



Sozial-ökologisches

Tiny Forest -Forschungsprojekt

Abschlussbericht 2025



Abstrakt

Diese Studie präsentiert die Ergebnisse des ersten Jahres eines dreijährigen Forschungsprojekts, in dem zehn von MIYA forest e.V. angelegte Miyawaki-Wälder im Alter von ein bis fünf Jahren interdisziplinär untersucht werden. Fünf Standorte befinden sich im Raum Berlin–Brandenburg (Region Nordost), fünf im Großraum Frankfurt am Main (Region Südwest). Die Datenerhebung erfolgte durch eine Kombination aus Bürgerwissenschaft (Citizen Science), expertengestützten Erhebungen sowie kontinuierlichen Messungen mittels Umweltsensorik. Untersucht wurden die ökologischen Parameter Bodeneigenschaften (einschließlich mikrobieller Diversität), Mikroklima, Baumwachstum und Kohlenstoffsequestrierung sowie die Diversität wirbelloser Organismen. Als soziale Parameter wurden Naturverbundenheit (Nature Connectedness Index, NCI), wahrgenommene Wirksamkeit (Wirkungs-Score), Gemeinschaftsgefühl sowie Lebenszufriedenheit (SWLS) erfasst.

Die chemisch-physikalischen Bodeneigenschaften verbesserten sich an allen Standorten im Untersuchungszeitraum. Insgesamt wurden 8.300 bakterielle und 2.400 pilzliche genetische Einheiten identifiziert; der Flächentyp erklärte dabei 16 % der bakteriellen und 9 % der pilzlichen Varianz. Im Vergleich zu Referenzflächen traten in Miyawaki-Wäldern häufiger Pilzgruppen auf, die mit Nährstoffkreisläufen assoziiert sind. Nach dem Bestandesschluss waren die Böden in Miyawaki-Wäldern trockener als auf benachbarten Rasenflächen. Gleichzeitig zeigte sich eine stärkere Pufferung der Bodentemperatur, sodass diese länger im pflanzenphysiologisch optimalen Bereich lag als auf Vergleichsflächen. Die Lufttemperatur innerhalb der Miyawaki-Wälder lag lediglich etwa 0,5 °C unter derjenigen der angrenzenden Rasenflächen. Alle Standorte zeigten alterstypische Höhen-Durchmesser-Verhältnisse bei standortspezifisch variierenden Wachstumsraten. Zwischen unterschiedlichen Sukzessionstypen konnten ab dem vierten Jahr nach der Pflanzung keine signifikanten Unterschiede im Wachstum festgestellt werden. Im Rahmen der Bürgerwissenschaft konnten 41 der 48 vorgegebenen Artengruppen nachgewiesen werden, während expertengestützte Erhebungen mehr als 70 Arten dokumentierten. Die Diversitätsmuster wurden maßgeblich durch die umgebende Landschaftsmatrix beeinflusst.

Die begleitenden partizipativen Bildungsmaßnahmen führten überwiegend zu hohen bis sehr hohen Werten bei Naturverbundenheit und wahrgenommener Wirksamkeit. Insgesamt zeigte sich an den Standorten ein hohes Niveau an Gemeinschaftsbildung.

Inhaltsverzeichnis

Abstrakt	ii
Abbildungsverzeichnis	v
Tabellenverzeichnis.....	vii
1. Einleitung.....	1
1.1 Hintergrund und Motivation	1
1.2 Projektziele	2
1.3 Aufbau des Berichts	2
1.4 Forschungsfragen im ersten Jahr.....	2
2. Forschungsdesign und Standorte	3
2.1 Auswahl der Forschungsflächen	3
2.2 Übersicht der Forschungsstandorte	3
3. Methodik & Datenerhebung	5
3.1 Ökologische Parameter	5
3.1.1 Erhebung der Insektenfauna.....	5
3.1.2 Erfassung von Bodenparametern	10
3.1.3 Erfassung der mikrobiellen Diversität.....	11
3.1.4 Erfassung von Baumwachstum und Biomasse	13
3.1.5 Erfassung der CO ₂ -Speicherung	14
3.1.6 Erfassung des Mikroklimas (Lufttemperatur)	16
3.2 Soziale Parameter	17
3.2.1 Naturverbundenheits-Index und Wirksamkeits-Index	17
3.2.2 Gemeinschaftsgefühl	19
3.2.3. Lebenszufriedenheit und Naturverbundenheit	20
3.3. Ökonomische Parameter	23
4. Ergebnisse.....	23

4.1 Ökologische Ergebnisse	24
4.1.1 Erhebung der Insektenfauna.....	24
4.1.2 Bodenparameter	32
4.1.3 Mikrobielle Aktivität	40
4.1.4 Baumwachstum und Biomasse	49
4.1.5 CO ₂ -Speicherung	54
4.1.6 Erfassung des Mikroklimas (Lufttemperatur)	55
4.2 Soziale Ergebnisse.....	56
4.2.1 Naturverbundenheits-Index & Wirkungs-Score	56
4.2.2 Gemeinschaftsgefühl	59
4.2.3 Lebenszufriedenheit und Naturverbundenheit	61
5. Diskussion	61
5.1 Ökologische Parameter	61
5.1.1 Erhebung der Insektenfauna.....	61
5.1.2 Erfassung der Bodenparameter	66
5.1.3 Erfassung der mikrobiellen Diversität.....	69
5.1.4. Baumwachstum und Biomasse	69
5.1.5 Erfassung der CO ₂ -Speicherung	71
5.1.6 Erfassung des Mikroklimas (Lufttemperatur)	72
5.2 Soziale Parameter	73
5.2.1 Naturverbundenheits-Index & Wirkungs-Score	73
5.2.2 Gemeinschaftsgefühl	76
5.2.3 Lebenszufriedenheit und Naturverbundenheit	77
6. Zusammenfassung & Ausblick.....	77
6.1 Ökologische Parameter	77
6.1.1 Erhebung der Insektenfauna.....	77

6.1.2 Bodenparameter	79
6.1.3 Erfassung der mikrobiellen Diversität.....	80
6.1.4 Baumwachstum und Biomasse	80
6.1.5 Erfassung der CO ₂ -Speicherung	81
6.1.6 Erfassung des Mikroklimas (Lufttemperatur)	81
6.2 Soziale Parameter	81
6.2.1 Naturverbundenheits-Index & Wirkungs-Score Naturverbundenheits-Index (NV-Index)	81
6.2.2 Gemeinschaftsgefühl	82
6.2.3 Lebenszufriedenheit und Naturverbundenheit	83
6.3 Ökonomische Parameter	83
Literaturverzeichnis	A

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Karte mit Verteilung der Tiny Forest-Standorte	4
Abbildung 2: Links: Citizen Science Materialkiste. Rechts: Untersuchung eines Tiny Forests. .	6
Abbildung 3: Links: Die beiden Experten vor einem Tiny Forest. Rechts: Nachtfalter-Monitoring mit UV-Lampe.....	10
Abbildung 4: Verarbeitung der Bodenproben im Labor in Wien.	12
Abbildung 5: Vermessung der Bäume.....	14
Abbildung 6: Sensor zur Messung der Luftfeuchte und -Temperatur.	16
Abbildung 7: relative Verteilung aller 2025 erfassten taxonomischen Gruppen. Die Zahl in den Balken zeigt die absolute Zahl an beobachteten Individuen aller Tiny Forests pro Altersstufe an.....	24
Abbildung 8: Beobachtete Bestäuber 2025. Dargestellt ist die durchschnittliche Abundanz pro Tiny Forest und pro Altersstufe.....	25
Abbildung 9: Beobachtete Bodenlebewesen 2025. Dargestellt ist die durchschnittliche Abundanz pro Tiny Forest und pro Altersstufe.....	26

Abbildung 10: Beobachtete Bodenlebewesen 2025 ohne Ameisen. Dargestellt ist die durchschnittliche Abundanz pro Tiny Forest und pro Altersstufe	27
Abbildung 11: Beobachtete Schmetterlinge 2025. Dargestellt ist die durchschnittliche Abundanz pro Tiny Forest und pro Altersstufe.....	28
Abbildung 12: Entwicklung der Nährstoffgehalte Phosphor, Kalium, Magnesium	37
Abbildung 13: Entwicklung des pH-Werts Nordost vs. Südwest.....	37
Abbildung 14: Entwicklung des Humusgehalts Nordost vs. Südwest	37
Abbildung 15: Vergleich der Bodentemperatur in Darmstadt im Zeitraum 10.06.2025 – 29.09.2025.....	38
Abbildung 16: Vergleich der Bodentemperatur in Eberswalde im Zeitraum 28.05.2025 – 14.11.2025.....	38
Abbildung 17: Vergleich der Bodenfeuchte in Darmstadt im Zeitraum 10.06.2025 – 29.09.2025	39
Abbildung 18: Vergleich der Bodenfeuchte in Eberswalde im Zeitraum 28.05.2025 – 14.11.2025.....	40
Abbildung 19. Alpha-Diversität der Pilzgemeinschaften in Tiny Forests und Kontrollflächen	41
Abbildung 20. Alpha-Diversität der Pilzgemeinschaften in Tiny Forests und Kontrollflächen	42
Abbildung 21. Alpha-Diversität der Bakteriengemeinschaften in Tiny Forests und Kontrollflächen.....	42
Abbildung 22. Shannon Diversität der Bakteriengemeinschaften pro Standort	43
Abbildung 23. NMDS-Darstellung der Pilzgemeinschaften basierend auf Bray Curtis Distanzen. Farbige Punkte zeigen die einzelnen Standorte, die Formen unterscheiden zwischen Tiny Forest und Kontrollfläche.....	45
Abbildung 24. NMDS-Darstellung der Bakteriengemeinschaften basierend auf Bray Curtis Distanzen. Farbige Punkte zeigen die einzelnen Standorte, die Formen unterscheiden zwischen Tiny Forest und Kontrollfläche.	46
Abbildung 25. Relative Abundanz der Pilzgenera in Tiny Forests und Kontrollflächen an den Standorten Berlin und Frankfurt. Dargestellt sind alle Genera mit $\geq 1\%$ mittlerer Abundanz in mindestens einer Gruppe. Seltene Taxa ($< 1\%$) sind als "Low abundant groups" zusammengefasst.....	47

Abbildung 26. Relative Abundanz der Bakterien Phyla in Tiny Forests und Kontrollflächen an den Standorten Berlin und Frankfurt. Dargestellt sind alle Phyla mit $\geq 1\%$ mittlerer Abundanz in mindestens einer Gruppe. Seltene Taxa ($< 1\%$) sind als "Low abundant groups" zu	48
Abbildung 27: Baumhöhenverteilung an den untersuchten Standorten. Das Pflanzjahr des Standorts ist in Klammern angegeben.	49
Abbildung 28: Stammdicke 10cm über dem Wurzelhals an allen untersuchten Standorten. Das Pflanzjahr des Standorts ist in Klammern angeben.	50
Abbildung 29: Vergleich der Wuchshöhe nach Sukzessionsstadien	52
Abbildung 30: Vergleich der Stammdicke nach Sukzessionsstadien	53
Abbildung 31: sequestrierter Kohlenstoff und daraus resultierende Kohlenstoffdioxidspeicherung in allen untersuchten Standorten	54
Abbildung 32: Vergleich der Lufttemperatur in Darmstadt	55
Abbildung 33: Vergleich der Lufttemperatur in Darmstadt im Zeitraum 10.06.2025 – 29.09.2025	55
Abbildung 34: Vergleich der Lufttemperatur in Eberswalde im Zeitraum 28.05.2025 – 14.11.2025	55

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Ausgewählte Tiny Forests	4
Tabelle 2: Übersicht über alle erfassten Arten(-gruppen)	6
Tabelle 3: Übersicht der Standorte und Codes für das Mikrobiom-Monitoring	12
Tabelle 4: Shannon-Index Kategorien	30
Tabelle 5: Anzahl beobachteter Arten an allen Standorten	31
Tabelle 6: Verteilung der Bewertungsstufen	57
Tabelle 7: Mittelwerte nach Geschlecht	57
Tabelle 8: Wirkung nach Altersgruppen	58
Tabelle 9: Übersicht gemeinschaftsbildender Effekte von Tiny Forests nach Likert-Scale	59
Tabelle 10: Berechnung Gesamtindex	60

1. Einleitung

1.1 Hintergrund und Motivation

Der MIYA forest e.V. verfolgt das Ziel, durch die Etablierung von Tiny Forests nach der Miyawaki-Methode ökologische, soziale und ökonomische Mehrwerte in urbanen und peri-urbanen Räumen zu schaffen. Tiny Forests sind kleinflächige, hochdiverse und dicht bepflanzte Miniwälder, die innerhalb weniger Jahre eine hohe ökologische Funktionalität entwickeln. Sie tragen zur Biodiversität bei, verbessern das Mikroklima, speichern Kohlenstoff, schaffen Orte sozialer Begegnung und können für Umweltbildungszwecke genutzt werden.

Die Tiny Forests sind von Beginn an als sozial-ökologische Labore angelegt. Sie bieten nicht nur Lebensraum für Pflanzen, Tiere und Mikroorganismen, sondern auch für menschliche Interaktion, Bildung und Forschung. Von zentraler Bedeutung ist für den MIYA forest e.V. die systematische Erhebung und Auswertung ökologischer, sozialer und ökonomischer Daten, um den Mehrwert dieser Flächen evidenzbasiert und vergleichbar zu erfassen.

Die Datenerhebung dient dabei mehreren Zielen: Erstens ermöglicht sie eine fundierte Argumentationsgrundlage gegenüber kommunalen Entscheidungsträger:innen, insbesondere im Kontext von Grünflächengestaltung, Stadtplanung und Flächennutzungskonkurrenzen. Zweitens trägt sie dazu bei, den Beitrag von Tiny Forests zur Klimaanpassung – etwa hinsichtlich Mikroklima, Hitzeminderung, Wasserhaushalt und Kohlenstoffspeicherung – quantitativ zu erfassen und einzuordnen. Drittens liefern die erhobenen Daten wichtige Erkenntnisse zur Weiterentwicklung und Optimierung der Miyawaki-Methode selbst, beispielsweise in Bezug auf Bodenbearbeitung, Artenauswahl, Pflanzdichte und Pflegeaufwand.

Darüber hinaus erlaubt der systematische Vergleich von Tiny Forests mit alternativen Flächennutzungen wie Rasenflächen, Blühwiesen oder versiegelten Flächen eine differenzierte Bewertung ihrer relativen ökologischen und sozialen Leistungen. Auf diese Weise leistet das Forschungsprojekt einen Beitrag zur evidenzbasierten Weiterentwicklung urbaner Grüninfrastruktur und zur Bewertung naturbasierter Lösungen im Kontext nachhaltiger Stadtentwicklung.

1.2 Projektziele

Das laufende Forschungsprojekt knüpft an folgende Kernziele der Vereinsarbeit an:

1. **Forschung und Wissensaufbau:** Entwicklung eines interdisziplinären Monitoring-Systems, das ökologische, soziale und ökonomische Effekte von Tiny Forests systematisch erfasst.
2. **Praxisrelevanz:** Nutzung von Tiny Forests als Forschungsflächen, die als Beispiele für klimaangepasstes und biodiversitätsförderndes Stadtgrün dienen.
3. **Bildung und Partizipation:** Stärkung des gesellschaftlichen Naturbewusstseins durch die Einbindung von Kindern, Jugendlichen und lokalen Gemeinschaften in Citizen Science-Aktivitäten und Bildungsprogramme.

Damit wird ein Beitrag sowohl zur wissenschaftlichen Erkenntnis als auch zur praktischen Anwendung und gesellschaftlichen Verankerung von Tiny Forests geleistet.

1.3 Aufbau des Berichts

Das sozial-ökologische Tiny Forest-Forschungsprojekt ist auf einen Zeitraum von zunächst drei Jahren ausgelegt. Der vorliegende Jahresabschlussbericht dokumentiert die im ersten Projektjahr erhobenen Daten. Nach einer Darstellung des Forschungsdesigns und der untersuchten Standorte (Kapitel 2) erläutern wir die verwendeten Methoden zur Erhebung ökologischer, sozialer und ökonomischer Indikatoren (Kapitel 3). Kapitel 4 fasst die Ergebnisse der ersten Messungen zusammen. In Kapitel 5 diskutieren wir diese im Hinblick auf die Forschungsziele und identifizieren Herausforderungen sowie Potenziale für die kommenden Jahre. Kapitel 6 zieht ein Fazit und gibt einen Ausblick.

1.4 Forschungsfragen im ersten Jahr

Im ersten Jahr der Datenerhebung standen für uns insbesondere folgende Fragen im Vordergrund:

- Wie entwickeln sich ökologische Parameter wie Artenvielfalt, Bodenqualität, mikrobielles Leben und Baumwachstum in den ersten Wachstumsjahren der Tiny Forests?
- Welche sozialen Wirkungen lassen sich bereits jetzt unter den Teilnehmenden der Bildungs- und Citizen Science-Aktionen messen – etwa in Bezug auf Gemeinschaft, Naturverbundenheit und subjektives Wohlbefinden?

2. Forschungsdesign und Standorte

2.1 Auswahl der Forschungsflächen

Im ursprünglichen Projektdesign war vorgesehen, zehn neue Tiny Forests auf einer zusammenhängenden Forschungsfläche anzulegen. Aufgrund regulatorischer und logistischer Hürden entschieden wir uns jedoch, zehn bereits bestehende Tiny Forests aus dem Bestand von insgesamt 39 durch MIYA forest e.V. angelegten Flächen als Forschungsflächen auszuwählen.

Die Auswahl erfolgte klar definierten Kriterien:

- **Vergleichbarkeit:** Ähnliche Pflanzzeitpunkte zur besseren Synchronisierung der Datenerhebung.
- **Soziale Einbettung:** Starke lokale Gemeinschaften und Kooperationspartner, die eine langfristige Betreuung der Flächen sicherstellen.
- **Nähe zum Vereinssitz und logistische Zugänglichkeit:** Konzentration auf öffentliche Flächen in den Regionen Berlin-Brandenburg und Rhein-Main.

Durch diese Anpassung wurde eine sofortige Umsetzung des Monitorings ermöglicht, während gleichzeitig langfristige Datenreihen zur Entwicklung urbaner Miniwälder aufgebaut werden können.

2.2 Übersicht der Forschungsstandorte

Die zehn ausgewählten Tiny Forests sind in Tabelle 1 dargestellt. Sie variieren in der Größe (200–800 m²), den Pflanzzeitpunkten (2020–2024), den Bodenarten und den Besitzverhältnissen. Gemeinsam bilden sie ein repräsentatives Spektrum der vom MIYA forest e.V. initiierten Tiny Forest-Praxis in Deutschland.

Tabelle 1: Ausgewählte Tiny Forests

Gebiet	Standort	Jahr	Größe in m ²	Anzahl Pflanzen	Bodenart	Lage	Flächenbesitzer
Berlin	Zichow	2020	800	2400	Lehm	Ländlich	Privatperson
Brandenburg	Eberswalde	2023	250	750	Sand	Urban	Öffentlich
	Berlin Spittelmarkt	2024	200	600	Sand/Bauschutt	Urban	Öffentlich
	Bernau bei Berlin	2024	500	1500	Sand/Schotter	Urban	Öffentlich
	Berlin- Lichtenberg	2024	250	750	Lehmiger Sand/Bauschutt	Urban	Stiftung
Rhein Main	Darmstadt	2021	250	750	Lehmiger Sand/Bauschutt	Urban	Öffentlich
	Griesheim Westring	2021	500	1500	Sand	Urban	Öffentlich
	Griesheim Friedhof	2022	600	1800	Lehmiger Sand	Urban	Öffentlich
	Rüsselsheim	2023	280	840	Lehmiger Sand	Urban	Wohnungs- baugesellschaft
	Mühlheim	2024	200	600	Lehmiger Sand/Bauschutt	Urban	Wohnungs- baugesellschaft



Abbildung 1: Karte mit Verteilung der Tiny Forest-Standorte

3. Methodik & Datenerhebung

3.1 Ökologische Parameter

3.1.1 Erhebung der Insektenfauna

3.1.1.1 Erfassung von Bestäubern, Schmetterlingen und Bodenlebewesen durch Citizen Science

Die Vielfalt an Bestäubern, Schmetterlingen und Bodenlebewesen wurde im Rahmen eines standardisierten Citizen Science-Programms erfasst, das über die internationale Plattform *Tiny Forest Earthwatch* koordiniert wird (Earthwatch, 2025). Alle zehn Forschungsflächen wurden dort als Standorte registriert, wodurch eine einheitliche Datenerhebung und -speicherung gewährleistet ist.

Die Erhebungen wurden mit Unterstützung lokaler Gruppen (Schulen, Vereine, Bürger*inneninitiativen) durchgeführt. Die Beteiligten erhielten vorab Einweisungen in die Methoden, um die Vergleichbarkeit der Daten zu sichern. Alle Beobachtungen wurden über digitale Formulare direkt in die Earthwatch-Datenbank eingetragen.

Durch die Nutzung dieses international einheitlichen Protokolls sind die erhobenen Daten standortübergreifend vergleichbar und können sowohl in die interne Projektanalyse als auch in internationale Metastudien zu Tiny Forests einbezogen werden.

Folgende Arten-Gruppen wurden erhoben:

Bestäuber: Die Erhebung erfolgte durch zeitlich standardisierte Punktzählungen (Point count) innerhalb der Flächen. Während definierter Zeitintervalle wurden alle fliegenden Insekten (z. B. Wildbienen, Honigbienen, Schwebfliegen, Käfer) gezählt und nach Art bzw. morphologischer Gruppe erfasst (siehe Tabelle 2).

Schmetterlinge: Für Tagfalter wurde ein analoges Monitoring durchgeführt. Hierbei erfolgten wiederholte Begehungen während der Vegetationsperiode, bei denen Individuen nach Artzugehörigkeit oder morphologischer Gruppe dokumentiert wurden (siehe Tabelle 2).

Bodenlebewesen: Zur Erfassung der bodenbewohnenden Fauna wurden standardisierte Bodenprobestellen angelegt. Diese wurden manuell durchsucht und die gefundenen Organismen (z. B. Regenwürmer, Asseln, Tausendfüßer) in standardisierten Kategorien (Individuenzahl, Größenklasse) erfasst (siehe Tabelle 2).



Abbildung 2: Links: Citizen Science Materialkiste. Rechts: Untersuchung eines Tiny Forests.

Tabelle 2: Übersicht über alle erfassten Arten(-gruppen)

Schmetterlinge	Bodenbewohner	Bestäuber
Postillon	Ameisen	Hummeln
Großer Kohlweißling	Käfer	Honigbienen
Kleiner Kohlweißling	Regenwürmer	Wildbienen
Rapsweißling	Hundertfüßler	Wespen
Aurorafalter	Ohrwürmer	Schwebfliegen
Schachbrettfalter	Laufkäfer	Anderer Fliegen
Zitronenfalter	Larven	Käfer (größer 3mm)
Kleiner Feuerfalter	Tausendfüßler	Kleine Insekten (kleiner 3mm)
Kleiner Sonnenröschen-Bläuling	Schnecken und Nacktschnecke	Schmetterlinge und Motten
Hauhechel-Bläuling	Spinnen	Anderer Insekten
Faulbaum-Bläuling	Asseln	
Dickkopffalter	Anderer Wirbellose	
Brauner Waldvogel	Anderer fliegende Wirbellose	
Rotbraunes Ochsenauge		
Großes Ochsenauge		
Waldteufel		
Mauerfuchs		
Waldbrettspiel		
Kleines Wiesenvögelchen		
C-Falter		
Kleiner Fuchs		
Distelfalter		
Admiral		
Tagpfauenauge		
Anderer		

3.1.1.2 *Expertengestützte Erfassung der Insektenfauna*

Neben der Datenerhebung durch Citizen Science wurde die Insektenfauna ebenfalls durch zwei Biologen im Zeitraum von Ende Juni bis Mitte Juli untersucht. Die Erhebungen werden 2026 und 2027 wiederholt.

3.1.1.2.1 Allgemeines und Untersuchungsdesign

Das Biodiversitätsmonitoring in den Tiny Forests basiert auf einem standardisierten methodischen Rahmen, der zeitliche Vergleichbarkeit zwischen Erhebungsjahren und die Reproduzierbarkeit durch Dritte sicherstellt; die Verfahren orientieren sich an etablierten Ansätzen der Landschaftsökologie, Entomologie und Bodenkunde (Leser & Löffler, 2017). Für die Auswertung wurde jeder Standort in eine Kern- und eine Randzone unterteilt. Die Kernzone bildet den zentralen, vom Tiny Forest geprägten Gehölzbereich, die Randzone den Übergang zur umgebenden Vegetation. Für beide Zonen wurden eigenständige Begehungen und Probepunkte festgelegt. Pro Zone wurden jeweils ein Transekt für Streifkescher-, Klopfschirm-Tagfalter- und Heuschreckenerfassungen bestimmt. Die Klopfschirmaufnahme umfasste insgesamt 100 Probenpunkte pro Fläche, gleichmäßig auf die beiden Zonen verteilt (2 × 50 Stk.). Zur Erfassung der Regenwürmer (Lumbriciden) wurden in beiden Zonen je ein 60 × 60 cm-Probepunkt abgesteckt, während die Nachtfalterkartierung methodenbedingt ausschließlich im Zentrum durchgeführt wurde. Sämtliche Erhebungen zu Insekten fanden zwischen Ende Juni und Mitte Juli unter stabilen Witterungsbedingungen statt (≥ 18 °C, < 50 % Bewölkung, kein Niederschlag), um Aktivitätsmuster der Insekten nicht zu verzerren. Die Untersuchungen zu den Lumbriciden wurden im Oktober bei feuchten aber noch milden Witterungsverhältnissen durchgeführt.

Die Datenerfassung erfolgte standortweise in Excel-Tabellen und wurde durch eine systematische Fotodokumentation, GPS-Koordinaten, begleitende Witterungsdaten sowie nach Ordnungen gruppierte Artenlisten ergänzt. Die Auswertung der Daten erfolgt jährlich in Form eines Zwischenberichts sowie nach drei Jahren in Form eines Abschlussberichts. Damit werden Trends zeitnah sichtbar gemacht und zugleich belastbare, vergleichbare Kennwerte für die Gesamtbewertung der Standorte bereitgestellt. Die Biodiversität der Standorte wurde anhand des Shannon-Index berechnet und interpretiert. Zudem wurden erste mögliche Korrelationen (z.B. zu Tiny Forest-Alter) beleuchtet und Empfehlungen für zukünftig

aufzunehmende Zusatzdaten erläutert, welche eine erweiterte statistische Auswertung ermöglichen.

Um eine zusätzliche Auswertung bedrohter und geschützter Arten zu ermöglichen, wurde möglichst bis auf die Familien-, Gattungs- und Artebene bestimmt. Die so klassifizierten Arten wurden im Anschluss mithilfe eines Python-Skripts automatisiert, mit den aktuellen Roten-Listen abgeglichen, um den jeweiligen Gefährdungs- bzw. Schutzstatus zuzuordnen. Weiterhin erfolgte eine Einordnung der auf Artniveau bestimmten Arten hinsichtlich einer spezifischen Gehölzbindung, was die Bedeutung des Tiny Forests als Habitat für diese Insekten hervorheben würde.

Im Folgenden werden die Methoden der Expertengestützte Erfassung der Insektenfauna dargestellt.

3.1.1.2.2 Streifkescher-Transekte

Zur quantitativen Erfassung auf der Vegetation sitzender Insekten (insbesondere Käfer, Hautflügler und Wanzen) wurden Streifkescher entlang fest definierter Transekte eingesetzt. Pro Standort erfolgte ein ringförmiges Transekt entlang des Außenrandes (Rand) sowie zwei sich kreuzende Transekte im Inneren (Kern). Auf jedem Transekt wurden 50 gleichmäßig verteilte Kescherschläge durchgeführt. Die Fänge wurden mit Essigsäureethylester betäubt und konserviert, im Labor nach Ordnung vorgereinigt und unter dem Binokular auf Ordnungsniveau bestimmt und ausgezählt. Unsichere Nachweise wurden für eine spätere Artdiagnose mit Literatur und KI-gestützten Tools (Brohmer, Picture Insect, iNaturalist) dokumentiert.

3.1.1.2.3 Klopfschirm-Transekte

Zur Erfassung der baum- und strauchgebundenen Arthropoden, insbesondere von Käfern, Spinnen und Wanzen, kam die Klopfschirmmethode zum Einsatz. Je Zone (Rand, Kern) wurden 50 Probenpunkte gleichmäßig verteilt angelegt und insgesamt 50 Klopfbewegungen pro Zone ausgeführt. Das gewonnene Material wurde analog zur Kescherprobe mit Essigsäureethylester betäubt und konserviert, nach Ordnung vorgereinigt und unter dem Binokular auf Ordnungsniveau bestimmt und ausgezählt.

3.1.1.2.4 Heuschrecken-Transekte

Heuschrecken (Orthopteren) wurden visuell und akustisch entlang der Transekte erfasst. Die Nachweise erfolgten durch Sichtbeobachtung und Verhören, bei Bedarf unterstützt durch einen Ultraschalldetektor. Die verhörten oder gesichteten Tiere wurden auf Artniveau bestimmt und gezählt und somit semiquantitativ erfasst. Unsichere Bestimmungen wurden durch kurzzeitigen Handfang zur Nachbestimmung abgesichert. Die Erhebungen erfolgten ausschließlich unter geeigneten Witterungsbedingungen (≥ 22 °C, trocken, windarm).

3.1.1.2.5 Tagfalter

Die Tagfaltererfassung folgte einem modifizierten Pollard-Walk (Kühn et al., 2014) entlang derselben Transekte wie die Streifkescheraufnahme. Erfasst wurde innerhalb eines 5-m-Korridors (je 2,5 m beidseitig). Die Bestimmung erfolgte überwiegend im Feld auf Artniveau; unsichere Individuen wurden fotografisch dokumentiert und im Nachgang identifiziert. Beprobt wurde nur bei geeigneter Witterung (mindestens 18 °C, sonnig bis leicht bewölkt, windarm).

3.1.1.2.6 Nachtfalter

Zur Ergänzung der faunistischen Daten wurde an ausgewählten Standorten ein standardisierter Lichtfang durchgeführt. Ab Dämmerungsbeginn lief die Erfassung über 1,5 Stunden je Durchgang. Als Lichtquelle diente eine LED-Lampe vom Typ entoLED2vario mit einer Leistung von 11 W, die in einen weißen Vorhang integriert war (Brehm, 2017). Die Dokumentation erfolgte über Sichtbeobachtungen und Makrofotografie; es wurden keine Individuen getötet, keine Lebendfallen eingesetzt und keine Fangflüssigkeiten verwendet.

3.1.1.2.7 Regenwürmer

Regenwürmer (Lumbriciden) wurden je Tiny Forest auf zwei GPS-verorteten Probeflächen (eine Kern-, eine Randfläche) mit 60 × 60 cm Flächenmaß erfasst. Nach dem Anfeuchten des Bodens wurde eine Senflösung (60 g Senfmehl auf 10 L Wasser) ausgebracht. Die austretenden Individuen wurden über 30 Minuten gesammelt. Die Auswertung erfolgte quantitativ über Individuenzahl und Gesamtmasse (ohne Artbestimmung) und wird zur Vergleichbarkeit auf Quadratmeter hochgerechnet. Die Methode wurde modifiziert nach Ernst & Emmerling (2009) angewendet. Die Flächen wurden anschließend mit Wasser nachgespült.



Abbildung 3: Links: Die beiden Experten vor einem Tiny Forest. Rechts: Nachtfalter-Monitoring mit UV-Lampe.

3.1.2 Erfassung von Bodenparametern

3.1.2.1 Chemisch-physikalische Bodenanalysen

Zur Bestimmung der grundlegenden Bodenparameter (pH-Wert, Feuchtigkeit, organische Substanz sowie Nährstoffgehalte) wurden standardisierte Bodenanalysen durchgeführt. Hierzu wurden in allen zehn Forschungsflächen Bodenproben entnommen und an ein spezialisiertes Labor übermittelt (*Bodenanalyse-Zentrum, Deutschland*).

Die Proben wurden nach einem einheitlichen Verfahren gewonnen: In jedem Tiny Forest wurden Teilflächen zufällig und mit gleichmäßigen Abständen zueinander ausgewählt, aus denen Bodenkerne entnommen wurden (0–10 cm Tiefe). Mehrere Einzelproben pro Standort wurden zu Mischproben zusammengeführt, um die Heterogenität innerhalb der Flächen auszugleichen. Die Laboranalysen erfolgten gemäß den etablierten Standardprotokollen zur Bestimmung von pH-Wert, Humusgehalt und Hauptnährstoffen.

3.1.2.2 Kontinuierliche Messungen von Feuchtigkeit und Temperatur

Zur ergänzenden Erfassung der Bodenbedingungen wurden in allen zehn Standorten *TMS-4 Datenlogger* (*Bodenfeuchte + Temperatur, Firma TOMST, Tschechien*) installiert. Diese Sensoren erfassen kontinuierlich in 15-minütigen Intervallen die volumetrische Bodenfeuchtigkeit sowie die Bodentemperatur.

Die Sensoren wurden dauerhaft an repräsentativen Stellen der Flächen in einer Bodentiefe von ca. 10 cm installiert, um standorttypische Bodenbedingungen zu dokumentieren. Die Datenlogger speichern Messwerte in hoher zeitlicher Auflösung, wodurch kurzzeitige Schwankungen (z. B. durch Niederschläge, Trockenperioden oder Hitzewellen) ebenso erfasst werden wie langfristige Trends.

Die Daten werden regelmäßig ausgelesen und zentral in die Projektdatenbank übertragen. Dadurch entsteht ein kontinuierlicher Zeitverlauf, der die saisonale und interannuelle Dynamik der Bodenfeuchtigkeit und -temperatur an allen Standorten vergleichbar macht.

Die Kombination von punktuellen Laboranalysen und kontinuierlichen Sensormessungen ermöglicht eine hohe Datenqualität: Während die Laboranalysen präzise chemisch-physikalische Parameter liefern, geben die Sensoren Einblicke in die kurzfristige Variabilität und dynamischen Veränderungen der Standortbedingungen. Zusammen erlauben beide Methoden eine fundierte Bewertung der bodenökologischen Bedingungen in den Tiny Forests.

3.1.3 Erfassung der mikrobiellen Diversität

Die Studie umfasst **20 Standorte** im Rhein-Main-Gebiet und in Berlin/Brandenburg:

- **10 Tiny Forest Standorte** (T1-T10)
- **10 Kontrollstandorte** (C1-C10) auf benachbarten urbanen Flächen.

Die Probeentnahme erfolgte im Mai 2025 durch den MIYA forest e.V. Pro Standort wurden drei unabhängige Bodenproben (Replikate) entnommen (n=60). Jedes Replikat besteht aus fünf Teilproben zur Erfassung der räumlichen Heterogenität. Die Proben wurden direkt nach der Entnahme mit Trockeneis gekühlt und für 24 Stunden bei -40 °C eingefroren, um die DNA der Mikroorganismen bestmöglich zu konservieren. Die gefrorenen Bodenproben wurden anschließend zur Analyse in das MyPilz Labor in Wien geschickt.

Tabelle 3: Übersicht der Standorte und Codes für das Mikrobiom-Monitoring

Standort Name	Code
Zichow	1
Eberswalde TGE	2
Berlin Spittelmarkt	3
Bernau bei Berlin	4
Berlin-Lichtenberg	5
Darmstadt Berliner Allee	6
Griesheim Westring	7
Griesheim Friedhof	8
Rüsselsheim	9
Mühlheim	10



Abbildung 4: Verarbeitung der Bodenproben im Labor in Wien.

3.1.3.1 DNA-Extraktion und Sequenzierung

Zur Charakterisierung der mikrobiellen Gemeinschaften wurden spezifische genetische Marker eingesetzt. Für Bakterien wurde ein definierter Abschnitt des 16S-rRNA-Gens (V4-Region) analysiert, der sich aufgrund seiner artspezifischen Sequenzunterschiede zur taxonomischen Identifizierung eignet. Zur Untersuchung der Pilzgemeinschaften wurde entsprechend die ITS2-Region verwendet, ein etablierter genetischer Marker für die

Bestimmung von Pilzen. Beide Marker sind international anerkannte Standards in der mikrobiellen Ökologie. Die Sequenzierung der amplifizierten DNA-Fragmente erfolgte mittels Hochdurchsatzsequenzierung auf einem Illumina-MiSeq-System im 300-bp-Paired-End-Format.

3.1.3.2 Bioinformatische Auswertung

Die Rohdaten der Sequenzierung wurden mit der Software *DADA2* (Version 1.14.1) verarbeitet. Diese Pipeline modelliert und korrigiert Sequenzierfehler, sodass sogenannte Amplicon Sequence Variants (ASVs) erzeugt werden. ASVs stellen eindeutige DNA-Sequenzen dar und ermöglichen eine hochauflösende Unterscheidung mikrobieller Taxa. Die taxonomische Zuordnung der ASVs erfolgte durch Abgleich mit Referenzdatenbanken, wobei für Bakterien die SILVA-Datenbank (Release 138) und für Pilze die UNITE-Datenbank (Version 9.0) verwendet wurden. Sämtliche Analysen zur Diversität und zur Struktur der mikrobiellen Gemeinschaften wurden mit der Programmiersprache R (Version 4.0.2) durchgeführt.

3.1.4 Erfassung von Baumwachstum und Biomasse

Das Baumwachstum sowie die Biomasseentwicklung in den Forschungsflächen wurden über ein standardisiertes Citizen Science-Programm erfasst, das durch die Plattform *Tiny Forest Earthwatch* koordiniert wird (Earthwatch, 2025) (vgl. Kapitel 3.1.1.1). Die Erhebungen erfolgten in enger Zusammenarbeit mit lokalen Gruppen (Schulen, Vereine, Bürgerinitiativen) und dem wissenschaftlichen Team von MIYA forest e.V., das die Durchführung anleitete und die Datenqualität sicherstellte.

3.1.4.1 Markierung und Messprotokoll

Je Projektstandort wurden zwei permanente Stichprobenflächen von 19,6 m² angelegt, innerhalb derer jeweils 25 repräsentative Bäume markiert wurden. Pro Standort wurden also 50 Bäume festgelegt. Die Markierung der Individuen erfolgte systematisch mit dem Ziel, eine größtmögliche Artenvielfalt pro Stichprobe abzudecken. Daraus resultiert, dass in den Probekreisen Individuen stehen, die nicht aufgenommen werden. Dadurch können bessere Werte zum Wachstum einzelner Arten ermittelt werden. Bei der Hochrechnung der Biomasse oder Pflanzdichte von den Probekreisen auf die Gesamtfläche erfolgt daraus jedoch eine systematische Unterschätzung, da in den Probekreisen Pflanzen stehen können, die nicht erfasst werden.

Die Messungen umfassten:

- **Höhenwachstum:** Ermittlung der Baumhöhe mit Zollstock oder Messlatte (bis ca. 3 m), bei höheren Bäumen unter Verwendung von Schätzverfahren
- **Stammdurchmesser:** Messung des Durchmessers in definierter Höhe (BHD oder in Brusthöhe soweit möglich; bei jüngeren Bäumen standardisiert in 10–20 cm Höhe).

Die Citizen Science-Teilnehmenden wurden in diese Methoden eingewiesen und führten die Erhebungen in standardisierten Beobachtungsrunden durch.

3.1.4.2 Datenmanagement

Alle Messungen wurden durch die lokalen Gruppen direkt über die Citizen-Science Plattform von *Earthwatch Europe* dokumentiert. Die Plattform gewährleistet eine einheitliche Datenstruktur und zentrale Speicherung, wodurch sowohl die Vergleichbarkeit zwischen Standorten als auch die Einbindung in internationale Datensätze



Abbildung 5: Vermessung der Bäume.

gesichert ist. Das Team von MIYA forest e.V. überprüfte die Einträge, um Fehler oder Unstimmigkeiten zu korrigieren und die wissenschaftliche Validität der Daten zu gewährleisten.

3.1.5 Erfassung der CO₂-Speicherung

Die CO₂-Speicherung in den Tiny Forests wurde indirekt über die Erhebung von Wachstumsdaten (Baumhöhe, Stammdurchmesser) und die Anwendung allometrischer Modelle quantifiziert. Grundlage dieser Methode ist die Annahme eines funktionalen Zusammenhangs zwischen den gemessenen Baumparametern und der oberirdischen Biomasse.

3.1.5.1 Datenerhebung

Die Daten zur Baumhöhe und zum Stammdurchmesser wurden im Rahmen der in Kapitel 3.1.4 beschriebenen Citizen Science-Erhebungen gesammelt. Dabei werden markierte Bäume in permanenten Stichprobenflächen wiederholt vermessen, sodass in Zukunft eine konsistente Zeitreihe entsteht.

3.1.5.2 Biomasseberechnung

Die Schätzung der oberirdischen Biomasse erfolgte durch die Anwendung generischer, allometrischer Gleichungen, wie sie von Annighöfer et al. (2016) speziell für Setzlinge, Dickung und Stangenholz entwickelt wurden. Diese Modelle erlauben die Umrechnung in das Trockengewicht der oberirdischen Biomasse mithilfe der Höhe und des Durchmessers. Annighöfer et al. (2016) stellen in ihrer Arbeit drei allometrische Gleichungen vor. In diesem Bericht wird Folgende verwendet:

$$AGB = \beta_1 (RCD^2 H)^{\beta_2}$$

AGB = oberirdische Biomasse (Above ground Biomass)

β_1 & β_2 = angepasste Koeffizienten

RCD = Wurzelhalsdurchmesser (Root collar diameter)

H = Baumhöhe

Annighöfer et al. (2016) stellen sowohl Koeffizienten für einzelne Arten als auch generische Koeffizienten für Koniferen und Laubbaumarten vor. In diesem Bericht werden die generischen Koeffizienten genutzt, da die artspezifischen Koeffizienten nicht das gesamte Artenspektrum abdecken, welches in Tiny Forests gepflanzt wird.

Die Methodik von *Earthwatch* zur Baumvermessung sieht eine Messung der Baumdicke in 10 cm über dem Boden vor und nicht am Wurzelhals. Annighöfer et al. (2016) stellen für diesen Fall Umrechnungsfaktoren bereit, um von der abweichenden Messhöhe auf den Wurzelhals zu schließen.

Die Berechnungen der einzelnen Standorte wurden abschließend auf einen Hektar hochgerechnet. Grund hierfür ist zum einen, dass die Standorte unterschiedlich groß sind und dadurch ein direkter visueller Vergleich in einem Diagramm nicht möglich wäre. Zum anderen ist in anderen Untersuchungen die übliche Flächengröße ein Hektar, sodass ein Vergleich mit der Fachliteratur möglich ist.

3.1.5.3 Umrechnung in Kohlenstoff- und CO₂-Äquivalente

Für die Umrechnung der Biomasse in gebundenen Kohlenstoff wurde ein Standardfaktor von 0,47 (Mittelwert des Kohlenstoffgehalts in Holz) verwendet (Eggleston, 2006). Die

resultierenden Werte wurden anschließend mit dem Faktor 3,67 (Wiesmeier et al., 2020) multipliziert, um den äquivalenten CO₂-Gehalt zu berechnen.

3.1.5.4 Zielsetzung

Die Quantifizierung der CO₂-Speicherkapazität der Tiny Forests schafft die Grundlage für Vergleiche zwischen Standorten und Altersklassen. Gleichzeitig erlaubt es die Einordnung in ökonomische Analysen, beispielsweise durch den Bezug zu Marktpreisen für CO₂-Zertifikate oder durch die Bewertung der Klimaschutzleistung im Kontext städtischer Anpassungsstrategien.

3.1.6 Erfassung des Mikroklimas (Lufttemperatur)

Zur kontinuierlichen Erfassung des Mikroklimas in den Tiny Forests wurden TMS-4 Sensoren (Firma TOMST, Tschechien) installiert (vgl. Kapitel 3.1.2.1). Diese Geräte sind für ökologische Langzeitstudien im Freiland konzipiert und zeichnen hochauflösende Klimadaten auf.

3.1.6.1 Installation

In jedem der zehn Tiny Forests wurde ein Sensor dauerhaft an einer repräsentativen Stelle installiert. Die Messfühler zur Erfassung der Lufttemperatur wurden in 130 cm Höhe positioniert, um standorttypische Bedingungen in der Vegetationsschicht zu dokumentieren.

An den Standorten Darmstadt und Eberswalde wurden auf einer benachbarten Rasenfläche zusätzliche Luft- und Bodensensoren aufgestellt, die einen direkten Vergleich der kleinstandörtlichen Bedingungen erlauben. An anderen Standorten wurden keine Vergleichssensoren aufgestellt, da keine passenden Flächen anliegen oder keine Erlaubnis zum Aufstellen der Sensoren eingeholt werden konnte.

3.1.6.2 Messprinzip und Frequenz

Die Messungen und die kontinuierliche Speicherung der Daten finden in 15-minütigen Intervallen statt.



Abbildung 6: Sensor zur Messung der Luftfeuchte und -Temperatur.

3.1.6.3 Datenmanagement

Die gespeicherten Werte werden in regelmäßigen Abständen ausgelesen und in die zentrale Projektdatenbank übertragen. Auf diese Weise entsteht eine kontinuierliche Zeitreihe für jedes Untersuchungsgebiet.

3.1.6.4 Bedeutung für das Projekt

Die Datensätze der Sensoren werden mit Datensätzen des Deutschen Wetterdienstes (DWD) verglichen. Da der DWD die Datensätze verzögert veröffentlicht, wird dieser Vergleich erst 2026 möglich sein. Die Mikroklimadaten ermöglichen Aussagen über die Kühlungsleistungen der Tiny Forests im urbanen Raum. Sie dienen außerdem als wichtige Kontextdaten zur Interpretation ökologischer Indikatoren wie Baumwachstum, Insektenaktivität oder Bodenprozesse.

3.2 Soziale Parameter

3.2.1 Naturverbundenheits-Index und Wirksamkeits-Index

Die sozialen Effekte der Tiny-Forest-Aktivitäten wurden durch standardisierte Fragebögen erfasst, die unmittelbar nach den Veranstaltungen (Bildungs- und Citizen-Science Aktionen) an die Teilnehmenden verteilt wurden. Ziel war die quantitative Erhebung zweier Kernaspekte: der **Naturverbundenheit** (NV-Index) und der **Wirkung der Aktion** (Wirkungs-Score).

3.2.1.1 Erhebungsdesign

Die Erhebung erfolgte standortübergreifend bei Aktionen in allen Tiny Forests. Erfasst wurden drei Zielgruppen:

- Kinder (9–11 Jahre)
- Jugendliche (12–15 Jahre)
- Erwachsene (ab 16 Jahre)

Die Fragebögen wurden direkt nach der Teilnahme ausgefüllt, um unmittelbare Effekte zu erfassen.

3.2.1.2 Variablen

Die Fragebögen enthielten sechs zentrale Fragen (F1–F6), ergänzt durch demografische Angaben. Relevante Variablen für die Indexbildung waren:

- **F1:** aktuelles Gefühl (1–5)
- **F2:** neues Wissen (offene Antworten, kodiert als 0/1)
- **F3:** Handlung zur Unterstützung der Natur (0/1)
- **F4:** Vorerfahrung mit ähnlichen Aktionen (Kontrollvariable, nicht in Indexen berücksichtigt)
- **F5:** Absicht für zukünftiges Engagement (1–5)
- **F6:** wahrgenommene Naturverbundenheit (1–4)

3.2.1.3 Datenaufbereitung

Alle Variablen wurden nach dem Min-Max-Verfahren auf eine Skala von 0–1 normiert, um unterschiedliche Skalen vergleichbar zu machen.

3.2.1.4 Indexbildung

- **Naturverbundenheits-Index (NV-Index, 0–100):**
Misst die subjektive emotionale Bindung an die Natur nach der Aktion.

$$NV_Index = 100 \times (0,70 \times F6_{norm} + 0,30 \times F1_{norm})$$

- **Wirkungs-Score (0–100):**
Misst die Wirkung der Aktion in Bezug auf Lernen, Handeln und zukünftige Absicht.

$$Wirkungs_Score = 100 \times \frac{F2_{norm} + F3_{norm} + F5_{norm}}{3}$$

3.2.1.5 Auswertung

Für jede Person wurde der NV-Index und der Wirkungs-Score berechnet. Ein hoher NV-Index zeigt eine starke emotionale Bindung zur Natur nach der Aktion. Ein hoher Wirkungs-Score weist auf deutliche Lern- und Handlungseffekte sowie eine hohe Wahrscheinlichkeit zukünftigen Engagements hin.

3.2.1.6 Wissenschaftliche Grundlage

Die Vorgehensweise orientiert sich an etablierten Verfahren der Indexbildung im Bereich Umweltbildung und Naturverbundenheit (Richardson et al., 2019). Die Gewichtung der Indikatoren basiert auf theoretischen Annahmen zur Relevanz für die Konstrukte Naturverbundenheit und Wirkungswahrnehmung. Indikatoren, die emotionale Bindung an Natur sowie die wahrgenommene eigene Wirksamkeit adressieren, wurden dabei als

besonders konstruktbildend angesehen, während stärker kognitiv oder abstrakt ausgerichtete Indikatoren geringer gewichtet wurden.

3.2.2 Gemeinschaftsgefühl

Die wahrgenommene Gemeinschaftsbildung durch Tiny Forest-Aktivitäten wurde mit einem standardisierten Online-Fragebogen erhoben. Ziel war die quantitative Erfassung, inwiefern die Teilnahme an Pflanzungen, Bildungsangeboten und Citizen- Science-Aktivitäten zur Stärkung des Gemeinschaftsgefühls beiträgt.

3.2.2.1 Erhebungsdesign

Der Fragebogen wurde digital zur Verfügung gestellt und Teilnehmende von Pflanzaktionen, Bildungsformaten und Citizen-Science-Veranstaltungen versendet. Dazu wurden sämtliche bestehende Email- oder Messenger-Kontakte von Personen oder Institutionen genutzt, die in der Vergangenheit bei Tiny Forest- Aktivitäten teilgenommen hatten. Bei der Umfrage wurde aufgrund des digitalen Erhebungsdesigns ausschließlich erwachsene Teilnehmende adressiert.

3.2.2.2 Variablen

Der Fragebogen umfasste zehn Einzelfragen, welche die fünf Dimensionen der Gemeinschaftsbildung abdecken:

1. **Motivation & Teilnahme** (z. B. „Meine Motivation zur Teilnahme war auch, Teil einer Gemeinschaftsaktion zu sein.“)
2. **Zusammenarbeit & Gemeinschaftserleben** (z. B. „Ich habe mich während des Projekts als Teil einer Gemeinschaft gefühlt.“)
3. **Soziale Kontakte** (z. B. „Durch das Projekt habe ich neue Kontakte oder Freundschaften geknüpft.“)
4. **Wahrnehmung von Vielfalt & Zusammenhalt** (z. B. „Das Projekt hat Menschen mit unterschiedlichen Hintergründen zusammengebracht.“)
5. **Nachhaltigkeit der Gemeinschaftsbildung** (z. B. „Auch nach dem Projekt fühle ich mich mit der Gemeinschaft verbunden.“)

Alle Antworten wurden auf einer Likert-Skala von 1 (stimme gar nicht zu) bis 5 (stimme voll zu) erhoben.

3.2.2.3 Datenaufbereitung

Die Antworten wurden numerisch codiert (1–5). Für jede Dimension wurde der Mittelwert der zugehörigen Items berechnet. Zusätzlich wurde ein Gesamtindex der Gemeinschaftsbildung gebildet, indem der Mittelwert aller zehn Items auf eine Skala von 0–100 normiert wurde.

3.2.2.4 Auswertung

Die Ergebnisse wurden grafisch in Form einer Tabelle dargestellt und es wurden Mittelwerte für die fünf Dimensionen gebildet. Zudem wurde ein Gesamtindex zur Bewertung der Gemeinschaftsbildung berechnet. Ein hoher Wert steht dabei für ein stark ausgeprägtes Gemeinschaftsgefühl und nachhaltige soziale Kohäsion im Kontext der Tiny Forests.

3.2.3. Lebenszufriedenheit und Naturverbundenheit

Ziel dieser Untersuchung ist es, zu erfassen, ob und wie die aktive Beteiligung an Tiny-Forest-Projekten das subjektive Wohlbefinden und die Naturverbundenheit der Teilnehmenden beeinflusst. Im Mittelpunkt der Untersuchung steht eine Gruppe von zehn Freiwilligen des Freiwilligen Ökologischen Jahres (FÖJ) in Berlin, die über den Zeitraum eines Jahres an mehreren Tiny-Forest-Initiativen, insbesondere Pflanzungen und Citizen Science-Aktionen, beteiligt sind.

Die Studie soll Aufschluss darüber geben, ob die partizipative Arbeit mit urbaner Natur zu einer nachhaltigen Steigerung der Lebenszufriedenheit und einer tieferen Naturbeziehung führt.

3.2.3.1 Studiendesign

Die Erhebung folgt einem quantitativen Längsschnittdesign mit drei Messzeitpunkten über einen Zeitraum von zwölf Monaten. Durch standardisierte Fragebögen werden individuelle Veränderungen im Zeitverlauf statistisch erfasst.

Tabelle 4: Erfassungszeitpunkte für die Messung der Naturverbundenheit und Lebenszufriedenheit

Zeitpunkt	Bezeichnung	Erhebungsphase	Zielsetzung
T0	Baseline	Zu Beginn des FÖJ (vor Projektstart)	Erfassung des Ausgangsniveaus
T1	Zwischenmessung	Nach ca. 6 Monaten	Erfassung kurzfristiger Veränderungen
T2	Abschlussmessung	Am Ende des FÖJ (nach ca. 12 Monaten)	Erfassung langfristiger Effekte

3.2.3.1 Erhebungsinstrumente

a.) Satisfaction with Life Scale (SWLS)

Zur Messung der allgemeinen Lebenszufriedenheit wird die Satisfaction with Life Scale (SWLS) nach Diener et al. (1985) in der deutschen Übersetzung von Glaesmer et al. (2011) eingesetzt. Die Skala umfasst fünf Items (z. B. „Ich bin mit meinem Leben zufrieden“), die auf einer 7-stufigen Likert-Skala (1 = stimme überhaupt nicht zu – 7 = stimme voll zu) beantwortet werden. Die Gesamtsumme der Punkte (5–35) bildet den Indikator für die Lebenszufriedenheit. Die SWLS ist international validiert und weist eine hohe interne Konsistenz auf (Cronbach's $\alpha \approx .87$).

b.) Naturverbundenheit und Projekterleben

Zur Erfassung der spezifischen Wirkungen des Tiny-Forest-Engagements wurden ergänzend fünf eigens entwickelte Items (Likert-Skala 1–7) verwendet, angelehnt an die *Connectedness to Nature Scale* (CNS) nach Mayer & Frantz (2004). Die Items erfassen die Dimensionen Naturverbundenheit, Erholungserleben, soziale Integration, Sinnerleben und pro-ökologische Einstellungen.

c.) Offene Reflexionsfragen

Zur qualitativen Ergänzung wurden drei offene Fragen aufgenommen, um subjektive Wahrnehmungen und Erfahrungen der Teilnehmenden zu erfassen (z. B. „Hat sich durch Ihre

Beteiligung etwas in Ihrem Alltag oder Wohlbefinden verändert?"). Die Antworten werden im Anschluss mithilfe einer qualitativen Inhaltsanalyse nach Mayring (2019) ausgewertet.

3.2.3.3 Stichprobe

Die Stichprobe umfasst $n = 10$ FÖJ-Teilnehmende im Alter von 18 bis 25 Jahren, die im Zeitraum Oktober 2025 – September 2026 an verschiedenen Tiny-Forest-Projekten in Berlin mitwirken. Die Auswahl erfolgte gezielt (*purposive sampling*), da diese Gruppe gesichert für den Zeitraum von einem Jahr in mehreren Tiny Forest-Aktivitäten involviert sein wird.

3.2.3.4 Durchführung der Datenerhebung

Die Erhebung erfolgt in Papierform und wurde dem Projektleiter der FÖJ'ler ausgehändigt, der die dreimalige Durchführung der Befragung durch die Teilnehmenden sicherstellt. Die Teilnahme ist freiwillig und pseudonymisiert. Zur Zuordnung über die Messzeitpunkte hinweg wird ein individueller Code gebildet (z. B. MAMU18 für Max Mustermann, 18.06.). Persönliche Daten werden nicht erhoben; die Durchführung entspricht den Vorgaben der Datenschutz-Grundverordnung (DSGVO).

3.2.3.5 Datenauswertung

Die Datenauswertung erfolgt mittels einer Kombination quantitativer und qualitativer Methoden, um Veränderungen über die Zeit sowie subjektive Wahrnehmungen der Teilnehmenden differenziert zu untersuchen.

Quantitative Analyse:

- Berechnung von Gesamtscores für SWLS und Naturverbundenheitsitems.
- Vergleich der Mittelwerte zwischen T0, T1 und T2 mittels t-Tests für verbundene Stichproben bzw. Varianzanalysen mit Messwiederholung (ANOVA). Damit wird überprüft, ob sich die durchschnittlichen Werte bei denselben Teilnehmenden im Verlauf der Zeit signifikant verändert haben.
- Berechnung von Effektstärken nach Cohen (1988). Diese geben an, wie groß und praktisch bedeutsam die beobachteten Unterschiede unabhängig von der Stichprobengröße sind.

Qualitative Analyse:

- Offene Antworten werden transkribiert und kategorienbasiert codiert (Mayring, 2015).

- Identifikation wiederkehrender Themen wie *Naturerleben, Gemeinschaft, Sinnstiftung* und *Achtsamkeit*.
- Integration der qualitativen Befunde im Sinne einer methodischen Triangulation.

3.3. Ökonomische Parameter

Im weiteren Verlauf des Forschungsprojekts sollen die getätigten Investitionen und Ressourcen-Inputs (beispielsweise Bodensubstrate, Baggararbeiten, Pflanzgut etc.) in Verhältnis zu den ökologischen und sozialen Outputs der Tiny Forests betrachtet werden. Insbesondere nach Abschluss des Förderungszeitraums Ende 2027 soll eine finale Bilanz erstellt werden. Ziel ist dabei das kritische Hinterfragen der teilweise hohen Kosten für Maßnahmen wie Bodenbearbeitung oder Umweltbildung. Durch die Gegenüberstellung von Inputs und Outputs sollen Optimierungspotentiale identifiziert werden, um die sozial-ökologische Wirksamkeit von Tiny Forests in Deutschland zu verbessern. Die entsprechende Methodik wird im Kalenderjahr 2026 erarbeitet.

4. Ergebnisse

Die in diesem Kapitel vorgestellten Ergebnisse fassen die Erhebungen zusammen, die im Jahr 2025 durchgeführt wurden. Sie stellen eine Basis dar, mit der zukünftige Daten verglichen werden können.

4.1 Ökologische Ergebnisse

4.1.1 Erhebung der Insektenfauna

4.1.1.1 Bestäuber, Schmetterlinge, Bodenlebewesen - Erhebung durch Citizen Science

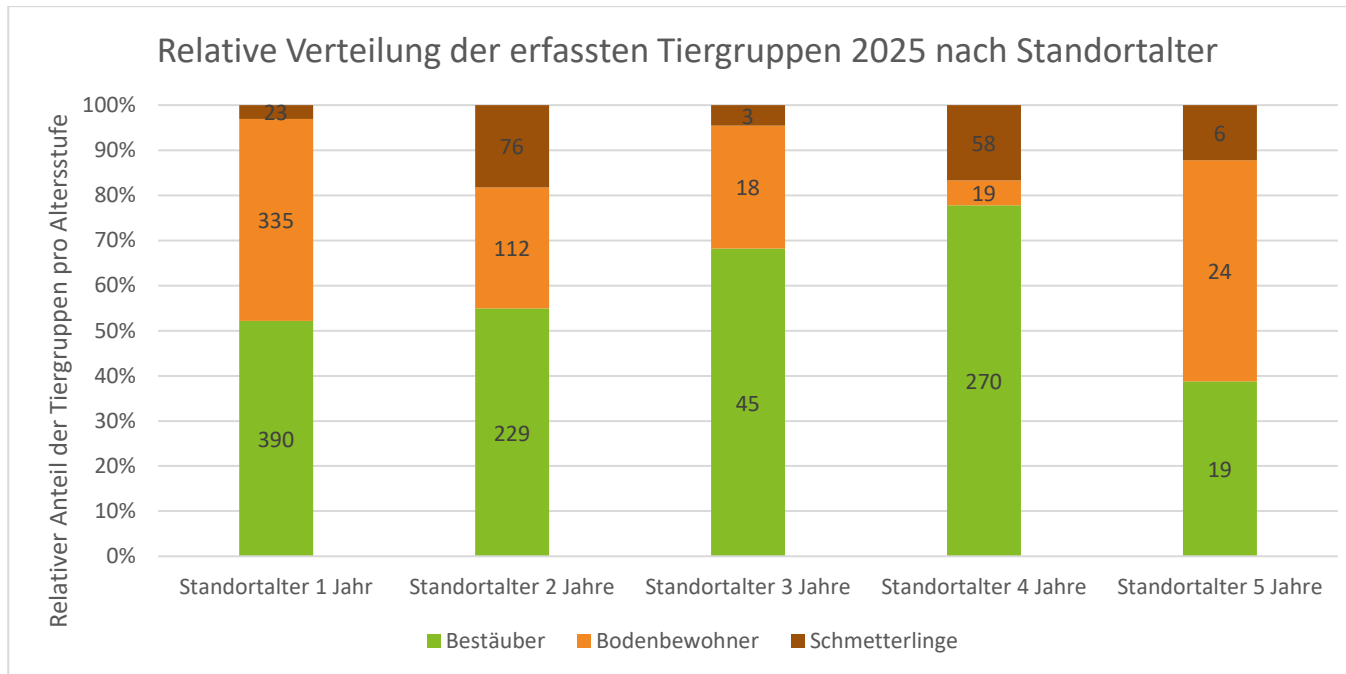


Abbildung 7: relative Verteilung aller 2025 erfassten taxonomischen Gruppen. Die Zahl in den Balken zeigt die absolute Zahl an beobachteten Individuen aller Tiny Forests pro Altersstufe an.

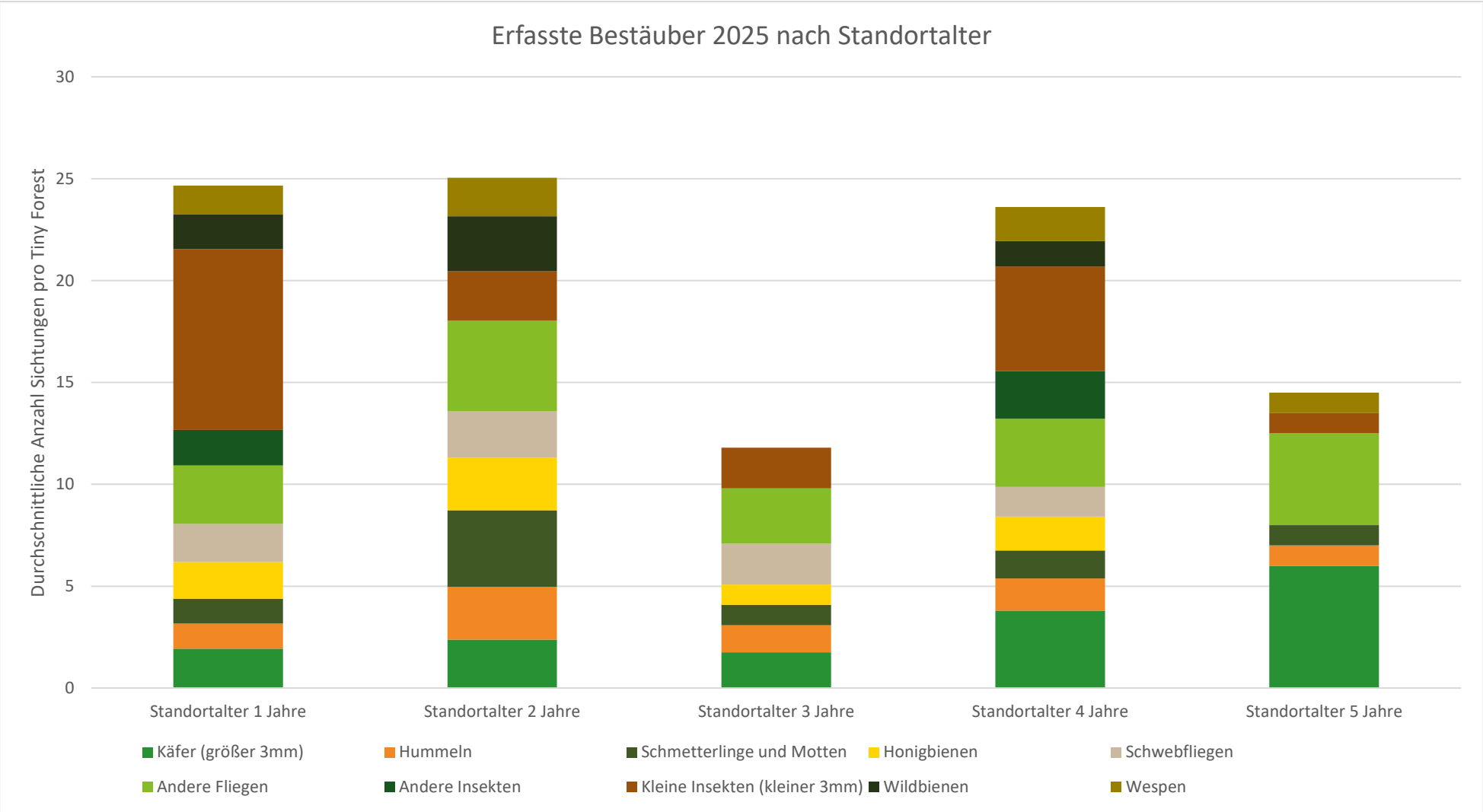


Abbildung 8: Beobachtete Bestäuber 2025. Dargestellt ist die durchschnittliche Abundanz pro Tiny Forest und pro Altersstufe.

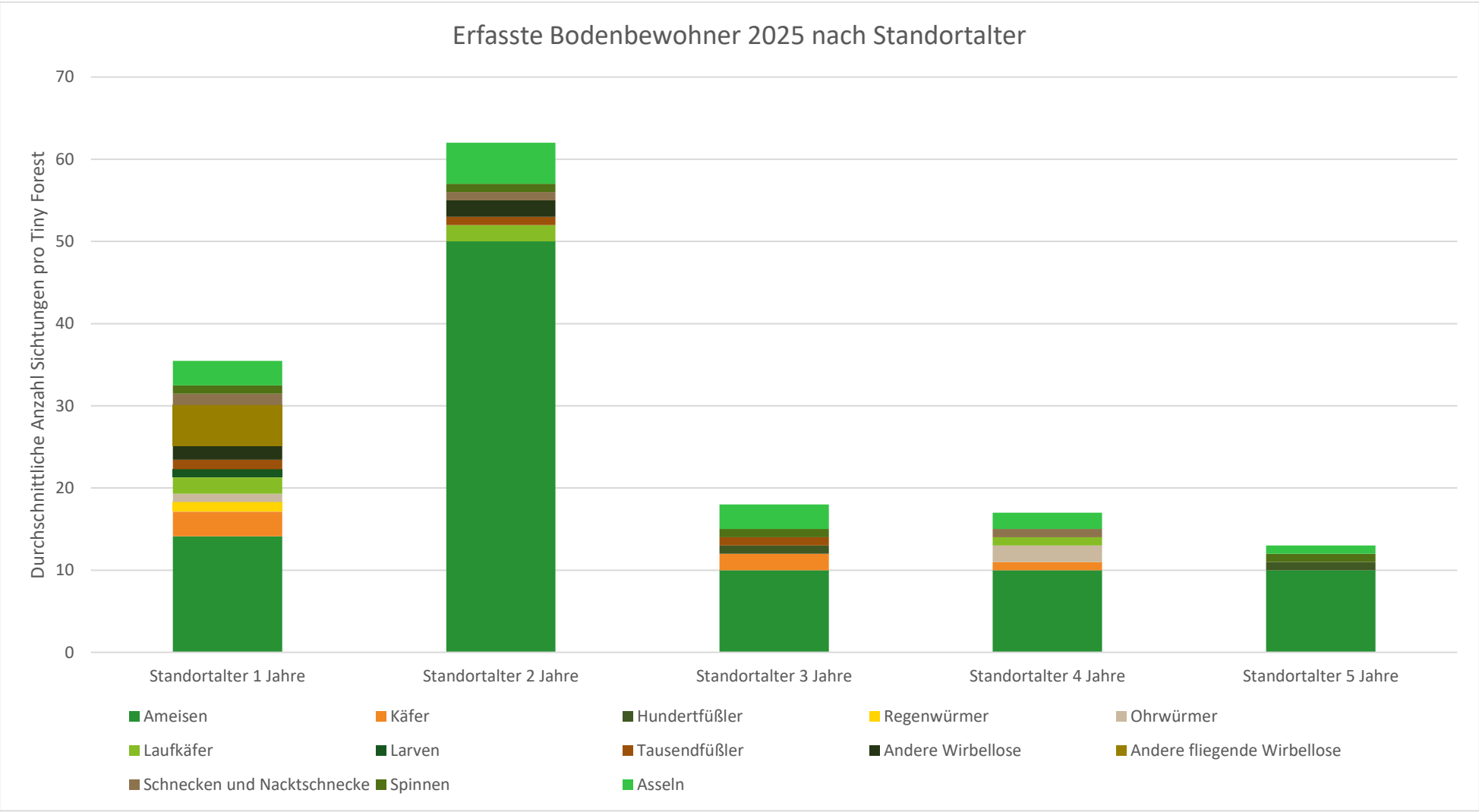


Abbildung 9: Beobachtete Bodenlebewesen 2025. Dargestellt ist die durchschnittliche Abundanz pro Tiny Forest und pro Altersstufe.

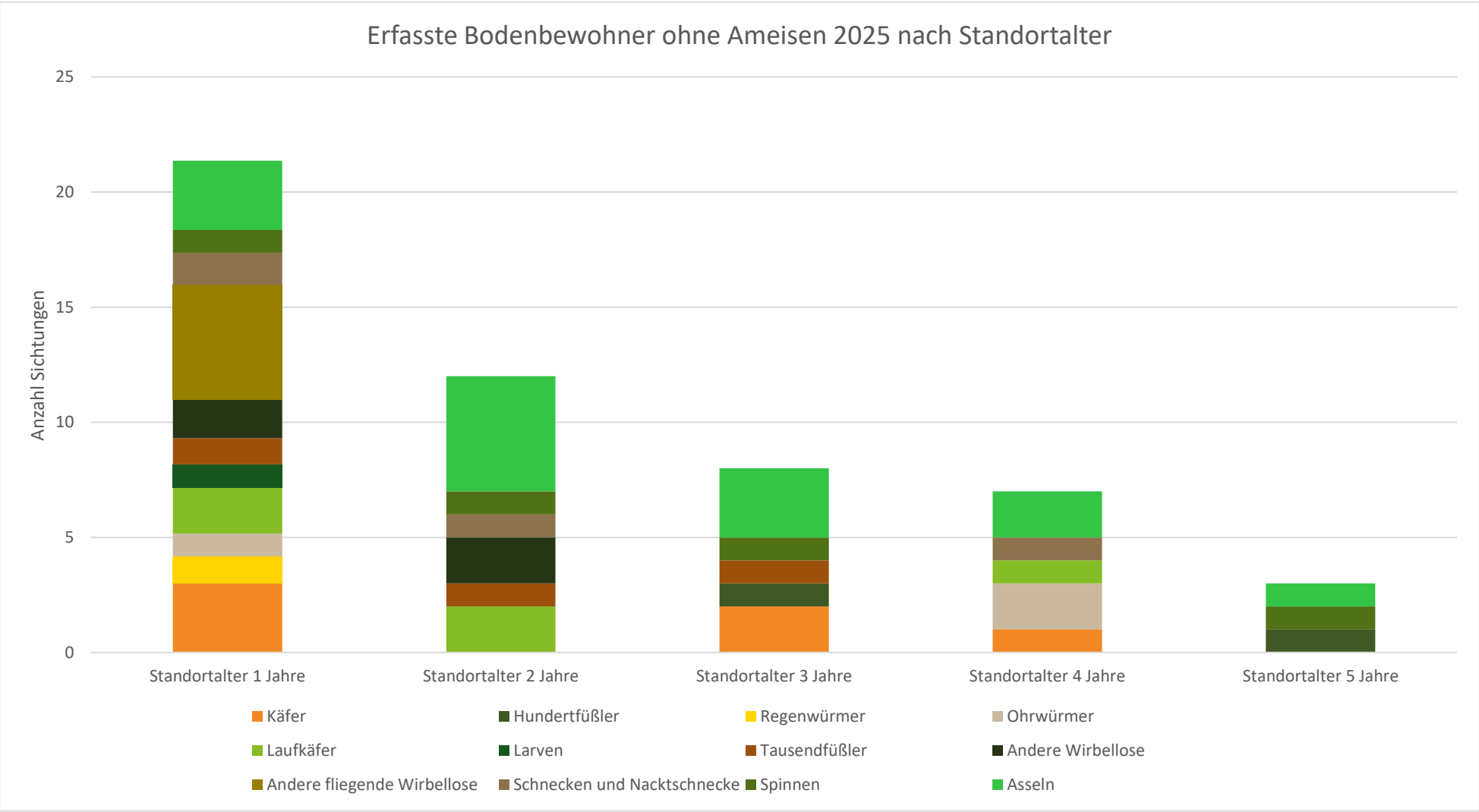


Abbildung 10: Beobachtete Bodenlebewesen 2025 ohne Ameisen. Dargestellt ist die durchschnittliche Abundanz pro Tiny Forest und pro Altersstufe

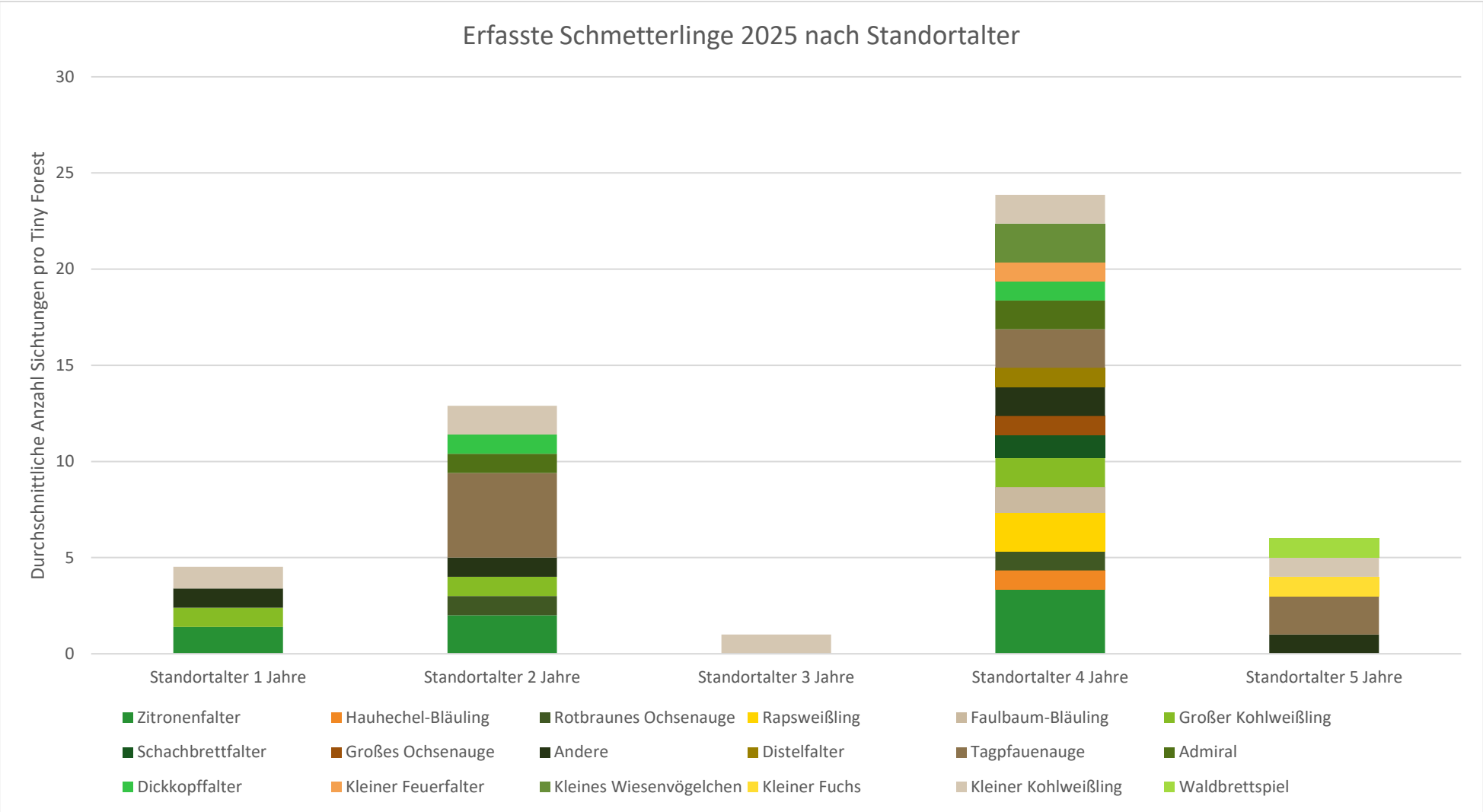


Abbildung 11: Beobachtete Schmetterlinge 2025. Dargestellt ist die durchschnittliche Abundanz pro Tiny Forest und pro Altersstufe.

Die obigen Abbildungen zeigen die Ergebnisse der Insektenzählungen im Jahr 2025. Abbildung 7 zeigt die Abundanz aller Tiergruppen. Insgesamt wurden in allen zehn Standorten 1627 Wirbellose gezählt. Davon waren die meisten Bestäuber (n=953), gefolgt von den Bodenlebewesen (n=508) und den Schmetterlingen (n=166). In den Jahren eins bis vier sind die Bestäuber die häufigste Artengruppe. Erst im fünften Jahr nach der Pflanzung wurden mehr Bodenbewohner als Bestäuber in den Tiny Forests gefunden (vgl. Abbildung 7). Bei den Bestäubern und den Bodenlebewesen wurde alle Gruppen beobachtet, welche in der Methodik gelistet sind. Von 25 gelisteten Schmetterlingsarten wurden 18 Arten beobachtet. Waldteufel, Postillon, Aurorafalter, kleiner Sonnenröschen-Bläuling, Brauner Waldvogel, Waldteufel, Mauerfuchs und C-Falter wurden nicht beobachtet.

Die deutlichen Unterschiede bei der Gesamtzahl an Beobachtungen nach Alter ist darauf zurückzuführen, dass in diesem Forschungsprojekt vier einjährige, zwei zweijährige, ein dreijähriger, zwei vierjährige und ein fünfjähriger Tiny Forest untersucht werden.

Für einen besseren Vergleich zeigen Abbildungen 8, 9, 10 & 11 das durchschnittliche Vorkommen der Artengruppen pro Tiny Forest und Altersstufe. Bei den Bestäubern ist die Kategorie "Kleine Insekten" die am häufigsten erfasste Artengruppe (n=19), gefolgt von anderen Fliegen (n=18) und Käfern (größer 3mm) (n=16). Die am häufigsten beobachteten Bodenbewohner sind Ameisen (n=94), gefolgt von Asseln (n=14) und Käfern (n=6). Die am häufigsten beobachtete Schmetterlinge sind das Tagpfauenauge (n=8), der Zitronenfalter (n=7) und der kleine Kohlweißling (n=6).

Der größte Artenreichtum der Schmetterlinge wurde in vierjährigen Tiny Forests gefunden (Abb.11), die meisten Bestäuberarten in den Jahren eins und vier (Abb. 8). Das breiteste Artenspektrum der Bodenlebewesen wurde in einjährigen Tiny Forests gefunden (Abb. 9).

4.1.1.2 Expertengestützte Erfassung der Insektenfauna

Die Untersuchung der zehn Tiny-Forest-Standorte ergab Gesamt-Shannon-Indizes der Arthropodenfauna zwischen $H' = 2,9$ und $H' = 3,8$. Den höchsten Diversitätswert zeigte der Standort Griesheim Westring mit $H' = 3,8$, während der niedrigste Wert mit $H' = 2,9$ am Standort Bernau dokumentiert wurde. Die Mehrzahl der Standorte wies Gesamtdiversitätswerte zwischen $H' = 3,0$ und $H' = 3,3$ auf. Die Differenzierung nach räumlichen Teilbereichen ergab für die Randzonen Shannon-Indizes zwischen $H' = 2,1$ (Berlin Spittelmarkt) und $H' = 3,5$ (Griesheim Westring), während die Zentren Werte zwischen $H' = 1,5$

(Darmstadt) und $H' = 3,1$ erreichten. Einige Standorte zeigten nur geringe Differenzen zwischen Rand und Zentrum, während an anderen deutliche Abweichungen festgestellt wurden (siehe Tabelle 5).

Der Shannon-Index ist ein Maß für die Artenvielfalt in einem Lebensraum, welches sowohl die Anzahl der Arten als auch die Gleichmäßigkeit ihrer Verteilung (Abundanz) berücksichtigt. Ein höherer Wert deutet auf eine größere Vielfalt hin. Er wird in der Ökologie verwendet, um die Biodiversität in einem Ökosystem zu beschreiben.

Tabelle 5: Shannon-Index Kategorien

(H')	Bedeutung	Beschreibung
Nahe 0	sehr geringe Diversität	Nur 1–2 dominante Arten, kaum Vielfalt
1 – 2	geringe bis mittlere Diversität	wenige Arten oder ungleiche Häufigkeit
2 – 3	mittlere bis hohe Diversität	viele Arten, recht gleichmäßig verteilt
> 3	hohe Diversität	sehr viele Arten, keine stark dominierende
> 4	extrem hohe Diversität (selten)	meist nur in tropischen Systemen

Tabelle 6: Anzahl beobachteter Arten an allen Standorten

Standort	Alter 2025 in Monaten	H_ges	H_Rand	H_Zentrum	Arten	Individuen	Individuen mit Gehölzbindung	Rote Liste Arten	Lumbriciden (Regenwürmer)
Darmstadt	3,8	3,3	3,2	1,5	49	341	27	0	61
Rüsselsheim	1,8	3,3	2,4	3,1	44	229	36	0	125
Griesheim AF	3,7	3,8	3,5	3,1	71	400	33	4	103
Griesheim Friedhof	2,7	3	2,3	2,4	26	116	4	2	39
Mühlheim	1,3	3,1	2,8	2,8	35	311	50	0	92
Berlin Lichtenberg	0,6	3,1	3	2,5	32	346	8	0	94
Zichow	5,1	3,3	3	2,8	51	397	29	0	194
Eberswalde TGE	1,7	3,2	2,7	3	47	253	25	0	8
Berlin Spittelmarkt	1,3	3,1	2,1	2,9	26	316	13	0	78
Bernau	0,6	2,9	2,7	2,5	39	161	25	2	0
Durchschnitt	2,2	3,21	2,77	2,66	42	287	25	0,8	79,4

Die Gesamtartenzahlen der erfassten Arthropoden variierten standortabhängig zwischen 26 und 71 Arten. Die höchste Artenzahl wurde am Standort Griesheim Westring mit 71 Arten festgestellt, gefolgt von Zichow mit 51 Arten und Darmstadt mit 49 Arten. Die niedrigsten Artzahlen traten an den Standorten Griesheim Friedhof und Berlin Spittelmarkt auf, die jeweils 26 Arten aufwiesen. Die Individuenzahlen zeigten eine ähnlich hohe Spannweite: Griesheim Westring erreichte mit 400 Individuen den höchsten dokumentierten Wert, gefolgt von Zichow (397 Individuen) und Berlin Lichtenberg (346 Individuen). Die niedrigsten Individuenzahlen wurden am Standort Griesheim Friedhof mit 116 Individuen festgestellt. Die übrigen Standorte lagen im Bereich von 161 bis 341 Individuen.

Die Anzahl der gehölzgebundenen Individuen reichte je nach Standort von 4 bis 50. Der höchste Wert wurde in Mühlheim mit 50 gehölzgebundenen Individuen erfasst. Weitere Standorte mit höheren Werten waren Zichow (29), Eberswalde (25) und Bernau (25). Griesheim Friedhof wies mit 4 Individuen den geringsten Anteil gehölzgebundener Fauna auf. Die übrigen Standorte lagen zwischen 8 und 33 Individuen innerhalb dieser ökologischen Gruppe.

Rote-Liste-Arten wurden an drei der zehn Standorte nachgewiesen. Am Standort Griesheim Westring wurden insgesamt vier Individuen aus Kategorien der Gefährdung (RL3 und RL V) dokumentiert. Griesheim Friedhof wies zwei Rote-Liste-Individuen auf, und am Standort Bernau wurde ebenfalls ein Nachweis mit insgesamt zwei Individuen aus Kategorie RL3 erbracht. An allen übrigen Standorten wurden keine Rote-Liste-Arten nachgewiesen.

Die Erfassung der Lumbriciden ergab eine Spannweite zwischen 0 und 194 Individuen pro Quadratmeter. Der höchste Wert wurde am Standort Zichow mit 194 Individuen/m² festgestellt. Weitere höhere Werte zeigten Rüsselsheim mit 125 Individuen/m², Berlin

Lichtenberg mit 94 Individuen/m² und Mühlheim mit 92 Individuen/m². Die niedrigsten dokumentierten Werte entfielen auf Bernau, wo keine Regenwürmer erfasst wurden, sowie auf Eberswalde, das mit 8 Individuen/m² ebenfalls eine geringe Dichte aufwies. Die übrigen Standorte lagen in einem intermediären Bereich zwischen 39 und 103 Individuen/m².

Insgesamt zeigen die Ergebnisse ein breites Spektrum standortspezifischer Diversitäts-, Abundanz- und Bodentiervorkommen, das die Heterogenität der untersuchten Tiny-Forest-Flächen widerspiegelt.

4.1.2 Bodenparameter

4.1.2.1 Chemisch-physikalische Bodenanalysen

Im Rahmen der Bodenuntersuchungen an den zehn Tiny Forest Standorten wurden vor der Pflanzung sowie im Jahr 2025 Bodenproben analysiert, um Veränderungen zentraler Bodenparameter zu erfassen. Der Fokus lag dabei auf dem pH-Wert, dem Humusgehalt (bzw. organischem Kohlenstoff), der Bodenart sowie den Hauptnährelementen Phosphor (P₂O₅), Kalium (K₂O) und Magnesiumoxid (MgO).

Region Berlin/Brandenburg

Am Standort **Spittelmarkt** zeigte sich nach 1,3 Jahren eine deutliche Verbesserung nahezu aller Parameter. Der pH-Wert stieg von 6,7 auf 7,2 und der Humusgehalt erhöhte sich von Klasse h2 auf h3, was auf einen Anstieg des organischen Kohlenstoffs hindeutet. Parallel dazu nahmen die Gehalte an P₂O₅, K₂O und MgO signifikant zu (von 91 auf 131 mg/100 g, 29 auf 64 mg/100 g und 14 auf 41 mg/100 g). Dies spricht für eine Verbesserung der Nährstoffverfügbarkeit und der Bodenaktivität.

Auch in **Bernau** wurde nach 0,6 Jahren eine positive Entwicklung festgestellt. Der Boden wandelte sich von einer mittleren Sand- zu einer lehmigeren Bodenart, während der pH-Wert leicht von 8,3 auf 7,8 sank, aber weiterhin im alkalischen Bereich blieb. Die Humusklasse erhöhte sich auf h3. Die Nährstoffgehalte waren 2025 hoch bis sehr hoch (P₂O₅: 99,5 mg/100 g, K₂O: 142 mg/100 g, MgO: 69 mg/100 g), was auf eine insgesamt gute Versorgung hinweist. In Bernau wurde keine Bodenanalyse der Nährstoffe vor der Pflanzung durchgeführt, weshalb hier keine Vergleichsdaten vorliegen.

Am Standort **Zichow** stieg der pH-Wert im Zeitraum von 5,1 Jahren von 6,9 auf 7,5, womit der Boden von schwach sauren zu neutralen Bedingungen überging. Die Humusklasse zeigte dagegen eine leichte Abnahme (von etwa 2 % auf 0,6–1,2 % organischer Kohlenstoff). Andere Werte lagen durch eine weniger detaillierte Grundlagenanalyse an diesem Standort nicht vor. Der Standort **Lichtenberg** wies nach 0,6 Jahren nur moderate Veränderungen auf. Der pH-Wert sank leicht von 7,6 auf 7,4, und die Humusklasse blieb konstant bei h2. Die Nährstoffgehalte stiegen leicht an: P₂O₅ von 18,9 auf 24,2 mg/100 g, K₂O von 13 auf 20,6 mg/100 g und MgO von 22,8 auf 28,1 mg/100 g. Damit ist eine leichte Verbesserung der chemischen Bodenfruchtbarkeit erkennbar.

Die stärksten positiven Veränderungen wurden am Standort **TGE Eberswalde** beobachtet. Der pH-Wert stieg innerhalb von 1,7 Jahren von 6,9 auf 7,2, und der Humusgehalt nahm deutlich zu (von 1,66 % auf 2,3–4,7 %). Gleichzeitig zeigten die Gehalte an P₂O₅, K₂O und MgO massive Anstiege (von 7,7 auf 147 mg/100 g, 1,3 auf 102 mg/100 g bzw. 4,9 auf 59,7 mg/100 g). Diese Werte belegen einen deutlichen Aufbau an Nährstoffen und organischer Substanz, was auf eine starke Förderung der Bodenentwicklung durch die Vegetation hindeutet.

In der Gesamtbetrachtung aller Standorte lässt sich feststellen, dass die Böden nach der Etablierung der Tiny Forests im Durchschnitt leicht höhere pH-Werte aufweisen (Anstieg um etwa 0,3 bis 0,5 Einheiten) (Abb.13), die Humusgehalte überwiegend gestiegen (Abb. 14) sind und die Hauptnährelemente P₂O₅, K₂O und MgO deutlich zugenommen haben (Abb. 12). Lediglich an einem Standort (Zichow) wurde eine leichte Abnahme des Humusgehalts festgestellt.

Insgesamt zeigen die Ergebnisse eine deutliche Verbesserung der Bodenfruchtbarkeit und -stabilität in den ersten Jahren nach der Pflanzung.

Region Rhein/Main

Am Standort **Darmstadt** stieg der pH-Wert leicht von 7,2 auf 7,4. Die Humusklasse verbesserte sich von h1 auf h2, was einem Anstieg des organischen Kohlenstoffs von unter 0,6 % auf 0,6–1,2 % entspricht. Gleichzeitig zeigten die Gehalte an P₂O₅, K₂O und MgO deutliche Zuwächse (P₂O₅: 44,9 → 98,7 mg/100 g; K₂O: 22,1 → 37,1 mg/100 g; MgO: 46 → 132 mg/100 g). Diese Entwicklung weist auf eine verbesserte Nährstoffversorgung und steigende biologische Aktivität hin.

Am Standort **Griesheim (Friedhof)** blieb der pH-Wert stabil (7,3 → 7,0), während die Humusklasse von h2 auf h3 anstieg und der organische Kohlenstoffgehalt von 0,6–1,2 % auf 1,2–2,3 % zunahm. Besonders auffällig ist die starke Erhöhung der Makronährstoffe: P₂O₅ nahm leicht ab, blieb aber auf hohem Niveau (199 → 197 mg/100 g), K₂O und MgO erreichten mit Veränderungen von 52 auf 56 mg/100 g bzw. 191 auf 208 mg/100 g sehr hohe Werte, wobei bei MgO eine leichte Abnahme zu verzeichnen war. Die Bodenfruchtbarkeit ist somit stabil auf hohem Niveau geblieben, auch wenn es minimale Abnahmen einzelner Nährstoffe gab.

Auch der Standort **Griesheim (Westring)** zeigt einen vergleichbaren Trend. Der pH-Wert blieb nahezu konstant (7,4 → 7,3), während der Humusgehalt von unter 0,6 % auf 0,6–1,2 % anstieg. Die Gehalte an P₂O₅ und K₂O stiegen leicht (P₂O₅: 152 → 158 mg/100 g; K₂O: 35,7 → 50,2 mg/100 g), während der Wert für MgO leicht abnahm (125 → 100 mg/100 g). Diese Werte deuten auf eine Stabilisierung der Bodenverhältnisse bei gleichzeitig leicht verbessertem Nährstoffangebot hin.

Am Standort **Mühlheim** ist ein leichter pH-Rückgang von 7,3 auf 7,2 zu verzeichnen, während die Humusklasse von h1 auf h3 anstieg (organischer Kohlenstoff von < 0,6 % auf 1,2–2,3 %). Die Nährstoffgehalte blieben weitgehend stabil, während eine leichte Abnahme von MgO zu verzeichnen war (P₂O₅: 51,2 → 52,3 mg/100 g; K₂O: 23,4 → 23,6 mg/100 g; MgO: 54,7 → 43 mg/100 g). Der Humusaufbau überlagert hier die geringfügigen Schwankungen in der Mineralstoffverfügbarkeit und deutet auf eine insgesamt positive Bodenentwicklung hin.

In **Rüsselsheim** zeigte sich eine deutliche Verbesserung sowohl im Humusgehalt als auch in der Nährstoffausstattung. Der pH-Wert blieb mit 7,6 → 7,5 weitgehend konstant. Die Humusklasse stieg von h1 auf h3, was einer Zunahme des organischen Kohlenstoffs von unter 0,6 % auf 1,2–2,3 % entspricht. Parallel dazu nahmen die Gehalte an P₂O₅, K₂O und MgO stark zu (P₂O₅: 50,7 → 122 mg/100 g; K₂O: 27,6 → 73 mg/100 g; MgO: 56,6 → 122 mg/100 g). Dies weist auf eine deutlich verbesserte Nährstoffdynamik und eine Zunahme der mikrobiellen Aktivität hin.

In der Gesamtbetrachtung aller untersuchten Standorte lässt sich feststellen, dass die Böden der Region insgesamt stabile bis leicht ansteigende pH-Werte zeigen (Abb. 13) und in allen Fällen eine deutliche Zunahme des Humusgehalts aufweisen (Abb. 14). Auch die Nährstoffgehalte von Phosphor, Kalium sind durchweg gestiegen (Abb. 12). Die Werte für

Magnesium nahmen teilweise leicht ab, blieben aber dennoch auf einem hohen Niveau und verzeichnen im Durchschnitt über alle Standorte immer noch einen Anstieg.

Zusammenfassung

Die Untersuchung der Tiny-Forest-Standorte zeigt deutliche regionale Unterschiede in der Bodendynamik zwischen den nordöstlichen (Spittelmarkt, Bernau, Zichow, Lichtenberg, TGE Eberswalde) und den südwestlichen Standorten (Darmstadt, Griesheim Friedhof, Griesheim Westring, Mühlheim, Rüsselsheim). Trotz unterschiedlicher Ausgangsbedingungen weisen beide Regionen eine insgesamt positive Entwicklung der Bodenparameter seit der Pflanzung auf.

In der **Region Berlin/Brandenburg** lagen die Ausgangsböden im Mittel im schwach sauren bis neutralen Bereich (pH 6,7–7,0) und zeigten teils deutliche Texturunterschiede von sandig-lehmig bis tonig-lehmig. Nach der Etablierung der Tiny Forests stiegen die pH-Werte in den meisten Fällen leicht an, durchschnittlich um etwa +0,3 bis +0,5 Einheiten. Die Humusgehalte erhöhten sich in fast allen Fällen um eine Klasse (z. B. h₂ → h₃), was einem Anstieg des organischen Kohlenstoffs von durchschnittlich 0,8 % auf etwa 1,8 % entspricht. Besonders auffällig ist der Anstieg der Nährstoffe: P₂O₅ und K₂O nahmen im Durchschnitt um das Zwei- bis Dreifache zu, MgO in einigen Fällen sogar um das Vierfache. An zwei Standorten fehlten hier jedoch die Referenzdaten für die Nährstoffe, weshalb diese Aussage nur für die drei Standorte Eberswalde, Berlin Lichtenberg und Berlin Spittelmarkt gilt. Lediglich in Zichow wurde eine leichte Abnahme des Humusgehalts beobachtet, während alle anderen Standorte positive Trends zeigen.

In der **Region Südwest** lagen die Böden bereits zu Beginn überwiegend im neutralen bis schwach alkalischen Bereich (pH 7,2–7,6) und zeigten eine relativ homogene Bodenart (lehmiger Sand). Hier fielen die pH-Veränderungen geringer aus, meist ±0,1 bis 0,3 Einheiten. Deutlicher war jedoch der Humusaufbau: an allen Standorten stieg die Humusklasse mindestens um eine Stufe, in mehreren Fällen (z. B. Mühlheim und Rüsselsheim) sogar von h₁ auf h₃, was auf eine Verdopplung, bis Verdreifachung des organischen Kohlenstoffgehalts hinweist. Die Gehalte an P₂O₅ und K₂O zeigten ebenfalls starke Zunahmen, durchschnittlich um das 2- bis 3-fache gegenüber den Ausgangswerten. Allerdings nahmen die Werte für MgO nur teilweise Zunahmen und an drei Standorten leichte Abnahmen. Dennoch blieben die

Werte auf hohem Niveau und stiegen im Durchschnitt alle stark an. Diese Entwicklung spiegelt eine deutliche Zunahme der Bodenfruchtbarkeit wider.

Vergleicht man beide Regionen im Mittel, so zeigen sich ähnliche Trends, aber unterschiedliche Intensitäten:

- Der **Humusaufbau** war in beiden Regionen deutlich, fiel jedoch in der Südwestregion etwas stärker aus (Abb. 14).
- Die **pH-Stabilisierung** war im Nordosten ausgeprägter (hier kam es häufiger zu einer Neutralisierung ursprünglich leicht saurer Böden), während im Südwesten die pH-Werte der Ausgangssituation leicht basisch waren und durch die Etablierung der Tiny Forests leicht abnahmen (Abb. 13).
- Die **Nährstoffanreicherung (P_2O_5 , K_2O , MgO)** verlief in beiden Regionen sehr deutlich, wobei der Nordosten tendenziell höhere absolute Zuwächse zeigte (durch niedrigere Ausgangswerte), während der Südwesten auf bereits höherem Niveau stabilisierte und weiter aufbaute (Abb. 12).

Insgesamt lässt sich festhalten, dass sich die Böden an nahezu allen untersuchten Tiny Forest-Standorten bereits wenige Jahre nach der Pflanzung deutlich positiv entwickelt haben. Unabhängig von regionalen Unterschieden kam es überwiegend zu einem Aufbau von Humus sowie zu einer Verbesserung der Nährstoffverfügbarkeit, während sich die pH-Werte stabilisierten oder in einen für Laubgehölze günstigen Bereich (ca. 5-7) verschoben. Generell sind die pH-Werte der Ausgangssituationen wie auch nach der Anlage der Tiny Forests relativ hoch und im obersten Bereich des Optimums angesiedelt. Insgesamt deuten die Ergebnisse darauf hin, dass Tiny Forests schon in der frühen Etablierungsphase einen messbaren Beitrag zur Verbesserung der Bodenfruchtbarkeit, -stabilität und biologischen Aktivität leisten, was vor allem daran liegt, dass in bei der Anlage von Tiny Forests größere Mengen Kompost in den Oberboden eingearbeitet werden.

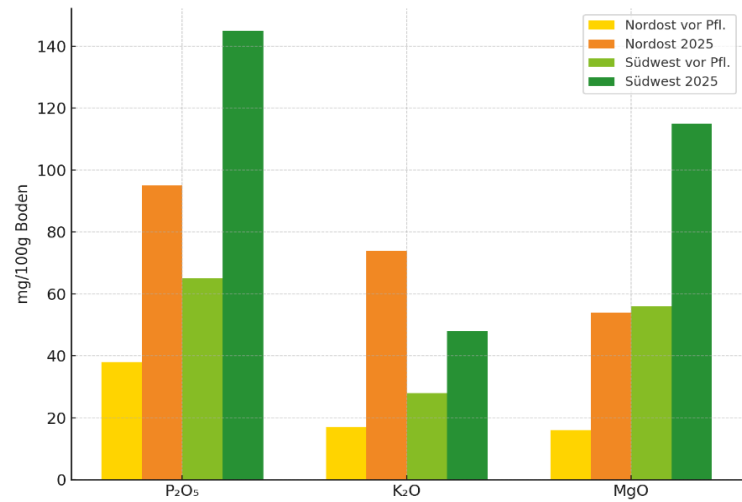


Abbildung 12: Entwicklung der Nährstoffgehalte Phosphor, Kalium, Magnesium

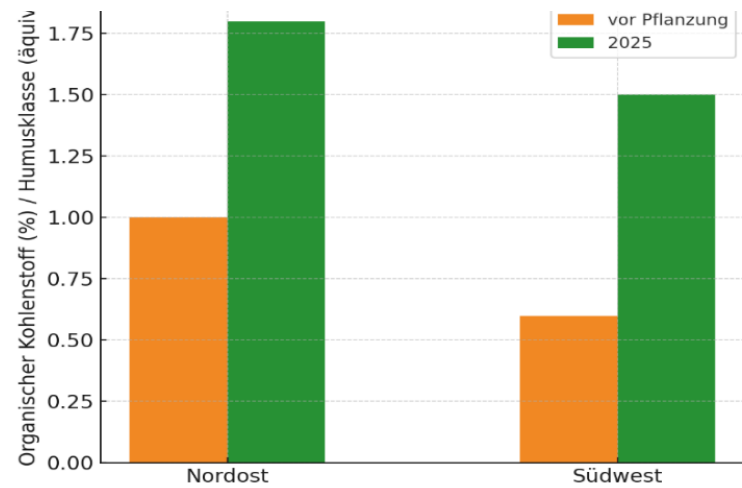


Abbildung 14: Entwicklung des Humusgehalts Nordost vs. Südwest

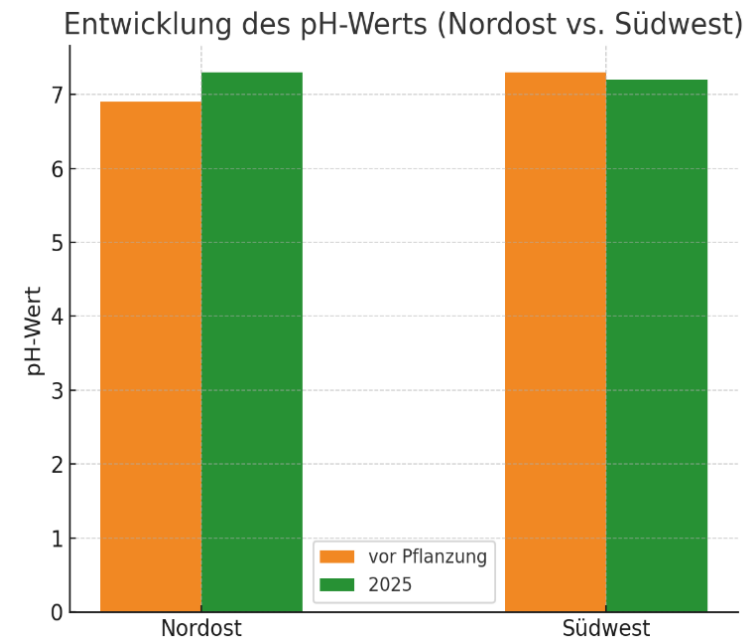


Abbildung 13: Entwicklung des pH-Werts Nordost vs. Südwest

4.1.2.2 Kontinuierliche Messungen von Bodentemperatur und -feuchtigkeit

Bodentemperatur

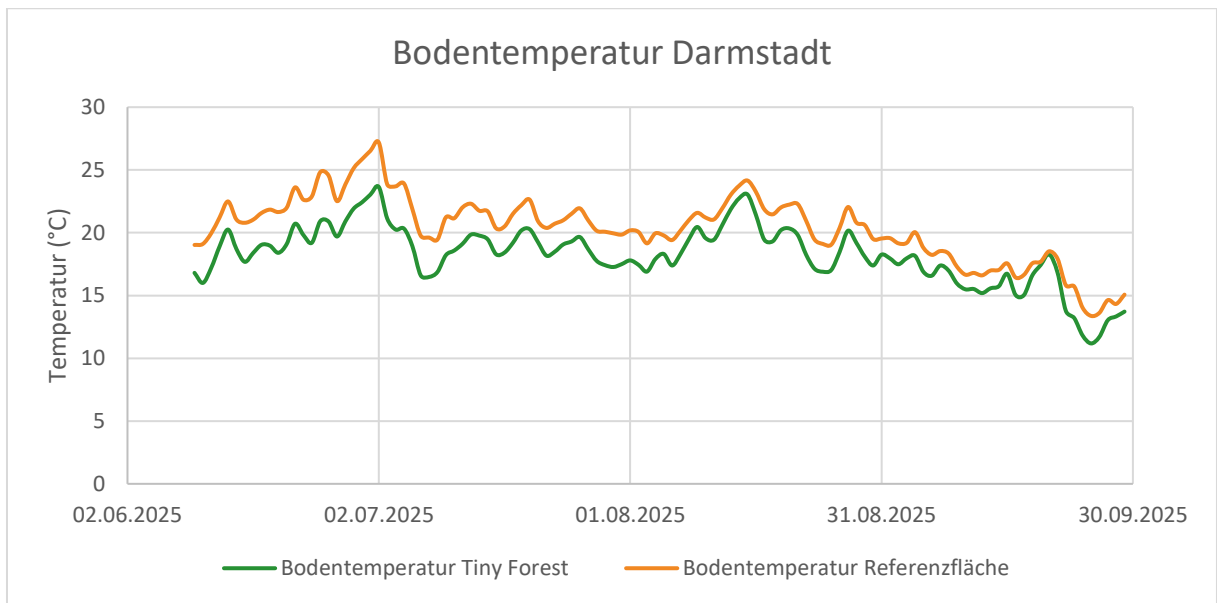


Abbildung 15: Vergleich der Bodentemperatur in Darmstadt im Zeitraum 10.06.2025 – 29.09.2025

Die Bodentemperatur im Tiny Forest Darmstadt ist durchschnittlich 2,1°C kühler als auf der Referenzfläche. Wie in der Abbildung 15 erkennbar, liegt die Bodentemperatur des Tiny Forest immer unter der Temperatur der Referenzfläche.

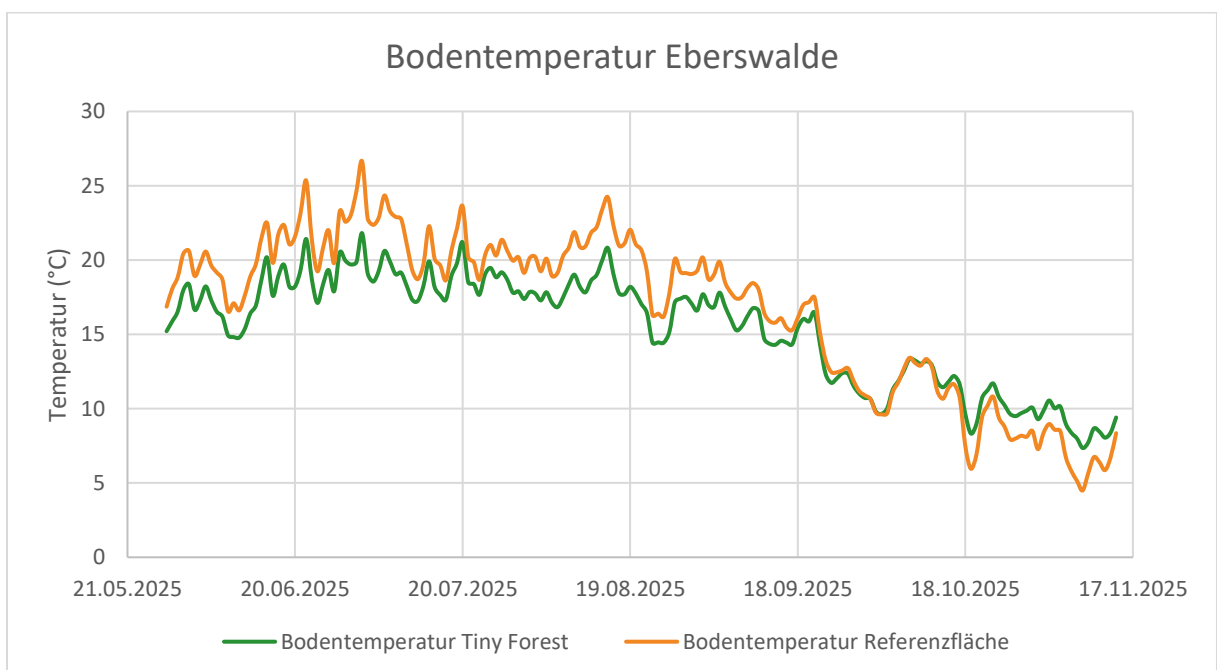


Abbildung 16: Vergleich der Bodentemperatur in Eberswalde im Zeitraum 28.05.2025 – 14.11.2025

Ähnlich wie in Darmstadt liegt der durchschnittliche Unterschied der Bodentemperatur in Eberswalde bei 2,4°C (vgl. Abb. 16). Anders als in Darmstadt fiel die Bodentemperatur der Referenzfläche jedoch ab dem 01.10.2025 unter die Bodentemperatur im Tiny Forest. An beiden Standorten sind die Bodentemperaturunterschiede signifikant.

Bodenfeuchte

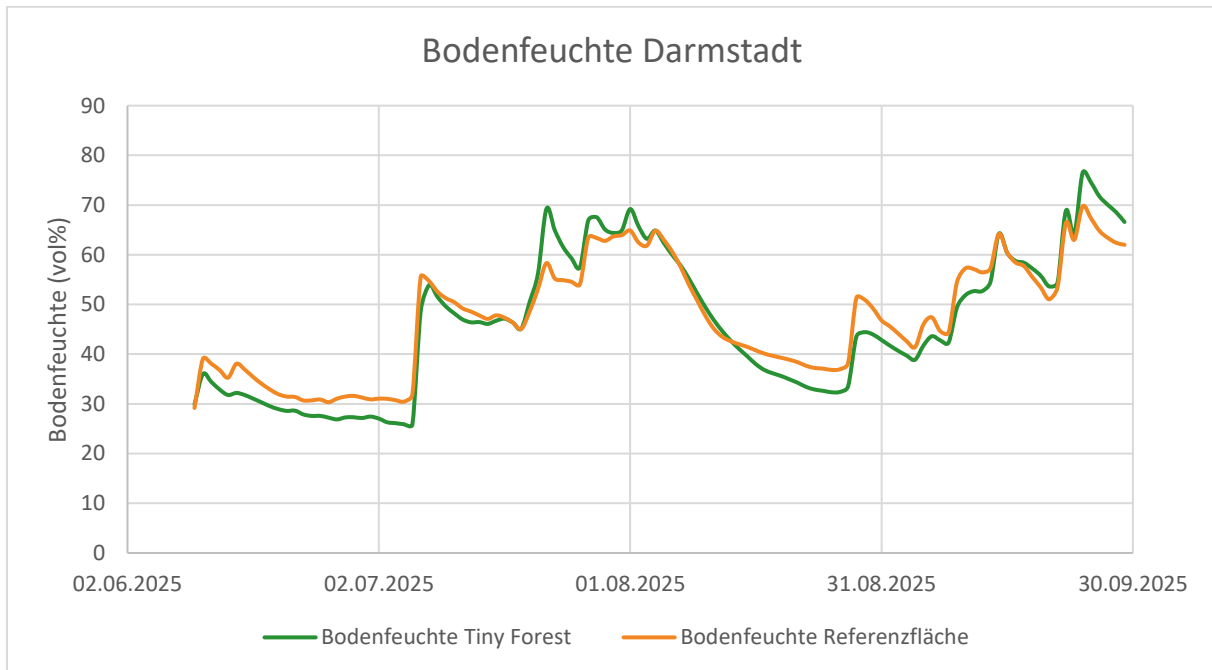


Abbildung 17: Vergleich der Bodenfeuchte in Darmstadt im Zeitraum 10.06.2025 – 29.09.2025

Der Oberboden im Tiny Forest ist 1,1% trockener als der Oberboden der Referenzfläche im gemessenen Zeitraum. Der Boden der anliegenden Rasenfläche ist an 73 von 112 Tagen feuchter als der Boden im Tiny Forest. Wie in Abb. 17 ersichtlich gab es Mitte Juli und Ende September Phasen, in denen der Boden im Tiny Forest feuchter war.

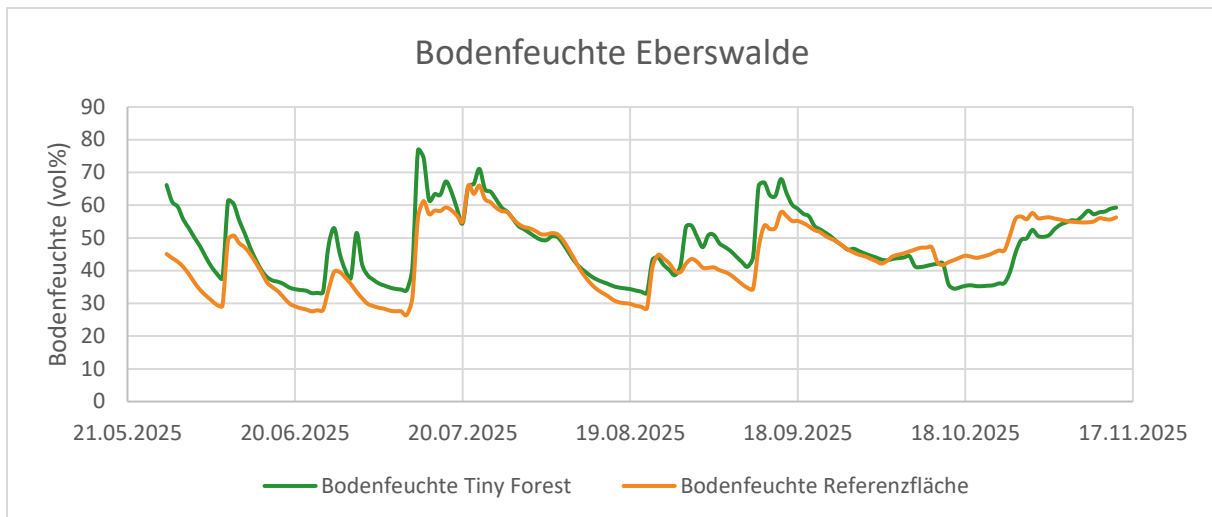


Abbildung 18: Vergleich der Bodenfeuchte in Eberswalde im Zeitraum 28.05.2025 – 14.11.2025

Im Gegensatz zu Darmstadt ist in Eberswalde der Oberboden im Tiny Forest im Schnitt 3% feuchter als der Oberboden der anliegenden Rasenfläche (Abb. 18). Auch in Eberswalde war der Boden der Referenzfläche an insgesamt 43 Tagen feuchter als der Boden im Tiny Forest, mit der längsten Phase im Oktober.

4.1.3 Mikrobielle Aktivität

Die Analyse der 60 Bodenproben identifizierte über alle 20 Standorte insgesamt 8305 bakterielle und 2409 Pilz ASVs. Diese Einheiten repräsentieren einzigartige Sequenzvarianten und ermöglichen eine präzise Quantifizierung der mikrobiellen Diversität sowie deren Identifikation mittels eines Datenbankabgleiches.

Alpha-Diversität

Die Alpha-Diversität beschreibt die mikrobielle Artenvielfalt innerhalb einer Probe. Sie gibt an, wie viele verschiedene Mikroorganismen in einem bestimmten Bereich vorkommen und wie gleichmäßig sie verteilt sind. Zur umfassenden Charakterisierung wurden drei komplementäre Diversitätsindizes berechnet:

Chao1 schätzt, wie viele verschiedene Arten in einer Probe vorkommen. Je höher der Wert ist, desto mehr verschiedene Arten von Mikroorganismen werden erwartet.

Shannon-Index misst die Anzahl der Arten und wie gleichmäßig sie verteilt sind. Ein hoher Wert bedeutet, dass viele Arten vorhanden sind und keine einzelne Art stark dominiert.

Simpson-Index betont stärker die Dominanz einzelner Arten. Ein hoher Wert zeigt eine ausgeglichene Gemeinschaft ohne eine übermäßige Dominanz einzelner Arten.

Alpha-Diversität Pilze

Die Pilzgemeinschaften zeigten im Chao1-Index einen signifikant höheren geschätzten Artenreichtum in den Kontrollflächen im Vergleich zu den Tiny Forests (Abbildung 19). Dies weist darauf hin, dass in den Kontrollflächen mehr unterschiedliche Pilz-ASVs vorkommen. Die funktionelle Bedeutung eines höheren pilzlichen Artenreichtums sollte dabei vorsichtig bewertet werden, da eine höhere taxonomische Diversität nicht zwangsläufig mit vorteilhaften ökologischen Funktionen einhergeht sondern auch mit einem höheren Anteil potenzieller Pathogene verbunden sein kann (Labouyrie et al., 2023).

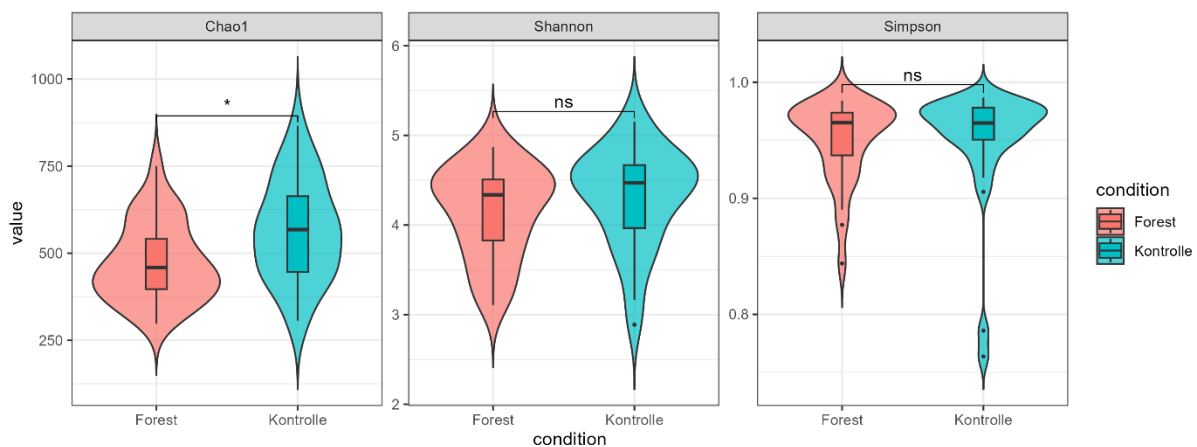


Abbildung 19: Alpha-Diversität der Pilzgemeinschaften in allen Tiny Forests und Kontrollflächen.

Die Shannon-Diversität der Pilzgemeinschaften zeigte über die zehn Standortpaare hinweg unterschiedliche Muster zwischen Tiny Forests und Kontrollflächen (Abbildung 19). An mehreren Standorten weisen die Kontrollflächen höhere Werte auf, unter anderem an den Standorten 3, 5 und 9 (Abb. 20). An anderen Standorten liegen die Tiny Forests leicht darüber, etwa an den Standorten 1 und 8. In einigen Fällen, wie Standort 2, unterscheiden sich beide Flächentypen nur geringfügig. Ein konsistentes Verhältnis zwischen Tiny Forests und Kontrollflächen lässt sich daraus nicht ableiten, was darauf hindeutet, dass lokale Standortbedingungen einen stärkeren Einfluss auf die pilzliche Shannon-Diversität haben als der Flächentyp selbst.

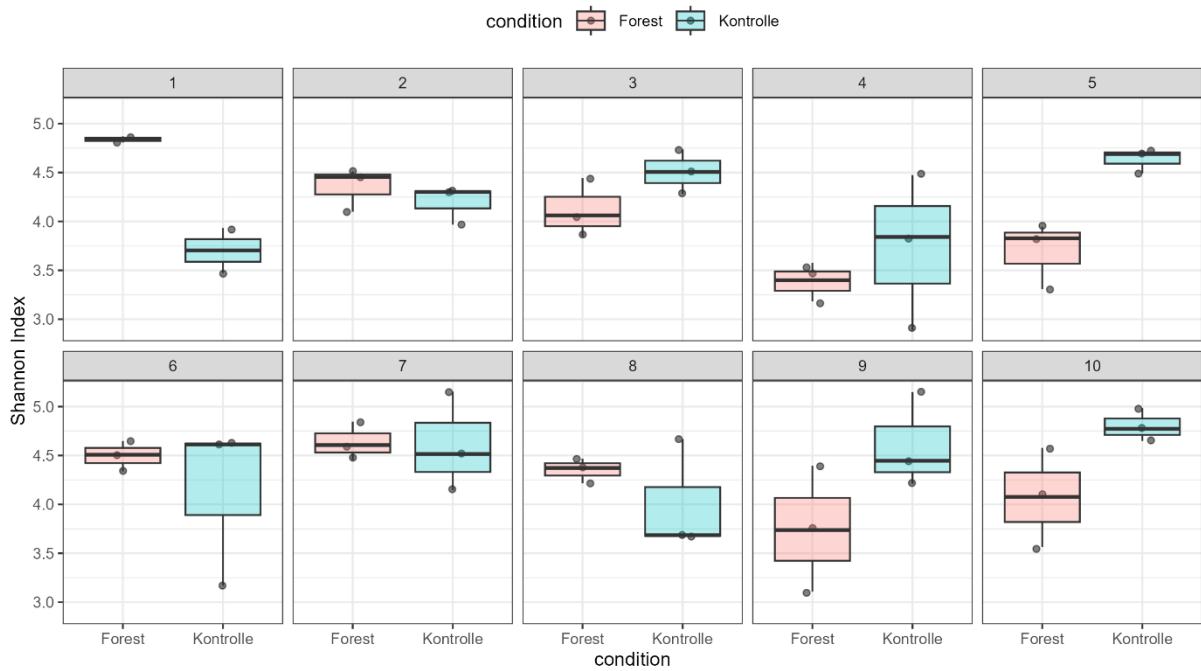


Abbildung 20: Alpha-Diversität der Pilzgemeinschaften in Tiny Forests und Kontrollflächen

Alpha-Diversität Bakterien

Die bakterielle Alpha-Diversität (Abbildung 21) zeigte einen signifikant höheren Simpson-Index in Tiny Forests im Vergleich zu den Kontrollstandorten, was auf ausgeglichene bakterielle Gemeinschaften in den Tiny Forests hindeutet. Chao1 und Shannon-Index zeigten keine signifikanten Unterschiede zwischen den Standorttypen, wobei beide Gruppen ähnliche Werte für den Artenreichtum aufwiesen.

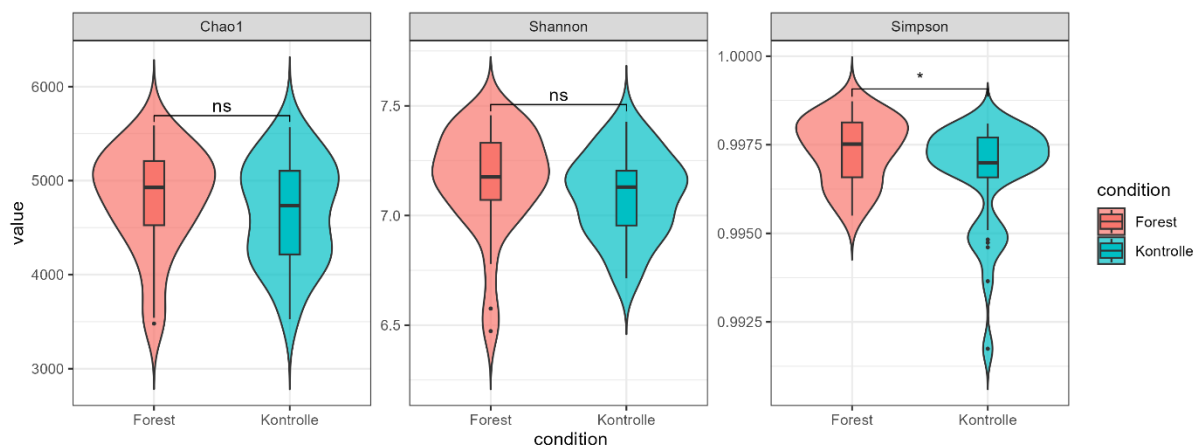


Abbildung 21: Alpha-Diversität der Bakteriengemeinschaften in Tiny Forests und Kontrollflächen

Die standortspezifische Analyse der Shannon-Diversität (der am häufigsten verwendete Diversitätsindex) der Bakteriengemeinschaften zeigte unterschiedliche Muster zwischen den

zehn Standortpaaren (Abbildung 22). An einigen Standorten war die Shannon-Diversität in den Tiny Forests höher als in den Kontrollflächen, wie etwa an den Standorten 1, 2 und 7, während Standort 4 eine höhere Shannon-Diversität in der Kontrollfläche aufwies. Insgesamt zeigten sich keine einheitlichen Trends, was auf standortspezifische Einflüsse wie Bodenbeschaffenheit, Bearbeitung oder Feuchtigkeit hindeutet.

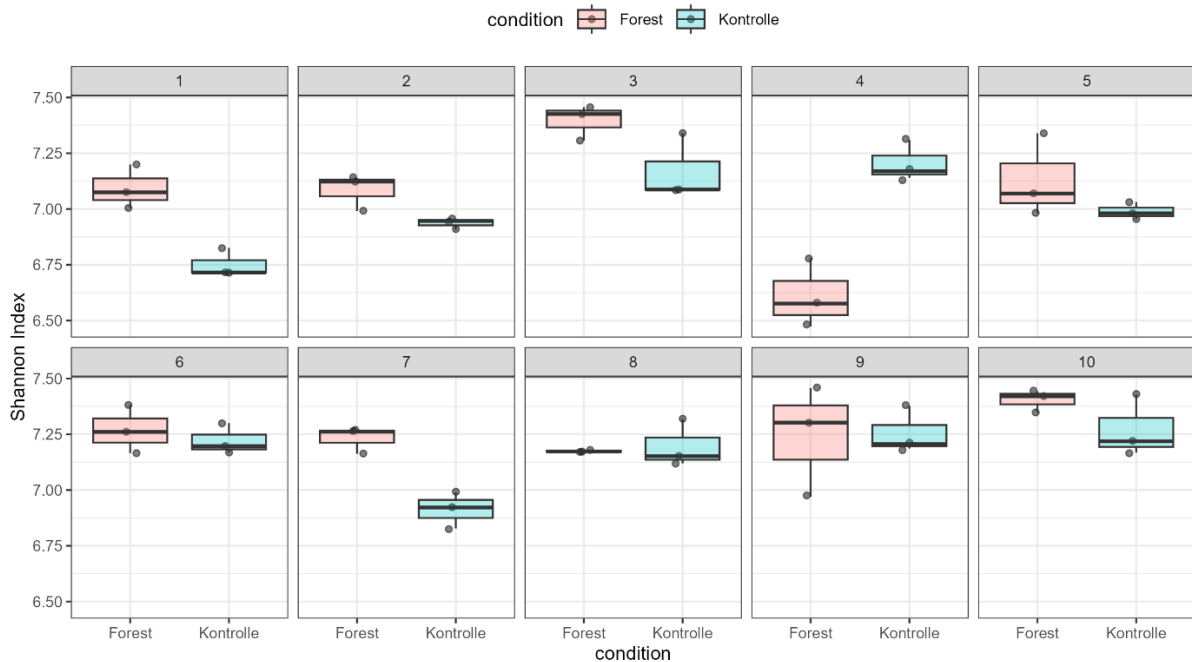


Abbildung 22: Shannon Diversität der Bakteriengemeinschaften pro Standort

Beta-Diversität

Die Beta-Diversität beschreibt, wie stark sich die mikrobiellen Gemeinschaften zwischen verschiedenen Proben oder Standorten unterscheiden. Während die Alpha-Diversität die Vielfalt innerhalb einer einzelnen Probe erfasst, zeigt die Beta-Diversität, wie ähnlich oder verschieden die Gemeinschaften zusammengesetzt sind. Zur Darstellung dieser Unterschiede wurde eine NMDS-Analyse verwendet, bei der Proben mit ähnlicher Zusammensetzung näher beieinander liegen und größere Abstände auf stärker ausgeprägte Unterschiede hinweisen. In der folgenden Auswertung wird untersucht, ob sich die Pilz- und Bakterien-Gemeinschaften zwischen Tiny Forests und Kontrollflächen unterscheiden. Die Ergebnisse zeigen, dass der Flächentyp tatsächlich einen messbaren Einfluss auf die mikrobiellen Gemeinschaften hat, was ein erster wichtiger Hinweis darauf ist, dass Tiny Forests Veränderungen im Bodenmikrobiom bewirken können.

Darüber hinaus gibt es weitere Faktoren, die künftig untersucht werden können. Studien zeigen, dass Eigenschaften wie Bodenchemie, pH-Wert, Feuchtigkeit oder Temperatur ebenfalls einen Einfluss auf die Zusammensetzung mikrobieller Gemeinschaften haben (Labouyrie et al., 2023). Solche Erweiterungen können langfristig dabei helfen, die Wirkung von Tiny Forests noch präziser zu bewerten und gezielt zu optimieren.

Beta-Diversität Pilze

Die Beta-Diversität der Pilzgemeinschaften unterscheidet sich signifikant zwischen den Tiny Forests und den Kontrollflächen (Abb. 23). Die Analyse auf Basis von Bray Curtis Distanzen zeigt einen moderaten, statistisch signifikanten Effekt des Flächentyps auf die Gemeinschaftszusammensetzung ($R^2 = 0.094$, $p < 0.01$), sodass etwa 9 Prozent der Variation durch den Unterschied zwischen Tiny Forest und Kontrollfläche erklärt werden kann. Ein R^2 von 0.094 liegt im typischen Bereich ökologischer Mikrobiomstudien und verdeutlicht, dass der Flächentyp einen statistisch belastbaren, wenn auch begrenzten Anteil der Gesamtvariation erklärt. Solche Werte sind charakteristisch für komplexe Systeme, in denen viele gleichzeitig wirkende Umweltfaktoren die Gemeinschaftszusammensetzung prägen.

In der NMDS-Darstellung (Abb. 23) gruppieren sich die Proben beider Flächentypen teilweise getrennt, weisen jedoch auch überlappende Bereiche auf. Dies zeigt, dass Unterschiede zwischen den beiden Flächentypen bestehen, zugleich aber innerhalb der Gruppen eine natürliche Variation vorhanden ist. Das entspricht den Ergebnissen von Labouyrie et al. (2023), die berichten, dass mikrobielle Gemeinschaften sowohl auf Unterschiede in der Flächennutzung reagieren als auch stark von lokalen Standortbedingungen geprägt werden (ibid.)

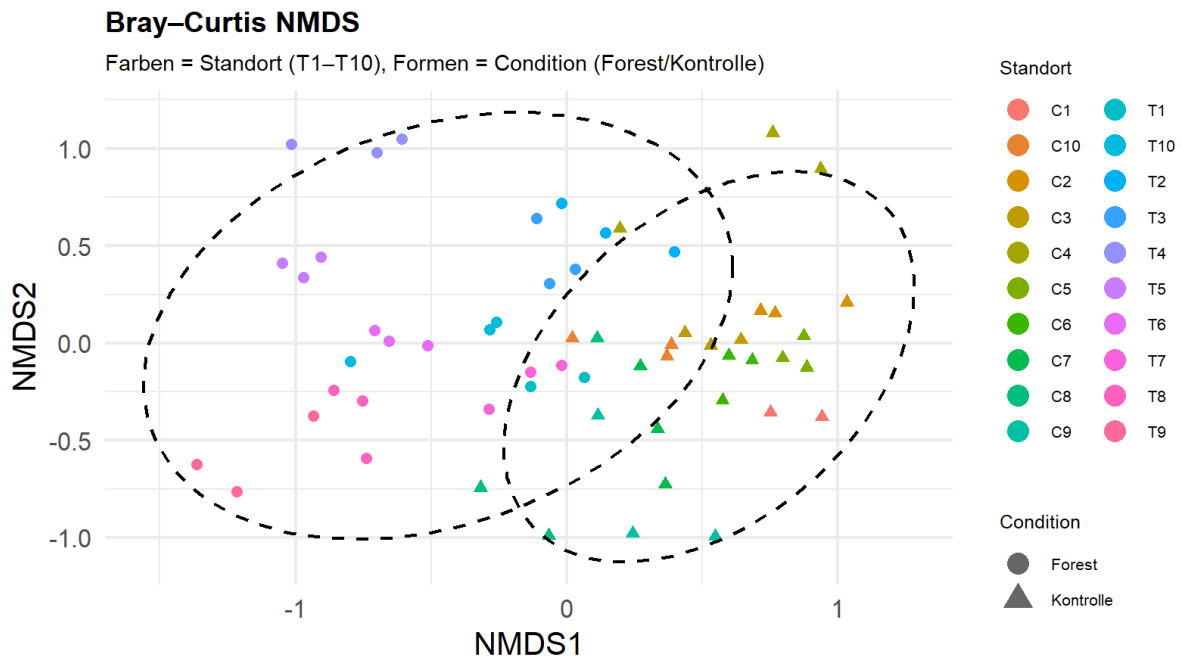


Abbildung 23. NMDS-Darstellung der Pilzgemeinschaften basierend auf Bray Curtis Distanzen. Farbige Punkte zeigen die einzelnen Standorte, die Formen unterscheiden zwischen Tiny Forest und Kontrollfläche.

Beta-Diversität Bakterien

Die Analyse der Beta-Diversität der Bakteriengemeinschaften zeigt ebenfalls Unterschiede zwischen den Tiny Forests und den Kontrollflächen (Abb. 23). Die statistische Auswertung weist einen signifikanten Effekt des Flächentyps auf die Zusammensetzung der bakteriellen Gemeinschaften auf und erklärt rund 16 Prozent der Variation ($R^2 = 0.156$, $p < 0.01$). Dieser Wert liegt höher als bei den Pilzgemeinschaften ($R^2 = 0.094$), was jedoch nicht zwingend auf eine bessere Indikatorqualität hindeutet. Pilze benötigen typischerweise längere Zeiträume zur Etablierung, was in den noch jungen Tiny Forests zu größerer Variabilität führen könnte. In der NMDS-Darstellung (Abb. 23) gruppieren sich die Proben beider Flächentypen teilweise getrennt, weisen jedoch auch überlappende Bereiche auf. Dies zeigt, dass der Flächentyp einen Einfluss auf die bakteriellen Gemeinschaften hat. Gleichzeitig bleibt sichtbar, dass auch bei den Bakterien die Standorte selbst zu einer gewissen Variation beitragen.

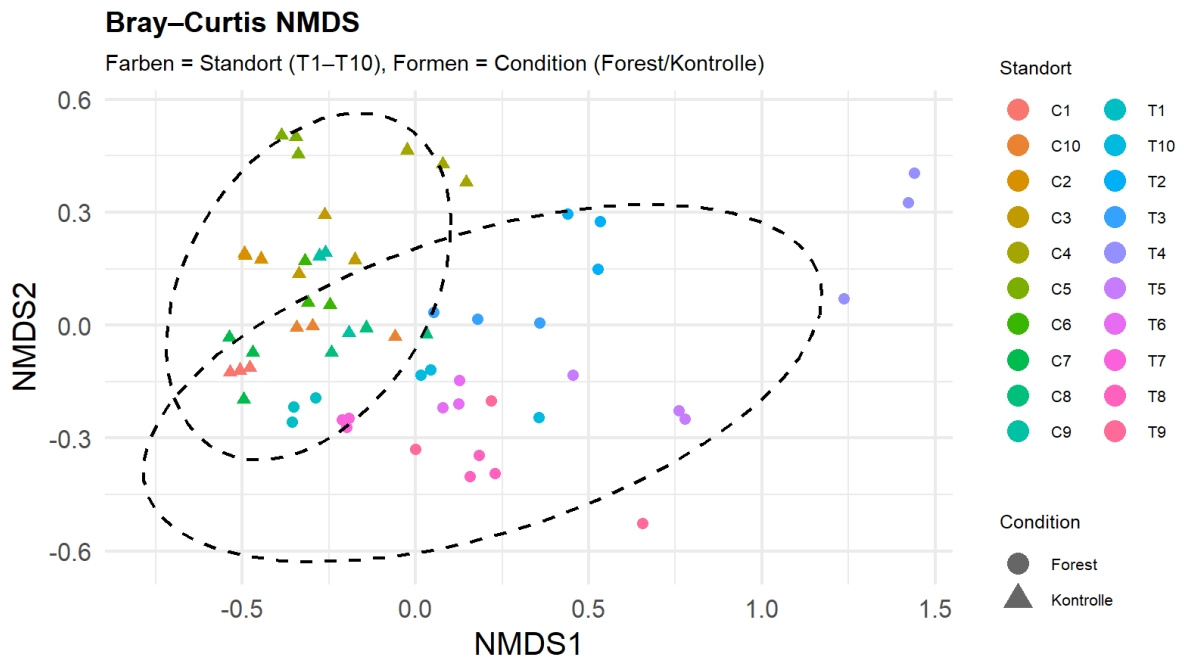


Abbildung 24. NMDS-Darstellung der Bakteriengemeinschaften basierend auf Bray Curtis Distanzen. Farbige Punkte zeigen die einzelnen Standorte, die Formen unterscheiden zwischen Tiny Forest und Kontrollfläche.

Taxonomische Zusammensetzung

Die taxonomische Zusammensetzung zeigt, welche mikrobiellen Gruppen in den untersuchten Bodenproben vorkommen und wie häufig sie vertreten sind. Diese Analyse identifiziert die dominanten Taxa auf verschiedenen taxonomischen Ebenen, die das Bodenmikrobiom der Tiny Forests und Kontrollflächen prägen.

Die folgende Auswertung vergleicht die relative Abundanz der Pilz- und Bakterientaxa zwischen den verschiedenen Flächentypen. Dargestellt werden jeweils die häufigsten Gruppen, die in mindestens einer der untersuchten Kategorien eine mittlere relative Abundanz von > 1% erreichen.

Taxonomische Zusammensetzung der Pilzgemeinschaften

Die Analyse der relativen Abundanzen auf Genus-Ebene zeigt deutliche Unterschiede in der Zusammensetzung der Pilzgemeinschaften zwischen Tiny Forests und Kontrollflächen sowie zwischen den Untersuchungsregionen Berlin/Brandenburg und Rhein/Main (Abbildung 25). Von insgesamt 34 Genera, die den Schwellenwert von > 1% mittlerer relativer Abundanz in mindestens einer Gruppe erreichten, zeigen mehrere Genera behandlungs- oder standortspezifische Muster. In den Kontrollflächen treten *Cladosporium* und *Fusarium*

häufiger auf, wobei *Fusarium* besonders in den Rhein/Main Kontrollproben stark vertreten ist. Dieses Genus umfasst zahlreiche pflanzenpathogene Arten, was auf mögliche Unterschiede im Pathogendruck zwischen den Flächentypen hinweisen könnte. Die Tiny Forest-Proben zeichnen sich durch andere dominante Genera aus: In Berlin/Brandenburg sind *Ascobolus* und *Geopora* stark vertreten, während in Frankfurt *Mortierella* auffallend hohe Abundanzen erreicht. *Mortierella* ist als saprotropher Bodenpilz bekannt, der eine wichtige Rolle im Nährstoffkreislauf spielt. Neben den Unterschieden zwischen Tiny Forests und Kontrollflächen zeigen sich auch standortspezifische Besonderheiten, die vermutlich durch lokale Umweltbedingungen und durch unterschiedliche Behandlungen beeinflusst werden.

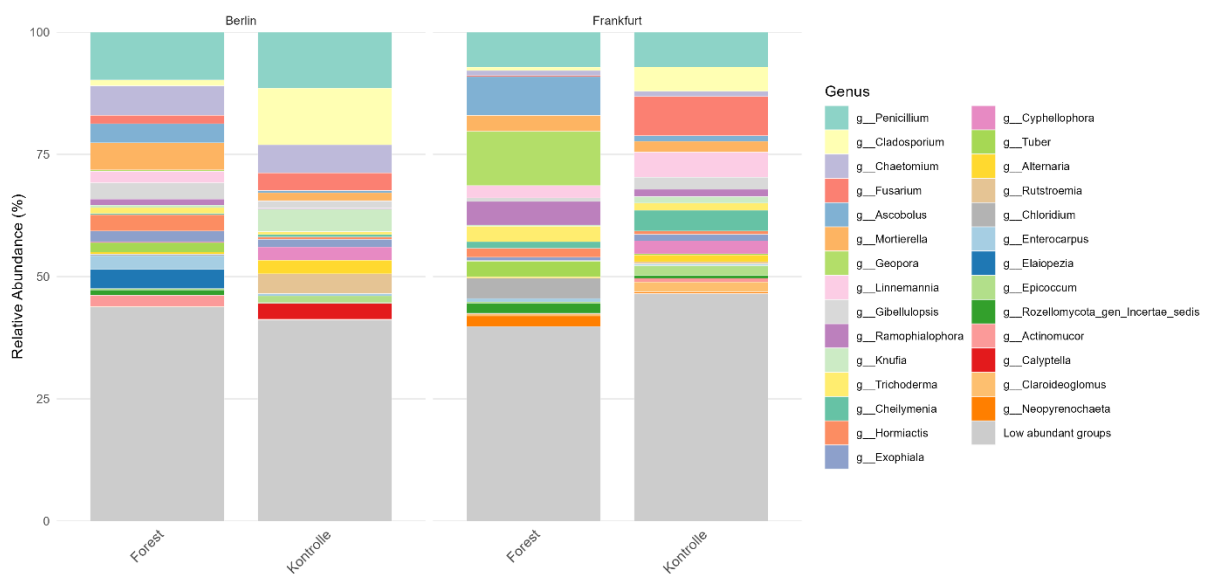


Abbildung 25. Relative Abundanz der Pilzgenera in Tiny Forests und Kontrollflächen an den Standorten Berlin und Frankfurt. Dargestellt sind alle Genera mit $\geq 1\%$ mittlerer Abundanz in mindestens einer Gruppe. Seltene Taxa ($< 1\%$) sind als "Low abundant groups" zusammengefasst.

Taxonomische Zusammensetzung der Bakteriengemeinschaften

Die taxonomische Zusammensetzung der Bakteriengemeinschaften wurde auf Phylum-Ebene betrachtet (Abb. 26). Insgesamt dominieren in allen Proben ähnliche Hauptphyla, darunter Actinomycetota, Pseudomonadota und Bacteroidota. Zwischen Tiny Forests und Kontrollflächen zeigen sich nur moderate Unterschiede in den relativen Häufigkeiten dieser Gruppen. Auch zwischen Berlin und Frankfurt sind die Gemeinschaften strukturell vergleichbar, was darauf hindeutet, dass die übergeordneten bakteriellen Gruppen unabhängig vom Standort relativ stabil auftreten. Kleinere Verschiebungen in einzelnen Phyla

könnten dennoch Hinweise auf lokal unterschiedliche Umweltbedingungen oder Bodeneigenschaften geben, bleiben jedoch insgesamt gering ausgeprägt.

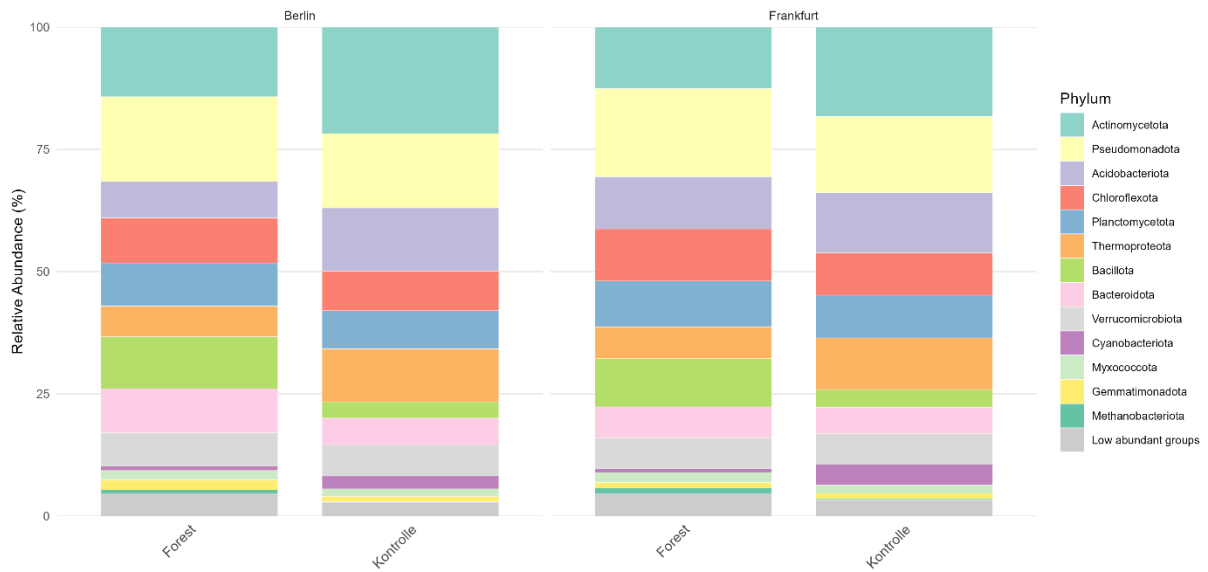


Abbildung 26. Relative Abundanz der Bakterien Phyla in Tiny Forests und Kontrollflächen an den Standorten Berlin und Frankfurt. Dargestellt sind alle Phyla mit $\geq 1\%$ mittlerer Abundanz in mindestens einer Gruppe. Seltene Taxa ($< 1\%$) sind als "Low abundant groups" zu

4.1.4 Baumwachstum und Biomasse

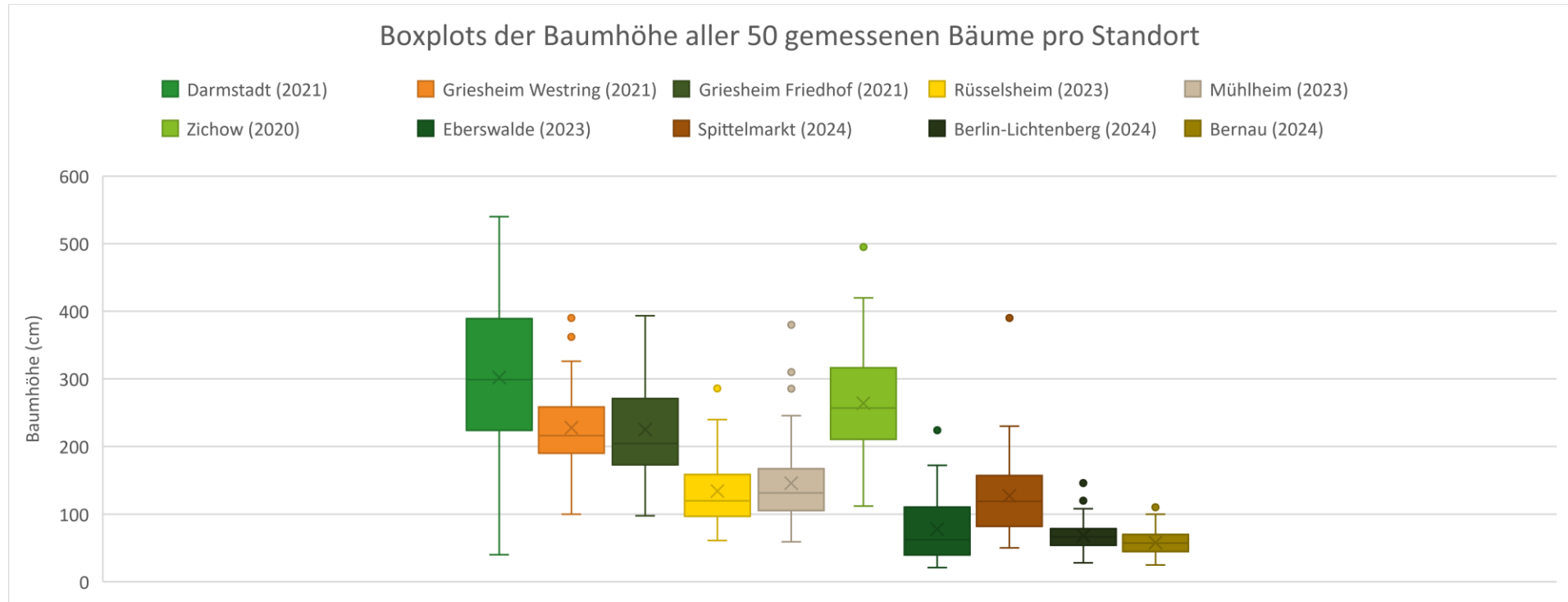


Abbildung 27: Baumhöhenverteilung an den untersuchten Standorten. Das Pflanzjahr des Standorts ist in Klammern angegeben.

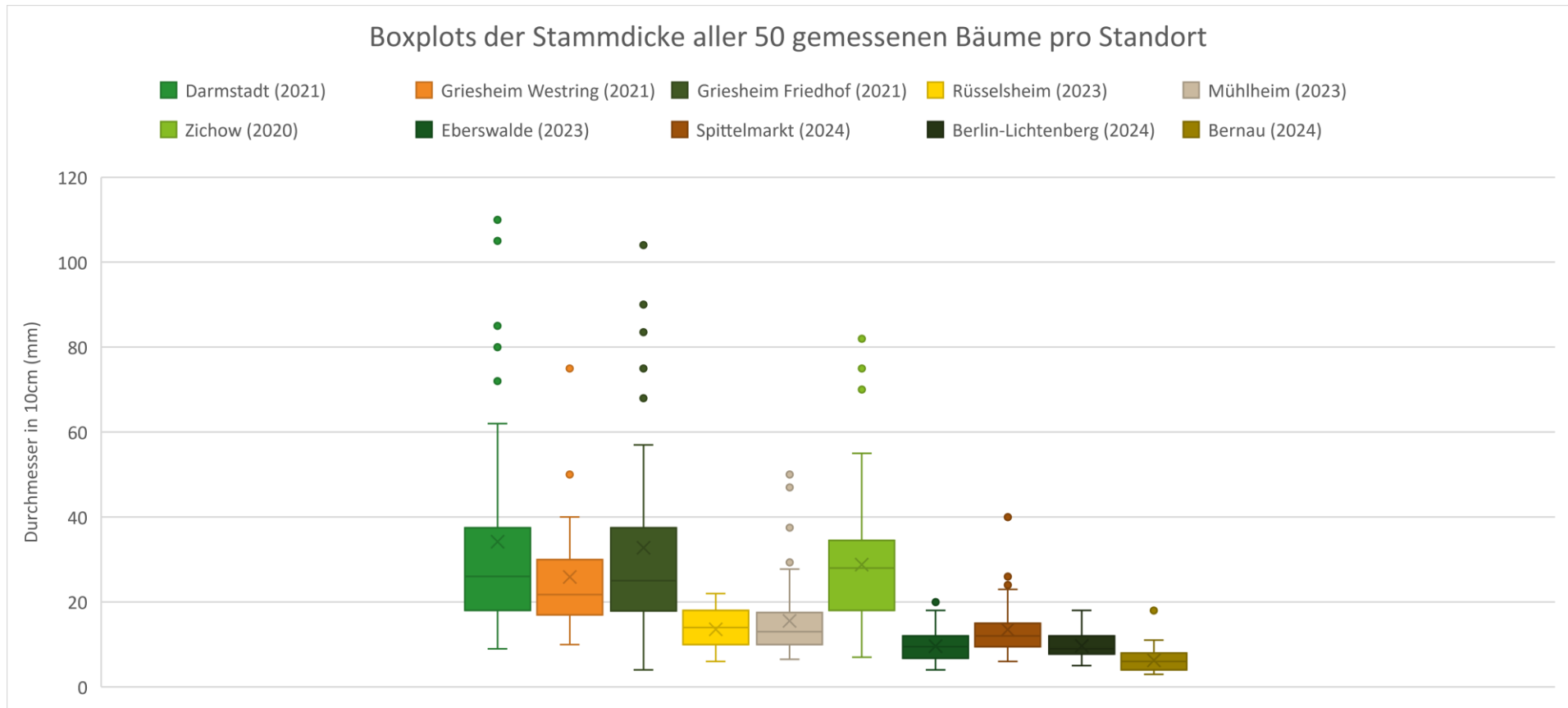


Abbildung 28: Stammdicke 10cm über dem Wurzelhals an allen untersuchten Standorten. Das Pflanzjahr des Standorts ist in Klammern angegeben.

Die in Citizen Science Aktionen gemessenen Baumhöhen und -durchmesser sind in den Abbildungen 27 & 28 dargestellt.

Der höchste Baum (H=540cm) wurde in Darmstadt gemessen (siehe Abbildung 27). Mit dem höchsten Median (H=299cm) hat dieser Standort, verglichen mit gleichalten oder älteren Standorten, den größten Höhenzuwachs. Die Mediane der Tiny Forests Griesheim Westring, Griesheim Friedhof und Zichow liegen bei H=216cm, H=204cm und H=257cm. Damit ist die Baumhöhe in Darmstadt signifikant höher als in Zichow ($p=0,038$), obwohl der Tiny Forest in Zichow ein Jahr älter ist. Ebenfalls hat Darmstadt den größten Interquartilsabstand (IQA =165cm). Der Tiny Forest Darmstadt weist die ausgeprägteste Höhendifferenzierung auf, wenn man ihn mit Zichow (IQA=106cm), Griesheim Westring (IQA=68cm) oder Griesheim Friedhof (IQA=98cm) vergleicht.

Die zweijährigen Standorte weisen nicht eine so ausgeprägte Höhendifferenzierung auf. Der Interquartilsabstand ist in Rüsselsheim und Mühlheim gleich (IQA=62cm) und in Eberswalde geringfügig größer (IQA=70cm). Der Tiny Forest in Eberswalde weist ein geringeres Höhenwachstum auf als die Standorte Rüsselsheim und Mühlheim. Dies ist erkennbar an der mittleren Baumhöhe, die in Eberswalde lediglich 62cm, in Rüsselsheim hingegen 120cm und in Mühlheim 132cm beträgt.

Der Median des Tiny Forests am Spittelmarkt beläuft sich auf 119cm und ist somit ($p=0,00087$) beachtlich höher als der des Tiny Forests Eberswalde (Median = 62cm). Die beiden anderen 2024 gepflanzten Standorte Berlin-Lichtenberg (Median = 67cm) und Bernau (Median = 57cm) weisen nicht ein so starkes Höhenwachstum wie der Spittelmarkt auf.

Die Verteilung der Stammdicke ist gleichmäßiger verteilt (vgl. Abbildung 28). So gibt es zwischen gleichalten Standorten keine Unterschiede. In Bezug auf die Baumhöhe gibt es mehr Ausreißer, also einzelne Bäume, die eine beachtliche Höhe im Vergleich zum Resterreich haben. Der dickste Baum (110mm) wurde in Darmstadt vermessen, die mediane Stammdicke in Darmstadt liegt jedoch nur bei 26mm, vergleichbar mit Griesheim Friedhof (25mm), Griesheim Westring (22mm) und Zichow (28mm). Auch bei den jüngeren Standorten unterscheiden sich die Mediane nicht signifikant. Nur der Standort Spittelmarkt weist, wie bei der Baumhöhe einen signifikant ($p=0,0016$) höheren Durchmesser auf als der Tiny Forest in Eberswalde (Abb. 28).

Abschließend lässt sich sagen, dass eine Differenzierung bei der Baumhöhe und Stammdicke erst im vierten Jahr nach der Pflanzung eintritt. Erkennbar ist dies an den größeren Interquartilsabständen der älteren Standorte.

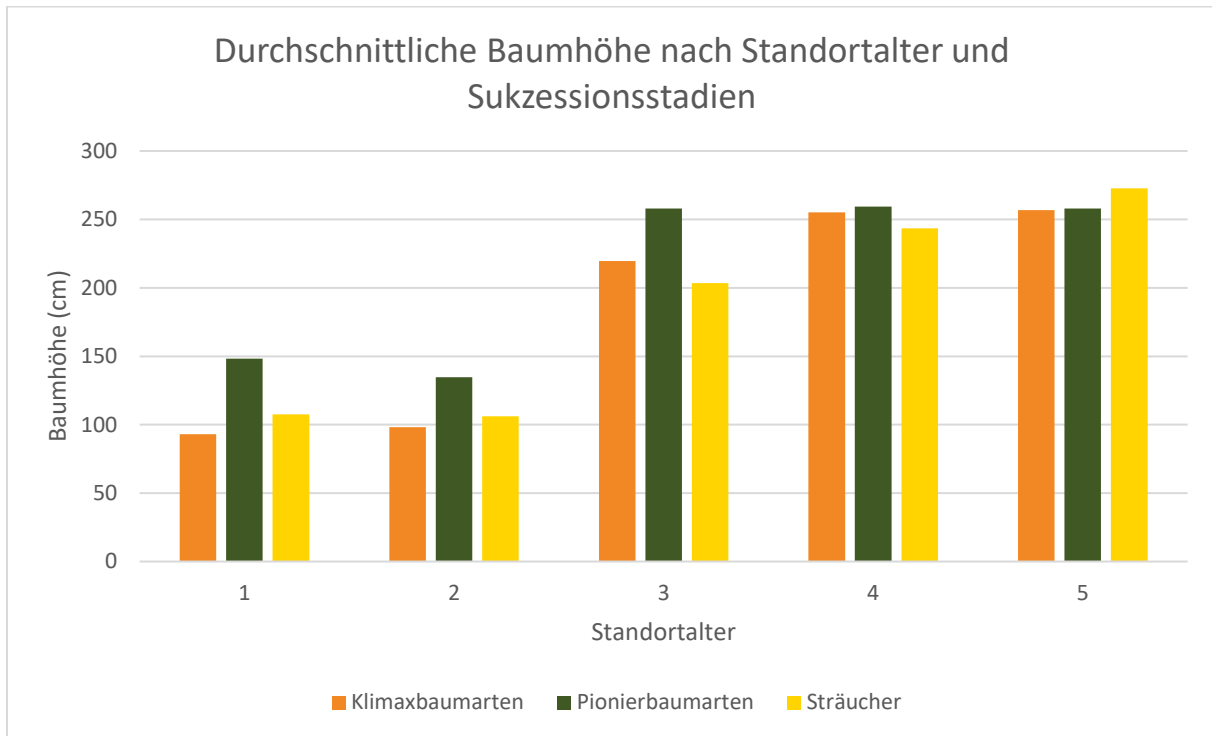


Abbildung 29: Vergleich der Wuchshöhe nach Sukzessionsstadien

Abbildung 29 zeigt die Baumhöhe von Klimax- und Pionierbaumarten sowie von Sträuchern. Es zeigt sich, dass alle Sukzessionsstadien eine ähnliche Höhenwuchsleistung kurz nach der Pflanzung aufzeigen. Der Unterschied im Höhenwuchs ist zwischen den Sukzessionsstadien nach vier Jahren ist nicht mehr statistisch signifikant. Es tritt demnach keine Höhendifferenzierung nach Sukzessionsstadium ein.

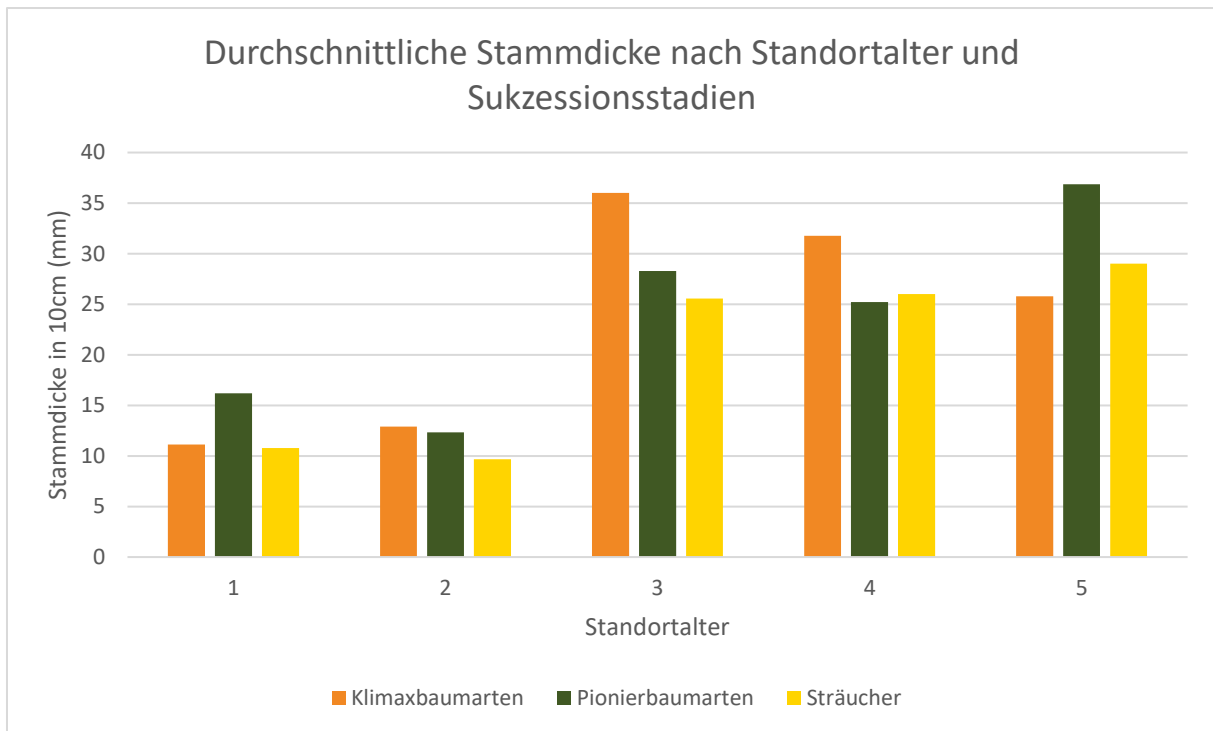


Abbildung 30: Vergleich der Stammdicke nach Sukzessionsstadien

Wie bereits beim Höhenwachstum wurde im ersten Jahr keine große Differenz der Stammdicke zwischen Klimax- und Straucharten festgestellt. Die Stammdicke der Pionierbäume hingegen war zeitgleich um rund 5mm stärker. Im Jahr vier finden sich jedoch keine signifikanten Unterschiede mehr zwischen den Sukzessionstypen.

4.1.5 CO₂-Speicherung

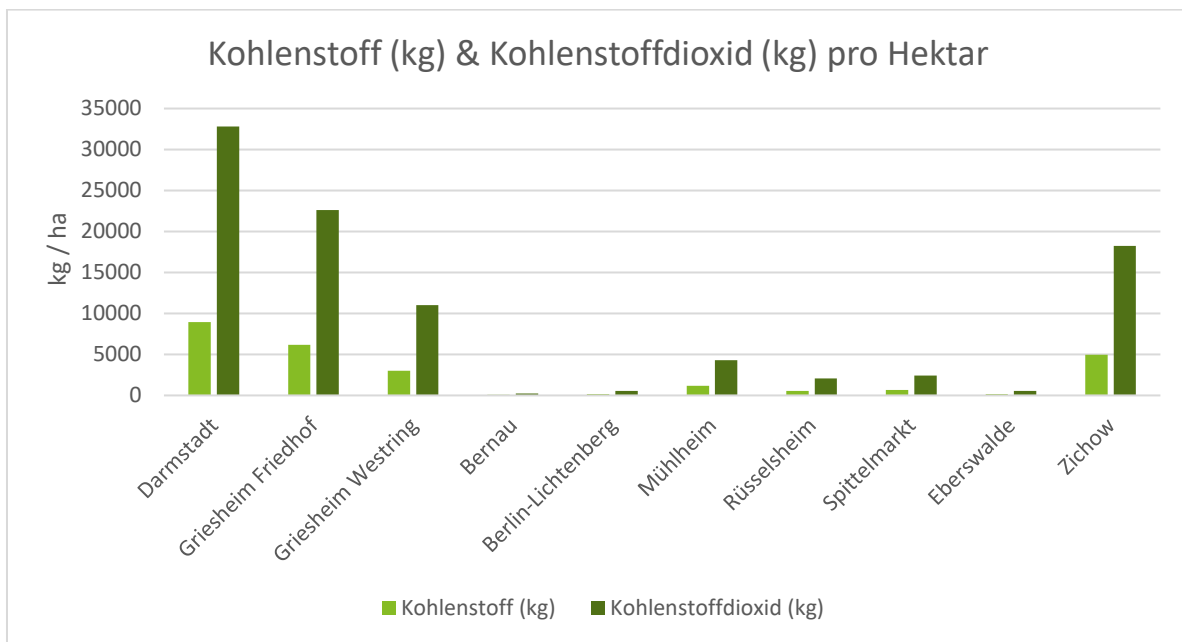


Abbildung 31: sequestrierter Kohlenstoff und daraus resultierende Kohlenstoffdioxidspeicherung in allen untersuchten Standorten

In der Abbildung 31 sind die Mengen Kohlenstoff und Kohlenstoffdioxid pro Tiny Forest in kg/ha angegeben. Diese Einheit wurde gewählt, um eine Vergleichbarkeit mit größeren Waldbeständen zu gewährleisten. Wie in Kapitel 3.1.5 beschrieben, macht Kohlenstoff in etwa 50% der Biomasse von Gehölzen aus. Daraus folgt, dass die wüchsigsten Standorte auch den meisten Kohlenstoff sequestrieren (vgl. Abb. 31). Der Tiny Forest Darmstadt, mit den höchsten und zweitdicksten Bäumen (vgl. Abbildung 27 & 28), hat mit 32,8 Tonnen pro Hektar das meiste Kohlenstoffdioxid aus der Atmosphäre absorbiert. Auf seine Flächengröße von 250 m² bezogen sind das 0,82 Tonnen Kohlenstoffdioxid.

Deutlich geringere Kohlenstoffdioxidmengen weisen die übrigen Standorte auf. Für Mühlheim werden rund 4,5 t CO₂/ha angegeben, für Rüsselsheim etwa 2,0 t CO₂/ha und für Spittelmarkt ungefähr 2,5 t CO₂/ha. Die niedrigsten Werte finden sich in Bernau, Berlin-Lichtenberg und Eberswalde, wo die Kohlenstoffdioxidmengen jeweils unter 1,0 t CO₂/ha liegen. Der Standort Zichow weist mit etwa 18,5 t CO₂/ha einen mittleren bis hohen Wert auf und liegt damit zwischen den Standorten Griesheim Friedhof und Griesheim Westring.

4.1.6 Erfassung des Mikroklimas (Lufttemperatur)

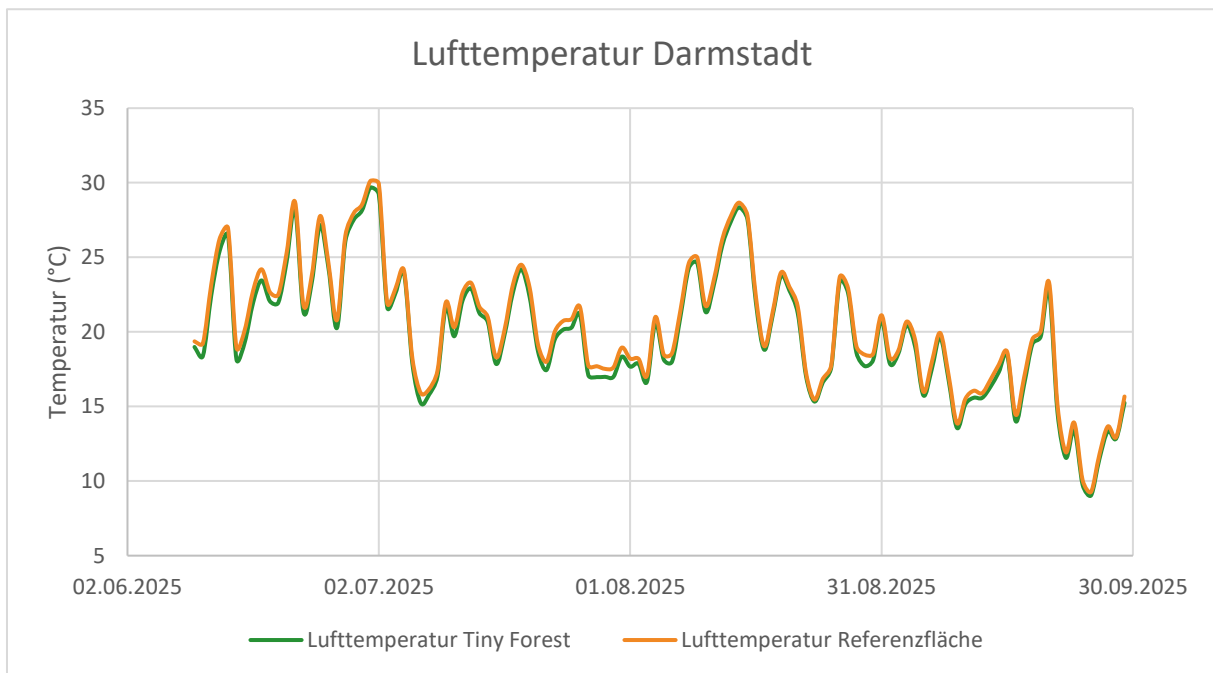


Abbildung 33: Vergleich der Lufttemperatur in Darmstadt im Zeitraum 10.06.2025 – 29.09.2025

Die Lufttemperatur im Tiny Forest in Darmstadt und der sonnenexponierten Referenzfläche unterscheidet sich nur geringfügig. Im Mittel ist es im Tiny Forest 0,5°C kühler als auf der anliegenden Rasenfläche. Die Lufttemperatur liegt dabei immer unter der Referenztemperatur.

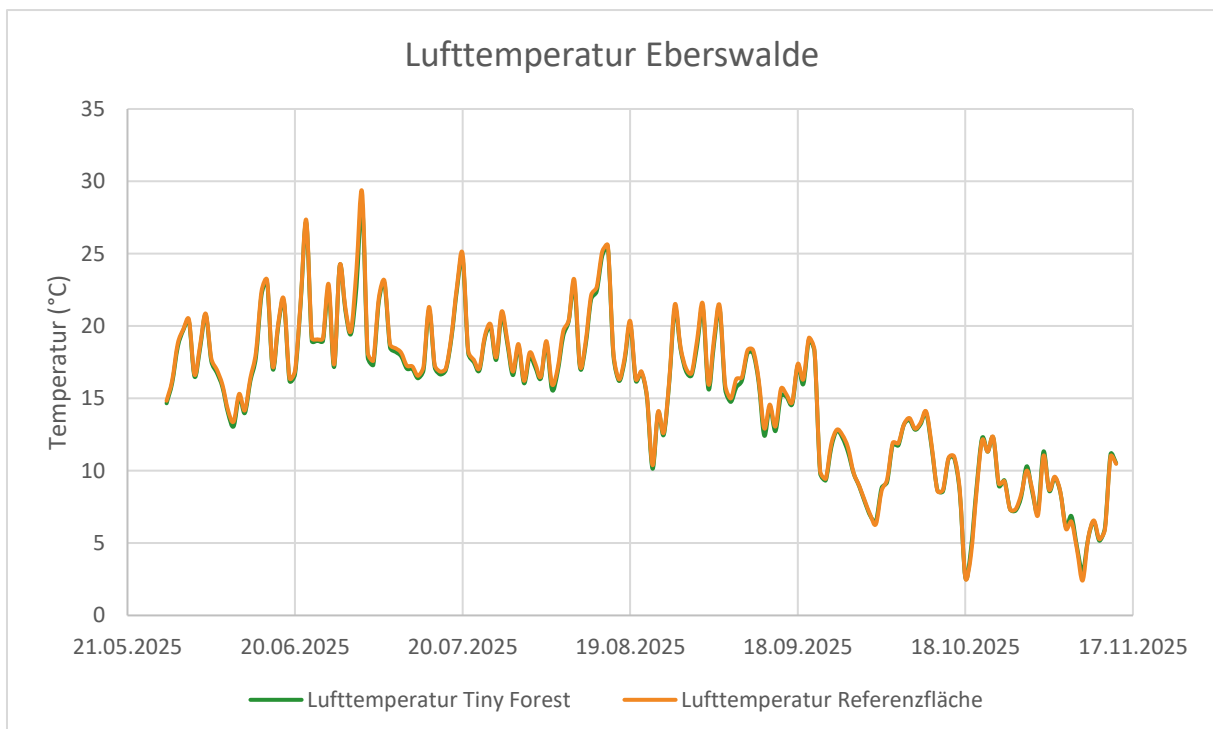


Abbildung 34: Vergleich der Lufttemperatur in Eberswalde im Zeitraum 28.05.2025 – 14.11.2025

In Eberswalde liegt der mittlere Lufttemperaturunterschied der beiden Flächen bei 0,23°C. An 19 Tagen lag die Lufttemperatur auf der Referenzfläche unter der Lufttemperatur des Tiny Forests. Alle 19 Tage fallen auch in den Zeitraum der insgesamt 42 Tage, an denen die Referenz-Bodentemperatur niedriger ist als die Bodentemperatur im Tiny Forest (vgl. Abbildung 15).

4.2 Soziale Ergebnisse

4.2.1 Naturverbundenheits-Index & Wirkungs-Score

Im Rahmen der Evaluation der Bildungs- und Citizen Science-Aktionen in Tiny Forests wurden standardisierte Fragebögen eingesetzt, um die subjektive Wahrnehmung, Naturverbundenheit und Wirkung der Teilnahme zu erfassen. Insgesamt nahmen 163 Personen an der Erhebung teil, die unmittelbar im Anschluss an die jeweilige Aktion die Fragebögen ausfüllten.

Die Stichprobe setzt sich aus Teilnehmenden verschiedener Altersgruppen und Aktionsformate zusammen. Den größten Anteil bildeten Kinder im Grundschulalter (9–11 Jahre) mit 99 Befragten, gefolgt von Jugendlichen zwischen 12 und 15 Jahren (n=47), Teilnehmenden ab 16 Jahren (n=9) sowie Kindern zwischen 6 und 8 Jahren (n=8). Damit deckt die Erhebung ein breites Altersspektrum ab- von jüngeren Schüler*innen bis zu erwachsenen Teilnehmenden. Auch in Bezug auf das Geschlecht zeigte sich eine ausgewogene Verteilung mit einem leichten Übergewicht weiblicher Teilnehmender. Der Anteil der weiblichen Befragten lag bei rund 58 %, der der männlichen bei etwa 38 %; eine kleinere Gruppe (4 %) machte keine oder eine alternative Angabe.

Ziel der nachfolgenden Auswertungen ist es, die durch die Teilnahme an den Tiny-Forest-Aktionen erzielten Veränderungen in der Naturverbundenheit (NV-Index) und Wirkung (Wirkungs-Score) zu analysieren.

Auswertung nach Kategorien

Die im Rahmen der Erhebung ermittelten Kennwerte NV-Index (Naturverbundenheits-Index) und Wirkungs-Score erlauben eine differenzierte Einschätzung der emotionalen und kognitiven Wirkung der Tiny-Forest-Aktionen auf die Teilnehmenden.

Während der NV-Index die wahrgenommene Naturverbundenheit abbildet, umfasst der Wirkungs-Score Aspekte des Lernens, der Verhaltensintention sowie der erlebten Relevanz der Aktivitäten für Natur- und Umweltthemen.

Tabelle 7: Verteilung der Bewertungsstufen

Kategorie	sehr hoch	hoch	mittel	niedrig	sehr niedrig
NV-Index	55	96	17	12	2
Wirkungs-Score	131	13	34	1	3

Die Ergebnisse zeigen, dass sowohl der NV-Index als auch der Wirkungs-Score überwiegend in den oberen Bewertungsstufen liegen. Rund 83 % der Teilnehmenden wiesen beim NV-Index eine hohe bis sehr hohe Naturverbundenheit auf, während beim Wirkungs-Score sogar rund 72 % der Teilnehmenden in der höchsten Kategorie („sehr hoch“) verortet wurden.

Tabelle 8: Mittelwerte nach Geschlecht

Geschlecht	NV-Index	Wirkungs-Score
weiblich	75.78	86.17
männlich	73.27	79.10
divers	65.21	81.25
keine Angabe	61.43	75.00

Weibliche Teilnehmende zeigen die höchsten Mittelwerte bei beiden Kennzahlen, gefolgt von männlichen Personen. Teilnehmende, die kein Geschlecht angeben oder sich als divers identifizieren, liegen im unteren bis mittleren Bereich.

Tabelle 9: Wirkung nach Altersgruppen

Altersgruppe	Anzahl Personen	NV-Index (Ø)	Wirkungs-Score (Ø)
6–8 Jahre	8	81.67	48.96
9–11 Jahre	99	78.84	91.16
12–15 Jahre	47	61.24	70.74
ab 16 Jahre	9	79.35	82.41

Die höchsten Werte im NV-Index erreichen die Gruppen der 6–8-Jährigen (Ø 81,7) und der 9–11-Jährigen (Ø 78,8). Auch die Gruppe der Teilnehmenden ab 16 Jahren zeigt mit einem durchschnittlichen NV-Wert von 79,4 eine hohe Naturverbundenheit. Deutlich niedriger liegen die Werte der 12–15-Jährigen (Ø 61,2), die im Vergleich zu allen anderen Gruppen eine geringere emotionale und kognitive Bindung an die Natur zeigen.

Ein ähnliches Muster zeigt sich im Wirkungs-Score, der die unmittelbare Wirkung der Aktion auf Wissen, Motivation und Handlungsbereitschaft erfasst. Die 9–11-Jährigen erreichen hier mit Ø 91,2 den mit Abstand höchsten Wert, gefolgt von den Teilnehmenden ab 16 Jahren (Ø 82,4). Die Gruppe der 12–15-Jährigen liegt auch hier mit Ø 70,7 am niedrigsten, während der Wirkungswert bei den 6–8-Jährigen (Ø 48,9) deutlich geringer ausfällt – was wahrscheinlich mit ihrem Entwicklungsstand und einer altersgemäß anderen Art der Wahrnehmung und Verarbeitung zusammenhängt.

Insgesamt zeigt sich somit ein altersabhängiges Wirkungsprofil, bei dem die jüngeren und älteren Gruppen tendenziell höhere Werte aufweisen, während die mittlere Altersgruppe (12–15 Jahre) signifikant geringere Werte erreicht.

4.2.2 Gemeinschaftsgefühl

Tabelle 10: Übersicht gemeinschaftsbildender Effekte von Tiny Forests nach Likert-Scale

Kategorie	Frage	Anzahl Antworten	1	2	3	4	5
Motivation & Teilnahme	Ich habe mich durch das Projekt angesprochen gefühlt.	24	1 (4.17%)	1 (4.17%)	0 (0%)	3 (12.50%)	19 (79.17%)
Motivation & Teilnahme	Meine Motivation zur Teilnahme war auch, Teil einer Gemeinschaftsaktion zu sein.	23	2 (8.70%)	1 (4.35%)	2 (8.70%)	7 (30.43%)	11 (47.83%)
Zusammenarbeit & Gemeinschaftserleben	Die Zusammenarbeit mit anderen Teilnehmenden habe ich als positiv erlebt.	22	1 (4.55%)	0 (0%)	1 (4.55%)	5 (22.73%)	15 (68.18%)
Zusammenarbeit & Gemeinschaftserleben	Ich habe mich während des Projekts als Teil einer Gemeinschaft gefühlt.	22	1 (4.55%)	0 (0%)	2 (9.09%)	5 (22.73%)	14 (63.64%)
Soziale Kontakte	Durch das Projekt habe ich neue Kontakte oder Freundschaften geknüpft.	22	2 (9.09%)	2 (9.09%)	7 (31.82%)	4 (18.18%)	7 (31.82%)
Soziale Kontakte	Ich habe den Kontakt zu anderen Teilnehmenden auch nach dem Projekt aufrechterhalten.	22	5 (22.73%)	3 (13.64%)	6 (27.27%)	4 (18.18%)	4 (18.18%)
Wahrnehmung von Vielfalt & Zusammenhalt	Das Projekt hat Menschen aus unterschiedlichen Hintergründen zusammengebracht.	22	1 (4.55%)	1 (4.55%)	6 (27.27%)	2 (9.09%)	12 (54.55%)
Wahrnehmung von Vielfalt & Zusammenhalt	Ich habe den Eindruck, dass das Projekt das Gemeinschaftsgefühl in der Nachbarschaft stärkt.	22	2 (9.09%)	0 (0%)	7 (31.82%)	6 (27.27%)	7 (31.82%)
Nachhaltigkeit der Gemeinschaftsbildung	Auch nach dem Projekt fühle ich mich mit der Gemeinschaft verbunden.	22	0 (0%)	1 (4.55%)	6 (27.27%)	6 (27.27%)	9 (40.91%)
Nachhaltigkeit der Gemeinschaftsbildung	Ich glaube, dass das Tiny Forest Projekt langfristig die Gemeinschaft stärkt.	22	1 (4.55%)	0 (0%)	2 (9.09%)	6 (27.27%)	13 (59.09%)

Für die Untersuchung der gemeinschaftsbildenden Effekte des Tiny-Forest-Projekts wurden fünf inhaltliche Kategorien ausgewertet. Die Mittelwerte basieren auf einer fünfstufigen Likert-Skala (1 = sehr gering, 5 = sehr hoch) und spiegeln die gewichteten Antwortverteilungen der Befragten wider.

4.2.2.1 Motivation & Teilnahme – $M = 4.31$

Die Teilnehmenden berichten insgesamt über eine sehr hohe Motivation, an den Projekten mitzuwirken. Die Daten legen nahe, dass die Projekte nicht nur inhaltlich überzeugten, sondern auch eine starke persönliche Bereitschaft zur Teilnahme auslösten. Das deutet auf eine hohe intrinsische und gemeinschaftsbezogene Aktivierung hin.

4.2.2.2 Zusammenarbeit & Gemeinschaftserleben – M = 4.45

Diese Kategorie erreicht den höchsten Mittelwert aller untersuchten Dimensionen. Die Befragten nehmen das Tiny-Forest-Projekt klar als gemeinschaftsstiftenden Raum wahr, in dem Kooperation, gemeinsames Handeln und ein Wir-Gefühl besonders ausgeprägt sind. Dies spricht für starke gruppendynamische und soziale Verbundenheitseffekte.

4.2.2.3 Soziale Kontakte – M = 3.25

Im Bereich der sozialen Kontakte zeigt sich ein moderater Mittelwert, der unter den anderen Kategorien liegt. Dies deutet darauf hin, dass zwar neue oder intensiviertere soziale Beziehungen entstanden sind, diese jedoch weniger stark ausgeprägt sind als andere gemeinschaftsbezogene Aspekte des Projekts. Das Projekt wirkt hier unterstützend, aber nicht vorrangig sozialvernetzungsorientiert.

4.2.2.4 Wahrnehmung von Vielfalt & Zusammenhalt – M = 3.89

Die Wahrnehmung kultureller oder sozialer Vielfalt sowie die Einschätzung des Zusammenhaltes liegen im mittleren bis hohen Bereich. Die Teilnehmenden nehmen gemeinschaftliche Werte, kollektive Zugehörigkeit und Diversität positiv wahr, wenngleich weniger stark ausgeprägt als die unmittelbare Zusammenarbeit.

4.2.2.5 Nachhaltigkeit der Gemeinschaftsbildung – M = 4.20

Die Ergebnisse deuten darauf hin, dass ein Projekt über seine direkte Laufzeit hinaus wirkt. Die Teilnehmenden berichten von einem anhaltenden Gefühl sozialer Verbundenheit, was auf eine nachhaltige Wirkung im Sinne langfristige Gemeinschaftsbildung hinweist.

Tabelle 11: Berechnung Gesamtindex

Dimension	Mittelwert	Tendenz
Motivation & Teilnahme	4,31	hoch
Zusammenarbeit & Gemeinschaftserleben	4,45	hoch
Soziale Kontakte	3,25	moderat
Wahrnehmung von Vielfalt & Zusammenhalt	3,89	moderat
Nachhaltigkeit der Gemeinschaftsbildung	4,20	hoch

Mittelwert über alle Kategorien = 4.016

$$\text{Index} = \frac{4.016 - 1}{4} \times 100 \approx 75.4$$

Der Gesamtindex der Gemeinschaftsbildung liegt bei 75,4 von 100 Punkten, was auf ein stark ausgeprägtes Gemeinschaftsgefühl und eine nachhaltige soziale Kohäsion im Kontext der Tiny-Forest-Aktivitäten hinweist.

4.2.3 Lebenszufriedenheit und Naturverbundenheit

Die Fragebögen wurden im Herbst 2025 ausgehändigt. Nach Abschluss des Befragungszeitraums im September 2026 werden die Ergebnisse ausgewertet.

5. Diskussion

5.1 Ökologische Parameter

5.1.1 Erhebung der Insektenfauna

5.1.1.1 Bestäuber, Schmetterlinge, Bodenlebewesen - Erhebung durch Citizen Science

Die über den Zeitraum vom 09.05.2025 bis 27.07.2025 mithilfe der Citizen Science-Methode erhobenen Daten zeigen, dass der prozentuale Anteil der Bestäuber von der Pflanzung bis ins vierte Jahr kontinuierlich ansteigt. Die Beobachtungen von Schmetterlingen und auch die Anzahl der Bodenlebewesen fluktuiert, sofern Ameisen als häufigste Gruppe mit einbezogen werden. Aus den vorliegenden Daten lässt sich keine klare Aussage treffen, inwiefern das Standortalter das Vorkommen bestimmter Artengruppen beeinflusst. Ohne Ameisen nehmen sowohl Artendiversität als auch -abundanz der Bodenlebewesen jährlich ab. Da in jedem Tiny Forest Bodensubstrat auf die Fläche gebracht wurde, wäre eher zu erwarten gewesen, dass sich Bodenlebewesen erst etablieren müssen und ihre Abundanz und Diversität mit dem Standortalter ansteigt. Da es sich nicht um dieselben Standorte handelt, könnten für diese Beobachtung auch Standortunterschiede verantwortlich sein. Kommende jährliche Aufnahmen werden eine bessere Grundlage liefern, um die Artenentwicklung im Alter zu beurteilen. Die Citizen Science Daten divergieren von den professionellen Erhebungen (vgl. Kap. 4.1.1.2).

Beobachtungen von Bestäubern und Schmetterlingen werden stark von äußeren Faktoren wie Sonnenschein, Windgeschwindigkeit und dem Angebot an blühenden Pflanzen beeinflusst (Willmer, 2011). Pro Standort wurden die vorliegenden Daten nur an einem Tag erhoben. Zur Kontextualisierung der Ergebnisse sind Daten zur großräumigen Wetterlage und weitere Recherchen zum Blütenangebot notwendig. Ebenso sind vielfältigere Datenreihen, wie beispielsweise mehrere Beobachtungstage, erforderlich, um mögliche Korrelationen zwischen dem Insektenvorkommen und dem Standortalter feststellen zu können. Darüber hinaus ist der Einfluss umliegender (blühender) Pflanzen bei Beobachtungen am Rand des Tiny Forests nicht auszuschließen und eine Beobachtung ist nicht zweifelsfrei nur auf den Tiny Forest zurückzuführen.

Ebenso ist die Methode der Tiergruppenbestimmung und -zählung umfangreicher als die Methode der Baumvermessung, sodass erstere fehleranfälliger ist, wenn sie von Citizen Scientists durchgeführt wird. Neben mehreren Beobachtungstagen pro Standort können auch Erhebungen in einigem Abstand zum Tiny Forest interessant sein, um Vergleichsdaten anzulegen. Dies gilt für alle Artengruppen.

5.1.1.2 Expertengestützte Erfassung der Insektenfauna

5.1.1.2.1 Alter im Vergleich zu Diversität und Abundanz

Zwischen dem Alter der Bestände und dem Shannon-Index der Gesamtfläche zeigt sich kein klarer Zusammenhang. In mehreren Fällen prägen Qualität des Waldrands, Saumbreite und die umgebende Offenlandmatrix die Diversität stärker als das Alter. Insgesamt zeigt sich ein moderater positiver Zusammenhang zwischen dem Alter der Tiny Forests und der Diversität. Mit zunehmendem Alter steigt die Diversität tendenziell an, wobei die Ausprägung standortabhängig ist und nicht ausschließlich durch das Alter erklärt werden kann. Für die Zahl gehölzgebundener Individuen zeigt sich höchstens eine schwache positive Tendenz, was ökologisch plausibel ist, statistisch aber nicht abgesichert werden kann. Insgesamt überlagert der Einfluss der umgebenden Matrix den Alterseffekt auf die Diversitätsentwicklung. Für belastbare Signifikanz sind mehr Replikate oder Wiederholungen über mehrere Jahre notwendig.

5.1.1.2.2 Auffällige Tiny Forests und Standortfaktoren

Der Tiny Forest Griesheim Westring weist den höchsten Shannon-Index und die höchste Artenzahl bei mittlerem Alter auf. Der angrenzende Lärmschutzwall mit xerothermer,

blütenreicher Vegetation verstärkt den Saum und wirkt als Diversitätsmotor. Der Tiny Forest in Darmstadt erreicht ebenfalls einen sehr hohen Shannon-Index und viele Arten. Auch hier fördert die umgebende artenreiche Blühwiese den Waldrand deutlich. Im Inneren limitiert eine dicke Mulchschicht sowie eine geschlossene Krone die Krautschicht und die Diversität ist dort geringer. Der Tiny Forest in Zichow erzielt eine hohe Diversität, jedoch nur eine moderate Gehölzbindung der Insekten trotz hohen Alters des Standorts. Die Agrarmatrix prägt das Artmuster mit vielen Offenland- und Kulturfolgern. Geringe Lichtverschmutzung kann den starken Lichtfang begünstigt haben. Der Tiny Forest in Griesheim am Friedhof zeigt eine vergleichsweise niedrigere Diversität und der Rand zeigt eine geringere Diversität als das Zentrum. Hier mindern Mauern und schotterdominierte Bereiche den Saum und die Habitatdurchlässigkeit. Ein Hitzeereignis am Kartierdatum dürfte die Aktivität zusätzlich reduziert haben. Der Tiny Forest in Mühlheim weist eine mittlere Diversität mit ungewöhnlich vielen gehölzgebundenen Individuen in frühem Stadium auf. Ein umliegender Baum, ein Trittsteinverbund und ein Aushubdamm mit Staudenflur begünstigen diesen Befund. Frisch gemähter Scherrasen bis an den Zaun verhindert einen funktionalen Saum und die Aktivität der Insekten verlagert sich teilweise ins Zentrum. Der Tiny Forest Berlin Spittelmarkt erreicht eine hohe Gesamtdiversität trotz Scherrasenmatrix und dicker Mulchschicht. Der Rand wird durch Offenland Generalisten dominiert, was die Rand-Diversität trotz vieler Individuen senkt. Die Trittsteinfunktion im innerstädtischen Kontext ist erkennbar. Der Standort Eberswalde TGE erreicht einen hohen Shannon-Index bei geringer Gehölzdeckung. Das Mosaik aus Miyawaki-Wald, Waldgarten, Blühwiese, Trockenmauer und Totholz erzeugt hohe Habitatheterogenität und kompensiert das junge Bestandsalter. Insgesamt lässt sich zusammenfassen, dass die Matrix und Mikrohabitate wichtiger sind als das Alter. Blühwiesen, xerotherme Wälle, Totholz und Trockenmauern, Heckenanschlüsse und geringe Lichtverschmutzung erhöhen die Diversität. Harte Kanten, Scherrasen bis an den Zaun und fehlende Krautschicht mindern sie.

5.1.1.2.3 Waldrand im Vergleich zum Zentrum

Standortübergreifend ist der Waldrand in den meisten Fällen artenreicher und individuenreicher als das Zentrum. Das ist auch für große Wälder außerhalb der Stadt mehrfach nachgewiesen (Müller et al., 2007). Das liegt vor allem daran, dass Übergangszonen Ressourcen wie Blüten, Wärme und Strukturvielfalt bündeln. Ausnahmen wie Mühlheim und

Griesheim Friedhof lassen sich durch fehlenden Saum, Barrieren (z.B. Mauern oder Gebäude) oder Hitze an den Erhebungstagen erklären.

5.1.1.2.4 Einfluss von Blühstreifen und Offenlandsäumen

Standorte ohne hochwertige Blühstreifen wie Mühlheim und Spittelmarkt erreichen dennoch Shannon-Werte um drei, wobei die Diversität durch eine veränderte Zönose mit höherem Anteil generalistischer Arten zustande kommt. Am Spittelmarkt dominiert am Rand ein hoher Anteil an Generalisten, was die Rand-Diversität senkt. In Mühlheim treten viele gehölznahe und strauchbewohnende Taxa im Zentrum auf, während Offenlandarten durch die gemähte Matrix gebremst sind. Fehlende Blühstreifen senken den Shannon-Index nicht zwangsläufig. Sie führen aber zu mehr Generalisten, zu weniger spezialisierten Blüten- und Saumarten und zu geringerer Rand-Diversität. Wo Blühwiesen oder xerotherme Wälle vorhanden sind, etwa in Darmstadt, Griesheim Westring und Eberswalde, sind Shannon-Indizes und Artenzahlen tendenziell höher oder ökologisch gleichmäßiger verteilt.

5.1.1.2.5 Statistische Einordnung trotz geringer Stichprobenzahl

Mit zehn Standorten ist die Teststärke gering. Einfache lineare Korrelationen ergeben keine signifikanten Alterseffekte für den Shannon-Index, die Artenzahl, die Individuenzahl und die gehölzgebundenen Individuen. Mehrere Einflussfaktoren wirken gleichzeitig. Die Qualität der umgebenden Matrix, die Breite und Ausprägung der Säume sowie Mulchauflage und Krautschicht, ebenso wie Beleuchtung, Hitzeereignisse und Flächengröße, beeinflussen das System stark und sind bislang nur teilweise metrisch erfasst. Für aussagekräftige Tests eignen sich Mehrjahresdaten der Jahre 2025 bis 2027.

5.1.1.2.6 Einordnung von Tiny Forests für die Insektenbiodiversität

Waldränder weisen häufig höhere Shannon-Indizes auf als Innenbereiche (Müller et al., 2007). Die vorliegenden Daten bestätigen dieses Muster, da der Rand meist artenreicher und individuenreicher ist. Tiny Forests erzeugen viel Rand pro Fläche. Dadurch entstehen Mikroklima-Gradienten und strukturelle Vielfalt, die vielen Insektengruppen zugutekommen. Im urbanen Raum fungieren Tiny Forests als Trittsteine. Auch auf kleinen Flächen bilden sich Anflugeräume und Rückzugsräume. Nachweise wärmeliebender Offenlandarten zeigen, dass solche Flächen zusätzlich xerotherme Mikrohabitate bereitstellen können (Scheffers, Edwards, Diesmos, Williams, & Evans, 2014). Besonders wirksam sind Tiny Forests in Kombination mit hochwertigem Offenland. Blühstreifen, Halbtrockenrasen, Aushubwälle und

Trockenmauern erhöhen die Ressourcen und die Nischendiversität. Dadurch steigen Shannon-Indizes und Artenzahlen, Zönosen werden stabiler. Bereits jetzt zeichnen sich diese Tendenzen ab. Folgeerfassungen in den nächsten Jahren werden voraussichtlich noch validere Werte liefern und belegen, dass Tiny Forests wichtige Saumstrukturen bereitstellen. In Kombination mit artenreichen Offenlandhabitaten können sie einen bedeutenden Beitrag zur urbanen Insektenvielfalt leisten.

5.1.1.2.7 Regenwürmer

Die erhobenen Daten zeigen deutliche Standortunterschiede sowohl in der Dichte als auch in der Biomasse der Regenwürmer (Lumbriciden). Diese Unterschiede sind zum Einen auf die unterschiedlichen Arten der Bodenbearbeitung und zum Anderen auf die Einbettung in die den Tiny Forest umgebene Matrix zurückzuführen. Besonders auffällig ist der Tiny Forest in Zichow, der mit Abstand die höchsten Werte aufweist und damit als „Regenwurm-Hotspot“ innerhalb des Untersuchungsnetzwerks gilt. Hier deuten die hohen Individuenzahlen und die vergleichsweise hohe Biomasse darauf hin, dass Bodenstruktur, organische Substanz und Mikroklima bereits stark in Richtung eines funktionierenden Waldbodens entwickelt sind. Bei diesem Tiny Forest wurde der Boden bei seiner Anlage zwar auf einen Meter tief aufgegraben, allerdings wurde der gesamte ursprüngliche Boden am Standort belassen und nur kleinere Mengen Kompost und Stroh beigemischt. Die direkte Angrenzung an eine Wiese und kleinere Gehölzinseln lässt zudem eine Besiedlung von Regenwürmern von außen zu. Am anderen Ende des Spektrums stehen die Standorte Bernau (keine Lumbricidenfunde) und Eberswalde mit sehr geringen Dichten, was auf eine starke Bodenbearbeitung (in Bernau ein kompletter Bodenaustausch bis 50 cm Tiefe) und ungünstige Standortbedingungen (z. B. Verdichtung, begrenztes Nahrungsangebot, Barrieren oder Störungen) hindeutet.

Die Gegenüberstellung von Rand- und Zentrumsunkten zeigt dabei kein einheitliches Muster, aber standortspezifische Tendenzen: In einigen Tiny Forests (z. B. Zichow, Berlin-Lichtenberg) werden im Zentrum höhere Dichten und teils auch höhere Biomassen erreicht, was auf ein etwas ausgeglicheneres Mikroklima und eine konstantere Bodenfeuchte im Kernbereich schließen lässt. Interessant ist, dass in Lichtenberg ein anderes Mulchmaterial verwendet wurde und der Tiny Forest noch recht jung ist. An anderen Standorten (u. a. Griesheim Westring, Berlin-Spittelmarkt) liegen die höheren Werte eher am Rand, was auf Ökoton-Effekte (ökologische Besonderheiten und Wirkungen, die in Übergangszonen auftreten) und

eine erhöhte Ressourcenverfügbarkeit in Übergangsbereichen (z. B. zu Wiesen- oder Wegrändern) zurückgeführt werden kann. Insgesamt sprechen die Ergebnisse dafür, dass die initiale Bodenbearbeitung und lokale Standortfaktoren (Mikroklima, Feuchtedynamik, Bodenaufbau, Nutzungseinflüsse) die Regenwurmbesiedlung stärker bestimmen als die bloße Lage im Rand- oder Zentrumbereich des Tiny Forest.

Besonders bemerkenswert ist der Standort Bernau, an dem trotz feuchtem Boden keine Regenwürmer gefunden wurden und die Senflösung nur sehr langsam versickerte. Diese Kombination aus langsamer Infiltration und fehlender Lumbricidenfauna weist auf eine verdichtete, strukturarme Bodenmatrix mit geringer Makroporosität hin, in der typische Regenwurmgänge als Infiltrationspfade fehlen. Damit unterstreichen die Befunde nicht nur die große Heterogenität zwischen den untersuchten Tiny Forests, sondern auch die funktionelle Bedeutung von Regenwürmern für die Infiltration und Durchlüftung des Bodens, welche wichtig für ein gesundes Pflanzenwachstum sind. Vor diesem Hintergrund lassen sich die beobachteten Rand–Zentrum-Unterschiede gut mit bekannten Mikroklima- und Ökoton-Effekten an Waldrändern (Riutta et al., 2016); (Zeithaml et al., 2009) verknüpfen und in einen breiteren bodenökologischen Kontext stellen.

5.1.2 Erfassung der Bodenparameter

5.1.2.1 Chemisch-physikalische Bodenanalysen

Die Ergebnisse der chemischen und physikalischen Bodenuntersuchungen zeigen, dass sich in beiden untersuchten Regionen bereits wenige Jahre nach der Anlage der Tiny Forests deutliche Veränderungen zentraler Bodenparameter vollzogen haben. Der markante Anstieg der Humusgehalte, der Nährstoffverfügbarkeit und teilweise auch der pH-Werte weist auf eine früh einsetzende Bodenentwicklung hin, die sowohl durch die Etablierung der Vegetation als auch durch die Ausgangsbedingungen und die verwendeten Substrate beeinflusst wurde. Ein wesentlicher Faktor ist dabei die Tatsache, dass an allen Standorten im Zuge der Anlage umfangreiche Bodenverbesserungsmaßnahmen durchgeführt wurden. Es wurde Kompost, Mutterboden und teilweise aktivierte Pflanzenkohle, insbesondere in die oberen 30–50 cm des Oberbodens eingebracht - oft in Mengen von bis zu 1 m³ pro m³ Bodenmaterial. Diese Substratzugaben stellen eine erhebliche externe Zufuhr organischer Substanz, mineralischer Nährstoffe und porenbildender Materialien dar, die die beobachteten bodenchemischen Veränderungen maßgeblich mit beeinflusst haben dürften.

Die konsistenten Humuszunahmen an nahezu allen Standorten – häufig mit einem Übergang in höhere Humusklassen – spiegeln daher sowohl die Einbringung organischer Materialien als auch die beginnende biologische Aktivität der wachsenden Vegetation wider. Während viele Standorte eine deutliche Akkumulation organischen Kohlenstoffs zeigen, ist die einzige dokumentierte Abnahme in Zichow durch eine vergleichsweise geringe Zugabe von Kompost bei gleichzeitigem Abtragen der humusreichen Grasnarbe zu erklären. Die starke Zunahme der Hauptnährelemente Phosphor, Kalium und Magnesium, die in vielen Fällen das Zwei- bis Vierfache der Ausgangswerte erreichte, lässt sich ebenfalls als Zusammenspiel aus Substratinput, Mineralisierung und beginnender Nährstoffbindung im entstehenden Bodenorganismus interpretieren.

Die pH-Dynamik zeigt ein regional differenziertes Muster: Die Nordoststandorte erfuhren überwiegend leichte Anstiege hin zu neutralen Bedingungen, während die pH-Werte im Südwesten weitgehend stabil blieben bzw. leicht anstiegen. Dieser Unterschied entspricht sowohl den ursprünglichen Bodenverhältnissen als auch dem Einfluss der im Rahmen der Bodenbearbeitung im Tiny Forest eingebrachten Substrate – wie Kompost, Mutterboden oder Pflanzenkohle, die je nach Standort einzeln oder kombiniert eingesetzt wurden –, deren pH-Pufferkapazitäten je nach Ausgangsmaterial variieren können. Die unterschiedlichen pH-Pufferkapazitäten ergeben sich insbesondere aus dem jeweiligen Gehalt an organischer Substanz, Tonmineralen, Carbonaten sowie funktionellen Oberflächengruppen. Während humusreicher Kompost aufgrund seiner hohen organischen Substanz und zahlreicher funktioneller Gruppen Säuren und Basen effektiv abpuffern kann (Paul, 2015), weist Mutterboden je nach Textur und Mineralzusammensetzung eine mittlere, standortabhängige Pufferkapazität auf (Blume et al., 2016). Pflanzenkohle hingegen besitzt aufgrund ihrer großen spezifischen Oberfläche und ihrer überwiegend basisch wirkenden Aschebestandteile häufig eine hohe, langfristig wirksame Pufferkapazität, die den pH-Wert insbesondere in sauren Böden stabilisieren kann (Lehmann & Joseph, 2015). Vor allem aktivierte Pflanzenkohle kann lokal die Kationenaustauschkapazität und damit die Pufferwirkung erhöhen, während Kompost und Mutterboden primär zur Verbesserung der organischen Substanz und Nährstoffbasis beitragen.

Die regionalen Unterschiede in der Intensität der Bodendynamik verdeutlichen, dass die Tiny Forests trotz überwiegend einheitlicher Pflanz- und Bodenverbesserungsansätze differenziert auf pedologische Rahmenbedingungen reagieren. Während die südwestlichen Standorte vor

allem einen ausgeprägten Humusaufbau und eine starke Anreicherung organischer Substanz zeigten, waren die nordöstlichen Standorte durch eine etwas stärkere pH-Stabilisierung und markante Anstiege der Hauptnährstoffe geprägt. Diese Muster spiegeln die unterschiedliche Ausgangsqualität der Böden wider: sandigere oder nährstoffärmere Böden reagieren typischerweise stärker auf Substratzugaben, während nährstoffreichere oder alkalische Böden vorrangig Stabilisierungstendenzen aufweisen (Overesch et al., 2004).

Insgesamt verdeutlicht die Bodenentwicklung, dass Tiny Forests – auch aufgrund der gezielten Substratverbesserung bei der Anlage – bereits in einer frühen Phase substanzielle Änderungen der Bodenqualität bewirken. Der beobachtete Humusaufbau, die deutliche Zunahme der Nährstoffe und die teilweise verbesserte pH-Pufferung zeigen, dass die Standorte schnell in funktionale Entwicklungsstadien eintreten, die typisch für erste Sukzessionsphasen von Waldsystemen sind (Bormann & Likens, 1979). Gleichzeitig wird deutlich, dass die Wirkung der Tiny Forests auf die Bodenparameter neben den Ausgangsbedingungen des Standorts vor allem mit der Art der Bodenvorbereitung in Zusammenhang steht. Eine langfristige Fortsetzung des Monitorings ist daher entscheidend, um den Anteil vegetationsgetriebener Prozesse gegenüber den Effekten der anfänglichen Bodenverbesserung klar voneinander abgrenzen zu können.

5.1.2.2 Kontinuierliche Erfassung der Feuchte und Temperatur

Die Bodentemperatur im Tiny Forest unterscheidet sich, im Gegensatz zur Lufttemperatur, signifikant von der Bodentemperatur der Referenzfläche. Sowohl in Darmstadt als auch Eberswalde war der Boden im Tiny Forest 2,1°C bis 2,4°C kühler. Die aufgebrachte Mulchschicht ist vermutlich dafür verantwortlich. Ihre Schutzfunktion, beispielsweise gegen Sonnenstrahlung und Erosion, ist in der Fachliteratur anerkannt (Jourgholami et al., 2021; Mangani et al., 2022).

Die Bodentemperatur ist ein wichtiger Faktor für die Geschwindigkeit, in der chemische Prozesse ablaufen (Umweltbundesamt, 2015) und damit auch entscheidend für das Pflanzenwachstum (Onwuka, 2016). Die meisten mitteleuropäischen Baumarten benötigen eine Bodentemperatur von 10°C bis 25°C für ein optimales Wachstum (Pregitzer et al., 2000), während Temperaturen unter 5°C das Wurzelwachstum bremsen oder sogar verhindern. Temperaturen über 30°C können zu Schäden führen. (Alvarez-Uria & Körner, 2007) Wie in Abbildung 14 & 15 zu sehen, herrschen sowohl im Boden des Tiny Forests als auch auf der

Referenzflächen günstige Bedingungen für das Pflanzenwachstum. Dabei sind die Bedingungen in den Tiny Forests etwas günstiger, da an beiden Standorten höhere Temperaturen im Juli abgepuffert wurden. Am Standort Eberswalde, für den eine längere Datenreihe vorliegt, zeigt sich auch eine vorteilhafte Pufferung der Bodentemperatur ab Mitte Oktober, die die Bodentemperatur länger im vorteilhaften Bereich hält. Es kann geschlussfolgert werden, dass das Aufbringen einer Mulchschicht in Tiny Forests sinnvoll ist, weil die Bodentemperatur im langjährigen Mittel zunimmt (Umweltbundesamt, 2015) und zu erwarten ist, dass das Temperaturoptimum für Pflanzenwachstum immer schwieriger zu erreichen ist.

Sowohl im Tiny Forest Darmstadt als auch im Tiny Forest Eberswalde liegt die Bodenfeuchte größtenteils im Optimum (Land Rheinland-Pfalz, 2014) (vgl. Abbildung 17 & 18). Anzumerken ist, dass der Boden der Referenzfläche in Darmstadt meistens und in Eberswalde teilweise feuchter ist als im Tiny Forest. Eine Pufferfunktion, wie bei der Bodentemperatur ist bei der Bodenfeuchte demnach nicht gegeben. Grund hierfür könnte die Niederschlagsinterzeption der Blätter und die Mulchschicht in den Tiny Forests sein, die verhindern, dass das Regenwasser den Boden erreicht. Daten des DWD könnten Hinweise darauf geben, welche Art und Frequenz von Niederschlag notwendig ist, um eine Versickerung in den Tiny Forests zu gewährleisten. Diese Kontextualisierung erfolgt in zukünftigen Berichten. Der Vergleich der acht in diesem Bericht nicht näher behandelten Standorte bleibt aufgrund fehlender Referenzdaten ebenso Gegenstand zukünftiger Analysen.

5.1.3 Erfassung der mikrobiellen Diversität

Eine Diskussion der Ergebnisse erfolgt im kommenden Forschungsjahr, wenn die Daten im Zusammenhang mit anderen Parametern betrachtet wurden (s. Kap. 6.1.3). Im Jahr 2027 findet eine weitere Erhebung des Mikrobioms an den 20 Standorten statt. Daraufhin kann auch die zeitliche Entwicklung abgebildet und diskutiert werden kann.

5.1.4. Baumwachstum und Biomasse

5.1.4.1 Methode zur Aufnahme der dendrologischen Kenngrößen.

Die in Kapitel 3.1.4 beschriebene Methode zur Baummarkierung und -vermessung wurde von Earthwatch übernommen und auf die Earthwatch Online-Plattform angepasst. Sie ist darauf

ausgerichtet, dass Menschen jeden Alters und mit unterschiedlichem Wissensstand die Erhebung der Daten durchführen können.

Zur Gewinnung einer statistisch belastbaren Datengrundlage reicht die Methodik allerdings nicht aus. Da Tiny Forests sehr heterogen sind, ist eine größere Stichprobe an jedem Standort notwendig, um die Varianz des Wäldchens korrekt erfassen zu können und statistische Kennwerte wie den Standardfehler ableiten zu können. Eine anfängliche Vermessung von ~30% jedes Standorts mit nachfolgender Anpassung der Stichprobengröße. Bei einer Flächengröße von 250m² oder 750 gepflanzten Bäumen, müssten dementsprechend 62,5m² oder 188 Bäume vermessen werden. Dieser Umfang ist in den Citizen Science-Aktionen nicht zu bewerkstelligen. Die Vermessung von Bäumen, durch Personen mit wenig Vorwissen, kann die Genauigkeit der Messungen nicht garantieren. Fehleinträge auf der Online-Plattform sind ebenfalls nicht auszuschließen und können nicht mit absoluter Sicherheit bei der Datenbereinigung durch MIYA forest e.V. erkannt und entfernt werden.

Im Angesicht dieser Faktoren eignen sich die Ergebnisse in diesem Bericht, ebenso wie die Methode allgemein, um generelle Trends in der Wuchsleistung zu identifizieren und grobe Aussagen treffen zu können. Genauere Aufnahmen mit einer umfänglicheren Beprobung stehen aber aus und sollen in Zukunft von MIYA forest e.V. Mitgliedern, oder im Rahmen von Abschlussarbeiten erhoben werden. Neben Probekreisen können hier Transekt-Aufnahmen sinnvoll sein, wie sie von Urban Forest (de Brabandère & Malengreau, 2023) und Earthwatch (C. Narraway, persönliche Kommunikation, 23.10.2025) durchgeführt werden und die bei dichtem Unterstand sinnvoll sein können (Chair of Forest Inventory and Remote Sensing, 2024). Es gibt bislang keine Literatur oder öffentlich verfügbare Daten zu statistischen Kennzahlen (z.B. Streuung bzw. Standardfehler) von sehr struktur- und artenreichen Tiny Forests. Diese Aufnahmen können eine wichtige Orientierung für Inventuren in mitteleuropäischen Tiny Forests liefern.

5.1.4.2 Erfassung von Baumwachstum und Biomasse

Alle Standorte weisen ein, für Jungbestände in Wäldern typisches, Höhen-/Durchmesser Verhältnis von 80 – 115 auf (Burschel & Huss, 2003; Marčiš et al., 2026). Der beobachtete Höhenwuchs ist auf den hohen Konkurrenzdruck zurückzuführen, der durch die engen Pflanzabstände hervorgerufen wird. Eine Einordnung der Wachstumsleistung, ausgedrückt durch m³ Holzvorrat pro Hektar, ist schwierig. Die Bundeswaldinventur erfasst

erst Bäume ab 7cm Durchmesser (Thünen-Institut, 2022). Dieser Wert wurde nur von einzelnen Individuen an den vier ältesten Standorten erreicht.

Alle Sukzessionstypen, Klimax- & Pionierbaumarten sowie Sträucher weisen eine ähnliche Wuchsleistung auf. Ab dem vierten Jahr nach der Pflanzung gibt es keine signifikanten Unterschiede mehr zwischen den Typen. Diese Beobachtung beschreibt bereits Earthwatch (C. Narraway, persönliche Kommunikation, 23.10.2025). Die allgemeintypische Aussage, dass Pionierbaumarten schneller wachsen als Klimaxbaumarten (Lewandowski et al., 2018) kann mit den vorliegenden Ergebnissen nicht bestätigt werden. Da immer dieselben Bäume vermessen werden, können zukünftig auch Aussagen über das Wachstum einzelner Arten getroffen werden.

Die unterschiedlichen Wuchsleistungen bei gleichalten Tiny Forests (bspw. Darmstadt und Griesheim Westring; TGE Eberswalde und Spittelmarkt) sind auffällig. Der Standort Eberswalde wurde ein halbes Jahr nach Pflanzung stark von Hasen verbissen, was vermutlich für das mangelnde Wachstum verantwortlich ist. Diese Erklärung gilt für den Unterschied zwischen Darmstadt und Griesheim Westring nicht. Ebenso ist die Bodenqualität am Griesheim Westring größtenteils besser als die Bodenqualität am Standort Darmstadt (vgl. Kapitel 4.1.2.1). Dennoch weist Darmstadt ein deutliches besseres Wachstum auf. Ob lokale Standortbedingungen für die Unterschiede verantwortlich sind, wird erst mithilfe von Referenzdaten des DWD zu klären sein.

5.1.5 Erfassung der CO₂-Speicherung

Die Treibhausgasinventur 2017 (Thünen-Institut, 2017) erfasst auch die Biomasse von Bäumen < 7cm Brusthöhendurchmesser. Daher eignet sich ein Vergleich der CO₂-Sequestrierung der untersuchten Tiny Forests mit den Ergebnissen der Treibhausgasinventur besser, um die Wuchsleistung und Biomasseproduktion der Tiny Forests in einen Kontext zu bringen.

Umgerechnet auf einen Hektar, hat der vierjährige Tiny Forest in Darmstadt knapp 9.000kg Kohlenstoff in seiner Biomasse gespeichert. Damit liegt er unterhalb der 15.249kg/ha, die ein 1–20-jähriger Reinbestand speichert (vgl. Kap. 3.14 Treibhausgasinventur 2017). Wie sich die Biomasseproduktion in dem Tiny Forest entwickeln wird, werden zukünftige Erhebungen zeigen. Da aber bereits nach vier Jahren ungefähr 60% des Reinbestandes der Treibhausgasinventur absorbiert wurden, ist eine positive Bewertung der Sequestrierungsrate

des Tiny Forests naheliegend. Die anderen vier- und fünfjährigen Tiny Forests haben zwischen 20% und 40% eines 1–20-jährigen Reinbestandes gespeichert. Die zweijährigen Standorte Mühlheim, Rüsselsheim und Eberswalde haben ca. 4% eines Reinbestandes der Treibhausgasinventur gespeichert, die einjährigen Tiny Forests Spittelmarkt, Bernau und Berlin-Lichtenberg ungefähr 2%.

Bei den Ergebnissen der Treibhausgasinventur handelt es sich um rechnerische Reinbestände, das heißt die Berechnungen beruhen auf der Annahme einer einheitlichen Baumartenzusammensetzung. Viele Studien weisen darauf hin, dass Mischbestände eine höhere Wachstumsrate und damit Biomasseproduktion aufweisen als Reinbestände (Bravo-Oviedo, 2018; Moeller et al., 2024; Pretzsch, 2012; Pretzsch et al., 2015; Russo et al., 2019; Thurm & Pretzsch, 2021). Diese Erkenntnisse erklären eine vorteilhafte Sequestrierungsrate von Tiny Forests gegenüber rechnerischen Reinbeständen.

Die Sequestrierungsraten von Tiny Forests unterscheiden sich nach dem Alter der Bestände. Dies wird im Tiny Forest Monitoring Report (2024) von Earthwatch Europe bestätigt. In diesem Report wird eine exponentiell steigende Sequestrierungsrate in den Tiny Forests beobachtet. Ob diese Entwicklung auch in den hier untersuchten Flächen festzustellen ist, kann erst durch weitere Erhebungen herausgefunden werden.

5.1.6 Erfassung des Mikroklimas (Lufttemperatur)

Die Datenreihen in Eberswalde und Darmstadt (4.1.6) zeigen, dass die Luft in den Tiny Forests kaum kühler ist, als auf den anliegenden Rasenflächen. Die bewiesene Pufferfunktion von Wäldern (De Frenne et al., 2019) ist auf diesen Flächen nicht gegeben. Am Standort Eberswalde ist noch kein Bestandsschluss eingetreten. Der über der Vegetation liegende Sensor, welcher die Daten aufnimmt, erklärt die fehlende Pufferung.

Der Temperatursensor in Darmstadt liegt jedoch unter dem geschlossenen Kronendach des Tiny Forest und ist komplett verschattet. Eine mögliche Erklärung für den fehlenden Puffereffekt kann sein, dass die Größe des Tiny Forest nicht ausreicht, um eine dauerhafte Reduzierung der Lufttemperatur zu erreichen. Der Bestandsrand des Tiny Forests ist dicht bewachsen, weshalb zu vermuten ist, dass keine Ventilation im Tiny Forest stattfindet und die Evapotranspiration der vorhandenen Vegetation nicht ausreicht, um die gestaute Luft zu kühlen. Es sind weitere Aufnahmen vor Ort notwendig, um diese Vermutung zu bestätigen.

5.2 Soziale Parameter

5.2.1 Naturverbundenheits-Index & Wirkungs-Score

5.2.1.1 Naturverbundenheits-Index (NV-Index)

Der überwiegende Teil der Teilnehmenden (83 %) erreichte Werte im Bereich hoch bis sehr hoch. Dies deutet auf eine ausgeprägte emotionale und kognitive Beziehung zur Natur nach der Teilnahme an einer Bildungs- oder Citizen-Science-Aktion hin. Nur etwa 8 % der Befragten zeigten eine niedrige oder sehr niedrige Naturverbundenheit. Diese Verteilung legt nahe, dass die Tiny-Forest-Aktionen erfolgreich dazu beitragen, positive Naturerfahrungen zu fördern und die subjektive Nähe zur Natur zu stärken. Die Ergebnisse stehen im Einklang mit der Annahme, dass direkte Naturerlebnisse, insbesondere solche, die Handlungsbezug und Partizipation einschließen (z. B. Pflanzen, Beobachten, Pflegen), das Gefühl von Selbstwirksamkeit und emotionaler Zugehörigkeit zur natürlichen Umwelt erhöhen.

5.2.1.2 Wirkungs-Score

Der Wirkungs-Score fällt noch eindeutiger als der Naturverbundenheits-Index aus: Rund 72 % der Teilnehmenden erreichten hier den höchsten Bereich („sehr hoch“). Dies zeigt, dass die Aktionen unmittelbar starke positive Wirkungen auf Wissen, Motivation und Handlungsbereitschaft entfalten.

Nur eine sehr geringe Zahl von Personen (unter 3 %) zeigte niedrige Werte.

Daraus lässt sich schließen, dass die pädagogische Gestaltung der Tiny-Forest-Aktionen sowohl inhaltlich wirksam (Wissenszuwachs) als auch affektiv motivierend (Handlungsbereitschaft, Engagement) ist. Die Kombination aus praktischer Aktivität, Beobachtung und Reflexion scheint hier einen zentralen Erfolgsfaktor zu bilden.

5.2.1.3 Gesamtbewertung

Zusammenfassend weisen die Ergebnisse auf eine hohe emotionale, kognitive und behaviorale Wirkung der Tiny-Forest-Aktionen hin. Die Teilnehmenden zeigen nach der Teilnahme sowohl ein gesteigertes Wissen als auch eine erhöhte Bereitschaft, sich aktiv für Natur- und Umweltschutz einzusetzen.

Bei der Interpretation der Ergebnisse sind mehrere Einschränkungen zu berücksichtigen, die potenziell zu einer Überschätzung der positiven Effekte führen können:

- Die Teilnehmenden der Citizen-Science-Aktionen bestanden überwiegend aus Personen im freiwilligen ökologischen Jahr, die aufgrund ihrer Vorerfahrungen und Motivation bereits eine grundsätzlich positive Einstellung gegenüber Natur und naturnahen Aktivitäten aufweisen könnten.
- Insbesondere bei den befragten Kindern ist nicht auszuschließen, dass die Antworten unmittelbar nach den Aktionen durch situative Begeisterung oder durch den Einfluss der anleitenden Personen der Bildungsmaßnahmen positiv verzerrt wurden.
- Da keine Vorher-Erhebungen durchgeführt wurden, beruhen die erfassten Veränderungen ausschließlich auf subjektiven Selbsteinschätzungen der Teilnehmenden nach Abschluss der Aktionen, wodurch Aussagen zu tatsächlichen Veränderungen nur eingeschränkt möglich sind.

5.2.1.4 Auswertung nach Geschlecht

Die Ergebnisse verdeutlichen geschlechtsspezifische Unterschiede in der Wirkung der Tiny-Forest-Aktionen.

- Weibliche Teilnehmende weisen sowohl beim NV-Index als auch beim Wirkungs-Score höhere Mittelwerte und Anteilswerte in den höchsten Kategorien auf.
- Männliche Teilnehmende liegen tendenziell niedriger, zeigen aber dennoch überwiegend hohe Werte.
- „Divers“ und „keine Angabe“ sind aufgrund kleiner Fallzahlen nicht verlässlich interpretierbar.

Diese Muster entsprechen Befunden aus der Umweltpsychologie und der Forschung zur Naturverbundenheit, wonach Frauen im Durchschnitt höhere affektive und empathische Zugänge zur Natur aufweisen (Tam, 2013; Zylstra et al., 2014). Die Ergebnisse legen nahe, dass die Tiny-Forest-Aktionen insbesondere bei weiblichen Teilnehmenden sehr stark emotional und motivational wirken, während bei Männern die Wirkung ebenfalls positiv, aber etwas abgeschwächt ausfällt.

5.2.1.5 Auswertung nach Altersgruppe

Die Ergebnisse verdeutlichen, dass die Tiny-Forest-Aktionen altersabhängig unterschiedlich wirken. Während Kinder im Grundschulalter (6–11 Jahre) besonders stark in ihrer emotionalen Naturverbundenheit angesprochen werden, profitieren Jugendliche ab 16

Jahren stärker von den Aktionen in Bezug auf die kognitive Wirkung und Handlungsbereitschaft.

Die sehr hohen NV-Werte bei jüngeren Kindern lassen sich auf deren hohe Offenheit, Sensibilität und Begeisterungsfähigkeit gegenüber direkten Naturerlebnissen zurückführen. In dieser Altersphase spielen sensorische Erfahrungen, spielerische Elemente und unmittelbare Begegnungen mit der Natur eine zentrale Rolle, wodurch eine starke emotionale Bindung entsteht. Die geringeren Wirkungswerte bei 6–8-Jährigen deuten jedoch darauf hin, dass das Verständnis komplexerer ökologischer Zusammenhänge noch begrenzt ist – die Wirkung ist hier eher affektiv als kognitiv.

Im Gegensatz dazu fällt bei den 12–15-Jährigen sowohl der NV-Index als auch der Wirkungsscore deutlich ab. Diese Phase der frühen und mittleren Adoleszenz ist in der Forschung als „ökologische Lücke“ bekannt (Chawla, 1998; Liefländer et al., 2013): Interesse und emotionale Ansprechbarkeit für Naturthemen nehmen häufig temporär ab, da soziale und persönliche Entwicklungsprozesse im Vordergrund stehen. Daher ist es naheliegend, dass in dieser Gruppe weniger stark auf die Tiny-Forest-Aktionen reagiert wird.

Bei den ab 16-Jährigen und Erwachsenen steigen die Werte wieder deutlich an. Dies kann als Hinweis darauf interpretiert werden, dass reifere Teilnehmende die Relevanz ökologischer Themen bewusster reflektieren und eine stärkere intrinsische Motivation entwickeln, sich für Umwelt- und Nachhaltigkeitsthemen einzusetzen. Hier wirken die Tiny-Forest-Aktionen offenbar über kognitive und handlungsbezogene Zugänge besonders effektiv. Zusammenfassend zeigen die Ergebnisse, dass die Tiny-Forest-Aktionen in allen Altersgruppen positive Wirkungen entfalten, jedoch mit unterschiedlichen Schwerpunkten:

- Kinder: hohe emotionale Naturverbundenheit
- Jugendliche (12–15): geringste Resonanz, geringere kognitive Wirkung
- Ab 16 Jahren und Erwachsene: hohe kognitive und motivationale Wirkung

Diese Erkenntnisse betonen die Notwendigkeit einer zielgruppenspezifischen pädagogischen Gestaltung. Während jüngere Kinder vor allem durch spielerische, erlebnisorientierte Formate erreicht werden, sollten Jugendliche stärker über Partizipation, Verantwortung und Selbstwirksamkeit angesprochen werden. Damit leisten die Tiny-Forest-Aktionen einen wichtigen Beitrag zur altersgerechten Umsetzung von Bildung für nachhaltige Entwicklung (BNE).

5.2.2 Gemeinschaftsgefühl

Die vorliegenden Ergebnisse zeigen ein insgesamt hohes Niveau wahrgenommener Gemeinschaftsbildung im Rahmen des Tiny-Forest-Projekts. Mit einem Gesamtindex von 75.5 von 100 Punkten bewegt sich das Projekt deutlich im oberen Bereich der Skala und weist damit auf eine überwiegend positive soziale Wirkung hin. Die Daten legen nahe, dass das Projekt nicht nur funktional erfolgreich umgesetzt wurde, sondern auch sozial-emotionale Prozesse unterstützt, die für nachhaltige Partizipation und Gemeinwesenentwicklung zentral sind.

Besonders hohe Mittelwerte erzielen die Dimensionen „Motivation & Teilnahme“ (MW = 4.31) sowie „Zusammenarbeit & Gemeinschaftserleben“ (MW = 4.45). Dies deutet darauf hin, dass die Teilnehmenden sich durch das Projekt angesprochen fühlten und die gemeinsame Tätigkeit als verbindend und kooperativ wahrnahmen. Solche Ergebnisse sind typisch für partizipative Umweltprojekte, bei denen kollektive physische Arbeitserfahrungen (z. B. Pflanzaktionen) gemeinschaftsstärkende Effekte erzeugen (Pretty, 2003).

Auch die Dimensionen „Wahrnehmung von Vielfalt & Zusammenhalt“ (MW = 3.89) und „Nachhaltigkeit der Gemeinschaftsbildung“ (MW = 4.20) zeigen überdurchschnittliche Werte. Dies spricht dafür, dass das Projekt nicht nur kurzfristige soziale Interaktion ermöglicht, sondern auch längerfristige Zugehörigkeitsgefühle stimuliert. Die Wahrnehmung von Vielfalt als Ressource deutet zudem darauf hin, dass die Projektgruppe soziale Heterogenität positiv bewertet – ein zentraler Aspekt gelingender sozialer Kohäsion.

Im Vergleich dazu weist die Kategorie „Soziale Kontakte“ (MW = 3.25) den niedrigsten Wert auf. Dies könnte darauf hindeuten, dass das Projekt zwar eine gemeinschaftliche Atmosphäre und Zusammenarbeit fördert, jedoch nicht in gleichem Maße neue persönliche Beziehungen entstehen. Dieses Muster ist aus anderen Community-Projekten bekannt: Häufig steigt die Qualität des sozialen Miteinanders schneller als die Quantität neuer sozialer Verbindungen (Granovetter, 1973).

Insgesamt sprechen die Ergebnisse für eine starke sozialintegrative Wirkung des Tiny-Forest-Projekts. Die hohen Werte in den meisten Dimensionen zeigen, dass ökologische Beteiligungsprojekte in besonderer Weise geeignet sind, Gemeinschaftsbildung zu unterstützen und soziale Kohäsion zu stärken. Die Ergebnisse können damit als wichtiger Hinweis dienen, dass naturbasierte Beteiligungsformate nicht nur ökologische, sondern auch soziale Auswirkungen entfalten – ein Befund, der für zukünftige Projektplanungen und kommunale Beteiligungsstrategien bedeutsam ist.

Allerdings ist anzumerken, dass der Stichprobenumfang der Befragung gering war und die Teilnehmenden der online verbreiteten Umfrage überwiegend aus dem näheren Umfeld der Forschenden stammen könnten. Dadurch ist eine Selbstselektions- und Stichprobenverzerrung nicht auszuschließen, die potenziell zu einer Überschätzung positiver Effekte im Vergleich zu einer durchschnittlichen Grundgesamtheit geführt haben könnte.

5.2.3 Lebenszufriedenheit und Naturverbundenheit

Die Fragebögen wurden im Herbst 2025 ausgehändigt. Nach Abschluss des Befragungszeitraums im September 2026 werden die Ergebnisse interpretiert.

6. Zusammenfassung & Ausblick

6.1 Ökologische Parameter

6.1.1 Erhebung der Insektenfauna

6.1.1.1 Erfassung von Bestäubern, Schmetterlingen und Bodenlebewesen durch Citizen Science

Die bisherigen Daten zeigen, dass eine Vielzahl an Insekten in Tiny Forests vorkommen. Es konnte sich kein klarer Einfluss des Standortalters auf die Insektenfauna ableiten. Die Ergebnisse zeigen, dass Insektenzählungen auch mit Menschen ohne Vorwissen möglich sind, und bislang 41 von 48 Arten(-gruppen) erfolgreich identifiziert werden konnten (wenn auch unter Vorbehalt, da Aufnahmen durch Laien vermutlich eine höhere Fehlerquote haben). Weil äußere Faktoren, wie Wetterbedingungen, großen Einfluss auf das temporäre Vorkommen von Insekten haben können, sind umfangreichere Datenreihen notwendig, um das Vorkommen von Insekten genauer erfassen zu können.

6.1.1.2 Expertengestützte Erfassung der Insektenfauna

Insgesamt zeigen die Ergebnisse der Insektenerhebung durch Experten, dass sich bereits wenige Jahre nach Pflanzung eine bemerkenswerte Insektenvielfalt auf den Tiny-Forest-Flächen etabliert hat. An den Standorten wurden je nach Fläche zwischen gut 100 und knapp 400 Individuen mit bis zu über 70 Arten nachgewiesen. Besonders hohe Diversitätswerte (Shannon $H' \geq 3,2$) treten an Standorten mit räumlich verzahnten Offenland- und Gehölzstrukturen auf, etwa in Griesheim Westring, Eberswalde und Zichow. Der Tiny Forest Griesheim Westring weist mit $H' = 3,8$ die höchste Insektenvielfalt aller Flächen auf, inklusive

mehrerer Arten der Roten Liste. Gleichzeitig zeigen Standorte mit stärker isolierter Lage, versiegelter Umgebung oder strukturarmen Rändern (z. B. Griesheim Friedhof) geringere Diversitätswerte und eine eingeschränkte waldrandtypische Fauna.

Ein wiederkehrendes Muster über viele Standorte hinweg ist die hohe Bedeutung der Randbereiche. In mehreren Tiny Forests (u. a. Darmstadt, Rüsselsheim, Griesheim Westring) sind Arten- und Individuenzahlen am Waldrand deutlich höher als im Kern. Dies gilt besonders für wärme- und lichtliebende Artengruppen wie Heuschrecken, Tagfalter und zahlreiche blütenbesuchende Insekten, die von angrenzenden Blühwiesen, Halbtrockenrasen, Erd-/Aushubdämmen oder ruderal geprägten Offenflächen profitieren. Wo solche Saum- und Offenlandstrukturen fehlen oder durch Mauern, Schotter und intensive Mahd unterbunden werden, bleiben Rand- und Gesamtdiversität deutlich hinter anderen Standorten zurück. Die Ergebnisse bestätigen damit, dass Tiny Forests in Kombination mit hochwertigen Säumen und Offenlandhabitaten deutlich größere Effekte auf die Insektenvielfalt entfalten als isolierte Gehölzinseln.

Die Untersuchungen der Lumbriciden ergänzen dieses Bild um eine bodenökologische Perspektive. Die Regenwurmdichten und -biomassen schwanken stark zwischen den Standorten: Während der Tiny Forest in Zichow mit 194 Ind./m² und 60 g/m² als klarer Hotspot einer gut entwickelten Regenwurmgemeinschaft hervorsticht, wurden in Bernau keine Regenwürmer nachgewiesen und in Eberswalde nur sehr geringe Dichten gemessen. Die Gegenüberstellung von Zentrum und Rand zeigt kein einheitliches Muster, sondern standortspezifische Unterschiede: In einigen Flächen ist das Zentrum günstiger, in anderen der Rand. Auffällig ist der Extremfall Bernau, wo trotz feuchter Bodenoberfläche die Senflösung nur sehr langsam versickerte und keine Regenwürmer gefunden wurden – ein Hinweis auf verdichtete, makroporenarme Böden mit eingeschränkter Infiltration und Durchlüftung.

Die Diskussion der Ergebnisse zeigt, dass sich aus dem ersten Untersuchungsjahr noch keine statistisch robusten Zusammenhänge zwischen Alter der Tiny Forests und Kennwerten wie Artenzahl, Shannon-Index oder Zahl gehölzgebundener Individuen ableiten lassen. Mit nur zehn Standorten und einer Momentaufnahme wirken zahlreiche Einflussfaktoren gleichzeitig: Qualität der umgebenden Matrix, Breite und Bewirtschaftung der Säume, Mulchauflage und Krautschicht, Lichtverschmutzung, Hitzeereignisse sowie Flächengröße. Deutlich wird aber,

dass Tiny Forests als kleinräumige Gehölzstrukturen im urbanen Raum wichtige Trittsteine und Mikrohabitate bereitstellen.

Für die weitere Projektlaufzeit lässt sich festhalten, dass Folgerhebungen in den Jahren 2026 und 2027 entscheidend sein werden, um Trends und Entwicklungsdynamiken zu quantifizieren. Perspektivisch bieten sich vertiefende Auswertungen mit gemischten Modellen an, die neben dem Bestandsalter auch metrische Prädiktoren wie Saumqualität, Blühflächenanteil, Totholz- und Struktureichtum sowie Krautschichtdeckung einbeziehen.

6.1.2 Bodenparameter

6.1.2.1 Chemisch-physikalische Bodenanalysen

Die chemisch-physikalischen Untersuchungen zeigen, dass sich an allen Tiny-Forest-Standorten bereits wenige Jahre nach der Pflanzung deutliche Verbesserungen der Bodenparameter eingestellt haben. Der Anstieg des Humusgehalts, die Zunahme der Hauptnährstoffe sowie die weitgehend stabile bis verbesserte Bodenreaktion weisen auf eine frühe Phase aktiver Bodenentwicklung hin, die sowohl durch die Etablierung der Vegetation als auch durch die bei der Anlage eingetragenen Substrate geprägt ist.

In den kommenden zwei Jahren werden die identischen Bodenanalysen erneut durchgeführt, um die zeitliche Dynamik dieser Entwicklungen systematisch zu erfassen. Dabei wird zusätzlich das C/N-Verhältnis einbezogen, um Veränderungen in der Qualität der organischen Substanz und der mikrobiellen Prozessdynamik besser bewerten zu können. Parallel dazu werden Kontrollflächen erneut beprobt, um die beobachteten Veränderungen klarer von natürlichen Hintergrundentwicklungen abgrenzen zu können. Die Fortführung der Untersuchungen wird damit entscheidende Einblicke in die längerfristige pedologische Entwicklung der Tiny Forests und in die Nachhaltigkeit der bisher beobachteten Trends liefern.

6.1.2.2 Kontinuierliche Messung von Feuchte und Temperatur

Die Messreihen zeigen, dass der Boden in den untersuchten Tiny Forests nach Bestandsschluss trockener ist als auf den Vergleichsflächen. Die Interzeption von Niederschlag durch die Blattschicht könnte hierfür verantwortlich sein. Bei der Bodentemperatur zeigt sich die Pufferwirkung von Vegetation und Mulchmaterial, sodass die Temperatur in den Tiny Forests länger im Pflanzenoptimum liegt. Für den Vergleich der acht nicht in diesem Bericht vorgestellten Standorte sind Daten des DWD notwendig, die im kommenden Jahr veröffentlicht werden.

6.1.3 Erfassung der mikrobiellen Diversität

Die bisherigen Ergebnisse zeigen, dass Tiny Forests messbare Veränderungen im Bodenmikrobiom bewirken und sich sowohl bakterielle als auch pilzliche Gemeinschaften in mehreren Punkten von den Kontrollflächen unterscheiden. Besonders deutlich wird dies in der Beta-Diversität, die bestätigt, dass der Flächentyp einen messbaren Anteil an der Variation mikrobieller Zusammensetzungen hat. Gleichzeitig verdeutlichen die standortspezifischen Muster bei der Alpha-Diversität, dass lokale Umweltbedingungen eine große Rolle spielen und häufig stärker wirken als der Flächentyp selbst.

Die hier präsentierten Analysen liefern damit einen fundierten ersten Überblick über die mikrobielle Vielfalt von Tiny Forests. Gleichzeitig eröffnen sie zahlreiche Ansatzpunkte für vertiefende Untersuchungen. Denkbar wären Erweiterungen um die Art der Bodenbearbeitung vor der Pflanzung der Tiny Forests, pH-Wert des Bodens oder Feuchtigkeitsdaten, um die beobachteten Muster klarer einordnen zu können. Auch funktionelle Analysen der Mikroorganismen, etwa zur Rolle saprotropher Pilze oder potenzieller Pathogene, könnten weitere Einsichten ermöglichen. Die bisherigen Ergebnisse deuten darauf hin, dass durch Mikrobiomanalysen nicht nur eine Bestandsaufnahme möglich ist, sondern auch zukünftige Pflanzungen der Tiny Forests optimiert werden können.

6.1.4 Baumwachstum und Biomasse

Die Berechnung der Biomasse von sehr jungen Beständen findet in der Fachliteratur wenig Beachtung. Beispielsweise veröffentlicht die Bundeswaldinventur Zahlen erst ab der Derbholzstufe, also ab 7 cm Brusthöhendurchmesser. Dementsprechend lässt sich keine eindeutige Aussage darüber treffen, ob sich Tiny Forests gleich, schneller oder langsamer entwickeln als natürliche Wälder. Der Vergleich mit künstlich angelegten Forstflächen wird nicht unternommen, da sich die Miyawaki-Methode deutlich in der Pflanzzahl und dem Pflanzabstand von der gängigen Forstpraxis unterscheidet. Allgemein lässt sich sagen, dass ein Bestandsschluss im vierten Jahr nach der Pflanzung der Tiny Forests eintritt und die Vegetation ab diesem Jahr eine ausgeprägte Höhendifferenzierung aufweist. Alle Standorte weisen ein Höhen-Durchmesserverhältnis von 80-115 auf und entwickeln sich folglich typisch für Jungwuchs. Unterschiedliche Sukzessionstypen weisen ab dem vierten Jahr keine Unterschiede in der Wuchsleistung mehr auf.

Jedoch zeigen sich zwischen den Standorten teilweise große Unterschiede bei der Wachstumsrate, die sich nicht unmittelbar mit der Bodenqualität erklären lassen. Ob das Mesoklima oder unterschiedlich intensive Pflegemaßnahmen für diese Unterschiede verantwortlich sind, wird in zukünftigen Untersuchungen beleuchtet. Zukünftige Untersuchungen sollten umfangreichere Inventuren beinhalten. Aufgrund der inhärenten Heterogenität von Tiny Forests reicht die angewendete Citizen-Science-Methode nicht aus, um statistisch belastbare Erkenntnisse zu liefern. Umfangreichere Inventuren, durchgeführt von MIYA forest e.V. Personal, sind für 2026 geplant.

6.1.5 Erfassung der CO₂-Speicherung

Im Gegensatz zur Bundeswaldinventur lässt die Treibhausgasinventur einen Vergleich mit Tiny Forests zu. In diesem Vergleich speichern die untersuchten vier- und fünfjährigen Tiny Forests 20%-60% des Kohlenstoffs eines 1-20-jährigen Bestandes. Eine positive Bewertung der Tiny Forests im Hinblick auf ihre Kohlenstoffsequestrierungsrate liegt nahe. Zukünftige Messungen werden zeigen, ob die positive Rate anhält und ob alle Standorte dieselbe Entwicklung aufzeigen. Zurzeit haben die ein- und zweijährigen Tiny Forests nur 2%-4% des Kohlenstoffs eines 1-20-jährigen Reinbestands sequestriert.

6.1.6 Erfassung des Mikroklimas (Lufttemperatur)

Die vorliegenden Daten zeigen, dass es auch nach Bestandsschluss in dem Tiny Forests Darmstadt unwesentlich kühler ist als auf einer benachbarten Fläche. Grund hierfür könnte ein Luftstau unter der Kronenschicht sein, verursacht durch einen dichten Waldsaum. Ob ein ähnlich geringer Kühleffekt auch in anderen Tiny Forests auftritt, wird der Vergleich mit meteorologischen Daten des DWD zeigen. Wenn ähnliche Ergebnisse an den anderen Standorten festgestellt werden, kann vermutet werden, dass die Evapotranspiration durch die Vegetation allein nicht ausreicht, um die Luft zu kühlen. Die Verbesserung der Luftventilation innerhalb des Tiny Forests, beispielsweise durch eine Anpassung der Pflanzstruktur oder der Tiny Forest-Form, kann zukünftig angestrebt werden.

6.2 Soziale Parameter

6.2.1 Naturverbundenheits-Index & Wirkungs-Score Naturverbundenheits-Index (NV-Index)

Die Ergebnisse zeigen deutlich, dass die Tiny-Forest-Aktionen positive emotionale, kognitive und motivationale Wirkungen auf die Teilnehmenden entfalten. Der überwiegende Anteil erreichte hohe bis sehr hohe Werte im Naturverbundenheits-Index und im Wirkungs-Score, wobei sowohl Wissen, Handlungsmotivation als auch subjektive Naturverbundenheit gestärkt wurden. Geschlechts- und Altersdifferenzen verdeutlichen zudem, dass die Aktionen unterschiedliche Zielgruppen auf spezifische Weise ansprechen und damit ein breites pädagogisches Wirkungsprofil aufweisen.

Für die kommenden beiden Jahre ist vorgesehen, die eingesetzten Fragebögen bei allen weiteren Bildungs-, Pflanz- und Citizen Science-Aktionen erneut anzuwenden. Da die Zahl der Veranstaltungen weiter zunimmt, ist davon auszugehen, dass künftig jährlich deutlich mehr Datensätze erhoben werden können als im Vorjahr. Dies ermöglicht eine erheblich breitere Datenbasis, die sowohl feinere Wirkungsanalysen als auch Vergleiche zwischen verschiedenen Zielgruppen und Regionen zulässt.

Zudem erhalten Teilnehmende, die bereits in diesem Jahr an Aktionen mitgewirkt haben, einen weiterführenden Fragebogen, der eine erneute Erfassung ihrer Naturverbundenheit und ihres Wirkungs-Scores erlaubt. Dadurch wird erstmals eine zeitliche Betrachtung individueller Entwicklungen möglich – etwa, ob und wie sich Naturverbundenheit und ökologische Handlungsmotivation über ein oder zwei Jahre hinweg verändern. Die Kombination aus Längsschnitt- und Querschnittdaten eröffnet damit ein deutlich erweitertes Potenzial, Wirkungsmechanismen von Tiny-Forest-Aktionen differenziert zu untersuchen und langfristige pädagogische Effekte zu evaluieren.

Insgesamt bildet die Fortführung der Befragungen eine zentrale Grundlage, um die sozialen und bildungsbezogenen Wirkungen der Tiny Forests systematisch nachzuzeichnen und evidenzbasiert weiterzuentwickeln.

6.2.2 Gemeinschaftsgefühl

Aufbauend auf den vorliegenden Ergebnissen wird das Erhebungsdesign im kommenden Jahr fortgeführt und erweitert. Geplant ist die erneute Durchführung von Online-Umfragen nach demselben methodischen Prinzip, um Veränderungen in den Dimensionen Gemeinschaftserleben, Zusammenhalt und Vielfalt über die Zeit hinweg systematisch abbilden zu können. Durch die Wiederholung der Befragungen und die kontinuierliche Einbindung von Teilnehmenden neuer Aktionen entsteht ein wachsender Datensatz, der

sowohl erlaubte Längsschnittanalysen als auch zunehmend robuste Querschnittvergleiche ermöglicht.

Ein besonderes Augenmerk wird darauf liegen, anhand der fortlaufenden Datenerhebungen zu untersuchen, wie sich die Wirksamkeit der Tiny-Forest-Aktivitäten gezielt optimieren lässt, insbesondere in den Dimensionen „Wahrnehmung von Vielfalt & Zusammenhalt“ und „Soziale Kontakte“. Die wiederholten Befragungen sollen damit nicht nur die Entwicklung sozialer Effekte dokumentieren, sondern auch als Grundlage für eine evidenzbasierte Weiterentwicklung der Beteiligungsformate dienen. Auf dieser Basis können zukünftige Aktionen so gestaltet werden, dass sie noch stärker integrativ wirken, unterschiedliche Zielgruppen wirkungsvoll adressieren und die sozialen Potenziale urbaner Tiny Forests bestmöglich entfalten.

6.2.3 Lebenszufriedenheit und Naturverbundenheit

Da die entsprechenden Datenerhebungen für das aktuelle Berichtsjahr noch nicht abgeschlossen sind, können an dieser Stelle noch keine Resultate oder interpretierenden Einschätzungen präsentiert werden. Die beschriebenen Methoden (Kap. 3.2.3) legen jedoch fest, wie die Untersuchungen im weiteren Projektverlauf standardisiert durchgeführt werden. Parallel zu den Erhebungen mit der FÖJ-Gruppe werden in den kommenden beiden Jahren weitere, feste Gruppen ausfindig gemacht, die über einen Zeitraum von mindestens einem Jahr an mehreren Tiny Forest-Aktivitäten teilnehmen und sich demnach für diese Untersuchung eignen.

6.3 Ökonomische Parameter

Wie bereits in Kapitel 3.3 beschrieben, erfolgt die Auswertung der ökonomischen Dimension der untersuchten Tiny Forests in den kommenden beiden Forschungsjahren.

Literaturverzeichnis

- Alvarez-Uria, P., & Körner, C. (2007). Low temperature limits of root growth in deciduous and evergreen temperate tree species. *Functional Ecology*, 21(2), 211–218. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2435.2007.01231.x>
- Annighöfer, P., Ameztegui, A., Ammer, C., Balandier, P., Bartsch, N., Bolte, A., Coll, L., Collet, C., Ewald, J., Frischbier, N., Gebereyesus, T., Haase, J., Hamm, T., Hirschfelder, B., Huth, F., Kändler, G., Kahl, A., Kawaletz, H., Kuehne, C., ... Mund, M. (2016). Species-specific and generic biomass equations for seedlings and saplings of European tree species. *European Journal of Forest Research*, 135(2), 313–329. <https://doi.org/10.1007/s10342-016-0937-z>
- Blume, H.-P., Welp, G., Thiele-Bruhn, S., Brümmer, G. W., Horn, R., Tippkötter, R., Kandeler, E., Kögel-Knabner, I., Kretschmar, R., Stahr, K., Wilke, B.-M., Horn, R., & Wilke, B.-M. (2016). *Scheffer/Schachtschabel: Lehrbuch der Bodenkunde* (16. 16th ed. 2010). Springer Berlin Heidelberg. <https://doi.org/10.1007/978-3-662-49960-3>
- Bormann, F. H., & Likens, G. E. (1979). *Pattern and Process in a Forested Ecosystem*. Springer New York. <https://doi.org/10.1007/978-1-4612-6232-9>
- Bravo-Oviedo, A. (2018). The Role of Mixed Forests in a Changing Social-Ecological World. In A. Bravo-Oviedo, H. Pretzsch, & M. Del Río (Hrsg.), *Dynamics, Silviculture and Management of Mixed Forests* (Bd. 31, S. 1–25). Springer International Publishing. https://doi.org/10.1007/978-3-319-91953-9_1
- Brehm, G. (2017). A new LED lamp for the collection of nocturnal Lepidoptera and a spectral comparison of light-trapping lamps. *Nota Lepidopterologica*, 40(1), 87–108. <https://doi.org/10.3897/nl.40.11887>
- Burschel, P., & Huss, J. (2003). *Grundriss des Waldbaus: Ein Leitfaden für Studium und Praxis: 207 Tabellen* (3., unveränd. Aufl.). Ulmer.
- Chair of Forest Inventory and Remote Sensing. (2024, Dezember). *Fixed area plots* [Wiki]. AWF-WIKI Forest Inventory and Remote Sensing. https://wiki.awf.forst.uni-goettingen.de/wiki/index.php/Fixed_area_plots
- Chawla, L. (1998). Significant Life Experiences Revisited: A Review of Research on Sources of Environmental Sensitivity. *The Journal of Environmental Education*, 29(3), 11–21. <https://doi.org/10.1080/00958969809599114>
- de Brabandère, N., & Malengreau, D. (2023). *Report on studying Miyawaki forests in Belgium*. Urban Forests. <https://urban-forests.com/wp-content/uploads/2020/05/Report-on-studying-Miyawaki-forests-in-Belgium-060923.pdf>
- De Frenne, P., Zellweger, F., Rodríguez-Sánchez, F., Scheffers, B. R., Hylander, K., Luoto, M., Vellend, M., Verheyen, K., & Lenoir, J. (2019). Global buffering of temperatures under forest canopies. *Nature Ecology & Evolution*, 3(5), 744–749. <https://doi.org/10.1038/s41559-019-0842-1>
- Diener, E., Emmons, R. A., Larsen, R. J., & Griffin, S. (1985). The Satisfaction With Life Scale. *Journal of Personality Assessment*, 49(1), 71–75. https://doi.org/10.1207/s15327752jpa4901_13

- Eggleston, H. S. (Hrsg.). (2006). *2006 IPCC guidelines for national greenhouse gas inventories*. Institute for Global Environmental Strategies.
- Ernst, G., & Emmerling, C. (2009). Impact of five different tillage systems on soil organic carbon content and the density, biomass, and community composition of earthworms after a ten year period. *European Journal of Soil Biology*, 45(3), 247–251. <https://doi.org/10.1016/j.ejsobi.2009.02.002>
- Glaesmer, H., Grande, G., Braehler, E., & Roth, M. (2011). The German Version of the Satisfaction With Life Scale (SWLS): Psychometric Properties, Validity, and Population-Based Norms. *European Journal of Psychological Assessment*, 27(2), 127–132. <https://doi.org/10.1027/1015-5759/a000058>
- Granovetter, M. S. (1973). The Strength of Weak Ties. *American Journal of Sociology*, 78(6), 1360–1380. <https://doi.org/10.1086/225469>
- Jourgholami, M., Khoramizadeh, A., Lo Monaco, A., Venanzi, R., Latterini, F., Tavankar, F., & Picchio, R. (2021). Evaluation of Leaf Litter Mulching and Incorporation on Skid Trails for the Recovery of Soil Physico-Chemical and Biological Properties of Mixed Broadleaved Forests. *Land*, 10(6), 625. <https://doi.org/10.3390/land10060625>
- Kühn, E., Musche, M., Harpke, A., Feldmann, R., Wiemers, M., Hirneisen, N., & Settele, J. (2014). *Tagfalter-Monitoring Deutschland – Anleitung für Transektzähler* (Oedippus, Bd. 27, S. 1–48). Pensoft. https://www.ufz.de/export/data/6/125122_OEDIPPUS_Band27.pdf
- Labouyrie, M., Ballabio, C., Romero, F., Panagos, P., Jones, A., Schmid, M. W., Mikryukov, V., Dulya, O., Tedersoo, L., Bahram, M., Lugato, E., Van Der Heijden, M. G. A., & Orgiazzi, A. (2023). Patterns in soil microbial diversity across Europe. *Nature Communications*, 14(1), 3311. <https://doi.org/10.1038/s41467-023-37937-4>
- Land Rheinland-Pfalz. (2014, September). *Bodenfeuchte Hilfe*. Agrarmeteorologie. https://www.wetter.rlp.de/Internet/global/themen.nsf/b81d6f06b181d7e7c1256e920051ac19/6449e62b480fcb10c1257d5f0034e7b5?OpenDocument#:~:text=Table_title:%20Bodenfeuchte%20Hilfe%20Table_content:%20header:%20%7C%20%25nFK,%2D%20100%20%7C%20Pflanzenentwicklun
- Lehmann, J., & Joseph, S. (2015). *Biochar for environmental management: Science, technology and implementation* (2nd ed). Routledge.
- Leser, H., & Löffler, J. (2017). *Landschaftsökologie* (5. Aufl.). utb GmbH. <https://doi.org/10.36198/9783838587189>
- Lewandowski, I., Lippe, M., Montoya, J. C., Dickhöfer, U., Langenberger, G., Pucher, J., Schließmann, U., Schmid-Staiger, U., Derwenskus, F., & Lippert, C. (2018). Primary Production. In I. Lewandowski (Hrsg.), *Bioeconomy* (S. 97–178). Springer International Publishing. https://doi.org/10.1007/978-3-319-68152-8_6
- Liefländer, A. K., Fröhlich, G., Bogner, F. X., & Schultz, P. W. (2013). Promoting connectedness with nature through environmental education. *Environmental Education Research*, 19(3), 370–384. <https://doi.org/10.1080/13504622.2012.697545>
- Mangani, T., Mangani, R., Chirima, G., Khomo, L., & Truter, W. (2022). Using mulching to reduce soil surface temperature to facilitate grass production. *Heliyon*, 8(12), e12284. <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2022.e12284>

- Marčiš, P., Pajtič, J., Konôpka, B., & Lukac, M. (2026). Height-based biomass models differ for naturally regenerated and planted young trees. *Forest Ecosystems*, *15*, 100406. <https://doi.org/10.1016/j.fecs.2025.100406>
- Mayer, F. S., & Frantz, C. M. (2004). The connectedness to nature scale: A measure of individuals' feeling in community with nature. *Journal of Environmental Psychology*, *24*(4), 503–515. <https://doi.org/10.1016/j.jenvp.2004.10.001>
- Mayring, P., & Fenzl, T. (2019). Qualitative Inhaltsanalyse. In N. Baur & J. Blasius (Hrsg.), *Handbuch Methoden der empirischen Sozialforschung* (S. 633–648). Springer Fachmedien Wiesbaden. https://doi.org/10.1007/978-3-658-21308-4_42
- Moeller, J. C., Susaeta, A., Deegen, P., & Sharma, A. (2024). Profitability analysis of southern plantations through timber alone or timber and carbon integration in pine-sweetgum mixes. *Forest Policy and Economics*, *161*, 103163. <https://doi.org/10.1016/j.forpol.2024.103163>
- Müller, J., Bußler, H., Gossner, M., Gruppe, A., Jarzabek-Müller, A., Preis, M., & Rettelbach, T. (2007). Forest edges in the mixed-montane zone of the Bavarian Forest National Park – hot spots of biodiversity. *Silva Gabreta*, *13*.
- Narraway, C. L., Carolan, K., Bose, S., Sturgeon, G., Hartley, L., Cowling, S., & Woods, S. (2024). *Tiny Forest Monitoring Report 2024*. Earthwatch Europe. <https://earthwatch.org.uk/report/tiny-forest-monitoring-report-2024/>
- Onwuka, B. M. (2016). Effects of soil temperature on Some Soil properties and plant growth. *Scholarly Journal of Agricultural Science*, *6*(3), 88–93.
- Overesch, M., Broll, G., Höper, H., & Lorenz, F. (2004). Einfluss der kompostanwendung auf die organische bodensubstanz und mikrobiologische eigenschaften von sandböden in niedersachsen: Influence of compost application on organic matter and microbial properties of sandy soils in lower saxony. *Archives of Agronomy and Soil Science*, *50*(1), 73–84. <https://doi.org/10.1080/03650340310001627612>
- Paul, E. A. (2015). Soil Microbiology, Ecology, and Biochemistry. In *Soil Microbiology, Ecology and Biochemistry* (S. 1–14). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-415955-6.00001-3>
- Pregitzer, K. S., King, J. S., Burton, A. J., & Brown, S. E. (2000). Responses of tree fine roots to temperature. *New Phytologist*, *147*(1), 105–115. <https://doi.org/10.1046/j.1469-8137.2000.00689.x>
- Pretty, J. (2003). Social Capital and the Collective Management of Resources. *Science*, *302*(5652), 1912–1914. <https://doi.org/10.1126/science.1090847>
- Pretzsch, H. (2012, März 29). *Growth of mixed versus pure forest stands*. https://www.waldwachstum.wzw.tum.de/fileadmin/publications/Vortraege/Pretzsch_2012_Quebec_Growth_mixed_versus_pure_forest_stands.pdf
- Pretzsch, H., Del Río, M., Ammer, Ch., Avdagic, A., Barbeito, I., Bielak, K., Brazaitis, G., Coll, L., Dirnberger, G., Drössler, L., Fabrika, M., Forrester, D. I., Godvod, K., Heym, M., Hurt, V., Kurylyak, V., Löf, M., Lombardi, F., Matović, B., ... Bravo-Oviedo, A. (2015). Growth and yield of mixed versus pure stands of Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) and European beech (*Fagus sylvatica* L.) analysed along a productivity gradient through Europe.

- European Journal of Forest Research*, 134(5), 927–947.
<https://doi.org/10.1007/s10342-015-0900-4>
- Richardson, M., Hunt, A., Hinds, J., Bragg, R., Fido, D., Petronzi, D., Barbett, L., Clitherow, T., & White, M. (2019). A Measure of Nature Connectedness for Children and Adults: Validation, Performance, and Insights. *Sustainability*, 11(12), 3250.
<https://doi.org/10.3390/su11123250>
- Riutta, T., Clack, H., Crockatt, M., & Slade, E. M. (2016). Landscape-Scale Implications of the Edge Effect on Soil Fauna Activity in a Temperate Forest. *Ecosystems*, 19(3), 534–544.
<https://doi.org/10.1007/s10021-015-9939-9>
- Russo, D., Marziliano, P. A., Macrì, G., Zimbalatti, G., Tognetti, R., & Lombardi, F. (2019). Tree Growth and Wood Quality in Pure Vs. Mixed-Species Stands of European Beech and Calabrian Pine in Mediterranean Mountain Forests. *Forests*, 11(1), 6.
<https://doi.org/10.3390/f11010006>
- Tam, K.-P. (2013). Concepts and measures related to connection to nature: Similarities and differences. *Journal of Environmental Psychology*, 34, 64–78.
<https://doi.org/10.1016/j.jenvp.2013.01.004>
- Thünen-Institut. (2017). *Thünen-Institut, Treibhausgasinventar (2017)—Ergebnisdatenbank* [Dataset]. <https://bwi.info/start.aspx>
- Thünen-Institut. (2022). *Thünen-Institut, Vierte Bundeswaldinventur—Ergebnisdatenbank* [Dataset]. <https://bwi.info>
- Thurm, E. A., & Pretzsch, H. (2021). Growth–density relationship in mixed stands – Results from long-term experimental plots. *Forest Ecology and Management*, 483, 118909.
<https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118909>
- Umweltbundesamt (Hrsg.). (2015, November). *Bodenzustand in Deutschland*.
<https://www.umweltbundesamt.de/publikationen/bodenzustand-in-deutschland>
- Wiesmeier, M., Mayer, S., Paul, C., Helming, K., Don, A., Franko, U., Franko, M., & Kögel-Knabner, I. (2020). *CO₂-Zertifikate für die Festlegung atmosphärischen Kohlenstoffs in Böden: Methoden, Maßnahmen und Grenzen*. <https://doi.org/10.20387/BONARES-F8T8-XZ4H>
- Willmer, P. (2011). *Pollination and floral ecology*. Princeton university press.
- Zeithaml, J., Pižl, V., & Sklenička, P. (2009). Earthworm assemblages in an ecotone between forest and arable field and their relations with soil properties. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, 44(8), 922–926. <https://doi.org/10.1590/S0100-204X2009000800018>
- Zylstra, M. J., Knight, A. T., Esler, K. J., & Le Grange, L. L. L. (2014). Connectedness as a Core Conservation Concern: An Interdisciplinary Review of Theory and a Call for Practice. *Springer Science Reviews*, 2(1–2), 119–143. <https://doi.org/10.1007/s40362-014-0021-3>