

Schlussbericht

zum

Vorhaben

Thema:

**Einfluss der Waldbewirtschaftung auf die Biodiversität in Wäldern
(WABI)**

Zuwendungsempfänger:

**Teilvorhaben 1: Georg-August-Universität Göttingen, Abteilung Waldbau und
Waldökologie der gemäßigten Zonen (AWB)**

**Teilvorhaben 2: Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt, Abteilung
Waldnaturschutz (NW-FVA)**

Förderkennzeichen:

Teilvorhaben 1: 22011418

Teilvorhaben 2: 22011518

Laufzeit:

01.03.2020 bis 30.06.2023

Monat der Erstellung:

10/2023

Datum der Veröffentlichung:

30.05.2024

Gefördert durch:



**Bundesministerium
für Ernährung
und Landwirtschaft**

**aufgrund eines Beschlusses
des Deutschen Bundestages**

Das diesem Bericht zugrundeliegende Vorhaben wurde aufgrund eines Beschlusses des Deutschen Bundestages mit Mitteln des Bundesministeriums für Ernährung und Landwirtschaft (BMEL) über die Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe e.V. (FNR) als Projektträger des BMEL für das Förderprogramm Nachwachsende Rohstoffe unterstützt. Die Verantwortung für den Inhalt dieser Veröffentlichung liegt bei der Autorenschaft.

Inhaltsverzeichnis

I.	Kurzbericht	4
1.	Aufgabenstellung	4
2.	Planung und Ablauf des Vorhabens	4
3.	Resümee der wesentlichen Ergebnisse	5
a)	Arbeitspakete und Meilensteine	5
b)	Zusammenfassung	7
II.	Ausführliche Darstellung der Ergebnisse / Erzielte Ergebnisse	8
1.	Identifikation der für die Artenvielfalt wichtigen Strukturmerkmale	8
1.1	Datenbanken und Literaturrecherche	8
1.2	Auswertung der Literatur und publizierte Ergebnisse	9
1.3	Expertenbefragung	13
1.4	Abgleich Strukturindex IBP mit klassisch aufgenommener Artenvielfalt	16
1.5	Literatur	18
2.	Entwicklung eines Schemas zur Artengruppenauswahl (State-Indikatoren)	18
2.1	Zielsetzung	18
2.2	Ablauf der Selektion der Artengruppen	21
2.3	Vor- und Nachteile des beschriebenen Konzepts	27
2.4	Ergebnisse	28
2.5	Literatur	29
3.	Auswahl von Flächen für ein Biodiversitätsmonitoring auf Landschaftsebene	32
3.1	Zielsetzung	32
3.2	Methode	32
3.3	Testgebiet Weserhänge – Flächenauswahl und Landnutzungsgeschichte	33
3.4	Ergebnisse	35
3.4.1	Flächenauswahl	35
3.4.2	Flächenpaare der einzelnen Bundesländer	36
3.4.3	Literatur	47
4.	Übersicht über die bundesweiten Monitoringsysteme für Wälder in Deutschland	47
4.1	Einleitung	47
4.2	Bundeswaldinventur (BWI)	50
4.3	Übersichtserhebungen der Forstlichen Umweltbeobachtung (Level I)	52
4.3.1	Bundesweite Bodenzustandserhebung (BZE)	52
4.3.2	Bundesweite Waldzustandserhebung (WZE)	53
4.4	Intensives forstliches Umweltmonitoring (LEVEL II)	54
4.5	Die bundesweit repräsentativen Stichprobenflächen	54
4.6	Fauna-Flora-Habitat-Monitoring (FFH)	56
4.7	Bundesweites Brutvogelmonitoring (MhB)	56
4.8	Insektenmonitoring (in Entwicklung)	56
4.9	Ökosystem-Monitoring (ÖSM) (in Entwicklung)	57
4.10	Resümee	57
4.11	Literatur	59

5.	Entwicklung und Test des Monitorings der Driver-Indikatoren	61
5.1	Monitoring der Umweltvariablen	61
5.2.1	Forest Management Intensity Index (ForMI)	64
5.2.2	Silvicultural Management Intensity indicator (SMI)	64
5.2.3	Fazit	65
5.2.4	Literatur.....	66
5.3	Methodentest: Waldstruktur (konzentrische Probekreise).....	66
5.3.1	Ziel des Methodentests.....	66
5.3.2	Monitoringkonzept konzentrische Probekreise.....	67
5.3.3	Zusammenfassung der Ergebnisse der Stichprobeninventur	69
5.3.4	Zeitstudie	70
5.4	Methodentest: Waldstruktur (Terrestrisches Laserscanning)	71
5.4.1	Ziel des Methodentests.....	71
5.4.2	Monitoringkonzept Laserscanning.....	72
5.4.3	Vergleich klassische Strukturaufnahme vs. Laserscanning	74
5.4.4	Literatur.....	78
6.	Vorschlag für ein Monitoringsystem zur Erfassung der Auswirkungen der Waldbewirtschaftung für die Biodiversität.....	78
6.1	Aufnahme der Strukturparameter (Driver-Indikatoren)	78
6.1.1	Strukturaufnahme	80
6.1.2	Laserscanning	84
6.1.3	Literatur.....	84
6.2	Aufnahme der Artengruppen (State-Indikatoren).....	86
6.2.1	Moose (epiphytisch).....	86
6.2.2	Vögel.....	86
6.2.3	Insekten (Wanzen, Totholzkäfer, Laufkäfer, Spinnen)	87
6.2.4	Literatur.....	91
6.3	Metabarcoding	91
6.3.1	Konkrete Erfahrungen zum DNA-Metabarcoding aus dem Praxistest	92
6.3.2	Vergleich klassischer und molekularer Artbestimmung der Laufkäfer	93
6.3.3	Plausibilität der Ergebnisse	94
6.3.4	Methodische Erkenntnisse.....	94
6.3.6	Literatur.....	96
6.4	Kostenkalkulation.....	97
6.5	Schema des vorgeschlagenen Monitoringkonzeptes	98
III.	Verwertung.....	99
a)	Erfindungen/Schutzrechtsanmeldungen.....	99
b)	Wirtschaftliche Erfolgsaussichten nach Projektende.....	99
c)	Wissenschaftliche und/oder technische Erfolgsaussichten nach Projektende.....	99
d)	Wissenschaftliche und wirtschaftliche Anschlussfähigkeit	99
IV.	Erkenntnisse von Dritten.....	99
V.	Veröffentlichungen.....	99
VI.	Anhang	100

I. Kurzbericht

1. Aufgabenstellung

Im Forschungs-, Entwicklungs- und Demonstrationsvorhaben WABI wurde eine aktuelle Synthese zu den wissenschaftlich belegbaren Auswirkungen der Waldbewirtschaftung bzw. der natürlichen Waldentwicklung nach Nutzungsaufgabe auf die Biodiversität erarbeitet. In Verbindung mit Methodentests und der Aufbereitung vorhandener Ergebnisse und Datenbestände wurde auf Grundlage dieser Synthese ein Konzept für ein langfristig orientiertes Monitoringsystem für repräsentative Waldlandschaften erstellt. Dieses Konzept stellt eine Möglichkeit dar, die Effekte der forstlichen Nutzung auf die Biodiversität von Wäldern belastbar abzuschätzen. Das Monitoringsystem besteht aus den drei Elementen:

- **State-Indikatoren:** Indikatorarten(gruppen),
- **Driver-Indikatoren:** Bestimmungsgrößen der Artenvielfalt (vor allem Standort, Nutzungsgeschichte, Habitatkontinuität, Biotop- und Waldstruktur),
- **Erfassungsmethoden.**

Das System lässt sich in die Kriterien- und Indikatorensysteme nachhaltiger Waldbewirtschaftungskonzepte integrieren und kann in Kooperation mit den öffentlichen Forstbetrieben der Flächen-Bundesländer und des Bundes unmittelbar erprobt werden. Aus dem Vergleich zwischen Großschutzgebieten aus der bestehenden Kulisse der Wälder mit natürlicher Waldentwicklung (NWE-Flächen) und vergleichbar großen, standörtlich ähnlich ausgestatteten Flächen in Wirtschaftswäldern stünden unmittelbar im Erhebungsjahr erste Ergebnisse zur Verfügung. Sie würden die Grundlagen für Veränderungsanalysen nach Wiederholungsaufnahmen bilden und erlauben eine belastbare Abschätzung der Auswirkungen von Waldbewirtschaftung und natürlicher Waldentwicklung auf die Biodiversität.

2. Planung und Ablauf des Vorhabens

Das Vorhaben wurde in zwei Arbeitspakete aufgeteilt. Bei der Bearbeitung des ersten Arbeitspaketes (AP1) lag die Federführung bei der Abteilung Waldbau und Waldökologie der gemäßigten Zonen (AWB). Das zweite Arbeitspaket (AP2) wurde unter Leitung der NW-FVA durchgeführt. Die beiden Forschungspartner arbeiteten in beiden Teilprojekten und bei allen Arbeitspaketen eng zusammen.

3. Resümee der wesentlichen Ergebnisse

a) Arbeitspakete und Meilensteine

Arbeitspakete (AP) (lt. Planung im Antrag)	Bearbeitungszeitraum	Zielerreichung
AP 1.1 Synthese: Auswirkungen der Waldbewirtschaftung auf die Biodiversität		
AP 1.1.1 – 1.1.3 Literatur ist ausgewertet	03/2020 bis 11/2020	Ja
AP 1.1.4 Synthese der Ergebnisse ist publiziert	09/2020 bis 05/2023	Ja Publikation eingereicht 02/2023, akzeptiert 05/2023
AP 1.2 Expertenworkshops und Ableitung von Indikatoren für das Monitoringsystem		
AP 1.2.1 – 1.2.2 Indikatorensystem ist entwickelt	12/2020 bis 08/2021	Ja
AP 1.2.3 Evaluation des Indikatorensystems durch Experten ist erfolgt	06/2021 bis 11/2021	Ja, coronabedingt durch Onlinebefragung
AP 1.2.4 Experten-Workshops sind durchgeführt	12/2021 bis 01/2022	Coronabedingt nicht möglich, stattdessen Onlinebefragung
AP 1.2.5 – 1.2.6 Indikatorarten(gruppen) sind identifiziert, Ergebnisse sind diskutiert	03/2022 bis 06/2023	Ja
AP 2.1 Konzeption und Erprobung eines Monitoringsystems		
AP 2.1.1 – 2.1.2 Vorschläge zur Flächenwahl und konkrete Abgrenzung der 12 ungenutzten Waldlandschaften, sowie bewirtschafteten Vergleichsflächen	01/2021 bis 03/2023	Ja In 10 Bundesländern wurden geeignete Untersuchungsflächen-Paare ausgewiesen
AP 2.1.3 Zusammenstellung und Analyse der bestehenden Monitoringsysteme für Wälder in Deutschland auf der Landschaftsebene	04/2021 bis 04/2022	Ja
AP 2.1.4 Festlegung der State- (Artenvielfalt) und Driver- Indikatoren	02/2022 bis 10/2022	Ja
AP 2.1.5 Entwicklung eines Monitoringsystems	02/2022 bis 10/2022	Ja
AP 2.1.6 Methodentests zur Artenbestimmung durch genetische Methoden	11/2021 bis 03/2023	Ja Methodentests erfolgten durch die Senckenberg Gesellschaft für Naturforschung (SGN)
AP 2.2.1 Praxistest des erarbeiteten Monitoringkonzeptes	02/2022 bis 06/2023	Ja
AP 2.2.2 Erarbeitung eines öffentlich zugänglichen Berichtsdokuments	05/2022 bis 10/2023	Ja
Schlussauswertungen, Abschlussbericht	06/2022 bis 10/2023	Ja

Meilensteine (M) (lt. Planung im Antrag)	Fälligkeit	Zielerreichung
Teilprojekt 1		
M1 Literatur ist ausgewertet (AP 1.1.1 – 1.1.3)	02/2020	Ja
M2 Synthese der Ergebnisse ist publiziert	05/2023	Publikation eingereicht 02/2023, akzeptiert 05/2023
M3 Indikatorensystem ist entwickelt (AP 1.2.1 – 1.2.2)	11/2021	Ja
M4 Evaluation des Indikatorensystems durch Experten ist erfolgt (AP 1.2.3)	02/2022	Ja, coronabedingt durch Onlinebefragung
M5 Experten-Workshops sind durchgeführt (AP 1.2.4)	05/2022	Coronabedingt nicht möglich, stattdessen Onlinebefragung
M6 Indikatorarten(gruppen) sind identifiziert, Ergebnisse sind diskutiert (AP 1.2.5 – 1.2.6)	06/2023	Ja
Teilprojekt 2		
M1 Auswahl der potentiellen Waldlandschaften für das Monitoringsystem (AP 2.1.1)	04/2021	Ja
M2 Flächenscharfe Abgrenzung der Waldlandschaften für das Monitoringsystem (AP 2.1.2)	10/2021	Ja
M3 Analyse der vorhanden Monitoringsysteme abgeschlossen (AP 2.1.3)	04/2022	Ja
M4 Methodentests abgeschlossen (AP 2.1.6)	07/2022	Ja
M5 Konzeption des Monitoringsystems abgeschlossen (AP 2.1.4 – 2.1.5 und AP 2.2.1)	06/2023	Ja
M6 Schlussergebnisse, Abschlussbericht (AP 2.2.2)	10/2023	Ja

b) Zusammenfassung

Teilprojekt 1:

Im Rahmen einer Metaanalyse der vorhandenen Literatur wurden 85 Studien im Hinblick auf Zusammenhänge zwischen Strukturmerkmalen und der Artenvielfalt unterschiedlicher Artengruppen analysiert. Insgesamt wurden dabei über 400 dieser Beziehungen registriert und systematisiert. Besonders Strukturelemente, die in späten Waldentwicklungsphasen vorkommen, standen oft in einem positiven Zusammenhang mit der Artenvielfalt. Durch eine zusätzliche Expertenbefragung konnte eine Sammlung an Strukturmerkmalen (Driver-Indikatoren) identifiziert werden, die für ein Monitoring in Frage kommen. Für die Auswahl möglicher Artengruppen für ein Biodiversitätsmonitoring (State-Indikatoren) wurde ein Schema entwickelt, das systematisch und auf dem aktuellen Stand der Wissenschaft basierend, das kleinstmögliche Set an Artengruppen auswählt, das sich für ein Monitoringprogramm eignen würde. Aus diesem Teilprojekt entstanden bislang folgende Veröffentlichungen:

Zeller, Laura; Baumann, Charlotte; Gonin, Pierre; Heidrich, Lea; Keye, Constanze; Konrad, Felix et al. (2022): Index of biodiversity potential (IBP) versus direct species monitoring in temperate forests. *Ecological Indicators* 136: 108692. DOI: 10.1016/j.ecolind.2022.108692.

Zeller, Laura; Förster, Agnes; Keye, Constanze; Meyer, Peter; Roschak, Christian; Ammer, Christian (2023): What does literature tell us about the relationship between forest structural attributes and species richness in temperate forests? – A review. *Ecological Indicators* 153: 110383. DOI: 10.1016/j.ecolind.2023.110383

Teilprojekt 2:

In 10 Bundesländern wurden Paare aus bewirtschafteten und unbewirtschafteten Waldflächen für eine Umsetzung des entwickelten Monitoringsystems flächenscharf abgegrenzt. Als Kriterien der Vergleichbarkeit von bewirtschafteten und unbewirtschafteten Flächen eines Paares wurden die Attribute: Geologie, Bodentyp, Höhe über N.N., Exposition, Hangneigung, Wasserhaushalt, Nährstoffversorgung, Flächenaufteilung, Arrondierung, Baumartenverteilung, Bestockungsgrad und Altersklassen verwendet. Zudem wurden für jedes Flächenpaar Untersuchungen zu Habitatkontinuität und historischer Landnutzung durchgeführt. Für das WABI-Pilotgebiet „Weserhänge“ in Hessen wurde darüber hinaus die Waldgeschichte im Hinblick auf alle drei Ebenen der Habitatkontinuität modellhaft durchgeführt. Diese umfassen die Waldkontinuität, die Laubwald-Kontinuität und die Alt- und Totholzkontinuität.

Die im Rahmen der Metastudie aus Teilprojekt 1 ermittelten und in einer Expertenumfrage vertieften Driver-Indikatoren für Biodiversität gliedern sich in 30 Strukturmerkmal-Gruppen, die durch eine Analyse vorhandener Daten aus der Naturwaldreservateforschung auf die Größe ihres Einflusses hin untersucht wurden. Bei der Entwicklung des Monitoringsystems wurden diese dann in die sechs Aufnahmekompartimente: Gelände, lebender Bestand, Totholz, Biotope (Sonderstrukturen, Kontaktbiotope), krautige Vegetation und Boden eingeteilt. Um eine maximale Vergleichbarkeit und Anbindung zu deutschlandweit durchgeführten Großrauminventuren zu erlangen, basiert das hier entwickelte Monitoringsystem auf Standardaufnahmeformen langjährig angewandter Inventursysteme.

Die für das Monitoringsystem geplanten Methoden zur Aufnahme der Strukturmerkmale wurden im WABI-Pilotgebiet „Weserhänge“ einem Praxistest unterzogen. Hierbei wurden neben dem Workflow (Datenaufnahme, Datenauswertung) auch der monetäre und zeitliche Aufwandaufwand ermittelt. Zusätzlich wurde der Einsatz von mobilen 3D-Laserscannern bei der Erfassung von Strukturparametern untersucht. Ziel war es auch hier, die Praktikabilität (Methodenwahl, Umfang und Kosten der Aufnahme, Workflow) zu überprüfen. Daneben hat die Senckenberg Gesellschaft für Naturforschung als F&E-Partner in diesem Pilotgebiet die Verwendung von Meta-Barcoding zur Bestimmung von Insekten getestet. Auf Basis der Erfahrungen aus den Methodentests wurde ein Vorschlag für ein Monitoringsystem zur Abschätzung des Einflusses der Waldbewirtschaftung auf die Biodiversität entwickelt.

II. Ausführliche Darstellung der Ergebnisse / Erzielte Ergebnisse

1. Identifikation der für die Artenvielfalt wichtigen Strukturmerkmale

Auf der Grundlage einer formalisierten Literaturrecherche wurden 85 Studien in den gemäßigten Zonen Europas analysiert. Hierbei wurden insgesamt 410 Korrelationen registriert und mit dem Ziel untersucht, generalisierbare Zusammenhänge zwischen Strukturmerkmalen und der Artenvielfalt verschiedener Taxa aufzudecken. Dabei wurden Wissenslücken identifiziert. So könnten selten untersuchte Strukturmerkmale und Artengruppen für zukünftige Untersuchungen zum Einfluss der Waldbewirtschaftung auf die Biodiversität interessant sein. Unsere Ergebnisse zeigen Möglichkeiten und Grenzen der Verwendung von Strukturmerkmalen zur Abschätzung der Biodiversität auf und tragen damit zur Entwicklung von Monitoringprogrammen bei, die geeignet sind den Einfluss der Waldbewirtschaftung auf die biologische Vielfalt objektiv abzuschätzen. Langfristig werden die Ergebnisse des Monitorings dazu beitragen Konzepte für eine naturnahe Waldbewirtschaftung weiterzuentwickeln

1.1 Datenbanken und Literaturrecherche

Für unsere Literaturstudie orientierten wir uns an der folgenden Forschungsfrage:

(I) Zwischen welchen Strukturmerkmalen und der Artenvielfalt verschiedener Taxa besteht in der vorhandenen Literatur ein Zusammenhang?

Die einschlägige Literatur wurde im Zeitraum von Juni bis Dezember 2020 durch eine Suche in den Online-Datenbanken Scopus, ISI Web of Science und Google Scholar ermittelt und gesammelt. Für die verschiedenen Datenbanken wurden die folgenden Suchbegriffe verwendet, jeweils in Kombination mit den verschiedenen Artengruppen (in Klammern):

Forest UND structure UND (diversity ODER species richness) UND temperate UND NICHT tropical UND (fungi ODER fungus ODER bird ODER lichen ODER beetle ODER arthropod ODER Aranea ODER spider ODER moth ODER necrophagous, phytophagous ODER plant ODER bat ODER bryophyte ODER moss ODER true bug). Im Anschluss an die Suche war eine manuelle Auswahl der Suchergebnisse erforderlich, da ungeeignete Studien, die unsere Anforderungen nicht erfüllten, ausgeschlossen werden mussten. So wurden beispielsweise nur Studien ausgewählt, die in Wäldern der gemäßigten Zone durchgeführt worden waren. Bei fehlenden Informationen über das Biom, wurde die Definition der gemäßigten Region von Olson et al. (2001) verwendet. Eine weitere Voraussetzung für die Auswahl einer Studie war, dass die untersuchten strukturellen Merkmale (entstanden entweder aus der natürlichen Waldentwicklung, der waldbaulichen Behandlung oder unbekannter Herkunft) mit der Artenvielfalt eines Taxons oder mehrerer Taxa korrelierten (oder nicht korrelierten). Bei den Korrelationen handelte es sich entweder um einfache lineare Korrelationen oder um komplexere Modelle, die eine Beziehung zwischen Waldstruktur und Artenvielfalt aufzeigten. Es wurden nur Studien verwendet, die die Artenvielfalt einzelner Arten oder Artengruppen als Ausgangsvariable enthielten. Alle in den Studien untersuchten Strukturmerkmale wurden berücksichtigt. Studien mit Artendiversität oder Anzahl der Individuen als Ausgangsvariablen wurden nicht berücksichtigt. Studien zu Merkmalen, die klimatische Bedingungen, Boden, Bewirtschaftung oder Störungen betrafen, aber keine Strukturmerkmale im engeren Sinn darstellten, wurden ebenfalls nicht berücksichtigt.

1.2 Auswertung der Literatur und publizierte Ergebnisse

Die Arthropoden wurden aufgrund des geringen Stichprobenumfangs der einzelnen Arten als eine Gruppe zusammengefasst. Studien, die detailliertere Analysen zu einzelnen Arten lieferten, wurden einer Artengruppe zugewiesen. Eine Analyse auf Ebene der einzelnen Arten hätte zu einem sehr geringen Stichprobenumfang geführt. Bäume wurden als eine separate Untergruppe der Gefäßpflanzen geführt. Aufgrund der Heterogenität der untersuchten Studien in Bezug auf Aufnahmeverfahren, Aufnahmezeitpunkt, Parzellengröße und Waldtyp, konnte keine klassische Metaanalyse durchgeführt werden. Möglich war stattdessen lediglich eine zählbasierte Analyse der untersuchten Studien. Es wurden dafür die Anzahl und Art der Korrelationen (positive, negative oder keine Korrelation zwischen Struktur und Artenreichtum) über alle Studien hinweg für jedes Strukturmerkmal und für jede Artengruppe untersucht. Auf diese Weise konnten wir die am häufigsten untersuchten Strukturmerkmale und ihre Korrelationen mit verschiedenen Artengruppen ermitteln sowie Wissenslücken aufdecken.

Am häufigsten und am wenigsten häufig untersuchte Artengruppen in der Literatur

Die am häufigsten untersuchte Artengruppe waren die Arthropoden mit 32 Studien, die 147 Korrelationen lieferten (Tabelle 1). Die Artenvielfalt von Flechten, Vögeln, Moosen, Gefäßpflanzen und Pilzen wurde jeweils in 10 bis 20 Studien untersucht, die zwischen 40 und 67 Korrelationen pro Artengruppe ergaben. Die am seltensten untersuchten Artengruppen waren Fledermäuse, Bäume (aufgrund der Unterteilung und Überschneidung mit Gefäßpflanzen) und Mollusken. Die Standorte der Studien waren über ganz Europa verteilt, die meisten Studien wurden jedoch in Deutschland und Frankreich durchgeführt (Abb. 1).

Tabelle 1: Zahl der berücksichtigten Studien sowie Zahl und Art der Korrelationen je Artengruppe

Artengruppe	n Studien*	n Korrelationen	Art der Korrelation		
			positive	negative	no correlation
Arthropoden	32	147	82	9	56
Flechten	19	67	50	8	9
Vögel	18	50	45	4	1
Moose	15	57	35	8	14
Gefäßpflanzen	14	37	19	11	7
Pilze	11	40	26	5	9
Fledermäuse	5	8	3	1	4
Bäume	2	3	1	2	0
Mollusken	1	1	1	0	0
Summe	117	410	262	48	100

*Gesamtzahl der Studien: 85. Einige Studien beinhalteten Analysen zu mehr als einer Artengruppe, was zu einer Zahl > 85 führte.

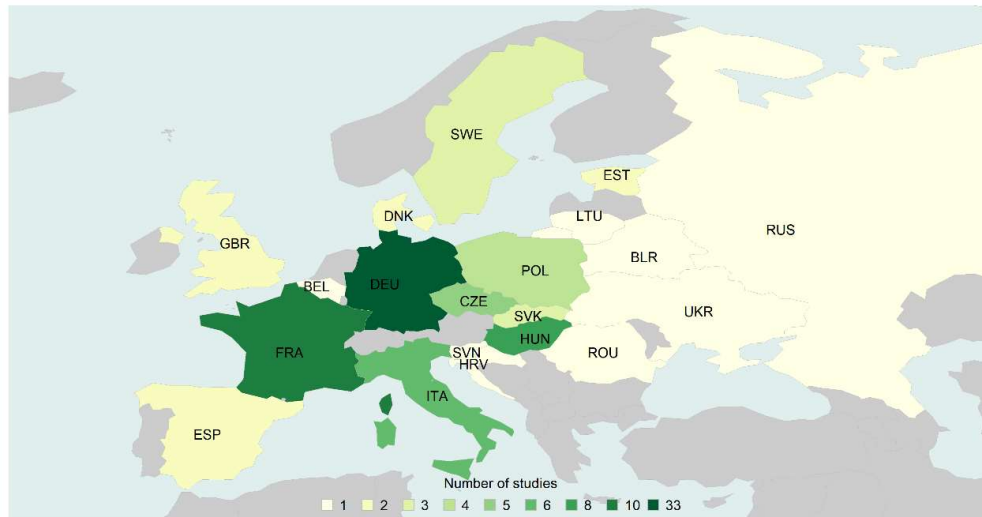


Abb. 1: Karte zur Zahl der je Land berücksichtigten Studien

Rangfolge der untersuchten Artengruppen in der Literatur

Wie erwähnt, bildeten die Arthropoden die am häufigsten untersuchte Artengruppe mit 82 positiven Korrelationen, 9 negativen Korrelationen und 56 Fällen, in denen keine Korrelation gefunden wurde (Tabelle 1 und Abb. 2). Die am zweithäufigsten untersuchte Artengruppe waren Flechten, für die 50 positive Korrelationen, 8 negative Korrelationen und 9 Fälle ohne Korrelation gefunden wurden. Weitere Artengruppen nach ihrem Vorkommen in der Literatur waren Moose, Vögel, Pilze und Gefäßpflanzen. Hier waren zwischen 50% (Gefäßpflanzen) und 90% (Vögel) der Korrelationen positiv (Tabelle 1 und Abb. 2). Der größte Anteil negativer Korrelationen zwischen Strukturmerkmalen und Artenreichtum wurde bei den Gefäßpflanzen festgestellt (11 von 37). Sehr selten untersuchte Artengruppen waren die Gruppen der Mollusken, Fledermäuse und Bäume, deren Stichprobe für unsere Studie zu klein war.

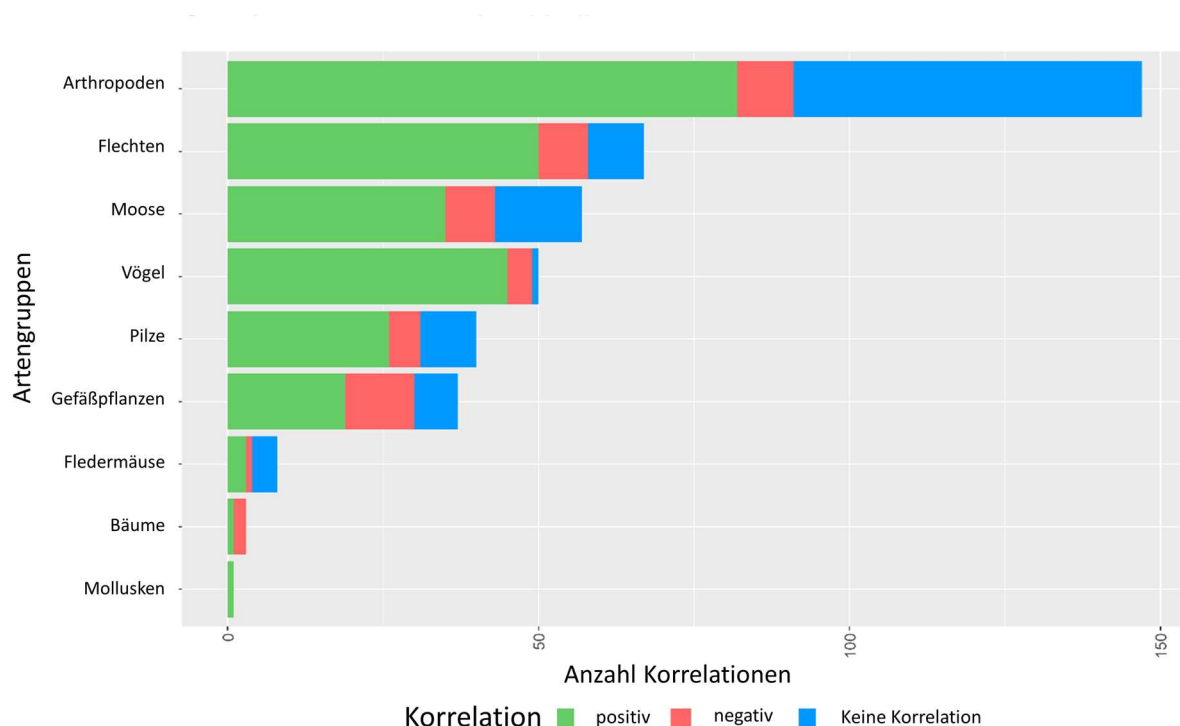


Abb. 2: Häufigkeiten positiver und negativer Korrelationen und fehlender Zusammenhänge je Artengruppe (aus Zeller et al. 2023)

Rangfolge der untersuchten Strukturmerkmale in der Literatur

Die in der hier untersuchten Literatur untersuchten Strukturmerkmale sind in Abb. 3 nach der Häufigkeit ihrer Nennung gelistet. Zudem ist auch die Art der gefundenen Korrelation (keine Korrelation, negative oder positive Korrelation) angegeben. Wir haben uns hierbei auf die 15 am häufigsten berichteten Strukturmerkmale beschränkt.

Die Lichtverfügbarkeit am Waldboden durch Lücken im Kronendach, das Bestandsalter, der Eichenanteil, der Anteil an alten Entwicklungsphasen, sowie große, alte Bäume waren die Strukturmerkmale mit den meisten positiven Korrelationen mit der Artenvielfalt (Abb. 3). Totholzvielfalt und Lichtverfügbarkeit am Waldboden durch Lücken im Kronendach wurden in allen einbezogenen Studien am häufigsten untersucht (jeweils 33 Korrelationen). Der Anteil der Nadelbäume und der Buchenanteil waren in fast der Hälfte bzw. in mehr als der Hälfte der Fälle negativ mit der Artenvielfalt korreliert.

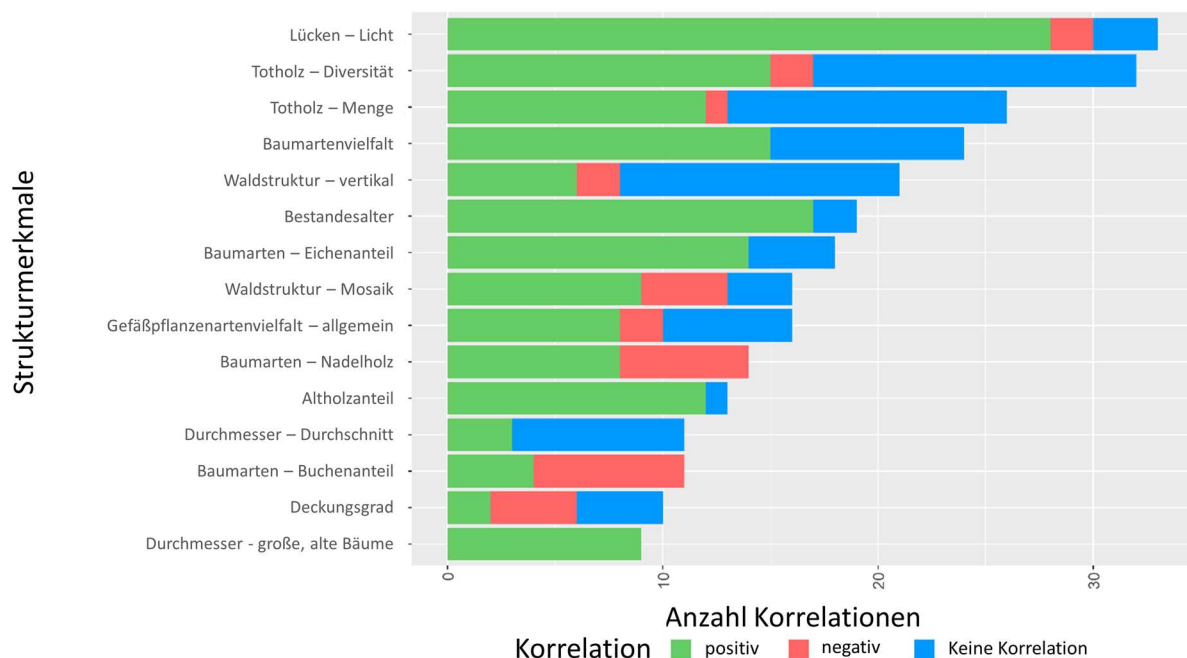


Abb. 3: Häufigkeiten positiver und negativer Korrelationen und fehlender Zusammenhänge je Strukturmerkmal (aus Zeller et al. 2023)

Matrix der in der Literatur gefundenen Korrelationen

In einer weiteren Auswertung untersuchten wir Korrelationen zwischen strukturellen Merkmalen und dem Artenreichtum verschiedener Taxa (Abb. 4).

Die Artenvielfalt der Arthropoden war am deutlichsten positiv mit Lücken im Kronendach, dem Anteil von Eichen, einer mosaikförmigen heterogenen Waldstruktur und dem Anteil von Nadelbäumen korreliert. Positive Korrelationen mit der Fledermausartenvielfalt wurden für Lücken und die Menge an Totholz festgestellt, wobei die Stichprobengröße hier gering war. Die Artenvielfalt der Vögel war mit fast allen Strukturmerkmalen positiv korreliert, mit Ausnahme des Anteils der Nadelbäume. Hier wurden nur negative Korrelationen festgestellt. Die Pilzartenvielfalt war am stärksten positiv mit der Totholzvielfalt korreliert. Der Artenreichtum der Flechten war überwiegend positiv mit Lücken und dem Bestandsalter

korreliert. Aber auch andere strukturelle Merkmale, die mit den Merkmalen alter Wälder zusammenhängen, waren positiv korreliert. Die Artenvielfalt der Mollusken war positiv mit dem Bestandsalter korreliert; es wurde jedoch nur eine Studie gefunden. Für die Baumartenvielfalt als Untergruppe der Gefäßpflanzen war nur der Eichenanteil positiv korreliert. Die geringe Zahl der Studien lässt sich dadurch erklären, dass nur wenige Studien die Baumartenvielfalt separat untersuchten. Bei der Gefäßpflanzenartenvielfalt ergab sich ein heterogenes Bild aller Arten von Korrelationen. Lücken, Bestandsalter, der Anteil von Eichen und Nadelbäumen sowie Elemente der alten Entwicklungsphasen waren positiv mit der Gefäßpflanzenartenvielfalt korreliert. (Abb. 4).

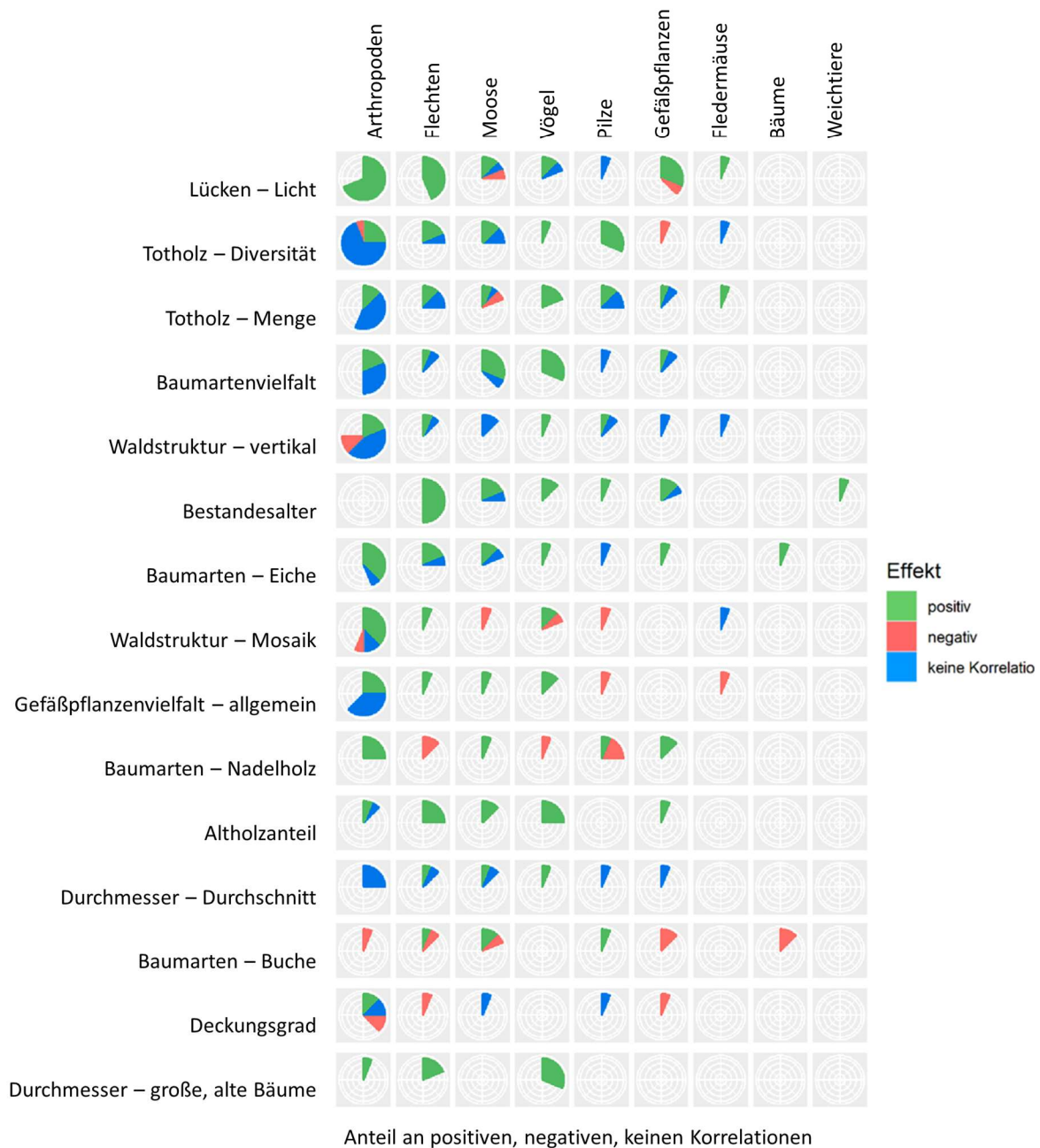


Abb. 4: Häufigkeiten positiver und negativer Korrelationen und fehlender Zusammenhänge zwischen Strukturmerkmalen und ausgewählten Artengruppen (aus Zeller et al. 2023)

1.3 Expertenbefragung

Als eine weitere Methode, Gruppen von Indikatorarten und aussagekräftige Kenngrößen der Wald- und Biotopstruktur, der Nutzungsgeschichte (Habitatkontinuität) und des Standorts festzulegen, wurde eine Befragung von Expert*innen zu wichtigen walddtypischen Artengruppen durchgeführt. Indikatorartengruppen werden verwendet, um die Effekte der forstlichen Nutzung bzw. Nutzungsaufgabe auf die Biodiversität mit einem überschaubaren Aufwand abzuschätzen. Die ursprünglich geplanten Workshops konnten aufgrund von Corona-Beschränkungen nicht durchgeführt werden. 24 der 48 angeschriebenen Experten nahmen an der Umfrage teil. Die Verteilung der Experten auf die unterschiedlichen Artengruppen fasst Tabelle 2  2 zusammen.

Tabelle 2: Anzahl Experten je Artengruppe, die an der Umfrage teilgenommen haben. Jeder Experte/jede Expertin konnte mehrere Artengruppen benennen

Artengruppe	Anzahl Experten
Gefäßpflanzen	8
Bodenfauna	3
Moose	5
Flechten	3
Pilze	2
Spinnentiere	4
Käfer allgemein	3
Laufkäfer	3
Totholzkäfer	4
Wanzen	2
Netzflügler	2
Hautflügler	2
Schmetterlinge	4
Vögel allgemein	6
Vögel Höhlenbrüter	3
Vögel Bodenbrüter	3
Fledermäuse	3

Folgenden Fragen wurden durch die Experten - jeweils für die Artengruppe(n) ihrer Expertise - beantwortet:

Frage 1:

Bitte nennen Sie max. 5 Habitatmerkmale oder -strukturen, die auf die Zahl jener Arten einen großen Einfluss haben (positiv oder negativ), für die Sie über Expertenwissen verfügen. Bsp.: Gefäßpflanzen: Lücken, vertikale Struktur, Eichenanteil; Totholzkäfer: Totholz, Licht, alte Bäume

Frage 2:

Gibt es Strukturmerkmale, die Ihrer Meinung nach in bestehenden Monitoringverfahren bisher zu wenig Beachtung finden? Bitte antworten Sie speziell für die Artengruppe(n), für die Sie Expertenwissen besitzen. Wir sind aber auch dankbar für allgemeine Hinweise, die über diese Artengruppen hinausgehen.

Frage 3:

Basierend auf einer Literaturrecherche und gängiger Monitoringverfahren wurde eine Liste von Habitatstrukturen erstellt, die in Bezug auf die Artenvielfalt verschiedener Artengruppen bisher untersucht wurden. Bitte kreuzen Sie in der nachfolgenden Tabelle für jede Artengruppe maximal 15 Strukturmerkmale an, die die Artenvielfalt der betreffenden Artengruppe(n) am stärksten beeinflussen und deshalb unbedingt in ein Artenmonitoring aufgenommen werden sollten.

Die Antworten auf Fragen 1 und 2 wurden in Kategorien zusammengefasst und die Häufigkeit der genannten Merkmalskategorien analysiert.

Bei der freien Nennung wichtiger Habitatmerkmale oder -strukturen (Frage 1) wurden Lücken bzw. Licht, Boden/Streu, Baumartenidentität oder -vielfalt sowie Mikrohabitate am häufigsten genannt (Abb. 1). Dabei gab es auch Unterschiede zwischen den Artengruppen. Während Lücken bzw. Licht für fast alle Gruppen genannt wurden, wurden Mikrohabitate ausschließlich für die Fauna genannt. Für Fledermäuse und Vögel wurden ähnliche Merkmale als förderlich genannt.

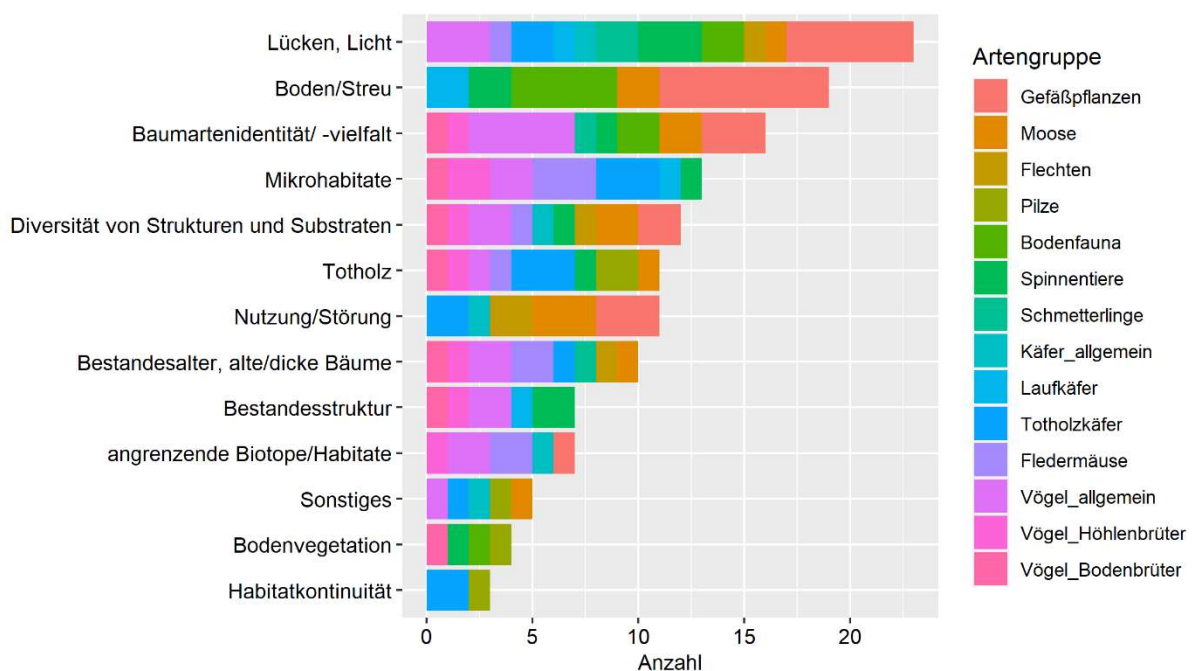


Abb. 5: Von den Experten in Frage 1 frei genannte Strukturmerkmale, die wichtig für die Artenvielfalt unterschiedlicher Artengruppen sind

Auf die Frage nach in bestehenden Monitoringkonzepten vernachlässigten Strukturen (Frage 2) waren Mikrohabitate, gefolgt von Waldrändern, die häufigste Antwort (Abb. 6). Weiter wurde die Einbeziehung unterschiedlicher Straten (Kronenraum, Boden) und Substrate (Gestein, Bäume als Substrat) genannt, sowie auf Nutzung zurückgehende Merkmale (z.B. Rückegassen, Holzlagerplätze, kulturhistorische Strukturen).

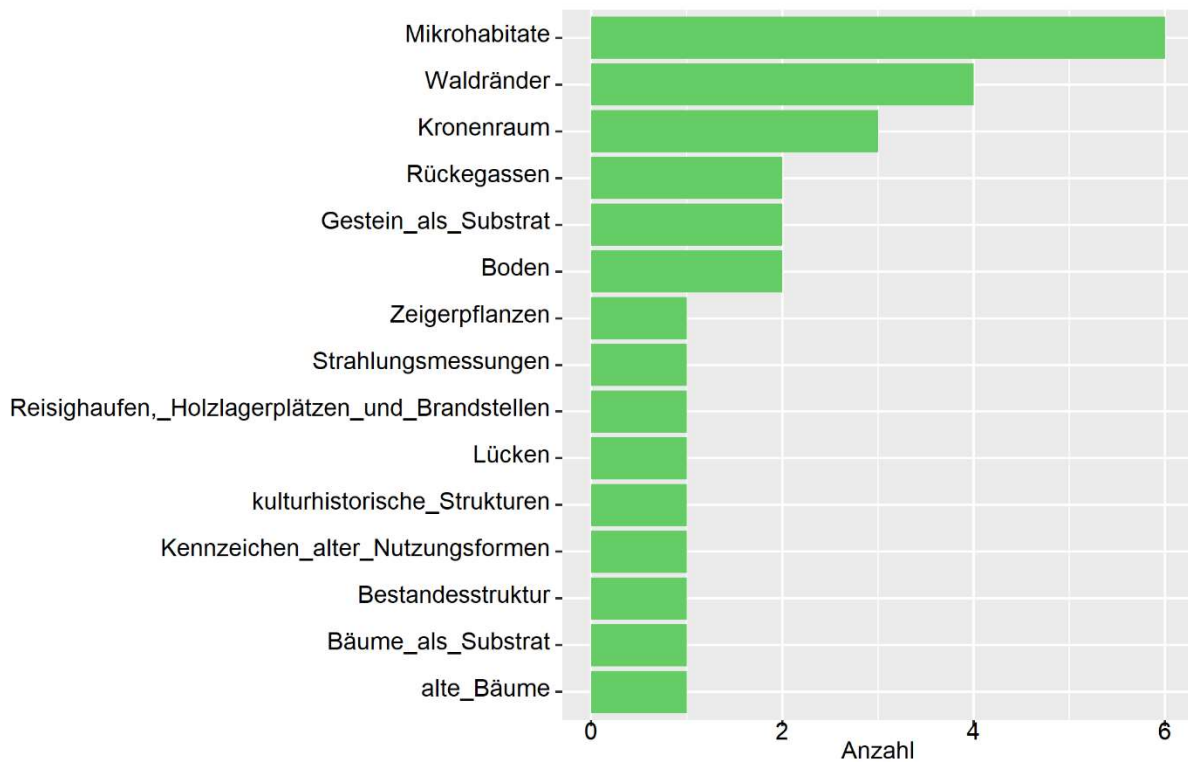


Abb. 6: Von den Experten genannte Strukturen, die in bisherigen Monitoringverfahren vernachlässigt wurden

Bei der Beurteilung der anhand von Literaturrecherche als wichtig identifizierten Strukturmerkmale (Frage 3) wurden 20 der 43 zur Auswahl stehenden Merkmale mindestens zehnmal von den Experten angekreuzt (Abb. 7). Am häufigsten wurden dabei die Baumartenidentität und -diversität, der Lückenanteil, die Totholzmenge, sowie alte Bäume genannt. Aber auch Mikrohabitate und Bodenbedingungen sowie natürliche Störungen waren unter den häufig erwähnten Merkmalen für viele Artengruppen. Für die Artengruppen Flechten, Laufkäfer, Pilze und Schmetterlinge wurde die Frage allerdings jeweils nur von einem Experten beantwortet.

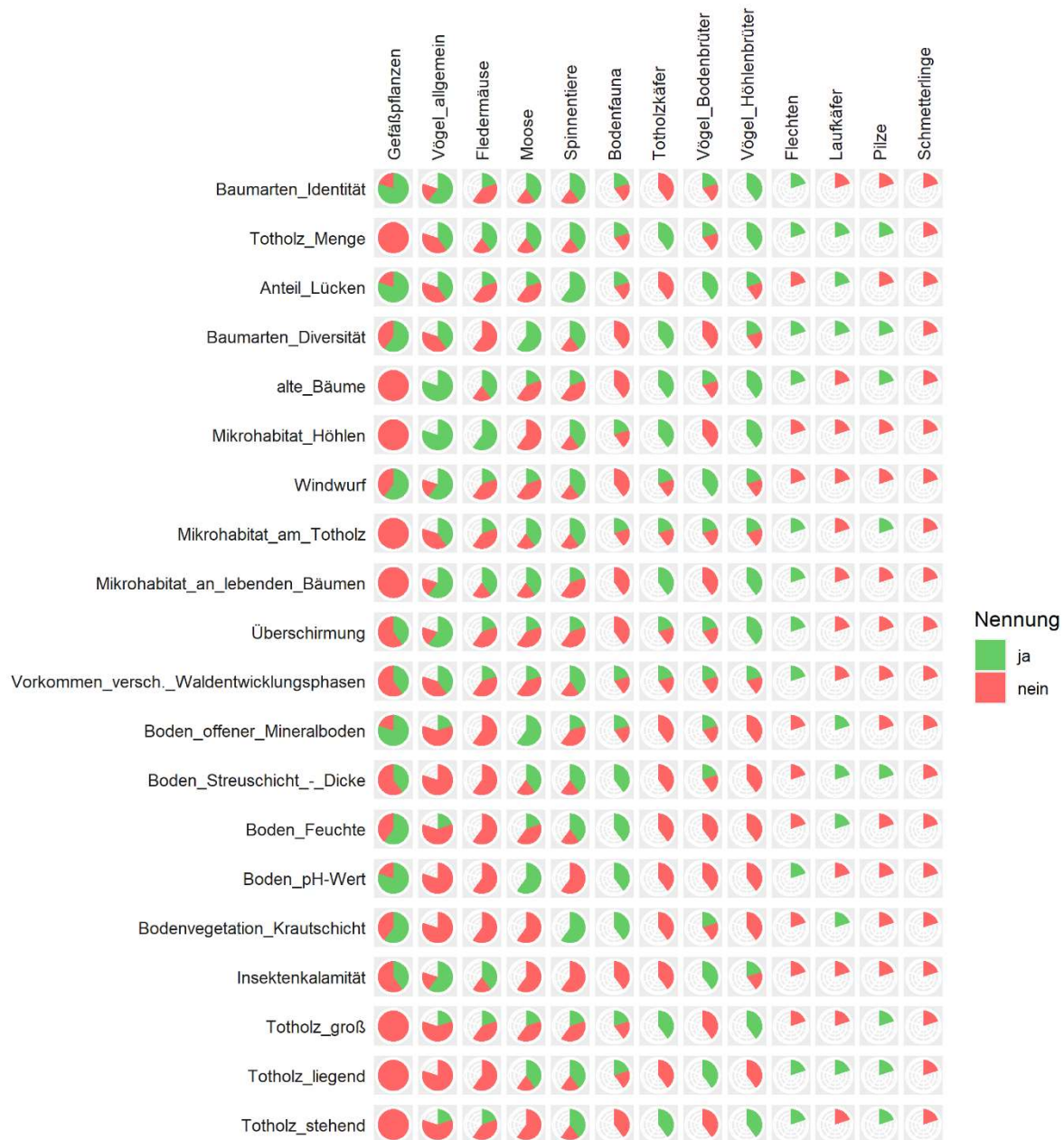


Abb. 7: Anteil Antworten der Experten verschiedener Artengruppen, in denen die aus dem vorläufigen Indikatorensystem in Frage 3 zur Auswahl stehenden Strukturmerkmale genannt bzw. nicht genannt wurden (maximal 15 aus 43 Strukturmerkmalen je Antwort). Am häufigsten wurde die Frage für Gefäßpflanzen beantwortet (voll ausgefüllter Kreis). Eine geringere Anzahl an Experten der jeweiligen Artengruppe spiegelt sich in der entsprechend geringeren Kreisfüllung wider. Gezeigt werden Strukturmerkmale, die über alle Artengruppen hinweg mindestens zehnmal genannt wurden. Sortierung der Strukturmerkmale von oben nach unten sowie der Artengruppen von links nach rechts nach absteigender Häufigkeit der Nennungen bzw. Anzahl Experten für diese Gruppen.

1.4 Abgleich Strukturindex IBP mit klassisch aufgenommenen Artenvielfalt

Trotz technologischer Fortschritte ist die Erfassung der biologischen Vielfalt nach wie vor zeit- und kostenintensiv und erfordert spezifische taxonomische Fachkenntnisse. In der Forstwirtschaft besteht jedoch ein zunehmendes Interesse und die Notwendigkeit, Daten zur biologischen Vielfalt in die forstliche Planung zu integrieren, um die potenziellen Auswirkungen der Waldbewirtschaftung auf die biologische Vielfalt effizient abschätzen zu können und gegebenenfalls angepasste Bewirtschaftungskonzepte zu entwickeln. Waldbewirtschaftungssysteme können sich je nach Bewirtschaftungsziel sowie der Intensität und Häufigkeit der waldbaulichen Eingriffe stark unterscheiden. Um die Auswirkungen der Bewirtschaftung auf die biologische Vielfalt zu ermitteln, wird

häufig angenommen, dass von leicht zu kartierenden Biotop- und Waldstrukturen auf die Artenvielfalt geschlossen werden kann. Unter dieser Annahme wurde von französischen Kollegen (Larrieu und Gonin, 2008) der IBP (Index of Biodiversity Potential) als ein Index entwickelt, der Praktikern ein effizientes Instrument zur Schätzung der biologischen Vielfalt an die Hand geben soll.

Vor diesem Hintergrund wurde der IBP auf 147 Flächen in drei Regionen Deutschlands erhoben, auf denen zuvor im Rahmen eines anderen Projektes ein detailliertes Biodiversitätsmonitoring (Biodiversitätsexploratorien der Deutschen Forschungsgemeinschaft, vgl. Fischer et al., 2010) durchgeführt wurde. Sodann wurde der Zusammenhang zwischen Veränderungen der IBP-Werte und Veränderungen der Artenvielfalt für 13 taxonomische Gruppen quantifiziert. Dazu analysierten wir die Korrelationen zwischen dem IBP und der Artenvielfalt mithilfe eines Regressionsmodells. Wir fanden positive Zusammenhänge zwischen dem IBP und der Artenvielfalt von Vögeln, Pilzen, echten Wanzen, Flechten und Motten in mindestens 3 von 5 untersuchten Waldtypen, die Zusammenhänge sind jedoch insgesamt schwach (Abb. 8). Für Spinnen, Fledermäuse, Laufkäfer, Aasfresser und Totholzkäfer wurde jedoch entweder kein Zusammenhang mit dem IBP oder ein Zusammenhang mit nur einem Waldtyp festgestellt. Änderungen der Punktwerte für die IBP-Faktoren „Anzahl der vertikalen Schichten“, „große lebende Bäume“, „baumbezogene Mikrohabitate“ und „Anteil der Lücken“ korrelierten in vielen Fällen mit Änderungen der gemessenen Artenvielfalt. Auch wenn der IBP insgesamt nicht geeignet erscheint, um die Artenvielfalt in Wäldern tatsächlich einzuschätzen, kann er zur Bewertung der Ausstattung eines Waldbestands mit wichtigen Biotop- und Habitatstrukturen dennoch verwendet werden. Aufgrund seiner einfachen und zeitsparenden Anwendung könnte der IBP nützliche Zusatzinformationen liefern. Er kann aber ein tatsächliches Monitoring relevanter Arten offenbar nicht ersetzen.

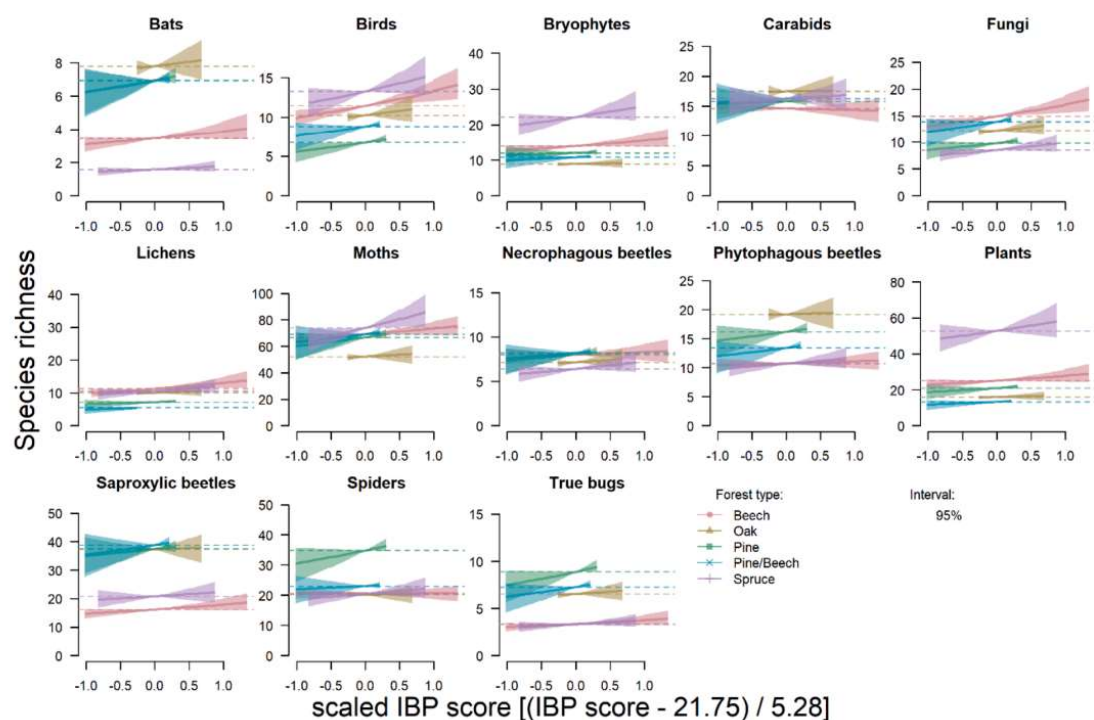


Abb. 8: Zusammenhang zwischen IBP und der Artenzahl verschiedener taxonomischer Gruppen (aus Zeller et al. 2022)

1.5 Literatur

- Fischer, M., Bossdorf, O., Gockel, S., Hänsel, F., Hemp, A., Hessenmöller, D., ... & Weisser, W. W. (2010). Implementing large-scale and long-term functional biodiversity research: The Biodiversity Exploratories. *Basic and applied Ecology* 11: 473-485. <https://doi.org/10.1016/j.baee.2010.07.009>
- Larrieu, L., Gonin, P. (2008). L'indice de biodiversité potentielle (ibp): une méthode simple et rapide pour évaluer la biodiversité potentielle des peuplements forestiers. *Rev. For. Fr.* 6: 727-748 <https://doi.org/10.4267/2042/28373>.
- Olson, D.M., Dinerstein, E., Wikramanayake, E.D., Burgess, N. D., Powell, G.V.N., Underwood, E. C. ,...& Kassem, K. R. (2001). Terrestrial Ecoregions of the World: A New Map of Life on Earth. In: *BioScience* 51 (11), S. 933. [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2001\)051\[0933:TEOTWA\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2001)051[0933:TEOTWA]2.0.CO;2)
- Zeller, L., Baumann, C., Gonin, P., Heidrich, L., Keye, C., Konrad, F., ... & Ammer, C. (2022). Index of biodiversity potential (IBP) versus direct species monitoring in temperate forests. *Ecological Indicators* 136: 108692. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2022.108692>
- Zeller, L., Förster, A.; Keye, C., Meyer, P., Roschak, C., Ammer, C. (2023). What does literature tell us about the relationship between forest structural attributes and species richness in temperate forests? – A review. *Ecological Indicators* 153: 110383. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2023.110383>

2. Entwicklung eines Schemas zur Artengruppenauswahl (State-Indikatoren)

2.1 Zielsetzung

Die Frage nach der Auswahl von Arten oder Artengruppen für ein Biodiversitätsmonitoring ist komplex und wurde in vielen verschiedenen Ansätzen auf unterschiedlichste Weise gelöst. Die Einbeziehung von Expertenwissen erscheint unerlässlich, kann allerdings auch zu einer sehr subjektiven Entscheidung führen, die stark von den beteiligten Experten abhängt (Cowling et al., 2003). Eine optimale Lösung scheint daher eine Herangehensweise zu sein, die das Wissen von Experten einbezieht, aber gleichzeitig systematisch vorgeht, um zu der objektiv besten Auswahl zu kommen (Cowling et al., 2003; Magg et al., 2019). Biodiversitätsindikatoren müssen unterschiedlichste Anforderungen erfüllen, die sich je nach Fragestellung unterscheiden und objektive Kriterien darstellen, die für alle Artengruppen bewertet werden können. Nach Heink und Kowarik (2010) lassen sie sich in die folgenden Kategorien einteilen:

1. Machbarkeit von Analysen und Interpretationen:

Unter diese Kategorie fallen verschiedene Vorbedingungen, die Indikatoren erfüllen müssen. Dazu zählt neben dem taxonomischen und ökologischen Wissen beispielsweise auch die Existenz von Standardmethoden zur Erfassung, um die Übertragbarkeit der Ergebnisse sicherzustellen.

2. Effizienz:

Als wichtigstes Kriterium wird hier die Machbarkeit der Datenerhebung genannt, aber z.B. auch Universalität, um eine breite Anwendbarkeit zu gewährleisten.

3. Beziehung zwischen Indikator und Indikandum:

Diese Kategorie beschreibt die Stärke und Qualität des Zusammenhangs zwischen Indikator und Indikandum, sowie die Aggregierung von Informationen durch den Indikator

4. Informationsgehalt des Indikators:

Unter diese Kategorie fällt die Relevanz des Indikators für die Fragestellung, sowie dessen Spezialisierungsgrad und damit Sensitivität gegenüber Veränderung. Auch die funktionelle Bedeutung des Indikators gehört in diese Kategorie.

5. Wahrnehmung:

Hier wird beispielsweise die Akzeptanz durch Interessensvertreter, aber auch die ökonomische Bedeutung eines Indikators bewertet.

Auf Grundlage dieser Kategorien wurden die für ein mögliches Monitoring relevanten Eignungskriterien herausgearbeitet.

Die Bereiche der Machbarkeit und Effizienz wurden zusammengefasst und enthalten alle Kriterien, bei denen eine Artengruppe gewisse Mindestanforderungen erfüllen muss, um im Rahmen eines langfristig angelegten Monitorings erfasst und ausgewertet werden zu können. Die folgenden Kriterien werden dabei berücksichtigt:

- *Taxonomisches Wissen/Bestimmungsliteratur vorhanden:*

Hier ist ein Mindestmaß erforderlich, um die zu erfassten Arten zweifelsfrei bestimmen zu können. Andauernde starke Änderungen in der Taxonomie und viele unbekannte Arten können gerade bei einem langfristig angelegten Monitoring zu nur schwer zwischen den Aufnahmezeitpunkten vergleichbaren Daten führen.

- *Expertenverfügbarkeit:*

Eine Mindestzahl an Experten muss für die Durchführbarkeit der Aufnahmen und die Bestimmung der Arten vorhanden sein.

- *Ökologisches Wissen zu den in Deutschland vorkommenden Arten vorhanden:*

Ein Mindestmaß ist notwendig, um die Artengruppen adäquat erfassen zu können, sowie das Vorkommen der erfassten Arten interpretieren zu können.

- *Datengrundlage zur Verbreitung:*

Ein Mindestmaß an Daten über die Verbreitung ist wichtig, um das Vorkommen, aber auch das Fehlen von Arten interpretieren zu können.

- *Verbreitung in ganz Deutschland:*

Dieses Kriterium betrifft die Universalität des Indikators. Eine Artengruppe, die nicht in großen Teilen des Monitoring-Gebiets vorkommt, ist ungeeignet, da sie dann nur für einen Teil der Gebiete Informationen bereitstellt.

- *Geeignete Erfassungsmethodik bekannt:*

Es muss eine geeignete Erfassungsmethodik bekannt sein, um die Artengruppe in hinreichender Vollständigkeit erheben zu können. Die Eignung wird bewertet anhand der folgenden Punkte: Standardisierbarkeit, Etablierung, Praktikabilität, neben qualitativen auch quantitative Aussagen machbar, Invasivität, statistische Auswertbarkeit (vgl. Bundesamt für Naturschutz (BfN), 2021).

- *Aufwand der Erhebung:*

Zur Durchführbarkeit des Monitorings darf der Aufwand für die Erhebung (anhand der als geeignet bewerteten Methodik) und Bestimmung ein gewisses Maß nicht überschreiten.

Der Informationsgehalt des Indikators stellt den Bezug zur Fragestellung des Monitorings, also den Auswirkungen der Waldbewirtschaftung auf die Biodiversität her. Da das Monitoring im Wald stattfindet, werden naturgemäß nur Artengruppen berücksichtigt, die vorzugsweise oder ausschließlich in Wäldern vorkommen. Dabei sollte eine Mindestzahl an Arten mit Bindung an Wald erreicht werden, um einen relevanten Informationsgehalt der Gruppe zu gewährleisten. Bei sehr artenarmen Gruppen besteht die Gefahr, dass keine Individuen der Gruppe erfasst werden und damit keine Informationen gewonnen werden können.

Um den Bewirtschaftungsbezug herzustellen, bedienen wir uns des Konzepts der ökologischen Zeigerfunktion („ecological indicators“). Dieses Konzept beschreibt Arten(gruppen), die zuverlässige Indikatoren für bestimmte Umweltvariablen und räumlich (für einen Standortvergleich) oder zeitlich (für die Überwachung von Veränderungen) unterscheidbar sind (Gerlach et al., 2013). Grundlage für die ökologische Zeigerfunktion von Arten(gruppen) ist das Wissen darüber, dass der zu indizierende Umweltfaktor limitierend für das Auftreten der Zeigerart(engruppe) ist. Die Einbeziehung der ökologischen Nischen und limitierenden Umweltfaktoren wird bei der Auswahl von Biodiversitätsindikatoren bisher häufig vernachlässigt, obwohl vergleichbare Umweltansprüche oft als Begründung für Kongruenz zwischen Artengruppen benannt werden (Barton et al., 2020; Burrascano et al., 2018; Kati et al., 2004). Ein Fokus auf Artengruppen mit ökologischer Zeigerfunktion stellt daher sicher, dass Auswirkungen durch veränderte Umweltbedingungen zum einen früh erkannt und interpretiert werden können, sowie zum anderen Rückschlüsse auf Arten mit ähnlichen limitierenden

Umweltansprüchen gezogen werden können. Im besten Fall lassen sich aus den Veränderungen der Gruppe der Zeigerorganismen direkt Maßnahmen ableiten, die positive Entwicklungen fördern bzw. negativen Entwicklungen entgegenwirken können.

Als für das Monitoring geeignet bewertet werden Artengruppen, die eine Zeigerfunktion für einen durch die Waldbewirtschaftung betroffenen und für die Biodiversität wichtigen Umweltfaktor haben. Diese wichtigen Umweltfaktoren wurden für die Auswahl der Einflussgrößen (Driver-Indikatoren) bereits erarbeitet (Zeller et al. 2023). Für folgende Umweltfaktoren kommen Zeigerarten(gruppen) für das Monitoring in Betracht.

- *Licht*
- *Mikroklima – Temperatur*
- *Mikroklima – Feuchte*
- *Old-growth Strukturen*
- *Gefäßpflanzenidentität & -diversität (ggf. auch nur der Baumarten)*
- *Totholz*
- *Bodenzustand (pH/-feuchte/-verdichtung)*
- *Vielfalt von Substraten*
- *Vielfalt der Bestandesstruktur (vertikal und horizontal)*

Die Beziehung zum Indikandum ist ein wichtiges Kriterium, an dem sich die Aussagekraft eines Indikators messen lassen muss. In der Regel wird diese Beziehung über Korrelationen zwischen Indikator und Indikandum hergestellt. Die Stärke dieser Zusammenhänge ist, vor allem auf Artniveau unterschiedlich hoch und nicht in jedem Fall ist eine Kausalität des Zusammenhangs gesichert (Gao et al., 2015). Daher wird die Auswahl einzelner Arten(gruppen) als Indikator für die Gesamtbiodiversität im Wald als nicht zielführend betrachtet.

Vielversprechende Ansätze, in denen versucht wird ein effizientes und informatives Set aus Arten(gruppen) zusammenzustellen, um die Biodiversität bestmöglich abzubilden, beschreiben die Komplementarität der Artengruppen als wichtigen Faktor. Westgate et al. (2017) empfehlen beispielsweise für ein Monitoring zunächst die Artengruppe auszuwählen, deren Artenzahlen oder -zusammensetzung am stärksten mit weiteren Artengruppen korreliert, da so auch Rückschlüsse auf die korrelierenden Gruppen möglich sind. Mit steigendem Budget könnten dann schrittweise weitere Artengruppen hinzukommen, die nur schwach mit den bisher ausgewählten Gruppen korreliert und daher komplementär sind. Allerdings kann dieser Ansatz nicht das Problem der eher schlechten Korrelationen zwischen Artengruppen lösen. Eine weitere Schwierigkeit ist die Voraussetzung der a priori erhobenen Artdaten aller Artengruppen. Bei einem Monitoring, das die Gesamtbiodiversität im Wald beschreiben soll, ist diese Voraussetzung nicht erfüllbar.

Das Prinzip der Komplementarität lässt sich auch auf weitere Aspekte anwenden, wie beispielsweise die trophischen Ebenen, Ressourcenansprüche oder das geographische Vorkommen (Butler et al., 2012; Magg et al., 2019; Seibold et al., 2018; Westgate et al., 2017). Die Repräsentativität der ausgewählten Zeigerorganismen für die Gesamtartengemeinschaft wird in diesen Fällen also über die komplementäre Abdeckung von ökologischen Eigenschaften und Funktionen der Zielartengemeinschaft gesichert (Sarrazin et al., 2021), und stellt so die Beziehung zum Indikandum her. Auf dieser Kernannahme beruht die Auswahl von Artengruppen für das Indikatorset im vorliegenden Monitoringkonzept. Folgende Aspekte der Ökologie der Artengruppen werden dabei berücksichtigt:

- *Zeigerfunktionen:*

Die oben genannten Zeigerfunktionen repräsentieren die für die Artenvielfalt im Wald wichtigen Umweltfaktoren. Die möglichst große Abdeckung dieser Zeigerfunktionen soll gewährleisten, dass Auswirkungen von Veränderungen dieser Strukturen durch die Waldbewirtschaftung im Rahmen des Monitorings früh erkannt und interpretiert werden können.

- *Trophische Ebenen:*

Umweltveränderungen und Stressoren beeinflussen Arten nicht nur direkt, sondern können sich auch indirekt über Verbindungen im Nahrungsnetz auf Arten auswirken (Filazzola et al. 2020; Seibold et al. 2018). Auch können die Auswirkungen von Umweltveränderungen auf die trophischen Ebenen unterschiedlich sein (Voigt et al. 2003). Die Einbeziehung verschiedener trophischer Ebenen in das Monitoring ist daher für die belastbare Abschätzung der Auswirkungen der Waldbewirtschaftung auf die gesamte Lebensgemeinschaft im Wald unerlässlich.

- *Bindung an vertikale Straten im Wald:*

Der Lebensraum Wald lässt sich in vertikale Straten einteilen, die von verschiedenen Lebensgemeinschaften genutzt werden (Aikens und Buddle 2012; Plank et al. 2012; Voříšková et al. 2014). Stressoren können verschiedene dieser Straten betreffen, oder unterschiedlich auf sie wirken (Luo et al. 2019; Vergara et al. 2022). Daher sollten in einem umfassenden Monitoring Organismengruppen aus den verschiedenen Straten vertreten sein.

- *Aktionsradius:*

Umwelteinflüsse wirken in unterschiedlichen räumlichen Skalen auf die betroffenen Organismen ein (Bernhardt-Römermann et al. 2015; Wickham et al. 1997). Die Waldbewirtschaftung beeinflusst Einzelstrukturen (z.B. durch die Entnahme von alten Bäumen), wirkt aber auch auf Bestandesebene (z.B. über die Baumartenzusammensetzung) sowie auf Landschaftsebene (z.B. über den Grad der Heterogenität zwischen den Beständen). Die Mobilität der Arten ist ein entscheidender Faktor dafür, wie sie auf die Umweltveränderungen reagieren können (Concepción et al. 2015; Slade et al. 2013). Die Einbeziehung von Artengruppen mit unterschiedlichen Aktionsradien bietet daher die Möglichkeit, Unterschiede des Bewirtschaftungseffekts auf verschiedenen räumlichen Skalen zu untersuchen.

Auch die öffentliche Wahrnehmung des Indikators, also die Akzeptanz oder Bekanntheit in der Gesellschaft kann unter Umständen ein sinnvolles Kriterium sein, beispielsweise wenn Laien als Kartierer eingesetzt werden sollen oder die Finanzierung des Monitorings von privatwirtschaftlichen Faktoren abhängig ist. Dies trifft allerdings auf das von uns konzipierte Monitoring nicht zu. Um die fachlich basierte Auswahl der Indikatoren nicht zu verfälschen, wurde diese Kategorie daher nicht in die Eignungsbewertung einbezogen.

2.2 Ablauf der Selektion der Artengruppen

Vor der Eignungsbewertung von Artengruppen anhand der hier beschriebenen Kriterien müssen zunächst die zu bewertenden Gruppen festgelegt werden. Da die taxonomische Ebene eine subjektive Klassifikation darstellt (Burda et al., 2016), wurde eine Einteilung nach einer festen taxonomischen Ebene wie beispielsweise der Ordnung verworfen. Bei der hier beschriebenen Herangehensweise wurde dagegen Wert darauf gelegt, dass die Artengruppen durch in der Regel einen einzigen Experten bestimmbar, möglichst durch eine einheitliche Methodik in ihrer Gesamtheit erfassbar, und einheitlich bewertbar sind. Eine mögliche Monophylie der Gruppe ist dabei nicht entscheidend. Auf dieser Grundlage wurde eine Liste aller für die Biodiversität im Wald wichtigen Gruppen erarbeitet. Die so getroffene Einteilung war ein wichtiger Teil des Auswahlvorgangs, da sie festlegte, auf welcher taxonomischen Ebene die Artengruppen im Monitoring erfasst werden soll und einen Einfluss auf die Bewertung der Gruppen hat. Mit dem Ziel einer nachvollziehbaren und transparenten Entscheidung wurde nach dem Vorbild von Winter et al. (1999) eine Bewertungsmatrix erstellt, die alle Kriterien mit einer ausformulierten Punkteskala enthält (Tabelle 3). Die detailliert formulierte Skala für jedes Kriterium bietet ein größtmögliches Maß an Transparenz und Vergleichbarkeit zwischen den Gruppen und gewährleistet Objektivität. Für die Erstellung der Matrix ist allerdings neben gründlicher Recherche auch die Einbeziehung von Expertenwissen erforderlich. Mit der Bewertungsmatrix verknüpft ist ein Auswahlschema (Abb. 9), das auf Grundlage der Punktevergabe für die Einzelkriterien zu einer nachvollziehbaren Auswahl des für die Fragestellung des WABI-Monitorings bestgeeigneten Sets aus Artengruppen kommt.

Tabelle 3. Bewertungsmatrix für die Artengruppen mit den Einzelkriterien aus den Kategorien Machbarkeit und Effizienz (blau), Informationsgehalt (gelb) und Ökologie (grün). Als Beispiel ist die Bewertung der Gefäßpflanzen angegeben.

Artengruppe		Beispiel Gefäßpflanzen		
Kategorie	Bewertungskriterium	Bewertung	Quellen	Kommentare
Machbarkeit und Effizienz	Taxonomisches Wissen/Bestimmungsliteratur vorhanden (mind. 1 Werk): 0 = anhaltend große Änderungen der Taxonomie oder Bestimmungsliteratur nicht oder nur für wenige Teilgruppen vorhanden 1 = Taxonomie der meisten Gruppen stabil und Bestimmungsliteratur für die meisten Teilgruppen vorhanden 2 = stabile Taxonomie und Bestimmungsliteratur für (fast) alle in D relevanten Arten vorhanden	2	z.B.: Müller et al. (2021) Parolly und Rohwer (2016)	
	Expertenverfügbarkeit: 0 = keine oder nur Einzelperson(-en) und intensive Einarbeitung über langen Zeitraum 1 = mittelgroße Gruppe von Personen und intensive Einarbeitung über relativ langen Zeitraum 2 = große Gruppe von Personen (z.B. auch viele nicht-professionelle Spezialisten) und/oder ausreichende Einarbeitung innerhalb kurzer Zeit möglich	2		Einarbeitung ist in relativ kurzem Zeitraum möglich, es gibt aber auch genügend Kartierer mit ausreichender Artenkenntnis, darunter viele nicht professionelle.
	Ökologisches Wissen zu den in D vorkommenden Arten vorhanden: 0 = keine Literatur zur Ökologie der Artengruppe oder nur für einzelne Arten 1 = Ökologie einer großen Teilgruppe in mind. einem Werk beschrieben 2 = Ökologie (fast) der gesamten Gruppe in mind. einem Werk beschrieben	2	z.B.: Ellenberg et al. (2001) Bundesamt für Naturschutz (BfN) (2011) Müller et al. (2021)	
	Datengrundlage zur Verbreitung: 0 = keine Daten vorhanden oder nur für kleine Teilgruppen oder Teilgebiete von Deutschland 1 = Daten zeitlich oder räumlich nur punktuell oder nur für eine größere Teilgruppe vorhanden 2 = regelmäßige Daten für große Teile von Deutschland vorhanden	2	Steckbriefe auf der Seite des NMZB: https://www.monitoringzentrum.de/	Floristische Kartierung in Deutschland, aber z.B. auch BZE oder Monitoring FFH-Richtlinie.

Artengruppe	Beispiel Gefäßpflanzen			
Kategorie	Bewertungskriterium	Bewertung	Quellen	Kommentare
	Verbreitung in ganz Deutschland: 0 = seltenes/vereinzelt/räumlich eng begrenztes oder unbekanntes Vorkommen der Artengruppe/vieler Arten 1 = Vorkommen der Artengruppe/vieler Arten in weiten Teilen des Bundesgebiets 2 = ganze Artengruppe/viele Arten mit bundesweitem Vorkommen	2		Viele Arten mit bundesweitem Vorkommen.
	Geeignete Erfassungsmethodik bekannt (bewerten unter Einbeziehung folgender Punkte: Standardisierbarkeit, Etablierung, Praktikabilität, neben qualitativen auch quantitative Aussagen, Invasivität, statistische Auswertbarkeit; vgl. Methodenleitfaden bundesweites Insektenmonitoring): 0 = keine geeignete Methodik (nicht schwerwiegende* Kritikpunkte bei 4-5 Punkten oder schwerwiegender** Kritikpunkt bei mind. 1 Punkt) 1 = mäßig geeignete Methodik (nicht schwerwiegende Kritikpunkte bei 2-3 Punkten) 2 = gut geeignete Methodik (nicht schwerwiegende Kritikpunkte bei max. 1 Punkt) * nicht so schwerwiegend, dass die Methode deswegen nicht anwendungsfähig ist ** so schwerwiegend, dass die Methode deswegen nicht anwendungsfähig ist	2	Braun-Blanquet (1964) Burrascano et al. (2021)	Kritikpunkt bei Standardisierbarkeit: Schätzung des Deckungsgrads subjektiv, Erfassung von kleinen Arten oder Arten mit wenigen Individuen von der Gründlichkeit der Kartierung abhängig.
	Aufwand der Erhebung anhand der oben festgelegten Methodik für 1 Stichprobenpunkt (Erfassung, ggf. Vorsortierung und Bestimmung inkl. aller Wiederholungen (z.B. Fallenleerungen) pro Erfassungsjahr, aber ohne Anfahrt). Die Angaben sind als Richt- und Durchschnittswerte zu verstehen. 0 = Aufwand unrealistisch hoch (> 40 Personenstunden) 1 = mäßig hoher Aufwand (>8 – 40 Personenstunden) 2 = geringer Aufwand (≤ 8 Personenstunden)	2	Burrascano et al. (2021)	

Artengruppe	Beispiel Gefäßpflanzen			
Kategorie	Bewertungskriterium	Bewertung	Quellen	Kommentare
Informationsgehalt	Anzahl Arten mit Vorkommen im Wald: 0 = < 25 Arten 1 = ≥ 25 Arten	2		
	Zeigerfunktion* für durch Waldbewirtschaftung betroffene Umweltfaktoren: 0 = nein 1 = ja, Quelle v. a. Expertenwissen/allg. Wissen zur Ökologie 2 = ja, durch mind. 2 wiss. Studien belegt; spezifizieren: -0.5 = einzelne Arten, welche? -0.25 = Subtaxon oder große Gruppe, welche? ±0 = ganze Gruppe; Mehrfachnennungen möglich	Licht	2	Dzwonko (2001) Tinya et al. (2009)
		Mikroklima - Temperatur	0	
		Mikroklima - Feuchte	0	
		Old-growth Strukturen	0	Kaufmann et al. (2018) "Canonical correspondence analysis ordination of the forest floor vascular plants and bryophytes showed that the majority of species was not associated with a forest development stage."
	* Definition i. S. von "ecological indicators [that] need to be reliable indicators of specific environmental variables that are distinctive spatially (allowing site comparison) or temporally"	Baumarten- (oder Gefäßpflanzen-) identität & -diversität	2	Sonderfall - wenn die Gruppe selbst aufgenommen wird, braucht man auch keinen Indikator mehr für sie.
		Totholz	0	

Artengruppe			Beispiel Gefäßpflanzen		
Kategorie	Bewertungskriterium		Bewertung	Quellen	Kommentare
Ökologie	(allowing monitoring of change). (Gerlach et al. 2013)	Bodenzustand (pH/-feuchte/-verdichtung)	2	z.B.: Godefroid und Koedam (2004) Pinto et al. (2016) Wamelink et al. (2002)	
		Vielfalt und Substraten/Strukturen	0		
		Vielfalt der Bestandesstruktur (vertikal und horizontal)	0		
	Trophische Ebene: 0 = nein 0.5 = eingeschränkt (d.h. kleine Gruppe) 1 = ja Mehrfachnennungen möglich	Pathogene und Parasiten/Parasitoide	0		
		Destruenten	0		
		Produzenten	1		
		Konsumenten 1. Ordnung (= Herbivore)	0		
		Konsumenten höherer Ordnung (= Carnivore)	0		
		Top-Prädatoren	0		
	Bindung an Stratum: 0 = nein 0.5 = eingeschränkt (d.h. kleine Gruppe) 1 = ja Mehrfachnennungen möglich	Mineralboden	0		
		organische Auflage	0		
		Krautschicht/Kryptogamenschicht	1		
		Strauchschicht	1		
		Stammraum	1		
		Kronenraum	1		
	Aktionsradius: 0 = nein 0.5 = eingeschränkt (d.h. kleine Gruppe) 1 = ja Mehrfachnennungen möglich	Einzelstruktur (z.B. toter Baum, Lücke)	1		
		Bestand (ca. 5-25 ha)	0		
		Landschaft (alles deutlich darüber)	0		

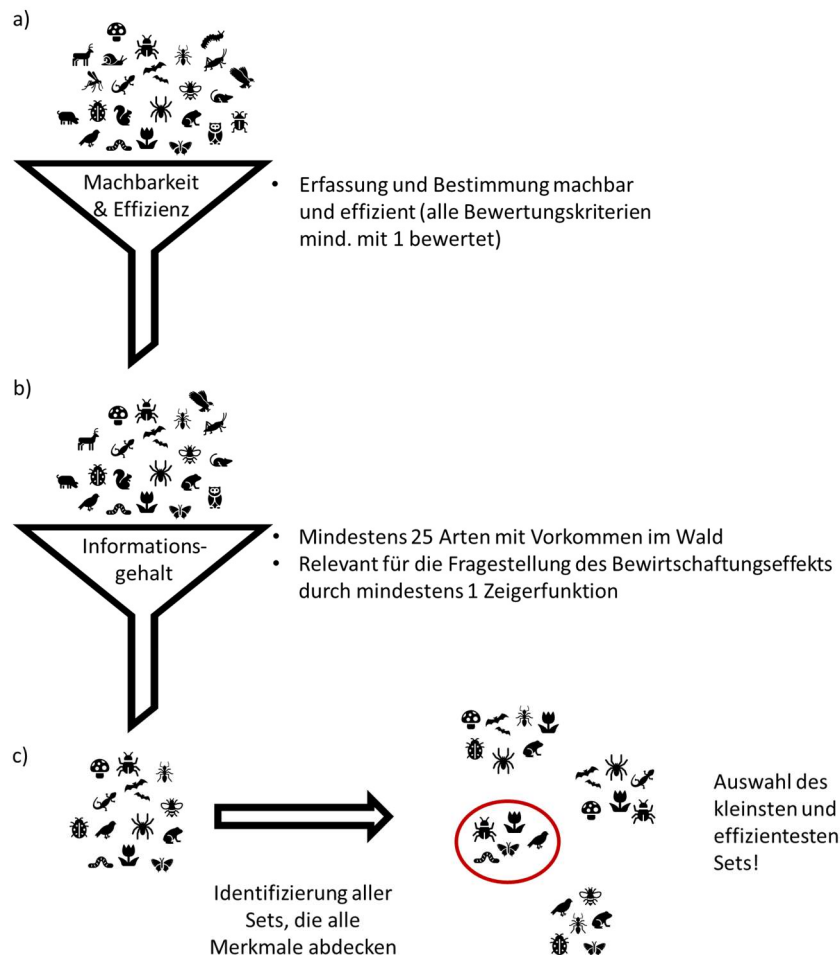


Abb. 9: Auswahlschema für die Auswahl des Sets aus State-Indikatoren

In der Kategorie Machbarkeit und Effizienz wurden die Kriterien auf einer Skala von 0 (ungeeignet) über 1 (eingeschränkt geeignet) bis 2 (gut geeignet) bewertet (Tabelle 3). Da eine Wertung mit 0 bedeutet, dass eine Gruppe nicht für ein Monitoring geeignet ist, führte dies bei einem der Kriterien dieser Kategorie zum Ausschluss der Artengruppe (Abb. 9a). Sobald eine Artengruppe die Mindestanforderungen der Machbarkeit erfüllte (d.h. bei allen Kriterien mind. die Wertung 1 erhielt), spielten die praktischen Überlegungen eine untergeordnete Rolle. So wurde gewährleistet, dass eine Gruppe ausgewählt wurde, die aufgrund ihres Informationsgehalts und ihrer ökologischen Eigenschaften am besten geeignet erscheint. Erst bei gleichwertigen Gruppen entschied die Punktzahl im Bereich Machbarkeit und Effizienz (Informationsgehalt) weiter über die Auswahl der Gruppen.

Ein weiteres zwingendes Kriterium zur Eignung für das Monitoring ist ein Bezug zur Fragestellung, der hier über eine Mindestzahl an Arten mit Vorkommen im Wald sowie das Vorhandensein einer der erarbeiteten Zeigerfunktionen definiert wurde. Viele Arten(gruppen) haben ökologische Ansprüche, die zwar den Experten gut bekannt, allerdings nicht durch wissenschaftliche Studien nachgewiesen sind. Diesem Umstand trägt die Skala von 0 (keine Zeigerfunktion) über 1 (basierend auf Expertenwissen) bis 2 (durch mind. 2 wissenschaftliche Studien belegt) Rechnung. Weiter wurde bewertet, ob nur einzelne Arten (-0.5), ein Subtaxon bzw. große Gruppe (-0.25) oder die ganze Gruppe (± 0) als Zeigerorganismus dienen konnte (Tabelle 3). Artengruppen, die mit nur wenigen Arten im Wald vorkommen oder keine der genannten Zeigerfunktionen abdecken, wurden in diesem Schritt aussortiert (Abb. 9b), da sie keinen für die Fragestellung relevanten Informationsgehalt aufwiesen.

Die ökologischen Eigenschaften wurden jeweils mit 0 (nicht durch die Gruppe repräsentiert), 0.5 (nur durch einzelne Arten bzw. eine kleine Gruppe repräsentiert) bis 1 (durch viele Arten oder die gesamte

Gruppe repräsentiert) bewertet (Tabelle 3). Durch die im Vergleich zu den Zeigerwerten etwas andere Skala (0 – 1 statt 0 – 2) wurde die Abdeckung einer Zeigerfunktion bei der Auswahl der Gruppen höher gewichtet als die Abdeckung einer ökologischen Eigenschaft.

Aus den Artengruppen, die die Grundanforderungen der Machbarkeit und Effizienz sowie des Informationsgehalts erfüllten, wurde im nächsten Schritt ein Set ausgewählt, dass komplementär die definierten Zeigerfunktionen und ökologischen Eigenschaften abdeckte (Abb. 9c). Zunächst wurden (1.) alle möglichen Kombinationen aus Artengruppen für Sets der Größe 1 bis n erstellt (n = Anzahl der Gruppen, die die „Filter“ passiert haben). Im nächsten Schritt wurden (2.) für jede mögliche Setgröße (d.h. Anzahl an Artengruppen von 1 bis n) die Kombinationen aus Artengruppen ausgewählt, durch die sich sämtliche Zeigerwerte und ökologischen Eigenschaften abdecken ließen. Diese Sets wurden schließlich (3.) auf ihre Effizienz hin bewertet. Die geringste Anzahl an Artengruppen wurde dabei als am effizientesten gewertet. Bei mehreren Sets gleicher Größe wurde die Punktzahl der Machbarkeit und Effizienz und Informationsgehalt über alle Gruppen summiert und verglichen und das Set mit der höchsten Punktzahl ausgewählt (Abb. 9c). Diese systematische Auswahl lehnt sich an das von Butler et al. (2012) entwickelte Vorgehen zur objektiven Identifizierung von Indikatorarten anhand der ökologischen Nische an.

Eine Priorisierung der Artengruppen für unterschiedliche Intensitätsstufen des Monitorings wurde auf Grundlage der vergebenen Punktzahl durchgeführt. So wurden die Artengruppen mit der höchsten Gesamtpunktzahl im Bereich Informationsgehalt und Ökologie bei einer Reduktion der Artengruppen priorisiert. Bei gleichwertigen Artengruppen entschied die höchste Gesamtpunktzahl in der Kategorie der Machbarkeit und Effizienz.

2.3 Vor- und Nachteile des beschriebenen Konzepts

Das beschriebene Vorgehen zur Auswahl von Artengruppen bietet einen nachvollziehbaren Weg, eine Kombination aus Artengruppen für ein Monitoring zu bestimmen. Durch das systematische Vorgehen wird ein großes Maß an Objektivität garantiert. Bei aller Detailliertheit der Punkteskalen für die Einzelkriterien lässt sich die Subjektivität der Punktevergabe allerdings nicht vollständig verhindern. Bei Einbeziehung von Experten kann gerade dies aber auch als Vorteil gesehen werden.

Sicherlich ist der Aufwand für das beschriebene Konzept bei der Fülle der Einzelkriterien sehr hoch. Für eine gut informierte Entscheidung erscheint dies jedoch unerlässlich. Eine Möglichkeit den Aufwand zu reduzieren, besteht darin, den Informationsgehalt und die Ökologie nur für jene Artengruppen zu bewerten, die den Filter der Machbarkeit und Effizienz passiert haben. Neben dem hohen Aufwand kann eine weitere Schwäche des Vorgehens sein, dass bei gemeinsam zu erhebenden Artengruppen (z.B. Kartieren von Moosen und Flechten, statt nur einer der beiden Gruppen) mögliche positive Effekte nicht berücksichtigt werden. Dies ließe sich aber bei der genauen Ausgestaltung des Monitorings berücksichtigen.

Als ein großer Vorteil des Konzepts erscheint der Umstand, dass es sich flexibel auf unterschiedliche Fragestellungen anwenden lässt, je nachdem welche Zeigerfunktionen (und ggf. ökologischen Merkmale) einbezogen werden. Anhand einer feineren oder gröberen Definition der ökologischen Merkmale (z.B. Zusammenfassung aller Konsumenten oder verschiedener Straten, genauere Aufteilung der Zeigerfunktionen, ...) lässt sich auch die Größe des ausgewählten Sets aus Artengruppen beeinflussen. So kann der Aufwand, auch ohne den Informationsgehalt des Sets wesentlich zu schwächen, wie es bei einer Priorisierung im Nachhinein der Fall wäre, dem zur Verfügung stehenden Budget angepasst werden. Ein Nachteil des Verfahrens kann darin gesehen werden, dass Artengruppen höherer trophischer Ebenen, die häufig artenärmer sind, naturschutzfachlich aber von großer Bedeutung sein können (z. B. Fledermäuse) keine Berücksichtigung finden. Des Weiteren sollte auch die Notwendigkeit der Anschlussfähigkeit an etablierte oder geplante Monitoringsysteme geprüft werden. In einem weiterentwickelten Design müsste diesen Einwänden Rechnung getragen werden.

2.4 Ergebnisse

Die Ergebnisse zeigten, dass die Kombination aus Vögeln, Moosen, Wanzen und Totholzkäfern die kleinstmögliche Kombination aus Artengruppen darstellt, die insgesamt alle Merkmale abdecken und dabei den höchstmöglichen Informationsgehalt aufweisen. Tabelle 4 zeigt, welche Merkmale von welcher Artengruppe abgedeckt wurden. Wenn ein Merkmal ausschlaggebend für die Aufnahme der Artengruppe in das Set war, sind die Merkmale in der Tabelle mit x gekennzeichnet. Wenn eine Artengruppe ein Merkmal zusätzlich zu einer anderen Artengruppe abdeckt, ist dieses Merkmal mit o gekennzeichnet. Merkmale im Bereich Machbarkeit und Effizienz mussten von jeder Artengruppen erfüllt sein, damit sie in das Set aufgenommen werden konnte.

Falls aufgrund von speziellen Gegebenheiten, Interessen oder anderen Gründen zusätzliche Artengruppen für ein Monitoring relevant sind, kann anhand des Rankings der bewerteten Artengruppen entschieden werden, welche Gruppen zusätzlich aufgenommen werden.

Tabelle 4: Abdeckung der unterschiedlichen Merkmale durch die Artengruppen des kleinstmöglichen Sets an Artengruppen mit der höchsten Bewertung im Bereich Informationsgehalt. x kennzeichnet Merkmale, die für die Auswahl einer Artengruppe entscheidend waren, mit o gekennzeichnete Merkmale werden durch die jeweilige Artengruppe zusätzlich abgedeckt; liefern also keine zusätzliche Information.

Kategorie	Kriterium	Code	Vögel	Moose	Wanzen	Totholz käfer
Machbarkeit und Effizienz	Taxonomisches Wissen/Bestimmungsliteratur	mue.tax	x	x	x	x
	Expertenverfügbarkeit	mue.exp	x	x	x	x
	Ökologisches Wissen	mue.eco	x	x	x	x
	Datengrundlage	mue.dat	x	x	x	x
	Verbreitung	mue.ver	x	x	x	x
	Geeignete Erfassungsmethodik	mue.erf	x	x	x	x
	Aufwand der Erhebung	mue.auf	x	x	x	x
Informationsgehalt	Anzahl Arten mit Vorkommen im Wald	inf.waz	x	x	x	x
	Zeigerfunktion	Licht		x	o	o
		Mikroklima - Temperatur	x		o	o
		Mikroklima - Feuchte	x		o	o
		Old-growth Strukturen	x	o	o	o
		Baumarten- (oder Gefäßpflanzen-) identität & -diversität	x	o	o	o
		Totholz	x	o	o	o
		Bodenzustand (pH/-feuchte/-verdichtung)		x	o	
		Vielfalt und Substraten/Strukturen	x	o		o

Ökologie/Habitat		Vielfalt der Bestandesstruktur (vertikal und horizontal)	inf.z.bs	x		o	o
	Trophische Ebene	Pathogene und Parasiten/Parasitoide	hab.tro.pat			x	
		Destruenten	hab.tro.des				x
		Produzenten	hab.tro.pro		x		
		Konsumenten 1. Ordnung (= Herbivore)	hab.tro.k1o	x		o	o
		Konsumenten höherer Ordnung (= Carnivore)	hab.tro.k2o	x		o	o
		Top-Prädatoren	hab.tro.tpr	x			
	Bindung an Stratum	Mineralboden	hab.str.min			x	
		organische Auflage	hab.str.org	x	o	o	o
		Krautschicht/Kryptogamenschicht	hab.str.kra		x	o	
		Strauchschicht	hab.str.str	x		o	o
		Stammraum	hab.str.stm	x	o	o	o
		Kronenraum	hab.str.kro	x			
	Aktionsradius	Einzelstruktur (z.B. toter Baum, Lücke)	hab.akt.ein		x	o	o
		Bestand (ca. 5-25 ha)	hab.akt.bst	x		o	
		Landschaft (alles deutlich darüber)	hab.akt.lan	x			

2.5 Literatur

- Aikens, K.R., Buddle, C.M. (2012): Small-scale heterogeneity in temperate forest canopy arthropods: stratification of spider and beetle assemblages. *Can Entomol*, 144 (4), 526–537. <https://doi:10.4039/tce.2012.51>
- Barton, P.S., Westgate, M.J., Foster, C.N., Cuddington, K., Hastings, A., O'Loughlin, L.S.,... Lindenmayer, D.B. (2020). Using ecological niche theory to avoid uninformative biodiversity surrogates. *Ecological Indicators*, 108, 105692. <https://doi:10.1016/j.ecolind.2019.105692>
- Bernhardt-Römermann, M., Baeten, L., Craven, D., De Frenne, P., Hédli, R., Lenoir, J.,... Verheyen, K. (2015). Drivers of temporal changes in temperate forest plant diversity vary across spatial scales. *Global change biology*, 21 (10), 3726–3737. <https://doi:10.1111/gcb.12993>
- Braun-Blanquet, J. (1964). Pflanzensoziologie. Grundzüge der Vegetationskunde. Wien: Springer Wien.
- Bundesamt für Naturschutz (BfN) (Hg.) (2011). Waldartenlisten der Farn- und Blütenpflanzen, Moose und Flechten Deutschlands. Unter Mitarbeit von Marcus Schmidt, Wolf-Ulrich Kriebitzsch und Jörg Ewald. Bonn- Bad Godesberg: BfN (BfN-Skripten, 299).
- Bundesamt für Naturschutz (BfN) (Hg.) (2021): Einheitlicher Methodenleitfaden „Insektenmonitoring“. Online verfügbar unter https://www.bfn.de/sites/default/files/2021-11/Methodenleitfaden_Insektenmonitoring_202104_Barrierefrei_1.pdf, zuletzt aktualisiert am 04.2022, zuletzt geprüft am 30.05.2022.

- Burda, H., Hilken, G., Zrzavý, J. (2016). Systematische Zoologie. 2. vollständig überarbeitete und erweiterte Auflage. Stuttgart: Verlag Eugen Ulmer (UTB, Band-Nr. 3119).
- Burrascano, S., de Andrade, R. B., Paillet, Y., Ódor, P., Antonini, G., Bouget, C.,...Blasi, C. (2018). Congruence across taxa and spatial scales: Are we asking too much of species data? *Global Ecol Biogeogr*, 27 (8), 980–990. <https://doi:10.1111/geb.12766>
- Burrascano, S., Trentanovi, G., Paillet, Y., Heilmann-Clausen, J., Giordani, P., Bagella, S.,...Ódor, P. (2021). Handbook of field sampling for multi-taxon biodiversity studies in European forests. *Ecological Indicators*, 132, 108266. <https://doi:10.1016/j.ecolind.2021.108266>
- Butler, S.J., Freckleton, R.P., Renwick, A.R., Norris, K. (2012). An objective, niche-based approach to indicator species selection. *Methods in Ecology and Evolution*, 3 (2), 317–326. <https://doi:10.1111/j.2041-210X.2011.00173.x>
- Concepción, E.D., Moretti, M., Altermatt, F., Nobis, M.P., Obrist, M.K. (2015). Impacts of urbanisation on biodiversity: the role of species mobility, degree of specialisation and spatial scale. *Oikos*, 124 (12), 1571–1582. <https://doi:10.1111/oik.02166>
- Cowling, R.M., Pressey, R.L., Sims-Castley, R., Le Roux, A., Baard, E., Burgers, C.J., Palmer, G. (2003). The expert or the algorithm?—comparison of priority conservation areas in the Cape Floristic Region identified by park managers and reserve selection software. *Biological Conservation*, 112 (1–2), 147–167. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(02\)00397-X](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(02)00397-X)
- Dzwonko, Z. (2001). Assessment of light and soil conditions in ancient and recent woodlands by Ellenberg indicator values. *J Appl Ecol*, 38 (5), 942–951. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2664.2001.00649.x>
- Ellenberg, H., Weber, H.E., Duell, R., Wirth, V., Werner, W., Paulissen, D. (2001). Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. *Scripta geobotanica* 18.
- Filazzola, A.; Brown, C.; Dettlaff, M.A., Batbaatar, A., Grenke, J., Bao, T.,...Cahill Jr, J. F. (2020). The effects of livestock grazing on biodiversity are multi-trophic: a meta-analysis. *Ecology letters*, 23 (8), 1298–1309. <https://doi:10.1111/ele.13527>
- Gao, T., Nielsen, A.B., Hedblom, M. (2015). Reviewing the strength of evidence of biodiversity indicators for forest ecosystems in Europe. *Ecological Indicators*, 57, 420–434. <https://doi:10.1016/j.ecolind.2015.05.028>
- Gerlach, J., Samways, M., Pryke, J. (2013). Terrestrial invertebrates as bioindicators: an overview of available taxonomic groups. *J Insect Conserv*, 17 (4), 831–850. <https://doi:10.1007/s10841-013-9565-9>
- Godefroid, S., Koedam, N. (2004). Interspecific variation in soil compaction sensitivity among forest floor species. *Biological Conservation*, 119 (2), 207–217. <https://doi:10.1016/j.biocon.2003.11.009>
- Heink, U., Kowarik, I. (2010). What criteria should be used to select biodiversity indicators? *Biodivers Conserv*, 19 (13), 3769–3797. <https://doi:10.1007/s10531-010-9926-6>
- Kati, V., Devillers, P., Dufrêne, M., Legakis, A., Vokou, D., Lebrun, P. (2004). Testing the Value of Six Taxonomic Groups as Biodiversity Indicators at a Local Scale. *Conservation Biology*, 18 (3), 667–675. <https://doi:10.1111/j.1523-1739.2004.00465.x>
- Kaufmann, S., Hauck, M., Leuschner, C. (2018). Effects of natural forest dynamics on vascular plant, bryophyte, and lichen diversity in primeval *Fagus sylvatica* forests and comparison with production forests. *J Ecol*, 106 (6), 2421–2434. <https://doi:10.1111/1365-2745.12981>
- Luo, Y.-H., Cadotte, M., Burgess, K.S., Liu, J., Tan, S.-L., Xu, K.,...Gao, L. M. (2019). Forest community assembly is driven by different strata-dependent mechanisms along an elevational gradient. *J Biogeogr*, 46 (10), 2174–2187. <https://doi:10.1111/jbi.13669>
- Magg, N., Ballenthien, E., Braunisch, V. (2019). Faunal surrogates for forest species conservation: A systematic niche-based approach. *Ecological Indicators*, 102, 65–75. <https://doi:10.1016/j.ecolind.2019.01.084>
- Müller, F., Ritz, C.M., Wesche, K., Welk, E. (Hg.) (2021). Rothmaler - Exkursionsflora von Deutschland. Gefäßpflanzen: Grundband. 22., neu überarbeitete Auflage 2021. Berlin: Springer Berlin; Springer Spektrum.

- Parolly, G., Rohwer, J.G. (2016). Schmeil-Fitschen. Die Flora Deutschlands und angrenzender Länder ; ein Buch zur Bestimmung aller wildwachsenden und häufig kultivierten Gefäßpflanzen. 96., völlig Neubearb. und erw. Aufl. Wiebelsheim: Quelle & Meyer.
- Pinto, P.E., Dupouey, J.-L., Hervé, J.-C., Legay, M., Wurrpillot, S., Montpied, P., Gégout, J.-C. (2016). Optimizing the bioindication of forest soil acidity, nitrogen and mineral nutrition using plant species. *Ecological Indicators*, 71, 359–367. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.05.047>
- Plank, M., Fiedler, K., Reiter, G. (2012). Use of forest strata by bats in temperate forests. *J Zool*, 286 (2), 154–162. <https://doi.org/10.1111/j.1469-7998.2011.00859.x>
- Sarrazin, V., Kuhs, V., Kullmann, B., Kreutle, A., Pusch, C., Thiel, R. (2021). A sensitivity-based procedure to select representative fish species for the Marine Strategy Framework Directive indicator development, applied to the Greater North Sea. *Ecological Indicators*, 131, 108161. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2021.108161>
- Seibold, S., Cadotte, M.W., MacIvor, J.S., Thorn, S., Müller, J. (2018). The Necessity of Multitrophic Approaches in Community Ecology. *Trends in Ecology & Evolution*, 33 (10), 754–764. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2018.07.001>
- Slade, E.M., Merckx, T., Riutta, T., Bebb, D.P., Redhead, D., Riordan, P., Macdonald, D.W. (2013). Life-history traits and landscape characteristics predict macro-moth responses to forest fragmentation. *Ecology*, 94 (7), 1519–1530. <https://doi.org/10.1890/12-1366.1>
- Tinya, F., Márialigeti, S., Király, I., Németh, B., Odor, P. (2009). The effect of light conditions on herbs, bryophytes and seedlings of temperate mixed forests in Orség, Western Hungary. *Plant Ecology*, 204 (1), 69–81.
- Vergara, P.M., Fierro, A., Carvajal, M.A., Alaniz, A.J., Quiroz, M. (2022). Multiple environmental drivers for the Patagonian forest-dwelling beetles: Contrasting functional and taxonomic responses across strata and trophic guilds. *The Science of the total environment*, 838 (Pt 1), 155906. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.155906>
- Voigt, W., Perner, J., Davis, A.J., Eggers, T., Schumacher, J., Bährmann, R.,...Sander, F. W. (2003). Trophic levels are differentially sensitive to climate. In: *Ecology* 84 (9), 2444–2453. <https://doi.org/10.1890/02-0266>
- Voříšková, J., Brabcová, V., Cajthaml, T., Baldrian, P. (2014). Seasonal dynamics of fungal communities in a temperate oak forest soil. *The New phytologist*, 201 (1), 269–278. <https://doi.org/10.1111/nph.12481>
- Wamelink, G.W.W., Joosten, V., van Dobben, H.F., Berendse, F. (2002). Validity of Ellenberg indicator values judged from physico-chemical field measurements. *Journal of vegetation science*, 13 (2), 269–278.
- Westgate, M.J., Tulloch, A.I.T., Barton, P.S., Pierson, J.C., Lindenmayer, D.B. (2017). Optimal taxonomic groups for biodiversity assessment: a meta-analytic approach. *Ecography*, 40 (4), 539–548. <https://doi.org/10.1111/ecog.02318>
- Wickham, J.D., Wu, J., Bradford, D.F. (1997). A conceptual framework for selecting and analyzing stressor data to study species richness at large spatial scales. *Environmental Management*, 21 (2), 247–257. <https://doi.org/10.1007/s002679900024>
- Winter, K., Bogenschütz, H., Dorda, D., Dorow, W.H.O., Flechtner, G., Graefe, U.,...Tauchert, J. (1999). Programm zur Untersuchung der Fauna in Naturwäldern. Eching: IHW-Verl.
- Zeller, L., Förster, A., Key, C., Meyer, P., Roschak, C., & Ammer, C. (2023). What does literature tell us about the relationship between forest structural attributes and species richness in temperate forests?—A review. *Ecological Indicators*, 153, 110383. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2023.110383>

3. Auswahl von Flächen für ein Biodiversitätsmonitoring auf Landschaftsebene

3.1 Zielsetzung

Das Vorhaben WABI hatte zum Ziel, einen Vorschlag für ein Monitoringsystem zu entwickeln, mit dem die Effekte der Waldbewirtschaftung auf die Biodiversität von Waldlandschaften in Deutschland belastbar abgeschätzt werden können.

Für die Umsetzung dieses Monitoringsystems sollten aus dem derzeitigen Bestand der NWE-Gebiete in Deutschland repräsentative Waldflächen von vorzugsweise 300 ha Größe auf Grundlage der Kriterien Naturräume, Standorte und Waldgesellschaften ausgewählt werden.

Im nächsten Schritt sollten unter Berücksichtigung von Standort, Waldstruktur und Nutzungsgeschichte geeignete Vergleichsflächen ähnlicher Größe im Wirtschaftswald in der Nähe der NWE-Flächen identifiziert werden. Die NWE-Flächen sollten von den Wirtschaftswaldflächen möglichst räumlich getrennt sein, um Interaktionen von Artengruppen zwischen den Flächen weitgehend auszuschließen (> 200m).

Die Landesforstbetriebe und Anstalten des öffentlichen Rechts der am Projekt teilnehmenden Bundesländer Baden-Württemberg, Bayern, Brandenburg, Hessen, Mecklenburg-Vorpommern, Niedersachsen, Nordrhein-Westfalen, Rheinland-Pfalz, Saarland, Sachsen, Sachsen-Anhalt, Schleswig-Holstein und Thüringen unterstützten das Vorhaben sowohl inhaltlich als auch hinsichtlich der Auswahl von geeigneten Vergleichspaaren bewirtschafteter und unbewirtschafteter Waldlandschaften und stellten die für die Flächenauswahl notwendigen Geo- und Sachdaten ihres Forstbetriebs zur Verfügung.

3.2 Methode

Die Auswahl der Flächenpaare aus annähernd gleich großen bewirtschafteten und unbewirtschafteten Waldflächen wurde mit Hilfe von 12 Attributen unter der Maßgabe möglichst großer Vergleichbarkeit flächenscharf durchgeführt (Tabelle 5). Natürlich lässt es sich nicht ganz vermeiden, dass gewisse Unterschiede zwischen den beiden Teilflächen bestehen. Eine Erstaufnahme der Flächen kann dabei helfen, diese zu quantifizieren. Und durch Wiederholungsaufnahmen kann abgeschätzt werden, ob beide Flächen langfristig hinsichtlich Lebensraumausstattung und Arteninventar divergieren.

Tabelle 5: Auswahlkriterien für die bewirtschafteten und unbewirtschafteten Vergleichsflächen

Standortbedingungen	Strukturattribute
a) Geologie	h) Flächenaufteilung
b) Bodentyp	i) Arrondierung
c) Höhe (ü.N.N.)	j) Baumartenverteilung
d) Exposition	k) Bestockungsgrad
e) Hangneigung	l) Altersklassen
f) Wasserhaushalt	
g) Nährstoffversorgung	

Über den Bray-Curtis-Index wurde dann für jedes Attribut die Verschiedenheit der Naturwaldfläche und der benachbarten Wirtschaftswaldfläche berechnet. Dieser Index liegt immer zwischen 0 und 1, wobei ein Wert von 0 bedeutet, dass die beiden Flächen eines Flächenpaares in Bezug auf ein Attribut keinen Unterschied aufweisen. Umgekehrt bedeutet ein Wert von 1, dass die beiden Flächen keine Gemeinsamkeit in Bezug auf das Attribut haben. Ziel war es, Flächenpaare zu identifizieren, bei dem

der Wert für kein Attribut höher als 0,5 ist und der Mittelwert aller Indizes eines Flächenpaares unter 0,2 liegt. Zudem sollte das Verhältnis von Grenzlänge (in km) zur Größe einer Fläche (km²) als Ausdruck der Kompaktheit (Arrondierung) nicht höher als 0,4 sein und der Mittelwert des Flächenpaares nicht über 0,3 (siehe Anhang 1).

3.3 Testgebiet Weserhänge – Flächenauswahl und Landnutzungsgeschichte

Für die Entwicklung des Monitoringsystems wurde ein Flächenpaar in Hessen als Pilotgebiet für Methodentests gesucht. Für dieses Flächenpaar galten dieselben Kriterien, wie für die Auswahl aller anderen Paare. Geeignete Flächenpaare fanden sich grundsätzlich auch bei den NWE-Flächen Feldatal, Kammerforst, Schelderwald, Weserhänge und Wispertaunus. Von diesen Optionen wies allerdings das Flächenpaar „Weserhänge“ in Nordhessen die besten Bray-Curis-Indizes auf (Abb. , Tabelle 6, Tabelle 7, Abb. 11) und wurde daher ausgewählt. Das Pilotgebiet liegt in den zur Weser hin abfallenden Buchenwäldern östlich des Reinhardswaldes, dem größten und nördlichsten Waldgebiet in Hessen und ist geologisch geprägt von mittlerem Buntsandstein mit Lössauflagen. Der dominierende Waldtyp ist der Hainsimn-Buchenwald.

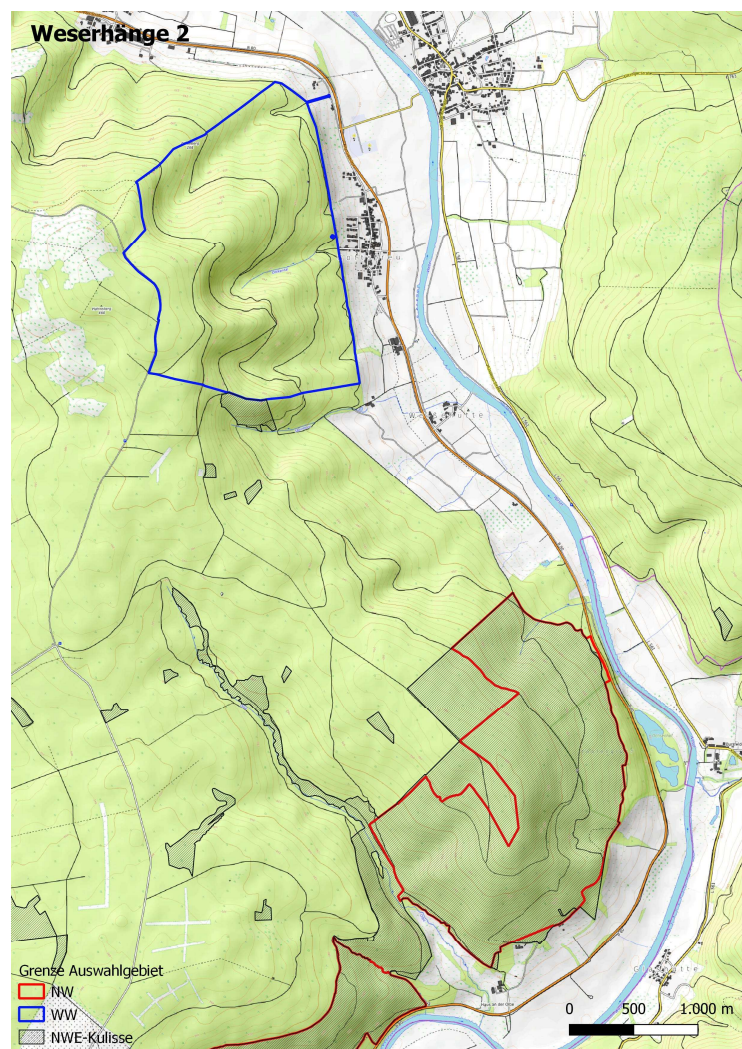


Abb. 10: Flächenscharfe Abgrenzung der hessischen Prozessschutzfläche „Weserhänge“ (NWE, rot) und einer benachbarten bewirtschafteten Waldfläche (WW, blau). Kartendaten: © OpenStreetMap-Mitwirkende, SRTM
Kartendarstellung: © OpenTopoMap (CC-BY-SA)

Tabelle 6: Übersicht über die Flächengröße von Prozessschutzfläche (NWE) und Wirtschaftswald (WW) des hessischen Flächenpaares „Weserhänge“

Gebiet	Gesamtfläche (ha)	Fläche NWE (ha)	Flächenanteil NWE (%)
Prozessschutzfläche (NWE)	304,3	302,9	99,6
Wirtschaftswald (WW)	313,0	0,0	0,0

Tabelle 7: Mittelwert und Standardabweichung (SD) aller Bray-Curtis-Indizes

ID	Mean	SD
Weserhänge 2	0,14	0,152

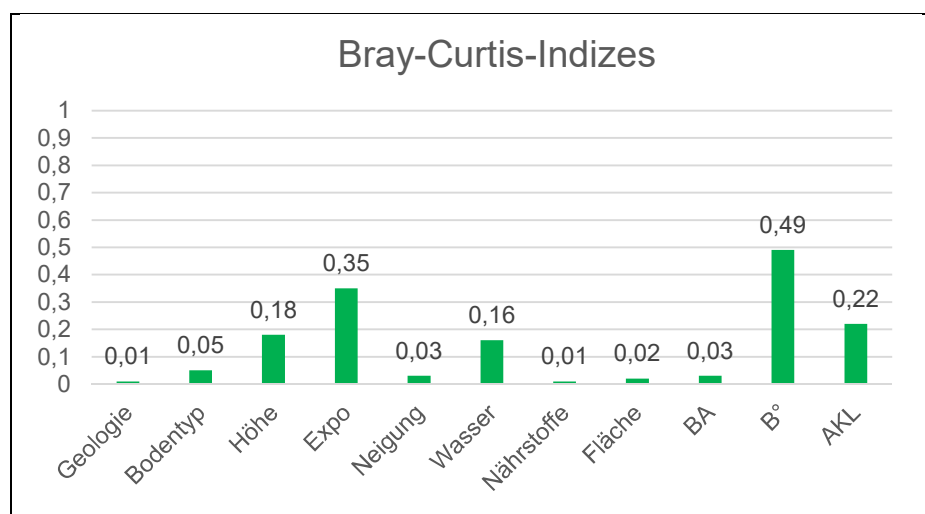


Abb. 11: Bray-Curtis-Indizes der Wertepaare der einzelnen Attribute. Die folgenden Abkürzungen wurden benutzt: BA = Baumarten, B° = Bestockungsgrad, AKL = Altersklasse der Bestände, Expo = Exposition, Fläche = Arrondierung der Gebiete.

Landnutzungsgeschichte und Habitatkontinuität

Für die Artenvielfalt im Wald ist die Habitatkontinuität von zentraler Bedeutung. Wenn möglich sollte unterschieden werden zwischen (1) Beständen, die eine mehrhundertjährige **Wald-Kontinuität** aufweisen, (2) Beständen, die sich durch eine mehrhundertjährige **Laubwald-Kontinuität** auszeichnen und (3) Laubwaldbeständen mit einer vermutlich jahrhundertlang nicht unterbrochenen **Alt- und Totholz-Kontinuität**. Informationen zu einer Alt- und Totholz-Kontinuität sind jedoch nur in wenigen Fällen flächenscharf verfügbar. Die Informationen zur Wald- und zur Laubwald-Kontinuität wurden für das Wabi-Pilotgebiet „Weserhänge“ mit seinen beiden Teilflächen (Wald mit natürlicher Entwicklung – NWE-Fläche und Wirtschaftswald – WW-Fläche) vergleichend erarbeitet. Dabei wurde eine Verknüpfung klassischer historischer Forschungsansätze (v. a. Kartenanalyse, Literaturrecherche) mit Methoden der Fernerkundung (Auswertung von Digitalen Geländemodellen, DGM1) vorgenommen (Abb. 12).

Im Ergebnis ist mit Ausnahme weniger ehemaliger Acker- und Grünlandflächen für das Untersuchungsgebiet von einer seit der nacheiszeitlichen Wiederbewaldung durchgehenden **Waldkontinuität** auszugehen, die in der NWE-Fläche mit 98 % und in der WW-Fläche mit 91 % beziffert werden kann (siehe Anhang 3).

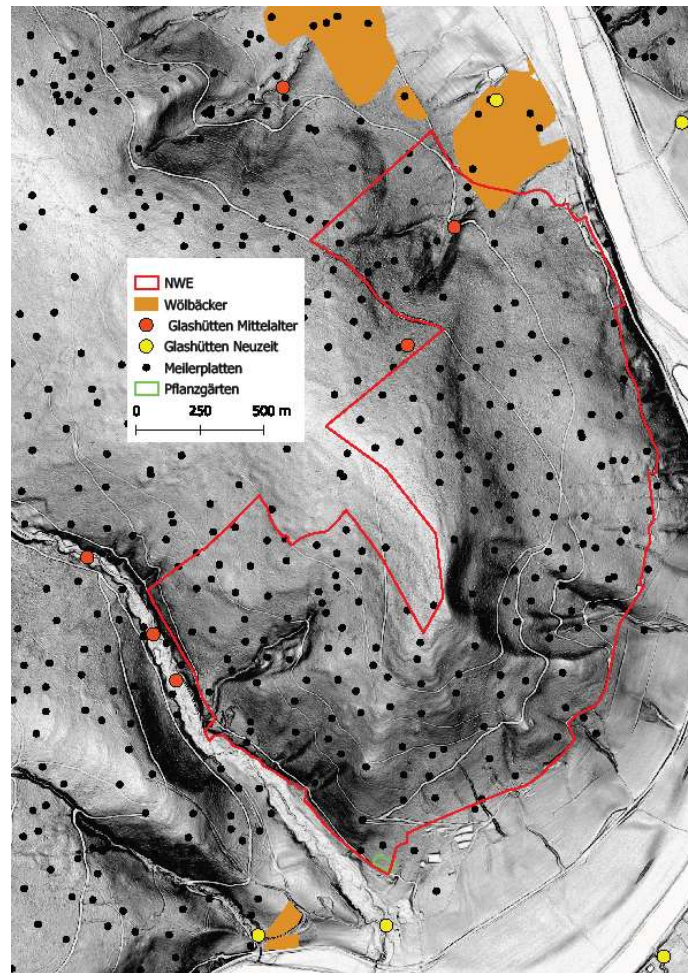


Abb. 12: Kartierte Spuren der Landnutzungsgeschichte im Pilotgebiet Weserhänge. NWE – Wald mit natürlicher Entwicklung, WW – Wirtschaftswald (Vergleichsfläche). Kartengrundlage: DGM1 ©HVBG

Bezogen auf die letzten 300 Jahre zeichnet sich die Wirtschaftswaldfläche durch eine **Laubwaldkontinuität** von 80 % aus. Der Vergleichswert der NWE-Fläche beträgt 91 %. Vorherrschende Baumart war und ist die Rotbuche, deren Flächenanteil ab 1827 über Forstkarten genau nachvollziehbar ist. Aufgrund vielfältiger und lange andauernder Nutzungseinflüsse kann eine nennenswerte **Alt- und Totholzkontinuität** nur für sehr wenige, schlecht erreichbare Standorte (steile Hänge und Taleinschnitte) angenommen werden. Daher fehlen mehr als 200 Jahre alte Laubwaldbestände in der WW-Fläche völlig und sind in der NWE-Fläche nur in geringem Umfang (6 %) erhalten geblieben.

3.4 Ergebnisse

3.4.1 Flächenauswahl

Bei der Auswahl von Modellgebieten für ein deutschlandweites Biodiversitätsmonitoring im Rahmen des WABI-Projektes ist die Vergleichbarkeit der Flächenpaare von bewirtschafteten und unbewirtschafteten Waldflächen eine der wichtigsten Grundvoraussetzungen, um den Einfluss der Bewirtschaftung auf die Biodiversität bewerten zu können. Neben rezenten Einflüssen, wie anthropogenen Störungen, dem Klima und den Standortbedingungen spielen die Habitatkontinuität sowie die historische Landnutzung dabei eine entscheidende Rolle (siehe hierzu Anhang 4).

Im Rahmen des WABI-Vorhabens konnten insgesamt 10 Flächenpaare aus vergleichbaren bewirtschafteten und unbewirtschafteten Wäldern unter Berücksichtigung der 12 erwähnten

Attribute flächenscharf ausgewiesen werden (Abb. 13). Diese können den folgenden fünf Waldtypen zugeordnet werden:

- Buchenwälder reicherer Standorte
- Hainsimsen-Buchenwälder
- Eichenwälder
- Auenwälder
- Kiefernwälder



Abb. 13: Für die Umsetzung des Monitoringsystems ausgewählte Flächenpaare

3.4.2 Flächenpaare der einzelnen Bundesländer

Baden-Württemberg (Föhrenberg)

In Baden-Württemberg wurde innerhalb des Biosphärengebietes Schwäbische Alb der Bannwald „Föhrenberg“ als NWE-Fläche ausgewählt (Abb. 14, Tabelle 8). Dieser Bannwald liegt im Landkreis Reutlingen am Rande des Ermstals bei Bad Urach-Seeburg etwa 17 km östlich von Reutlingen und ist 176 ha groß. Es handelt sich dabei vorwiegend um einen sommerwarmen, submontanen Waldgersten-Buchenwald mit Tanne. Seit dem 31. Januar 2008 ist der Bannwald durch eine Verordnung des Ministeriums für Ernährung und ländlichen Raum unter Schutz gestellt und stellt eine der Kernzonen des Biosphärengebietes Schwäbisch Alb dar. Dem Bannwald nördlich vorgelagert findet sich die vergleichbare große bewirtschaftete Vergleichsfläche

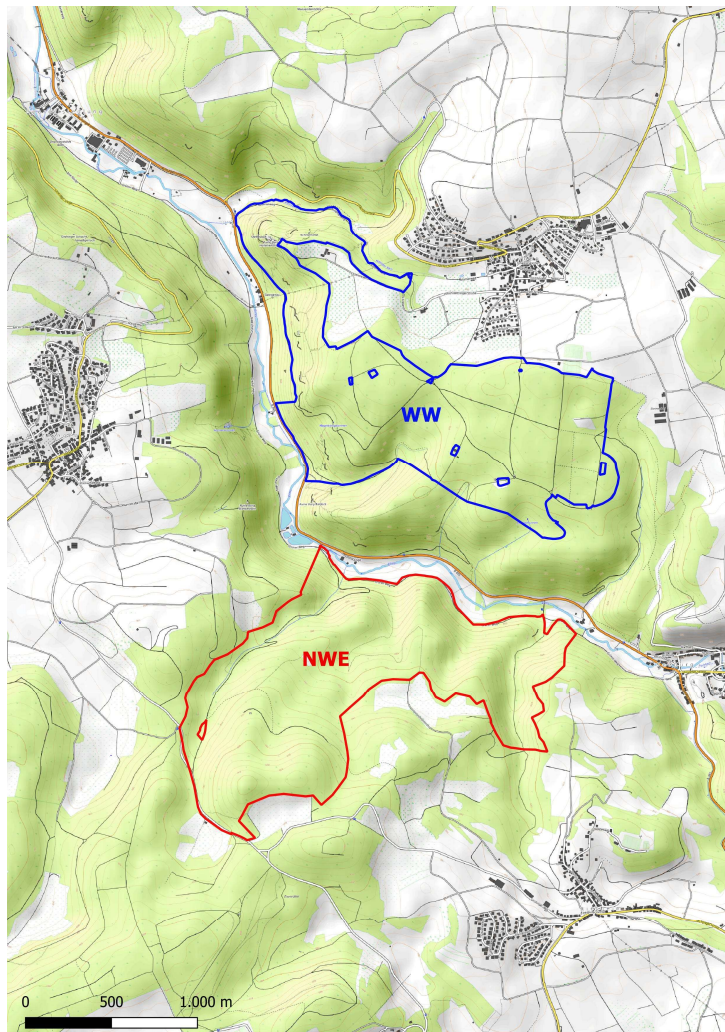


Abb. 14: Das Flächenpaar „Föhrenberg“ im Biosphärengebiet Schwäbische Alb (Bannwald, Prozessschutzfläche (NWE, rot) und bewirtschaftete Fläche (WW, blau)). . Kartendaten: © OpenStreetMap-Mitwirkende, SRTM ,Kartendarstellung: © OpenTopoMap (CC-BY-SA)

Tabelle 8: Übersicht über die Flächengröße des WABI-Flächenpaares „Föhrenberg“

Gebiet	Gesamtfläche (ha)	Fläche NWE (ha)	Flächenanteil NWE (%)
Prozessschutzfläche (NWE)	176,23	174,80	99,2
Wirtschaftswald (WW)	176,77	0	0

Die Teilflächen des Flächenpaares „Föhrenberg“ in Baden-Württemberg unterscheiden sich in ihrer historischen Waldflächenentwicklung deutlich. Während die Prozessschutzfläche schon seit über 200 Jahren zu 100 % bewaldet und zudem fast ausschließlich von Laubwäldern bedeckt ist, finden sich in der Wirtschaftswaldfläche auf fast einem Drittel der Standorte historisch junge Wälder. Auch der Nadelwaldanteil von etwa 22% ist in der Wirtschaftswaldfläche wesentlich höher als auf der Fläche mit natürlicher Waldentwicklung (2,3%). Dies dürfte Auswirkungen auf die Artenzusammensetzung und damit die Vergleichbarkeit der Biodiversitätsentwicklung der Gebiete gehabt haben und auch zukünftig zu beobachten sein.

Historische Nutzungseinflüsse beschränken sich weitgehend auf ackerbauliche Nutzungen, die auf beiden Teilflächen einen etwa vergleichbaren Umfang eingenommen haben.

Bayern (Irtenberger Wald)

Etwa 12 km südwestlich von Würzburg in Bayern liegt das 517 ha große Naturwaldreservat „Irtenberger Wald“. Innerhalb dieses Naturwaldes liegt die gleichnamige WABI-Prozessschutzfläche mit einer Größe von 337 ha (Abb. 15, Tabelle 9). Er wurde im Jahr 2020 aus der Bewirtschaftung genommen und ist Teil des über 4.000 ha großen Waldgebietes „Irtenberger- und Guttenberger Wald“.

Das Waldgebiet befindet sich in einer der wärmsten und trockensten Gegenden Bayerns mit den vorherrschenden Waldgesellschaften Waldmeister-Buchenwald, Labkraut-Eichen-Hainbuchenwald und Sternmieren-Eichen-Hainbuchenwald auf sehr fruchtbaren Mischlehmen.

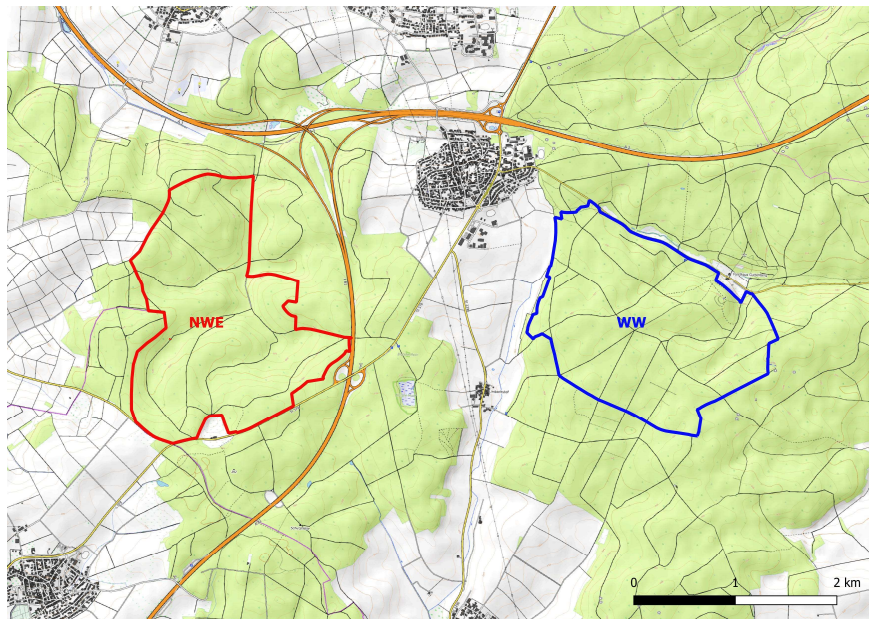


Abb. 15: Das Flächenpaar „Irtenberger Wald“ mit Prozessschutzfläche (NWE, rot) und bewirtschafteter Fläche (WW, blau).). Kartendaten: © OpenStreetMap-Mitwirkende, SRTM, Kartendarstellung: © OpenTopoMap (CC-BY-SA)

Tabelle 9: Übersicht über die Flächengröße des WABI-Flächenpaares „Irtenberger Wald“

Gebiet	Gesamtfläche (ha)	Fläche NWE (ha)	Flächenanteil NWE (%)
Prozessschutzfläche (NWE)	337,18	337,18	100
Wirtschaftswald (WW)	335,21		0

Die Flächenanteile historisch alter Laub- und Mischwaldflächen sind in den beiden Teilflächen des WABI-Projektgebiets Irtenberger Wald ähnlich hoch und damit sehr gut vergleichbar. Beide Teilgebiete wurden im Mittelalter ackerbaulich genutzt. Dabei ist die Länge an Ackerterrassenstrukturen und die Fläche von durch Wölbäckern geprägter Böden in der Prozessschutzfläche deutlich höher als in der Wirtschaftswaldfläche. Hier ist es dagegen neuzeitlich durch die Anlage von Entwässerungsgräben zu standörtlichen Veränderungen gekommen. Zudem finden sich in der Wirtschaftswaldfläche Spuren einer ehemaligen Burganlage, deren Einfluss auf die umliegenden Waldflächen schwer abschätzbar ist. Es kann jedenfalls als sicher gelten, dass das Umfeld der Burg zur Zeit ihrer Nutzung waldfrei war.

Somit scheinen sich die beiden Teilgebiete des Projektgebiets zwar in der Art historischer und neuzeitlicher Nutzungseinflüsse in gewissem Maß zu unterscheiden, aber in der Gesamtbetrachtung durch menschliche Einflüsse ähnlich beeinflusst gewesen zu sein.

Mecklenburg-Vorpommern (Kargower Holz)

Im Gebiet der Mecklenburgischen Seenplatte befindet sich mit dem Müritz Nationalpark der größte terrestrische Nationalpark Deutschlands. Er wurde 1990 gegründet und erstreckt sich über 322 km², von denen 72% mit Wäldern und 13% von Seen bedeckt sind. Aus einer Flächenkulisse von 1.200 ha unbewirtschafteter Waldfläche aus weitläufigen Kiefernbeständen innerhalb des Nationalparks wurde der Bereich „Kargower Holz“ als WABI-Prozessschutzfläche ausgewählt. Die Fläche liegt etwa 10 km östlich von Waren an der Müritz und wird seit 2016 nicht mehr bewirtschaftet. Naturräumlich betrachtet handelt es sich in dem Bereich um anhydromorphe Sandmosaiken mit mäßiger Nährkraftausstattung, die im Wuchsgebiet „Mittelmecklenburger Jungmoränenland“ liegen. Als bewirtschaftete Vergleichsfläche wurde im angrenzenden Forstamt Nossentiner Heide eine knapp 340 ha große Waldfläche 20 km westlich von Waren ausgewählt (Abb. 16, Tabelle 10). Beide Teilflächen sind zu über 90% mit Kiefern bestockt.

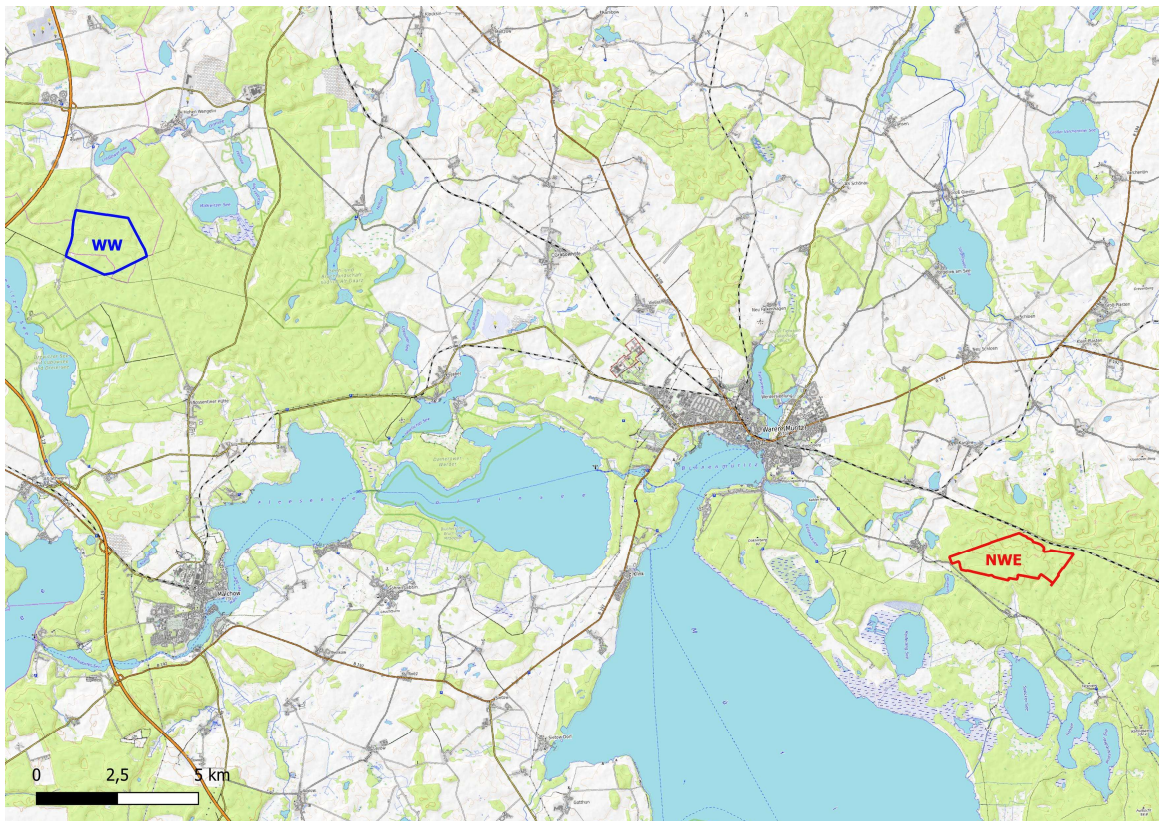


Abb. 16: Das Flächenpaar „Kargower Holz“ mit Prozessschutzfläche (NWE, rot) und bewirtschafteter Fläche (WW, blau). Kartendaten: © OpenStreetMap-Mitwirkende, SRTM, Kartendarstellung: © OpenTopoMap (CC-BY-SA)

Tabelle 10: Übersicht über die Flächengröße des WABI-Flächenpaares „Kargower Holz“

Gebiet	Gesamtfläche (ha)	Fläche NWE (ha)	Flächenanteil NWE (%)
Prozessschutzfläche (NWE)	337,56	337,56	100
Wirtschaftswald (WW)	339,21	0	0,0

Die Kiefernwälder des Projektgebiets „Kargower Holz“ teilen sich sowohl im Falle der Prozessschutz- als auch der Wirtschaftswaldfläche zu jeweils etwa der Hälfte in historisch alte und junge Waldstandorte auf. Die historische Waldflächenentwicklung der beiden Flächen unterscheidet sich demnach nicht wesentlich voneinander.

Der überwiegende Flächenanteil der beiden Teilflächen weist historische Ackernutzung in Form von nur noch schwach erkennbaren Wölbäckern auf. Es ist also von einer längerfristigen waldfreien Periode im Mittelalter und einer deutlichen Veränderung der oberen Bodenstruktur auszugehen. Allerdings trifft dies auf beide Teilflächen zu, weshalb grundsätzlich von sehr gut vergleichbaren Verhältnissen auszugehen ist.

Niedersachsen (Hohenstein)

Das Naturschutzgebiet „Hohenstein“ liegt 5 km nordöstlich von Hessisch Oldendorf in Niedersachsen. Es besteht aus einem Teilbereich des Süntel mit herausragenden Felsformationen, die bis auf 340 m ü. NN hinaufragen. Namensgebend ist der eigentliche „Hohenstein“ mit seinen 40-50 m hohen Wänden. In dem Naturschutzgebiet herrschen Waldmeister-Buchenwälder und Hainsimn-Buchenwälder vor. Das Naturschutzgebiet wurde bereits 1930 eingerichtet und beherbergt seit 1972 ein 58,9 ha großes Naturwaldreservat. Seit 2018 ist das Naturschutzgebiet von 312 ha Größe komplett aus der forstlichen Nutzung genommen.

Die bewirtschaftete Vergleichsfläche liegt 12 km nordwestlich von Hessisch Oldendorf, direkt nördlich von Rinteln in dem westlich direkt an den Süntel anschließenden Wesergebirgszug (Abb. 17, Kartendaten: © OpenStreetMap-Mitwirkende, SRTM , Kartendarstellung: © OpenTopoMap (CC-BY-SA).

Tabelle 11). Geologisch sind sich beide Flächen sehr ähnlich und geprägt von Kalkstein, Dolomit und Mergelstein, sowie Tonstein und Schluffstein.



Abb. 17: Das Flächenpaar „Hohenstein“ (Prozessschutzfläche (NWE, rot) und bewirtschaftete Fläche (WW, blau)). Kartendaten: © OpenStreetMap-Mitwirkende, SRTM , Kartendarstellung: © OpenTopoMap (CC-BY-SA).

Tabelle 11: Übersicht über die Flächengröße des WABI-Flächenpaares „Hohenstein“

Gebiet	Gesamtfläche (ha)	Fläche NWE (ha)	Flächenanteil NWE (%)
Prozessschutzfläche (NWE)	312,07	312,07	100
Wirtschaftswald (WW)	310,00	15,50	5,0

Während die Prozessschutzfläche des Projektgebiets „Hohenstein“ zu 100 % historisch alte Waldbestände aufweist, ist etwa die Hälfte der Wirtschaftswaldfläche erst nach dem 18. Jahrhundert durch Aufforstung oder natürliche Wiederbewaldung entstanden. Dies unterscheidet die beiden Gebiete deutlich. Da es sich allerdings um Waldflächen des Berglandes handelt, in der insgesamt die Waldflächenkontinuität auf großer Fläche nie vollständig unterbrochen wurde, ist von einem deutlich höheren Wiederbesiedlungspotenzial als im Tiefland auszugehen. Insgesamt ist die Vergleichbarkeit der Gebiete mit Blick auf die Landnutzungsgeschichte leicht eingeschränkt.

Auch im Hinblick auf die Häufigkeit historischer Nutzungsspuren weisen die beiden Teilflächen des Projektgebietes deutliche Unterschiede auf. Während in der Prozessschutzfläche lediglich einige wenige Hohlwege und Meilerplatten sowie ein einzelner Pflanzgarten aus dem DGM abgeleitet werden konnten, wurde die Wirtschaftswaldfläche wohl auch in der weiter zurückliegenden Vergangenheit bereits intensiver genutzt. Davon zeugen ein dichtes Netz an Hohlwegen und eine große Zahl an Meilerplatten sowie Wölbackerstrukturen und Bodenabbauflächen. Das Umfeld einer wahrscheinlich mittelalterlichen Burg wird zur Zeit der Nutzung der Anlage waldfrei gewesen sein, dies gilt auch für den Bereich einer vermutlich eisenzeitlichen Wallanlage im Osten der Wirtschaftswaldfläche.

In ihrer historischen Waldflächenentwicklung unterscheiden sich die beiden Teilflächen des niedersächsischen Projektgebietes damit deutlich, was bei weiteren Untersuchungen und der Interpretation von Biodiversitätsdaten berücksichtigt werden muss.

Nordrhein-Westfalen (Egge-Nord)

Das rund 2.600 ha große Naturschutzgebiet „Egge-Nord“ liegt im Norden des Eggegebirges östlich von Paderborn und wurde 1996 unter Schutz gestellt. Die ausgewählte unbewirtschaftete Fläche liegt 13 km nordöstlich von Paderborn und hat eine Größe von knapp 300 ha (Abb. 18,

Tabelle 12). Direkt östlich anschließend liegt die nahezu gleich große, bewirtschaftete Vergleichsfläche. In beiden Flächen herrschen Waldmeister-Buchenwälder vor, wobei die bewirtschaftete Fläche stärker durch Mischwald geprägt ist.

Bei beiden Teilflächen des Projektgebiets „Egge-Nord“ in Nordrhein-Westfalen handelt es sich zu nahezu 100 % um historisch alte Laubwaldbestände. Die Vergleichbarkeit der Waldflächenentwicklung ist damit gegeben.

Beide Teilflächen des Projektgebiets weisen eine große Zahl historischer Nutzungsspuren auf. Die Erschließung durch Hohlwege, sowie die Intensität der Nutzung der Waldflächen zur Holzkohlegewinnung, scheinen dabei von ähnlichem Ausmaß gewesen zu sein. Zusätzlich wurde in der NWE-Fläche aber im Mittelalter vermutlich in noch größerem Umfang Ackerwirtschaft betrieben. Im Nordosten zeigt sich eine größere Zahl vermutlich bronzezeitlicher Hügelgräber. Zudem scheint die Fläche im zweiten Weltkrieg stärkeren Bombenabwürfen ausgesetzt gewesen zu sein als die Wirtschaftswaldfläche. Insbesondere die ackerbauliche Bewirtschaftung einer größeren Teilfläche könnte dabei die Artenzusammensetzung der Prozessschutzfläche stärker und damit abweichend von der Wirtschaftswaldfläche beeinflusst haben. Dies ist bei vergleichenden Biodiversitätsuntersuchungen zu berücksichtigen.

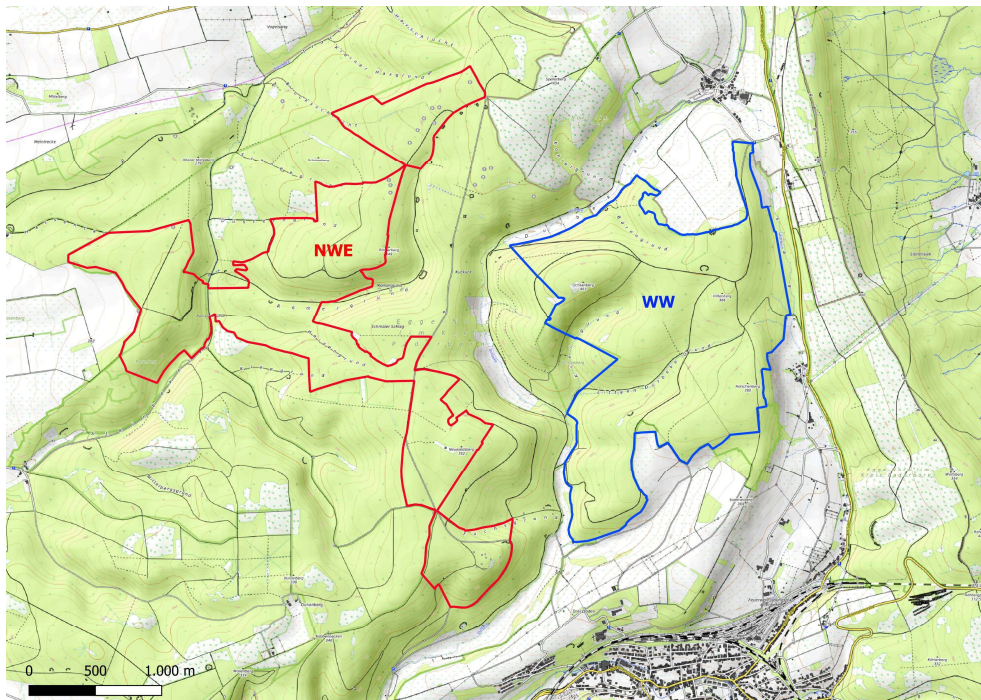


Abb. 18: Das Flächenpaar „Egge-Nord“ (Prozessschutzfläche (NWE, rot) und bewirtschaftete Fläche (WW, blau)). Kartendaten: © OpenStreetMap-Mitwirkende, SRTM, Kartendarstellung: © OpenTopoMap (CC-BY-SA)

Tabelle 12: Übersicht über die Flächengröße des WABI-Flächenpaares „Egge-Nord“

Gebiet	Gesamtfläche (ha)	Fläche NWE (ha)	Flächenanteil NWE (%)
Prozessschutzfläche (NWE)	297,85	294,22	98,8
Wirtschaftswald (WW)	297,20	0	0

Rheinland-Pfalz (Pfälzerwald)

Der Pfälzerwald ist das größte zusammenhängende Waldgebiet Deutschlands. Im Jahr 1992 wurde dort das „Biosphärenreservat Pfälzerwald“ mit einer Größe von 179.000 ha ausgewiesen. Hier bildet das Quellgebiet der Wieslauter mit einer Fläche von fast 2.400 ha eine Kernzone des Biosphärenreservats. Es liegt in der Südwestpfalz etwa 15 km nordöstlich von Pirmasens zwischen Merzalben und Hauenstein. Für WABI wurden aus dieser Kernzone eine 332 ha große unbewirtschaftete Waldfläche in dem Quellgebiet der Wieslauter direkt westlich von Hermesbergerhof, und eine 329 ha große bewirtschaftete Vergleichsfläche auf der Mühlenberger Ebene direkt nördlich von Hofstätten ausgewählt (Abb. 19, Tabelle 13). Beide Flächen werden von Hainsimsen-Buchenwäldern und Traubeneichenwäldern dominiert. Die unbewirtschaftete Fläche wurde 2007 aus der Bewirtschaftung genommen und ist geologisch geprägt von Sandstein mit podsoligen Braunerden und mäßig frischen bis sehr frischen Standorten.

Das Projektgebiet „Pfälzerwald“ wird sowohl in der Prozessschutz- wie in der Wirtschaftswaldfläche etwa je zur Hälfte von historisch alten Laub- und Mischwaldflächen geprägt. Eine gute Vergleichbarkeit hinsichtlich der Waldgeschichte ist damit gegeben.

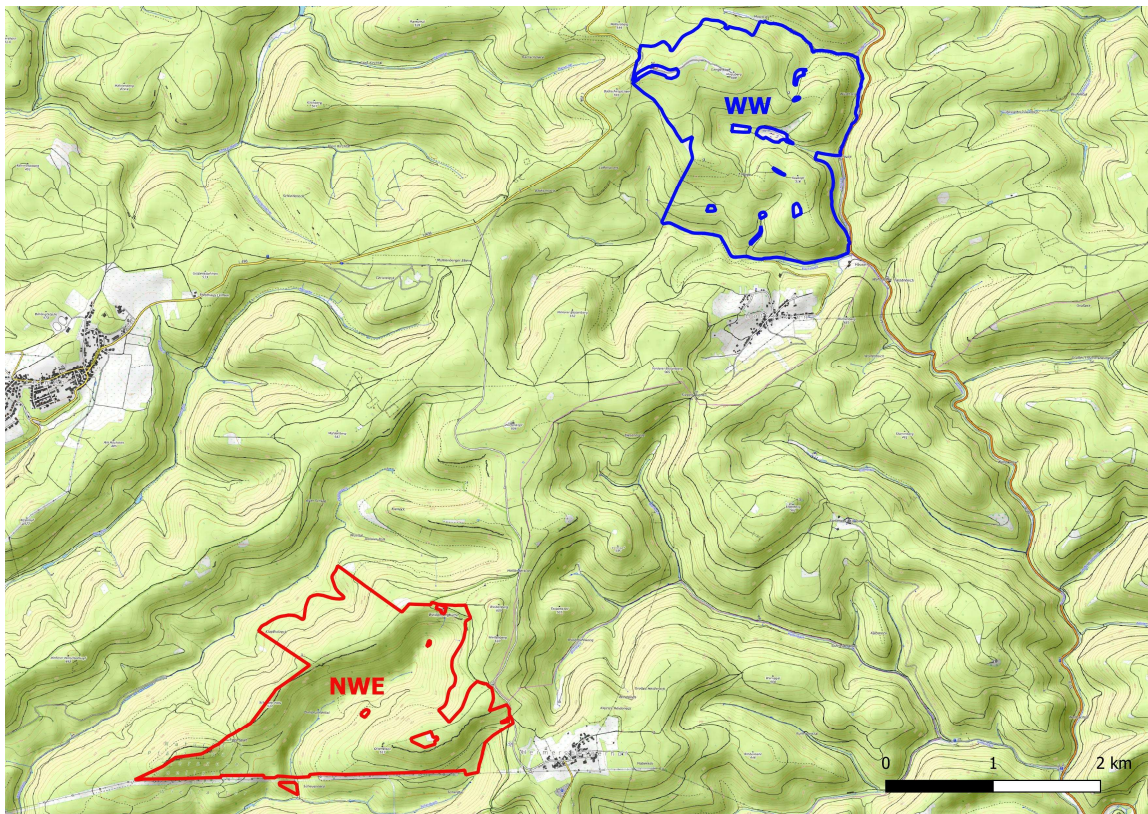


Abb. 19: Das Flächenpaar „Pfälzerwald“ mit Prozessschutzfläche (NWE, rot) und bewirtschafteter Vergleichsfläche (WW, blau). Kartendaten: © OpenStreetMap-Mitwirkende, SRTM ,Kartendarstellung: © OpenTopoMap (CC-BY-SA)

Tabelle 13: Übersicht über die Flächengröße des WABI-Flächenpaares „Pfälzerwald“

Gebiet	Gesamtfläche (ha)	Fläche NWE (ha)	Flächenanteil NWE (%)
Prozessschutzfläche (NWE)	332,71	332,71	100
Wirtschaftswald (WW)	328,23	0	0

Während die Waldbestände der Prozessschutzfläche des Pfälzerwaldes historisch vor allem zur Holzkohlegewinnung genutzt wurden, finden sich in der Wirtschaftswaldfläche insbesondere Spuren historischer Ackerbewirtschaftung. Da bei der Köhlerei eher von einer nachhaltigen Waldnutzung, bei der Beackerung aber von einer größerflächigen Entwaldung ausgegangen werden muss, sind Unterschiede im Einfluss auf die Artenzusammensetzung der beiden Teilgebiete anzunehmen. Inwieweit der Militärbetrieb im 20. Jahrhundert in der Wirtschaftswaldfläche zusätzliche Beeinträchtigungen bewirkt hat, kann anhand der vorliegenden Auswertung des DGM nicht abschließend beurteilt werden.

Saarland (Saarkohlenwald)

Der Saarkohlenwald erstreckt sich über eine Fläche von etwa 61 km² von Saarbrücken bis nach Neunkirchen an der Saar und entspricht damit in etwa der Ausdehnung des Karbons im Saarland. Seinen Namen verdankt der Saarkohlenwald dem intensiven Abbau von Kohle und Eisenerz in den letzten 250 Jahren. Im Jahre 2017 wurde hier das Naturschutzgebiet „Saarkohlenwald“ mit einer Größe von 2.439 ha ausgewiesen. Es liegt nördlich von Saarbrücken zwischen Riegelsberg und Sulzbach an der Saar und ist geprägt von Hainsimsen- und Waldmeister-Buchenwäldern. Für WABI wurde aus dieser

Kulisse eine 308 ha große Fläche mit natürlicher Waldentwicklung ausgewählt, die von Buchen und Eichen dominiert wird (Abb. 20, Tabelle 14). Eine geeignete bewirtschaftete Vergleichsfläche mit 327 ha Größe wurde 2 km weiter südlich gefunden.

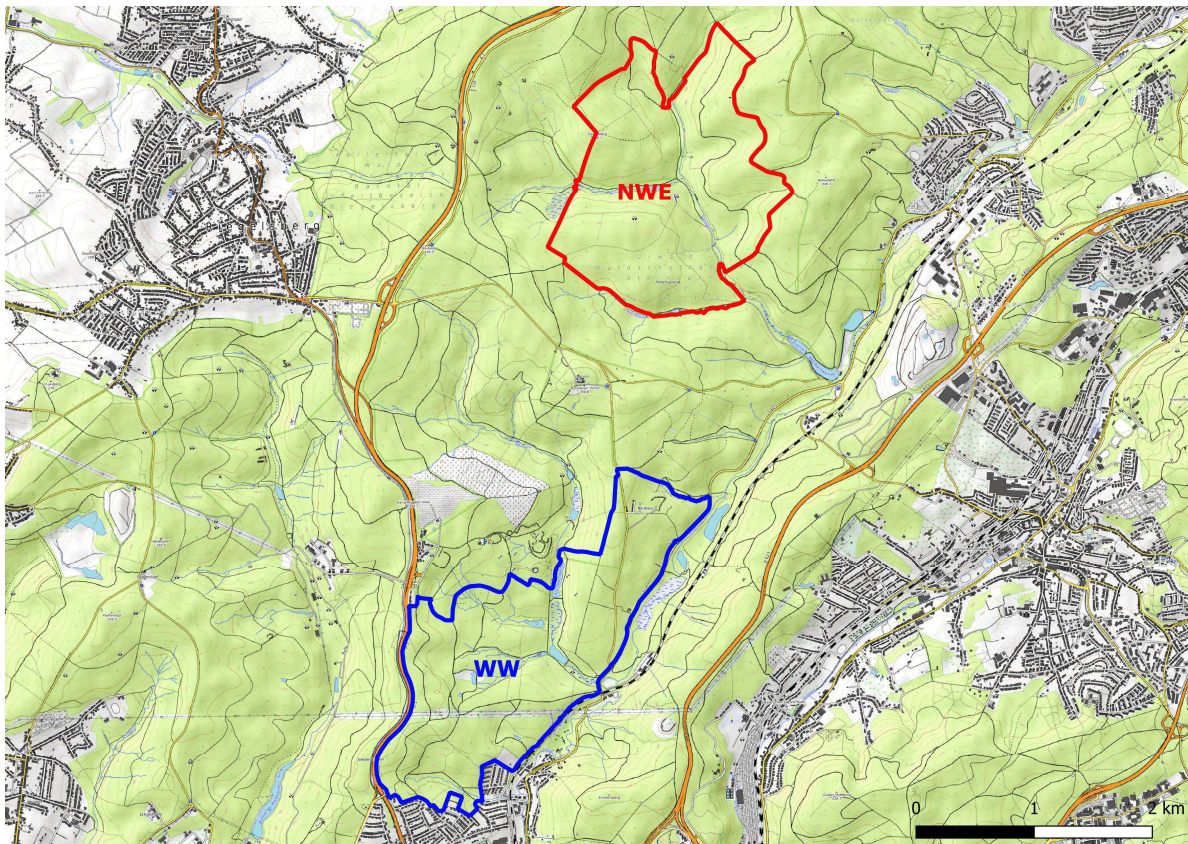


Abb. 20: Das Flächenpaar „Saarkohlenwald“ mit Prozessschutzfläche (NWE, rot) und bewirtschafteter Vergleichsfläche (WW, blau). Kartendaten: © OpenStreetMap-Mitwirkende, SRTM, Kartendarstellung: © OpenTopoMap (CC-BY-SA)

Tabelle 14: Übersicht über die Flächengröße des WABI-Flächenpaares „Saarkohlenwald“

Gebiet	Gesamtfläche (ha)	Fläche NWE (ha)	Flächenanteil NWE (%)
Prozessschutzfläche (NWE)	308,02	312,07	100
Wirtschaftswald (WW)	327,34	9,42	3,0

Trotz des intensiven Abbaus von Kohle und Eisenerzen handelt es sich bei der gesamten Waldfläche des Projektgebietes „Saarkohlenwald“ um historisch alte Laubwaldstandorte, die seit mehr als 200 Jahren eine kontinuierliche Waldbestockung aufweisen.

Hinsichtlich historischer Nutzungsspuren unterscheiden sich die beiden Gebietsteile deutlich. Während in der Prozessschutzfläche eher Köhlerei betrieben wurde, wird die Wirtschaftswaldfläche insbesondere durch Spuren historischer Ackernutzung geprägt. Durch die stadtnahe Lage wurde die Wirtschaftswaldfläche im Zweiten Weltkrieg zudem von Bombenabwürfen sehr stark beeinträchtigt. Insgesamt ist daher von einer etwas eingeschränkten Vergleichbarkeit der beiden Teilflächen auszugehen.

Sachsen-Anhalt (Lödderitzer Forst)

Entlang der Elbe befindet sich seit 2018 das Naturschutzgebiet „Mittelelbe zwischen Mulde und Saale“. Es ist unter anderem aus dem seit 2004 unter Schutz stehenden Naturschutzgebiet Steckby-Lödderitzer Forst hervorgegangen. Der Elbedeich im Lödderitzer Forst wurde von 2009 bis 2017 im Rahmen des Naturschutzgroßprojektes Mittlere Elbe auf einer Länge von etwa 7 km zurückverlegt. Durch diesen Deichrückbau sind nahezu 600 ha neues Überschwemmungsgebiet entstanden. Die für WABI ausgewählte unbewirtschaftete Fläche im Lödderitzer Forst ist etwa 310 ha groß und liegt etwa 2 km östlich von Lödderitz (Abb. 21, Tabelle 15). Sie ist geprägt von Hartholzauenwald (Querco-Ulmetum minoris).

Als bewirtschaftete Vergleichsfläche wurde die 308 ha große Walternienburger Aue nordwestlich von Walternienburg ausgewählt.

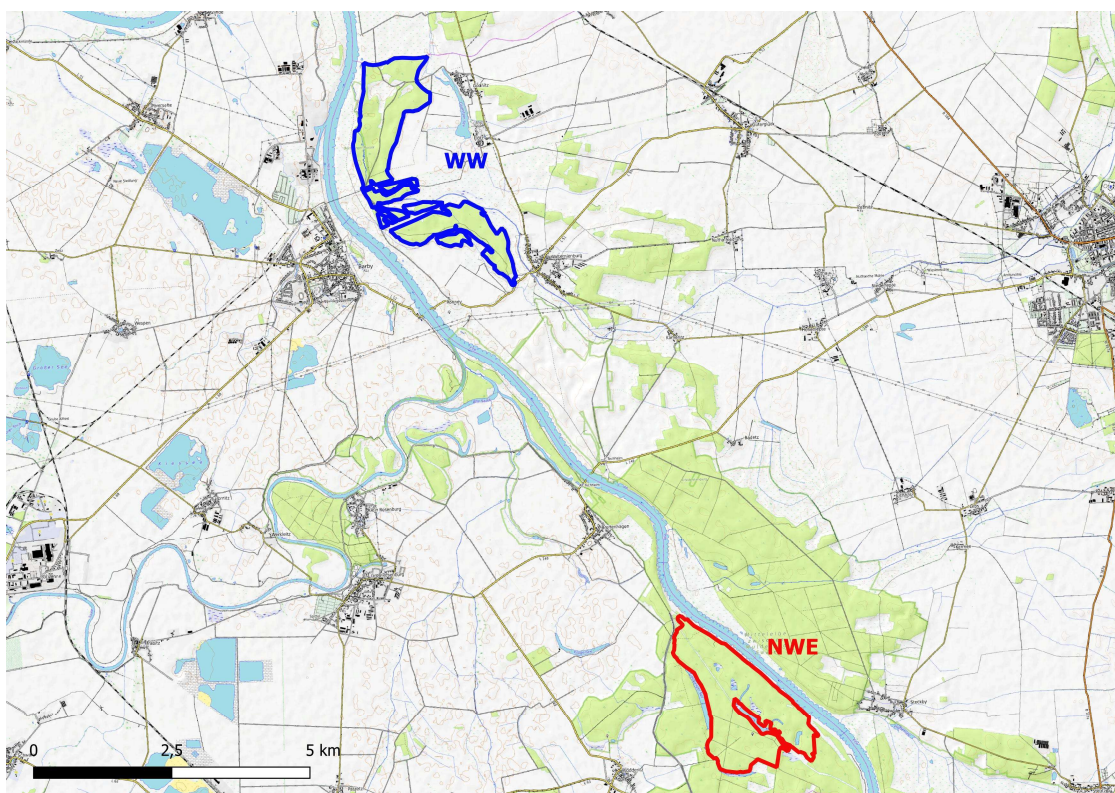


Abb. 21: Das Flächenpaar „Lödderitz“ mit der Prozessschutzfläche (NWE, rot) und der bewirtschafteten Vergleichsfläche „Walternienburger Aue“ (WW, blau). Kartendaten: © OpenStreetMap-Mitwirkende, SRTM
Kartendarstellung: © OpenTopoMap (CC-BY-SA)

Tabelle 15: Übersicht über die Flächengröße des WABI-Flächenpaares „Lödderitz“

Gebiet	Gesamtfläche (ha)	Überflutungsbereich (ha)
Prozessschutzfläche (NWE)	310,08	187,8
Walternienburger Aue (WW)	308,38	240,2

Bei rund 18 % der Wirtschaftswaldfläche des Projektgebiets „Lödderitz“ handelt es sich nicht um historisch alten Laubwald, was diese Teilfläche deutlich von der vollständig historisch alten Waldfläche der Prozessschutzfläche unterscheidet. Da gerade in Tieflandgebieten der Einfluss einer kontinuierlichen Waldbestockung von enormer Bedeutung ist, muss davon ausgegangen werden, dass dadurch Artvorkommen beeinflusst werden.

Historisch wurde ein größerer Teil der Prozessschutzfläche wahrscheinlich während des Mittelalters als Wölbackerfläche genutzt, während sich in der Wirtschaftswaldfläche keine solchen Nutzungsspuren entdecken lassen. Dieser Unterschied könnte allerdings durch einen etwa gleich hohen Anteil entwaldeter Fläche zur Zeit des 18. Jahrhunderts in der Wirtschaftswaldfläche in gewisser Weise ausgeglichen werden. Grundsätzlich wurden beide Teilgebiete in der Vergangenheit durch Deichbauten in ihrer natürlichen Entwicklung beeinträchtigt. Auch wenn inzwischen eine Deichrückverlegung stattgefunden hat, ist davon auszugehen, dass die Artenzusammensetzung der Wälder bis heute von der ehemals veränderten Überflutungsdynamik beeinflusst ist. Insgesamt kann für das Flächenpaar Lödderitz aus Sicht der Landnutzungsgeschichte von einer leicht eingeschränkten Vergleichbarkeit der Ausgangsbedingungen für die Biodiversitätsentwicklung ausgegangen werden.

Schleswig-Holstein (Hahnheide)

Die 1.402 ha große „Hahnheide“ liegt östlich von Trittau und wurde bereits 1938 zum Naturschutzgebiet erklärt. Es ist damit eines der ältesten und größten Naturschutzgebiete Schleswig-Holsteins. Seit 2018 beherbergt es zusätzlich mehrere aus der Nutzung genommene Naturwaldzellen mit einer Gesamtgröße von 275 ha. Geprägt werden diese Flächen von Waldmeister-, Hainsimsen- und Drahtschmielen-Buchenwäldern. Aus dieser Flächenkulisse wurden für eine Umsetzung des WABI-Vorhabens eine knapp 210 ha große unbewirtschaftete Fläche mit natürlicher Waldentwicklung und eine 214 ha große bewirtschaftete Vergleichsfläche ausgewählt (Abb. 22, Tabelle 16). Das Ausgangsmaterial der Bodenbildung stellt in beiden Flächen schwach mesotrophe glazifluviale Ablagerungen dar. Daneben finden sich Grundmoränen und Niedermoore.

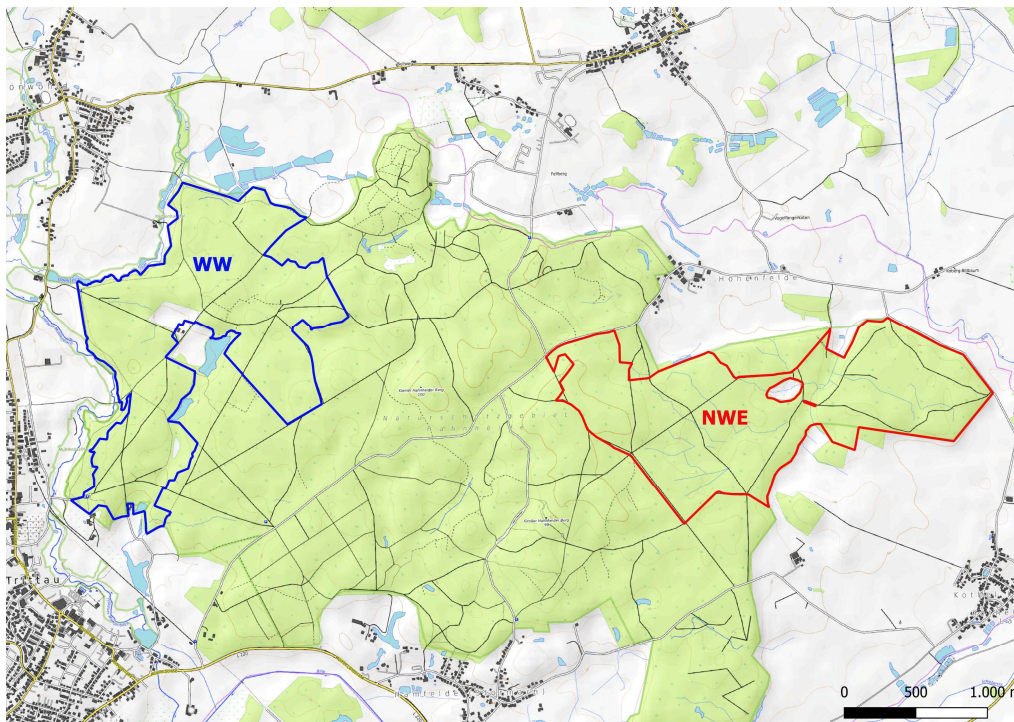


Abb. 22: Das Flächenpaar „Hahnheide“ mit Prozessschutzfläche (NWE, rot) und bewirtschafteter Vergleichsfläche (WW, blau). Kartendaten: © OpenStreetMap-Mitwirkende, SRTM, Kartendarstellung: © OpenTopoMap (CC-BY-SA).

Tabelle 16: Übersicht über die Flächengröße des WABI-Flächenpaares „Hahnheide“

Gebiet	Gesamtfläche (ha)	Fläche NWE (ha)	Flächenanteil NWE (%)
Prozessschutzfläche (NWE)	209,52	208,83	99,7
Wirtschaftswald (WW)	214,46	8,44	3,9

Das Flächenpaar „Hahnheide“ in Schleswig-Holstein weist sowohl in der Wirtschaftswald- als auch in der Prozessschutzfläche zu 100 % historisch alte Waldstandorte auf, was gerade in Tieflandregionen für die Artenausstattung von enormer Bedeutung ist.

Die Flächenanteile historischer Nutzungsspuren unterscheiden sich zwischen den beiden Teilgebieten der Hahnheide in einigen Punkten. So geht die ackerbauliche Nutzung im Gebiet der Wirtschaftswaldfläche überwiegend auf Ackerbauwirtschaft in „Celtic Fields“ der Bronze- und Eisenzeit zurück (ca. 1000 v. Chr. bis 500 n. Chr., vgl. Arnold, 2021) während die Wölbäcker in der Prozessschutzfläche aus dem Mittelalter (600 bis 1500 n. Chr.) stammen dürften (vgl. Langewitz et al. 2020). Die neuzeitliche Entwässerung der Prozessschutzfläche beeinflusst einen sehr viel größeren Flächenanteil als dies in der Wirtschaftswaldfläche der Fall ist. Dies kann auf standörtliche Unterschiede zwischen den Teilflächen zurückgeführt werden. Die NWE-Fläche weist einen hohen Anteil wechsel- bis staufeuchter Bereiche auf, während die WW-Fläche einen mäßig frischen bis frischen Geländewasserhaushalt besitzt. Grundsätzlich kann insgesamt von einer leicht eingeschränkten Vergleichbarkeit der Gebiete im Hinblick auf ihre historische Waldflächenentwicklung ausgegangen werden.

3.4.3 Literatur

Arnold, V. (2021). A large-area prehistoric cultural landscape in the Sachsenwald forest near Hamburg. In Arnoldussen, S., Johnston, R., & Løvschal, M. (Hrsg.), *Europe's Early Fieldscapes: Archaeologies of Prehistoric Land Allotment*, 43–51. Themes in Contemporary Archaeology. Springer International Publishing, Cham.

Langewitz, T., Fülling, A., Klamm, M., & Wiedner, K. (2020). Historical classification of ridge and furrow cultivation at selected locations in Northern and central Germany using a multi-dating approach and historical sources. *Journal of Archaeological Science*, 123, 105248.

4. Übersicht über die bundesweiten Monitoringsysteme für Wälder in Deutschland

4.1 Einleitung

In Deutschland sind mehrere Monitoringsysteme etabliert, mit denen bundesweit Daten zum Zustand des Waldes erhoben werden. Diese Systeme verfolgen zum Teil unterschiedliche Zielsetzungen und bedienen sich daher auch unterschiedlicher Methoden und Ansätze (Tabelle 17). Eine Zusammenstellung und Analyse dieser Monitoringsysteme soll Anknüpfungspunkte und Synergien für das WABI Projekt identifizieren. Außerdem soll der potenziell zusätzliche Beitrag von WABI zu einem bundesweiten Biodiversitätsmonitoring beleuchtet werden. Für die Wälder in Deutschland werden alle existierenden oder sich in der Planung befindlichen Großraum-Monitoringsysteme vorgestellt und diskutiert. Monitoringsysteme, die sich zwischen den jeweiligen Bundesländern unterscheiden (z.B. forstliche Betriebsinventuren), werden im Rahmen dieses Kapitels nicht diskutiert. Grundsätzlich kann nach Lindenmayer und Likens (2010) zwischen Trend- und Kausalmonitoring unterschieden werden. Während das sogenannte Trend-Monitoring Veränderungen der Monitoringobjekte (z.B. emittierte Stoffe, Arten) d.h. State-Indikatoren abbilden soll und oft Berichtspflichten innerhalb der gesetzlichen Anforderungen erfüllt, zielt ein kausales Monitoring darauf ab, die Zusammenhänge zwischen Ursachen (Treibern/Driver-Indikatoren) und den Monitoringobjekten aufzudecken. Beide finden meistens auf verschiedenen räumlichen Skalen Anwendung, da die Kosten eines kausalen Monitorings für ein

Großraum-Monitoring zumeist langfristig nicht tragbar sind. Idealerweise greifen beide Verfahren ineinander und ergänzen einander (Ferretti und Fischer, 2013). Ein Beispiel sind die Level I und Level II Flächen des forstlichen Umweltmonitorings. Das in WABI entwickelte Konzept schlägt ein kausales Monitoringverfahren auf Landschaftsebene vor, bei dem sowohl State- als auch Treiber-Indikatoren erhoben werden sollen. Durch den Landschaftsbezug entsteht ein hoher Aufwand, sodass sich die Anwendung des WABI-Konzepts vermutlich auf Fallstudien auf der Grundlage von Flächenpaaren beschränkt und als Ergänzung zu einem flächendeckenden Trend-Monitoring zu sehen ist. Eine Anschlussfähigkeit an bestehende oder im Aufbau befindliche Trend Monitoringsysteme sollte insbesondere in Hinsicht auf die erfassten Artengruppen erfolgen, da die Waldstrukturelemente für ein kausales Monitoring in einer deutlich höheren Auflösung erfasst werden müssen.

Tabelle 17. Auswahl der bestehenden oder sich in Entwicklung befindlichen bundesweiten Monitoringsysteme im Wald und ihrer wichtigsten Verfahrenselemente. Abkürzungen: WZP = Winkelzählprobe, ZF = Zählfaktor, Lbh = Laubholz, Nd = Nadelholz, Ei =Eiche, BHD = Brusthöhendurchmesser, BFN = Bundesamt für Naturschutz.

	Bundeswaldinventur (BWI)	Bodenzustandserhebung (BZE)	Waldzustandsinventur (TWI / WZE)	Ökologische Flächenstichprobe im Wald (ÖFS)	Bundesweites Insektenmonitoring (in Entwicklung)
Fachbereich	Forst	Forst	Forst	Naturschutz	Naturschutz
Datenaufnahme	Bundesländer	Bundesländer	Bundesländer	Bundesländer	?
Datenauswertung auf Bundesebene	Thünen-Institut für Waldökosysteme	Thünen-Institut für Waldökosysteme	Thünen-Institut für Waldökosysteme	Bundesland	BFN?
Umsetzung	Bundesweit	Bundesweit	Bundesweit	Nordrhein-Westfalen	Bundesweit
Turnus	10 Jahre	ca. 20 Jahre	1 Jahr	6 Jahre	?
Raster/Fläche	4kmx4km	8kmx8km	16kmx16km	100 ha	100 ha
Zweck	Trend	Trend	Trend	Trend	Trend
Stichprobenart	Terrestrische, einphasige, systematische Punktstichprobe	Terrestrische, einphasige, systematische Punktstichprobe	Terrestrische, einphasige, systematische Punktstichprobe	Terrestrische Stichprobe. mehrphasige, zufällige, Flächenstichprobe	Terrestrische Stichprobe. mehrphasige, zufällige, Flächenstichprobe
Art	Probekreis	Probekreis	Probekreis	Probefläche	Probefläche
Bestandesebene	Anzahl / Alter der Bestandesschichten /Dimensionsklassen (Bestandesphase)/ Waldlebensraumtyp (WLR), Bewirtschaftungsart ,Bewirtschaftungsart , Besonders geschützte Biotope, Natürliche Waldgesellschaft	Bestandesbeschreibung	Bestandesbeschreibung	nach Biotoptypen, jeweils vergleichbar mit Bestandesbeschreibung	Resultate aus dem Ökosystemmonitoring
Baumbezogen	Einzelbäume: WZP : u.a. Baumart /Verzweigung/Schicht/Alter/Schaden/Habitaubbaummerkmale /Polarkoordinaten bei WZP/ZF 4 Jungbestockung: 10 m Kreis: Deckungsgrad pro Baumart/Verjüngungsart/ Schicht für Bäume < 4m Verjüngung: 1 + 2 m Kreis (20-50 cm, >50cm+ < 7 cm BHD mit Verbiß/Baumart und Höhenstufe	Einzelbäume: Konzentrische Probekreise: Baumart,Alter, Höhe, Durchmesser,Soziale Stellung (Kraft), Kronenansatz,Schicht, Polarkoordinaten und WZP /ZF 4, Verjüngung: 10 Baum Stichprobe, am Mittelpunkt von 4 Satellitenplots	Kronenzustand von 24 Bäumen		
Vegetation	Forstlich bedeutsame Pflanzenarten (n=13) mit Deckungsgrad im 10 m Kreis und in 3 Schichten	400 m ² Plot, Artidentität und Deckungsgrad (oft nach Braun - Blanquet), 4 Schichten		Artenliste für einzelne Schichten mit Deckungsgrad	100 m ² Probefläche= Deckung der Schichten, für die Baumartenzusammensetzung = Daten des Ökosystem-Monitoring
Totholz	5 m Radius, Liegend,Stehend, Stubben,Länge >10cm + Durchmesser > 10 cm, Stubben (>20 cm Durchmesser + > 10 cm Höhe, Baumart (Lbh,Ndl,Ei), Durchmesser+Länge, Zersetzungsgrad	BWI und BioSoil Verfahren		Ja, abhängig von Biotoptyp. Ab bestimmten Minstdurchmesser geschätzt (z.B. Anzahl Totholz >40cm BHD). Teilweise auch genauer (ab 2m Länge) mit Zersetzungsgrad, Feuchtigkeitsgrad und Länge.	Durchmesserklassen ab ≥ 10 cm und ≥ 3 m Länge ,Anzahl mit Länge/Höhe, Baumart: Hartlaubholz/Weichlaubholz/Nadelholz
Mikrohabitate	An Einzelbäumen (ja/nein), grobe Kategorien: Kronentotholz, Höhle, Zopftrunknis, Ausfluss, Fäule, Stammverletzungen, Holzpilze, Käferlöcher, Wildschäden			Anzahl von Großhöhlenbäume ,mächtige Bäume / Uraltbäume,Altbäume, sonstiger Biotopbäume. Abhängig von Biotoptyp auch genauer mit BHD, u.a.Vitalität und genauere Beschreibung der Höhlen	
Artengruppen	Bäume und einige forstlich relevante krautige Pflanzen	Holzige und krautige Pflanzen		Brutvögel, Gefäßpflanzen, teilweise Moose und Flechten	Laufkäfer und Bodenspinnen evtl. Totholzkäfer und/oder Nachtfalter
Boden		Bodenproben / Profil	Wasserhaushalt, Humusform)		Mächtigkeit der Streuschicht, Humusform
Geländemerkmale	Ja	Ja	Ja	Ja	Ja
Störungen	Befahrungsspuren (25 m Kreis), Anzahl der forstlichen Feinerschließungslinien, Verbiss (siehe Verjüngung),für Traktecken mit Waldlebensraumtyp: Eutrophierungszeiger, Deckungsgrad invasive Gehölze, Waldränder/Bestandesgrenzen (Art): bis höchsten 50 m Radius (nach WZP 4)		Kronenzustand	Eutrophierungszeiger, Neophyten. Zusätzliche je Biotoptyp: z.B. Überflutungsdynamik gestört,Rückeschäden an der Bodenvegetation, Befahrungsschäden	
Probebäume dauerhaft markiert / Koordinaten eingemessen	Ja	Ja	Ja	Nur bei biologisch wertvollen Einzelbäumen	
Sonstiges	DNA-Proben für die Ermittlung der genetischen Vielfalt, in einigen Bundesländer Untersuchungen der Bodenfauna (BW)				

4.2 Bundeswaldinventur (BWI)

Die Bundeswaldinventur (BWI) ist ein durch § 41a des Bundeswaldgesetzes rechtlich verbindliches Verfahren. Sie wird seit 1986 etwa alle 10 Jahre durchgeführt (Riedel et al., 2017). In den neuen Bundesländern fand der erste Durchgang allerdings erst 2001 statt. Die vierte bzw. dritte (für die neuen Bundesländer) Bundeswaldinventur fand von April 2021 bis Dezember 2022 statt. Ziel der BWI ist es, Zustand, Struktur, Dynamik und Leistungsfähigkeit der Wälder Deutschlands auf regionaler, wie auch nationaler Ebene repräsentativ zu ermitteln. Die Inventur wurde ursprünglich für die Überwachung der Nachhaltigkeit der Holznutzung entwickelt. Ihr Schwerpunkt liegt daher auf der Erfassung forstlich relevanter Strukturparameter. Naturschutzfachliche Merkmale, wie z.B. das Vorkommen von Totholz oder die genetische Vielfalt der Baumarten, wurden nachträglich integriert (Hennenberg et al., 2017). Grundsätzlich soll die BWI den Status sowie zeitliche Trends der aufgenommenen Variablen innerhalb der Wälder abbilden.

Die Daten der BWI werden in einem terrestrischen Stichprobenverfahren in sogenannten Trakten erhoben. Bei den Trakten handelt es sich um Quadrate mit einer Seitenlänge von 150 m die an den Mittelpunkten eines mindestens 4 km x 4 km deutschlandweiten Rasters liegen. In einigen Bundesländern (Bayern, Brandenburg) wurde das Netz auf 8 km² bzw. 4 km² verdichtet. In manchen Bundesländern wurde das Raster der BWI mit dem der bundesweiten Bodenzustandserhebung (BZE) und der Waldzustandserhebung (WZE) zusammengelegt.

An jeder der ca. 54.000 permanent markierten BWI Traktecken werden über 150 Merkmale gemessen oder geschätzt (Polley et al., 2005). Der Zeitbedarf für die Erfassung einer Traktecke liegt durchschnittlich bei 45 min (Riedel, 2008).

Für die BWI 2022 werden an den Traktecken (Abb. 23) folgende Aufnahmen durchgeführt (Riedel et al., 2021):

- In Probekreisen von 1 und 2 m Radius wird die Verjüngung über 20 cm bzw. über 50 cm und <7 cm Brusthöhendurchmesser (BHD) nach Baumart und Baumgröße (z.B. 130 m Höhe bis 4.9 m BHD) getrennt ausgezählt und der Verbiss angesprochen.
- In einem 10 m Radius wird der Deckungsgrad pro Baumart für Bäume <4 m Höhe mit zusätzlichen Informationen, wie z.B. Verjüngungsart/zugehörige Schicht erhoben.
- Einzelbaumparameter werden für alle Bäume mit einem BHD über 7 cm durch die Winkelzählprobe (WZP) mit der Zählbreite (ZF) 4 erfasst. Dazu zählen: Polarkoordinaten, BHD, Baumart, Verzweigung, soziale Schicht (nach Kraft, 1884), Alter, teilweise Höhe, Durchmesser, Schäden und bestimmte Habitatbaum-Merkmale. Die Daten der WZP werden z.B. dazu genutzt den Vorrat sowie die Baumartenanteile auf der Fläche zu schätzen.
- Bei einer weiteren WZP mit ZF 1 oder 2 für Bäume >4 m Höhe werden die Bäume nach Baumart und Schicht getrennt gezählt. Diese Aufnahme dient als Grundlage für die Beschreibung der Waldstruktur. Die daraus resultierenden Baumartendeckung und die Schichtung werden für die Schätzung der Naturnähe genutzt.
- Das Totholz wird in einem Probekreis mit einem Radius von 5 m angesprochen. Es werden verschiedene Typen (liegend, stehend und Stubben) unterteilt, sowie nach Baumartengruppe (Laubholz, Nadelholz, Eiche) und Zersetzungsgrad unterschieden.
- In einem 25 m Radius werden verschiedene Geländemerkmale und bei Vorliegen eines (FFH) Waldlebensraumtypes (Kroiher et al., 2017) auch dessen Beeinträchtigungen angesprochen (Befahrungsspuren, Anzahl der forstlichen Feinerschließungslinien, Eutrophierungszeiger, Deckungsgrad invasiver Gehölze).
- Bis zu einer Entfernung von 50 m (ergibt sich aus der WZP ZF 4) werden Waldränder und Bestandesgrenzen ausgewiesen.
- In einer Unterstichprobe von max. 4.000 Traktecken werden bei der vierten BWI zum ersten Mal DNA Proben für 7 Baumarten zur Bestimmung der genetischen Diversität gesammelt.

Der Schwerpunkt der BWI liegt auf der baumbezogenen Strukturierung. Andere Artengruppen werden nicht berücksichtigt, oder allenfalls durch z.B. Ansprache der Waldgesellschaft am Rande berührt.

Da die Waldstruktur den Wald als Lebensraum charakterisiert, können die erfassten Parameter wichtige Treiber für die Artendiversität eines Waldes sein. Für das WABI Konzept schien es allerdings erforderlich, einige dieser Variablen (z.B. Schichtigkeit und Mikrohabitate) feiner aufzuschlüsseln. Für WABI besonders interessant ist das bei der BWI angewendete Design konzentrischer Probekreise, mit dem die unterschiedlichen Aufnahmewahrscheinlichkeiten der erfassten Punkt- (seltene Altbäume oder zahlreich vorkommende Jungpflanzen), Linien- (Grenzen) oder Flächenobjekte (Lebensraumtypen) berücksichtigt werden. So wird im 25 m Probekreis z.B. die Beeinträchtigung von Waldlebensraumtypen betrachtet. In einem bis zu 50 m großen Radius werden die Art und auch die Länge der schneidenden Bestandesgrenzen und Waldränder erfasst. Der Fokus der BWI liegt im Gegensatz dazu darauf, repräsentative Daten für den Wirtschaftswald zu erheben. Die Erfassungsmethoden und die Auswahl der einzelnen Variablen spiegeln das wider. Einige aus tierökologischer Sicht wichtige Merkmale, wie Boden, Störungen (Lücken) und Mikrohabitate, werden in der BWI nicht oder nur ansatzweise erhoben.

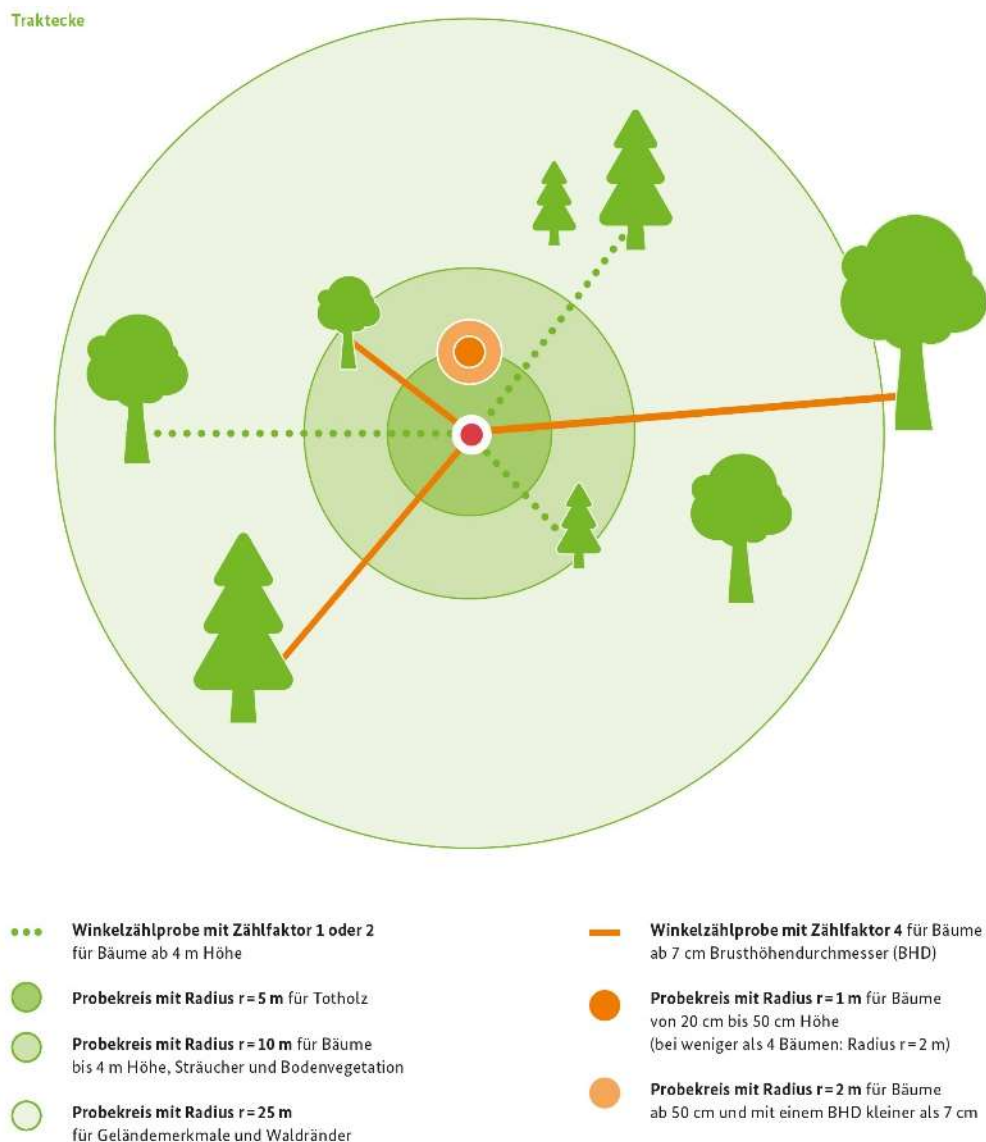


Abb. 23: Tracktecke der Bundeswaldinventur mit den erfassten Aufnahmevariablen (übernommen aus BMEL, 2014)

4.3 Übersichtserhebungen der Forstlichen Umweltbeobachtung (Level I)

4.3.1 Bundesweite Bodenzustandserhebung (BZE)

Die Bundesweite Bodenzustandserhebung (BZE) und die Waldzustandserhebung (WZE) sind die beiden Übersichtserhebungen (Level I) des EU-weit ausgerichteten forstlichen Umweltmonitorings. Das forstliche Umweltmonitoring soll Grundlagendaten für eine nachhaltige Waldentwicklung und Bewirtschaftung schaffen und muss rechtlich verbindlich nach § 41a Absatz 6 BWaldG durchgeführt werden. Es ist ein Gemeinschaftsprojekt des Bundes und der Bundesländer.

Die BZE soll belastbare Daten über den Zustand und die Veränderung von Waldböden generieren. Bisher wurde sie zweimal (1987 – 1993 und 2006 – 2008) in einem 8 x 8 km Basisraster auf 1.900 dauerhaft festgelegten Punkten durchgeführt. Die Probepunkte der BZE befinden sich in der Regel an Stichprobenmittelpunkten der Waldzustandserhebung. Das zentrale Instrument der BZE ist die Gewinnung von Humus- und Bodenproben (Höhle et al., 2018). Folgende Parameter werden außerdem untersucht: Waldernährung (Nadel- und Blattproben), Kronenzustand, Bestandesstruktur und Vegetation (Abb. 24). Die Daten der BZE wurden in den Bundesländern in der Vergangenheit in unterschiedlicher Detailschärfe und Methodik aufgenommen. Um die Daten auf Bundesebene vergleichbar zu machen, erschien 2018 eine standardisierte Handlungsanweisung (Höhle et al., 2018). Die folgende kurze Zusammenfassung der aufgenommenen Kenngrößen bezieht sich auf diese.

Boden und Waldernährung

Es wird ein Bodenprofil in der Nähe des Mittelpunktes angelegt, um aus den hier entnommenen Proben sowohl chemische als auch physikalische (z.B. Trockenrohdichte) Kennwerte abzuleiten. Die im Einzelnen angewandten chemischen und physikalischen Untersuchungsmethoden von Boden, Blättern und Nadeln sollen an dieser Stelle nicht weiter ausgeführt werden. Mehr Informationen hierzu gibt das „Handbuch Forstliche Analytik“ (Gutachterausschuss Forstliche Analytik, 2014).

Waldstruktur

Für die Bestandesstruktur werden Einzelbaumparameter, wie BHD, Baumart, Höhe, Kronenansatz und die Kraft'sche Klasse, sowie die Polarkoordinaten der Einzelbäume in drei konzentrischen Probekreisen aufgenommen. Im ersten Kreis ($r = 5,64$ m) werden Bäume mit einem BHD von ≥ 7 cm, im zweiten Kreis ($r = 12,62$ m) Bäume mit einem BHD von ≥ 10 cm und im dritten Kreis ($r = 17,84$ m) werden alle Bäume mit einem BHD ≥ 30 cm aufgenommen. Sofern möglich, sollen mindestens fünf Bäume je Baumart und Schicht pro Plot gemessen werden. Für jede erfasste und vorher definierte Durchmesserstufe soll jeweils eine Höhe gemessen werden. Aus diesen Einzelbaumgrößen werden die typischen Bestandeskennwerte (z.B. Volumen pro Hektar, Bestandesgrundflächen, Mittelwerte von BHD/Höhe), der vertikale Bestandesaufbau sowie horizontale Beziehungen innerhalb der Bestandesschichten ermittelt. Um die Vergleichbarkeit mit der BWI zu gewährleisten, erfolgt zusätzlich auch eine Winkelzählprobe mit der Zählbreite 4. Es werden jedoch nur Bäume zusätzlich aufgenommen, die außerhalb der Probekreise liegen. Mittels einer verbalen Bestandesbeschreibung werden Strukturgrößen wie z.B. Baumartenanteile des Hauptbestandes, Vertikalschichtung (einschichtig bis mehrstufig), die potentielle natürliche Waldgesellschaft und der Bestockungstyp eingeschätzt. Das Totholz (Durchmesser ≥ 10 cm) wird nach dem BioSoil- (Neville et al., 2006) und dem BWI-Verfahren aufgenommen, um die Anschlussfähigkeit an beide Systeme zu gewährleisten. Die erhobenen Kennwerte sind in beiden Verfahren ähnlich. Das BioSoil Verfahren erhebt aber zusätzlich die Koordinaten des Totholzes. Die Verjüngungsaufnahme wird auf vier Satellitenplots in einem Abstand von 10 m vom STP-Mittelpunkt durchgeführt. Hierbei werden die 10 nächsten Pflanzen erfasst.

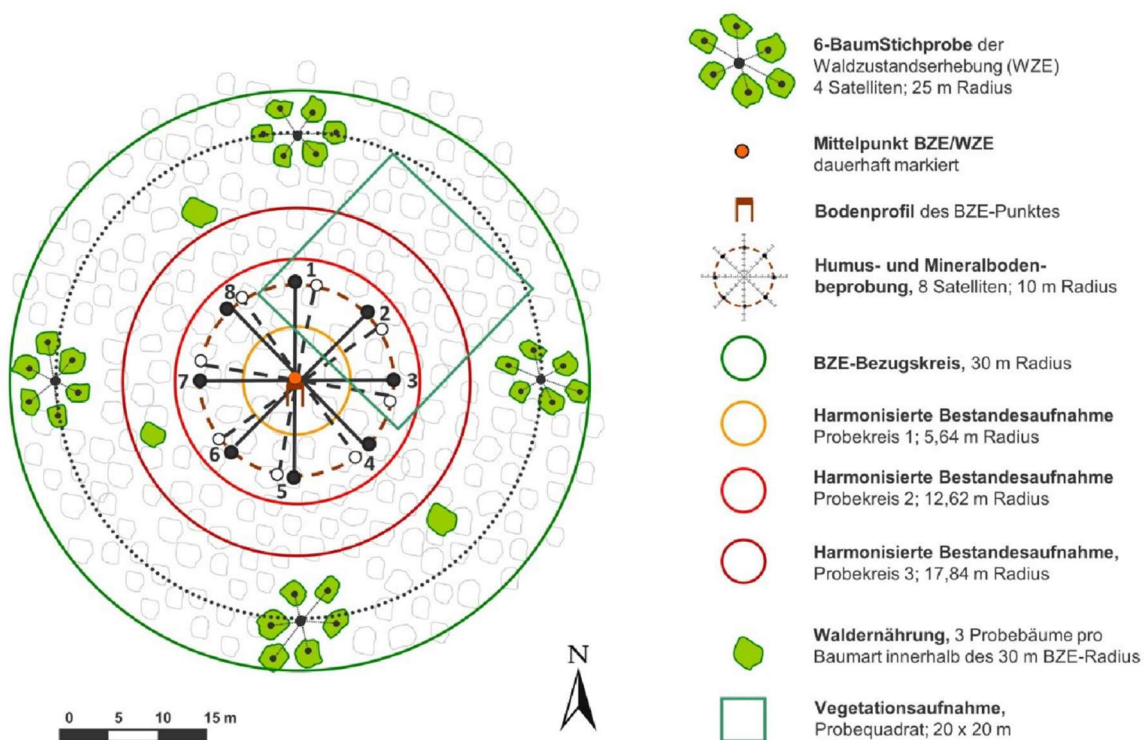


Abb. 24: Aufbau eines Stichprobenpunktes der Bodenzustandserhebung (übernommen aus Höhle et al. 2018, Seite 2-9). Die Stichprobenmittelpunkte der Waldzustandserhebung und der Bodenzustandserhebung sind in der Regel deckungsgleich.

Vegetation

Auf einer quadratischen Probefläche von 400 m² erfolgt eine Erfassung der Deckungsgrade der Pflanzenarten in 4 Schichten (Mooschicht, Krautschicht, Strauchschicht, Baumschicht) zum Zeitpunkt der maximalen phänologischen Ausprägung (Mitte Juli – Ende August). Diese Aufnahme fehlte in der ersten BZE und wurde erst für die zweite Inventur eingeführt.

Der Schwerpunkt der Bodenzustandserhebung liegt auf der Ermittlung von Kennwerten des Bodens. Waldstruktur und (indirekt) Vegetationsparameter werden als erklärende Variablen erfasst, da diese durch die Forstwirtschaft beeinflusst werden können. Die Aufnahme konzentriert sich hier auf die forstlich relevanten Größen: Einzelbäume und Bestandesinformationen. Interessant ist, dass im Gegensatz zur BWI, für die Einzelbaumaufnahme aufgrund ihrer Effizienz konzentrische Probekreise (und nicht die WZP) gewählt wurden. Die klassische Vegetationsaufnahme spiegelt die Wichtigkeit der Bodenvegetation als Indikator für die Bodengesundheit wider. Der Zusammenhang zwischen dem Zustand der Vegetation und den verschiedenen Boden- und Umweltfaktoren konnte mit den Daten der BZE 2 bundesweit ausgewertet werden. So zeigte sich, dass die Zeigerwerte (nach Ellenberg) von Pflanzen direkt mit wichtigen bodenchemischen Kenngrößen in Zusammenhang standen und somit bestätigt werden konnten (Ziche et al., 2017).

4.3.2 Bundesweite Waldzustandserhebung (WZE)

Durch die bundesweite Waldzustandserhebung (WZE) werden jährlich Daten zur Vitalität der wichtigsten Waldbäume erhoben. Sie ist zusammen mit der BZE Teil des forstlichen Umweltmonitorings (Level I). Ziel ist es, anhand des Kronenzustandes der Bäume die Wirkungen von Umweltveränderungen (z.B. Bodenversauerung) bundesweit belastbar abschätzen zu können. Sie wird seit 1984 in den alten und seit 1990 in den neuen Bundesländern durchgeführt. Das Basisraster hat eine Maschenweite von 16 x 16 km, wurde aber von vielen Bundesländern weiter verdichtet (Hessen

und Niedersachsen z.B. 8 x 8 km). Das Raster deckt sich in der Regel mit dem der BZE und der BWI. Die Begehung findet zwischen Juli und August auf ca. 430 Stichprobenpunkten statt. In allen Bundesländern (außer Nordrhein-Westfalen) werden an jedem Stichprobenpunkt insgesamt vier 6-Baum-Gruppen (also 24 Probebäume) im sogenannten Kreuztrakt in einsehbaren Beständen begutachtet. Ein Kreuztrakt besteht aus vier Satellitenplots in den Haupthimmelsrichtungen. An ihrem Mittelpunkt werden die sechs nächsten Bäume aufgenommen. In Jungbeständen oder wenn die Kronen nicht einsehbar sind, werden in den meisten Bundesländern die Bäume auf einem Quadratrakt ausgewählt (Details siehe Wellbrock et al., 2018).

Die Probebäume müssen den Kraft'schen Klassen 1-3 entsprechen und werden entweder dauerhaft markiert oder mit Polarkoordinaten eingemessen. An diesen Bäumen werden Schäden (Pilze, abiotische Faktoren) und der Kronenzustand (Kronenverlichtung, Vergilbung) vom Boden aus mit Hilfe eines Fernglases und eines Dokuments mit Beispielfotos aufgenommen. Neben den erfassten Schäden werden weitere Informationen wie die Symptome (z.B. Harzfluss, Nekrosen), das Alter und der betroffene Teil des Baumes beschrieben. Alle fünf Jahre erfolgt auf dem Stichprobenpunkt außerdem eine verbale Bestandesbeschreibung (z.B. Hauptbaumart, Kronenschlussprozent, Anzahl der Baumschichten).

4.4 Intensives forstliches Umweltmonitoring (LEVEL II)

Dieses Monitoring ist Teil des Internationalen Kooperationsprogramms Wälder (ICP Forests), welches im Rahmen der Genfer Luftreinhaltekonvention (CLRTAP) seit 1990 durchgeführt wird. Es findet auf insgesamt 68 festen Level II Flächen in Deutschland statt. Die Beobachtungen, die hier in Fallstudien gemacht werden, ergänzen das bundesweit repräsentative Umweltmonitoring (Level I). Stoffeintrag, Boden- bzw. Vegetationsveränderungen werden sehr intensiv, zum Teil mit fest installierten Messgeräten beobachtet (Krüger et al., 2020).

4.5 Die bundesweit repräsentativen Stichprobenflächen

Dieses Verfahren, auch bekannt als ökologische Flächenstichprobe (ÖFS), soll ein Langzeitmonitoring der Biodiversität der Gesamtlandschaft ermöglichen. Entwickelt wurde das Konzept der bundesweit repräsentativen Stichprobenflächen vom Statistischen Bundesamt (STBA) in Zusammenarbeit mit dem Bundesamt für Naturschutz (BfN) (STBA und BfN/Statistisches Bundesamt und Bundesamt für Naturschutz (Hrsg), 2000). Grundlage dieses Verfahrens ist die in Großbritannien seit 1978 mehrfach durchgeführte und bewährte „Countryside Survey“ (Hoffmann-Kroll et al., 1999). Konzipiert wurde das Verfahren zwar für eine bundesweite Anwendung, eine Umsetzung erfolgte bislang jedoch nur in Nordrhein-Westfalen (seit 1997).

Die Flächen der ÖFS werden jedoch für andere Monitoringverfahren, wie das Brutvogelmonitoring, das High Nature-Value Farmland Monitoring und das Monitoring gentechnisch-veränderter Organismen (GVO) genutzt. Es soll auch als Grundlage für das sich im Aufbau befindende Ökosystem-Monitoring und das bundesweite Insektenmonitoring dienen. Die Auswahl der Flächen für die ÖFS erfolgte mit Hilfe einer nach Bodenbedeckungstypen (z.B. Wald) und Standorttypen geschichteten Zufallsstichprobe. Innerhalb jeder Schicht wurden mit einer flächenproportionalen Auswahlwahrscheinlichkeit 1 km² große, sich nicht überlappende Dauerbeobachtungsflächen ausgewählt (Mitschke et al., 2005). Für Deutschland wurden auf diese Weise insgesamt 1.000 Flächen ausgewählt. Innerhalb der Bundesländer wurden diese auf 2.637 verdichtet. Bei den zusätzlichen Flächen pro Bundesland wurde die flächenproportionale Auswahlwahrscheinlichkeit nicht mit einbezogen.

Bundes- und landesweit sollen auf diesen Flächen statistisch abgesicherte, repräsentative Daten zum aktuellen Zustand und die langfristigen Trends von Arteninventaren, Lebensräumen und

Landschaften erfasst werden. Es handelt sich bei der ÖFS um ein passives Trendmonitoring, mit dem kausale Zusammenhänge und Prozessverständnis nur bedingt aufgedeckt werden können (Urban et al., 2012). Der Schwerpunkt der ÖFS liegt auf der Erfassung dominanter Strukturen und häufiger Arten der "Normallandschaft", also außerhalb von Schutzgebieten (Dröschmeister, 2001). Drei Arten von Stressfaktoren sollen durch die ÖFS dokumentiert werden: die Zerstörung, die Zerschneidung und die qualitativen Belastungen (z.B. Nutzungsintensivierung) von Lebensräumen und Landschaften.

Grundsätzlich sieht das Konzept der ÖFS eine Erfassung auf 2 Ebenen vor. Auf der ersten Ebene sollen Größe, Verteilung, Strukturierung und Qualität der Landschaften und Biotoptypen erhoben werden. Auf der zweiten Ebene sollen Artenvielfalt, Arteninventar und die Anwesenheit von Indikatorarten und Artengruppen der Biotope erfasst werden (Middelhoff et al., 2006). Die Arterfassung der zweiten Ebene soll auf einer Unterstichprobe, deren Umfang nicht abschließend geklärt ist, stattfinden und als Indikator für den Zustand der Biotope und mögliche Umweltveränderungen (z.B. Nutzungsintensivierung) dienen. Innerhalb des Waldes soll die Flora auf 400 m² großen Probeflächen mit ihren Deckungsanteilen pro Art und Schicht erfasst werden. Zusätzlich zur Flora soll die Fauna nach einem kostenbedingten Stufenplan untersucht werden. Für die Prioritätsstufe 1 sollten Brutvögel und Laufkäfer (6 Bodenfallen je Transekt) erfasst werden. Die aufwendigere und teurere Prioritätsstufe 2 beinhaltet die Erfassung der Totholzkäfer (1 Fenster-Malaise-Falle) und der Tagfalter (Transekt) (Middelhoff et al., 2006). Für die praktische Umsetzung der ÖFS lagen zwei Vorschläge vor: die Basisvariante, in der nur die Kenngrößen der Ebene 1 und zusätzlich Vögel und Blütenpflanzen der Ebene 2 aufgenommen werden sollten, sowie die Optimalvariante in der alle vorgeschlagenen Parameter erhoben werden.

Die ÖFS in Nordrhein-Westfalen

In Nordrhein-Westfalen wird die ÖFS seit 1997 auf 191 Stichprobenflächen von jeweils 100 Hektar zuzüglich 29 Referenzflächen durchgeführt (König, 2020). Jährlich werden 1/6 der ÖFS-Untersuchungsflächen kartiert. Jede Einzelfläche dieser Biotoptypen wird anhand des Biotop- und Lebensraumtypenkatalogs (LANUV NRW, 2019) klassifiziert (z.B. Buchendickung) und bildet eine Kartiereinheit. Hier werden Informationen über die jeweilige Waldstruktur (z.B. Wuchsklasse, Anzahl Schichten, Bewirtschaftungsform, Befahrungsschäden), die Pflanzenarten, die Brutvögel und einige leicht erkennbare, häufige Tierarten ausgewählter faunistischer Gruppen (z.B. Reh, Weinbergsschnecke) mit "anwesend" und "abwesend" erhoben. Alle vorkommenden Gefäßpflanzen (teilweise auch Moose und Flechten) werden mit ihren prozentualen Deckungsanteilen pro Schicht erfasst. Biotoptypen werden flächendeckend kartiert. Die ÖFS in Nordrhein-Westfalen stellt ein reines Schätzverfahren dar, d.h. es werden keine Aufnahmegrößen gemessen. Die Waldstruktur wird dabei, ähnlich einer klassischen Bestandesbeschreibung, deskriptiv aufgenommen. So wird für die Biotoptypengruppe „Wälder basenreicher Standorte“ die Anzahl der Totholzstücke mit einem Durchmesser >40 cm bzw. >50 cm geschätzt. Für Totholz mit einem Durchmesser >50 cm wird ein zusätzlicher Erfassungsbogen ausgefüllt (Bh-Bogen), in dem Länge/Höhe mit Bruthöhendurchmesser, Baumart und zusätzliche Habitatmerkmale vermerkt werden. Die Anzahl der Altbäume wird je nach Höhenlage ab einer anderen Durchmessergränze z.B. bis 500 m ü.N.N. ab >80 cm BHD gezählt. So werden zwar wichtige Einflussparameter der Artendiversität aufgenommen, die Auswahl ist jedoch sehr reduziert und unterscheidet sich zwischen den Biotoptypen. Ein sog. Biotopwert wird als komplexer Index aus verschiedenen Merkmalen (die Werte sind nicht aus Erfassungsbogen erkennbar) hergeleitet. Die Einzelwerte können daher für eine kausale Analyse nicht separat genutzt werden. Aus diesem Grund, aber auch weil Jahresschwankungen und regionale Unterschiede nicht berücksichtigt werden, ist die ÖFS in der Umsetzungsvariante Nordrhein-Westfalen für ein kausales Monitoring nur bedingt geeignet (Klimek et al., 2012).

Die ÖFS erfasst viele Variablen über eine große Fläche und mit vielen Stichproben. Daher ist eine intensivere Aufnahme kostspielig, für ein Trendmonitoring aber auch nicht nötig. Im Gegensatz zu den forstlichen Monitoringprogrammen (BWI, WZE, BZE) sammelt die ÖFS keine punktbezogenen, sondern flächenbezogene bzw. landschaftsbezogene Daten (Dröschmeister, 2001).

4.6 Fauna-Flora-Habitat-Monitoring (FFH)

Der Artikel 11 der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie (FFH-Richtlinie 92/43/EWG) verpflichtet alle Mitgliedstaaten der EU zur Durchführung eines Monitorings des Erhaltungszustandes der Arten und Lebensraumtypen (LRT) von gemeinschaftlichem Interesse (Der Rat der Europäischen Gemeinschaften, 1992). In Deutschland sind die LRT des Anhangs I und die Arten der Anhänge II, IV und V (Arten von gemeinschaftlichem Interesse; streng geschützte Arten und Arten die durch Nutzung gefährdet sind) Teil des bundesweiten Monitorings. In jeder biogeografischen Region werden pro Art und LRT 63 Stichprobenflächen untersucht, die proportional auf die Bundesländer verteilt wurden. Die Untersuchungsflächen wurden zufällig aus der Gesamtheit der vorhandenen Gebiete ausgesucht. Kontinuierlich werden diese nach einem bundesweit einheitlichen Kartier- und Bewertungsschlüsseln untersucht. Die Untersuchungshäufigkeit ist dabei abhängig von den Populationsschwankungen der jeweiligen Arten und kann 1 bis 6-jährig stattfinden. Die notwendigen Daten für die Bewertung des Zustandes der häufigen LRTs werden zum großen Teil aus bestehenden Monitoringverfahren genutzt, wie z.B. der BWI (siehe Kroiher et al., 2017).

4.7 Bundesweites Brutvogelmonitoring (MhB)

Das bundesweite Brutvogelmonitoring wird seit 1989 als "Monitoring von Vogelarten in der Normallandschaft" vom Dachverband Deutscher Avifaunisten (DDA) im Auftrag des Bundesamtes für Naturschutz (BfN) durchgeführt (Flade und Schwarz, 1992). Seit 2004 werden jährlich zwischen März und Juli auf den Flächen der ökologischen Flächenstichprobe 99 Vogelarten auf 3 km langen Transekten kartiert. Ziel ist es, die Bestandsentwicklung häufiger Brutvogelarten langfristig und repräsentativ zu beobachten.

4.8 Insektenmonitoring (in Entwicklung)

Das „Aktionsprogramm Insektenschutz“, das 2019 von der Bundesregierung verabschiedet wurde, soll eine Trendumkehr beim Rückgang der Insekten und ihrer Artenvielfalt in Deutschland erreichen. Mit dem bundesweiten Insektenmonitoring soll eine Erfolgskontrolle durchgeführt werden, indem Trends für häufige Insektenarten auf dem bundesweiten, repräsentativen Flächensystem der Ökologischen Flächenstichprobe ermittelt werden (BfN, 2023). Trends für die Insekten seltener Biotope und von für den Naturschutz besonders bedeutsamen Insektenarten zu etablieren, bildet ein weiteres Ziel dieses Monitorings. Allerdings muss hierzu die Flächenkulisse künftig erst noch näher definiert werden.

Das Monitoring befindet sich derzeit (2023) im Aufbau. Daher sind noch nicht alle Details geklärt und die hier erwähnten Methoden unterliegen noch Veränderungen. Es ist jedoch geplant, dass das Monitoring verschiedene Bausteine enthalten soll. Dadurch sollen auf Bundeslandebene die Kosten minimiert werden, es aber den Ländern möglich sein, weitere standardisierte Informationen zu erheben. Die Bausteine für ein Minimalprogramm im Wald beinhalten derzeit die Artengruppen der Laufkäfer und Bodenspinnen auf Bestandesebene und die der Tagfalter und Widderchen auf Landschaftsebene. Für die Erweiterungsbausteine sind die Gruppen der Totholzkäfer und Nachtfalter im Gespräch. Die erklärenden Umweltvariablen sollen größtenteils aus bestehenden Monitoringsystemen abgeleitet werden (Ökosystem-Monitoring). Für die Artengruppen, die auf der Bestandesebene erfasst werden, sollen ergänzende Daten zur Vegetationsstruktur und Topographie erhoben werden. Die Waldstruktur soll auf einer 10 x 10 m Fläche (100 m²) mit dem Deckungsgrad der einzelnen Schichten, der

Mächtigkeit der Streuschicht (an fünf Stellen mit einem Zollstock gemessen), der Humusform sowie der Anzahl und Art des Totholzes erfasst werden (BfN, 2023). Für Aussagen zur Baumartenzusammensetzung sollen Daten des sich in Entwicklung befindlichen Ökosystem-Monitorings genutzt werden.

4.9 Ökosystem-Monitoring (ÖSM) (in Entwicklung)

Das Ökosystem-Monitoring ist Bestandteil der Naturschutz-Offensive 2020, die auf den anhaltenden Biodiversitätsverlust in Deutschland hinweist und ein Handlungsprogramm vorlegt hat, um diesem entgegenzuwirken (Ackermann et al., 2020). Durch die Resultate des Ökosystem-Monitorings sollen die Berichtspflichten zur Umsetzung der Nationalen Strategie zur Biologischen Vielfalt und der EU-Biodiversitätsstrategie 2030 erfüllt werden.

Das Monitoring soll den Zustand und die Verbreitung der Biotope der Normallandschaft auf Stichprobenflächen langfristig beobachten. Das bundesweite Netz der ökologischen Flächenstichprobe soll hierfür genutzt werden. Das Ökosystem-Monitoring soll zusammen mit dem Brutvogelmonitoring (MhB), dem High-Nature-Value Farmland Monitoring und dem Insektenmonitoring einen weiteren Bestandteil eines umfassenden Biodiversitätsmonitorings in Deutschland bilden und die Datenlücken in der Normallandschaft schließen. Ein Kartierschlüssel und ein Bewertungsschema wurden bereits entwickelt und erprobt (Ackermann et al., 2020). Auf der Untersuchungsfläche werden die Biotoptypen kartiert und ein Inventar der vorhandenen Gehölzarten und eventuell der Arten der Krautschicht angefertigt. Zusätzlich werden noch die Anteile der Waldentwicklungsphasen in Prozent-Klassen angegeben. Totholz wird mit Menge pro Biotyp, getrennt nach liegend und stehend und stark oder schwach aufgenommen. Die Naturnähe wird GIS-gestützt anhand der Abweichung zur potenziell natürlichen Vegetation bewertet. Derzeit wird dieses Verfahren noch weiterentwickelt und eine Anschlussfähigkeit an bestehende Monitoringsysteme getestet.

4.10 Resümee

Die folgende abschließende Betrachtung gliedert sich anhand von drei Leitfragen.

1. *Welchen Beitrag können die hier vorgestellten Monitoringsysteme zu einem kausalen Biodiversitätsmonitoring leisten?*

Grundsätzlich gehören alle hier aufgeführten Monitoringsysteme zu den sogenannten passiven Verfahren (Lindenmayer und Likens, 2010). Ziel dieser Verfahren ist es, Trends zu erfassen, um politische Vorgaben zu erfüllen. Die Erfassung von kausalen Zusammenhängen ist kein vorrangiges Ziel, allerdings bei Kombination mit weiteren Umweltdaten und Beachtung der statistischen Limitierungen durchaus möglich.

Die Einführung der hier vorgestellten Monitoringsysteme war entweder forstlich oder naturschutzfachlich motiviert. Dementsprechend gibt es auch zwischen diesen beiden Bereichen die größten Unterschiede in der Wahl der Aufnahmeparameter und deren -methoden. Die forstlichen Monitoringsysteme konzentrieren sich primär auf die Abschätzung von Waldstruktur und Holzvorrat (BWI), auf Waldschäden (WZE) und die chemischen und physikalischen Veränderungen der Waldböden (BZE). Die BWI und die BZE erheben teils sehr detailliert Bestandes- und Einzelbauminformationen, welche sich vielfach auch für ein kausal orientiertes Monitoring nutzen lassen. Der Schwerpunkt liegt auf den Gehölzen. Mitunter werden die krautigen Pflanzen erfasst (BZE). Fauna und Funga werden nicht berücksichtigt. Die naturschutzfachlich motivierten Monitoringsysteme (ÖFS, Fauna-Flora-Habitat-Monitoring, Ökosystem-Monitoring) beschreiben das Vorkommen und den Zustand einzelner Biotoptypen im Wald oder ggf. auch das Vorkommen bestimmter Arten oder Artengruppen (MhB, Insektenmonitoring). Hier werden bewährte Kartier- und Erfassungsverfahren

eingesetzt. Umweltvariablen oder Merkmale der Waldstruktur werden bei diesen Verfahren kaum erhoben. Allenfalls Totholz und einige Habitatbaummerkmale werden genauer erhoben.

Es wird deutlich, dass alle bundesweiten Monitoringsysteme im Wald für sich gesehen nur Informationen zu einzelnen Aspekten der Biodiversität liefern (siehe Tabelle 17 und Seidling, 2012).

Eine Zusammenführung der Informationen aus den unterschiedlichen Monitoringsystemen wäre zwar grundsätzlich wünschenswert, stößt aber an zahlreiche administrative, finanzielle und methodische Grenzen.

Ob und wenn ja, wie die tatsächliche Verschneidung zwischen den forstlichen, punktuell aufwendig aufgenommenen Struktur- und Umweltdaten und den flächenbezogenen Aussagen der naturschutzfachlichen Monitoringsysteme möglich ist, wurde bisher noch nicht untersucht. Mit der Umsetzung des bundesweiten Insektenmonitorings und des Ökosystem-Monitorings könnte es gelingen, zumindest Daten für die Gruppe der Insekten und der Brutvögel mit Ökosystemdaten auf dem Flächensystem der ökologischen Flächenstichprobe zusammenzuführen.

Es stellt sich jedoch die Frage, ob die erhobenen Informationen hinsichtlich Kenngrößenwahl und Detailschärfe ausreichend für ein kausales Monitoring wären. Das bisher veröffentlichte Verfahren des ÖSM (Ackermann et al., 2020) plant eine extensive Kartierung der Biotoptypen, in der nur einige ausgewählte Waldstrukturparameter undifferenziert angeschätzt werden (Anzahl Totholz = stark oder schwach).

2. Kann die dem WABI Projekt zugrunde liegende Fragestellung mit Daten aus bestehenden Monitoringsystemen/-konzepten beantwortet werden?

Die zentrale Frage von WABI, d.h. die Frage nach der Auswirkung der Waldbewirtschaftung auf die Artendiversität im Wald auf der Landschaftsebene, wird eine Synthese der naturschutzfachlichen Monitoringsysteme (ÖFS, ÖSM, Bundesweites Insektenmonitoring, MhB) nicht leisten können, da die Aufnahme von Waldstrukturparametern nicht ausreicht, um die Komplexität des forstlichen Einflusses adäquat zu erfassen. Bei der Bundeswaldinventur werden die klassischen forstlichen Parameter und zusätzlich auch wichtige naturschutzfachlich relevante Größen relativ detailliert aufgenommen. Bestimmte naturschutzfachliche Kenngrößen, wie Mikrohabitate oder Kleinbiotope fehlen jedoch ebenso wie die Aufnahme von anderen Artengruppen als den Bäumen. Zudem kann die Bundeswaldinventur die Auswirkungen des forstlichen Managements im räumlichen Zusammenhang auf der Landschaftsebene nicht abbilden.

Bei den hier vorgestellten Monitoringsystemen handelt es sich um sogenannte Großrauminventuren. Diese Inventurform muss, um überhaupt realisierbar zu sein, mit einer groben Auflösung arbeiten, um Trends landes- oder bundesweit abbilden zu können. Idealerweise werden diese durch ein intensiveres, kausal orientiertes Monitoring in Langzeit-Fallstudien ergänzt, um die Ursachen der beobachteten Trends näher zu beleuchten (Ferretti und Fischer, 2013). Dieser Ansatz wird z. B. erfolgreich im Programm der Forstlichen Umweltbeobachtung mit Level II-Flächen verfolgt.

Im Gegensatz zu anderen Monitoringprogrammen ermöglicht das WABI Konzept durch die großräumigen Untersuchungsgebiete (im Mittel ca. 300 ha), kausale Aussagen auf der Plot-, Bestandes- und Landschaftsebene zu den Treibern der Artendiversität zu treffen. Damit werden alle räumlichen und temporären Aspekte der Diversität, wie von Hagge et al. (2021) gefordert, berücksichtigt. Ein Monitoring von Flächenpaaren nach dem WABI-Konzept könnte sich daher als Intensiv-Monitoring im Wald ergänzend zum bundesweiten Insektenmonitoring oder dem geplanten Biodiversitätsmonitoring (Bolte et al., 2022) in den einzelnen Bundesländern eignen. Das WABI-Konzept könnte damit ein bundesweites kausales Monitoring ermöglichen, in dem die Fragen nach dem Einfluss des Klimawandels und jenem der Bewirtschaftung getrennt beantwortet werden können. Indem forstliche Parameter als Treibervariablen in WABI erfasst werden, ist es möglich, die im Monitoring

beobachteten Zusammenhänge zwischen der Artendiversität und der Bewirtschaftung unserer Wälder direkt in der forstlichen Praxis zu berücksichtigen.

3. Welche Elemente und Erfahrungen aus den bestehenden Monitoringkonzepten können für WABI genutzt werden?

Eine Konstante, die sich in der Geschichte der verschiedenen Monitoringverfahren wiederfindet, ist, dass die jeweils verwendete Methodik mit jeder Durchführung weiter ergänzt oder verfeinert und neuen Fragestellungen angepasst wird (z.B. DNA Proben in der BWI 2022). Wichtig erscheint daher, dass das in WABI vorgeschlagene Monitoringsystem sich erweitern lässt (modulares Prinzip) und in allen Bundesländern das gleiche standardisierte Basismodul durchgeführt wird, um eine Vergleichbarkeit der Daten zu gewährleisten.

Der zentrale Fokus des WABI-Konzeptes liegt darauf, die Effekte der forstlichen Bewirtschaftung auf die Diversität der Arten besser zu verstehen. Die forstliche Bewirtschaftung und ihre Auswirkung auf die Waldstruktur und verschiedene Umweltfaktoren (z.B. Bodenchemie) sind zentrale Fragen der forstlichen Monitoringsysteme. Daher finden sich hier auch viele Aufnahmemethoden und -parameter, die für WABI interessant sind. In der Mehrzahl handelt es hier um „Standardmethoden“ zur Waldstrukturaufnahme. Mit den bei der BWI und BZE verwendeten konzentrischen Probekreisen liegt eine erprobte Erfassungsmethode vor, die seit Jahrzehnten angewandt wird und bei vergleichsweise geringen Kosten, eine gute Datenqualität verspricht. Auch die Aufnahme von verschiedenen Einzelbaummerkmalen (BWI/BZE/teilweise ÖFS) liefert genaue Ergebnisse innerhalb einer Zeitreihe und lässt mitunter räumliche Modellierungen zu. Wenngleich die durch die BWI aufgenommenen Kenngrößen wichtige Variablen für die Waldstruktur darstellen, fehlen doch für ein kausales Monitoring der Artendiversität genauere Angaben über die vorhandenen Mikrohabitate und die eventuellen Stressfaktoren. Auch die Umweltvariablen: Boden, Humusschicht und Kleinklima müssen für ein kausales Monitoring genauer als in der BWI betrachtet werden und mindestens in seiner einfachsten Form an das bundesweite Insektenmonitoring angelehnt werden (Mächtigkeit der Streuschicht, Humusform). Die Möglichkeit der Aufnahme verschiedener Störungen zeigt die ÖFS in Nordrhein-Westfalen. So werden hier Parameter erfasst, wie z.B. Deckung nicht lebensraum-typischer Baumarten in der Krautschicht, Betroffenheit der Fläche (Anteil) mit Entwässerungsgräben, Befahrungsschäden (Abstand der Fahrspuren). Das Vorkommen verschiedener Waldentwicklungsphasen, angelehnt an die forstlichen Dimensionsklassen, wird bei dem ÖSM mit ihrem Flächenanteil geschätzt. Auf diese Weise lässt sich relativ einfach eine Aussage über die horizontale Strukturdiversität auf größeren Betrachtungsebenen herleiten. Die BWI erfasst auch die für den Naturschutz besonders wichtigen besonders geschützten Biotope im Wald (§30 Bundesnaturschutzgesetz) (25 m Radius).

4.11 Literatur

- Ackermann, W., Fuchs, D., & Tschiche, J. (2020). Ökosystem-Monitoring auf bundesweit repräsentativen Stichprobenflächen (ÖSM-I). *BfN-Skripten* 586. Bundesamt für Naturschutz. <https://www.bfn.de/sites/default/files/BfN/service/Dokumente/skripten/skript586.pdf>
- BfN. (2023). Einheitlicher Methodenleitfaden „Insektenmonitoring“ (Januar 2023). Bundesamt für Naturschutz (BfN). 1-65, Bonn, Germany. <https://www.bfn.de/insektenmonitoring>
- Bolte, A., Ammer, C., Kleinschmit, J., Kroiher, F., Krüger, I., Meyer, P., Michler, B., Müller-Kroehling, S., Sanders, T., & Sukopp, U. (2022). Nationales Biodiversitätsmonitoring im Wald. *Natur und Landschaft* 8, 398-401. <https://doi.org/10.19217/NuL2022-08-04>
- Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft (BMEL). (2014). Der Wald in Deutschland. Ausgewählte Ergebnisse der dritten Bundeswaldinventur. Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft (BMEL). https://www.bmel.de/SharedDocs/Downloads/DE/Broschueren/bundeswaldinventur3.pdf?__blob=publicationFile&v=3
- Der Rat der Europäischen Gemeinschaften (1992). Richtlinie 92/43/EWG des Rates vom 21. Mai 1992 zur Erhaltung der natürlichen Lebensräume sowie der wildlebenden Tiere und Pflanzen. Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften, Reihe L, 206, 7–50.

- Dröschmeister, R. (2001). Bundesweites Naturschutzmonitoring in der „Normallandschaft“ mit der Ökologischen Flächenstichprobe. *Natur Und Landschaft*, 76(2), 58–69.
- Ferretti, M., & Fischer, R. (Eds.). (2013). Forest monitoring: methods for terrestrial investigations in Europe with an overview of North America and Asia. *Developments in Environmental Science*, Vol. 12. Elsevier, Oxford, UK, Amsterdam, Netherlands.
- Flade, M. & Schwarz, J. (1992): Stand und erste Ergebnisse des DDA-Monitoringprogramms. *Die Vogelwelt*, 113, 210–222.
- Gutachterausschuss Forstliche Analytik (GAFA) (Hrsg.). (2014). *Handbuch Forstliche Analytik. Eine Loseblatt-Sammlung der Analysemethoden im Forstbereich. Unter Mitarbeit von König, N., Blum, U., Symosseck, F., Bussian, B., Furtmann, K.,...Gärtner, A.*, <https://www.thuenen.de/media/institute/wo/Waldmonitoring/bze/>
- Hagge J., Schmidt M. et al. (2021): Zielsetzungen und Anforderungen an ein bundesweites Insektenmonitoring in Wäldern. *Naturschutz und Landschaftsplanung* 53(11), 10 – 13. <https://doi.org/10.19217/NuL2022-08-04>
- Hennenberg, K., Winter, S., Reise, J., & Winger, C. (2017). *Analyse und Diskussion naturschutzfachlich bedeutsamer Ergebnisse der dritten Bundeswaldinventur. BfN Schriften 427.* <https://www.bfn.de/sites/default/files/BfN/service/Dokumente/skripten/skript427.pdf>
- Hoffmann-Kroll, R., Schäfer, D., & Seibel, S. (1999). Gesamtrechnung für Bodennutzung und Biodiversität. *Schriftenreihe Beiträge zu den Umweltökonomischen Gesamtrechnungen. Band 9.* https://www.statistischebibliothek.de/mir/servlets/MCRFileNodeServlet/DEMonografie_derivate_00000277/5106155-9783824606078.pdf
- Höhle, J., Bielefeldt, J., König, P. D. N., Ziche, D., Eickenscheidt, N., Grüneberg, E., Hilbrig, L., & Wellbrock, N. (2018). Bodenzustandserhebung im Wald – Dokumentation und Harmonisierung der Methoden (Thünen Working Paper 97). Braunschweig: Johann Heinrich von Thünen-Institut. https://literatur.thuenen.de/digbib_external/dn059837.pdf
- König, H. (2020): Standards und Indikatorgruppen – Erfahrungen aus der ÖFS in Nordrhein-Westfalen. In: Züghart W., Stenzel S., Fritsche B. (Hrsg.): Umfassendes bundesweites Biodiversitätsmonitoring. BfN-Skripten 585, 17-32.
- Klimek, S., Schmidt, T., & Seidling, W. (2012). Potenziale und Entwicklungsmöglichkeiten vorhandener Monitoring-Programme im Hinblick auf den Datenbedarf sowie wissenschaftliche und praktische Anforderungen. In J. Dauber, S. Klimek, T. Schmidt, B. Urban, D. Kownatzki, & W. Seidling (Eds.), *Wege zu einem ziel- und bedarfsorientierten Monitoring der Biologischen Vielfalt im Agrar- und Forstbereich (Workshopbericht) .Landbauforschung:Sonderheft 365* (pp. 149–158). Johann Heinrich von Thünen-Institut Bundesforschungsinstitut für Ländliche Räume, Wald und Fischerei (vTI).
- Kraft G (1884) Beiträge zur Lehre von Durchforstungen, Schlagstellungen und Lichtungshieben. Klindworth's Verlag, Hannover, Germany
- Kroiher, F., Müller-Kroehling, S., Schmitz, F., Sukopp, U., & (Hrsg.). (2017). Methode zur Erfassung und Bewertung der FFH-Waldlebensraumtypen im Rahmen der dritten Bundeswaldinventur (BWI-2012) . *Thünen Working Paper: No. 69.* https://www.thuenen.de/media/publikationen/thuenen-workingpaper/ThuenenWorkingPaper_69.pdf
- Krüger, I., Sanders, T. G. M., Holzhausen, M., Schad, T., Schmitz, A., & Strich, S. (2020). Am Puls des Waldes : Umweltwandel und seine Folgen – ausgewählte Ergebnisse des intensiven forstlichen Umweltmonitorings. BMEL.
- LANUV NRW (Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen) (2019). Biotop- und Lebensraumtypenkatalog inkl. Erhaltungszustandsbewertung von FFH-Lebensraumtypen. https://methoden.naturschutzinformationen.nrw.de/methoden/web/babel/media/sammelmappe_lrt_ezb_april_2019.pdf.
- Lindenmayer, D. B., & Likens, G. E. (2010). The science and application of ecological monitoring. *Biological Conservation*, 143(6), 1317–1328. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2010.02.013>
- Middelhoff, U., Hildebrandt, J., & Breckling, B. (2006). *Ökologische Flächenstichprobe als Instrument eines GVO-Monitoring.* <https://www.bfn.de/sites/default/files/BfN/service/Dokumente/skripten/skript172.pdf>
- Mitschke, A., Sudfeldt, C., Heidrich-Riske, H., & Dröschmeister, R. (2005). Das neue Brutvogelmonitoring in der Normallandschaft Deutschlands–Untersuchungsgebiete, Erfassungsmethode und erste Ergebnisse. *Vogelwelt*, 126, 127–140.
- Neville, P.; Bastrup-Birk, A.; et al. Working Group on Forest Biodiversity (2006): Forest Focus Demonstration Project BioSoil 2004-2005, the BioSoil Forest Biodiversity Field Manual. Version 1.1, for the Field Assessment 2006-07.
- Polley, H., Hennig, P., & Schwitzgebel, F. (2005). Ergebnisse der zweiten Bundeswaldinventur: Holzvorrat, Holzzuwachs und Holznutzung. *AFZ-DerWald*, 3, 111–113.
- Riedel, T. (2008). *Evaluierung alternativer Stichprobenkonzepte für die Bundeswaldinventur.(Dissertation).* Fakultät

für Mathematik, Informatik und Naturwissenschaften der Universität Hamburg.

Riedel, T., Hennig, P., Kroiher, F., Polley, H., Schmitz, F., & Schwitzgebel, F. (2017). Die dritte Bundeswaldinventur (BWI 2012). Inventur- und Auswertemethoden, 124 S.

Riedel, T., Hennig, P., Polley, H., & Schwitzgebel, F. (2021). *Aufnahmeanweisung für die vierte Bundeswaldinventur (BWI 2022) (2021 -2022)*. Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft (BMEL). https://www.bundeswaldinventur.de/fileadmin/SITE_MASTER/content/Downloads/Aufnahmeanweisung_BWI2022_20210629.pdf

Seidling, W. (2012). Können die etablierten Monitoringsysteme in Wäldern Fragen zur Biodiversität beantworten? In J. Dauber, S. Klimek, T. Schmidt, B. Urban, D. Kownatzki, & W. Seidling (Eds.), *Wege zu einem ziel- und bedarfsorientierten Monitoring der Biologischen Vielfalt im Agrar- und Forstbereich (Workshopbericht) .Landbauforschung:Sonderheft 365* (pp. 87–89). Johann Heinrich von Thünen-Institut Bundesforschungsinstitut für Ländliche Räume, Wald und Fischerei (vTI).

STBA & BFN/Statistisches Bundesamt & Bundesamt für Naturschutz (Hrsg). (2000). Konzepte und Methoden zur ökologischen Flächenstichprobe: Ebene II: Monitoring von Pflanzen und Tieren. *Angewandte Landschaftsökologie* 33. Landwirtschaftsverlag.

Urban, B., Dauber, J., & Kownatzki, D. (2012). Innovationsbedarf von Monitoring und Indikatoren an neue Entwicklungen in der land- und forstwirtschaftlichen Produktion. In J. Dauber, S. Klimek, T. Schmidt, B. Urban, D. Kownatzki, & W. Seidling (Eds.), *Wege zu einem ziel- und bedarfsorientierten Monitoring der Biologischen Vielfalt im Agrar- und Forstbereich (Workshopbericht) .Landbauforschung:Sonderheft 365* (pp. 159–168). Johann Heinrich von Thünen-Institut Bundesforschungsinstitut für Ländliche Räume, Wald und Fischerei (vTI).

Wellbrock, N., Eickenscheidt, N., Hilbrig, L., Dühnelt, P., Holzhausen, M., Bauer, A., Dammann, I., Strich, S., & Friedrich Engels, A.W. (2018). Leitfaden und Dokumentation zur Waldzustandserhebung in Deutschland. *Thünen Working Paper 48*. https://literatur.thuenen.de/digbib_extern/dn059504.pdf

Ziche, D., Michler, B., Fischer, H., Kompa, T., Höhle, J., & Ewald, J. (2017). Die Waldvegetation als Indikator des Bodenzustandes. *AFZ-DerWald*, 2, 35–36.

5. Entwicklung und Test des Monitorings der Driver-Indikatoren

Anhand der Ergebnisse aus Teilprojekt 1 (Kapitel 1) wurde ein langfristig orientiertes System für das vergleichende Monitoring von forstlich bewirtschafteten und aus der Nutzung entlassenen Waldlandschaften konzipiert, mit dessen Hilfe der Einfluss der Waldbewirtschaftung auf die Biodiversität von Wäldern bestimmt werden kann.

In einem zweiten Arbeitspaket wurden Teile dieses Monitoringsystems auf einem Testflächenpaar in Hessen einem Praxistest unterzogen. Die Ergebnisse dieses Tests dienten dazu, einen finalen Vorschlag für das Monitoringsystem auszuarbeiten.

5.1 Monitoring der Umweltvariablen

Das in WABI entwickelte Konzept für ein Monitoring der Biodiversität im Wald beinhaltet zwei Elemente. Dies sind zum einen die Erfassung der Biotop- und Waldstruktur als Bestimmungsgrößen der Artenvielfalt und zum anderen die Erfassung der dadurch beeinflussten Artengruppen. Die Auswertung von 100 Studien ergab dabei 410 Zusammenhänge zwischen Strukturmerkmalen und Artenvielfalt, die sich in 30 Strukturmerkmal-Gruppen gliedern lassen. Für die Entwicklung des Monitoringsystems wurden diese Gruppen in sechs Aufnahmekompartimente eingeteilt:

- Gelände
- Lebender Bestand
- Totholz
- Biotope, Sonderstrukturen, Kontaktbiotope
- Krautige Vegetation
- Boden

Die einzelnen Kenngrößen dieser Kompartimente gliedern sich in solche, die sich direkt messen lassen, und solche, die vor Ort nur angeschätzt werden (Tabelle 18).

Tabelle 18: Im Rahmen des Monitorings aufzunehmende Strukturparameter (x = Messung, O = Schätzung)

	Standardaufnahme				Fallenstandorte	
Parameter	Gelände	Lebender Bestand	Totholz	Biotope, Sonderstrukturen Kontaktbiotope	Vegetation	Boden
Schicht		○			○	
Schlussgrad		○				
Waldentwicklungsphase		○				
natürliche Waldgesellschaft		○				
Durchmesser		X	○			
Messhöhe BHD		X				
Höhe / Länge		X	○			
Azimut		X				
Entfernung		X		X		
Baumnummer		○				
wissenschaftlicher Artnamen		○	○		○	
Baumvitalität		○				
Mikrohabitate		○				
Zersetzungsgrad			○			
Sägespuren			○			
Deckungsgrad				○	○	
Streuart						○
Streumächtigkeit						X
Humusform						○
Humusmächtigkeit						X
Bodenstruktur						○
offener Mineralboden						○
Exposition	DGM1					
Höhe (ü.N.N.)	DGM1					
Hangneigung	DGM1					

Stichprobendesign

Für die Erfassung der Umweltvariablen wurden sowohl die bewirtschaftete als auch die unbewirtschaftete Testfläche mit einem regelmäßigen Probekreisraster mit einer Weite von 200 x 100 m überzogen (Abb. 25), welches der Untersuchung der Biotop- und Waldstruktur dient. Im Fall des WAB Testflächenpaares „Weserhänge“ (je 300 ha) bedeutete dies die Ausweisung von 150 Stichprobenpunkten je Fläche. Jeder Stichprobenmittelpunkt wurde dabei dauerhaft markiert.

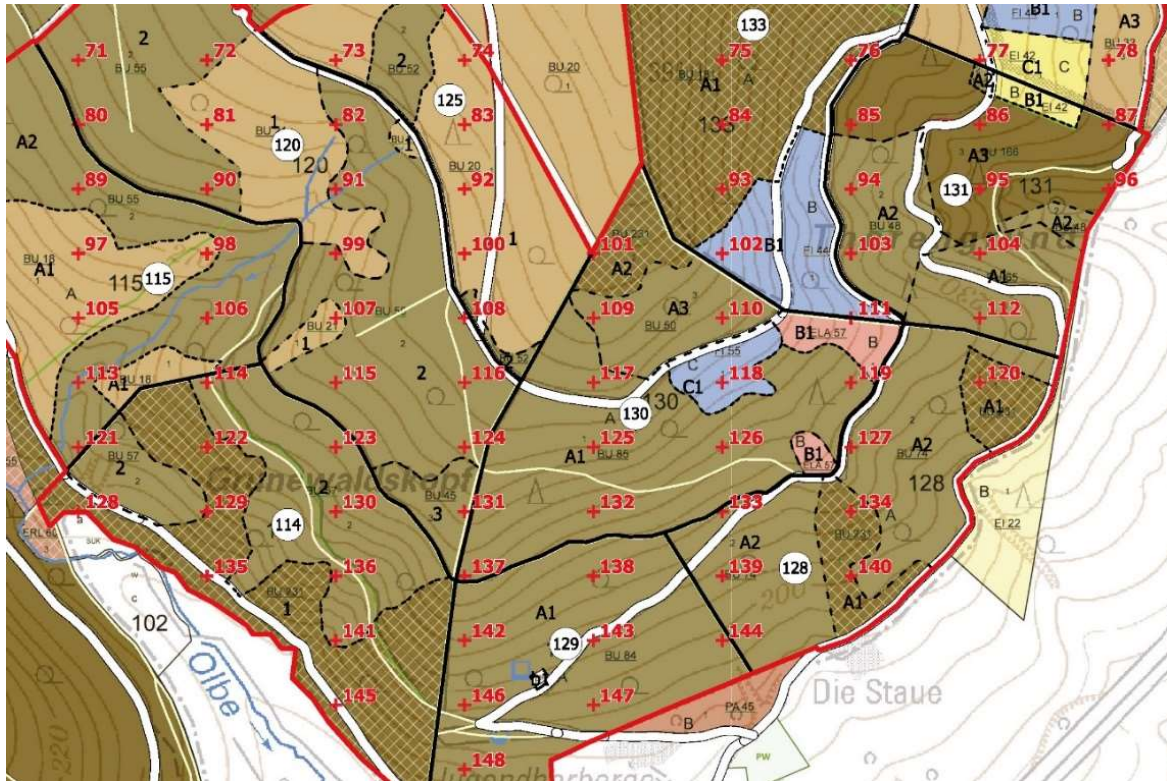


Abb. 25: Kartenausschnitt aus der unbewirtschafteten Waldfläche des Testflächenpaares Weserhänge; Stichprobenpunkte im Raster 200 x 100 m sind fortlaufend nummeriert; Kartengrundlage: Betriebskarte Hessen-Forst

5.2 Bewirtschaftungsintensität

Es gibt ein breites Spektrum an Bewirtschaftungsformen und deren Intensitäten in Wäldern. Jede Kombination aus Bewirtschaftungsform und Nutzungsintensität beeinflusst die Waldstruktur (Schall, Schulze, et al., 2018) und damit auch potentiell die Diversität assoziierter Artengruppen (Fischer et al., 2010; Schall et al., 2020; Schall, Gossner, et al., 2018). Eine Einschätzung der Bewirtschaftungsintensität ist daher zwingend erforderlich, möchte man den Einfluss der Bewirtschaftung auf die Artendiversität zwischen verschiedenen Studien vergleichen oder allgemeingültige Aussagen ermöglichen. Es gibt eine Vielzahl von Vorschlägen zur Abschätzung der Bewirtschaftungsintensität (siehe Tabelle 2 in Schall und Ammer, 2013). Hier lassen sich drei grundsätzliche Ansätze unterscheiden Schall und Ammer (2013). So kann eine Einschätzung der Bewirtschaftung auf Grundlage der (1) Naturnähe, in der die Abweichung des Ist-Zustandes vom ursprünglichen Zustand oder Referenzsystem bewertet wird erreicht werden, (2) anhand von Störungen, wobei zeitliche und räumliche Abweichungen von natürlichen Störungen eingeschätzt werden und (3) der Bewirtschaftung, d.h. direkte Ansprache der Bewirtschaftung in Beständen oder von Bewirtschaftungsgrößen. Momentan besteht in der Fachwelt noch keine Einigung darüber welcher Ansatz oder welche Methode am besten für die Einschätzung der Bewirtschaftungsintensität geeignet ist. Die Einschätzung der Bewirtschaftung nach der Naturnähe der resultierenden Waldökosysteme oder ihrer Störungsregimes ist in Deutschland problematisch, da ungestörte Referenzgebiete in unmittelbarer

Umgebung nicht mehr vorhanden sind. In den letzten Jahren wurden in deutschen Studien daher verstärkt zwei Indizes genutzt, die auf einer direkten Ansprache der Bewirtschaftung beruhen: (1) der von Schall und Ammer (2013) vorgeschlagene 'Silvicultural Management Intensity indicator' (SMI) und (2) der von Kahl und Bauhus (2014) entwickelte 'Forest Management Intensity index' (ForMI).

5.2.1 Forest Management Intensity Index (ForMI)

Der ForMI (Kahl und Bauhus, 2014) ist die Summe aus drei Komponenten: dem Anteil des geernteten Holzvolumens (*lhav*), dem Anteil der am Standort nicht-natürlichen Baumarten an dem stehenden, toten und geernteten Holzvolumen (*Inonat*) und dem Anteil des Totholzes mit Sägespuren (*ldwcut*). Anstelle des Holzvolumens kann auch die Grundfläche verwendet werden. Jede der drei Komponenten kann einen Wert zwischen 0 (kein Anzeichen von Bewirtschaftung) und 1 (intensive Bewirtschaftung) annehmen. Alle Komponenten werden gleich gewichtet. Das geerntete Holzvolumen wird anhand der vorhandenen Stubben geschätzt. Dies hat den Vorteil, dass der Index auch in Gebieten angewendet werden kann, wo keine betrieblichen Daten vorliegen oder diese nicht bestandesscharf erfasst werden. Kahl und Bauhus (2014) gehen davon aus, dass der Index die historische Bewirtschaftung des Bestandes innerhalb der letzten 30-40 Jahren widerspiegelt. Abhängig ist der genaue Zeitrahmen jedoch von der Zersetzungsrate des Totholzes. Da dieser vom Standort, Durchmesser und der Baumart abhängig ist, führt dies zwangsläufig zu einer Ungenauigkeit der Schätzung. Sabatini (2014) warnt davor, dass der von Kahl und Bauhus (2014) geschätzte Zersetzungszeitraum zu kurz angesetzt sein könnte und möglicherweise dadurch ein Fehler bei der Schätzung der geernteten Holzmasse entsteht. Dieser Fehler kann jedoch vernachlässigt werden, wenn, wie von Kahl und Bauhus (2014) empfohlen, die Bewirtschaftungsintensitäten nur regional (also ähnliche Zersetzungsraten) verglichen werden. Um den Zeitraum der Totholzzersetzung zu berücksichtigen, könnten diese in den Index integriert werden (wie bei Unseld, 2018). Da weder das Bestandesalter noch das absolute Bestandesvolumen in den Index einbezogen werden, kann der ForMI weder die 'oldgrowthness' noch die Struktur eines Bestandes beschreiben.

5.2.2 Silvicultural Management Intensity indicator (SMI)

Nach Schall und Ammer (2013) beruhen die Hauptunterschiede der Bewirtschaftungsintensität zwischen Beständen in der Baumartenwahl, dem Bestandesalter und der Reduktion des Bestandesvolumens durch forstliche Eingriffe. Sie argumentieren, dass besonders die Baumartenwahl den Bestand über die gesamte Umtriebszeit bezüglich des Ertrages, aber auch hinsichtlich der Anfälligkeit gegenüber natürlichen Störungen beeinflusst. Dementsprechend besteht der SMI aus zwei Komponenten: Zum einen aus dem Risiko (SMI_r) den Bestand auf Grund von Störungen wie z.B. Windwurf vor dem Erreichen eines Referenzalters (z.B. 180 Jahre) zu verlieren und zum anderen aus der Bestandesdichte im Verhältnis zum natürlichen Bestockungsgrad (SMI_d). Durch den SMI_r soll der kombinierte Effekt der Baumartenwahl und des aktuellen Bestandesalters im SMI berücksichtigt werden. Für die Berechnung des SMI_r wird eine Überlebensfunktion genutzt: $S(t) = \exp(-(t/\beta)^\alpha)$, wobei t für das Bestandesalter (Jahre) steht und α und β die Koeffizienten der Überlebensfunktionen der jeweiligen Baumarten darstellen. Bei einem Referenzalter von 180 Jahren ergibt sich dann die folgende Formel: $SMI_r = 1 - S(180)/S(t_0)$, wobei t_0 für das aktuelle Bestandesalter steht.

Sowohl Schall und Ammer (2013) als auch Gossner et al. (2014) benutzen die von Staupendahl und Zucchini (2011) berechneten Koeffizienten der Überlebensfunktionen. Diese Koeffizienten wurden mit Hilfe der Waldzustandserhebung in Rheinland-Pfalz für einige Hauptbaumarten (Eiche, Buche, Kiefer, Fichte, Douglasie) berechnet. Nur für Fichte wurden sie unter Einfluss unterschiedlicher Kovariablen wie z.B. Wasserhaushalt oder Geländeform ermittelt, obwohl davon auszugehen ist, dass diese Merkmale für die Überlebensraten aller Baumarten ein wichtiger Einflussfaktor sind. Die von Staupendahl und Zucchini (2011) berechneten Überlebensfunktionen beruhen auf regionalen Daten.

Schall und Ammer (2013) gingen mangels alternativer Daten von einer Übertragbarkeit für Mittel-Europa aus. In den letzten Jahren wurden neue Überlebensfunktionen anhand größerer Datengrundlagen wie z.B. der Bundeswaldinventur erstellt (Bender et al., 2019). Die Möglichkeit ihrer Verwendung für den Index müsste in der Zukunft allerdings noch abgeklärt werden. Problematisch ist, dass sich der SMI, durch die Baumartenwahl auch verringern kann, obwohl diese nicht der potenziell natürlichen Vegetation des Bestandes entsprechen (z.B. bei Eiche) (Schall und Ammer, 2013).

Die Bestandesdichte (SMId) bezeichnet die relative Abweichung der Grundfläche von der maximalen natürlichen Grundfläche im jeweiligen Bestandesalter. Zur Festsetzung der theoretischen maximalen natürlichen Grundfläche werden die forstlichen Ertragstafeln verwendet. Die Werte der Ertragstafeln wurden allerdings ausschließlich für gleichaltrige Reinbestände ermittelt und ihre Übertragung auf mehrschichtige Mischwälder ist fraglich (Pretzsch, 2009). Gossner et al. (2014) fanden negative Zusammenhänge für den SMI zwischen der Naturnähe und dem Alter eines Bestandes und positive Korrelationen mit dem Nadelholzanteil. Zahlreiche Studien fanden eine starke Korrelationen zwischen dem SMI und dem ForMI und ähnliche Effekte auf Habitat-Variablen und Diversität verschiedener Artengruppen (Kahl und Bauhus, 2014; Petermann et al., 2016; Pollierer et al., 2021; Schäfer et al., 2019). Der Befund, dass beide Indizes trotz ihres völlig unterschiedlichen Ansatzes zu ähnlichen Ergebnissen kommen, spricht dafür, dass beide Indizes grundsätzlich geeignet sind die Bewirtschaftungsintensität realitätsnah abzubilden. Pollierer et al. (2021) schätzten den ForMI als einfacher zu quantifizieren ein, allerdings erfordert seine Berechnung aufwendige Erhebungen im Feld, während der SMI aufgrund von einfachen Durchmessermessungen zum Beispiel jährlich berechnet werden kann

5.2.3 Fazit

Beide Indizes eignen sich zwar für die Abschätzung der Bewirtschaftungsintensität von Beständen, da sie jedoch wenig Bezüge zu für die Biodiversität relevanten Strukturmerkmalen beinhalten (Tabelle 19), ist ihre Eignung als Driver-Indikator begrenzt. Ein gewisses Potential für ihre Anwendung wird darin gesehen, zum Zeitpunkt der Erstaufnahme für die beiden Flächen eines Paares die jeweiligen Ausgangswerte zu bestimmen, um festzustellen, wie groß der initiale Unterschied der Flächen ist. Durch eine wiederholte Berechnung der Indizes in einem etwa zehnjährigen Abstand könnte die unterschiedliche Entwicklung der Flächen quantitativ beschrieben werden.

Tabelle 19: Merkmale, die zur Berechnung der Bewirtschaftungsindizes SMI und ForMI unmittelbar für den Bestand ermittelt werden müssen. Der Bestandesvorrat kann auch durch die Grundfläche bei der Verwendung des SMIs ersetzt werden.

Attribute	SMI	ForMI
Aktuelles Bestandesalter	X	
Wahrscheinlichkeit den Bestand zu verlieren bevor er 180 Jahre erreicht	X	
Volumen des stehenden Bestandes	X	X
Volumen des geernteten Bestandes	X	(X)
Volumen Totholz	X	X
Theoretische maximale Tragfähigkeit: Grundfläche/ Bestandesvorrat	X	
Volumenanteile der am Standort nicht natürlichen Baumarten		X
Volumen des Totholzes mit Sägespuren		X

5.2.4 Literatur

- Bender, S., Wieseahn, J., Jánosi, K., & Bolte, A. (2019). Bundesweite Projektion der Überlebensraten wichtiger Baumarten. *AFZ-Der Wald*, 2, 18–20.
- Fischer, M., Bossdorf, O., Gockel, S., Hänsel, F., Hemp, A., Hessenmöller, D., Korte, G., Nieschulze, J., Pfeiffer, S., Prati, D., Renner, S., Schöning, I., Schumacher, U., Wells, K., Buscot, F., Kalko, E. K. V., Linsenmair, K. E., Schulze, E. D., & Weisser, W. W. (2010). Implementing large-scale and long-term functional biodiversity research: The Biodiversity Exploratories. *Basic and Applied Ecology*, 11(6), 473–485. <https://doi.org/10.1016/j.baae.2010.07.009>
- Gossner, M. M., Schall, P., Ammer, C., Ammer, U., Engel, K., Schubert, H., Simon, U., Utschick, H., & Weisser, W. W. (2014). Forest management intensity measures as alternative to stand properties for quantifying effects on biodiversity. *Ecosphere*, 5(9), 1–111. <https://doi.org/10.1890/ES14-00177.1>
- Kahl, T., & Bauhus, J. (2014). An index of forest management intensity based on assessment of harvested tree volume, tree species composition and dead wood origin. *Nature Conservation*, 7, 15–27. <https://doi.org/10.3897/natureconservation.7.7281>
- Petermann, J. S., Rohland, A., Sichardt, N., Lade, P., Guidetti, B., Weisser, W. W., & Gossner, M. M. (2016). Forest management intensity affects aquatic communities in artificial tree holes. *PLoS ONE*, 11(5), e0155549. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0155549>
- Pollierer, M. M., Klarner, B., Ott, D., Digel, C., Ehnes, R. B., Eitzinger, B., Erdmann, G., Brose, U., Maraun, M., & Scheu, S. (2021). Diversity and functional structure of soil animal communities suggest soil animal food webs to be buffered against changes in forest land use. *Oecologia*, 196(1), 195–209. <https://doi.org/10.1007/s00442-021-04910-1>
- Pretzsch, H. (2009). *Forest dynamics, growth and yield- from measurement to model*. Springer Berlin Heidelberg. <http://link.springer.com/10.1007/978-3-540-88307-4>
- Sabatini, F. M. (2014). An intuitive way to assess forest management intensity. Potential and caveats. *Proceedings of Peerage of Science*, August, 1–3. <https://doi.org/10.14726/procpo.2014.e7>
- Schäfer, D., Prati, D., Schall, P., Ammer, C., & Fischer, M. (2019). Exclusion of large herbivores affects understorey shrub vegetation more than herb vegetation across 147 forest sites in three German regions. *PLoS ONE*, 14(7), 1–16. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0218741>
- Schall, P., & Ammer, C. (2013). How to quantify forest management intensity in Central European forests. *European Journal of Forest Research*, 132(2), 379–396. <https://doi.org/10.1007/s10342-013-0681-6>
- Schall, P., Gossner, M. M., Heinrichs, S., Fischer, M., Boch, S., Prati, D., Jung, K., Baumgartner, V., Blaser, S., Böhm, S., Buscot, F., Daniel, R., Goldmann, K., Kaiser, K., Kahl, T., Lange, M., Müller, J., Overmann, J., Renner, S. C., ... Ammer, C. (2018). The impact of even-aged and uneven-aged forest management on regional biodiversity of multiple taxa in European beech forests. *Journal of Applied Ecology*, 55(1), 267–278. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12950>
- Schall, P., Heinrichs, S., Ammer, C., Ayasse, M., Boch, S., Buscot, F., Fischer, M., Goldmann, K., Overmann, J., Schulze, E. D., Sikorski, J., Weisser, W. W., Wubet, T., & Gossner, M. M. (2020). Can multi-taxa diversity in European beech forest landscapes be increased by combining different management systems? *Journal of Applied Ecology*, 57(7), 1363–1375. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13635>
- Schall, P., Schulze, E. D., Fischer, M., Ayasse, M., & Ammer, C. (2018). Relations between forest management, stand structure and productivity across different types of Central European forests. *Basic and Applied Ecology*, 32, 39–52. <https://doi.org/10.1016/j.baae.2018.02.007>
- Staupendahl, K., & Zucchini, W. (2011). Schätzung von Überlebensfunktionen der Hauptbaumarten auf der Basis von Zeitreihendaten der Rheinland-Pfälzischen Waldzustandserhebung. *Allgemeine Forst- Und Jagdzeitung*, 182(7–8), 129–145.
- Unsel, R. (2018). Nutzungsintensität in Kleinprivatwäldern: Vielfalt auf kleiner Fläche. *Natur Und Landschaft*, 93(7), 323–331. <https://doi.org/10.17433/7.2018.50153597.323-331>

5.3 Methodentest: Waldstruktur (konzentrische Probekreise)

5.3.1 Ziel des Methodentests

In den vorhergehenden Kapiteln wurde beschrieben, nach welchen Kriterien die Auswahl der aufzunehmenden Strukturparameter und die Entwicklung des Monitoringkonzeptes erfolgte. Das WABI Gebiet "Weserhänge" in Hessen wurde für eine Pilotstudie ausgewählt, die zwischen Mai 2022 und April 2023 durchgeführt wurde. Die verschiedenen WABI-Verfahrenskomponenten der Wald- und

Biotopstrukturaufnahme sollten auf ihre Praktikabilität und ihre Datenqualität getestet werden. Zudem sollte das Verfahren der Flächenauswahl hinsichtlich der Vergleichbarkeit der NWE/WW-Flächen überprüft werden. Ein Hauptziel der Flächenauswahl war es, ein Flächenpaar zu identifizieren, das eine möglichst hohe Ähnlichkeit bezüglich der naturräumlichen Ausgangslage besitzt.

Im Einzelnen sollten die folgenden Fragen im Praxistest beantwortet werden:

1. Wie unterschiedlich sind die NWE und die WW Fläche hinsichtlich ihrer Bestandes- und Biotopstruktur? Wie könnte eine Gebietsauswertung für WABI aussehen?
2. Wie ist die Streuung der einzelnen Strukturparameter? Liefert die verwendete Rasterweite eine ausreichende Genauigkeit?
3. Ist das Aufnahmeverfahren für die einzelnen Parameter geeignet, um kausale Aussagen testen zu können hinsichtlich:
 - Aufnahmegenauigkeit
 - Durchführbarkeit (Gelände, Auswertung)
4. Sind konzentrische Probekreise geeignet für WABI hinsichtlich Auswertbarkeit, Datenqualität? Welche Einschränkungen entstehen möglicherweise?
5. Gibt es Unterschiede in der Bewirtschaftung der beiden Teilflächen (der ForMi Bewirtschaftungsindex)
6. In welchem Radius sollten die kleinflächigen Biotope erfasst werden (12 oder 25 m)
7. Sollten alle Bäume innerhalb der Probekreise auf Mikrohabitate untersucht werden, ist der BHD aussagekräftiger als die Lebensphase eines Baumes in Bezug auf das Vorkommen von Mikrohabitaten?
8. Ist das terrestrische Laserscanning eine Alternative zur klassischen Aufnahme?
9. Wie ist der durchschnittliche Zeitbedarf für die Aufnahme der einzelnen Aufnahmekompartimente?

5.3.2 Monitoringkonzept konzentrische Probekreise

Da bei dem Monitoring möglichst viele Stichprobenpunkte aufgenommen werden sollten, um die Driver-Indikatoren auf Landschaftsebene zu erfassen und zum anderen aus Gründen der Entdeckungswahrscheinlichkeit bestimmter Strukturen große Probekreise gewählt werden müssen, wurde ein Design mit konzentrischen Probekreisen unterschiedlicher Radien bzw. Flächengrößen getestet, wobei 5 Stichprobenkreise unterschieden werden (Abb. 26, Tabelle 20, siehe auch Anhang 5).

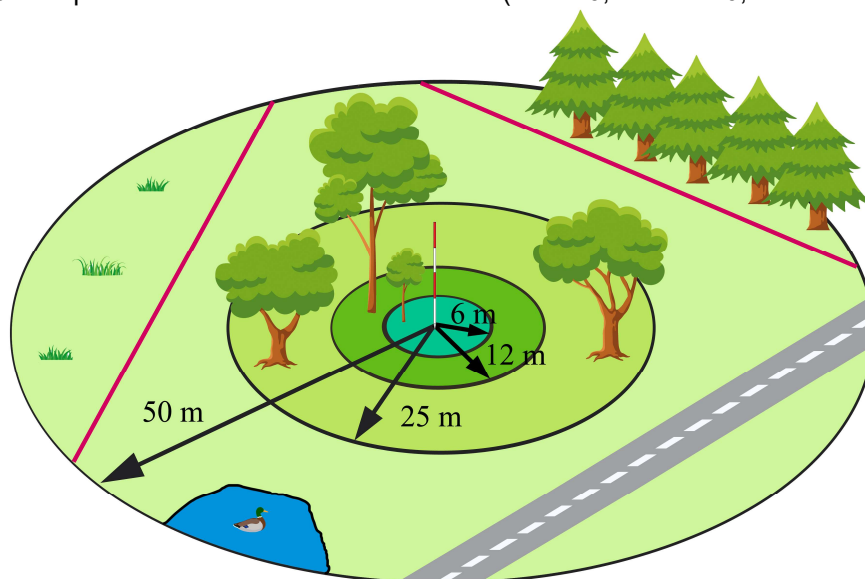


Abb. 26: Konzentrische Probekreise mit unterschiedlichen Aufnahmeparametern (3-m-Kreis aus Gründen der Sichtbarkeit graphisch nicht dargestellt)

Tabelle 20: Aufnahme von Bestandesmerkmalen in konzentrischen Probekreisen unterschiedlicher Radien

	Flächengröße	Aufnahme
3 m Radius	28,3 m ²	Gehölzvegetation BHD ≥ 7 cm
6 m Radius	113,1 m ²	Gehölzvegetation BHD ≥ 15 cm
12 m Radius	452,4 m ²	Gehölzvegetation BHD ≥ 30 cm
25 m Radius	1963,5 m ²	Gehölzvegetation BHD ≥ 70 cm, kleinflächige Biotope und Strukturen, Waldentwicklungsphasen,
50 m Radius	7854,0 m ²	Bestandesgrenzen, Nichtholzbodenflächen (Fahrwege, Wildwiesen, Holzlagerplätze, Gewässer), Waldränder

Neben den Informationen über die lebende Gehölzvegetation wurden auch Informationen über liegendes und stehendes Totholz in konzentrischen Probekreisen erhoben (Tabelle 21).

Hinzu kommen Parameter, die auf Bestandesebene erhoben oder aus anderen Quellen abgeleitet werden. Hierbei handelt es sich sowohl um geographische Informationen (Geländeform, Hangneigung, Exposition, Höhe über N.N.) als auch um Bestandesinformationen (Bestandestyp, Anzahl und Deckung der Bestandesschichten, Kronenschluss, Waldentwicklungsphasen).

Zudem werden kleinflächige Biotope (im 25 m Kreis) und Kontaktbiotope (Bestandesgrenzen, Nichtholzbodenflächen, Waldränder, etc.) erfasst.

Tabelle 21: Übersicht über die Größen der konzentrischen Probekreise und die entsprechenden Durchmesserschwellen aufzunehmenden Totholzes (liegendes Totholz => Durchmesser am schwächeren Ende; stehendes Totholz und Stubben => Durchmesser am stärkeren Ende). Holzige Streu = kleine Äste, Zweige, Rindenstücke.

Probekreisradius	Holzige Streu	Liegendes Totholz	Stehendes Totholz	Stubben
3 m	<2 cm	2 – 10 cm		
6 m		10 – 30 cm	10 - 30 cm	20 - 40 cm
12 m		30 - 80 cm	30 - 80 cm	40 - 100 cm
25 m		>80 cm	>80 cm	>100 cm

Zusätzlich zu den oben aufgeführten Kenngrößen wurde getestet, ob sich die Lebensphasen der einzelnen Bäume nach dem Modell von Raimbault (1995) und Lonsdale (2017) (Abb. 27) aus den Punktwolken des Laserscannings ableiten lassen. Dieses Modell basiert auf dem Zusammenhang zwischen den Einflüssen der physischen Umgebung (e.g. Niederschlag, Boden, Licht, Wind, Temperatur) auf die Baumstruktur und beschreibt den Alterungsprozess eines Baumes als Ausdruck der Beziehung zwischen der Morphologie und dem physiologischen Zustand eines Baumes.

Dabei beschreibt das Modell in vereinfachter Form die Lebensspanne eines Baumes vom Sämling bis zum Tot in drei übergeordneten Lebensphasen: Jugendphase, Reifephase und Alterungsphase und insgesamt 10 untergeordneten Phasen. Die Jugendphase (Phasen 1 – 4) beschreibt die Entwicklung vom Sämling bis zur frühen Reife, als Phasen apikaler Dominanz mit zunehmender

Verzweigungsstruktur. In der Reifephase (Phasen 5 – 7) wird die Baumkrone zunehmend runder und breiter. Damit einhergehend ist der Verlust von beschatteten Ästen im unteren Stamm- und Kronenbereich. In der späteren Phase 7 setzt zudem die äußere Krone zurück. Die Alterungsphase (Phasen 8 – 10) beginnt mit dem Absterben von Wurzeln und mit zunehmendem Eintritt von Pilzen und entsprechender Fäule. In den Phasen 9 und 10 werden die Assimilationsprodukte nur noch bis in den unteren Kronenbereich transportiert und die Krone setzt weiter zurück. In diesen Phasen sind für das Überleben eines Baumes vor allem die mechanische Stabilität von Krone und Wurzelbereich sowie die Fähigkeit des Transportes von Assimilations- bzw. Photosyntheseprodukten wichtig.

Entwicklungsphasen-Modell langlebiger Baumarten nach Pierre Raimbault 1995

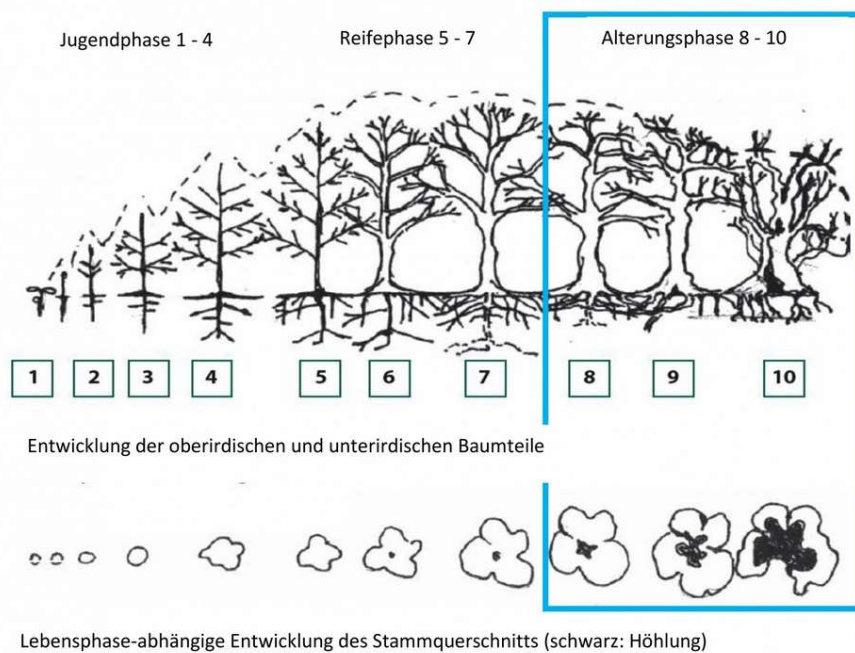


Abb. 27: Lebensphasen-Modell von Bäumen nach Raimbault (1995) und Lonsdale (2017)

5.3.3 Zusammenfassung der Ergebnisse der Stichprobeninventur

Die Ergebnisse des Praxistests sind in Anhang 7 dargestellt. Sie zeigen, dass sich die unbewirtschaftete und die bewirtschaftete Teilfläche in ihrer Waldstruktur und Biotopausstattung bislang sehr ähnlich sind. Damit kann das Schema, das für die Flächenauswahl verwendet wurde und das hauptsächlich auf den gelieferten Forsteinrichtungsdaten und Geodaten der Bundesländer aufbaut, als sehr effektiv angesehen werden.

Die Stichprobenmethode erscheint geeignet, die Grundgesamtheit für die einzelnen Parameter ausreichend abzudecken. Eine höhere Genauigkeit würde über die Senkung der Durchmesserschwelen der einzelnen konzentrischen Probekreise erreicht sowie über eine Vergrößerung der Radien. Insbesondere die Kluppschwelle von 70 cm im 25 m Kreis stellte sich als zu hoch heraus und sollte auf 50 cm abgesenkt werden. Zu Bedenken ist an dieser Stelle, dass konzentrische Probekreise Einschränkungen hinsichtlich der Auswertbarkeit (z.B. keine räumlichen Modellierung der Baumkonkurrenz, Analyse der Baumdiversität nur eingeschränkt möglich) aber auch der Genauigkeit bedeuten. Das konzentrische Probekreisverfahren ist eine geeignete Methode für Flächenvergleiche (Betriebsebene) und erhält seine statistische Aussagekraft durch die Anzahl der Stichprobenpunkte und die Hochrechnung auf die Gesamtfläche. Um die kausalen Zusammenhänge zwischen Arten und Strukturen am Stichprobenpunkt abzubilden, ist sie nur eingeschränkt verwendbar,

da man nur unzureichende Informationen über die tatsächliche Struktur am Stichprobenpunkt erhält (Abb. 32). Der Aktionsradius sowohl zwischen den verschiedenen Artengruppen als auch zwischen den Arten einer Gruppe variiert stark. Für die Arthropoden ist der Aktionsradius sehr schwer einzuschätzen, muss aber mit mindestens 25 m angenommen werden. Daher sollten in diesem Kreis auch alle wichtigen Strukturen voll erfasst werden. An den Fallenstandorten sollte aus diesem Grund eine Vollaufnahme der Wald- und der Biotopstruktur durchgeführt werden. Über räumliche Statistik lässt sich auch das weitere Umfeld der Fallenstandorte mit den anderen Stichprobenpunkten des Rasters verschneiden und für Analysen in Wert setzen.

Aus Sicht der Praktikabilität sollte die Aufnahme des Totholzes in einem festen Probekreis durchgeführt werden, da konzentrische Probekreise die Aufnahme im Gelände erschweren. Der ForMI als Bewirtschaftungsindex ist relativ einfach zu berechnen. Er ist vor allem bei der Erstinventur von großer Bedeutung, da hier noch keine Informationen zur Eingriffsstärke vorliegen. Erst mit der ersten Folgeinventur wird es möglich sein, die Bewirtschaftungsintensität exakt anhand der innerhalb der vergangenen Periode geernteten Bäume zu bestimmen.

Die Aufnahme der kleinflächigen Biotope sollte weiterhin auf Grund der Aktionsradien der Arthropoden im 25 m Kreis durchgeführt werden. Bei der Aufnahme der Mikrohabitate hat sich das getestete Verfahren bewährt. An den Stichprobenpunkten mit Fallen sollten daher alle erfassten Bäume auf Mikrohabitate untersucht werden, da die unterschiedlichen Mikrohabitatgruppen an unterschiedliche Durchmesserstufen gebunden sind. Die Lebensphasen nach Raimbault (1995) wiesen einen signifikanten Zusammenhang mit dem Durchmesser der Bäume auf (Kruskal-Wallis: $X^2 = 459$, p-Wert = 0.007). Die Hypothese, dass das Vorkommen der Mikrohabitate besser durch die Lebensphasen, unabhängig von Alter und Durchmesser eines Baumes und stattdessen mit seiner Vitalität zusammenhängen, konnte hier nicht bestätigt werden.

5.3.4 Zeitstudie

Zur Untersuchung des Zeitbedarfs des getesteten Aufnahmeverfahrens wurde an jedem Stichprobenpunkt ($n=286$) für jeden Aufnahmeparameter der Zeitbedarf ermittelt. Im Durchschnitt lag die Aufnahmedauer aller Aufnahmeparameter ohne Rüst-, Wege- und andere Verteilzeiten eines kompletten Stichprobenpunktes bei 45 min (Abb. 28). Während der Einarbeitungszeit des Inventurteams lag die Aufnahmedauer jedoch bei 1-2 Stunden. Da die Zeitstudie für jeden Aufnahmeparameter separat durchgeführt wurde, war es nicht möglich einzelne Schritte bei der Aufnahme logisch miteinander zu verbinden. Die Kombination von Aufnahmeschritten würde bei der Umsetzung des Verfahrens zu einer entsprechenden Zeitersparnis führen.

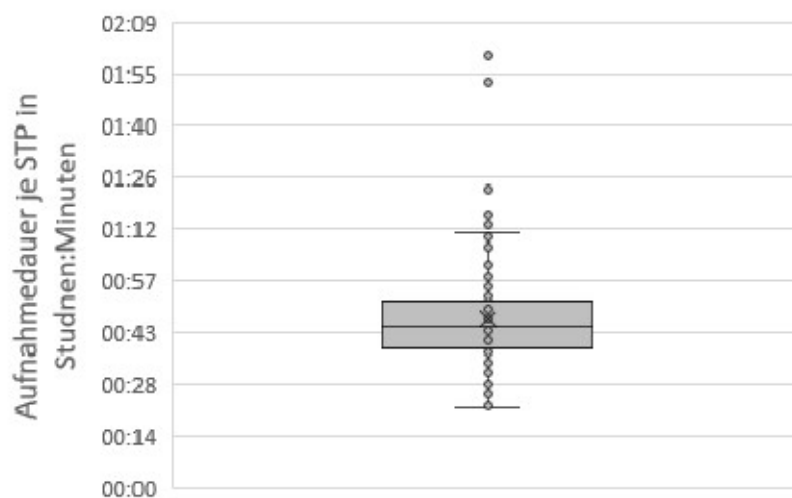


Abb. 28: Aufnahmedauer je Stichprobenpunkt ($n=286$ Stichprobenpunkte)

Neben der Dauer für die Erfassung der allgemeinen stichprobenpunktbezogenen Parameter (STP-Nummer, Aufnahmezeit, Soll- und Ist-Koordinaten des STP, Beschreibungseinheiten der Forsteinrichtung, Geländeform) und der allgemeinen Bestandesparameter am STP (Bestandestyp, Bestandesschichten und deren Flächenanteil, Schlussgrad der Oberschicht, Waldentwicklungsphasen), die zusammen bei durchschnittlich 16 min lag, wurde der Zeitbedarf für die folgenden Aufnahmeparameter separat ermittelt (Abb. 29):

- Einzelbäume (Polarkoordinaten, BHD)
- Mikrohabitate (an jedem aufgenommenen Einzelbaum)
- Totholz (liegend und stehend)
- Biotope (12, 25 und 50 m Kreis)
- Grenzen

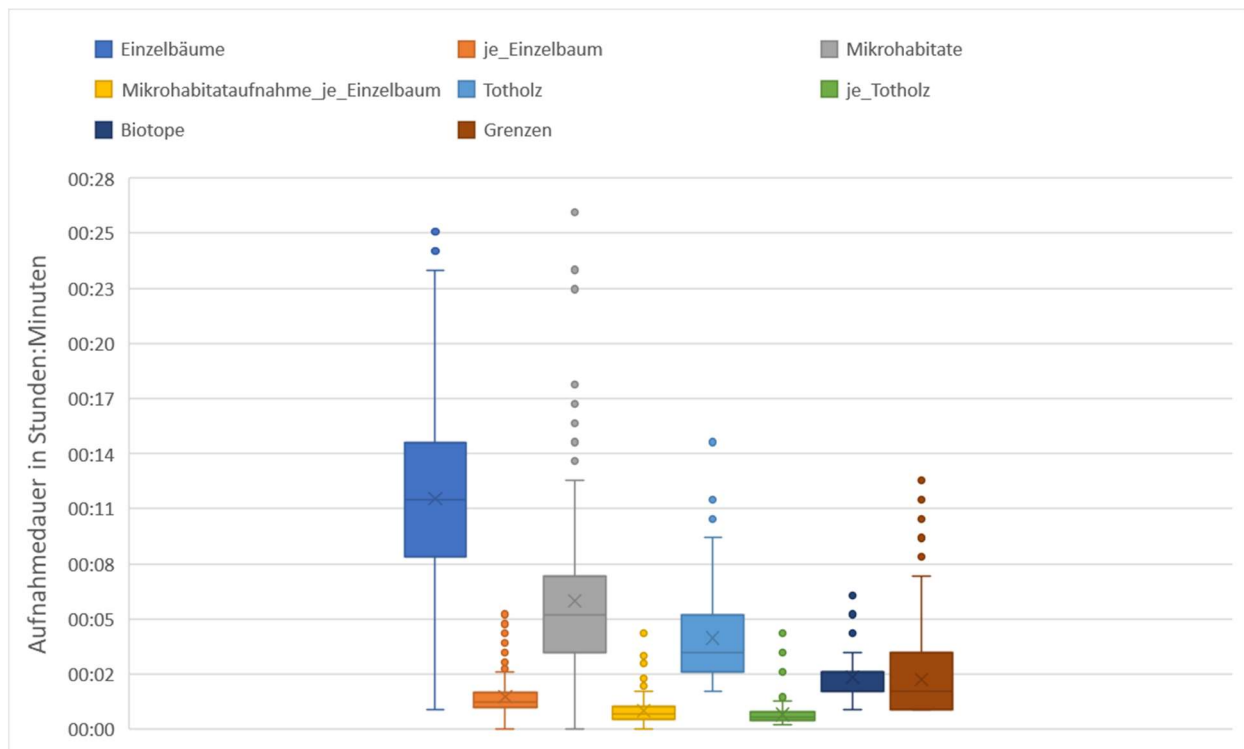


Abb. 29: Aufnahmedauer der einzelnen Aufnahmeparameter (n=286 Stichprobenpunkte)

Die gesamte Aufnahmedauer dieser einzeln betrachteten Aufnahmeparameter lag bei durchschnittlich 29 min.

5.4 Methodentest: Waldstruktur (Terrestrisches Laserscanning)

5.4.1 Ziel des Methodentests

Die Ergebnisse des Teilvorhabens 1 (Kapitel 1) ergaben unter Verwendung von 85 Studien 410 Zusammenhänge zwischen Strukturmerkmalen und Artenvielfalt. Eine möglichst repräsentative Erfassung der Wald- und Biotopstruktur am jeweiligen Stichprobenpunkt, aber auch für alle Waldentwicklungsphasen (Landschaftsebene) ist daher wesentlich. Konventionelle Probekreisaufnahmen, in der die verschiedenen Einzelbaumvariablen durch eine Messung mit einer Vielzahl von Geräten erfolgt (z.B. Höhenmesser, Durchmesserband, Bussole) sind relativ zeitaufwendig können mit erheblichen Messfehlern belastet sein (v.a. die Höhenmessung siehe

Stereńczak et al. 2019). Außerdem werden selbst bei den meisten der sogenannten "Vollaufnahmeverfahren" die untersuchten Strukturen unvollständig erfasst z.B. durch Durchmesserschwellen oder dem Ausschluss bestimmter Artengruppen wie den Sträuchern.

Seit einigen Jahren gewinnen hochtechnologische Verfahren bei der Untersuchung von Waldstrukturen an Bedeutung. Es handelt sich dabei um Verfahren, die mit Hilfe von hochauflösender Lasertechnologie detaillierte Daten sowohl über die Bestandesstruktur, als auch individuelle Baumstrukturen erheben (Ehbrecht et al., 2017; Stiers et al., 2018). Hierbei sendet ein Laserscanner, wie beispielsweise der verwendete mobile Scanner ZEB-Horizon von GeoSLAM, pro Sekunde 300.000 Laserstrahlen aus, die von Oberflächen, auf die sie treffen, reflektiert werden. Aus der Dauer bis die Laserstrahlen wieder empfangen werden und aus dem Winkel, aus dem die Strahlen eintreffen, wird die Entfernung zum Objekt und dessen genaue Position im dreidimensionalen Raum berechnet. Die daraus entstehende Punktwolke erlaubt es, zahlreiche Kenngrößen der Bestandesstruktur, unter anderem in Schichten, zu berechnen. Man unterscheidet bei diesem Verfahren grundsätzlich das luftunterstützte (aerial) (Hyypä et al., 2004) und das terrestrische (terrestrial) Laserscanning (Newnham et al., 2015). Beim terrestrischen Verfahren unterscheidet man das stationäre Laserscanning vom mobilen Laserscanning. Während beim stationären Scanning der Wald nur von einem Standort aus gescannt wird, wird der Wald beim mobilen Verfahren durch einen Begang auf vordefinierten Schleifen erfasst. Dadurch kann er relativ große Waldflächen detailliert 3-dimensional erfassen. Die Daten, die mit Hilfe des mobilen Laserscannings gewonnen werden, entsprechen einer Vollaufnahme der Waldstruktur auf der abgelaufenen Fläche und ermöglichen einen 3-dimensionalen Einblick in das Ökosystem Wald (Watt und Donoghue, 2005). Dabei lassen sich nicht nur die horizontale und die vertikale Waldstruktur über Strukturindizes beschreiben (Seidel, 2018), sondern auch detaillierte Informationen zu allen Einzelbäumen auf großen Stichprobenflächen (Anzahl an Bäumen, deren Durchmesser, Höhen, Vitalität, Totholzanteil, soziale Stellung) erfassen. Die einzelnen Baumarten werden anhand ihrer Morphologie bestimmt und mit der Erfassung der individuellen Baumarchitektur können für State-Indikatoren wichtige Veränderungen wie Kronenverlichtung, Trocken- bzw. Hitzestressereignisse, Sturmeinwirkungen, Kalamitäten oder Absterbeprozesse in sehr kurzen Zeiträumen detailliert dokumentiert und untersucht werden. Dies erlaubt unter Umständen auch Rückschlüsse auf das Vorkommen bestimmter Arten(gruppen). Angesichts der vielen Vorteile, die diese Technologie für die quantitative und objektive Erfassung von Waldstrukturen bietet, wurde die Verwendung von Daten getestet, die mittels mobilen terrestrischen Laserscannern (GeoSLAM ZEB-Horizon Modelljahr 2022) erhoben wurden und der Erfassung von Strukturparametern dienen (siehe Anhang 6).

Dabei sollten die folgenden Fragen untersucht werden:

- (1) Ist das terrestrische Laserscanning eine Alternative zur klassischen Aufnahme hinsichtlich der Genauigkeit der Einzelbaumparameter?
- (2) Ist der Arbeitsflow in den Bereichen Geländearbeiten, Nachbereitung und Auswertung der Daten ausreichend entwickelt für eine Anwendung in einem Monitoringverfahren?

5.4.2 Monitoringkonzept Laserscanning

Da zahlreiche Einzelbaumparameter bei der klassischen Strukturanalyse in konzentrischen Probekreisen im Radius bis 25 m um den jeweiligen Stichprobenmittelpunkt aufgenommen wurden, bot sich der 25 m Kreis auch als Aufnahmefläche für das Laserscanning an. Für das Erreichen einer optimalen Datenqualität wurde darauf geachtet, dass die Laufrichtung mit dem mobilen Laserscanner dem unten dargestellten Laufprotokoll entspricht (Abb. 30).

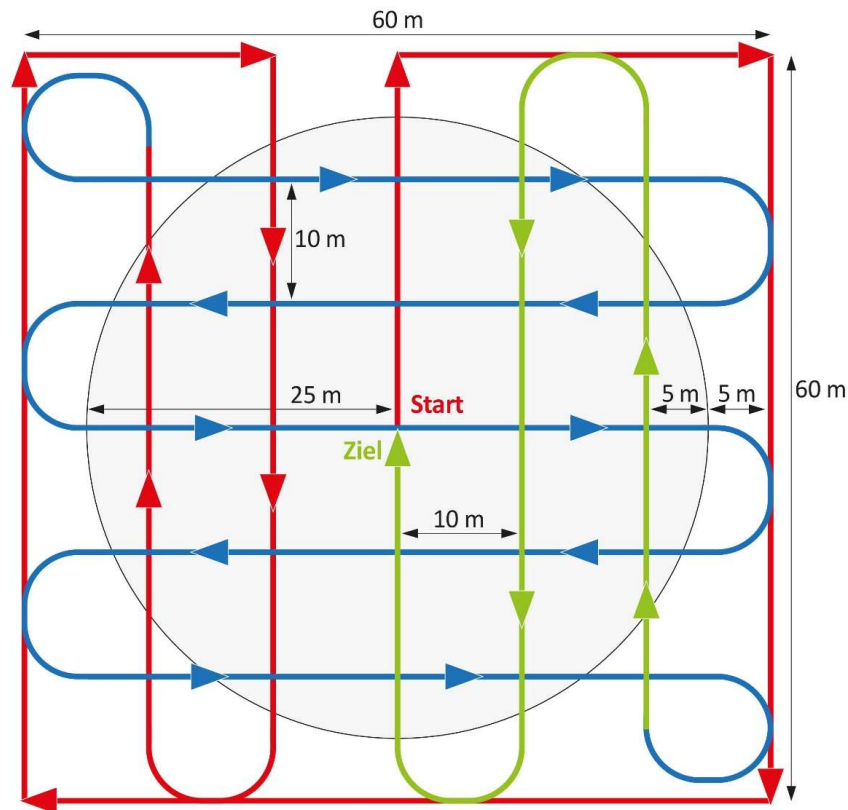


Abb. 30: Scan-Quadrat und Laufrichtung beim mobilen Laserscanning des Probekreises

Vor jedem Scan wurde der Mittelpunkt, die Nordrichtung und die Eckpunkte des 60 x 60 m Scan-Quadrates mit Fluchtstangen markiert. Jeder Laserscan begann am Stichprobenmittelpunkt. Von dort aus führte der Weg direkt nach Norden zu der Fluchtstange, die in 30 m Entfernung die Nordrichtung markiert (Stange mit Bussole vom STP-Mittelpunkt ausrichten). Dort angekommen führte der Weg im 90° Winkel nach Osten zu der Fluchtstange, welche die Nordostecke des Scan-Quadrates kennzeichnete. Von dort dann im 90° Winkel weiter nach Süden zur Fluchtstange, welche die Südostecke des Scan-Quadrates markierte, dann im 90° Winkel weiter nach Westen zur Fluchtstange, in der Südwestecke des Scan-Quadrates und von dort im 90° Winkel nach Norden zu der Fluchtstange, in der Nordwestecke des Scan-Quadrates. Die genaue Laufrichtung ist dabei der Abb. 30 zu entnehmen. Die angefertigten Laserscans wurden in regelmäßigen Abständen auf ihre Brauchbarkeit für die Datenauswertung überprüft. Unvollständige oder fehlerhafte Laserscans wurden wiederholt.

Die erhobenen Laserscandaten wurden in einem zweiten Schritt ausgewertet. Hierbei wurden sowohl Parameter auf Bestandesebene als auch auf Einzelbaumebene aus den Daten extrahiert (Tabelle 22).

Tabelle 22: Aus den Laserscandaten extrahierte Kenngrößen

Bestandesebene:

- Anzahl der Bäume im 25 m-Radius um den Stichprobenpunkt
- Forest structural complexity (Box-Dimension)
- Foliage height diversity
- Effective number of layers
- Vertical Evenness
- Canopy Cover
- Leaf area index
- Crown base height (CBH)

Einzelbaumebene:

- Baumdurchmesser (BHD)
- Baumhöhe
- Kronenfläche
- Kronenvolumen
- Tree structural complexity (Box-Dimension)
- Einzelbaumposition im Probekreis (x, y)

5.4.3 Vergleich klassische Strukturaufnahme vs. Laserscanning

Um die Qualität der durch das Laserscanning ermittelten Werte für den Baumdurchmesser (BHD) und der Baumhöhe zu testen, wurden diese mit den klassisch ermittelten Werten (Umfangmaßband, Vertex Höhenmesser) verglichen. Während die Unterschiede für den BHD insgesamt niedrig waren (Tabelle 23), fielen sie im Einzelfall doch hoch aus (-12.4 cm bis +11 cm). Tendenziell scheint es, als würden die Baumhöhen durch die Messung mit dem Vertex Ultraschallmessgerät höher gemessen werden ($1.67\text{m} \pm 0.19\text{SE}$), eine Differenz die mit steigender Baumhöhe drastisch zunimmt (Abb. 31). Der Informationsunterschied zwischen den Stammverteilungsplänen des Laserscans und der konzentrischen Probekreise kann sehr hoch sein (Abb. 32). Erwartungsgemäß werden sehr viel mehr Einzelbäume durch den Laserscan erfasst, als durch die konzentrischen Probekreise. Zudem ist die Räumliche Verteilung der Bäume besser repräsentiert und auswertbar. Allerdings können durch das konventionelle Verfahren (konzentrische Probekreise oder Vollaufnahme) sowohl die Baumart als auch die Mikrohabitate in einer Aufnahme erfasst werden, während beim Laserscan derzeit eine weitere Aufnahme nötig wäre.

Tabelle 23: Die mittlere Abweichung des Brusthöhendurchmesser (cm) und der Baumhöhe (m), der konventional aufgenommenen Daten (Bandmaß = Brusthöhendurchmesser (BHD), Vertex = Höhe) zu den Vergleichswerten des Laserscannings. N bezieht sich auf die Anzahl der gemessenen Stämme, M ist der Mittelwert, SD ist die Standardabweichung und SE der Standardfehler.

	N	M	SD	SE	min	max
BHD (cm)	393	0.24	2.45	0.12	-12.4	11
Höhe (m)	130	-1.67	2.16	0.19	-9.2	3

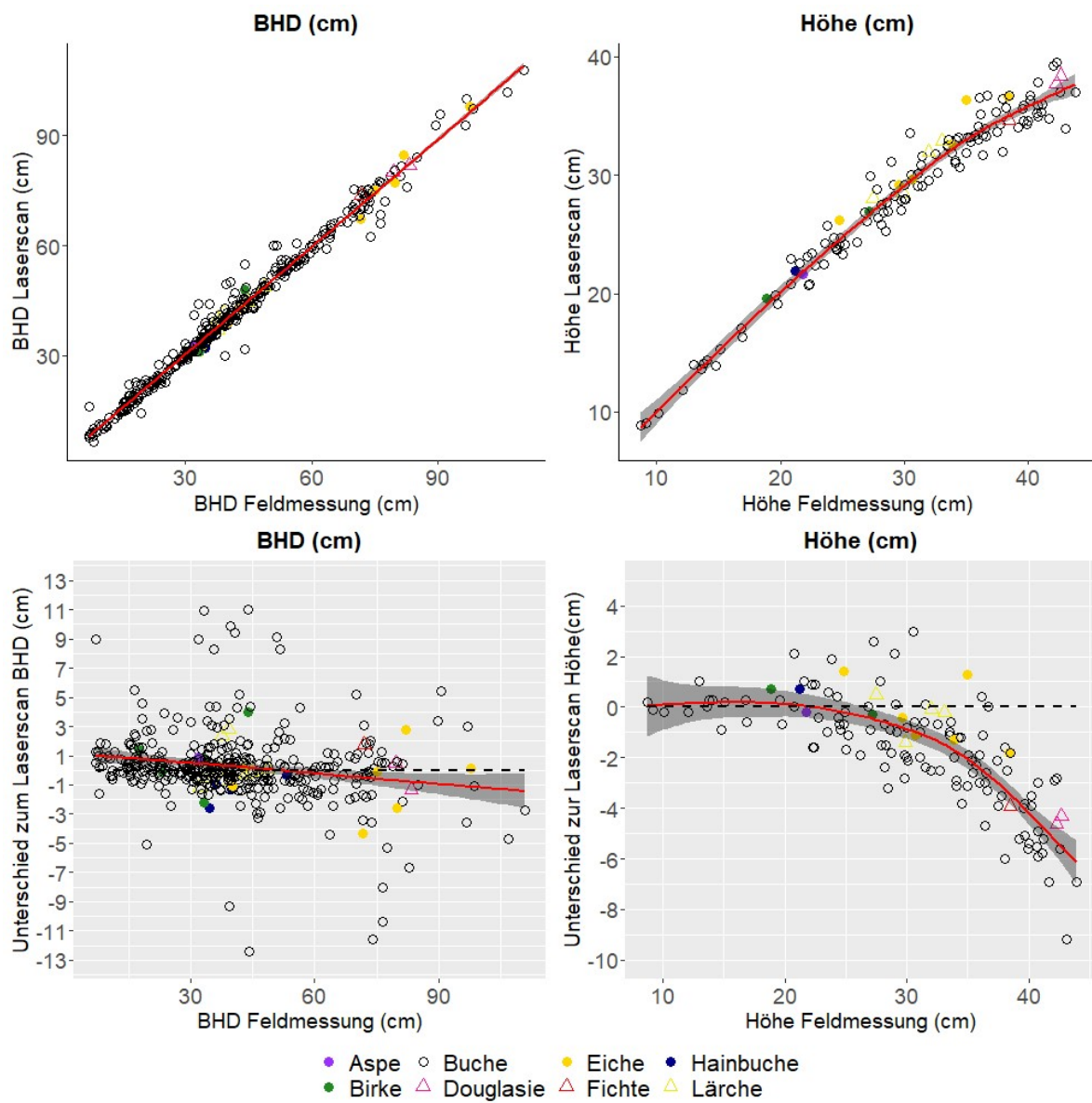


Abb. 31: Die mittlere Abweichung mit Konfidenzintervall zwischen den klassischen Messverfahren für BHD und Baumhöhe und den Werten des terrestrischen Laserscanners über alle Baumarten hinweg

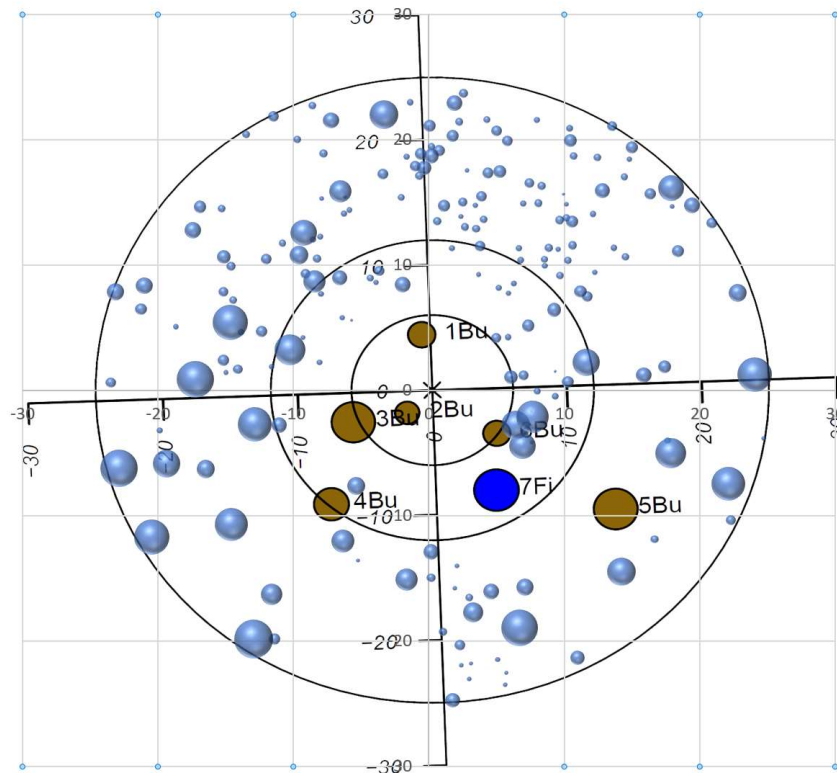


Abb. 32: Stammverteilungspläne der Aufnahme mit einem mobilen Laserscanner (blau, Erfassung aller Bäume ab 6 m Höhe) und der Aufnahme in konzentrischen Probekreisen (nummerierte Bäume mit Baumart, Bu=Buche, Fi=Fichte, mit Kluppschwellen).

Probleme bei der Auswertung von Laserscans

Ein Problem der Auswertung der Daten aus dem Laserscanning lag in der automatisierten Einzelbaumsegmentierung der verwendeten Software LiDAR360 des Herstellers GreenValley International in der Version 6. So wurden manche auf den Probeflächen vorkommende Bäume bei der Einzelbaumsegmentierung aus der Punktwolke nicht erkannt (falsch-negative Bäume), obwohl diese real existierten und bei der Aufnahme der konzentrischen Probekreise eingemessen wurden (Abb. 33). Da diese Bäume in der Punktwolke eindeutig identifiziert werden können, ist dies kein Problem des Laserscannings an sich, sondern ein Problem der verwendeten Software.

Daneben gibt es das Problem der falsch-positiven Bäume. Dies bedeutet, dass aus der Punktwolke Einzelbäume segmentiert werden, die ihrem Durchmesser nach auch in den konzentrischen Probekreisen vorkommen müssten, sich dort aber nicht wiederfinden. Eine Ursache hierfür ist, dass die aus den Punktwolken berechneten Durchmesser nur eine Genauigkeit von ± 2.5 cm (SD) gegenüber den gemessenen Durchmessern haben (Abb. 31). So ist es möglich, dass ein Baum in 9 m Entfernung vom Stichprobenmittelpunkt einen Laserscanning-Durchmesser von 31,8 cm hat (Kluppschwelle = 30 cm), der mit dem Bandmaß gemessene Durchmesser jedoch nur 29,7 cm beträgt. Somit erscheint dieser Baum als falsch-positiv im Vergleich der beiden Verfahren. In diesem Fall war die Genauigkeit des Laserscannings an sich die Ursache für das Vorkommen des falsch-positiven Baumes. Dies kann in der Auswertung jedoch nicht differenziert werden von einer fehlerhaften Einzelbaumsegmentierung. So kann es auch vorkommen, dass der aus der Punktwolke berechnete BHD zu einem Baum gehört, der de facto überhaupt nicht existiert. Um die beiden hier beschriebenen Ursachen von falsch-positiven Bäumen differenziert zu betrachten, müsste als Vergleichsmethode die Vollaufnahme der Stichprobenflächen durchgeführt werden.

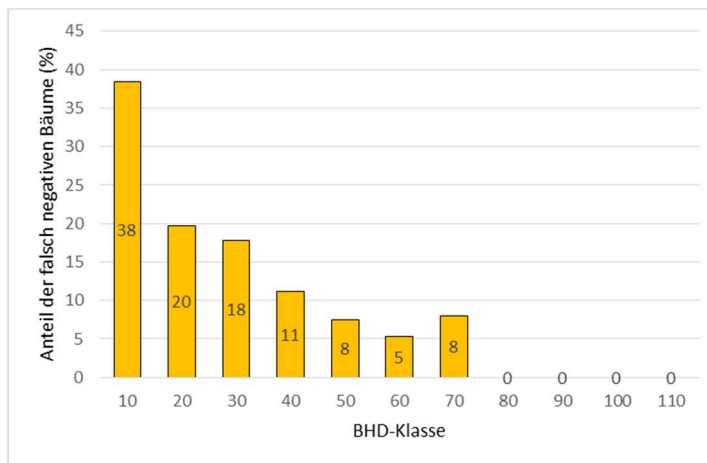


Abb. 33: Anteil der falsch-negativen Bäume in den einzelnen BHD-Klassen (n = 56 Stichprobenpunkte)

Zusammenfassung

Prinzipiell ist der terrestrische Laserscan eine effektive Methode, um mit geringem Zeitaufwand im Feld hochauflösende Daten über Bestandesstrukturen zu generieren (Tabelle 24). Für die Ermittlung von Einzelbaumparametern ist der Aufwand der Nachbereitung allerdings sehr hoch und die Algorithmen für die Einzelbaumsegmentierung sind noch nicht völlig ausgereift. Auf Stichprobenflächenebene liefert das Laserscanning jedoch wichtige Informationen zu Dichteparametern, die ansonsten überhaupt nicht oder nur oberflächlich eingeschätzt werden können, wie z.B. Forest structural complexity (Box-Dimension), Foliage height diversity, Effective number of layers, Vertical Evenness, Canopy Cover und Leaf area index. Dadurch ist das Laserscanning eine wichtige Methode zur Erfassung von Strukturparametern und eine sinnvolle Ergänzung der klassischen Waldstrukturaufnahmen.

Tabelle 24: Für WABI benötigte Strukturparameter und die Eignung der beiden Verfahren für die Erfassung dieser Variablen

Parameter	Klassisch	Laserscanning
Einzelbaumdurchmesser	++	+
Baumhöhe	+	++
Räumliche Verteilung	+	++
Stammzahl / ha	++	++
Strukturkomplexität	+	++
Vertikale Strukturkomplexität	-	++
Deckungsgrad	+	++
Mikrohabitate	++	-
Baumart	++	-

5.4.4 Literatur

- Ehbrecht, M., Schall, P., Ammer, C., & Seidel, D. (2017). Quantifying stand structural complexity and its relationship with forest management, tree species diversity and microclimate. *Agricultural and Forest Meteorology*, 242, 1–9. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2017.04.012>
- Hyypä, J., Hyypä, H., Litkey, P., Yu, X., Haggrén, H., Rönnholm, P., Pyysalo, U., Pitkänen, J., & Maltamo, M. (2004). Algorithms and methods of airborne laser scanning for forest measurements. *International Archives of Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences*, XXXVI
- Lonsdale, D. (2017). Principles of tree hazard assessment and management, Research for Amenity Trees” (No. 7). Arboricultural Association. Romsey, UK.
- MacArthur, R. H., & MacArthur, J. W. (1961). On Bird Species Diversity. *Ecology*, 42(3), 594–598. <https://doi.org/10.2307/1932254>
- Newnham, G.J., Armston, J.D., Calders, K., Disney, M.I., Lovell, J.L., Schaaf, C.B., Strahler, A.H., & Danson, F. M. (2015). Terrestrial Laser Scanning for Plot-Scale Forest Measurement. *Current Forestry Reports*, 1(4), 239–251. <https://doi.org/10.1007/s40725-015-0025-5>
- Raimbault, P. (1995). Physiological Diagnosis. *The Proceedings of the Second European Congress in Arboriculture (Versailles 26-30 September 1995)*.
- Seidel, D. (2018). A holistic approach to determine tree structural complexity based on laser scanning data and fractal analysis. *Ecology and Evolution*, 8(1), 128–134. <https://doi.org/10.1002/ece3.3661>
- Stereńczak, K., Mielcarek, M., Wertz, B., Bronisz, K., Zajaczkowski, G., Jagodziński, A.M., Ochał, W., & Skorupski, M. (2019). Factors influencing the accuracy of ground-based tree-height measurements for major European tree species. *Journal of Environmental Management*, 231, 1284–1292. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.09.100>
- Stiers, M., Willim, K., Seidel, D., Ehbrecht, M., Kabal, M., Ammer, C., & Annighöfer, P. (2018). A quantitative comparison of the structural complexity of managed, lately unmanaged and primary European beech (*Fagus sylvatica* L.) forests. *Forest Ecology and Management*, 430, 357–365. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2018.08.039>
- Watt, P. J., & Donoghue, D. N. M. (2005). Measuring forest structure with terrestrial laser scanning. *International Journal of Remote Sensing*, 26(7), 1437–1446. <https://doi.org/10.1080/01431160512331337961>

6. Vorschlag für ein Monitoringsystem zur Erfassung der Auswirkungen der Waldbewirtschaftung für die Biodiversität

6.1 Aufnahme der Strukturparameter (Driver-Indikatoren)

Unter Berücksichtigung der oben ausgeführten Rahmenbedingungen, den Erfahrungen mit den in Deutschland seit Jahrzehnten etablierten Verfahren zur Erfassung von Waldstrukturen auf Landschaftsebene (siehe Kapitel 4) und diversen Forstbetriebsinventuren, der Berücksichtigung aktueller internationaler Empfehlungen (Burrascano et al., 2021) und den auf dem Flächenpaar in den hessischen Weserhängen durchgeführten Tests kommen wir zu folgendem Ergebnis:

Wir empfehlen für das Monitoring die Verwendung eines Rasterverfahrens mit permanenter Verpflockung. Die systematische Stichprobenverteilung hat hier gegenüber der zufälligen Stichprobenverteilung den Vorteil der häufig höheren Genauigkeit durch die gleichmäßigere Verteilung der Stichprobenpunkte (Gadow, 2005; Kramer und Akca, 2008).

Hinsichtlich der Genauigkeit und des Aufwandes bestehen grundsätzlich zwei Möglichkeiten:

Die Vollaufnahme von Probekreisen mit Baumkoordinaten ab 7 cm BHD ermöglicht einen sehr hohen Informationsgehalt auf Probeflächenebene (sehr gut geeignet für kausales Monitoring). Dies geht jedoch mit einem entsprechend hohen Aufwande einher. Dem gegenüber steht die Verwendung von konzentrischen Probeflächen unterschiedlicher Radien mit Kluppschwellen, die mit verhältnismäßig geringem Aufwand über eine hohe Anzahl an Stichprobenflächen eine gute Aussage über die Landschaftsebene erlauben (Baumartenverteilung, Durchmesserverteilung, Stammzahlverteilung, Höhenkurven, Vorrat, Vorkommen und Verteilung von Mikrohabitaten, Totholzvorkommen). Dieses Verfahren ist jedoch für ein kausales Monitoring der Biodiversität

ungeeignet ist. Der Informationsverlust wird besonders deutlich durch die direkte Gegenüberstellung der erfassten Bäume des konzentrischen Probeflächenansatzes und denen des Laserscannings ohne Kluppschwelle (siehe Abschnitt 5.4, Abb. 32).

Die Vorteile beider Stichprobenverfahren könnten durch ein kombiniertes Verfahren genutzt werden. In der Praxis würde das bedeuten, dass beide Verfahren sich im 100 x 200 m Raster abwechseln würden. An den Fallenstandorten (200 x 200 m) würde eine Vollaufnahme der Struktur mit einem zusätzlichen 25 m Umfassungskreis durchgeführt, an den Stichprobenpunkten zwischen diesen könnten die konzentrischen Probekreise (200 x 200 m) eingesetzt werden.

Dadurch könnte man die Biodiversität von Wäldern sehr effektiv auf zwei Betrachtungsebenen erfassen:

- **Vollaufnahme: kausales Monitoring auf Stichprobenflächenebene** (wie beeinflussen die erhobenen Strukturparameter die Biodiversität auf der Stichprobenfläche)
- **Konzentrische Probekreise: Flächenvergleich auf Landschaftsebene** (bewirtschaftet vs. unbewirtschaftet)

Allerdings ist zu bedenken, dass sowohl bei der Datenerhebung, als auch bei der Auswertung der gewonnenen Daten, der gemischte, zweiteilige Ansatz zu einer erhöhten Fehleranfälligkeit und Komplexität der Datenauswertung führt als ein einfacheres System.

Daher empfehlen wir zu Gunsten der Durchführbarkeit das 200 x 200 m Raster (Fallenstandorte) mit einer Aufnahme der Struktur in hoher Detailschärfe (Intensitätsstufe 1 = **Standardstufe**).

An diesen Stichprobenpunkten werden dann folgende Aufnahmen durchgeführt (Abb. 34):

- das Vollaufnahmeverfahren für die Waldstruktur (Probekreisgröße: 12,62 m Radius = 500 m²)
- eine zusätzliche Vegetationsaufnahme (10 x 10 m Quadrat)
- ein erweiterter Erfassungsring (25 m) für dicke Bäume (>50 cm BHD) und kleinflächige Biotope
- ein 50 m Kreis für die Erfassung aller Grenzlinien z.B. Waldränder, Fahrwege, Bestandesgrenzen
- Mobiler Laserscan des 25 m Kreises

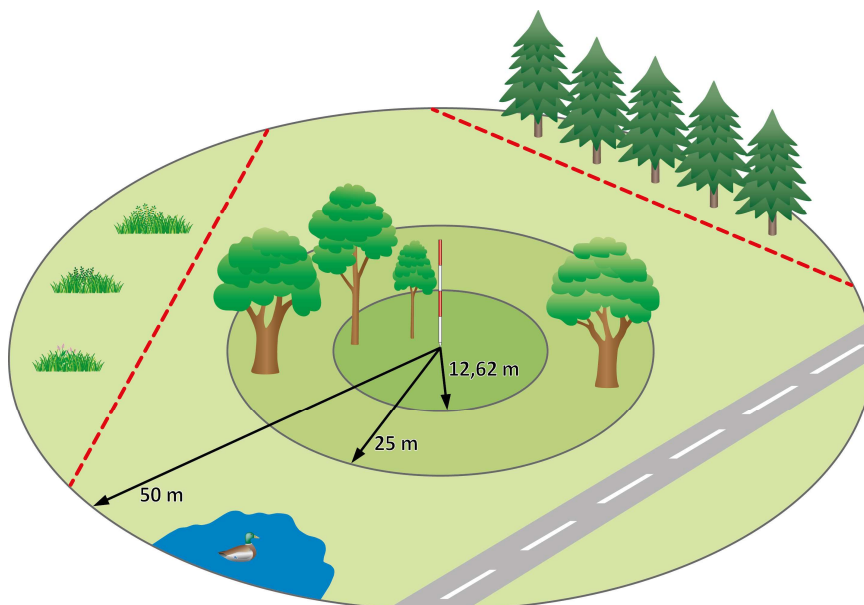


Abb. 34: Die Probekreise mit unterschiedlichen Aufnahmeparametern (3 m Kreis für Totholz aus Gründen der Sichtbarkeit graphisch nicht dargestellt)

6.1.1 **Strukturaufnahme**

Für die Stichprobenflächen, empfehlen wir aufgrund unserer Tests die Vollaufnahme der in Anhang 5 beschriebenen Strukturparameter aller Stichprobenpunkte (= 75 STP's im Raster 200 x 200 m) in einem Probekreis mit 12,62 m Radius analog zum hessischen Naturwaldreservate Verfahren (Meyer, 2018) für die **Intensitätsstufe 1**. Bei sehr heterogenen Untersuchungsgebieten empfehlen wir das Stichproben-Raster auf 100 x 200 m zu verdichten (**Intensitätsstufe 2**).

Zusätzlich zu dieser Vollaufnahme sollte die Aufnahme aller Bäume >50 cm BHD und die der kleinflächigen Biotope in einem Umfassungsring (25 m Radius) erfolgen. Innerhalb eines 50 m Kreises empfehlen wir die Erfassung von Grenzen z.B. Waldränder und Fahrwege. Dieses geschachtelte Verfahren (nested design) ist nötig, um den Aktionsradius der Insekten besser berücksichtigen zu können. Mit 25 m bewegen wir uns am unteren Ende des Aktionsradius für Totholzkäfer und anderer Insektengruppen, die mit Fensterfallen gefangen werden (Hutcheson und Jones 1999). Der geschätzte Einzugsbereich kann dabei zwischen etlichen Metern (z.B. 30 - 44 m Rukke und Midtgaard 1998; 40 – 120 m Seibold et al. 2017) bis zu mehreren Kilometern betragen (Bergman et al. 2012; Jacobsen et al. 2015). Generell geht man von 30 – 50 % der maximalen Reichweite der Art für ein Individuum aus (Jackson und Fahrig 2021). Die Aktivitätsreichweite und damit die räumliche Skala unterscheiden sich sowohl zwischen den Artengruppen als auch zwischen den Arten innerhalb einer Gruppe (Komonen und Müller 2018). Sie hängt im Wesentlichen von der arteigenen Ausbreitungsreichweite wie auch von dem Ressourcenangebot vor Ort ab (Seibold et al. 2017). Es wird daher deutlich, dass der tatsächliche Einzugsbereich der Fallen schwer abzuschätzen ist, und daher der räumliche Bezug am effektivsten auf mehreren Ebenen (unterschiedlichen Entfernungen von den Fallen) modelliert wird. Daher sollte der Fallenstandort als erste lokale Ebene dienen, die weiteren Strukturplots im näheren Umkreis je nach gewählter Intensitätsstufe (100, 200, 300 und 400 m) jedoch für eine Überprüfung der möglichen Effekte auf der nächstgrößeren räumlichen Bezugsebene (Bestandesebene) genutzt werden und schließlich auf der Landschaftsebene mit dem direkten Flächenvergleich erfolgen. Auch das Vogelmonitoring muss auf den verschiedenen räumlichen Skalen erfolgen, da hier Studien ebenfalls zeigen, dass sich Zusammenhänge mit Strukturelementen auf verschiedenen Skalen zeigen können (Saab 1999). Vögel verfügen zumeist über einen größeren Aktionsradius als Insekten und die Literatur verweist daher insbesondere auf starke Effekte (auf der Landschaftsebene >1 km) z.B. der Landschaftsheterogenität auf die Artendiversität und die Anzahl von Vogelpaaren (Bouvet et al. 2016; Saab 1999).

Die Einteilung der einzelnen Ökosystemkomponenten in Driver- und State Indikatoren ist nicht immer ganz eindeutig. Die räumliche Anordnung der Gefäßpflanzen ergibt die wesentliche Struktur eines Waldes, die Pflanzen sind aber auch eine eigene, von der Waldstruktur nicht unabhängige Artengruppe. Die Gefäßpflanzen wurden durch das Schema der Artenauswahl (Kapitel 2) nicht als Teil des kleinstmöglichen Sets von State Indikatoren identifiziert. Die Aufnahme der Vegetation als wichtiges Strukturelement, insbesondere die Aufnahme der Bodenvegetation als Teil des Standardmonitorings, wird dennoch zusätzlich zu der Einzelbaumaufnahme an den Fallenstandorten empfohlen. Zum einen sind die Artenidentität, der Gesamtdeckungsgrad, wie auch die Dominanz der einzelnen Arten wichtige Treiber der Diversität und Artenzusammensetzung vieler Arthropodengruppen, z.B. der Wanzen (Torma et al., 2017), der Totholzkäfer (Bouget et al., 2014) und der Vögel. Zum anderen ist die Indikatorwirkung der Gefäßpflanzen für das Nährstoffangebot und die klimatischen Bedingungen am Standort lange bekannt (Ellenberg, 1974) und auch wissenschaftlich belegt (Ewald und Ziche, 2017). Auch aus Gründen der Vergleichbarkeit der aus WABI resultierenden Ergebnisse mit denen anderer Monitoringsystemen (z.B. Nationalparke, Naturwaldreservate, Bodenzustandserhebung) ist eine Aufnahme der Vegetation wichtig.

Die Vegetationsaufnahme mit bodenbewohnenden Moosen soll an allen Fallenstandorten stattfinden. Die im Wald verwendeten Flächengrößen für Vegetationsaufnahmen liegen zumeist zwischen 100 und 200 m² (Dierschke, 1994). Für WABI werden Vegetationsaufnahmen auf einer quadratischen Fläche von 100 m² (10 x 10 m) analog zur Vegetationsaufnahme in hessischen Naturwaldreservaten (Meyer et

al., 2018) empfohlen (Tabelle 25, Tabelle 26). Dementsprechend sollen die Vegetationsaufnahmen im Nordwest-Quadranten jedes Probekreises durchgeführt werden (Abb. 35). Die Einmessung erfolgt mithilfe von Bussole und Maßband. Dabei wird vom Mittelpunkt ausgehend 2 m in Richtung Nordwest (350 gon bzw. 315°) gemessen, dies entspricht dann der südöstlichen Ecke der Unterfläche. Von diesem Punkt aus werden die anderen drei Eckpunkte in Abständen von 10 m in Richtung Norden bzw. Westen eingemessen. In kraut- bzw. strauchreichen Wäldern ist es sinnvoll, die Untersuchungsfläche mithilfe von Stäben und Bändern genau abzugrenzen. Anders als bei den baumbezogenen Aufnahmen wird dabei die Fläche oberflächenparallel eingemessen. Auf einen ausreichenden Abstand zur Waldgrenze, zu Wegen und Straßen muss geachtet werden. Falls die Probefläche im Einzelfall verschoben werden muss, ist die Abweichung vom üblichen Lageschema auf dem Aufnahmebogen zu dokumentieren (Winkel und Entfernung zum ersten Eckpunkt sind anzugeben).

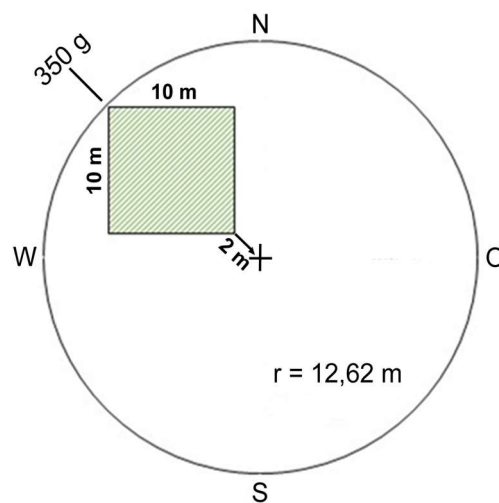


Abb. 35: Darstellung der Probefläche für die Vegetationsaufnahme an den Fallenstandorten

Der Erfassungszeitraum liegt in der Hauptvegetationsperiode von Mai bis Juli. Je nach Artvorkommen kann es notwendig sein, den Aufnahmezeitraum auszudehnen bzw. einen zweiten Aufnahmedurchgang durchzuführen: Bei Vorkommen von Frühjahrs-Geophyten ist eine erste Erfassung bereits im April/Mai notwendig. Waldgräser sind meist erst ab Mitte Juni voll entwickelt. Daher ist auf Flächen mit Frühblüheren ein zweiter Aufnahmedurchgang notwendig.

Erfasst werden der prozentuale Deckungsgrad in freier Schätzung der jeweiligen Art pro Schicht, sowie der Gesamtdeckungsgrad der Vegetation in der jeweiligen Schicht und die Anteile der Hauptsubstrate (Gestein/Totholz/offener Boden/Wurzelanläufe). Der Deckungsgrad beschreibt hierbei den prozentualen Anteil der Teilflächen, die bei senkrechter Projektion aller oberirdischen, lebenden Pflanzenteile einer Sippe auf dem Boden abgebildet werden (Dierschke, 1994).

Tabelle 25: Aufnahmegrößen und Definitionen der Vegetationsaufnahme (nach Schneider et al. 2019)

Aufnahmegröße	Definition
Untersuchungsgebiet	Name des Untersuchungsgebietes
Nr. Probekreis	Nummer des Probekreises
Datum	Datum der Aufnahme mit dd.mm.yyyy
Exposition, Neigung	Exposition und Neigung des Probekreises
Bemerkungen	Informationen über Abweichungen vom Standard-Aufnahmeverfahren, Besonderheiten der Untersuchungsfläche (Störungen, Wege, Spurrinnen von Rückefahrzeugen, größere Totholzmengen etc.)
Vegetationsschichten	-Baumschicht (B): Angabe des Deckungsgrades gesamt, zusätzlich getrennte Schätzung bei deutlicher Trennung in zwei Baumschichten (B1, B2) - Strauchschicht (S): Gehölze über 0,5 m bis 3 m Höhe -Krautschicht (K): alle krautigen Pflanzen sowie Gehölze bis 0,5 m -Mooschicht (M): bodenbewohnende Moose und Flechten, auch auf Steinen, oder liegendem Totholz (keine Epiphyten)
Hauptsubstrate	Flächenanteil der Hauptsubstrate (Gestein/Totholz/offener Boden/Wurzelanläufe)
Höhe der Vegetationsschichten [m]	Höhenangabe für Strauch- und Krautschicht in Metern -Maximale Baumschicht-Höhen (im WABI-Projekt bei der Aufnahme der Einzelbaumaufnahme erfasst) -Strauchschicht: maximale Höhe -Krautschicht: mittlere Höhe
Deckungsgrad der Arten [%]	Die Arten der Baumschicht, Strauchschicht und Krautschicht werden nach Schichten getrennt notiert und ihre Deckungsgrade prozentgenau geschätzt. Die Moosarten werden notiert oder ggf. gesammelt und zu einem späteren Zeitpunkt bestimmt. Der Deckungsgrad der einzelnen Moosarten wird prozentgenau geschätzt. Angabe der prozentualen Deckungsgrade aller Vegetationsschichten vorgestellt als Horizontalprojektion: - r = < 1 %, 1 Individuum - + = < 1 %, bis 5 Individuen - 0,5 = < 1 %, > 5 Individuen - 1-10 % prozentgenau - 10 % in 5er Schritten - bei Moosen und Flechten keine Vergabe von Deckungsgraden, sondern nur „v“ (vorhanden) eintragen
Hauptsubstrat (nur Moose)	Das Substrat, auf dem die jeweilige Art in der Aufnahme fläche vorrangig wächst (Totholz, Gestein, Boden oder Wurzelanlauf).
Artenzahl (n)	Gesamtanzahl gefundener Arten pro Schicht
Wissenschaftlicher Artnamen	Benennung gemäß GermanSL (elektronische Referenzliste für Vegetationsdaten-banken in Deutschland)

Tabelle 26: Liste der Messinstrumente und Materialien die bei der Vegetationsaufnahme mitzuführen sind (leicht verändert aus Schneider et al. 2019)

Geräte/Arbeitsmaterial	Anzahl	Arbeitsschritt
Formblätter für Vegetationsaufnahmen	10	Dokumentation der Vegetationsaufnahme
Aufnahmeanweisung	1	Bei Unsicherheiten zu konsultieren
GPS-Gerät mit Koordinaten der Probekreise	1	Auffinden des STP-Mittelpunktes
Arbeitskarte des Untersuchungsgebietes mit Probekreisen (laminiert)	1	Auffinden des STP-Mittelpunktes
Suunto-Busssole mit Gon-Teilung bzw. Kompass	1	Einmessung der Probefläche
Fluchtstangen bzw. Stäbe	5	Einmessen und Abstecken der Probefläche, Markierung vom STP-Mittelpunkt
Rollmaßband (20 m)	1	Abmessen der Probefläche
Zollstock	1	Messung der Schichthöhen
Stift	2	Dokumentation der Vegetationsaufnahme
Lupe	1	Untersuchung der Pflanzen
Sammelbeutel	5	Mitnahme von Pflanzen für die spätere Bestimmung
Bestimmungsliteratur		z.B. Informationen zu Vegetationsaufnahmen (Dierschke, 1994), Rothmaler – Exkursionsflora von Deutschland (Jäger, 2016), Waldartenlisten der Farn- und Blütenpflanzen, Moose und Flechten Deutschlands (Schmidt et al., 2011)
Schätzhilfen zur Bestimmung des Deckungsgrades	1	

Die Verjüngung der Gehölzvegetation wird ebenfalls in Anlehnung an das hessische NWR-Verfahren auf einer 5 x 5 m Probefläche an jedem Fallenstandort aufgenommen (Abb. 36).

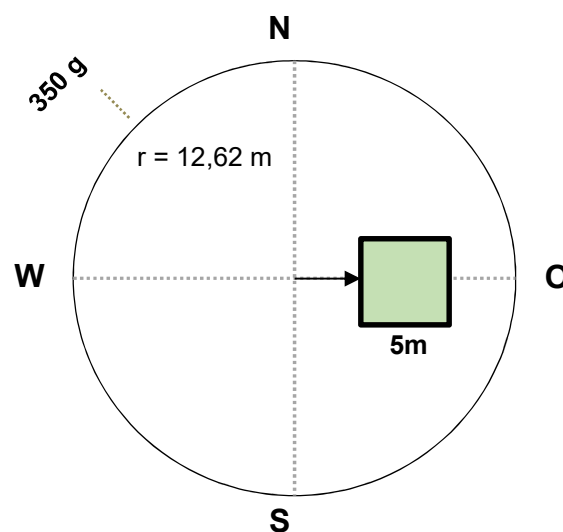


Abb. 36: Darstellung der Probefläche für die Verjüngungsaufnahme (5x5m) an den Fallenstandorten

Bestimmt, gezählt und gemessen werden alle Gehölzpflanzen, deren Wurzelansatz sich innerhalb der Probefläche befinden und deren BHD < 7 cm ist. Die Jungpflanzen werden dabei nach Baumarten und den Höhenstufen 1 (20-50 cm), 2 (50-130 cm) und 3 (>130 cm) getrennt ausgezählt. Zusätzlich wird Verbiss der Terminalknospe der letzten 3 Jahre dokumentiert und in die Verbisstufen 1 (gering = weniger als 20 %), 2 (mittel = 20-50 %) und 3 (hoch = mehr als 50 %) eingeteilt.

Die Aufnahme des stehenden und liegenden Totholzes sollte nach dem Ergebnis des Praxistestes in einem festen Probekreis (12,62 m) erfolgen. Die Durchmesserstaffelung nach Kreisen entfällt größtenteils, mit Ausnahme der holzigen Streu, die weiterhin im 3 m Kreis angeschätzt werden sollte. Alle anderen Vorgaben des Anhangs 5 (Tabelle 13 und folgende Seiten) werden weiterhin empfohlen.

Wir empfehlen die Baum-Mikrohabitate ohne Durchmesserschwelle vollständig nach dem Taschenführer der Baummikrohabitate von Bütler et al. (2020) im 12,62 m Kreis und an den erfassten Bäumen des 25 m Kreises aufzunehmen (siehe OZ 34 im Anhang 5).

6.1.2 Laserscanning

Zum jetzigen Zeitpunkt empfehlen wir das terrestrische Laserscanning als Zusatzaufnahme, da es aktuell die klassische Aufnahme von Einzelbaumparametern noch nicht vollwertig ersetzen kann (z.B. fehlerhafte Einzelbaumsegmentierung, Baumarten sind nicht ausreichend erkennbar). Allerdings lassen sich schon jetzt durch das Laserscanning zusätzliche Strukturindizes errechnen und ein Abbild des Bestandes archivieren. Sobald sich die Auswertungsroutinen verbessert haben, können nachträglich hochaufgelöste Daten der Fallenstandorte in Verbindung mit den Artdateien eingesetzt werden.

Hierzu sollte an jedem Stichprobenpunkt eine Laserscan auf einer Kreisfläche mit 25 m Radius mit einem mobilen Laserscanner entsprechend der „Aufnahmeanweisung zur Untersuchung des Einflusses der Waldbewirtschaftung auf die Biodiversität von Waldlandschaften – Teil 2: Laserscanning“ (Anhang 6) durchgeführt werden. Auch wenn unsere Tests ergeben haben, dass die Segmentierung der Einzelstämme aktuell noch Probleme bereiten kann (falsch positive und falsch negative Bäume), waren die Tests bezüglich der Durchmesser- und Baumhöhenermittlungen überzeugend. Die aufgetretenen Probleme und Ungenauigkeiten sind in allen Fällen auf die Auswertung der Punktwolken (Algorithmen) zurückzuführen und nicht auf die Qualität der Laserscans. Die aktuellen Entwicklungen bei der Bearbeitung von Laserscan-Punktwolken sind jedoch vielversprechend und es ist zu erwarten, dass die Segmentierung der Einzelstämme in absehbarer Zeit zufriedenstellende Ergebnisse liefern wird. Wir empfehlen daher, die Bestandesstrukturen auf den Stichprobenflächen während der Erstinventur über Laserscans zu archivieren. Es ist zu erwarten, dass Laserscans in der Zukunft die klassischen Messungen von Einzelbaumparametern ersetzen werden. Die Laserscans der Erstinventur wären damit der Beginn einer echten Waldstruktur-Datenzeitreihe, auf die man jederzeit zurückgreifen kann. Dies ermöglicht dann auch im Nachhinein die räumliche Modellierung der Nachbarschaftsbeziehungen innerhalb der Probefläche (spatial modelling).

6.1.3 Literatur

- Bergman K.O., Jansson, N., Claesson, K., Palmer, M.W., & Milberg, P. (2012). How much and at what scale? Multiscale analyses as decision support for conservation of saproxylic oak beetles. *Forest Ecology and Management*, 265, 133–141. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2011.10.030>
- Bouget, C., Larrieu, L., & Brin, A. (2014). Key features for saproxylic beetle diversity derived from rapid habitat assessment in temperate forests. *Ecological Indicators*, 36, 656–664. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2013.09.031>
- Bouvet A, Paillet Y, Archaux F, Tillon L, Denis P, Gilg O, Gosselin F (2016) Effects of forest structure, management and landscape on bird and bat communities. *Environmental Conservation* 43:148–160. <https://doi.org/10.1017/S0376892915000363>

- Burrascano, S., Trentanovi, G., Paillet, Y., Heilmann-Clausen, J., Giordani, P., Bagella, S., Bravo-Oviedo, A., Campagnaro, T., Campanaro, A., Chianucci, F., De Smedt, P., Itziar, G. M., Matošević, D., Sitzia, T., Aszalós, R., Brazaitis, G., Andrea, C., Ettore, D. A., Doerfler, I., ... Ódor, P. (2021). Handbook of field sampling for multi-taxon biodiversity studies in European forests. *Ecological Indicators*, 132. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2021.108266>
- Bütler, R., Lachat, T., Krumm, F., Kraus, D., & Larrieu, L. (2020). Taschenführer der Baummikrohabitate Beschreibung und Schwellenwerte für Feldaufnahmen. www.wsl.ch/bmh-taschenfuehrer
- Dierschke, H. (1994): Pflanzensoziologie: Grundlagen und Methoden. Ulmer, Stuttgart.
- Ellenberg, H. 1974. Zeigerwerte von Gefäßpflanzen Mitteleuropas. Scripta Geobotanica, 9, Goltze, Göttingen, DE.
- Ewald, J., & Ziche, D. (2017). Giving meaning to Ellenberg nutrient values: National Forest Soil Inventory yields frequency-based scaling. *Applied Vegetation Science*, 20(1), 115-123. <https://doi.org/10.1111/avsc.12278>
- Gadow K v (2005) Forsteinrichtung - Analyse und Entwurf der Waldentwicklung. Reihe der Universitätsdrucke Göttingen. Universitätsverlag Göttingen. 342 S.
- Hutcheson, J., & Jones, D. (1999). Spatial variability of insect communities in a homogenous system: Measuring biodiversity using Malaise trapped beetles in a Pinus radiata plantation in New Zealand. *Forest Ecology and Management*, 118(1-3), 93-105.
- Jackson, H. B., & L. Fahrig. 2012. What size is a biologically relevant landscape? *Landscape Ecology*, 27, 929–941. <https://doi.org/10.1007/s10980-012-9757-9>
- Jacobsen R.M., Sverdrup-Thygeson, A., & Birkemoe, T. (2015). Scale-specific responses of saproxylic beetles: combining dead wood surveys with data from satellite imagery. *Journal of Insect Conservation*, 19, 1053–1062. <https://doi.org/10.1007/s10841-015-9821-2>
- Jäger, E. J. (Ed.). (2016). *Rothmaler-Exkursionsflora von Deutschland. Gefäßpflanzen: Grundband*. Springer-Verlag.
- Komonen, A., & Müller, J. (2018). Dispersal ecology of deadwood organisms and connectivity conservation. *Conservation Biology*, 60, 535–545. <https://doi.org/10.1111/cobi.13087>
- Kramer, H., & Akca, A. (2008). Leitfaden zur Waldmeßlehre. J.D.Sauerländer's Verlag. Frankfurt am Main. 5. Auflage. 280 S.
- Meyer, P., Brößling, S., Bedarff, U., Schmidt, M., Fricke, C., & Tewes, C. (2018). Monitoring der Waldstruktur und Vegetation in hessischen Naturwaldreservaten. https://www.nw-fva.de/fileadmin/nwfva/common/unterstuetzen/pdf/waldnaturschutz/Aufnahmeanweisung_NWR_Hessen_2018-10.pdf
- Rukke B.A., & Midtgaard, F. (1998) The importance of scale and spatial variables for the fungivorous beetle Bolitophagus reticulatus (Coleoptera, Tenebrionidae) in a fragmented forest landscape. *Ecography*, 21, 561–572
- Saab, V. (1999). Importance of spatial scale to habitat use by breeding birds in riparian forests: A hierarchical analysis. *Ecological Applications*, 9, 135–151.
- Schmidt, M., Kriebitzsch, W.-U., & Ewald, J. (2011). Waldartenlisten der Farn- und Blütenpflanzen, Moose und Flechten Deutschlands. BfN-Skripten 299, 1-111.
- Schneider, H., Culmsee, H., Aljes, M., Förster, A., Meyer, P., & Leuschner, C. (2019). Aufnahmemethoden für das Naturnähemonitoring in Wäldern im Projekt „Wildnis Naturerbe“ (WiNat). Entwurfssfassung vom 12.02.2019. 86 S.
- Seibold, S., Bässler, C., Brandl, R., Fahrig, L., Förster, B., Heurich, M., Hothorn, T., Scheipl, F., Thorn, S., & Müller, J. (2017). An experimental test of the habitat-amount hypothesis for saproxylic beetles in a forested region. *Ecology*, 98, 1613–1622. <https://doi.org/10.1002/ecy.1819>
- Torma, A., Bozsó, M., Tölgyesi, C., & Gallé, R. (2017). Relationship of different feeding groups of true bugs (Hemiptera: Heteroptera) with habitat and landscape features in Pannonic salt grasslands. *Journal of Insect Conservation*, 21, 645-656. <https://doi.org/10.1007/s10841-017-0007-y>

6.2 Aufnahme der Artengruppen (State-Indikatoren)

6.2.1 Moose (epiphytisch)

Moose, insbesondere epiphytische Moose, stellen wichtige Zeiger für die Naturnähe eines Waldes dar (Frego, 2007). Ihre Diversität, wie auch das Vorkommen einzelner Arten, hängen stark vom Vorkommen und der Quantität bestimmter Substrate ab, die durch die jeweilige Bewirtschaftungsform wie auch die Intensität der Nutzung beeinflusst werden können (Rose 1992, 1999).

Aufgrund der unterschiedlichen ökologischen Ansprüche der Moose, werden zwei Aufnahmebereiche unterschieden:

- Boden und liegendes Totholz bewohnende Moose als Teil der Vegetationsaufnahme.
- Epiphytische Moose an ausgewählten Bäumen innerhalb des Fallenstandorts

Als Teil der Waldstruktur, aber auch als eigene Artengruppe werden die Moose zusammen mit den Gefäßpflanzen durch die Vegetationsaufnahme der hessischen Naturwaldreservate an den Fallenstandorten aufgenommen. Im Folgenden werden nur die epiphytischen Moose behandelt. Für die Erfassung der Moose gibt es eine Vielzahl von Methoden (Burrascano 2021). Die Aufnahmeanleitung für ein Monitoring von Moosen und Flechten in Wald-Nationalparks wie Hainich, Kellerwald-Edersee und Eifel (Henkel et al. 2015) ist ein erprobtes Konzept, welches sich mittlerweile in der zweiten Aufnahmeperiode (2023/2024) befindet. Aufgrund der dabei gemachten Erfahrung wird dieses Verfahren für die Aufnahme der epiphytischen Moose in WABI vorgeschlagen (Henkel et al. 2015). Da das Verfahren derzeit (November 2023) überarbeitet wird, soll an dieser Stelle nicht ausführlich auf die Aufnahmeanweisung eingegangen werden. Eine aktuelle Fassung der Kartieranleitung kann nach ihrer Fertigstellung über die Nationalparkverwaltung Eifel bezogen werden.

6.2.2 Vögel

Die Vögel besitzen eine große Bandbreite an Anforderungen hinsichtlich Flächen und Habitatausstattung. Sie reagieren insbesondere durch den häufig recht großen Aktionsraum auf veränderte Quantitäten oder räumliche Anordnungen von Ressourcen wie z.B. Totholz auf der lokalen, aber auch auf der Landschaftsebene (Basile et al. 2021). Insbesondere bestimmte Waldartengruppen, wie z.B. die Spechte, sind häufig an Habitate gebunden, die eher mit älteren Wäldern in Verbindung gebracht werden, die Strukturelemente aufweisen, wie sie für unberührte Wälder typisch sind (Zimmerer, 2021).

Es gibt auch für diese Artengruppe eine Vielzahl etablierter, aber auch relativ neuer Aufnahmemethoden. Im Wesentlichen beruhen diese Verfahren entweder auf Sichtungen, oder auf der Wahrnehmung von Lautäußerungen. Vogelrufe können durch das Territorialverhalten dieser Artengruppe effektiv genutzt werden um Dichten und Artenzahlen zu schätzen (Emlen, 1971). Zu den geläufigsten und standardisierten Methoden gehören die Punkt-Registrierung (Punkt-Stop-Methode), die Linientaxierung (Transektmethode) und die Revierkartierungsmethode (Bibby et al., 1995).

Angewendet werden diese Methoden z.B. bei den durch den Dachverband Deutscher Avifaunisten (DDA) e.V. durchgeführten bundesweiten Monitoringprogrammen für Vögel im Wald. Dazu gehören zum einen das Monitoring häufiger Brutvögel (MhB) und das Monitoring seltener Brutvögel (MsB). Die nachfolgenden Informationen können auf der Website des DDA nachgelesen werden (<https://www.dda-web.de/monitoring>). Die Probeflächen des MhB haben eine Größe von 100 ha und werden entlang eines vorgegebenen Transektes (ca. 3 km) begangen. Alle Vögel, die vor oder seitlich des Kartierers auf der Untersuchungsfläche beobachtet oder gehört werden, werden notiert. Insgesamt findet die Aufnahme jedes Jahr an vier Zeitpunkten statt. Anhand dieser Beobachtungen werden dann die Revier- bzw. Brutpaare der Saison geschätzt. Für das MsB werden je nach Artengruppen verschiedene, standardisierte Methoden eingesetzt. Für Spechtarten wird zum Beispiel die sogenannte Punkt-Stopp-Methode eingesetzt. Hier werden auf Transekten entlang festgelegter Stopps alle singenden, oder

beobachteten untersuchten Arten notiert, die mit Hilfe von Klangattrappen angelockt werden (DDA, 2023).

Als relativ neue, kostengünstige und vielversprechende Verfahren für die Erfassung von Vogelarten gewinnen die passiven akustischen Verfahren in den letzten Jahren zunehmend an Bedeutung. Vorteile dieser Methode sind, die gleichzeitige Erfassung mehrerer Artengruppen (z.B. Fledermäuse und Vögel), die Erfassung erfolgt ununterbrochen über einen selbstgewählten Zeitraum und reduziert den Beobachter-Bias (Ross et al, 2021). Die Erfassung der Vogelarten und deren Dichte erfolgt durch das Ausbringen von kleinen Aufnahmegeräten am Stichprobenmittelpunkt. Die Geräte nehmen dann in einer voreingestellten Frequenz die Lautäußerungen der Vögel auf. Die Bestimmung der Vogelarten kann dann zum großen Teil automatisch durch geeignete Software erfolgen wie z.B. BirdNet (Kahl et al., 2021).

Zur Arterfassung mit den passiven akustischen Verfahren liegen umfassende Erfahrungen innerhalb der NW-FVA für Vögel und Fledermäuse durch das NWE (Wälder mit natürlicher Entwicklung) Monitoring vor. Die NWE Erfahrungen sind vielversprechend. Das Verfahren wird derzeit (November 2023) aber noch geprüft und bewertet. Für WABI kann daher zu diesem Zeitpunkt nicht abschließend ein Verfahren für die Erfassung der Vögel empfohlen werden.

6.2.3 Insekten (Wanzen, Totholzkäfer, Laufkäfer, Spinnen)

In den letzten Jahren ging die Biomasse der Insekten in Deutschland in einem besorgniserregenden Maß zurück (Hallmann et al. 2017). Die Gründe für diesen Rückgang sind vielfältig (Wagner et al. 2021). Eine wichtige Rolle spielen der Landnutzungswandel und der damit einhergehende Lebensraumverlust sowie der Klimawandel (Fartmann et al. 2021). Neben diesen großflächigen Treibern stellt sich zudem die Frage, wie sich die lokale Bewirtschaftung auf die Lebensgemeinschaften im Wald auswirkt (Seibold et al. 2019, Staab et al. 2023). Für die Arthropodengemeinschaften von Wäldern in Deutschland gibt es bisher zu wenige belastbare Langzeitdatenreihen, die Antworten auf die genannten Fragestellungen liefern könnten. Im Kontext des im Rahmen des WABI-Projektes entwickelten Monitoringsystems, schlagen wir für das Monitoring von Insekten und Spinnen im Wald das unten näher beschriebene Verfahren vor, um für das jeweilige Gebiet eine solche Zeitreihe aufzubauen. Ziel ist es, die Dynamik von Artengemeinschaften und funktionellen Gemeinschaften der Waldinsekten vor dem Hintergrund des Klimawandels, der Landschaftsentwicklung und der forstlichen Bewirtschaftung in Deutschland besser zu verstehen. Die Kulisse für das Monitoring bilden größere Flächenpaare von Wäldern mit Natürlicher Entwicklung (NWE-Flächen) und ihnen zugeordneten bewirtschafteten Vergleichsflächen (s. Tabelle 1, Abbildung 1 und Abschnitt 3).

Das vorgeschlagene Monitoringverfahren basiert auf folgenden Annahmen:

- 1) Durch eine Kombination aus jährlich beprobten fixen Stichprobenpunkten (FS) und drei Kohorten an variablen Stichpunkten (VS) wird schnell eine dichte Zeitreihe aufgebaut und jeder Stichprobenpunkt eines Teilgebiets wird innerhalb von drei Jahren beprobt. Die VS erfassen somit Veränderungen im Gesamtgebiet. Die Wiederholungsfrequenz der Beprobung der VS variiert je nach Intensitätsstufe des Verfahrens.
- 2) Durch eine relativ hohe Zahl an jährlich beprobten Stichproben in Kombination mit einer Artbestimmung über gewebebasiertes DNA-Metabarcoding, erhalten wir durch Analyse der Stetigkeit einzelner Arten auf der Fläche semi-quantitative Datenreihen für das Gesamtgebiet.
- 3) Durch die engmaschige Zeitreihe welche durch die jährliche Beprobung der FS entsteht, ist für einen Teil der Stichprobenpunkte eine korrelative Analyse zwischen lokaler Änderung der Habitatstruktur und der Faunenentwicklung möglich.
- 4) Durch die Auswertung mittels DNA-Metabarcoding ist die Analyse der Daten auch in Zukunft immer taxonomisch einfach erweiterbar und zeitlich kompatibel.

Das Monitoringkonzept ist ausführlich in Anhang 8 beschrieben. Hier sind nur die wichtigsten Parameter zusammengefasst. Dem Insektenmonitoring sollen Stichprobenpunkte (siehe Kapitel **Fehler! Verweisquelle konnte nicht gefunden werden.**) einem 200 x 200 m Raster zugrunde liegen. Um Randeffekte zu vermeiden, werden Stichprobenpunkten, die <200 m vom Waldaußenrand entfernt sind, nicht beprobt. Pro Teilfläche sollen mindestens 10 fixe Stichprobenpunkte (FS) bzw. 1 Punkt/18ha zufällig aus der Stichprobenkulisse ausgewählt werden. Da die Größen der vorgesehenen NWE-Flächen zwischen 176 ha und 339 ha schwanken (Kapitel 3.4), skaliert sich die Zahl der FS für größere Gebiete nach oben. **Die FS werden jährlich beprobt.** So können kurzfristige Veränderungen an einem kleinen Anteil der Gesamtstichprobenpunkte erfasst und eine dichte Zeitreihe für das Monitoring etabliert werden.

Um langfristige Veränderungen im Gesamtgebiet zu erfassen, werden die restlichen Stichprobenpunkte als Variable Stichpunkte (VS) zufällig in drei Kohorten VS_A , VS_B , VS_C eingeteilt. Jedes Jahr wird eine der drei Kohorten der VS beprobt. So wird in drei Jahren eine Beprobung aller VS abgeschlossen (Tabelle 27). Die Wiederholungsfrequenz der Beprobung der VS variiert nach den drei Intensitätsstufen des Verfahrens. Dabei ist die Wiederholungsfrequenz an die dekadische Forsteinrichtungsinventur angepasst.

- In der Intensitätsstufe I erfolgt die Wiederholung nach **10 Jahren**. In den Jahren 1-3 werden jeweils sukzessive die VS_A , VS_B , VS_C beprobt. In den Jahren 4-10 erfolgt keine Erhebung der VS. Im 11. Jahr beginnt der Turnus wieder von neuem.
- In der Intensitätsstufe II erfolgt die Wiederholung nach **5 Jahren**. In den Jahren 1-3 und 6-8 werden jeweils sukzessive die VS_A , VS_B , VS_C beprobt. In den Jahren 4-5 sowie 9-10 erfolgt keine Erhebung der VS. Im 11. Jahr beginnt der Turnus wieder von neuem.
- In der Intensitätsstufe III beträgt die Wiederholungsfrequenz **3 Jahre**. In den Jahren 1-3, 4-6 und 7-9 werden jeweils sukzessive die VS_A , VS_B , VS_C beprobt. Im 10. Jahr erfolgt keine Erhebung der VS. Im 11. Jahr beginnt der Turnus wieder von neuem.

Intensitätsstufe		Jahr	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
		1	FS	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●
		VS	◆	▲	●								◆	▲	●							
2		Jahr	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
		1	FS	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●
		VS	◆	▲	●			◆	▲	●			◆	▲	●			◆	▲	●		
3		Jahr	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
		1	FS	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●
		VS	◆	▲	●	◆	▲	●	◆	▲	●		◆	▲	●	◆	▲	●	◆	▲	●	

Tabelle 27: Die Wiederholungsfrequenz der in vier Kohorten eingeteilten Stichprobenpunkte in den drei Intensitätsstufen des Insektenmonitorings (FS=feste Stichprobe, VS= variable Stichprobe, VS_A =rot, VS_B =gelb, VS_C =grün).

Wie die FS, werden auch die VS zunächst zufällig ausgewählt, verändern sich dann aber nicht mehr. Für die Weserhänge ist die Stichprobenzuordnung exemplarisch in Abb. 37 dargestellt.

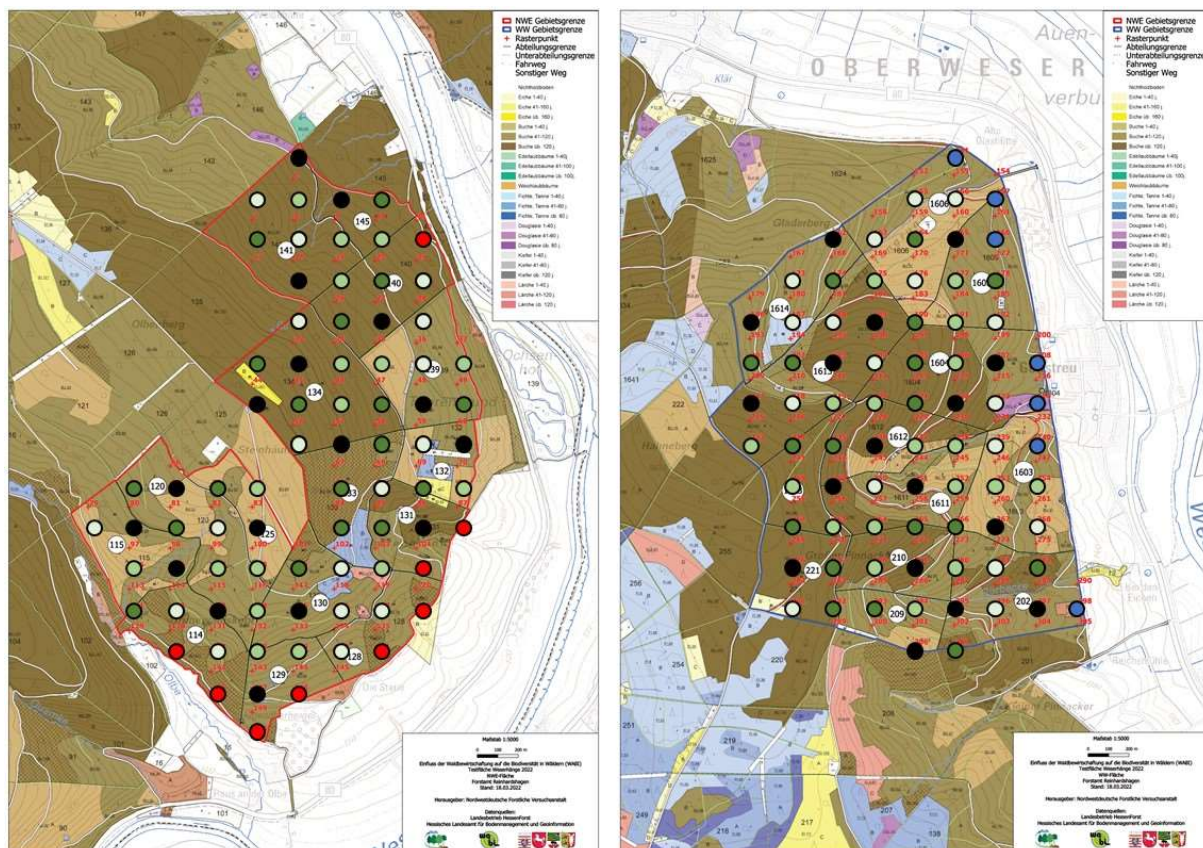


Abb. 37: NWE Weserhänge (links; rote Linie) und Vergleichsfläche (rechts; blaue Linie) mit eingemessenen Rasterpunkten (nummerierte rote Kreuze) und Stichprobenpunkten (Kreise) im 200 m x 200 m Raster. Punkte, die eine Waldaußenrandgrenze darstellen, sind rot (NWE) bzw. blau (VF) gefärbt. Schwarze Stichprobenpunkte sind die jährlich zu beprobenden fixen Stichprobenpunkte (FS). Die in verschiedenen Grüntönen gefärbten Stichprobenpunkte sind die drei Kohorten variabler Stichprobenpunkten (VS). Kartengrundlage: Betriebskarte Hessen-Forst

Die Auswahl der Zielartengruppen für das Monitoring ist ausführlich in Kapitel 2 beschrieben. Wanzen und Tothholzkäfer sind demnach (in Kombination mit Moosen und Vögeln) für ein Waldbiodiversitätsmonitoring besonders geeignet (Kapitel 2, S. 27). Wir schlagen zudem eine Erweiterung der Artengruppen um Spinnen und Laufkäfer vor, um die Anschlussfähigkeit an andere Monitoringverfahren zu erhöhen. Dies führt dank der Artbestimmung über DNA-Metabarcoding nicht zu wesentlich höheren Kosten. Zum Fang dieser Tiergruppen sollen eine Kreuzfensterfalle (Tothholzkäfer, Wanzen) und eine Bodenfalle (Laufkäfer, Spinnen) pro Fallenstandort eingesetzt werden. Die Fallen sollen von Mitte April bis Mitte Juli (3 Fangmonate) mit Ethanol als Fangflüssigkeit bestückt und alle vier Wochen geleert werden.

Bei einem so groß angelegten Monitoringverfahren, wie es das WABI-Konzept vorsieht, würde eine klassische Bestimmung der Proben zu einem enorm hohen Zeitaufwand und hohen Kosten (ca. 1,50 €/Individuum) führen. Die Kosten für ein DNA-Metabarcoding basiertes Verfahren sind hier günstiger. Die Kosten für die Leerung eines Fallensets (Kreuzfensterfalle und Bodenfalle werden gepoolt analysiert) belaufen sich auf ca. 200,- €. Diese Analyse liefert allerdings qualitative anstelle quantitativer Ergebnisse für jede Fallenleerung. Über Stetigkeiten einzelner Arten in verschiedenen Proben können jedoch semiquantitative Veränderungen in der Häufigkeit einzelner Taxa berechnet werden. Wir schlagen vor, das Verfahren nach Buchner et al. (2023) mit dem Primerpaar fwH2 – fwH2n umzusetzen (siehe Anhang 9). Die Durchführung der Laborarbeiten und Analysen soll sich am Praxistest (Anhang 9) und an Buchner et al. (2023) orientieren. Als Referenzdatenbank schlagen wir BOLD (Ratnasingham und Hebert 2007) bzw. GBOL vor.

Für die NWE-Fläche in den Weserhängen und deren Vergleichsfläche ist das Vorgehen inklusive Kostenberechnung beispielhaft dargestellt (Abb. 37; Tabelle 29). 69 bzw. 70 der Stichprobenpunkte sind für eine Beprobung geeignet. In jeder Teilfläche werden 17 fixe Stichprobenpunkte (FS, entspricht 1FS/18ha Fläche) zufällig ausgewählt. Die verbleibenden Punkte werden jeweils in drei zufällig verteilte Kohorten von je 17 oder 18 variablen Stichprobenpunkten (VS) eingeteilt. D. h. ein Viertel der Stichprobenpunkte wird jährlich beprobt (FS). Drei Viertel der Punkte werden über drei Jahre (ca. ein Viertel der Punkte pro Jahr) als VS beprobt. Je nach Intensitätsstufe wird die Beprobung der VS alle 10 Jahre (Intensitätsstufe I; keine Beprobung der Jahre 4-10), alle 5 Jahre (Intensitätsstufe II, jährliche Beprobung, außer in den Jahren 4,5 und 9,10) oder alle 3 Jahre (Intensitätsstufe III, jährlich außer Jahr 10), wiederholt (siehe auch Tabelle 27).

Am Beispiel NWR Weserhänge liegen die Kosten für das Monitoring (ohne Personalkosten für die wissenschaftliche Auswertung) bei Bestimmung über Metabarcoding, je nach Intensitätsstufe zwischen ca. €38.000 und ca. €53.000 pro Jahr (Tabelle 30, im Detail siehe Anhang 8, Tabelle 2). Bei der klassischen Bestimmung wäre mit €54.000 bis €75.000 pro Jahr zu rechnen. Die Kosten sind in Anhang 8 ausführlich dargestellt. Auf Basis der Kostenberechnung am Beispiel NWE Weserhänge wurde eine Hochrechnung der Kosten für geeignete NWE-Flächen aus anderen Bundesländern vorgenommen (Tabelle 28). Die Kosten wurden relativ zur jeweiligen Fläche hochgerechnet, da die Stichprobenpunkte noch nicht eingemessen sind. Zur Koordinierung, Auswertung und Interpretation eines solchen Monitorings bedarf es zusätzlicher Personalmittel.

Tabelle 28: Hochgerechnete Kosten für ein Monitoring über zehn Bundesländer in drei Intensitätsstufen (Bestimmung erfolgt mittels DNA-Metabarcoding)

Bundesland	NWE-Fläche [ha]	WW-Fläche [ha]	Jährliche Kosten Intensitätsstufe I	Jährliche Kosten Intensitätsstufe II	Jährliche Kosten Intensitätsstufe III
BW	176	177	€ 21.586,68	€ 25.534,34	€ 30.273,46
BY	337	335	€ 41.094,18	€ 48.609,29	€ 57.631,06
HE*	304	313	€ 37.730,82	€ 44.630,85	€ 52.914,23
MV	338	339	€ 41.399,94	€ 48.970,97	€ 58.059,86
NI	312	310	€ 38.036,58	€ 44.992,53	€ 53.343,03
NRW	298	297	€ 36.385,47	€ 43.039,47	€ 51.027,50
RP	333	328	€ 40.421,51	€ 47.813,60	€ 56.687,69
SA	311	308	€ 37.853,12	€ 44.775,52	€ 53.085,75
SH	210	214	€ 25.928,47	€ 30.670,15	€ 36.362,45
SL	308	327	€ 38.831,56	€ 45.932,88	€ 54.457,92
Gesamtkosten			€ 359.268,34	€ 424.969,60	€ 503.842,95

* Die Kosten wurden auf Basis der projizierten Kosten für das NWE Weserhänge und dessen Vergleichsfläche berechnet.

6.2.4 Literatur

- Basile, M., Storch, I., & Mikusiński, G. (2021). Abundance, species richness and diversity of forest bird assemblages—The relative importance of habitat structures and landscape context. *Ecological Indicators*, 133, 108402. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2021.108402>
- Bibby, C., Burgess, N., Hill, D., & Bauer, H. G. (1995). Methoden der Feldornithologie. Bestandserfassung in der Praxis. Neumann Verlag
- Buchner D, Beermann AJ, Hoerren TPB., Enss J, Frenzel M, Li Y, Mueller J, Pauls SU, Sorg M, Consortium L-D, Haase P, & Leese F (2023) German-wide Malaise trap metabarcoding estimates over 33,000 insect species. *bioRxiv* 2023(5). <https://doi.org/10.1101/2023.05.04.539402>
- Burrascano, S., Trentanovi, G., Paillet, Y., Heilmann-Clausen, J., Giordani, P., Bagella, S.,...Ódor, P. (2021). Handbook of field sampling for multi-taxon biodiversity studies in European forests. *Ecological Indicators*, 132, 108266. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2021.108266>
- DDA (Dachverband Deutscher Avifaunisten) (2023). Merkblatt zum Vogelmonitoring Brutbestandsmonitoring Spechte. Monitoring seltener Brutvögel (MsB), Stand: 23.02.2023. <https://austausch.dda-web.de/s/EtNEZ4pZKXa4XAs>
- Emlen, J.T. (1971). Population densities of birds derived from transect counts. *The Auk*, 88(2), 323-342.
- Fartmann T, Jedicke E, Steinberger M, & Stuhldreher G (2021) Insektensterben in Mitteleuropa – Ursachen und Gegenmaßnahmen, Ulmer, Stuttgart, 302 S.
- Frego, K.A., 2007. Bryophytes as potential indicators of forest integrity. *Forest ecology and Management*. 242(1), 65–75.
- Hallmann, C.A., Sorg, M., Jongejans, .E, Siepel, H., Hofland, N., Schwan, H., Stenmans, W., Müller, A., Sumser, H., Hörrn, T., Goulson, D., & de Kroon, H. (2017). More than 75 percent decline over 27 years in total flying insect biomass in protected areas. *PLOS ONE*, 12:e0185809. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0185809>
- Henkel, A., Schock, B., & Pardey, A. (2015). Aufnahmearbeitung für ein Monitoring von Moosen und Flechten in Wald-Nationalparks und vergleichbaren Schutzgebieten. Bad Langensalza, Bad Wildungen, 12 S. (unveröffentlicht)
- Kahl, S., Wood, C.M., Eibl, M., & Klinck, H. (2021). BirdNET: A deep learning solution for avian diversity monitoring. *Ecological Informatics*, 61, 101236. <https://doi.org/10.1016/j.ecoinf.2021.101236>
- Ratnasingham, S., & Hebert P.D.N. (2007). BOLD: The Barcode of Life Data System (<http://www.barcodinglife.org>). *Molecular Ecology Notes*, 7, 355–364. <https://doi.org/10.1111/j.1471-8286.2007.01678.x>
- Rose, F., 1992. Temperate forest management: its effects on bryophyte and lichen floras and habitats, in: Bates, J.W., Farmer, A.M. (Hrsg.), *Bryophytes and Lichens in a Changing Environment*. Clarendon Press, Oxford, pp. 211–233.
- Rose, F., 1999. Indicators of ancient woodland - The use of vascular plants in evaluating ancient woods for nature conservation. *Brit. Wildl.*, 10, 241–251.
- Ross, S.R.J., O'Connell, D.P., Deichmann, J.L., Desjonquères, C., Gasc, A., Phillips, J.N.,...& Burivalova, Z. (2023). Passive acoustic monitoring provides a fresh perspective on fundamental ecological questions. *Functional Ecology*, 37(4), 959-975. <https://doi.org/10.1111/1365-2435.14275>
- Shonfield, J., & Bayne, E.M. (2017). Autonomous recording units in avian ecological research: current use and future applications. *Avian Conservation & Ecology*, 12(1). <https://doi.org/10.5751/ACE-00974-120114>
- Staab, M., Gossner, M.M., Simons, N.K., Achury, R., Ambarlı, D., Bae, S., Schall, P., Weisser, W.W., & Blüthgen, N. (2023) Insect decline in forests depends on species' traits and may be mitigated by management. *Communications Biology*, 6, 338. <https://doi.org/10.1038/s42003-023-04690-9>
- Wagner DL, Grames EM, Forister ML, Berenbaum MR, & Stopak D (2021) Insect decline in the Anthropocene: Death by a thousand cuts. *PNAS*, 118 (2), e2023989118. <https://doi.org/10.1073/pnas.2023989118>
- Zimmerer, V. (2021). Erfolgsmelder im Waldnaturschutz. *BLW*, 25, S. 26 – 27.

6.3 Metabarcoding

Das DNA-Metabarcoding hat nach mehr als einem Jahrzehnt der Forschung einen hohen technischen Reifegrad erreicht. Es existieren bereits eine Reihe von geeigneten Protokollen für die Felddatenerfassung, die Laborverarbeitung sowie die Datenanalyse (Buchner et al. 2021, 2023, Montgomery et al. 2021). Die unbestrittene Stärke des DNA-Metabarcoding ist die schnelle Bereitstellung von taxonomisch hoch aufgelösten Listen. Trotz dieser Stärken wurde das DNA-

Metabarcoding bisher nicht als Teil landesweiter, langfristiger und hochauflösender Programme zur offiziellen Überwachung der Artenvielfalt von Insekten eingesetzt.

Ein Grund dafür sind unvollständige und teilweise inkonsistente Referenzdatenbanken, welche die Genauigkeit und Reproduzierbarkeit der Zuordnungen auf Artniveau und damit die der Artenlisten einschränken. Neben den taxonomischen Artenlisten, wie sie mittels klassischer Bestimmung erstellt werden, können DNA-Metabarcodingdaten theoretisch mit „molecular operational taxonomic units“ (mOTUs) als Surrogat für Arten ausgewertet werden. In Ermangelung von Artnamen können diese auf der verwandtschaftlichen Distanz zueinander basierten Einheiten die Anzahl der Arten annähernd und vergleichbar schätzen. Solche mOTUS werden bereits seit vielen Jahren in der ökologischen und ökotoxikologischen Forschung verwendet (Sturmbauer et al. 1999; Hoppeler et al. 2016; Beermann et al. 2018). Bei den Arthropodengruppen, die für das WABI Monitoring relevant sind, ist dies aber nicht zielführend. Vielmehr sollte Wert darauf gelegt werden, für die Zielartengruppen des Monitoringverfahrens die Referenzdatenbanken so weit wie möglich zu vervollständigen und gemeinsam mit den jeweils führenden taxonomischen Spezialisten zu kuratieren. Internationale Projekte haben eine zugängliche Plattform für Barcode-Referenzdaten von Insekten geschaffen (Ratnasingham & Hebert 2007). Für die deutsche Fauna wurde die zentrale Datenbank durch das German Barcode of Life Projekt (GBOL) entwickelt. Probleme bleiben aber für taxonomisch schwierige und artenreiche Gruppen wie Diptera und Hymenoptera bestehen. Diese wenig bekannten und in Datenbanken unzureichend hinterlegten Artengruppen gelten oft als "dunkle Taxa" (Hartop 2021). Für die Zielartengruppen des WABI-Monitorings (Totholzkäfer, Wanzen und auch Laufkäfer und Spinnen) ist die Situation deutlich besser. So sind z.B. ~68% aller in Deutschland bekannten Käferarten in GBOL hinterlegt. Die häufig vorkommenden und am ehesten zu erwartenden Arten sind noch besser abgebildet (~80%). Bei seltenen und gefährdeten Arten ist die Situation schlechter (siehe Tabelle 2 in Anhang 9). Es ist zwar davon auszugehen, dass die Datenbanken sich kontinuierlich weiterentwickeln und diese Problematik zunehmend geringer wird, für extrem seltene Arten wird es aber vermutlich schwierig bleiben sie in Referenzdatenbanken zu integrieren da sie im Feld extrem schwer zu fangen sind; ggf. können Museumssammlungen hier für einige Arten Abhilfe schaffen.

Auch wenn es inzwischen „private“ Datenbanken gibt, die z.T. von kommerziellen Anbietern des DNA-Metabarcodings genutzt werden, empfehlen wir eine frei zugängliche kuratierte Datenbank wie BOLD/GBOL als Basis für die Analysen. So kann von den Erweiterungen der Datenbank eher profitiert werden. Analysen werden in Zukunft mit zunehmend vollständigeren Datenbanken wiederholt werden können.

Ein weiterer Grund dafür, dass das DNA-Metabarcoding bisher nicht zur offiziellen Überwachung der Artenvielfalt von Insekten verwendet wird, ist das Fehlen von standardisierten Laborprotokollen. Dies ist v.a. dann problematisch, wenn Studien bzw. Verfahren miteinander verglichen werden (z.B. Förster et al. 2023). Dagegen kann bei gleichbleibenden Laborverfahren im Rahmen eines Monitoringprogramms eine konsistente und vergleichbare Datenbasis geschaffen werden (siehe Anhang 9; Buchner et al. 2023). Dabei ist die Wahl der Primerpaare ausschlaggebend (Braukmann et al. 2019, Elbrecht et al. 2019). Nach unseren Erfahrungen im Praxistest und der Studie von Buchner et al. (2023) empfehlen wir das Primerpaar fwhF2 – fwhR2n (Vamos et al. 2017). Die Primer sollten auch im Laufe des Monitoringverfahrens nicht geändert werden, um eine Kompatibilität aller Proben über die verschiedenen Jahre hinweg zu gewährleisten. Auch hier ist es wichtig, bei der Nutzung von kommerziellen Anbietern klare und reproduzierbare Vereinbarungen zu treffen.

6.3.1 Konkrete Erfahrungen zum DNA-Metabarcoding aus dem Praxistest

Im WABI Projekt wurde untersucht, inwieweit ein auf dem DNA-Metabarcoding basierendes Monitoringverfahren für die Arthropodenfauna im Wald praxistauglich ist. Dabei wurden folgende anwendungsrelevante Fragen für das Monitoring von Waldinsekten untersucht:

- Wie gut bildet das DNA-Metabarcoding die beprobte Gemeinschaft ab?

- Welche Fangflüssigkeit und welcher Leerungsrhythmus eignen sich am besten für ein DNA-Metabarcoding-basiertes Monitoring?
- Muss die DNA aus mazerierten Geweben extrahiert werden, oder können auch die DNA Spuren aus der Fangflüssigkeit analysiert werden?
- Wie hoch sind die Kosten für eine einzelne Fallenleerung?
- Eine ausführliche Beschreibung des Praxistests und dessen Ergebnisse befinden sich im Anhang 9. Im Folgenden werden lediglich die für die Entwicklung des Monitoringkonzepts wichtigsten Erkenntnisse zusammengefasst.

6.3.2 Vergleich klassischer und molekularer Artbestimmung der Laufkäfer

In unserem Vergleich wurden in fast allen Fällen alle klassisch bestimmten Arten auch molekular nachgewiesen (Abb. 38). In manchen Proben wurden einzelne Arten zwar nicht detektiert, diese konnten in anderen Proben aber durchaus nachgewiesen werden, wodurch Datenbankfehler oder Datenbanklücken ausgeschlossen werden können. Auch die Art der Fangflüssigkeit oder das Leerungsintervall konnten als Ursache für das Nicht-Detektieren ausgeschlossen werden. Vielmehr mag das Nicht-Erkennen einzelner Arten darauf zurückzuführen sein, dass über den sehr geringen Anteil analysierten Gewebes einer Probe eine repräsentative Abbildung der Arten nicht möglich war. Die Verwendung einer größeren Zahl an Extraktionsreplikaten könnte hier Abhilfe schaffen.

Eine Ausnahme lag z.B. bezüglich *Pterostichus oblongopunctatus* vor, der anhand der kurzen DNA-Fragmente nicht zweifelsfrei seiner Art zuzuordnen war, weil sich deren Sequenz nicht ausreichend von der Sequenz der Schwesterart *P. adstrictus* unterscheidet. In der Praxis kann die geografische Verbreitung eine Zuordnung erleichtern, da *P. adstrictus* in nördlichen Koniferen-reichen Regionen (z.B. Norwegen, Schweden und im Norden Großbritanniens) vorkommt, während *P. oblongopunctatus* in europäischen und sibirischen Wäldern verbreitet ist (Raupach et al. 2020).

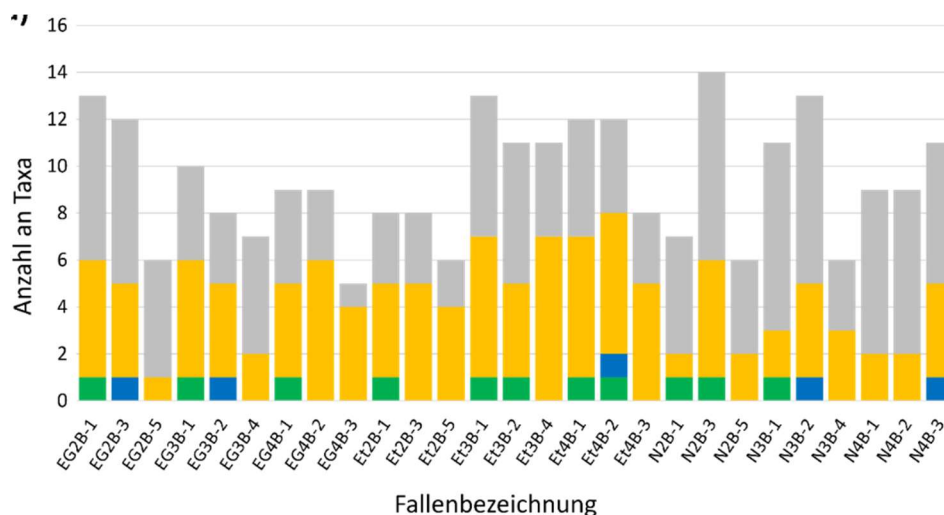


Abb. 38: Vergleich von DNA-Metabarcoding und klassischer Bestimmung am Beispiel von Laufkäfern (Carabidae). Zunächst wurden die Laufkäfer aus den Proben aussortiert und bestimmt. Anschließend wurden die Tiere der Gesamtprobe zurückgeführt, diese größenfraktioniert und das Gewebe homogenisiert. Das Homogenat diente der DNA-Extraktion und Sequenzierung. Gelb indiziert Arten die mit klassischer und molekularer Bestimmung detektiert wurden; Blau indiziert Arten die nur mit klassischer Bestimmung detektiert wurden; Grau indiziert Arten die nur mit molekularer Bestimmung detektiert wurden; Grün indiziert *P. oblongopunctatus*.

In den Ergebnissen zeigt sich eine Stärke des DNA-Metabarcodings, nämlich die Detektion von visuell nicht erfassten Arten. In jeder untersuchten Probe ließen sich plausible Taxa nachweisen, die nicht morphologisch bestimmt worden waren (Abb. 38). Hierbei mag es sich um kleinere, übersehene Individuen gehandelt haben, oder aber um Mageninhalte anderer Tiere aus der Probe. Das Vorkommen

der zusätzlichen Taxa war faunistisch plausibel und im Untersuchungsgebiet zu erwarten. Zur Erfassung der Gesamtfaina eines Gebietes kann das DNA-Metabarcoding demnach ggf. eine vollständigere Artenliste, selbst gut bekannter und gut zu untersuchender Artengruppen, generieren.

6.3.3 Plausibilität der Ergebnisse

Insgesamt schätzen wir die über das Metabarcoding erzielten Artenlisten als plausibel ein. Eine Plausibilitätsprüfung der Coleoptera zeigte, dass von 374 nachgewiesenen Arten lediglich neun Arten zunächst fragwürdig erschienen (2,4%). Bei einer Überprüfung der Sequenzen dieser Arten mithilfe zweier Datenbanken (BOLD und GenBank) zeigte sich, dass es sich sowohl bei *Ampedus carbonicolor* als auch bei *Xyleborus celsus* vermutlich um andere (nicht in der Referenzdatenbank vorhandene oder ggf. unbekannte) Arten innerhalb dieser Gattungen handelt. Obwohl diese Sequenzen mit keiner hinterlegten Art zu 100% übereinstimmten, waren sie eindeutig den jeweiligen Gattungen zuzuordnen. Die vermeintliche Sequenz von *Prionus insularis* ist tatsächlich die eines Pilzes, die der Sequenz dieser Käferart relativ ähnlich zu sein scheint. Da wir unsere Sequenzen lediglich mit anderen Arthropodenarten in der Datenbank verglichen hatten, war dies zunächst nicht aufgefallen. Die Sequenz von *Heterotarsus carinula* stellte sich als Datenbankfehler heraus, denn diese Sequenz war keiner existierenden Lebensform zuzuordnen. Die restlichen fünf Arten wurden in beiden Datenbanken mit 100%iger Übereinstimmung den entsprechenden Arten zugeordnet. Zusammenfassend lässt sich sagen, dass die Käfernachweise zu 99% plausibel sind (siehe Abschnitt 3.3.1 in Anhang 9). Darüber hinaus konnten wir mit *Clambus lohsei* eine Art detektieren, die bislang zwar an der Grenze zu Hessen, jedoch nicht in Hessen selbst nachgewiesen wurde. Auch dieser Fund kann als plausibel angesehen werden.

6.3.4 Methodische Erkenntnisse

Die Erfassung einzelner Artengruppen hing stark vom verwendeten Primerpaar ab. Das Primerpaar fwH2 – fwH2n wies deutlich mehr Insektentaxa nach als andere Primer, insbesondere für die relevanten Artengruppen Käfer, Wanzen und Spinnen (Anhang 9, Abbildung 2 und Abbildung 7). Bei dem Vergleich der nachgewiesenen Taxa je Fallentyp zeigte sich, dass sich mit Barberfallen und Bodenflaschen andere Arten bzw. Artengemeinschaften nachweisen lassen als mit Kreuzfensterfallen (Abb. 39). Daher ist für ein umfassendes Monitoring eines Gebiets die Kombination beider Fallentypen anzuraten.

Alles in allem war keine starke Lockwirkung der Fangflüssigkeiten erkennbar, kleinere Unterschiede ließen sich jedoch für jede der Flüssigkeiten beobachten; in unserem Fall konnten bei der Verwendung mit Ethanol etwas mehr Taxa nachgewiesen werden, als bei der Verwendung der anderen beiden Fangflüssigkeiten.

Da sich bei unserem Methodentest nach vier Wochen die meisten Taxa nachweisen ließen, kann weitgehend ausgeschlossen werden, dass sich die Konservierungsfähigkeit der Fangflüssigkeiten, beispielweise durch Verdunstung oder Verdünnung (Regen), über einen so langen Zeitraum verändert und somit die DNA der gefangenen Tiere degradiert. Durch ein längeres Leerungsintervall lassen sich nicht nur die Kosten für ein Monitoring, sondern auch das Arbeitspensum maßgeblich reduzieren.

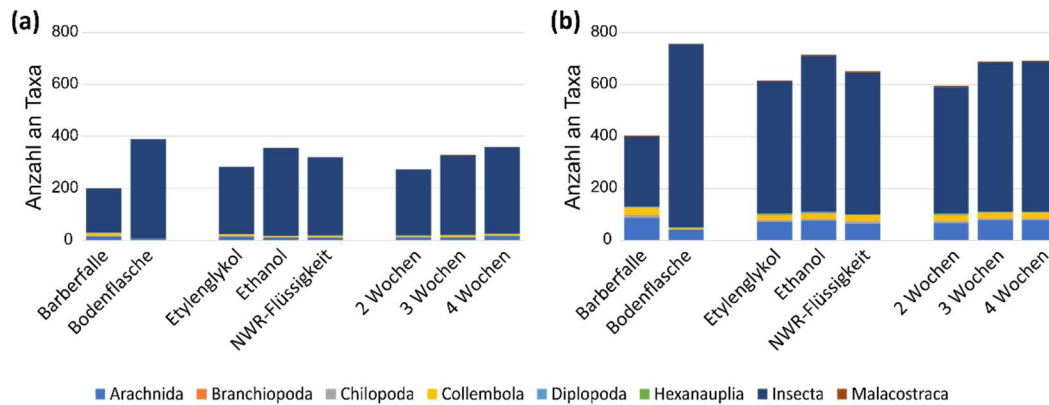


Abb. 39: Übersichten über die Anzahl an mittels DNA-Metabarcoding von Geweben erhaltenen Arthropoden-Taxa pro Fallentyp, Fangflüssigkeit und Leerungsintervall. a) DNA-Metabarcoding der Gewebe mit Primerpaar fwH2 – EPTDr2n; b) DNA-Metabarcoding der Gewebe mit Primerpaar fwH2 – fwH2R2n.

6.3.5 Vor- und Nachteile des Monitorings mit DNA-Metabarcoding

Aus Sicht der Praktikabilität haben klassische Bestimmungsverfahren im Rahmen von Monitoringverfahren besondere Stärken, wenn:

- für das Verfahren quantitative Daten (Abundanten) von besonderer Bedeutung sind,
- das Verfahren auf wenigen arten- und individuenarmen Indikatorgruppen basiert,
- der Umfang der Probestellen eine bearbeitbare Menge an zu sortierenden und bestimmenden Tieren hervorbringt,
- die ausgewählten Indikatorgruppen gut und reproduzierbar bestimmt werden können.

Im Gegensatz dazu haben Metabarcodingverfahren besondere Vorteile, wenn für ein geplantes Verfahren:

- semiquantitative oder qualitative Daten ausreichend sind,
- viele Probestellen analysiert werden sollen,
- das Verfahren auf vielen Taxa parallel fußt (da die Analysen nicht hinsichtlich einer maximalen Anzahl von Arten oder Individuen limitiert sind),
- für die Indikatorgruppen die Referenzdatenbanken gut kuratiert und möglichst vollständig sind
- oder man nicht konkrete Arten oder deren funktionale Merkmale (traits), sondern eher andere Diversitätseinheiten wie MOTUs (molecular operational taxonomic units) oder genetische Vielfalt als Zielvariablen verwendet.

6.3.6 Literatur

- Beermann AJ, Zizka VMA, Elbrecht V, Baranov V, Leese F. 2018. DNA metabarcoding reveals the complex and hidden responses of chironomids to multiple stressors. *Environmental Sciences Europe* 30(1): 1–15. <https://doi.org/10.1186/s12302-018-0157-x>
- Braukmann TWA, Ivanova NV, Prosser SWJ, Elbrecht V, Steinke D, Ratnasingham S, de Waard JR, Sones JE, Zakharov EV, Hebert PDN. 2019. Metabarcoding a diverse arthropod mock community. *Molecular Ecology Resources* 19(3): 711–727. <https://doi.org/10.1111/1755-0998.13008>
- Buchner D, Beermann AJ, Hoerren TPB., Enss J, Frenzel M, Li Y, Mueller J, Pauls SU, Sorg M, Consortium L-D, Haase P, Leese F. 2023.) German-wide Malaise trap metabarcoding estimates over 33,000 insect species. *bioRxiv* 2023(5). <https://doi.org/10.1101/2023.05.04.539402>
- Buchner D, Macher T-H, Beermann AJ, Werner M-T, Leese F. 2021. Standardized high-throughput biomonitoring using DNA metabarcoding: Strategies for the adoption of automated liquid handlers. *Environmental Science and Ecotechnology* 8:100122. <https://doi.org/10.1016/j.esse.2021.100122>
- Elbrecht V, Braukmann TWA, Ivanova NV, Prosser SWJ, Hajibabaei M, Wright M, Zakharov EV, Hebert PDN, Steinke D. 2019. Validation of COI metabarcoding primers for terrestrial arthropods. *PeerJ* 7: e7745. <https://doi.org/10.7717/peerj.7745>
- Förster T, Creutzburg F, Anton E, Weigel A, Hartmann M. 2023. Metabarcoding versus morphologische Identifizierung: der Herausforderung gewachsen? *Entomologische Zeitschrift Schwanfeld* 133(2).
- Girard EB, Macher JN, Jompa J, Renema W. 2022. COI metabarcoding of large benthic Foraminifera: Method validation for application in ecological studies. *Ecology and Evolution* 12(11): e9549.
- Hartop E. 2021. A multi-faceted approach to a “dark taxon”: The hyperdiverse and poorly known scuttle flies (Diptera: Phoridae). Available from: <http://urn.kb.se/resolve?urn=urn:nbn:se:su:diva-192276> (April 12, 2023).
- Hoppeler F, Tachamo Shah RD, Shah DN, Jähnig SC, Tonkin JD, Sharma S, Pauls SU. 2016. Environmental and spatial characterisation of an unknown fauna using DNA sequencing – an example with Himalayan Hydropsychidae (Insecta: Trichoptera). *Freshwater Biology* 61: 1905–1920. <https://doi.org/10.1111/fwb.12824>
- Montgomery GA, Belitz MW, Guralnick RP, Tingley MW. 2021. Standards and best practices for monitoring and benchmarking insects. *Frontiers in Ecology and Evolution* 8: 1–18. <https://doi.org/10.3389/fevo.2020.579193>
- Ratnasingham S, Hebert PDN. 2007. bold: The Barcode of Life Data System (<http://www.barcodinglife.org>). *Molecular Ecology Notes* 7: 355–364. <https://doi.org/10.1111/j.1471-8286.2007.01678.x>
- Raupach MJ, Hannig K, Morinière J, Hendrich L. 2020. A DNA barcode library for ground beetles of Germany: the genus *Pterostichus* Bonelli, 1810 and allied taxa (Insecta, Coleoptera, Carabidae). *ZooKeys* 980: 93–117.
- Sturmbauer C, Opadiya GB, Niederstätter H, Riedmann A, Dallinger R. 1999. Mitochondrial DNA reveals cryptic oligochaete species differing in cadmium resistance. *Molecular Biology and Evolution* 16: 967–974. <https://doi.org/10.1093/oxfordjournals.molbev.a026186>
- Vamos E, Elbrecht V, Leese F. 2017. Short COI markers for freshwater macroinvertebrate metabarcoding. *Metabarcoding and Metagenomics* 1: e14625. <https://doi.org/10.3897/mbmg.1.14625>

6.4 Kostenkalkulation

Die Kosten für die Umsetzung des im WABI-Vorhaben entwickelten Monitoringsystems wurden für die Intensitätsstufe 1 des Waldstrukturmonitorings und 3 mögliche Intensitätsstufen des Insektenmonitorings berechnet (Tabelle 29). Die Kosten für die Waldstrukturaufnahmen fallen zwar nur ein Mal im Jahrzehnt an, wurden hier aus Gründen der Vergleichbarkeit aber als jährliche Kosten mit einem Zehntel der Gesamtkosten pro Jahrzehnt aufgeführt. In der Intensitätsstufe 2 des Waldstrukturmonitorings verdoppeln sich die jährlichen Kosten für dieses Monitoring dann entsprechend.

*Tabelle 29: Kalkulation der geschätzten jährlichen Kosten für die Datenerfassung im WABI-Monitoring auf dem Flächenpaar in Hessen für die Waldstrukturerfassung der **Intensitätsstufe 1** (200x200m) und den **3 Intensitätsstufen** des Insektenmonitorings. Die Kalkulation gilt für den Einsatz von Unternehmern und beruht auf Erfahrungswerten der NW-FVA. Die realen Preise sind wie bei allen Unternehmerleistungen variabel. FS= fixe Stichprobepunkte, VS= variable Stichprobepunkte.*

		Turnus für die Insekten	10 Jahre	5 Jahre	3 Jahre
		Intensitätsstufe:	1	2	3
Verfahrenskomponenten	Turnus	Rasterweite			
Hist. Gutachten / Habitatkontinuität	einmalig	-	5.000,00 €	5.000,00 €	5.000,00 €

Waldstrukturmonitoring Intensitätsstufe 1					
mod. NWR Verfahren Waldstruktur (hess.)	10 Jahre	200x200m	3460,00 €	3460,00 €	3460,00 €
Vegetationsaufnahme	10 Jahre	200x200m	3285,00 €	3285,00 €	3285,00 €
Terr. Laserscanning	10 Jahre	200x200m	2070,00 €	2070,00 €	2070,00 €

Artenaufnahme					
Vögel	5 Jahre	?	?	?	?
Moose	10 Jahre	200x200m	?	?	?
Wanzen, Tothholzkäfer, Bodenspinnen und Laufkäfer	Jedes Jahr FS/ VS alle 3, 5 oder 10 Jahre	200x200m	37.730,82 €	44.630,85 €	52.914,23 €
Jährliche Kosten			46.545,82 €	53.445,85 €	61.729,23 €

6.5 Schema des vorgeschlagenen Monitoringkonzeptes

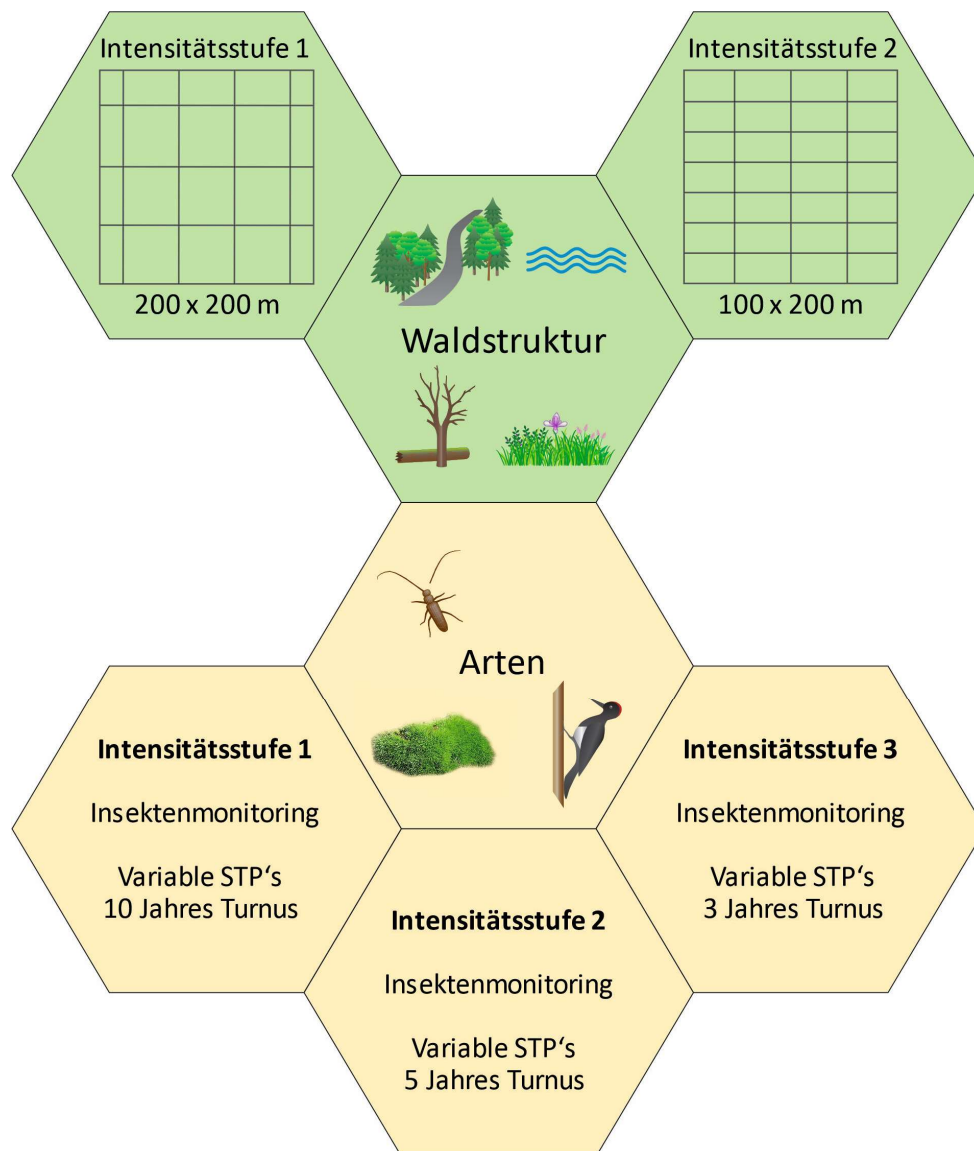


Abb. 40 Graphische Darstellung der Hauptbestandteile des WABI-Konzeptes und ihrer Intensitätsstufen.

III. Verwertung

a) Erfindungen/Schutzrechtsanmeldungen

Nicht zutreffend.

b) Wirtschaftliche Erfolgsaussichten nach Projektende

- Mögliche Zusammenarbeit mit Landesforstbetrieben, neue Möglichkeiten in der Betriebsplanung- und -steuerung
- Versachlichung der Diskussionen mit dem amtlichen Naturschutz und den Umweltverbänden über die Auswirkungen der Waldbewirtschaftung auf die Biodiversität bzw. zum Beitrag von Großschutzgebieten zur Sicherung der Biodiversität

c) Wissenschaftliche und/oder technische Erfolgsaussichten nach Projektende

- Es wurde ein System entwickelt, mit dem erstmals unter mitteleuropäischen Verhältnissen die Auswirkungen der Waldbewirtschaftung auf die Biodiversität belastbar abgeschätzt werden kann
- Das hier entwickelte Monitoringsystem und das zugrundeliegende Indikatorensystem bieten für die wissenschaftliche Diskussion um geeignete Methoden der flächenhaften Abschätzung der Biodiversität in Wäldern eine wichtige Grundlage

d) Wissenschaftliche und wirtschaftliche Anschlussfähigkeit

- Für die Umsetzung des Monitoringsystems auf den ausgewählten Flächen wäre ein Anschlussprojekt nötig

IV. Erkenntnisse von Dritten

Nicht zutreffend.

V. Veröffentlichungen

Zeller, Laura; Baumann, Charlotte; Gonin, Pierre; Heidrich, Lea; Keye, Constanze; Konrad, Felix et al. (2022): Index of biodiversity potential (IBP) versus direct species monitoring in temperate forests. In: *Ecological Indicators* 136, S. 108692. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2022.108692>

Zeller, Laura; Förster, Agnes; Keye, Constanze; Meyer, Peter; Roschak, Christian; Ammer, Christian (2023): What does literature tell us about the relationship between forest structural attributes and species richness in temperate forests? – A review. In: *Ecological Indicators* 153, S. 110383. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2023.110383>

Keye, Constanze; Schmidt, Marcus; Roschak, Christian; Dorow, Wolfgang H.O.; Hartung, Viktor; Pauls, Steffen U.; Schneider, Alexander; Ammer, Christian; Zeller, Laura, Meyer, Peter (2023): Adaptive monitoring in action – What drives arthropod diversity and composition in central European beech forests? In: *Environmental Monitoring and Assessment* (revised version under review)

VI. Anhang

1. **Auswahl der WABI Testflächen** aus Wäldern mit natürlicher Entwicklung (NWE) und vergleichbaren Wirtschaftswaldflächen (WW) (53 Seiten)
2. **Steckbriefe der Auswahl der bundesweiten WABI-Flächenpaare** (84 Seiten)
3. **Landnutzungsgeschichte und Habitatkontinuität im WABI-Pilotgebiet “Weserhänge”** (32 Seiten)
4. **Landnutzungsgeschichte und Habitatkontinuität in den WABI-Auswahlflächen** der Bundesländer (28 Seiten)
5. **Aufnahmeanweisung zur Untersuchung des Einflusses der Waldbewirtschaftung** auf die Biodiversität von Waldlandschaften (WABI) – Teil 1: Standardverfahren (Test) (34 Seiten)
6. **Aufnahmeanweisung zur Untersuchung des Einflusses der Waldbewirtschaftung** auf die Biodiversität von Waldlandschaften (WABI) – Teil 2: Laser scanning (Test) (21 Seiten)
7. **Ergebnisse des Waldstruktur Methodentests in den Weserhängen** (38 Seiten)
8. **Vorschlag für ein DNA-Metabarcoding-basiertes Monitoringkonzept** zur Abschätzung der Effekte der Waldbewirtschaftung auf die Insektenvielfalt von Waldlandschaften (13 Seiten)
9. **Erprobung der Möglichkeiten und Grenzen des (E)DNA-Metabarcoding** für das Monitoring von Insektengemeinschaften im Wald (35 Seiten)