

Pflanzendiversität und Blütenverfügbarkeit der Vegetation gesömmelter Teiche im Vergleich zu umliegenden Lebensraumtypen¹

Von ANNA VINCZE, JULIAN AHLBORN,
CHRISTIANE M. RITZ und KARSTEN WESCHE

Zusammenfassung

Fischteiche sind ein charakteristisches Element der Oberlausitzer Heide- und Teichlandschaft. In einer relativ uniformen Kulturlandschaft, die von drei großen Lebensraumtypen – Wald, Acker und Grünland – dominiert wird, bieten sie Lebensräume für spezialisierte Tier- und Pflanzenarten. Mit zunehmender Wasserknappheit aufgrund des Klimawandels sind Teichwirte auf alternative Bewirtschaftungsmethoden angewiesen, historische Techniken wie die Sömmern von Fischteichen werden daher neu überdacht.

In dieser Arbeit wird untersucht, inwieweit gesömmerte Teiche zur Artenvielfalt und Blütenverfügbarkeit der Oberlausitzer Heide- und Teichlandschaft beitragen. Dafür wurden auf neun gesömmerten bzw. trockenliegenden Teichen und den umgebenden Lebensraumtypen auf $5 \times 5 \text{ m}^2$ großen Flächen Vegetationsaufnahmen durchgeführt sowie die Artenzusammensetzung verglichen. Für alle vorhandenen insektenbestäubten Arten wurden Blüteneinheiten definiert, auf $1 \times 1 \text{ m}^2$ großen Flächen gezählt und die Anzahl der Blüheinheiten pro Lebensraumtyp verglichen. Die Artenlisten wurden mit den Roten Listen Sachsens und Deutschlands verglichen, um die Zahl der bedrohten Arten pro Lebensraumtyp zu ermitteln.

Die Untersuchungen ergaben, dass alle vier Lebensraumtypen unterschiedliche Artenzusammensetzungen aufwiesen. Die Anzahl der Rote-Liste-Arten war auf den gesömmerten Teichen am höchsten. Obwohl die durchschnittliche Anzahl der Blüteneinheiten der gesömmerten Teiche im späten Frühjahr gering war, übertraf sie im August die aller Lebensraumtypen im Frühjahr.

Die Re-Integration der Sömmern in die Teichwirtschaft kann wesentlich zur Pflanzendiversität und zum Blütenangebot in der Oberlausitzer Heide- und Teichlandschaft beitragen. Außerdem kann sie ein wertvolles Mittel zum Erhalt gefährdeter Pflanzenarten sein, die an die besonderen Bedingungen, wie sie fast nur noch in gesömmerten Teichen vorkommen, angepasst sind.

Abstract

Plant diversity and floral resources of summered pond habitats – a comparison with the surrounding landscape

Fishponds are characteristic elements of the Oberlausitz Heath and Pond landscape. In a relatively species-poor cultural landscape dominated by three major habitats – forests, arable fields and grasslands – they provide habitats for specialised animal and plant species. Increasing water shortages due to climate change force pond keepers to exploit alternative management methods, and historical techniques such as the summering of fishponds are being reconsidered. Here we

¹ Vortrag zur 33. Jahrestagung 2023 „Forschungsfacetten in der Lausitz“

investigate to which extent summered ponds contribute to species diversity and floral resources in the Upper Lusatian Heath and Pond Landscape.

Vegetation plots á $5 \times 5 \text{ m}^2$ were surveyed in nine summered ponds and in their surrounding habitats, and the species composition was compared. Floral units were defined for all insect-pollinated species present, counted on $1 \times 1 \text{ m}^2$ plots, and their numbers compared between habitats. Species lists were assessed against the Red Lists of Saxony and Germany to determine the number of threatened species per habitat.

Our study showed that habitats differed in species composition. The number of Red List species was higher in summered ponds compared to the other habitats. Although the average number of floral units in summered ponds was low in late spring, in August it exceeded that of all other habitats in spring.

Integrating summering into pond farming practice can contribute to plant species diversity, and to provision of floral resources in the Oberlausitz Heath and Pond landscape. Additionally, it aids in the conservation of threatened plant species adapted to the special conditions as found on summered ponds.

Keywords: Ponds, therophyte vegetation, flower diversity, plant species diversity.

1 Einleitung

Die Teichwirtschaft hat die Oberlausitzer Heide- und Teichlandschaft über Jahrhunderte geprägt und sich dabei in ein eng verzahntes Mosaik aus Sandheiden, Mooren, Teichen und (Kiefern-)Wäldern gegliedert. Teichflächen fungieren dabei als wichtige Reliktstandorte für Arten, denen anderswo kein geeigneter Lebensraum mehr zur Verfügung steht (MIETHE et al. 2023).

Durch die zunehmende Trockenheit in den vergangenen Jahrzehnten – verursacht durch geringere durchschnittliche Niederschläge bei zugleich höherer Lufttemperatur und mehr Sonnenstunden und entsprechend höheren Verdunstungsraten (SMEKUL 2023) – werden Teichwirte zunehmend mit dem Problem der Wasserknappheit konfrontiert. Alle Teiche zu erhalten, wird zunehmend schwieriger.

Historisch wurden verschiedene Nebennutzungsformen auf Teichen durchgeführt, eine davon ist das sogenannte „Sömmern“ (MIETHE et al. 2023). Bei der Sömmern wurden Fischteiche zum Abfischen im Herbst abgelassen, um sie in der folgenden Vegetationsperiode ackerbaulich zu nutzen. Die ackerbauliche Nutzung konnte je nach Nährstoffverfügbarkeit ein bis vier Jahre dauern, bevor der Teich wieder für die Fischzucht verwendet wurde (SCHMIDT 1985). Eine Rückbesinnung auf diese historische Nutzungsform könnte bei der Be-

wältigung der zunehmenden Trockenheit helfen, da bei Sömmern einiger Teiche mehr Wasser für die übrigen Teiche einer Teichwirtschaft bleibt.

Gesömmerte Teiche können, sofern diese kurzzeitig brachliegen gelassen werden, einen Lebensraum für eine Reihe konkurrenzschwacher, niedrigwüchsiger und auf feuchte und offene Böden angepasste Pflanzenarten bieten. Mehrjährige, konkurrenzstärkere Arten können hier durch die häufigen Wasserstandswechsel nicht überleben (LEUSCHNER & ELLENBERG 2017). Viele dieser Arten gehören zu den Zwergbinsen-Gesellschaften (Isoeto-Nanojuncetea Br.-Bl. et Tx. 1943 ex Westhoff et al. 1946), die in Sachsen als stark gefährdet gelten (BÖHNERT et al. 2020, BUDER & UHLEMANN 2010). Natürliche Standorte dieser Gesellschaften wurden früher beispielsweise durch die natürliche Umlagerung von Flüssen geschaffen, ein Prozess, der heute durch menschliche Aktivitäten weitestgehend verhindert wird (POSCHLOD et al. 1999). In vergangenen Jahrhunderten gehörten auch Schweineweiden in Auen, Bewässerungsgräben oder feuchte Senken in Äckern zu ihren Standorten. Diese Standorte sind stark zurückgegangen, und gerade die Vegetationstypen feuchter Äcker sind fast vollständig verschwunden. Heute wachsen die Arten der Zwergbinsen-Gesellschaften vor allem an feuchten Wegrändern, zeitweise trockenfallenden Ufern von Teichen, auf Teichböden

und in naturnahen temporären Kleingewässern (BUDER & UHLEMANN 2010, PHILIPPI 1969). In Sachsen sind vor allem naturnahe Kleingewässer Standorte für die Zwergbinsen-Gesellschaften, die aber auch hier durch Flächenverlust und qualitative Veränderungen zurückgegangen sind (BUDER & UHLEMANN 2010).

Auf Flächen, die weniger von Wasserstandsschwankungen oder langen Staunässeperioden beeinflusst werden, kommen Arten der Zweizahnfluren (*Bidentetea tripartitae* Tx. et al. ex von Rochow 1951) vor (LEUSCHNER & ELLENBERG 2017). Erst später im Jahr voll entwickelt, überschatten sie dann an vielen Stellen die viel niederwüchsigeren, konkurrenzschwächeren Arten der Zwergbinsengesellschaften. Früher kamen sie vor allem an den Ufern nährstoffreicher Teiche und entlang offener Abwassergräben vor, heute häufig um Müll- und Klärschlammdeponien und an den Ufern von Talsperren (BRANDES 2015, LEUSCHNER & ELLENBERG 2017).

In Deutschland entfallen 50% der Fläche auf Landwirtschaft, davon werden 70% als Äcker und 29% als Grünland genutzt. Wälder machen weitere 30% der Fläche aus. Also werden 80% der Landfläche Deutschlands von nur drei Lebensräumen bedeckt (DESTATIS 2023). In all diesen Lebensräumen wurde in den letzten Jahrzehnten ein Rückgang der Pflanzendiversität beobachtet (DITTMANN et al. 2018, MEYER et al. 2013, REINECKE et al. 2014, WESCHE et al. 2012). In einer zunehmend artenärmeren Landschaft können gesömmerte Teiche als Inseln der Biodiversität betrachtet werden.

Im deutschen Biodiversitäts-Hotspot „Oberlausitzer Heide- und Teichlandschaft“ (ACKERMANN & SACHTELEBEN 2012) mit seinen nährstoffarmen, sandigen Böden, liegt der Anteil von Grünland- und Ackerflächen etwas unter dem sächsischen Durchschnitt von 38% und 10% (LfULG 2014b, StLA 2023). Der Waldanteil ist im Hotspot mit 56% im Naturraum Königsbrück-Ruhlander Heiden und knapp 38% im Naturraum Oberlausitzer Heide- und Teichgebiet sehr hoch (LfULG 2014a, 2014b). Fischteiche bedecken derzeit 77 km² (0,4%) der Fläche Sachsens (LfULG 2023). Im Naturraum Königsbrück-Ruhlander Heiden machen Stillgewässer 2,8% und im Naturraum Oberlausitzer Heide- und Teichgebiet 5,2% der Fläche aus, in beiden Gebieten liegt ein Schwerpunkt auf

der fischereiwirtschaftlichen Nutzung (LfULG 2014a, 2014b).

In Wäldern wurde in den vergangenen 50 Jahren eine Verschiebung hin zu nährstofftoleranteren Arten und ein Verlust von lichtbedürftigeren Arten festgestellt (DITTMANN et al. 2018, REINECKE et al. 2014).

Auf den meisten Grünlandflächen hat die intensive Bewirtschaftung ebenfalls zu einem Rückgang der Artenvielfalt und einer Verschiebung der Artenzusammensetzung hin zu nährstoffbedürftigeren Arten geführt. Auf feuchten und mesophilen Grünländern sind außerdem insektenbestäubte Arten sehr zurückgegangen (WESCHE et al. 2012).

Auf Äckern hat sich die Intensivierung der Landwirtschaft mit einem starken Einsatz von Herbiziden und Düngemitteln, effizienter Saatgutreinigung und einer Beschränkung auf den Anbau weniger Kulturarten negativ auf die Ackerbeikrautgesellschaften ausgewirkt (KNOX et al. 2011, LEUSCHNER & ELLENBERG 2017, STORKEY et al. 2012). So zeigte eine Studie in Nord- und Mitteldeutschland auf Äckern einen Rückgang der mittleren Artenzahl um mehr als zwei Drittel und eine Abnahme der Deckung von Segetalarten von 30% auf 3% zwischen den 1950er/60er Jahren und 2009 (MEYER et al. 2013).

Mit dem Rückgang der Pflanzendiversität in der Landschaft ist auch ein Rückgang des Blütenangebotes für bestäubende Insekten verbunden. Der von MEYER et al. (2013) beobachtete Rückgang der Segetalarten hat eine Reduzierung des Blütenangebotes auf Äckern zur Folge, da ein Großteil der Segetalarten insektenbestäubt ist (STORKEY et al. 2012). Auch auf den Grünländern bedeutet die von WESCHE et al. (2012) beobachtete Verschiebung von insektenbestäubten krautigen Pflanzen hin zu nährstofftoleranteren Gräsern eine Reduzierung des Blütenangebotes. Diese Rückgänge könnten zumindest teilweise den massiven Schwund der Biomasse von Insekten erklären, der von SCHUCH et al. (2012) und HALLMANN et al. (2017) für deutsche Schutzgebiete gezeigt wurde, sowie den von SEIBOLD et al. (2019) zwischen 2008 und 2017 beobachteten Rückgang der Arthropoden-Biomasse in Wäldern um 41% und auf Grünländern um 67%.

Der dramatische Rückgang der Pflanzenvielfalt und des Blütenangebotes auf Land-

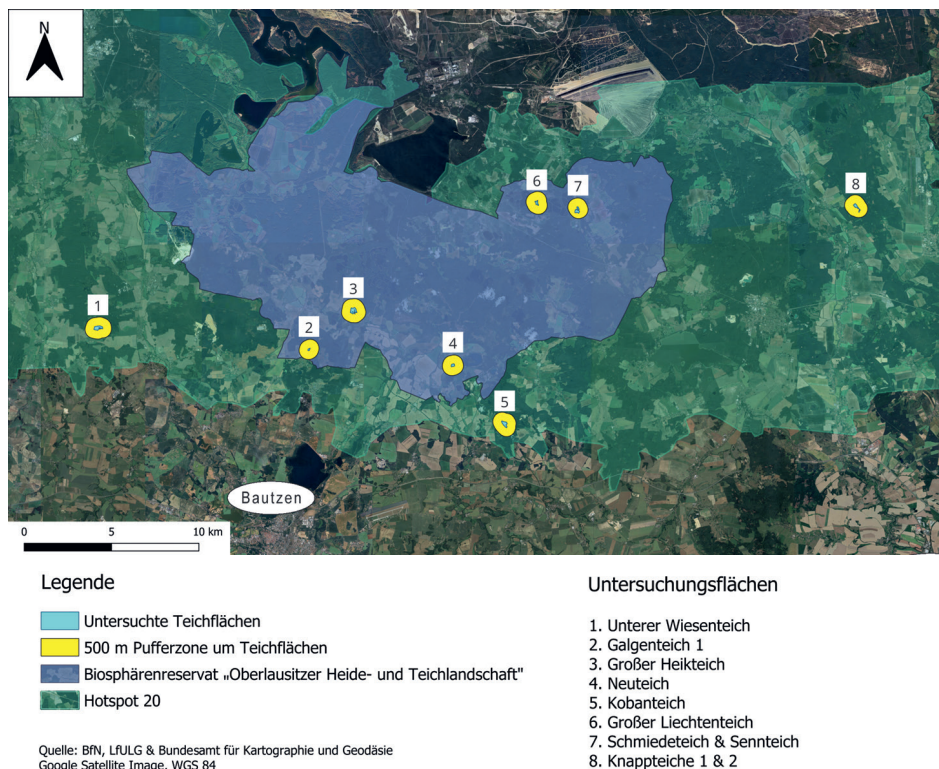


Abb. 1: Karte des Untersuchungsgebietes, Hotspot und Biosphärenreservat „Oberlausitzer Heide- und Teichlandschaft“, in welchem sich die untersuchten Teiche befinden. Erstellt mit QGIS 3.28.10 (QGIS Development Team 2023).

schaftsebene wirft die Frage auf, inwieweit gesömmerte Teiche zur Diversität und den Blütenressourcen der Oberlausitzer Heide- und Teichlandschaft beitragen können. In dieser Studie wurden Artenzusammensetzung und

Blütenangebot der Vegetation gesömmerte Teiche untersucht und mit den drei national und regional wichtigsten Lebensraumtypen Wald, Grünland und Acker verglichen. Da gesömmerte Teiche zu den wenigen verbliebenen

Tab. 1: Zeiträume der Vegetationsaufnahmen und der Zählungen der Blüteneinheiten pro Lebensraumtyp. Die Teiche sind weiter unterteilt in jene, die in den Jahren 2022 oder 2023 gesömmert wurden, und in jene, die nur im Frühjahr bzw. Herbst des Jahres 2023 trocken lagen.

Teiche / Lebensraumtypen	Vegetationsaufnahmen	Zählungen Blüteneinheiten
Teiche gesömmert in 2022 Unterer Wiesenteich, Neuteich, Galgenteich 1	16.–29. Aug. 2022	–
Teiche gesömmert in 2023 Schmiedeteich, Großer Lichtenteich, Kobanteich	1. 31. Mai–12. Juni 2023 2. 9.–10. Aug. 2023 3. 4. Okt. 2023	1. 12.–19. Juni 2023 2. 9.–10. Aug. 2023
Leere Teiche Frühling 2023 Sennteich, Großer Heikteich	24.–31. Mai 2023	24. Mai 2023
Leerer Teich Herbst 2023 Kleiner Knappteich	5. Sept. 2023	5. Sept. 2023
Acker	9.–29. Juni 2023	9.–29. Juni 2023
Wald	8.–29. Juni 2023	8.–29. Juni 2023
Grünland	16. Mai–15. Juni 2023	23. Mai–15. Juni 2023

Tab. 2: Anzahl der Zählungen der Blüteneinheiten und der Vegetationsaufnahmen je Lebensraumtyp.
 * Schmiedeteich und Sennteich liegen in derselben Pufferzone, die Aufnahmen auf den anderen Lebensraumtypen wurden daher nur einmal durchgeführt. Veg.-Aufn. – Vegetationsaufnahmen, Blüt.-Einh. – Zählungen der Blüteneinheiten.

	Acker		Teich		Wald		Grünland	
	Veg.-Aufn.	Blüt.-Einh.	Veg.-Aufn.	Blüt.-Einh.	Veg.-Aufn.	Blüt.-Einh.	Veg.-Aufn.	Blüt.-Einh.
Galgenteich 1	3	3	3	–	3	3	3	3
Großer Heikteich	3	3	3	3	3	3	3	3
Großer Lichtenteich	–	–	5	5	3	3	–	–
Kleiner Knappteich	3	3	5	5	3	3	3	3
Kobanteich	3	3	5	5	3	3	4	2
Neuteich	1	1	3	–	3	3	3	2
Schmiedeteich *	–	–	5	5	3	3	3	2
Sennteich *	–	–	5	–	–	–	–	–
Unterer Wiesenteich	3	3	5	–	3	3	3	3
Gesamt	16	16	39	23	24	24	22	18

Standorten mit feuchten, offenen Böden gehören, wurde hier eine Reihe seltener Rote-Liste-Arten erwartet.

2 Material und Methodik

2.1 Vegetationsaufnahmen

Im Hotspot „Oberlausitzer Heide- und Teichlandschaft“ wurden neun Teiche für die Untersuchungen ausgewählt (Abb. 1). Drei der Teiche wurden im Jahr 2023 gesömmert, drei Teiche lagen entweder im Frühjahr oder Herbst desselben Jahres trocken, und drei weitere Teiche waren bereits 2022 gesömmert worden (Tab. 1). Die Lebensraumtypen Acker, Wald und Grünland wurden innerhalb eines 500-m-Puffers um die Teiche untersucht. Zur Erfassung der Vegetation wurden Vegetationsaufnahmen auf 5×5 m² großen Flächen durchgeführt, pro Lebensraumtyp und Pufferzone wurden drei, auf den Teichen drei bis fünf Aufnahmen gemacht (Tab. 2).

Der Großteil der Aufnahmen wurde zwischen Mitte Mai und Ende Juni durchgeführt. Die Aufnahmen auf den drei Teichen, die das ganze Jahr über trocken lagen, wurden im August und Oktober wiederholt (Tab. 1).

2.2 Blüteneinheiten

Für die Erfassung der Blütenzahlen wurden Blüteneinheiten aller nach KLOTZ et al. (2002) zumindest teilweise insektenbestäubter Arten definiert. Diese wurden auf einer 1×1 m² großen Fläche in der Mitte jeder der 2023 aufgenommenen Vegetationsaufnahme gezählt. Gezählt wurde zwischen Ende Mai und Ende Juni und die Zählungen auf den drei ganzjährig trockenliegenden Teichen im August wiederholt bzw. auf einem erst im Spätsommer trockengefallenen Teich einmalig Anfang September durchgeführt (Tab. 1). Auf den 2022 gesömmerten Teichen wurden keine Blüteneinheiten gezählt.

2.3 Artzusammensetzung

Unterschiede in der Artzusammensetzung der Habitate wurden mit einer Stetigkeitstabelle, orientiert an pflanzensoziologischen Stetigkeitstabellen (DIERSCHKE 1994), dargestellt. Dazu wurden die Arten pro Habitat fünf Stetigkeitsklassen von 1–20%, 21–40%, 41–60%, 61–80% und 81–100% zugeordnet. Jene Arten mit einer Frequenz von 41% oder mehr wurden als potenziell charakteristische Arten für ein Habitat, die zur Abtrennung von anderen Habitaten dienen können, eingestuft und nach oben sortiert.

Tab. 3: Stetigkeitsabelle zum Vergleich der Habitate hinsichtlich der vorkommenden Arten. Teiche sind in Teich früh (Aufnahmen im Mai/Juni) und Teich spät (Aufnahmen im August/September) unterteilt. Arten mit einer Stetigkeit von 41 % und höher sind nach oben gereiht. Darunter befinden sich Arten mit einer Stetigkeit bis 40 % und solche, die eine über Habitate aufsummierte Frequenzklasse von wenigstens IV erreichen. Fortsetzung der Tabelle im Anhang. Stetigkeitsklassen: I 1–20 %, II 21–40 %, III 41–60 %, IV 61–80 %, V 81–100 %

Arten	Wald	Acker	Grünland	Teich früh	Teich spät
Gesamtartenzahl	54	55	104	108	
Mittlere Artenzahl / Fläche	10,0	7,5	19,0	9,0	
Shannon Evenness	0,58	0,28	0,75	0,64	
<i>Quercus robur</i>	V	I	I		I
<i>Pinus sylvestris</i>	IV			I	I
<i>Deschampsia flexuosa</i>	III				
<i>Fagus sylvatica</i>	III				
<i>Frangula alnus</i>	III				
<i>Sorbus aucuparia</i>	III				
<i>Vaccinium myrtillus</i>	III				
<i>Viola arvensis</i>		III	I		
<i>Fallopia convolvulus</i>		III			
<i>Poa pratensis</i> s. str.	I	I	V		
<i>Alopecurus pratensis</i>			V		
<i>Holcus lanatus</i>			V		
<i>Plantago lanceolata</i>		I	IV		
<i>Rumex acetosa</i>		I	IV		
<i>Dactylis glomerata</i> s. str.	I		IV		
<i>Trifolium dubium</i>			IV		
<i>Achillea millefolium</i>			III		
<i>Cerastium holosteoides</i>			III		
<i>Festuca rubra</i>			III		
<i>Ranunculus acris</i>			III		
<i>Ranunculus repens</i>			III		
<i>Taraxacum</i> sect. <i>Taraxacum</i>			III		
<i>Veronica chamaedrys</i> s. str.			III		
<i>Persicaria hydropiper</i>		I		III	II
<i>Persicaria lapathifolia</i> s. l.				III	II
<i>Bolboschoenus maritimus</i> agg.				III	I
<i>Persicaria minor</i>				III	I
<i>Ranunculus sceleratus</i>				III	I
<i>Juncus bufonius</i>				III	
<i>Alopecurus aequalis</i>				II	III
<i>Centaurea cyanus</i>		II	I	I	I
<i>Chenopodium album</i>		II		I	I
<i>Carex hirta</i>			II	I	I
<i>Acer platanoides</i>	I			II	I
<i>Bidens frondosa</i>				II	II
<i>Oenanthe aquatica</i>				II	II
<i>Phragmites australis</i>				II	II
<i>Typha angustifolia</i>				II	II

2.4 Statistische Analysen

Die Auswertung erfolgte mittels etablierter Verfahren der univariaten Statistik (CRAWLEY 2007).

Der Rote-Liste-Status der gefundenen Arten wurde durch Abgleich mit der Roten Liste und Gesamtartenliste der Farn- und Blütenpflanzen Deutschlands (RL D; METZING et al. 2018) und der Roten Liste und Artenliste Sachsens, Farn- und Samenpflanzen (RL SN; SCHULZ 2013) erfasst.

Die durchschnittlichen Artenzahlen pro Aufnahme- und Auswertungsfeld wurden mittels Varianzanalyse zwischen den Lebensraumtypen verglichen, ebenso die Shannon-Diversität und die Shannon-Evenness.

Die durchschnittliche Zahl der Blüteneinheiten pro Aufnahme- und Auswertungsfeld wurde mit einem gemischten linearen Modell zwischen den Lebensraumtypen verglichen, dabei wurden die Pufferzonen als Zufallsfaktor berücksichtigt. Ebenso wurde auf Unterschiede zwischen den Lebensraumtypen in Shannon-Diversität und Shannon-Evenness der Blüteneinheiten getestet.

3 Ergebnisse

3.1 Artenzahl und -zusammensetzung

Insgesamt wurden auf den Äckern und in den Wäldern mit 55 bzw. 54 Arten die wenigsten Arten gefunden und deutlich mehr auf den Teichen und auf Grünland mit 108 bzw. 104 Arten (Tab. 3). Die höchste Artenzahl wurde mit einem Median von 19,0 Arten pro $5 \times 5 \text{ m}^2$ Fläche im Grünland gefunden und die niedrigste mit 7,5 Arten auf den Äckern. Auf gesömmerten Teichen und in Wäldern fanden sich nur unwesentlich mehr Arten (9,0 bzw. 10,0 Arten). Die Shannon-Diversität verhielt sich ähnlich, sie war auf dem Grünland mit einem Median von 2,28 am höchsten und auf Äckern mit einem Median von 0,51 am niedrigsten. Gesömmerte Teiche und Wälder lagen auch hier mit 1,47 und 1,29 zwischen Grünland und Äckern. Die Shannon-Evenness ergab ein ähnliches Bild mit dem höchsten Median von 0,75 auf Grünland und dem niedrigsten Median von 0,28 auf Äckern. Gesömmerte Teiche und Wälder zeigten erneut intermediäre Werte von 0,64 bzw. 0,58.

Die Stetigkeitstabelle (Tab. 3) zeigt deutliche Unterschiede zwischen den Habitaten hinsichtlich ihrer Artzusammensetzung. Sieben Arten mit hoher Stetigkeit im Wald grenzen diesen von den anderen Habitaten ab, in denen sie nicht oder nur mit geringer Stetigkeit vorhanden waren. Zwei Arten waren charakteristisch für Äcker und 14 Arten für Grünland. Unterschiede zwischen den Teichen im Mai/Juni (Teich früh) und August/September (Teich spät) waren weniger ausgeprägt. Insgesamt betrachtet grenzen sich die Teiche jedoch deutlich von den anderen Habitaten ab.

3.2 Rote-Liste-Arten

Mit 17 Arten der Roten Liste Sachsens und elf Arten der Roten Liste Deutschlands fanden sich die meisten Rote-Liste-Arten auf den gesömmerten Teichen (Tab. 4). Auf dem Grünland kamen sechs Arten der RL SN und vier Arten der RL D vor. Keine Rote-Liste-Arten wurden hingegen auf den Äckern gefunden und in den Wäldern lediglich zwei Arten der RL SN und eine Art der RL D. Die gefundenen Arten sind dabei alle als „gefährdet“ eingestuft oder befinden sich auf der Vorwarnliste.

3.3 Vergleich der Blüteneinheiten

Die Zahl der Blüteneinheiten unterschied sich zwischen den Lebensraumtypen im Mai/Juni auf den $1 \times 1 \text{ m}^2$ großen Flächen deutlich (Abb. 2a, $p < 0,1$), nur Äcker und gesömmerte Teiche unterschieden sich nicht signifikant. In den Wäldern waren mit einem Median von null die wenigsten Blüteneinheiten vorhanden, gefolgt von Teichen mit zwei und Äckern mit vier Blüteneinheiten. Die meisten Blüteneinheiten waren im Mai/Juni mit einem Median von 16 auf Grünland zu finden. Während auf gesömmerten Teichen im Mai und Juni nur wenige Blüteneinheiten vorkamen, wurden auf den gesömmerten Teichen im August oder Anfang September 60 Blüteneinheiten im Median festgestellt.

Wie gleichmäßig die Blüteneinheiten auf die vorkommenden insektenbestäubten Arten aufgeteilt waren, zeigt die Shannon-Evenness (Abb. 2b). Sie unterschied sich signifikant zwischen den Lebensraumtypen ($p < 0,01$). Sie

Tab. 4: Rote-Liste-Arten nach der RL SN (SCHULZ 2013) und der RL D (METZING et al. 2018) je Lebensraumtyp. V – auf der Vorwarnliste, 3 – gefährdet.

Arten	RL SN	RL D	Acker	Teich	Wald	Grünland
<i>Aphanes arvensis</i>	V					x
<i>Armeria maritima</i>		V				x
<i>Butomus umbellatus</i>	3			x		
<i>Callitriche palustris</i>	V			x		
<i>Campanula patula</i>		V				x
<i>Carex bohemica</i>	V	3		x		
<i>Carex panicea</i>	V	V				x
<i>Coleanthus subtilis</i>	V	V		x		
<i>Cyperus fuscus</i>	3	3		x		
<i>Dianthus deltoides</i>	V	V				x
<i>Elatine hexandra</i>	3	3		x		
<i>Eleocharis acicularis</i>	V	V		x		
<i>Eleocharis ovata</i>	3	3		x		
<i>Epipactis helleborine</i>	V				x	
<i>Festuca heterophylla</i>	3	V			x	
<i>Hottonia palustris</i>	3	V		x		
<i>Leersia oryzoides</i>	3	3		x		
<i>Limosella aquatica</i>	V	3		x		
<i>Myosotis laxa</i>	3			x		
<i>Myosurus minimus</i>	V			x		
<i>Oenanthe aquatica</i>	V			x		
<i>Ornithopus perpusillus</i>	V					x
<i>Petasites albus</i>	V			x		
<i>Ranunculus peltatus</i>	V			x		
<i>Rumex aquaticus</i>		V		x		
<i>Sagittaria sagittifolia</i>	V	V		x		
<i>Sanguisorba officinalis</i>		V				x
<i>Vicia lathyroides</i>	3	V				x

war in den Wäldern und auf den gesömmerten Teichen (sowohl Aufnahmen von Mai/Juni als auch August/September) mit einem Median von 0 am niedrigsten und auf Äckern und Grünland deutlich höher.

4 Diskussion

4.1 Artenzahl und -zusammensetzung

Die Artzusammensetzung der einzelnen Habitate unterschied sich aufgrund der sehr unterschiedlichen abiotischen Bedingungen deutlich voneinander.

Die in den Pufferzonen um die Teiche gefundenen durchschnittlich 7,5 Arten pro Aufnahme­fläche passen zu den von MEYER et al.

(2013) ermittelten sieben Arten pro Fläche auf Äckern Mitteldeutschlands. Zusätzlich zu der niedrigsten Artenzahl pro Fläche wiesen Äcker auch die niedrigste Shannon-Diversität und -Evenness auf. Wie zu erwarten, dominierten hier die angebauten Kulturpflanzen, und die wenigen spontan wachsenden Arten waren nur mit geringer Deckung vorhanden.

Im Gegensatz dazu waren auf dem Grünland mit einem Median von 19,0 die meisten Arten pro Fläche vorhanden. Ähnliche Zahlen finden sich auch in der Literatur: OPPERMANN et al. (2009) fanden je nach Region Deutschlands zwischen 10–20 Arten pro Fläche, während WESCHE et al. (2012) in Norddeutschland eine Artenzahl von 15–20 pro Fläche ermittelten. Zusätzlich wiesen Grünlandflächen auch die höchste Shannon-Diversität und -Evenness auf,

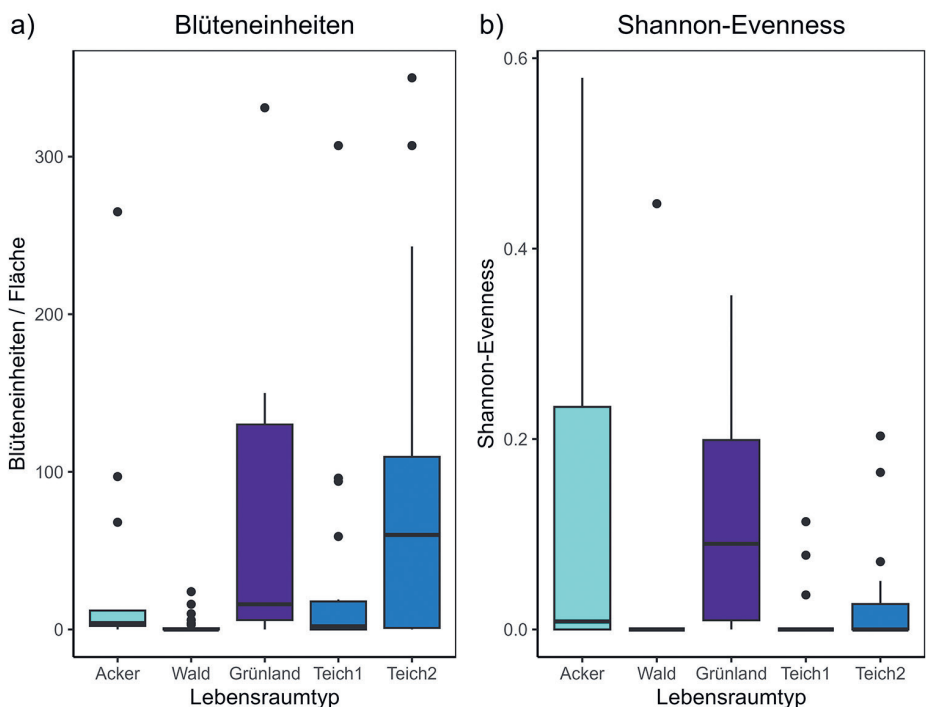


Abb. 2: Anzahl der Blüteneinheiten und Shannon-Evenness der insektenbestäubten Arten je Lebensraumtyp. Acker, Wald, Grünland und Teich1 bezieht sich auf die Zählungen im Mai/Juni, Teich2 bezieht sich auf die Zählungen im August/September.

somit war die Deckung im Gegensatz zu Ackerflächen gleichmäßiger auf die Arten verteilt.

Wälder wiesen mit einem Median von 10,0 eine relativ niedrige Artenzahl auf, aber eine mittlere Shannon-Diversität und -Evenness zeigen, dass sich die einzelnen Arten nicht so stark in ihrer Deckung unterscheiden wie auf den Äckern. Ein Großteil der Wälder waren Kiefernforste, die in ihrer Artenzusammensetzung am ehesten der *Deschampsia flexuosa-Pinus sylvestris*-Gesellschaft zugeordnet werden können. Für diese gibt HEINKEN (2008) eine mittlere Artenzahl von 20 an, wobei hier auch Flechten- und Moosarten einfließen, die in unseren Aufnahmen nicht erfasst wurden. Gerade auf feuchteren Böden um die Teiche kommen auch Mischwälder vor, in denen mehrere Baumarten ähnliche Deckungswerte hatten.

Obwohl auf gesömmerten Teichen mit einem Median von 9,0 vergleichsweise wenige Arten pro Fläche vorkamen, waren sie mit insgesamt 108 Arten artenreich. Auch bedeutet die relativ hohe Shannon-Evenness, dass keine Art do-

minant, sondern die Deckung vergleichsweise gleichmäßig verteilt war.

4.2 Rote-Liste-Arten

Der Vergleich der gefundenen Arten pro Lebensraumtyp mit den Roten Listen Deutschlands und Sachsens zeigte, dass die meisten Rote-Liste-Arten auf den gesömmerten Teichen vorkamen. Zehn Prozent der 108 dort gefundenen Arten stehen auf der RL D und/oder RL SN. Diese Rote-Liste-Arten kommen typischerweise in Uferöhrichen, nassen Uferbereichen, an periodisch trockenfallenden Bereichen von Gewässern und im Flachwasser vor (MÜLLER et al. 2021). Dies deutet darauf hin, dass die Sömmern von Teichen zur Erhaltung bedrohter Arten beiträgt, die an wechselfeuchte oder feuchte Bedingungen angepasst sind.

Die auf Grünland gefundenen Rote-Liste-Arten kamen nicht auf intensiv bewirtschaftetem Grünland vor, sondern ausschließlich auf nähr-

stoffarmen, sandigen Böden und auch auf einer Fläche, die mit einer Blütmischung eingesät wurde. Somit wurden weder auf den Äckern noch auf dem eigentlichen Wirtschaftsgrünland Rote-Liste-Arten gefunden. Die beiden in den Wäldern gefundenen Rote-Liste-Arten kamen jeweils nur auf einer Aufnahmefläche vor. Dies bestätigt, dass diese drei Habitate, die zusammen 80 % der Fläche Deutschlands ausmachen, hauptsächlich Lebensraum für häufige, ungefährdete Arten sind. Dies steht im Gegensatz zu gesömmerten Teichen, die Lebensraum für spezialisierte und seltene Pflanzenarten bieten.

4.3 Vergleich der Blüteneinheiten

Grünlandflächen stellten im Mai/Juni im Vergleich zu den anderen hier untersuchten Lebensraumtypen die meisten Blüteneinheiten zur Verfügung. Die Vegetation war zum Zählzeitpunkt voll entwickelt und stand kurz vor der Mahd.

In den Wäldern war die Zahl der Blüteneinheiten am niedrigsten, da die meisten hier vorkommenden insektenbestäubten Arten wie *Vaccinium myrtillus*, *V. vitis-idaea*, *Oxalis acetosella*, *Prunus* spp., *Acer* spp. und *Sorbus aucuparia* früher im Jahr blühen (KLOTZ et al. 2002). Das Blütenangebot der Wälder beschränkte sich zu diesem Zeitpunkt hauptsächlich auf *Rubus* spp.

Auch die Blütenzahlen auf den Ackerflächen waren niedrig. Da als Kulturpflanzen entweder windbestäubte Getreidearten oder Raps, der zum Zählzeitpunkt nicht mehr blühte, vorhanden waren, beschränkte sich das Blütenangebot auf die Blüteneinheiten der nur in geringer Deckung vorhandenen Ackerwildkräuter.

Die Anzahl der Blüteneinheiten auf den gesömmerten Teichen unterschied sich deutlich zwischen Mai/Juni und August. Im Frühsommer war sie ähnlich niedrig wie jene der Äcker, da die frühblühenden Arten keine flächendeckenden Bestände ausbildeten. Dazu gehören vor allem kleine Arten wie *Ranunculus sceleratus*, *Cardamine parviflora*, *Gnaphalium uliginosum* und *Myosotis scorpioides*, die zwischen März und Mai zu blühen beginnen (KLOTZ et al. 2002). Im August hatten gesömmerte Teiche mehr Blüteneinheiten als die anderen Lebensraumtypen im Mai/Juni, was ihr Potenzial als

Nektarquelle im Spätsommer unterstreicht. Hier dominierten vor allem *Persicaria* spp., auf einzelnen Flächen aber auch Arten wie *Alisma plantago-aquatica*, *Lycopus europaeus* oder *Oenanthe aquatica*.

Obwohl für Äcker, Wälder und Grünlandflächen im August keine Vergleichsdaten vorhanden sind, ist nicht zu erwarten, dass auf diesen Lebensraumtypen im Spätsommer mehr Blüten vorhanden sind als im Mai und Juni. Wie bereits erwähnt, blühen die meisten in dieser Studie gefundenen insektenbestäubten Arten der Wälder früh im Jahr (KLOTZ et al. 2002). Auf Äckern werden die Blüteneinheiten durch Ernte unter dem Jahr entfernt, sodass auch hier im Spätsommer nicht mit höheren Blütenzahlen zu rechnen ist. Auf Grünland wird der Blühhöhepunkt vor der ersten Mahd im Mai und Juni beobachtet; danach kommt es zu einer zweiten Blühphase, wobei Zahl und Diversität der Blüteneinheiten unter jener im Mai und Juni liegen (DIERSCHKE & BRIEMLE 2002, FÜLLEKRUG 1969, NOORDIJK et al. 2009).

Die sehr geringe Shannon-Evenness der Blüteneinheiten auf den gesömmerten Teichen lässt vermuten, dass dort jeweils eine insektenbestäubte Art dominierte. Tatsächlich wurden die einzelnen Flächen innerhalb eines Teichs meist von unterschiedlichen blühenden Arten dominiert. Auf den Äckern und im Grünland kamen hingegen häufiger mehr als eine insektenbestäubte, blühende Art vor. Interessant ist darüber hinaus, dass es innerhalb eines Teichs keinesfalls immer die gleichen Arten waren, die auf einer Fläche blühten. Das zeigt die insgesamt hohe Beta-Diversität der einzelnen Teiche (Tab. 5.). Je nach Teich kam in einer einzelnen Vegetationsaufnahme durchschnittlich nur etwa ein Siebtel bis ein Sechzehntel aller auf den Teichen

Tab. 5: Beta-Diversität nach WHITTAKER (1960), berechnet für die sechs Teiche, für die jeweils mindestens fünf Vegetationsaufnahmen verfügbar waren.

	Mittlere Artenzahl	Beta-Diversität
Großer Lichtenteich	10,8	10,0
Kleiner Knappteich	8,0	13,5
Kobanteich	9,0	12
Schmiedeteich	14,8	7,3
Sennteich	9,2	11,7
Unterer Wiesenteich	6,8	15,9

gefundenen Arten vor, sodass der Unterschied zwischen Nachbarflächen in einem Teich entsprechend groß ist. Insgesamt stellen Teiche also durchaus vielfältige Nahrungsquellen bereit.

5 Fazit

Das Sömmern von Fischteichen bietet seltenen spezialisierten Pflanzenarten einen Lebensraum, schafft Blütenangebote für Insekten im Spätsommer und trägt zur Diversität der Oberlausitzer Heide- und Teichlandschaft bei. Dabei ersetzen Teiche gerade wechselfeuchte Habitate, die überall in der Landschaft selten geworden sind. Einzelne Teiche einer Teichgruppe jahresweise zu sömmern, trägt zum Erhalt gefährdeter Pflanzenarten bei und wirkt gleichzeitig den Effekten der Trockenheit auf die Bewirtschaftung entgegen, da mehr Wasser für die bespannten Teiche bleibt. Dies kann einen Beitrag zum langfristigen Erhalt der Teichwirtschaft leisten. Um die Samenbanken der Teichböden zu erneuern und die Samen keimfähig zu halten, sollten Teiche innerhalb einer Teichwirtschaft abwechselnd gesömmert werden. Das reichhaltige Blütenangebot im Spätsommer könnte durch die relativ feuchten Bedingungen auf den Teichen trotz zunehmender Dürreereignisse, verursacht durch den Klimawandel, auch in Zukunft zur Verfügung stehen.

6 Danksagung

Wir danken der Naturschutzstation Neschwitz e.V., der Naturbewahrung Westlausitz e.V., Herrn Thomas Knöfel, der KREBA-Fisch GmbH, der Teichwirtschaft Richter und dem Landesverein Sächsischer Heimatschutz e.V., die ihre Teiche zur Verfügung gestellt und damit diese Arbeit ermöglicht haben. Dem Bundesamt für Naturschutz danken wir für die finanzielle Förderung des MoSaiKTeil-Projektes aus Mitteln des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz, nukleare Sicherheit und Verbraucherschutz. Unser Dank gilt außerdem den Kolleginnen und Kollegen aus der Abteilung Botanik des Senckenberg Museums für Naturkunde Görlitz für ihre Hilfe bei der Pflanzenbestimmung und ihre wertvollen Anregungen und ihr Feedback zum Inhalt dieser

Arbeit. Besonders erwähnen möchten wir hier Juliana Dos Santos für ihre Unterstützung bei den Vegetationsaufnahmen sowie Jörg Lorenz und Kristin Baber für ihre Hilfe bei der Feldarbeit und die Organisation im Hintergrund.

7 Förderhinweis

Diese Arbeit wurde gefördert durch das Bundesamt für Naturschutz im Rahmen des Hotspot-Programms im Bundesprogramm Biologische Vielfalt mit Mitteln des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz, nukleare Sicherheit und Verbraucherschutz (Förderkennzeichen 3520685A23).

8 Literatur

- ACKERMANN, W. & J. SACHTELEBEN (2012): Identifizierung der Hotspots der Biologischen Vielfalt in Deutschland. – BfN-Skripten **315**: 3–133
- BÖHNERT, W., U. KLEINKNECHT, K. BUTLER, F. RICHTER, P. A. SCHMIDT & S. WINTER (2020): Verzeichnis und Rote Liste der Pflanzengesellschaften Sachsens (2. Aufl.). – Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie (Hrsg.); Dresden: 636 S.
- BRANDES, D. (2015): Bidentetea-Gesellschaften. – Technische Universität Braunschweig. <http://www.ruderal-vegetation.de/bidentetea/> [23.6.2023]
- BUDER, W. & S. UHLEMANN (2010): Biotoptypen – Rote Liste Sachsens (3. Aufl.). – Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie (Hrsg.); Dresden: 144 S.
- CRAWLEY, M. J. (2007): The R Book. – Wiley; Chichester: 942 S.
- DESTATIS (2023): Bodenfläche insgesamt nach Nutzungsarten in Deutschland. – Statistisches Bundesamt (Destatis). <https://www.destatis.de/DE/Themen/Branchen-Unternehmen/Landwirtschaft-Forstwirtschaft-Fischerei/Flaechennutzung/Tabellen/bodenflaeche-insgesamt.html> [16.10.2023]
- DIERSCHKE, H. (1994): Pflanzensoziologie: Grundlagen und Methoden. – Ulmer; Stuttgart: 683 S.
- DIERSCHKE, H. & G. BRIEMLE (2002): Kulturgrasland – Wiesen, Weiden und verwandte Staudenfluren. – Ulmer; Stuttgart: 240 S.

- DITTMANN, T., T. HEINKEN & M. SCHMIDT (2018): Die Wälder von Magdeburgerforst (Fläming, Sachsen-Anhalt) – eine Wiederholungsuntersuchung nach sechs Jahrzehnten. – *Tuexenia* **38**: 11–42
- FÜLLEKRUG, E. (1969). Phänologische Diagramme von Glatthaferwiesen und Halbtrockenrasen. – *Mitteilungen der Floristisch-Soziologischen Arbeitsgemeinschaft* **14**: 255–273
- HALLMANN, C. A., M. SORG, E. JONGEJANS, H. SIEPEL, N. HOFLAND, H. SCHWAN, W. STENMANS, A. MÜLLER, H. SUMSER, T. HÖRREN, D. GOULSON & H. DE KROON (2017): More than 75 percent decline over 27 years in total flying insect biomass in protected areas. – *PLOS ONE* **12**, 10
- HEINKEN, T. (2008): Dicrano-Pinion (Sand- und Silikat-Kiefernwälder). – *Synopsis der Pflanzengesellschaften Deutschlands*, Heft **10**: 88 S.
- KLOTZ, S., I. KÜHN & W. DURKA (2002): *BIOLFLOR* – Eine Datenbank zu biologisch-ökologischen Merkmalen der Gefäßpflanzen in Deutschland. – *Schriftenreihe für Vegetationskunde*, Heft **38**: 334 S.
- KNOX, O. G. G., A. R. LEAKE, R. L. WALKER, A. C. EDWARDS & C. A. WATSON (2011): Revisiting the multiple benefits of historical crop rotations within contemporary UK agricultural systems. – *Journal of Sustainable Agriculture* **35**, 2: 163–179
- LEUSCHNER, C. & H. ELLENBERG (2017): *Ecology of Central European Non-Forest Vegetation: Coastal to Alpine, Natural to Man-Made Habitats. Vegetation Ecology of Central Europe*, Volume **II**. – Springer; Stuttgart: 1117 S.
- LfULG (2014a): 28 Oberlausitzer Heide- und Teichgebiet (OLH). Fachbeitrag zum Landschaftsprogramm – Naturraum und Landnutzung – Steckbrief. – *Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie*; Dresden: 14 S.
- LfULG (2014b): 22 Königsbrück-Ruhlander Heiden (KRH). Fachbeitrag zum Landschaftsprogramm – Naturraum und Landnutzung – Steckbrief. – *Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie*; Dresden: 13 S.
- LfULG (2023): Bewirtschaftete Teichfläche. – *Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie*. <https://www.landwirtschaft.sachsen.de/bewirtschaftete-teichflaeche-37401.html> [16.10.2023]
- METZING, D., E. GARVE & G. MATZKE-HAYEK (2018): Rote Liste und Gesamtartenliste der Farn- und Blütenpflanzen (Tracheophyta) Deutschlands. – *Naturschutz und Biologische Vielfalt* **70**: 13–258
- MEYER, S., K. WESCHE, B. KRAUSE & C. LEUSCHNER (2013): Dramatic losses of specialist arable plants in Central Germany since the 1950s/60s – a cross-regional analysis. – *Diversity and Distributions* **19**, 9: 1175–1187
- MIETHE, C.-R., S. GROSSER, G. FÜLLNER, K. WESCHE, CH. M. RITZ & A. SCHOLZ (2023): Erprobung von Möglichkeiten zur Sömmerung von Karpfenteichen unter Berücksichtigung förderrechtlicher und naturschutzfachlicher Aspekte (Teil II). – *Schriftenreihe des Sächsischen Landesamtes für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie*; Dresden: 73 S.
- MÜLLER, F., CH. M. RITZ, E. WELK & K. WESCHE (Eds.). (2021): *Rothmaler – Exkursionsflora von Deutschland. Gefäßpflanzen: Grundband* (22. Auflage). – Springer Spektrum; Berlin: 944 S.
- NOORDIJK, J., K. DELILLE, A. P. SCHAFFERS & K. V. SYKORA (2009): Optimizing grassland management for flower-visiting insects in roadside verges. – *Biological Conservation* **142**, 10: 2097–2103
- OPPERMANN, R., A. KRISMANN, M. SONNBERGER & B. WEISS (2009): Bundesweites Biodiversitätsmonitoring zur Grünlandvegetation. – *Natur und Landschaft – Zeitschrift für Naturschutz und Landschaftspflege* **84**, 2: 62–70
- PHILIPPI, G. (1969): Zur Verbreitung und Soziologie einiger Arten von Zwergbinsen- und Strandlingsgesellschaften im badischen Oberrheingebiet. – *Mitteilungen des Badischen Landesvereins für Naturkunde und Naturschutz* **10**, 1: 139–172
- POSCHLOD, P., J. BÖHRINGER, S. FENNEL, C. PRUME & A. TIEKÖTTER (1999): Aspekte der Biologie und Ökologie von Arten der Zwergbinsenfluren. – *Mitteilungen des Badischen Landesvereins für Naturkunde und Naturschutz* **17**, 2: 219–260
- QGIS Development Team (2023): QGIS 3.28.10 – Geographic Information System. – QGIS Association. <https://www.qgis.org/de/site/> [10.2.2024]
- REINECKE, J., G. KLEMM & T. HEINKEN (2014): Vegetation change and homogenization of species composition in temperate nutrient deficient Scots pine forests after 45 yr. – *Journal of Vegetation Science* **25**, 1: 113–121
- SCHMIDT, W. (1985): Die Nebennutzungen der Teichböden in der Oberlausitz im 18. und 19. Jahrhundert und ihre natürlichen Grundlagen. – *Abhandlungen und Berichte des Naturkundemuseums Görlitz* **58**, 11: 1–28
- SCHUCH, S., K. WESCHE & M. SCHAEFER (2012): Long-term decline in the abundance of leafhoppers

Anhang

Fortsetzung der Stetigkeitstabelle aus Kapitel 3.1

	Wald	Acker	Grünland	Teich früh	Teich spät
<i>Agrostis capillaris</i>	I		II		
<i>Arrhenatherum elatius</i>		I	II		
<i>Cirsium arvense</i>		I	II		
<i>Elymus repens</i> s. str.		I	II		
<i>Poa trivialis</i>		I	II		
<i>Trifolium repens</i>			II		I
<i>Callitriche palustris</i>				II	I
<i>Limosella aquatica</i>				II	I
<i>Echinochloa crus-galli</i>				I	II
<i>Glyceria fluitans</i>				I	II
<i>Juncus effusus</i>				I	II
<i>Rumex maritimus</i>				I	II
<i>Acer pseudoplatanus</i>	II				
<i>Dryopteris filix-mas</i> s. str.	II				
<i>Molinia caerulea</i> s. str.	II				
<i>Prunus serotina</i>	II				
<i>Quercus rubra</i>	II				
<i>Artemisia vulgaris</i>		II			
<i>Phacelia tanacetifolia</i>		II			
<i>Secale cereale</i>		II			
<i>Zea mays</i>		II			
<i>Anthoxanthum odoratum</i> s. str.			II		
<i>Cardamine pratensis</i> s. l.			II		
<i>Festuca pratensis</i> s. str.			II		
<i>Lathyrus pratensis</i>			II		
<i>Luzula campestris</i>			II		
<i>Phleum pratense</i> s. str.			II		
<i>Rumex acetosella</i> s. l.			II		
<i>Stellaria graminea</i>			II		
<i>Coleanthus subtilis</i>				II	
<i>Ranunculus aquatilis</i>				II	
<i>Veronica peregrina</i>				II	
<i>Epilobium ciliatum</i>					II
<i>Daucus carota</i>		I	I	I	I
<i>Chenopodium ficifolium</i>		I		I	I
<i>Gnaphalium uliginosum</i>		I		I	I
<i>Sonchus oleraceus</i>		I		I	I
<i>Eleocharis palustris</i>			I	I	I
<i>Populus canadensis</i>	I	I			
<i>Calamagrostis epigejos</i>	I		I		
<i>Robinia pseudoacacia</i>	I			I	
<i>Betula pendula</i>	I				I
<i>Betula pubescens</i>	I				I
<i>Bromus hordeaceus</i>		I	I		
<i>Capsella bursa-pastoris</i>		I	I		
<i>Cynosurus cristatus</i>		I	I		

	Wald	Acker	Grünland	Teich früh	Teich spät
<i>Equisetum arvense</i>					
<i>Geranium pusillum</i>					
<i>Lolium perenne</i>					
<i>Vicia grandiflora</i>					
<i>Vicia hirsuta</i>					
<i>Vicia parviflora</i>					
<i>Vicia angustifolia</i>					
<i>Erigeron canadensis</i>					
<i>Plantago major</i> s. str.					
<i>Polygonum aviculare</i> s. l.					
<i>Tripleurospermum inodorum</i>					
<i>Triticum aestivum</i>					
<i>Urtica dioica</i> s. str.					
<i>Carex acuta</i>					
<i>Trifolium pratense</i>					
<i>Alisma plantago-aquatica</i> s. str.					
<i>Ambrosia artemisiifolia</i>					
<i>Anthemis tinctoria</i>					
<i>Butomus umbellatus</i>					
<i>Carex bohémica</i>					
<i>Cyperus fuscus</i>					
<i>Glyceria maxima</i>					
<i>Juncus filiformis</i>					
<i>Leersia oryzoides</i>					
<i>Lotus pedunculatus</i>					
<i>Lysimachia vulgaris</i>					
<i>Persicaria amphibia</i>					
<i>Plantago uliginosa</i>					
<i>Rumex hydrolapathum</i>					
<i>Sagittaria sagittifolia</i>					
<i>Schoenoplectus lacustris</i> s. str.					
<i>Sparganium emersum</i>					
<i>Alliaria petiolata</i>					
<i>Athyrium filix-femina</i>					
<i>Brachypodium sylvaticum</i>					
<i>Calluna vulgaris</i>					
<i>Carex brizoides</i>					
<i>Carex pilulifera</i>					
<i>Carpinus betulus</i>					
<i>Corylus avellana</i>					
<i>Cytisus scoparius</i>					
<i>Epipactis helleborine</i> s. str.					
<i>Euonymus europaeus</i>					
<i>Festuca heterophylla</i>					
<i>Fraxinus excelsior</i>					
<i>Galium aparine</i>					
<i>Geranium robertianum</i> s. str.					
<i>Geum urbanum</i>					
<i>Hedera helix</i>					

	Wald	Acker	Grünland	Teich früh	Teich spät
<i>Impatiens parviflora</i>					
<i>Juncus conglomeratus</i>					
<i>Lapsana communis</i>					
<i>Lupinus polyphyllus</i>					
<i>Luzula pilosa</i>					
<i>Maianthemum bifolium</i>					
<i>Melampyrum pratense</i>					
<i>Milium effusum</i>					
<i>Oxalis acetosella</i>					
<i>Picea abies</i>					
<i>Poa nemoralis</i>					
<i>Populus tremula</i>					
<i>Pteridium aquilinum</i>					
<i>Sambucus nigra</i>					
<i>Tilia platyphyllos</i>					
<i>Vaccinium vitis-idaea</i>					
<i>Amaranthus retroflexus</i>					
<i>Apera spica-venti</i>					
<i>Avena sativa</i>					
<i>Brassica napus</i>					
<i>Bromus sterilis</i>					
<i>Chenopodium polyspermum</i>					
<i>Convolvulus arvensis</i>					
<i>Erigeron acris</i> s. str.					
<i>Euphorbia helioscopia</i>					
<i>Galinsoga parviflora</i>					
<i>Hordeum vulgare</i>					
<i>Oxalis stricta</i>					
<i>Pisum sativum</i>					
<i>Poa annua</i>					
<i>Raphanus raphanistrum</i>					
<i>Spergula arvensis</i>					
<i>Stellaria media</i> s. str.					
<i>Vicia tetrasperma</i>					
<i>Ajuga reptans</i>					
<i>Aphanes arvensis</i>					
<i>Arabidopsis thaliana</i>					
<i>Armeria maritima</i> s. l.					
<i>Bellis perennis</i>					
<i>Campanula patula</i>					
<i>Carex leporina</i>					
<i>Carex pallescens</i>					
<i>Carex panicea</i>					
<i>Centaurea jacea</i> s. str.					
<i>Cerastium arvense</i>					
<i>Crepis capillaris</i>					
<i>Deschampsia cespitosa</i> s. str.					
<i>Dianthus deltoides</i>					
<i>Erigeron annuus</i>					

	Wald	Acker	Grünland	Teich früh	Teich spät
<i>Erodium cicutarium</i> s. str.					
<i>Festuca filiformis</i>					
<i>Galium palustre</i> s. str.					
<i>Gnaphalium sylvaticum</i>					
<i>Helictotrichon pubescens</i>					
<i>Holcus mollis</i>					
<i>Hypericum maculatum</i> s. str.					
<i>Hypericum perforatum</i>					
<i>Hypochaeris radicata</i>					
<i>Jacobaea vulgaris</i>					
<i>Lactuca serriola</i>					
<i>Lamium purpureum</i> s. str.					
<i>Leucanthemum ircutianum</i>					
<i>Linaria vulgaris</i>					
<i>Lotus corniculatus</i>					
<i>Luzula multiflora</i> s. str.					
<i>Lychnis flos-cuculi</i>					
<i>Lysimachia nummularia</i>					
<i>Myosotis stricta</i>					
<i>Ornithopus perpusillus</i>					
<i>Papaver argemone</i>					
<i>Papaver dubium</i> s. str.					
<i>Phalaris arundinacea</i>					
<i>Pilosella officinarum</i>					
<i>Poa compressa</i>					
<i>Potentilla argentea</i> s. l.					
<i>Potentilla reptans</i>					
<i>Prunella vulgaris</i>					
<i>Ranunculus bulbosus</i>					
<i>Rumex obtusifolius</i>					
<i>Sanguisorba officinalis</i>					
<i>Scorzoneroidea autumnalis</i>					
<i>Tanacetum vulgare</i>					
<i>Trifolium arvense</i>					
<i>Trisetum flavescens</i>					
<i>Turritis glabra</i>					
<i>Veronica arvensis</i>					
<i>Veronica persica</i>					
<i>Vicia cracca</i>					
<i>Vicia lathyroides</i>					
<i>Vicia sepium</i>					
<i>Vicia villosa</i> s. str.					
<i>Callitriche hamulata</i>					
<i>Cardamine parviflora</i>					
<i>Elatine hexandra</i>					
<i>Hottonia palustris</i>					
<i>Juncus tenuis</i>					
<i>Lemna minor</i>					
<i>Myosurus minimus</i>					

	Wald	Acker	Grünland	Teich früh	Teich spät
<i>Nymphaea alba</i>					
<i>Peplis portula</i>					
<i>Persicaria maculosa</i>					
<i>Potamogeton natans</i>					
<i>Ranunculus peltatus</i> s. l.					
<i>Ranunculus rionii</i>					
<i>Rorippa palustris</i>					
<i>Rorippa sylvestris</i>					
<i>Spergularia rubra</i>					
<i>Agrostis stolonifera</i>					
<i>Alnus glutinosa</i>					
<i>Bidens cernua</i>					
<i>Bidens tripartita</i>					
<i>Carex acutiformis</i>					
<i>Carex elata</i>					
<i>Carex vesicaria</i>					
<i>Eleocharis acicularis</i>					
<i>Eleocharis ovata</i>					
<i>Epilobium tetragonum</i> s. str.					
<i>Humulus lupulus</i>					
<i>Iris pseudacorus</i>					
<i>Lycopus europaeus</i>					
<i>Lythrum salicaria</i>					
<i>Melilotus albus</i>					
<i>Myosotis laxa</i>					
<i>Myosotis scorpioides</i>					
<i>Papaver rhoeas</i>					
<i>Petasites albus</i>					
<i>Rumex aquaticus</i>					
<i>Salix cinerea</i> s. l.					
<i>Salix fragilis</i>					
<i>Salix rubens</i>					
<i>Salix smithiana</i>					
<i>Senecio inaequidens</i>					
<i>Setaria pumila</i>					
<i>Solanum dulcamara</i>					
<i>Sonchus asper</i>					
<i>Stellaria aquatica</i>					
<i>Typha latifolia</i>					

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: [Berichte der Naturforschende Gesellschaft der Oberlausitz](#)

Jahr/Year: 2024

Band/Volume: [32](#)

Autor(en)/Author(s): Vincze Anna, Ahlborn Julian, Ritz Christiane M., Wesche Karsten

Artikel/Article: [Pflanzendiversität und Blütenverfügbarkeit der Vegetation gesömmerter Teiche im Vergleich zu umliegenden Lebensraumtypen 67-84](#)