mitgerissen und erst weit von der Mutterpflanze entfernt abgelagert. Nur wenige dieser Samen werden wahrscheinlich an einen für die Keimung günstigen Standort gelangen, was auch auf die aus den Nebengewässern in die Hauptgewässer ausgetragenen Samen zutrifft. Das schnelle Trocken-



Abbildung 18: Die kleinen Nebengewässer des Ob (links) weisen sowohl hinsichtlich ihrer Morphologie als auch des Abflussgeschehens große Ähnlichkeit zu den Sekundärhabitaten auf, hier Hrachovišský rybník. (rechts; Teichgebiet Třeboň, Tschechien) | Fotos: links E. Richert, rechts A. Hübner

fallen des Substrates und die Verdriftung der Samen könnten demnach mögliche Ursachen für die beobachtete eher lockere Besiedlung der Ufer an Ob und Irtysch sein.

Inwieweit lassen sich diese Überlegungen auf die Vorkommen von *Coleanthus subtilis* in den Sekundärhabitaten übertragen?

Abb. 18 verdeutlicht, dass zwischen den Primärhabitaten (aufgestaute Nebengewässer, Abb.18 links) und den Sekundärhabitaten (z. B. Fischteiche in Tschechien, Abb.18, rechts) hinsichtlich der Gewässermorphologie große Ähnlichkeiten bestehen.

Für erzgebirgische Teiche ist nachgewiesen, dass von *C. subtilis* besiedelte Flächen hohe Samenanzahlen dieser Art in der Samenbank aufweisen (CLAUS 2010). Bei Trockenfallen des Schlammes entwickeln sich, vergleichbar der Situation in den Nebengewässern des Ob, ebenfalls in der Regel dichte *Coleanthus*-Bestände. Ein wesentlicher Unterschied besteht allerdings darin, dass das bewirtschaftungsbedingte Tro-

ckenfallen der Teiche weniger häufig und regelmäßig erfolgt als die jahreszeitenbedingten Wasserstandsschwankungen der Primärhabitats, die mit einer hohen Regelmäßigkeit in jeder Saison auftreten.

Vergleichbar zur Situation in den Primärhabitaten gelangt auch mit Anstieg des Wasserspiegels der Teiche vermutlich nur ein Bruchteil der Samen sowohl an die Wasseroberfläche als auch in den Wasserkörper. Allerdings kann das Wasser der Teiche nicht frei abfließen, sondern der Abfluss erfolgt reguliert über einen Grundablass und ggf. bei Hochwasserereignissen über einen Überlauf. Der Grundablass weist im Vergleich zum Gesamtgewässer eine geringe Durchlassgröße auf und liegt am Dammfuß. Aufgrund der vermutlich vergleichsweise geringen Anzahl im Wasserkörper schwimmender Samen und der geringen Größe und abseitigen Lage des Grundablasses ist ein Austrag von Samen aus dem Gewässer vermutlich ein eher seltenes Ereignis (ähnlich wie in den Primärhabitaten). Der Überlauf

ist zwar flächenmäßig größer als der Grundablass, doch mündet dieser im Erzgebirge nur bei drei besiedelten Teichen in das Kunstgrabensystem bzw. in natürliche Fließgewässer, die weitere besiedelte Teiche speisen. Dass ein gewisser Austrag von Samen erfolgt, deutet der Nachweis eines einzelnen Samens von *C. subtilis* im Sediment aus dem Graben- und Röschensystem an, Samen anderer Arten der Teichbodenvegetation waren allerdings zahlenmäßig wesentlich häufiger. Der nachgewiesene Samen von *C. subtilis* muss aufgrund der Lage des Fundortes mindestens 14 km transportiert worden sein (JOHN & RICHERT 2011). Trotz dieses vermuteten eingeschränkten Samenaustausches zwischen den Gewässern scheint allerdings für die Vorkommen von *C. subtilis* im Erzgebirge der hydrologischen Verbindung der Gewässer eine besondere Bedeutung zuzukommen, denn die aktuell besiedelten Teiche sind alle über das Kunstgraben- und Röschensystem miteinander verbunden.

Die oben aufgestellten Überlegungen zum Lebenszyklus von *C. subtilis* an den Primärstandorten lassen sich also gut auf die Sekundärvorkommen übertragen. Wesentliche Unterschiede zu den Primärhabitaten bestehen demnach bei den Sekundärhabitaten in der Häufigkeit des Trockenfallens der Einzelgewässer. Zudem sind, zumindest im Erzgebirge, häufig nur sehr wenige Teiche pro Jahr abgelassen (Tab. 3), wohingegen in den Primärhabitaten außerordentlich viele Gewässer zeitgleich Vorkommen aufweisen. Darüber hinaus kommt es in den Primär-

habitaten im Fall von Hochwasserereignissen zu einer Überschwemmung zahlreicher von *C. subtilis* besiedelter Gewässer, was zu einem Austausch von Samen zwischen den Gewässern führen wird.

Demnach ist *C. subtilis* sehr wahrscheinlich keine Pionierart, wie etwa *Gnaphalium uliginosum*, die eine hohe Samenanzahl produziert, um immer wieder neue, räumlich nicht konstante Standorte zu besiedeln und so durch Ausbreitung zu überleben. Vielmehr hat *C. subtilis* eine andere, für zahlreiche andere einjährige Arten typische Strategie entwickelt, an einem geeigneten Standort eine möglichst hohe Anzahl an Samen zu produzieren und in der Samenbank für die nächste(n) Generation(en) bereit zu stellen, um damit das Überleben der Population an dem räumlich konstanten Standort zu sichern. Als Konsequenz des vermuteten eher geringen Samentransportes zwischen den Populationen in den Gewässern (und damit dem Fehlen eines echten Metapopulationssystems), ergibt sich für die Schutz- und Entwicklungsmaßnahmen die Forderung, für den Erhalt der Art jedes einzelne besiedelte Gewässer und seine Population zu berücksichtigen.

Ausbreitungsmechanismen

Die Ausbreitung von Samen von *Coleanthus subtilis* auf dem Wasserwege (Hydrochorie) scheint sicher, ermöglicht aber nur den Transport in Fließrichtung. Die in den letzten Jahren erfolgte Neubesiedlung in der Teichlausitz beispielsweise ist auf dem Wasserwege aufgrund fehlender Verbindungen

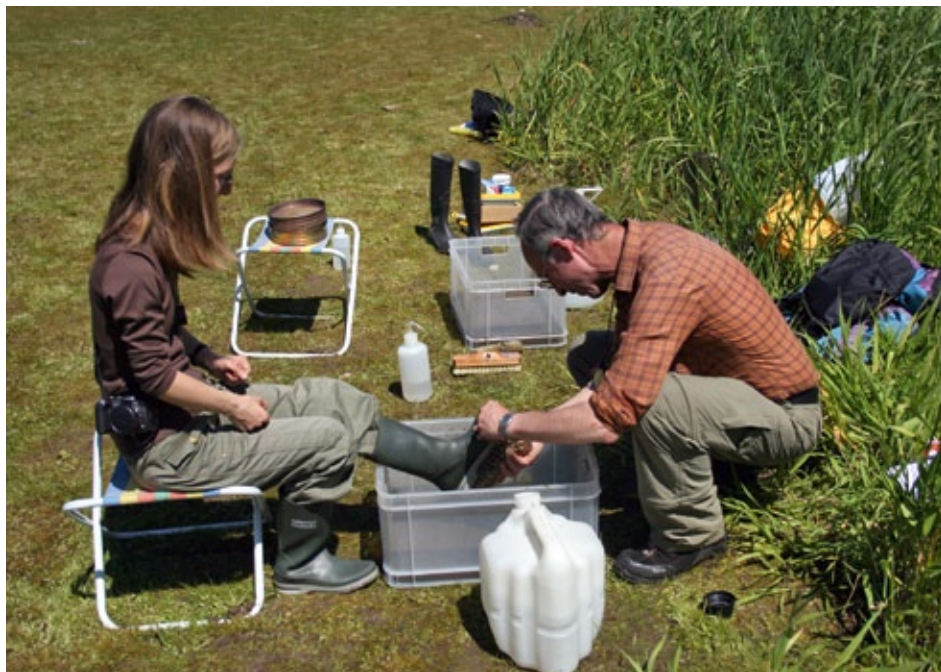


Abbildung 19: Um die Möglichkeiten des Transportes von Samen von *Coleanthus subtilis* durch an Stiefel haftendem Substrat zu analysieren, wurden die Stiefel nach der Begehung des Gewässers gewaschen und das gewonnene Substrat im Labor auf Samen untersucht. | Foto: E. Richert

zu bereits besiedelten Gewässern nicht zu erklären. Auch innerhalb dieses Gebiets sind nicht alle aktuell besiedelten Gewässer auf dem Wasserweg miteinander verbunden. Darüber hinaus lassen Ergebnisse besiedlungshistorischer Analysen im Erzgebirge darauf schließen, dass *C. subtilis* bereits kurz nach der Anlage des Berthelsdorfer Hüttenteichs, einem der ältesten Teiche und der unterste Teich im System der Revierwasserlaufanstalt, diesen besiedelte (JOHN 2011). Ausgehend von diesem Gewässer kann die Besiedlung der später und in hö-

heren Lagen angelegten Bergwerksteiche auf dem Wasserweg demnach nicht erklärt werden.

Zumindest für die Sekundärstandorte scheint neben der Ausbreitung auf dem Wasserwege zusätzlich eine Ausbreitung über menschliche Aktivitäten (Agochorie) wahrscheinlich. Denkbar ist, dass Samen über Schlamm, welcher beispielsweise an Werkzeugen oder Stiefeln haftet oder bei Fischtransporten mit in die Behälter gelangt, in bisher unbesiedelte Gewässer transportiert wird (vgl. ŠUMBEROVÁ et al. 2006). Exemplarisch wurde dazu

2009 ein Versuch zum Transport von Samen der Arten der Teichbodenvegetation einschließlich *C. subtilis* durch an Stiefel haftendem Substrat am Dittmannsdorfer Teich (Erzgebirge) durchgeführt (JOHN 2011). Nachdem 42 Mitglieder der Arbeitsgemeinschaft sächsischer Botaniker durch die von Teichbodenvegetation dicht besiedelten Flächen geführt wurden, wurde das an ihren Stiefeln haftende Substrat abgewaschen (Abb. 19) und im Labor auf Samen untersucht. Die Analyse ergab, dass die Artenzusammensetzung in der Stiefel-Samenbank sehr gut die reale Vegetation des untersuchten Teiches widerspiegelte. Von *C. subtilis* konnten im Mittel 38 Samen pro Person nachgewiesen werden.

Darüber hinaus wird vielfach die Ausbreitung von Samen über Vögel (Ornithochorie) diskutiert (z. B. HEJNÝ 1969). Um diese These zu testen, wurden Sedimentproben der Helbigsdorfer Teiche (Erzgebirge) auf Samen von *C. subtilis* untersucht (JOHN 2011). Diese zwei Gewässer weisen keine *C. subtilis*-Vorkommen auf, obwohl sie nur knapp einen Kilometer von dem besiedelten Großhartmannsdorfer Großteich entfernt liegen und ein reger Wechsel von Wasservögeln stattfindet. Ein Nachweis von Samen von *C. subtilis* gelang dabei in keiner der 32 Sedimentproben und bestätigte damit frühere Beobachtungen, dass die Art trotz Nachsuche auch unter günstigen Bedingungen nicht auf dem Schlamm der Teiche nachweisbar war. Die Existenz einer Ausbreitung über Wasservögel kann damit zwar nicht ausgeschlossen werden, doch scheint sie

zumindest regional weniger bedeutsam zu sein. Die späte Besiedlung der im Vergleich zu den Erzgebirgstichen z. T. wesentlich älteren und für Wasservögel sehr attraktiven Lausitzer Teiche mindert die Bedeutung der Ornithochorie auch auf überregionalem Maßstab.

Gefährdung und Schutzstatus von *Coleanthus subtilis*

Ein Gefährdungs- und Schutzstatus von *Coleanthus subtilis* besteht auf verschiedenen Ebenen: Die Art ist in der Roten Liste Deutschlands als gefährdet eingestuft (KORNECK et al. 1996). Auf Ebene der Bundesländer steht *C. subtilis* in Sachsen auf der Vorwarnliste (V) (SCHULZ 2013) und in Sachsen-Anhalt gilt die Art als extrem selten (R) (FRANK et al. 2004).

Neben *C. subtilis* sind auch eine Reihe weiterer Charakterarten der Zwergbinsengesellschaften (Abb. 20) und somit fast alle Gesellschaften der Klasse Isoëto-Nanojuncetea gefährdet (KORNECK et al. 1996, TÄUBER & PETERSEN 2000). Als Hauptgefährdungsursachen für diese Arten werden permanente Stauhaltung beziehungsweise Überflutung sowie ein permanentes Trockenfallen angeführt (PETERSEN et al. 2003), also Faktoren, die zum Beispiel mit dem fortschreitenden Ausbau der Flüsse oder einer Nutzungsänderung bzw. -aufgabe von Teichen einhergehen.

Für das Erzgebirge ist festzustellen, dass das Ablassregime der Bergwerksteiche in letzter Zeit dazu führte, dass sich pro Jahr

maximal an einem der Teiche artenreiche Zwergbinsengesellschaften mit *C. subtilis* bis zur Samenreife entwickeln konnten (vgl. Tab. 3). 2006 und 2012 herrschten an allen Teichen sogar so ungünstige Bedingungen, dass sich überhaupt keine Pflanzenbestände entwickelten. Aus dem Auftreten von *C. subtilis* von 1995 bis 2013 lässt sich ein Trend zu immer größeren Abständen zwischen Jahren mit Massenentwicklungen an den Gewässern ableiten. Im Gegensatz dazu breitet sich *C. subtilis* in der Oberlausitz seit dem Erstnachweis 2001 aus.

Im internationalen Maßstab war *C. subtilis* in der Roten Liste gefährdeter Pflanzen der IUCN von 1997 als »rare« eingestuft. Diese Kategorie gilt für Arten mit stark disjunkten Arealen, deren Populationen weder gefährdet noch potenziell gefährdet sind (WALTER & GILLET 1998). Im Zuge der Neugliederung der Gefährdungskategorien seitens der IUCN entfiel diese Kategorie, sodass *C. subtilis* aktuell nicht gelistet ist (IUCN 2011).

Ein gesetzlicher Schutz ist auf EU-Ebene durch die Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie (FFH-Richtlinie; Richtlinie 92/43/EWG des

Rates der Europäischen Union vom 21. Mai 1992) zur Erhaltung der natürlichen Lebensräume sowie der wildlebenden Tiere und Pflanzen gegeben. Dort ist *C. subtilis* in den Anhängen II und IV gelistet. Die Sekundärhabitats von *C. subtilis* lassen sich dem FFH-Lebensraumtyp »Oligo- bis mesotrophe, basenarme Stillgewässer der planaren bis subalpinen Stufe mit Vegetation der Littorelletalia und Isoëto-Nanojuncetea« zuordnen (FFH-Code 3130; SSYMANK et al. 1998). Darüber hinaus ist *C. subtilis* auch Bestandteil von Anhang I des Übereinkommens über die Erhaltung der europäischen wildlebenden Pflanzen und Tiere und ihrer natürlichen Lebensräume (Berner Konvention), woraus ein strenger Schutz resultiert, der die Beschädigung und Entnahme aus der Natur untersagt. In Deutschland besteht ein strenger Schutz durch das Bundesnaturschutzgesetz (BNatSchG). Abgeleitet aus dem Gefährdungs- und Schutzstatus von *C. subtilis* auf verschiedenen Ebenen ergibt sich eine hohe Verantwortlichkeit Deutschlands, insbesondere Sachsens, zur Erhaltung der Art. Da im Zuge des fortschreitenden Ausbaus und der Wasserstandsregulierung der Flüsse die Primärhabitats von *C. subtilis* vielerorts stark zurückgegangen sind, kommt den Sekundärhabitats in Mitteleuropa eine hohe Bedeutung für die weltweite Erhaltung der Art zu. Die gesonderte artspezifische Ausweisung von Schutzgebieten im Rahmen der FFH-Richtlinie ist dahingehend insbesondere für *C. subtilis* sinnvoll, da hinsichtlich des Lebensraumschutzes deutliche Defizite

bestehen. Die meist kleinen temporären Gewässer, in denen *C. subtilis* siedelt, sind unzureichend durch die Naturschutzgesetzgebungen in Europa geschützt (vgl. EPCN 2010).

Mit der Umsetzung der FFH-Richtlinie sind für den Freistaat Sachsen auch hohe Verpflichtungen verbunden. Die *C. subtilis*-Bestände sind im Rahmen des FFH-Monitorings zu überwachen und ihre Entwicklung unterliegt regelmäßigen Berichtspflichten. Das Monitoring sowie die Beurteilung des Erhaltungszustands der Populationen von *C. subtilis* werden vor allem durch die Kurzlebigkeit und das unbeständige Auftreten erschwert.



Abbildung 20:
Häufige Begleiter von
Coleanthus subtilis sind
a) *Eleocharis acicularis*
b) *Elatine hydropiper*;
c) *Limosella aquatica*
und
d) *Peplis portula*
(alle 4 Arten
RL Sachsen V).
Fotos: a) b) d) H. John;
c) R. Achtziger



Schutz- und Entwicklungsmaßnahmen im Rahmen eines angepassten Gewässermanagements

Für die Vorstellung von Schutz- und Entwicklungsmaßnahmen beschränkt sich diese Broschüre auf die Vorkommen von *Coleanthus subtilis* in Sachsen, also auf die Vorkommen in der Teichlausitz und im Erzgebirge. Hier spielt das Bespannungsregime der Gewässer für die Vorkommen von *C. subtilis* und den anderen Arten der Teichbodenvegetation eine wesentliche Rolle. Damit sind Erhaltungsmaßnahmen für *C. subtilis* gut planbar und praktisch umsetzbar. Allerdings ist häufig ein frühzeitiger Abstimmungsprozess zwischen den unterschiedlichen Nutzungsinteressen (Wasserbereitstellung, Fischerei, Naturschutz) erforderlich.

Bedeutung des Bespannungsregimes für den Erhalt der Vorkommen

Intensität der Wasserstandsabsenkungen

Die Mindestgröße einer überlebensfähigen Population von *Coleanthus subtilis* ist nicht bekannt. Es kann aber davon ausgegangen werden, dass sich die langfristige Überlebenswahrscheinlichkeit der Population mit

der besiedelten Fläche und damit der Populationsgröße erhöht.

Wenn ein Gewässer bereits in der Flachwasserzone Vorkommen von *C. subtilis* aufweist, wie es beispielsweise auf den Berthelsdorfer Hüttenteich im Erzgebirge zutrifft, ist eine Teilentleerung für die Entwicklung großflächiger Bestände ausreichend (Abb. 21). In vielen Teichen entwickeln sich allerdings bei einer Teilabsenkung nur kleinflächige Bestände, die sich meist im Bereich der Zuläufe befinden, oder es fallen keine geeigneten Schlammflächen frei. Für die Entwicklung großflächiger Bestände ist dann eine Totalentleerung erforderlich, die auch die schlammigen Bereiche im Zentrum der Teiche freilegt. Wir empfehlen aufgrund dieser Überlegungen die Wasserstandsabsenkung eines Gewässers so durchzuführen, dass ein Großteil der potenziellen Habitatfläche des jeweiligen Gewässers frei fällt.

Zeitpunkt der Wasserstandsabsenkung

Der Zeitpunkt von Wasserstandsabsenkungen hat eine außerordentlich hohe Bedeutung für die Entwicklung von *Coleanthus*



Abbildung 21: Im Fall des Berthelsdorfer Hüttenteiches (Erzgebirge) ist bereits eine Teilentleerung ausreichend, um große Schlammflächen frei zu legen, auf denen sich *Coleanthus subtilis* entwickeln kann. | Foto: A. Golde, 2008

subtilis an einem Gewässer. In den sächsischen Gewässern konnten bisher zwei Entwicklungszeiträume (erster im Frühjahr in Teichlausitz, zweiter im Spätsommer/Herbst im Erzgebirge) beobachtet werden, doch sind diese eindeutig bewirtschaftungsbedingt.

Hinsichtlich des Zeitpunkts muss für das Untersuchungsgebiet Teichlausitz bemerkt werden, dass aktuell die Wasserstandsabsenkungen bereits im Spätherbst bis Winter, die Keimung von *C. subtilis* oft aber erst ab dem Frühjahr erfolgt. Entscheidend hierbei ist, dass nach Anfang April der Wasserstand noch lange genug abgesenkt ist, um eine

vollständige Entwicklung von *C. subtilis* zu gewährleisten. Die Teilentleerung über die Wintermonate (Winterung) erhöht die Wahrscheinlichkeit des Durchfrierens der Teichböden. Dies scheint die Keimfähigkeit der darin enthaltenen Samen von *C. subtilis* jedoch nicht zu beeinflussen, wie die zahlreichen Vorkommen in den gewinterten Teichen der Teichlausitz zeigen.

Die hohe Bedeutung des Zeitpunktes der Absenkung für die Entwicklung der Teichbodenvegetation unterstreichen auch Beobachtungen an den zwei Badegewässern Mittlerer Grobhartmannsdorfer Teich und Erzengler Teich, die ehemals *Coleanthus-*

Vorkommen aufwiesen (Tab. 1). Hier finden recht regelmäßig langanhaltende Wasserspiegelabsenkungen statt, doch wird damit erst nach Beendigung der Badesaison (September) begonnen (Tab. 3). Aufgrund des Erzgebirgsklimas ist es zu diesem Zeitpunkt für die Entwicklung einer Teichbodenvegetation bereits oft zu kalt. Es können zwar noch zahlreiche Samen keimen, doch erreichen diese Individuen nicht das Stadium der Samenreife. So wurde die Samenbank wahrscheinlich von Mal zu Mal aufgebraucht, ohne dass frische Samen darin abgelegt werden konnten.

Dass gerade der Zeitpunkt einer Wasserstandsabsenkung für das Vorkommen von *C. subtilis* entscheidend ist, zeigen auch Analysen zu Veränderungen der Teichbodenvegetation an Teichen des österreichischen Waldviertels. Die Intensivierung der Teichwirtschaft hat dort zur Verschiebung der Absenkperioden in den Spätherbst geführt. Während einige Arten der Teichschlammvegetation in die ufernahen Bereiche ausweichen konnten, wo jedoch verstärkt Konkurrenz durch Flutrasen und Zweizahnfluren besteht, hat *C. subtilis* dies nicht geschafft und galt in der Folge in Österreich bis 2000 als ausgestorben (vgl. Koch et al. 2005).

Für den Erhalt der Art ist der Zeitpunkt einer Wasserstandsabsenkung so zu wählen, dass *C. subtilis* sich voll entwickeln kann – demzufolge ist ein Absenkungsbeginn zwischen Anfang April und Anfang September zielführend. Ein Trockenfallen der Schlammflächen im Hochsommer ist zumindest für die wärmebegünstigte Teichlausitz aufgrund

einer zu erwartenden reduzierten oder ausbleibenden Keimung von *C. subtilis* wenig erfolgversprechend. Ein Absenken des Wasserstandes nach Ende August führt prinzipiell nur zum Erfolg, wenn die Witterung im betreffenden Jahr noch ausreichend lange mild ist, d. h. die Tagesdurchschnittstemperaturen 5 °C überschreiten. Ist dies nicht der Fall, sollte sich die Entleerung über den Winter erstrecken, sodass ggf. im anschließenden Frühjahr die weitere Entwicklung der Pflanzen bis zur Samenreife erfolgen kann.

Häufigkeit und Zeitdauer der Wasserstandsabsenkung

Die Gegenüberstellung der Bespannungsdaten von zehn erzgebirgischen Teichen mit der jeweiligen Menge und dem Entwicklungsstadium von *Coleanthus subtilis* für den Zeitraum 2000 bis 2013 zeigt, dass das Ablassregime der Bergwerksteiche in letzter Zeit nicht mehr gewährleistet, dass sich an wenigstens einem der Teiche pro Jahr artenreiche Zwergbinsengesellschaften mit *C. subtilis* bis zur Samenreife entwickeln konnten (Tab. 3). 2008 konnten sich zwar in zwei Teichen Bestände entwickeln, diese erreichten aber wahrscheinlich nicht die Samenreife. Für einen erfolgreichen Schutz von *C. subtilis* im Erzgebirge insgesamt bzw. in den einzelnen Gewässern ist dieses Management demnach als nicht ausreichend zu betrachten.

Tab. 3 zeigt auch, dass sich eine geringe Häufigkeit von Wasserspiegelabsenkungen negativ auswirkt: Teiche, die häufiger als

Tabelle 3: Gegenüberstellung der Wasserspiegelschwankungen mit der Häufigkeit von *Coleanthus subtilis* im jeweiligen Gewässer

(zusammengestellt und ergänzt nach GOLDE 2009, GÖHLER 2010, JOHN 2011)

Teich	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013
Dittmannsdorfer Teich	-	H	□	•	-	■ ■	-	■	-	■	■	-	-	
Dörnthalter Teich	H				H			H	H					
Obersaidaer Teich			H	W		H								
Oberer Großhartmannsdorfer Teich		*	W					H						
Mittlerer Großhartmannsdorfer Teich			H	H		H		W	H				H	
Großhartmannsdorfer Großteich							W				H			
Erzengler Teich				H	H	H	W						H	
Rothbacher Teich												*		
Konstantinteich														•
Berthelsdorfer Hüttenteich				W				H						

2000 – 2010: angegeben sind (Teil-)Entleerungen mit Dauer von mind. 8 Wochen entsprechend der Teichtagebücher
 2011 – 2013: Wasserspiegel entsprechend eigener Beobachtungen.

hohe blaue Säule = keine Wasserstandsabsenkung über >= 8 Wochen
 niedrige Säule = mind. 8wöchige Absenkung auf ein Niveau, das die Entwicklung kleinflächiger Bestände potenziell ermöglicht
 weiß = mind. 8-wöchige Absenkung auf ein Niveau, das die Entwicklung großflächiger Bestände potenziell ermöglicht

- * seit Vorjahr kein Anstau
- H Absenkung ab Mitte September
- W Absenkung z.T. in Wintermonaten der 1. Jahreshälfte
- ■ großflächige Vorkommen, bis zur Samenreife
- kleinflächige Vorkommen, bis zur Samenreife
- Einzelexemplare, bis zur Samenreife
- Samenreife überwiegend nicht erreicht
- keine Nachweise
- ? Wasserstand und *Coleanthus*-Vorkommen unbekannt

zweimal in zehn Jahren (teil-)entleert wurden, wiesen zumindest kleinflächige Bestände von *C. subtilis* auf (z. B. Großhartmannsdorfer Großteich und Dittmannsdorfer Teich). Gewässer, die dagegen nur sehr selten oder gar nicht (teil-)entleert wurden, wie der Obersaiaer oder der Rothbäcker Teich, wiesen keine Vorkommen oder nur wenige Exemplare auf.

Wie bereits dargestellt, ist der Samenaustausch zwischen den einzelnen erzgebirgischen Gewässern vermutlich limitiert. Aus diesem Grund müssen die Einzelgewässer mit Vorkommen von *C. subtilis* im Mittelpunkt der Schutz- und Entwicklungsmaßnahmen stehen.

Zu beachten ist auch, dass den oberen Teichen im erzgebirgischen System der Revierwasserlaufanstalt eine erhöhte Bedeutung als potenzielle »Samenlieferanten« für unterhalb gelegene Teiche zukommt, sofern unmittelbar nach der erfolgten Reproduktion von *C. subtilis* ein Wiederanstau mit Wasserabgabe an das Kunstgraben- und Röschensystem erfolgt.

Um *Coleanthus subtilis* in einem Gewässer zu erhalten, sollte daher mindestens alle fünf Jahre ein Herabsenken des Wasserstandes zur Auffrischung der Samenbank erfolgen (vgl. OLIAS et al. 2012). Es ist davon auszugehen, dass die Keimfähigkeit der vorhandenen Samen im Sediment von Jahr zu Jahr abnimmt. Zusätzlich können Samen durch Sedimentation überdeckt werden und so für die nächste Generation verloren gehen. Darüber hinaus erhöht eine lang anhaltende Standzeit die Wahrscheinlichkeit, dass

im Sediment anoxische Bedingungen entstehen, die sich wiederum negativ auf die Keimrate von *C. subtilis* auswirken (JOHN et al. 2010 b). Um diesen Prozessen entgegenzuwirken, ist eine häufigere Total- oder auch Teilentleerung des Gewässers erforderlich. *C. subtilis* benötigt für die Entwicklung reifer Samen in Abhängigkeit von den klimatischen Bedingungen sechs bis sieben Wochen. Da die Keimung an einem Standort zeitlich versetzt erfolgt und um die Entwicklung eines möglichst individuenreichen Bestandes zu gewährleisten, sollte die Mindestdauer des Freifallens des Teichschlammes daher zehn Wochen nicht unterschreiten. Bei zwischenzeitlichem, niederschlagsbedingtem Anstau über das Absenkungsniveau ist schnellstmöglich, innerhalb weniger Tage, für eine erneute Absenkung auf das betreffende Niveau zu sorgen und die Anzahl der Tage mit höherem Einstau zur erforderlichen Dauer zu addieren.

Im Gegensatz zu einer für die vollständige Entwicklung zu kurzen Entleerungszeit kann auch eine zu lang ausgedehnte Phase von mehreren Monaten negative Effekte haben. Dies führt zu einer stärkeren Austrocknung des Substrats, wodurch einerseits das Aufkommen einer zweiten Generation verhindert und andererseits die Entwicklung konkurrenzstarker Begleitvegetation ermöglicht wird. Darüber hinaus kann durch eine mehrmonatige (Teil-)Entleerung eine Vergrößerung der Lebensraumfläche in Folge dauerhafter Etablierung von Großröhrichten eintreten. Aufgrund unterschiedlicher Gegebenheiten an den einzelnen Teichen

(Austrocknungsgeschwindigkeit, Vorhandensein von Großröhrichten im Uferbereich u. a.) ist die maximale Absenkungsdauer teichspezifisch zu begrenzen. Allgemein kann gesagt werden, dass eine Wasserstandsabsenkung in der Vegetationsperiode die Zeitdauer von zehn Wochen nicht wesentlich überschreiten sollte.

Weitere Managementmaßnahmen für den Erhalt von *Coleanthus subtilis*

Ob sich *Coleanthus subtilis* in einem Gewässer nach einer Wasserstandsabsenkung entwickeln kann, hängt wesentlich von dem Vorrat an Samen in der Samenbank ab. Aus diesem Grund kommt dem Erhalt der Samenbank eine hohe Bedeutung zu und Maßnahmen, die zum Verlust von Samen führen, sollten vermieden werden. Hier sind beispielsweise die Entschlammung von Gewässern oder auch das Grubbern (flaches Umpflügen, Abb. 22) von Teichböden, was zu einer Tiefenverlagerung der Samen führt, zu nennen (vgl. KLENKE & WEIS 2009). Das Grubbern führt zudem zu einer verstärkten Verdunstung und damit zu einem für die Keimung und Entwicklung von *C. subtilis* ungünstigen Substratwasserhaushalt. JOHN (2011) konnte *C. subtilis* in der Teichlausitz nur in sehr wenigen Fällen auf gegrubberten Gewässerböden und dann auch nur in Einzelexemplaren belegen. In Teichen mit erfolgter Bodenbearbeitung konzentrieren sich die *Coleanthus*-Vorkommen auf die nässebedingt nicht gegrubberten Bereiche nahe der Durchflussgräben und der Fischgrube, die Habitatfläche ist also deutlich

eingeschränkt (Abb. 22). Aus diesen Gründen sollte auf eine Bodenbearbeitung im Fall von besiedelten Gewässern, aber auch von potenziell für eine Besiedlung geeigneten bzw. vorgesehenen Gewässern, möglichst verzichtet werden.

Darüber hinaus zeigt *C. subtilis* eine Bindung an Substrate mit niedrigeren pH-Werten, sodass Kalkungen, wie sie beispielsweise in der Fischzucht zur Vorbeugung von Fischherpes (Desinfektionskalkung) durchgeführt werden, insbesondere mit Brandkalk vermieden werden sollten. Zwar sind die aktuellen *Coleanthus*-Vorkommen in den regelmäßig gekalkten Teichen in der Teichlausitz beachtlich, doch ist anzunehmen, dass die Gewässerböden die Kalkung nicht unbegrenzt abpuffern können, um den pH-Wert im sauren Bereich zu halten. In den meist kleinen, regelmäßig gekalkten Fischhälterteichen in der Tschechischen Republik kann *C. subtilis* beispielsweise nicht nachgewiesen werden (ŠUMBEROVÁ et al. 2005).

Über die Auswirkungen der Einfuhr von Stallmist als Nahrungsgrundlage für die Brutfische auf *C. subtilis* liegen insgesamt zu wenige Erfahrungen und Untersuchungen vor. Möglicherweise sind die dadurch bedingten erhöhten Nährstoffgehalte in gewissem Maß sogar förderlich, sofern keine konkurrenzstärkere Vegetation aufkommt. Insgesamt ist festzustellen, dass die Bedeutung der oben aufgeführten Einzelmaßnahmen bisher nicht systematisch untersucht wurde und diesbezüglich eine entsprechende Analyse wünschenswert ist.



Abbildung 22: Von den ehemals großflächigen Beständen von *Coleanthus subtilis* im Granichsteich (Spreewiese, Lausitz) sind nach der Bodenbearbeitung nur noch kleine Restbestände in dem von der Bearbeitung ausgesparten Bereich der Fischgrube erhalten geblieben. | Foto: M. Olias

Möglichkeiten der Neubesiedlung von Gewässern

Die Revierwasserlaufanstalt Freiberg weist noch weitere bisher von *Coleanthus subtilis* nicht besiedelte Gewässer auf, für die ein Sameneintrag von *C. subtilis* und von anderen Arten der Zwergbinsengesellschaften auf dem Wasserweg möglich ist. Dies trifft beispielsweise auf den Landteich (Brand-Erbisdorf), den Lothar Teich (Brand-Erbisdorf), den Biberteich (Freiberg/Langenrinne) oder die Erzwäsche (Freiberg) zu. Eine Total-

entleerung oder zumindest ein teilweises Absenken des Wasserstandes könnte die Chance bieten, die möglicherweise vorhandene Samenbank in diesen Gewässern zu aktivieren und *C. subtilis* sowie weitere Arten zu etablieren. Am Beispiel des Rothbacher Teiches bei Brand-Erbisdorf (Abb.15) konnte gezeigt werden, dass sich auch in einem lange Zeit nicht abgelassenen Gewässer bei einer Totalentleerung Arten der Zwergbinsengesellschaften offensichtlich aus der Samenbank heraus entwickeln kön-

Entwicklungsmaßnahmen

- jedes Gewässer mit bisher bekanntem Vorkommen von *Coleanthus subtilis* zur Auffrischung der Samenbank möglichst alle 5 Jahre (mind. 2mal in 10 Jahren) (teil-)entleeren
- Zeitdauer der Absenkung: mind. 10 Wochen, gewässerspezifisch (z. B. Gefahr der Etablierung von Großröhrichten) ggf. nicht wesentlich länger (in der Vegetationsperiode)
- Zeitpunkt der Absenkung so wählen, dass *C. subtilis* keimen und sich entwickeln kann, d. h. zwischen Anfang April und Anfang September; bei späterem Absenkungsbeginn ggf. die Samenreife von *C. subtilis* abwarten, bevor Wiederanstau erfolgt
- Großteil der potenziell geeigneten Habitatfläche sollte freifallen
- Gewässer ohne bisherige Nachweise von *C. subtilis* aber mit potenzieller Samenbank zu deren Aktivierung (teil-)entleeren

Schutzmaßnahmen

- Vermeidung einer Anhebung der Reaktion des Substrates in den basischen Bereich
- Vermeidung des Verlustes von Samen und der Minimierung der Habitatfläche durch Entschlammung oder Grubbern

Zusammenfassende Übersicht der Handlungsempfehlungen für das Gewässermanagement

nen. Das spontane Auftreten der Art nach vielen Jahren permanenter Bespannung (vermutl. seit Ende der 1970er Jahre) spricht für den Eintrag von Samen über das Kunstgraben- und Röschensystem der RWA. Nach diesem Erfolg sollte die Population nun in den folgenden Jahren durch regelmäßige Wasserstandsabsenkungen stabilisiert und weiterentwickelt werden.

In der Oberlausitz scheint die Besiedlung neuer Gewässer aktuell noch anzuhalten und wird offensichtlich durch fischereiwirt-

schaftliche Aktivitäten begünstigt, wobei die hydrologische Verbindung der Teiche im Vergleich zur Situation der erzgebirgischen Gewässer eine weniger bedeutende Rolle spielt. Für die Etablierung von *C. subtilis* in einem Gewässer der Lausitz scheint es günstig, wenn dieses hin und wieder als Brutteich genutzt wird. Ebenso wie im Erzgebirge sollte nach der Etablierung die Population in den Folgejahren durch regelmäßige Wasserstandsabsenkungen stabilisiert und weiterentwickelt werden.

Resümee

Mit den erzgebirgischen Bergwerksteichen und den Teichen der Oberlausitz liegen zwei mitteleuropäische Hauptvorkommensgebiete von *Coleanthus subtilis* in Sachsen, daher kommt dem Freistaat für den Schutz des Scheidenblütgrases sowohl national als auch international eine hohe Verantwortung zu. Um dieser nachzukommen, muss es für jedes besiedelte Gewässer gelingen, ein für die Erhaltung der Art abgestimmtes Management umzusetzen. Die in dieser Broschüre anhand wissenschaftlicher Untersuchungen abgeleiteten Empfehlungen insbesondere zum Gewässermanagement bilden wichtige Grundlagen für die Erhaltung und Entwicklung der vorhandenen Populationen. Im Erzgebirge gelangten in den letzten zehn Jahren nur wenige Populationen zur Samenreife. Im Großhartmannsdorfer Großteich beispielsweise, einem Gewässer mit in der Vergangenheit regelmäßig nachgewiesenen großflächigen Beständen von *C. subtilis*, konnten sich diese letztmalig 2005 voll entwickeln. Es bleibt zu hoffen, dass der für die Freiburger Bergwerksteiche bestehende FFH-Managementplan künftig

konsequent umgesetzt wird. Aufgrund dieser in den letzten Jahren nur selten erfolgten Reproduktion von *C. subtilis* im Erzgebirge müssen die formulierten naturschutzfachlichen Anforderungen verstärkt in die aktuelle Bewirtschaftung integriert werden! In der Teichlausitz konnte sich *C. subtilis* innerhalb der letzten zehn Jahre rasch ausbreiten, auch wenn sich die Ausbreitungsgeschwindigkeit aktuell offensichtlich etwas abgeschwächt hat. Die künftige Entwicklung sollte intensiv beobachtet werden, um ggf. Gefährdungen rechtzeitig entgegenwirken zu können.

Danksagung

Für die finanzielle Unterstützung danken die Autoren der Deutschen Bundesstiftung Umwelt (DBU), dem Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung (UFZ) in Halle und der Hochschule Mittweida. Für die gute Zusammenarbeit wird der Bereichsstau-
meisterei Revierwasserlaufanstalt Freiberg und dem Biosphärenreservat Oberlausitzer Heide- und Teichlandschaft gedankt. Für die Organisation des Forschungsaufenthaltes in Sibirien und seine fachliche Unterstützung ein herzliches Dankeschön an G. Taran (Novosibirsk, Sibirien). Für die hilfreichen fachlichen Diskussion danken die Autoren PhD. K. Šumberova (Akademie der Wissenschaften der Tschechischen Republik, Brno), A. Golde (Freiberg), Dr. W. Durka (Halle) und Prof. W. Pietsch (Dresden).

Quellenverzeichnis

- AOPK ČR – AGENTURA OCHRANY PŘÍRODY A KRAJINY ČR (2007): Puchýřka útlá (*Coleanthus subtilis*). www.biomonitoring.cz/druhy.php?druhID=62 (letzter Zugriff: 17.09.2012).
- BALDAUF, K. (2001): Ein Beitrag zur Flora der Stillgewässer im mittleren Erzgebirge. Beiträge zum Naturschutz im Mittleren Erzgebirge 1, S. 48 – 55.
- BERNHARDT, K.-G. (2005 a): Das Scheidenblütgras (*Coleanthus subtilis*), eine im Boden verborgene botanische Kostbarkeit. Pulsatilla 8, S. 49 – 53.
- BERNHARDT, K.-G. (2005 b): Extinct grass refound in Austria. Planta Europa Newletters Nov. 2005 , S. 15 – 16.
- BUDER, W. & SCHULZ, D. (2010): Farn- und Samenpflanzen. Bestandssituation und Schutz ausgewählter Arten in Sachsen. Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie (Hrsg.), Dresden, 152 S.
- CATLING, P. M. (2009): *Coleanthus subtilis* (Poaceae), new to Northwest Territories, and its status in North America. Rhodora 111, S. 109 – 119.
- CLAUS, S. (2010): Einfluss des Bespannungsregimes von Bergwerksteichen auf das Vorkommen von Diasporen der Teichbodenvegetation. Studienarbeit, AG Biologie/Ökologie der TU Bergakademie Freiberg, unveröffentlicht.
- CONERT, H. J. (1998): Poaceae. In: HEGI, G. (Hrsg.): Illustrierte Flora von Mitteleuropa. Bd. 1, Teil 3: Spermatophyta: Angiospermae, Monocotyledones 1 (2). 3. Aufl., Berlin.
- DAJDOK, Z. (2009): *Coleanthus subtilis* (Poaceae) na terenie Stawów Milickich – nowe stanowisko w Polsce. Fragmenta floristica et geobotanica Polonica 16, S. 227 – 236.
- DAJDOK Z. (2012): 1887 Koleantus delikatny *Coleanthus subtilis* (TRATT.) SEIDL. In: PERZANOWSKA, J. (Hrsg.) Monitoring gatunków roślin. Podręcznik metodyczny. Cz. 2, S. 112 – 126. GIOŚ, Warszawa.
- DANTON, P. & BAFFRAY, M. (1995): *Coleanthus subtilis* (TRATT.) SEIDL. In: NATHAN & AFCEV (Hrsg.): Inventaire des plantes protégées en France, Paris.
- ELLENBERG, H.; WEBER, H. E.; DÜLL, R.; WIRTH, V.; WERNER, W. & PAULISSEN, D. (1992): Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. Scripta Geobotanica 18, 258 S.
- EPCN – EUROPEAN POND CONSERVATION NETWORK (2010): Das Kleingewässer-Manifest. Broschüre. Europäisches Netzwerk zum Schutz von Kleingewässern. http://campus.hesge.ch/epcn/pdf_files/manifesto/EPCN-manifesto-german.pdf. (letzter Zugriff: 17.09.2012).
- FABISZEWSKI, J. & CEBRAT, J. (2003): *Coleanthus subtilis* (TRATT.) SEIDL – A new species to the Polish vascular flora. Acta Societatis Botanicorum Poloniae 72, S. 135 – 138.

- FLEISCHER, B. (2002): *Coleanthus subtilis* (TRATT.) SEIDL – ein Neufund für die Oberlausitz. Sächsische Floristische Mitteilungen 7, S. 14 – 19.
- FRANK, D.; HERDAM, H.; JAGE, H.; JOHN, H.; KISON, H.-U.; KORSCH, H.; STOLLE, J.; BRÄUTIGAM, S.; THIEL, H.; UHLEMANN, I.; WEBER, H. E. & WELK, E. (2004): Rote Liste der Farn- und Blütenpflanzen (Pteridophyta et Spermatophyta) des Landes Sachsen-Anhalt. Berichte des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt 39, S. 91 – 110.
- GÖHLER, N. (2010): Bedeutung des aktuellen und historischen Bespannungsregimes von Gewässern im mittleren Erzgebirge für das Vorkommen von Teichbodenvegetation. Studienarbeit, TU Bergakademie Freiberg, AG Biologie/Ökologie, unveröffentlicht.
- GOLDE, A. (2000): Untersuchungen zu Vorkommen und Ausbildungsformen der Zwergbinsen- und Strandlingsgesellschaften an den Bergbauteichen zwischen Freiberg und Olbernhau unter besonderer Berücksichtigung des Scheidenblütgrases (*Coleanthus subtilis*). Unveröff. Abschlussbericht zum gleichnamigen Projekt. Im Auftrag des Sächsischen Landesamtes für Umwelt und Geologie, Naturschutzzinstitut Freiberg.
- GOLDE, A. (2002): Anmerkung zur Lebensform von *Coleanthus subtilis*. Sächsische Floristische Mitteilungen 7, S. 88 – 90.
- GOLDE, A. (2009): Bemerkenswerte Neu- und Wiederfunde des Scheidenblütgrases (*Coleanthus subtilis*) im Osterzgebirge. Mitteilungen des Naturschutzzinstitutes Freiberg 5, S. 17 – 24.
- GOLDE, A.; OLIAS, M. & JOHN, H. (2011): Der Rothbacher Teich bei Brand-Erbisdorf – ein neuer Fundort des Scheidenblütgrases (*Coleanthus subtilis*). Mitteilungen des Naturschutzzinstitutes Freiberg 6/7, S. 25 – 31.
- HEJNÝ, S. (1969): *Coleanthus subtilis* (TRATT.) SEIDL in der Tschechoslowakei. Folia Geobotanica & Phytotaxonomica 4, S. 345 – 399.
- HERDAM, H. (2001): *Coleanthus subtilis* (TRATT.) SEIDL – Scheidenblütgras. In: LANDESAMT FÜR UMWELTSCHUTZ SACHSEN-ANHALT (Hrsg.): Die Tier- und Pflanzenarten nach Anhang II der Fauna-Flora-Habitatrichtlinie im Land Sachsen-Anhalt. Naturschutz im Land Sachsen-Anhalt 38, S. 110 – 111.
- HITCHCOCK, A. S. (1950): Manual of the Grasses of the United States. 2nd Ed., United States Government Printing Office, Washington.
- HÜBNER, A. & RICHERT, E., (2014): Untersuchungen zur Ökologie des Scheidenblütgrases (*Coleanthus subtilis*) und Ableitungen für Erhaltungsmaßnahmen. Treffpunkt biologische Vielfalt XIII, BfN-Skripten 370, S. 101 – 108.
- IRMSCHER, B. (1994): Beitrag zur Vegetation auf nacktem Teichschlamm des Berthelsdorfer Hütenteichs bei Freiberg in Sachsen. Veröffentlichungen des Museums für Naturkunde Chemnitz 17, S. 67 – 82.
- IUCN – INTERNATIONAL UNION FOR CONSERVATION OF NATURE: Red List of Threatened Species. Version 2011.1. www.iucnredlist.org (letzter Zugriff: 19.08.2011).
- JAGE, H. (1964): *Lindernia dubia* auch in Deutschland (Zur Flora und Vegetation des mittleren Elbtals und der Dübener Heide. 3. Mitteilung). Wissenschaftliche Zeitschrift der Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg, Mathematisch-naturwissenschaftliche Reihe 13, S. 673 – 680.
- JAGE, H. (1992): Floristische Besonderheiten im Wittenberg-Dessauer Elbtal (Sachsen Anhalt). Berichte des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt 5, S. 60 – 69.
- JOHN, H. (2007): Revierwasserlaufanstalt Freiberg. In: GRÜNE LIGA OSTERZGEBIRGE (Hrsg.): Naturführer Ost-Erzgebirge 2: Natur des Ost-Erzgebirges im Überblick. Dresden, S. 152 – 155.

- JOHN, H. (2011): Besiedlungshistorie und Ökologie des Scheidenblütgrases (*Coleanthus subtilis*) in Sachsen. Dissertation, AG Biologie/Ökologie der TU Bergakademie Freiberg, 208 S.
<http://nbn-resolving.de/urn:nbn:de:bsz:105-qucosa-84288> (letzter Zugriff: 04.09.2012).
- JOHN, H. (2013): Besiedlungshistorie und Ökologie des Scheidenblütgrases (*Coleanthus subtilis*) in der Oberlausitz. Berichte der Naturforschenden Gesellschaft der Oberlausitz 21, S. 3 – 16.
- JOHN, H. & RICHERT, E. (2011): Hydrochorie als Ausbreitungsmechanismus ausgewählter Arten der Strandlings- und Zwergbinsengesellschaften (Littorelletalia, Isoëto-Nanojuncetea). Tuexenia 31, S. 87 – 104.
- JOHN, H. & SCHÖNE, S. (2002): Vegetationsökologische Untersuchungen der Zwergbinsen- und Strandlingsgesellschaften im Großhartmannsdorfer Großteich. Studienarbeit, AG Biologie/Ökologie des Interdisziplinären Ökologischen Zentrums der TU Bergakademie Freiberg, unveröffentlicht.
- JOHN, H.; CLAUS, S.; WICHE, O.; WINKLER, C.; ACHTZIGER, R. & RICHERT, E. (2010a): Naturschutzfachliche Erfolgskontrolle einer Maßnahme zur Förderung der Lebensgemeinschaften auf trockengefallenen Teichböden im Bierwiesenteich bei Pfaffroda. Mitteilungen des Naturschutzes Freiberg 6, S. 2 – 23.
- JOHN, H.; ACHTZIGER, R.; GÜNTHER, A.; RICHERT, E.; KUGLER, J.; MIEKLEY, B., & OLIAS, M. (2010b): Die Bergwerksteiche der Revierwasserlaufanstalt Freiberg als Lebensraum einer einzigartigen Teichbodenvegetation – Gebietsgeschichte und Vegetationsökologie als Basis für nachhaltigen Naturschutz. Endbericht an die Deutsche Bundesstiftung Umwelt (DBU), Osnabrück,
www.dbu.de/OPAC/ab/DBU-Abschlussbericht-AZ-24796.pdf (letzter Zugriff: 04.09.2012).
- JURASKY, K. (1938): Die alten Bergwerksteiche als Umwelt reichen Pflanzenlebens. Mitteilungen Naturwissenschaftlicher Verein Freiberg 3, S. 34 – 40.
- KENG, Y. L. (1959): Flora illustralis plantarum primarum sinicarum, Gramineae. Academia Sinica Press, Peking.
- KLENKE, F. & WEIS, D. (2009): Das Scheidenblütgras (*Coleanthus subtilis*) in der Oberlausitz. Berichte der Naturforschenden Gesellschaft der Oberlausitz 17, S. 15 – 20.
- KOCH, M.; BERNHARDT, K.-G.; WEBHOFER, J. & KRIECHBAUM, M. (2005): Alte Teichlandschaften im österreichischen Waldviertel: Vegetation und Diasporenpotential des Schönauer Teiches bei Zwettl. Botanische Jahrbücher für Systematik, Pflanzengeschichte und Pflanzengeographie 126, S. 133 – 147.
- KORNECK, D.; SCHNITTLER, M. & VOLLMER, I. (1996): Rote Liste der Farn- und Blütenpflanzen (Pteridophyta et Spermatophyta) Deutschlands. Schriftenreihe für Vegetationskunde 28, S. 21 – 187.
- KOZHNEVNIKOV, A.E. & KOZHNEVNIKOVA, Z. B. (2007): Флора бассейна реки Амур (Российский Дальний Восток): таксономическое разнообразие и пространственные изменения таксономической структуры [Flora of Amur River basin (Russian Far East): taxonomical diversity and spatial changes of taxonomical structure]. Камаровские чтения 55, S. 104 – 183.
- KRIECHBAUM, M. & KOCH, M. (2001): *Coleanthus subtilis* (Poaceae) – wiederentdeckt. Neilreichia 1, S. 51 – 56.
- LACROIX, P.; MAGNANON, S. & LE BAIL, J. (2006): Plan de conservation en faveur du coléanthe délicat (*Coleanthus subtilis* (TRATT.) SEIDL) en région Pays de la Loire. Conservatoire Botanique National de Brest, Antenne régionale des Pays de la Loire. 20 S.
- LLOYD, J. (1864): Lettre de J. Lloyd à M. de Schoenefeld. Bulletin de la société botanique de France, S. 261 – 267.

- LOMER, S. F. (2011): Rare plants of the Fraser Valley in the Lowland Zone – Part 2. Botanical Electronic News 433. www.ou.edu/cas/botany-micro/ben/ben433.html (letzter Zugriff: 17.09.2012).
- LUDWIG, G., MAY, R. & OTTO, C. (2007): Verantwortlichkeit Deutschlands für die weltweite Erhaltung der Farn- und Blütenpflanzen – vorläufige Liste. BfN-Skripten 220, 32 S.
- MEUSEL, H. & JÄGER, E. J. (1992): Vergleichende Chorologie der Zentraleuropäischen Flora. Band 3. Gustav Fischer Verlag, Jena.
- NEČAJEV, A. P. & NEČAJEV, A. A. (1972): *Coleanthus subtilis* (TRATT.) SEIDL in the Amur Basin. Folia Geobotanica & Phytotaxonomica 7, S. 339 – 347.
- OLIAS, M.; GÜNTHER, A.; SCHULENBURG, J.; GOLDE, A.; HEINZE, A.; SEMMIG, A. & SIEG, S. (2012): Managementplan für das SCI 3E »Freiberger Bergwerksteiche« und das SPA 67 »Großbhartmannsdorfer Großteich«. Endbericht im Auftrag des Sächsischen Landesamtes für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie, unveröffentlicht.
- PETERSEN, B.; ELLWANGER, G.; BIEWALD, G.; HAUKE, U.; LUDWIG, G.; PRETSCHER, P.; SCHRÖDER, E. & SSYMANK, A. (2003): Das europäische Schutzgebietssystem Natura 2000 – Ökologie und Verbreitung von Arten der FFH-Richtlinie in Deutschland. Bd. 1: Pflanzen und Wirbellose. Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz 69, 743 S.
- PIETSCH, W. (1999): Zum Keimverhalten ausgewählter Arten mitteleuropäischer Zwergbinsengesellschaften. Mitteilungen des Badischen Landesvereins für Naturkunde und Naturschutz N. F. 17, S. 261 – 274.
- PIETSCH, W. & MÜLLER-STOLL, W. (1968): Die Zwergbinsen-Gesellschaften der nackten Teichböden im östlichen Mitteleuropa, Eleocharito-Caricetum bohemicum. Mitteilungen der Floristisch-soziologischen Arbeitsgemeinschaft 13, S. 14 – 47.
- SCHORLER, B. (1904): *Coleanthus subtilis* SEIDL, ein Bürger der deutschen Flora. Berichte der Deutschen Botanischen Gesellschaft 22, S. 524 – 526.
- SCHULZ, D. (2013): Rote Liste und Artenliste Sachsens – Farn- und Samenpflanzen. Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie (Hrsg.), Dresden, 304 S.
- SELIVANOVA, E. A. (1929): *O Coleanthus subtilis* (TRATT.) SEIDL. Doklady Akademii Nauk SSSR, Moskau & Leningrad, S. 447 – 451.
- SHOULIANG, C. & PHILLIPS, S. M. (2006): 85. *Coleanthus* SEIDL in Roemer & Schultes, Syst. Veg. 2: 11. 1817, nom. cons. In: ZHENGJI, W.; RAVEN, P. H. & DEYUAN, H. (Hrsg.): Flora of China 22: Poaceae. Science Press and Missouri Botanical Garden, Beijing, St. Louis, 340 S.
- SIEBERT, S. (2012): Bedeutung der Anzuchtbedingungen für die Phänologie von *Coleanthus subtilis*. Studienarbeit, TU Bergakademie Freiberg, AG Biologie/Ökologie, unveröffentlicht.
- SSYMANK, A.; HAUKE, U.; RÜCKRIEM, C.; SCHRÖDER, E. & MESSER, D. (1998): Das europäische Schutzgebietssystem NATURA 2000. Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz 53, 560 S.
- ŠUMBEROVÁ, K. (2003): Veränderungen in der Teichwirtschaft und ihr Einfluss auf die Vegetation in der Tschechischen Republik. Mit Beispielen von Isoëto-Nanojuncetea-, Littorelletea- und Bidentea-Arten im Becken von Třeboň (Wittingauer Becken). Mitteilungen des Badischen Landesvereins Naturkunde und Naturschutz 18, S. 7 – 24.
- ŠUMBEROVÁ, K.; HORÁKOVÁ, V. & LOSOSOVÁ, Z. (2005): Vegetation dynamics on exposed pond bottoms in the Ceskobudejovicka basin (Czech Republic). Phytocoenologia 35, S. 421 – 448.
- ŠUMBEROVÁ, K.; LOSOSOVÁ, Z.; FABŠIČOVÁ, M. & HORÁKOVÁ, V. (2006): Variability of vegetation of exposed pond bottoms in relation to management and environmental factors. Preslia (Praha) 78, S. 235 – 252.

- TARAN, G. S. (1994): Floodplain Ephemereum of Middle Ob – a New Class for Siberia, Isoëto-Nanojuncetea Br.-Bl. et Tx. 1943 on the Northern Border of Expansion. (Rus.). Sibirian Journal of Ecology 1, S. 578 – 582.
- TARAN, G. S. (1995): A little known vegetation class of the former USSR – Flood-plain Ephemereum (Isoëto-Nanojuncetea Br.-Bl. et Tx. 43). Siberian Journal of Ecology 2, S. 372 – 380.
- TARAN, G. S. (2001): Ассоциация Cypero-Limoselletum (Oberd. 1957) Korneck 1960 (Isoëto-Nanojuncetea) в пойме средней Оби [Association Cypero-Limoselletum (Oberd. 1957) Korneck 1960 (Isoëto-Nanojuncetea) in the middle Ob river floodplain]. Vegetation of Russia 1, S. 43 – 56.
- TÄUBER, T. & PETERSEN, J. (2000): Isoëto Nanojuncetea (D1) Zwergbinsen-Gesellschaften. In: DIERSCHKE, H. (Hrsg.): Synopsis der Pflanzengesellschaften Deutschlands. Heft 7, Selbstverlag der Floristisch-Soziologischen Arbeitsgemeinschaft, Göttingen, S. 1 – 88.
- TRATTINICK, L. (1816): N^o. 10. *Schmidtia subtilis*. Zarte Schmidtia. Flora des österreichischen Kaiserthums, Wien, S. 12 – 13.
- TZVELEV, N. N. (2000): Определитель сосудистых растений северо-западной России (Ленинградская, Псковская и Новгородская области) [Manual of the vascular plants of North-West Russia (Leningrad, Pskov and Novgorod provinces)]. St.-Petersburg State Chemical-Pharmaceutical Academy Press, St.-Petersburg.
- ÜNAL, A. (1999): Zum Stand der Erforschung von Zwergbinsengesellschaften in Sibirien. Mitteilungen des Badischen Landesvereins für Naturkunde und Naturschutz 17, S. 481 – 496.
- UHLIG, J. (1934): Die Schlammränder des Großhartmannsdorfer Großteichs als Siedlungsstätte einer höchst eigenartigen Pflanzengesellschaft. Mitteilungen des Landesvereins Sächsischer Heimatschutz, Bd. XXIII 1 – 4, S. 28 – 50.
- UHLIG, J. (1939): Die Gesellschaft des nackten Teichschlammes (*Eleocharetum ovatae*). In: KÄSTNER, M.; FLÖSSNER, W. & UHLIG, J. (Hrsg.): Die Pflanzengesellschaften des westsächsischen Berg- und Hügellandes (Flußgebiet der Freiburger und Zwickauer Mulde). 1. Teil. Verlag des Landesvereins Sächsischer Heimatschutz e.V., Dresden.
- VON LAMPE, M. (1996): Wuchsform, Wuchsrhythmus und Verbreitung der Arten der Zwergbinsengesellschaften. Dissertationes Botanicae 266, 353 S.
- WALTER, K. S. & GILLET, H. J. (1998): 1997 IUCN Red List of Threatened Plants, Compiled by the World Conservation Monitoring Centre. IUCN – The World Conservation Union, Gland, Cambridge.
- WOIKE, S. (1968): Funde vom Scheidenblütgras (*Coleanthus subtilis*) in Deutschland. Natur und Museum 98, S. 1 – 12.
- WOIKE, S. (1969): Beitrag zum Vorkommen von *Coleanthus subtilis* (TRATT.) SEIDL (Feines Scheidenblütgras) in Europa. Folia Geobotanica & Phytotaxonomica, Praha 4, S. 401 – 413.

**Herausgeber:**

Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie
Pillnitzer Platz 3, 01326 Dresden
Telefon: + 49 351 2612-0
Telefax: + 49 351 2612-1099
E-Mail: poststelle.lfulg@smul.sachsen.de
www.smul.sachsen.de/lfulg

Redaktion:

Abteilung Naturschutz, Landschaftspflege
Telefon: +49 3731 294-2001
Telefax: +49 3731 294-2099
E-Mail: abt6.lfulg@smul.sachsen.de

Autoren:

Elke Richert¹⁾, Roland Achtziger¹⁾, André Günther¹⁾, Annette Hübner¹⁾,
Marko Olias²⁾, Henriette John¹⁾

¹⁾TU Bergakademie Freiberg - Institut für Biowissenschaften,
AG Biologie/Ökologie

elke.richert@ioez.tu-freiberg.de · roland.achtziger@ioez.tu-freiberg.de
andre.guenther@ioez.tu-freiberg.de · anni.huebner@gmx.de
henriette.john@versanet.de

²⁾Naturschutzzinstitut Freiberg · nsi-freiberg@naturschutzzinstitut.de

Foto:

Titelbild: Scheidenblütgras (*Coleanthus subtilis*),

Foto: Archiv Naturschutz LfULG, Henriette John

Gestaltung und Satz:

Sandstein Kommunikation GmbH

Druck:

Stoba-Druck GmbH

Redaktionsschluss:

01.06.2014

Auflage:

1.500 Exemplare

Papier:

gedruckt auf 100% Recycling-Papier

Bezug:

Diese Druckschrift kann kostenfrei bezogen werden bei:

Zentraler Broschürenversand der Sächsischen Staatsregierung

Hammerweg 30, 01127 Dresden

Telefon: + 49 351 2103-672

Telefax: + 49 351 2103-681

E-Mail: publikationen@sachsen.de

www.publikationen.sachsen.de

ISBN 978-3-9812792-4-5

Verteilerhinweis

Diese Informationsschrift wird von der Sächsischen Staatsregierung im Rahmen ihrer verfassungsmäßigen Verpflichtung zur Information der Öffentlichkeit herausgegeben. Sie darf weder von politischen Parteien noch von deren Kandidaten oder Helfern zum Zwecke der Wahlwerbung verwendet werden. Dies gilt für alle Wahlen. Missbräuchlich ist insbesondere die Verteilung auf Wahlveranstaltungen, an Informationsständen der Parteien sowie das Einlegen, Aufdrucken oder Aufkleben parteipolitischer Informationen oder Werbemittel. Untersagt ist auch die Weitergabe an Dritte zur Verwendung bei der Wahlwerbung.