

# Swarmlab GmbH

Bericht zur Vegetationskartierung 2022 zum Thema  
**„Untersuchung der Pflanzengemeinschaft der Blühwiese auf dem  
Grundstück der Siemens Mobility GmbH“**



*Honigbienen auf der Blühwiese der Siemens Mobility GmbH im Mai 2022. Foto aufgenommen von Lina von Wedel.*

Ort der Kartierung: Siemens Mobility GmbH, Kiefholzstr. 44, 12435 Berlin  
Auftraggeber: Swarmlab GmbH, Reuterstr. 25, 12043 Berlin  
Autorin: Lina von Wedel  
Eingereicht am: 15.September 2022

# 1 Einleitung

---

Der stetige Rückgang von Bienenpopulationen in verschiedenen Teilen der Welt kann zu dem Verlust wichtiger Ökosystemfunktionen führen und die Bestäubungsleistung einschränken (Klein et al., 2007; Potts et al., 2016; Hallmann et al., 2017; Lippert et al., 2021). Zusätzlich macht die voranschreitende Urbanisierung es immer dringlicher, in Städten Zufluchtsorte und geeignete Nahrungsquellen nicht nur für Bienen, sondern auch für andere Bestäuber zu schaffen (Roulston & Goodell, 2011; Seto et al., 2012; Raven & Wagner, 2021; Vasiliev & Greenwood, 2021). Dies kann durch die Etablierung von Blühwiesen geleistet werden (Tonietto & Larkin, 2018; Drossart & Gérard, 2020).

Blühwiesen sind extensiv gepflegte Flächen, auf denen Blütenpflanzen wachsen, die Nahrung für bestäubende Insekten bieten. Oft werden sie in anthropogen beeinflussten Gebieten etabliert, um die Biodiversität auf verschiedenen trophischen Ebenen zu unterstützen (Haaland et al., 2011).

Durch die enge Verbindung zwischen Bestäubern und Blütenpflanzen kann anhand der Pflanzengemeinschaft der Blühwiese auf ihr Potenzial für Bestäuber geschlossen werden (Papanikolaou et al., 2017; Kaluza et al., 2018). Dafür wird über mehrere Monate oder Jahre hinweg Artenreichtum, Blütenmenge und Blütenvielfalt auf der Fläche erfasst.

Im folgenden Bericht werden die Vorgehensweise und die Ergebnisse einer solchen Vegetationskartierung auf der Blühwiese der Siemens Mobility GmbH in Berlin vorgestellt.

## 2 Methode

---

### 2.1 Untersuchungsgebiet

Gegenstand der Untersuchung ist eine etwa 690 m<sup>2</sup> große Fläche auf dem Grundstück der Siemens Mobility GmbH in der Kiefholzstraße 44, 12435 Berlin (52°29'12.824537"N, 13°27'17.115368"E). Diese Blühwiese wurde im Frühjahr 2020 durch die Aufbringung einer Saatgutmischung der Swarmlab GmbH etabliert. Diese Saatgutmischung enthält etwa 60 verschiedene Blütenpflanzen, darunter auch Gräser, die als Nahrungsquelle für Bestäuber dienen sollen.

Die Baum- und Strauchvegetation der Blühwiese beträgt schätzungsweise weniger als 5 %. Die Fläche wird nicht gewässert, gedüngt oder mit Herbiziden behandelt. Im Jahr 2022 fand die Mahd nur im September statt. Während des Untersuchungszeitraums wurde die Fläche nicht gemäht, um die Ergebnisse der Vegetationskartierung nicht zu beeinflussen. Es wurden nur gelegentlich unerwünschte Gräser, invasive Arten (i.e. *Conyza canadensis*) oder schnell wuchernde Arten (i.e. *Rumex acetosa*) händisch entfernt.

## 2.2 Vegetationskartierung

Die Kartierung fand in den Monaten April, Mai, Juni, Juli und August 2022 jeweils am letzten Tag des Monats ( $\pm$  fünf Tage) statt. Grundlage für die Erfassung bietet die Methode der Deutschen Wildtierstiftung, bei welcher sowohl Artenreichtum als auch Blütenmenge und -diversität erfasst werden. Es werden nur solche Pflanzen und Blüheinheiten erfasst, die zurzeit als Nahrungsquelle für Bestäuber zur Verfügung stehen. Verblühte oder vertrocknete Blüten werden nicht aufgenommen.

### 2.2.1 Erfassung des Artenreichtums

Um den Artenreichtum festzustellen, wurden alle Blütenpflanzen der Gesamtfläche auf Artniveau bestimmt. Die Bestimmung erfolgte durch den dichotomen Bestimmungsschlüssel des *Rothmalers* (Jäger, 2011). Es erfolgte eine doppelte Verifizierung durch die *Flora-Incognita* App, welche 2018 von der Technischen Universität Ilmenau entwickelt wurde (Mäder et al., 2021).

### 2.2.2 Erfassung der Blütenmenge und -diversität

Für die quantitative Erfassung des Nahrungsangebotes wurden drei randomisierte Untersuchungsquadrate à 2x2 m angelegt. Diese sind auf der gesamten Fläche verteilt und wurden



*Abbildung 1* Darstellung der Methode der Vegetationskartierung auf dem Grundstück der Siemens Mobility GmbH. Auf der Gesamtfläche (gelb) werden alle Pflanzenarten bestimmt. Die drei Untersuchungsquadrate (rot) dienen der quantitativen Erfassung der Blüten. Erstellt mit Google Earth.

quantitativen Analysen vernachlässigt.

Da größere Blüten oft auch höhere Mengen an Pollen und Nektar für Bestäuber zur Verfügung stellen (Harder & Cruzan, 1990; Witt et al., 2013; Hicks et al., 2016; Tavares et al., 2016) wurde die Anzahl der Einzelblüten pro Art im Anschluss mit einem kategorischen Größenfaktor multipliziert. Da größere Blüten mit einem höheren Faktor multipliziert wurden, erhöht sich ihr Anteil in den quantitativen Analysen, während der Wert von kleinen Blüten sinkt. Dazu wurden die Pflanzen entsprechend ihrer durchschnittlichen Blütengröße in verschiedene Größenkategorien eingeteilt. Die fünf

zufällig ausgewählt. Innerhalb der Quadrate wurde jeweils die Anzahl der Einzelblüten pro Art gezählt. Bei Pflanzen der Familien Asteraceae, Apiaceae, Rubiaceae und einigen Fabaceae wurde zunächst nur die gesamte Infloreszenz gezählt, welche später mit einem artspezifischen Faktor (durchschnittliche Anzahl der Einzelblüten pro Infloreszenz) multipliziert wurde. Blüten von Gräsern wurden bei den

Größenkategorien reichen von 0.5 über 1, 2, 5 und 10. Sie wurden den Pflanzen entsprechend ihrer durchschnittlichen Blütengröße zugeteilt.

Diese wurde wie folgt berechnet:

$$\text{Blütengröße} = \frac{\text{Corollabreite} * \text{Corollalänge}}{2}$$

*Tabelle 1* Liste der Größenfaktoren für die jeweilige Kategorie der Blütengröße.

Größenfaktor	Blütengröße	Beispielarten
<b>0.5</b>	0.1 – 0.5 cm	<i>Achillea millefolium</i> , <i>Bellis perennis</i> , <i>Centaurea stoebe</i>
<b>1</b>	0.6 – 1.5 cm	<i>Arabidopsis thaliana</i> , <i>Cerastium holostoides</i> , <i>Geranium molle</i>
<b>2</b>	1.6 – 3 cm	<i>Ficaria verna</i> , <i>Lotus corniculatus</i> , <i>Ranunculus repens</i>
<b>5</b>	3.1 – 7.5 cm	<i>Campanula rapunculoides</i> , <i>Consolida regalis</i> , <i>Verbascum densiflorum</i>
<b>10</b>	>7.5 cm	<i>Malva moschata</i> , <i>Narcissus pseudonarcissus</i> , <i>Papaver somniferum</i>

### **2.3 Datenanalyse und grafische Darstellung**

Alle grafischen Darstellungen wurden mithilfe des Programmes R (R Core Team, 2020) und des Software-Programmes RStudio Desktop (Version 1.4.1103 2009-2021) durchgeführt. Dafür wurden die Funktionen des „tidyverse“-Paketes verwendet (Wickham et al., 2019).

Die  $\alpha$ -Diversität auf den Untersuchungsquadraten wird durch den Shannon-Index  $H_s$  angegeben. Dieser berücksichtigt sowohl die Artenzahl als auch deren Abundanz auf den Quadraten.  $H_s$  wurde mithilfe des „vegan“-Paketes in R (Oksanen et al., 2020) mit folgender Formel berechnet:

$$H_s = - \sum_{i=1}^s p_i \ln p_i$$

Dabei gibt  $s$  die Artenzahl und  $p_i$  die relative Abundanz einer gegebenen  $i$ -ten Art an (Nentwig et al., 2011). In diesem Bericht wurde  $p_i$  nicht wie üblich anhand des Bedeckungsgrades der jeweiligen Pflanzenart (Spellerberg & Fedor, 2003), sondern durch die relative Anzahl der Einzelblüten der Art bezogen auf die Gesamtblütenzahl des Untersuchungsquadrates berechnet.

## 3 Ergebnisse

### 3.1 Beschreibung der Pflanzengemeinschaft

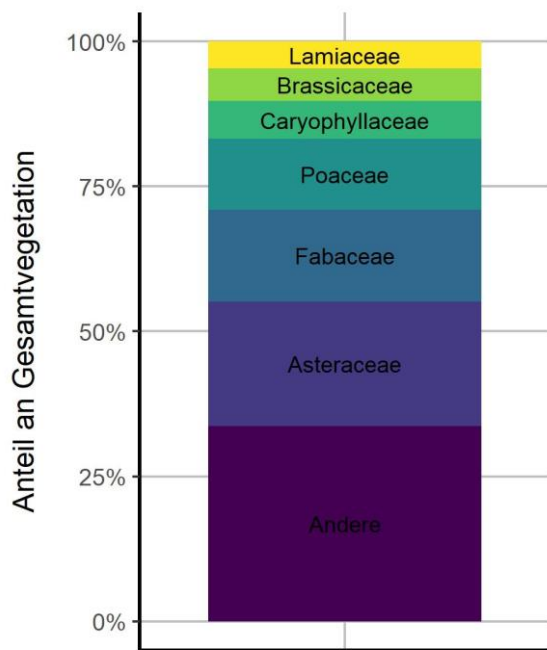


Abbildung 2 Prozentualer Anteil der am häufigsten aufgenommenen Pflanzenfamilien an der Gesamtvegetation über den gesamten Untersuchungszeitraum hinweg.

Während der vier Vegetationskartierungen wurden insgesamt 106 Pflanzenarten aus 24 verschiedenen Pflanzenfamilien aufgenommen. Dabei machten Asteraceae (Korbblütler), Fabaceae (Hülsenfrüchtler) und Poaceae (Süßgräser) den größten Anteil aus (siehe Abb. 2). Die Arten *Rosa spinosissima* (Bibernell-Rose), *Malva pusilla* (Kleinblütige Malve), *Nepeta cataria* (Echte Katzenminze), *Scabiosa ochroleuca* (Gelbe Skabiose), *Seseli libanotis* (Berg-Heilwurz) und *Petrorhagia saxifraga* (Steinbrech-Felsennelke) werden in der Roten-Liste in Kategorie 3 eingestuft. Damit gelten sechs der 106 aufgenommenen Pflanzenarten in ihrem Bestand als gefährdet.

### 3.2 Artenreichtum der Gesamtfläche und Zielarten

Die Gesamtartenzahl steigt von 33 Arten im April auf mehr als 50 Arten im Mai und bleibt auch im weiteren Verlauf des Sommers hoch. Erst im August ist ein leichter Abfall der Artenzahl auf 46 zu erkennen. Die Anzahl der Gräser liegt im April bei etwas mehr als 20 % und sinkt fortlaufend ab. Im Juni beträgt der Grasanteil nur noch 7 %. Im Juli und August sind keine Gräser mehr als Nahrungsquelle vorhanden (siehe Abb. 3).

Der Anteil der tatsächlich gewachsenen „Zielarten“ aus der Saatgutmischung an der Gesamtvegetation nimmt jeden Monat zu (siehe Abb. 4). Während der Anteil der Zielarten im April nur etwa 24 % der Vegetation ausmacht, steigt er am Ende der Vegetationsperiode im Juli und August auf etwa 60 %. Die restliche Vegetation ist spontan gewachsen.

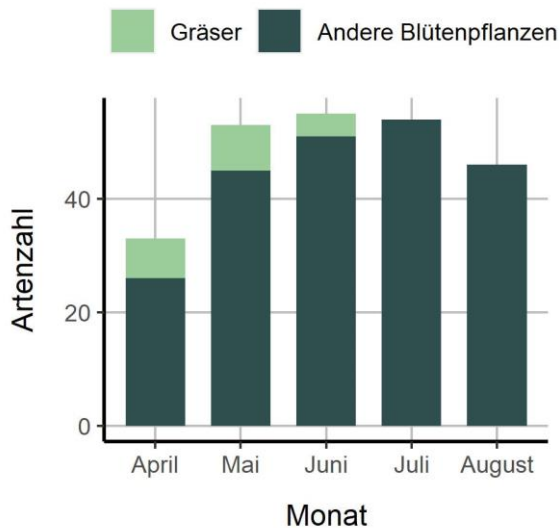


Abbildung 3 Artenreichtum der Fläche pro Monat mit Unterscheidung zwischen Gräsern und anderen Blütenpflanzen.

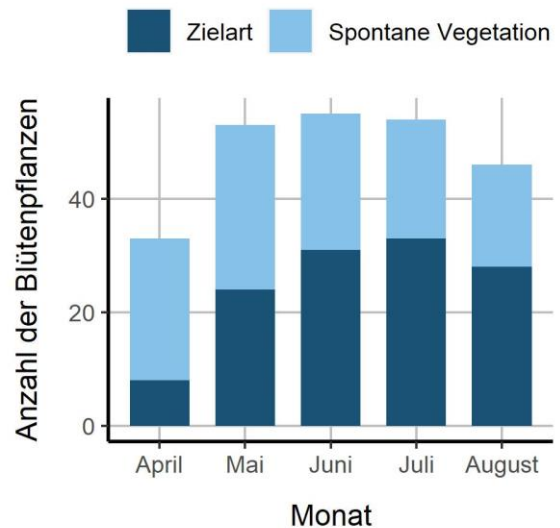


Abbildung 4 Artenreichtum der Fläche pro Monat mit Unterscheidung zwischen gesäter Vegetation (Zielarten) und spontaner Vegetation.

### 3.3 Blütenmenge und -diversität

Die durchschnittliche Blütenanzahl auf 4 m<sup>2</sup> ist im Monat April noch gering (106 Einzelblüten), steigt jedoch bereits im Mai stark an (16.332 Einzelblüten). Danach fällt die Blütenzahl wieder auf unter 1500 Einzelblüten ab (Juni und August). Nur im Juli erhöht sie sich noch einmal auf über 4000 Blüten.

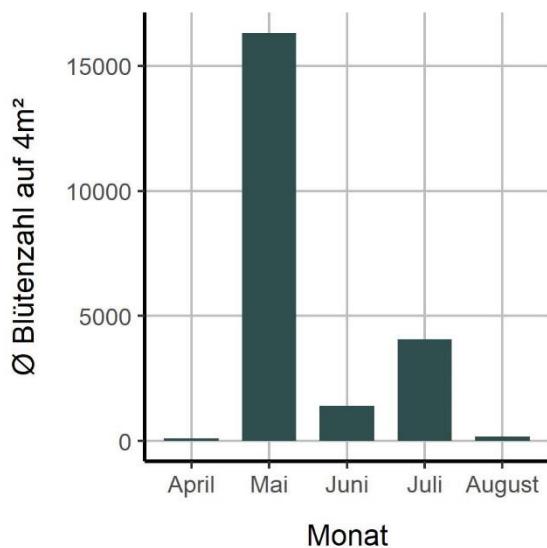


Abbildung 5 Durchschnittliche Anzahl der Einzelblüten auf 4 m<sup>2</sup> im jeweiligen Monat

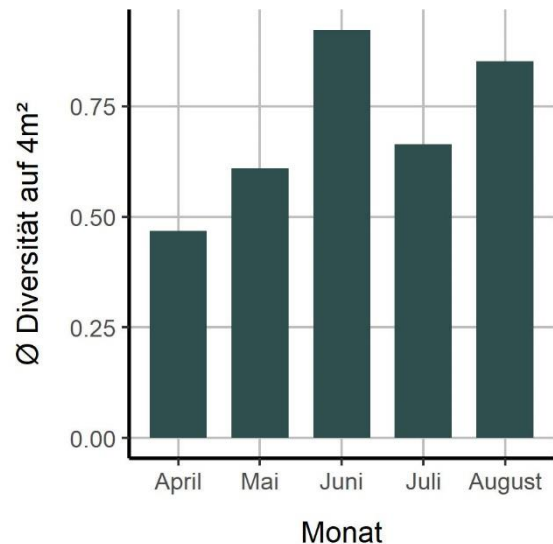
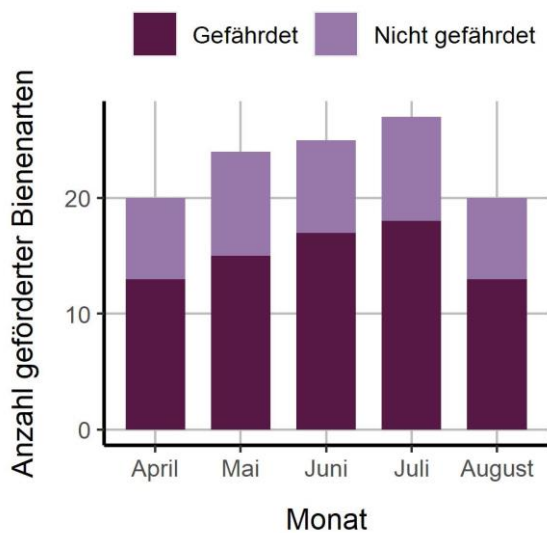


Abbildung 6 Durchschnittliche  $\alpha$ -Diversität (Shannon-Index) der Blüten auf 4 m<sup>2</sup> im jeweiligen Monat.

Auch die Blütendiversität ist im April geringer als in den anderen Monaten und steigt im Mai leicht an (siehe Abb. 6). Im Juni sind die Untersuchungsquadrate am diversesten. Sie haben einen durchschnittlichen Shannon-Index von 0.92; dies entspricht fast dem Maximalwert von eins. Nach einem leichten Diversitätsverlust im Juli steigt diese im August wieder an.

### **3.4 Potenziell geförderte Bienenarten.**



*Abbildung 7 Anzahl geförderter oligolektischer Bienenarten pro Monat. Nur in Berlin vorkommende und nicht ausgestorbene Arten berücksichtigt.*

In Nordeuropa sind vor allem oligolektische Bienenarten, d.h. solche, die nur an bestimmten Pflanzenfamilien Nahrung suchen, in ihrem Bestand bedroht (Biesmeijer et al., 2006; Kleijn & Raemakers, 2008). Die untersuchte Fläche unterstützt insgesamt 27 der etwa 50 in Berlin vorkommenden oligolektischen Arten, i.e. etwa 60% (siehe Abb. 2). Davon gelten zwei Drittel in ihrem Bestand als gefährdet oder befinden sich bereits auf der Vorwarnstufe der Roten Liste (Saure, 2005). Die Anzahl der unterstützten Bienenarten reicht von 20 Arten (April und August) bis 27 Arten (Juli). Der Verlauf gleicht stark dem des Artenreichtums (siehe Abb. 3).

## **4 Diskussion**

### **4.1 Pflanzengemeinschaft**

Die Pflanzengemeinschaft auf der Blühwiese besteht zu großen Anteilen aus Asteraceae und Fabaceae. Nach Nichols et al. (2019) und Warzecha et al. (2018) sind u.a. Asteraceae besonders attraktiv für eine Vielzahl von Wildbienen. Andere Autor\*innen betonen die Bedeutung von Fabaceae als wichtige Pollenquelle insbesondere für Hummeln (Goulson et al., 2005; Wood et al., 2021).

Einige der aufgenommenen Pflanzen sind in ihrem Bestand gefährdet. Dies bestätigt die Befunde von Jacot et al. (2006) und Sehrt et al. (2020), die zeigen, dass Blühwiesen die Pflanzendiversität fördern und seltene bzw. gefährdete Pflanzenarten in semi-natürliche Habitats einführen können.

### **4.2 Artenreichtum**

Es wurde zu jedem Zeitpunkt eine hohe Anzahl verschiedener Pflanzenarten auf der Blühwiese erfasst. Nach Di Giulio et al. (2001) und Sehrt et al. (2020) liegt die gesteigerte Artenvielfalt auf Blühwiesen

vor allem an der reduzierten Mahd. Im Gegensatz zu intensiv gepflegten Flächen, welche teilweise jede Woche gemäht werden und somit meist kaum eine nennenswerte Anzahl von Blüten beherbergen, ist diese auf Blühwiesen auf ein bis zwei Mahdeinsätze reduziert. Dadurch wird sowohl die direkte Schädigung der Fauna und Flora, sowie die Zerstörung von Nahrungsressourcen und Habitatstrukturen vermieden (Socher et al., 2012; Heuss et al., 2019; Audet et al., 2021). Ein vollständiger Verzicht auf Mahdeinsätze über Jahre hinweg führt allerdings zu einem verringerten Artenreichtum (Valkó et al., 2012). Eine Mahd zum richtigen Zeitpunkt kann den Erfolg von Blühwiesen bezüglich Pflanzen- und Bestäuberdiversität positiv beeinflussen (Humbert et al., 2012). Die Fläche wurde dieses Jahr nur im September gemäht, um die Daten der Vegetationskartierungen nicht durch eine Mahd zu beeinflussen. Da Blütenpflanzen unterschiedliche Blühperioden haben, kann eine Mahd im frühen Sommer jedoch den spät blühenden Arten das Wachstum erleichtern und somit die Futtermöglichkeiten für Bestäuber in die späte Saison verlängern (Johansen et al., 2019). Um ein konsistentes Futterangebot zu schaffen und der Fauna die Möglichkeit zu geben, in angrenzende Arealen zu flüchten, bietet sich dafür eine Staffelmahd mit rotierendem Schema an (Noordijk et al., 2009; Meyer et al., 2017; Wintergerst et al., 2021). Auch die geringere Artenzahl im April weist darauf hin, dass die Blühperiode vieler gesäeter Pflanzen erst ab Mai beginnt. Dieses verringerte Nahrungsangebot könnte durch Büsche der Gattung *Salix*, *Prunus* oder *Crataegus*, sowie frühblühende Zwiebelpflanzen aufgebessert werden (Westrich, 2018).

Der Anteil der Spontanvegetation an der Gesamtvegetation variiert zwischen 40 und 80 % und ist somit teilweise höher als der Anteil der gesäten Arten. Da aber auch urbane Spontanvegetation wertvolle Nahrungsquellen für Bestäuber bietet, bedeutet das keinen Wertverlust der Blühwiese (Robinson & Lundholm, 2012; Betz, 2014). Da das Potential von Blühwiesen mit 100 % Spontanvegetation allerdings ohne genauere Voruntersuchungen nicht vorhersehbar ist und die Pflanzengemeinschaft je nach Standort stark variieren kann (De Cauwer et al., 2005; Cervelli et al., 2013; Fitch et al., 2019), kann es durchaus gewinnbringend und zeiteffizienter sein, spezielle Saatgutmischungen für Bestäuber aufzubringen.

Um die Entwicklung der Pflanzengemeinschaft genauer verfolgen und analysieren zu können, sollten die Vegetationskartierungen über mehrere Jahre hinweg durchgeführt werden.

### **4.3 Blütenanzahl und -diversität**

Die Einzelblütenzahl im Mai ist auffallend hoch, während sich die  $\alpha$ -Diversität im Mai nicht von den Werten der anderen Monate abhebt (siehe Abb. 5 und 6). Das zeigt, dass die vielen Einzelblüten vorwiegend von einer bzw. einigen wenigen dominierenden Arten stammen, während andere Arten nur einen Bruchteil der Blütenanzahl ausmachen. In diesem Falle stammen die vielen Blüten von *Leucanthemum vulgare* (Magerwiesen-Margerite) und *Achillea millefolium* (Gewöhnliche Schafgarbe), die als Asteraceae in einem Blütenstand bereits etwa 320 (*L. vulgare*) bzw. 500 (*A. millefolium*) kleine



Einzelblüten bergen und somit den Wert der Einzelblüten in die Höhe treiben. Wie zuvor erwähnt, sind Asteraceae besonders wertvoll für Wildbienen. An *L. vulgare* sammeln 21 und an *A. millefolium* sammeln 28 verschiedene Wildbienenarten ihren Pollen (Wildbienenwelt, 2022).

Die geringe Blütenzahl in den anderen Monaten könnte auf die Trockenheit und die hohen Temperaturen zurückzuführen sein, die in diesem Sommer für großflächige Austrocknungen und Trockenstress bei Pflanzen führten. In Deutschland fielen etwa 40 % weniger Niederschlag als im Durchschnitt der Referenzperiode (1961 bis 1990). Die Sonnenstunden waren deutlich erhöht und die Durchschnittstemperatur war um 2.9 °C höher im Vergleich zur Referenzperiode. Dabei war Berlin eine der wärmsten Regionen Deutschlands (Deutscher Wetterdienst, 2022). Eine Bewässerung der Blühwiese könnte das Blütenangebot deutlich verbessern und das vorhandene Potential, welches an dem hohen Artenreichtum ersichtlich ist, weiter ausschöpfen (Wenninger & Inouye, 2008; MacIvor et al., 2013).

Die in der Datenanalyse verwendeten Größenfaktoren fungieren zudem nur als Annäherung an die tatsächliche Nahrungsverfügbarkeit für Bestäuber. Mit mehr Daten zu Pollen- und Nektarmengen für jede Pflanzenart könnten genauere Berechnungen durchgeführt werden.

#### **4.4 Potentiell geförderte Bienenarten**

Die Flächen unterstützen durch ihr Futterangebot etwa die Hälfte der oligolektischen Bienenarten Berlins. Jedoch muss beachtet werden, dass Bienen nicht nur Nektar und Pollen benötigen, sondern auch auf Nistplätze oder Materialien für den Bau von Unterschlüpfen angewiesen sind (Potts et al., 2005; Steffan-Dewenter & Schiele, 2008). Dennoch bekommen Nistplätze im Bienenschutz weniger Beachtung als florale Ressourcen (Winfree, 2010). Schutzmaßnahmen sollten also die Wiederherstellung von Nistplätzen, z.B. durch Nistkästen oder freie Bodenflächen, beinhalten (Fortel et al., 2016).

Städte haben zwar ein großes Potential, diverse Bestäubergruppen zu fördern (Daniels et al., 2020), jedoch muss beachtet werden, dass ein Teil der Wildbienen und anderer Bestäuber nicht in Städten existiert. Viele Arten haben so besondere ökologische Anforderungen, dass sie selbst mit optimalem Nahrungsangebot nicht in Städten überleben können (Westrich, 2018). Deshalb müssen auch degradierte Habitate außerhalb der Stadt wiederhergestellt werden.

## **5 Fazit**

---

Die etablierte Blühwiese auf dem Grundstück der Siemens Mobility GmbH beherbergt viele verschiedene Pflanzenarten, die durch ihr diverses Blühspektrum einer Vielzahl von Bestäubern Nahrung bieten können. Im Gegensatz zu intensiv gepflegten Grünflächen, die meist nur eine begrenzte

Zahl an Blütenpflanzen beherbergen, erweist sich diese Blühwiese als geeignete Maßnahme für die Förderung urbaner Biodiversität.

## **Literaturverzeichnis**

---

- Audet, T., Romero, N., & Richards, M. (2021). Negative effects of early spring mowing on a bee community: a case study in the Niagara Region. *The Journal of the Entomological Society of Ontario*, 152, 39-55.
- Betz, O. (2014). Auswirkungen verschiedener Mahdkonzepte auf die Heuschreckenfauna städtischer Grünflächen. Untersuchungen auf Grünflächen in Tübingen. *Naturschutz und Landschaftsplanung*, 46, 241-246.
- Biesmeijer, J. C., Roberts, S. P., Reemer, M., Ohlemüller, R., Edwards, M., Peeters, T., Schaffers, A. P., Potts, S. G., Kleukers, R., Thomas, C. D., Settele, J., & Kunin, W. E. (2006). Parallel declines in pollinators and insect-pollinated plants in Britain and the Netherlands. *Science*, 313(5785), 351-354. <https://doi.org/https://doi.org/10.1126/science.1127863>
- Cervelli, E. W., Lundholm, J. T., & Du, X. (2013). Spontaneous urban vegetation and habitat heterogeneity in Xi'an, China. *Landscape and Urban Planning*, 120, 25-33. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2013.08.001>
- Daniels, B., Jedamski, J., Ottermanns, R., & Ross-Nickoll, M. (2020). A “plan bee” for cities: Pollinator diversity and plant-pollinator interactions in urban green spaces. *PLOS ONE*, 15(7), e0235492. <https://doi.org/https://doi.org/10.1371/journal.pone.0235492>
- De Cauwer, B., Reheul, D., D’hooghe, K., Nijs, I., & Milbau, A. (2005). Evolution of the vegetation of mown field margins over their first 3 years. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 109(1), 87-96. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.agee.2005.02.012>
- Deutscher Wetterdienst. (2022, 30.08.2022). *Deutschlandwetter im Sommer 2022* [https://www.dwd.de/DE/presse/pressemittelungen/DE/2022/20220830\\_deutschlandwetter\\_sommer2022\\_news.html](https://www.dwd.de/DE/presse/pressemittelungen/DE/2022/20220830_deutschlandwetter_sommer2022_news.html)
- Di Giulio, M., Edwards, P. J., & Meister, E. (2001). Enhancing Insect Diversity in Agricultural Grasslands: The Roles of Management and Landscape Structure. *Journal of Applied Ecology*, 38(2), 310-319. <http://www.jstor.org/stable/2655800>
- Drossart, M., & Gérard, M. (2020). Beyond the Decline of Wild Bees: Optimizing Conservation Measures and Bringing Together the Actors. *Insects*, 11(9), 649. <https://www.mdpi.com/2075-4450/11/9/649>
- Fitch, G., Wilson, C. J., Glaum, P., Vaidya, C., Simao, M.-C., & Jamieson, M. A. (2019). Does urbanization favour exotic bee species? Implications for the conservation of native bees in cities. *Biology Letters*, 15(12), 20190574. <https://doi.org/https://doi.org/10.1098/rsbl.2019.0574>
- Fortel, L., Henry, M., Guilbaud, L., Mouret, H., & Vaissière, B. E. (2016). Use of human-made nesting structures by wild bees in an urban environment. *Journal of Insect Conservation*, 20(2), 239-253. <https://doi.org/https://doi.org/10.1007/s10841-016-9857-y>
- Goulson, D., Hanley, M. E., Darvill, B., Ellis, J. S., & Knight, M. E. (2005). Causes of rarity in bumblebees. *Biological Conservation*, 122(1), 1-8. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.biocon.2004.06.017>

- Haaland, C., Naisbit, R. E., & Bersier, L.-F. (2011). Sown wildflower strips for insect conservation: a review. *Insect Conservation and Diversity*, 4(1), 60-80. <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/j.1752-4598.2010.00098.x>
- Hallmann, C. A., Sorg, M., Jongejans, E., Siepel, H., Hofland, N., Schwan, H., Stenmans, W., Müller, A., Sumser, H., Hörren, T., Goulson, D., & de Kroon, H. (2017). More than 75 percent decline over 27 years in total flying insect biomass in protected areas. *PLOS ONE*, 12(10). <https://doi.org/https://doi.org/10.1371/journal.pone.0185809>
- Harder, L. D., & Cruzan, M. B. (1990). An Evaluation of the Physiological and Evolutionary Influences of Inflorescence Size and Flower Depth on Nectar Production. *Functional Ecology*, 4(4), 559-572. <https://doi.org/https://doi.org/10.2307/2389323>
- Heuss, L., Grevé, M. E., Schäfer, D., Busch, V., & Feldhaar, H. (2019). Direct and indirect effects of land-use intensification on ant communities in temperate grasslands. *Ecology and Evolution*, 9(7), 4013-4024. <https://doi.org/https://doi.org/10.1002/ece3.5030>
- Hicks, D. M., Ouvrard, P., Baldock, K. C. R., Baude, M., Goddard, M. A., Kunin, W. E., Mitschunas, N., Memmott, J., Morse, H., Nikolitsi, M., Osgathorpe, L. M., Potts, S. G., Robertson, K. M., Scott, A. V., Sinclair, F., Westbury, D. B., & Stone, G. N. (2016). Food for Pollinators: Quantifying the Nectar and Pollen Resources of Urban Flower Meadows. *PLOS ONE*, 11(6). <https://doi.org/https://doi.org/10.1371/journal.pone.0158117>
- Humbert, J.-Y., Pellet, J., Buri, P., & Arlettaz, R. (2012). Does delaying the first mowing date benefit biodiversity in meadowland? *Environmental Evidence*, 1(1), 9. <https://doi.org/https://doi.org/10.1186/2047-2382-1-9>
- Jacot, K., Eggenschwiler, L., Junge, X., Luka, H., & Bosshard, A. (2006). Improved field margins for a higher biodiversity in agricultural landscapes. *Aspects of Applied Biology*, 81, 277.
- Jäger, E. E. (2011). *Rothmaler Exkursionsflora von Deutschland. Gefäßpflanzen: Grundband*. (Vol. 20). Spektrum Akademischer Verlag.
- Johansen, L., Westin, A., Wehn, S., Iuga, A., Ivascu, C. M., Kallioniemi, E., & Lennartsson, T. (2019). Traditional semi-natural grassland management with heterogeneous mowing times enhances flower resources for pollinators in agricultural landscapes. *Global Ecology and Conservation*, 18, e00619. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.gecco.2019.e00619>
- Kaluza, B. F., Wallace, H. M., Heard, T. A., Minden, V., Klein, A., & Leonhardt, S. D. (2018). Social bees are fitter in more biodiverse environments. *Scientific Reports*, 8(1), 12353. <https://doi.org/https://doi.org/10.1038/s41598-018-30126-0>
- Kleijn, D., & Raemakers, I. (2008). A RETROSPECTIVE ANALYSIS OF POLLEN HOST PLANT USE BY STABLE AND DECLINING BUMBLE BEE SPECIES. *Ecology*, 89(7), 1811-1823. <https://doi.org/https://doi.org/10.1890/07-1275.1>
- Klein, A.-M., Vaissière, B. E., Cane, J. H., Steffan-Dewenter, I., Cunningham, S. A., Kremen, C., & Tscharntke, T. (2007). Importance of pollinators in changing landscapes for world crops. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 274(1608), 303-313. <https://doi.org/https://doi.org/10.1098/rspb.2006.3721>
- Lippert, C., Feuerbacher, A., & Narjes, M. (2021). Revisiting the economic valuation of agricultural losses due to large-scale changes in pollinator populations. *Ecological Economics*, 180, 106860. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2020.106860>

- MacIvor, J. S., Margolis, L., Puncher, C. L., & Carver Matthews, B. J. (2013). Decoupling factors affecting plant diversity and cover on extensive green roofs. *Journal of Environmental Management*, 130, 297-305. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2013.09.014>
- Mäder, P., Boho, D., Rzanny, M., Seeland, M., Wittich, H. C., Deggelmann, A., & Wäldchen, J. (2021). The Flora Incognita app – Interactive plant species identification. *Methods in Ecology and Evolution*, 12(7), 1335-1342. <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/2041-210X.13611>
- Meyer, S., Unternährer, D., Arlettaz, R., Humbert, J.-Y., & Menz, M. H. M. (2017). Promoting diverse communities of wild bees and hoverflies requires a landscape approach to managing meadows. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 239, 376-384. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.agee.2017.01.037>
- Nentwig, W., Bacher, S., & Brandl, R. (2011). *Ökologie kompakt* (Vol. 4). Springer.
- Nichols, R. N., Goulson, D., & Holland, J. M. (2019). The best wildflowers for wild bees. *Journal of Insect Conservation*, 23(5), 819-830. <https://doi.org/https://doi.org/10.1007/s10841-019-00180-8>
- Noordijk, J., Delille, K., Schaffers, A. P., & Sýkora, K. V. (2009). Optimizing grassland management for flower-visiting insects in roadside verges. *Biological Conservation*, 142(10), 2097-2103. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.biocon.2009.04.009>
- Oksanen, J., Blanchet, F., Friendly, M., Kindt, R., Legendre, P., McGlinn, D., Minchin, P., O'Hara, R., Simpson, G., Solymos, P., Stevens, M., Szoecs, E., & Wagner, H. (2020). *vegan: Community Ecology Package. R package version 2.5-7*. In <https://CRAN.R-project.org/package=vegan>
- Papanikolaou, A. D., Kühn, I., Frenzel, M., Kuhlmann, M., Poschlod, P., Potts, S. G., Roberts, S. P. M., & Schweiger, O. (2017). Wild bee and floral diversity co-vary in response to the direct and indirect impacts of land use. *Ecosphere*, 8(11), e02008. <https://doi.org/https://doi.org/10.1002/ecs2.2008>
- Potts, S. G., Ngo, H. T., Biesmeijer, J. C., Breeze, T. D., Dicks, L. V., Garibaldi, L. A., Hill, R., Settele, J., & Vanbergen, A. (2016). *The assessment report of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services on pollinators, pollination and food production*. NERC. <http://nora.nerc.ac.uk/id/eprint/519227/>
- Potts, S. G., Vulliamy, B., Roberts, S., O'Toole, C., Dafni, A., Ne'eman, G., & Willmer, P. (2005). Role of nesting resources in organising diverse bee communities in a Mediterranean landscape. *Ecological Entomology*, 30(1), 78-85. <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/j.0307-6946.2005.00662.x>
- R Core Team. (2020). *R: A language and environment for statistical computing*. In R Foundation for Statistical Computing. <https://www.R-project.org/>
- Raven, P. H., & Wagner, D. L. (2021). Agricultural intensification and climate change are rapidly decreasing insect biodiversity. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 118(2), e2002548117. <https://doi.org/https://doi.org/10.1073/pnas.2002548117>
- Robinson, S. L., & Lundholm, J. T. (2012). Ecosystem services provided by urban spontaneous vegetation. *Urban Ecosystems*, 15(3), 545-557. <https://doi.org/https://doi.org/10.1007/s11252-012-0225-8>
- Roulston, T. a. H., & Goodell, K. (2011). The Role of Resources and Risks in Regulating Wild Bee Populations. *Annual Review of Entomology*, 56(1), 293-312. <https://doi.org/https://doi.org/10.1146/annurev-ento-120709-144802>

- Saure, C. (2005). Rote Liste und Gesamtartenliste der Bienen und Wespen (Hymenoptera part.) von Berlin mit Angaben zu den Ameisen. *Der Landesbeauftragte für Naturschutz und Landschaftspflege/Senatsverwaltung für Stadtentwicklung (Hrsg.): Rote Listen der gefährdeten Pflanzen und Tiere von Berlin.*
- Sehrt, M., Bossdorf, O., Freitag, M., & Bucharova, A. (2020). Less is more! Rapid increase in plant species richness after reduced mowing in urban grasslands. *Basic and Applied Ecology*, 42, 47-53. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.baae.2019.10.008>
- Seto, K. C., Güneralp, B., & Hutyra, L. R. (2012). Global forecasts of urban expansion to 2030 and direct impacts on biodiversity and carbon pools. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 109(40), 16083-16088. <https://doi.org/https://doi.org/10.1073/pnas.1211658109>
- Socher, S. A., Prati, D., Boch, S., Müller, J., Klaus, V. H., Hölzel, N., & Fischer, M. (2012). Direct and productivity-mediated indirect effects of fertilization, mowing and grazing on grassland species richness. *Journal of Ecology*, 100(6), 1391-1399. <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/j.1365-2745.2012.02020.x>
- Spellerberg, I., & Fedor, P. (2003). A tribute to Claude Shannon (1916-2001) and a plea for more rigorous use of species richness, species diversity and the 'Shannon-Wiener' Index. *Global Ecology and Biogeography*, 12(3), 177-179. <https://doi.org/https://doi.org/10.1046/j.1466-822X.2003.00015.x>
- Steffan-Dewenter, I., & Schiele, S. (2008). DO RESOURCES OR NATURAL ENEMIES DRIVE BEE POPULATION DYNAMICS IN FRAGMENTED HABITATS. *Ecology*, 89(5), 1375-1387. <https://doi.org/https://doi.org/10.1890/06-1323.1>
- Tavares, D. C., Freitas, L., & Gaglianone, M. C. (2016). Nectar volume is positively correlated with flower size in hummingbird-visited flowers in the Brazilian Atlantic Forest. *Journal of Tropical Ecology*, 32(4), 335-339. <https://doi.org/https://doi.org/10.1017/S0266467416000250>
- Tonietto, R. K., & Larkin, D. J. (2018). Habitat restoration benefits wild bees: A meta-analysis. *Journal of Applied Ecology*, 55(2), 582-590. <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/1365-2664.13012>
- Valkó, O., Török, P., Matus, G., & Tóthmérész, B. (2012). Is regular mowing the most appropriate and cost-effective management maintaining diversity and biomass of target forbs in mountain hay meadows? *Flora - Morphology, Distribution, Functional Ecology of Plants*, 207(4), 303-309. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.flora.2012.02.003>
- Vasiliev, D., & Greenwood, S. (2021). The role of climate change in pollinator decline across the Northern Hemisphere is underestimated. *Science of The Total Environment*, 775, 145788. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.145788>
- Warzecha, D., Diekötter, T., Wolters, V., & Jauker, F. (2018). Attractiveness of wildflower mixtures for wild bees and hoverflies depends on some key plant species. *Insect Conservation and Diversity*, 11(1), 32-41. <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/icad.12264>
- Wenninger, E. J., & Inouye, R. S. (2008). Insect community response to plant diversity and productivity in a sagebrush-steppe ecosystem. *Journal of Arid Environments*, 72(1), 24-33. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2007.04.005>
- Westrich, P. (2018). *Die Wildbienen Deutschlands*. Ulmer.
- Wickham, H., Averick, M., Bryan, J., Chang, W., McGowan, L. D. A., François, R., Grolemond, G., Hayes, A., Henry, L., Hester, J., Kuhn, M., Pedersen, T. L., Miller, E., Bache, S. M., Müller, K., Ooms, J., Robinson, D., Seidel, D. P., Spinu, V., . . . Yutani, H. (2019). Welcome to the

- Wildbienenwelt. (2022). *Wildbienen im Garten*. Verlag Eugen Ulmer. Retrieved 14.09. from <https://www.wildbienenwelt.de/Wildbienen-im-Garten/Wildbienenpflanzen-Finder/>
- Winfree, R. (2010). The conservation and restoration of wild bees. *Annals of the New York Academy of Sciences*, 1195, 169-197. <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/j.1749-6632.2010.05449.x>
- Wintergerst, J., Kästner, T., Bartel, M., Schmidt, C., & Nuss, M. (2021). Partial mowing of urban lawns supports higher abundances and diversities of insects. *Journal of Insect Conservation*, 25(5), 797-808. <https://doi.org/https://doi.org/10.1007/s10841-021-00331-w>
- Witt, T., Jürgens, A., & Gottsberger, G. (2013). Nectar sugar composition of European Caryophylloideae (Caryophyllaceae) in relation to flower length, pollination biology and phylogeny. *Journal of Evolutionary Biology*, 26(10), 2244-2259. <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/jeb.12224>
- Wood, T. J., Ghisbain, G., Rasmont, P., Kleijn, D., Raemakers, I., Praz, C., Killewald, M., Gibbs, J., Bobiwash, K., Boustani, M., Martinet, B., & Michez, D. (2021). Global patterns in bumble bee pollen collection show phylogenetic conservation of diet. *Journal of Animal Ecology*, 90(10), 2421-2430. <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/1365-2656.13553>

## Anhang

### Gesamtliste der erfassten Arten

Art	deutscher Artnamen	Pflanzenfamilie	Zielart
<i>Achillea millefolium</i>	Gewöhnliche Schafgarbe	Asteraceae	Zielart
<i>Agrostis capillaris</i>	Rotes Straußgras	Poaceae	Zielart
<i>Anchusa officinalis</i>	Gewöhnliche Ochsenzunge	Boraginaceae	Zielart
<i>Anthoxanthum odoratum</i>	Gewöhnliches Ruchgras	Poaceae	Zielart
<i>Anthemis tinctoria</i>	Färber-Hundskamille	Asteraceae	Zielart
<i>Anthyllis vulneraria</i>	Wundklee	Fabaceae	Spontane Vegetation
<i>Arabidopsis arenosa</i>	Sand-Schmalwand	Brassicaceae	Spontane Vegetation
<i>Artemisia vulgaris</i>	Gemeiner Beifuß	Asteraceae	Spontane Vegetation
<i>Barbarea vulgaris</i>	Gewöhnliches Barbarakraut	Brassicaceae	Zielart
<i>Bellis perennis</i>	Gänseblümchen	Asteraceae	Spontane Vegetation
<i>Berteroa incana</i>	Gewöhnliche Graukresse	Brassicaceae	Spontane Vegetation
<i>Bromus hordeaceus</i>	Weiche Tresse	Poaceae	Spontane Vegetation
<i>Bromus tectorum</i>	Dach-Tresse	Poaceae	Spontane Vegetation
<i>Buddleja davidii</i>	Gewöhnlicher Sommerflieder	Scrophulariaceae	Spontane Vegetation
<i>Bupthalmum salicifolium</i>	Weidenblatt-Rindsauge	Asteraceae	Zielart
<i>Campanula rotundifolia</i>	Rundblättrige Glockenblume	Campanulaceae	Zielart
<i>Centaurea cyanus</i>	Kornblume	Asteraceae	Zielart
<i>Centaurea jacea</i>	Wiesen-Flockenblume	Asteraceae	Zielart
<i>Centaurea scabiosa</i>	Skabiosen-Flockenblume	Asteraceae	Zielart
<i>Centaurea stoebe</i>	Rispen-Flockenblume	Asteraceae	Zielart
<i>Cerastium fontanum</i>	Quellen-Hornkraut	Asteraceae	Spontane Vegetation
<i>Chondrilla juncea</i>	Großer Knorpellattich	Asteraceae	Spontane Vegetation

<i>Cichorium intybus</i>	Gewöhnliche Wegwarte	Asteraceae	Zielart
<i>Cirsium arvense</i>	Ackerdistel	Asteraceae	Spontane Vegetation
<i>Clinopodium vulgare</i>	Gemeiner Wirbeldost	Lamiaceae	Zielart
<i>Colutea arborescens</i>	Gewöhnlicher Blasenstrauch	Fabaceae	Spontane Vegetation
<i>Convolvulus arvensis</i>	Ackerwinde	Convolvulaceae	Spontane Vegetation
<i>Conyza annuus</i>	Einjähriges Berufkraut	Asteraceae	Spontane Vegetation
<i>Conyza canadensis</i>	Kanadisches Berufkraut	Asteraceae	Spontane Vegetation
<i>Crepis capillaris</i>	Kleinköpfiger Pippau	Asteraceae	Spontane Vegetation
<i>Cynosurus cristatus</i>	Weide-Kammgras	Poaceae	Zielart
<i>Dactylis glomerata</i>	Gewöhnliches Knäuelgras	Poaceae	Spontane Vegetation
<i>Daucus carota</i>	Wilde Möhre	Apiaceae	Zielart
<i>Dianthus carthusianorum</i>	Karthäuser Nelke	Caryophyllaceae	Zielart
<i>Dianthus deltoides</i>	Heidenelke	Caryophyllaceae	Zielart
<i>Diplotaxis tenuifolia</i>	Schmalblättriger Doppelsame	Brassicaceae	Spontane Vegetation
<i>Echium vulgare</i>	Gewöhnlicher Natternkopf	Boraginaceae	Zielart
<i>Erodium cicutarium</i>	Gewöhnlicher Reiherschnabel	Geraniaceae	Spontane Vegetation
<i>Festuca brevipila</i>	Raublättriger Schwingel	Poaceae	Zielart
<i>Festuca ovina</i>	Echter Schaf-Schwingel	Poaceae	Zielart
<i>Galium mollugo</i>	Wiesenlabkraut	Rubiaceae	Spontane Vegetation
<i>Galium verum</i>	Echtes Labkraut	Rubiaceae	Zielart
<i>Geranium molle</i>	Weicher Storchschnabel	Geraniaceae	Spontane Vegetation
<i>Hieracium lachenalii</i>	Gewöhnliches Habichtskraut	Asteraceae	Spontane Vegetation
<i>Holcus lanatus</i>	Wolliges Honiggras	Poaceae	Spontane Vegetation
<i>Hordeum murinum</i>	Mäuse-Gerste	Poaceae	Spontane Vegetation
<i>Hypericum perforatum</i>	Echtes Johanniskraut	Hypericaceae	Zielart
<i>Hypochaeris radicata</i>	Gewöhnliches Ferkelkraut	Asteraceae	Zielart
<i>Isatis tinctoria</i>	Färberwaid	Brassicaceae	Zielart
<i>Jasione montana</i>	Bergjasione	Campanulaceae	Zielart
<i>Knautia arvensis</i>	Acker-Witwenblume	Caprifoliaceae	Zielart
<i>Leucanthemum vulgare</i>	Wiesen-Margerite	Asteraceae	Zielart
<i>Linaria vulgaris</i>	Gewöhnliches Leinkraut	Plantaginaceae	Zielart
<i>Linum austriacum</i>	Österreichischer Lein	Linaceae	Zielart
<i>Lolium arundinaceum</i>	Rohr-Schwingel	Poaceae	Spontane Vegetation
<i>Lotus corniculatus</i>	Gewöhnlicher Hornklee	Fabaceae	Zielart
<i>Malva moschata</i>	Moschus-Malve	Malvaceae	Zielart
<i>Malva pusilla</i>	Kleinblütige Malve	Malvaceae	Spontane Vegetation
<i>Malva sylvestris</i>	Wilde Malve	Malvaceae	Zielart
<i>Medicago falcata</i>	Sichel-Luzerne	Fabaceae	Spontane Vegetation
<i>Medicago lupulina</i>	Hopfenklee	Fabaceae	Zielart
<i>Medicago sativa</i>	Saat-Luzerne	Fabaceae	Spontane Vegetation
<i>Melilotus albus</i>	Weißer Steinklee	Fabaceae	Spontane Vegetation
<i>Microthlaspi perfoliatum</i>	Durchwachs-Kleintäschel	Brassicaceae	Spontane Vegetation
<i>Myosotis stricta</i>	Sand-Vergissmeinnicht	Boraginaceae	Spontane Vegetation
<i>Nepeta cataria</i>	Echte Katzenminze	Lamiaceae	Spontane Vegetation
<i>Oenothera biennis</i>	Gemeine Nachtkerze	Onagraceae	Zielart
<i>Ononis spinosa</i>	Dornige Hauhechel	Fabaceae	Spontane Vegetation
<i>Origanum vulgare</i>	Echter Dost	Lamiaceae	Zielart

<i>Ornithogalum umbellatum</i>	Dolden-Milchstern	Asparagaceae	Spontane Vegetation
<i>Papaver argemone</i>	Sand-Mohn	Papaveraceae	Spontane Vegetation
<i>Papaver dubium</i>	Saat-Mohn	Papaveraceae	Zielart
<i>Papaver rhoeas</i>	Klatschmohn	Papaveraceae	Zielart
<i>Petrorhagia saxifraga</i>	Steinbrech-Felsennelke	Caryophyllaceae	Spontane Vegetation
<i>Plantago lanceolata</i>	Spitzwegerich	Plantaginaceae	Zielart
<i>Poa angustifolia</i>	Schmalblättriges Rispengras	Poaceae	Zielart
<i>Potentilla argentea</i>	Silber-Fingerkraut	Rosaceae	Zielart
<i>Potentilla reptans</i>	Kriechendes Fingerkraut	Rosaceae	Spontane Vegetation
<i>Prunella vulgaris</i>	Gewöhnliche Braunelle	Lamiaceae	Zielart
<i>Reseda luteola</i>	Färber-Wau	Resedaceae	Zielart
<i>Rosa spinosissima</i>	Bibernell-Rose	Rosaceae	Spontane Vegetation
<i>Rumex acetosa</i>	Wiesen-Sauerampfer	Polygonaceae	Spontane Vegetation
<i>Rumex acetosella</i>	Kleiner Sauerampfer	Polygonaceae	Zielart
<i>Salvia nemorosa</i>	Steppensalbei	Lamiaceae	Spontane Vegetation
<i>Saponaria officinalis</i>	Echtes Seifenkraut	Caryophyllaceae	Zielart
<i>Scabiosa columbaria</i>	Taubenskabiose	Caprifoliaceae	Zielart
<i>Scabiosa ochroleuca</i>	Gelbe Skabiose	Caprifoliaceae	Spontane Vegetation
<i>Securigera varia</i>	Bunte Kronwicke	Fabaceae	Spontane Vegetation
<i>Senecio inaequidens</i>	Schmalblättriges Greiskraut	Asteraceae	Spontane Vegetation
<i>Seseli libanotis</i>	Berg-Heilwurz	Apiaceae	Spontane Vegetation
<i>Silene dioica</i>	Rote Lichtnelke	Caryophyllaceae	Spontane Vegetation
<i>Silene latifolia</i>	Weißelichtnelke	Caryophyllaceae	Zielart
<i>Silene vulgaris</i>	Taubenkropf-Leimkraut	Caryophyllaceae	Zielart
<i>Tanacetum corymbosum</i>	Gewöhnliche Straußmargerite	Asteraceae	Zielart
<i>Tanacetum vulgare</i>	Gewöhnlicher Rainfarn	Asteraceae	Zielart
<i>Taraxacum ruderalia</i>	Gewöhnlicher Löwenzahn	Asteraceae	Spontane Vegetation
<i>Trifolium arvense</i>	Hasenklees	Fabaceae	Zielart
<i>Trifolium campestre</i>	Feldklee	Fabaceae	Spontane Vegetation
<i>Trifolium dubium</i>	Kleiner Klee	Fabaceae	Zielart
<i>Trifolium pratense</i>	Rotklee	Fabaceae	Spontane Vegetation
<i>Trifolium repens</i>	Weißklee	Fabaceae	Spontane Vegetation
<i>Verbascum nigrum</i>	Schwarze Königskerze	Scrophulariaceae	Zielart
<i>Verbascum thapsus</i>	Kleinblütige Königskerze	Scrophulariaceae	Spontane Vegetation
<i>Vicia hirsuta</i>	Behaarte Wicke	Fabaceae	Spontane Vegetation
<i>Vicia sativa</i>	Saatwicke	Fabaceae	Spontane Vegetation