

URBANE WÄLDER

Ökologische Stadterneuerung durch Anlage urbaner Waldflächen
auf innerstädtischen Flächen im Nutzungswandel

Ein Beitrag zur Stadtentwicklung

Modul Flora

Untersuchungen der Vegetations- und Gehölzentwicklung



Autoren:	Prof. Dr. Andreas Roloff Dipl.-Biol. Sonja Heemann Dipl.-Ing. Melanie Forker
Förderträger:	Bundesamt für Naturschutz
Fachbetreuung:	Bundesamt für Naturschutz, FG II 4.1, Jens Schiller
Hauptvorhaben:	Stadt Leipzig, Dezernat Stadtentwicklung und Bau
Wissenschaftliche Begleitung:	<i>Koordination und Leitung:</i> TU Dresden, Institut für Landschaftsarchitektur, Lehr- und Forschungsgebiet Landschaftsplanung <i>Beteiligte Partner:</i> TU Dresden, Fakultät Umweltwissenschaften, Professur für Forstbotanik TU Dresden, Fakultät Umweltwissenschaften, Professur für Meteorologie; Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung GmbH, Department Stadt- und Umweltsoziologie; Naturschutzzentrum Region Leipzig e.V.
Projektlaufzeit:	2009 - 2019
Bearbeitungsstand	2019
Zitiervorschlag:	Roloff, A, Heemann, S. & Forkert., M. (2019): Modul Flora. Untersuchung der Vegetations- und Gehölzentwicklung. Wissenschaftliche Begleitforschung zum Erprobungs- und Entwicklungsvorhaben der Stadt Leipzig „Urbane Wälder“ im Auftrag des Bundesamtes für Naturschutz. Dresden 2019.



Inhalt

1	Einführung.....	4
1.1	Ziel.....	4
1.2	Forschungsfragen.....	4
1.3	Methodik.....	4
1.3.1	Auswahl der Untersuchungsflächen.....	4
1.3.2	Erfassung der Flora und Vegetation.....	5
1.3.3	Auswertung.....	6
2	Ergebnisse.....	6
2.1	Modellfläche „Stadtgärtnerei Holz“.....	6
2.1.1	Entwicklung der Artenvielfalt und Artenzusammensetzung.....	7
2.1.2	Entwicklung der Vegetationsstruktur.....	8
2.2	Modellfläche „Schönauer Holz“.....	11
2.2.1	Entwicklung der Artenvielfalt und Artenzusammensetzung.....	11
2.2.2	Entwicklung der Vegetationsstruktur.....	12
2.2.3	Entwicklung der Gehölzbestände „Stadtgärtnerei Holz“.....	13
2.2.4	Entwicklung der Gehölzbestände „Schönauer Holz“.....	15
2.2.5	Beobachtungen pathogene Pilze und Schädlingsbefall an den Gehölzen.....	18
2.3	Weiterführende Untersuchungen urbaner Wälder.....	18
2.3.1	Bewertung der Gefäßpflanzen an die Waldbindung.....	20
2.3.2	Artendiversität der Freiraumtypen Wald, Brache und Grünanlage.....	21
2.3.3	Neophyten.....	23
3	Diskussion.....	24
4	Zusammenfassung.....	32
5	Verzeichnisse.....	35
5.1	Abbildungsverzeichnis.....	35
5.2	Tabellenverzeichnis.....	35
5.3	Quellenverzeichnis.....	36



1 Einführung

1.1 Ziel

Ziel des Moduls Flora war die Untersuchung und Evaluierung der Vegetations- und Gehölzentwicklung sowie der floristischen Diversität urbaner Waldflächen in Leipzig.

1.2 Forschungsfragen

Das Modul „Biodiversität der Pflanzen“ der wissenschaftlichen Begleitforschung befasst sich mit den ökologischen Funktionen urbaner Waldflächen und der Entwicklung neu angelegter Waldflächen hinsichtlich der Lebensraumfunktion und floristischen Biodiversität auf innerstädtischen Brachen im Stadtgebiet von Leipzig. Auf nachfolgende Fragestellungen lag der Schwerpunkt der Begleitforschung:

- Welchen Beitrag zur städtischen Biodiversität leisten urbane Wälder? Wie entwickeln sich die Artenzusammensetzung und floristische Diversität der Modellflächen?
- Welche biologische Vielfalt und Naturnähe weisen bestehende urbane Wälder auf? Inwieweit unterscheiden sich diese hinsichtlich ihres Bestandsalter, ihrer Lage (Stadtzentrum / Stadtrand) sowie der Vornutzung?
- Welche Unterschiede bestehen gegenüber urbanen Sukzession-/Brachflächen und herkömmlichen Grünanlagen?
- Durch welche Planungs- und Managementmaßnahmen lässt sich die ökologische Funktion und Aspekte von Naturschutzziele erhöhen oder positiv beeinflussen?
- Welche Wuchsleistung und Wachstumsreaktionen auf urban geprägten Standorten zeigen die verwendeten Gehölzarten in den ersten Jahren nach Umsetzung der Modellflächen?
- Welche einheimischen oder nicht heimischen Gehölzarten eignen sich für die Anlage urbaner Wälder vor dem Hintergrund des Klimawandels (Trockenstress, Spätfrostereignisse) und der besonderen Anforderungen an stadtklimatische Effekte und unter Berücksichtigung von Stadtökologie, klimaangepasster Stadtplanung und Erholungseignung? (siehe Toolbox zur Baumartenauswahl für urbane Wälder)

1.3 Methodik

1.3.1 Auswahl der Untersuchungsflächen

Die Festlegung der Untersuchungsflächen orientierte sich prioritär an den aus der Voruntersuchung ermittelten Modellflächen, auf denen die Anlage urbaner Wälder erprobt und entwickelt werden können (vgl. BURKHARDT et al. 2008). Aus einem Pool von 30 Flächenpotenzialen wurde im Hauptvorhaben die Umsetzung von urbanem Wald auf 10 Modellflächen angestrebt, welche die Kriterien für eine potenzielle



Waldentwicklung in innerstädtischen Gebieten erfüllen. Die Flächenauswahl berücksichtigt insbesondere die Schwerpunkträume des Stadtumbaus im Leipziger Osten, Leipziger Westen und in Leipzig-Grünau. In der Projektlaufzeit wurde die Vegetationsentwicklung auf den Modellflächen „Stadtgärtnerei Holz“ (Gewerbebrache), „Schönauer Holz“ (Wohnbaubrache) und „Karl-Heine-Holz“ im Gleis-Grün-Zug (Bahnbrache) dokumentiert.

Zusätzlich erfolgten 2009-2010 vegetationskundliche Untersuchungen für drei Freiraumkategorien bzw. Nutzungstypen (innerstädtische Brachen und Wälder sowie Park- und Grünflächen), die miteinander verglichen wurden. Für jeden Schwerpunktraum bzw. Stadtteil wurde jeweils eine Fläche für jeden Nutzungstyp ausgewählt. Im Weiteren werden die Brachflächen auch als „Modellflächen“ im Sinne des Projektes „Urbaner Wald“ bezeichnet. Bestehende Waldflächen und Grünanlagen werden als „Referenzflächen“ herangezogen. Die Auswahl der Waldreferenzflächen umfasste Aufforstungen auf Acker- und Tagebauflächen sowie Schutthalden und Sukzessionsflächen unterschiedlichen Bestandsalters (5 - > 100 Jahre). Bei den Park- und Grünanlagen handelt es sich um intensiv oder extensiv gepflegte Flächen.

1.3.2 Erfassung der Flora und Vegetation

Die vegetationskundlichen Untersuchungen für die betrachteten Modell- und Referenzflächen erfolgte auf für den jeweiligen Standort repräsentativ ausgewählten Probeflächen (Dauerbeobachtungsflächen) mit einer Größe von bei 100 m² (10 x 10 m) bzw. 25 m² (5 x 5 m, subplots). Die Schätzung der Artmächtigkeit erfolgte nach der erweiterten BRAUN-BLANQUET-Skala (DIERSCHKE 1994). Für ausgewählte Arten wurden zudem auch absolute Deckungswerte erfasst. Die Nomenklatur der Gefäßpflanzen und Kryptogame richtete sich nach ROTHMALER (2012) und FRAHM & FREY (2004). Die Bestimmung der Gehölze nach ROLOFF & BÄRTELS (2018). Die Dauerflächen bilden die Grundlage für das Monitoring der Vegetationsentwicklung der neu angelegten, urbanen Wälder. Für die Ersterfassung 2009 wurden insgesamt 32 Vegetationsaufnahmen durchgeführt. Die Referenzflächen (Brach- und Grünflächen) wurden dabei nur einmalig untersucht. In 2010 und 2012 umfasste die Kartierung mit 250 Vegetationsaufnahmen in weiteren Wald- und Brachflächen im Stadtgebiet von Leipzig.

Für die drei im Projektzeitraum 2009 - 2019 eingerichteten Modellflächen erfolgte nach der Umsetzung als urbaner Wald eine jährliche Wiederholungskartierung zwischen Mai und Juni zur Erfassung der Vegetationsentwicklung mit insgesamt 67 Vegetationsaufnahmen. Zusätzlich wurden strukturelle Vegetationsparameter wie Schichtung und Deckung von Kraut-, Gehölz- und Moosschicht erhoben. Da für die Jungwuchspflege der Gehölzpflanzungen in den ersten Jahren eine Pflegemahd (zweischürig) vorgesehen war, erfolgte eine Festlegung von Teilflächen ohne Mahd (Nullvariante, 25 m²), um mögliche Effekte auf die Gehölz- und Vegetationsentwicklung und Hinweise zum Flächenmanagement ableiten zu können. Für das „Stadtgärtnerei Holz“ mit standörtlich unterschiedlichen Bodenverhältnissen (ehemals versiegelte Flächen der Gewächshäuser und Betriebsgebäude / ehemaligen Freibeeten) erfolgte eine zusätzliche Differenzierung der Vegetationsentwicklung.

Die Erfassung der Gehölzentwicklung erfolgte jeweils ein Jahr nach Pflanzung („Stadtgärtnerei Holz“ ab 2011, „Schönauer Holz“ ab 2014, „Karl-Heine-Holz“ ab 2018) die Aufnahme von Wuchsparametern wie



Sprosslänge, Stammdurchmesser sowie die Jahrestrieblängen an fest markierten Individuen. Zusätzlich wurden Angaben zu Verzweigungsformen, Vitalität oder Schäden (z. B. Vergilbung/Blattnekrosen, mechanische Schäden, Insekten- oder Pilzbefall, sowie Trocknis-, Frost- oder Strahlungsschäden) erhoben. Das untersuchte Baumartenspektrum umfasst Stiel- und Trauben-Eiche (*Quercus robur*, *Q. petraea*), Hainbuche (*Carpinus betulus*), Feldahorn (*Acer campestre*), Winter-Linde (*Tilia cordata*) sowie verschiedene *Sorbus*-Arten, Weißdorn (*Crateagus laevigata*), Hasel (*Corylus avellana*) und Walnuss (*Juglans regia*). Bei der Auswertung der Bestandsentwicklung wurden auch mögliche Effekte der Pflegemahd auf die Bestands- und individuelle Baumentwicklung als auch standörtliche Varianten (Substratverhältnisse, Vornutzung) berücksichtigt.

1.3.3 Auswertung

Zur Auswertung der Vegetationsaufnahmen wurden neben der jährlichen Berechnung der Gesamtartenzahl und mittleren Artenzahl der Dauerflächen zur Charakterisierung der standörtlichen Verhältnisse die vorkommenden Pflanzenarten den Zeigerwerten nach ELLENBERG et al. (1992) zugeordnet und für die Feuchte- Strickstoff- und Reaktionszahl nach den Deckungsgraden gewichtet. Die Pflanzenarten wurden außerdem den Lebensformtypen nach WISSKIRCHEN & HAEUPLER (1998), Strategietypen und Hemerobiegrad nach FRANK & KLOTZ (1998) sowie der Bindung an Wälder nach SCHMIDT et al. (2011) eingeteilt, mit der die vorkommenden Pflanzenarten nach ihrer räumlichen Verbreitung und ihrem Bindungsgrad an Wälder (Verbreitungsschwerpunkt im Wald, Waldrand- und Waldlichtungen, außerhalb des Waldes) differenziert und beurteilt wurden. Für das „Stadtgärtnerei Holz“ wurden der Shannon-Waever-Index und die Evenness bis 2015 berechnet. Die statistische Auswertung der Effekte von Nutzungsvarianten erfolgte unter Verwendung des Softwareprogramms STATISTICA 7. Bei entsprechender Voraussetzung wurde eine mehrfaktorielle Varianzanalyse (ANOVA) und bei nicht balancierten Stichproben ein post-hoc-Test (Unequal N HSD) durchgeführt. Nicht normalverteilte Datensätze oder Ablehnung der Varianzhomogenität erfolgte mittels nichtparametrischer Tests (Mann-Whitney U-Test). Das Signifikanzniveau lag bei $p < 0,05$.

2 Ergebnisse

Nachfolgend werden die Ergebnisse der Vegetations- und Gehölzentwicklung für die Modellflächen „Stadtgärtnerei Holz“ und „Schönauer Holz“ dargestellt. Die im Herbst 2017 angelegte Modellfläche „Karl-Heine-Holz“ wird aufgrund der noch unzureichenden Datenlage nicht berücksichtigt.

2.1 Modellfläche „Stadtgärtnerei Holz“

Bei dieser Modellfläche handelt es sich um eine Gewerbebrache auf dem Gelände der ehemaligen stadteigenen Gärtnerei, die der Sukzession überlassen wurde. Vor der Umsetzung als Urbaner Wald war die insgesamt 3,8 ha große Fläche noch auf etwa 1,7 ha versiegelt (Gebäude/Gewächshäuser). Auf den ehemaligen Anzuchtsbeeten (Freibeete) hatten sich nach Einstellung des Betriebes zum Teil



großflächige Bestände von *Solidago canadensis*, *Urtica dioica* und *Cirsium arvense* entwickelt, die gelegentlich gemäht wurden. Vereinzelt hatten sich Pioniergehölze wie *Robinia pseudoacacia* und *Acer pseudoplatanus* etabliert.

Die Abbrucharbeiten der Gebäude und Gewächshäuser erfolgte 2009. Die vorhandene Wegeerschließung sowie Gehölzgruppen oder Hecken wurden im Bestand erhalten und in die Quartiersplanung integriert. Nach dem Planungsentwurf wird für die ehemalige Stadtgärtnerei je nach Pflanzquartier die langfristige Entwicklung eines mehrschichtig dichten oder lichten Waldes, sowie Niederwald angestrebt. Zu den Hauptbaumarten zählen *Quercus robur*, *Carpinus betulus*, *Sorbus aucuparia*, *S. intermedia*, *Corylus avellana* und *Crateagus*-Arten. Ein Quartier ist als Obstwiese mit vielfältigem Gehölzbestand essbarer Früchte vorgesehen. Als Entwicklungsziel (Steckbrief nach BURKHARDT et al. 2008) wird eine dauerhafte Waldentwicklung mit vorrangiger Funktion für „Arten und Biotope“ und Einbindung in das Grünsystem der Stadt Leipzig, aber auch als Erweiterungsfläche von Erholungsräumen angestrebt.

2.1.1 Entwicklung der Artenvielfalt und Artenzusammensetzung

Für das „Stadtgärtnerei Holz“ zeigte sich im Untersuchungszeitraum 2010-2018 (Tab. 1) eine kontinuierliche Abnahme der Gesamtartenzahl von 151 auf 90 Arten (- 40 %). Etwas differenzierter stellt sich dieser Trend unter Berücksichtigung der Pflegemahd dar. Unter Ausschluss einer Pflegemahd verringerte sich die mittlere Artenzahl von etwa 41 auf 17 Arten (- 58,2 %) innerhalb von neun Jahren. Für die zweimal jährlich gemähten Flächen ergab sich eine Abnahme der Artenzahl von etwa 25 auf 15 Arten (- 38,2 %). Seit 2013/2014 nähern sich die mittleren Artenzahlen einander an und weisen bis 2018 kaum noch Unterschiede auf. Seit 2014 wurde die Pflegemahd auf dem „Stadtgärtnerei Holz“ eingestellt. Signifikante Unterschiede konnten in keinem Untersuchungsjahr für beide Varianten festgestellt werden. Der Vergleich der Evenness lässt bis 2015 ebenfalls keine Unterschiede für die Varianten erkennen (Tab. 1).

Maßgebend für den Artenreichtum in den ersten beiden Jahren nach Umsetzung der Modellfläche mit großflächigen Abbruchs- und Entsiegelungsmaßnahmen war die Entstehung großer, vegetationsfreier Rohbodenflächen und die Entwicklung einer arten- und therophytenreichen Segetalvegetation. Aspektbestimmend im ersten Jahr waren u.a. *Matricaria recutita* und *Chenopodium album* als Ruderalstrategen, die auf offene oder gestörte Standorte zur Keimung und Etablierung angewiesen sind. Bereits im zweiten Jahr traten Gräser wie *Poa pratensis*, *P. trivialis* und *Elymus repens* sowie mit *Cirsium arvense*, *Urtica dioica* und *Solidago canadensis* konkurrenzkräftige Stauden auf. Die Dynamik der floristischen Entwicklung auf den ehemaligen Freibeeten der Stadtgärtnerei mit einer bereits etablierten Vegetation aus überwiegend hochwüchsige Staudenfluren fiel dagegen geringer aus. Trotz der regelmäßigen Pflegemahd waren Arten wie *S. canadensis*, *C. arvense* und *U. dioica* auch in den Folgejahren bestandsprägend.

Analog zur Artendiversität und der Artenzusammensetzung spiegelt sich die Vegetationsentwicklung hinsichtlich des Lebensformenspektrum wider. Die Anzahl der Therophyten ging innerhalb eines Jahres in den ehemaligen Freibeeten und den zuvor gebäudebestandenen Flächen um 50 - 60 % zurück, der



Anteil ausdauernder Arten stieg dagegen im gleichen Zeitraum um 30 bzw. 40 % an. Mit Einstellung der Pflegemahd, aber auch zunehmenden Gehölzentwicklung (vgl. Kap.2.1.2) setzten deutliche Veränderungen der Artendiversität und -zusammensetzung ein. Insbesondere *Calamagrostis epigeios* zeigte eine starke Ausbreitung in den zuvor versiegelten Flächen mit Deckungsanteilen von über 90 %. In den ehemaligen Freibeeten hatte die Gehölzentwicklung einen zunehmenden Einfluss. Zu den häufigsten Arten mit Stetigkeiten von 60 - 80 % zählten 2016 neben *C. epigeios*, *S. canadensis* und *C. arvense* auch *Potentilla reptans*, *Geum urbanum* und *Festuca rubra* agg. (letztere in Teilflächen mit höherem Sandanteil im Substrat). Auch Gehölze aus Naturverjüngung wie *Acer campestre* oder *A. pseudoplatanus* sind regelmäßig vertreten.

Tab. 1: Gesamtartenzahlen, mittlere Artenzahlen und Evenness in den Dauerflächen und Nutzungsvarianten. AZ = Artenzahl, mP, oP = mit, ohne Pflegemahd, mP/oP = Vergleich der Nutzungsvarianten (25 m²), E = Evenness, Signifikanzniveau: n.s. = nicht signifikant (EIGENE DARSTELLUNG)

	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018
Gesamtartenzahl	151	146	133	131	108	103	98	93	90
Ø AZ 100 m²; mP (n = 7)	48,86 (10,43)	49,57 (16,63)	44,43 (6,08)	48,00 (5,20)	39,00 (6,43)	35,29 (4,79)	33,00 (7,05)	30,14 (6,69)	25,86 (7,27)
Ø AZ 25 m²; mP (n = 14)	25,14 (4,96)	30,29 (9,34)	24,36 (5,89)	26,86 (4,93)	22,64 (5,29)	19,79 (5,07)	18,07 (6,04)	17,79 (5,18)	15,54 (3,10)
Ø AZ 25 m²; oP (n = 6)	40,67 (13,63)	34,67 (7,53)	28,17 (5,15)	25,33 (4,08)	21,00 (3,58)	20,50 (1,64)	18,33 (2,80)	17,17 (3,54)	17,00 (5,37)
Ø AZ 25 mP/oP	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
E 100 m², mP	0,60 (0,06)	0,76 (0,10)	0,66 (0,05)	0,68 (0,06)	0,63 (0,05)	0,60 (0,09)	-	-	-
E 25 m², mP	0,62 (0,13)	0,72 (0,14)	0,60 (0,08)	0,64 (0,06)	0,56 (0,09)	0,58 (0,13)	-	-	-
E 25 m², oP	0,62 (0,14)	0,68 (0,09)	0,58 (0,10)	0,55 (0,07)	0,55 (0,11)	0,52 (0,08)	-	-	-

2.1.2 Entwicklung der Vegetationsstruktur

Die Veränderungen der Vegetationsstruktur wurden erstmalig fünf Jahre nach Umsetzung der ehemaligen Gewerbebrache „Stadtgärtnerei Holz“ (Fertigstellung Mai 2010) ausgewertet. Die Abb. 1 gibt die Vegetationsentwicklung im Zeitraum von neun Jahren wider. Veränderungen der Gesamtdeckung sowie der organischen Streuauflage bleiben aus Darstellungsgründen unberücksichtigt. Die Gesamtdeckung der Vegetation erreichte drei Jahre nach der Pflanzung fast 100 %, die Streuschicht stieg von 2010 bis 2018 von durchschnittlich 3 % auf 88 % an, wobei eine Streuakkumulation in den gemähten Bereichen verzögert erfolgte. Unmittelbar nach der Umsetzungsphase stellten jedoch zunächst niedrigwüchsige Kräuter und Gräser („Kraut 1“) den größten Anteil der Vegetation (**Fehler! Verweisquelle konnte nicht gefunden werden.**), während höherwüchsige und zumeist ausdauernde Arten („Kraut 2“) in geringer Abundanz vorkamen (**Fehler! Verweisquelle konnte nicht gefunden werden.**). Gehölze und Moose hatten im ersten Jahr eine untergeordnete Bedeutung. Der Rückgang der höheren Krautschicht in 2011 resultiert aus der Erfassung nach der Pflegemahd. Für 2012 wird der Anteil der höheren Krautschicht



repräsentiert, die insbesondere in den ehemaligen Freibeete teilweise wieder mit einer Deckung von bis zu 80 % beteiligt war (**Fehler! Verweisquelle konnte nicht gefunden werden.**). In allen Dauerflächen ahm der Anteil offener Bodenstellen übergreifend seit 2012 ab. Grundsätzlich zeigten sich aber vergleichsweise konstante Deckungsanteile in der oberen und unteren Krautschicht, unabhängig vom Einfluss der Pflegemahd (ohne Darstellung). Maßgeblich am Aufbau der unteren Krautschicht sind Gräser wie *Poa pratensis* und *P. trivialis*, in trockeneren Bereichen *Festuca rubra* beteiligt. Von der zweischürigen Mahd profitierten auch *Potentilla reptans* und *Fragaria vesca*. Die höheren Anteile der Mooschicht werden in den ersten beiden Untersuchungsjahren durch *Ceratodon purpureus*, einer Pionierart, bestimmt, die in den Folgejahren durch *Brachythecium rutabulum* abgelöst wurde. Mit Einstellung der Mahd ab 2014 setzten sich zunehmend Arten der höheren Krautschicht wie *Calamagrostis epigeios* durch und verdrängten konkurrenzschwache und auf Störungen angewiesene Arten (die Anzahl der Therophyten sank beispielsweise von 2010 bis 2012 von 39 auf 12 Arten). Neben der Zunahme von Gräsern, vor allem in den ehemaligen Freibeeten haben sich seit 2014/ 2015 verstärkt Gehölze ausgebreitet. Diese Entwicklung trat in den ungemähten Flächen sowie in den von der Mahd oft ausgesparten Randbereichen schneller ein, als in den Flächen mit Pflegemahd. Lokal etablierte sich bereits nach wenigen Jahren Vorwaldstadien mit Pionierarten wie *Robinie pseudoacacia*, *Betula pendula*, *Salix caprea* und *Acer pseudoplatanus*. Von den krautigen Arten, die eine zunehmende Lichtkonkurrenz durch Gehölze noch am besten kompensiert haben, zählen z. B. *Urtica dioica*, *Potentilla reptans* und *Fragaria vesca*, diese jedoch auch mit kontinuierlicher Abnahme der Artmächtigkeit.

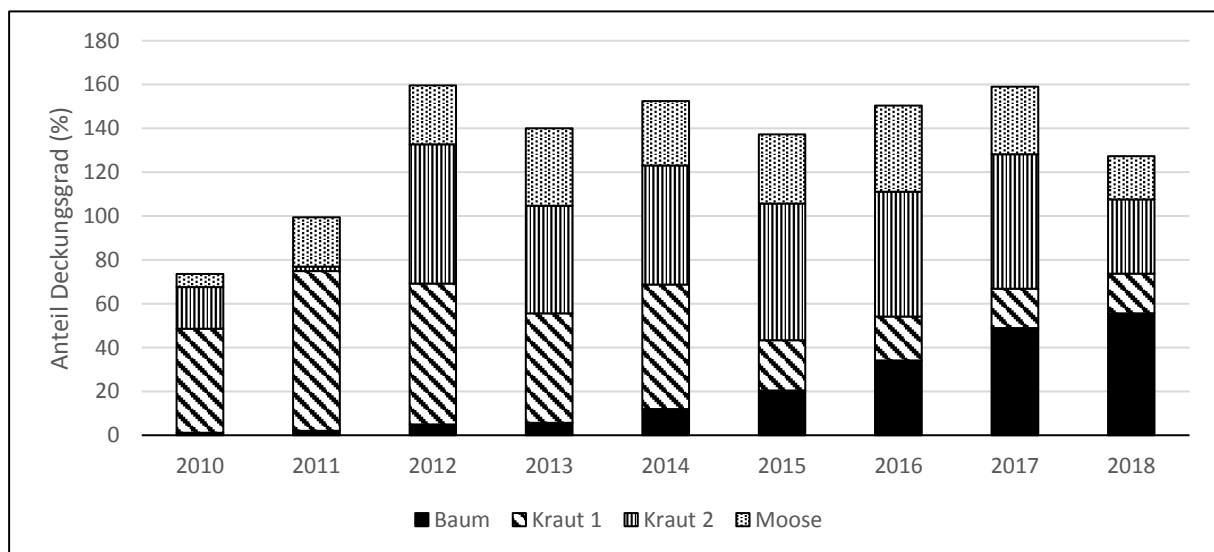


Abb.1: Veränderung der Vegetationsstruktur von 2010 bis 2018. Dargestellt sind die Summenanteile der mittleren Deckung der Baum-, unteren (Kraut 1) und oberen (Kraut 2) Krautschicht und der Mooschicht. (EIGENE DARSTELLUNG)

Die Zunahme der Gehölzdeckung seit 2014 zählt zu den auffallendsten Veränderungen auf der Modellfläche. Lag die mittlere Gehölzdeckung bis 2013 noch bei 1 bis 3 % (ohne Unterschiede in Abhängigkeit der Pflegemahd oder Standortverhältnisse), stieg diese 2014 auf etwa 10 % an. Eine Ausnahme bilden zwei Dauerflächen ohne Pflegemahd im Bereich der ehemaligen Freibeete, auf der sich bereits seit 2012 bzw. 2014 ein Vorwald aus Sandbirke und Robinie sowie Bergahorn entwickelt hatte. Von 2016 auf 2017 nahm die Deckung der Gehölze von 34 auf 47 % zu, wobei in den ehemaligen Freibeeten



ohne Pflegemaßnahmen teilweise Deckungsanteile von bis zu 95 % erreicht wurden. In den zuvor gebäudebestandenen (versiegelten) Flächen erreichte die Gehölzdeckungsrate dagegen 10 - 15 bis maximal 50 %. Die zunehmende Gehölzentwicklung und Ausbildung eines Kronenschlusses korreliert seit 2016 in Teilbereichen mit dem Rückgang von Landreitgras. In einer der Dauerflächen ging beispielsweise das Landreitgras von 2015 auf 2017 von 50 % Deckung auf unter 1 % zurück. Dennoch zählt die Art mit Stetigkeiten von über 80 % zusammen mit Goldrute und Feldahorn (Naturverjüngung) weiterhin zu den häufigsten Arten auf der Modellfläche. Auffallend ist, dass in den ehemals versiegelten Flächen (Gewächshäuser, Betriebsgebäude) das Landreitgras großflächige Dominanzbestände ausbildet. Regelmäßig, mit Stetigkeiten von 60 - 80 %, traten bis 2017 zudem *Cirsium arvense*, *Festuca rubra*, *Acer pseudoplatanus* (Naturverjüngung) und *Geum urbanum* auf. Ausgesprochene Offenlandarten wie *Crepis capillaris*, *Cynosurus cristatus*, *Dipsacus fullonum* oder *Verbascum thapsus* konnten seit 2017 nicht mehr in den Dauerflächen nachgewiesen werden. In geringer Anzahl treten diese Arten aber auch 2018 noch in den weiterhin regelmäßig gemähten Wegbanketten entlang des Hauptweges auf.



Abb. 2: Aspektwechsel im Bereich des ehemaligen Betriebshofes nach Umsetzung der Modellfläche im Juni 2010 (links) mit Echter Kamille und von Gräsern geprägtem Bestand im Mai 2011 (rechts). (Fotos: S. HEEMANN)



Abb. 3: Ansicht auf die einen Teil der ehemaligen Freibeete im Mai 2011 (links) und Blick in die Pflanzreihen nach Mahd im Juni 2012 (rechts). (Fotos: S. HEEMANN)



2.2 Modellfläche „Schönauer Holz“

Die Modellfläche „Schönauer Holz“ liegt im Westen Leipzigs im Stadtteil Grünau innerhalb einer Großwohnsiedlung und entstand 2007 nach Abriss eines mehrstöckigen Wohnblocks in Plattenbauweise. Aufgrund der Berücksichtigung umfangreicher planerischer, gestalterischer und rechtlicher Fragestellungen erfolgte die eigentliche Umsetzung der Brachfläche in urbanen Wald im April 2013. Bezüglich der Waldentwicklung („Waldstrukturtypen“) wird ein einschichtiger, hoher, aber lichter Waldbestand aus Elsbeere, Mehlbeere, Speierling und Eberesche angestrebt. Zu den Nebenbaumarten gehören Traubeneiche, Feldahorn, Winterlinde, Hainbuche und Bergahorn. Bereits 2009 wurde im Rahmen der wissenschaftlichen Begleitforschung eine Vegetationskartierung auf der Fläche durchgeführt. Der Bestand zeigte einen Wiesenflächencharakter mit Resten kleinerer Gehölzbestände in den Randbereichen. Bestandsbestimmende Art war das Gemeine Weidelgras, das wahrscheinlich aus Ansaaten zur Wiederbegrünung stammt. Die Begleitvegetation entsprach dem Arteninventar trockener Ruderalfluren sandig bis kiesiger Böden mit *Melilotus officinalis*, *M. albus* sowie *Daucus carota*.

2.2.1 Entwicklung der Artenvielfalt und Artenzusammensetzung

Die Entwicklung der Artenzahlen für das „Schönauer Holz“ zeigen im Untersuchungszeitraum 2013 - 2018 (Tab. 2) im Vergleich zum „Stadtgärtnerei Holz“ relativ konstante Werte mit jährlich geringen Schwankungen, die als natürliche Fluktuationen im Bestand durch spontan oder ephemere auflaufende Arten eingestuft werden können. Im Jahr der Umsetzung als urbaner Wald 2013 konnten 88 Arten bzw. Sippen in den Dauerflächen nachgewiesen werden. Bei der Erfassung 2009 waren es 36 Arten auf der gesamten Brachfläche. Zu den hochsteten Arten gehörten auch 2013 weiterhin *Lolium perenne*, *Cirsium arvense* und Leguminosen wie *Melilotus officinalis*, *M. albus* und *Medicago lupulina*. Sehr häufig traten auch *Daucus carota*, *Lamium purpureum* und *Thlaspi arvensis* auf. Hinsichtlich des Lebensformenspektrums waren Hemikryptophyten mit durchschnittlich 75 % vertreten. Der Anteil therophytischer Arten variierte je nach Dauerfläche von 0,1 bis 15 %. Die gepflanzten Gehölze stellen die Gruppe der Phanerophyten mit sehr geringen Anteilen. Hinsichtlich der Bindung an städtische Siedlungsräume dominierten Arten ohne besondere Präferenz für siedlungsnah oder siedlungserne Standorte (urbanoneutral).

Tab. 2: Gesamtartenzahlen, mittlere Artenzahlen in den Dauerflächen und Nutzungsvarianten. AZ = Artenzahl, mP, oP = mit, ohne Pflegemahd, mP/oP = Vergleich der Nutzungsvarianten (25 m²), Signifikanzniveau: n.s. = nicht signifikant (EIGENE DARSTELLUNG)

	2013	2014	2015	2016	2017	2018
Gesamtartenzahl	88	103	98	94	98	104
Ø AZ 100 m²; mP (n = 5)	35,00 (4,64)	47,20 (6,22)	35,80 (4,66)	38,80 (10,35)	40,20 (8,04)	40,00 (6,82)
Ø AZ 25 m²; mP (n = 10)	23,40 (5,08)	29,70 (3,59)	22,70 (4,72)	26,60 (6,99)	28,10 (5,53)	25,00 (6,51)
Ø AZ 25 m²; oP (n = 5)	26,20 (7,46)	27,40 (6,58)	25,00 (6,32)	23,80 (6,43)	31,60 (9,12)	27,2 (6,52)
Ø AZ 25 mP/oP	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.



2.2.2 Entwicklung der Vegetationsstruktur

Bis 2018 waren Veränderungen der Vegetationsstruktur sowie der Artenzusammensetzung in den Dauerflächen des „Schönauer Holzes“ deutlich weniger ausgeprägt als im „Stadtgärtnerei Holz“. Vielmehr zeigen sie bisher sehr stabile Verhältnisse, so dass auf eine grafische Darstellung der Vegetationsschichten verzichtet wird. Für einzelne Arten, in den Anfangsjahren noch hochstete Arten, wie *L. perenne*, *M. lupulina* und die beiden *Melilotus*-Arten, war jedoch eine kontinuierliche Abnahme der Stetigkeit und Abundanz zu verzeichnen. Eine ähnliche Entwicklung liegt für einjährige Arten wie z. B. *T. arvensis*, *Matricaria recutita*, *Lamium purpureum* und *Conyza canadensis* vor, die 2013 noch regelmäßig mit bis zu 95 % Stetigkeit in den Dauerflächen vorkamen. In 2018 erreichten diese Arten nur noch Stetigkeiten von bis zu 35 % (*L. purpureum*) oder 5 % (*M. lupulina*) oder konnten in den Dauerflächen nicht mehr nachgewiesen werden. Die Deckung und Stetigkeit von *L. perenne* ging ebenfalls im Zeitraum von sechs Jahren zurück. Seit 2015/2016 zählt *Festuca rubra* aber auch *Elymus repens* zu den häufigsten (Gras-)Arten mit hoher Stetigkeit in den Dauerflächen. Der Vegetationsbestand der Modellfläche ist bis 2018 von ruderalen Grasfluren geprägt mit quartiersweise krautreicheren Beständen durch Vorkommen von *Lamium maculatum*, *Lepidium draba* und *Picris hieracioides* (**Fehler! Verweisquelle konnte nicht gefunden werden.**). Signifikante Unterschiede bei den Artenzahlen oder auffällige strukturelle Unterschiede bezüglich möglicher Effekte der Pflegemahd konnten bisher für kein Untersuchungsjahr nachgewiesen werden.

Die Gehölzpflanzungen zeigten in den ersten drei Untersuchungsjahren (2013 - 2015) ähnlich wie im „Stadtgärtnerei Holz“ eine nur sehr langsame Entwicklung mit einer mittleren Deckung von 0,6 % in 2013 und 1,5 % in 2015 in den Dauerflächen. Seit 2016 stieg die Gehölzdeckung von durchschnittlich 2,5 % auf etwa 5 % in 2018 an. Unterschiede hinsichtlich der Deckung zwischen den gemähten und nicht gemähten Flächen bestehen nicht (Gehölzdeckung ohne Pflegemahd: 4,8 %, mit Pflegemahd: 4,6 %).



Abb. 4: Vegetationsaspekte im „Schönauer Holz“ 2017 mit von Gräsern geprägten (links) und krautreichen Pflanzquartieren (rechts) (Fotos: S. HEEMANN)



2.2.3 Entwicklung der Gehölzbestände „Stadtgärtnerei Holz“

Ab Herbst 2011 erfolgte die erstmalige Vermessung zu den im Vorjahr gepflanzten Gehölzen (Pflanzraster in Reihen 1 x 1 m, Reihenabstand 2 m, 2- bis 3-jährige verpflanzte Sämlinge). Auf eine Erhebung der Wuchsparameter in der Etablierungsphase nach der Erstpflanzung wurde verzichtet. Zudem erfolgten teils umfangreiche Nachpflanzungen im Frühjahr 2011, insbesondere auf den zuvor gebäudebestandenen Flächen, auf denen infolge einer längeren Trockenphase im Frühjahr 2010, im Wechsel mit stärkeren Niederschlagsphasen, viele der Jungbäume abgestorben waren. Erneute Ausfälle konnten bei der Baumvermessung im Herbst 2011 nur noch im geringen Umfang registriert werden.

Es wurden zehn Gehölzarten berücksichtigt, deren Auswahl sich nach der Klima-Arten-Matrix (KLAM) von ROLOFF et al. (2008) richtete, die häufig verwendete Baumarten in ihrer Eignung als Stadtbäume im Hinblick auf die Auswirkungen möglicher Klimaveränderungen bewertet. Zwei wichtige Kriterien sind dabei die Anpassung an Trockenstressperioden in den Sommermonaten (Trockentoleranz) und an winterliche Temperaturen (Winterhärte). Die gibt eine Übersicht der untersuchten Baumarten wieder. In der nachfolgenden Ergebnisdarstellung wird überwiegend auf die Entwicklung der Hauptbaumarten Stieleiche, Hainbuche, Winterlinde, Eberesche und Echte Mehrbeere eingegangen. Strauchartige Gehölze wie Hasel und Weißdorn haben sich aufgrund ihres indifferenten Wuchsverhaltens als ungeeignet hinsichtlich der Erfassungsmethodik herausgestellt. Bei anderen Arten traten relativ hohe Individuenverluste der markierten Junggehölze (z. B. Walnuss, Vogelkirsche) auf, so dass eine statistische Auswertung nicht mehr möglich war. Bei den Hauptbaumarten wurden nach Möglichkeit repräsentative Ersatzpflanzen ausgewählt, um eine statistisch ausreichenden Stichprobenumfang zu gewährleisten.

Tab. 3: Baumartenauswahl und Anzahl der Individuen für das „Stadtgärtnerei Holz“ mit Angabe der Trockentoleranz nach ROLOFF et al. (2008). Ausgewählt wurden ausschließlich Bäume innerhalb der Dauerflächen des Vegetations-Monitoring. Abk.: sg= sehr geeignet, g= geeignet, e/p= empfindlich/problematisch (EIGENE DARSTELLUNG)

Baumart	Abkürzung der Baumart	Anzahl der Stichproben	Trockentoleranz	Winterhärte
Hainbuche (<i>Carpinus betulus</i>)	Cbet	35	g	sg
Gewöhnliche Haselnuß (<i>Corylus avellana</i>)	Cav	10	e/p	sg
Zweigrifflicher Weißdorn (<i>Crataegus laevigata</i>)	Clav	10	e/p	sg
Walnuss (<i>Juglans regia</i>)	Jreg	10	e/p	e/p
Vogelkirsche (<i>Prunus avium</i> var. <i>avium</i>)	Pav	10	sg	sg
Frühe Traubenkirsche (<i>Prunus padus</i>)	Ppad	10	e/p	g
Stieleiche (<i>Quercus robur</i>)	Qrob	30	e/p	sg
Schwedische Mehlbeere (<i>Sorbus intermedia</i>)	Sint	10	sg	sg
Gewöhnliche Eberesche (<i>Sorbus aucuparia</i>)	Sauc	10	e/p	sg
Winterlinde (<i>Tilia cordata</i>)	Tcor	15	g	sg

Die nachfolgende Pflanzqualität der verwendeten Gehölze ist den Pflanzplänen der Ausführungsplanung (BURKHARDT 2010) entnommen (Tab. 4).



Tab. 4: Ausgewählte Baumarten und deren Pflanzenqualität (EIGENE DARSTELLUNG)

Art	Pflanzenqualität
Hainbuche (<i>Carpinus betulus</i>)	1/1, 2-jähriger verpfl. Sämling, Höhe 30-50 cm
Gemeine Haselnuss (<i>Corylus avellana</i>)	1/1, 2-jähriger verpfl. Sämling, Höhe 30-50 cm
Zweigriffliger Weißdorn (<i>Crataegus laevigata</i>)	1/1, 2-jähriger verpfl. Sämling, Höhe 30-50 cm
Walnuss (<i>Juglans regia</i>)	1/1, 2-jähriger verpfl. Sämling, Höhe 30-50 cm
Vogelkirsche (<i>Prunus avium</i>)	1/0, 1-jähriger Sämling, Höhe 30-50 cm
Frühblühende Traubenkirsche (<i>Prunus padus</i>)	1/1, 2-jähriger Sämling, Höhe 30-50 cm
Stieleiche (<i>Quercus robur</i>)	1/1, 2-jähriger verpfl. Sämling, Höhe 30-50 cm
Gemeine Eberesche (<i>Sorbus aucuparia</i>)	1/2, 3-jähriger verpfl. Sämling, Höhe 30-50 cm
Schwedische Mehlbeere (<i>Sorbus intermedia</i>)	Änderung: lt. Pflanzplan Echte Mehlbeere (<i>Sorbus aria</i>), Pflanzenqualität unbekannt
Winterlinde (<i>Tilia cordata</i>)	1/1, 2-jähriger verpfl. Sämling, Höhe 30-50 cm

Für die ausgewählten Gehölzarten zeigte sich insgesamt in den ersten drei Jahren nach Pflanzung eine positive Entwicklung im Höhenwachstum und der Vitalität. Die mittlere Wuchshöhe der Gehölzpflanzung und der einzelnen Gehölzarten sowie die minimale und maximale Wuchshöhe ist der Tab. 5 zu entnehmen.

Tab. 5: Entwicklung der mittleren, maximalen und minimalen Wuchshöhe aller und ausgewählter Baumarten zwischen 2011 und 2015 (EIGENE DARSTELLUNG)

Jahr	2011	2012	2013	2014	2015
Mittlere Wuchshöhe (cm), alle Baumarten	71	100	148	189	238
Min/max Wuchshöhe (cm)	30/118	37/273	25/325	50/400	102/500
Mittlere Wuchshöhe Einzelbaumarten					
<i>Capinus betulus</i>	70	109	172	244	294
Jahrestrieblänge	-	35	65	70	71
<i>Quercus robur</i>	60	79	130	168	225
Jahrestrieblänge	-	22	26	40	48
<i>Sorbus aucuparia</i>	92	144	236	254	305
Jahrestrieblänge	-	54	65	59	54
<i>Sorbus intermedia</i>	75	104	150	181	225
Jahrestrieblänge	-	32	34	39	40
<i>Tilia cordata</i>	66	94	133	162	201
Jahrestrieblänge	-	23	44	40	40

Erkennbare Veränderungen hinsichtlich der Gehölzentwicklung zeichneten sich für das „Stadtgärtnerei Holz“ seit 2014 ab (vgl. Kap. 2.1.2.) Der offene, weitläufige Charakter der Modellfläche, die 2009 noch einen lückigen oder niedrigwüchsigen Vegetationsbestand aufwies und auf der sich innerhalb von zwei Jahren ein Bestand aus halbruderalen Gras- und Staudenfluren entwickelte, wurde zunehmend durch die gepflanzten Gehölze bestimmt. In einigen Pflanzquartieren, insbesondere den ehemals versiegelten Flächen, erreichen die Gehölze nur eine Wuchshöhe von durchschnittlich 100 bis 150 cm mit lediglich einzelnen Bäumen von über drei Metern. Pflanzquartiere im Bereich der ehemaligen Freibeete (nährstoffreiche Ausprägung) sowie der Wildobst- und Walnuss-Bestand im Nordosten der Modellfläche werden bereits von höherwüchsigen Individuen bis zu 4 m geprägt und unterbinden sukzessive den freien Blick über die Fläche wie Abb. 5 zeigt.





Abb. 5: Blick über die Anpflanzungsfläche mit Stieleiche und Hainbuche der ehemaligen Freibeete 2009 (links) und 2014 (rechts) in Richtung Osten. (Fotos: S. HEEMANN)

Im Bereich der ehemaligen Freibeete liegen überwiegend frische bis mäßig frische und gut nährstoffversorgte Substratverhältnisse vor (Einstufung als Hortisol-Böden), die in einigen Teilflächen jedoch lockergründige Böden mit höherem Sandanteil aufweisen. In Abb. 6 werden drei der Hauptbaumarten (Winterlinde, Stieleiche und Hainbuche) hinsichtlich ihres Wachstums für drei Untersuchungsjahre 2013 und 2015 differenziert nach der unterschiedlichen Ausprägung des Standortes dargestellt. Für *Quercus robur* zeichnen sich im Verlauf von fünf Jahren keine Unterschiede zwischen den trockenen Flächen und denen mit besserer Wasser- und Nährstoffversorgung ab. Auch *Tilia cordata* zeigt nur geringe Unterschiede hinsichtlich der Standorte. Für *Carpinus betulus* konnte ab 2015 ein schnelleres Wachstum in den Pflanzquartieren auf den besser wasserversorgten Pflanzflächen festgestellt werden.

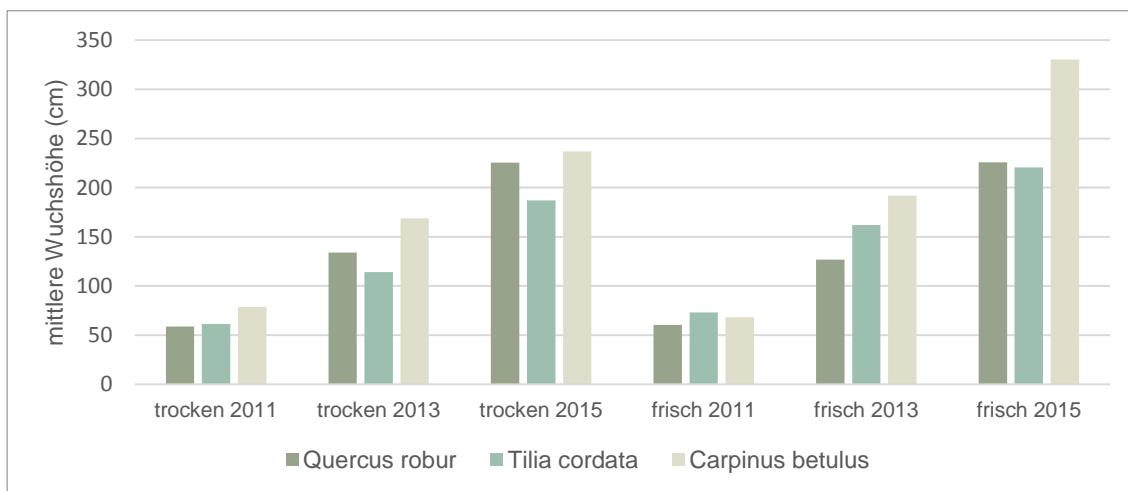


Abb. 6: Mittlere Wuchshöhe von Stieleiche, Winterlinde und Hainbuche in Abhängigkeit der standörtlichen Ausprägung (trocken, frisch) (EIGENE DARSTELLUNG)

2.2.4 Entwicklung der Gehölzbestände „Schönauer Holz“

Wie für das „Stadtgärtnerei Holz“ erfolgte die Vermessung der Jungbäume auf der Modellfläche in Grünau jeweils im Herbst. Die Ersterfassung der Parameter Wuchshöhe, Sprossdurchmesser (Stammdurchmesser ab 10 cm über dem Boden) sowie der Jahrestrieblänge fand im September 2014, ein Jahr nach der Pflanzung statt. Eine Zusammenstellung der untersuchten und fest markierten Gehölzarten mit Angaben der Eignung bezüglich Trockentoleranz und Winterhärte nach ROLOFF et al. (2008) sind in



aufgeführt. Ebenfalls in den Pflanzflächen vertreten, jedoch nicht in der Variante „ohne Pflegemaß“, finden sich Baumarten wie *Carpinus betulus* und *Sorbus torminalis*. Diese Arten kommen außerhalb der Dauerflächen oder in nur geringer Anzahl vor. Um eine Vergleichbarkeit hinsichtlich der Gehölzentwicklung auf Modellflächen wie dem „Stadtgärtnerei Holz“ zu ermöglichen, wurden *C. betulus* und *S. torminalis* ab 2015 mit in die Erfassung aufgenommen.

Tab. 6: Baumartenauswahl und Anzahl der Individuen für die Modellfläche „Schönauer Holz“ mit Angabe der Trockentoleranz nach ROLOFF et al. (2008). Ausgewählt wurden überwiegend Bäume innerhalb der Dauerflächen des Vegetations-Monitoring. Abk.: sg= sehr geeignet, g= geeignet, e/p= empfindlich/problematisch (EIGENE DARSTELLUNG)

Baumart	Abkürzung der Baumart	Anzahl der Stichproben	Trockentoleranz	Winterhärte
Feldahorn (<i>Acer campestre</i>)	Acam	15	sg	sg
Hainbuche (<i>Carpinus betulus</i>)	Cbet	5	g	sg
Traubeneiche (<i>Quercus petraea</i>)	Qpet	10	g	g
Stieleiche (<i>Quercus robur</i>)	Qrob	5	e/p	sg
Echte Mehlbeere (<i>Sorbus aria</i>)	Sari	15	sg	sg
Gewöhnliche Eberesche (<i>Sorbus aucuparia</i>)	Sauc	10	p	sg
Speierling (<i>Sorbus domestica</i>)	Sdom	10	sg	g
Elsbeere (<i>Sorbus torminalis</i>)	Stor	10	sg	g

Die nachfolgende Pflanzqualität der verwendeten Gehölze ist den Pflanzplänen der Ausführungsplanung (BURKHARDT 2012) entnommen (Tab. 7).

Tab. 7: Ausgewählte Baumarten und deren Pflanzenqualität (EIGENE DARSTELLUNG)

Art	Pflanzenqualität
Feldahorn (<i>Acer campestre</i>)	1/1, 2-jähriger verpfl. Sämling, Höhe 50-80 cm
Hainbuche (<i>Carpinus betulus</i>)	1/1, 2-jähriger verpfl. Sämling, Höhe 50-80 cm
Traubeneiche (<i>Quercus petraea</i>)	1/1, 2-jähriger verpfl. Sämling, Höhe 50-80 cm
Stieleiche (<i>Quercus robur</i>)	1/1, 2-jähriger verpfl. Sämling, Höhe 50-80 cm
Echte Mehlbeere (<i>Sorbus aria</i>)	1/1, 2-jähriger verpfl. Sämling, Höhe 50-80 cm
Essbare Eberesche (<i>Sorbus aucuparia</i> `Edulus`)	leichter Heister, Höhe 150-200 cm
Speierling (<i>Sorbus domestica</i>)	1/1, 2-jähriger verpfl. Sämling, Höhe 50-80 cm
Elsbeere (<i>Sorbus torminalis</i>)	1/1, 2-jähriger verpfl. Sämling, Höhe 50-80 cm
Winterlinde (<i>Tilia cordata</i>)	2/0, 2-jähriger verpfl. Sämling, Höhe 50-80 cm

Nach der Pflanzung im Mai 2013 wurde zunächst im Rahmen der vegetationskundlichen Erfassung eine visuelle Einschätzung der Vitalität der gepflanzten Gehölze vorgenommen. Innerhalb der Dauerbeobachtungsflächen wurde sowohl die Anzahl der Gehölze erfasst als auch der Anteil der bereits abgestorbenen oder nur wenig vitalen Individuen dokumentiert. Der überwiegende Teil der Pflanzen zeigte dabei nach erster Einschätzung einen vitalen Eindruck, während abgestorbene Individuen nur vereinzelt auftraten. Im Herbst 2013 zeigte sich ein eher heterogener Gesamteindruck der Gehölze. Die Vitalität von *Sorbus domestica* und *S. aucuparia* wurden weiterhin als vital eingestuft, während es bei *S. aria* und insbesondere bei *Carpinus betulus* und *Quercus petraea* in mindestens einem der Pflanzquartiere zu hohen Ausfällen kam. Im Frühjahr 2014 wurden in den entsprechenden Flächen Nachpflanzungen durchgeführt.



Die Gehölze im „Schönauer Holz“ zeigen in den ersten drei Jahren ein sehr langsames Wachstum. Die mittlere Wuchshöhe der ausgewählten Baumarten liegt 2014 bei 97 cm und steigt bis 2016 nur leicht auf durchschnittlich 119 cm an, was auch in etwa den mittleren Jahrestrieblängen der einzelnen Baumarten entspricht (Tab. 8). Seit 2016 konnte ein jährlicher Zuwachs von über 30 cm nachgewiesen werden. Die Gehölze erreichten 2018 eine durchschnittliche Wuchshöhe von 183 cm. Die Zuwächse (Jahrestrieblängen) der einzelnen Baumarten fielen im Verlauf des Untersuchungszeitraumes unterschiedlich aus. Für *Acer campestre*, *Quercus robur*, *Sorbus torminalis*, und *Sorbus domestica* konnten seit 2016 sehr gute jährliche Zuwächse verzeichnet werden, während bei *S. aucuparia*, der als leichter Heister gepflanzt wurde, sowie *S. aria* und *Q. petraea* die Werte stagnierten. Aufgrund einer hohen Streuung der Werte in den einzelnen Stichproben konnten keine signifikanten Unterschiede in den Zuwachseleistungen bei den einzelnen Baumarten nachgewiesen werden.

Tab. 8: Entwicklung der mittleren Wuchshöhe aller und ausgewählter Baumarten zwischen 2014 und 2017 (EIGENE DARSTELLUNG)

Jahr	2014	2015	2016	2017	2018
Mittlere Wuchshöhe (cm), alle Baumarten	97	107	119	155	183
Mittlere Wuchshöhe und Jahrestrieblängen der Einzelbaumarten					
<i>Acer campestre</i>	82	99	117	164	188
Jahrestrieblänge	14	20	16	49	31
<i>Carpinus betulus</i>	-	112	138	223	253
Jahrestrieblänge	-	16	44	78	40
<i>Quercus petraea</i>	69	70	79	123	126
Jahrestrieblänge	3	3	17	36	27
<i>Quercus robur</i>	68	71	86	144	171
Jahrestrieblänge	16	4	20	41	31
<i>Sorbus aria</i>	70	87	99	130	128
Jahrestrieblänge	18	19	16	18	17
<i>Sorbus aucuparia</i>	175	170	169	200	194
Jahrestrieblänge	23	24	14	29	32
<i>Sorbus domestica</i>	111	135	160	200	256
Jahrestrieblänge	19	23	27	41	53
<i>Sorbus torminalis</i>	-	75	87	128	164
Jahrestrieblänge	-	37	24	37	48
<i>Tilia cordata</i>	-	-	-	156	211
Jahrestrieblänge	-	-	-	36	49

Mit Ausnahme von *S. domestica* für 2017 konnten auch im Hinblick auf die potenziellen Effekte der Pflegemahd keine signifikanten Unterschiede festgestellt werden. Bei *S. domestica* bestanden Unterschiede bei den Jahrestrieblänge von etwa 10 cm in den Dauerflächen mit und ohne Pflegemahd ($p = 0,05$). Bei Arten wie *A. campestre* und *S. aria* waren die durchschnittlichen Zuwächse in den ungemähten Dauerflächen um 10-20 cm höher als in den Flächen mit Pflegemahd. Individuen von *S. aucuparia* erreichten in den gemähten Flächen leicht höhere Zuwächse.

Hinsichtlich der Eignung der gepflanzten Baumarten gegenüber Spätfrösten oder längeren Trockenperioden können auf Grundlage der bisherigen Ergebnisse noch keine Prognosen gegeben werden. Mit Ausnahme von *Quercus robur* und *Sorbus aucuparia*, die eine geringere Toleranz gegenüber Trocken-



heit aufweisen, werden alle anderen Arten als geeignet bis sehr geeignet nach der KLAM-Matrix bezeichnet. Das Jahr 2014 zeichnete sich durch eine sehr lange Trockenphase in den Sommermonaten aus, was bei den meisten Baumarten zu keiner Abnahme der Zuwächse geführt hat. Auffällig waren die sehr ähnlichen Jahreszuwächse der beiden *Quercus*-Arten mit 3 - 4 cm in 2014 und 2015 und in den beiden Folgejahren bei standörtlich mäßig trockenen bis trockenen Bodenverhältnissen.

2.2.5 Beobachtungen pathogene Pilze und Schädlingsbefall an den Gehölzen

Auffälligkeiten hinsichtlich phytopathogener Erreger oder Schädlingsbefall konnten im Untersuchungszeitraum 2010 bis 2018 nicht dokumentiert werden. Regelmäßig trat bei *Quercus robur* in den Sommermonaten ein Befall mit Mehltau (*Microsphaera alphitoides*) auf, der in der trocken-warmen Witterung 2014 häufiger an den Pflanzen zu finden war als 2013. Gelegentlich wurde ein Befall mit gallenbildenden Insekten (*Cynips quercusfolii*, *Neuroterus quercusbaccarum*) nachgewiesen, die jedoch nach allgemeinem Kenntnisstand keine schädigende Wirkung auf die Bäume haben. Auch Schäden durch Insektenfraß kamen nur selten vor. Hinsichtlich der Bewertung beobachteter Schäden an Blättern (Blattform, Blattfärbung) traten bei *Prunus padus* und *P. avium* wiederholt auffällige Blattverfärbungen auf. Ob diese Veränderungen im Zusammenhang mit einem Pilzbefall stehen, konnte nicht eindeutig geklärt werden. Möglich sind auch Mangelerscheinungen durch Kalkchlorosen auf den Abbruchflächen der Gebäude, auf denen zum Teil noch Elemente der Betonfundamente enthalten blieben. Punktförmige, braune Verfärbungen auf den Blättern, oft in Verbindung mit Blattrandnekrosen konnten regelmäßig an *Tilia cordata* und *Sorbus aucuparia* beobachtet werden und lassen sich sehr wahrscheinlich auf einen Befall mit Pilzen zurückführen. Der Befall wird aber eher als gering eingestuft, da sich die Pflanzen gut entwickelt haben und insbesondere bei *S. aucuparia* auch keine Auswirkungen auf den Längenzuwachs auftraten.

2.3 Weiterführende Untersuchungen urbaner Wälder

In 2010 bildeten bestehende innerstädtische Waldflächen einen Schwerpunkt der vegetationskundlichen Erhebungen. Neben den grundlegenden Fragestellungen zur Entwicklung und ökologischen Bedeutung urbaner Wälder sollte weiteren Fragen nachgegangen werden:

- Lässt sich eine zeitliche Abfolge der Vegetationsentwicklung (Chronosequenz) von der Erstaufforstung bzw. im Verlauf einer Sukzession innerstädtischer Waldflächen verschiedenen Alters erstellen?
- Welches floristische Artenspektrum weisen innerstädtische Waldflächen in Abhängigkeit von Bestandsalter, unterschiedlicher Vornutzung und Substratverhältnisse auf?
- Welche Unterschiede bestehen dabei zwischen Waldflächen aus (Erst-)Aufforstungen und Sukzessionsflächen?
- Bestehen floristische Unterschiede zwischen mehr oder weniger isoliert liegenden Waldflächen und solchen, die eine Anbindung an ältere Waldbestände/Altbestände aufweisen?

Für die Auswahl der Waldflächen erfolgte eine Vorbegehung potenzieller Untersuchungsflächen. Im Anschluss wurden in Abstimmung mit dem Leipziger Forstamt verschiedene Auswahlkriterien entwickelt und angewendet. Als Ergänzung zu den in 2009 untersuchten, etwa 20 bis 30-jährigen Waldflächen,



sollten weitere Waldflächen mit einem Bestandsalter < 20 Jahren und > 30 Jahren, Waldflächen auf anthropogen überformten Substraten und Aufforstungen mit Anbindung an vorhandene Waldbestände/Auwaldbereiche oder isolierter Lage (am Stadtrand oder innerhalb landwirtschaftlicher Nutzflächen) untersucht werden. Zusätzlich sollten Sukzessionswälder (auf Brachflächen oder ältere Aufforstungen ohne weitere waldbauliche Maßnahmen) betrachtet werden. In Tab. 9 sind die einzelnen Waldflächen kurz dargestellt. Den zehn Waldflächen (Referenzflächen) wurden als weitere Nutzungstypen fünf Grünanlagen (3 intensiv gepflegte, 2 extensiv gepflegte) und fünf Brachen (3 Gewerbebrachen, 2 Bahnbrachen) gegenübergestellt.

Tab. 9: Übersicht und Beschreibung der Waldreferenzflächen (EIGENE DARSTELLUNG)

Bezeichnung	Stadtteil	Beschreibung	Alter (Jahre)	Anbindung an Wälder	Anthropogener Einfluss / Isolation
W1	Südvorstadt	Aufforstung Eichen-Mischwald, auennahe Lage, lückige, artenarme Krautschicht; Baumarten: Stieleiche, Esche, Ulme, Erle	> 100	ja	verdichtetes Wohngebiet / nein
W2	Lößnig-Döllitz/ Probsteida	Aufforstung Mesophiler, strukturreicher Laubwald, gut entwickelte Strauchschicht; Vorkommen von Arten alter Waldstandorte Aronstab, Bärlauch, Hain-Gilbweiderich; lokal viel Kleinblütiges Springkraut; Baumarten: Stieleiche, Winterlinde, Esche, Roteiche	50 bis 60	nein	ehem. Untertagebau, nahe Kleinsiedlung / ja
W3	Südvorstadt	Sukzession Mesophiler Laubmischwald, artenreiche Krautschicht, viele Feuchtezeigern; Baumarten: Berg- und Spitzahorn, Amerik. Esche	25	ja	verdichtetes Wohngebiet / nein
W4	Großzschocher	Aufforstung (zwei Teilflächen) nährstoffreicher Standort; artenreichere Krautschicht mit Offenland- und Waldarten; Baumarten: Esche und Berg-Ahorn	20 bis 25	ja	Ackerfläche / nein
W5	Anger-Crotendorf	Sukzession Pionierwald mit arten- und strukturreiche Baum- und Strauchschicht, lichte Krautschicht, moosreich; Baumarten: Hängebirke, Robinie, Salweide sowie Stieleiche und Winterlinde (Naturverjüngung)	16	nein	verdichtetes Wohngebiet, Wohnbaubrache / ja
W6	Knautkleeberg	Sukzession (Gebüsch) Sukzessionsgebüsch, Gehölze: dichte, ruderal Krautschicht (Quecke, Landreitgras, Goldrute); Gehölzarten: Schlehe, Rosen, Weißdorn; junge Hängebirken und Salweiden	18	nein	Stadtrand, Braunkohletagebau mit Ackerfolgenutzung / ja
W7	Knautkleeberg	Aufforstung grasreiche, artenarme Krautschicht, Ruderalarten (Kratzdistel, Brennessel, Goldrute); Baumarten: Stieleiche, Winterlinde, Esche	ca. 10	nein	Ackerfläche / ja
W8, W9	Altindenu	Aufforstung (2 Teilflächen) <u>jüngere Teilfläche</u> : mittlerer Standort; artenarme Krautschicht mit Stieleiche und Esche,; <u>ältere Teilfläche</u> : feuchter Standort, artenarme Krautschicht mit Reinbestand von Nitrophyten mit Traubenkirsche und Berg-Ahorn	3 bis 10	ja	ehem. Schlammbecken / nein



2.3.1 Bewertung der Gefäßpflanzen an die Waldbindung

In Abb. 7 ist zusammenfassend die Verteilung der Waldartengruppen (für die untersuchten Waldstandorte) aufgeführt. In der ältesten Waldfläche („W1“) stellen dabei Bäume und Sträucher die größte Waldartengruppe dar. Arten mit Schwerpunkt im Offenland (Waldartengruppe K2.2 nach SCHMIDT et al 2011) und Offenlandarten fehlen in dieser Fläche. In der artenarmen Krautschicht dieser Waldfläche fanden sich jedoch typische, krautige Arten geschlossener Wälder, wie *Arum maculatum*, *Allium ursinum* oder *Milium effusum* ebenso wie Arten lichterere Wälder und der Saumbereiche wie *Ranunculus ficaria* oder *Veronica hederifolia*. Diese Arten traten auch in der Krautschicht der zweitältesten Waldfläche W2 in Lößnig auf. Mit 62 Arten ist diese Fläche jedoch fast doppelt so artenreich wie W1, was insbesondere am höheren Anteil von Gefäßpflanzen geschlossener Wälder und Arten mit Schwerpunkt im Wald und Offenland (K2.1 und K2.2 nach SCHMIDT et al. 2011) lag. Neben Vorkommen von typischen Waldarten wie *Galium odoratum* oder *Brachypodium sylvaticum* traten noch vereinzelt Arten des Grünlandes (z. B. *Dactylis glomerata*) und häufig Nährstoffzeiger wie *Galium aparine* oder *Urtica dioica* auf. Arten des Offenlandes kommen nur mit wenigen Individuen in den Aufnahmeflächen vor. Bemerkenswert für die ca. 25 Jahre alte Sukzessionsfläche W3, die räumlich im Komplex mit der Fläche W1 liegt ist, dass sie trotz ihres geringeren Bestandsalters (W1 = ca. 110 Jahre) hinsichtlich der Artenvielfalt, der Artenzusammensetzung und Verteilung der Waldartengruppen nahezu identisch mit der ältesten Waldfläche ist.

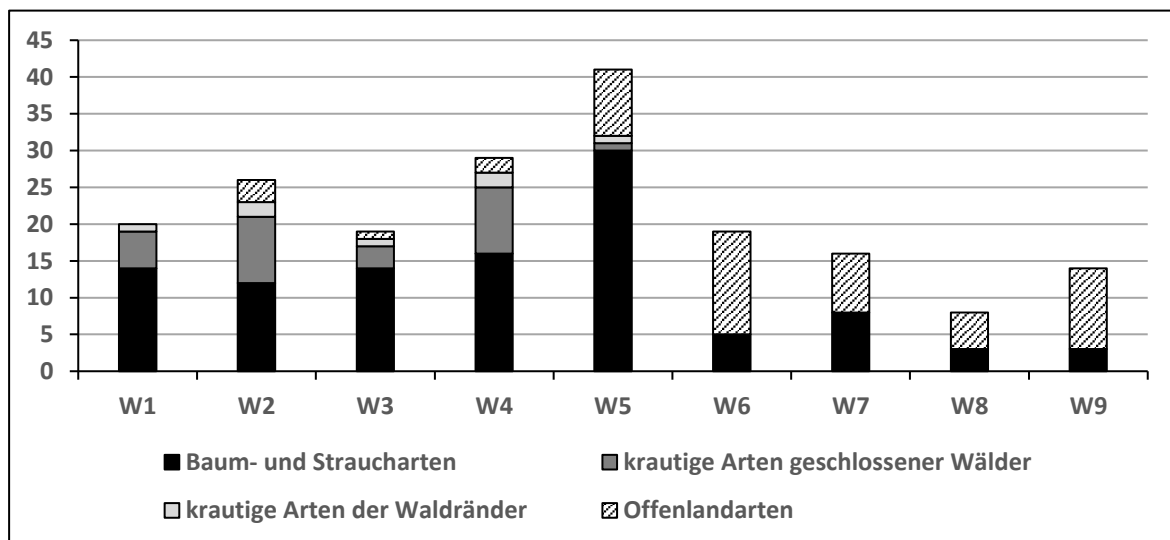


Abb. 7: Verteilung der Anzahl von Gehölzarten, krautige Waldgefäßpflanzen und Offenlandarten in urbanen Waldflächen in Abhängigkeit des Bestandsalters. Die Einzelflächen sind mit abnehmendem Alter von links nach rechts dargestellt. (EIGENE DARSTELLUNG)

Obwohl sich die relativ jungen Waldflächen W4 (20 bis 25 Jahre) und W5 (16 Jahre) in ihrer Artenzusammensetzung unterschieden, traten in beiden Wäldern noch mehrere Arten der Krautschicht lichtreicherer Standorte und in größerer Abundanz auf. Bemerkenswert war jedoch, dass in der Waldfläche W4 auch neun krautige Arten geschlossener Wälder (K1.1 nach SCHMIDT et al. 2011) und im Sukzessionswald W5 insgesamt 39 Gehölzarten vorkamen. Beide Waldflächen wiesen mit 70 bzw. 71 Arten die höchste Diversität der untersuchten urbanen Waldbestände auf. In den jüngeren Aufforstungs- und Sukzessionsflächen (W6 - W9) fanden sich dagegen mit fünf bis zehn Arten weitaus weniger Baum- und



Straucharten. Sowohl Sträucher als auch krautige Arten mit überwiegender Bindung an Wälder fehlten hier vollständig. In der noch gut ausgebildeten Krautschicht (Deckung > 70 %) konnten mehrheitlich Arten des Offenlandes nachgewiesen werden.

Die untersuchten Waldflächen wurden auch hinsichtlich des Bestandsalters, der Entstehung der Standorte (Aufforstungs- oder Sukzessionsfläche), der anthropogenen Beeinflussung der Substrate sowie der Entfernung zu älteren Waldbeständen („Isolation“) betrachtet. Die Einteilung der Substratbeschaffenheit erfolgte in drei Stufen (1= überwiegend anthropogen unbeeinflusst, 2= mäßig anthropogen beeinflusst, 3= deutlich anthropogen beeinflusst). Die „Isolation“ bezieht sich auf die Anbindung an ältere Waldbestände. Aufforstungen auf ehemaligen Ackerstandorten wurden in die zweite Stufe eingeteilt.

Wie Tab. 10 zeigt, besteht zwischen den Waldartengruppen und dem Bestandsalter ein mehrheitlich hochsignifikanter Unterschied. Die jüngeren Wälder weichen bezüglich der Gesamtartenzahl mehr von den älteren Flächen ab, als diese untereinander (inkl. W3, Sukzessionswald; 25 Jahre). Die 3- bis 10-jährigen Waldflächen unterscheiden bei allen Waldartengruppen signifikant von den Wäldern > 60 Jahre. Ob eine Waldfläche durch Aufforstung oder Sukzession entstanden ist, hat offenbar keinen Einfluss auf die Gesamtartenzahl oder die Anzahl der Baum- und Offenlandarten. Signifikant mehr Arten mit vorwiegender oder ausschließlicher Bindung an Wälder finden sich dagegen in den Aufforstungsflächen. Abhängig von der Entfernung einer Aufforstungs- oder Sukzessionsfläche von älteren Waldbeständen, kommen in den Waldflächen mit Anbindung an ältere Wälder zwei- bis dreimal mehr Baum- und Waldarten vor als in den isolierten Beständen, in denen mehr Offenlandarten anzutreffen sind. Die Substratbeschaffenheit zeigt einen signifikanten Einfluss auf die Anzahl von Baum- und Waldarten (K1.1 und K1.2) an, wobei mehr Arten beider Gruppen in den anthropogen am wenigsten geprägten Böden vorkommen. Deutlich mehr Arten des Offenlandes finden sich dagegen auf anthropogen stärker beeinflussten Standorten.

Tab. 10: Gesamtartenzahl und Anzahl erfasster Arten in den jeweiligen Waldartengruppen in Abhängigkeit von Bestandsalter, Entwicklung, Isolationsgrad und Substratbeschaffenheit. Signifikanzniveau: * p ≤ 0,05; ** p ≤ 0,01; p ≤ 0,001; n.s.: nicht signifikant; Waldartengruppen nach SCHMIDT et al. (2011): a Krautige Arten K1 (K 1.1, K1.2), b Krautige Arten K2 (K2.1, K2.2), c Waldarten (nur K1.1) (EIGENE DARSTELLUNG)

	Gesamtartenzahl	Baumarten	Krautige (K1) ^a	Krautige (K2) ^b	Waldarten ^c	Offenlandarten
N	39	39	39	39	39	39
Alter	***	***	***	***	**	***
Entstehung	n.s.	n.s.	**	n.s.	**	n.s.
Isolation	n.s.	***	***	n.s.	***	***
Substrat	n.s.	**	**	n.s.	***	***

2.3.2 Artendiversität der Freiraumtypen Wald, Brache und Grünanlage

Ein Vergleich der Artendiversität unterschiedlicher Freiraumkategorien wurde 2009 durchgeführt und jeweils drei Flächen im Stadtgebiet von Leipzig ausgewählt. Auf allen Untersuchungsflächen konnten insgesamt 306 Sippen (280 Gefäßpflanzen, 19 Moose, 7 Flechten) erfasst werden. Die Gesamtartenzahl der Brachflächen lag bei 200 Arten, damit wiesen diese die höchste Artenvielfalt vor. Auf einer der Gewebebrachen konnten alleine 147 Arten erfasst werden, auf den anderen Brachflächen bis zu 65



Arten. In den Waldflächen traten insgesamt 170 Arten, in den Grünanlagen 89 Arten auf. Die Artendiversität der Waldstandorte lag zwischen 38 Arten und 71 Arten, die der Grünanlagen zwischen 25 Arten und 58 Arten.

Die mittleren sowie maximalen und minimalen Artenzahlen der Freiraumkategorien gibt Abb. 8 wieder. Für beide Flächengrößen (25 m², 100 m²) konnte ein hochsignifikanter Unterschied ($p < 0,01$) zwischen den Brachen sowie den Wäldern und Grünanlagen festgestellt werden. Die Wälder und Grünanlagen zeigten dagegen keine Unterschiede auf ($p > 0,9$). Neben den Brachen als artenreichsten Flächentyp bildeten die eher extensiv gepflegten Grünfläche (Cospudener Park) eine Ausnahme. Mit einer mittleren Artenzahl von 29,4 Arten hob sich diese gegenüber den anderen Grünanlagen mit durchschnittlich nur 13,1 bis 18,0 Arten ab. Die Artendiversität der Wälder und Grünanlagen war insgesamt aber heterogen verteilt, da mindestens ein Standort mittlere Artenzahlen von > 40 Arten als auch < 20 Arten aufwies.

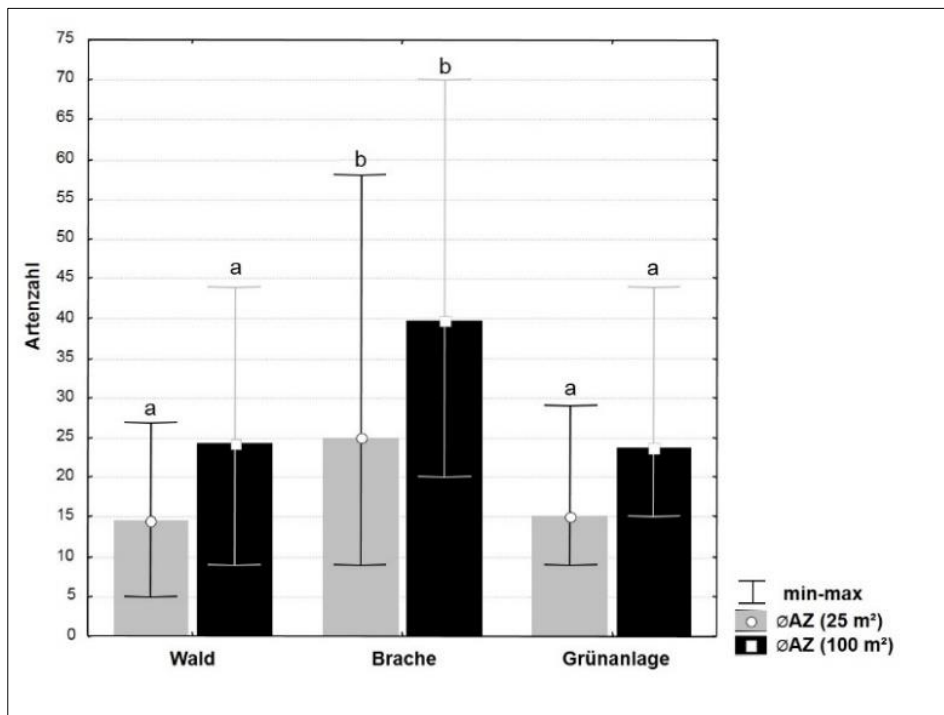


Abb. 8: Mittlere, maximale und minimale Artenzahlen (AZ) von Wald- und Brach- und Grünflächen in Leipzig. Berücksichtigt wurden alle Vegetationsaufnahmen (25 m², 100 m²) jedes Freiraumtyps. (EIGENE DARSTELLUNG)

Bei den Ellenberg-Zeigerwerten ergaben sich für die einzelnen Freiraumkategorien hinsichtlich der mittleren Lichtzahl von 6,01 (Wälder) sowie 7,22 bzw. 6,80 für Brachen und Grünanlagen erwartungsgemäß Unterschiede aufgrund der Beschattungswirkungen geschlossener Gehölzbestände gegenüber Offenlandstandorten. Entsprechend der höheren Zeigerwerte dominieren auf den Brachen und Grünflächen Arten mit höheren Ansprüchen an die Lichtversorgung. Volllichtpflanzen ($L = 9$) fanden sich ausschließlich auf den Bahnbrachen. Die mittlere Feuchtezahl der Wälder und Grünanlagen liegt bei 5,40 und 5,06. Einen etwas geringeren Wert mit 4,55 wiesen dagegen die Brachflächen auf. Mit einer Lichtzahl von 4,00 heben sich die Bahnbrachen erneut von den anderen Brachen und Freiflächentypen ab. Mit einer Nährstoffzahl von 6,43 wird für die Waldflächen eine mittlere bis gute Nährstoffversorgung angedeutet. Die Anzahl von Stickstoffzeigern war in den älteren Waldflächen etwas höher als in den jüngeren



Flächen. Arten stickstoffärmerer Böden traten in nennenswerter Anzahl lediglich in einer Waldfläche in Anger-Crottendorf (Sukzessionswald auf Brache) auf. Auch die Grünanlagen mit einer mittleren Nährstoffzahl von 5,88 zeigen eine mäßige Stickstoffversorgung der Standorte. Bei den Brachen korrespondiert die Nährstoffzahl (5,15) mit den geringeren Zeigerwerten für die Licht- und Feuchtezahl.

Die Zuordnung der in den Wäldern, Brachen und Grünanlagen erfassten Arten in die fünf Urbanitätsstufen (urbanophob, mäßig urbanophob, urbanoneutral, mäßig urbanophil und urbanophil) ergab, dass in allen Freiraumkategorien urbanoneutrale Arten am häufigsten vorkommen. Bei den Waldflächen ist die Summe (180 Arten) mäßig urbanophober (vorwiegend außerhalb von Städten) fast doppelt so hoch wie in den Brachflächen (95 Arten) und übersteigt den der Grünanlagen (42 Arten) um mehr als das Vierfache. In den älteren Waldflächen war der Anteil urbanophober Arten höher als der urbanoneutraler Arten. In den jüngeren Aufforstungs- und Sukzessionsflächen war dagegen das Verhältnis genau umgekehrt. Arten mit überwiegender Bindung an Siedlungen kommen verstärkt in den Brachflächen vor. Obwohl bei den Freiflächentypen nur in den Brachen urbanophile Arten vorgefunden wurden, waren hier gleichzeitig ebenso viele oder sogar mehr Arten auf diesen Standorten vertreten, die außerhalb menschlicher Siedlungen (urbanophob) vorkommen. Urbanoneutrale Arten haben ihren Schwerpunkt in den Grünanlagen. In den beiden extensiver gepflegten Flächen im Cospudener und Knautkleeberger Park waren mehr mäßig urbanophobe Arten vertreten.

2.3.3 Neophyten

Brachflächen zeichnen sich oftmals durch eine hohe Dynamik aufgrund von anthropogenen Störungen aus, auf welche die Ruderalarten im Hinblick auf die Strategietypen und Lebensformen angepasst sind. Auf Ruderalstandorten finden sich im siedlungsnahen oder innerstädtischem Bereich neophytische bzw. sog. „gebietsfremde“ Arten, die in Einzelfällen aufgrund ihres Ausbreitungspotenzials als problematisch eingestuft werden können (BFN 2013). Bei den meisten dieser Arten handelt es sich aber um eingebürgerte Neophyten, die als fester Bestandteil der Flora betrachtet werden oder um Arten, die aktiv durch den Menschen ausgebreitet und verwendet werden (z. B. *Lolium perenne*, *L. multiflorum*). Nach der Roten Liste der Farn- und Blütenpflanzen Sachsens (LFUG 2013) werden 303 Sippen als eingebürgerte Neophyten eingestuft (ca. 17 % aller Arten in Sachsen). Auf Vorkommen neophytischer Arten soll nur kurz eingegangen werden.

In allen untersuchten Wald-, Brach- und Grünflächen wurden insgesamt 49 Neophyten nachgewiesen, davon 44 eingebürgerte und 5 in Ausbreitung befindliche Sippen. Die meisten dieser Sippen traten in den Brachflächen auf, jedoch meistens sporadisch oder in sehr geringer Anzahl. Einige Arten wie *Cynodon dactylon* und *Lepidium didymum* konnten nur 2009 auf der Stadtgärtnerei vor Umsetzung der Modellfläche in Pflasterritzen nachgewiesen werden. Arten wie *Senecio inaequidens* oder *Erigeron annuus* treten weiterhin mit wenigen Individuen auf und zeigten in den letzten zehn Jahren keine Ausbreitungstendenzen. Arten wie *Solidago canadensis*, *Lepidium draba* und *Plantago media* sind feste Bestandteile der Vegetationsbestände. Bei *Solidago canadensis*, die 2010 noch großflächig im Stadtgärtnerei Holz vorkam zeigte bis 2018 eine deutliche Abnahme, die sich vermutlich auf den Einfluss der



Mahd und der Gehölzentwicklung zurückführen lässt. Allerdings konnte in Teilbereichen auch nach Einstellung der Mahd ein Rückgang oder sogar spontanes Einbrechen der Bestände beobachtet werden. Faunistische Untersuchungen zu Veränderungen der Diversität von Hymenopteren, die diese Art als Nahrungspflanze aufsuchen wurden nicht durchgeführt.

Die vermutete Etablierung neophytischer Gehölzarten auf den Modellflächen blieb weitestgehend unbestätigt. Die im Leipziger Stadtbild häufig anzutreffende Art *Acer negundo* konnten bei den Vegetationserhebungen im „Stadtgärtnerei Holz“ drei Individuen nachgewiesen werden. *Robinia pseudoacacia* hatte sich bereits während der Brachephase in den Freibeeten etabliert und wurde bis auf wenige Ausnahmen durch die Pflegemahd zurückgedrängt. Entlang des Hauptweges stehen einige Exemplare von *Rhus typhina*. Im „Schönauer Holz“ kommt nur *A. negundo* mit bis zu zehn Individuen vor. *Ailanthus altissima* wurde bislang nur auf den untersuchten Bahnbrachen beobachtet.

3 Diskussion

Städtische Ökosysteme weisen spezifische Eigenschaften gegenüber der freien Landschaft auf und beeinflussen sowohl die klimatischen Verhältnisse, die Ausprägung von Böden als auch die Habitat- und Artendiversität. Führt die Urbanisierung der Landschaft generell zu einer Fragmentierung und dem Verlust von Lebensräumen (CZECH et al. 2000) und damit zu einem Rückgang oder der Homogenisierung einheimischer Flora und Fauna (KOWARIK 2005, MARZLUFF 2001, MCKINNEY 2006), können Städte ebenso eine hohe Artenvielfalt beherbergen und auch Lebens- und Rückzugsraum für gefährdete Arten darstellen (REBELE & DETTMAR 1996, GODEFROID 2001). Begründen lässt sich dies u.a. mit dem trockenwarmen Stadtklima (REBELE 1994, SUKOPP & WITTIG 1993), welches einerseits das Vorkommen von Pflanzenarten auf Extremstandorten, andererseits aber auch die Ausbreitung neophytischer Arten begünstigen kann. Im engen Zusammenhang mit der hohen Artenvielfalt stehen dabei auch die durch menschliche Nutzung geschaffenen heterogenen Standorts- und Strukturverhältnissen in innerstädtischen Gebieten. Hervorgehoben wird die hohe Artendiversität ruderaler Standorte bzw. Brachflächen (BRANDES 2005), die je nach anthropogener Störung und/oder -intensität auch raschen Veränderungen unterliegen können. Obwohl sich im Vergleich der drei Freiraumtypen (vgl. Kap. 2.3.2) keine signifikanten Unterschiede bei den mittleren Artenzahlen zeigten, wiesen die Brachflächen insgesamt deutlich mehr Arten auf.

Die hohe Artendiversität der für Brachen charakteristischen Ruderalvegetation lässt sich insbesondere auf die Vielfalt an Substrattypen zurückzuführen. Das Artenspektrum umfasst dabei sowohl Arten trocken-warmer und nährstoffärmerer Standorte, als auch Arten nährstoffreicherer Böden. Das damit einhergehende Angebot an Nahrungs- und Blütenpflanzen z.B. für die Insektenfauna, die Lebensraumfunktion durch die standörtliche Vielfalt ist in städtischen Bereichen in Bezug auf ihre Bedeutung für die urbane Biodiversität hervorzuheben. Hohe Abundanzen konkurrenzkräftiger Sippen treten auf, wenn eine Nutzung oder anthropogen bedingte Störungen und damit dynamische Prozesse ausbleiben. Diese Prozesse zeigten sich eingehend am Beispiel des „Stadtgärtnerei Holzes“ nach Einstellung der Pflegemahd und Übergängen von einer lückigen Pioniervegetation zu halbruderalen Gras- und Staudenfluren



mit teils flächendeckenden Ausbreitung von *Calamagrostis epigeios* in den ehemals versiegelten Flächen. Auch krautige Ruderalarten wie *Cirsium arvense*, *Urtica dioica* und lokal *Solidago canadensis*, die bislang durch die Mahd zurückgedrängt wurden, konnten sich insbesondere in den frischeren, nährstoffreicheren Anpflanzungsflächen wieder ausbreiten. Eine vergleichbare Abfolge der Sukzession auf Brachflächen beschreibt auch MÜLLER (1985). Die Bestandsveränderungen drücken sich auch in der Evenness aus, die auf eine hohe Gleichverteilung der vorkommenden Arten, aber jeweils nur geringer Artmächtigkeit hindeutet. Die Abnahme der Evenness in 2014 impliziert dagegen eine unregelmäßige Verteilung der Arten mit hoher Abundanz einer oder weniger Arten. Insbesondere die hohe Deckung von *C. epigeios* in Verbindung mit der Akkumulation einer dichten und nur schwer zersetzbaren Streuauflage, die nicht mehr durch die Pflegemahd entfernt wird, trägt dabei zum Verlust konkurrenzschwacher und für die Keimung und Etablierung auf Bodenstörungen angewiesener krautiger Arten (R-, S-, und R-S- Strategen nach GRIME 1979) bei. Vergleichbare Effekte einer dichten Streuauflage dürften auch die Etablierung von Gehölzkeimlingen aus dem Samenvorrat im Boden oder Diasporeneintrag erschweren und verzögern, was jedoch aus planerischer Sicht im Hinblick auf die Entwicklung bestimmter Waldstrukturtypen auch als wünschenswert zu bewerten ist.

Eine besondere Bedeutung hinsichtlich der Artenzusammensetzung und -vielfalt dürfte auch die zukünftige Bestandsentwicklung der Gehölze und damit verbundenen Konkurrenz um Nährstoffe und Licht, aber auch Wurzelkonkurrenz sein, was für viele der aktuell noch vorhandenen Arten in der Krautschicht einen limitierenden Faktor darstellt und vermutlich in den kommenden Jahren zu einem weiteren Verlust der Artenvielfalt (POWELSON & LIEFFERS 1991, FISCHER & FISCHER 2010, BUSCARDO et al. 2006) führt. Betroffen dürften insbesondere wärme- und lichtliebende oder auf Extremstandorte angepasste Arten (Bahnbrachen) sein, die im Verlauf der Sukzession durch Generalisten oder Arten mit breiter ökologischer Standortamplitude ersetzt werden. Diese Entwicklung ist jedoch keine Phänomen der urbanen Wälder, sondern ein grundsätzlicher Bestandteil der Abfolge unterschiedlicher Sukzessionsphasen z. B. auf Brachflächen oder stillgelegten, landwirtschaftlicher Nutzflächen. Neben standörtlichen Veränderungen im Verlauf der Sukzession haben auch Störungen oder Störungsereignisse einen maßgebenden Effekt auf die Vegetationsdynamik und Zusammensetzung von Arten- und Lebensgemeinschaften. Zur Definition von Störungen und theoretischen Konzepten finden sich zahlreiche Publikationen (z. B. GRIME 1979, PICKETT & WHITE 1985, VAN DER MAAREL 1993). Die Effekte von Störungsereignissen können sich je nach räumlicher Dimension, Frequenz, Dauer und Intensität sehr unterschiedlich auf Habitateigenschaften und die Ausbildung räumlicher und zeitlicher Muster („patch dynamics nach GRIME 1979) auswirken. In den Modellflächen ist die Pflegemahd einem regelmäßiger Störung oder Eingriff gleichzusetzen, die zweimal im Jahr zu einer Entnahme der oberirdischen Biomasse und zu einem räumlichen Muster aus unterschiedlichen Vegetationsschichten führte (eine Mahd erfolgte im „Stadtgärtnerei Holz“ nur zwischen den Pflanzreihen) und bis zur Einstellung der Mahd ab 2014 die Artenzusammensetzung, aber auch -vielfalt in den Pflanzquartieren bestimmte. Störungen auf einem mittleren Level, sei es durch Mahd, Herbivorie oder in Waldökosystemen die Entstehung von Bestandslücken durch Windwurf oder auch Holzeinschlag können einen positiven Einfluss auf die Artendiversität nehmen (HOBBS & HUENNEKE 1992). Untersuchungen von HOBBS (1988) ergaben, dass isoliert liegende oder kleinere, gemähte ur-



bane Wälder eine signifikant höhere Artenvielfalt aufwiesen als ungemähte. Die Studie untersuchte jedoch unterschiedlich große Waldbestände mit einer grundsätzlich höheren Artenvielfalt in großen, gemähten Wäldern, die zudem auch viele gepflanzte Gehölze und Zierarten zeigte und damit Einfluss auf die Artenvielfalt hatte. Die ungemähten Wälder zeigten dagegen weniger Arten, aber eine naturnäheren Artenzusammensetzung. Die höchste Artendiversität zeigten Waldbestände, in denen sowohl gemähte als auch ungemähte Bereiche vorkamen. Diese Heterogenität lässt sich mit einer größeren Habitatdiversität gleichsetzen und zählt nach HONNAY et al. (1999) neben dem Bestandsalter zu den wichtigsten Einflussgrößen auf die Artendiversität in Wäldern.

Die seit 2010 aus der Mahd genommenen Kontrollflächen im „Stadtgärtnerei Holz“ geben Hinweise darauf, dass sich ohne den Einfluss der Pflegemahd schon in kurzer Zeit relativ stabile und vergleichsweise artenarme Pflanzengesellschaften einstellen können. Die zukünftige Entwicklung der Vegetationsbestände auf den Modellflächen bleibt abzuwarten. Derzeitig stellt das „Stadtgärtnerei Holz“ aus naturschutzfachlicher Sicht aufgrund der vorhandenen strukturellen Vielfalt mit Wechsel von fast geschlossenen Gehölzbeständen (Pflanzquartiere mit Stieleiche und Hainbuche im Bereich der ehemaligen Freibeete) und lichten, niedrigwüchsigen Gehölzbeständen (Pflanzquartiere mit Weißdorn-Arten und Schwedischer Mehlbeere) sowie blütenreichen Krautsäumen und Trockenrasen (entlang der Wege und anderen Freiflächen) eine Besonderheit mit hoher Artenvielfalt und wichtiger Biotopfunktion in dem wenig durchgrüneten Stadtquartier dar. In diesem Zusammenhang lässt sich auch die Frage nach einem möglichen Management von urbanen Wäldern als neue Freiflächenkategorie formulieren, welches bislang noch in den Planungsprozessen unberücksichtigt blieb bzw. Managementansätze sich auf die langfristige Sicherung der Modellflächen bezogen.

Als ein Vorteil der Umsetzung von Brachflächen in urbanen Wald wurde auch der geringere Kostenaufwand bei gleichzeitig stadtkölogischem Potenzial genannt. Aus stadtklimatischer Perspektive und hinsichtlich der Reduktion der luftthygienischen Belastung können Wälder einen wichtigen Beitrag leisten (siehe Modulbericht Klima), um die Auswirkungen des Klimawandels zu verringern. Positive Effekte auf die floristische Diversität konnten auf Grundlage des Vegetationsmonitoring nicht nachgewiesen werden, was aber für Gehölzbestände dieses Alters auch nicht zu erwarten war. Ältere Wälder mit unterschiedlichen Altersklassen lassen sich auch durch bestimmte Schlüsselstrukturen wie z. B. Alt- und Totholz und Ausprägung verschiedener Mikrohabitate charakterisieren und bedingen die Entwicklung einer artenreichen Biozönose (z. B. Höhlen- und Baumbrüter, Fledermäusen, xylobionte Käfer- und Pilze, Nachtfalter). Die meisten dieser Artengruppen wurden auf den Modellflächen nicht untersucht, sodass nur eingeschränkt Aussagen zum potenziellen Arteninventar abgeleitet werden können.

Die Artendiversität der untersuchten Wälder fiel im Vergleich zu den Brachflächen zwar geringer aus, die Bedeutung von Wälder in städtischen Gebieten als Lebensraum für eine Vielzahl von Pflanzen- und Tierarten ist dabei jedoch nicht zu unterschätzen, insbesondere wenn diese eine naturnahe und struktureiche Ausprägung mit hoher Artenvielfalt aufweisen. Der Struktureichtum und damit die Habitatdiversität hängt dabei mit dem Alter des Waldes, aber auch mit seiner Größe zusammen. Je größer und älter ein Wald ist, desto reichhaltiger sind seine Habitatstrukturen (HONNAY et al. 1999). Eine hohe Biodiversität von „Naturwäldern“ findet sich insbesondere in den baum- und strauchreichen Stadien jünge-



rer Entwicklungsphasen sowie in Altbeständen mit einem Angebot an Totholz (KAULE 1991). Die Struktur- und damit verbunden die Artenvielfalt lässt sich auch durch eine nachhaltige und naturnahe Bewirtschaftung forstlich genutzter und innerstädtischer Waldflächen umsetzen.

Generell kann die in Wäldern vorhandene Artenvielfalt von Gefäßpflanzen von Einflussfaktoren wie der Flächengröße und der Art und Länge der vorherigen Landnutzung sowie von externen Variablen wie der Fragmentierung (Isolation) der Wälder und der Gestalt und Zusammensetzung der umgebenden Landschaftselemente, der „landscape matrix“, abhängig sein (DZWONKO & LOSTER 1992, GRASHOF-BOKDAM 1997). Die Flächengröße kann stellvertretend für den Faktor „Habitatdiversität“ angesehen werden, geht man davon aus, dass je größer ein Areal ist, desto größer ist auch die standörtliche Vielfalt (Habitatmosaik) ist. Das Bestandalter kann ebenfalls als Indikator für die Habitatqualität aufgefasst werden. Dass die Flächengröße alleine von untergeordneter Bedeutung für den Artenreichtum ist, stellten Untersuchungen zum Arteninventar fragmentierter Wälder heraus, wobei in mehreren kleinen Wäldern mehr Arten vorkamen, als in einer großen Fläche derselben Ausdehnung (HONNAY ET AL. 1999, SIMBERLOFF & GOTELLI 1984, ZACHARIAS & BRANDES 1990). Zwei der wichtigsten Variablen, die bei diesen Studien zu einer hohen Artenvielfalt führten, waren die Habitatdiversität und die Habitatqualität.

Bei der Untersuchung der Waldbestände in Leipzig war anzunehmen, dass aufgrund des überwiegend geringen Bestandalters die floristische Artenvielfalt und der Anteil walddisperser Gefäßpflanzen eher gering ausfällt. Diese Annahme bestätigte sich zum Teil durch den hohen Anteil von Hemikryptophyten und durch Arten mit Präferenz für frische Standorte und höhere Lichtverfügbarkeit in den jüngeren und auf ehemaligen Ackerstandorten gründenden Gehölzbeständen. Hier fanden sich auch zum Teil nach 20-30 Jahren in der Krautschicht noch viele Offenlandarten als „Offenlandrelikte“. Der Zusammenhang zwischen Waldalter und Artenzahl war jedoch nur schwach ausgebildet, so kommen in den jungen Waldflächen (3 bis 15 Jahre) im Mittel nur zwei bis fünf Arten mehr vor als in den ältesten Waldflächen. Ein stärkerer Zusammenhang bezüglich des Waldalters ergab sich allerdings zwischen der Anzahl von Baumarten und „echten“ Waldarten, also Arten mit einer Habitatpräferenz für geschlossene Wälder, die teilweise auch als Indikatoren für historisch alte Wälder (> 200 Jahre) gelten und damit einen besonderen Stellenwert für den Naturschutz einnehmen. Viele Pflanzenarten mit Bindung an Waldstandorte besitzen eine nur geringe Ausbreitungskapazität, reagieren empfindlich gegenüber Störung und bauen keine persistente Samenbank auf (PETERKEN & GAME 1984; BUTAYE et al. 2001; BROWN & OOSTERHUIS 1981). Es wird angenommen, dass die Einwanderung bestimmter Waldarten bis zu mehreren Jahrhunderten dauern kann. Auch die Art und Dauer der Vornutzung nimmt Einfluss auf die Vegetationsentwicklung in Sekundärwäldern. So kann die Etablierung von Waldarten aber auch von Gehölzen auf langjährigen Ackerstandorten sehr langsam voranschreiten, da die Habitatbedingungen (hohe Nährstoffverfügbarkeit, Bodenbearbeitung, Drainage) sich als ungünstig erweisen (vgl. HONNAY et al. 1999; VERHEYEN et al. 2003, WULF 2004).

Bei den untersuchten Waldflächen auf Ackerstandorten in Leipzig zeigte sich jedoch eine teilweise hohe Struktur- und Artenvielfalt, was insbesondere auf die durch Sukzession entstandenen Gehölzbestände und Wälder zutrifft. Eingeschlossen sind dabei strukturreiche Waldrandbereiche im Übergang zum Offenland (Waldökotone). Es kann also angenommen werden, dass strukturreiche, aber junge Wälder



nicht zwangsläufig eine hohe floristische Artenvielfalt aufweisen, jedoch die Biodiversität durch strukturelle Vielfalt der Vegetationsschichten im Verlauf der Waldentwicklung positiv beeinflussen können. Dies könnte auch ein wichtiger Hinweis für ein Management urbaner Wälder sein.

Trotz der oftmals eingeschränkten floristischen Artenvielfalt konnten in den Gehölzbeständen vergleichsweise viele Vogelarten beobachtet werden. Die Brutvogelkartierungen, die im Rahmen der wissenschaftlichen Begleitforschung des Projektes durchgeführt wurden, bestätigen für die Neuanpflanzungen eine recht gute Brutvogeldichte (überwiegend Gebüschbrüter) und damit ökologische Funktion als Lebensraum für heimische Brutvögel (NSI 2013). Die Bedeutung von gehölzgeprägten Grünflächen und Wäldern in Städten auf das Artenspektrum und die Diversität der Avifauna hebt auch SANESI et al. (2009) im Zusammenhang mit der Heterogenität der Bestände und Altersstruktur der Bäume hervor.

Städtische Grünflächen (z. B. in Parkanlagen) können grundsätzlich eine funktionale Bedeutung als Lebensraum und Habitat für Pflanzen- und Tierarten bieten und/oder als Elemente im Biotopverbundsystem fungieren. Die Ausprägung ihrer Eigenschaften ist dabei allerdings abhängig von der ihnen unterliegenden Pflege- und Nutzungsintensität. In der vorliegenden Untersuchung wurden intensiv gepflegte Grünflächen betrachtet, die als öffentlich genutzter Raum weniger Naturschutzgesichtspunkten als vielmehr ästhetischen Ansprüchen unterliegen, im Hinblick auf den Menschen aber zur Sicherung der Wohnumfeldqualität und der Erholungsvorsorge beitragen. Die Vegetationsbestände der untersuchten Grünanlagen wiesen eine ähnlich hohe Artenzahl wie die Waldflächen auf, setzen sich insgesamt aber nur aus wenigen, hochsteten und meist tritt- und mahdresistenten Gräsern und rosettenbildenden Arten zusammen, die im Wesentlichen mit landwirtschaftlich genutzten Intensivweiden übereinstimmen und aufgrund der hohen Mahdfrequenz sehr homogen gestaltet sind. Durch die fehlende oder häufig unterbrochen Ausbildung von Blüten können sich auf diesen Flächen fast nur noch Arten mit vegetativer Ausbreitung halten. Die Funktion als Lebensraum, z.B. für blütenbesuchende Insekten wird damit deutlich eingeschränkt. Dass eine Erhöhung der Diversität in Grünflächen möglich ist, zeigen die Beispiele der beiden extensiv bewirtschafteten Parkanlagen (Knaukleeberger, Cospudener Park) mit einer höheren Artenvielfalt. Genaue Angaben zum Mahdregime lagen nicht vor, jedoch dürfte die Frequenz unterhalb der für herkömmliche Grünanlagen durchgeführten Schnittfrequenz von bis zu 20x/Jahr liegen. Die Art und Weise der Pflege- und Unterhaltungsmaßnahmen von Grünanlagen spielt also eine entscheidende Rolle im Beitrag zum Arten- und Biotopschutz. Dass ein Nebeneinander von Wiesenbereichen intensiver Nutzung, als wichtiges Element des Freizeit- und Erholungsangebotes für die Stadtbevölkerung und natürlicher ausgestalteten Bereichen möglich ist, ließ sich beispielsweise im Clara-Zetkin-Park beobachten. Dort finden sich in den weniger stark genutzten Randbereichen größerer Wiesenflächen immer wieder ungemähte (bzw. weniger häufig gemähte) Abschnitte von höherwüchsiger, blütenreicher Vegetation.

Die bisherigen Ergebnisse für die Modellfläche „Schönauer Holz“ zeigen eine Zunahme der Artendiversität ein Jahr nach Umsetzung als urbaner Wald, was insbesondere im Zusammenhang mit dem hohen Anteil offener, vegetationsfreier Rohböden stand und damit eine vergleichbare Entwicklung wie im „Stadtgärtnerei Holz“ 2010 aufwies. Charakteristisch war auch hier das schnelle Auflaufen von r- und s-



Strategen aus dem im Boden vorhandenen Diasporenvorrat und Einträgen aus dem Umfeld. Im Vergleich zum „Stadtgärtnerei Holz“ zeigte sich jedoch ein relativ schneller Rückgang einiger Pionierarten, was vermutlich auf die Witterung 2014 mit vergleichsweise geringen Niederschlägen im Frühjahr zurückzuführen ist, was die Keimung vieler Arten verhindert hat. Ein Einfluss auf die Gesamtartenzahl in den Dauerflächen konnte jedoch bis 2018 nicht festgestellt werden. Die Artendiversität unterliegt nur geringen Schwankungen ohne erkennbaren Bestandstrend. Für die Dauerflächen ohne Pflegemahd konnte eine zunehmende Ausbreitung von Gräsern wie *Festuca rubra* und *Elymus repens* beobachtet werden und deuten die Entwicklung stabiler Brachestadien mit gleichzeitiger Abnahme der Stetigkeit und Abundanz konkurrenzschwacher Arten sowie kontinuierlichem Ausfall von Pionierarten und einjähriger Kräuter mäßig trocken-warmer Standorte an. Ungeklärt ist, warum in den Dauerflächen mit Pflegemahd das Vorkommen von Pionierarten bzw. einjähriger Arten häufig sehr heterogen verteilt war. Teilweise traten annuelle Arten wie *Lamium maculatum*, *Conyza canadensis* oder *Viola arvensis* sehr regelmäßig auf, während in anderen Flächen verstärkt Jungpflanzen zwei- bis mehrjähriger Arten wie *Cirsium arvense*, *Carduus acanthoides* oder *Picris hieracioides* aufgelaufen sind.

Auffällig für das „Schönauer Holz“ ist das nahezu vollständige Fehlen von *Calamagrostis epigeios* sowohl in den Dauerflächen als auch in den Pflanzquartieren. Die Art findet sich lediglich sporadisch im Straßenbegleitgrün. *C. epigeios* ist ein ausgesprochener Rohbodenkeimer und kann sich auf gestörten Flächen bei hoher Lichtverfügbarkeit und wärmebegünstigten Standorten sehr schnell generativ oder durch klonales Wachstum ausbreiten (MACDONALD & LIEFFERS 1993). Vorteilhaft für die Ausbildung von Dominanzbeständen scheint auch eine hohe Nährstoffverfügbarkeit zu sein. Diese Voraussetzungen sind für beide Modellflächen gegeben, wenngleich die Böden im „Stadtgärtnerei Holz“ als nährstoffreicher eingestuft werden. Wesentlicher Unterschied zwischen den Modellfläche ist, dass nach Abbruch der Gebäudeflächen auf der Stadtgärtnerei sehr große vegetationsfreie und über Jahrzehnte versiegelte Fläche entstanden und nicht mehr mit einem hohen Diasporenvorrat im Boden zu rechnen war. Auch die Pflanzungen im „Schönauer Holz“ gehen auf den Abriss von Gebäuden zurück, jedoch mit einer dazwischenliegenden Brachphase, in denen sich eine mehr oder weniger standortangepasste Vegetation etabliert hatte. *Elymus repens*, die in Grünau häufig vertreten ist, zeigt ein ähnliches Wuchs- und Ausbreitungsverhalten wie *C. epigeios* und konnte sich direkt nach den Gehölzpflanzungen zusammen mit *Festuca rubra* ausbreiten. Dadurch wurde möglicherweise die Etablierung konkurrierender Grasarten unterbunden. Konkrete Aussagen inwieweit eine konkurrierende Bodenvegetation in den beiden Modellflächen das Gehölzwachstum beeinflusst hat, können aufgrund fehlender Untersuchungen beispielsweise zum Sposs-Wurzel-Verhältnis nicht erfolgen.

Entwicklung der Gehölzpflanzung

Die Ergebnisse der Gehölzentwicklung im „Stadtgärtnerei Holz“ lassen sich nur auf Grundlage der ermittelten Parameter interpretieren. Eine umfassendere Bewertung erwies sich aufgrund der vielfältigen adaptiven Möglichkeiten und phänologischen Modifikationen der einzelnen Baumarten insbesondere in der Aufwuchs- und Jugendphase als sehr komplex und schwierig. Für eine umfangreichere Bewertung und Interpretation der Ergebnisse fehlen zusätzlichen Daten zum Wasserhaushalt, zur Nährstoffverfügbarkeit oder dem Lichthaushalt der Standorte. Ergänzend wurden auf Grundlage verfügbarer Daten von



Grundwassermessstellen ausgewertet. Die verfügbare Flurabstandskarte (STADT LEIPZIG 2017) gibt Flurabstände für die drei Modellflächen von > 5 bis ≤ 10 m an. Der mittlere Grundwasserflurabstand für das „Stadtgärtnerei Holz“ liegt bei etwa 7 m unter Flur und im Bereich des „Schönauer Holzes“ bei etwa 9 m unter Flur („Karl-Heine-Holz“ in Plagwitz: ca. 6 m unter Flur). Nach Angaben der Stadt Leipzig wurden für das Extremjahr 2018 die bislang niedrigsten Grundwasserstände mit durchschnittlich 50 cm weniger als der mittlere Grundwasserstand gemessen.

Insgesamt ist die Entwicklung der Gehölze im Untersuchungszeitraum als positiv mit deutlichen Zuwächsen seit 2012 für alle betrachteten Baum- und Straucharten zu bewerten. Vergleichsweise hohe Zuwächse erreichten seit 2013 *Carpinus betulus* und *Sorbus aucuparia* mit Jahrestrieblängen von 60 - 70 cm. Bei einzelnen Individuen von *C. betulus* konnten auch Zuwächse von über 130 cm (2014) und 150 cm (2015) gemessen werden. Bei *S. aucuparia* waren die Zuwächse bei allen Individuen relativ ähnlich. Für *Quercus robur* konnten in 2014 und 2015 ebenfalls bei einzelnen Pflanzen Zuwächse von bis zu 80 cm festgestellt werden. Bei diesen Arten setzt sich der positive Bestandstrend auch in den Folgejahren durch, wobei eine Messung der Jahrestrieblängen aufgrund der Wuchshöhen von bis zu 6 m (*C. betulus*) und über 4 m (*Q. robur*, *S. aucuparia*) nicht mehr möglich war, ohne Abbrüche der Triebe zu verursachen. Einen wesentlichen Einfluss auf die Entwicklung dürften die günstigen Witterungsverhältnisse mit einem milden Winter 2013/ 2014 und nur wenigen bis keinen Spätfrosttagen sein. Extremere Wechsel zwischen starken Niederschlägen und anschließend längeren Trockenphasen oder Spätfrostereignisse traten bereits seit 2013 nicht auf. Die Monate April/ Mai 2013 waren zwar verhältnismäßig niederschlagsreich, wurden aber ab Juni/ Juli von einer längeren Phase mit wenig Regen und vielen Sonnenscheintagen abgelöst.

Die günstige Witterung über zwei Vegetationsperioden hat bei *Q. robur* sicherlich zu der positiven Entwicklung beigetragen. Die Längenzuwächse bei *Q. robur* erklären sich auch dadurch, dass die Knospenanlagen bei dieser Art bereits im Vorjahr angelegt werden und das Wachstum gebunden ist, d.h. 4 - 6 Wochen nach Austrieb abgeschlossen wird (ROLOFF 2013). Ein zweiter Wachstumsschub kann jedoch vor allem bei jungen Bäumen im Sommer erfolgen (Johannistrieb). Unterschiede der Zuwächse bei *Q. robur* konnten, ohne Berücksichtigung der Pflegemaßnahmen, zwischen den Pflanzenquartieren mit frischeren/ nährstoffreicheren Verhältnissen und trockenen, mäßig nährstoffversorgten Böden nicht nachgewiesen werden. Nur in einer der Dauerflächen, in der sich ein Robinien-Birken-Vorwald entwickelt hatte, zeigte sich bis 2017 eine Stagnation der Jahrestrieblänge auf dem Niveau von 2013. Auf Grundlage der vorliegenden Ergebnisse kann für die Stieleiche nach der Klima-Arten-Matrix KLAM (ROLOFF et al. 2008) eine Verwendung als Stadtbaumart (im Bestand) bestätigt werden. Auswirkungen von Spätfrostereignisse im ersten Jahr nach der Pflanzung, die ein Absterben der Triebspitze oder des Leittriebes verursachte, wurde von den meisten Individuen gut kompensiert. Das langsame Wachstum in den ersten drei Jahren kann daher nicht zwangsläufig auf eine ungenügende Eignung auf Brachstandorten zurückgeführt werden. Brachflächen stellen Extremstandorte im weitesten Sinne mit anthropogen überprägten, oft verdichteten Boden und einer schlechten Wasserversorgung dar. Ein genereller Vergleich mit „Normalstandorten“ (oder Literaturangaben) ist daher nicht zwingend gegeben und sollte kritisch geprüft und nicht a priori als Misserfolg bewertet werden.



Bei der Entwicklung der Junggehölze von *Carpinus betulus*, vor allem in den trockener geprägten Flächen, spielen vermutlich artspezifische Eigenschaften eine wesentliche Rolle. Die Art hat nur geringe Ansprüche an die Nährstoffversorgung, gilt in der Jugendphase bis zum mittleren Alter als schattentolerant und kann auch im Unterstand anderer Bäume aufwachsen (ROLOFF 2013). Die höhere Wuchsigkeit in den Pflanzquartieren frischer und nährstoffreicherer Ausprägung kann auf die standörtlich bessere Versorgung zurückzuführen sein, was der gegenüber Trockenstress nur mäßig angepassten Art entgegen kommt. In diesen Flächen haben sich jedoch auch einzelne Berg-Ahorne etabliert, welche die gepflanzten Gehölze schon in früh überwachsen haben. Die hohen Zuwächse bei *C. betulus* können daher auch als Reaktion auf Lichtkonkurrenz interpretiert werden. Auf Grundlage der vorliegenden Ergebnisse kann für die Hainbuche nach der Klima-Arten-Matrix KLAM (ROLOFF ET AL. 2008) eine Verwendung als Stadtbaumart (im Bestand) bestätigt werden. Dies trifft bislang auch für die Modellfläche „Schönauer Holz“ zu, auf der die Art einen sehr vitalen Eindruck macht und wesentlich exponierter und mehr im Freiland steht als im „Stadtgärtnerei Holz“. Die Wuchshöhe liegt zwar fünf Jahre nach Pflanzung mit 253 cm unter dem Wert der anderen Modellfläche (2015: 294 cm), zeigte aber auch individuelle Jahreszuwächse von bis zu 100 cm.

Die Höhenzuwächse bei *Tilia cordata*, aber auch *Prunus padus*, *P. avium* und auch *Juglans regia* fielen insgesamt geringer als bei den anderen der ausgewählten Baumarten aus. *Prunus padus* und *P. avium* sowie *J. regia* zeigten aber bereits seit Projektbeginn ein langsames Wachstum mit zum Teil hohen Ausfallraten. Bei *J. regia* waren die Wuchshöhen und Jahreszuwächse im Bestand heterogen verteilt, mit Pflanzen, die über mehrere Jahre allenfalls Wuchshöhen um 50 cm aufwiesen, aber auch Individuen von bis zu 300 cm (Stand 2014). Die Pflege in dem relativ kleinen Pflanzquartier, in der die meisten Walnüsse stehen, erfolgte scheinbar aber nicht so regelmäßig wie in den Hauptflächen. Der kraut- und grasreiche Unterwuchs war sehr dicht ausgebildet. Zusätzlich hatten sich Wilder Wein und Hopfen ausgebreitet und überwuchern einen Teil der Gehölze.

Die Gehölzentwicklung auf der Modellfläche „Schönauer Holz“ ist fünf Jahre nach Umsetzung als urbaner Wald ebenfalls als positiv zu bezeichnen, wenngleich aufgrund der noch frühen Entwicklungsphase der Gehölze kaum belastbare Aussagen zur weiteren Bestandsentwicklung gegeben werden können. Beobachtete Schäden an den jungen Gehölzpflanzen und die in den ersten beiden Jahren oft umfangreichen Ausfälle, dürften auf die Witterungsverhältnisse (sommerliche Trockenheit) während des Jahres nach der Pflanzung, zurückzuführen sein, jedoch vermutlich auch auf die standörtlichen Bodenverhältnisse. Das Bodensubstrat weist eine relativ skelettreiche Struktur mit höheren Anteilen von Kies und Steinen sowie eine nur geringe organische Auflage auf. Die pH-Werte liegen im basischen Bereich, was vermutlich aus der Vornutzung als Wohnbaufläche resultiert und sich noch die betonhaltigen Fundamente im Untergrund befinden. Mit der ehemaligen Wohnbebauung dürfte trotz der Vorbehandlung der Anpflanzungsfläche (Bodenlockerung für die Bepflanzung) auch eine generelle Bodenverdichtung einhergehen, mit Auswirkungen auf die Wurzelentwicklung und Durchwurzelungstiefe und damit auch die Nährstoff- und Wasserverfügbarkeit. Obwohl keine Anzeichen für einen Ausfall durch Frost- Trocknis- oder Fraßschäden gegeben sind, können mechanische Schäden durch die Pflegemahd nicht ausgeschlossen werden.



Ohne die Berücksichtigung der Pflegemaßnahmen zeigten die meisten der betrachteten Gehölzarten seit 2016 (drei Jahre nach Pflanzung) eine konstante Zunahme der Wuchshöhe und der Jahreszuwächse. Die höchsten Zuwächse erreichten in 2017 *Acer campestre*, *Carpinus betulus* und *Sorbus domestica*. Bei *S. aucuparia* und *Quercus petraea* blieb die mittlere Wuchshöhe seit 2017 relativ gleich. Dies trifft auch für *Q. robur* zu, der eher geringere Trockentoleranz zugewiesen wird als der Traubeneiche. Unterschiede im Wachstum hinsichtlich dieser spezifischen Arteeigenschaften auf dem sehr sonnenexponierten Standort ließen sich bisher nicht feststellen. Ein signifikanter Einfluss der Pflegemaßnahmen auf das Gehölzwachstum konnte bei keiner der Arten festgestellt werden. Ein geringer positiver Effekt der Pflegemaßnahmen scheint für *Acer campestre* und *Sorbus aucuparia* zu bestehen, bei *S. aria* und *S. domestica* lag die Wuchshöhe in den ungemähten Flächen etwas höher. Beim Vergleich der Jahrestrieblänge zeigte sich ein etwas anderes Bild. Hier konnte nur für *A. campestre* ein minimal größerer Zuwachs ermittelt werden. In Untersuchungen, die sich mit den Effekten der Begleitvegetation (insbesondere der Konkurrenz durch Gräser) auf die Keimung, Etablierung und das Wachstum von Gehölzen auseinandergesetzt haben, wird u.a. auf eine Verringerung des Höhenwachstums und des Trockengewichtes aufgrund der Konkurrenz zwischen Gräsern und Gehölzen um Wasser und Nährstoffe hingewiesen (KOLB & STEINER 1990, NAMBIAR & SANDS 1993). Die Effekte waren dabei jedoch oft nur gering und nicht signifikant. Der Einsatz von Herbiziden zur Reduktion der Krautschicht in Anpflanzungen (Etablierung von Gehölzen über Aussaat) kann dagegen zu einer signifikant positiven Steigerung der Wachstumsrate führen (WILLOUGHBY & JINKS 2009). Vergleicht man die Gehölzentwicklung auf der Stadtgärtnerei mit einer zweischürigen, extensiven Pflegemaßnahme, so konnte im Verlauf von drei Jahren keine deutliche Förderung festgestellt werden. Eine Ausnahme bildet jedoch *Carpinus betulus*, die sich auf etwas trockeneren Flächen mit Pflegemaßnahmen besser entwickeln konnte. Im Vergleich dazu wurde das Wachstum von Hainbuchen auf einer der ungemähten Kontrollflächen stark gehemmt. Auf dieser Fläche hatte sich bereits kurz nach Einrichtung der Modellfläche ein Birken-Robinien-Pionierwald etabliert, in dem die gepflanzten Gehölze nur im Unterstand vorkommen.

4 Zusammenfassung

Städte gelten im Allgemeinen als „Hot spots“ der Biodiversität. Trotz der hohen Versiegelung, anthropogenen Störungen sowie den klimatischen und stofflichen Belastungen in Siedlungsräumen, bieten diese eine hohe Vielfalt unterschiedlicher Lebensräume und Biotoptypen. Urbane Wälder sind Teil dieses Mosaiks städtischer Lebensräume, die in Abhängigkeit ihrer Naturnähe, Größe und ihres Alters eine hohe Vielfalt von Pflanzen- und Tierarten aufweisen können und denen ebenfalls eine wichtige klimatische Ausgleichsfunktion und Erholungseignung zukommt. Auch Brachen und Grünanlagen sind Bestandteil städtischer Freiräume. Brachflächen z. B. auf stillgelegten Industrie-, Gewerbe-, Wohn- oder Bahnanlagen zählen dabei zu häufig zu den artenreichsten Lebensräumen, da sie als Sekundärstandorte günstige Bedingungen für trockenheits- und wärmeliebende Arten bieten.



Im Rahmen des Moduls „Biodiversität der Pflanzen“ der wissenschaftlichen Begleitforschung im Projekt „Urbane Wälder“ stand die Erfassung der Vegetationsentwicklung auf den neu angelegten Modellflächen urbaner Wald im Vordergrund. Auf den Modellflächen „Stadtgärtnerei Holz“ und „Schönauer Holz“ wurde dazu ein jährliches Vegetationsmonitoring durchgeführt dessen Ergebnisse im Wesentlichen dargestellt werden. Die Umsetzung einer dritten Modellfläche („Karl-Heine-Holz“) erfolgte erst 2017, so dass noch keine ausreichende Datengrundlage vorliegt. In der Begleitforschung wurde auch der Frage nach der floristischen Diversität und naturschutzfachlichen Bedeutung bestehender urbaner Wälder, Grünanlagen und Brachfläche als Freiflächenkategorien nachgegangen.

Die Vegetationsentwicklung auf den beiden Modellflächen fiel unterschiedlich aus. Für das „Schönauer Holz“ (Wohnbaubrache) konnten bislang moderate Veränderungen der Artenzusammensetzung und Artenvielfalt gegenüber dem Ausgangszustand aufgezeigt werden. Hier entwickelte sich nach Abriss der Wohnhäuser ein niedriger Bewuchs aus halbruderalen Gras- und Staudenfluren mittlerer bis trockener Standorte. Auch sechs Jahre nach der Umsetzung als urbaner Wald zeigt die Fläche, bei einer in den einzelnen Pflanzquartieren sehr heterogenen Ausprägung der Vegetation, einen insgesamt noch sehr kraut- und grasreiche Pflanzenbestand auf.

Die Vegetation auf dem „Stadtgärtnerei Holz“ unterlag dagegen in der Projektlaufzeit deutlichen Veränderungen. Auf dem Stadtgärtnerei-Gelände (Gewerbebrache) etablierte sich zunächst nach Abriss der Gebäudekomplexe eine artenreiche Pioniervegetation, die sukzessionsbedingt innerhalb von zwei Jahren durch die Etablierung konkurrenzkräftiger Gräser und Kräuter abgelöst wurde. In Bereichen, die während des Gärtnereibetriebes als Freibeete genutzt wurden und nach der Stilllegung von hochwüchsigen Ruderalfluren geprägt waren, zeigten sich dagegen nur mäßige bis geringe Veränderungen in der Artenzusammensetzung. Die durchgeführte Pflegemahd hatte einen geringen bis mäßigen, jedoch nicht signifikanten Einfluss auf die Artenvielfalt. Die mit der Mahd noch regelmäßige Entnahme von Biomasse bewirkte einen Erhalt vieler konkurrenzschwacher, krautiger Arten in den Pflanzquartieren. Nach Einstellung der Pflegemahd und in Verbindung mit der zunehmenden Gehölzentwicklung stellt sich langsam ein Rückgang von Offenlandarten, der Artenvielfalt sowie Veränderungen in der Artenzusammensetzung ein. Besonders auffällig, vor allem in den zuvor versiegelten Flächen, war auch eine starke Ausbreitung von Landreitgras.

Die Entwicklung der Gehölzpflanzungen im „Stadtgärtnerei Holz“ und „Schönauer Holz“ ist bislang insgesamt positiv zu bewerten. Aufgrund von Verlusten in der frühen Anwuchsphase, zum Teil in Verbindung mit Spätfrostereignissen und längeren Trockenphasen in der Vegetationszeit erfolgte in einigen Pflanzquartieren eine Nachpflanzung. Seitdem haben sich die Gehölze insbesondere im „Stadtgärtnerei Holz“ sehr gut entwickelt, wobei sich erkennbare Zuwächse und eine Zunahme der Deckung erst seit 2014, fünf Jahre nach der Erstaufforstung, zeigten.

Ein Ergebnis der Basiserfassung von städtischen Wald-, Grün-, und Brachflächen im Bestand war die Bestätigung der hohen Artenvielfalt von Brachen im Vergleich zu den betrachteten Wäldern und Grünflächen. Wichtige Kenngrößen dabei war die strukturelle Heterogenität der Brachen mit einer Vielfalt an unterschiedlichen Standortverhältnissen. Auch städtische Grünflächen können einen Beitrag zur Biodiversität leisten, sofern diese nicht einer hohen Nutzungs- und Pflegeintensität unterliegen. In extensiv



unterhaltenen Grünflächen waren die Artenvielfalt und auch der Anteil von Wildkräutern erhöht. Bei den urbanen Waldflächen zeigte sich ein Zusammenhang zwischen der Vornutzung, dem Bestandsalter und der räumlichen Lage. Das Artenspektrum jüngerer (< 30 Jahre) Waldflächen auf Ackerstandorten war im Vergleich zu den anderen Freiflächenkategorien gering und beschränkte sich oft auf wenig anspruchsvolle Pflanzenarten. Auch die Strukturvielfalt war aufgrund des oft engen Pflanzrasters herabgesetzt. In sehr jungen Waldbeständen (bis 10 Jahre) waren die Auswirkungen der Gehölzentwicklung (Kronenschluss) noch nicht erkennbar. Hier bestand noch ein Wechsel aus gehölzgeprägten Bereichen und artenreicheren Offenlandbiotopen. Eine größere Arten- und Strukturvielfalt zeichnete sich bei Sukzessionswäldern (auf Brachflächen) oder Wäldern mit Anbindung an ältere Waldbestände ab. Sowohl der Anteil an Gehölzarten insgesamt als auch der von typischen Waldpflanzenarten war in den Sukzessionsflächen und auch in den älteren Wäldern (> 60 Jahre) gegenüber isolierten Waldflächen erhöht. Die Ergebnisse im Modul „Biodiversität der Pflanzen“ sollten verdeutlichen, welche möglichen Einflussfaktoren bei der Etablierung und Entwicklung urbaner Wälder wirksam sein können und welche „wahrnehmbare“ Funktionen für den Naturschutz und Biotopverbund unter Berücksichtigung des Betrachtungszeitraumes entstehen. Weiterführende Prognosen zur Biodiversität auf den Modellflächen mit ihrer individuellen Entwicklung lassen sich derzeit kaum ableiten. Bei der Planung und Umsetzung urbaner Wälder könnte sich die Aufstellung eines forstlichen Pflegekonzeptes ergänzend erweisen, um die Strukturvielfalt der im engen Pflanzverband stehenden Gehölze zu fördern oder die Zielentwicklung der geplanten Waldstrukturtypen zu unterstützen. Brachflächen als Sekundärlebensraum haben eine hohe Bedeutung für den Erhalt der städtischen Biodiversität und als Bestandteil im Biotopverbund, weshalb diese integrales Element der Folgenutzung sein sollten. Dies kann zudem die ästhetische und gesellschaftliche Wertschätzung fördern und ermöglicht einen Zugang zu Naturerlebnisflächen mit geringem Pflege- und Managementaufwand. Die Gestaltung öffentlicher Freiflächen wie Grünanlagen unterliegen einem hohen Nutzungsdruck und stehen damit oft in Konkurrenz zu naturschutzfachlich orientierten Zielen. Lösungsansätze bieten dabei zum Beispiel eine Festlegung von weniger frequentierten Randflächen und Säumen mit verringerter Pflegeintensität.



5 Verzeichnisse

5.1 Abbildungsverzeichnis

Abb.1: Veränderung der Vegetationsstruktur von 2010 bis 2018. Dargestellt sind die Summenanteile der mittleren Deckung der Baum-, unteren (Kraut 1) und oberen (Kraut 2) Krautschicht und der Moosschicht. (EIGENE DARSTELLUNG).....	9
Abb. 2: Aspektwechsel im Bereich des ehemaligen Betriebshofes nach Umsetzung der Modellfläche im Juni 2010 (links) mit Echter Kamille und von Gräsern geprägtem Bestand im Mai 2011 (rechts). (Fotos: S. HEEMANN)	10
Abb. 3: Ansicht auf die einen Teil der ehemaligen Freibeete im Mai 2011 (links) und Blick in die Pflanzreihen nach Mahd im Juni 2012 (rechts). (Fotos: S. HEEMANN)	10
Abb. 4: Vegetationsaspekte im „Schönauer Holz“ 2017 mit von Gräsern geprägten (links) und krautreichen Pflanzquartieren (rechts) (Fotos: S. HEEMANN)	12
Abb. 5: Blick über die Anpflanzungsfläche mit Stieleiche und Hainbuche der ehemaligen Freibeete 2009 (links) und 2014 (rechts) in Richtung Osten. (Fotos: S. HEEMANN)	15
Abb. 6: Mittlere Wuchshöhe von Stieleiche, Winterlinde und Hainbuche in Abhängigkeit der standörtlichen Ausprägung (trocken, frisch) (EIGENE DARSTELLUNG)	15
Abb. 7: Verteilung der Anzahl von Gehölzarten, krautige Waldgefäßpflanzen und Offenlandarten in urbanen Waldflächen in Abhängigkeit des Bestandsalters. Die Einzelflächen sind mit abnehmendem Alter von links nach rechts dargestellt. (EIGENE DARSTELLUNG)	20
Abb. 8: Mittlere, maximale und minimale Artenzahlen (AZ) von Wald- und Brach- und Grünflächen in Leipzig. Berücksichtigt wurden alle Vegetationsaufnahmen (25 m ² , 100 m ²) jedes Freiraumtyps. (EIGENE DARSTELLUNG)	22

5.2 Tabellenverzeichnis

Tab. 1: Gesamtartenzahlen, mittlere Artenzahlen und Evenness in den Dauerflächen und Nutzungsvarianten. AZ = Artenzahl, mP, oP = mit, ohne Pflegemahd, mP/oP = Vergleich der Nutzungsvarianten (25 m ²), E = Evenness, Signifikanzniveau: n.s. = nicht signifikant (EIGENE DARSTELLUNG).....	8
Tab. 2: Gesamtartenzahlen, mittlere Artenzahlen in den Dauerflächen und Nutzungsvarianten. AZ = Artenzahl, mP, oP = mit, ohne Pflegemahd, mP/oP = Vergleich der Nutzungsvarianten (25 m ²), Signifikanzniveau: n.s. = nicht signifikant (EIGENE DARSTELLUNG)	11
Tab. 3: Baumartenauswahl und Anzahl der Individuen für das „Stadtgärtnerei Holz“ mit Angabe der Trockentoleranz nach ROLOFF et al. (2008). Ausgewählt wurden ausschließlich Bäume innerhalb der Dauerflächen des Vegetations-Monitoring. Abk.: sg= sehr geeignet, g= geeignet, e/p= empfindlich/problematisch (EIGENE DARSTELLUNG)	13
Tab. 4: Ausgewählte Baumarten und deren Pflanzenqualität (EIGENE DARSTELLUNG)	14
Tab. 5: Entwicklung der mittleren, maximalen und minimalen Wuchshöhe aller und ausgewählter Baumarten zwischen 2011 und 2015 (EIGENE DARSTELLUNG)	14
Tab. 6: Baumartenauswahl und Anzahl der Individuen für die Modellfläche „Schönauer Holz“ mit Angabe der Trockentoleranz nach ROLOFF et al. (2008). Ausgewählt wurden überwiegend Bäume innerhalb der Dauerflächen des Vegetations-Monitoring. Abk.: sg= sehr geeignet, g= geeignet, e/p= empfindlich/problematisch (EIGENE DARSTELLUNG)	16
Tab. 7: Ausgewählte Baumarten und deren Pflanzenqualität (EIGENE DARSTELLUNG)	16
Tab. 8: Entwicklung der mittleren Wuchshöhe aller und ausgewählter Baumarten zwischen 2014 und 2017 (EIGENE DARSTELLUNG).....	17
Tab. 9: Übersicht und Beschreibung der Waldreferenzflächen (EIGENE DARSTELLUNG)	19
Tab. 10: Gesamtartenzahl und Anzahl erfasster Arten in den jeweiligen Waldartengruppen in Abhängigkeit von Bestandsalter, Entwicklung, Isolationsgrad und Substratbeschaffenheit. Signifikanzniveau: * p ≤ 0,05; ** p ≤ 0,01; p ≤ 0,001; n.s.: nicht signifikant; Waldartengruppen nach SCHMIDT et al. (2011): a Krautige Arten K1 (K 1.1, K1.2), b Krautige Arten K2 (K2.1, K2.2), c Waldarten (nur K1.1) (EIGENE DARSTELLUNG)	21



5.3 Quellenverzeichnis

- Brandes, D. (2005): Kormophytendiversität innerstädtischer Eisenbahnanlagen. *Tuexenia* 25: 269-284
- Burkhardt, I., Dietrich, R., Hoffmann, H., Leschner, J., Lohmann, K., Schoder, F. & Schultz, A.: (2008): Urbane Wälder-Abschlussbericht zur Voruntersuchung für das Erprobungs- und Entwicklungsvorhaben „Ökologische Stadterneuerung durch Anlage urbaner Waldflächen auf innerstädtischen Flächen im Nutzungswandel-ein Beitrag zur Stadtentwicklung“. BfN-Schriftenreihe (Hrsg.) Naturschutz und Biologische Vielfalt, Heft 63, Bad Godesberg
- Burkhardt, I. (2010): Pflanzpläne zur Ausführungsplanung im Bauvorhaben Urbaner Wald Leipzig an der zweinaundorfer Straße / ehemalige Stadtgärtnerei. Unveröfftl. Karten.
- Burkhardt, I. (2012): Pflanzpläne zur Ausführungsplanung im Bauvorhaben Urbaner Wald Neue Leipziger Straße. Unveröfftl. Karten.
- Buscardo, E., Smith, G.F., Kelly, D. L., Freitas, H., Iremonger, S., Mitchell, F. J. G., O'Donoghue, S. & McKee, A-M. (2008): The early effects of afforestation on biodiversity of grasslands in Ireland. *Biodivers. Conservation* 17: 1057-1072
- Butaye, J., Jacquemyn, H. & Hermy, M. (2001): Differential colonization causing non-random forest plant community structure in a fragmented agriculture landscape. *Ecography* 24: 369-380
- Czech, B., Krausman, P.R. & Devers, P. K. (2000): Economic associations among causes of species endangerment in the United States. *Bioscience* 50: 593-601
- Dierschke, H. (1994): Pflanzensoziologie: Grundlagen und Methode. Verlag Eugen Ulmer Stuttgart. 683 S.
- Dzwonko, Z. & Loster, S. (1992): Species richness and seed dispersal to secondary woods in southern Poland. *Journal of Biogeography* 19: 195-204
- Ellenberg, H., Weber, H.E., Düll, V., Wirth, V., Werner, W. & Paulissen, D. (Hrsg.) (1992): Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. *Scripta Geobotanica* 18, E. Glotze KG, Göttingen. 258 S.
- Fischer, A. & Fischer, H.S. (2010): Sturmwurf – und was dann? 25 Jahre Waldentwicklung mit und ohne forstlichen Eingriff. *LWF aktuell* 77. 4 S.
- Frahm, J.-P. & Frey, W. (2004): Moosflora. 4. Auflage. Verlag E. Ulmer Stuttgart. 538 S.
- Frank, D. & Klotz, S. (1998): Biologisch-ökologische Daten zur Flora der DDR. *Wiss. Beiträge der Martin-Luther-Univ. Halle P41*: 1-167
- Grime, J.P. (1979): *Plant Strategies and Vegetation Processes*. John Wiley & Sons. Chistester. 222 S.
- Godefroid, S. (2001): Temporal analysis of the Brussels flora as indicator for changing environmental quality. *Landscape an Urban Planning* 52: 203-224
- Grashof-Bokdam C.J. (1997): Forest plants in an agriculture landscape in the Netherlands effects of habitat fragmentation. *Journal of Vegetation Science* 8: 21-28
- Hobbs, E. (1988): Species richness of urban forest patches and implications for urban landscape diversity. *Landscape Ecology* 1(3): 141-152
- Hobbs, R.J. & Huenneke, L.F. (1992); Disturbance, diversity, and invasion: implication for conservation. *Conservation Biology* 6:324-337



- Honnay, O., Hermy, M. & Coppin, P. (1999): Effects of area, age and diversity of forest patches in Belgium on plant species richness and implications for conservation and reforestation. *Biological Conservation* 87: 73-84
- Kaule, G. (1991): Arten- und Biotopschutz. 2. überarb. Aufl.. Verlag Eugen Ulmer Stuttgart. 519 S.
- Kolb, T.E. & Steiner, K.C. (1990): Growth and biomass partitioning response of northern red oak genotypes to shading and grass root competition. *For. Sci.* 36:33-34
- Kowarik, I. (2005): Wild Urban Woodlands: Towards a conceptual framework. In: Kowarik, I. & Körner, S. (eds.): *Wild Urban Woodlands*. Berlin & Heidelberg: 1-32
- LfUG –Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie (2013): Rote Liste und Artenliste Sachsens - Farn- und Samenpflanzen. Sächs. Landesamt für Umwelt u. Geologie (Hrsg.) Dresden. 310 S.
- Macdonald, S.E. & Liefers, V.J. (1993): Rhizome plasticity and clonal foraging of *Calamagrostis canadensis* in response to habitat heterogeneity. *J. Ecol.* 81: 769-776
- Marzluff, J.M. (2001): Worldwide urbanization and its effects on birds. In: Marzluff, J.M., Bowman, R. & Donnelly, R. (eds.). *Avian Ecology in an Urbanizing World*. Norwell (MA), Kluwer: 14-47
- McKinney, N.E. (2002): Urbanization, biodiversity and conservation. *Bioscience* 52: 883-890
- Nambiar, E.K.S. & Sands, R. (1993): Competition for water and nutrients in forests. *Can.J. For. Res.* 23: 1955-1986
- Nehring, S., Kowarik, I., Rabitsch, W. & Essl, F. (2013): Naturschutzfachliche Invasivitätsbewertung für in Deutschland wild lebende gebietsfremde Gefäßpflanzen. Bundesamt für Naturschutz (BfN) (Hrsg.). BfN-Skripten 352. 204 S.
- NSI – Naturschutzinstitut Region Leipzig e.V. (2013): Urbane Wälder Leipzig. Brutvogelkartierung 2013. Kartierung im Auftrag der TU Dresden. Unveröffentl. Präsentation. 24 S.
- Pickett, S.T.A. & White, P.S. (1985): Patch dynamics and the design of nature reserves. *Biol. Cons.* 13: 27-37
- Powelson, R.A. & Liefers, V.J. (1991): Growth of dormant buds on severed rhizomes of *Calamagrostis canadensis*. *Ecography* 15: 31-36
- Rebele, F. (1994): Stadtökologie und Besonderheiten städtischer Ökosysteme. *Geobotanisches Kolloquium* 11: 33-48
- Rebele, F. & Dettmar, J. (1996): *Industriebrachen-Ökologie und Management*. Ulmer Verlag, Stuttgart. 188 S.
- Roloff, A. & Bärtels, A. (2006): *Flora der Gehölze. Bestimmung, Eigenschaft und Verwendung*. 2. neu bearbeitete Auflage. Eugen Ulmer Verlag Stuttgart. 844 S.
- Roloff, A., Bonn, S. & Gillner, S. (2008): Konsequenzen des Klimawandels – Vorstellung der Klima-Arten-Matrix (KLAM) zur Auswahl geeigneter Baumarten. *Stadt+Grün* 57:53-60
- Roloff, A. (2013): *Bäume in der Stadt: Besonderheiten – Funktion – Nutzen – Arten – Risiken*. Ulmer Verlag Stuttgart. 255 S.
- Rothmaler (2012): *Exkursionsflora von Deutschland. Gefäßpflanzen: Grundband*. Eckehart J.Jäger (Hrsg.). 20. Auflage. Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg. 930 S.
- Sanesi, G., Padoa-Schioppa, E., Lorusso, L., Bottoni, L., & Laforzezza, R. (2009): Avian Ecological Diversity as an Indicator of Urban Forest Functionality. *Results from Two*



Case Studies in Northern and Southern Italy. *Arboriculture & Urban Forestry* 35(2): 80-86

- Schmidt, M., Kriebitzsch, W.-U. & Ewald, J. (Ed.) (2011): Waldartenliste der Farn- und Blütenpflanzen, Moose und Flechten Deutschlands. Bundesamt für Naturschutz (Hrsg.). BfN-Skripten 299. 116 S.
- Shannon, C.E. & Weaver, W. (1976): *Mathematische Grundlagen der Informationstheorie*. R. Oldenbourg, München, Wien. 143 S.
- Simberloff, D. & Gotelli, N. (1984): Effects of insulation on plant species richness in the prairie-forest ecotone. *Biological Conservation* 29: 27-46
- Stadt Leipzig – Amt für Umweltschutz (2017): Flurabstandskarte Großraum Leipzig. Grundwasserstichtagsmessung Mai 2017).
- Sukopp, H. & Wittig, R. (1993): *Stadtökologie*. Gustav Fischer Verlag Stuttgart, Jena, New York. 402 S.
- Van der Maarel, E. (1993): Some remarks on disturbance and its relations to diversity and stability. *J. Veg. Sci.* 4: 733-736
- Verheyen, K., Guntensbergen, G.R., Biesbrouck, B. and Hermy, M. (2003): An integrated analysis of the effects of past land use on forest herb colonization at the landscape scale. *Journal of Ecology* 91: 731-742
- Wisskirchen, R. & Haeupler, H. (1998): *Standardliste der Farn-, und Blütenpflanzen Deutschlands*, Bundesamt für Naturschutz (BfN). Eugen Ulmer Verlag Stuttgart. 765 S.
- Wulf, M. (2004): Plant species richness of afforestations with different former use and habitat continuity. *Forest ecology and management* 195 (1-2): 191-204

