

Hochschule Neubrandenburg
Fachbereich Landschaftswissenschaften & Geomatik
Studiengang Naturschutz und Landnutzungsplanung

VEGETATIONSENTWICKLUNG NACH STÖRUNGEN IN KIEFERNFORSTEN – WINDWURF BEI ZWENZOW, MÜRITZ – NATIONALPARK.

**Wiederholung, Vergleich und Analyse von Vegetations- und
Verjüngungsaufnahmen auf einer Windwurffläche und im
umgebenden Bestand.**

Bachelorarbeit

zur

Erlangung des akademischen Grades

Bachelor of Science (B.Sc.)

Vorgelegt von: *Vivien Hübner*

Erstbetreuer: *Prof. Dr. David Vollmuth*

Zweitbetreuer: *Matthias Schwabe*

Tag der Einreichung: 01.08.2023

urn:nbn:de:gbv:519-thesis2023-0249-9

Eidesstattliche Erklärung

Ich, Vivien Hübner, erkläre an Eides Statt, dass ich die vorliegende Arbeit selbstständig und ohne Benutzung anderer als der angegebenen Hilfsmittel angefertigt habe. Die aus fremden Quellen direkt oder indirekt übernommenen Gedanken habe ich als solche kenntlich gemacht.

Neubrandenburg, 01.08.2023

Ort, Datum

Unterschrift

Inhaltsverzeichnis

Abbildungsverzeichnis	iii
Tabellenverzeichnis	ix
1 Einleitung	1
2 Fragestellungen	6
3 Gebietsbeschreibung	7
3.1 Geografische und naturräumliche Lage	7
3.2 Klima und Wasser	8
3.3 Geologie und Böden, Vegetation	11
3.4 Landnutzungswandel bzw. Nutzungsgeschichte	13
4 Methoden	16
4.1 Datenerhebung	16
4.1.1 Einrichtung der Probekreise	16
4.1.2 Vegetationsaufnahmen	17
4.1.3 Verjüngung und Verbiss	19
4.1.4 Abgrenzung der Flächenausdehnung der Verjüngung	20
4.1.5 Artbestimmung und Nomenklatur der Arten	21
4.2 Datenauswertung	21
4.2.1 Pflanzensoziologische Einordnung	21
4.2.2 Zeigerwerte	22
4.2.3 Diversitätsindizes	25
4.2.4 Turboveg 2.0	27
4.2.5 Darstellung der Flächenausdehnung der Verjüngung	28
5 Ergebnisse	29
5.1 Vegetation	29
5.1.1 Anzahl der Arten	29
5.1.2 Deckung & Artenliste, „Gewinner & Verlierer“	31
5.1.3 Stetigkeit der Arten	38
5.1.4 Pflanzensoziologische Einordnung	41
5.1.5 Zeigerwerte	42
5.1.6 Diversitätsindizes	48
5.1.7 Vegetationskundliche Beobachtungen außerhalb der Probekreise	52
5.2 Verjüngung	52
5.2.1 Anzahl der Individuen je Probekreis	52

5.2.2	Artenzusammensetzung	53
5.2.3	Größenklassen	56
5.2.4	Verbissintensität	60
5.2.5	Flächenausdehnung der Verjüngung	61
6	Diskussion	64
6.1	Ergebnisdiskussion	64
6.1.1	Sturmereignisse als abiotische Störfaktoren im Ökosystem Wald	64
6.1.2	Forschungsergebnisse von anderen Windwurf- /Sturmwurfflächen	65
6.1.3	Artenzusammensetzung und Waldstruktur	69
6.1.4	Pflanzensoziologische Einordnung	71
6.1.5	Zeigerwerte	73
6.1.6	Diversitätsindizes	75
6.1.7	Verjüngung	75
6.1.8	Verbiss	76
6.1.9	Ökologie der Arten im Kontext mit den Standortfaktoren und der interspezifischen Konkurrenz	78
6.1.10	Ausblick	86
6.1.11	Einschätzung des naturschutzfachlichen Wertes des Untersuchungsgebietes (UG)	87
6.2	Methodendiskussion & Fehlerbetrachtung	89
6.2.1	Datenerhebung	89
6.2.1.1	Einrichtung der Probekreise	89
6.2.1.2	Vegetationsaufnahmen	89
6.2.1.3	Verjüngung und Verbiss	92
6.2.1.4	Abgrenzung der Flächenausdehnung der Verjüngung	92
6.2.1.5	Artbestimmung und Nomenklatur der Arten	93
6.2.2	Datenauswertung	93
6.2.2.1	Zeigerwerte	93
6.2.2.2	Diversitätsindizes	94
6.2.2.3	Turboveg 2.0	94
6.3	Empfehlungen für Folgeuntersuchungen und vergleichbare Untersuchungen auf anderen Flächen	95
7	Fazit	96
8	Zusammenfassung	97
9	Literaturverzeichnis	99
	Anhang	I

Abbildungsverzeichnis

Abb. 1:	Beispiel für die Sukzession im Windwurf Zwenzow, aufgenommen an einem Fotomonitoring-Punkt, „links: unmittelbar nach dem Windwurfereignis (2014), Mitte: drei Jahre später (2017), rechts: fünf Jahre später (2020). (Fotos: NPA Müritz)“ (RANNOW et al. 2022: 112).....	1
Abb. 2:	„Gebrochene und geworfene ca. 50-60-jährige Kiefern im Windwurf Zwenzow. [...] (Foto: NPA Müritz)“ (RANNOW et al. 2022: 112).....	3
Abb. 3:	„Kernfläche des Windwurfs bei Zwenzow als Ergebnis eines von Südwesten nach Nordosten ausgerichteten ultralokalen Sturmereignisses vom 11.06.2014 (Windwurf und Windbruch). (Foto: R. Wilke)“ (RANNOW et al. 2022: 112).....	4
Abb. 4:	geografische Lage des Untersuchungsgebietes (erstellt mit QGIS durch V. Hübner), Kartengrundlage: „WMS Topographische Kartenwerke MV (WMS_MV_DTK)“ (LAiV o.J. (a)) und „WMS Digitale Topographische Webkarte MV (WMS_MV_WebAtlasDE/MV)“ (LAiV o.J. (b)); Datenanbieter für die Datei „Nationalparke“: LUNG M-V o.J. (a)	7
Abb. 5:	Lage der Alten Mirower Landstraße und ungefähre Verortung der Brandfläche (eigene Darstellung), Kartengrundlage: Forstgrundkarte von Mecklenburg-Vorpommern (FGK) (LANDESFORSTANSTALT MECKLENBURG-VORPOMMERN O.J.), WMS Topographische Kartenwerke MV (WMS_MV_DTK) (LAiV o.J. (a)).....	14
Abb. 6:	Lage des Windwurfs und der Probekreismittelpunkte, Kartengrundlage: Digitales Orthofoto (DOP) 2020 (LAiV 2017)	17
Abb. 7:	Maße der Probekreise für Waldstruktur- und Vegetationsaufnahmen sowie der Satellitenkreise für Verjüngungsaufnahmen (FORSTLICHES VERSUCHSWESEN 2007: 4)	20
Abb. 8:	Bestandteile eines Boxplots (STUDYSMARTER O.J.)	24
Abb. 9:	prozentuale, durchschnittliche Deckungsänderung von 2016 zu 2022 pro Vegetationsschicht - Windwurf	32
Abb. 10:	prozentuale, durchschnittliche Deckungsänderung von 2016 zu 2022 pro Vegetationsschicht - Puffer	32
Abb. 11:	prozentuale, durchschnittliche Deckungsänderung von 2016 zu 2022 pro Vegetationsschicht - Bestand	32
Abb. 12:	mittlere Lichtzahlen quantitativ, je PK, Vergleich 2016 + 2022	43
Abb. 13:	mittlere Lichtzahlen qualitativ, je PK, Vergleich 2016 + 2022	43
Abb. 14:	mittlere Temperaturzahlen quantitativ, je PK, Vergleich 2016 + 2022	43
Abb. 15:	mittlere Temperaturzahlen qualitativ, je PK, Vergleich 2016 + 2022	43
Abb. 16:	mittlere Kontinentalitätszahlen quantitativ, je PK, Vergleich 2016 + 2022	44
Abb. 17:	mittlere Kontinentalitätszahlen qualitativ, je PK, Vergleich 2016 + 2022	44
Abb. 18:	mittlere Feuchtezahlen quantitativ, je PK, Vergleich 2016 + 2022	44
Abb. 19:	mittlere Feuchtezahlen qualitativ, je PK, Vergleich 2016 + 2022	44
Abb. 20:	mittlere Reaktionszahlen quantitativ, je PK, Vergleich 2016 + 2022	45

Abb. 21:	mittlere Reaktionszahlen qualitativ, je PK, Vergleich 2016 + 2022	45
Abb. 22:	mittlere Stickstoffzahlen quantitativ, je PK, Vergleich 2016 + 2022	45
Abb. 23:	mittlere Stickstoffzahlen qualitativ, je PK, Vergleich 2016 + 2022	45
Abb. 24:	Shannon-Index über alle PK als Boxplots, Gegenüberstellung 2016 und 2022 und Excel und Turboveg.....	50
Abb. 25:	Evenness über alle PK als Boxplots, Gegenüberstellung 2016 und 2022, berechnet mit Excel	50
Abb. 26:	Entwicklung der Anzahl der Verjüngungsindividuen 2016-2022; alle Baumarten zusammengefasst	53
Abb. 27:	Anzahl der Verjüngungsindividuen je ha nach Baumart - alle PK zusammengefasst, 2016 und 2022; GKI = Wald-Kiefer, RBU = Rotbuche, GBI = Hänge-Birke, EIU = Stiel- und Traubeneiche, EB = Eberesche, STK = spätblühende Traubenkirsche, FLB = Faulbaum, ELÄ = Lärche, DGU = Douglasie, AS = Aspe/Zitterpappel.....	54
Abb. 28:	hochgerechnete Anzahl der Verjüngungsindividuen je ha nach Baumart (2022) - Windwurf vs. Bestand.....	56
Abb. 29:	Entwicklung des prozentualen Anteils der Verjüngungsindividuen an den Größenklassen; je PK	57
Abb. 30:	Prozentualer Anteil der Verjüngungsindividuen der Art X in der Größenklasse Y an der Gesamtverjüngung der Art X auf den zusammengefassten Probekreisen, Teil 1.....	58
Abb. 31:	Prozentualer Anteil der Verjüngungsindividuen der Art X in der Größenklasse Y an der Gesamtverjüngung der Art X auf den zusammengefassten Probekreisen, Teil 2.....	59
Abb. 32:	Änderung des prozentualen Anteils der Verjüngungsindividuen mit Verbisschadstufe X an der Gesamtverjüngung des PK (2016 zu 2022)	61
Abb. 33:	modellhafter Profilschnitt durch das Untersuchungsgebiet zur Darstellung der über die Windwurffläche hinausgehenden Flächenausdehnung der Verjüngung (eigene Darstellung)	62
Abb. 34:	Windwurffläche (grün) und von der Verjüngung eingenommene Fläche (rosa) im Jahr 2022 (eigene Darstellung)	63
Abb. 35:	Zusammenhang zwischen den Waldentwicklungsphasen und der Artenzahl der Tiere, Pflanzen und Pilze. G = gap (Lücke), R = regeneration (Verjüngungsphase), E = establishment (Initialphase), EO = early optimum (frühe Optimalphase), MO = mid-optimum (mittlere Optimalphase), LO = late optimum (späte Optimalphase), P = plenter (Holzeinschlag) T = terminal (Altersphase), D = decay (Zerfallsphase) (HILMERS et al. 2018: 2761)	64
Abb. 36:	Übersicht über die Lage der vom Sturmtief „ELA“ verursachten Windwurfflächen, „Quelle: ‘Luftgestützte Dokumentation von Windwurfflächen im Müritz-Nationalpark‘; unveröffentlicht; 2014; Autor: Wilke“ (HARTMANN 2016: Anhang Nr. 1).....	II
Abb. 37:	Luftbilder der Situation der Windwurffläche Zwenzow vor dem Sturmereignis (2013), ca. zwei Jahre danach (2016) und ca. 4 Jahre danach (2020).	

Kartengrundlage: WMS Historische Orthophotos MV (WMS_MV_DOP_Historisch), DOP 2013, DOP 2016, DOP 2020 (LAIv o.J.)	III
Abb. 38: Windwurf 1 – Nord (Foto: Vivien Hübner)	V
Abb. 39: Windwurf 1 – Ost (Foto: Vivien Hübner)	V
Abb. 40: Windwurf 1 – Süd (Foto: Vivien Hübner).....	V
Abb. 41: Windwurf 1 – West (Foto: Vivien Hübner)	V
Abb. 42: Windwurf 2 – Nord (Foto: Vivien Hübner)	VI
Abb. 43: Windwurf 2 – Ost (Foto: Vivien Hübner).....	VI
Abb. 44: Windwurf 2 – Süd (Foto: Vivien Hübner).....	VII
Abb. 45: Windwurf 2 – West (Foto: Vivien Hübner)	VII
Abb. 46: Windwurf 3 – Nord (Foto: Vivien Hübner)	VIII
Abb. 47: Windwurf 3 – Ost (Foto: Vivien Hübner)	VIII
Abb. 48: Windwurf 3 – Süd (Foto: Vivien Hübner).....	VIII
Abb. 49: Windwurf 3 – West (Foto: Vivien Hübner)	VIII
Abb. 50: Windwurf 4 – Nord (Foto: Vivien Hübner)	IX
Abb. 51: Windwurf 4 – Ost (Foto: Vivien Hübner)	IX
Abb. 52: Windwurf 4 – Süd (Foto: Vivien Hübner).....	IX
Abb. 53: Windwurf 4 – West (Foto: Vivien Hübner)	IX
Abb. 54: Puffer 1 – Nord (Foto: Vivien Hübner).....	X
Abb. 55: Puffer 1 – Ost (Foto: Vivien Hübner)	X
Abb. 56: Puffer 1 – Süd (Foto: Vivien Hübner).....	XI
Abb. 57: Puffer 1 – West (Foto: Vivien Hübner)	XI
Abb. 58: Puffer 2 – Nord (Foto: Vivien Hübner).....	XII
Abb. 59: Puffer 2 – Ost (Foto: Vivien Hübner)	XII
Abb. 60: Puffer 2 – Süd (Foto: Vivien Hübner).....	XII
Abb. 61: Puffer 2 – West (Foto: Vivien Hübner)	XII
Abb. 62: Bestand 1 – Nord (Foto: Vivien Hübner)	XIII
Abb. 63: Bestand 1 – Ost (Foto: Vivien Hübner)	XIII
Abb. 64: Bestand 1 – Süd (Foto: Vivien Hübner).....	XIII
Abb. 65: Bestand 1 – West (Foto: Vivien Hübner)	XIII
Abb. 66: Bestand 2 – Nord (Foto: Vivien Hübner)	XIV
Abb. 67: Bestand 2 – Ost (Foto: Vivien Hübner)	XIV
Abb. 68: Bestand 2 – Süd (Foto: Vivien Hübner).....	XIV
Abb. 69: Bestand 2 – West (Foto: Vivien Hübner)	XIV
Abb. 70: Struktur einer Database in Turboveg 2.0 (BERG et al. 2015: 2)	XV

Abb. 71:	Beispiel für ein relevé (eine Datenmaske für Vegetationsaufnahmen) in Turboveg 2.0	XV
Abb. 72:	Beispiel für ein relevé, Teil 2	XVI
Abb. 73:	Beispiel für eine Artentabelle (species data) in Turboveg.....	XVII
Abb. 74:	Fenster und gewählte Einstellungen, um den Median und den mittleren Zeigerwert zu berechnen.....	XVIII
Abb. 75:	Situation im Bestand 1 2016. Kiefern im Oberstand, dichte Moosdecke, Deckung von <i>Deschampsia flexuosa</i> wesentlich geringer als im Windwurf, wenig Verjüngung, wesentlich schattiger als der Windwurf.	XIX
Abb. 76:	Situation im WW2 2016. Im Vordergrund <i>Vaccinium myrtillus</i> ; dichter <i>Deschampsia flexuosa</i> -Bestand, Kiefern- und Birkenverjüngung vorhanden, geworfene und gebrochene Kiefern, nur wenige stehengebliebene Kiefern.	XIX
Abb. 77:	prozentuale Deckungsänderung von 2016 zu 2022 pro Vegetationsschicht - WW1	XXI
Abb. 78:	prozentuale Deckungsänderung von 2016 zu 2022 pro Vegetationsschicht - WW2	XXI
Abb. 79:	prozentuale Deckungsänderung von 2016 zu 2022 pro Vegetationsschicht - WW3	XXI
Abb. 80:	prozentuale Deckungsänderung von 2016 zu 2022 pro Vegetationsschicht - WW4	XXI
Abb. 81:	prozentuale Deckungsänderung von 2016 zu 2022 pro Vegetationsschicht - Puffer 1	XXII
Abb. 82:	prozentuale Deckungsänderung von 2016 zu 2022 pro Vegetationsschicht - Puffer 2	XXII
Abb. 83:	prozentuale Deckungsänderung von 2016 zu 2022 pro Vegetationsschicht - Bestand 1	XXII
Abb. 84:	prozentuale Deckungsänderung von 2016 zu 2022 pro Vegetationsschicht - Bestand 2	XXII
Abb. 85:	mittlere Lichtzahlen quantitativ, Windwurf inkl. Puffer, 2016 + 2022 als Boxplots	XXXV
Abb. 86:	mittlere Lichtzahlen qualitativ, Windwurf inkl. Puffer, 2016 + 2022 als Boxplots ..	XXXV
Abb. 87:	mittlere Lichtzahlen quantitativ, Bestand, 2016 + 2022 als Boxplots	XXXV
Abb. 88:	mittlere Lichtzahl qualitativ, Bestand, 2016 + 2022 als Boxplots.....	XXXV
Abb. 89:	mittlere Temperaturzahlen quantitativ, Windwurf inkl. Puffer, 2016 + 2022 als Boxplots	XXXVI
Abb. 90:	mittlere Temperaturzahlen qualitativ, Windwurf inkl. Puffer, 2016 + 2022 als Boxplots	XXXVI
Abb. 91:	mittlere Temperaturzahlen quantitativ, Bestand, 2016 + 2022 als Boxplots	XXXVI
Abb. 92:	mittlere Temperaturzahlen qualitativ, Bestand, 2016 + 2022 als Boxplots	XXXVI
Abb. 93:	mittlere Kontinentalitätszahlen quantitativ, Windwurf inkl. Puffer, 2016 + 2022 als Boxplots	XXXVII

Abb. 94:	mittlere Kontinentalitätszahlen qualitativ, Windwurf inkl. Puffer, 2016 + 2022 als Boxplots	XXXVII
Abb. 95:	mittlere Kontinentalitätszahlen quantitativ, Bestand, 2016 + 2022 als Boxplots .	XXXVII
Abb. 96:	mittlere Kontinentalitätszahlen qualitativ, Bestand, 2016 + 2022 als Boxplots ..	XXXVII
Abb. 97:	mittlere Feuchtezahlen quantitativ, Windwurf inkl. Puffer, 2016 + 2022 als Boxplots	XXXVIII
Abb. 98:	mittlere Feuchtezahlen qualitativ, Windwurf inkl. Puffer, 2016 + 2022 als Boxplots	XXXVIII
Abb. 99:	mittlere Feuchtezahlen quantitativ, Bestand, 2016 + 2022 als Boxplots	XXXVIII
Abb. 100:	mittlere Feuchtezahlen qualitativ, Bestand, 2016 + 2022 als Boxplots	XXXVIII
Abb. 101:	mittlere Reaktionszahlen quantitativ, Windwurf inkl. Puffer, 2016 + 2022 als Boxplots	XXXIX
Abb. 102:	mittlere Reaktionszahlen qualitativ, Windwurf inkl. Puffer, 2016 + 2022 als Boxplots	XXXIX
Abb. 103:	mittlere Reaktionszahlen quantitativ, Bestand, 2016 + 2022 als Boxplots	XXXIX
Abb. 104:	mittlere Reaktionszahlen qualitativ, Bestand, 2016 + 2022 als Boxplots	XXXIX
Abb. 105:	mittlere Stickstoffzahlen quantitativ, Windwurf inkl. Puffer, 2016 + 2022 als Boxplots	XL
Abb. 106:	mittlere Stickstoffzahlen qualitativ, Windwurf inkl. Puffer, 2016 + 2022 als Boxplots	XL
Abb. 107:	mittlere Stickstoffzahlen quantitativ, Bestand, 2016 + 2022 als Boxplots	XL
Abb. 108:	mittlere Stickstoffzahlen qualitativ, Bestand, 2016 + 2022 als Boxplots	XL
Abb. 109:	Anzahl der Verjüngungsindividuen nach Baumart (je PK, gesamt, je ha, im Windwurf, im Bestand); Vergleich zwischen 2016 und 2022	LII
Abb. 110:	prozentualer Anteil der Baumarten an der Verjüngung - WW1, 2016 + 2022	LIII
Abb. 111:	prozentualer Anteil der Baumarten an der Verjüngung - WW2, 2016 + 2022	LIII
Abb. 112:	prozentualer Anteil der Baumarten an der Verjüngung - WW3, 2016 + 2022	LIII
Abb. 113:	prozentualer Anteil der Baumarten an der Verjüngung - WW4, 2016 + 2022	LIII
Abb. 114:	prozentualer Anteil der Baumarten an der Verjüngung - Puffer 1, 2016 + 2022.....	LIV
Abb. 115:	prozentualer Anteil der Baumarten an der Verjüngung - Puffer 2, 2016 + 2022.....	LIV
Abb. 116:	prozentualer Anteil der Baumarten an der Verjüngung - Bestand 1, 2016 + 2022....	LIV
Abb. 117:	prozentualer Anteil der Baumarten an der Verjüngung - Bestand 2, 2016 + 2022....	LIV
Abb. 118:	Erläuterung der verwendeten Abkürzungen für die Baumarten in der Verjüngung (FORSTLICHES VERSUCHSWESEN 2007: 12).....	LV
Abb. 119:	Erläuterung der verwendeten Abkürzungen für die Baumarten in der Verjüngung (FORSTLICHES VERSUCHSWESEN 2007: 13).....	LVI
Abb. 120:	prozentuale Anteile der Baumgrößenklassen in der Verjüngung, WW1 (2016).....	LVII
Abb. 121:	prozentuale Anteile der Baumgrößenklassen in der Verjüngung, WW1 (2022).....	LVII

Abb. 122:	prozentuale Anteile der Baumgrößenklassen in der Verjüngung, WW2 (2016).....	LVII
Abb. 123:	prozentuale Anteile der Baumgrößenklassen in der Verjüngung, WW2 (2022).....	LVII
Abb. 124:	prozentuale Anteile der Baumgrößenklassen in der Verjüngung, WW3 (2016).....	LVIII
Abb. 125:	prozentuale Anteile der Baumgrößenklassen in der Verjüngung, WW3 (2022).....	LVIII
Abb. 126:	prozentuale Anteile der Baumgrößenklassen in der Verjüngung, WW4 (2016).....	LVIII
Abb. 127:	prozentuale Anteile der Baumgrößenklassen in der Verjüngung, WW4 (2022).....	LVIII
Abb. 128:	prozentuale Anteile der Baumgrößenklassen in der Verjüngung, Puffer 1 (2016)	LIX
Abb. 129:	prozentuale Anteile der Baumgrößenklassen in der Verjüngung, Puffer 1 (2022)	LIX
Abb. 130:	prozentuale Anteile der Baumgrößenklassen in der Verjüngung, Puffer 2 (2016)	LIX
Abb. 131:	prozentuale Anteile der Baumgrößenklassen in der Verjüngung, Puffer 2 (2022)	LIX
Abb. 132:	prozentuale Anteile der Baumgrößenklassen in der Verjüngung, Bestand 1 (2016).....	LX
Abb. 133:	prozentuale Anteile der Baumgrößenklassen in der Verjüngung, Bestand 1 (2022).....	LX
Abb. 134:	prozentuale Anteile der Baumgrößenklassen in der Verjüngung, Bestand 2 (2016).....	LX
Abb. 135:	prozentuale Anteile der Baumgrößenklassen in der Verjüngung, Bestand 2 (2022).....	LX
Abb. 136:	links: Anzahl der Verjüngungsindividuen je Größenklasse pro PK, rechts: prozentuale Anteile der Größenklassen an der Gesamtverjüngung der PK; Gegenüberstellung 2016 + 2022 und Differenz.....	LXI
Abb. 137:	prozentualer Anteil der Verjüngungsindividuen mit Verbisssspuren an der Gesamtverjüngung der Art, geordnet nach abnehmendem Verbiss (2016)	LXII
Abb. 138:	prozentualer Anteil der Verjüngungsindividuen mit Verbisssspuren an der Gesamtverjüngung der Art, geordnet nach abnehmendem Verbiss (2022)	LXII
Abb. 139:	Anzahl der Verjüngungsindividuen und deren Verbissintensität - Gegenüberstellung 2016 + 2022	LXIII
Abb. 140:	prozentuale Anteile der Verbisschadstufen an Kiefern in der Verjüngung (2016)..	LXV
Abb. 141:	prozentuale Anteile der Verbisschadstufen an Kiefern in der Verjüngung (2022)..	LXV
Abb. 142:	prozentuale Anteile der Verbisschadstufen an Birken in der Verjüngung (2016) ...	LXV
Abb. 143:	prozentuale Anteile der Verbisschadstufen an Birken in der Verjüngung (2022) ...	LXV
Abb. 144:	prozentuale Anteile der Verbisschadstufen an Ebereschen in der Verjüngung (2016).....	LXVI
Abb. 145:	prozentuale Anteile der Verbisschadstufen an Ebereschen in der Verjüngung (2022).....	LXVI
Abb. 146:	prozentuale Anteile der Verbisschadstufen an Buchen in der Verjüngung (2016)	LXVI
Abb. 147:	prozentuale Anteile der Verbisschadstufen an Buchen in der Verjüngung (2022)	LXVI
Abb. 148:	prozentuale Anteile der Verbisschadstufen an Eichen in der Verjüngung (2016).	LXVII

Abb. 149: prozentuale Anteile der Verbisschadstufen an Eichen in der Verjüngung (2022). LXVII	
Abb. 150: prozentuale Anteile der Verbisschadstufen an der spätblühenden Traubenkirsche in der Verjüngung (2016).....	LXVII
Abb. 151: prozentuale Anteile der Verbisschadstufen an der spätblühenden Traubenkirsche in der Verjüngung (2022).....	LXVII
Abb. 152: prozentuale Anteile der Verbisschadstufen an Douglasien in der Verjüngung (2016).....	LXVIII
Abb. 153: prozentuale Anteile der Verbisschadstufen an Douglasien in der Verjüngung (2022).....	LXVIII
Abb. 154: prozentuale Anteile der Verbisschadstufen an Faulbäumen in der Verjüngung (2016).....	LXVIII
Abb. 155: prozentuale Anteile der Verbisschadstufen an Faulbäumen in der Verjüngung (2022).....	LXVIII
Abb. 156: prozentuale Anteile der Verbisschadstufen an Zitterpappeln in der Verjüngung (2022).....	LXIX

Tabellenverzeichnis

Tab. 1: Skala zur Schätzung der Artmächtigkeit nach BRAUN-BLANQUET, modifiziert nach WILMANNS (WILMANNS 1998: 34) und Umrechnung der Artmächtigkeitsangaben in mittlere Deckungswerte (HARTMANN 2016: Anhang Nr. 4).....	18
Tab. 2: Abgrenzung der Vegetationsschichten nach DIERSCHKE (1994) und KOCH (1994).....	19
Tab. 3: Erläuterung der ökologischen Zeigerwerte nach ELLENBERG et al. (2001)	22
Tab. 4: Übersetzung der Artmächtigkeitsangaben in mittlere Deckungswerte in Turboveg 2.0	27
Tab. 5: erfasste Anzahl der Arten pro PK und Vegetationsschicht, Gegenüberstellung der Ergebnisse von 2016 und 2022; B1 = Baumschicht 1, B2 = Baumschicht 2, Str = Strauchsicht, Kr = Krautschicht, M = Moosschicht	30
Tab. 6: mittlere Deckungsprozente der erfassten Arten, eingeteilt in die einzelnen Vegetationsschichten, pro PK; Gegenüberstellung der Ergebnisse von 2016 und 2022; rot: Abnahme der mittleren Deckungsprozente („Verlierer“), grün: Zunahme der mittleren Deckungsprozente („Gewinner“)	33
Tab. 7: Stetigkeit der Arten und Veränderung dieser von 2016 zu 2022.....	39
Tab. 8: Mittelwert und Median der Zeigerwerte aller 2022 im UG nachgewiesenen Arten	42
Tab. 9: Sørensen-Indizes, ermittelt aus den Daten von 2022	51
Tab. 10: Sørensen-Indizes, ermittelt aus den Daten von 2016	51
Tab. 11: Jaccard – Indizes aller PK aus dem Vergleich von 2016 mit 2022	52
Tab. 12: Anzahl der Verjüngungsindividuen je PK mit 314 m ² ; alle Baumarten zusammenfassend; Gegenüberstellung der Ergebnisse von 2016 und 2022.....	53

Tab. 13:	Flächengrößen der Windwurffläche (Windwurf_Fläche) und des Bereiches, in den sich die Verjüngung von der Windwurffläche ausgehend ausgebreitet hat inklusive der Flächengröße der Windwurffläche (Verjüngung_Fläche)	62
Tab. 14:	GPS – Koordinaten der PK (HARTMANN 2016: Anhang Nr.2).....	IV
Tab. 15:	Vegetationsschichten und ihre Abkürzungen in Turboveg (BERG et al. 2015: 4).....	XVII
Tab. 16:	prozentual geschätzte Deckung der Vegetationsschichten je PK, Gegenüberstellung 2016 + 2022; Diff. = Differenz	XX
Tab. 17:	Pflanzenartenliste aller PK mit Angabe der Artmächtigkeit nach WILMANNS (1998), geordnet nach Vegetationsschicht und innerhalb dieser nach abnehmender Stetigkeit der Arten.....	XXIII
Tab. 18:	2022 im UG nachgewiesene Arten, eingeteilt in „Gewinner“ und „Verlierer“ nach Vegetationsschichten. Zeigerwerte nach ELLENBERG et al. (2010), Lebensform und Waldbindung übernommen aus SCHMIDT et al. (2003).	XXV
Tab. 19:	Mittelwerte der Zeigerwerte der „Gewinner“ und „Verlierer“, gewichtet nach Stetigkeitsänderung und Deckungsänderung	XXX
Tab. 20:	Übersicht über die neu hinzugekommenen Arten, deren Zeigerwerte und die Mittelwerte der Zeigerwerte	XXXI
Tab. 21:	Gesamtartenliste mit Zeigerwerten nach ELLENBERG et al. (2010) und Rote Liste Status; RL D = Rote Liste Deutschland (CASPARI et al. 2018, METZING et al. 2018) , RL MV = Rote Liste MV (BERG et al. 2009, VOIGTLÄNDER & HENKE 2005)	XXXII
Tab. 22:	qualitativ und quantitativ berechnete mittlere Zeigerwerte der drei Standorttypen Windwurf, Puffer und Bestand ; Gegenüberstellung der Ergebnisse von 2016 und 2022; berechnet mit Excel.....	XXXIV
Tab. 23:	quantitativ berechnete mittlere Zeigerwerte von 2022, Vergleich der Ergebnisse zwischen den Programmen Excel und Turboveg. L = Licht, T = Temperatur, K = Kontinentalität, F = Feuchte, R = Reaktion, S = Stickstoff, Exc. = Excel, Tv = Turboveg, Diff. = Differenz.....	XLI
Tab. 24:	Änderung der quantitativen mittleren Zeigerwerte von 2016 zu 2022, Gegenüberstellung Excel- und Turboveg - Ergebnisse; L = Licht, T = Temperatur, K = Kontinentalität, F = Feuchte, R = Reaktion, N = Stickstoff; Exc. = Excel, Tv = Turboveg, Diff. = Differenz.....	XLI
Tab. 25:	Mediane der ökologischen Zeigerwerte, berechnet mit Turboveg; L = Licht, T = Temperatur, K = Kontinentalität, F = Feuchte, R = Reaktion, S = Stickstoff, MED = Median, P = percentage.....	XLII
Tab. 26:	Shannon-Indizes (H') der PK im Vergleich zwischen 2016 und 2022 und zwischen Excel und Turboveg (TV)	XLIII
Tab. 27:	Evenness aller PK, Gegenüberstellung 2016 und 2022, berechnet mit Excel	XLIII
Tab. 28:	Zusammenfassung der Verjüngungsaufnahmeformulare von WW1.....	XLIV
Tab. 29:	Zusammenfassung der Verjüngungsaufnahmeformulare von WW2.....	XLV
Tab. 30:	Zusammenfassung der Verjüngungsaufnahmeformulare von WW3.....	XLVI
Tab. 31:	Zusammenfassung der Verjüngungsaufnahmeformulare von WW4.....	XLVII
Tab. 32:	Zusammenfassung der Verjüngungsaufnahmeformulare von Puffer 1	XLVIII

Tab. 33:	Zusammenfassung der Verjüngungsaufnahmeformulare von Puffer 2	XLIX
Tab. 34:	Zusammenfassung der Verjüngungsaufnahmeformulare von Bestand 1.....	L
Tab. 35:	Zusammenfassung der Verjüngungsaufnahmeformulare von Bestand 2.....	LI
Tab. 36:	prozentualer Anteil der Verbisschadstufen an der Verjüngung der PK (2022)	LXIV
Tab. 37:	Datentabelle zu Abb. 32	LXX
Tab. 38:	mit QGIS gemessene Abstände von der imaginären Mittellinie durch den Windwurf bis zum Rand des Windwurfs und bis zum Rand der aktuellen Flächenausdehnung der Verjüngung. Arithmetisches Mittel = durchschnittlicher Abstand, berechnet aus allen zehn Messungen.....	LXXI

1 Einleitung

Stürme sind ein natürlicher Bestandteil des mitteleuropäischen Klimas, treten aber durch Klimaänderungen immer häufiger und zum Teil mit zunehmender Intensität auf (vgl. FISCHER & FISCHER 2010, NATIONALPARKVERWALTUNG BAYERISCHER WALD 2001, ELLENBERG & LEUSCHNER 2010). Sie können durch das Werfen von Bäumen einen Sturmwurf bzw. durch das Brechen von Baumstämmen einen Sturmbruch verursachen (vgl. BARTSCH & RÖHRIG 2016). Im Folgenden werden die Begriffe Sturmwurf und Windwurf sowie Sturmbruch und Windbruch synonym verwendet. Während es auf feuchten Böden meist zum Sturmwurf kommt, überwiegt „bei stärkerer Verankerung im Boden bei Trockenheit oder gefrorenem Boden [der] Stammbruch“ (ebd.: 196). Oftmals sind beide Formen auf einer vom Sturm betroffenen Fläche vertreten. Beide Fälle stellen eine abiotische Störung in Waldökosystemen dar. Abiotisch heißt: von der unbelebten Umwelt ausgehend. Auch Waldbrände und Lawinen gehören zu den abiotischen Störungen. Biotische Störungen gehen von der belebten Umwelt aus. Beispiele sind der Borkenkäferbefall und der Wildverbiss durch Großherbivoren. (Vgl. WOHLGEMUTH et al. 2019)

JENTSCH et al. (2019) definieren Störungen als „zeitlich und räumlich diskrete Ereignisse, die zum Verlust von lebender Biomasse führen und die Verfügbarkeit von Ressourcen in Lebensgemeinschaften verändern“ (ebd.: 24). Natürliche Störungen abiotischen wie auch biotischen Ursprungs ebenso wie die darauffolgenden Prozesse sind Teil einer natürlichen Walddynamik (vgl. RANNOU et al. 2022, WOHLGEMUTH et al. 2019). Windwurf und Windbruch ändern schlagartig die Standortbedingungen und langfristig auch die Konkurrenzverhältnisse, schaffen neue ökologische Nischen, in denen sich neue Arten/Individuen etablieren können und regen die Sukzessionsdynamik innerhalb des betroffenen Waldgebiets an. (Vgl. JENTSCH et al. 2019, OTTO 1994, NATIONALPARKVERWALTUNG BAYERISCHER WALD 2001) Dies konnte auch im Windwurf bei Zwenzow, dem Untersuchungsgebiet (UG) dieser Arbeit, beobachtet werden (s. Abb. 1).



Abb. 1: Beispiel für die Sukzession im Windwurf Zwenzow, aufgenommen an einem Fotomonitoring-Punkt, „links: unmittelbar nach dem Windwurfereignis (2014), Mitte: drei Jahre später (2017), rechts: fünf Jahre später (2020). (Fotos: NPA Müritz)“ (RANNOU et al. 2022: 112)

In der Literatur finden sich viele Beispiele für die Entwicklung von Wäldern nach Windwürfen. Die Forschungsergebnisse sind jedoch nicht immer direkt miteinander vergleichbar. Jeder Wald hat einen bestimmten strukturellen Aufbau und seine eigenen Dominanzverhältnisse in der Artenzusammensetzung. Die Waldentwicklung (Artenzusammensetzung und Vegetationsstruktur) bzw. der Sukzessionsverlauf inklusive der natürlichen Waldverjüngung nach einem Störereignis wie einem Windwurf ist von den standörtlichen Gegebenheiten wie Höhenlage, Relief, Exposition, Klima (Niederschlag und Temperatur), Boden (Nährstoffgehalt, Ausgangsgestein, pH-Wert, Wasser- und Wärmespeichervermögen...), der Größe des Windwurfes, dem Vorbestand (Vorverjüngung, verbliebene Bäume), den Nachbarbeständen, der Samenbank im Boden, dem Umgang mit der Fläche (Räumung oder Belassen der geworfenen Bäume), der Konkurrenz durch andere Pflanzen, der Lichtverfügbarkeit, dem Einfluss des Wildes (Verbiss), der Samenverbreitung durch den Wind oder Tiere als auch von anderen abiotischen und biotischen Störungen wie z. B. einem Krankheits- oder Schädlingsbefall oder weiteren Stürmen, bei denen weitere Bäume umstürzen können, abhängig. (Vgl. WILLIG 2002a, LÄSSIG & SCHÖNENBERGER 1997, SCHÖNENBERGER et al. 2003, BARTSCH & RÖHRIG 2016) Die Standortfaktoren, das Wetter, die Art der Waldbewirtschaftung und der Bestandesaufbau sind außerdem die entscheidenden „Faktoren für die Entstehung von Sturmschäden in einem Waldbestand“ (BARTSCH & RÖHRIG 2016: 197).

Da es bei einem Windwurf oder Windbruch zum „Zusammenbruch“ und der Neuentwicklung von Wald auf Standorten kommt, die zuvor mit Wald bestockt waren, spricht man von sekundärer Sukzession (vgl. OTTO 1994). Unter dem Begriff Sukzession versteht man „ein[en] gerichtete[n], in aufeinanderfolgenden Stadien verlaufende[n] Prozess, im Lauf dessen sich Struktur und Funktion im Ökosystem verändern“ (vgl. CHAPIN et al. 2011 zitiert nach BARTSCH & RÖHRIG 2016: 183).

Nach dem Durchlaufen verschiedener Sukzessionsstadien wird schließlich eine relative Gesellschaftsstabilität, auch als Schlusswald- oder Klimaxgesellschaft bezeichnet, erreicht, welche von Schattbaumarten im Oberstand dominiert wird. Im Unterstand kann eine verschiedenartige Verjüngung vorkommen. Dieses Stadium wird als Optimalphase bezeichnet. Erst in der Zerfallsphase oder aber durch eine Störung wie Windwurf bilden sich wieder Lücken im Kronendach, die Licht hindurchlassen und für höhere Lichtverhältnisse am Waldboden sorgen. Dies ermöglicht das erneute Einwandern und Einnischen von Pionierarten, sodass es kleinräumig erneut zur Verjüngungsphase kommt. In der Zerfallsphase gestaltet sich die Bodenvegetation daher oftmals sehr viel diverser als in der Optimalphase. (Vgl. SCHMIDT & SCHMIDT 2007)

Sukzessionsforschungen auf Windwurfflächen, die als Dauerbeobachtungen angelegt sind, bieten die Chance die natürliche Regeneration von Waldökosystemen zu erforschen. Ein besonderes Augenmerk liegt dabei auf Schutzgebieten, wie z. B. Nationalparken, in denen die Entwicklung der Windwurfflächen sich selbst überlassen und nicht eingegriffen wird. (Vgl. MÖLLER et al. 2018) Bisher wurden vorrangig, „Vergleich[e] verschiedener Stadien im räumlichen Nebeneinander“ (TRAXLER 1997: 284) durchgeführt, statt „langfristige Untersuchungen eines Standortes“ (ebd.) (s.a. JEHL 2001). „Monitoringprojekte mit vegetationskundlichem Schwerpunkt und naturschutzorientierten Zielsetzungen und Fragestellungen“ (TRAXLER 1997: 285) in Wäldern sind ein relativ junges Forschungsthema, welches in den letzten Jahren zunehmend an Aufmerksamkeit

und Bedeutung gewonnen hat, erkennbar an der Anzahl neu aufgestellter Projekte (vgl. ebd., s.a. 6.1.2).

Während mittlerweile viele Forschungsergebnisse, u.a. aus der Naturwalforschung, über die Waldentwicklung auf Windwurfflächen in den Fichtenwäldern der Hochgebirge (z. B. Nationalpark Bayerischer Wald) (s. z. B. FISCHER & FISCHER 2009, FISCHER & FISCHER 2010, NATIONALPARKVERWALTUNG BAYERISCHER WALD 2001) sowie aus verschiedenen Buchenwäldern Deutschlands vorliegen (s. z. B. SCHMIDT & HEINRICH 2012, WILLIG 2002), bleiben das nordostdeutsche Tiefland und vor allem die es prägenden kieferndominierten Bestände unterrepräsentiert. Hier kommt dem Müritz-Nationalpark eine große Bedeutung zu, der diesem Wissensmangel Abhilfe schafft. Der Müritz-Nationalpark beteiligt sich ebenfalls an der Naturwalforschung. Ziel dieser ist es, durch ein Monitoring über Dauerbeobachtungsflächen Langzeitdatenreihen entstehen zu lassen. (Vgl. RANNO et al. 2022) Die Ergebnisse ermöglichen Erkenntnisse über die Prozesse einer natürlichen Walddynamik wie „Ansamung, Wachstum, Konkurrenz um Licht und Nährstoffe, Alterung, Absterben, Vermoderung und natürliche Störungen wie Sturm, Schneelast, Steinschlag oder auch Pflanzen fressende Huftiere“ (COMMARMOT & BRANG 2011: 13 zitiert nach RANNO et al. 2022) in unterschiedlichen Waldgebieten.

Am 11. Juni 2014 ereignete sich infolge des Sturmtiefs „ELA“ ein Windwurf und Windbruch mit einer Flächengröße von ca. 5,36 ha in einem Kiefernforst nahe der Ortschaft Zwenzow. Da auch der angrenzende Bereich betroffen wurde, kann von einer betroffenen Fläche von ca. 8 ha gesprochen werden. Es konnten „Windgeschwindigkeiten von bis zu 140 km/h gemessen“ (RANNO et al. 2022: 122) werden. Der Wind kam aus südwestlicher Richtung. Zu den geworfenen und gebrochenen Bäumen zählen vorrangig 50-60 Jahre alte Kiefern, welche zuvor den Bestand der Fläche dominierten (s. Abb. 2). (Vgl. RANNO et al. 2022, HARTMANN 2016)



Abb. 2: „Gebrochene und geworfene ca. 50-60-jährige Kiefern im Windwurf Zwenzow. [...] (Foto: NPA Müritz)“ (RANNO et al. 2022: 112)

Die Fläche wurde entsprechend des Nationalpark-Leitbildes „Natur Natur sein lassen“ nicht beräumt und der natürlichen Waldentwicklung überlassen. Die Entwicklung der Fläche ist

eindrücklich durch die Gegenüberstellung der Luftbilder von 2013, 2016 und 2020 zu sehen (s. Abb. 37). Ursache für den Windwurf und Windbruch war eine Windhose. Sie führte neben der hier untersuchten größten Fläche zu vielen kleineren Windwurf/-bruchflächen, die sich linienförmig von SW nach NO über eine Länge von 6 km und eine Breite von ca. 500 m erstrecken (s. Abb. 36). (Vgl. HARTMANN 2016) Insgesamt führte das Sturmtief somit zu einer betroffenen Fläche von ca. 18 ha und etwa 9-10 ha total geworfener Fläche (vgl. SEEMER o.J.).

Im August 2014 wurde die Größe der hier untersuchten Fläche mit GPS – Daten und anschließend als GIS – Shapedatei festgehalten. Zusätzlich wurden vier Punkte für ein Fotomonitoring festgelegt, welche mit eisernen Erdnägeln markiert wurden. Deren Standort wurde ebenfalls mit GPS – Daten dokumentiert. Dronenaufnahmen der Fläche lieferten erstes Bildmaterial (s. Abb. 3).



Abb. 3: „Kernfläche des Windwurfs bei Zwenzow als Ergebnis eines von Südwesten nach Nordosten ausgerichteten ultralokalen Sturmereignisses vom 11.06.2014 (Windwurf und Windbruch). (Foto: R. Wilke)“ (RANNOV et al. 2022: 112)

Im Jahr 2016 wurden im Rahmen einer Bachelorarbeit auf der Windwurfkernfläche, im Übergangsbereich zum Bestand (Pufferbereich) und dem ungestörten Nachbarbestand Erstaufnahmen der Vegetation nach BRAUN-BLANQUET sowie Verjüngungsaufnahmen durchgeführt. Diese wurden anschließend digitalisiert und mithilfe der Programme Turboveg 2.0 und Excel ausgewertet. (Vgl. HARTMANN 2016) Ziel war die Dokumentation der Vegetation unmittelbar nach dem Windwurf und vor bzw. am Beginn der natürlichen Wiederbewaldung.

Im Zusammenhang mit der hier vorliegenden Arbeit wurden im Jahr 2022 die ersten Wiederholungsaufnahmen der 2016 dokumentierten Probekreise durchgeführt. Die 2016 gewonnenen Daten stellen eine Basis für ein störungsökologisches Langzeitmonitoring auf den Flächen dar. Ziel der hier vorliegenden Arbeit ist es, durch den Vergleich der Ergebnisse der Erstaufnahmen, mit denen der ersten Wiederholungsaufnahmen Aussagen über die natürliche Entwicklung der Windwurffläche und ihrer Umgebung nach dem Sturmereignis treffen zu können.

Außerdem soll die Datenbasis für Folgeaufnahmen um eine Erfassung der Vegetation sowie der natürlichen Verjüngung im Windwurfbereich und dessen Umfeld erweitert werden.
Alle Daten, inklusive der Exceltabellen, die der Berechnung der Ergebnisse dienten, wurden an das Müritz-Nationalparkamt übergeben und sind dort einsehbar.

2 Fragestellungen

Folgende Fragen sollen mit der Arbeit beantwortet werden:

1. Wie hat sich die Artenzusammensetzung in den Aufnahmeflächen von 2016 zu 2022 verändert?
2. Zeigt sich eine Zunahme lichtliebender Arten infolge der Lücken und des höheren Lichteinfalls auf der Windwurffläche?
3. Hat sich die Artenzusammensetzung dahingehend geändert, dass die Arten anderen Pflanzengesellschaften zugeordnet werden müssen, d.h. anders pflanzensoziologisch eingeordnet werden müssen als im Ergebnis der Erstaufnahme?
4. Wie hat sich die Anzahl der Pflanzenarten innerhalb der Aufnahmeflächen von 2016 zu 2022 verändert?
5. Wie stellen sich die Unterschiede in der Artenanzahl und Artenzusammensetzung zwischen Windwurffläche, Übergangsbereich zum Bestand (Puffer) und Bestand dar?
6. Wie hat sich die Deckung der Vegetationsschichten und Arten seit 2016 verändert?
7. Wie wirkt sich der Wildverbiss auf die Deckung, das Vorhandensein und die Vitalität einzelner Arten und die Wiederbewaldungsdynamik insgesamt aus?
8. Wie stark ist die spätblühende Traubenkirsche (*Prunus serotina*) als störungsökologisch bedeutsame Baumart in die Windwurffläche eingewandert?

3 Gebietsbeschreibung

3.1 Geografische und naturräumliche Lage

Das Untersuchungsgebiet (UG) mit einer Größe von ca. 6 ha (vgl. HARTMANN 2016) liegt im Süden des Müritz-Teils des Müritz – Nationalparkes. Dieser wiederum befindet sich im Landkreis Mecklenburgische Seenplatte des Bundeslandes Mecklenburg-Vorpommern. Weiterhin liegt das UG südwestlich der Ortschaft Zwenzow und westlich des Großen Labussee in einem Waldgebiet, welches als „Zwenzower Tannen“ bezeichnet wird. Das UG wird von Rad- und Wanderwegen durchschnitten, welche Zwenzow und Leussow verbinden. Nordwestlich des UG befindet sich der Felschensee und südwestlich vom UG das Gründlingsmoor. Die folgende Abb. 4 zeigt die geografische Lage des UG.

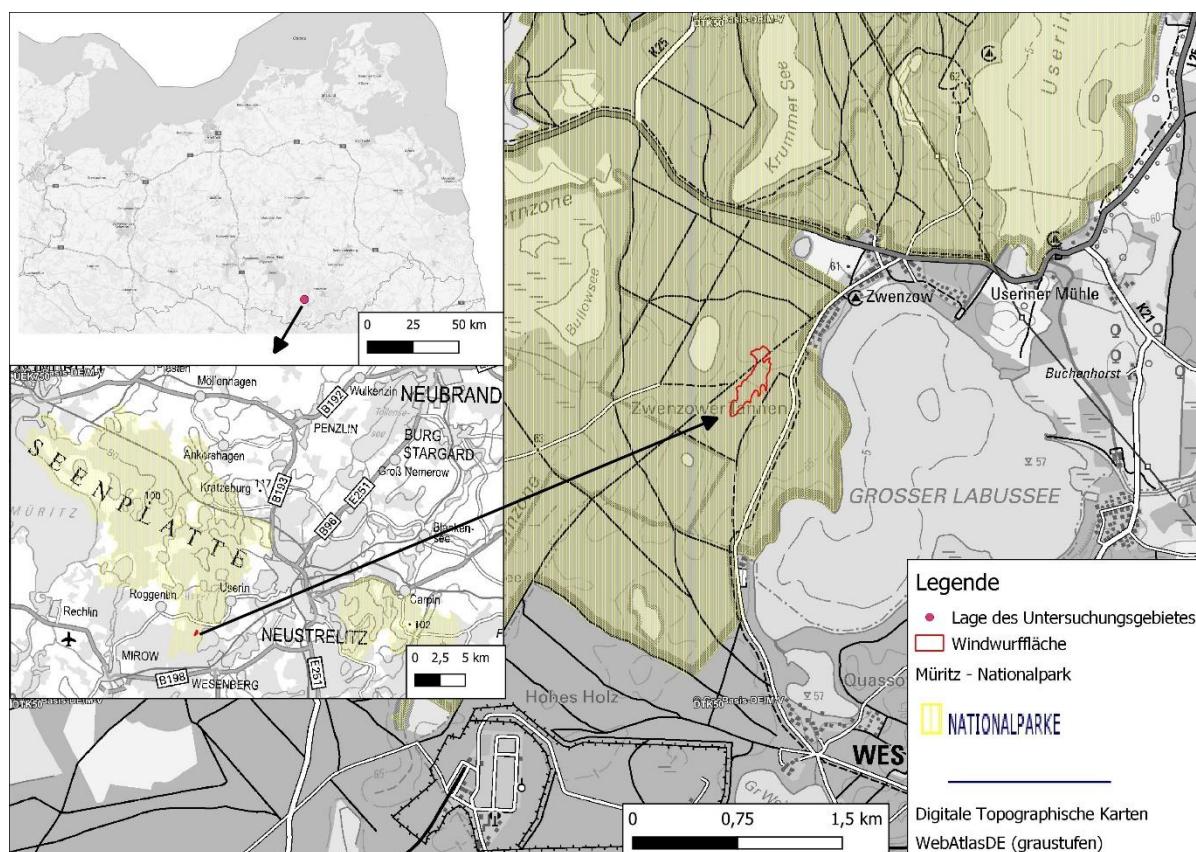


Abb. 4: geografische Lage des Untersuchungsgebietes (erstellt mit QGIS durch V. Hübner), Kartengrundlage: „WMS Topographische Kartenwerke MV (WMS_MV_DTK)“ (LAIV o. J. (a)) und „WMS Digitale Topographische Webkarte MV (WMS_MV_WebAtlasDE/MV)“ (LAIV o.J. (b)); Datenanbieter für die Datei „Nationalparke“: LUNG M-V o.J. (a)

Naturräumlich lässt sich das UG in die Landschaftszone „Höhenrücken und Mecklenburgische Seenplatte“, die Großlandschaft „Neustrelitzer Kleinseenland“ und die Landschaftseinheit „Neustrelitzer Kleinseenland“ einordnen (vgl. LUNG M-V 2011).

3.2 Klima und Wasser

Die Mecklenburgische Seenplatte ist bekannt für ihren Seenreichtum. Größere Wasserflächen und große Waldgebiete gleichen lokale Temperaturen aus, sodass in ihrem Einflussbereich liegende Gebiete weniger extreme Lufttemperaturen aufweisen. Der Müritz-Nationalpark befindet sich im Übergangsbereich vom subatlantischen zum subkontinentalen Klima sowie in der gemäßigten Klimazone. (Vgl. LFG & NATIONALPARKAMT MÜRITZ 2003, vgl. CLIMA-DATA.ORG o.J.) Weiterhin liegt das UG im Großklimabereich des Müritz-Klima. Dieses ist gekennzeichnet durch eine erhöhte Luftfeuchtigkeit und eine erhöhte Windstärke. (Vgl. LUNG 2005) Die Müritz trägt erheblich zum Meso- und Mikroklima im Müritz – Teil des Nationalparkes bei. Regenwolken regnen sich meist schon über den westlichen mecklenburgischen Großseen und am Westufer der Müritz ab, sodass es am Ostufer zu einer relativen Niederschlagsarmut kommt. (Vgl. LFG & NATIONALPARKAMT MÜRITZ 2003)

Geologisch betrachtet befindet sich das UG im Bereich der Sander (vgl. 3.3). Sandergebiete können sich im Sommer stark aufheizen, was die Gewitterwahrscheinlichkeit erhöht. Infolgedessen kann es zu erhöhten Niederschlägen kommen (vgl. HURTIG 1957 zitiert nach LFG & NATIONALPARKAMT MÜRITZ 2003).

Auch die Ausprägung der Vegetation hat einen Einfluss auf das Kleinklima. Da es sich bei dem UG um einen Kiefernforst handelt, der sich zunehmend zu einem Mischwald entwickelt, soll im Folgenden auf das Waldklima eingegangen werden. Die Wirkung der Faktoren Strahlung, Wärme und Niederschlag ist von der Dauer und Dichte der Belaubung eines Waldes abhängig. Daher wirken sie in einem Laubbaum- oder Lärchenbestand, dessen Bäume sommergrün sind und zum Winter hin ihr Laub bzw. ihre Nadeln abwerfen anders als bei immergrünen Nadelbäumen. (Vgl. OTTO 1994)

Strahlung & Temperatur

Im Wald wird der größte Teil der Sonneneinstrahlung in der Kronenschicht abgefangen und über die Blätter aufgenommen. Wie viel Sonnenlicht die tieferen Waldschichten erreicht ist u.a. von der Kronenform der Bäume und dem Sonnenstand abhängig. Zwischen Nadelbäumen kann das Sonnenlicht bei hohem Sonnenstand in sogenannten Lichtschächten hindurchdringen. (Vgl. OTTO 1994) Je dichter ein Bestand, umso höher die Schattenwirkung der Baumschicht und umso weniger Strahlung erreicht die tieferen Waldschichten oder gar den Waldboden, wo sie als Wärme gespeichert wird (vgl. FLEMMING 1995).

Je dunkler die Pflanze, umso mehr Strahlung nimmt sie auf, umso geringer ist die Reflexion (Albedo) und umso stärker erwärmt sie sich bei Bestrahlung. In der Nacht steigt Wärme, die vom Boden und den Pflanzen abgegeben wird auf und die bodennahen Schichten kühlen ab. Die isolierende Wirkung der Baumkronen hemmt einerseits das Entweichen der aufsteigenden, warmen Luft in höhere Luftsichten und hält andererseits kühle Luft in Bodennähe zurück. Gleichzeitig strahlen Bäume nachts einen Teil der tagsüber gespeicherten Wärme zur Erdoberfläche aus, was deren effektive Ausstrahlung verringert. (Vgl. ebd.) Auch eine geschlossene Humusdecke kann eine Isolationswirkung erzeugen und sowohl Wärme als auch Feuchtigkeit im Boden zurückhalten. (Vgl. OTTO 1994)

Die Schattenwirkung des Kronendaches bewirkt, dass die Lufttemperaturen im Wald im Durchschnitt etwas niedriger als über dem Feld sind. Verringert sich die Dichte der Baumschicht durch Baumentnahmen oder einen Sturmwurf, kann das Waldgebiet weniger Strahlung aufnehmen und weniger zum Boden ausstrahlen. Weiterhin reduziert sich tagsüber der kühlende Effekt, d.h. der Boden und die bodennahen Luftsichten heizen sich stärker auf. Nachts jedoch kann die Wärme leichter in die Luft entweichen, da sie weniger stark von den Kronen zurückgehalten wird. Vor allem trockene und dunkle Böden heizen sich schnell auf und trocknen noch mehr aus, aber verlieren die Wärme auch schnell wieder. Die Bodenerwärmung kann förderlich sein, wenn der Waldboden mit einer dicken Streuschicht bedeckt ist, da sie die Aktivität des Bodenlebens und damit die Zersetzung der Streu anregt. (Vgl. OTTO 1994.)

Wind & Temperatur

Bei geringer Windgeschwindigkeit und Turbulenz oder auch geringer Bewölkung können extreme Temperaturen und starke Temperaturschwankungen im Tagesverlauf entstehen. Eine hohe Windgeschwindigkeit bzw. Turbulenz oder auch starke Bewölkung führen dagegen zu ausgeglichenen Temperaturen und geringen Temperaturschwankungen über den Tag. (Vgl. FLEMMING 1995) Allgemein gilt, dass Wälder eine windbremsende Wirkung haben und horizontale Bewegungen der Luftmassen in ihnen somit eingeschränkt sind. Daher ist die Lufttemperatur im Wald am Tag geringer und in der Nacht höher als im Offenland. (Vgl. LFG & NATIONALPARKAMT MÜRITZ 2003) Die Kronen von Eichen können Windmassen stärker bremsen als Kiefernketten wie von dem Kiefernbestand im UG, dessen Struktur überwiegend variabel einschichtig ist (vgl. OTTO 1994). Die Luftmassen stauen sich vor dem Wald, steigen auf und werden über den Kronen weitergeleitet, wo sie zu erhöhten Turbulenzen führen können. An den seitlichen Waldrändern kann das Anstauen eine Beschleunigung der Windmassen, d.h. einen Düseeffekt bewirken. Umso dichter der Wald bzw. Waldrand ist, umso stärker ist der Effekt. (Vgl. ebd.) HARTMANN (2016) verwies an dieser Stelle auf den ca. 3m breiten Radweg, der in Hauptwindrichtung durch das UG verläuft und ähnlich eines Windkorridores wirken kann. Oberhalb der Wälder und hinter diesen (leeseitig) wird der Wind sogartig nach unten gezogen, was die Windgeschwindigkeit steigen lässt, oberhalb der Kronen zu starken Turbulenzen führen kann und die Gefahr eines Windwurfs bzw. -bruches verstärkt. Auch über größeren Freiflächen im Wald kann es zu fallenden Windmassen und Verwirbelungen kommen. (Vgl. OTTO 1994) Ein Ideal zur Vermeidung von Windwurf oder -bruch stellen daher lockere, stufenweise aufgebaute Waldränder dar, durch die der Wind leicht durchdringen kann, sodass er im Waldinneren nach und nach statt abrupt gebremst wird (vgl. ebd.).

Der Wind kommt im Müritz-Nationalpark meist aus westlicher oder südwestlicher Richtung. Die meisten Stürme entstehen im Februar, können jedoch im Zusammenhang mit Gewittern auch als Sommersturm auftreten. (Vgl. LFG & NATIONALPARKAMT MÜRITZ 2003)

Feuchtigkeit

Die Verdunstung eines Waldbestandes, auch als Evapotranspiration bezeichnet, „setzt sich zusammen aus der Evaporation [...] und der Transpiration“ (OTTO 1994: 228). Zur Evaporation

gehört die Verdunstung des von den Baumkronen zurückgehaltenen Niederschlages (= Interzeption) und die Verdunstung aus der Bodenoberfläche. Transpiration ist die Verdunstung aus der Blattmasse. Da im Wald meist mehr Vegetation vorhanden ist als im Offenland, liegen die Verdunstungsraten und Luftfeuchtigkeitswerte von Wäldern i.d.R. über denen des Offenlandes. Weitere Ursachen sind die verringerte Turbulenz (Windgeschwindigkeit) im Waldinneren, die „höhere aufgenommene Energiemenge (Folge des höheren Strahlungssaldos des Waldes [...])“ die „längere Vegetationsperiode“, „höhere Interzeption“, „größere Blattmasse“, „größere Wurzeltiefe“ sowie die „relativ hohe Turbulenz über der Waldoberfläche“ (FLEMMING 1995: 78). Die Verdunstungsmenge ist abhängig von der Art, Höhe und Dichte der Bodenvegetation. Neben den bereits genannten klimatischen Auswirkungen einer Baumentnahme bzw. des Entwurzelns von Bäumen bei Stürmen verringert sich auch die Wasseraufnahme und damit die Verdunstungsmenge der Baumschicht. Die Verdunstung der niedrigeren Vegetationsschichten verstärkt sich jedoch. (Vgl. FLEMMING 1995)

Weiterhin ist der Grad der Luftfeuchtigkeit von der Exposition des betrachteten Standortes, vom Verlauf und Stand der Sonne sowie der Tageszeit abhängig.

An Südrändern von Wäldern kommt es infolge der lang andauernden Sonneneinstrahlung, der höchsten Strahlungsintensität und wenig Wind zu einer höheren Verdunstung als an Nordrändern (geringe Strahlung, wenig Wind). Südränder weisen daher tagsüber ein trockenes und warmes Klima auf, Nordränder dagegen ein feuchtes und kühleres. Die Verdunstung und auch die Temperatur an Westrändern ist höher als an Osträndern, „weil sie am sowieso relativ wärmeren Nachmittag von der Sonne beschienen werden und am Ostrand morgens die Strahlungsenergie zunächst die Verdunstung des Taus bewirkt“ (FLEMMING 1995: 83). Außerdem ist die Windgeschwindigkeit am Westrand höher.

Infolge der windbremsenden und strahlungsmindernden Wirkung des Waldrandes verdunstet im geschlossenen Wald wie auch auf einer „waldumgebenen Freifläche“ (FLEMMING 1995: 84) bzw. „Lücke“ (s. BARTSCH & RÖHRIG 2016) (dem entspricht die Windwurffläche im UG) weniger Wasser aus dem Boden oder der Bodenvegetation als am Bestandesrand und auch als im Offenland. Bei einer Niederschlagsmenge von 500-700 mm im Jahr kann bei Kiefern mit Interzeptionsverlusten von ca. 25-35% der Gesamtmenge gerechnet werden (vgl. OTTO 1994).

Umso kleiner die Lücke, umso stärker zeigt sich der strahlungsmindernde Einfluss der Bestandesränder, welche die Fläche umgeben. Dieser Effekt nimmt zur Mitte der freien Fläche hin ab, sodass sich dort, zumindest im Sommer bei hohem Sonnenstand, kaum noch eine Strahlungsminderung zeigt. Folglich ist die Flächenmitte tagsüber meist trocken. Im Winter dagegen steht die Sonne tiefer. Die durch die Bestandesränder entstehende Schattenzone erstreckt sich weiter auf die freie Fläche und kann selbst die Flächenmitte noch beeinflussen. Weiterhin wird nachts die effektive Ausstrahlung der Freifläche durch die zum Boden gerichtete Ausstrahlung der Bäume, die am Rand der Freifläche stehen, reduziert. (Vgl. FLEMMING 1995)

Die windbremsende Wirkung einerseits und die strahlungsreduzierende Wirkung andererseits führen zu einem extremen Klima auf der Freifläche. Tagsüber entstehen hohe, nachts niedrige Luft- und Bodentemperaturen, was auch zur Frost-, Tau- und Reifbildung führen kann. Diese, wie auch Schnee, verbleiben auf Freiflächen meist länger als im Bestandesinneren. Die Verdunstung beginnt im Tagesverlauf im Westen der Freifläche (am Ostrand des Bestandes) und endet im

Süden dieser (am Nordrand des Bestandes). Eben Beschriebenes bezieht sich vor allem auf mittelgroße Freiflächen von 0,5 – 7 ha Flächengröße, worunter auch die Windwurffläche im UG fällt. Vergleicht man die mittleren Bodentemperaturen der waldumgebenen Freifläche und des Bestandes, liegen die der Freifläche höher. (Vgl. FLEMMING 1995)

Infolge des Windwurfs im Kiefernforst ergibt sich ein Komplex aus verschiedenen, mikroklimatischen Standorten: trockene und sandige, freigelegte Rohbodenstandorte unter den Wurzelstellern geworfener Bäume sowie feuchtere Bereiche unter dem liegenden Totholz, welches zudem eine temperaturmildernde Wirkung auf die Umgebung haben kann (vgl. MINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG, LANDWIRTSCHAFT, FORSTEN UND FISCHEREI 2002).

Da für Zwenzow keine Klimadaten vorliegen, wurde Neustrelitz als nächstnähere Stadt mit verfügbaren Klimadaten gewählt. Die Klimadaten beziehen sich auf den Zeitraum von 1991 – 2021. In diesem Zeitraum lag die Jahresdurchschnittstemperatur bei 9,5 °C. Die durchschnittliche Jahresniederschlagssumme lag bei 675 mm. Die höchste relative Luftfeuchtigkeit wurde im November, die niedrigste im Juni erreicht. Der niederschlagärmste Monat war der Februar mit durchschnittlich 43 mm und der niederschlagsreichste der Juli mit durchschnittlich 77 mm. Der wärmste und zugleich sonnenreichste Monat mit einer Durchschnittstemperatur von 18,8 °C war der Juli, der kälteste dagegen mit durchschnittlich 0,5 °C der Januar. (Vgl. CLIMA-DATA.ORG o.J.)

3.3 Geologie und Böden, Vegetation

Die Oberflächengestalt Mecklenburgs-Vorpommerns, wie sie heute vorliegt, wurde entscheidend im Quartär geprägt, welches sich in das Pleistozän und Holozän gliedert. Während der drei Vereisungszyklen, dem Elster-, Saale- und Weichselglazial des Pleistozäns, kam es zu mehreren Vorstößen skandinavischer Gletscher, welche sich unterschiedlich weit über das heutige Mecklenburg-Vorpommern schoben. Die Stellen, an denen die Gletscherbewegung zum Erliegen kam, werden heute als Eisrandlagen bezeichnet. Primär formte das Inlandeis der Weichselkaltzeit die heutige Jungmoränenlandschaft. Sowohl das Eis der Gletscher als auch die Schmelzwasserströme des abschmelzenden Eises, welche sich tief in die Landschaft einschnitten und sogenannte Rinnen bildeten, schufen eine geomorphologisch vielfältige Landschaft, welche sich heute in Grundmoränen (i.d.R. nördlich der Eisrandlagen), Endmoränen (im Bereich der Eisrandlagen), Sander (i.d.R. südlich der Eisrandlagen) und Urstromtäler gliedern lässt. (Vgl. KATZUNG 2004)

Die Landschaftszone „Hohenrücken und Mecklenburgische Seenplatte“, in welcher sich das Teilgebiet Müritz befindet, erstreckt sich mit einer Breite von 20-30 km von Nordwestmecklenburg nach SO in Richtung Neustrelitz und „wird von Eisrandlagen der Weichselkaltzeit begrenzt: im Süden durch die Frankfurter Eisrandlage (W1F), im Norden durch die Pommersche Haupteisrandlage (W2P)“ (UMWELTMINISTERIUM MECKLENBURG-VORPOMMERN 2003: 416).

Nordöstlich grenzen Grundmoränen und Gletscherungenbecken, in welchen es mehr landwirtschaftlich genutzte Flächen als Waldflächen gibt und südlich Sandergebiete „mit Binnendünen und tief eingeschnittenen Schmelzwasserabflussbahnen“ (LFG & NATIONALPARKAMT

MÜRITZ 2003: 15), welche vor allem durch Kiefernforste geprägt sind, an die Landschaftszone an. „Das Teilgebiet Müritz [mit einer Flächengröße von 26.000 ha] umfasst hauptsächlich den Sander des Pommerschen Eisvorstoßes [„der Weichselvereisung“ (LFG & NATIONALPARKAMT MÜRITZ 2003: 32)]“ (UMWELTMINISTERIUM MECKLENBURG-VORPOMMERN 2003: 584). Auch das UG liegt im Sandergebiet.

„Mit dem [...] [Abschmelzen] des Inlandeises des Frankfurter Eisvorstoßes bildeten sich große Toteisfelder, die von den Sandersanden des Pommerschen Vorstoßes verschüttet wurden“ (ebd.), welche westlich des Großen Labussees mit einer Mächtigkeit von 10 – 15 m und damit auch im UG vorkommen. Sand-Braunerde ist die im UG vorhandene Bodengesellschaft (vgl. LUNG M-V o.J.).

Die Sandergebiete im Teilgebiet Müritz werden von Birken-Kiefern-Vorwäldern und Drahtschmielen-Kiefernforsten dominiert, wohingegen Blaubeer-Kiefernforste eher im Teilgebiet Serrahn vorzufinden sind (vgl. LFG & NATIONALPARKAMT MÜRITZ 2003). Aus der Nadelstreu, welche die Auflageschicht in Nadelwäldern bildet, entsteht mit zunehmender Zersetzung Rohhumus. Dieser trägt zur Versauerung des Bodens bei und fördert die Podsolierung. (Vgl. ELLENBERG & LEUSCHNER 2010) Laut Untersuchungen von MELLERT et al. (1996) können Windwürfe die Auswaschung von Nährstoffen bzw. basischen Kationen aus der organischen Auflageschicht und dem Oberboden und damit die Versauerung von Böden verstärken. Eine zunehmende Vegetationsdecke kann dies etwas mildern. Sie schlussfolgerten daraus, dass Waldbewirtschaftung zur Stabilisierung der Wälder gegen Sturm und zur Vermeidung von Beeinträchtigungen dieser beitragen sollte. (Vgl. MELLERT et al. 1996)

Historische Waldnutzungsformen, welche vor allem im Mittelalter praktiziert wurden, wie Streunutzung, Waldweide und Niederwaldwirtschaft ebenso wie die zunehmende Masse geernteten Holzes trugen ebenfalls zur zunehmenden Versauerung, Verheidung und Degradierung von Böden und damit auch zur Artenverarmung bei (vgl. ELLENBERG & LEUSCHNER 2010). Davon betroffene ehemalige Birken-Eichenwälder wurden mit der „leicht zu kultivierende[n], raschwüchsige[n] und wirtschaftlich wertvolle[n] Kiefer“ (EBD.: 327) wiederaufgeforstet. Dies führte das Problem der Bodenversauerung fort. Hinzukommt, dass die Sand-Braunerden in den Sandergebieten substratbedingt eine geringe Nährkraft aufweisen (vgl. LFG & NATIONALPARKAMT MÜRITZ 2003).

In Mitteleuropa weisen arme Standorte (wenig Mineralstoffe und Basen, viele Säuren), wozu der in dieser Arbeit untersuchte zählt, i.d.R. eine geringe Artenvielfalt und reiche Standorte (viele Basen und Mineralstoffe) eine hohe Artenvielfalt auf (vgl. OTTO 1994). Zwischen den Vegetationsschichten zeigen sich jedoch Unterschiede. Während die Krautschicht basenreicher Böden meist mehr Arten aufweist als die der saureren Böden, ist die Moosschicht auf sauren Böden mit Moderauflage meist artenreicher als die der weniger sauren mit Mullaufage (vgl. ELLENBERG & LEUSCHNER 2010).

Für das UG wird als Obereinheit für die potentiell natürliche Vegetation (PNV) „Buchenwälder mesophiler Standorte“ mit der Untereinheit „Flattergras-Buchenwald einschließlich der Ausprägungen als Hainrispengras-Buchenwald und Waldschwingel-Buchenwald“ (LUNG 2005: 71) angegeben. Unter dem von TÜXEN (1956) geprägten Begriff der potentiellen natürlichen

Vegetation (PNV) versteht man laut ELLENBERG (1986) (zitiert nach OTTO 1994) eine gedachte/hypothetische Artenkombination, die sich bei den aktuellen Umwelt- und Standortbedingungen unter Ausschluss menschlichen Einflusses einstellen würde, wenn sich die Vegetation über verschiedene Sukzessionsstadien bis zu ihrem Endstadium entwickeln könnte, was in einem Wald der Schlusswaldgesellschaft bzw. auch Klimaxgesellschaft entsprechen würde. Eine andere, allgemein akzeptierte Definition nach WALDENSPUHL (1990) (zitiert nach OTTO 1994) besagt jedoch, dass die PNV die Artenkombination ist, die sich bei dem aktuellen Standortpotenzial und unter Ausschluss menschlichen Einflusses *sofort* einstellen würde. Die PNV schließt bisherige durch menschliche Nutzungen hervorgerufene Standortsveränderungen ein, jedoch keine potentiellen, zukünftigen bspw. durch den Klimawandel und dessen Auswirkungen hervorgerufene Veränderungen. (Vgl. OTTO 1994) OTTO bevorzugt die Definition nach ELLENBERG (1986), da Wälder einer ständigen Entwicklung unterliegen.

3.4 Landnutzungswandel bzw. Nutzungsgeschichte

Das Teilgebiet Müritz wurde etwa um 8.000 vor Chr. von Jägern, Sammlern und Fischern besiedelt. Sich dort dauerhaft niedergelassen und Siedlungen gegründet haben Menschen jedoch erst in der Jungsteinzeit mit Beginn des Ackerbaus und der Viehzucht. Das Gebiet blieb viele Jahrhunderte wenig besiedelt. Da die Menschen während der Völkerwanderung wieder abwanderten, wandelten sich Ackerflächen zu Wäldern zurück. Im 7. und 8. Jh. siedelten sich slawische Stämme im Gebiet um die Müritz an. Sie fingen erneut an das Land zu nutzen und gründeten weitere kleine Siedlungen. Im Mittelalter ließen sich niederländische und deutsche Bauern in den bestehenden slawischen Dörfern nieder und gewannen durch Waldrodungen und Entwässerungen von Feuchtgebieten Flächen für den Ackerbau und den Bau von Siedlungen und Städten. Die Bevölkerung wuchs. (Vgl. LFG & NATIONALPARKAMT MÜRITZ 2003) Wälder wurden zunehmend intensiver genutzt, u.a. „als Waldweide, zur Erzeugung von Brennholz, Bauholz und Holzkohle“ (ebd.: 9). Vor der Slawenzeit „waren über 80% der Landesfläche“ (KATZUNG 2004: 281) Mecklenburg-Vorpommerns von dichten Wäldern bedeckt. Für den Ackerbau wurden bis in das 19. Jh. leicht bearbeitbare Sandböden bevorzugt, bspw. „im Bereich der Sandplatten südlich der Pommerschen Hauptendmoräne“ (ebd.). „Im 19. Jahrhundert begann die Aufforstung der weiten Sanderflächen im Müritz-Teil“ (UMWELTMINISTERIUM MECKLENBURG-VORPOMMERN 2003: 584). Laut einer „Auswertung historischer Karten und Luftbilder“ (RANNOW et al. 2022: 19) scheint das Gebiet der Zwenzower Tannen, in dem sich das UG befindet, schon seit mindestens 200 Jahren dauerhaft bewaldet zu sein und kann somit als „historisch alter Wald“ bezeichnet werden (vgl. ebd., SCHMIDT et al. 2003).

Folgende Informationen zur Ortschaft Zwenzow und Umgebung sowie zum Untersuchungsgebiet sind schriftliche Mitteilungen von Frank Seemer, entnommen aus der Zwenzower Dorfchronik (SEEMER o.J. (a), SEEMER o.J.):

Vor ca. 1000 Jahren wurde am Labussee eine wendische Fischersiedlung gegründet. Geringe Ernteerträge auf den armen Böden, ebenso wie die Pest führten zur Ortsaufgabe 1350. Als Zwenzow 1868 neu gegründet wurde, bestand in der Ortschaft bereits eine Holzfällerei und ein Teerofen. Aufgrunddessen, dass für den Betrieb des Teeroofs viel Holz benötigt wurde, war das

UG um 1780 fast waldfrei. Einige weitere Teeröfen waren in der Umgebung zu finden. Diese dienten u.a. zur Herstellung von Holzkohle und Holzteer. Ehemalige Ackerflächen, die aufgrund ihrer geringen Ernteerträge nicht als solche genutzt werden konnten, wurden aufgeforstet. Die Nadelstreu aus den Zwenzow umgebenden Wäldern wurde zur Einstreu für das Vieh genutzt. In der Nachkriegszeit waren die Waldgebiete um Zwenzow mit Kiefernforsten bestockt. Sie wurden nach und nach gefällt und dienten z. T. als Reparationszahlungen an die Sowjetunion. Noch heute sind anhand von ehemaligen Panzerlöchern Spuren der Nutzung des Waldgebietes durch die Rote Armee zu sehen, welche 1993 abzog. Auch auf der heutigen Windwurffläche wurden Bäume gefällt. Für welchen Zweck ist unklar. Die Flächen wurden anschließend wieder aufgeforstet und vielseitig forstwirtschaftlich genutzt. Laut dem „Datenspeicher Wald“ sollen in der Abteilung, in der sich das UG befindet, Aufforstungen mit Kiefer, Douglasie, Fichte, Lärche und Buche stattgefunden haben (vgl. DSW 2013 zitiert nach HARTMANN 2016). Auch Jagd fand in dem Gebiet statt. Vorwiegend wurde Damwild, aber auch Reh- und Schwarzwild geschossen.

2003 ereignete sich ein kleinflächiger Waldbrand nördlich der Alten Mirower Landstraße. Die betroffene Fläche ist in Abb. 5 zu sehen. Die Brandfläche überschneidet sich mit dem nördlichen Bereich der heutigen Windwurffläche. Der Brand hielt als Schwellbrand ca. 2 Wochen lang an. Einige zuvor auf der Fläche stehende Bäume sind abgestorben und wurden auf der Fläche belassen, andere hielten sich bis zum Windwurf. Anschließende Pflanzungen fanden nicht statt. Der Fokus dieser Arbeit liegt auf den durch den Windwurf ausgelösten Veränderungen im UG, sodass die Auswirkungen des Brandes nicht weiter beleuchtet werden. Auf der ehemaligen Brandfläche befindet sich auch keine Aufnahmefläche.

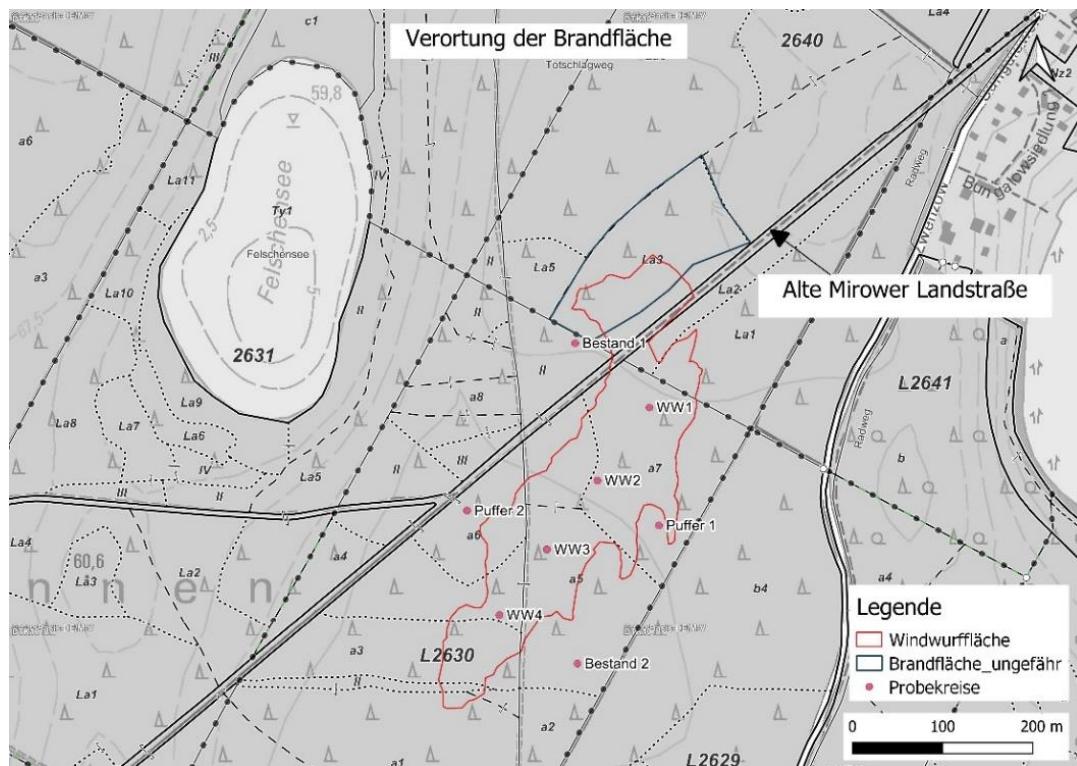


Abb. 5: Lage der Alten Mirower Landstraße und ungefähre Verortung der Brandfläche (eigene Darstellung), Kartengrundlage: Forstgrundkarte von Mecklenburg-Vorpommern (FGK) (LANDESFORSTANSTALT MECKLENBURG-VORPOMMERN O.J.), WMS Topographische Kartenwerke MV (WMS_MV_DTK) (LAIoV o. J. (a))

Naturnahe und nutzungsfreie Wälder gab es im heutigen Gebiet des Müritz-Nationalparkes zum Zeitpunkt seiner Gründung im Jahr 1990 nur in geringem Umfang. Die ihn flächenmäßig dominierenden Kiefernforste waren stark von der bisherigen intensiven, forstwirtschaftlichen Nutzung geprägt, welche auf einen möglichst hohen Holzertrag, vorwiegend aus Kiefernwäldern bzw. -forsten, ausgerichtet war. Bis 1990 wurde das Kiefernholz vielseitig genutzt. Weiterhin dienten Kiefern zur Harzgewinnung. Nur selten wurden sie mehr als 100 Jahre alt. Kahlschläge der Kiefern wurden bis zur politischen Wende i.d.R. wieder einheitlich mit Kiefern aufgeforstet. Unterwuchs und Totholz wurden entfernt. Zur Abwehr von Schädlingen wurden Insektizide und Herbizide eingesetzt. (Vgl. RANNOW et al. 2022)

1990 wiesen die Kiefernforste z. T. bereits einen Unterwuchs aus Anpflanzungen oder natürlicher Verjüngung auf (vgl. LFG & NATIONALPARKAMT MÜRITZ 2003).

Im Bereich Zwenzow endete die letzte Durchforstung 2010 (vgl. SEEMER o.J.). Die Waldbehandlungsmaßnahmen sollten die Stabilität sowie die natürliche Verjüngung der Kiefernwälder fördern, denn Beobachtungen zeigten, dass vorrangig nichtdurchforstete Waldbereiche von Sturm- und Schneebrechschäden betroffen waren (vgl. RANNOW et al. 2022).

4 Methoden

4.1 Datenerhebung

4.1.1 Einrichtung der Probekreise

2016 wurden durch Laura Josephin Hartmann acht permanente Probekreise (PK) als Dauerbeobachtungsflächen im Windwurf Zwenzow und im ihn umgebenden Kiefernforst angelegt (s. Abb. 6). Sie dienen der stichprobenartigen Erfassung der Vegetation und der Beschreibung der störungsökologischen Effekte des Sturmereignisses auf die Vegetationsentwicklung. Eine Dauerbeobachtungsfläche ist ein „räumlich zusammenhängender, dauerhaft festgelegter, in der Regel markierter Ausschnitt einer Phytozönose [= Pflanzengemeinschaft], auf dem der Zustand der Vegetation (Bsp.: Artmächtigkeiten, Biomasse, Strukturmerkmale usw.) mit identischer Methode wiederholt erfaßt wird“ (vgl. FISCHER & KLOTZ 1996 zitiert nach TRAXLER 1997: 43).

Grundlage für die Einrichtung der Probekreise war die „Anweisung zur Aufnahme der Waldstruktur in Naturwaldreservaten, Naturwaldvergleichs- und Waldmonitoring-Flächen“ (FORSTLICHES VERSUCHSWESEN 2007). Etwas abweichend von dieser erfolgte die Festlegung der Lage der Probekreismittelpunkte (PKM) nach folgender Vorgehensweise: Als Ausgangspunkt diente eine Geländeerhebung im Südwesten des Windwurfs. Von dieser aus wurde mithilfe eines TruPulse 360° B ® Laser-Dendrometer in Richtung Nordosten eine gedachte Mittellinie durch den Windwurf gepeilt. In einer Entfernung von 50 m zum Ausgangspunkt (gemessen mit einem Stahlmaßband entlang der gedachten Linie) wurde der PKM des ersten Probekreises (als WW4 bezeichnet - WW für Windwurf) mit einem Erdnagel markiert. 100 m weiter wurde der Probekreismittelpunkt des PK WW3 festgelegt. So wurde auch mit den Probekreismittelpunkten der PK WW2 und WW1 fortgefahren. Zusätzlich zur Markierung der PKM mit Erdnägeln wurden die GPS – Daten mithilfe eines GPS – Gerätes (Garmin-extrex ® 30) erfasst. (Vgl. HARTMANN 2016) Mit einem Doppelpentagonprisma wurden „jeweils lotrecht zu den Punkten WW1 bis WW4 je zwei weitere Punkte im Abstand von je 100 m (mittels Stahlmaßband) in nordöstlicher und südwestlicher Richtung eingemessen“ (HARTMANN 2016: 13). Zwei Punkte davon, deren Lage ungünstig war, wurden gestrichen. Übrig blieben die als Puffer 1 und Puffer 2 bezeichneten Probekreise im Übergangsbereich zwischen der Windwurffläche und dem Bestand sowie die Probekreise im Bestand (Bestand 1 und Bestand 2) (vgl. ebd.). Daraus ergeben sich drei verschiedene Standorttypen: Windwurf, Puffer und Bestand. Die Betrachtung des Pufferbereiches ist nötig, da die Auswirkungen eines Windwurfs über die eigentliche Windwurffläche hinausgehen (vgl. FISCHER et al. 1998 zitiert nach HARTMANN 2016). Die vergleichende Untersuchung aller drei Teilebereiche ermöglicht außerdem Unterschiede zwischen der Entwicklung eines vom Sturm stark betroffenen Bereiches und eines nicht betroffenen Bereiches innerhalb eines Waldgebietes zu erkennen.

Da 2022 nur auf den Probekreisen im Windwurf, d.h. auf den Probekreisen WW1, WW2, WW3 und WW4 Erdnägel gefunden wurden, scheinen die anderen 2016 nicht dauerhaft markiert worden zu sein. Daher wurden die Probekreismittelpunkte im Pufferbereich und Bestand auf Basis der vorhandenen GPS – Daten und Bilder aus 2016 gutachterlich neu verortet und ebenfalls mit Erdnägeln markiert. Die GPS – Daten aller PKM sind Tab. 14 (s. Anhang) zu entnehmen.

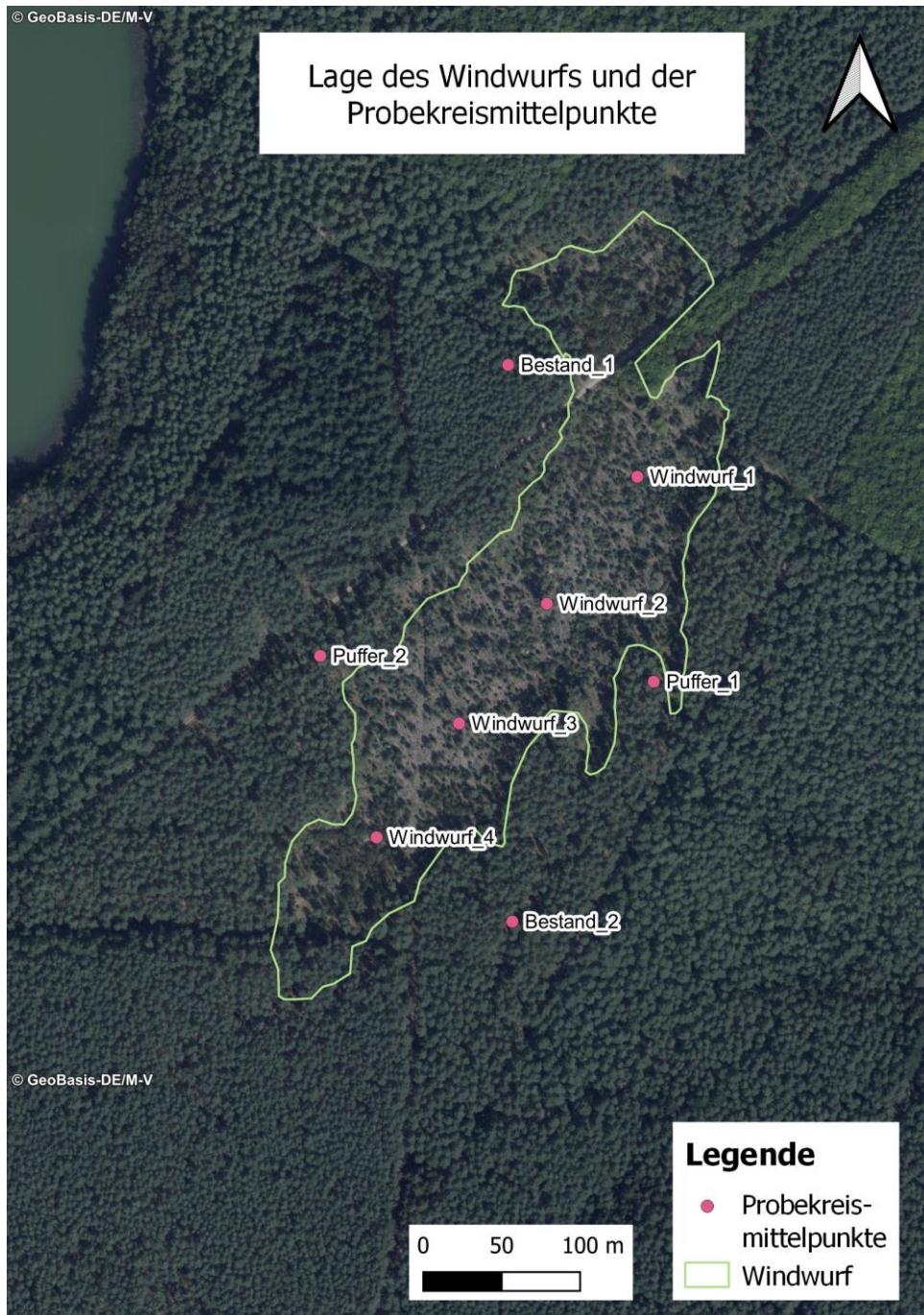


Abb. 6: Lage des Windwurfs und der Probekreismittelpunkte, Kartengrundlage: Digitales Orthofoto (DOP) 2020 (LAIv 2017)

4.1.2 Vegetationsaufnahmen

Für die Vegetationsaufnahmen wurden nach der „Anweisung zur Aufnahme der Waldstruktur in Naturwaldreservaten, Naturwaldvergleichs- und Waldmonitoring-Flächen“ (FORSTLICHES VERSUCHSWESEN 2007) um die ermittelten Probekreismittelpunkte Probekreise mit einem Radius von 10 m, d.h. einer Flächengröße von 314 m^2 angelegt (s. Abb. 7). Dafür wurde vom PKM ausgehend mit einem Kompass Norden, Osten, Süden und Westen bestimmt. Anschließend wurden vom PKM mit einem Maßband jeweils 10 m in Richtung der genannten Himmelsrichtungen abgemessen und bei 10 m eine Markierung gesetzt. Diese dienten nur der

besseren Orientierung während der Aufnahmen und wurden hinterher wieder entfernt. Die Markierungen dienten auch als Orientierungspunkt für die Fotos, die von jedem PKM in alle vier Himmelsrichtungen aus einer Höhe von ca. 1,5 m aufgenommen wurden (s. Abb. 38 - Abb. 69 im Anhang).

Die Vegetationsaufnahmen erfolgten nach BRAUN – BLANQUET (1964). Bei seiner Methode werden innerhalb einer abgegrenzten Fläche alle vorkommenden Pflanzenarten, getrennt nach Vegetationsschichten (Baumschicht 1, Baumschicht 2, Strauchschicht, Krautschicht, Moosschicht) und unter Angabe der Artmächtigkeit, erfasst. Die Unterteilung in Vegetationsschichten ermöglicht somit neben der reinen Deckungsschätzung auch eine Erfassung der Vegetationsstruktur. Diese sei laut OPPERMANN „für Monitoringprojekte gut geeignet, da die Vegetationsstruktur schneller auf Umweltveränderungen reagiert als die Artenzusammensetzung einer Fläche“ (vgl. OPPERMANN 1990 zitiert nach TRAXLER 1997: 125).

Zur Erleichterung und Vereinheitlichung der Artmächtigkeitsschätzung bei Vegetationsaufnahmen erstellte BRAUN-BLANQUET eine 7-stufige Skala mit welcher Abundanz („Individuenzahl einer Art“ (DIERSCHKE 1994: 157)) und Dominanz („Deckungsgrad einer Pflanze bzw. aller Individuen einer Sippe in einer Schicht“ (ebd.)) kombiniert werden. Dies ist ein halbquantitatives Schätzverfahren (vgl. TREMP 2005). „Die Individuenzahl pro Flächeneinheit wird als Dichte bezeichnet“ (TRAXLER 1997: 97). „Der Deckungswert gibt die relative Fläche wieder, die eine Pflanze zur Lichtaufnahme einnimmt“ (vgl. BONHAM 1998 zitiert nach TRAXLER 1997: 97).

Die BRAUN-BLANQUET-Schätzskala wurde „im deutschsprachigen Raum“ (TRAXLER 1997: 113) zum Standard „für pflanzensoziologische Aufnahmen“ (ebd.). Für diese Arbeit wurde die nach WILMANNS (1998) erweiterte Skala (s. Tab. 1) genutzt, welche in den niedrigeren Deckungsklassen (Deckung < 25%) wesentlich feiner unterteilt ist als die Skala nach BRAUN-BLANQUET und daher genauere Deckungsschätzungen bei Pflanzen mit geringer Deckung ermöglicht. Zur Vergleichbarkeit der Daten wurde in dieser Arbeit mit denselben mittleren Deckungswerten wie in HARTMANN (2016) gearbeitet (s. Tab. 1).

Tab. 1: Skala zur Schätzung der Artmächtigkeit nach BRAUN-BLANQUET, modifiziert nach WILMANNS (WILMANNS 1998: 34) und Umrechnung der Artmächtigkeitsangaben in mittlere Deckungswerte (HARTMANN 2016: Anhang Nr. 4)

Artmächtigkeitsangaben	Mittlere Deckungswerte in %
r: 1 Individuum in der Aufnahmefläche, auch außerhalb im Bestand nur sehr sporadisch	0 %
+: 2-5 Individuen in der Aufnahmefläche, Deck. < 5 %	0,5 %
1: 6-50 Individuen in der Aufnahmefläche, Deck. < 5 %	2,5 %
2m: > 50 Individuen in der Aufnahmefläche, Deck. < 5 %	2,5 %
2a: Individuenzahl beliebig, Deck. 5-15 %	10 %
2b: Individuenzahl beliebig, Deck. 16-25 %	20 %
3: Individuenzahl beliebig, Deck. 26-50 %	37,5 %
4: Individuenzahl beliebig, Deck. 51-75 %	62,5 %
5: Individuenzahl beliebig, Deck. 76-100 %	87,5 %

Zunächst wurde die reelle Deckung der einzelnen Vegetationsschichten (ohne Hinzurechnung der Lücken) geschätzt, dann die reelle Deckung der einzelnen Arten in diesen (vgl. TRAXLER 1997). Um den prozentualen Anteil einer Vegetationsschicht oder einer Pflanzenart an der Gesamtdeckung einer Fläche zu ermitteln, stellt man sich vor, man würde die Pflanzenteile senkrecht auf den Boden projizieren (senkrecht von oben auf diese schauen) (vgl. TREMP 2005). „Die Deckung einer Pflanzenart in einer Aufnahmefläche setzt sich aus der Individuenzahl, der Individuengröße und der räumlichen Verteilung der Einzelpflanzen zusammen“ (TREMP 2005: 27).

Da sich Pflanzenteile verschiedener Pflanzen überlappen können, können Deckungswerte von über 100 % erreicht werden, wenn die Deckungsangaben der einzelnen Pflanzen zusammengerechnet werden. Gleches gilt, wenn die Deckungsangaben der einzelnen Vegetationsschichten zusammengerechnet werden. Die Gesamtdeckung einer einzelnen Vegetationsschicht und auch die Gesamtdeckung einer Aufnahmefläche überschreitet jedoch niemals 100%. (Vgl. TREMP 2005)

Die Abgrenzung der Vegetationsschichten erfolgte in Anlehnung an DIERSCHKE (1994) und KOCH (1994) (s. Tab. 2).

Tab. 2: Abgrenzung der Vegetationsschichten nach DIERSCHKE (1994) und KOCH (1994)

Höhe	Schicht
0 – 0,5 m	Moosschicht (M)
0,5 – 1,5 m	Krautschicht (Kr)
1,5 – 5 m	Strauchschicht (Str)
> 5 m	Baumschicht 2 (B2): 1/3 bis 2/3 der höchsten Bäume
> 5 m	Baumschicht 1 (B1): 2/3 bis 3/3 der höchsten Bäume

Auch, wenn die Moosschicht bis 0,5 m angegeben ist, wurden nur Moosarten dieser Schicht zugeordnet. Es wurden vorrangig auf dem Waldboden (epigäische) und manchmal auch auf Wurzelstellern wachsende Moose erfasst, jedoch keine an Baumstämmen wachsende.

4.1.3 Verjüngung und Verbiss

Innerhalb der Probekreise wurde im Norden, Osten, Süden und Westen jeweils ein Satellitenkreis mit einem Radius von 1,99 m ($A = 12,5 \text{ m}^2$) angelegt. Ihre Mittelpunkte sind 8m vom PKM entfernt (s. Abb. 7) und wurden für die Dauer der Aufnahmen mit Stöcken markiert.

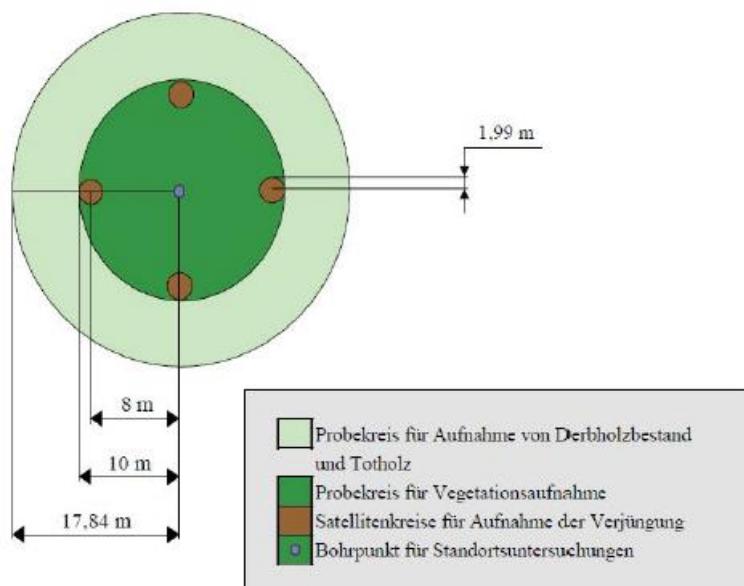


Abb. 7: Maße der Probekreise für Waldstruktur- und Vegetationsaufnahmen sowie der Satellitenkreise für Verjüngungsaufnahmen (FORSTLICHES VERSUCHSWESEN 2007: 4)

Innerhalb der Satellitenkreise erfolgten die Verjüngungsaufnahmen, ebenfalls nach der „Anweisung zur Aufnahme der Waldstruktur in Naturwaldreservaten, Naturwaldvergleichs- und Waldmonitoring-Flächen“ (FORSTLICHES VERSUCHSWESEN 2007). Bei diesen wurden alle Baumjungpflanzen „bis zu einer Höhe von 2m“ (FORSTLICHES VERSUCHSWESEN 2007: 11) gezählt. Dabei wurde die Baumart vermerkt und eine Zuordnung zu den Größenklassen < 0,2 m, 0,2 – 0,49 m, 0,5 – 1,29 m oder 1,3 – 2m vorgenommen. Zur besseren Orientierung bzw. um das Übersehen oder Doppelzählungen von Individuen zu vermeiden, erfolgte das Auszählen in Kreissegmenten. Zusätzlich wurde jedes Individuum einer Verbisschadstufe nach FORSTLICHES VERSUCHSWESEN (2007) zugeordnet. Zur Auswahl stand:

- „0 – ohne Schäden
- 1 – geringe Schäden, nur Seitentriebe verbissen
- 2 – mittlere Schäden, Terminaltrieb einmal verbissen
- 3 – starke Schäden, Terminaltrieb mehrmals verbissen oder Terminaltrieb und Seitentriebe verbissen oder Jungpflanze verfegt
- 4 – andere Schadursache“ (ebd.: 11)

Es wurden nicht nur frische Verbisssspuren, sondern allgemein Verbisssspuren erfasst. Abgestorbene Jungpflanzen wurden nicht aufgenommen.

Die Zusammenfassung der Aufnahmeformulare ist im Anhang (s. Tab. 28 - Tab. 35) zu finden.

4.1.4 Abgrenzung der Flächenausdehnung der Verjüngung

Die nach dem Sturmereignis im Windwurfbereich etablierte Baumverjüngung hat sich von dort aus weiter in den Bestand ausgebreitet. Um die Größe der aktuell von der Verjüngung eingenommenen Fläche darstellen zu können, wurde am 23.09.2022 der Randbereich der Fläche,

in welche sich die Verjüngung ausgedehnt hat, abgelaufen. Mit einem GPS – Gerät (GPSMAP 66s) wurden Koordinaten als Punkte aufgenommen, um diese später in QGIS zu einer Gesamtfläche verbinden und so das Ausmaß der Verjüngungsfläche darstellen zu können (s. 5.2.5, Abb. 34). Entsprechend der „Arbeitsanweisung der Forsteinrichtung für die Erfassung des Waldzustandes und die mittelfristige Planung in Mecklenburg-Vorpommern“ (LANDESFORSTANSTALT MECKLENBURG-VORPOMMERN 2017) wurde nur Verjüngung ab einer Höhe von 0,5 m in die Abgrenzung aufgenommen. Die Beurteilung, ob eine Pflanze in diese Größenklasse fällt oder nicht erfolgte gutachterlich nach Augenmaß.

4.1.5 Artbestimmung und Nomenklatur der Arten

Alle Pflanzen, außer die Moose, wurden mit dem Rothmaler (JÄGER 2017, JÄGER et al. 2017) bestimmt. Die Bestimmung der Moose erfolgte zusammen mit Herrn Lamkowski (fachpraktischer Mitarbeiter der Hochschule Neubrandenburg) unter Zuhilfenahme eines Mikroskops, eines Binokulars sowie der Bestimmungsliteratur FRAHM & FREY (1992) und LÜTH (2019).

Die Nomenklatur der Gefäßpflanzen richtet sich nach JÄGER (2017) und bei den Moosen nach KOPERSKI et al. (2007) oder MEINUNGER & SCHRÖDER (2007), zitiert nach LÜTH (2019).

Statt dem von HARTMANN (2016) verwendeten Artnamen *Avenella flexuosa* wird *Deschampsia flexuosa* verwendet.

4.2 Datenauswertung

4.2.1 Pflanzensoziologische Einordnung

Ziel der Pflanzensoziologie ist es, die komplexe Vegetation in Einheiten zu gliedern, zu beschreiben und Zusammenhänge zu erkennen. Einzelne Pflanzenarten werden nicht als isoliert wachsende Individuen betrachtet, sondern sie sind mit anderen Arten entsprechend ihrer Standortsansprüche zu Pflanzengemeinschaften vergesellschaftet. Die Pflanzengesellschaft oder auch Assoziation ist die wichtigste Einheit des pflanzensoziologischen Systems. Die sie charakterisierenden Kennarten dienen zur Abgrenzung der Pflanzengesellschaften voneinander. Pflanzengesellschaften, die sich in ihrer Artenzusammensetzung ähneln, werden zu Verbänden, Ordnungen und Klassen zusammengefasst. (Vgl. BRAUN – BLANQUET 1964, DIERSCHKE 1994)

Räumlich im Zusammenhang stehende Pflanzengesellschaften können zu Gesellschaftskomplexen bzw. Vegetationskomplexen zusammengefasst werden (vgl. ELLENBERG & LEUSCHNER 2010). Pflanzengesellschaften bzw. Assoziationen sind geeignet, um die Standorteigenschaften eines Gebietes zu repräsentieren (vgl. ebd.).

Die Bestimmung der Pflanzengesellschaften und die Einordnung dieser in das pflanzensoziologische System erfolgt wie auch in HARTMANN (2016) mit BERG et al. (2004). Weiterhin wird überprüft, ob die von HARTMANN (2016) vorgenommene pflanzensoziologische Einordnung auch hinsichtlich der neu gewonnenen Daten übereinstimmt.

BERG et al. (2004) verwenden keinen dichotomen Bestimmungsschlüssel, sondern führen nur die in Mecklenburg-Vorpommern vorkommenden Klassen mit den ihnen untergestellten Ordnungen, Verbänden und Assoziationen auf. Innerhalb dieser Stufen werden manchmal die Begriffe

Charakterarten, Differentialarten sowie hochstete Arten/Begleiter benutzt. Laut OTTO (1994) haben Charakterarten (Kennarten) ihren Schwerpunkt in *einer* Gesellschaft, während Differentialarten (Unterscheidungs- /Trennarten) bevorzugt in einer bestimmten Gesellschaft auftreten, aber auch in anderen vorkommen können. Sie dienen folglich der „Herausarbeitung von Artengruppen, die bestimmten Aufnahmen gemeinsam sind und anderen fehlen“ (DIERSCHKE 1994: 273). Mithilfe von Charakter- und Differentialarten lassen sich somit Vegetationstypen identifizieren und von anderen abgrenzen, weshalb sie auch unter dem Begriff „Diagnostische Arten“ zusammengefasst werden. Begleiter seien laut DIERSCHKE Arten, die „keinen syntaxonomisch-diagnostischen Wert besitzen“ (DIERSCHKE 1994: 275), aber bspw. eine hohe Biomasse oder einen hohen Deckungsgrad aufweisen können. Sie sind aufgrund ihrer weiten Standortsamplitude meist weit verbreitet und eignen sich daher eher nicht zur Abgrenzung der Gesellschaften (vgl. OTTO 1994).

4.2.2 Zeigerwerte

Die ökologischen Zeigerwerte nach ELLENBERG (1979), verändert nach ELLENBERG et al. (2001) drücken das ökologische Verhalten einer Pflanzenart gegenüber einzelnen Standortfaktoren aus. Zu diesen gehören „klimatische Faktoren (Licht [L], Wärme und Kontinentalität [K]) sowie [...] Bodenfaktoren (Feuchtigkeit [F], Bodenreaktion [R] und Stickstoffversorgung [N])“ (ELLENBERG et al. 2001: 11). Auch das Verhalten gegenüber dem Salzgehalt (S) und Schwermetallgehalt eines Bodens wird in den Zeigerwerten berücksichtigt. Bei Moosen fehlt die Stickstoff- und Salzzahl. ELLENBERG wählt für die Zeigerwertangaben eine 9-stufige Skala, „wobei 1 das geringste und 9 das größte Ausmaß des betreffenden Faktors bedeutet“ (ebd.). Eine 5 steht somit für mittelmäßige Verhältnisse. Nur für den Faktor Wasser wählt ELLENBERG eine 12 – stufige Skala. Exemplarisch werden im Folgenden die Zeigerwertzahlen erläutert (s. Tab. 3). Für weitere Informationen s. z. B. ELLENBERG et al. (2001: 67-70).

Tab. 3: Erläuterung der ökologischen Zeigerwerte nach ELLENBERG et al. (2001)

Lichtzahl (L)	„Schattenverträglichkeit bzw. [die] Beziehung zur relativen Beleuchtungsstärke (1: Tiefschattenpflanzen, 5: Halbschattenpflanzen, 9: Volllichtpflanzen)“ (DIERSCHKE 1994: 226)
Temperaturzahl (T)	„Vorkommen im Wärmegefälle von der subnivalen Stufe bis in die wärmsten Tieflagen“ (ELLENBERG et al. 2001: 67); „1: alpin-subalpine Pflanzen=Kältezeiger, 5: submontane Pflanzen=Mäßigwärmezeiger, 9: mediterrane Pflanzen=extreme Wärmezeiger“ (DIERSCHKE 1994: 226)
Kontinentalitätszahl (K)	drückt aus, ob die Art mehr in ozeanischen oder mehr in kontinentalen Gebieten

	vorkommt („1: euozeanisch, 5: intermediär, 9: eukontinental“ (DIERSCHKE 1994: 226))
Feuchtezahl (F)	drückt das Verhalten einer Art gegenüber der Bodenfeuchtigkeit bzw. Wasserversorgung aus („1: starke [Trockenheitszeiger], 5: Frischezeiger, 9: Nässezeiger [...] 10: Wechselwasserzeiger, 11: Wasserpflanzen [...], 12: Unterwasserpflanzen“ (DIERSCHKE 1994: 227))
Reaktionszahl (R)	gibt das Verhalten von Pflanzenarten gegenüber dem Kalkgehalt eines Bodens und der Bodenazidität an (1: Starksäurezeiger, 5: Mäßig-säurezeiger, 9: Basen- und Kalkzeiger) (vgl. ELLENBERG et al. 2001)
Stickstoffzahl (N)	gibt Auskunft über das Stickstoffbedürfnis einer Art („1: Magerkeitszeiger, 5: Zeiger mäßig stickstoffreicher Standorte, 9: Zeiger übermäßiger stickstoffreicher Standorte“ (DIERSCHKE 1994: 227))
Salzzahl (S)	drückt die Salzverträglichkeit einer Art aus („0: nicht salzertragend, 1: schwach salzertragend, 5: mäßigsalzertragend, 9: extreme Salzzeiger“ (DIERSCHKE 1994: 227))

Die Angabe „x“ hinter einem Zeigerwert weist auf ein indifferentes Verhalten der Art hin und ein „?“ bedeutet, dass das Verhalten noch ungeklärt ist. Die Angaben „x“ und „?“ bleiben bei Durchschnittsberechnungen unberücksichtigt. Die Zeigerwerte gelten für das westliche Mitteleuropa. (Vgl. ELLENBERG et al. 2001)

Mittlere Zeigerwerte, also Durchschnittswerte/Mittelwerte, eignen sich „zur Prüfung von Beziehungen“ (ELLENBERG et al. 2001: 27) zwischen Pflanzengesellschaften mit wenig Arten, was dem UG entspricht, bzw. zwischen der Artenzusammensetzung mehrerer Aufnahmeflächen (vgl. LICHT 2015 zitiert nach HARTMANN 2016). Sie berechnen sich aus den Einzelwerten der Arten einer Vegetationsaufnahme und werden in dieser Arbeit qualitativ, d.h. „nach der Präsenz der Arten“ (ELLENBERG et al. 2001: 27) und quantitativ, d.h. „gewichtet nach den geschätzten Mengen jeder der Arten“ (ebd.), also unter Berücksichtigung der Deckungsgrade, berechnet.

Die Einbeziehung der Deckungswerte in die Zeigerwertberechnung verhindert, dass sogenannte Ausreißer, also Arten, dessen Werte sehr vom Durchschnitt abweichen und die nur mit wenig Individuen auftreten, das Gesamtergebnis zu sehr beeinflussen, was zu falschen Schlussfolgerungen verleiten könnte (vgl. HARTMANN 2016). Stattdessen prägen Arten mit hohen Deckungsgraden die mittleren quantitativen Werte stark und davon abweichende Zeigerwerte der Arten mit geringer Deckung werden weniger sichtbar.

Bei Waldgesellschaften hat es sich laut ELLENBERG bei der Berechnung der mittleren Zeigerwerte bewährt, nur die Kraut- und Strauchschicht mit den in ihnen vertretenen Baumarten zu berücksichtigen „und jede Art nur einmal in die Rechnung einzubeziehen, auch wenn sie in mehreren Schichten“ (ELLENBERG et al. 2001: 29) vorkommt. Da in HARTMANN (2016) jedoch nur die Moos- und Krautschicht in die Berechnung der mittleren Zeigerwerte eingegangen sind, wird hinsichtlich der Vergleichbarkeit der Ergebnisse in dieser Arbeit gleichermaßen verfahren. Außerdem schließt dies eine doppelte Integration einer Art in die Berechnung aus, denn die Moosschicht und die Krautschicht weisen keine gleichen Arten auf.

Da es sich bei der BRAUN-BLANQUET-Skala um eine Ordinalskala handelt, „in der metrische Rechenoperationen nicht erlaubt sind“ (TRAXLER 1997: 113), müssen die Deckungsklassen für weitere Berechnungen, wie z. B. die Berechnung der mittleren Zeigerwerte in mittlere Deckungswerte umgewandelt werden (s. Kapitel 4.1.2, Tab. 1).

Die qualitativen und quantitativen Berechnungen der mittleren Zeigerwerte erfolgten nach DIERSCHKE (1994: 233) mithilfe folgender Formeln:

$$mZqual. = \frac{\sum Z}{AZ}$$

$$mZquant. = \frac{\sum (Z \times D\%)}{\sum D\%}$$

($mZqual.$ = mittlerer Zeigerwert qualitativ berechnet, $mZquant.$ = mittlerer Zeigerwert quantitativ berechnet, Σ = Summe, Z = „Zeigerwert einer Art“ (DIERSCHKE 1994: 233), AZ = Artenzahl, $D\%$ = mittlere Deckungswerte in %)

Der qualitativ berechnete mittlere Zeigerwert entspricht somit dem Mittelwert (Durchschnitt) der Zeigerwertangaben (zum jeweiligen Zeigerwert, z. B. Lichtzahl) aller Arten, die auf dem PK vorkamen.

Zu *Pseudotsuga menziesii* und *Pinus strobus* gibt es keine Zeigerwertangaben. Bei manchen anderen Arten gibt es nicht zu allen Zeigerwerten Angaben.

Die mittleren Zeigerwerte werden in Abb. 85 - Abb. 108 als Boxplots dargestellt. Mit Boxplots lassen sich Verteilungen grafisch darstellen. Sie bestehen aus folgenden Bestandteilen (s. Abb. 8):

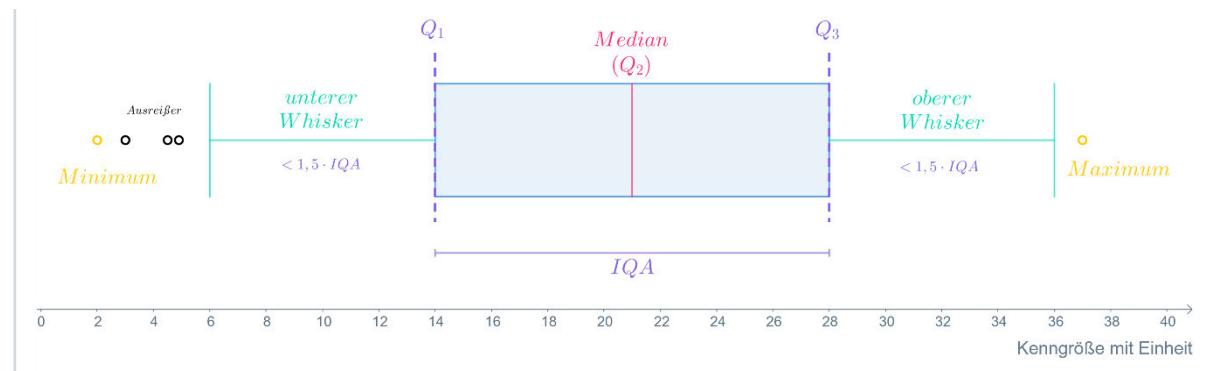


Abb. 8: Bestandteile eines Boxplots (STUDYSMARTER o.J.)

50 % der Werte der Verteilung liegen unter- und 50% oberhalb der Median – Linie. Bei der Box stellt die untere Linie das 1. Quartil (Q1) dar. 25% der Werte liegen unterhalb diesem und 75% darüber. Die obere Linie der Box wird als 3. Quartil (Q3) bezeichnet. Über diesem liegen 25%, unter diesem 75% der Werte. Die Box selbst zeigt den Interquartilsabstand (IQA) zwischen dem 1. und dem 3. Quartil. Außreißer sind Werte, die die 1,5-fache Boxlänge ober- oder unterhalb der Box liegen. Aus dem Abstand zwischen dem obersten und dem untersten Außreißer lässt sich die Spannweite vom Minimum zum Maximum ablesen. Gibt es keine Außreißer reicht die Spannweite der Werte vom oberen zum unteren Whisker (= Antenne). (Vgl. WALTHER 2022)

4.2.3 Diversitätsindizes

Die Berechnung der α -Diversität, sprich der Artendiversität eines homogenen Pflanzenbestandes (vgl. TRAXLER 1997) bzw. einer Probefläche, erfolgte mithilfe des Shannon-Wiener-Index. Dieser „berücksichtigt [die] Anzahl der Arten und [die] Evenness (Ausgeglichenheit, Gleichmäßigkeit) zwischen den Mengenanteilen der Arten“ (TREMP 2005: 74), wobei die Evenness mehr Gewicht hat. Die Evenness ergibt sich aus der Division des Shannon-Wiener-Index H' durch das Diversitätsmaximum H_{\max} . Sie relativiert den Shannon-Wiener-Index (= aktuelle Diversität) und setzt ihn ins Verhältnis zum maximal möglichen Diversitätswert. Die Evenness kann Werte zwischen 0 (absolute Ungleichverteilung) und 1 (absolute Gleichverteilung = Höchstwert) annehmen. Eine hohe Evenness verrät, dass sich ein hoher Diversitätsindex nicht aus einer hohen Artenzahl ergibt, sondern aus einer hohen Gleichverteilung der Arten innerhalb eines Vegetationsbestandes. (Vgl. TREMP 2005)

Die Berechnung der β -Diversität, sprich des "Grad[es] der Veränderung in der Artenzusammensetzung einer Pflanzengesellschaft entlang eines Gradienten" (WHITTAKER 1970 zitiert nach TRAXLER 1997: 180) erfolgte mithilfe des Sørensen – Index und des Jaccard-Index. Beide sind Präsenzgemeinschaftskoeffizienten, d.h. bei ihrer Berechnung wird lediglich das Vorhandensein einer Art berücksichtigt (qualitative Daten), bei Massengemeinschaftskoeffizienten dagegen auch die Deckungswerte (quantitative Daten) (vgl. TRAXLER 1997, TREMP 2005). Präsenzgemeinschaftskoeffizienten können einen Artenwechsel, den sogenannten „species turnover“ (vgl. ELLENBERG & LEUSCHNER 2010) anzeigen. Gemeinschaftskoeffizienten sind Maße zur Bewertung der Ähnlichkeit zweier Flächen oder zweier Aufnahmen (= Ähnlichkeitskoeffizienten), wobei Präsenzgemeinschaftskoeffizienten wie der Sørensen – Index und der Jaccard-Index die Arten-Ähnlichkeit zweier Flächen/Aufnahmen anzeigen und Massengemeinschaftskoeffizienten die quantitative Ähnlichkeit dieser.

Ähnlichkeitskoeffizienten können Werte zwischen 0 und 1 annehmen. Bei einer 0 ist die Artenzusammensetzung zwischen den zwei Aufnahmen zu 0% identisch und bei 1 zu 100% identisch. Soll der Grad der Unähnlichkeit berechnet werden, wird das Ergebnis des Ähnlichkeitskoeffizienten von 1 abgezogen (= Berechnung des Distanzmaßes) (vgl. TREMP 2005, SCHMIDT & HEINRICH 2015).

Die Berechnung der β -Diversität bietet die Möglichkeit zum räumlichen Vergleich von zwei unterschiedlichen Flächen aus dem gleichen Aufnahmezeitraum sowie zum zeitlichen Vergleich

zweier Aufnahmen aus unterschiedlichen Aufnahmezeiträumen, aber von derselben Fläche. (Vgl. TRAXLER 1997, TREMP 2005) Mit dem Sørensen-Index wurde berechnet, wie viel Prozent des Arteninventars zweier Probekreise übereinstimmen (räumlicher Vergleich). Die Datengrundlage dafür waren die ermittelten Artenzahlen aus dem Jahr 2022. Bei der Berechnung des Jaccard – Index ging es um die Beantwortung der Frage, wie viel Prozent des erfassten Arteninventars von 2016 mit dem von 2022 auf dem jeweiligen PK übereinstimmt (zeitlicher Vergleich).

α-Diversität

Der Shannon – Wiener – Index nach SHANNON (1949), s.a. SHANNON & WEAVER (1976), berechnet sich mithilfe folgender Formel:

$$H' = - \sum_{i=1}^s p_i \times \ln p_i \quad p_i = \frac{n_i}{N}$$

H' = Shannon – Wiener – Index

s = Gesamtzahl der Arten

n_i = Prozentwert / mittlerer Deckungswert der Art i

N = Summe der Prozentwerte / mittleren Deckungswerte aller Arten

ln = natürlicher Logarithmus

p_i = relativer Anteil der Art i zwischen 0 und 1 (Division des prozentualen Anteils einer Art durch den Gesamtwert)

(zitiert nach TREMP 2005: 74)

H' kann nur positive Werte einnehmen, da p_i < 1 und log p_i negativ ist. Umso höher H' ausfällt, umso diverser/artenreicher ist der untersuchte Bestand und umso gleichmäßiger sind die Arten in ihm verteilt (mit ähnlicher Häufigkeit). Wenn H' = H max = ln s, treten alle Arten gleich häufig auf und die maximale Diversität ist erreicht. Ist H' = 0 gehören alle erfassten Individuen zur selben Art. (Vgl. DIERSCHKE 1994, TRAXLER 1997, TREMP 2005) Das Ergebnis des Shannon-Wiener-Index wird folgendermaßen interpretiert (eigens gewählte Einstufung): Wert unter 1 = sehr niedrige Artendiversität, 1 bis 1,5 = mäßig hohe Artendiversität, ab 2 = hohe Diversität.

β-Diversität

Zur Berechnung des Sørensen – Index nach SØRENSEN (1948) wurde folgende Formel genutzt:

$$QS = \frac{2c}{a + b}$$

QS = Quotient of Similarity (Präsenzgemeinschaftskoeffizient nach Sørensen)

a = Anzahl der Arten, die nur auf dem Probekreis 1 vorkamen

b = Anzahl der Arten, die nur auf dem Probekreis 2 vorkamen

c = Anzahl gemeinsamer Arten

Zur Berechnung der prozentualen Ähnlichkeit der Artenzusammensetzung zweier Populationen wird der Bruch mit 100 multipliziert.

Gemeinsame Arten werden, anders als beim Jaccard – Index, doppelt gewertet.

Die Berechnung des Jaccard – Index nach JACCARD (1901, 1912) erfolgte mit der Formel (zitiert nach DIERSCHKE 1994: 284):

$$GJ = \frac{c}{a+b+c} \times 100$$

GJ = Präsenzgemeinschaftskoeffizient nach Jaccard

a = Arten, die nur im ersten Aufnahmejahr auf dem jeweiligen PK vorkamen

b = Arten, die nur im zweiten Aufnahmejahr auf dem jeweiligen PK vorkamen

c = gemeinsame Arten

Die β – Diversität ist am größten, wenn es keine gemeinsamen Arten gibt. Sie ist gering, wenn die Arten (nahezu) identisch sind.

4.2.4 Turboveg 2.0

„TURBOVEG ist eine von Stephan Hennekens entwickelte Microsoft Windows Anwendung zum Speichern und Selektieren von großen Mengen vegetationskundlicher Daten (Vegetationsaufnahmen, relevés)“ (BERG et al. 2015: 1, s.a. HENNEKENS & SCHAMINEE 2001).

Das Programm wurde verwendet, um die Vegetationsaufnahmen aller PK zu speichern und den Median und den arithmetischen Mittelwert bzw. mittleren Zeigerwert („Mean“) der ökologischen Zeigerwerte nach Ellenberg zu berechnen (s. Tab. 23 - Tab. 25). In die Berechnungen gingen, wie auch in HARTMANN (2016), nur die Krautschicht und die Moosschicht ein. Auch der Shannon – Index wurde mit Turboveg berechnet, um die Ergebnisse den mit Excel berechneten gegenüberstellen zu können (s. Tab. 26). Das genaue Vorgehen in Turboveg ist dem Anhang zu entnehmen (siehe Anhang 2.3). Tab. 4 zeigt, wie die Artmächtigkeitsangaben in Turboveg in mittlere Deckungsprozente übersetzt werden. Verwendet wurde die Schätzskala 02 Braun/Blanquet (new).

Tab. 4: Übersetzung der Artmächtigkeitsangaben in mittlere Deckungswerte in Turboveg 2.0

Artmächtigkeitsangaben	Mittlere Deckungsprozente in %
r	1.0
+	2.0
1	3.0
2m	4.0
2a	8.0
2b	18.0
3	38.0
4	68.0
5	88.0

4.2.5 Darstellung der Flächenausdehnung der Verjüngung

Die modellhafte Darstellung der Ausdehnung der Verjüngung vom Windwurfbereich in den ihn umgebenden Bestand erfolgte mit QGIS. Dafür wurden die mit dem GPS-Gerät erstellten Wegpunkte als GPX-Datei in QGIS geladen und dort mithilfe einer Linien – Shapedatei zu einer Fläche verbunden (s. Abb. 34). Anschließend wurde mithilfe des Feldrechners der Flächeninhalt der so entstandenen Fläche in m^2 und ha berechnet, ebenso für die Windwurffläche. Weiterhin wurde von NO nach SW eine imaginäre Mittellinie durch den Windwurfbereich gezogen und zehn Hilfslinien, die vom nordwestlichen Rand zum südöstlichen Rand der Verjüngungsfläche reichen (s. Abb. 34). Die Hilfslinien wurden willkürlich gelegt. Sie liegen parallel in einem Abstand von ca. 50 m zueinander (nicht standardisiert). So konnten in mehreren Messungen die Abstände von der Mittellinie zum westlichen sowie östlichen Rand der Windwurffläche einerseits und der Verjüngungsfläche andererseits ermittelt werden. Aus den zehn Messungen wurde der Durchschnittswert berechnet. Außerdem wurde der Flächeninhalt der Windwurffläche von dem Flächeninhalt der darüberhinausgehenden Verjüngungsfläche abgezogen, um die Flächendifferenz zu erhalten. Die Ergebnisse sind im Kapitel 5.2.5 dargestellt.

5 Ergebnisse

5.1 Vegetation

5.1.1 Anzahl der Arten

In der Tab. 5 werden die 2022 auf allen Probekreisen ermittelten Artenzahlen den 2016 ermittelten Artenzahlen gegenübergestellt. Diese beinhalten sowohl die Gefäßpflanzen als auch die Moose. Die Anzahl der Arten wird aufgegliedert in die einzelnen Vegetationsschichten, in denen sie nachgewiesen wurden, für jeden PK einzeln aufgeführt. Einige Arten kamen in mehreren Schichten vor. Dies wurde bei der Berechnung der Gesamtartenzahl je PK berücksichtigt, in welche die entsprechende Art dann nur einmal einging.

Insgesamt ist auf allen PK, außer im Puffer 2 eine Zunahme der Artenzahl festzustellen. Der höchste Zuwachs an Arten ist auf den PK WW4 (8 hinzugekommene Arten) und Bestand 1 (7 hinzugekommene Arten) zu verzeichnen.

In der Baumschicht 1 ergaben sich hinsichtlich der Anzahl der Baumarten keine Änderungen gegenüber 2016. In der Baumschicht 2 ist eine Artenzunahme auf den PK WW1, WW2, WW3 und Bestand 2 zu sehen, eine Artenabnahme dagegen im Bestand 1. Gleichbleibend war es im WW4 sowie in Puffer 1 und 2. In der Strauchschaft zeigt sich überwiegend eine Artenzunahme, nur im Puffer 2 war eine Abnahme erkennlich. In Puffer 1 änderte sich die Artenanzahl in der Strauchschaft nicht. Sehr unterschiedlich fällt die Entwicklung der Krautschicht aus. Während auf vier der acht untersuchten PK eine Artenabnahme zu sehen ist, zeigt sich auf drei anderen eine Artenzunahme und nur auf einem keine Veränderung. Allen PK gleich ist jedoch die Zunahme der Artenzahlen in der Moosschicht. Hier sollten allerdings die Hinweise in der Methodenkritik (s. 5.1.2.2) beachtet werden.

Zwischen den drei Standorttypen Windwurf, Puffer und Bestand zeigen sich hinsichtlich der Gesamtartenzahlen keine großen Unterschiede.

Tab. 5: erfasste Anzahl der Arten pro PK und Vegetationsschicht, Gegenüberstellung der Ergebnisse von 2016 und 2022; B1 = Baumschicht 1, B2 = Baumschicht 2, Str = Strauchsicht, Kr = Krautschicht, M = Moosschicht

Vegetations- schichten	Jahr	WW1		WW2		WW3		WW4		Puffer 1		Puffer 2		Bestand 1		Bestand 2	
		2016	2022	2016	2022	2016	2022	2016	2022	2016	2022	2016	2022	2016	2022	2016	2022
		B1	-	-	1	1	1	-	-	1	1	1	1	1	1	1	1
Vegetations- schichten	B2	-	2	-	2	-	1	1	1	1	1	1	1	1	-	-	1
	Str	1	3	-	2	1	4	-	2	2	2	3	2	1	2	1	2
	Kr	11	11	11	7	10	11	12	13	12	9	9	5	12	15	10	8
	M	4	7	2	7	2	5	2	8	5	11	3	5	1	4	3	6
	Artenzahl gesamt	15	19	13	14	12	18	13	21	17	21	12	11	13	20	13	14
Mittlere Artenzahl der Standorttypen		2016: 13,25				2022: 18				2016: 14,5		2022: 16		2016: 13		2022: 17	
Mittlere Artenzahl gesamt		2016: 13,5								2022: 17,25							

5.1.2 Deckung & Artenliste, „Gewinner & Verlierer“

Im Folgenden wird die prozentuale Deckungsänderung von 2016 zu 2022 der einzelnen Vegetationsschichten zusammenfassend für den Windwurf, Puffer und Bestand gezeigt (s. Abb. 9 - Abb. 11). Die Darstellung je PK, ebenso wie die dazugehörige Tabelle mit der geschätzten Deckung pro Schicht, PK und Jahr befinden sich im Anhang (s. Tab. 16, Abb. 77 - Abb. 84). Aus Tab. 16 lassen sich die genauen Werte ablesen, denn die ungenaue Prozentangabe <5 von Frau Hartmann wird von Excel in den Diagrammen als 5% dargestellt. Aus Tab. 6 wird ersichtlich, welchen Anteil (ausgedrückt in mittleren Deckungsprozenten) die einzelnen erfassten Arten an der Gesamtdeckung des PK bzw. an der Deckung der einzelnen Vegetationsschichten haben. Aufgrund der Gegenüberstellung der Ergebnisse von 2022 und 2016 ist erkennbar, welche Arten zu den „Gewinnern“ und welche zu den „Verlierern“ gehören. Die Begriffe „Gewinner & Verlierer“ werden in Anlehnung an SCHMIDT & HEINRICH (2015) verwendet.

Eine Art gehört auf einem PK innerhalb einer Vegetationsschicht zu den „Gewinnern“ (s. Tab. 6), wenn:

- eine Deckungszunahme zu 2022 feststellbar ist (in Tab. 6 grün markiert)
- sie auf dem PK in dieser 2022 erstmals auftrat

Sie wird innerhalb der Vegetationsschicht insgesamt als „Gewinner“ gedeutet (s. Tab. 18), wenn:

- die Anzahl der PK mit Deckungszunahme gegenüber der Anzahl der PK mit Deckungsabnahme überwiegt
- ihre Stetigkeit in dieser insgesamt zugenommen hat (s. 5.1.3)

Eine Art gehört auf einem PK innerhalb einer Vegetationsschicht zu den „Verlierern“ (s. Tab. 6), wenn:

- eine Deckungsabnahme zu 2022 feststellbar ist (in Tab. 6 rot markiert)
- sie auf dem PK in dieser vollständig verschwunden ist

Sie wird innerhalb der Vegetationsschicht insgesamt als „Verlierer“ gedeutet (s. Tab. 18), wenn:

- die Anzahl der PK mit Deckungsabnahme gegenüber der Anzahl der PK mit Deckungszunahme überwiegt
- ihre Stetigkeit in dieser insgesamt abgenommen hat (s. 5.1.3)

Eine Artenliste mit allen auf den PK erfassten Arten, eingeteilt in die Vegetationsschichten und mit Angabe der Artmächtigkeit nach WILMANNS (1998) ist in der Tab. 17 (s. Anhang) aufgeführt.

Tab. 18 (s. Anhang) bietet eine nach Art und Vegetationsschicht differenzierte und alle PK zusammenfassende Übersicht über die Zuordnung der 2022 nachgewiesenen Arten zu den „Gewinnern“ oder „Verlierern“. *Acer spec.* wird dort als *Acer campestre* und *Dryopteris filix-mas* als *Dryopteris carthusiana* gedeutet (s.a. 6.2.1.5). Weiterhin sind dort noch einmal die Zeigerwerte nach ELLENBERG et al. (2010) ebenso wie die Lebensform und Waldbindung der Arten aufgeführt.

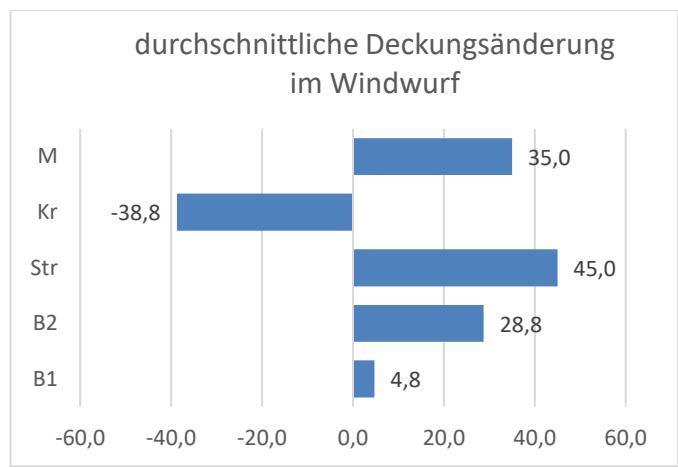


Abb. 9: prozentuale, durchschnittliche Deckungsänderung von 2016 zu 2022 pro Vegetationsschicht - Windwurf

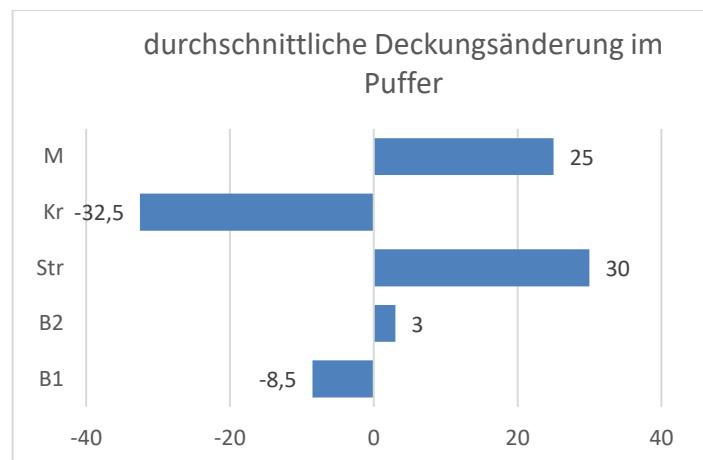


Abb. 10: prozentuale, durchschnittliche Deckungsänderung von 2016 zu 2022 pro Vegetationsschicht - Puffer

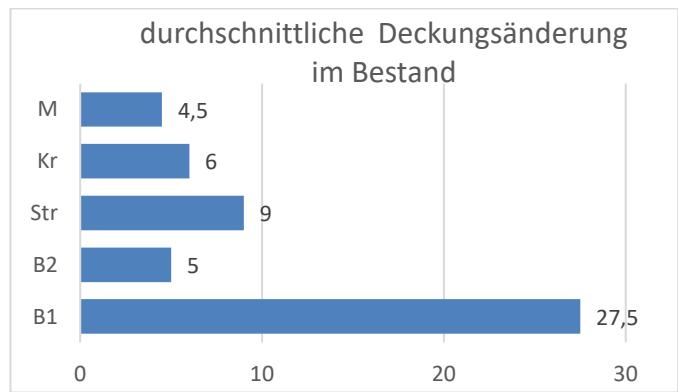


Abb. 11: prozentuale, durchschnittliche Deckungsänderung von 2016 zu 2022 pro Vegetationsschicht - Bestand

Tab. 6: mittlere Deckungsprozente der erfassten Arten, eingeteilt in die einzelnen Vegetationsschichten, pro PK; Gegenüberstellung der Ergebnisse von 2016 und 2022; rot: Abnahme der mittleren Deckungsprozente („Verlierer“), grün: Zunahme der mittleren Deckungsprozente („Gewinner“)

		WW1		WW2		WW3		WW4		Puffer 1		Puffer 2		Bestand 1		Bestand 2	
		2016	2022	2016	2022	2016	2022	2016	2022	2016	2022	2016	2022	2016	2022	2016	2022
Schicht	Arten	mittlere Deckungsprozente (in %)															
B1	<i>Pinus sylvestris</i>			0,5	20,0	2,5	10,0			37,5	37,5	20,0	0,5	62,5	62,5	10,0	62,5
B2	<i>Betula pendula</i>		20,0		2,5		37,5	2,5	62,5	0,5	10,0	2,5	0,0	0,5			10,0
	<i>Pinus sylvestris</i>		10,0		10,0												
Str	<i>Betula pendula</i>	2,5	10,0		10,0	2,5	10,0		37,5	2,5	10,0	2,5	0,0	2,5	2,5	2,5	10,0
	<i>Fagus sylvatica</i>		2,5										2,5				
	<i>Picea abies</i>													0,0			
	<i>Pinus sylvestris</i>		62,5		37,5		37,5		20,0	2,5	20,0	2,5	37,5				10,0
	<i>Prunus serotina</i>						0,5										
	<i>Pseudotsuga menziesii</i>						0,0							0,0			
Kr	<i>Acer campestre</i>													0,0			
	<i>Acer spec.</i>	0,5	0,5											0,0			
	<i>Betula pendula</i>	10,0	10,0	2,5	2,5	2,5	0,5	62,5	2,5	2,5	0,5	10,0	0,5	2,5	0,5	10,0	0,5
	<i>Calluna vulgaris</i>				2,5				0,5								
	<i>Carex arenaria</i>		2,5				0,5		0,5								
	<i>Carex pilulifera</i>			0,5	0,5	2,5	2,5	2,5	0,0	0,5	0,0			0,0			

		WW1		WW2		WW3		WW4		Puffer 1		Puffer 2		Bestand 1		Bestand 2	
		2016	2022	2016	2022	2016	2022	2016	2022	2016	2022	2016	2022	2016	2022	2016	2022
	<i>Deschampsia flexuosa</i>	62,5	10,0	62,5	2,5	62,5	10,0	37,5	10,0	20,0	2,5	2,5	10,0	20,0	10,0		10,0
	<i>Dryopteris carthusiana</i>		0,5		0,5		0,5		0,5		0,5				0,5		0,0
	<i>Dryopteris filix-mas</i>	2,5		0,5		0,5		2,5		2,5		2,5				2,5	
	<i>Fagus sylvatica</i>	2,5		2,5		2,5	0,5	0,0	0,0	0,5	0,5		0,0	2,5	0,5	2,5	0,5
	<i>Frangula alnus</i>			2,5			0,0			0,5		0,5		0,5	0,0	0,5	
	<i>Hieracium lachenalii</i>														0,0		
	<i>Larix decidua</i>							2,5									
	<i>Molinia caerulea</i>		0,0														
	<i>Picea abies</i>									0,0							
	<i>Pinus strobus</i>														0,0		
	<i>Pinus sylvestris</i>	20,0	10,0	10,0	10,0	2,5	0,5	2,5	10,0	20,0	10,0	37,5	10,0	2,5	0,5	2,5	10,0
	<i>Populus tremula</i>										0,0						
	<i>Prunus serotina</i>	2,5	0,5			2,5	0,5		0,0			2,5		0,5	0,5		
	<i>Pseudotsuga menziesii</i>	0,5		0,5		0,5		2,5						2,5	0,5		0,0
	<i>Pteridium aquilinum</i>		0,0%														
	<i>Quercus petraea</i>												2,5	0,5			
	<i>Quercus robur</i>	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5	0,5
	<i>Rubus caesius</i>							0,5	0,0	0,5						0,0	
	<i>Sorbus aucuparia</i>	2,5	2,5	2,5			0,0	2,5	2,5	2,5	0,5	2,5		2,5	0,5	2,5	0,5
	<i>Vaccinium myrtillus</i>	20,0	37,5	10,0	10,0	10,0	2,5	20,0	37,5	62,5	62,5	62,5	10,0	0,5	2,5	37,5	37,5

		WW1		WW2		WW3		WW4		Puffer 1		Puffer 2		Bestand 1		Bestand 2	
		2016	2022	2016	2022	2016	2022	2016	2022	2016	2022	2016	2022	2016	2022	2016	2022
M	<i>Aulacomnium androgynum</i>								2,5								
	<i>Bryum rubens</i>											0,5					
	<i>Campylopus introflexus</i>		2,5		2,5		2,5		0,5		0,0		0,0				
	<i>Dicranella heteromalla</i>										0,5						0,0
	<i>Dicranoweisia cirrata</i>										0,5		0,0				
	<i>Dicranum polysetum</i>	2,5	2,5		10,0		2,5		0,5	2,5	0,5					0,5	0,0
	<i>Dicranum scoparium</i>		2,5														0,0
	<i>Hypnum cupressiforme</i>		2,5		2,5		2,5		0,5		0,0	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5
	<i>Jungermannia caespiticia</i>								0,0								
	<i>Ortotrichum scanicum</i>										0,5						
	<i>Pleurozium schreberi</i>	20,0	87,5	37,5	37,5	20,0	62,5	10,0	87,5	37,5	87,5	62,5	37,5	87,5	37,5	87,5	87,5
	<i>Pohlia nutans</i>	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5			2,5	2,5		2,5	0,0			2,5	0,0
	<i>Polytrichum formosum</i>											0,5					
	<i>Polytrichum piliferum</i>		2,5				0,5					0,0					
	<i>Ptilidium ciliare</i>				2,5												
	<i>Scleropodium purum</i>	2,5		2,5	20,0	2,5			10,0	2,5	10,0	2,5			37,5	2,5	

Baumschicht 1

Die Baumschicht 1, gebildet durch *Pinus sylvestris*, ist auf den beiden PK im Bestand erhalten geblieben und verzeichnet dort im Vergleich zu den anderen PK die höchsten Deckungsgrade. Im Bestand 1 ist die Schicht mit einem Deckungsanteil von 75% aktuell am stärksten vertreten. In WW1 und 4 ist sie seit dem Windwurfereignis nicht mehr vorhanden.

Eine Deckungszunahme ist auf den PK WW2 und 3 sowie Bestand 1 und 2 zu erkennen. Die größte Deckungszunahme zeigt sich im Bestand 2 mit einer Zunahme um 45 %. Nur im Puffer 2 zeigt sich eine Deckungsabnahme (um 17%), keine Veränderung dagegen im WW1, WW4 und Puffer 1.

Baumschicht 2

In der Baumschicht 2, welche von *Pinus sylvestris* und *Betula pendula* gebildet wird, ist eine Deckungszunahme auf nahezu allen PK, am stärksten jedoch im Windwurf zu sehen. Die Baumschicht 2 hat im Vergleich zu den anderen PK im WW4 den höchsten Anteil an der Gesamtdeckung. Im Bestand 1 ist die Baumschicht 2, welche zuvor von *Betula pendula* gebildet wurde, nicht mehr vorhanden. Diese war auch 2016 nur mit einem Anteil von unter 5% Deckung vertreten.

Während *Pinus sylvestris* erstmalig in dieser Schicht auftritt (auf WW1 und WW2), wurde *Betula pendula* bereits 2016 erfasst und zeigt jetzt im WW4 und Puffer 1 Deckungszunahmen, auf Puffer 2 und Bestand 1 (trotz Deckungsabnahme der Baumschicht 1) dagegen Deckungsabnahmen. Erstmals in der Baumschicht 2 aufgetreten ist sie im WW1, WW2, WW3 und Bestand 2. Auf Puffer 2 und Bestand 1 gehört *Betula pendula* in allen Vegetationsschichten, in denen sie dort auftritt, zu den „Verlierern“.

Strauchschicht

Pinus sylvestris und *Betula pendula* gehören auch zu den dominierenden Arten der Strauchschicht. Weiterhin treten vereinzelt *Fagus sylvatica*, *Picea abies*, *Prunus serotina* und *Pseudotsuga menziesii* auf, wobei die drei letztgenannten erstmalig in dieser Schicht auftraten. *Fagus sylvatica* trat im WW1 erstmalig in der Strauchschicht auf und verschwand auf Puffer 2 aus dieser.

Die Deckung der Strauchschicht hat auf nahezu allen PK zugenommen, bleibt im Bestand 1 jedoch annähernd gleich. Am stärksten nahm sie im Windwurfbereich zu, jedoch sind auch die Deckungszunahmen im Pufferbereich und im Bestand 2 beachtlich. Einen besonders geringen Anteil an der Gesamtdeckung hat die Strauchschicht im Bestand 1 mit gerade einmal 3%.

Die Arten der Baum- und Strauchschicht, außer die Buche, lassen insgesamt Deckungs- und Stetigkeitszunahmen erkennen und zählen daher zu den „Gewinnern“.

Krautschicht

2016 wurde die Krautschicht im Windwurfbereich von *Deschampsia flexuosa* (s. Abb. 76) und im Umfeld des Windwurfs von *Vaccinium myrtillus* dominiert (vgl. HARTMANN 2016). Die Deckung der Krautschicht, jetzt überall dominiert von *Vaccinium myrtillus*, hat auf allen PK bis auf Bestand 2

abgenommen. Dort nahm sie zu. Besonders im Windwurfbereich, aber auch auf dem PK Puffer 2 sind hohe Deckungsabnahmen erkennlich. Der Anteil der Krautschicht ist in Puffer 1 und Bestand 2 im Vergleich zu den anderen PK am höchsten, am geringsten ist er im Puffer 2 und Bestand 1. Auffallend ist, dass die Gruppe der „Verlierer“ fast ausschließlich aus Arten der Krautschicht besteht, was mit Deckungs- bzw. Stetigkeitsabnahmen bei der überwiegenden Anzahl der Krautschichtarten einhergeht. Arten, bei denen die Deckung, jedoch nicht die Stetigkeit abnahm, sind: *Carex pilulifera*, *Deschampsia flexuosa*, *Dryopteris carthusiana*, *Pinus sylvestris* und *Prunus serotina*. Deckungs- und Stetigkeitsabnahmen sind zu sehen bei *Betula pendula*, *Fagus sylvatica*, *Frangula alnus*, *Larix decidua*, *Picea abies*, *Pseudotsuga menziesii*, *Quercus robur*, *Rubus caesius* und *Sorbus aucuparia*. (s. Tab. 18)

Prunus serotina, als einziger Neophyt, ist im WW1 und Puffer 2 insgesamt zurückgegangen. Im WW3 ist sie in die Strauchschicht aufgewachsen. Auf WW4 tritt sie erstmals in der Krautschicht auf, während sie im Bestand 1 noch mit gleicher Intensität auftritt.

Vollständig aus der Schicht verschwunden sind *Larix decidua* und *Picea abies*, erstmals aufgetreten dagegen *Calluna vulgaris* und *Carex arenaria* (beide nur im Windwurfbereich), *Hieracium lachenalii* (im Bestand 1), *Molinia caerulea* (WW1), *Pinus strobus* (Bestand 1), *Populus tremula* (Puffer 1) und *Pteridium aquilinum* (WW1).

Zu den weiteren „Gewinnern“ der Krautschicht gehört *Vaccinium myrtillus* (Deckungszunahme). *Deschampsia flexuosa* und *Acer campestre* können gleichermaßen als „Gewinner“ und „Verlierer“ gesehen werden, da sie zwar an Deckung abgenommen, jedoch an Stetigkeit zugenommen haben (s. Tab. 18).

Moosschicht

2016 wies die Moosschicht im Bestand bereits einen hohen Deckungsgrad auf (s. Abb. 75). Zu 2022 nahm die Deckung auf allen PK bis auf Bestand 2, in welchem die Deckung gleichgeblieben ist, zu. Die höchste Deckungszunahme ergab sich im Windwurfbereich. Die Deckung der Moosschicht bewegt sich auf allen PK zwischen 60% und 99%. Im Bestand 1 bedecken die Moose den Waldboden mit einem Deckungsanteil von 99% somit nahezu flächendeckend. Die Moosschicht wird von *Pleurozium schreberi* und *Scleropodium purum* dominiert. Die meisten Moose gehören aufgrund ihrer erstmaligen Erfassung zu den „Gewinnern“. *Pleurozium schreberi* zeigt im Windwurfbereich sowie im Puffer 1 einen starken Deckungszuwachs, im Puffer 2 und Bestand 2 jedoch Deckungsabnahmen. Zu den „Verlierern“, aufgrund einer im UG überwiegenden Deckungs- und Stetigkeitsabnahme, gehört *Pohlia nutans*. *Scleropodium purum* gehört aufgrund der Stetigkeitsabnahme ebenfalls zu den „Verlierern“.

Zwischenfazit

Betrachtet man nun zusammenfassend die einzelnen Standorttypen, so zeigen sich im Windwurfbereich die größten Veränderungen im Deckungsgrad der einzelnen Schichten. Auch im Pufferbereich und Bestand sind Veränderungen zu sehen, welche jedoch geringer ausfallen. Im Bestand 1 lassen sich rein optisch kaum Veränderungen des Deckungsgrades ausmachen.

Auffällig ist, dass eine Deckungszunahme in der Strauchschicht meistens mit einer Deckungsabnahme in der Krautschicht einhergeht. Dies zeigt sich besonders in der Windwurffläche. Anders ist es jedoch bspw. im Bestand 2. Trotz einer relativ starken Deckungszunahme der Baumschicht und Strauchschicht nahm dort auch die Deckung der Krautschicht zu.

„Gewinner & Verlierer“

Unterschiede in der Artenzusammensetzung zwischen WW, Puffer und Bestand zeigen sich insofern, dass Moose und Krautartige mit Lichtwerten von 7 oder höher nicht im Bestand auftreten (s. Tab. 6 + Tab. 21).

Auch bei den neu hinzugekommenen Arten fällt auf, dass im Bestand nur Arten mit Lichtzahlen von 4 oder 5 hinzukamen (s. Tab. 20). Neu hinzugekommene Arten mit Lichtzahlen von 7-9 konnten nur im Windwurf und Puffer nachgewiesen werden. Da die neu aufgetretenen Arten den „Gewinnern“ zugeordnet wurden, entsprechen ihre mittleren Zeigerwerte überwiegend denen der „Gewinner“ (vgl. Tab. 19 + Tab. 20). Eine gegenteilige Entwicklung zum Auftauchen neuer lichtbedürftiger Arten ergibt sich durch Deckungsabnahmen lichtbedürftiger Arten in der Krautschicht wie bspw. bei *Deschampsia flexuosa*, *Betula pendula*, *Pinus sylvestris* und *Prunus serotina*, was aber nicht nur mit dem Lichtfaktor zusammenhängen muss.

SCHMIDT et al. (2003) gliederten die Gefäßpflanzen Deutschlands nach ihrer Bindung an den Wald. Auf dieser Grundlage lässt sich auch die Naturnähe eines Biotops bewerten (vgl. SCHMIDT & HEINRICHS 2012). Die Zuordnung der Gefäßpflanzen zu den Vegetationsschichten richtet sich nach ihrer Wuchsform. Die Mehrheit der im UG erfassten Arten wird demnach der Baumschicht zugeordnet, auch wenn sie diese z. T. noch nicht erreicht haben. Für die Baumschicht gibt es keine weitere Untergliederung. Die meisten im UG erfassten, krautigen Pflanzen, ebenso wie *Frangula alnus* und *Rubus caesius*, welche nach SCHMIDT et al. (2003) der Strauchschicht angehören, kommen sowohl im Wald als auch im Offenland vor. Nur *Pteridium aquilinum* und *Dryopteris carthusiana* kommen vorwiegend im geschlossenen Wald vor. Hinsichtlich der Waldbindung zeigen sich zwischen den „Gewinnern“ und „Verlierern“ keine Auffälligkeiten.

Berechnet man die mittleren Zeigerwerte der „Gewinner“ und „Verlierer“ fällt auf, dass zu den „Gewinnern“, im Vergleich zu den „Verlierern“, Arten gehören, die an ein etwas höheres Lichtangebot, kühlere Temperaturen, ein kontinentaleres Klima, trockenere Bedingungen sowie saurere und stickstoffärmere Böden angepasst sind. Die größten Unterschiede zwischen den „Gewinnern“ und „Verlierern“ zeigen sich bei der Reaktions- und der Stickstoffzahl (s. Tab. 19).

5.1.3 Stetigkeit der Arten

„Frequenz ist ein Maß für die Häufigkeit und Verteilung [...] der Individuen einer Art auf einer Fläche“ (DIERSCHKE 1994: 163), somit also auch für die Wahrscheinlichkeit des Vorkommens einer Art auf einer Fläche (vgl. TRAXLER 1997). Oftmals wird auch der im Folgenden verwendete Begriff Stetigkeit synonym zur Frequenz verwendet. Mit der Stetigkeit soll ausgedrückt werden, auf wie

vielen PK die nachgewiesenen Pflanzenarten vorkamen. Die Ergebnisse von 2016 und 2022 sind in Tab. 7 dargestellt. Aus ihr lässt sich auch die Veränderung der Stetigkeit der Arten innerhalb der Vegetationsschichten ableiten.

Tab. 7: Stetigkeit der Arten und Veränderung dieser von 2016 zu 2022

		2016	2022	Veränderung von 2016 zu 2022	
Schicht	Art				Die Prozente geben an, auf wie vielen PK die Art vorkam:
B1	<i>Pinus sylvestris</i>	75,0%	75,0%	+0,0%	1/8 = 12,5%
B2	<i>Betula pendula</i>	50,0%	87,5%	+37,5%	2/8 = 25,0%
B2	<i>Pinus sylvestris</i>		25,0%	+25,0%	3/8 = 37,5%
Str	<i>Betula pendula</i>	75,0%	87,5%	+12,5%	4/8 = 50,0%
Str	<i>Fagus sylvatica</i>	12,5%	12,5%	+0,0%	5/8 = 62,5%
Str	<i>Picea abies</i>		12,5%	+12,5%	6/8 = 75,0%
Str	<i>Pinus sylvestris</i>	25,0%	87,5%	+62,5%	7/8 = 87,5%
Str	<i>Prunus serotina</i>		12,5%	+12,5%	8/8 = 100,0%
Kr	<i>Pseudotsuga menziesii</i>		25,0%	+25,0%	
Kr	<i>Acer campestre</i>		12,5%	+12,5%	
Kr	<i>Acer spec.</i>	25,0%		-25,0%	
Kr	<i>Betula pendula</i>	100,0%	62,5%	-37,5%	
Kr	<i>Calluna vulgaris</i>		25,0%	+25,0%	
Kr	<i>Carex arenaria</i>		37,5%	+37,5%	
Kr	<i>Carex pilulifera</i>	50,0%	50,0%	+0,0%	
Kr	<i>Deschampsia flexuosa</i>	87,5%	100,0%	+12,5%	
Kr	<i>Dryopteris carthusiana</i>		87,5%	+87,5%	
Kr	<i>Dryopteris filix-mas</i>	87,5%		-87,5%	
Kr	<i>Fagus sylvatica</i>	87,5%	75,0%	-12,5%	
Kr	<i>Frangula alnus</i>	62,5%	25,0%	-37,5%	
Kr	<i>Hieracium lachenalii</i>		12,5%	+12,5%	
Kr	<i>Larix decidua</i>	12,5%		-12,5%	
Kr	<i>Molinia caerulea</i>		12,5%	+12,5%	
Kr	<i>Picea abies</i>	12,5%		-12,5%	
Kr	<i>Pinus strobus</i>		12,5%	+12,5%	
Kr	<i>Pinus sylvestris</i>	100,0%	100,0%	+0,0%	
Kr	<i>Populus tremula</i>		12,5%	+12,5%	
Kr	<i>Prunus serotina</i>	50,0%	50,0%	+0,0%	
Kr	<i>Pseudotsuga menziesii</i>	62,5%	25,0%	-37,5%	

Kr	<i>Pteridium aquilinum</i>		12,5%	+12,5%
Kr	<i>Quercus petraea</i>	12,5%	12,5%	+0,0%
Kr	<i>Quercus robur</i>	100,0%	87,5%	-12,5%
Kr	<i>Rubus caesius</i>	37,5%	12,5%	-25,0%
Kr	<i>Sorbus aucuparia</i>	87,5%	62,5%	-25,0%
Kr	<i>Vaccinium myrtillus</i>	100,0%	100,0%	+0,0%
M	<i>Dicranum scoparium</i>		25,0%	+25,0%
M	<i>Hypnum cupressiforme</i>	25,0%	100,0%	+75,0%
M	<i>Jungermannia caespiticia</i>		12,5%	+12,5%
M	<i>Ortotrichum scanicum</i>		12,5%	+12,5%
M	<i>Pleurozium schreberi</i>	100,0%	100,0%	+0,0%
M	<i>Pohlia nutans</i>	75,0%	62,5%	-12,5%
M	<i>Polytrichum formosum</i>		12,5%	+12,5%
M	<i>Polytrichum piliferum</i>		37,5%	+37,5%
M	<i>Ptilidium ciliare</i>		12,5%	+12,5%
M	<i>Scleropodium purum</i>	75,0%	50,0%	-25,0%

Tab. 7 bietet eine nach Schichten differenzierte Betrachtung der Stetigkeitsveränderung. Während sich in der Baum- und Strauchschicht ausschließlich Stetigkeitszunahmen bzw. gleichbleibende Stetigkeiten zeigen, zeigt sich in der Krautschicht bei vielen Arten eine Stetigkeitsabnahme. Da die meisten Moosarten erstmals erfasst wurden, zeigen sich dort überwiegend Stetigkeitszunahmen. Die höchsten Stetigkeitszunahmen in der Mooschicht zeigen sich bei *Campylopus introflexus* und *Hypnum cupressiforme*. *Pohlia nutans* und *Scleropodium purum* sind die einzigen Moosarten, bei welchen die Stetigkeit abnahm. Im Folgenden werden die Schichten zusammengefasst.

Mit einer Stetigkeit von 100% traten im Jahr 2022 *Betula pendula*, *Deschampsia flexuosa*, *Hypnum cupressiforme*, *Pinus sylvestris*, *Pleurozium schreberi* und *Vaccinium myrtillus* auf. Auf 7 von 8 PK kommen *Dicranum polysetum*, *Dryopteris carthusiana*, *Fagus sylvatica* und *Quercus robur* vor. Ebenfalls mit einer hohen Stetigkeit von 75% tritt *Campylopus introflexus* auf. *Pohlia nutans* und *Sorbus aucuparia* kommen immerhin noch auf 5 von 8 PK vor. Eher selten, mit einer Stetigkeit von nur 25% kamen *Calluna vulgaris*, *Dicranella heteromalla*, *Dicranoweisia cirrata*, *Dicranum scoparium* und *Frangula alnus* vor. Viele Arten konnten nur auf einem PK erfasst werden: *Acer campestre*, *Aulacomnium androgynum*, *Bryum rubens*, *Hieracium lachenalii*, *Jungermannia caespiticia*, *Molinia caerulea*, *Ortotrichum scanicum*, *Picea abies*, *Pinus strobus*, *Polytrichum formosum*, *Populus tremula*, *Pteridium aquilinum*, *Ptilidium ciliare*, *Quercus petraea* und *Rubus caesius*. Sie traten alle auch nur mit einer sehr geringen Deckung (max. mittlerer Deckungswert: 2,5%) auf. Alle anderen Arten traten auf 3 bzw. 4 von 8 PK auf.

Wenn, wie in 6.2.1.5 erwähnt, *Acer spec.* als *Acer campestre* und *Dryopteris filix-mas* als *Dryopteris carthusiana* gedeutet wird, konnte die Gattung *Acer* 2022 auf einem PK weniger als 2016 nachgewiesen werden. Die Stetigkeit der Gattung *Dryopteris* blieb konstant.

5.1.4 Pflanzensoziologische Einordnung

Vor dem Windwurf entsprach das gesamte UG einem Blaubeer-Kiefernforst (s. 6.1.4). Heute lässt sich nach BERG et al. (2004) die auf der Windwurffläche aufgenommene Vegetation in das Anfangsstadium der Entwicklung zur Klasse Quercetea robori-petraea Br.-Bl. & Tx. Ex Br.-Bl. 1950b nom. mut. Propos – Bodensaure Eichen- und Buchen-Mischwälder einordnen.

Der Meinung von HARTMANN (2016), es können alle PK dieser Klasse zugeordnet werden, kann nicht zugestimmt werden, da die Vegetation der PK im Bestand noch immer eher einem Blaubeer-Kiefernforst entspricht. Doch zeigen sich auch dort Anfänge der Entwicklung zum bodensauren Eichen- und Buchen-Mischwald.

Laut BERG et al. (2004) gehören zur Klasse Quercetea robori-petraea „Eichen- und Buchenwälder der mittleren bis armen Standorte, deren Wasserversorgung von wechselfeucht bis trocken reicht“ (ebd.: 470). Die Krautschicht wird von „kalkmeidenden Arten bodensaurer Standorte wie Draht-Schmiele (*Deschampsia flexuosa*)“ (ebd.) gebildet, welche auf allen untersuchten PK nachgewiesen werden konnte. Von den für diese Klasse typischen Moosarten kommt *Dicranum scoparium* im UG vor. Typisch für diese Klasse ist außerdem eine geringe Artenvielfalt. Eine Strauchschicht fehlt meist oder ist aus der Baumverjüngung entstanden. BERG et al. (2004) erwähnen, dass diese Vegetationsgesellschaften vielerorts u.a. in Kiefernforste umgewandelt wurden.

Auf der Untersuchungsfläche wurden die in BERG et al. (2004) als Klassencharakterarten aufgeführten Arten *Carex pilulifera* und *Polytrichum formosum* erfasst (*Polytrichum formosum* erstmalig), welche gleichzeitig auch Ordnungs- und Verbandscharakterarten sind. Der Klasse untergeordnet ist die Ordnung Quercetalia roboris (Syn. Quercetalia robori-petraea, vgl. SCHUBERT et al. 2010). Dieser wiederum sind laut BERG et al. (2004) zwei Verbände untergeordnet. HARTMANN (2016) ordnete die im UG erfasste Vegetation dem Verband *Luzulo luzuloides* zu, was jedoch von der Autorin dieser Arbeit als unpassend angesehen wird, da der Verband Gesellschaften beinhaltet, „deren Baumschicht durch die Buche (*Fagus sylvatica*) dominiert wird“ (BERG et al. 2004: 472), was jedoch nicht dem aktuellen Zustand des UG entspricht. Stattdessen wird die Baumschicht neben den wenigen noch stehenden Kiefern nun zunehmend aus Birken und Eichen gebildet, was der Charakteristik des Verbandes *Quercion roboris* (Syn. *Quercion robori-petraea*, vgl. SCHUBERT et al. 2010) entspricht. Daher sollte stattdessen eine Zuordnung zum Verband *Quercion roboris* vorgenommen werden.

Im UG wurden die dem Verband zugehörigen Differentialarten *Betula pendula*, *Dryopteris carthusiana*, *Frangula alnus*, *Pleurozium schreberi*, *Populus tremula* (erstmalig) sowie *Scleropodium purum* nachgewiesen. Dem Verband ist nur die Zentralassoziation *Betulo pendulae-Quercetum roboris* nachgeordnet. Die Assoziation *Deschampsio flexuosae-Quercetum roboris* (vgl. SCHUBERT et al. 2010) konnte von BERG et al. nicht in MV nachgewiesen werden.

Die mittlere Artenzahl der Assoziation wird mit 17 auf 150m² angegeben (vgl. BERG et al. 2004), was rund 36 Arten auf 314 m² entspricht. Dies wird im UG mit durchschnittlich 17,25 Arten je PK nicht erreicht.

BERG et al. (2004) geben außerdem eine diagnostische Artenkombination für die Assoziation *Betulo pendulae-Quercetum roboris* an. Von den dort aufgeführten Arten konnten im UG 2 von 6

Arten (*Betula pendula* und *Pinus sylvestris*) in der Baumschicht, 2 von 8 in der Strauchsicht (*Fagus sylvatica* und *Betula pendula*) und 6 von 11 Arten in der Krautschicht nachgewiesen werden.

Zur Charakteristik der Assoziation schreiben BERG et al. (2004) außerdem, dass „Pioniergehölze wie Eberesche (*Sorbus aucuparia*), Faulbaum (*Frangula alnus*) und Zitterpappel (*Populus tremula*)“ (ebd.: 476) vorkommen können, welche alle im UG wachsen. Auch *Molinia caerulea* konnte auf einem der PK nachgewiesen werden, obwohl sie vorrangig auf feuchten Böden wächst. Weiterhin sind die erfassten Moose *Pleurozium schreberi*, *Scleropodium purum*, *Hypnum cupressiforme agg.* und *Polytrichum formosum* charakteristisch für diese Assoziation. (Vgl. BERG et al. 2004)

Naturräumlich lässt sich die Gesellschaft in die atlantisch-subatlantischen Bereiche West- und Mitteleuropas einordnen, wo sie oftmals an „kontinental getönte Eichenwald-Gesellschaften“ (BERG et al. 2004: 476) angrenzt.

Forstlich bedingt hat die Gesellschaft einen viel größeren Vorkommensbereich, „als das natürlicherweise der Fall wäre“ (ebd.) und steht dann oftmals anstelle von Schattenblümchen-Buchen-Wald.

5.1.5 Zeigerwerte

In der Tab. 21 werden alle 2022 auf den PK erfassten Arten mit ihren Zeigerwerten nach ELLENBERG et al. (2010) aufgelistet. Zusätzlich wurde daraus der Mittelwert und Median ermittelt (s. Tab. 8).

Tab. 8: Mittelwert und Median der Zeigerwerte aller 2022 im UG nachgewiesenen Arten

	Lichtzahl	Temperatur	Kontinen-talität	Feuchte	Reaktion	Stickstoff	Salz
Mittelwerte (qual.)	6,11	4,79	4,33	4,58	3,27	3,18	0,05
Median	6	5	5	5	2,5	3	0

Abb. 12 - Abb. 23 enthalten die qualitativ und quantitativ berechneten mittleren Zeigerwerte der PK im Vergleich zwischen 2016 und 2022. Sie wurden mit Excel berechnet. In die Berechnung gingen nur die Werte der Kraut- und Moosschicht ein. Die Werte der einzelnen PK wurden für die drei Standortstypen Windwurf, Puffer und Bestand zusammengefasst und auf eine Nachkommastelle gerundet (s. Tab. 22). Die Daten werden in den Abb. 85 - Abb. 108 als Boxplots dargestellt.

Licht (quant.)

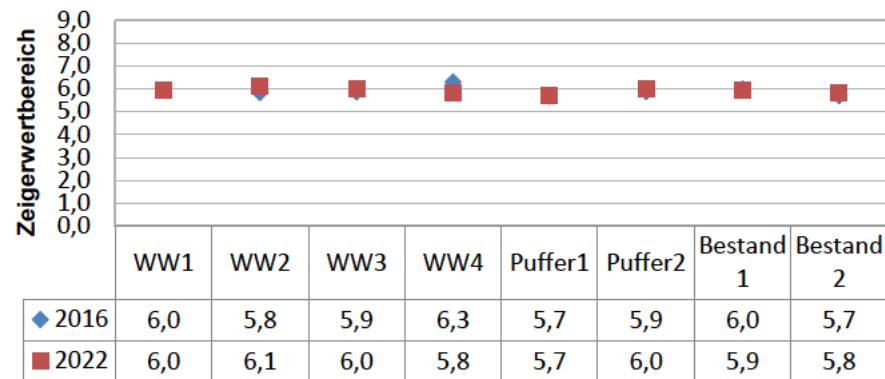


Abb. 12: mittlere Lichtzahlen quantitativ, je PK, Vergleich 2016 + 2022

Licht (qual.)

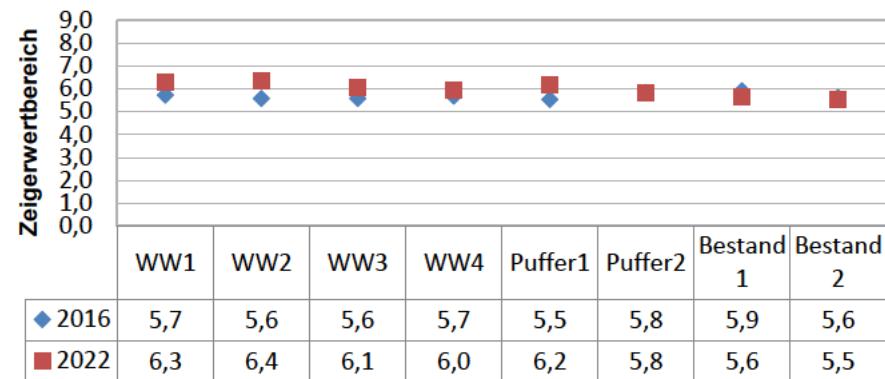


Abb. 13: mittlere Lichtzahlen qualitativ, je PK, Vergleich 2016 + 2022

Temperatur (quant.)

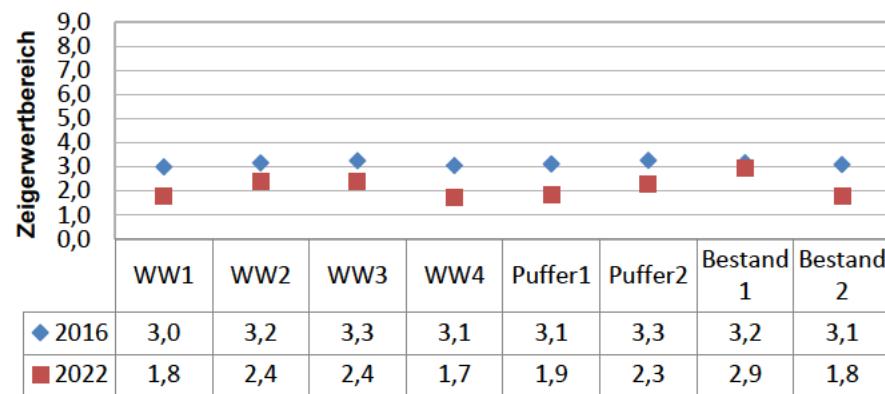


Abb. 14: mittlere Temperaturzahlen quantitativ, je PK, Vergleich 2016 + 2022

Temperatur (qual.)

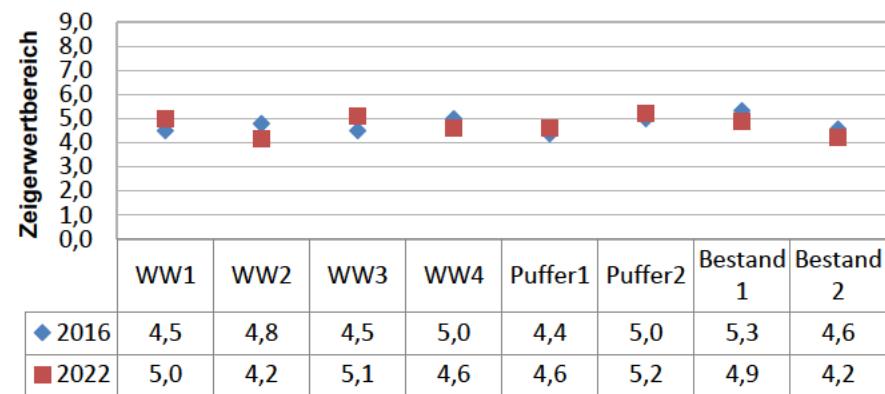


Abb. 15: mittlere Temperaturzahlen qualitativ, je PK, Vergleich 2016 + 2022

Kontinentalität (quant.)

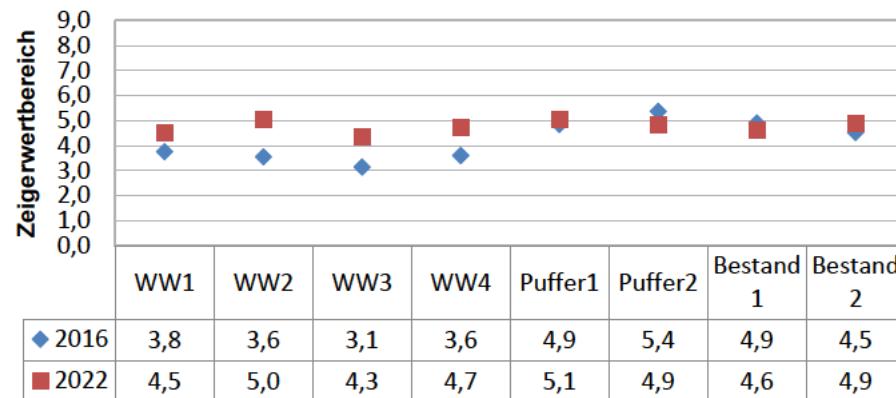


Abb. 16: mittlere Kontinentalitätszahlen quantitativ, je PK, Vergleich 2016 + 2022

Kontinentalität (qual.)

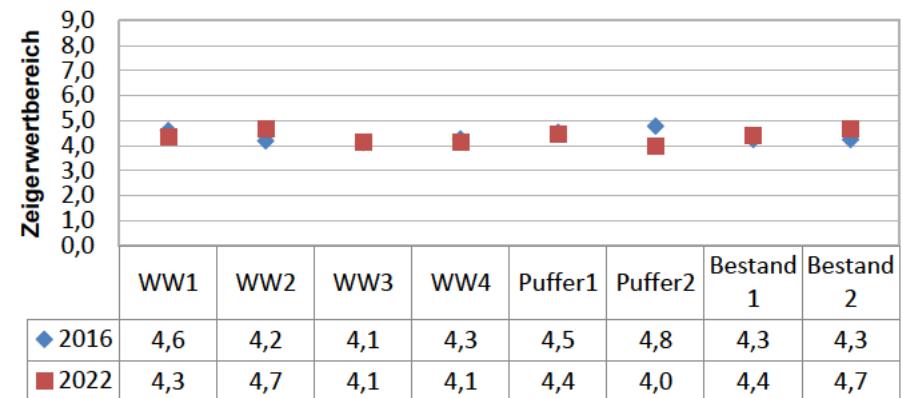


Abb. 17: mittlere Kontinentalitätszahlen qualitativ, je PK, Vergleich 2016 + 2022

Feuchte (quant.)

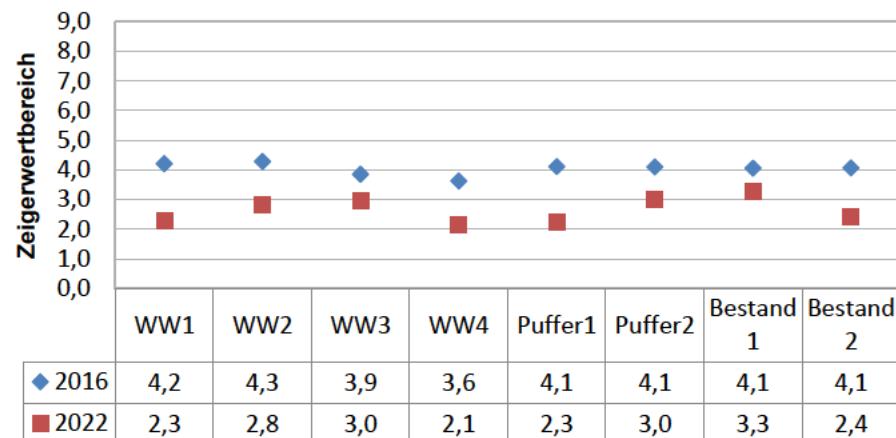


Abb. 18: mittlere Feuchtezahlen quantitativ, je PK, Vergleich 2016 + 2022

Feuchte (qual.)

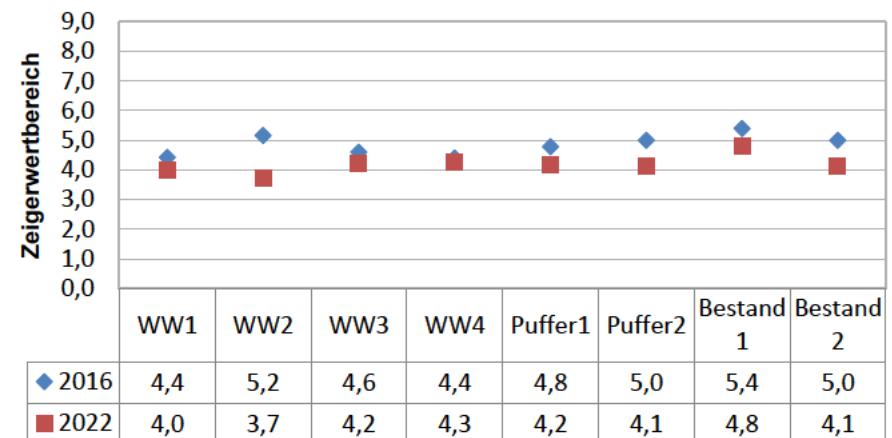


Abb. 19: mittlere Feuchtezahlen qualitativ, je PK, Vergleich 2016 + 2022

Reaktion (quant.)

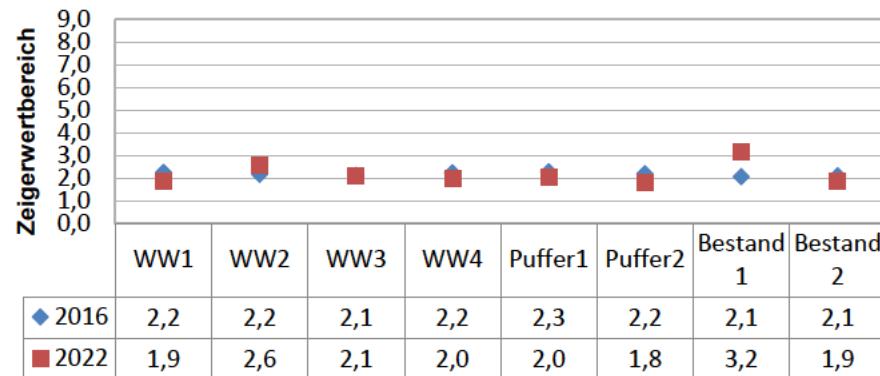


Abb. 20: mittlere Reaktionszahlen quantitativ, je PK, Vergleich 2016 + 2022

Reaktion (qual.)

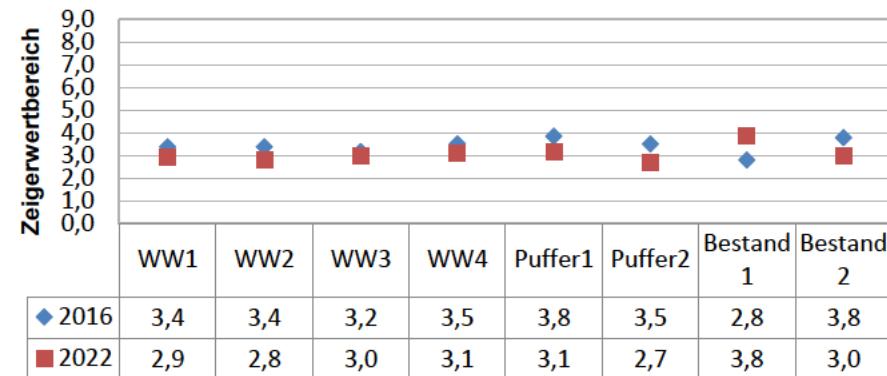


Abb. 21: mittlere Reaktionszahlen qualitativ, je PK, Vergleich 2016 + 2022

Stickstoff (quant.)

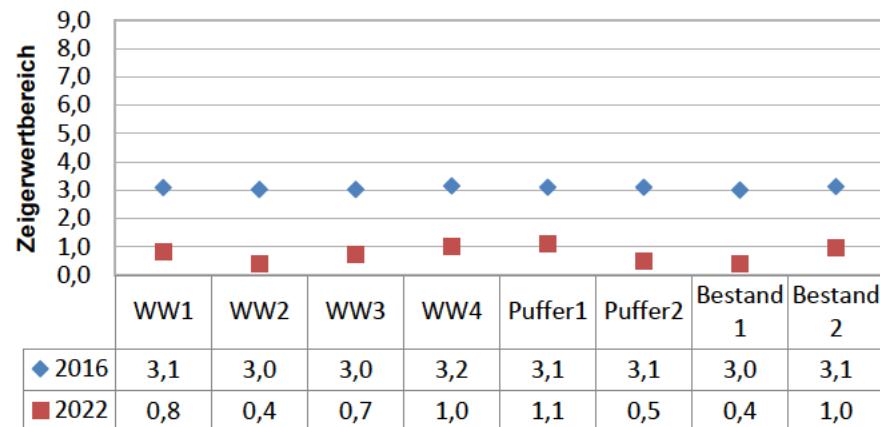


Abb. 22: mittlere Stickstoffzahlen quantitativ, je PK, Vergleich 2016 + 2022

Stickstoff (qual.)

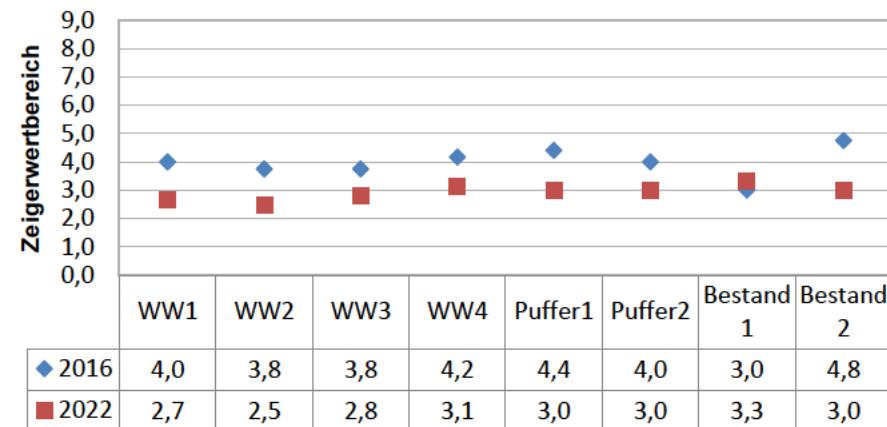


Abb. 23: mittlere Stickstoffzahlen qualitativ, je PK, Vergleich 2016 + 2022

Die ökologischen Zeigerwerte für den Faktor **Licht** bewegen sich zwischen 3 („Schattenpflanze, meist bei weniger als 5 % r. B. [relativer Beleuchtung], doch auch an helleren Stellen“ (ELLENBERG et al. 2010, Kap. 27: 1) vorkommend) für *Fagus sylvatica* und 9 („Volllichtpflanze, nur an voll bestrahlten Plätzen, nicht bei weniger als 50 % r. B.“ (ebd.)) bei *Polytrichum piliferum* (s. Tab. 21). Am häufigsten tritt der Wert 6 auf (s. Tab. 8). Um diesen Wert bewegen sich auch alle quantitativ und qualitativ berechneten Mittelwerte dieses Standortfaktors (s. Abb. 12 und Abb. 13). Die meisten nachgewiesenen Pflanzen sind also Halbschatten- bis Halblichtpflanzen, welche „selten bei weniger als 20% r.B.“ (ebd.) vorkommen.

Die quantitativ berechneten Werte von 2016 und 2022 sind nahezu identisch. Nur auf WW4, wo der Wert gesunken ist, zeigt sich eine etwas größere Abweichung zwischen den Werten beider Jahre (s. Abb. 12). Die qualitativ berechneten, mittleren Lichtwerte von 2022 der PK im Windwurfbereich und von Puffer 1 sind gestiegen, der des Puffer 2 blieb unverändert und die Werte vom Bestand sind leicht gesunken (s. Abb. 13).

Die Zeigerwerte des Standortfaktors **Temperatur** liegen zwischen 3, was einem Kühlezeiger entspricht und 6 (Mäßigwärmezeiger bis Wärmezeiger) (s. Tab. 21).

Die meisten nachgewiesenen Arten zählen mit einem Wert von 5 zu den Mäßigwärmezeigern (s. Tab. 8). Auffallend ist, dass sich die quantitativ berechneten Mittelwerte alle um den Wert 2 bewegen (bis auf Bestand 2 mit 2,9) und damit wesentlich geringer sind als die qualitativ berechneten, welche sich zwischen 4,2 (WW2 und Bestand 2) und 5,2 (Puffer 2) bewegen (s. Abb. 14 + Abb. 15). In die Berechnungen gingen nur 24 von 38 Arten ein, da alle anderen ein indifferentes Verhalten zeigen oder keine Zeigerwerte für sie vorhanden sind.

Im Vergleich zwischen 2016 und 2022 fällt auf, dass die quantitativ berechneten Zeigerwerte aller PK für den Faktor Temperatur im Jahr 2022 tiefer liegen als 2016 (s. Abb. 14). Von den qualitativ berechneten Werten des Jahres 2022 liegen die der PK WW1 und 3 sowie Puffer 1 und 2 höher und alle anderen niedriger als die des Jahres 2016 (s. Abb. 15).

Bezüglich der **Kontinentalität** reicht die Spanne der Zeigerwerte der erfassten Arten von ozeanischen Arten wie *Deschampsia flexuosa*, *Fagus sylvatica* und *Carex pilulifera* mit einem Wert von 2 bis zu subkontinentalen bis kontinentalen Arten wie *Pinus sylvestris* mit einem Wert von 7 (s. Tab. 21).

Am häufigsten tritt der Wert 5 = „intermediär, schwach subozeanisch bis schwach subkontinental“ (ELLENBERG et al. 2010, Kap. 27: 2) auf (s. Tab. 8). Die quantitative, sprich gewichtete Berechnung der mittleren Zeigerwerte (mK quant) ergab Werte zwischen 4,3 (WW3) und 5,1 (Puffer 1). mK quant liegt im Windwurfbereich bei 4,7, im Puffer bei 4,9 und im Bestand bei 4,8. Die qualitative, sprich ungewichtete Berechnung der mittleren Zeigerwerte (mK qual) ergab Werte zwischen 4,0 (Puffer 2) und 4,7 (WW2 + Bestand 2) (s. Abb. 16 + Abb. 17). Im Windwurfbereich und Puffer wird ein durchschnittlicher Wert von 4,3 und im Bestandesbereich von 4,5 erreicht (s. Tab. 22). Es zeigen sich somit keine großen Abweichungen zwischen den qualitativ und quantitativ berechneten Werten.

2022 liegen alle quantitativ berechneten mittleren Zeigerwerte im Windwurfbereich sowie im Puffer 1 und Bestand 2 höher als 2016. Die Werte von Puffer 2 und Bestand 1 sind geringfügig gesunken. Die größten Abweichungen zwischen den Jahren zeigen sich im Windwurfbereich. Bei

den qualitativ berechneten Kontinentalitätszahlen zeigen sich 2022 im WW2 und Bestand 2 leicht höhere und im Puffer 2 leicht niedrigere Werte gegenüber 2016. Die Werte der anderen PK sind in beiden Jahren nahezu identisch (s. Abb. 16 + Abb. 17).

Die **Feuchtezahlen** der erfassten Arten reichen von 2 (vertreten durch *Campylopus introflexus* und *Polytrichum piliferum*) bis 8 (*Frangula alnus*) (s. Tab. 21). Während der Wert 2 für Arten steht, die eine starke Trockenheit zeigen und nicht auf feuchten Böden vorkommen, steht der Wert 8 für Feuchte- bis Nässezeiger. Am häufigsten treten jedoch Frischezeiger mit einem Zeigerwert von 5 auf, die ihren „Schwerpunkt auf mittelfeuchten Böden [haben], auf nassen sowie auf öfter austrocknenden Böden“ (ELLENBERG et al. 2010, Kap. 27: 2) jedoch fehlen (s. Tab. 8). Die quantitativen Mittelwerte (mF quant) zeigen mit Werten von 2,1 (WW4) bis 3,3 (Bestand 1) Arten an, die auf trockenen Böden vorkommen (Abb. 18 + Abb. 19). Im Windwurf- und Pufferbereich liegt der Wert mF quant bei 2,6, im Bestandesbereich bei 2,9. Davon abweichend sind die qualitativ berechneten Werte, welche sich bei allen drei Standortstypen um den Wert 4 bewegen (s. Tab. 22). Im Bestand 1 wird sogar ein Wert von 4,8 erreicht (s. Abb. 19). Die qualitativen Werte zeigen somit eher trockene bis frische Böden an.

Die qualitativen wie auch die quantitativen mittleren Feuchtezahlen lagen 2022 auf allen PK unterschiedlich stark niedriger als 2016 (s. Abb. 18 + Abb. 19).

Die **Reaktionszahl** reicht bei den erfassten Arten von 1 bis 8, was die größte Spanne zwischen den Werten aller hier behandelten Zeigerwerte darstellt. Der einzige Starksäurezeiger (Wert 1) ist *Calluna vulgaris*. *Rubus caesius* als einzige Art mit einem Wert von 8 weist auf ein Kalkvorkommen im Boden hin und kommt daher nicht auf sehr sauren Böden vor (s. Tab. 21). Die meisten Arten jedoch weisen mit einem Wert von 2,5 auf einen sauren Boden hin (s. Tab. 8).

Der quantitative mittlere Zeigerwert reicht von 1,8 in Puffer 2 bis 3,2 in Bestand 1. Im Windwurfbereich beträgt er durchschnittlich 2,1, im Pufferbereich 1,9 und im Bestand 2,5.

Die qualitativen mittleren Zeigerwerte liegen mit Werten zwischen 2,7 (Puffer 2) und 3,8 (Bestand 1) etwas höher (s. Abb. 20 + Abb. 21). Auch wenn die einzelnen Standorttypen betrachtet werden, fällt auf, dass die qualitativen Werte um den Zeigerwert 3 (Säurezeiger) liegen (s. Tab. 22).

Die quantitativen mittleren Zeigerwerte für den Faktor Reaktion waren 2022 im WW2 und Bestand 1 höher und auf den anderen PK etwas niedriger als 2016. Der Wert von WW3 blieb gleich. Die größte Abweichung zwischen beiden Jahren zeigt sich in Bestand 1. Die qualitativ berechneten Mittelwerte des Faktors Reaktion sind 2022, mit Ausnahme des Wertes vom Bestand 1, niedriger gewesen als 2016 (s. Abb. 20 + Abb. 21).

Für Moose werden keine **Stickstoffzahlen** angegeben, sodass diese auch nicht in die Berechnung der mittleren Zeigerwerte für den Faktor Stickstoff eingehen. Von den übrigbleibenden Arten gingen nur 11 Arten mit einem Zahlenwert als Zeigerwert in die Berechnung ein. *Calluna vulgaris*, als die Art mit der geringsten Stickstoffzahl (1), zeigt besonders stickstoffarme Standorte an, wohingegen *Rubus caesius* mit dem Wert 7 „an stickstoffreichen Standorten häufiger als an mittelmäßigen und nur ausnahmsweise an ärmeren“ (ELLENBERG et al. 2010, Kap. 27: 3) vorkommt (s. Tab. 21). Arten, die auf eine Stickstoffarmut hinweisen, gehören zu den häufigsten Vertretern in der auf den PK vorgefundenen Artenkombination (s. Tab. 8).

Während die quantitativen Mittelwerte der Standorttypen von 0,7 oder 0,8 eher für stickstoffärmste Standorte stehen, weisen die qualitativen mittleren Werte um den Wert 3 auf stickstoffarme Standorte hin.

Auch beim Vergleich der Werte von 2016 und 2022 zeigen sich große Differenzen. Während die quantitativen mittleren Zeigerwerte des Faktors Stickstoff 2016 bei allen PK noch um den Wert 3 lagen, waren sie 2022 mit Werten zwischen 0,4 (WW2 + Bestand 1) und 1,1 (Puffer 1) wesentlich niedriger. Auch die qualitativen Mittelwerte sind, mit Ausnahme beim Bestand 1, einheitlich gesunken. Die größte qualitative Veränderung zwischen den Jahren zeigt sich im Bestand 2 (s. Abb. 22 + Abb. 23).

Der Faktor **Salz** hat im UG keine bedeutende Rolle und wird daher auch nicht weiter berücksichtigt. Nahezu alle nachgewiesenen Arten sind nicht salzertragend.

Insgesamt zeigen sich hinsichtlich der mittleren Zeigerwerte keine großen Unterschiede zwischen den drei Teilbereichen Windwurffläche, Puffer und Bestand (s. Tab. 22).

Turboveg

Auch mit Turboveg wurde eine quantitative Berechnung der Mediane und Mittelwerte der Zeigerwerte nach ELLENBERG et al. (2010) vorgenommen. Tab. 23 (s. Anhang) zeigt eine Gegenüberstellung der mit Excel und mit Turboveg quantitativ berechneten Mittelwerte der Zeigerwerte von 2022 je PK und die Differenz zwischen den Ergebnissen beider Berechnungsverfahren. Die mit Turboveg berechneten Werte liegen, mit Ausnahmen beim Zeigerwert Licht, immer höher als die mit Excel berechneten. Große Abweichungen um teilweise mehr als 1 zeigen sich bei den Temperatur- und den Feuchtezahlen, die größten dagegen bei den Stickstoffzahlen (Abweichung um bis zu 2,5). Ursache für die Differenzen ist, dass die mittleren Deckungswerte der einzelnen Arten in die Berechnung miteinfließen und Turboveg übersetzt die Deckungsklassen nach BRAUN-BLANQUET, erweitert durch WILMANNS (1998) anders als HARTMANN (2016), deren mittlere Deckungswerte Grundlage für die Excelberechnungen waren (s. Tab. 4 und Tab. 1).

Es gingen, wie auch in HARTMANN (2016), nur die Arten der Kraut- und Moosschicht, für die ein Zahlenwert als Zeigerwert vorlag, in die Berechnung der mittleren Zeigerwerte ein. Auch, wenn die Excel- und Turboveg – Ergebnisse gegenübergestellt werden, die die Änderung der quantitativen mittleren Zeigerwerte von 2016 zu 2022 darstellen, zeigen sich Abweichungen (s. Tab. 24).

5.1.6 Diversitätsindizes

Alpha – Diversität (Shannon-Index)

Im Folgenden wird betrachtet, wie sich die Artendiversität der einzelnen PK von 2016 zu 2022 verändert hat und welche Unterschiede sich bei den Ergebnissen zeigen, je nachdem welches Programm zur Berechnung des Shannon-Index verwendet wird. Zwischen den Ergebnissen der beiden Auswertungsmethoden zeigen sich große Unterschiede. Die Ursache dafür wurde bereits in 5.1.5 erklärt.

Beiden Auswertungsmethoden zufolge bleibt WW1 der PK mit dem höchsten Shannon – Index, d.h. der höchsten Artendiversität, welche jedoch von 2016 zu 2022 weiter zugenommen hat. Es werden nun Werte über 2 erreicht (s. Tab. 26), was entsprechend der von der Autorin eigens vorgenommenen Einordnung (s. 4.2.3) einer hohen Diversität entspricht.

Nach den mit Turboveg berechneten Werten zeigt sich auch auf allen anderen PK im Windwurf ein Anstieg der Artendiversität auf Werte über 2, sodass der gesamte Windwurfbereich nicht nur eine hohe, sondern im Vergleich zum Puffer und Bestand die höchste Artendiversität aufweist. Im Pufferbereich dagegen zeigt sich einheitlich eine Abnahme der Artenvielfalt, am stärksten im Puffer 2, auf welchem die geringste Artendiversität mit 11 Arten festgestellt wurde. Auf den zwei PK im Bestand zeigen sich gegensätzliche Entwicklungen. Während die Artendiversität im Bestand 1 zugenommen hat, nahm sie im Bestand 2 ab. 2016 war Bestand 1 der PK mit den niedrigsten Shannon-Werten.

Nach den mit Excel berechneten Werten hat die Artendiversität anders als bei den Turboveg – Werten auf den PK WW2, WW3 und WW4 abgenommen. Der PK mit der niedrigsten Artendiversität im Jahr 2022 ist nach den Excel – Werten WW3 und nach den mit Turboveg berechneten Werten Puffer 2. Gleiche Entwicklungen hinsichtlich einer Zunahme oder Abnahme der Artendiversität zeigen sich zwischen den Excel – und Turboveg – Ergebnissen im Pufferbereich (Abnahme) und Bestandesbereich (Bestand 1: Zunahme, Bestand 2: Abnahme), wenn auch die Werte z.T stark voneinander abweichen. Nach den Excelberechnungen wiesen WW2 und Bestand 1 im Jahr 2022 eine mäßig hohe Diversität auf und WW1 eine hohe. Alle anderen PK hatten Shannon-Werte unter 1, was einer sehr niedrigen Artendiversität entspricht. Mit Turboveg werden im Puffer und Bestand jedoch nur Werte über 1 erreicht (mäßig hohe Diversität), im Windwurf über 2 (hohe Diversität).

Bei zwei PK mit gleichem Index, aber unterschiedlicher Artenzahl, hat der PK mit der geringeren Artenzahl die höhere Diversität (vgl. HARTMANN 2016).

In Abb. 24 werden die Shannon-Indizes aller PK in einem Boxplot dargestellt. Die Abbildung stellt die Ergebnisse von 2016 denen von 2022 und die Excel-Ergebnisse den Turboveg-Ergebnissen gegenüber. Die Datentabelle dazu befindet sich im Anhang (s. Tab. 26). Nach den Turboveg-Ergebnissen hat die Artendiversität im UG insgesamt zugenommen, nach den Excel-Ergebnissen dagegen abgenommen, da auch die Evenness (Gleichverteilung der Arten) entsprechend der Excel-Ergebnisse abgenommen hat (s. Abb. 25 + Tab. 27).

Bei Betrachtung der Excelergebnisse erscheint die aktuelle Diversität (H') im Vergleich zur maximal möglichen (H_{max}) relativ gering (mit Ausnahme von WW1), da auch die Gleichverteilung der Arten gering ist (s. Tab. 26, Tab. 27).

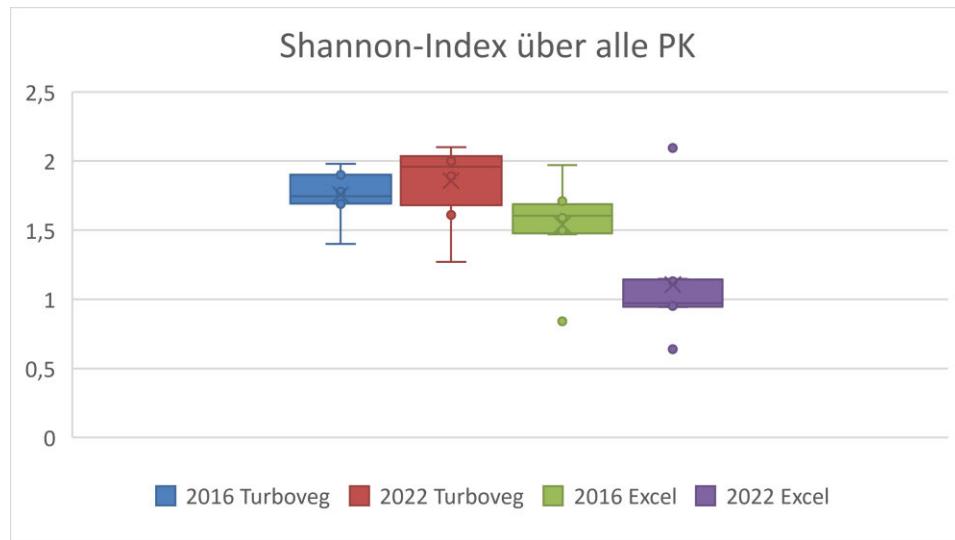


Abb. 24: Shannon-Index über alle PK als Boxplots, Gegenüberstellung 2016 und 2022 und Excel und Turboveg

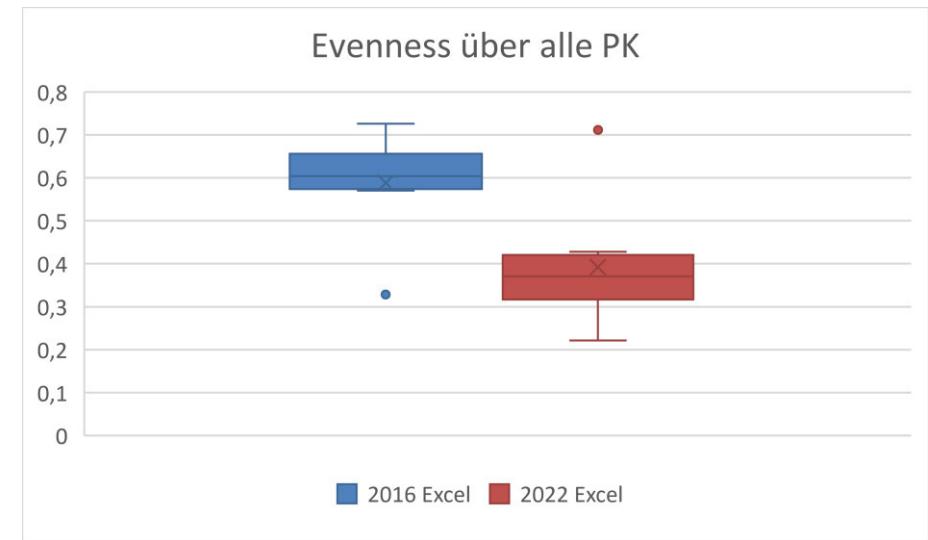


Abb. 25: Evenness über alle PK als Boxplots, Gegenüberstellung 2016 und 2022, berechnet mit Excel

Beta – Diversität (Sørensen-Index)

Bei Tab. 9 + Tab. 10 handelt es sich um Kreuztabellen. Im Bereich rechts oben ist jeweils die Anzahl der Arten zu sehen, die die zwei miteinander verglichenen PK gleich haben. Im Bereich links unten sind die Sørensen-Indizes aufgeführt. Der jeweils höchste und niedrigste ist rot markiert.

Mit einer Übereinstimmung von 81% ist die Artenzusammensetzung der PK WW3 und WW1 am ähnlichsten. Am unähnlichsten dagegen sind sich Bestand 1 und Puffer 2. Ihre Artenzusammensetzung stimmt nur zu 45% überein. Die Arteninventare der anderen PK sind zu 55-79% gleich.

Tab. 9: Sørensen-Indizes, ermittelt aus den Daten von 2022

	WW 1	WW 2	WW 3	WW 4	Puffer 1	Puffer 2	Bestand 1	Bestand 2
WW 1	x	11	15	15	13	9	13	12
WW 2	0,67	x	10	13	11	8	10	10
WW 3	0,81	0,6	x	15	14	8	15	11
WW 4	0,75	0,7	0,77	x	14	9	14	11
Puffer 1	0,65	0,6	0,72	0,67	x	9	12	11
Puffer 2	0,60	0,6	0,55	0,56	0,56	x	7	8
Bestand 1	0,67	0,6	0,79	0,68	0,59	0,45	x	11
Bestand 2	0,73	0,7	0,69	0,63	0,63	0,64	0,65	x

Im Vergleich dazu zeigt Tab. 10 die Anzahl gleicher Arten und Sørensen-Indizes, welche anhand der 2016 ermittelten Daten berechnet wurden. Demzufolge war die Artenzusammensetzung zwischen Windwurf 4 und Windwurf 2 mit einer 92%igen Übereinstimmung am ähnlichsten. Am unähnlichsten dagegen waren sich Bestand 1 und Windwurf 4 (62%ige Übereinstimmung).

Tab. 10: Sørensen-Indizes, ermittelt aus den Daten von 2016

	WW 1	WW 2	WW 3	WW 4	Puffer 1	Puffer 2	Bestand 1	Bestand 2
WW 1	x	11	11	11	12	10	11	11
WW 2	0,79	x	11	12	12	10	11	11
WW 3	0,81	0,88	x	10	10	9	9	9
WW 4	0,79	0,92	0,80	x	12	8	8	11
Puffer 1	0,75	0,80	0,69	0,80	x	11	11	13
Puffer 2	0,74	0,80	0,75	0,64	0,76	x	9	10
Bestand 1	0,79	0,85	0,72	0,62	0,73	0,72	x	9
Bestand 2	0,79	0,85	0,72	0,85	0,87	0,80	0,69	x

Im Vergleich zeigt sich, dass die Unterschiede in der Artenzusammensetzung der PK größer geworden sind.

Beta – Diversität (Jaccard – Index)

Vergleicht man mithilfe des Jaccard – Index die Artenzusammensetzung der PK von 2016 und 2022 hinsichtlich der Präsenz/Absenz der Arten, zeigt sich, dass die 2022 erfasste Artenzusammensetzung nur zu ≈ 37-55 % mit der 2016 erfassten übereinstimmt.

Tab. 11: Jaccard – Indizes aller PK aus dem Vergleich von 2016 mit 2022

Probekreise	Jaccard - Index
WW1	47,826087
WW2	40
WW3	47,6190476
WW4	41,6666667
Puffer 1	42,3076923
Puffer 2	47,0588235
Bestand 1	54,5454545
Bestand 2	36,8421053

5.1.7 Vegetationskundliche Beobachtungen außerhalb der Probekreise

Im nördlich des Radweges liegenden Teilbereich des Windwurfs wurde kein PK eingerichtet. Dennoch wurde auch dieser Bereich von Frau Hartmann im Jahr 2016 genauer betrachtet. So konnten dort „eine starke Buchen- und Birkenverjüngung“ (HARTMANN 2016: 24) und einige Birken in der Strauchschicht festgestellt werden. Weiterhin wies dieser Bereich durch den ausgeprägten Unterwuchs und das liegende Totholz eine relativ hohe Beschattung des Waldbodens auf. Dadurch zeigten sich in der Bodenvegetation nur wenige Krautartige und Gräser wie *Deschampsia flexuosa*. (Vgl. HARTMANN 2016) Inwiefern der Waldbrand von 2003 Auswirkungen auf diese Entwicklung hatte, ist unklar. Auf den Wegen wuchsen 2016 einzelne Exemplare von Brennnessel (*Urtica dioica*), Landreitgras (*Calamagrostis epigejos*) und Feldhainsimse (*Luzula campestris*). Adlerfarn (*Pteridium aquilinum*) konnte 2016 zwar auf keinem der PK nachgewiesen werden, kam jedoch auch damals schon verstreut im UG vor und war im nördlichen Teil des Windwurfs besonders präsent. Von *Prunus serotina* standen zwei fruchttragende Individuen am Wegrand. Auch *Rumex acetosella* wurde im UG auf einer Schneise gefunden. (Vgl. HARTMANN 2016)

2022 konnte im nördlich des Radweges liegenden Teilbereich des Windwurfs nur noch eine starke Birkenverjüngung erkannt werden, welche sich in der Strauchschicht und z. T. in der 2. Baumschicht befand. Auffällig war außerdem, dass der Anteil der Buchen in der Verjüngung auf den Probekreisen zwar gering war, im Umkreis aber viele Buchen im Unterwuchs festgestellt werden konnten, welche z. T. sogar schon in die Baumschicht aufgewachsen waren. Der Buchenanteil nimmt nach NO, d.h. mit der Nähe zum an den Kiefernforst angrenzenden Buchenbestand zu.

5.2 Verjüngung

5.2.1 Anzahl der Individuen je Probekreis

Anhand der Zahlen in Tab. 12 (s.a. Abb. 109) zeigt sich, dass die Anzahl der Verjüngungsindividuen insgesamt sehr stark abgenommen hat.

Tab. 12: Anzahl der Verjüngungsindividuen je PK mit 314 m²; alle Baumarten zusammenfassend; Gegenüberstellung der Ergebnisse von 2016 und 2022

PK	Anzahl der Verjüngungsindividuen		Differenz	Differenz (in %)
	2016	2022		
WW1	135	34	-101	-75%
WW2	196	24	-172	-88%
WW3	36	19	-17	-47%
WW4	79	18	-61	-77%
Puffer 1	62	54	-8	-13%
Puffer 2	162	41	-121	-75%
Bestand 1	47	10	-37	-79%
Bestand 2	50	39	-11	-22%
Summe	767	239	-528	-69%

WW2 gefolgt von Puffer 2 und WW1 sind somit die PK mit der höchsten Anzahl verlorener Verjüngungsindividuen. Um die Menge der 2022 vorhandenen Verjüngung in ein Verhältnis zur 2016 vorhandenen zu setzen, bietet sich auch eine prozentuale Betrachtungsweise an. Prozentual betrachtet wies ebenfalls WW2 die größten Verluste auf, wird aber von Bestand 1 und WW4 gefolgt (s. Abb. 26). Die geringsten Verluste zeigt Puffer 1.

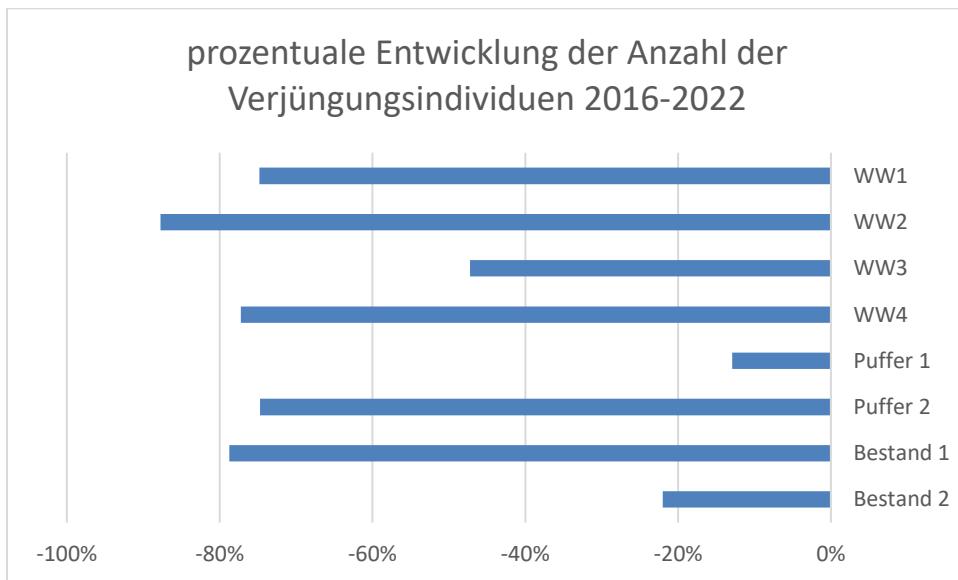


Abb. 26: Entwicklung der Anzahl der Verjüngungsindividuen 2016-2022; alle Baumarten zusammengefasst

5.2.2 Artenzusammensetzung

Bereits 2016 war im Untersuchungsgebiet Verjüngung, vorwiegend aus Wald-Kiefer, Eiche und Hänge-Birke vorhanden. Die Anzahl der auf den PK kartierten Verjüngungsindividuen je Baumart, sowohl von 2016 als auch von 2022, lässt sich aus Abb. 109 ablesen. Artspezifisch betrachtet zeigt sich bei der überwiegenden Anzahl der im UG vorkommenden Baumarten insgesamt eine Abnahme der Verjüngungsindividuen von 2016 zu 2022. Nur bei der spätblühenden Traubenkirsche und Douglasie konnte eine Zunahme festgestellt werden. Bei einer alle

Satellitenkreise zusammenfassenden Betrachtung bleibt auch im Jahr 2022 die Wald-Kiefer mit insgesamt 140 Individuen die mit Abstand dominante Art in der Verjüngung. Es folgen die Eichen (Stiel- und Traubeneiche wurden entsprechend FORSTLICHES VERSUCHSWESEN (2007) zusammengefasst) mit insgesamt 51 Individuen und an dritter Stelle statt der Hänge-Birke nun die spätblühende Traubenkirsche mit 25 Individuen. Die Hänge-Birke trat 2022 nur noch vereinzelt auf (10 Individuen), ebenso wie die Douglasie (5 Individuen), Rotbuche und Faulbaum mit jeweils 3 Individuen und die Eberesche mit 2 Individuen. Die Zitterpappel ist erstmalig mit einem Individuum in der Verjüngung aufgetreten. Nicht mehr nachgewiesen werden konnte dagegen die Lärche. Abb. 27 zeigt die zuvor beschriebene Entwicklung, hochgerechnet auf die Individuenzahl pro ha.

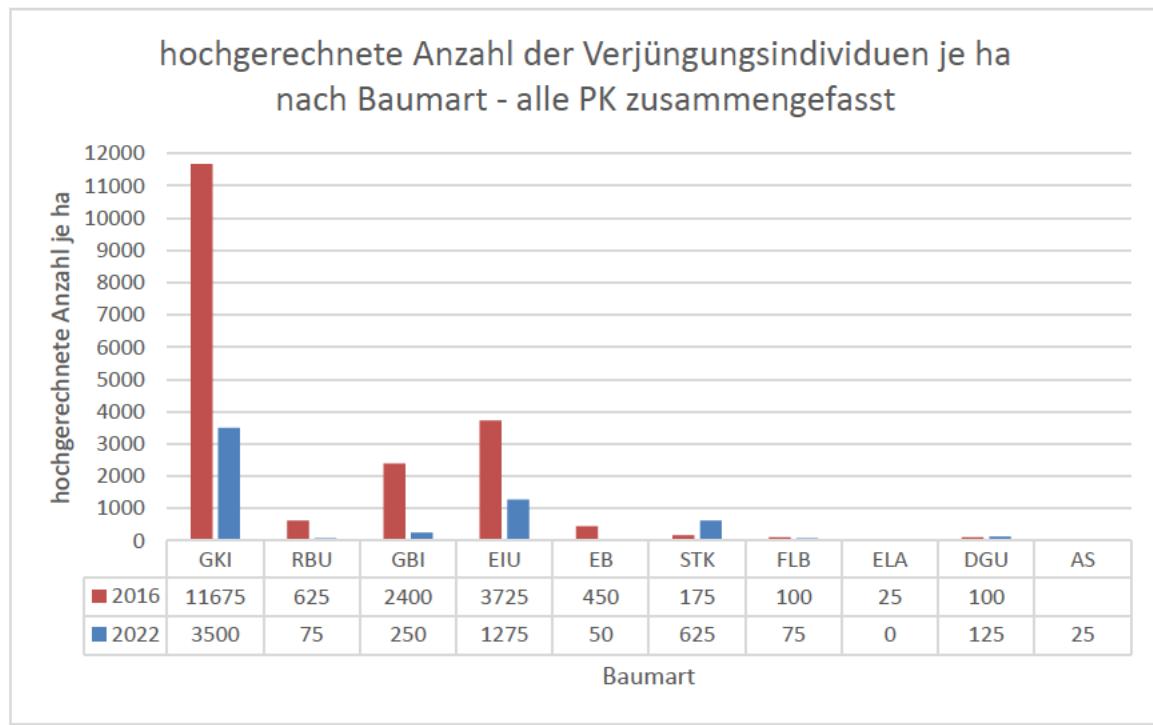


Abb. 27: Anzahl der Verjüngungsindividuen je ha nach Baumart - alle PK zusammengefasst, 2016 und 2022; GKI = Wald-Kiefer, RBU = Rotbuche, GBI = Hänge-Birke, EIU = Stiel- und Traubeneiche, EB = Eberesche, STK = spätblühende Traubenkirsche, FLB = Faulbaum, ELÄ = Lärche, DGU = Douglasie, AS = Aspe/Zitterpappel

Die PK mit der höchsten Anzahl an Arten in der Verjüngung (4 Arten) sind WW1, WW2, Bestand 1 und Bestand 2. Es folgen WW4, Puffer 1 und Puffer 2 mit jeweils 3 Arten. Im PK WW3 konnten 2 Arten in der Verjüngung nachgewiesen werden. (s. Abb. 109) Die Artenzusammensetzung der Verjüngung sowie das Verhältnis der Dominanzen der einzelnen Arten zwischen den PK ist z. T. sehr unterschiedlich.

Im Folgenden wird die Entwicklung der Artenzusammensetzung in der Verjüngung für jeden PK einzeln betrachtet. Sie lässt sich aus den Abb. 110 - Abb. 117 (s. Anhang) ablesen. Die Erläuterungen zu den in den Diagrammen verwendeten Abkürzungen für die Baumarten finden sich in Abb. 118 und Abb. 119 (s. Anhang).

Im WW1 haben die prozentualen Anteile der Wald-Kiefer (-5%) und Rotbuche (-2%) abgenommen. Zugewonnen haben Eberesche (+4%) und Eiche (+10%). Nicht mehr in der Verjüngung vorhanden waren die spätblühende Traubenkirsche und die Hänge-Birke.

Mit einem Zuwachs von 21 % der Kiefer ist sie die einzige Art im WW2, die eine prozentuale Zunahme zeigt. Prozentual abgenommen haben die Arten Hänge-Birke (-2%) und Eiche (-19%).

Spätblühende Traubenkirschen und Ebereschen kamen nicht mehr in der Verjüngung dieses PK vor. Neu hinzugekommen ist die Douglasie mit einem Anteil von 4%.

Besonders auffällig ist die Entwicklung der Verjüngung im **WW3**, da sich die Artenzusammensetzung komplett geändert hat. Während die Wald-Kiefer 2016 noch die Hälfte der Verjüngung ausmachte, ist sie jetzt aus dieser verschwunden. Auch Eichen, Rotbuchen und Hänge-Birken, welche jeweils mit mehreren Individuen in der Verjüngung vertreten waren, kommen in dieser nicht mehr vor. Stattdessen besteht die Verjüngung des WW3 nun überwiegend aus der spätblühenden Traubenkirsche sowie aus Faulbäumen.

Im **WW4** nahm der Anteil der Hänge-Birken um 4% ab und bei Wald-Kiefern um 9% zu. Zu den nicht mehr vorkommenden Arten gehören Lärche und Eiche. Neu hinzu kam die spätblühende Traubenkirsche (6%).

Im **Puffer 1** hat sich der Anteil der Kiefern um 25% erhöht. Der Anteil der Eichen nahm um 11% ab. Zu den nicht mehr in der Verjüngung vorhandenen Arten gehören Hänge-Birke, Eberesche und Faulbaum. Erstmals in ihr aufgetreten ist die Zitterpappel (Aspe) mit 2%.

Die 2016 als besonders stark und auffällig hervorgehobene Kiefernverjüngung im **Puffer 2** hat sich auf einen Anteil von 54% reduziert. Trotz dessen bleibt die Wald-Kiefer auf diesem PK weiterhin dominierend. Stark zugenommen hat der Anteil der Eichen (+23%). Nicht mehr vorhanden sind Hänge-Birke, Eberesche und Faulbaum. Neu hinzu kam auch hier die spätblühende Traubenkirsche und machte 17% der Verjüngung aus.

Die Verjüngung des PK **Bestand 1** ist von einem Verlust der Arten Hänge-Birke, Rotbuche, Eberesche und Faulbaum gekennzeichnet. Der Anteil der Wald-Kiefer hat stark abgenommen (-36%), während die Anteile der Eiche (+16%) und Douglasie (+28%) zunahmen. Neu in der Verjüngung dieses PK ist die spätblühende Traubenkirsche mit einem prozentualen Anteil von 9%. Der **Bestand 2** zählt zu den PK, auf denen die Wald-Kiefernverjüngung zugenommen hat (+20%). Einen weiteren Zuwachs zeigen die Eichen (+9%). Prozentual abgenommen haben Rotbuchen (-15%) und Hänge-Birken (-7%). Nicht mehr in der Verjüngung des Bestand 2 vorhanden sind Eberesche und Faulbaum.

Zusammenfassend ist die spätblühende Traubenkirsche somit auf den beiden PK, auf denen sie 2016 in der Verjüngung vorkam aus dieser verschwunden und stattdessen auf 4 PK erstmals in ihr aufgetreten. Der Anteil der Hänge-Birken- und Rotbuchenverjüngung ging in allen PK zurück. Die Entwicklung der anderen Arten gestaltet sich zwischen den einzelnen PK im Windwurfbereich unterschiedlich. Während die Artenzusammensetzung beider PK im Pufferbereich 2016 noch identisch war, weisen beide PK jetzt jeweils eine Art auf, die im anderen PK nicht vorkommt. Was sie verbindet, ist das weitere Vorhandensein der Arten Wald-Kiefer und Eiche sowie das Verschwinden von Hänge-Birke, Eberesche und Faulbaum. Die beiden PK im Bestand verbindet die Zunahme der Eichenverjüngung und das Verschwinden von Eberesche und Faulbaum.

Stellt man wie in Abb. 28 die Anzahl der Verjüngungsindividuen im Windwurf der des Bestandes gegenüber, fällt auf, dass die Arten Wald-Kiefer, Eiche und Douglasie 2022 im Bestand häufiger waren und die Arten Hänge-Birke und spätblühende Traubenkirsche im Windwurf. Die Rotbuche war in beiden Bereichen mit gleichen Anteilen vertreten. Eberesche und Faulbaum kamen nur im Windwurf vor.

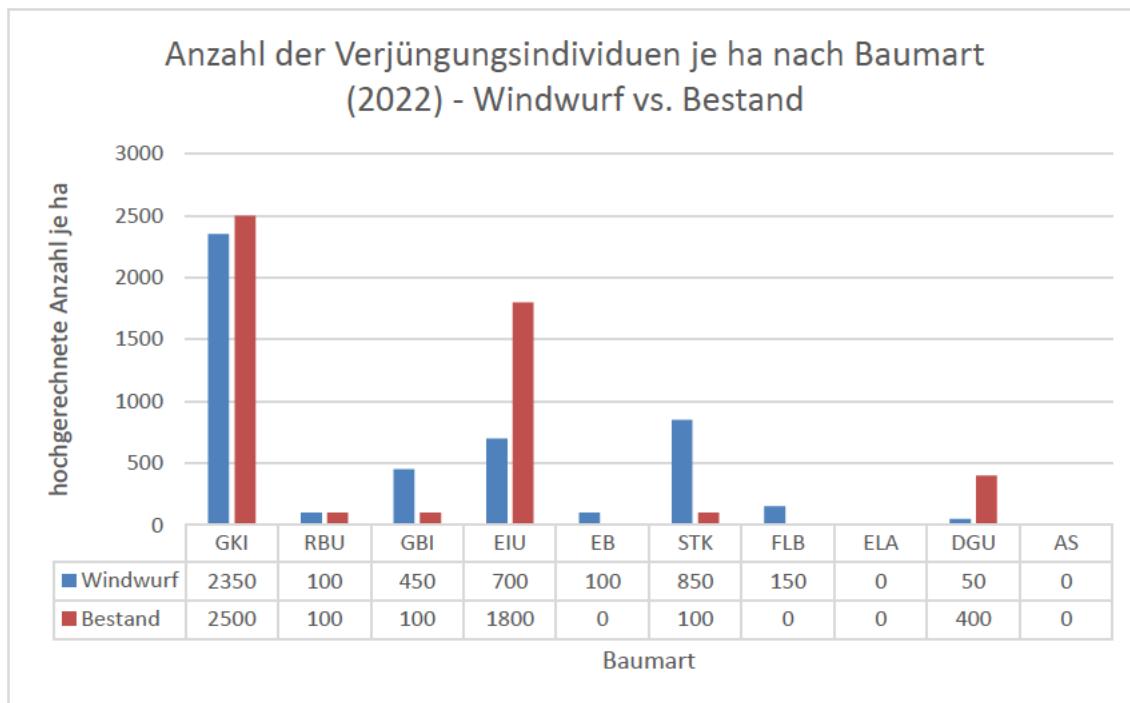


Abb. 28: hochgerechnete Anzahl der Verjüngungsindividuen je ha nach Baumart (2022) - Windwurf vs. Bestand

5.2.3 Größenklassen

Die prozentualen Anteile der Größenklassen unterscheiden sich zwischen den einzelnen PK sehr (s. Abb. 120 - Abb. 135). Während im **WW1** die mittleren beiden Größenklassen mit ähnlichen Anteilen dominieren und die anderen beiden Größenklassen zusammen nur 15% ausmachen, überwiegt im **WW2** die 3. Klasse von 50-129 cm mit einem Anteil von 71% gegenüber dem restlichen Anteil von 29%, der von den Größenklassen 2 und 4 gebildet wird. Individuen mit einer Größe von unter 20cm finden sich im **WW2** nicht.

Ganz anders stellt sich die Größenzusammensetzung im **WW3** dar. Mit einem Anteil von 95% kommen fast ausschließlich Individuen der kleinsten Größenklasse vor. Die restlichen 5% weisen Größen zwischen 50 und 129 cm auf. Im **WW4** wird eine Hälfte der Verjüngung von Individuen der 3. Größenklasse gebildet und die andere von der größten und der kleinsten Klasse.

Puffer 1 und **Puffer 2** verbindet die Dominanz der Größenklasse 50-129 cm. Den zweitgrößten Anteil haben auf beiden PK Individuen mit Höhen zwischen 20 und 49 cm. Auf beiden PK finden sich sowohl Individuen der größten als auch der kleinsten Größenklasse. Die prozentualen Anteile dieser sind sich innerhalb eines PK ähnlich. Während die größte und die kleinste Klasse zusammengerechnet im Puffer 2 jedoch 39% ausmachen, sind es im Puffer 1 nur 13%.

Auf beiden PK im **Bestand** dominieren mit ähnlichen Anteilen Verjüngungsindividuen mit Höhen zwischen 50 und 129 cm. Während im Bestand 1 die Größenklasse <20 cm den nächstniedrigen Anteil hat, ist es im Bestand 2 die Klasse von 50 bis 129 cm. Die Größenklasse von über 130 cm – 2m ist im Bestand 2 mit 8% vertreten, fehlt jedoch im Bestand 1.

Abb. 29 zeigt die Entwicklung des prozentualen Anteils der Verjüngungsindividuen an den Größenklassen (s.a. Abb. 120 - Abb. 135). Säulen, die oberhalb der 0% - Linie liegen, zeigen Zunahmen um ...% vom Ausgangszustand 2016 und die unterhalb dieser liegenden Abnahmen.

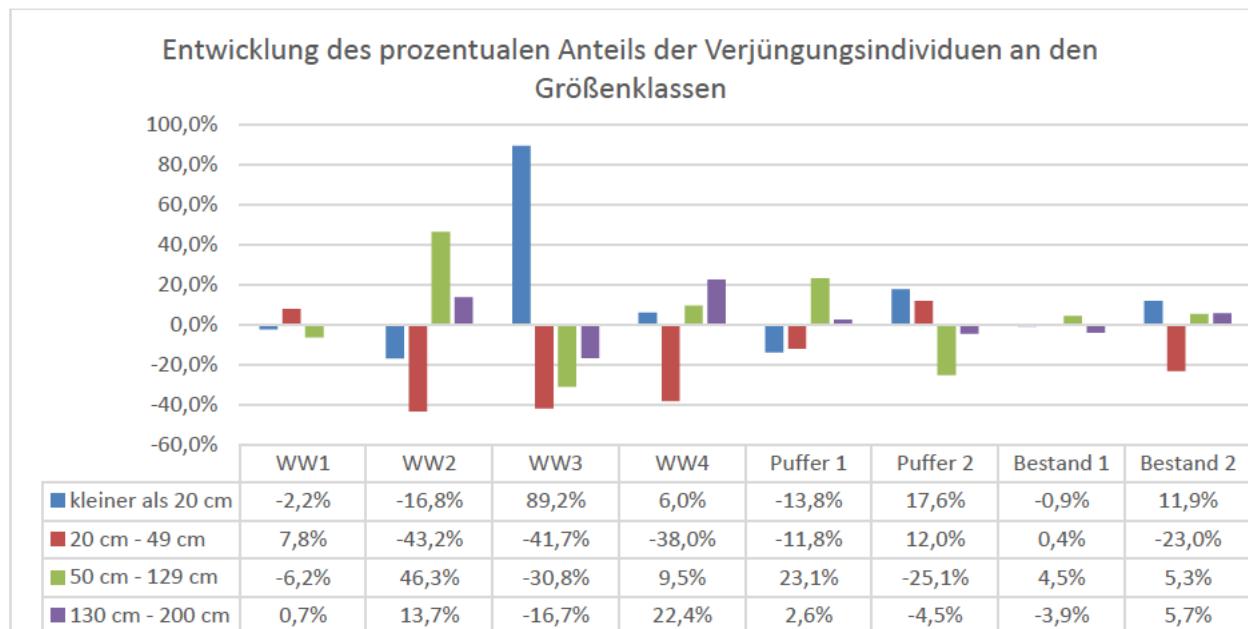


Abb. 29: Entwicklung des prozentualen Anteils der Verjüngungsindividuen an den Größenklassen; je PK

Die zur Abb. 29 zugehörigen Daten befinden sich im Anhang (s. Abb. 136).

Bei allen Baumarten in der Verjüngung, mit Ausnahme der Douglasie, konnten 2022 im Windwurfbereich inkl. Puffer insgesamt mehr Individuen festgestellt werden als im Bestand (s. Abb. 109). Die Wald-Kiefern und Hänge-Birken zeigen sich im gesamten UG als sehr schnellwüchsig. Die Mehrheit dieser ist in den sechs Jahren in die nächsthöhere Größenklasse aufgewachsen. Dies ist erkennbar an der starken Zunahme des prozentualen Anteils der Größenklasse 3 und der Zunahme der Klasse 4 (s. Abb. 30). Beide Arten zeigen im Bestand eine stärkere Zunahme der höchsten Größenklasse als im Windwurfbereich inkl. Puffer. Bei beiden Arten kam seit 2016 keine neue Verjüngung hinzu.

Im Windwurf- und Pufferbereich konnte im Gegensatz zum Bestand Eichenverjüngung in der 3. und 4. Größenklasse nachgewiesen werden. Die Höhenentwicklung der Eichen ist somit im Windwurf inkl. Puffer weiter vorangeschritten als im Bestand. Neue Eichenkeimlinge < 20 cm wurden nur im Bestand vorgefunden. Von der 2016 vorhandenen Rotbuchenverjüngung sind im Windwurf inkl. Puffer nur noch zwei Pflanzen in der 2. Klasse und im Bestand ein Keimling übriggeblieben. Die Eberesche kam 2022 nicht mehr in der Verjüngung im Bestand und im Windwurfbereich nur noch mit zwei Individuen vor (s. Abb. 31). Von der spätblühenden Traubenkirsche konnten in allen Bereichen ausschließlich Keimlinge festgestellt werden. Von der Art Faulbaum sind im Windwurfbereich zwei neue Pflanzen aufgetreten. Im Bestand war die Art nicht mehr in der Verjüngung vorhanden. Die Douglasie konnte 2022 im Windwurf inkl. Puffer erstmals in der Verjüngung mit einer Pflanze zwischen 0,5 – 1,29 m nachgewiesen werden. Zwei der 2016 im Bestand etablierten Douglasien sind in diese Größenklasse aufgewachsen. (s.a. Tab. 28 - Tab. 35)

Prozentualer Anteil der Verjüngung der Art X in der Größenklasse Y an der Gesamtverjüngung
der Art X auf den zusammengefassten Probekreisen - Teil 1

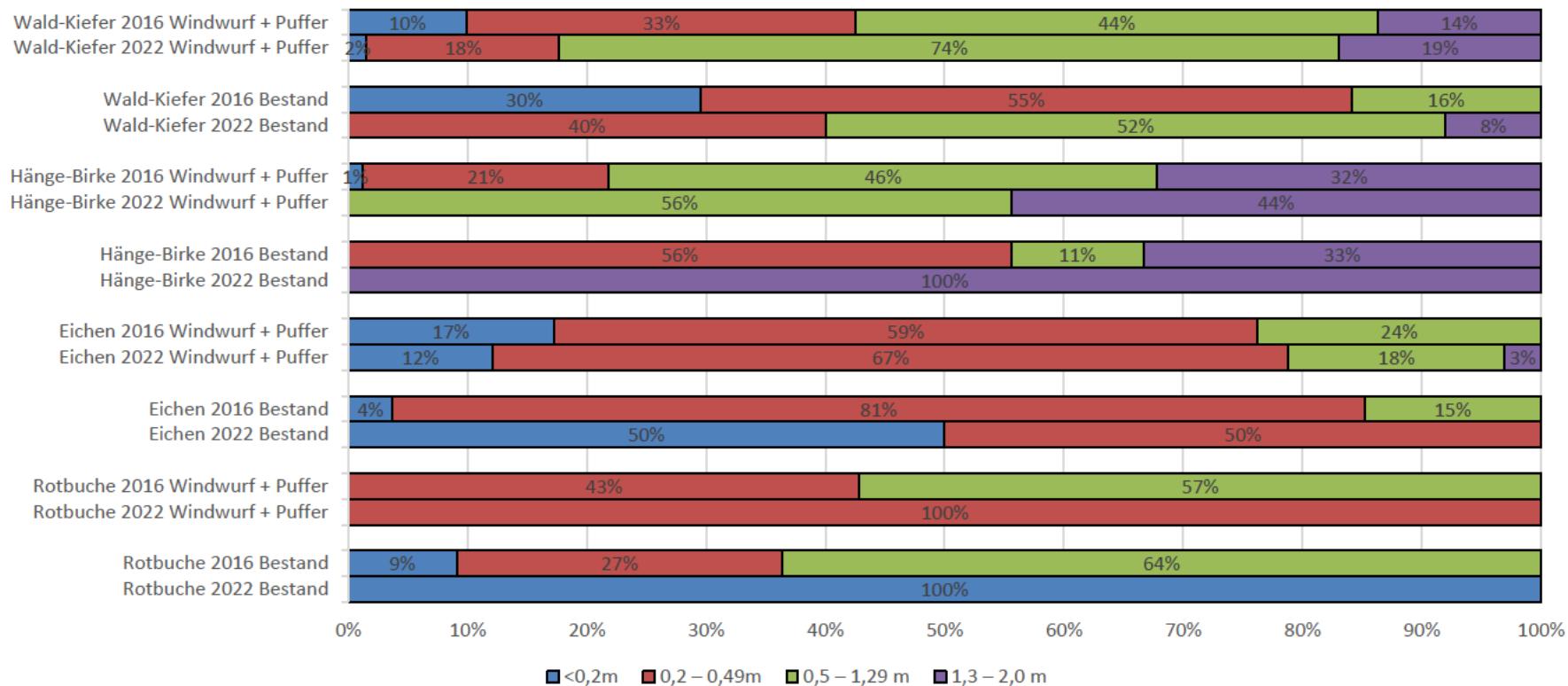


Abb. 30: Prozentualer Anteil der Verjüngungsindividuen der Art X in der Größenklasse Y an der Gesamtverjüngung der Art X auf den zusammengefassten Probekreisen, Teil 1

Prozentualer Anteil der Verjüngung der Art X in der Größenklasse Y an der Gesamtverjüngung
der Art X auf den zusammengefassten Probekreisen - Teil 2

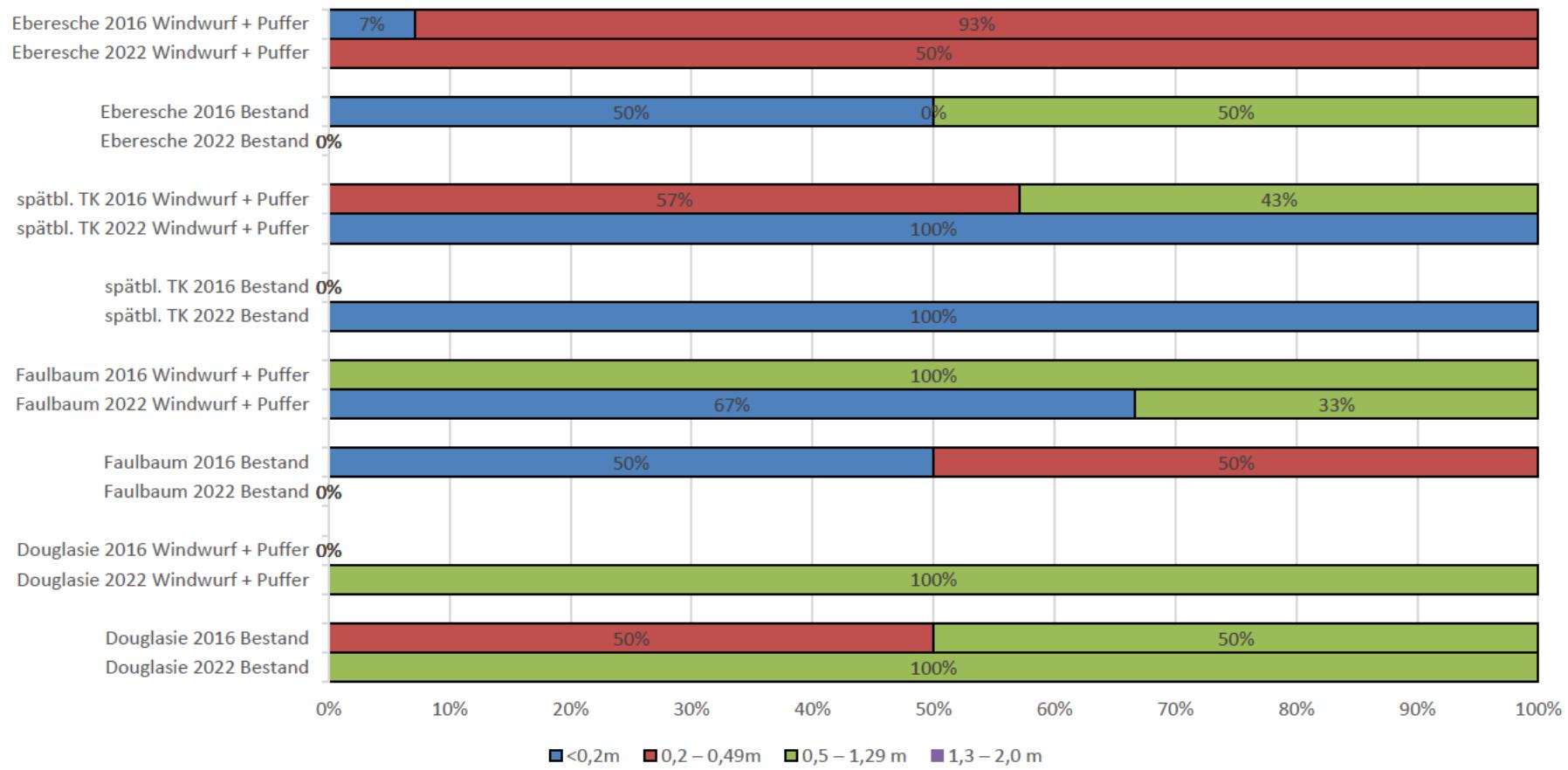


Abb. 31: Prozentualer Anteil der Verjüngungsindividuen der Art X in der Größenklasse Y an der Gesamtverjüngung der Art X auf den zusammengefassten Probekreisen, Teil 2

5.2.4 Verbissintensität

Die Abb. 140 - Abb. 156 zeigen, wie stark die einzelnen Baumarten in der Verjüngung im Jahr der Erstaufnahme und bei der ersten Wiederholungsaufnahme verbissen waren. Aus ihnen lässt sich auch die im jeweiligen Jahr erfasste Gesamtzahl der Verjüngungsindividuen der entsprechenden Baumart ablesen.

Anders als 2016 ist nach den Ergebnissen von 2022 nicht die Eiche, sondern die Rotbuche die am stärksten verbissene Art in der Verjüngung (s. Abb. 137 + Abb. 138). Von ehemals 25 Verjüngungsindividuen sind nur noch 3 übriggeblieben, welche alle einen mehrfachen Verbiss am Terminaltrieb sowie an den Seitentrieben zeigen (davon eine Pflanze <0,2 m und zwei 0,2 - 0,49 m) (s. Tab. 28 - Tab. 35). Auch die Eiche wurde wie bereits von HARTMANN (2016) erwähnt, stark verbissen. Der Anteil der Eichenverjüngung mit Verbissstadien 3 (Terminaltrieb + Seitentriebe > 1x verbissen) ist bis 2022 sogar von 60% auf 89% gestiegen (hauptsächlich 0,2 – 0,49 m großer Jungwuchs). Aufgrund dessen zeigen viele kleine Eichen (wie auch Rotbuchen) im UG den typischen Bonsaiwuchs. Nur 4% zeigten noch keine Verbisssspuren (2 Individuen < 0,5 m). Auch die nach dem Windwurf aufgekommene Wald-Kiefernverjüngung wurde weiter verbissen, was an der Abnahme der Verbissstadien 1 und 2 und der Zunahme der Stufe 3 erkennbar ist. Individuen ohne Verbisschäden befinden sich überwiegend in der Größenklasse 0,5 – 1,29 m. In dieser Größenklasse finden sich jedoch auch die meisten verbissenen Kiefern.

Von den Hänge-Birken war 2022 kein Individuum mehr „nur“ an den Seitentrieben verbissen. Stattdessen wurde auch der Terminaltrieb verbissen (Größenklasse 1,3 – 2 m) oder es zeigten sich an einer Pflanze sowohl am Terminaltrieb als auch an den Seitentrieben Verbisssspuren (> 0,5 m hoher Jungwuchs). Pflanzen mit Verbissstadien 3 machten 2022 die Hälfte der Hänge-Birkenverjüngung aus. Der Anteil der Hänge-Birken ohne Schäden hat sich von 16% auf 10% verringert (eine Pflanze zwischen 0,5 - 1,29 m Höhe).

Von den 2016 gezählten Ebereschen sind nur noch zwei übriggeblieben. Bei der <0,2 m hohen Pflanze wurde der Terminaltrieb einmal verbissen, bei der anderen zeigte sich ein mehrfacher Verbiss des Leittriebes und der Seitentriebe (Größenklasse 0,2 - 0,49 m).

Die spätblühenden Traubenkirschen, die 2016 erfasst wurden, scheinen z. T. weiter verbissen worden zu sein, da 12% dieser im Jahr 2022 einen mehrfachen Verbiss an den Seitentrieben und am Terminaltrieb zeigten. Die seit 2016 hinzugekommenen Individuen mit Größen unter 20 cm zeigen sich überwiegend unverbissen.

Von den fünf erfassten Douglasien in der Verjüngung waren zwei nicht verbissen, eine der Verbissstadien 2 zuzuordnen und zwei der Stufe 3 mit Höhen von 0,5 - 1,29 m.

Bei zwei der drei Faulbäume war der Terminaltrieb einmal verbissen. Bei dem dritten waren Terminaltrieb und Seitentriebe mehrmals verbissen.

Die einzige Zitterpappel, die auf den Satellitenkreisen erfasst wurde, zeigte Verbisssspuren an den Seitentrieben.

Abb. 139 stellt die Anzahl der Verjüngungsindividuen je PK, kategorisiert nach ihrem Verbiss, der Jahre 2016 und 2022 dar. Abb. 32 ist eine andere Darstellungsform von Abb. 139. Sie zeigt, wie sich die prozentualen Anteile der Verjüngungsindividuen mit einer bestimmten Verbissintensität an der Gesamtverjüngung des entsprechenden PK geändert haben. Auch hier zeigen über der 0%-

Linie liegende Säulen Zunahmen um ...% und darunterliegende Abnahmen um ...%. Die Datentabelle dazu ist im Anhang (s. Tab. 37).

Bei allen in der Verjüngung vorkommenden Baumarten wurde ein Verbiss festgestellt und alle Arten wurden seit 2016 weiter verbissen. 2022 konnten die meisten Verjüngungsindividuen der höchsten Verbisschadstufe (Stufe 3) zugeordnet werden, wiesen also mehrfachen Verbiss des Leittriebes und der Seitentriebe auf. Der stärkste Wildverbiss zeigt sich im Bestand, wo mehr als 90% der Verjüngung Verbissspuren erkennen ließ (s. Tab. 36). Geordnet nach abnehmender Verbissintensität folgen WW1, WW4, Puffer 2, Puffer 1, WW2 und WW3.

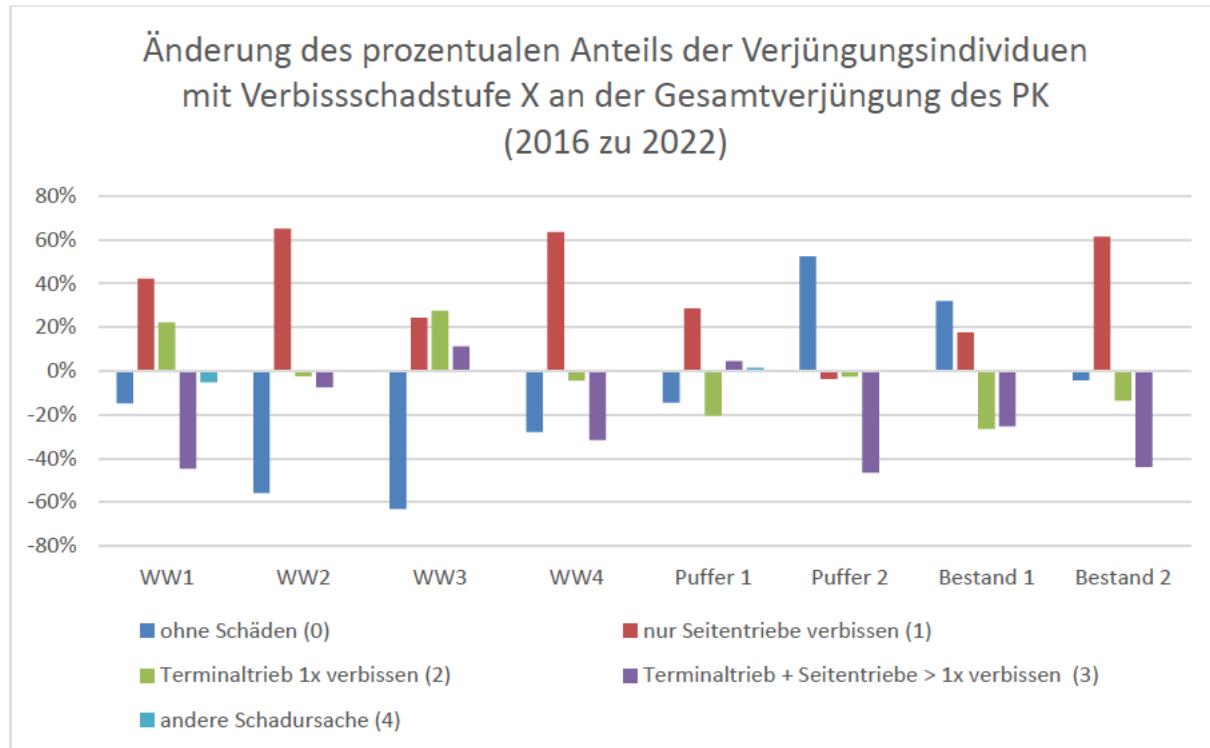


Abb. 32: Änderung des prozentualen Anteils der Verjüngungsindividuen mit Verbisschadstufe X an der Gesamtverjüngung des PK (2016 zu 2022)

5.2.5 Flächenausdehnung der Verjüngung

Aus den Berechnungen zur Flächenausdehnung der Verjüngung (s. Tab. 13) ergibt sich, dass die inzwischen von der Verjüngung eingenommene Fläche mit 6,98 ha um 1,62 ha größer ist als die Windwurffläche mit 5,36 ha. Der Bereich, der westlich der gedachten, durch den Windwurf verlaufenden Mittellinie liegt, ist größer als der östlich gelegene. Dies gilt sowohl für die Windwurf- als auch die Verjüngungsfläche.

Der durchschnittliche Abstand von der Mittellinie bis zum westlichen und östlichen Rand des Windwurfs ist nahezu gleich (Differenz 0,8 m) (s. Tab. 38). Der durchschnittliche Abstand von der Mittellinie bis zum westlichen Rand der aktuellen Verjüngungsfläche reicht um mehr als 30 Meter über die Windwurffläche hinaus. Der östliche Rand wird um ca. 20 Meter überschritten. Dies wird in Abb. 33 modellhaft dargestellt.

Nach SW konnte sich die Verjüngung nicht über die Windwurffläche hinaus ausdehnen (s. Abb. 34), vermutlich da dort eine Reihe älterer Fichten die Windwurffläche begrenzt.

Tab. 13: Flächengrößen der Windwurffläche (Windwurf_Fläche) und des Bereiches, in den sich die Verjüngung von der Windwurffläche ausgehend ausgebreitet hat inklusive der Flächengröße der Windwurffläche (Verjüngung_Fläche)

Windwurf_Fläche in ha		Verjüngung_Fläche in ha		Flächendifferenz in ha
5,36		6,98		1,62
Fläche westlich der Mittellinie	Fläche östlich der Mittellinie	Fläche westlich der Mittellinie	Fläche östlich der Mittellinie	
3,01	2,37	4,01	2,96	

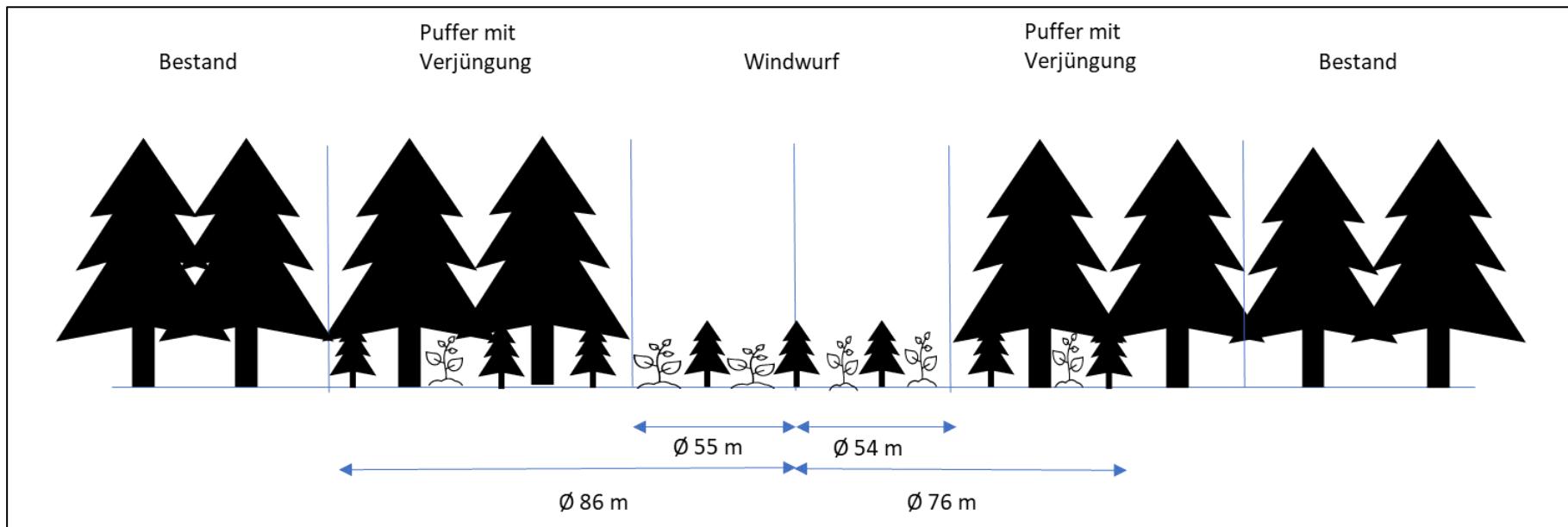


Abb. 33: modellhafter Profilschnitt durch das Untersuchungsgebiet zur Darstellung der über die Windwurffläche hinausgehenden Flächenausdehnung der Verjüngung (eigene Darstellung)

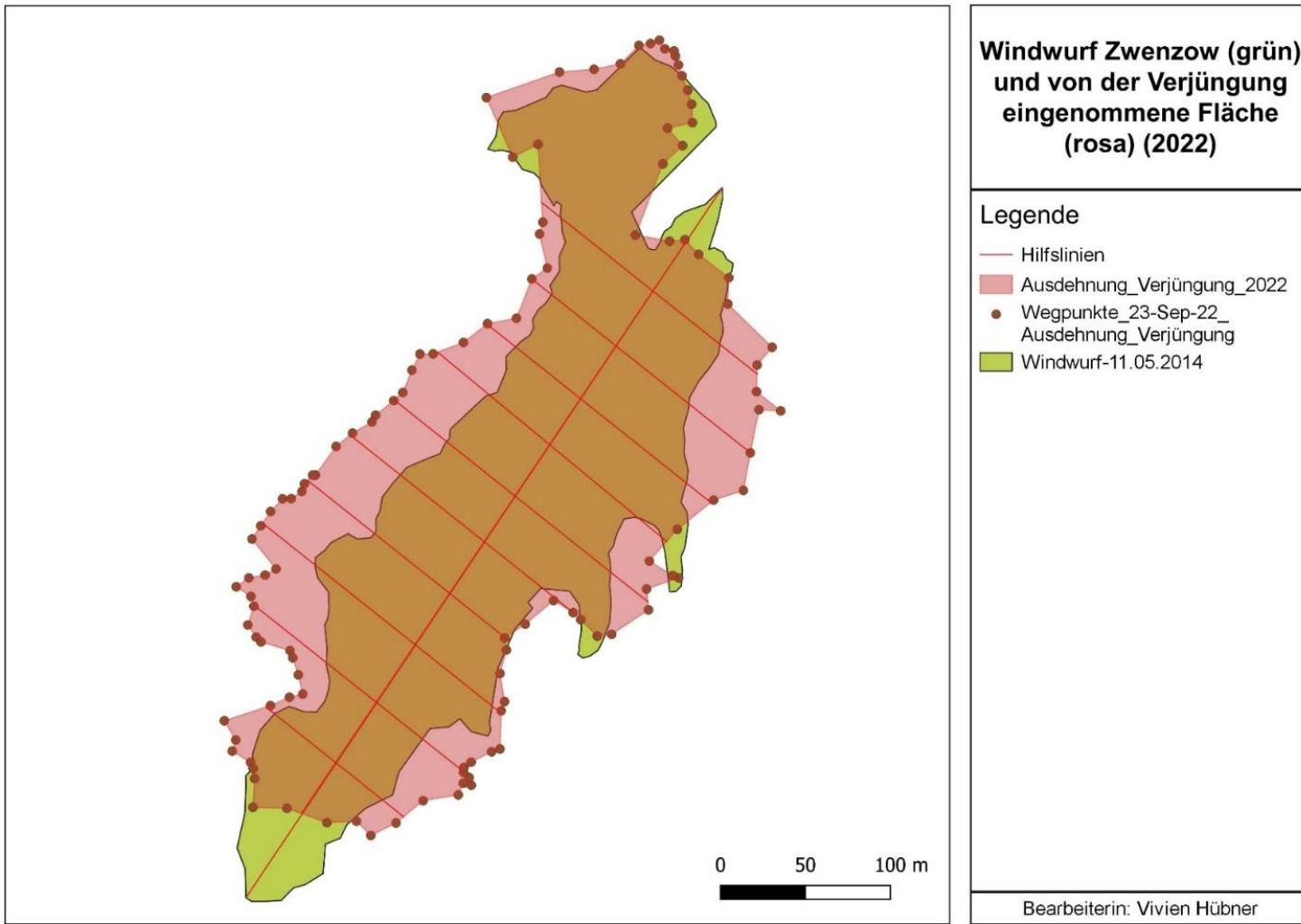


Abb. 34: Windwurffläche (grün) und von der Verjüngung eingenommene Fläche (rosa) im Jahr 2022 (eigene Darstellung)

6 Diskussion

6.1 Ergebnisdiskussion

6.1.1 Sturmereignisse als abiotische Störfaktoren im Ökosystem Wald

Meist werfen Windwürfe und -brüche den Waldbestand in frühe Entwicklungsstadien wie die Verjüngungsphase zurück (vgl. OTTO 1994). Zunächst fliegen in großer Anzahl die leichten, flugfähigen und ausbreitungsstarken Samen lichtbedürftiger und kurzlebiger Pionierbesiedler wie Birke, Weide, Zitterpappel und Kiefer ein. Sie bilden ein Vorwaldstadium. In diesem Stadium befand sich das UG im Jahr 2016. In der Übergangsphase zum Schlusswaldstadium wandern anschließend schattenverträglichere, langlebige und anspruchsvollere Arten wie Eiche und Buche ein, sodass sowohl Licht- als auch Schattarten vorhanden sind. (Vgl. WILLIG 2002a, LÄSSIG & SCHÖNENBERGER 1997, SCHÖNENBERGER et al. 2003, BARTSCH & RÖHRIG 2016) Im Schatten des Jungwuchses der Bäume können sich schattenliebende Vertreter der krautigen Pflanzen etablieren (vgl. FISCHER & FISCHER 2009). Die lichtbedürftigen, krautigen Pflanzen ebenso wie die schnellwüchsigen, lichtbedürftigen Pionierbaumarten werden nach und nach von den konkurrenzkräftigeren, schattenverträglichen Arten überschattet und sterben ab (vgl. LFG & NATIONALPARKAMT MÜRITZ 2003). Die Anfänge dieser Entwicklung konnten durch die erste Wiederholungsaufnahme 2022 nachvollzogen werden.

Wie sehr die Artenvielfalt von den Waldentwicklungsphasen abhängt, ist auch in einer Abbildung von HILMERS et al. (2018) gut zu erkennen (s. Abb. 35). Frühe Sukzessionsstadien weisen laut BARTSCH & RÖHRIG (2016) „die höchste Artenvielfalt auf“ (ebd.: 183).

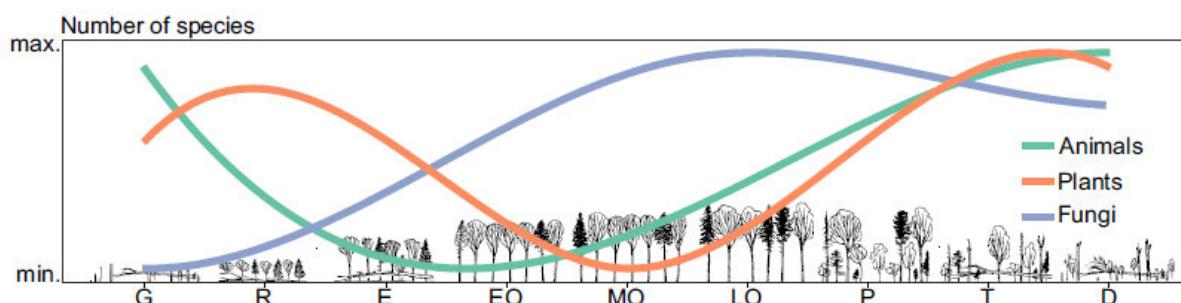


Abb. 35: Zusammenhang zwischen den Waldentwicklungsphasen und der Artenzahl der Tiere, Pflanzen und Pilze. G = gap (Lücke), R = regeneration (Verjüngungsphase), E = establishment (Initialphase), EO = early optimum (frühe Optimalphase), MO = mid-optimum (mittlere Optimalphase), LO = late optimum (späte Optimalphase), P = plenter (Holzeinschlag) T = terminal (Altersphase), D = decay (Zerfallsphase) (HILMERS et al. 2018: 2761)

Abb. 35 zeigt, dass die Pflanzenartenzahl bei der Entstehung einer Lücke (z. B. durch einen Windwurf) i.d.R. bereits mäßig hoch ist, danach aber ansteigt und in der Verjüngungsphase ihren Höhepunkt erreicht. In diese Phase lässt sich der 2022 dokumentierte Zustand des Windwurfs Zwenzow einordnen. Im Rahmen dieser Arbeit konnte der Anstieg der Artenzahlen nachgewiesen werden. Im Windwurfbereich wurde die höchste Artendiversität festgestellt (vgl. 5.1.6). Mit zunehmendem Kronenschlussgrad und abnehmendem Lichteinfall zum Waldboden nimmt diese wieder bis zur mittleren Optimalphase auf ein Minimum ab (vgl. ebd.). Zu den späten Phasen, in denen einzelne Bäume altersbedingt zusammenbrechen und es zu einem erhöhten Lichteinfall

kommt, ist wieder ein Anstieg der Pflanzenartenzahl zu verzeichnen, bis schließlich das Optimum zwischen der Alters- und der Zerfallsphase erreicht wird. Die Artenvielfalt der Tiere ist bei einer Lücke am größten, nimmt bis zur frühen Optimalphase ab, steigt dann wieder an und erreicht ihren Höhepunkt in der Zerfallsphase. Die Diversität der Pilze dagegen ist bei einer Lücke im Wald am geringsten, steigt mit zunehmender Waldentwicklung bis zur späten Optimalphase an und fällt dann wieder ab. (Vgl. HILMERS et al. 2018)

6.1.2 Forschungsergebnisse von anderen Windwurf- /Sturmwurfflächen

Die Orkane „Vivian“ (26./27.02.1990) und "Wiebke" (28.02. bis 01.03.1990), beide betrafen die Regionen Süddeutschland, Hessen, Rheinland-Pfalz, Schweiz und Frankreich (vgl. BARTSCH & RÖHRIG 2016), und das Orkantief "Lothar" (26. Dezember 1999) (mit Windgeschwindigkeiten bis 226 km/h) stehen exemplarisch für die vielen Sturmereignisse in den letzten Jahrzehnten, welche meist zu großflächigen oder auch zu mehreren kleinflächigeren, jedoch im räumlichen Zusammenhang stehenden Windwurfflächen in den Wäldern West- und Mitteleuropas führten. Die drei benannten Sturmereignisse sind gut dokumentiert und es liegen verschiedenste Forschungsergebnisse zu der Waldentwicklung nach den Ereignissen vor. Sie entfachten vielerorts die Diskussion über die Räumung oder das Belassen des Sturmholzes, denn bisher wurden Windwurfflächen meist beräumt und wieder aufgeforstet. (Vgl. JEHL 2001, NATIONALPARKVERWALTUNG BAYERISCHER WALD 2001, FISCHER & FISCHER 2009, FISCHER & FISCHER 2010, WILLIG 2002, SCHMIDT & SCHMIDT 2007) So auch nach dem Sturm „Quimburga“, welcher am 13.11.1972 vor allem in Niedersachsen auf einer Fläche von insgesamt ca. 100.000 ha überwiegend Kiefern und Fichten warf und brach. Aufgrund der dortigen Bodenverhältnisse wurden für die Wiederaufforstung erneut vor allem Kiefern und Fichten, aber auch Laubbaumarten wie die Eiche gewählt. Heute, ca. 50 Jahre später, stehen auf den ehemaligen Windwurfflächen geschlossene Mischwälder. (Vgl. GLANZ 2022)

Selbst zwischen der Landesforstverwaltung M-V und der Nationalparkverwaltung gab es unterschiedliche Auffassungen zum Umgang mit Windwurfflächen. Als Beispiel soll hier der Umgang mit den geworfenen Bäumen nach dem Sturm „Ismene“ im November 1992 aufgeführt werden. Da die Forstbehörde einen Insektenbefall befürchtete, sollten die betroffenen Kiefern aufgearbeitet werden. Nach einem Windwurf im Jahr 2002 stimmte die Forstbehörde dem Belassen des Holzes auf einer Windwurffläche im Müritz-Nationalpark erstmals zu. (Vgl. RANNOW et al. 2022)

Infolge der Stürme Vivian, Wiebke und Lothar wurden bspw. im Nationalpark Bayerischer Wald, in Baden-Württemberg und auch im hessischen Naturwaldreservat „Weiherkopf“ mehrere Probeflächen mit Vergleichsflächen als Dauerbeobachtungsflächen angelegt, um die Vegetationsdynamik nach einem Sturmwurf zu untersuchen. Ein Teil der Flächen wurde nur beräumt, ein Teil beräumt und wieder aufgeforstet und ein anderer belassen. Dies ermöglichte einen Vergleich von Waldentwicklungen nach einem Sturmereignis mit unterschiedlichen Standortbedingungen bzw. unterschiedlichen Ausgangssituationen. (Vgl. JEHL 2001, NATIONALPARKVERWALTUNG BAYERISCHER WALD 2001, FISCHER & FISCHER 2009, FISCHER & FISCHER 2010, WILLIG 2002, SCHMIDT & SCHMIDT 2007).

Für das Belassen spricht, dass sich belassene Windwurfflächen meist schneller wiederbewalden als beräumte, da vor dem Windwurfereignis etablierte Verjüngung direkt weiterwachsen kann (vgl. FISCHER & FISCHER 2009, JEDICKE 2002). Es gibt aber auch gegenteilige Beobachtungen (s. BARTSCH & RÖHRIG 2016, SCHÖNENBERGER et al. 2003). Außerdem konzentrieren sich Schlagflurarten, die die natürliche Verjüngung hemmen könnten, auf belassenen Windwürfen meist nur auf wenige, kleine Flächen (vgl. FISCHER & FISCHER 2010). JEDICKE (2002) beschreibt den naturschutzfachlichen Wert einer belassenen Windwurffläche gegenüber einer beräumten mit der höheren Naturnähe durch die höhere Strukturvielfalt sowie einer höheren Artenvielfalt, da Totholz auf den Flächen liegen bleibt, welches Lebensraum bietet. Weiterhin würden die aufgestellten Wurzelsteller der geworfenen Bäume mikroklimatische Standortunterschiede verursachen, indem sie Schatten spenden und den Wind in Bodennähe bremsen (vgl. JEHL 2001).

Für eine Räumung spricht, dass die Etablierung der Gehölzverjüngung begünstigt werden kann, wenn Rohbodenstandorte entstehen (vgl. SCHÖNENBERGER et al. 2003, FISCHER & FISCHER 2009, ELLENBERG & LEUSCHNER 2010). Weiterhin kann die Samenbank durch Bodenstörungen aktiviert werden und zur Förderung der Artenvielfalt beitragen (vgl. ELLENBERG & LEUSCHNER 2010). Gegen eine Räumung spricht, dass diese oftmals zur Zerstörung der Verjüngung führt, wodurch die Regeneration der Fläche gehemmt wird (vgl. FISCHER & FISCHER 2009). Die Verjüngung kann weiterhin durch eine dominante Schlagflur gehemmt werden, welche sich meist zunächst auf geräumten Flächen etabliert (vgl. FISCHER & FISCHER 2009, ELLENBERG & LEUSCHNER 2010). Außerdem geht von Windwurfflächen die Gefahr aus, dass auch nach dem Sturmereignis weitere Bäume umstürzen, sodass Walddarbeiter bei den Räumungsarbeiten einer großen Gefahr ausgesetzt sind, welche durch das Belassen der Flächen umgangen werden kann (vgl. JEHL 2001). Aus einer Räumung kann eine Bodenverdichtung resultieren, wodurch die Leistungs- und Funktionsfähigkeit der Böden beeinträchtigt wird (vgl. SCHÖNENBERGER et al. 2003). Die Entfernung von Totholz, als potentielles Keimbett für Keimlinge, verzögert die natürliche Verjüngung (vgl. ebd.) und reduziert den Lebensraum, der totholzbesiedelnden Käfer zur Verfügung steht und damit auch die Artenvielfalt (vgl. SEIDL et al. 2019a).

Für eine höchstmögliche Biodiversität wird von LÄSSIG & SCHÖNENBERGER (1997) daher ein nebeneinander geräumter und belassener Windwurfflächen empfohlen. JEDICKE (2002) empfiehlt höchstens die Hälfte der betroffenen Windwurfflächen zu räumen. Für noch mehr Naturnähe sollte außerdem die Sukzession gegenüber Pflanzungen Vorrang haben. Auf einer Buchenwaldfläche im Naturwaldreservat Weiherkopf, die nach einem Windwurf nicht aufgeforstet wurde, standen nach einiger Zeit viel mehr Baumindividuen als bei einer künstlichen Wiederaufforstung gepflanzt worden wären. (Vgl. JEHL 2001) Gleichermaßen konnte 2016 auf der Windwurffläche bei Zwenzow beobachtet werden (vgl. Abb. 109, MINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG, LANDWIRTSCHAFT, FORSTEN UND FISCHEREI MV 2004).

Eine Verzahnung von geräumten und belassenen Windwurfflächen „führt zu einer um rund einen Viertel höheren Artenvielfalt, als wenn alle Flächen geräumt würden oder alle ungeräumt blieben. Zusammen mit dem umgebenden Wald ergibt sich so eine Artenvielfalt, die doppelt so gross ist wie diejenige im Wald allein“ (SCHÖNENBERGER et al. 2003: 9). Im Müritz-Nationalpark jedoch werden heutzutage Windwurfflächen im Sinne des Prozessschutzes grundsätzlich der natürlichen Walldynamik überlassen und nicht beräumt.

Bei vegetationskundlichen Untersuchungen von Windwurfflächen in den Fichtenwäldern des Nationalparks Bayerischer Wald war wie beim Windwurf Zwenzow ein direkter Anstieg der

Artenvielfalt nach dem Sturmereignis auf allen Windwurfflächen zu verzeichnen. Nach 5 Jahren wiesen sie höhere Artenzahlen als der Bestand auf. Dies jedoch konnte bei Zwenzow nicht beobachtet werden. Im Bayerischen Wald wurde ein Teil der Windwurfflächen geräumt. Die Artenzahl sank auf den geräumten Flächen schon nach wenigen Jahren wieder, auf den naturbelassenen hielten sich die Artenzahlen lange Zeit nahezu konstant und fielen erst nach ca. einem Jahrzehnt wieder auf das ursprüngliche Niveau (vergleichbar mit der Situation im unbeeinflussten Bestand) zurück. Wie sich die Artenzahlen im Windwurf Zwenzow entwickeln werden, lässt sich nur durch Folgeuntersuchungen erkennen. Die erste Wiederholungsaufnahme spricht für einen Anstieg der Artenzahlen. Auf den naturbelassenen Flächen im Bayerischen Wald waren über den gesamten Untersuchungszeitraum kaum Veränderungen in der Artenzusammensetzung und Deckung erkennbar. Auf den geräumten Flächen sah man dagegen eine rasantere Zunahme der Deckungsgrade der Gehölzschicht als auf den naturbelassenen. (Vgl. FISCHER & FISCHER 2009) Beim Windwurf Zwenzow steht keine geräumte Windwurffläche als Referenzfläche zur Verfügung. Auf der belassenen Fläche zeigten sich sowohl bei der Artenzusammensetzung als auch der Deckung deutliche Veränderungen. Zu beachten ist, dass die Vegetationsentwicklung im Gebirge aufgrund des rauen Klimas wesentlich langsamer abläuft als in Tallagen bzw. im Flachland. Auch die Artendiversität ist im Gebirge geringer. (Vgl. JEHL 2001)

Um auch ein Beispiel mit zum UG ähnlichen Standortbedingungen zu geben, geht es im Folgenden um Ergebnisse einer vegetationskundlichen Wiederholungsaufnahme von weiteren Windwurfflächen im Müritz-Nationalpark, nahe der Ortschaft Klockow (s. SCHOTT 2019).

Vor dem Windwurf im Jahr 2002 standen auf den betroffenen Flächen einerseits Kiefern-mischbestände mit Kiefer im Ober- und Birke, Buche und Eiche im Unterstand und andererseits Kiefernreinbestände, in denen vereinzelt Birken in der 1. Baumschicht vorhanden waren. Die erste Untersuchung der Flächen erfolgte noch im Jahr des Windwurfereignisses, die zweite 16 Jahre später. Somit ist die Entwicklung der Untersuchungsflächen bei Klockow weiter vorangeschritten gewesen als bei Zwenzow, wo die zweite Aufnahme bereits 6 Jahre nach der Erstaufnahme erfolgte. Übereinstimmungen in den Untersuchungsergebnissen zwischen den Flächen bei Klockow und der bei Zwenzow zeigen sich hinsichtlich des überwiegenden Deckungsrückgangs der Krautschicht mit einem starken Rückgang von *Deschampsia flexuosa*, die in beiden Gebieten zuvor den größten Anteil an der Krautschicht hatte. Weitere Gemeinsamkeiten zeigen sich hinsichtlich des Fehlens von Brombeere (*Rubus spec.*), die auch zu den typischen Arten von Kiefernwäldern zählt, aber genauso wie *Calamagrostis epigejos* eher auf (stickstoff-)reicherem Boden in Kiefernforsten den Unterwuchs bildet. Die Böden in den UG scheinen für ihr Vorkommen zu stickstoffarm zu sein (vgl. ELLENBERG & LEUSCHNER 2010). Gleich ist beiden UG auch das Vorhandensein von *Prunus serotina* (bei Klockow ist sie sogar in die 2. Baumschicht gewachsen) sowie der für Kiefernwälder typischen Arten *Dryopteris carthusiana* und *Sorbus aucuparia*. (Vgl. SCHOTT 2019)

Als Ursache für den starken Rückgang von *Deschampsia flexuosa* vermutet SCHOTT die Zersetzung des Totholzes, wodurch Nährstoffe wie Stickstoff wieder dem Boden zugeführt werden (vgl. ELLENBERG & LEUSCHNER 2010), denn *Deschampsia flexuosa* wächst auf sauren und nährstoffarmen Böden. Andererseits konnte bei der Art *Dryopteris carthusiana*, die auch ein Zeiger nährstoffärmer und saurer Standorte ist, von SCHOTT eine Zunahme festgestellt werden. Diese gegensätzlichen

Beobachtungen sprechen für die kleinräumige Standortvielfalt, welche durch einen Windwurf geschaffen wird. Beispielsweise ist auf dem Rohboden (meist Sand) unter Wurzelstellern „die Stickstoffverfügbarkeit geringer als im Bereich des sich [...] zersetzen Totholzes“ (vgl. SZMYT & DOBROWOLSKA zitiert nach SCHOTT 2019: 65). (Vgl. SCHOTT 2019) Die Ausbreitung von *Dryopteris carthusiana* wird auch von zunehmenden Stickstoffmengen in der Atmosphäre und dem Boden gefördert (vgl. ELLENBERG & LEUSCHNER 2010).

Während bei Klockow direkt nach dem Windwurf noch Lichtzeiger wie *Agrostis capillaris*, *Molinia caerulea* und *Rumex acetosella* vorkamen, waren die beiden letztgenannten 16 Jahre später nicht mehr aufzufinden. Alle drei Arten kamen auch vereinzelt bei Zwenzow vor. Grund für das Verschwinden der Arten bei Klockow könnte sein, dass sie Stickstoff meiden, denn über die Zeigerwerte der 2018 vorhandenen Artenzusammensetzung lässt sich eine Zunahme des Stickstoffgehaltes in der Atmosphäre / dem Boden ablesen. Bei Zwenzow dagegen weisen die Zeigerwerte der vorhandenen Arten auf eine starke Abnahme des Stickstoffgehaltes hin (s. Abb. 22). Bezüglich der anderen Zeigerwerte zeigen sich Gemeinsamkeiten durch die im Durchschnitt gestiegenen Kontinentalitätszahlen (s. Abb. 16). Unterschiede dagegen zeigen sich bei den Temperatur- und Feuchtwerten. Beide sind auf den Windwurfflächen bei Klockow gestiegen, bei Zwenzow dagegen gesunken (s. Abb. 14, Abb. 18). (Vgl. SCHOTT 2019, HARTMANN 2016)

Die Artenzusammensetzung der Gehölze beider Gebiete ist sich sehr ähnlich, da alle bei Klockow vorkommenden Arten (zunächst nur Kiefer, Birke und Eiche in der Strauchsicht und 2. Baumschicht; 2018 auch: Eberesche, Rotbuche und Spätblühende Traubenkirsche) auch bei Zwenzow bei den Wiederholungsaufnahmen nachgewiesen wurden. Die Anzahl der Baumarten hat sich auf den Flächen bei Klockow zwischen den zwei Aufnahmejahren verdoppelt. Ein Teil der Probeflächen entwickelte sich vom reinen Kiefernforst zum Birken-Eichenwald. (Vgl. RANNOV et al. 2022, SCHOTT 2019) Zu beachten ist, dass die Vegetationsentwicklung auf den Flächen bei Klockow nicht allein aus dem Windwurfereignis und der natürlichen Eigendynamik der Waldflächen resultiert, sondern auch durch eine Waldbehandlungsmaßnahme beeinflusst wurde, welche zwischen den Aufnahmen stattfand und sehr wahrscheinlich auf die Entnahme einzelner Kiefern aus der 1. Baumschicht begrenzt blieb. Die Verjüngung setzte sich auf den Flächen bei Klockow 2018 überwiegend aus Eiche, gefolgt von der spätblühenden Traubenkirsche und Buche sowie Eberesche, Kiefer, Birke und Faulbaum zusammen. (Vgl. SCHOTT 2019) Bei Zwenzow dagegen dominierte 2022 noch die Kiefer die Verjüngung. Auf den Untersuchungsflächen von SCHOTT nahm die Birken- und Kiefernverjüngung über die Jahre ab, die spätblühende Traubenkirsche dagegen zu (vgl. ebd.), so auch bei Zwenzow. Als Ursache für den Rückgang von Birke und Kiefer wird u.a. die Beschattung durch die Strauch- und Baumschicht gesehen. Während sich kurz nach dem Windwurf bei Klockow noch kaum Verbiss an der Verjüngung zeigte, hat dieser bis 2018 stark zugenommen. Ähnlich der Ergebnisse dieser Arbeit (s. 5.2.4) zeigte sich der stärkste Verbiss an Buchen und Eichen, aber auch die Kiefern, die spätblühenden Traubenkirschen und die Ebereschen wiesen einen mehrmaligen Verbiss auf. An den Birken zeigte sich, anders als bei Zwenzow, gar kein Verbiss. (Vgl. SCHOTT 2019)

6.1.3 Artenzusammensetzung und Waldstruktur

Das UG zeigt eine für Kiefernforste typische Artenzusammensetzung. Vegetationsaufnahmen, die 1991 in anderen Kiefernforsten des Müritz-Nationalparks gemacht wurden, zeigen eine ähnliche Artenzusammensetzung der Kraut- und Moosschicht wie die aktuell im UG vorhandene (vgl. RANNOV et al. 2022).

Während in jungen Waldbeständen Frost und Dürre zu den häufigsten Gefährdungen gehören, sind ältere Bestände, häufiger von Schneebruch und Windwurf betroffen. Vom Windwurf gefährdet sind vor allem sehr dichte Nadelholzbestände. (Vgl. OTTO 1994) Nadelholzbestände auf Standorten, die natürlicherweise Laubwaldstandorte sind, was dem UG entspricht, gelten als besonders gefährdet gegenüber Stürmen (vgl. ELLENBERG & LEUSCHNER 2010 zitiert nach HARTMANN 2016). Dem Risiko eines Windwurfs kann durch eine dem Standort angepasste Baumartenwahl, gezielte Entnahmen einzelner Bäume und der Entwicklung von Mischwäldern mit einer lockeren, vertikalen Bestandesstruktur entgegengewirkt werden (vgl. OTTO 1994). Je homogener die Artenzusammensetzung und Bestandesstruktur eines Waldes, desto höher die Gefahr gegenüber Störungen. Reinbestände aus Kiefern oder Fichten gelten als besonders gefährdet gegenüber Windwurf. Andersherum gilt: je heterogener ein Waldbestand, desto stabiler ist er und umso geringer ist das Ausmaß der Störung. Außerdem fällt es ihm dann umso leichter sich nach der Störung zu regenerieren, da ein diverser Bestand eine hohe Resilienz aufweist. In der Regel verfügen Ökosysteme über eine hohe Resilienz, d.h. sie können sich nach Störungen gut erholen und ein dynamisches Gleichgewicht erreichen. Die Resilienz ist jedoch auch von der Frequenz und Intensität der Störungen abhängig. Wenn mehrere Störungen hoher Intensität in kurzen Abständen hintereinander auftreten (wie bspw. im Nationalpark Bayerischer Wald Windwurf und Borkenkäferbefall) und die Lebensgemeinschaften nicht genug Zeit zur Regeneration haben, kann dies die Resilienz schwächen. (Vgl. OTTO 1994, SEIDL et al. 2019)

Wurden Nadelgehölze auf natürlichen Laubwaldstandorten gepflanzt, verjüngen sie sich dort laut ELLENBERG & LEUSCHNER (2010) nur selten. Stattdessen wachsen im Unterwuchs überwiegend Laubbäume. Dies sei besonders bei Kiefernforsten zu beobachten, welche auf natürlichen Buchenwaldstandorten gepflanzt wurden. Dort wächst die Linde im Unterwuchs und lässt erahnen in welche Richtung sich der Waldbestand entwickeln wird, wenn dieser der natürlichen Entwicklung überlassen bleibt. (Vgl. ebd.) Im UG dagegen zeigt sich momentan eine reiche Kiefernverjüngung neben dem Jungwuchs der Laubbäume.

Die Waldbodenvegetation gilt als guter Bioindikator, besonders beim Monitoring in Wäldern, um Veränderungen des Standortes oder der Umweltbedingungen zu erkennen, da sie auf solche Veränderungen schnell mit Verschiebungen der Artenzusammensetzung und Dominanz einzelner Arten reagiert (vgl. THOMAS et al. 1994 zitiert nach TRAXLER 1997). Veränderungen in der Baumschicht vollziehen sich dagegen „sehr langsam und mit großer Zeitverzögerung“ (TRAXLER 1997: 311). Weiterhin lassen sich über die Bodenvegetation Waldökosysteme charakterisieren (vgl. TRAXLER 1997).

Die Ergebnisse dieser Arbeit zeigen in den einzelnen Vegetationsschichten sowohl Artenzunahmen als auch -abnahmen. Zunahmen in den höheren Vegetationsschichten wie der Baumschicht oder Strauchschicht dokumentieren die Entwicklung der Baumverjüngung aus der Krautschicht oder Strauchschicht in die nächsthöhere Vegetationsschicht. Dieser Prozess zeigt im Windwurf eine beachtliche Dynamik. Weiterhin kommt es zu Artzunahmen, wenn die Samen oder Früchte neuer Arten bspw. durch Windverbreitung oder Tiere in ein Gebiet transportiert werden und sich die Art dort bei günstigen Standortbedingungen einnischen kann. Die Schaffung einer großen Habitatvielfalt durch den Windwurf ist hierfür die wesentliche Voraussetzung.

Artabnahmen (ebenso wie Deckungsabnahmen) entstehen, wenn Arten, von denen es nur wenige Individuen gab, bspw. aufgrund von Standortveränderungen (Licht, Feuchte, Temperatur etc.) absterben oder wenn sie vom Wild gefressen werden. Zwischenartliche Konkurrenz kann zur Unterdrückung bzw. zum Rückgang von Arten führen. Auch, wenn bspw. die letzten Individuen einer Baumart bei einem Sturm geworfen werden, kann dies bedeuten, dass die Art im untersuchten Bereich nicht mehr vorhanden ist. Dies könnte die Ursache für die Artabnahme in der Baumschicht 2 im Bestand 1 gewesen sein. Auf diesem PK wurde die Deckung der von *Betula pendula* gebildeten Baumschicht 2 bereits 2016 mit nur <5% angegeben. Andererseits ist *Betula pendula* aber auch eine relativ kurzlebige Vorwaldart, die mit zunehmender Waldentwicklung abstirbt und von anderen Arten späterer Sukzessionsphasen ersetzt wird. Damit könnte auch zusammenhängen, dass sie sich auf Puffer 2 und Bestand 1 in allen Vegetationsschichten, in denen sie auftritt, momentan als „Verlierer“ zeigt.

Da eine Deckungsabnahme der Baumschicht 1 in Puffer 2 erkannt wurde, sind dort nach 2016 vermutlich weitere Bäume aus dieser Schicht umgestürzt. Davon scheint die lichtbedürftige Art *Deschampsia flexuosa* profitiert zu haben, denn ihre Deckung hat auf diesem PK seit 2016 zugenommen. Dagegen nahm ihre Deckung auf den PK im Windwurfbereich, wo sie kurz nach dem Windwurf dominant war, ab, da die Deckungszunahme der Baum- und Strauchschicht zu einem geringeren Lichtgenuss für sie führte. Die Deckungszunahmen in der Baumschicht 2 und Strauchschicht im Windwurfbereich lassen sich dadurch erklären, dass die 1. Baumschicht durch den Windwurf bis auf wenige Individuen reduziert wurde und in den Folgejahren vereinzelt noch sogenannte Nachwürfe auftreten. Das Wachstum der darunterliegenden Schichten wird durch den höheren Lichtgenuss angeregt. Sie besetzen die neu entstandenen Räume und breiten sich in diesen aus. Gleichermaßen konnten SCHMIDT & HEINRICH (2012) nach einem Windwurf in einem Buchenwald beobachten.

Umso höher der Deckungsgrad höherer Vegetationsschichten, umso weniger Licht erhalten die niedrigeren und sind daher oftmals mit geringerer Deckung vorhanden. Lichtbedürftige Arten der Krautschicht sind bei hohen Deckungsgraden der Baum- und Strauchschicht nur gering ausgeprägt bzw. reduziert sich, wie im UG beobachtet werden konnte, bei einer starken Deckungszunahme der Strauchschicht die Deckung der lichtbedürftigen Krautschichtarten. Schattenverträgliche sind jedoch an diese Bedingungen angepasst und können auch in hoher Abundanz auftreten. (Vgl. z. B. ELLENBERG & LEUSCHNER 2010, OTTO 1994) Laut ELLENBERG & LEUSCHNER (2010) gilt: Umso höher der Säuregehalt des Bodens, umso geringer ist der Nährstoffgehalt dieses und umso höher ist der Lichtbedarf der Pflanzen, welche auf dem Boden wachsen. Auf nährstoffarmen Böden werden die

Artenzahl und Deckung somit durch das Licht gefördert. An Standorten mit sauren Böden und dichten Baumkronen ist die Artenvielfalt der Gefäßpflanzen besonders gering. (Vgl. ebd)

7 Eigenschaften, die Waldökosysteme charakterisieren und von anderen Ökosystemen abgrenzen, sind (vgl. OTTO 1994):

- ihr Höhenwachstum
- ihre Energieausnutzung
- die Biomassespeicherung
- die Langlebigkeit
- ihre Durchsetzungsfähigkeit
- ihre Gefährdung (bspw. durch Sturm oder Brände)
- ihre Regenerationsfähigkeit

6.1.4 Pflanzensoziologische Einordnung

In 5.1.4 erfolgte eine pflanzensoziologische Einordnung nach BERG et al. (2004). Dort wurde erwähnt, dass die mittlere Artenzahl der PK im Jahr 2022 weit unterhalb der typischen mittleren Artenzahl für die Zentralassoziation *Betulo pendulae-Quercetum roboris* lag. Laut DIERSCHKE (1994) ist die mittlere Artenzahl „in ungesättigt-offenen (Pionier-) Gesellschaften [...] oft besonders hoch, [während sie] in langlebigen-stabilen Gesellschaften eher gering“ (ebd.: 271) ist. Dies trifft vermutlich eher auf basenreichere Standorte zu und entspricht nicht dem UG. Weitere für die Artenzahl und Artenzusammensetzung entscheidende Faktoren s. Einleitung.

Zum Vergleich soll nun aufgeführt werden, wie sich die Pflanzengemeinschaften des UG nach SCHUBERT et al. (2010) einordnen lassen. Sie verwenden einen dichotomen Bestimmungsschlüssel, welcher in der Regel zunächst zur Klasse und von dieser über die Ordnung und den Verband bis zur Assoziation führt.

Nach SCHUBERT et al. (2010) kann die im Bestand vorgefundene Pflanzengemeinschaft dem Blaubeer-Kiefernforst zugeordnet werden. Unter einer Forstgesellschaft versteht man nach TÜXEN „eine Ersatzgesellschaft des natürlichen Waldes, die aus der Anpflanzung von ‚gesellschaftsfremden‘ Baumarten hervorging, d.h. von Arten, die im Naturwald keine oder eine sehr geringe Rolle spielen würden“ (ELLENBERG & LEUSCHNER 2010: 803).

Die Krautschicht der Blaubeer-Kiefernforste wird von *Vaccinium myrtillus* dominiert. Begleitarten sind oftmals *Deschampsia flexuosa* und *Pleurozium schreberi*. (Vgl. SCHUBERT et al. 2010) Die künstlich geschaffenen Nadelholzbestände weisen anfangs nur wenig Kennarten auf. Charakterarten haben sie nicht. Stattdessen sind Forstgesellschaften aus mehreren Differentialarten aufgebaut. Bis ausreichend Charakterarten eingewandert sind, um die Pflanzengemeinschaft eindeutig pflanzensoziologisch einordnen zu können, können mehrere Jahrzehnte vergehen. (Vgl. ELLENBERG & LEUSCHNER 2010) Durch die für Kiefernforste typische „relativ saure Nadelstreu“ (SCHUBERT et al. 2010: 98) werden azidophile (säuretolerante) Arten gefördert. Arten naturnaher Wälder sowie anspruchsvolle Arten sind selten, licht- und wärmeliebende Arten dagegen häufig. Blaubeer-Kiefernforste stehen „auf grundwasserfernen, nährstoffarmen, mäßig trockenen Standorten anstelle von Birken-Eichenwäldern“ (ebd.: 99).

Bodensaure Eichenwälder bzw. Birken-Eichenwälder haben ihren Verbreitungsschwerpunkt „im atlantischen Westeuropa“ (ELLENBERG & LEUSCHNER 2010: 405) und bodensaure Kiefern-mischwälder bzw. Eichen-Kiefernwälder im borealen-kontinentalen Osten. Sie alle stehen auf „sehr armen und/oder trockenen Böden“ (ebd.) Trotzdem haben sie nur „wenige gesellschaftsvage Säurezeiger [...] gemeinsam“ (ebd.).

Die Pflanzengemeinschaft auf der Windwurffläche (WW1 bis WW4) hingegen entspricht nach SCHUBERT et al. (2010) inzwischen eher der Klasse Quercetea robori-petraea Br.BI. et R. Tx. 1943 – Birken-Eichenwälder.

Von den Nadelgehölzen, die ehemals die Baumschicht ausmachten, sind nach dem Sturm nur noch wenige stehen geblieben, sodass die Baumschicht nun zunehmend durch Laubgehölze wie *Betula pendula* dominiert wird. Zu der Klasse Quercetea robori-petraea gehören Wälder, die auf „nährstoff- und basenarmen, sauren Böden entstehen“ (SCHUBERT et al. 2010: 69). Die Auflageschicht besteht meist aus einem rohhumusartigen Moder (vgl. BERG et al. 2004). Die Baumschicht wird hauptsächlich von *Quercus robur* und *Quercus petraea* gebildet. In der oftmals reich entwickelten Krautschicht treten häufig säuretolerante Arten wie *Deschampsia flexuosa*, *Carex pilulifera* und *Vaccinium myrtillus* auf (vgl. SCHUBERT et al. 2010, ELLENBERG & LEUSCHNER 2010). Aufgrund forstlicher Eingriffe können auch *Betula pendula* und *Pinus sylvestris* einen größeren Anteil „an der Baumartenzusammensetzung“ (SCHUBERT et al. 2010: 40) haben. *Populus tremula* kann als Begleitart auftreten (vgl. SCHUBERT et al. 2010). Auch SCHUBERT et al. (2010) weisen darauf hin, dass Birken-Eichenwälder bei der Wiederaufforstung oftmals in Kiefernforste umgewandelt werden und daher gefährdet sind.

Weiterhin kann die Pflanzengemeinschaft auf der Windwurffläche (WW1 bis WW4) nach SCHUBERT et al. (2010) der Ordnung Quercetalia robori-petraea R. Tx. (1931) 1937, dem Verband Quercion robori-petraea Br.-Bl. 1932 – West- und mitteleuropäische Birken-Eichenwälder und der Assoziation Deschampsio flexuosae - Quercetum roboris Pass. 1966 – Birken-Traubeneichenwald zugeordnet werden.

Die Assoziation weist laut SCHUBERT et al. (2010: 71) folgende typische Vertreter auf (im UG nachgewiesene Arten sind fett hervorgehoben):

- „B: K ***Quercus petraea*** – Trauben-Eiche
- K ***Quercus robur*** – Stiel-Eiche
- K ***Betula pendula*** – Hänge-Birke
- H ***Pinus sylvestris*** – Wald-Kiefer
- S: K ***Sorbus aucuparia*** – Eberesche
- F: K ***Agrostis capillaris*** – Rot-Straußgras
- H ***Poa pratensis*** – Wiesen-Rispengras
- K ***Carex pilulifera*** – Pillen-Segge
- T ***Anthoxanthum odoratum*** – Gewöhnliches Ruchgras
- T ***Melampyrum pratense*** – Wiesen-Wachtelweizen“

(B – Baumschicht; S – Strauchsicht; F – Feldschicht/Krautschicht; K – Klassencharakterart; H – hochstete Art, häufiger Begleiter; T – Trennart)

Von diesen Arten konnten auf den Untersuchungsflächen alle für die Baum- und Strauchsicht aufgeführten Arten nachgewiesen werden, wobei sie jedoch nicht immer in der oben aufgeführten Vegetationsschicht, sondern oftmals in der nächstniedrigeren Schicht auftraten. Somit ist die charakteristische Ausprägung der Assoziation ebenso wie die der oben genannten Klasse noch nicht vollständig erreicht, kann jedoch in einigen Jahren erreicht werden. Von den für die Feldschicht aufgeführten Arten konnte nur *Carex pilulifera* nachgewiesen werden.

Die Assoziation umfasst „Birken-Eichenwälder der trockeneren, kontinentaleren Landschaften des pleistozänen Tieflandes (Nordostdeutschland) auf nährstoffarmen, sauren Standorten“ (SCHUBERT et al. 2010: 71) und beinhaltet „viele wärme- und trockenheitsbevorzugende Pflanzen“ (ebd.). Auch die Assoziation wurde oftmals zu Kiefernforsten umgewandelt und gilt daher als stark gefährdet (vgl. ebd.). Viele säuretolerante Arten der Birken-Eichenwälder finden sich auch in natürlichen Nadelwäldern wie Kiefernwäldern oder in bodensauren Buchenwäldern (vgl. ELLENBERG & LEUSCHNER 2010). In den schattigeren bodensauren Buchenwäldern ist der Unterwuchs aufgrund des Lichtmangels spärlicher ausgeprägt als „in den [lichteren] bodensauren Eichen-Mischwäldern oder Kiefernbeständen“ (ebd.: 276).

Die Artenzusammensetzung im Pufferbereich zeigt sowohl Ausprägungen eines Blaubeer-Kiefernforstes als auch eines Birken-Eichenwaldes und stellt damit einen Übergangsbereich dar.

6.1.5 Zeigerwerte

In den Boxplots (s. Abb. 85 - Abb. 108) wurden die mittleren Zeigerwerte der PK im Windwurf mit denen des Puffers zusammengefügt und dem Bestand gegenübergestellt. Zum einen, da der Puffer den Rand des gestörten Bereiches darstellt und sich die Auswirkungen des Störungseignisses bis in den Puffer erstrecken und zum anderen, da eine größere Stichprobengröße als zwei PK im Puffer aussagekräftiger ist. So kann der vom Störereignis beeinflusste Bereich mit dem unbeeinflussten Bestand verglichen werden.

Die gestiegenen qualitativen, mittleren Lichtzahlen im Windwurf und Puffer resultieren aus dem Auftauchen neuer Arten mit hohem Lichtbedarf. Dies zeigt die zeitverzögerte Reaktion der Vegetation auf den Windwurf und das Umstürzen weiterer Bäume nach dem Sturmereignis sowie den dadurch höheren Lichtgenuss. Im Vergleich dazu nahmen die qualitativen mittleren Lichtzahlen in beiden Bestandspunkten ab, wahrscheinlich infolge der zunehmenden Dichte der Vegetation und der damit zusammenhängenden höheren Beschattung der Waldbodenvegetation. Auch an den Lichtzahlen der neu hinzugekommenen Arten zeigt sich, dass es 2022 im Bestand insgesamt schattiger war als im Windwurf, da sich im Bestand seit 2016 keine neuen, sehr lichtbedürftigen Arten ansiedelten (im Gegensatz zum Windwurf).

Mit der zunehmenden Beschattung geht eine Abkühlung einher. Dies spiegelt sich bereits in den gesunkenen mittleren Temperaturzahlen im Bestand wider. Im Windwurf und Puffer zeigt sich anhand der quantitativen Werte dieselbe Entwicklung. Die qualitativen dagegen fallen sehr

unterschiedlich aus, aber auch aus diesen ist eine Tendenz hin zu sinkenden Temperaturzahlen zu erkennen.

In 3.2 wurde erwähnt, dass der Grad der Luftfeuchtigkeit von der Exposition des betrachteten Standortes, vom Verlauf und Stand der Sonne sowie der Tageszeit abhängig ist. Ein Ergebnis, das dies untermauert, ist, dass WW4 als südlichster PK im Windwurfbereich laut den Excelberechnungen tatsächlich die niedrigste quantitative mittlere Feuchtezahl hat. Das kann aber auch andere Ursachen haben, denn die Artenzusammensetzung ist von vielen Standortfaktoren abhängig. Den niedrigsten qualitativen Mittelwert hat dieser PK jedoch nicht. Weitere Ergebnisse, die die oben erwähnte These unterstützen, sind, dass Puffer 2 im Westen eine leicht niedrigere mittlere, qualitative Feuchtezahl hat als Puffer 1 im Osten. Andererseits liegt die quantitative des Puffer 2 über der des Puffer 1. Weiterhin hat Bestand 1 im Westen höhere mittlere Feuchtezahlen als Bestand 2 im Osten, was der These entgegensteht. Die These untermauern kann die Erkenntnis, dass die Temperaturzahlen in Bestand 1 im Westen höher sind als in Bestand 2 im Osten. Außerdem hat Puffer 2 im Westen höhere Temperaturzahlen als Puffer 1 im Osten. Insgesamt lassen sich also keine sicheren Zusammenhänge zwischen dem Sonnenverlauf und den Auswirkungen auf Feuchte und Temperatur aus den Zeigerwerten ablesen. Es kann auch nicht geschlussfolgert werden, dass die Boden- oder Lufttemperaturen im Windwurf wesentlich höher sind als im Bestand und dass sich dies in der Artenzusammensetzung widerspiegelt. Dafür müssten Temperatur- und Feuchtwertmessungen stattfinden. Die gesunkenen mittleren Feuchtezahlen auf allen PK könnten das Resultat der Erderwärmung und Trockenheit der letzten Jahre sein, im Windwurfbereich jedoch auch das zeitverzögerte Resultat des Windwurfes und der damit zusammenhängenden stärkeren Erwärmung und Austrocknung des Bodens. Dass diese Faktoren nicht auch zur Zunahme wärmeliebender Arten führten und damit zum Anstieg der mittleren Temperaturzahlen, hängt, wie auch SCHMIDT & HEINRICH (2015) erkannten, mit der zunehmenden Beschattung der Waldbodenvegetation zusammen, wodurch die Auswirkungen der Erderwärmung gemildert werden.

Die Zeigerwerte für den Faktor Stickstoff können nicht die oftmals in der Literatur erwähnten zunehmenden atmosphärischen Stickstoffeinträge widerspiegeln (vgl. ELLENBERG & LEUSCHNER 2010). Stattdessen scheint der Stickstoffgehalt auf allen PK im Laufe der Zeit abgenommen zu haben.

Die qualitativen und quantitativen Reaktionswerte weisen überwiegend auf eine Versauerung des Oberbodens hin. Um dies abzusichern, wären Bodenproben mit einer Messung des pH-Wertes nötig gewesen.

Dass selbst die mittleren Zeigerwerte der PK eines Standorttyps verschieden sind, spricht für die Heterogenität der Standortverhältnisse im UG.

ELLENBERG weist darauf hin, dass „das lokale Verhalten einzelner oder auch mehrerer Pflanzensippen [...] von den Zeigerwerten“ (ELLENBERG et al. 2001: 26) abweichen kann.

Beispielsweise können sich „Regenerationsstadien nach starken Störungen [...] völlig anders verhalten, als die Faktorenzahlen angeben“ (ebd.: 48), denn „Zeigerwerte beziehen sich auf Pflanzen in *ausgeglichenen* Beständen, die Zeit hatten, sich an ihre Umwelt anzupassen“ (ebd.: 48). Bis sich Standortsveränderungen in der Artenzusammensetzung widerspiegeln, kann

besonders auf mageren Böden, auf denen die Wuchskraft der Pflanzen eingeschränkt ist, viel Zeit vergehen (vgl. ebd.).

Die teils starken Abweichungen zwischen den qualitativen und quantitativen Mittelwerten ergeben sich u.a. daraus, dass Arten mit einem mittleren Deckungswert von 0% zwar mit ihrem Zeigerwert in die Berechnung der qualitativen mittleren Zeigerwerte eingingen, auf die quantitativen Mittelwerte jedoch keine Auswirkung hatten. Besonders deutlich wird dies am Beispiel von *Rubus caesius*. Die Art kam nur mit einem Individuum und damit einer mittleren Deckung von 0% vor, hat aber eine sehr hohe und vom Durchschnitt der anderen Arten abweichende Reaktions- und Stickstoffzahl, wodurch sich die qualitativen Mittelwerte nach oben verschieben.

6.1.6 Diversitätsindizes

Die Ähnlichkeit der Artenzusammensetzung der PK im Vergleich zwischen 2016 und 2022 ist relativ gering, erkennbar am Jaccard-Index. Ursachen sind neben dem Hinzukommen und Verschwinden von Arten („species turnover“), dass die Moosflora 2022 intensiver erfasst wurde als 2016 und Puffer 1 intensiver als die anderen PK. Es könnte sein, dass einige der 2022 erfassten Moosarten auch schon bei den Erstaufnahmen im UG vorkamen, aber nicht erfasst wurden. Werden die Moose aus der Berechnung ausgeklammert, ist die Ähnlichkeit höher. Die Änderung der Indizes ist weiterhin von dem Problem beeinflusst, dass die Lage der 2016 untersuchten PK im Puffer und Bestand von der der 2022 untersuchten abweicht.

6.1.7 Verjüngung

Die Anzahl der Verjüngungsindividuen einer Baumart ist von der Nähe zu den samen- bzw. fruchttragenden Bäumen abhängig (vgl. SCHOTT 2019). Das hohe Aufkommen der Kiefernverjüngung im UG lässt sich somit vor allem mit dem aus Kiefern bestehenden Oberstand im Puffer- und Bestandesbereich und verbliebenen Einzelbäumen innerhalb der Windwurffläche begründen. Auch der Einfluss der Wildtiere spielt eine Rolle. Da Bucheckern und Eicheln gerne von Wildtieren gefressen werden, reduzieren sie die mögliche Buchen- und Eichenverjüngung. Die Ausprägung der Verjüngung ist weiterhin vom Säuregrad des Bodens abhängig. Umso basenreicher der Mineralboden ist, umso höher ist die Dichte der Verjüngung auf einer Windwurffläche. (Vgl. WOHLGEMUTH et al. 2019a)

Während beim Windwurf Zwenzow die Kiefer die Verjüngung dominiert, wird die Verjüngung in anderen Nadelwäldern bzw. -forsten des Müritz-Nationalpark meist von Eichen dominiert (s. z. B. SCHOTT 2019). Zusätzlich kommen dort wie auch im UG die Rotbuche und Weichlaubholzarten ebenso wie die spätblühende Traubenkirsche vor. (Vgl. RANNOU et al. 2022)

Mögliche Ursachen für die Änderung der Anzahl der Verjüngungsindividuen innerhalb der Größenklassen sind, dass die Pflanzen weitergewachsen und damit in die nächsthöheren Größenklassen aufgestiegen sind oder aber, dass sie die Höhe von 2m überschritten haben oder

schon in den Derbholzbereich (BHD > 7 cm) eingewachsen sind. Weitere bereits für die Änderung der Artenzusammensetzung erwähnte Ursachen sind der Wildverbiss oder ungünstige Standortfaktoren, wodurch einzelne Individuen abgestorben sind. Sicherlich wird sich auch bei manchen PK die Deckungszunahme der Strauchsicht unterdrückend auf die 2016 vorhandene Verjüngung ausgewirkt haben, sodass Individuen aufgrund der Konkurrenz um Licht, Wasser und/oder Nährstoffe abstarben.

Eine Zunahme der Pflanzen in der kleinsten Größenklasse heißt, dass neue Verjüngung aufgekommen ist.

Die Untersuchung der Ausdehnung der Verjüngung von der Windwurffläche in den sie umgebenden Bereich zeigt, dass sich die Verjüngung stärker in Richtung Westen als in Richtung Osten ausgedehnt hat. Der Wind als Ursache dafür ist unwahrscheinlich, da dieser überwiegend aus westlicher oder südwestlicher Richtung kommt und somit Samen eher nach Osten treibt. Eventuell könnte sich der über den Tagesverlauf der Sonne beeinflusste Energiehaushalt positiv auf die Etablierung von Baumverjüngung ausgewirkt haben (vgl. 3.2).

6.1.8 Verbiss

Eine Schlussfolgerung, die sich aus MÖLLER et al. (2018) ergibt, ist, dass Windwürfe das Äsungsangebot begünstigen. Wildverbiss hemmt das Wachstum des Jungwuchses der Bäume und kann sogar die Artenvielfalt der Bäume verringern (vgl. ELLENBERG & LEUSCHNER 2010). Andererseits fördert er die kleinräumige Offenhaltung der Flächen, wodurch eine Strukturvielfalt entsteht. Eine Strukturvielfalt wiederum bedeutet ein hohes Angebot an ökologischen Nischen für verschiedenste Tier- und Pflanzenarten. (Vgl. MÖLLER et al. 2018) Zudem kann der Verbiss die Konkurrenz zwischen Pflanzenarten verringern, bspw. indem Gräser, die Konkurrenz für Gehölzjungwuchs sind, abgefressen werden. Andererseits können sich Grasarten, die vom Wild verschmäht werden, ausbreiten. Baumjungwuchs, der das Gras unterdrücken würde, wird durch den Wildverbiss an der Ausbreitung gehindert. (Vgl. ELLENBERG & LEUSCHNER 2010)

Das seit 2007 durchgeführte Verbissmonitoring im Müritz-Nationalpark gibt eine Möglichkeit die Wildtierdichte und dessen Verbisswirkung einschätzen zu können. Die Ergebnisse aus dem Zeitraum 2008-2021 zeigen Schwankungen in der Verbissintensität. Insgesamt war der Verbiss jedoch rückläufig. Als Ursache werden weniger schwankende Populationsdichten als Witterungseinflüsse vermutet. In schneereichen Wintern wird bspw. bevorzugt aus dem Schnee herausragender Baumjungwuchs verbissen, was in schneearmen Wintern weniger beobachtet werden kann. Der Verbiss im Wald und die Verteilung der Wildbestände sind auch von der Nahrungsverfügbarkeit in der Umgebung der Wälder abhängig. Die Abundanz des Wildes ist aktuell niedriger als noch vor einigen Jahren. (Vgl. RANNOV et al. 2022)

Sollen die im Verbissmonitoring untersuchten Baumarten nach abnehmender Verbissintensität geordnet werden, ergibt sich folgende Reihenfolge: Ahorn, Eiche, Rotbuche, Eberesche, Kiefer und andere Nadelbäume, nicht einheimische Baumarten wie spätblühende Traubenkirsche (vgl. ebd.) Die Ergebnisse vom Windwurf Zwenzow aus dem Jahr 2022 ergeben folgende Reihenfolge (geordnet nach abnehmender Verbissintensität): Rotbuche, Eberesche, Faulbaum, Aspe, Eiche,

Birke, Kiefer, Douglasie, spätblühende Traubenkirsche (s. Abb. 138). Birken und Kiefern werden also weniger verbissen als andere Arten. Dass sie generell wenig verbissen werden, kann mit den Ergebnissen dieser Arbeit nicht bestätigt werden. Dass Ebereschen stark verbissen werden, konnte auch von SCHOTT (2019) dokumentiert werden. (Vgl. KLÖTZLI 1965 und GILL 2006 zitiert nach ELLENBERG & LEUSCHNER 2010, OTTO 1994, JEHL 2001) Durch den Wildverbiss würde somit theoretisch die Ausbreitung nichtheimischer Arten gefördert und die dauerhafte Etablierung heimischer Arten in Kiefernforsten erschwert werden (vgl. RANNOV et al. 2022). Wie auch im UG erkannt wurde, leiden insbesondere Eichen unter der wachstumshemmenden Wirkung des Wildverbisses. Buchen sind gegen den Verbiss weniger empfindlich, da sie trotz Wildverbisses noch weiterwachsen können. (Vgl. RANNOV et al. 2022) Laut SCHMIDT & HEINRICH (2012) werden Vegetationsveränderungen durch Verbiss erst nach mehreren Jahren oder Jahrzehnten erkennbar. Hat die Verjüngung eine bestimmte Höhe erreicht, fällt sie nicht mehr in den vom Wild bevorzugten Größenbereich und ihr Verbiss geht zurück. BARTSCH & RÖHRIG erwähnen bspw. eine Grenze von 60 cm. (Vgl. BARTSCH & RÖHRIG 2016)

Im Puffer 2 war bei der Erstaufnahme der Verjüngung die Dichte der Kiefernverjüngung auffällig. HARTMANN betrachtete dies als selbstwirksam gegen Verbiss. (Vgl. HARTMANN 2016) 2022 dagegen konnte auf dem PK ein relativ hoher Verbiss (s. Tab. 36), ein starker Rückgang der Kiefernverjüngung und ein Verlust von Eberesche und Hänge-Birke (s. Abb. 115) festgestellt werden. Ob der Verbiss die (alleinige) Ursache für den Rückgang/Verlust der Arten ist, bleibt unklar. HARTMANN beschrieb weiterhin den Verbiss an Eichen und Blaubeeren als gering und vermutete, dass dies mit der Nähe des PK zum Radweg und der dort höheren Störungsfrequenz durch Besucher zusammenhangt. Dessen Nutzung durch Menschen und Hunde wirkt störend auf das Wild, sodass die Fläche als Äsungsfläche gemieden wird. (Vgl. HARTMANN 2016) Bei der Wiederholungsaufnahme zeigten sich die meisten Eichen in der Verjüngung des Puffer 2 als mehrfach verbissen. Die Äsungsbedingungen scheinen sich auf diesem PK verbessert zu haben. Während sich in Wegenähe die höchsten Verjüngungsindividuen zeigen, nimmt deren Höhe mit zunehmender Entfernung vom Weg ab (vgl. SEEMER o.J.). Frau Hartmann beschrieb den Zustand dieses PK als schwer zugänglich. Im Gegensatz dazu stand die leichte Zugänglichkeit des PK Bestand 2. Dort konnte Frau Hartmann mehrfach Damwild beobachten und fand auch dessen Losung. (Vgl. HARTMANN 2016) Auch Bestand 1 weist eine Nähe zum Radweg auf, was dessen Eignung als Äsungsfläche einschränkt. Vermutlich u.a. deswegen zeigte sich dort 2016 viel Eichenverjüngung. Weiterhin kamen dort 2016 nur wenig andere Jungbäume und wenig Blaubeeren vor. (Vgl. ebd.) Moos, was somit fast als einziges Nahrungsangebot übrigbleiben würde, wird vom Wild kaum gefressen (vgl. FRAHM 1998 zitiert nach HARTMANN 2016). Trotz dessen nahm bspw. die Anzahl der Eichen in der Verjüngung dieses PK zu 2022 ab und alle noch vorhandenen zeigten Verbisssspuren.

Im Windwurf zeigte sich 2016 insgesamt ein starker Verbiss an der Baumverjüngung. Im WW2 war eine Freifläche vorhanden. Die dort vorkommende Blaubeere war stark verbissen, sodass diese Fläche vom Wild vermutlich als Äsungsfläche genutzt wurde. (Vgl. HARTMANN 2016)

Die im Windwurf Zwenzow entstandene Verhausituation aus gebrochenen und geworfenen Bäumen kann eine Barriere für das Wild darstellen, sodass diese Bereiche als Äsungsfläche gemieden werden. Die Verjüngung kann sich folglich relativ ungehindert entwickeln. (Vgl. JEHL

2001) Dies belegen auch Ergebnisse aus dem Nationalpark Bayerischer Wald (vgl. NPV BW 1995 zitiert nach HARTMANN 2016). An Stellen im Windwurfbereich, an denen weniger Stämme lagen, zeigten sich dagegen eindeutige Spuren der Nutzung der Fläche als Äsungsfläche (vgl. HARTMANN 2016). Inzwischen haben sich kleinflächig günstige Verhältnisse für den Wildenstand entwickelt, bspw. durch die Entwicklung einer dichteren Strauchschicht, die dem Wild Deckung bietet, sodass lokal hohe Verbissintensitäten typisch sind. Ähnliche Beobachtungen liegen aus Naturwaldreservaten in Hessen vor (vgl. WILLIG 2002). Wenn sich zukünftig die dichte Strauchschicht auflöst und in die Baumschicht übergeht, könnte der Verbiss wieder abnehmen.

6.1.9 Ökologie der Arten im Kontext mit den Standortfaktoren und der interspezifischen Konkurrenz

Waldbäume unterliegen einem ständigen Konkurrenzkampf um Licht, Wärme, Wasser und Nährstoffe. Man unterscheidet in interspezifische Konkurrenz (Konkurrenz zwischen verschiedenen Arten) und intraspezifische Konkurrenz (Konkurrenz zwischen Individuen der gleichen Art). (Vgl. OTTO 1994)

Laut ELLENBERG wurden/werden manche Arten, welche auch mit extremeren Bedingungen zureckkommen als denen, die auf günstigen Standorten vorherrschen, durch Konkurrenz z. B. in Form von schnellwüchsigen Arten auf Standorte mit extremeren Bedingungen (Suboptimal- bis Grenzbereich) verdrängt (vgl. ELLENBERG et al. 2001).

Der Potenzbereich, sprich der Bereich, in dem eine Art vorkommen kann, ist immer größer als der Existenzbereich, da die Amplitude (bzw. der Potenzbereich) durch Konkurrenz vermindert wird. Der Potenzbereich entspricht laut ELLENBERG dem physiologischen Verhalten, der Existenzbereich dem ökologischen Verhalten (ebd.). Verschiebt sich das Konkurrenzgleichgewicht durch Änderungen der Standortfaktoren infolge natürlicher oder anthropogener Einflüsse, führt es dazu, dass Pflanzenarten entweder unter den neuen Bedingungen leiden oder von ihnen profitieren. Dies kann dazu führen kann, dass sich das ökologische Verhalten ändert (vgl. ELLENBERG et al. 2001).

Bäume können nach ihrer Lichtbedürftigkeit in Licht- und Schattbaumarten unterschieden werden. Da der Faktor Licht im Wald zu einem der limitierenden und für das Überleben entscheidenden Faktoren gehört, wachsen Bäume dem Licht entgegen, versuchen mit ihren artspezifischen Methoden möglichst viel Raum mit ihren Kronen einzunehmen sowie Konkurrenten zu überschirmen und deren Wachstum zu verhindern oder sie auf ungünstige Standorte zu verdrängen. Somit kommt es sowohl im Kronenraum (horizontal) als auch zwischen den einzelnen Vegetationsschichten (vertikal) zu Konkurrenz. Auf armen und trockenen Böden kann die Wasserverfügbarkeit gleichermaßen begrenzend auf Pflanzen wirken, wie die Lichtverfügbarkeit. (Vgl. BARTSCH & RÖHRIG 2016)

Haben die Kronen „ihr jeweils arteigenes Ausbreitungsvermögen realisiert“ (ebd.: 265) lässt der Konkurrenzdruck nach und bspw. Kiefer, Eiche und Birke können nebeneinander existieren. Da alle drei zu den konkurrenzschwächeren Arten gehören, ist ihre Toleranz besonders hoch. Umso größer die Unterschiede in der Konkurrenzkraft zwischen mehreren Arten sind, umso geringer ist die Toleranz. (Vgl. OTTO 1994)

Zu den Anpassungsmethoden der Lichtbaumarten gehört, dass sie weiter unten am Stamm wachsende oder beschattete Blätter und Äste abwerfen, um mehr Kraft in diejenigen zu stecken,

bei denen höhere Photosyntheseleistungen aufgrund einer höheren Menge eintreffender Strahlung zu erwarten ist. Dadurch entwickeln sie lichte Kronen. Die Benadelung und Belaubung der Schattbaumarten dagegen ist an Beschattung angepasst. Sie weisen dichtere Kronen auf, welche weniger Licht und Wärme hindurchlassen und haben höhere Interzeptionsraten als Lichtbaumarten. (Vgl. ebd.)

Im Folgenden wird auf die Ökologie ausgewählter im UG vorkommenden Arten eingegangen. Die Beschreibungen helfen dabei die Beobachtungen aus dem UG in den ökologischen Kontext einzuordnen und mögliche Ursachen zu finden. Weiterhin ermöglichen sie Prognosen zur zukünftigen Vegetationsentwicklung (s. 6.1.10).

*Rotbuche (*Fagus sylvatica*)*

Im UG hat die Buche bisher nur einen geringen Anteil an der Artenzusammensetzung. Gründe dafür sind die Distanz zu den samentragenden Altbäumen, der starke Wildverbiss, die geringe Rolle der Buche in der Verjüngungsphase ebenso wie die unterdrückende Wirkung von *Deschampsia flexuosa* auf die Buchenverjüngung.

Auch der trockene und saure Boden könnte als ein die Buchenverjüngung hemmender Faktor in Frage kommen. Gegenüber den trockenheitstoleranteren Eichen und Kiefern kann die Buche dort keine besonders hohe Konkurrenzkraft entwickeln. Buchenverjüngung ist jedoch auch fähig sich auf saurem Totholz zu etablieren (vgl. OTTO 1994). Die Austrocknung des Auflagehumus ebenso wie die Wurzelkonkurrenz durch Altbäume kann zum Absterben der Buchenkeimlinge führen (vgl. ELLENBERG & LEUSCHNER 2010). Das Frühjahr vor dem Zeitraum der Erstaufnahmen 2016 war von extremer Trockenheit geprägt. Die Buchenverjüngung zeigte infolgedessen verfärbte Blätter. (Vgl. HARTMANN 2016) Eine ausgeprägte Krautschicht kann die Wasserknappheit auf trockenen Böden verstärken. Lücken im Wald stellen eine Art Wärmeinsel dar, wo sich Luft und Boden tagsüber schneller und stärker erhitzen als im geschlossenen Wald. Dies kann zusätzlich die Vitalität der Buchen beeinträchtigen. Gemildert werden kann dies durch die regulierende Wirkung des Totholzes auf das Mikroklima eines Standortes. (Vgl. HARTMANN 2016)

In Waldgebieten des Müritz-Nationalparks „mit stickstoffreicherem Humusdecken [...]Moder) und ausreichend Samenbäumen“ (RANOW et al. 2022: 89) tritt die Rotbuche gegenüber der Kiefer in den Vordergrund (vgl. ebd.). Auf Rohhumus, wie er vermutlich im UG vorhanden ist, gedeiht sie dagegen nicht gut. Unter Blaubeerdecken können Rohhumusschichten mit einer Mächtigkeit von bis zu 10 cm entstehen (vgl. ELLENBERG & LEUSCHNER 2010). Damit könnte zusammenhängen, dass sich die Buche im UG in Bereichen mit einer dichten Blaubeerdecke bisher nur vereinzelt zeigt. Bleiben die dichten Blaubeerdecken über viele Jahre konstant, kann dies die Entwicklung eines Waldgebietes zum Buchenwald verzögern.

Die Rotbuche gilt als sehr konkurrenzstarke Baumart. Sie weist neben einer hohen Schattentoleranz eine hohe Wuchskraft auf günstigen Böden, ein hohes Verjüngungspotenzial und eine weite Standortamplitude auf. Anders als Nadelbäume kann sie durch einen seitlichen Wuchs jeden Lichtraum ausnutzen. Ihr natürliches Verbreitungsgebiet erstreckt sich über ganz Mittel- und Westeuropa, wo ein atlantisches bis subkontinentales Klima vorherrscht. Zu ihrem Optimalbereich gehören gut durchwurzelbare, frische Böden mit einer guten Durchlüftung und

einem Reichtum an Basen und Nährstoffen. (Vgl. OTTO 1994) Zu nasse Böden ebenso wie zu trockene und nährstoffarme Böden gehören zu ihren Grenzbereichen, wobei der Feuchtegehalt der Böden einen entscheidenderen Einfluss auf ihr Vorkommen hat als der Säuregehalt (vgl. ELLENBERG & LEUSCHNER 2010).

Aufgrund ihrer Herzwurzel kann die Buche leicht tiefere Bodenschichten erreichen. Auf verfestigte Böden, hoch anstehendes Wasser oder sehr saure Böden reagiert sie, indem nur die obersten Bodenschichten durchwurzelt werden. Dies macht den Baum instabiler. Schäden können durch Spätfrost oder Trockenheit entstehen. (Vgl. OTTO 1994)

Buchenverjüngung beschattet die dicht darunter wachsenden Kräuter stärker als die Altbäume. Grund dafür ist, dass sich unter ihr kleinere Sonnenflecken bilden sowie, dass das Laub, anders als bei den Altbäumen, früher austreibt und im Herbst oftmals zum großen Teil an den Pflanzen verbleibt. (Vgl. ELLENBERG & LEUSCHNER 2010)

Buchen profitieren von der Verbreitung ihrer etwas schwereren und dadurch nicht sehr flugfähigen Früchte durch Tiere (vgl. OTTO 1994). Es ist davon auszugehen, dass ein Großteil der Buchenverjüngung im UG aus der Eintragung von Buchekern durch Tiere resultiert, denn es grenzt ein Buchenwald an den Kiefernforst an. In Zukunft ist mit einem weiteren Eintrag von Buchekern aus diesem Bestand in das UG zu rechnen. Als konkurrenzstarke Art dominiert die Buche vor allem spätere Sukzessionsphasen und ist nicht auf eine hohe Ausbreitungsfähigkeit ihrer Samen angewiesen (vgl. OTTO 1994). Da sie in den späteren Sukzessionsphasen meist unter dem Schirm der Pionierarten wächst, wird sie von diesen vor zu starker Sonneneinstrahlung geschützt (vgl. HARTMANN 2016).

Kiefer (*Pinus sylvestris*), Hänge-Birke (*Betula pendula*), Aspe/Zitterpappel (*Populus tremula*)

Kiefer und Hänge-Birke zählen zu den dominierenden Arten und Pionierbesiedlern sandiger, trockener und stickstoff- bzw. nährstoffarmer Böden in niederschlagsarmen Gegenden und werden weiterhin als Vorwald- und Zwischenwaldarten eingestuft (vgl. RANNO et al. 2022). Umso silikatärmer der Boden, umso höher wird die Dominanz der Kiefer gegenüber der Eiche (vgl. ELLENBERG & LEUSCHNER 2010). Kiefer und Hänge-Birke tolerieren jedoch genauso auch reiche Standorte (vgl. OTTO 1994). Dort kann aber die Konkurrenzkraft anspruchsvollerer Laubbäume so hoch sein, dass Kiefer und Birke verdrängt werden (vgl. ELLENBERG & LEUSCHNER 2010). Die Resistenz beider Arten gegenüber Windwurf wird von OTTO (1994) als niedrig eingestuft.

Kiefern kommen sowohl mit Trockenheit und Dürre als auch mit Kälte gut zurecht, wodurch „sie ihre aus hoher Lichtbedürftigkeit entstehende Konkurrenzschwäche“ (OTTO 1994: 75) ausgleichen. Birken (und Fichten) kommen dagegen nicht gut mit Dürren zurecht (vgl. OTTO 1994). Die Birke keimt auf sandigen Böden in lichten Beständen, „auf denen die Kiefer sich nicht mehr verjüngt“ (RANNO et al. 2022: 89), denn anders als die Kiefer kann die Birke im Humus keimen (vgl. OTTO 1994). Sie kann jedoch „auch auf Offenflächen ohne nennenswerte Humusdecke“ (RANNO et al. 2022: 89) vorkommen.

Eine dichte Vegetationsdecke aus Drahtschmiele (*Deschampsia flexuosa*) oder anderen Gräsern wie *Calamagrostis epigejos* ebenso wie Adlerfarn kann die Keimbedingungen/Verjüngung von Kiefern und Birken verschlechtern oder verhindern (vgl. ELLENBERG & LEUSCHNER 2010). Gräser wie *Deschampsia flexuosa*, die meist ohnehin schon auf armen und trockenen Böden siedeln,

entziehen dem Boden mehr Wasser als bspw. Blaubeeren und stellen daher eine Konkurrenz für Kiefern dar (vgl. OTTO 1994). Die unterdrückende Wirkung von *Deschampsia flexuosa* gegenüber Kiefernkeimlingen konnte von HARTMANN (2016) auf der Windwurffläche bei Zwenzow dokumentiert werden. Auch der Deckungsrückgang der Birken und Kiefern in der Krautschicht bis 2022 könnte daraus resultieren.

Die hohe Lichtmenge, die durch die lichten Birkenkronen gelangt, ermöglicht eine leichte Ausbreitung von Drahtschmiele und auch Moosen (vgl. ELLENBERG & LEUSCHNER 2010). Birken schaffen es aufgrund ihrer Eigenschaften nicht, die Drahtschmiele zu unterdrücken, sodass sich eine anhaltende Konkurrenz entwickelt (vgl. OTTO 1994). Unter einer Moosdecke können Kiefernkeimlinge sehr gut gedeihen, da die Moosdecke den darunterliegenden Boden vor Erhitzung und Austrocknung schützt (vgl. ELLENBERG & LEUSCHNER 2010).

Als Mineralbodenkeimer profitieren Kiefern und Birken von Störstellen in der Vegetationsdecke, die durch Bodenbearbeitungen oder das Entwurzeln großer Bäume entstehen können (vgl. ebd.). Sowohl Birkensamen als auch Kiefernsamen sind auf die Windverbreitung angewiesen. Aufgrund ihrer in hohen Mengen produzierten, leichten Samen können sie sich großflächig ausbreiten, große Nischen besetzen und diese aufgrund ihres raschen Jugendwachstums, was auch im UG dokumentiert werden konnte, zumindest anfangs gegen interspezifische (zwischenartliche) Konkurrenz verteidigen. Während Birkensamen mehrere Kilometer fliegen können, fliegen die etwas schwereren Kiefernsamen i. d. R. nur ca. 100 m weit. Die Lichtbaumarten Birke und Aspe verbindet, dass sie schon in jungen Jahren in großen Mengen leichte und flugfähige Samen produzieren. Sie sind fähig auf saurem Totholz zu keimen. Auch Aspen gehören zu den kurzlebigen Vorwaldarten. (Vgl. OTTO 1994) Pionierbaumarten können „die Verjüngung der später folgenden Baumarten durch Zurückhalten stark wüchsiger Bodenvegetation [...] begünstigen“ (BARTSCH & RÖHRIG 2016: 198). Die Vertreter späterer Sukzessionsphasen sind schattenerträglicher und können unter dem Schirm des Vorwaldes gut gedeihen (vgl. BARTSCH & RÖHRIG 2016).

Eberesche (*Sorbus aucuparia*)

Die Eberesche kommt im UG vereinzelt in der Krautschicht vor. Genauso wie die Kiefer gehört sie aufgrund ihrer hohen Lichtbedürftigkeit zu den konkurrenzschwächeren Arten, kann dies aber mit ihrer Wärme-, Kälte und Trockenheitstoleranz ausgleichen. Auch auf nährstoffarmen Böden kann sie gut gedeihen. Ebereschen können lange im Schatten großer Bäume wachsen. Da sie anfangs wenig Licht bekommen, sie aber für ein zügiges Wachstum ein hohes Lichtangebot brauchen, verlagert sich ihre Hauptwachstumszeit in spätere Jahre, wodurch die Lebenserwartung steigt. (Vgl. LEIBUNDGUT 1993 zitiert nach JEHL 2001) Ihre Samen werden u.a. durch den Kot von Vögeln oder anderen Tieren, die die Beeren fressen, verbreitet (vgl. OTTO 1994).

Stiel- und Traubeneiche (*Quercus robur* & *Quercus petraea*)

Beide Eichenarten können sehr alt und sehr groß werden. Sie stellen Nahrungspflanzen für viele an sie angepasste Organismen dar und verfügen über einen großen Ausmerzungswiderstand. Mit ihrer Pfahlwurzel können sie dichte Humusschichten durchdringen, tiefere Bodenschichten

erreichen und so einer Austrocknung der oberen Bodenschichten ebenso wie der Wurzelkonkurrenz entgehen. (Vgl. OTTO 1994)

Sie gehören aufgrund ihrer hohen Lichtbedürftigkeit zu den konkurrenzschwächeren Arten und können von konkurrenzstärkeren und schattenverträglicheren Arten wie der Rotbuche überschirmt und im Wachstum gehemmt werden. Im Laufe der Evolution passten sie sich an Konkurrenz an. Sie weichen daher oftmals in trockenere Bereiche aus, auf denen bspw. Rotbuchen keine allzu hohen Dominanzen erreichen. (Vgl. BERGMANN 2001 zitiert nach HARTMANN 2016) Stark saure Böden gehören zu den eher ungünstigen Standorten für Eichen. Aber auch auf diesen Böden können sie sich behaupten und verdrängen nach einiger Zeit die Pionierart Birke, wenn sich der Wildverbiss nicht zu stark auswirkt. (Vgl. ELLENBERG & LEUSCHNER 2010) Bezüglich der Konkurrenz um Wasser kann sich eine zu starke Dominanz der Drahtschmiele hemmend auf das Wachstum der Eichen auswirken (vgl. BERGMANN 2001 zitiert nach HARTMANN 2016). Anders als Kiefern keimen Eichen unter einer Blaubeerdecke gut, da sie dem Boden Verdunstungsschutz bietet. Auch eine Moosdecke kann bis zu einem gewissen Deckungsgrad förderlich sein. In dieser verstecken Eichelhäher die Eicheln gerne. (Vgl. ebd.) Der Eichelhäher konnte sowohl 2016 als auch 2022 im UG nachgewiesen werden, sodass die Eichenverjüngung vermutlich überwiegend aus seiner Tätigkeit resultiert. Da sich die schweren Früchte der Eiche ohne Hilfe nicht weit ausbreiten können, profitieren sie von Tieren wie dem Eichelhäher und Eichhörnchen, welche die Eicheln als Wintervorrat im Boden verstecken und zum Teil vergessen (vgl. OTTO 1994).

In der Literatur wird oftmals auf die Schwierigkeit der Unterscheidung zwischen den beiden Eichenarten hingewiesen (s. z. B. MÖLLER et al. 2018). Dies konnte sowohl durch Frau Hartmann als auch durch die Autorin dieser Arbeit nachvollzogen werden (vgl. BERGMANN 2001 zitiert nach HARTMANN 2016). Frau Hartmann fielen bei den Erstaufnahmen außerdem die größeren und dickeren Blätter der Eichen im Windwurfbereich gegenüber denen in den anderen Bereichen auf und vermutete, dass dies eine Anpassung an die erhöhte Lichtverfügbarkeit im Windwurf sein könnte. Die größere Blattfläche macht sie konkurrenzstärker gegenüber anderen Arten. (Vgl. HARTMANN 2016)

Liegende Baumstämme bieten der Eichenverjüngung einen Verbisssschutz gegenüber dem Wild (vgl. ebd.). HARTMANN (2016) vermutet, dass damit auch die längeren Sprosse bei einzelnen Individuen des Eichenjungwuchses zusammenhängen.

Lärche (*Larix decidua*) & Feldahorn (*Acer campestre*)

Beide Arten konnten im UG bisher nur mit einem Individuum festgestellt werden. Ursache für das Verschwinden der Lärche könnte sein, dass sie ebenso wie Kiefer, Birke und Eiche zu den lichtbedürftigen Arten gehört und ist somit eher konkurrenzschwach ist. Jedoch verfügt sie über ein starkes Wachstum in jungen Jahren. Auch sie kann sehr hoch und alt werden. Zeigt sich in einem Gebiet die Buche als dominant, hat sie dort langfristig jedoch wenig Chancen. (Vgl. OTTO 1994)

Für Ahorn sind die sandigen Böden der bodensauren Eichenmischwälder zu nährstoffarm (vgl. ELLENBERG & LEUSCHNER 2010). Damit wird sein spärliches Auftreten in der Krautschicht des UG zusammenhängen. Mit Trockenheit kommt Ahorn gut zurecht (vgl. ebd.).

Spätblühende Traubenkirsche (*Prunus serotina*)

Die spätblühende Traubenkirsche stammt ursprünglich aus dem feucht-kühlen Klima Nordost-Amerikas. Dort gedeiht sie „auf saure[n], relativ nährstoffarme[n], tiefgründig verwitterte[n] Böden mit einem hohen Skelettanteil“ (RANNOw et al. 2022: 67) und kann bis zu 100 Jahre alt und 28 m hoch werden. (Vgl. RANNOw et al. 2022) Im 17. Jh. wurde sie nach Mitteleuropa gebracht und 1888 erstmals in einem Forst gepflanzt. Bisher konnte sie hier nur mit einem strauchförmigen Wuchs und Höhen von max. 20 m vorgefunden werden. Ein Alter von 100 Jahren konnte sie in Mitteleuropa bisher nicht erreichen. (Vgl. ebd.)

Im Bereich des Windwurfs bei Zwenzow trat die Art überwiegend in der Krautschicht und nur einmal in der Strauchschicht auf. Grund dafür könnte die dort vorhandene Wasserknappheit sein, denn *Prunus serotina* erreicht nur bei jährlichen Niederschlagssummen von mehr als 1000 mm die Baumschicht (vgl. HARTMANN 2016).

Die Art gilt als „anspruchslos und robust“ (RANNOw et al. 2022: 67) und verfügt über ein hohes Reproduktions- und Ausbreitungsvermögen durch Zoochorie. Sie profitiert als vorrangig lichtbedürftige Art von Auflichtungen in Wäldern infolge von Baumfällungen oder Windwurf und ist daher besonders in lichten Beständen aus Eichen, Kiefern oder Lärchen zu finden, zeigt sich aber auch als schattentolerant (vgl. PETERSEN 2015 zitiert nach RANNOw et al. 2022). So gesehen findet sie im Windwurf bei Zwenzow optimale Lebensbedingungen, während der schattigere Bestand für *Prunus serotina* nur mäßig gute Lichtverhältnisse bietet. Durch ihre hohe Konkurrenzkraft verdrängt sie andere lichtbedürftige Arten und hemmt die Verjüngung der Bäume (vgl. PETERSEN 2015 zitiert nach RANNOw et al. 2022). Junge Eichen und Kiefern ebenso wie jungen Ahorn und selbst Rotbuchen kann sie in ihren Schatten stellen und somit deren Wachstum hemmen (vgl. RANNOw et al. 2022). Diese Überlegenheit hält jedoch nur so lange an, bis sie selbst von den schattentoleranteren Arten überschirmt und verdrängt wird (vgl. SCHOTT 2019). Untersuchungen zeigen, dass sich die Rotbuche und andere heimische Laubbaumarten selbst unter einer dichten Schicht aus *Prunus serotina* etablieren können (vgl. RANNOw et al. 2022). Auch bezüglich der auf Sandböden ohnehin geringen Wasserverfügbarkeit zeigt sich *Prunus serotina* als Konkurrent gegenüber anderen Baumarten. In den letzten Jahrzehnten profitiert sie besonders von den zunehmenden Stickstoffkonzentrationen in der Atmosphäre. (Vgl. RANNOw et al. 2022) Forstwirte erhofften sich von der Art den Holzertrag, den Schutz vor Insektenkalamitäten sowie eine den Humusaufbau fördernde und stickstoffanreichernde, d.h. bodenverbessernde Wirkung in Nadelwäldern aufgrund ihrer leicht zersetzbaren Streu. Sie rechneten jedoch nicht mit der enormen Ausbreitungskraft und der zumindest in jungen Jahren hohen Konkurrenzkraft dieser Art, sodass sie heutzutage oftmals als störend für die natürliche Waldverjüngung empfunden wird. Bemühungen zur Entnahme der Art aus Waldgebieten erwiesen sich als aussichtslos. Wildtiere verbeißen die spätblühende Traubenkirsche nur wenig. Hinzukommt, dass die Art auch nach Verbiss wieder austreiben kann. (Vgl. ebd.)

Fichte (*Picea abies*)

Die Vorteile der Fichte gegenüber anderen Arten liegen in ihrer hohen Schatten- und Kältetoleranz sowie einer weiten Standortamplitude. Sie gilt daher als durchsetzungsfähig. (Vgl. OTTO 1994) Während OTTO (1994) der Meinung ist, dass sie mit trockenen und nährstoffarmen Böden, wie im UG, gut zurechtkommt, bezeichnen ELLENBERG & LEUSCHNER (2010) sie als eine der „trockenheitsempfindlichsten Baumarten Mitteleuropas“ (ebd.: 117). In den Berglagen, wo ein feuchteres und kühleres Klima vorherrscht als im nordostdeutschen Tiefland, ist sie meist die dominierende Art, wird dort jedoch aufgrund ihrer Flachwurzel und der damit verbundenen geringen Stabilität immer wieder zum Opfer von Windwürfen (vgl. OTTO 1994, s.a. FISCHER & FISCHER 2009, NATIONALPARKVERWALTUNG BAYERISCHER WALD 2001). Das Vorhandensein der Fichte auf den Untersuchungsflächen könnte mit der gepflanzten Fichtenreihe im südwestlichen Bereich der Windwurffläche zusammenhängen, von wo aus die Samen über den Wind ausgebreitet wurden.

Faulbaum (*Frangula alnus*)

Der Faulbaum ist eine schattentolerante Art, die vorwiegend „auf frischen bis feuchten Böden“ (vgl. STINGLWAGNER et al. 2016 zitiert nach SCHOTT 2019: 69) vorkommt. Vermutlich u.a. deswegen zeigt sich die Art im UG nur sehr sporadisch.

Draht-Schmieie (*Deschampsia flexuosa*) & Adlerfarn (*Pteridium aquilinum*)

Beide Arten gehören in der Krautschicht zu den säuretoleranten Erstbesiedlern armer Böden nach einem Windwurf (vgl. BARTSCH & RÖHRIG 2016).

Deschampsia flexuosa ist eine konkurrenzstarke Grasart und kann auf Windwurfflächen in Kiefernbeständen ebenso wie auf Kahlschlagflächen als typische Schlagflurart sehr dominant werden. Der Grad ihrer waldverjüngungshemmenden Wirkung ist von der Größe der Lichtung sowie dem Lichteinfall abhängig. (Vgl. ELLENBERG & LEUSCHNER 2010) Sie profitiert dort von der gegenüber einem geschlossenen Wald höheren Lichteinstrahlung, höheren Niederschlagsmengen, die den Boden erreichen sowie den höheren Temperaturen (vgl. PASSARGE 1984 zitiert nach HARTMANN 2016). Die hohe Lichteinstrahlung begünstigt und fördert auch die Samenproduktion (vgl. HARTMANN 2016). Besonders dominant zeigte sie sich im UG an Bereichen, wo weder eine dichte Blaubeerdecke noch Baumjungwuchs eine Konkurrenz darstellte (vgl. ebd.). Wie von HARTMANN (2016) sowohl im Windwurfbereich als auch im Bestand beobachtet wurde, konnte Moos auch unter der dichten Grasdecke wachsen bzw. das Gras zwischen einer dichten Moosdecke. Die phytotoxische Wirkung der Wurzeln von *Deschampsia flexuosa* kann die Etablierung bzw. das Wachstum anderer Arten einschränken (vgl. ELLENBERG & LEUSCHNER 2010).

Die 2016 durch HARTMANN durchgeführte Verjüngungsanalyse im Windwurfbereich bestätigte die verjüngungshemmende Wirkung der Art. Trotz erhöhtem Lichteinfall und offenen Bodenstellen konnten nicht tendenziell mehr Keimlinge der Baumarten festgestellt werden als bspw. im Bestand (vgl. HARTMANN 2016). Auch 2022 war die durchschnittliche Anzahl an Baumkeimlingen (< 20 cm) im Windwurf ähnlich der des Bestandes (s. Abb. 136).

Deschampsia flexuosa gehört zu den Arten, die durch atmosphärische Stickstoffeinträge gefördert werden (vgl. ebd.).

Pteridium aquilinum ist auf mittelfrischen und sauren Böden in Buchen- und Kiefernwäldern zu finden und gehört zu den Pflanzen, die weder zu schattige noch zu sonnige Standorte vertragen (vgl. ELLENBERG & LEUSCHNER 2010). Entsprechend den Beobachtungen von HARTMANN (2016) reichte die Konkurrenzkraft der Art nicht aus, um sich gegen *Deschampsia flexuosa* im Windwurfbereich, der der vollen Lichteinstrahlung ausgesetzt war, durchzusetzen. Kräuter dagegen können durch *Pteridium aquilinum* unterdrückt oder gehemmt werden. Wildverbiss an *Pteridium aquilinum* ist sehr selten (vgl. ELLENBERG & LEUSCHNER 2010).

Blaubeere (*Vaccinium myrtillus*)

Die im UG vorhandene dichte Vegetationsdecke aus der lichtbedürftigen Blaubeere kann durch die lichte Kronenstruktur der Kiefern positiv beeinflusst worden sein (vgl. BERG et al. 2004, ELLENBERG & LEUSCHNER 2010). Eine dichte Blaubeerdecke kann sich laut LEIBUNDGUT (1964), zitiert nach ELLENBERG & LEUSCHNER (2010), verjüngungshemmend auf Kiefern und Lärchen auswirken. Auch Blaubeeren werden über den Kot von Tieren wie z. B. Vögeln, Hasen oder Rehe verbreitet. Blaubeerreiche Waldbereiche stellen beliebte Äsungsplätze für das Wild dar. (Vgl. ELLENBERG & LEUSCHNER 2010)

Moose

Die im UG nachgewiesenen Moose kommen vorwiegend in lichten Nadelwäldern wie Kiefernforsten und z. T. auch in Heiden vor. Sie besiedeln saures, kalkarmes, nährstoffarmes bis mäßig nährstoffreiches, trockenes oder wechselfeuchtes und sandiges Substrat, Rohhumus oder auch morsch Holz. (Vgl. DÜLL & DÜLL-WUNDER 2012) *Hypnum cupressiforme*, *Dicranum scoparium* und *Pleurozium schreberi* zählen zu den weit verbreiteten Arten (vgl. ELLENBERG & LEUSCHNER 2010). *Scleropodium purum* kann eine verdrängende Wirkung gegenüber *Pleurozium schreberi* zeigen, was eventuell in Bestand 1 die Ursache für die Deckungsabnahme von *Pleurozium schreberi* sein könnte. Da *Scleropodium purum* schwächere Rohhumusschichten als *Pleurozium schreberi* ausbildet, verschlechtert sich die Bodenstruktur durch die erstgenannte Art weniger als durch die zweitgenannte. (Vgl. DÜLL & DÜLL-WUNDER 2012)

Viele Moose, die auf Waldböden wachsen, sind schattentolerant. Trotzdem kann sich eine dicke Laubschicht negativ auf sie auswirken. Auch eine dicke Humusauflage in bodensauren Wäldern kann das Mooswachstum hindern. (Vgl. ELLENBERG & LEUSCHNER 2010)

Moospolster stellen für den Baumjungwuchs konkurrenzarme Standorte dar (vgl. LÄSSIG & SCHÖNENBERGER 1997).

Zersetzungsdauer ausgewählter Arten

Laut OTTO (1994) gehören Buche, Birke und Zitterpappel zu den schnell zersetzbaren Arten mit Zersetzungsdauern von ca. 10-20 Jahren. Die Zersetzung von Eichen kann ca. 90-100 Jahre dauern

(vgl. ebd.). Die Zersetzungsdauer von Kiefern wird von HERMANN & BAUHUS (2007), zitiert nach SCHOTT (2019) mit 94-120 Jahren bemessen.

6.1.10 Ausblick

Aktuell besteht die Artenzusammensetzung des UG überwiegend aus lichtbedürftigen Arten wie Kiefer und Birke. Kieferndominierte Bestände stellen in dem hier betrachteten Klimabereich nur Zwischenstadien der Waldentwicklung dar (vgl. RANNO et al. 2022). „In älteren Vorwaldstadien beginnt bei entsprechender Humusform die Stiel-Eiche einzuwandern, womit die Entwicklung zu Birken- und Kiefern-Stieleichen-Zwischenwäldern eingeleitet wird“ (UMWELTMINISTERIUM MECKLENBURG-VORPOMMERN 2003: 586). Die Anfänge dieser Entwicklung zeigen sich bereits im UG. In diesem Stadium gehören *Frangula alnus* und *Sorbus aucuparia* zu den häufigen Arten (vgl. ELLENBERG & LEUSCHNER 2010). Im UG könnte die Abundanz beider Arten somit zukünftig zunehmen. *Frangula alnus* könnte von der zunehmenden Beschattung durch Laubbäume, womit eine geringere Verdunstung verbunden ist, profitieren. (Vgl. STINGLWAGNER et al. 2016 zitiert nach SCHOTT 2019) Gleichermaßen gilt für trockenheitsempfindliche Arten wie die Fichte und Buche, die im UG bisher nur mit geringer Abundanz auftreten.

Mit dem zukünftigen Aufwachsen der momentan dichten Strauchschicht in die Baumschicht ist aufgrund der Ergebnisse von SCHOTT (2019) damit zu rechnen, dass sich mehr wärme- und feuchtebedürftige Arten ansiedeln, sodass die mittleren Feuchte- und Temperaturzahlen steigen werden. Ursache dafür wäre, dass die dichter werdenden Baumkronen die vom Boden aufsteigende Wärme und Feuchtigkeit zunehmend zurückhalten. Andererseits könnten die Temperaturwerte durch die zunehmende Beschattung und Abkühlung des Waldbodens weiterhin sinken.

Da im UG ersichtlich wurde, dass der Laubholzanteil zunimmt und somit auch der Anteil der Laubstreu im Auflagehumus, ist infolge der Zersetzung dieser langfristig mit einer Zunahme des pH-Wertes im Boden zu rechnen. Auch der Stickstoff- bzw. Nährstoffgehalt des Bodens wird zunehmen, wovon anspruchsvollere Waldarten profitieren werden. Dies wird sich an einem sich allmählich vollziehenden Artenwechsel sowie veränderten Dominanzverhältnissen zeigen. (Vgl. SCHOTT 2019) Das Bodenleben und die Zersetzung der Nadelstreu werden durch den geringeren Säuregehalt des Bodens gefördert. Der für reine Kiefernforste typische Rohhumus als oberste Humusschicht wird sich zum rohhumusartigen Moder und später zum reinen Moder wandeln. (Vgl. ELLENBERG & LEUSCHNER 2010)

Die Ergebnisse von SCHOTT (2019) weisen darauf hin, dass sich die Eiche zukünftig gegenüber der Kiefer durchsetzen und die Verjüngung dominieren könnte. Lichtbedürftige Arten sind den schattentoleranten im Kampf um das Licht unterlegen. Die Artenzahl und Deckung lichtbedürftiger Arten wird daher infolge des dichter werdenden Kronendaches zukünftig zurückgehen. Diese Entwicklung zeigt sich bereits im Bestand und auf WW4 und ist auch in einigen Jahren im restlichen Bereich zu erwarten. Schattenverträgliche Arten mit niedrigeren Lichtzahlen dagegen werden an Häufigkeit und Deckung zunehmen.

Langfristig gesehen wird sich im UG die konkurrenzstarke Rotbuche behaupten und zur Entstehung von Buchen-Mischwäldern bzw. Buchenwäldern führen, welche überwiegend die potentiell natürliche Vegetation (pnV) Mitteleuropas ausmachen (vgl. RANNO et al. 2022,

ELLENBERG & LEUSCHNER 2010, BOHN & NEUHÄUSL 2000/2003). Denkbar ist, dass im gesamten UG ehemals bodensaure Eichen- und Buchenmischwälder standen und dass sich diese Fläche nach dem Absterben der Kiefern, welche jetzt noch die Baumschicht dominieren, über die Zwischenwaldstufe der Birken-Eichenwälder zurück in einen Eichen- und Buchenmischwald oder Buchenwald entwickeln wird. Auch am Ostufer der Müritz konnte beobachtet werden, dass in einem 160 Jahre alten (Birken-) Stieleichen-Kiefern-Zwischenwald die Buche einwandert (vgl. UMWELTMINISTERIUM MECKLENBURG-VORPOMMERN 2003). Da die Entwicklung der Buche im UG allerdings momentan durch die Standortbedingungen ebenso wie durch den Wildverbiss stark gehemmt verläuft, kann die Entwicklung zum Buchenwald noch viele Jahrzehnte dauern.

Aufgrund der standörtlichen Gegebenheiten sowie der Struktur und der Baumartenzusammensetzung des Bestandes ist nicht auszuschließen, dass es im UG und dessen Umfeld zukünftig zu weiteren Würfen oder Stammbrüchen kommt.

6.1.11 Einschätzung des naturschutzfachlichen Wertes des Untersuchungsgebietes (UG)

Kriterien zur Beurteilung der Natura 2000 eines Waldes sind entsprechend SCHERZINGER (1996), zitiert nach JEDICKE (2002: 156f.) die

- „Artenausstattung der Flora (nicht allein der Gehölze!) und Fauna;
- Dynamik von Sukzessionen, exogenen Störungen (Sturm, aber auch Schneebruch, Hochwasser, Insekten- und Pilzbefall etc.) und Zyklen;
- Dimensionen, vor allem hinsichtlich Baumalter und Produktivität von Holz-, Ast- und Blattmasse (wichtig hierbei ist z. B. die Diversität aller Altersstadien, hoch- ebenso wie gering produktiver Bestände);
- Vielfalt an Totholz (Baumarten, Dimensionen, Position, Zersetzunggrad etc.);
- Raumstrukturen des Waldes in horizontaler und vertikaler Dimension;
- Proportionen z. B. von Anteilen einzelner Waldentwicklungsphasen (diese sollten repräsentativ für den jeweiligen Anteil am Gesamtzyklus sein), von Flächengrößen der einzelnen patches im Habitatmosaik sowie der Häufigkeit von Störungssereignissen.“

Die Ergebnisse der vorliegenden Arbeit bestätigen die These, dass Windwürfe Ereignisse sind, die in Wäldern zur Änderung und Erhöhung der Arten- und Strukturvielfalt und einer Diversität standörtlicher Gegebenheiten, dem Nebeneinander unterschiedlicher Waldentwicklungsphasen und somit insgesamt zu mehr Heterogenität in der Landschaft beitragen (vgl. SCHMIDT & SCHMIDT 2007, MÖLLER et al. 2018, HILMERS et al. 2018). Im Vergleich zum geschlossenen Wald bieten Windwürfe sowohl Wald- als auch Offenlandarten günstige Lebensbedingungen. Teilweise konnten auf Windwurfflächen schon höhere Artenzahlen festgestellt werden als in angrenzenden nicht vom Sturm betroffenen Waldbeständen. (Vgl. JENTSCH et al. 2019, LÄSSIG & SCHÖNENBERGER 1997) Dies konnte bei Zwenzow nicht erkannt werden. Die durchschnittliche Artenzahl des Windwurf- und Pufferbereiches war hier sowohl 2016 als auch 2022 fast gleich mit der des Bestandes.

Bei einer Zusammensetzung der Verjüngung aus Birken und Eichen sowie Eberesche, Faulbaum und wenig Kiefer liegt laut BERG et al. (2004) zwar „nur ein Zwischenwaldstadium, aber ein relativ

„naturnaher Waldbestand“ (ebd.: 476) eines Birken-Eichenwaldes bodensaurer Standorte vor. Bei Zwenzow ist der Kiefernanteil in der Verjüngung noch ziemlich hoch.

„Für eine naturschutzfachliche Bewertung spielt in Wäldern neben der Naturnähebewertung über die Waldartenzusammensetzung auch der Anteil an Neophyten und Rote-Liste-Arten eine wichtige Rolle“ (SCHMIDT 2012 zitiert nach SCHMIDT & HEINRICH 2012: 98). Im UG trat *Prunus serotina* als einziger Neophyt auf. Es konnten drei in Deutschland gefährdete Moosarten und drei in MV sich auf der Vorwarnliste befindliche Arten nachgewiesen werden. *Jungermannia caespiticia* gilt in MV sogar als ausgestorben oder verschollen (s. Tab. 21).

SCHMIDT et al. (2004) warnen davor, die Naturnähe eines Gebietes allein über die Artenzahl zu bewerten und somit falsche Schlussfolgerungen zu ziehen wie, dass eine hohe Artenzahl automatisch auf eine hohe Naturnähe hinweist. Die Artenzahl allein sagt kaum etwas über die Naturnähe des Gebietes aus, denn bspw. können Neophyten die Artenzahl erhöhen. Ziel eines Waldmanagements sollte folglich nicht eine möglichst hohe Artenzahl, sondern der Erhalt bzw. die Förderung der charakteristischen Artenzusammensetzung des entsprechenden Waldtyps sein. (Vgl. SCHMIDT et al. 2004)

Teilweise weisen intensiv bewirtschaftete Waldbestände höhere Artenzahlen auf als lange unbewirtschaftete (vgl. SCHMIDT et al. 2004). Als Ursache sehen SCHMIDT & SCHMIDT (2007) u.a. die durch die Waldnutzung initiierte „größere Heterogenität der Standortbedingungen“ (ebd.: 212), welche durch Bodenverdichtung oder Freilegung des Mineralbodens entstehen kann, ebenso wie die höhere Verfügbarkeit an Licht durch Auflichtungen. Die Waldbehandlungsmaßnahmen würden Offenlandarten sowie Arten die sowohl im Wald als auch im Offenland vorkommen, fördern. Dies verstärkt sich u.a. durch atmosphärische Stickstoffeinträge. (Vgl. ebd.) Atmosphärische Stickstoffeinträge können die Wachstumsraten von Waldbodenpflanzen, vor allem von Gräsern fördern. Dieser Effekt wird auf nährstoffarmen Böden besonders deutlich. (Vgl. ELLENBERG & LEUSCHNER 2010) Weiterhin können Kiefernforste höhere Artenzahlen aufweisen als Laubholzbestände, besonders wenn die Laubholzbestände von Schattbaumarten wie der Buche dominiert werden (vgl. ZERBE & WIEGLEB 2009 zitiert nach SCHOTT 2019).

Die sich zersetzenden, geworfenen Bäume bieten Nährboden für den Jungwuchs (vgl. FISCHER & FISCHER 2009, LÄSSIG & SCHÖNENBERGER 1997). Weiterhin fördert das Vorhandensein von Totholz die Artenvielfalt z. B., indem es totholzbewohnenden Tieren in verschiedensten Mikrohabitaten Lebensraum bietet (vgl. TRAXLER 1997). Totholzzersetzungende Käfer bieten wiederum Vögeln wie dem Specht Nahrung. Bei der Zersetzung organischer Biomasse wie Totholz, Laubblätter und Nadeln durch Mikroorganismen, Pilze und Moose, auch als Mineralisation bezeichnet, werden die darin gespeicherten Nährstoffe wie Stickstoff und Phosphor wieder freigesetzt und für Pflanzen verfügbar (vgl. BRECHNER et al. 2001). Da die Aktivität des Bodenlebens auf sauren Böden nur mäßig ist, läuft der Abbau organischen Materials und das Einarbeiten dieses in den Boden (= Bioturbation) wesentlich langsamer ab als auf basenreicheren Böden, sodass sich meist eine dicke Streuschicht (Auflagehumus) ansammelt. (Vgl. ELLENBERG & LEUSCHNER 2010)

6.2 Methodendiskussion & Fehlerbetrachtung

6.2.1 Datenerhebung

6.2.1.1 Einrichtung der Probekreise

Das Stichprobenverfahren mit Monitoringflächen ist empfehlenswert, wenn bspw. Individuenzahlen von Pflanzenarten oder Gesamtpopulationen aufgrund der Größe einer Untersuchungsfläche schwer überschaubar sind (vgl. TREMP 2005) und „überall dort, wo Reproduzierbarkeit und die Erkennung von feinen Veränderungen hohe Bedeutung hat (Wissenschaft, Beweissicherung)“ (TRAXLER 1997: 71). Als Nachteil sieht ROWELL, dass auf den Flächen nur ein kleiner Vegetationsausschnitt des Untersuchungsraumes betrachtet wird. Dadurch kann nicht die vollständige Erfassung aller im UG vorkommenden Pflanzenarten gewährleistet werden, was bei Zwenzow am Beispiel des Adlerfarns zu sehen war (vgl. 6.1.3) und es kann vorkommen, dass sich auf ihnen andere Entwicklungen von Arten oder Pflanzengemeinschaften zeigen (Zunahme/Abnahme) als im Umfeld. (Vgl. ROWELL 1988 zitiert nach TRAXLER 1997)

Trotz größter Bemühungen die ehemals mit GPS – Koordinaten festgelegte, jedoch nicht dauerhaft markierte Lage der Probekreismittelpunkte im Bestand und Puffer wiederzufinden, gestaltete sich dies als sehr schwierig. Die Genauigkeit von GPS – Geräten ist nur bis zu einem bestimmten Punkt gegeben. Somit ist die Lage der Aufnahmeflächen im Bestand und Puffer von 2016 und 2022 vermutlich nicht identisch. Abweichungen von mehreren Metern sind nicht auszuschließen. Der Vergleich der Ergebnisse von den Aufnahmen auf diesen Probekreisen muss daher kritisch betrachtet werden. Beispielsweise könnte das Verschwinden der Rotbuche in der Strauchsicht des Puffer 2 darauf zurückzuführen sein.

6.2.1.2 Vegetationsaufnahmen

Aus anfänglicher Unkenntnis darüber, dass HARTMANN die Einteilung der Vegetationsschichten nach FORSTLICHES VERSUCHSWESEN (2007) vornahm, wurden die Schichten in dieser Arbeit nach DIERSCHKE (1994) und KOCH (1994) abgegrenzt. Nach FORSTLICHES VERSUCHSWESEN (2007) wird die Krautschicht mit < 2 m und die Strauchsicht mit 2 bis < 5 m abgegrenzt. In dieser Arbeit wird die Krautschicht mit 0,5 – 1,5 m und die Strauchsicht mit 1,5 – 5 m abgegrenzt. Dadurch ergeben sich Verschiebungen bei den Ergebnissen, welche jedoch nicht die Plausibilität der Aussagen über die Veränderungen der Waldstruktur beeinträchtigen.

Als Form für die Aufnahmeflächen wurden Kreise gewählt. Dies ist die gängige Methode für das Monitoring in Waldökosystemen. Vorteil eines Kreises gegenüber einer anderen Flächenform ist, dass er die kürzesten Randlinien und damit die geringsten Randeffekte hat. Weiterhin muss lediglich der Mittelpunkt markiert werden, wodurch der Markierungsaufwand ziemlich gering ist. (Vgl. TRAXLER 1997)

Aufnahmeflächen sollten möglichst homogen sein und eine bestimmte Mindestgröße aufweisen, die das Minimumareal einer Pflanzengesellschaft beinhaltet. Für Aufnahmen in Wäldern empfiehlt TRAXLER (1997) eine Flächengröße zwischen 200 und 500 m². Weiterhin sieht er das Minimumareal

als „repräsentativ für den Gesamtbestand“ (ebd.: 50). Die für das UG gewählte Probekreisgröße von 314 m² ist somit ideal. Auf Dauerbeobachtungsflächen in Waldökosystemen sollten die Aufnahmen alle 3-10 Jahre wiederholt werden, was in diesem Fall durch die erste Wiederholungsaufnahme nach 6 Jahren gegeben ist. Wichtig dabei ist, verwendete Methoden möglichst nachvollziehbar zu dokumentieren, um eine bestmögliche Reproduzierbarkeit zu gewährleisten. (Vgl. TRAXLER 1997, SCHMIDT & SCHMIDT 2007)

Als Aufnahmezeitpunkt empfiehlt TRAXLER (1997) einen Zeitraum, in dem der Großteil der zu erwartenden Pflanzen im UG vollständig entfaltet ist. Dies gewährleistet möglichst konstante Deckungswerte über die gesamte Aufnahmezeit und erleichtert die Artbestimmung.

Weiterhin empfehlen SCHMIDT & SCHMIDT (2007) die Artenaufnahme auf jeder Untersuchungsfläche zweimalig zu machen, um möglichst das gesamte Arteninventar zu erfassen. Da Kiefernforste jedoch keinen Frühjahrsaspekt, wie bspw. Buchenwälder, aufweisen, fand bei jedem PK nur eine einmalige Erfassung statt. Die Vegetationsaufnahmen erfolgten überwiegend im Juni. Auf dem PK Puffer 2 erfolgte sie erst im September, da der zuvor provisorisch markierte Probekreismittelpunkt durch die Bearbeiterin erst nach mehrmaligem Suchen wieder aufgefunden werden konnte. Da es sich jedoch bei der Untersuchungsfläche um einen Kiefernforst handelt, in welchem sich zwischen Juni und September i. d. R. keine erheblichen Veränderungen hinsichtlich des Vorhandenseins der Pflanzenarten in der Krautschicht ergeben, war kein negativer Einfluss auf die Vergleichbarkeit der Ergebnisse zu erwarten.

Die Angabe der Artmächtigkeit im Zusammenhang mit halbquantitativen Schätzverfahren wie dem von BRAUN-BLANQUET (1964) eignet sich „für die Dokumentation früher Sukzessionsstadien [...], in denen große Veränderungen erfolgen [...] oder für Aufnahmen, die mehrere Jahre oder länger auseinanderliegen“ (vgl. FISCHER 1993, LONDO 1976 zitiert nach TRAXLER 1997: 287).

TREMP (2005) und TRAXLER (1997) weisen darauf hin, dass Deckungsangaben von der subjektiven Wahrnehmung abhängig sind. Somit können unterschiedliche Kartierer bei der gleichen Fläche zu unterschiedlichen Ergebnissen kommen, aber auch die Schätzungen eines einzelnen Kartierers unterliegen Schwankungen (vgl. TRAXLER 1997). Wird die Deckungsschätzung von zwei Kartierern gemeinsam durchgeführt und ist der endgültig festgelegte Deckungswert der Mittelwert beider Schätzungen, ist dies die effektivste Methode, um subjektive Schätzfehler auf ein Minimum zu reduzieren. Weiterhin reduziert die Teamarbeit die Gefahr, dass Arten übersehen werden. (Vgl. TRAXLER 1997) Weder von der Autorin dieser Arbeit noch von HARTMANN (2016) kann trotz sorgfältiger Arbeitsweise im Gelände ausgeschlossen werden, dass Arten bei den Vegetationsaufnahmen übersehen wurden. Nachdem die Vegetationsaufnahmen für diese Arbeit durchgeführt waren, wurden alle Flächen noch einmal mit Herrn Lamkowski aufgesucht, die Artenliste sowie die Deckungsangaben überprüft und zum Teil angepasst. Somit ist von einer ziemlich hohen Genauigkeit der Angaben auszugehen.

TRAXLER (1997) zufolge ist die Schätzgenauigkeit abhängig von der Flächengröße, dem Verteilungsmuster, der Wuchsform und der visuellen Unterscheidbarkeit der Arten, der Schichtung des Bestandes, den Deckungsklassen, der Anzahl der Kartierer, dem Blühaspekt, der Verfassung des Bearbeiters und von dessen Erfahrung mit Vegetationsaufnahmen und

Deckungsschätzungen (s.a. DIERSCHKE 1994). Mit etwas Übung kann die Genauigkeit subjektiver Schätzungen der von objektiven Methoden jedoch ziemlich nahekommen (vgl. TRAXLER 1997).

Laut TREMP (2005) weisen Deckungsschätzungen von Arten, deren Anteil an der Gesamtfläche weniger als 5% einnimmt, eine hohe Fehlerrate auf. Studien zeigten, dass Abweichungen von 20% und mehr von der Realität möglich sind (vgl. ELZINGA et al. 2001, zitiert nach TREMP 2005). MUELLER-DOMBOIS & ELLENBERG sprechen sogar von Schätzfehlern „bis zu 25 % des geschätzten Deckungswertes“ (vgl. MUELLER-DOMBOIS & ELLENBERG 1974 zitiert nach TRAXLER 1997: 110).

Der durchschnittliche Schätzfehler liege bei 8 %. TREMP zufolge sei es daher unsinnig, eine Deckungsänderung von 3% als abgesichertes Ergebnis zu erklären. (Vgl. TREMP 1997)

Folglich sollte bei Interpretationen von Deckungsveränderungen der Fokus auf große Veränderungen gelegt werden. Andererseits warnen andere Autoren auch davor die subjektiven Schätzfehler, welche sich durch einen Wechsel der Kartierer ergeben, überzubewerten. (Vgl. ebd.) „Ökologisch wichtiger als die Deckung [sei] das Vorhandensein oder Verschwinden einer Art“ (vgl. WILDI 1986 zitiert nach TRAXLER 1997: 97).

TRAXLER (1997) bezeichnet die Braun-Blanquet-Schätzskala als sehr grobe Skala mit weit gefassten Deckungsklassen. Als Vorteil grober Schätzskalen führt er den geringen Zeitaufwand auf. Sie seien daher besonders für große Aufnahmeflächen (ab 100 m²), wie sie meist in Wäldern angelegt werden, geeignet. Ein weiterer Vorteil sei, dass sich Schätzfehler bei wechselnden Kartierern nicht so stark auswirken. Nachteilig sei, dass in der Auswertung geringe Deckungsänderungen kaum auffallen. (Vgl. TRAXLER 1997) Da die meisten Arten eine geringe Deckung aufweisen, seien leicht abgewandelte Skalen, wie bspw. die in dieser Arbeit verwendete nach WILMANNS (1998), mit einer feineren Unterteilung der niedrigen Deckungsklassen (0-10%) besser geeignet, vor allem, wenn bspw. auf Dauerflächen geringe Vegetationsveränderungen untersucht werden sollen, wie auch DIERSCHKE (1994) erwähnt.

Die Übersetzung der Artmächtigkeitsstufen r, +, 1 und 2 in mittlere Deckungswerte unterscheidet sich in der Literatur (s. TREMP 2005, TRAXLER 1997, REICHELT & WILMANNS 1973). Lediglich die Klassen 3, 4 und 5 sind in allen diesen Literaturquellen identisch („3“ = 37,5%, „4“ = 62,5% und „5“ = 87,5%). Welche Literaturquelle HARTMANN (2016) als Grundlage verwendete, konnte nicht nachvollzogen werden.

Im Vergleich der Aufnahmedaten von 2016 und 2022 aus dem UG wurde eine Zunahme der Artenzahl in der Moosschicht festgestellt. Dies wird u.a. damit zusammenhängen, dass bei den Wiederholungsaufnahmen die Moosarten anscheinend genauer erfasst wurden. Jedoch ist zu bezweifeln, dass im Jahr 2022 alle auf den PK vorkommenden Moosarten erfasst wurden, da auch dieses Mal der Fokus auf den Arten der anderen Vegetationsschichten lag. Es werden also mit großer Wahrscheinlichkeit Moosarten, die weniger auffällig oder weniger bekannt sind und nur in sehr geringem Maß auftraten, übersehen worden sein. Auch HARTMANN (2016) wies in ihrer Arbeit darauf hin. Hinzukommt, dass 2022 die Erfassung der Moose mit unterschiedlicher Intensität erfolgte. Auf PK Puffer 1 erfolgte die Erfassung am genauesten, was dem geschuldet ist, dass dieser PK zusammen mit einer „Moosexpertin“ begutachtet wurde. Die anderen jedoch nicht. Dies

spiegelt wider, dass die Ergebnisse bei Vegetationsaufnahmen immer auch vom Kenntnisstand des Kartierers abhängen.

Vegetationsaufnahmen sind „Momentaufnahmen“ innerhalb einer permanenten, natürlichen Dynamik der Natur. Langzeitforschung durch Wiederholungsaufnahmen auf Dauerbeobachtungsflächen (Monitoring) ist daher notwendig und geeignet Entwicklungen über einen längeren Zeitraum zu dokumentieren und Prognosen für zukünftige Entwicklungen erstellen zu können, auch, wenn „künftige Ereignisse nicht vorhersehbar“ (NATIONALPARKVERWALTUNG BAYERISCHER WALD 2001: 6) sind, da Entwicklungen in der Natur von verschiedenen Wirkfaktoren abhängen. (Vgl. ROWELL 1988 zitiert nach TRAXLER 1997)

6.2.1.3 Verjüngung und Verbiss

Die Einordnung der Jungpflanzen in die Verbisschadstufen erwies sich teilweise als schwierig, da wenig Vorkenntnisse diesbezüglich bestanden und nicht immer eindeutig erkennbar war, welcher Stufe das Individuum zugeordnet werden muss. In diesen Fällen wurde nach bestem Wissen und Gewissen eingeordnet. Auch war nicht klar, welcher Größenklasse das Individuum zugeordnet werden muss, wenn die Pflanze horizontal gewachsen/runtergebogen war, da FORSTLICHES VERSUCHSWESEN (2007) dazu keine genaueren Informationen gibt. Mal wurde die Pflanze so belassen und der höchste Punkt gemessen, mal wurde die Pflanze „aufgestellt“ und dann gemessen. Wenn Individuen an der Grenze des Satellitenkreises standen, wurden sie mal mit reingenommen und mal nicht. Wenn Jungwuchs auf Totholz wuchs, wurde er bei den Verjüngungs- wie auch den Vegetationsaufnahmen mal berücksichtigt und mal nicht.

Sonderfälle wie diese sind nicht immer im Vorfeld abzusehen. Sie sollten möglichst einheitlich behandelt werden, um das Datenmaterial homogen zu halten. (Vgl. TRAXLER 1997) Dies war bei den Aufnahmen für diese Arbeit nicht möglich, da die Probleme erst erkannt wurden, als bereits mehrere Aufnahmen getätigt waren. Somit konnte nicht nachvollzogen werden, wie bei den Aufnahmen zuvor verfahren wurde, da das Vorgehen bei den Sonderfällen nicht dokumentiert wurde. Die Fälle traten nur selten auf und sollten sich daher nicht allzu sehr auf die Ergebnisse auswirken.

Die Verjüngungsindividuen wurden in Kreissegmenten ausgezählt. HUTCHINGS empfindet die Datenqualität bei Zählungen als objektive Erfassungsmethode als hoch (vgl. HUTCHINGS 1991, zitiert nach TRAXLER 1997). Schwierigkeiten können auftreten, wenn Individuen aufgrund von Seitentrieben oder Ausläufern nicht klar voneinander zu trennen sind (vgl. MUELLER-DOMBOIS & ELLENBERG 1974 zitiert nach TRAXLER 1997). Dieses Problem trat selten auch im UG auf.

6.2.1.4 Abgrenzung der Flächenausdehnung der Verjüngung

Die berechnete und zuvor im Gelände ermittelte Ausbreitung der etablierten Verjüngung unterliegt zwar der Unschärfe gutachterlicher Vorgehensweisen, dokumentiert aber ungeachtet dessen eine über den Windwurf hinausgehende ökologische Wirksamkeit der natürlich veränderten Standortbedingungen in ausreichender Weise. Eine forstwirtschaftliche Vorgabe gängiger Forsteinrichtungsverfahren zu Mindestpflanzenzahlen in Naturverjüngungen, hätte

wahrscheinlich zu geringerer Flächenausdehnung geführt. Wirtschaftsorientierte Betrachtungen mit entsprechend formulierten Vorgaben waren jedoch nicht Gegenstand der Arbeit.

6.2.1.5 Artbestimmung und Nomenklatur der Arten

HARTMANN (2016) weist in ihrer Arbeit darauf hin, dass die Moosbestimmung bei den Erstaufnahmen ohne Mikroskop erfolgte. Fehlbestimmungen sind daher nicht auszuschließen. Es scheint, als wurde *Dryopteris carthusiana* von Frau Hartmann fälschlicherweise als *Dryopteris filix-mas* bestimmt, denn 2022 konnte nur *Dryopteris carthusiana* nachgewiesen werden. In Tab. 6 werden beide Arten aufgelistet. Zum Ablesen der Deckungs- und Stetigkeitsänderung von *Dryopteris carthusiana* sollte *Dryopteris filix-mas* als *Dryopteris carthusiana* gedeutet werden (s. Tab. 6, Tab. 18, 5.1.3). Die Gattung *Acer spec.* konnte von Frau Hartmann aufgrund der erst schwachen Ausbildung des Individuums nicht bis auf Artebene bestimmt werden. Es wird sich dabei um *Acer campestre* gehandelt haben, da 2022 nur diese Ahornart im UG nachgewiesen werden konnte. *Acer spec.* wird daher in dieser Arbeit als *Acer campestre* gedeutet (s. Tab. 6, Tab. 18, 5.1.3).

6.2.2 Datenauswertung

6.2.2.1 Zeigerwerte

DIERSCHKE meint, dass „es zumindest bei kurzzeitigeren Sukzessionsuntersuchungen oft mehr um Dominanzverschiebungen als Artenwechsel“ (DIERSCHKE 1994: 411f.) gehe. „Quantitative Vergleiche (z. B. Berücksichtigung des Deckungsgrades) [seien daher] besser geeignet als rein qualitative nach Vorkommen oder Fehlen von Arten“ (ebd.). Daher wurde sowohl die Entwicklung der mittleren qualitativen als auch der quantitativen Zeigerwerte betrachtet.

Bei den mittleren Zeigerwerte ist zu beachten, dass z. T. nur mit wenigen Arten gerechnet werden konnte, wenn sich der überwiegende Teil der Arten bezüglich des entsprechenden Zeigerwertes indifferent verhält. Auch der relativ hohe Anteil weit verbreiteter Arten wirkt sich auf die Aussagekraft der Zeigerwerte aus (vgl. HARTMANN 2016).

ELLENBERG betont, dass die Zeigerwerte lediglich Auskunft über das ökologische Verhalten einer Art unter dem Einfluss der Konkurrenz anderer Arten geben, nicht jedoch über deren physiologischen Ansprüche (vgl. ELLENBERG et al. 2001).

Da die Zeigerwerte in der Vergangenheit oftmals falsch interpretiert wurden, stellt ELLENBERG in ELLENBERG et al. (2001) am Beispiel des Faktors Feuchtigkeit noch einmal klar, dass es sich bei den Werten F1 – F3 nicht um trockenheitsliebende, sondern um trockenheitsertragende Arten handelt. Sie ertragen Trockenheit also besser als andere Arten und gelten daher als Trockenheitszeiger. Dies lässt sich auch auf die anderen Standortfaktoren übertragen.

ELLENBERG zufolge sollte nicht unbeachtet bleiben, dass die Zeigerwerte ordinale Werte sind, bei denen das Mitteln mathematisch eigentlich nicht zulässig ist. Dagegen sei die Berechnung des Medians der Zeigerwerte unproblematisch. (Vgl. ELLENBERG et al. 2001) Dessen Berechnung verhindert, dass Ausreißer zu viel Gewicht bekommen. Weiterhin betont er, dass die Zeigerwerte

zwar auf Erfahrungen vieler fachkundiger Personen beruhen, trotzdem lediglich eine „Hilfe bei der Standortsansprache, aber niemals ein Ersatz für ökologische Messungen“ (ELLENBERG et al. 2001: 48) seien. Auch Mediane und Mittelwerte „können nur orientieren und veranschaulichen, aber nichts beweisen“ (ebd.). Die Aussagekraft der Zeigerwerte sollte somit nicht überbewertet werden und Interpretationen sollten mit Vorsicht vorgenommen werden (vgl. ebd.).

6.2.2.2 Diversitätsindizes

Die Artenzahl ist ein entscheidender Faktor bei der Berechnung der Diversitätsindizes. Jede Art trägt zum Gesamtergebnis bei. Geringe Artenzahlen sind anfälliger für Ausreißer als hohe Artenzahlen. (Vgl. TREMP 2005)

Der Shannon-Wiener-Index ist aufgrund seiner Einfachheit ein häufig angewendetes Diversitätsmaß. Kritisiert wird jedoch sein Informationsgehalt und die Möglichkeit ihn zu interpretieren. (Vgl. MAGURRAN 1988) Die Aussagekraft des Shannon-Index ist von der Stichprobengröße sowie der Abundanz der Arten mit einer durchschnittlichen Häufigkeit abhängig (MÜHLENBERG 1993 zitiert nach HARTMANN 2016, TREMP 2005). Da das UG nur eine relativ geringe Artenzahl und eine überschaubare Zahl an Probekreisen aufweist, musste mit einer geringen Stichprobengröße gerechnet werden. Außerdem überwiegt der Anteil der Arten mit geringer Stetigkeit (Vorkommen auf ein oder zwei PK) gegenüber denen mittlerer Stetigkeit (Vorkommen auf drei bis sechs PK).

Beim Vergleich der beiden verwendeten Programme zur Berechnung des Shannon-Indexes hebt HARTMANN (2016) die höhere Transparenz von Excel hervor.

6.2.2.3 Turboveg 2.0

HARTMANN (2016) beleuchtete in ihrer Arbeit ausführlich die Vor- und Nachteile der Arbeit mit Turboveg, sodass hier nur darauf verwiesen wird. Es ist festzuhalten, dass HARTMANN das Programm als geeignet bewertet, um Vegetationsdaten von Dauerbeobachtungsflächen auszuwerten.

Kritisch zu bewerten ist, dass nicht nachvollzogen werden konnte, welche Zeigerwerte für die einzelnen Arten in Turboveg hinterlegt sind und ob diese mit denen in ELLENBERG et al. (2010) übereinstimmen. Wenn nicht, könnte auch dies eine Ursache für die Abweichungen zwischen den mit Excel und mit Turboveg berechneten mittleren Zeigerwerten sein (s.a. 5.1.5).

6.3 Empfehlungen für Folgeuntersuchungen und vergleichbare Untersuchungen auf anderen Flächen

Da die Einteilung der Vegetationsschichten nach FORSTLICHES VERSUCHSWESEN (2007) der Standard für Aufnahmen der Waldstruktur in Waldmonitoring-Flächen ist, empfiehlt es sich diese, wie auch bei den Erstaufnahmen 2016, als Grundlage für Folgeuntersuchungen zu nutzen.

Für alle Berechnungen, die sowohl mit Excel als auch mit Turboveg durchgeführt wurden, bietet es sich hinsichtlich der Minderung des Zeit- und Arbeitsaufwandes und zur Vereinfachung der Interpretation an, sich auf eine Berechnungsmethode zu beschränken.

Prozentuale Deckungsangaben sollten möglichst genau, d.h. mit ganzen Zahlen angegeben werden. Angaben wie <5 % (s. HARTMANN 2016) sind ungenau, erschweren Aussagen über Deckungsänderungen und können in Diagrammen nicht dargestellt werden.

Es empfiehlt sich bei zukünftigen Wiederholungsaufnahmen die Moosarten stärker in den Fokus zu rücken, da diese wichtige Indikatoren für bestimmte Standortfaktoren sein können und damit Veränderungen anzeigen können (vgl. TRAXLER 1997).

Die Geländeaufnahmen erfolgten zu unterschiedlichen phänologischen Jahreszeiten. Für eine bestmögliche Vergleichbarkeit der Ergebnisse wäre es jedoch empfehlenswert alle Aufnahmen eines Jahres in derselben phänologischen Jahreszeit durchzuführen, damit die Ergebnisse nicht von den jahreszeitlichen Dichteschwankungen der Waldbodenvegetation geprägt sind (vgl. SCHMIDT & SCHMIDT 2007).

Um Schlussfolgerungen aus der Änderung der Zeigerwerte absichern zu können, würden sich ergänzend Temperatur- und Feuchtewertmessungen sowie Bodenproben mit pH-Wertmessungen anbieten.

7 Fazit

Über die Waldodynamik auf naturbelassenen Windwurfflächen im nordostdeutschen Tiefland ist noch immer wenig bekannt, da der größte Teil der Waldflächen Deutschlands wie auch anderer Regionen Mitteleuropas nach wie vor einer forstlichen Nutzung unterliegt. Der Natur überlassene Windwurfflächen wie auch aus der Nutzung genommene (Kiefern-)Bestände haben somit ein großes Potenzial zur Förderung der biologischen Vielfalt und zur langfristigen Beobachtung und Dokumentation der natürlichen, vom Menschen unbeeinflussten bzw. ungelenkten Entwicklung eines Waldes. Sie können Waldentwicklungsphasen erreichen, die für alte Wälder typisch sind, die sie als Wirtschaftswald aufgrund des vorzeitigen Holzeinschlages bisher jedoch nicht erreichen konnten. Weiterhin entsteht besonders in den einschichtigen, homogenen Kiefernforsten eine wesentlich höhere Heterogenität durch die Sukzession des Unterwuchses und die Umwandlung zu zwei- oder mehrschichtigen, artenreicherem, laubholzreicherem und somit auch strukturreicherem Beständen mit einer natürlicheren Vegetation. (Vgl. RANNO et al. 2022) Naturbelassene Windwurfflächen liefern weiterhin wichtige Erkenntnisse für das Management einer naturnahen Waldbewirtschaftung und haben dahingehend eine Vorbildfunktion. (Vgl. FISCHER & FISCHER 2009) Weitere Langzeitforschungen auf Dauerbeobachtungsflächen in Naturwaldreservaten oder Schutzgebieten wären daher wünschenswert (vgl. LÄSSIG & MOTSCHALOW 2002). Die Erforschung von Windwurfflächen bietet die Chance „viel früher an Informationen über Dynamiken in unseren Wäldern zu gelangen, als es unter ungestörten Bedingungen möglich ist“ (WILLIG 2002a: 35). Störungen können außerdem „dazu beitragen, dass sich die in einem Waldökosystem vorkommenden Baumarten schneller an den Klimawandel anpassen“ (vgl. THOM et al. 2017 zitiert nach SEIDL et al. 2019a: 83).

Naturwaldreservate können als Referenzflächen dienen, um die Artenvielfalt von Wirtschaftswäldern und Naturwäldern zu vergleichen, können diese Funktion jedoch laut SCHMIDT & SCHMIDT (2007) noch nicht vollständig erfüllen, da sie noch immer von der jahrzehntelangen menschlichen Nutzung geprägt sind. So ist auch die Waldverjüngung im UG nicht ausschließlich das Resultat des Prozessschutzes, sondern von der langandauernden Waldbewirtschaftung vor der Nutzungsaufgabe dieses und der angrenzenden Waldgebiete beeinflusst. Dennoch kann hier ein resilientes Verhalten eines Waldökosystems nach einer natürlichen Störung beobachtet und untersucht werden.

8 Zusammenfassung

2014 entstand infolge des Sturmtiefs „ELA“ eine Windwurffläche in einem Kiefernforst bei Zwenzow, gelegen im Müritz-Nationalpark. Diese wurde entsprechend dem Ziel des Prozessschutzes der natürlichen Waldentwicklung überlassen. 2016 wurden dort im Rahmen einer Bachelorarbeit acht Probekreise (PK) als Dauerbeobachtungsflächen eingerichtet. Auf diesen erfolgten anschließend die erste Aufnahme der Vegetation nach Braun-Blanquet und Aufnahmen der Baumverjüngung nach der „Anweisung zur Aufnahme der Waldstruktur in Naturwaldreservaten, Naturwaldvergleichs- und Waldmonitoring-Flächen“.

Die vorliegende Arbeit fasst die Ergebnisse der ersten Wiederholungsaufnahmen aus dem Jahr 2022 zusammen. Sie werden denen der Erstaufnahme gegenübergestellt, um Aussagen über die Vegetationsdynamik auf der Windwurffläche und im sie umgebenden Waldbestand ableiten zu können.

Die Ergebnisse zeigen, dass der Windwurf zu veränderten Standortbedingungen und dadurch zu einer Änderung der Artenzusammensetzung und der Vegetationsstruktur führte.

Beim Windwurfereignis wurde die erste Baumschicht durch das Werfen und Brechen der Kiefern drastisch reduziert. Die darunter liegenden Schichten erhielten folglich mehr Licht. Zunächst entwickelten sich stellenweise Dominanzbestände der Schlagflurart *Deschampsia flexuosa*.

Die Auswirkungen des vom Windwurfereignis induzierten höheren Lichteinfalls zeigen sich noch heute. Ausschließlich im Windwurf- und Pufferbereich kamen nach 2016 die lichtbedürftigen Arten *Molinia caerulea*, *Carex arenaria* und *Calluna vulgaris* mit Lichtzahlen von 7 oder höher hinzu. Dies spiegelt wider, dass die Artenzusammensetzung des Bestandes an schattigere Verhältnisse angepasst ist als die des Windwurfes. Weitere auf den Untersuchungsflächen neu hinzugekommene Arten sind *Pteridium aquilinum*, *Pinus strobus*, *Hieracium lachenalii* und *Populus tremula*. Auch viele Moosarten wurden erstmals erfasst. *Larix decidua* konnte nicht mehr nachgewiesen werden.

Es erfolgte eine z.T. von der Erstaufnahme abweichende pflanzensoziologische Einordnung. Ursache war jedoch nicht die Änderung der Artenzusammensetzung, sondern, dass die bei der Erstaufnahme erfolgte Einordnung z.T. als nicht zum Untersuchungsgebiet (UG) passend betrachtet wurde. Zu sehen ist, dass sich der ehemalige Blaubeer-Kiefernforst durch die Sukzession nach und nach zu einem Birken- und Kiefern-Stieleichen-Zwischenwald entwickelt. Auch erste Buchen sind in der Verjüngung vorhanden und weisen auf eine zukünftige Entwicklung zum Buchenmischwald hin. Diese Entwicklung vollzieht sich aufgrund des sandigen, trockenen, sauren und nährstoffarmen Bodens, des Wildverbisses sowie der zwischenartlichen Konkurrenz jedoch nur langsam.

Die Artenanzahl hat insgesamt auf nahezu allen PK zugenommen und ist innerhalb der drei Standorttypen Windwurf, Übergang zum Bestand (Pufferbereich) und Bestand ähnlich.

Nach dem Windwurfereignis etablierte sich zu der bereits vorhandenen eine reiche Verjüngung aus Kiefern, Birken und anderen lichtbedürftigen Pionierbaumarten. Diese nahm bis 2022 an Höhe und Deckung zu. Folglich nahm die Deckung der Strauchsicht und auch die der Baumschicht auf der Mehrheit der PK zu und der Waldboden wurde zunehmend beschattet. Unter anderem

dadurch nahm die Deckung der lichtbedürftigen Arten der Krautschicht auf nahezu allen PK ab. Auffällig war der starke Deckungsrückgang von *Deschampsia flexuosa*. Die Deckung der Moosschicht nahm auf fast allen PK zu.

Der Anteil der Birken- und Buchenverjüngung ging in allen PK zurück. Im Puffer war Verjüngung von Wald-Kiefern und Eichen weiterhin vorhanden, nicht mehr jedoch von Hänge-Birke, Eberesche und Faulbaum. Im Bestand nahm die Eichenverjüngung zu und Ebereschen- und Faulbaumverjüngung kam nicht mehr vor.

Der insgesamt starke Rückgang der Anzahl der Verjüngungsindividuen im gesamten UG ist u.a. auf den Wildverbiss zurückzuführen. Dieser hemmt auch das Wachstum der Verjüngung. Alle Arten der Verjüngung zeigten Verbisssspuren und wurden seit 2016 weiter verbissen. Bevorzugt werden einheimische Laubbäume. Der stärkste Verbiss wurde im Bestand nachgewiesen.

Prunus serotina konnte im Windwurfbereich auf drei von vier PK nachgewiesen werden. Auf einem davon nahm ihre Deckung ab. Auf einem weiteren ist sie in die Strauchschicht aufgewachsen und auf dem dritten trat sie erstmals in der Krautschicht auf.

Zur weiteren Dokumentation der Waldentwicklung sind weitere Wiederholungsaufnahmen und ggf. ergänzende Untersuchungen nötig.

9 Literaturverzeichnis

- BARTSCH, N. & RÖHRIG, E. (2016): Waldökologie. Einführung für Mitteleuropa. Springer Spektrum, Berlin, Heidelberg: 417 S.
- BERG, C., DENGLER, J., ABDANK, A., ISERMANN, M. (Hrsg.) (2004): Die Pflanzengesellschaften Mecklenburg-Vorpommerns und ihre Gefährdung – Textband. Weissdorn – Verlag, Jena: 606 S.
- BERG, C., LINKE, C. & WIEHLE, W. (2009): Rote Liste der Moose (Bryophyta) Mecklenburg-Vorpommerns. Hrsg.: Ministerium für Landwirtschaft, Umwelt und Verbraucherschutz Mecklenburg-Vorpommern. Schwerin: 64 S.
- BERG, C., MAGNES, M., INSTITUT FÜR PFLANZENWISSENSCHAFTEN & UNIVERSITÄT GRAZ (2015): Kurzanleitung für TURBOVEG 2.0 und JUICE 7.0 im Rahmen der Lehrveranstaltung „Auswertung und Analyse vegetationskundlicher Daten“, Version 2.4, September 2015: 35 S.
- BMU – BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT (Hrsg.) (2015): Nationale Strategie zur biologischen Vielfalt. Kabinettsbeschluss vom 7. November 2007. 4. Auflage. Selbstverlag, Berlin: 179 S.
- BOHN & NEUHÄUSL (2000/2003): Karte der natürlichen Vegetation Europas. Maßstab 1: 2.500.000. Teil 1: Erläuterungstext mit CD-ROM; Teil 2: Legende; Teil 3: Karten. BfN-Schriftenvertrieb im Landwirtschaftsverl., Münster.
- BRAUN – BLANQUET, J. (1964): Pflanzensoziologie. Grundzüge der Vegetationskunde. 3. Auflage. Springer-Verlag, Wien, New York: 865 S.
- BRECHNER, E., DINKELAKER, B. & DREESMANN, D. (Red.) (2001): Kompaktlexikon der Biologie. Mineralisation. Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg.
- CASPARI, S.; DÜRHAMMER, O.; SAUER, M. & SCHMIDT, C. (2018): Rote Liste und Gesamtartenliste der Moose (Anthocerotophyta, Marchantiophyta und Bryophyta) Deutschlands. – In: METZING, D.; HOFBAUER, N.; LUDWIG, G. & MATZKE-HAJEK, G. (Red.): Rote Liste gefährdeter Tiere, Pflanzen und Pilze Deutschlands. Band 7: Pflanzen. – Münster (Landwirtschaftsverlag). – Naturschutz und Biologische Vielfalt 70 (7): 361-489.
- CLIMA-DATA.ORG (o.J.): Klima Neustrelitz: Wetter, Klimatabelle & Klimadiagramm für Neustrelitz. URL: <https://de.climate-data.org/europa/deutschland/mecklenburg-vorpommern/neustrelitz-15116/> [zuletzt aufgerufen am 28.11.2022]
- DIERSCHKE, H. (1994): Pflanzensoziologie: Grundlagen und Methoden. Ulmer, Stuttgart: 683 S.
- DÜLL, R. & DÜLL-WUNDER, B. (2012): Moose einfach und sicher bestimmen. Die wichtigsten mitteleuropäischen Arten im Porträt. 2. Korrigierte und verbesserte Auflage. Quelle & Meyer Verlag GmbH & Co., Wiebelsheim: 512 S.

ELLENBERG, H. & LEUSCHNER, C. (2010): Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen. 6. Auflage. Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart: 1333 S.

ELLENBERG, H. (1979): Zeigerwerte der Gefäßpflanzen Mitteleuropas. 2. Auflage. Scripta Geobot. 9, Göttingen: 97 S.

ELLENBERG, H., WEBER, H. E., DÜLL, R., WIRTH, V., WERNER, W. (2001): Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. 3. Auflage. Golze, Göttingen: 262 S.

FISCHER, A. & FISCHER, H. S. (2009): 25 Jahre Vegetationsentwicklung nach Sturmwurf; eine Dauerbeobachtungsstudie im Bayerischen Wald. Forstarchiv 80 (5): 163-172.

FISCHER, A. & FISCHER, H. S. (2010): Sturmwurf - und was dann? 25 Jahre Waldentwicklung mit und ohne forstlichen Eingriff. LWF aktuell 77: 46-49.

FLEMMING, G. (1995): Wald, Wetter, Klima. Einführung in die Forstmeteorologie. 3. überarb. Auflage. Dt. Landwirtschaftsverl., Berlin: 136 S.

FORSTLICHES VERSUCHSWESEN (2007): Anweisung zur Aufnahme der Waldstruktur in Naturwaldreservaten, Naturwaldvergleichs- und Waldmonitoring-Flächen. Hrsg: Landesforst Mecklenburg-Vorpommern, Schwerin: 13 S.

FRAHM, J. – P. & FREY, W. (1992): Moosflora. 3. überarb. Auflage. Ulmer, Stuttgart: 528 S.

GLANZ, D. (2022): 50 Jahre nach Sturm „Quimburga“. In: Landesweite Presse. 8. November 2022, [online]. URL: <https://www.landesforsten.de/blog/2022/11/08/50-jahre-nach-sturm-quimburga/> [zuletzt aufgerufen am 13.05.2023]

HARTMANN, L. J. (2016): Vegetationskundliche Ersterfassung einer Windwurffläche bei Zwenzow im Müritz-Nationalpark. Bachelorarbeit. Hochschule für nachhaltige Entwicklung Eberswalde: 83 S.

HENNEKENS, S. M. & SCHAMINEE, J. H. J. (2001). TURBOVEG, a comprehensive database management system for vegetation data. Journal of Vegetation Science 12: 589–591.

HILMERS, T., FRIESS, N., BÄSSLER, C., HEURICH, M., BRANDL, R., PRETZSCH, H., SEIDL, R. & MÜLLER, J. (2018): Biodiversity along temperate forest succession. Journal of Applied Ecology 55: 2756–2766.

JACCARD, P. (1901): Étude comparative de la distribution florale dans une portion des Alpes et des Jura. Bulletin de la Société vaudoise des sciences naturelles 37: 547–579.

JACCARD, P. (1912): The distribution of the flora in the alpine zone. Phytologist 11: 37-50.

JÄGER, E. J. (Hrsg.) (2017): Rothmaler. Exkursionsflora von Deutschland. Gefäßpflanzen: Grundband. 21. Auflage. Springer Spektrum, Berlin, Heidelberg: 924 S.

JÄGER, E. J., MÜLLER, F., RITZ, C. M., WELK, E. & WESCHE, K. (Hrsg.) (2017): Rothmaler. Exkursionsflora von Deutschland. Gefäßpflanzen: Atlasband. 13. Auflage. Berlin: 822 S.

JEDICKE, E. (2002): Sturmwurf und Naturschutz. In: WILLIG, J. (Wiss. Koord.) (2002): Natürliche Entwicklung von Wäldern nach Sturmwurf - 10 Jahre Forschung im Naturwaldreservat Weiherkopf. Naturwaldreservate in Hessen 8. Hrsg.: Hessisches Ministerium für Umwelt, Landwirtschaft und Forsten & Schutzgemeinschaft Deutscher Wald, Landesverband Hessen. Wiesbaden. Mitteilungen der Hessischen Landesforstverwaltung Bd. 38: 153-165.

JEHL, H. (2001): Die Waldentwicklung nach Windwurf in den Hochlagen des Nationalparks Bayerischer Wald. In: NATIONALPARKVERWALTUNG BAYERISCHER WALD (Hrsg.): Waldentwicklung im Bergwald nach Windwurf und Borkenkäferbefall. Wissenschaftliche Reihe 14: 49 – 98.

JENTSCH, A.; SEIDL, R. & WOHLGEMUTH, T. (2019): Störungen und Störungsregime. In: WOHLGEMUTH, T.; JENTSCH, A.; SEIDL, R. (Hrsg.) (2019): Störungsökologie. Haupt-Verlag, Bern: 21-44.

KATZUNG, G. (2004): Geologie von Mecklenburg-Vorpommern. E.Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart: 580 S.

KOCH, G. (1994): Aufnahmeschlüssel für die Feldarbeit im Projekt „Hemerobie österreichischer Waldökosysteme“. Hrsg.: Inst. f. Pflanzenphysiologie, Abt. f. Vegetationsökologie & Naturschutzforschung, Universität Wien: 51 S.

LAiV - Landesamt für innere Verwaltung M-V, Amt für Geoinformation, Vermessung und Katasterwesen (o.J.): WMS Historische Orthophotos MV (WMS_MV_DOP_Historisch). URL: https://www.geodaten-mv.de/dienste/doparchiv_wms [zuletzt aufgerufen am 16.03.2023]

LAiV - Landesamt für innere Verwaltung M-V, Amt für Geoinformation, Vermessung und Katasterwesen (o.J.) (a): WMS Topographische Kartenwerke MV (WMS_MV_DTK). URL: https://www.geodaten-mv.de/dienste/gdimv_dtk?language=ger& [zuletzt aufgerufen am 10.05.2023]

LAiV - Landesamt für innere Verwaltung M-V, Amt für Geoinformation, Vermessung und Katasterwesen (o.J.) (b): WMS Digitale Topographische Webkarte MV (WMS_MV_WebAtlasDE/MV). URL: https://www.geodaten-mv.de/dienste/webatlasde_wms? [zuletzt aufgerufen am 10.05.2023]

LAiV – Landesamt für innere Verwaltung, Amt für Geoinformation, Vermessung und Katasterwesen (2017): WMS Digitale Orthophotos MV (WMS_MV_DOP). URL: https://www.geodaten-mv.de/dienste/adv_dop [zuletzt aufgerufen am 04.11.2022]

LANDESFORSTANSTALT MECKLENBURG-VORPOMMERN (Hrsg.) (2017): Arbeitsanweisung der Forsteinrichtung für die Erfassung des Waldzustandes und die mittelfristige Planung in Mecklenburg-Vorpommern. Betriebsregelungsanweisung zur Forsteinrichtung im

Landeswald Mecklenburg-Vorpommern (BRA017DSW2). 5. Änderungsfassung vom 30.06.2021. Schwerin: 122 S.

LANDESFORSTANSTALT MECKLENBURG-VORPOMMERN (o.J.): Forstgrundkarte von Mecklenburg-Vorpommern (FGK). URL: https://www.geodaten-mv.de/dienste/forst_grundkarte_wms [zuletzt aufgerufen am 12.07.2023]

LÄSSIG, R. & MOTSCHALOW, S. A. (2002): Auswirkungen von Windwürfen auf natürlich entwickelte Sekundärwälder im Mittel-Ural. In: WILLIG, J. (Wiss. Koord.) (2002): Natürliche Entwicklung von Wäldern nach Sturmwurf - 10 Jahre Forschung im Naturwaldreservat Weiherkopf. Naturwaldreservate in Hessen 8. Hrsg.: Hessisches Ministerium für Umwelt, Landwirtschaft und Forsten & Schutzgemeinschaft Deutscher Wald, Landesverband Hessen. Wiesbaden. Mitteilungen der Hessischen Landesforstverwaltung Bd. 38: 23-34.

LÄSSIG, R. & SCHÖNENBERGER, W. (1997): Was passiert, wenn man die Natur sich selber überlässt? Ergebnisse der Sukzessionsforschung auf Windwurfflächen. In: BAYERISCHE AKADEMIE FÜR NATURSCHUTZ UND LANDSCHAFTSPFLEGE (ANL) (1997): Wildnis - ein neues Leitbild!? Möglichkeiten und Grenzen ungestörter Naturentwicklung für Mitteleuropa. Laufener Seminarbeiträge 97 (1): 67-74.

LFG - LANDESAMT FÜR FORSTEN UND GROßSCHUTZGEBIETE MECKLENBURG-VORPOMMERN & NATIONALPARKAMT MÜRITZ (2003) (Hrsg.): Nationalparkplan. Bestandsanalyse. Malchin: 150 S.

LUNG - LANDESAMT FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND GEOLOGIE MECKLENBURG-VORPOMMERN (Hrsg.) (2005): Karte der Heutigen Potenziellen Natürlichen Vegetation Mecklenburg-Vorpommerns: Erläuterungen zur Naturschutz-Fachkarte M 1:200.000. Schriftenreihe des Landesamtes für Umwelt, Naturschutz und Geologie M-V. Heft 1, Güstrow.

LUNG M-V - LANDESAMT FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND GEOLOGIE MECKLENBURG-VORPOMMERN (2011): Gutachterlicher Landschaftsrahmenplan Mecklenburgische Seenplatte. Erste Fortschreibung. Güstrow: 550 S.

LUNG M-V (o.J.) (a): Nationalparke. URL: https://www.umweltkarten.mv-regierung.de/script/mv_a2_schutzgeb_wms.php? [zuletzt aufgerufen am 10.05.2023]

LUNG M-V (o.J.): MV Geologie Uebersichten WMS. URL: https://www.umweltkarten.mv-regierung.de/script/mv_a7_uek_wms.php [zuletzt aufgerufen am 27.03.2023]

LÜTH, M. (Hrsg.) (2019): Mosses of Europe – A Photographic Flora I-III. Poppen & Ortmann, Freiburg: 1360.

MAGURRAN, A. E. (1988): Ecological Diversity and Its Measurement. Springer Netherlands. Bangor: 180 S.

MELLERT, K. – H., KÖLLING, C. & REHFUESS, K. E. (1996): Stoffauswaschung aus Fichtenwaldökosystemen Bayerns nach Sturmwurf. Forstwissenschaftliches Centralblatt 115: 363–377.

METZING, D.; GARVE, E.; MATZKE-HAJEK, G.; ADLER, J.; BLEEKER, W.; BREUNIG, T.; CASPARI, S.; DUNKEL, F.G.; FRITSCH, R.; GOTTSCHLICH, G.; GREGOR, T.; HAND, R.; HAUCK, M.; KORSCH, H.; MEIEROTT, L.; MEYER, N.; RENKER, C.; ROMAHN, K.; SCHULZ, D.; TÄUBER, T.; UHLEMANN, I.; WELK, E.; WEYER, K. VAN DE; WÖRZ, A.; ZAHLHEIMER, W.; ZEHM, A. & ZIMMERMANN, F. (2018): Rote Liste und Gesamtartenliste der Farn- und Blütenpflanzen (Trachaeophyta) Deutschlands. – In: METZING, D.; HOFBAUER, N.; LUDWIG, G. & MATZKE-HAJEK, G. (Red.): Rote Liste gefährdeter Tiere, Pflanzen und Pilze Deutschlands. Band 7: Pflanzen. – Münster (Landwirtschaftsverlag). – Naturschutz und Biologische Vielfalt 70 (7): 13-358.

MINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG, LANDWIRTSCHAFT, FORSTEN UND FISCHEREI (HRSG.) (2002): Richtlinie zur Sicherung von Alt- und Totholzanteilen im Wirtschaftswald mit erläuternder Einführung. Heft G1. Schwerin: 16 S.

MINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG, LANDWIRTSCHAFT, FORSTEN UND FISCHEREI MV (HRSG.) (2004): Pflanzenzahlen bei der Kulturbegründung im Landeswald M-V; Unterbau und Voranbau; Behandlung kleiner Blößen. Heft C1. Schwerin: 7 S.

MÖLLER, J., GOEBEL, W., SIMON, O. & DÖLLE, M. (2018): Gehölztablierung und Bodenvegetation auf Kyrrill-Sturmwurfflächen und räumungsbedingten Waldlichtungen im Nationalpark Kellerwald-Edersee. Naturschutz in Hessen 17: 127-133.

NATIONALPARKVERWALTUNG BAYERISCHER WALD (Hrsg.) (2001): Waldentwicklung im Bergwald nach Windwurf und Borkenkäferbefall. Wissenschaftliche Reihe 14, Grafenau.

OTTO, H.-J. (1994): Waldökologie. Ulmer, Stuttgart: 391 S.

RANNOW, S., KOBEL, J., SCHWABE, S. & SPICHER, V. (2022): 30 Jahre Waldentwicklung im Müritz-Nationalpark. Forschung und Monitoring 6, Hohenzieritz.

REICHELT, G. & WILMANNS, O. (1973): Vegetationsgeographie. Westermann, Braunschweig: 210 S.

SCHMIDT, M., EWALD, J., FISCHER, A., VON OHEIMB, G., KRIEBITZSCH, W.-U., ELLENBERG, H. & SCHMIDT, W. (2003): Liste der Waldgefäßpflanzen Deutschlands. Mitteilungen der Bundesforschungsanstalt für Forst- und Holzwirtschaft Hamburg, Bd. 12, Hamburg.

SCHMIDT, M., VON OHEIMB, G., KRIEBITZSCH, W.-U. & ELLENBERG, H. (2004): Bewertungskriterium für Artenvielfalt im Wald. Liste der Waldgefäßpflanzen Deutschlands. AFZ - Der Wald: 3 S.

SCHMIDT, W. & HEINRICHS, S. (2012): 13 Jahre nach dem Sturm – Vegetationsentwicklung im Buchen - Naturwald „Königsbuche“ (südwestliches Harzvorland, Niedersachsen) - Hercynia N. F. 45: 81 – 110.

SCHMIDT, W. & HEINRICHS, S. (2015): Umwelt- und Nutzungswandel im Kalkbuchenwald (Hordelymo-Fagetum lathyretosum) – Ein Vergleich alter und neuer Vegetationsaufnahmen aus dem Göttinger Wald. *Hercynia* N. F. 48: 21 – 50.

SCHÖNENBERGER, W., ANGST, C., BRÜNDL, M., DOBBERTIN, M., DUELLI, P., EGLI, S., FREY, W., GERBER, W., KUPFERSCHMID ALBISSETTI, A. D., LÜSCHER, P., SENN, J., WERMELINGER, B. & WOHLGEMUTH, T. (2003): Vivians Erbe. Waldentwicklung nach Windwurf im Gebirge. Merkblatt für die Praxis 36, Birmensdorf.

SCHOTT, C. M. (2019): Natürliche Dynamik auf Windwurfflächen im Müritz Nationalpark – Analyse nach 16 Jahren Waldentwicklung. Masterarbeit. Hochschule Neubrandenburg, Neubrandenburg: 96 S.

SCHUBERT, R., HILBIG, W. & KLOTZ, S. (2010): Bestimmungsbuch der Pflanzengesellschaften Deutschlands. 2. Auflage. Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg: 472 S.

SEEMER, F. (o.J.) (a): schriftliche Mitteilung, entnommen aus der Zwenzower Dorfchronik.

SEEMER, F. (o.J.): Wege zur Wildnis. Unveröffentlicht.

SEIDL, R., JENTSCH, A. & WOHLGEMUTH, T. (2019): Resilienz gegenüber Störungen. In: WOHLGEMUTH, T.; JENTSCH, A.; SEIDL, R. (Hrsg.) (2019): Störungsökologie. Haupt-Verlag, Bern: 91-107.

SEIDL, R., MÜLLER, J. & WOHLGEMUTH, T. (2019a): Störungen und Biodiversität. In: WOHLGEMUTH, T.; JENTSCH, A.; SEIDL, R. (Hrsg.) (2019): Störungsökologie. Haupt-Verlag, Bern: 75-90.

SHANNON, C. E. & WEAVER, W. (1949): The mathematical theory of communication. Univ. of Illinois Press, Urbana: 117 S.

SHANNON, C. E. & WEAVER, W. (1976): Mathematische Grundlagen der Informationstheorie. Dt. Übers.: Helmut Dressler. Oldenbourg, München, Wien: 143 S.

SØRENSEN, T. J. (1948): A Method of establishing groups of equal amplitude in plant sociology based on similarity of species content and its application to analyses of the vegetation on Danish commone. Munksgaard, København: 34 S.

STUDYSMARTER (o.J.): Boxplot. URL:

<https://www.studysmarter.de/schule/mathe/stochastik/boxplot/> [zuletzt aufgerufen am 11.04.2023]

TRAXLER, A. (1997): Handbuch des vegetationsökologischen Monitorings - Methoden, Praxis, angewandte Projekte. Teil A: Methoden. Hrsg.: Umweltbundesamt, Wien: 391 S.

TREMP, H. (2005): Aufnahme und Analyse Vegetationsökologischer Daten. Eugen Ulmer, Stuttgart: 141 S.

UMWELTMINISTERIUM MECKLENBURG-VORPOMMERN (Hrsg.) (2003): Die Naturschutzgebiete in Mecklenburg-Vorpommern. Demmler, Schwerin: 713 S.

VOIGTLÄNDER, U. & HENKER, H. (2005): Rote Liste der Farn- und Blütenpflanzen Mecklenburg-Vorpommerns. 5. Fassung. Hrsg.: Umweltministerium Mecklenburg-Vorpommern. Schwerin: 60 S.

WALTHER, B. (2022): Boxplot interpretieren. URL: <https://bjoernwalther.com/boxplot-interpretieren/> [zuletzt aufgerufen am 18.04.2023]

WILLIG, J. (2002a): Sturmwurf im Naturwaldreservat Weiherkopf – Forschungskonzept, Vegetations- und Verjüngungsentwicklung. In: WILLIG, J. (Wiss. Koord.) (2002): Natürliche Entwicklung von Wäldern nach Sturmwurf - 10 Jahre Forschung im Naturwaldreservat Weiherkopf. Naturwaldreservate in Hessen 8. Hrsg.: Hessisches Ministerium für Umwelt, Landwirtschaft und Forsten & Schutzgemeinschaft Deutscher Wald, Landesverband Hessen. Wiesbaden. Mitteilungen der Hessischen Landesforstverwaltung Bd. 38: 35-49.

WILLIG, J. (Wiss. Koord.) (2002): Natürliche Entwicklung von Wäldern nach Sturmwurf - 10 Jahre Forschung im Naturwaldreservat Weiherkopf. Naturwaldreservate in Hessen 8. Hrsg.: Hessisches Ministerium für Umwelt, Landwirtschaft und Forsten & Schutzgemeinschaft Deutscher Wald, Landesverband Hessen. Wiesbaden. Mitteilungen der Hessischen Landesforstverwaltung Bd. 38: 185 S.

WILMANNS, O. (1998): Ökologische Pflanzensoziologie: eine Einführung in die Vegetation Mitteleuropas. 6. neu bearb. Auflage. Quelle & Meyer, Wiesbaden: 405 S.

WOHLGEMUTH, T., HAHNEWINKEL, M. & SEIDL, R. (2019a): Windstörungen. In: WOHLGEMUTH, T.; JENTSCH, A.; SEIDL, R. (Hrsg.) (2019): Störungsökologie. Haupt-Verlag, Bern: 156-174.

WOHLGEMUTH, T.; JENTSCH, A.; SEIDL, R. (2019): Störungsökologie: Ein Leitfaden. In: WOHLGEMUTH, T.; JENTSCH, A.; SEIDL, R. (Hrsg.) (2019): Störungsökologie. Haupt-Verlag, Bern: 13-19.

Anhang

Anhang 1: Einleitung	II
Anhang 2: Methoden	IV
Anhang 2.1: Einrichtung der Probekreise	IV
Anhang 2.2: Fotos der Aufnahmeflächen 2022	V
Anhang 2.3: Turboveg 2.0	XV
Anhang 3: Ergebnisse	XIX
Anhang 3.1: Vegetation	XIX
Anhang 3.1.1: Deckung & Artenliste, „Gewinner & Verlierer“	XIX
Anhang 3.1.2: Zeigerwerte	XXXII
Anhang 3.1.3: Diversitätsindizes	XLIII
Anhang 3.2: Verjüngung	XLIV
Anhang 3.2.1: Artenzusammensetzung	LIII
Anhang 3.2.2: Größenklassen	LVII
Anhang 3.2.3: Verbissintensität	LXII
Anhang 3.2.4: Flächenausdehnung	LXXI

Anhang 1: Einleitung

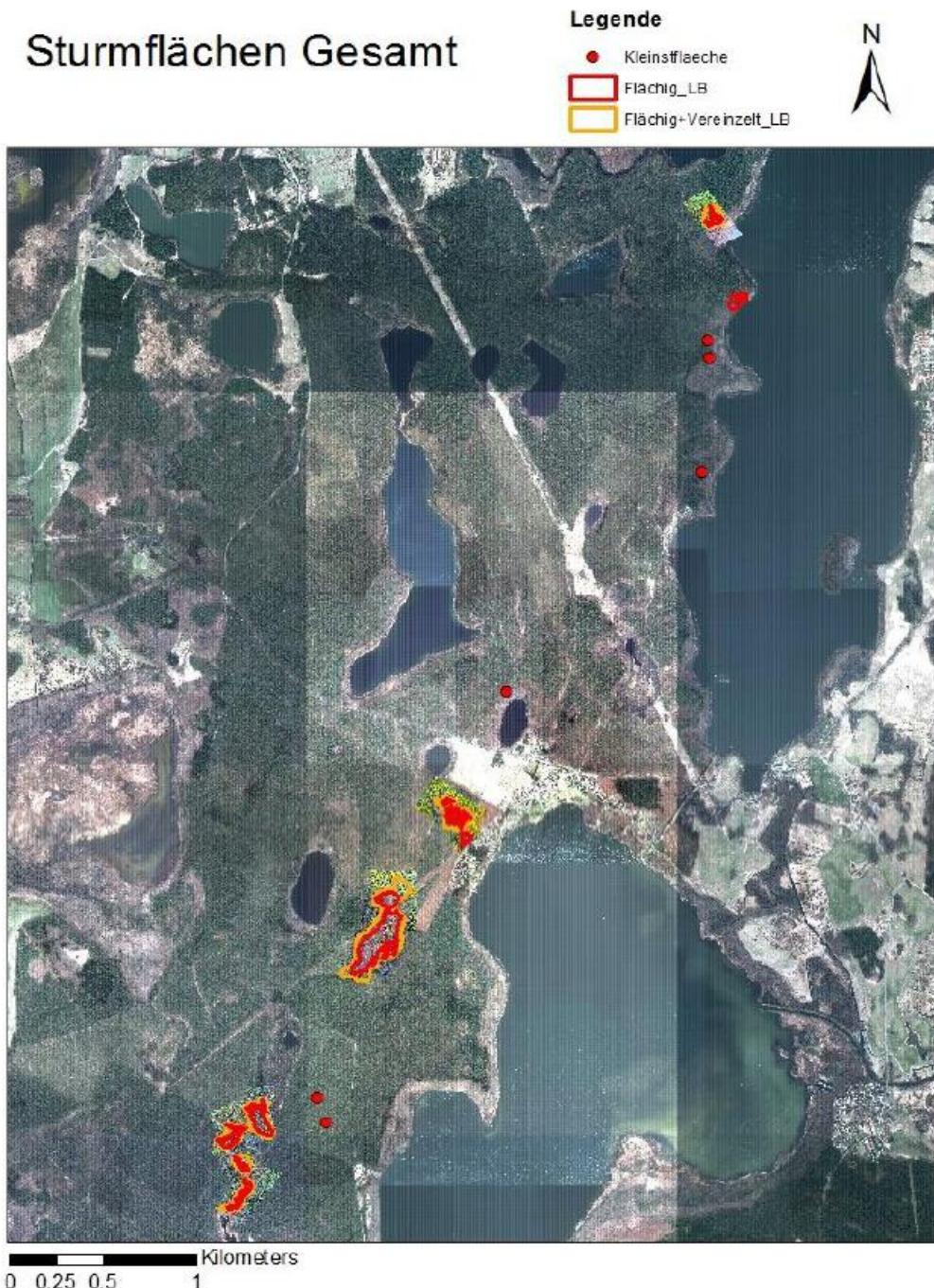


Abb. 36: Übersicht über die Lage der vom Sturmtief „ELA“ verursachten Windwurfflächen, „Quelle: ‘Luftgestützte Dokumentation von Windwurfflächen im Müritz-Nationalpark’; unveröffentlicht; 2014; Autor: Wilke“ (HARTMANN 2016: Anhang Nr. 1)

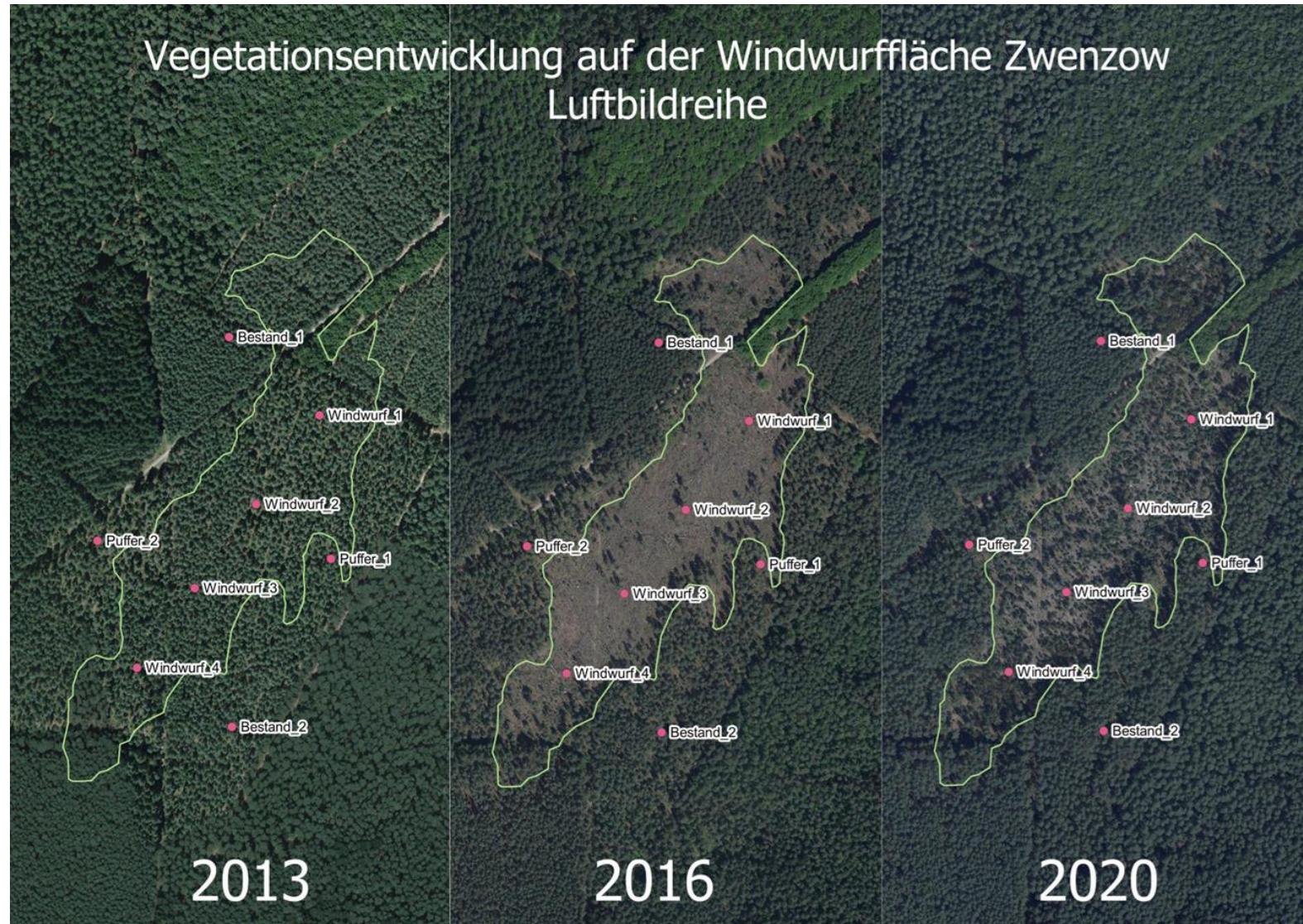


Abb. 37: Luftbilder der Situation der Windwurffläche Zwenzow vor dem Sturmereignis (2013), ca. zwei Jahre danach (2016) und ca. 4 Jahre danach (2020). Kartengrundlage: WMS Historische Orthophotos MV (WMS_MV_DOP_Historisch), DOP 2013, DOP 2016, DOP 2020 (LAIv o.J.)

Anhang 2: Methoden

Anhang 2.1: Einrichtung der Probekreise

Tab. 14: GPS – Koordinaten der PK (HARTMANN 2016: Anhang Nr.2)

Probekreis	Dezimalgrad Latitude *	Dezimalgrad Longitude *
Windwurf_1	53.313619 ° Nord	12.935436 ° Ost
Windwurf_2	53.312877 ° Nord	12.934606 ° Ost
Windwurf_3	53.312177 ° Nord	12.933799 ° Ost
Windwurf_4	53.311511 ° Nord	12.933042 ° Ost
PK_Bestand_1	53.314238 ° Nord	12.934170 ° Ost
PK_Bestand_2	53.311051 ° Nord	12.934363 ° Ost
PK_Puffer_1	53.312448 ° Nord	12.935649 ° Ost
PK_Puffer_2	53.312541 ° Nord	12.932452 ° Ost

- Alle Werte sind mit GPS-Gerät Garmin eTrex® 30 aufgenommen. Mittels der vom Hersteller empfohlenen Einstellung „Wegepunkte mitteln“ und damit verbundem mehrmaligen Messen der Punkte, ist die mittels dieses Gerätes (technisch) höchste Genauigkeit gegeben.

Anhang 2.2: Fotos der Aufnahmeflächen 2022



Abb. 38: Windwurf 1 – Nord (Foto: Vivien Hübner)



Abb. 39: Windwurf 1 – Ost (Foto: Vivien Hübner)



Abb. 40: Windwurf 1 – Süd (Foto: Vivien Hübner)



Abb. 41: Windwurf 1 – West (Foto: Vivien Hübner)



Abb. 42: Windwurf 2 – Nord (Foto: Vivien Hübner)



Abb. 43: Windwurf 2 – Ost (Foto: Vivien Hübner)



Abb. 44: Windwurf 2 – Süd (Foto: Vivien Hübner)



Abb. 45: Windwurf 2 – West (Foto: Vivien Hübner)



Abb. 46: Windwurf 3 – Nord (Foto: Vivien Hübner)



Abb. 47: Windwurf 3 – Ost (Foto: Vivien Hübner)



Abb. 48: Windwurf 3 – Süd (Foto: Vivien Hübner)



Abb. 49: Windwurf 3 – West (Foto: Vivien Hübner)



Abb. 50: Windwurf 4 – Nord (Foto: Vivien Hübner)



Abb. 51: Windwurf 4 – Ost (Foto: Vivien Hübner)



Abb. 52: Windwurf 4 – Süd (Foto: Vivien Hübner)



Abb. 53: Windwurf 4 – West (Foto: Vivien Hübner)



Abb. 54: Puffer 1 – Nord (Foto: Vivien Hübner)



Abb. 55: Puffer 1 – Ost (Foto: Vivien Hübner)



Abb. 56: Puffer 1 – Süd (Foto: Vivien Hübner)



Abb. 57: Puffer 1 – West (Foto: Vivien Hübner)



Abb. 58: Puffer 2 – Nord (Foto: Vivien Hübner)



Abb. 59: Puffer 2 – Ost (Foto: Vivien Hübner)



Abb. 60: Puffer 2 – Süd (Foto: Vivien Hübner)



Abb. 61: Puffer 2 – West (Foto: Vivien Hübner)



Abb. 62: Bestand 1 – Nord (Foto: Vivien Hübner)



Abb. 63: Bestand 1 – Ost (Foto: Vivien Hübner)



Abb. 64: Bestand 1 – Süd (Foto: Vivien Hübner)



Abb. 65: Bestand 1 – West (Foto: Vivien Hübner)



Abb. 66: Bestand 2 – Nord (Foto: Vivien Hübner)



Abb. 67: Bestand 2 – Ost (Foto: Vivien Hübner)



Abb. 68: Bestand 2 – Süd (Foto: Vivien Hübner)



Abb. 69: Bestand 2 – West (Foto: Vivien Hübner)

Anhang 2.3: Turboveg 2.0

Ist das Programm installiert und geöffnet, lässt sich über Database → New eine neue Datenbank (Database) erstellen. Diese besteht aus drei miteinander verknüpften Datenbank-Dateien und drei Index-Dateien (s. Abb. 70):

Datenbank-Dateien	Index Dateien
TVHABITA.DBF	TVHABITA.CDX (Tabelle mit header data)
TVABUND.DBF	TVABUND.CDX (Tabelle mit species data)
REMARKS.DBF	REMARKS.CDX (Tabelle mit Bemerkungen [field remarks])

Abb. 70: Struktur einer Database in Turboveg 2.0 (BERG et al. 2015: 2)

Im sich dann öffnenden Fenster wird der Name der Database (in diesem Fall zwenzower_vegetationsanalyse_2022) sowie die Anzahl der sogenannten relevés (Vegetationsaufnahmen), in diesem Fall acht, festgelegt. Als „species list“ ist Germansl 1.3 voreingestellt. Weiterhin besteht die Wahl zwischen der standardisierten oder der erweiterten header database (Kopfdatentabelle). In dieser Arbeit wurde mit der erweiterten gearbeitet.

Ist die Database erstellt, öffnen sich drei Fenster: die „header data“ (Kopfdatentabelle), „species data“ (Artentabelle) und „selected relevés“ (gewählte Vegetationsaufnahmen).

Über „Add a new relevé“ im header data – Fenster werden alle relevés angelegt (s. Abb. 71, Abb. 72). Die header data – Datenmaske ebenso wie die species data – Datenmaske sind über Database → modify structure erweiterbar. Diese Funktion wurde auch für diese Arbeit genutzt, indem die Felder „Location“ für die Benennung der PK und „Revier“ in der header data ergänzt wurden.

Abb. 71: Beispiel für ein relevé (eine Datenmaske für Vegetationsaufnahmen) in Turboveg 2.0

Edit relevé 1

Form 1 Form 2

* Mandatory fields

Longitude:	12.93543600
Latitude:	53.31361900
X-coordinate:	0.000
Y-coordinate:	0.000
Location:	WW1
Revier:	2630 Langenhagen
Shannon:	2.04
L_meap:	6.23
L_mediap:	6.00
T_meap:	3.35
T_mediap:	3.00
K_meap:	5.31
K_mediap:	5.00
F_meap:	3.54
F_mediap:	4.00
R_meap:	2.81
R_mediap:	2.00
N_meap:	2.92
N_mediap:	2.00
S_meap:	0.00

Confirm

Next
Previous
Save
Exit
Help

Abb. 72: Beispiel für ein relevé, Teil 2

Dabei entspricht:

Cover tree layer = Deckungsprozente von B1 und B2 (zusammengerechnet)

Cover shrub layer = Deckungsprozente Strauchsicht

Cover herb layer = Deckungsprozente Krautschicht

Cover moss layer = Deckungsprozente Moosschicht

Wie die einzelnen Vegetationsschichten abgegrenzt wurden, wurde bereits in Kapitel 4.1.2, s. Tab. 2 erläutert.

Im Pflichtfeld „Cover abundance scale“ wird die Schätzskala gewählt, mit welcher die Vegetationsdaten erfasst wurden. Die in dieser Arbeit verwendete Schätzskala nach BRAUN-BLANQUET (1964), erweitert nach WILMANN (1998) entspricht dem Code 02 (vgl. BERG et al. 2015).

Ist die header – data eines relevés gespeichert, öffnet sich anschließend die dem relevé zugehörige Artentabelle (species data), in der alle erfassten Pflanzenarten eingegeben werden. Dafür werden jeweils die ersten drei Buchstaben des Gattungs- und Artnamens eingegeben. Anschließend wird die richtige Art aus der vorgegebenen Pflanzenartenliste über einen Doppelklick ausgewählt. Danach wird die richtige Vegetationsschicht ausgewählt, in welcher die Art vorkam (Layer) und der Abundanzcode entsprechend der gewählten Schätzskala angegeben (Cover) (s. Abb. 73). Tab. 15 enthält die Erläuterungen zu den Abkürzungen der Vegetationsschichten.

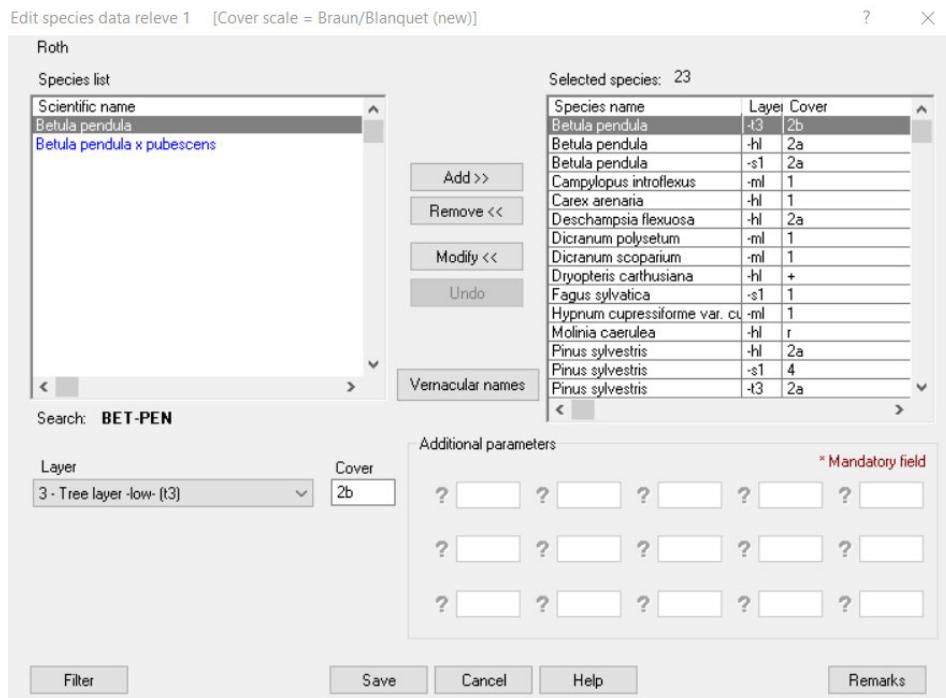


Abb. 73: Beispiel für eine Artentabelle (species data) in Turboveg

Tab. 15: Vegetationsschichten und ihre Abkürzungen in Turboveg (BERG et al. 2015: 4)

Schicht	Englisch	Numerisch	Abkürzung
Keine Schicht	No layer	0	-
Erste Baumschicht	Tree layer (high)	1	t1
Zweite Baumschicht	Tree layer (middle)	2	t2
Dritte Baumschicht	Tree layer (low)	3	t3
Erste Strauchschicht	Shrub layer (high)	4	s1
Zweite Strauchschicht	Shrub layer (low)	5	s2
Krautschicht	Herb layer	6	hl
Juvenile	Juvenile	7	jl
Sämlinge < 1 Jahr alt	Seedling (< 1 year)	8	sl
Moosschicht	Moss layer	9	ml

Auch in DIERSCHKE (1994) wird eine Einteilung der Baumschicht in T1, T2 und T3 vorgenommen. T1 steht für herausragende Überhäler, T2 für eine dichte Hauptkronenschicht und T3 für den lockeren Unterwuchs. Bäume der Baumschicht 1 wurden daher T2 und alle Arten der Baumschicht 2 der Kategorie T3 zugeordnet. Die Strauchschicht wird in Turboveg wie auch in DIERSCHKE (1994) in S1 und S2 eingeteilt. Für diese Arbeit wurde jedoch immer S1 für die Strauchschicht verwendet.

Zusätzlich bietet Turboveg die Möglichkeit über Edit → Add ecological indicator values den Median und den arithmetischen Mittelwert bzw. mittleren Zeigerwert („Mean“) der ökologischen

Zeigerwerte nach Ellenberg zu berechnen (s. 5.1.5). Welche Einstellungen vorgenommen wurden, ist Abb. 74 zu entnehmen.

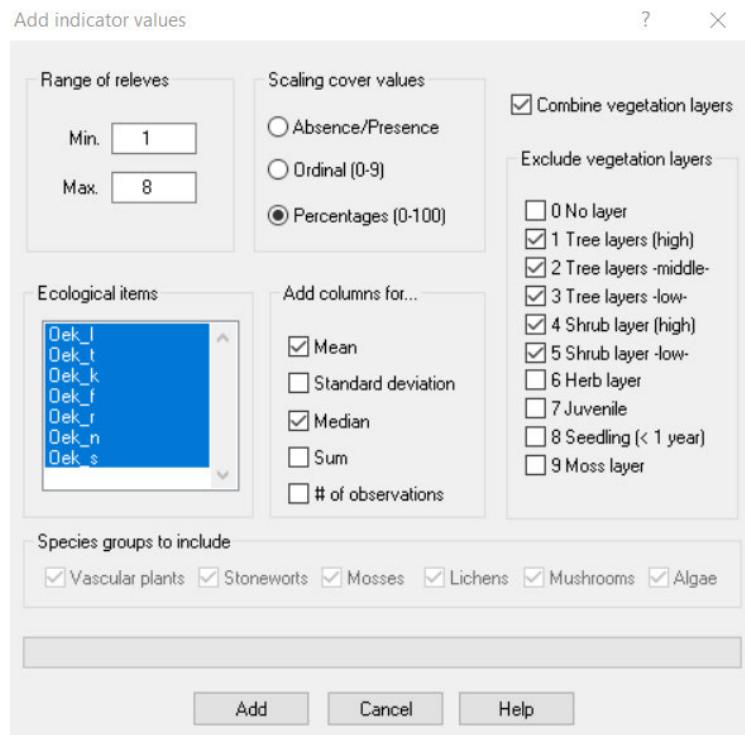


Abb. 74: Fenster und gewählte Einstellungen, um den Median und den mittleren Zeigerwert zu berechnen

Der Shannon – Index wurde mit Turboveg über Edit → Add diversity index values berechnet. Turboveg verwendet dafür, ähnlich wie bereits in Kapitel 4.2.3 aufgeführt, laut der Hilfe zum Programm, die Formel:

$$-\sum(p_i * \ln(p_i))$$

Anschließend wurden alle relevés als Shapefile exportiert, um die Daten in QGIS übertragen und weiterbearbeiten zu können. In QGIS wurde das Shapefile als „MS Office Open XML Tabelle [XLSX]“ exportiert, um die Daten in Excel bearbeiten zu können.

Weitere Funktionen von Turboveg und Informationen zum Programm sind in Turboveg unter Help → Index sowie in BERG et al. 2015 und HENNEKENS & SCHAMINEE (2001) zu finden.

Anhang 3: Ergebnisse

Anhang 3.1: Vegetation

Anhang 3.1.1: Deckung & Artenliste, „Gewinner & Verlierer“

Fotos des UG von 2016



Abb. 75: Situation im Bestand 1 2016. Kiefern im Oberstand, dichte Moosdecke, Deckung von *Deschampsia flexuosa* wesentlich geringer als im Windwurf, wenig Verjüngung, wesentlich schattiger als der Windwurf.



Abb. 76: Situation im WW2 2016. Im Vordergrund *Vaccinium myrtillus*; dichter *Deschampsia flexuosa*-Bestand, Kiefern- und Birkenverjüngung vorhanden, geworfene und gebrochene Kiefern, nur wenige stehengebliebene Kiefern.

Tab. 16: prozentual geschätzte Deckung der Vegetationsschichten je PK, Gegenüberstellung 2016 + 2022; Diff. = Differenz

	WW1			WW2			WW3			WW4			Puffer 1			Puffer 2			Bestand 1			Bestand 2		
Jahr	20 16	20 22	Diff.	20 16	20 22	Diff.	20 16	20 22	Diff.															
Gesamtdeckung	100	100		100	100		100	100		100	100		100	100		100	100		100	100		100	100	
B1	0	0	0	1	20	19	<5	5	0	0	0	0	40	40	0	20	3	-17	65	75	10	15	60	45
B2	0	20	20	0	5	5	0	30	30	0	60	60	<5	15	10	<5	1	-4	<5	0	-5		15	15
Str	5	55	50	0	40	40	<5	40	35	5	60	55	5	30	25	10	45	35	<5	3	-2	5	25	20
Kr	75	20	-55	60	20	-40	60	30	-30	80	50	-30	80	70	-10	70	15	-55	20	17	-3	50	65	15
M	30	85	55	40	60	20	50	70	20	20	65	45	50	90	40	70	80	10	90	99	9	90	90	0

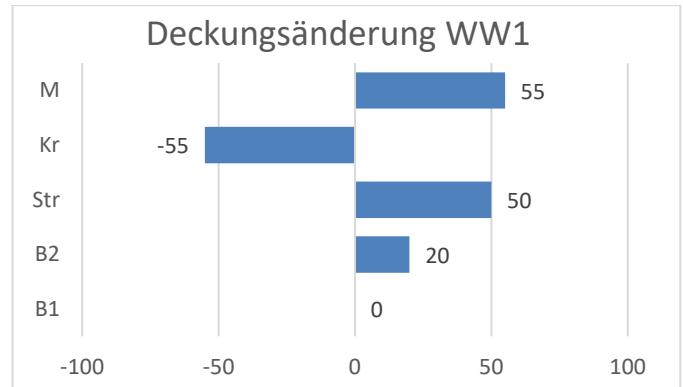


Abb. 77: prozentuale Deckungsänderung von 2016 zu 2022 pro Vegetationsschicht - WW1

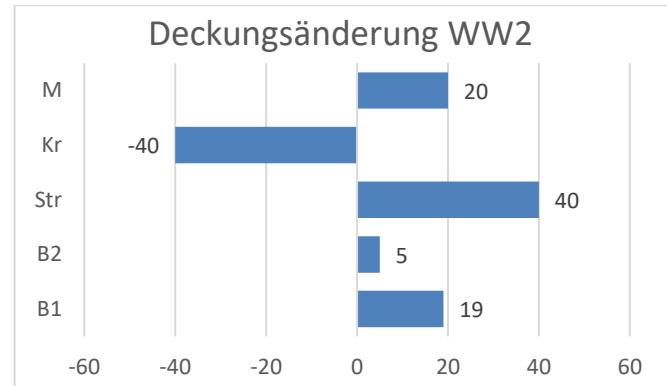


Abb. 78: prozentuale Deckungsänderung von 2016 zu 2022 pro Vegetationsschicht - WW2

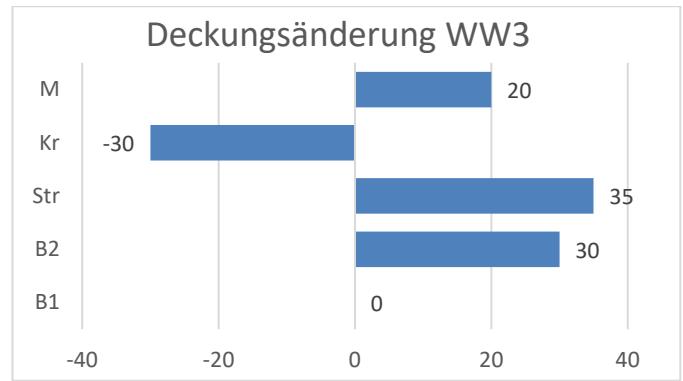


Abb. 79: prozentuale Deckungsänderung von 2016 zu 2022 pro Vegetationsschicht - WW3

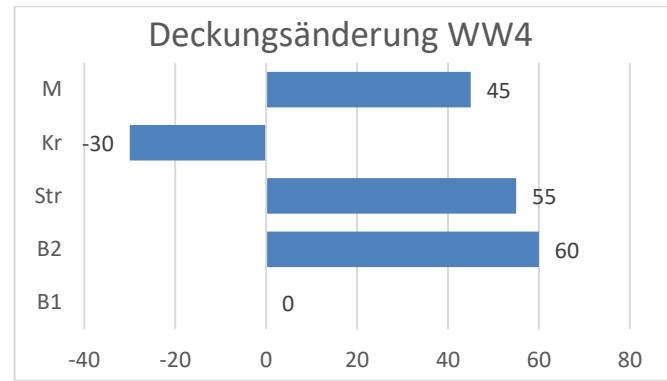


Abb. 80: prozentuale Deckungsänderung von 2016 zu 2022 pro Vegetationsschicht - WW4

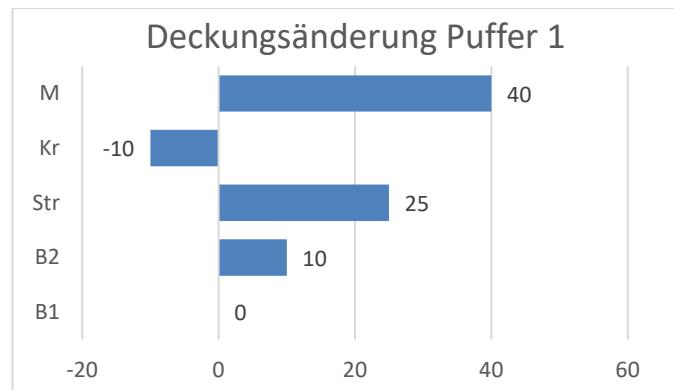


Abb. 81: prozentuale Deckungsänderung von 2016 zu 2022 pro Vegetationsschicht - Puffer 1

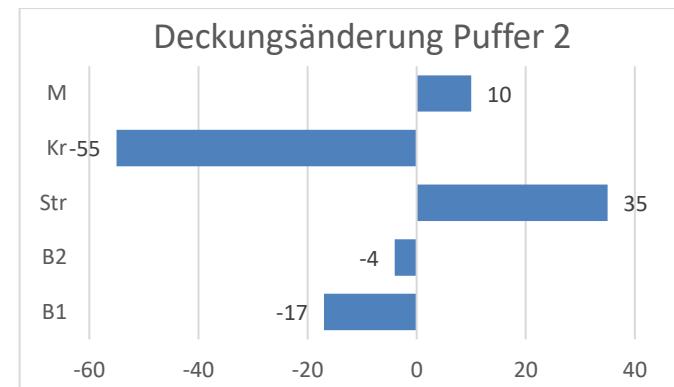


Abb. 82: prozentuale Deckungsänderung von 2016 zu 2022 pro Vegetationsschicht - Puffer 2

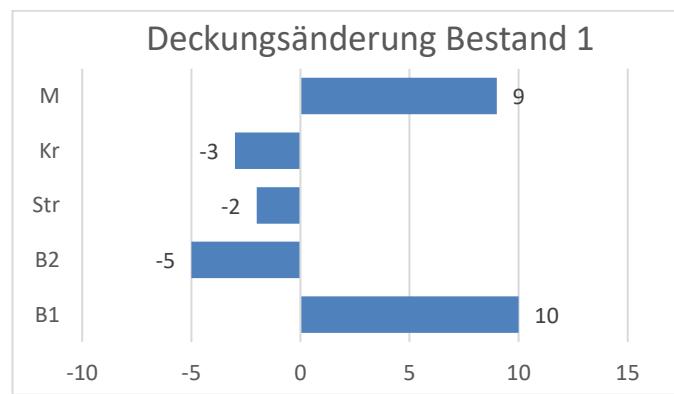


Abb. 83: prozentuale Deckungsänderung von 2016 zu 2022 pro Vegetationsschicht - Bestand 1

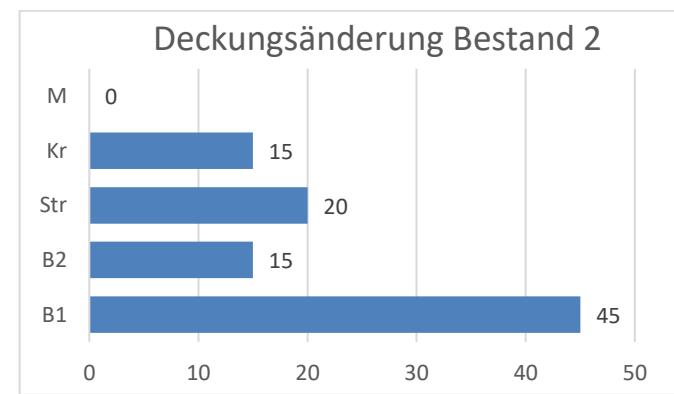


Abb. 84: prozentuale Deckungsänderung von 2016 zu 2022 pro Vegetationsschicht - Bestand 2

Tab. 17: Pflanzenartenliste aller PK mit Angabe der Artmächtigkeit nach WILMANS (1998), geordnet nach Vegetationsschicht und innerhalb dieser nach abnehmender Stetigkeit der Arten

		Probekreis								
Schicht	Art	WW 1	WW 2	WW 3	WW 4	Puffer 1	Puffer 2	Bestand 1	Bestand 2	
		Aufnahmedatum								
		24.6. 2022	25.6. 2022	27.6. 2022	27.6. 2022	20.6. 2022	23.9. 2022	20.6. 2022	23.6. 2022	
B1	<i>Pinus sylvestris</i>	.	2b	2a	.	3	+	4	4	
B2	<i>Betula pendula</i>	2b	1	3	4	2a	r	.	2a	
B2	<i>Pinus sylvestris</i>	2a	2a	
Str	<i>Betula pendula</i>	2a	2a	2a	3	2a	r	.	2a	
Str	<i>Pinus sylvestris</i>	4	3	3	2b	2b	3	.	2a	
Str	<i>Pseudotsuga menziesii</i>	.	.	r	.	.	.	r	.	
Str	<i>Fagus sylvatica</i>	1	
Str	<i>Picea abies</i>	r	.	
Str	<i>Prunus serotina</i>	.	.	+	
Kr	<i>Deschampsia flexuosa</i>	2a	2m	2a	2a	2m	2a	2a	2a	
Kr	<i>Pinus sylvestris</i>	2a	2a	+	2a	2a	2a	+	2a	
Kr	<i>Vaccinium myrtillus</i>	3	2a	1	3	4	2a	2m	3	
Kr	<i>Dryopteris carthusiana</i>	+	+	+	+	+	.	+	r	
Kr	<i>Quercus robur</i>	1	1	1	1	1	.	1	+	
Kr	<i>Fagus sylvatica</i>	.	.	+	r	+	r	+	+	
Kr	<i>Betula pendula</i>	2a	1	.	1	.	.	+	+	
Kr	<i>Sorbus aucuparia</i>	1	.	r	1	+	.	+	.	
Kr	<i>Carex pilulifera</i>	.	.	1	r	r	.	r	.	
Kr	<i>Prunus serotina</i>	+	.	+	r	.	.	+	.	
Kr	<i>Carex arenaria</i>	1	.	+	+	
Kr	<i>Calluna vulgaris</i>	.	1	.	+	
Kr	<i>Frangula alnus</i>	.	.	r	.	.	.	r	.	
Kr	<i>Pseudotsuga menziesii</i>	+	r	
Kr	<i>Acer campestre</i>	r	.	
Kr	<i>Hieracium lachenalii</i>	r	.	
Kr	<i>Molinia caerulea</i>	r	
Kr	<i>Pinus strobus</i>	r	.	
Kr	<i>Populus tremula</i>	r	.	.	.	
Kr	<i>Pteridium aquilinum</i>	r	
Kr	<i>Quercus petraea</i>	1	.	.	
Kr	<i>Rubus caesius</i>	.	.	.	r	

M	Hypnum cupressiforme	1	1	1	1	+	r	2m	2m
M	Pleurozium schreberi	5	3	3	4	5	5	3	5
M	Dicranum polysetum	1	2a	1	1	+	.	+	r
M	Campylopus introflexus	1	1	2m	2m	+	r	.	.
M	Pohlia nutans	1	1	.	1	.	r	.	r
M	Scleropodium purum	.	2b	.	2m	2a	.	3	.
M	Polytrichum piliferum	1	.	+	.	r	.	.	.
M	Dicranella heteromalla	+	.	.	r
M	Dicranoweisia cirrata	+	r	.	.
M	Dicranum scoparium	1	r
M	Aulacomnium androgynum	.	.	.	1
M	Bryum rubens	+	.	.	.
M	Jungermannia caespiticia	.	.	.	r
M	Ortotrichum scanicum	+	.	.	.
M	Polytrichum formosum	+	.	.	.
M	Ptilidium ciliare	.	1

Tab. 18: 2022 im UG nachgewiesene Arten, eingeteilt in „Gewinner“ und „Verlierer“ nach Vegetationsschichten. Zeigerwerte nach ELLENBERG et al. (2010), Lebensform und Waldbindung übernommen aus SCHMIDT et al. (2003).

	Vegetations-schicht	Art	Deck-ung	Stetig -keit	Licht-zahl	Tempe-ratur	Kontinen-talität	Feuchte	Reak-tion	Stick -stoff	Salz	Lebens-form	Wald-bindung
„Gewinner“	B1	<i>Pinus sylvestris</i>	x		7	x	7	x	x	x	0	P	B
	B2	<i>Betula pendula</i>	x	x	7	x	x	x	x	x	0	P	B
	B2	<i>Pinus sylvestris</i>	x	x	7	x	7	x	x	x	0	P	B
	Str	<i>Betula pendula</i>	x	x	7	x	x	x	x	x	0	P	B
	Str	<i>Picea abies</i>	x	x	5	3	6	x	x	x	0	P	B
	Str	<i>Pinus sylvestris</i>	x	x	7	x	7	x	x	x	0	P	B
	Str	<i>Prunus serotina</i>	x	x	6	6	x	5	x	?	0	N,P	B
	Str	<i>Pseudotsuga menziesii</i>	x	x	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	P	B
	Kr	<i>Acer campestre</i>		x	5	6	4	5	7	6	0	P	B
	Kr	<i>Calluna vulgaris</i>	x	x	8	x	3	x	1	1	0	Z	K2.1
	Kr	<i>Carex arenaria</i>	x	x	7	6	2	3	2	2	1	G,H	K2.1

	Kr	<i>Deschampsia flexuosa</i>		x	6	x	2	x	2	3	0	H	K2.1
	Kr	<i>Hieracium lachenalii</i>	x	x	5	5	x	4	4	2	0	H	K2.1
	Kr	<i>Molinia caerulea</i>	x	x	7	x	3	7	x	2	0	H	K2.1
	Kr	<i>Pinus strobus</i>	x	x	k.A.	-	-						
	Kr	<i>Populus tremula</i>	x	x	6	5	5	5	x	x	0	P	B
	Kr	<i>Pteridium aquilinum</i>	x	x	6	5	3	5	3	3	0	G	K1.1
	Kr	<i>Vaccinium myrtillus</i>	x		5	x	5	x	2	3	0	Z	K2.1
	M	<i>Aulacomnium androgynum</i>	x	x	4	4	5	5	2	k.A	k.A.	-	-
	M	<i>Bryum rubens</i>	x	x	8	6	5	5	x	k.A	k.A.	-	-
	M	<i>Campylopus introflexus</i>	x	x	8	6	3	2	2	k.A	k.A.	-	-
	M	<i>Dicranella heteromalla</i>	x	x	5	4	5	4	2	k.A	k.A.	-	-
	M	<i>Dicranoweisia cirrata</i>	x	x	7	6	4	5	5	k.A	k.A.	-	-
	M	<i>Dicranum polysetum</i>	x	x	6	3	6	4	5	k.A	k.A.	-	-
	M	<i>Dicranum scoparium</i>	x	x	5	x	5	4	4	k.A	k.A.	-	-

	M	<i>Hypnum cupressiforme</i>	x	x	5	x	5	4	4	k.A	k.A.	-	-
	M	<i>Jungermannia caespiticia</i>	x	x	7	3	4	6	2	k.A	k.A.	-	-
	M	<i>Ortotrichum scanicum</i>	x	x	6	6	6	?	?	k.A.	k.A.	-	-
	M	<i>Pleurozium schreberi</i>	x	x	6	3	5	4	2	k.A	k.A.	-	-
	M	<i>Polytrichum formosum</i>	x	x	7	3	5	5	2	k.A	k.A.	-	-
	M	<i>Polytrichum piliferum</i>	x	x	9	x	5	2	2	k.A	k.A.	-	-
	M	<i>Ptilidium ciliare</i>	x	x	8	3	6	4	2	k.A	k.A.	-	-
„Verlierer“	Kr	<i>Acer campestre</i>	x		5	6	4	5	7	6	0	P	B
	Kr	<i>Betula pendula</i>	x	x	7	x	x	x	x	x	0	P	B
	Kr	<i>Carex pilulifera</i>	x		5	x	2	5	3	3	0	H	K2.1
	Kr	<i>Deschampsia flexuosa</i>	x		6	x	2	x	2	3	0	H	K2.1
	Kr	<i>Dryopteris carthusiana</i>	x		5	x	3	x	4	3	0	H	K1.1
	Kr	<i>Fagus sylvatica</i>	x	x	3	5	2	5	x	x	0	P	B

	Kr	<i>Frangula alnus</i>	x	x	6	6	5	8	4	x	0	N	S2.1
	Kr	<i>Larix decidua</i>	x	x	8	x	6	4	x	3	0	P	B
	Kr	<i>Picea abies</i>	x	x	5	3	6	x	x	x	0	P	B
	Kr	<i>Pinus sylvestris</i>	x		7	x	7	x	x	x	0	P	B
	Kr	<i>Prunus serotina</i>	x		6	6	x	5	x	?	0	N,P	B
	Kr	<i>Pseudotsuga menziesii</i>	x	x	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	P	B	
	Kr	<i>Quercus robur</i>	x	x	7	6	6	x	x	x	0	P	B
	Kr	<i>Rubus caesius</i>	x	x	6	5	4	x	8	7	0	Zli	S2.1
	Kr	<i>Sorbus aucuparia</i>	x	x	6	x	x	x	4	x	0	P	B
	M	<i>Pohlia nutans</i>	x	x	5	x	5	4	2	k.A	k.A.	-	-
	M	<i>Scleropodium purum</i>		x	6	4	5	4	5	k.A	k.A.	-	-
stabile Arten	Str	<i>Fagus sylvatica</i>	x	x	3	5	2	5	x	x	0	P	B
	Kr	<i>Quercus petraea</i>	x	x	6	6	2	5	x	x	0	P	B
	Erläuterung der Markierungen:												
in derselben Schicht als „Gewinner“ und „Verlierer“ aufgeführte Art													

roter Rahmen = Unterschiede zwischen Deckungs- und Stetigkeitsentwicklung													
Erläuterungen der Abkürzungen:													
Waldbindung													
B	Arten der Baumschicht												
S	Arten der Strauchschicht												
S2.1	Im Wald wie im Offenland												
K	Arten der Krautschicht (Bodenpflanzen)												
K2.1	Im Wald wie im Offenland												
Lebensform (nach ELLENBERG et al. 1992 und ROTHMALER 2002, zitiert nach SCHMIDT et al. 2003)													
G	Geophyt, Überwinterungsknospen unter der Erdoberfläche, meist mit Speicherorganen												
H	Hemikryptophyt, Überwinterungsknospen nahe der Erdoberfläche												
N	Nanophanerophyt, Strauch oder Kleinbaum, meist 0,5-5 m hoch werdend												
P	Phanerophyt, Baum, der mehr als 5 m hoch werden kann												
Z	holziger Chamaephyt, Zergstrauch, nur selten über 0,5 m hoch werdend												
li	Liane oder Spreizklimmer, sich auf andere Pflanzen stützend, aber im Boden wurzelnd												

Tab. 19: Mittelwerte der Zeigerwerte der „Gewinner“ und „Verlierer“, gewichtet nach Stetigkeitsänderung und Deckungsänderung

	Mittelwerte			
	gewichtet nach Stetigkeitsveränderung		gewichtet nach Deckungsgradveränderung	
Zeigerwert	„Gewinner“	„Verlierer“	„Gewinner“	„Verlierer“
Lichtzahl	6,4	5,8	6,3	5,8
Temperatur	4,6	5,3	4,7	5,0
Kontinentalität	4,8	4,2	4,6	4,4
Feuchte	4,4	5,0	4,4	4,9
Reaktion	2,9	4,2	3,0	4,4
Stickstoff	2,8	4,0	3,1	4,2
Salz	0,1	0,0	0,1	0,0

Tab. 20: Übersicht über die neu hinzugekommenen Arten, deren Zeigerwerte und die Mittelwerte der Zeigerwerte

	WW1 Jahr 2022	WW2 2022	WW3 2022	WW4 2022	Puffer 1 2022	Puffer 2 2022	Bestand 1 2022	Bestand 2 2022	Lichtzahl	Temperatur	Kon inentalität	Feuchte	Reaktion	Stickstoff	Salz
<i>Aulacomnium androgynum</i>				x					4	4	5	5	2	k.A.	k.A.
<i>Bryum rubens</i>					x				8	6	5	5	x	k.A.	k.A.
<i>Calluna vulgaris</i>		x		x					8	x	3	x	1	1	0
<i>Campylopus introflexus</i>	x	x	x	x	x	x			8	6	3	2	2	k.A.	k.A.
<i>Carex arenaria</i>	x		x	x					7	6	2	3	2	2	1
<i>Dicranella heteromalla</i>					x			x	5	4	5	4	2	k.A.	k.A.
<i>Dicranoweisia cirrata</i>					x	x			7	6	4	5	5	k.A.	k.A.
<i>Dicranum scoparium</i>	x							x	5	x	5	4	4	k.A.	k.A.
<i>Hieracium lachenalii</i>							x		5	5	x	4	4	2	0
<i>Jungermannia caespiticia</i>				x					7	3	4	6	2	k.A.	k.A.
<i>Molinia caerulea</i>	x								7	x	3	7	x	2	0
<i>Orthotrichum scanicum</i>					x				6	6	6	?	?	k.A.	k.A.
<i>Pinus strobus</i>							x		k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.
<i>Polytrichum formosum</i>					x				7	3	5	5	2	k.A.	k.A.
<i>Polytrichum piliferum</i>	x		x		x				9	x	5	2	2	k.A.	k.A.
<i>Populus tremula</i>					x				6	5	5	5	x	x	0
<i>Pteridium aquilinum</i>	x								6	5	3	5	3	3	0
<i>Ptilidium ciliare</i>		x							8	3	6	4	2	k.A.	k.A.
								Mittelwert	6,6	4,8	4,3	4,4	2,5	2,0	0,2

Anhang 3.1.2: Zeigerwerte

Tab. 21: Gesamtartenliste mit Zeigerwerten nach ELLENBERG et al. (2010) und Rote Liste Status; RL D = Rote Liste Deutschland (CASPARI et al. 2018, METZING et al. 2018), RL MV = Rote Liste MV (BERG et al. 2009, VOIGTLÄNDER & HENKE 2005)

		Lichtzahl	Tempe- ratur	Kontinen- talität	Feuchte	Reaktion	Stickstoff	Salz	RL D	RL MV
Moose	<i>Aulacomnium androgynum</i>	4	4	5	5	2	k.A.	k.A.	*	*
	<i>Bryum rubens</i>	8	6	5	5	x	k.A.	k.A.	*	*
	<i>Campylopus introflexus</i>	8	6	3	2	2	k.A.	k.A.	♦	*
	<i>Dicranella heteromalla</i>	5	4	5	4	2	k.A.	k.A.	*	*
	<i>Dicranoweisia cirrata</i>	7	6	4	5	5	k.A.	k.A.	*	*
	<i>Dicranum polysetum</i>	6	3	6	4	5	k.A.	k.A.	V	V
	<i>Dicranum scoparium</i>	5	x	5	4	4	k.A.	k.A.	*	*
	<i>Hypnum cupressiforme</i> ssp. <i>cupr. var.</i> <i>Cupressiforme</i>	5	x	5	4	4	k.A.	k.A.	*	*
	<i>Jungermannia caespiticia</i>	7	3	4	6	2	k.A.	k.A.	3	0
	<i>Ortotrichum scanicum</i>	6	6	6	?	?	k.A.	k.A.	3	
	<i>Pleurozium schreberi</i>	6	3	5	4	2	k.A.	k.A.	*	*
	<i>Pohlia nutans</i>	5	x	5	4	2	k.A.	k.A.	*	*
	<i>Polytrichum formosum</i>	7	3	5	5	2	k.A.	k.A.	*	*
	<i>Polytrichum piliferum</i>	9	x	5	2	2	k.A.	k.A.	*	*
	<i>Ptilidium ciliare</i>	8	3	6	4	2	k.A.	k.A.	3	V
	<i>Scleropodium purum</i>	6	4	5	4	5	k.A.	k.A.	*	*

Farn- und Blütenpflanzen (Gefäßpflanzen)	<i>Acer campestre</i>	5	6	4	5	7	6	0	*	
	<i>Betula pendula</i>	7	x	x	x	x	x	0	*	
	<i>Calluna vulgaris</i>	8	x	3	x	1	1	0	*	V
	<i>Carex arenaria</i>	7	6	2	3	2	2	1	*	
	<i>Carex pilulifera</i>	5	x	2	5	3	3	0	*	
	<i>Deschampsia flexuosa</i>	6	x	2	x	2	3	0	*	
	<i>Dryopteris carthusiana</i>	5	x	3	x	4	3	0	*	
	<i>Fagus sylvatica</i>	3	5	2	5	x	x	0	*	
	<i>Frangula alnus</i>	6	6	5	8	4	x	0	*	
	<i>Hieracium lachenalii</i>	5	5	x	4	4	2	0	*	
	<i>Molinia caerulea</i>	7	x	3	7	x	2	0	*	
	<i>Picea abies</i>	5	3	6	x	x	x	0	*	
	<i>Pinus strobus</i>	k.A.	♦							
	<i>Pinus sylvestris</i>	7	x	7	x	x	x	0	*	
	<i>Populus tremula</i>	6	5	5	5	x	x	0	*	
	<i>Prunus serotina</i>	6	6	x	5	x	?	0	♦	
	<i>Pseudotsuga menziesii</i>	k.A.								
	<i>Pteridium aquilinum</i>	6	5	3	5	3	3	0	*	
	<i>Quercus petraea</i>	6	6	2	5	x	x	0	*	
	<i>Quercus robur</i>	7	6	6	x	x	x	0	*	
	<i>Rubus caesius</i>	6	5	4	x	8	7	0	*	
	<i>Sorbus aucuparia</i>	6	x	x	x	4	x	0	*	
	<i>Vaccinium myrtillus</i>	5	x	5	x	2	3	0	*	

Erläuterung der Rote Liste Kategorien

0 = ausgestorben oder verschollen 3 = gefährdet

V = Vorwarnliste

* = ungefährdet

♦ = nicht bewertet

Tab. 22: qualitativ und quantitativ berechnete mittlere Zeigerwerte der drei Standorttypen Windwurf, Puffer und Bestand ; Gegenüberstellung der Ergebnisse von 2016 und 2022; berechnet mit Excel

Zeigerwert	Windwurfbereich		Pufferbereich		Bestandesbereich	
	2016	2022	2016	2022	2016	2022
Licht (mL qual.)	5,6	6,2	5,7	6,0	5,7	5,6
Licht (mL quant.)	6	6,0	5,8	5,9	5,8	5,9
Temperatur (mT qual.)	4,7	4,7	4,7	5,0	4,9	4,5
Temperatur (mT quant.)	3,1	2,1	3,2	2,1	3,1	2,4
Kontinentalität (mK qual.)	4,3	4,3	4,6	4,3	4,2	4,5
Kontinentalität (mK quant.)	3	4,7	3,8	5,0	2,8	4,8
Feuchte (mF qual.)	4,6	4,0	4,9	4,1	5,2	4,0
Feuchte (mF quant.)	4	2,6	4	2,6	4	2,9
Reaktion (mR qual.)	3,3	3,0	3,7	2,9	3,3	3,4
Reaktion (mR quant.)	1,8	2,1	1,6	1,9	1,2	2,5
Stickstoff (mN qual.)	3,9	2,8	4,2	3,0	3,9	3,2
Stickstoff (mN quant.)	3,1	0,7	3,1	0,8	3,1	0,7

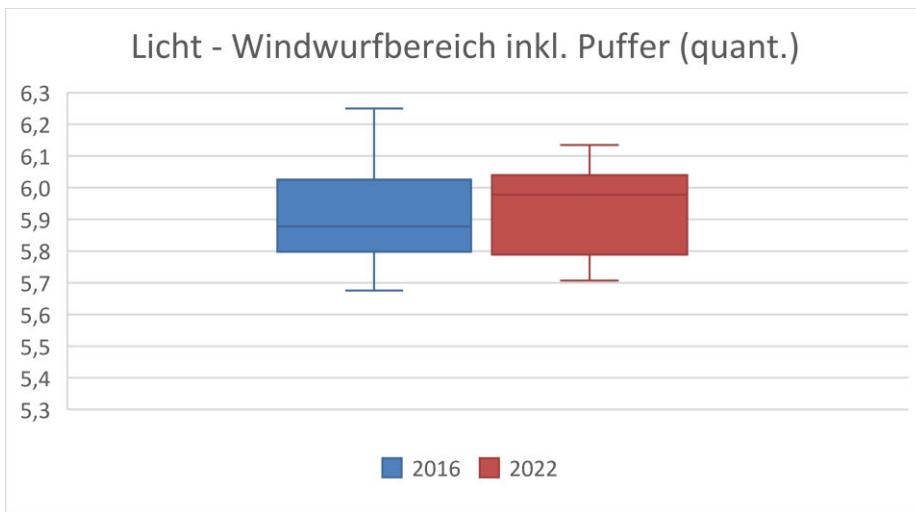


Abb. 85: mittlere Lichtzahlen quantitativ, Windwurf inkl. Puffer, 2016 + 2022 als Boxplots

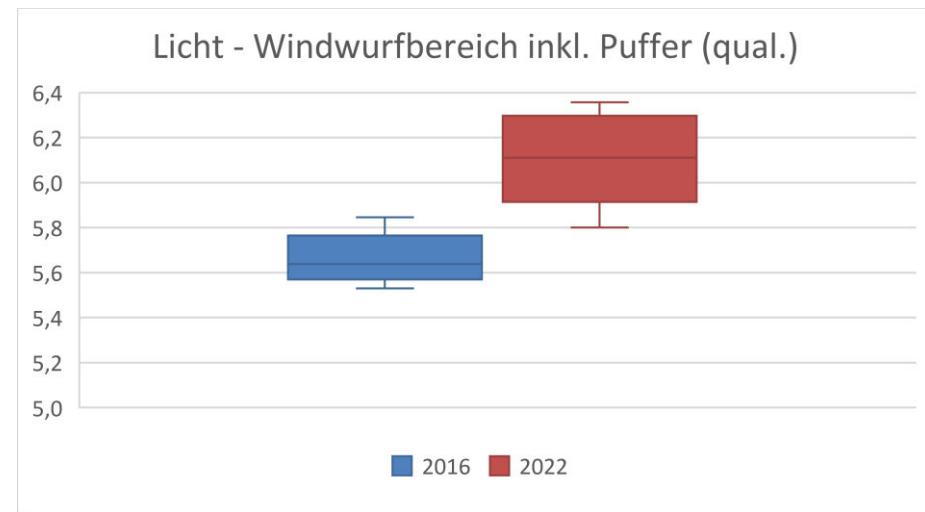


Abb. 86: mittlere Lichtzahlen qualitativ, Windwurf inkl. Puffer, 2016 + 2022 als Boxplots

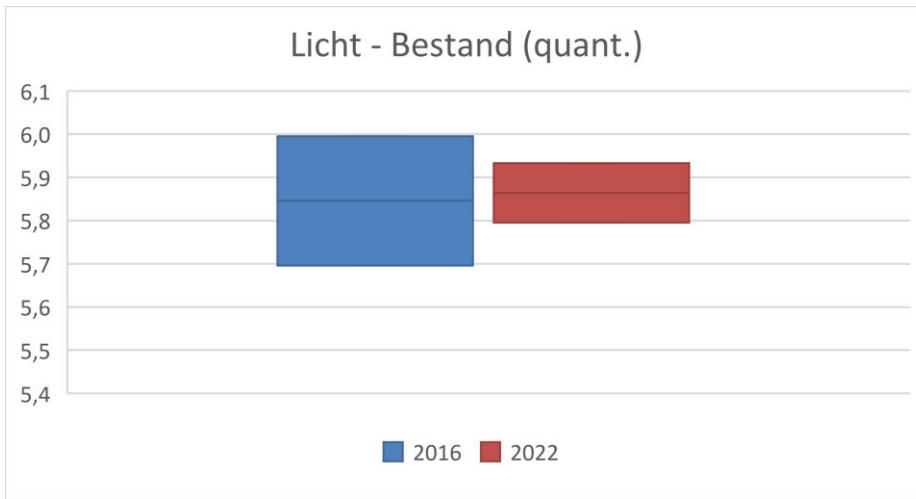


Abb. 87: mittlere Lichtzahlen quantitativ, Bestand, 2016 + 2022 als Boxplots

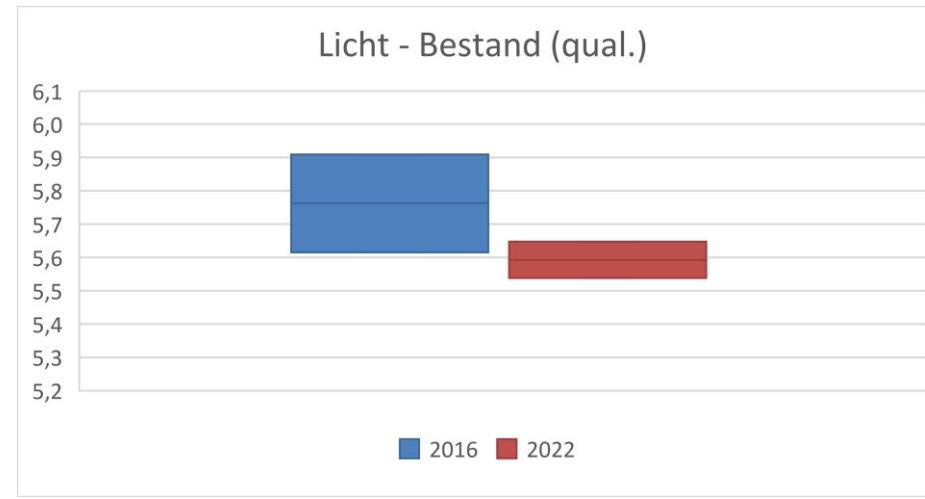


Abb. 88: mittlere Lichtzahl qualitativ, Bestand, 2016 + 2022 als Boxplots

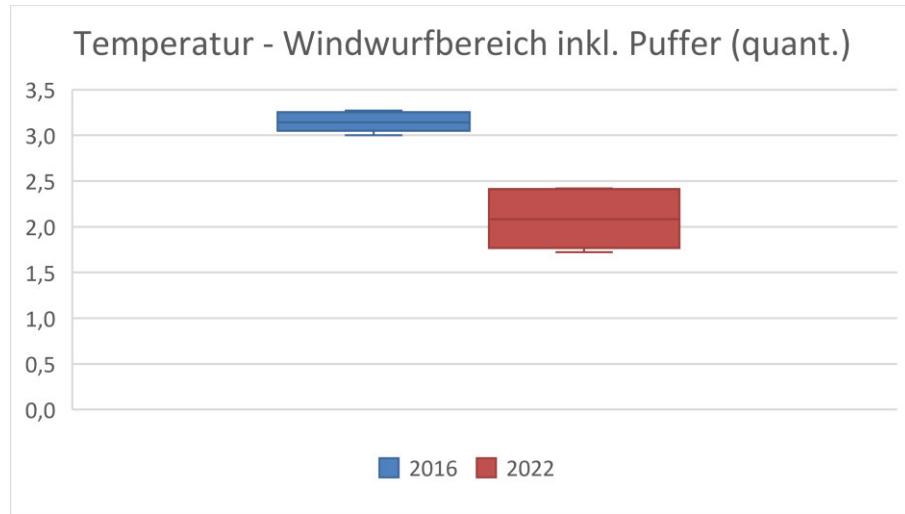


Abb. 89: mittlere Temperaturzahlen quantitativ, Windwurf inkl. Puffer, 2016 + 2022 als Boxplots

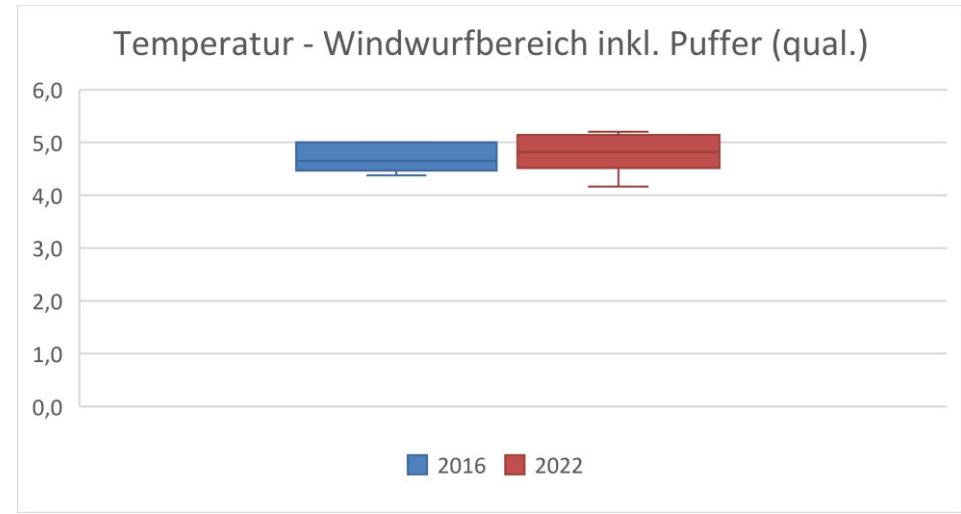


Abb. 90: mittlere Temperaturzahlen qualitativ, Windwurf inkl. Puffer, 2016 + 2022 als Boxplots

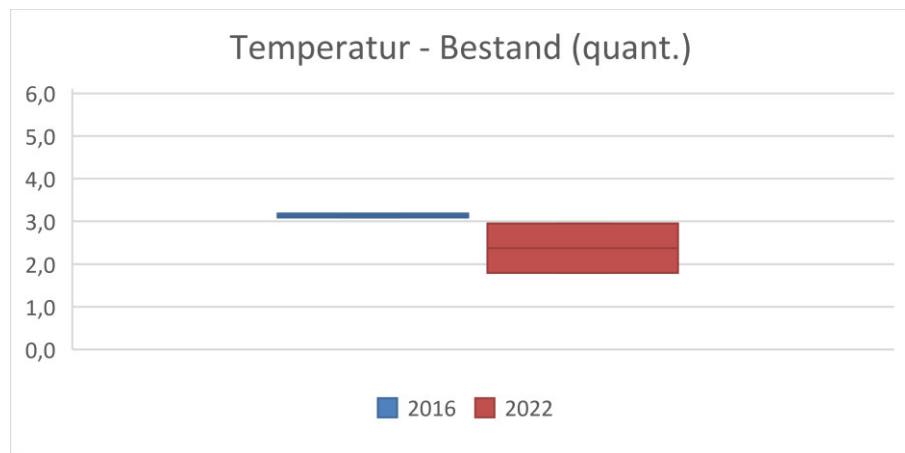


Abb. 91: mittlere Temperaturzahlen quantitativ, Bestand, 2016 + 2022 als Boxplots

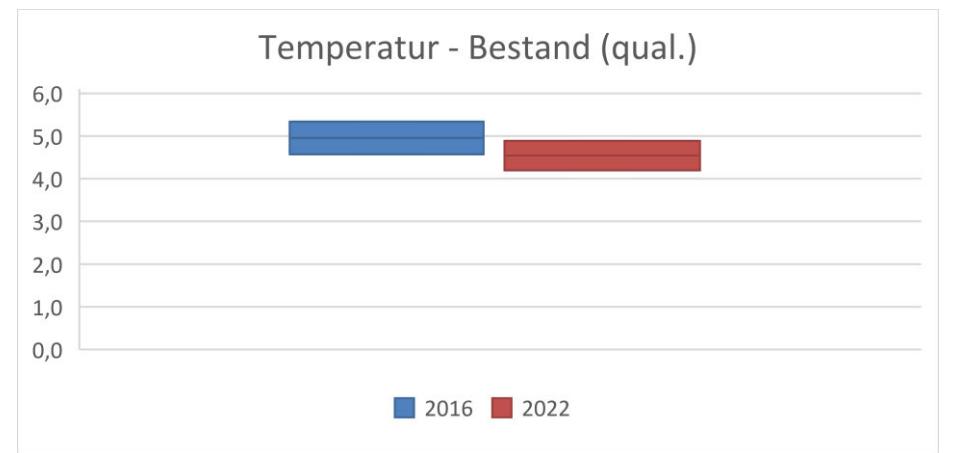


Abb. 92: mittlere Temperaturzahlen qualitativ, Bestand, 2016 + 2022 als Boxplots

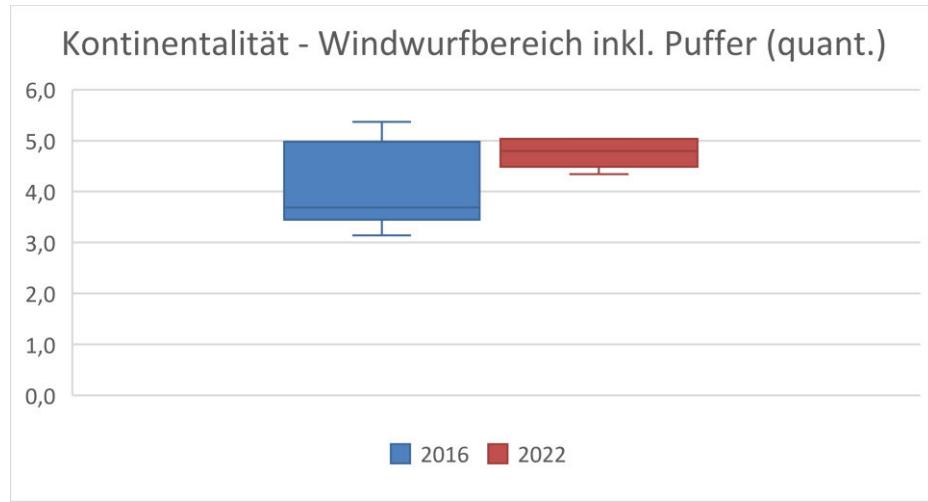


Abb. 93: mittlere Kontinentalitätszahlen quantitativ, Windwurf inkl. Puffer, 2016 + 2022 als Boxplots

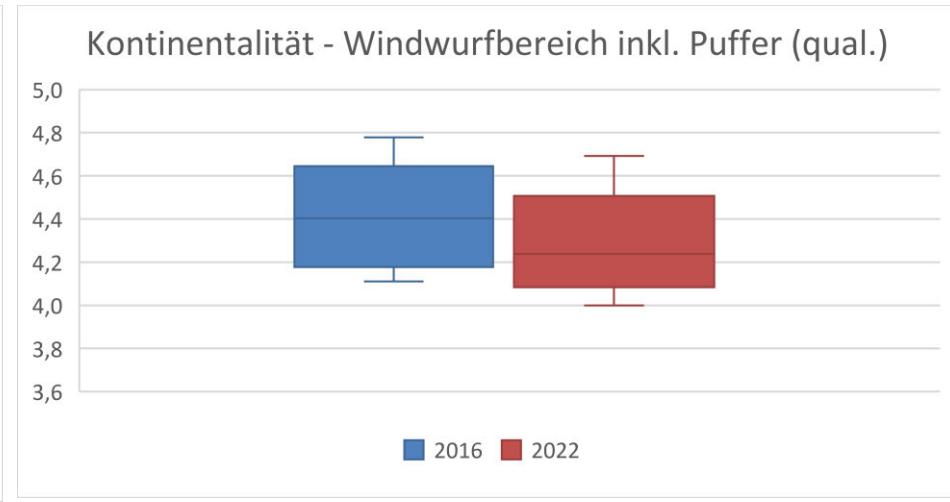


Abb. 94: mittlere Kontinentalitätszahlen qualitativ, Windwurf inkl. Puffer, 2016 + 2022 als Boxplots

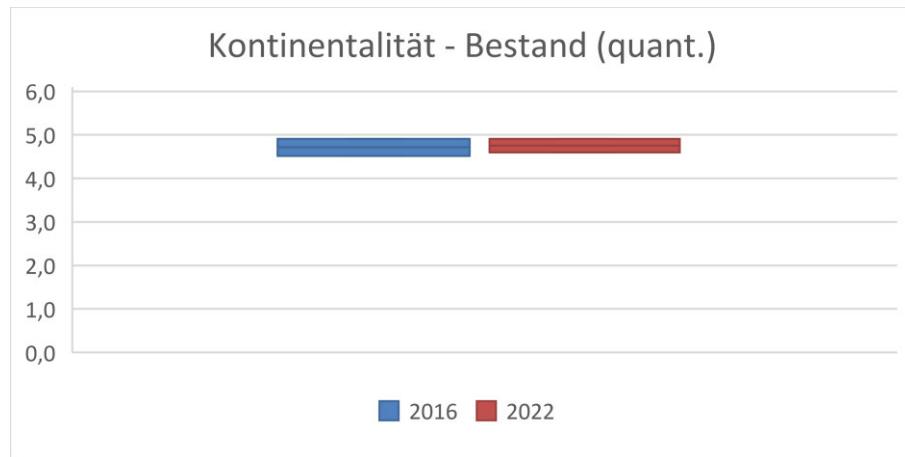


Abb. 95: mittlere Kontinentalitätszahlen quantitativ, Bestand, 2016 + 2022 als Boxplots

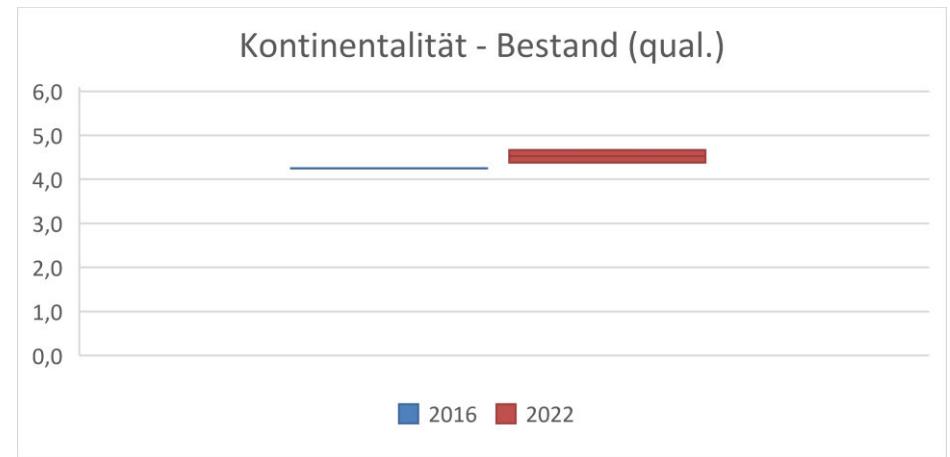


Abb. 96: mittlere Kontinentalitätszahlen qualitativ, Bestand, 2016 + 2022 als Boxplots

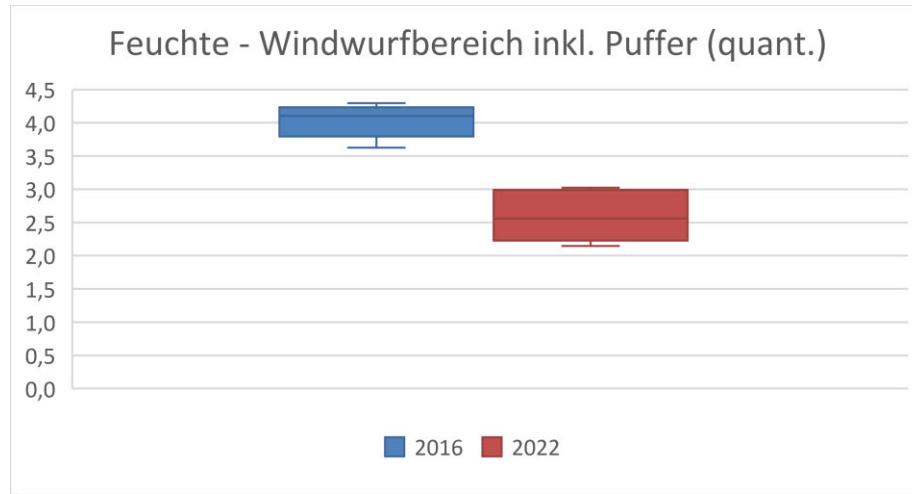


Abb. 97: mittlere Feuchtezahlen quantitativ, Windwurf inkl. Puffer, 2016 + 2022 als Boxplots

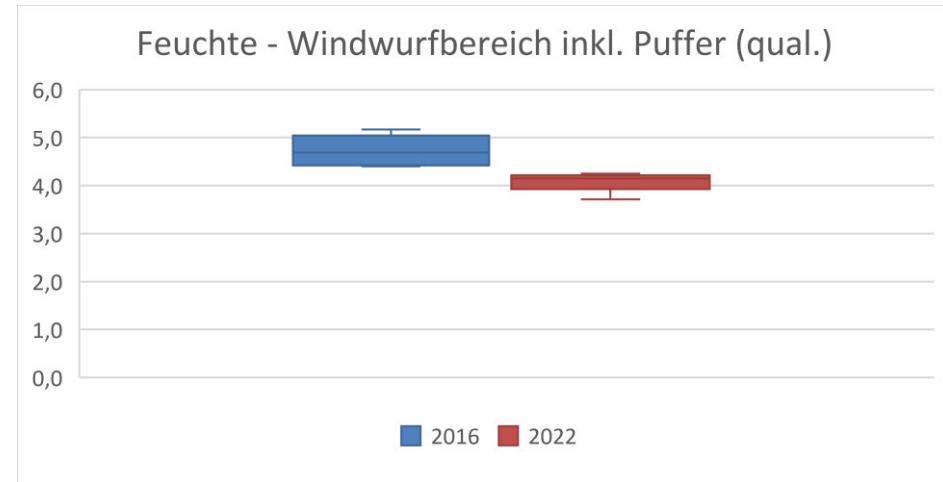


Abb. 98: mittlere Feuchtezahlen qualitativ, Windwurf inkl. Puffer, 2016 + 2022 als Boxplots

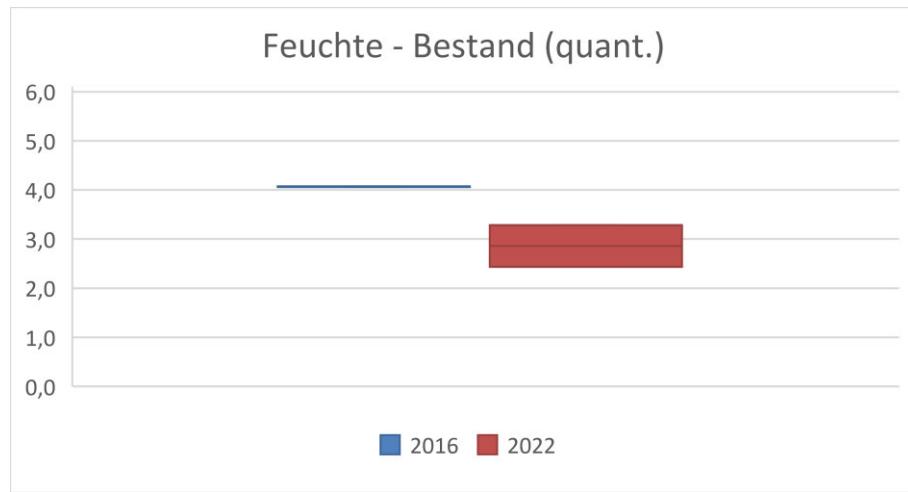


Abb. 99: mittlere Feuchtezahlen quantitativ, Bestand, 2016 + 2022 als Boxplots

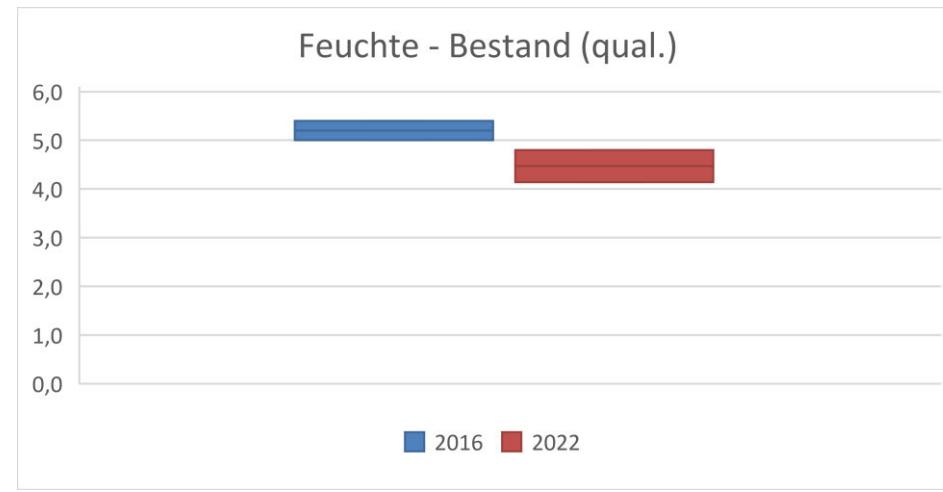


Abb. 100: mittlere Feuchtezahlen qualitativ, Bestand, 2016 + 2022 als Boxplots

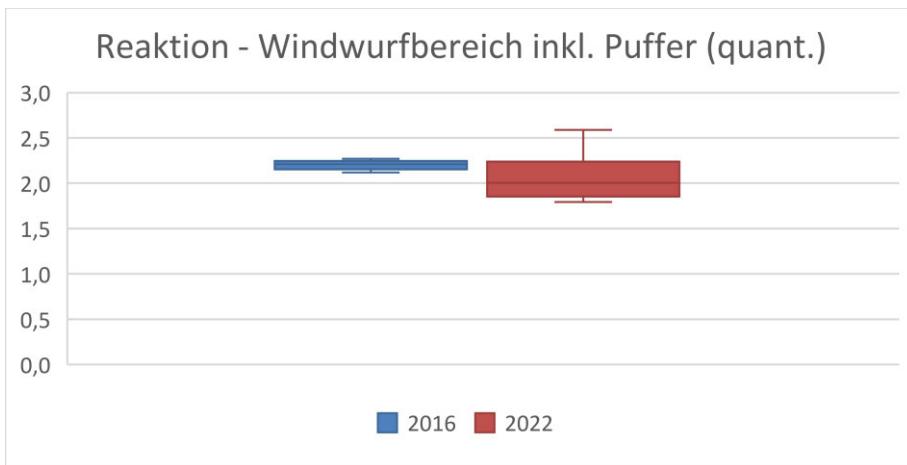


Abb. 101: mittlere Reaktionszahlen quantitativ, Windwurf inkl. Puffer, 2016 + 2022 als Boxplots

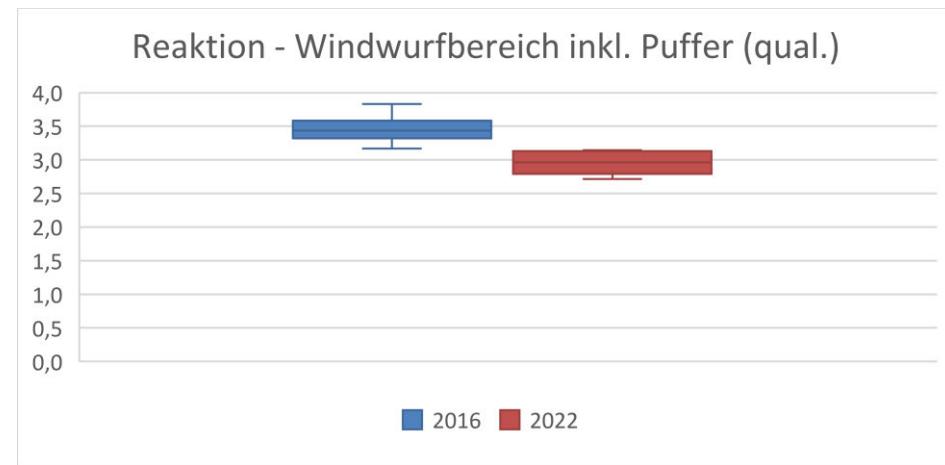


Abb. 102: mittlere Reaktionszahlen qualitativ, Windwurf inkl. Puffer, 2016 + 2022 als Boxplots

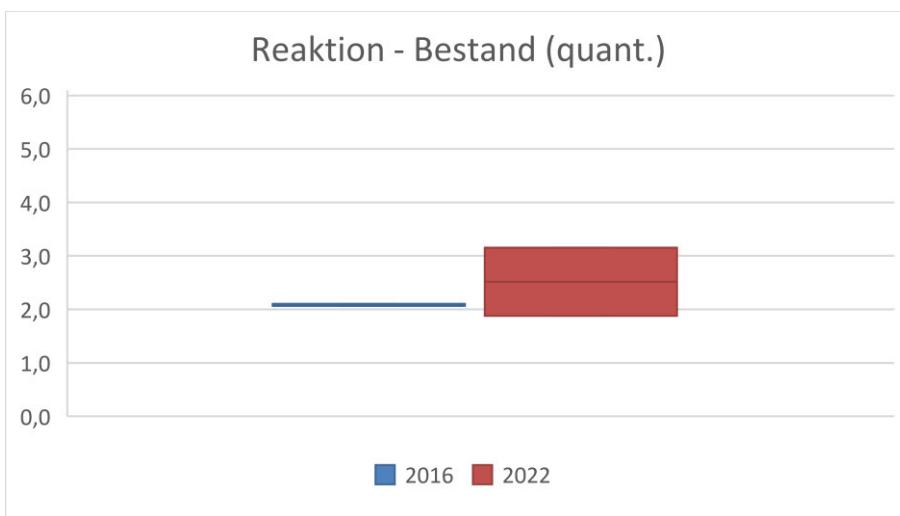


Abb. 103: mittlere Reaktionszahlen quantitativ, Bestand, 2016 + 2022 als Boxplots

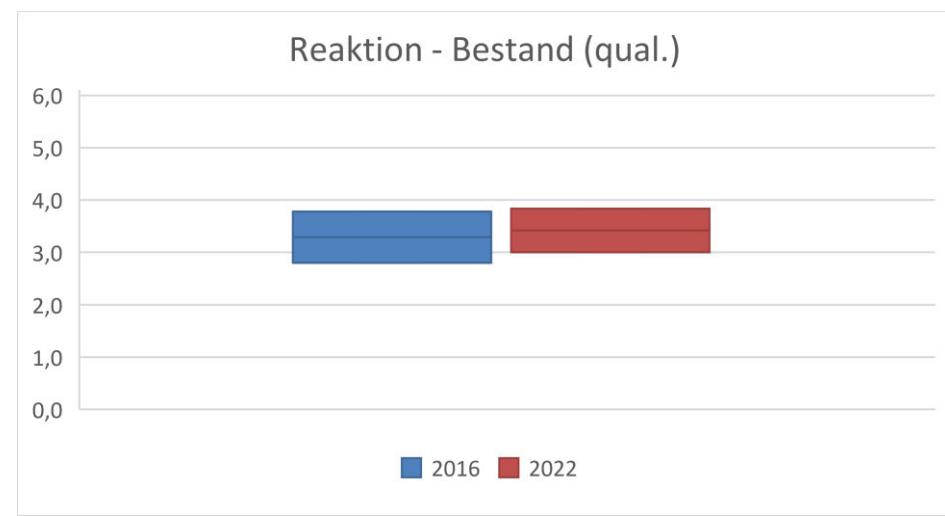


Abb. 104: mittlere Reaktionszahlen qualitativ, Bestand, 2016 + 2022 als Boxplots

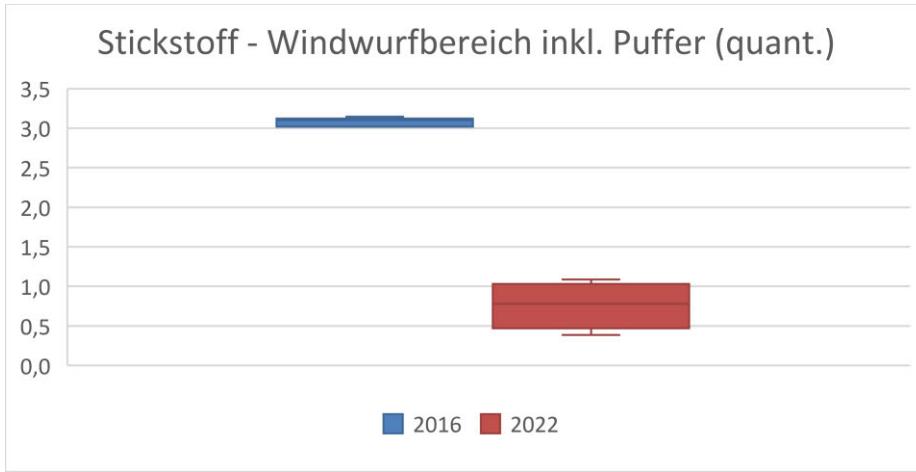


Abb. 105: mittlere Stickstoffzahlen quantitativ, Windwurf inkl. Puffer, 2016 + 2022 als Boxplots

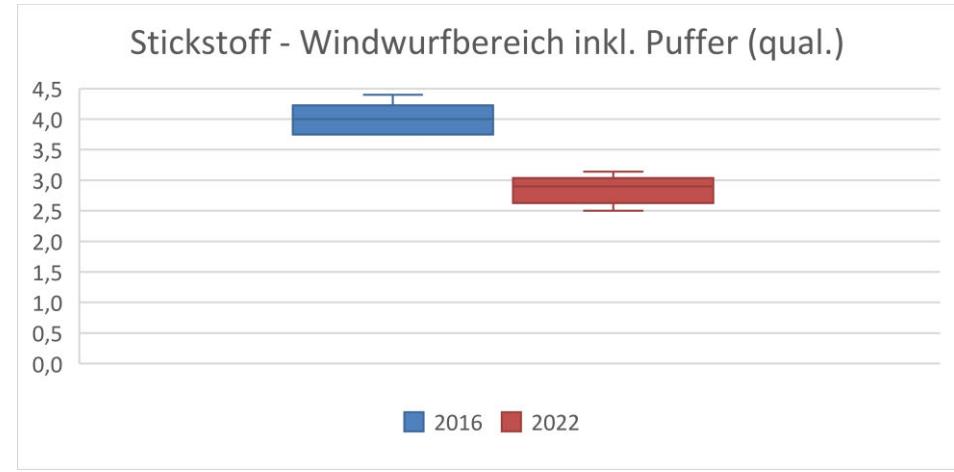


Abb. 106: mittlere Stickstoffzahlen qualitativ, Windwurf inkl. Puffer, 2016 + 2022 als Boxplots

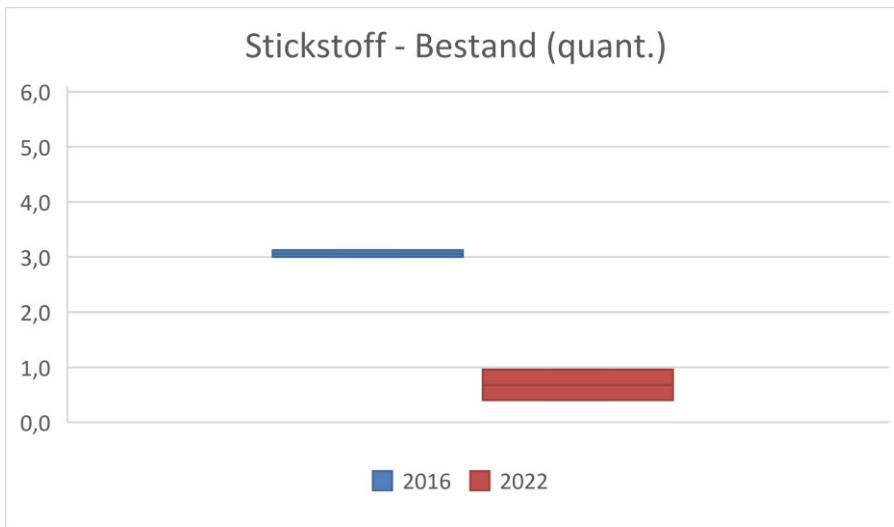


Abb. 107: mittlere Stickstoffzahlen quantitativ, Bestand, 2016 + 2022 als Boxplots

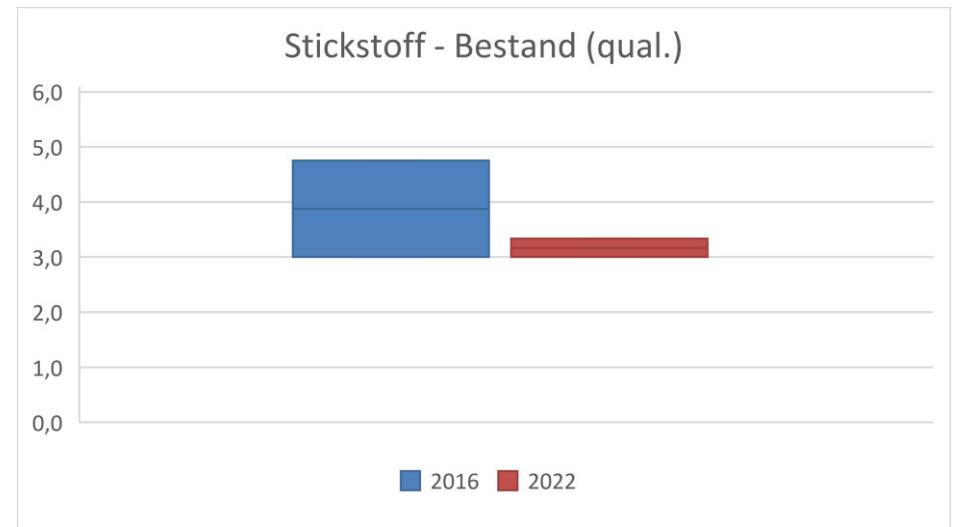


Abb. 108: mittlere Stickstoffzahlen qualitativ, Bestand, 2016 + 2022 als Boxplots

Tab. 23: quantitativ berechnete mittlere Zeigerwerte von 2022, Vergleich der Ergebnisse zwischen den Programmen Excel und Turboveg. L = Licht, T = Temperatur, K = Kontinentalität, F = Feuchte, R = Reaktion, S = Stickstoff, Exc. = Excel, Tv = Turboveg, Diff. = Differenz

Zeigerwert	L	L	L	T	T	T	K	K	F	F	F	R	R	R	S	S	S	
Programm	Exc.	Tv	Diff.															
WW1	6,0	5,9	-0,1	1,8	4,2	2,4	4,5	4,8	0,3	2,3	3,7	1,4	1,9	2,4	0,5	0,8	2,9	2,1
WW2	6,1	6,2	0,0	2,4	3,5	1,1	5,0	5,4	0,4	2,8	3,9	1,1	2,6	2,9	0,3	0,4	2,7	2,3
WW3	6,0	7,0	1,0	2,4	3,0	0,6	4,3	4,9	0,6	3,0	3,2	0,2	2,1	2,3	0,1	0,7	2,9	2,2
WW4	5,8	5,8	0,0	1,7	3,5	1,7	4,7	5,3	0,5	2,1	4,0	1,8	2,0	2,3	0,3	1,0	3,0	1,9
Puffer1	5,7	5,7	0,0	1,9	3,4	1,5	5,1	5,4	0,3	2,3	4,1	1,8	2,0	2,3	0,2	1,1	3,0	1,9
Puffer2	6,0	6,0	0,0	2,3	3,2	0,9	4,9	5,7	0,8	3,0	4,0	1,0	1,8	2,1	0,3	0,5	3,0	2,5
Bestand1	5,9	5,9	0,0	2,9	3,7	0,8	4,6	5,1	0,5	3,3	4,1	0,8	3,2	3,4	0,2	0,4	2,9	2,5
Bestand2	5,8	5,8	0,0	1,8	3,1	1,3	4,9	5,5	0,6	2,4	4,0	1,6	1,9	2,1	0,2	1,0	3,0	2,0

Tab. 24: Änderung der quantitativen mittleren Zeigerwerte von 2016 zu 2022, Gegenüberstellung Excel- und Turboveg - Ergebnisse; L = Licht, T = Temperatur, K = Kontinentalität, F = Feuchte, R = Reaktion, N = Stickstoff; Exc. = Excel, Tv = Turboveg, Diff. = Differenz

Zeigerwert	L	L	T	T	K	K	F	F	R	R	N	N						
Berechnung	Exc.	Tv	Diff.															
WW1	+0,0	-0,1	-0,1	-1,2	+0,4	1,6	+0,8	+1,0	0,2	-1,9	-0,5	1,4	-0,4	+0,1	0,5	-2,3	-0,2	2,1
WW2	+0,3	+0,2	-0,1	-0,8	+0,0	0,7	+1,5	+1,6	0,1	-1,5	-0,5	1,0	+0,4	+0,7	0,3	-2,6	-0,4	2,2
WW3	+0,1	+1,1	1,0	-0,8	-1,0	-0,1	+1,2	+1,7	0,5	-0,9	-1,1	-0,3	+0,0	+0,1	0,1	-2,3	-0,2	2,1
WW4	-0,5	-0,5	0,0	-1,3	-0,6	0,7	+1,1	+1,6	0,4	-1,5	-0,4	1,1	-0,3	-0,1	0,2	-2,1	-0,3	1,8
Puffer1	+0,1	-0,3	-0,3	-1,3	+0,1	1,3	+0,2	-0,3	-0,5	-1,9	-0,1	1,8	-0,2	+0,2	0,4	-2,0	+0,0	2,0
Puffer2	+0,1	+0,3	0,1	-1,0	-0,1	0,9	-0,5	+0,5	1,0	-1,1	-0,1	0,9	-0,4	-0,2	0,2	-2,6	-0,2	2,4
Bestand1	-0,1	+0,0	0,1	-0,2	+0,4	0,6	-0,3	-0,6	-0,3	-0,8	-0,1	0,7	+1,1	+1,2	0,1	-2,6	-0,2	2,4
Bestand2	+0,1	+0,1	0,0	-1,3	-0,4	0,9	+0,4	+0,4	0,0	-1,6	-0,2	1,4	-0,2	-0,3	-0,1	-2,2	-0,2	2,0

Tab. 25: Mediane der ökologischen Zeigerwerte, berechnet mit Turboveg; L = Licht, T = Temperatur, K = Kontinentalität, F = Feuchte, R = Reaktion, S = Stickstoff, MED = Median, P = percentage (quantitativer bzw. gewichteter Zeigerwert)

	L_MED_P	T_MED_P	K_MED_P	F_MED_P	R_MED_P	N_MED_P	S_MED_P
WW1	6	5,5	5	4	2	3	0
WW2	6	3,5	5	4	2	3	0
WW3	6	6	5	4	2,5	3	0
WW4	6	5	4,5	4	2	3	0
Puffer 1	6	5	5	4	2,5	3	0
Puffer 2	6	6	5	4	2	3	0
Bestand 1	6	5	5	4,5	4	3	0
Bestand 2	5	4	5	4	2	3	0

Anhang 3.1.3: Diversitätsindizes

Tab. 26: Shannon-Indizes (H') der PK im Vergleich zwischen 2016 und 2022 und zwischen Excel und Turboveg (TV)

	H' Turboveg (TV)		Differenz 2016- 2022	H' Excel		Hmax Excel	Differenz 2016- 2022	Differenz zw. TV 2016 und Excel 2016	Differenz zw. TV 2022 und Excel 2022
Probekreis	2016	2022		2016	2022	2022			
WW1	1,98	2,04	0,06	1,97	2,09	2,94	0,12	0,01	0,05
WW2	1,69	2,02	0,33	1,59	1,13	2,64	-0,46	0,1	0,89
WW3	1,7	2,1	0,4	1,47	0,64	2,89	-0,83	0,23	1,46
WW4	1,78	2	0,22	1,71	0,96	3,04	-0,75	0,07	1,04
Puffer 1	1,9	1,89	-0,01	1,62	0,99	3,04	-0,63	0,28	0,90
Puffer 2	1,9	1,27	-0,63	1,62	0,95	2,4	-0,67	0,28	0,32
Bestand 1	1,4	1,92	0,52	0,84	1,15	3	0,31	0,56	0,77
Bestand 2	1,71	1,61	-0,1	1,5	0,94	2,64	-0,56	0,21	0,67

Die rot markierten Werte zeigen die jeweils höchsten und niedrigsten Werte pro Jahr und pro Auswertungsmethode.

Tab. 27: Evenness aller PK, Gegenüberstellung 2016 und 2022, berechnet mit Excel

Probekreis	2016 Excel	2022 Excel
WW1	0,73	0,71
WW2	0,62	0,43
WW3	0,59	0,22
WW4	0,67	0,31
Puffer 1	0,57	0,32
Puffer 2	0,61	0,40
Bestand 1	0,33	0,38
Bestand 2	0,58	0,36

Anhang 3.2: Verjüngung

Tab. 28: Zusammenfassung der Verjüngungsaufnahmeformulare von WW1

Aufnahmedatum WW1 Himmelsrichtung Baumgröße Baumar Verbisschadstufe	24.06.2022 Nord <0,2m	24.06.2022 Nord 0,2 – 0,49m	24.06.2022 Nord 0,5 – 1,29 m	24.06.2022 Nord 1,3 – 2,0 m	24.06.2022 Ost <0,2m	24.06.2022 Ost 0,2 – 0,49m	24.06.2022 Ost 0,5 – 1,29 m	24.06.2022 Ost 1,3 – 2,0 m	24.06.2022 Süd <0,2m	24.06.2022 Süd 0,2 – 0,49m	24.06.2022 Süd 0,5 – 1,29 m	24.06.2022 Süd 1,3 – 2,0 m	24.06.2022 West <0,2m	24.06.2022 West 0,2 – 0,49m	24.06.2022 West 0,5 – 1,29 m	24.06.2022 West 1,3 – 2,0 m	
GKI	0				3	1								1			
GKI	1				1												
GKI	2				1									1			
GKI	3				5			1						1			
GKI	4											1					
RBU	0																
RBU	1																
RBU	2																
RBU	3				2												
RBU	4																
GBI	0																
GBI	1																
GBI	2																
GBI	3																
GBI	4																
EIU	0																
EIU	1																
EIU	2																
EIU	3				4	1			1				5			1	
EIU	4											1					
EB	0																
EB	1																
EB	2																
EB	3														1		1
EB	4																
STK	0																
STK	1																
STK	2																
STK	3																
STK	4																
FLB	0																
FLB	1																
FLB	2																
FLB	3																
FLB	4																
ELA	0																
ELA	1																
ELA	2																
ELA	3																
ELA	4																
DGU	0																
DGU	1																
DGU	2																
DGU	3																
DGU	4																
AS	0																
AS	1																
AS	2																
AS	3																
AS	4																

Tab. 29: Zusammenfassung der Verjüngungsaufnahmeformulare von WW2

Aufnahmedatum	25.06.2022	25.06.2022	25.06.2022	25.06.2022	25.06.2022	25.06.2022	25.06.2022	25.06.2022	25.06.2022	25.06.2022	25.06.2022	25.06.2022	25.06.2022	25.06.2022	25.06.2022	25.06.2022	
WW2 Himmelsrichtung	Nord <0,2m	Nord 0,2 – 0,49m	Nord 0,5 – 1,29 m	Nord 1,3 – 2,0 m	Ost <0,2m	Ost 0,2 – 0,49m	Ost 0,5 – 1,29 m	Ost 1,3 – 2,0 m	Süd <0,2m	Süd 0,2 – 0,49m	Süd 0,5 – 1,29 m	Süd 1,3 – 2,0 m	West <0,2m	West 0,2 – 0,49m	West 0,5 – 1,29 m	West 1,3 – 2,0 m	
Baumgröße																	
Baumart/Verbisschadstufe																	
GKI	0												3	4		5	1
GKI	1		1	1											1		
GKI	2			3											1		
GKI	3			1													
GKI	4																
RBU	0																
RBU	1																
RBU	2																
RBU	3																
RBU	4																
GBI	0																
GBI	1																
GBI	2													1			
GBI	3																
GBI	4																
EIU	0																
EIU	1																
EIU	2																
EIU	3																
EIU	4																
EB	0																
EB	1																
EB	2																
EB	3																
EB	4																
STK	0																
STK	1																
STK	2																
STK	3																
STK	4																
FLB	0																
FLB	1																
FLB	2																
FLB	3																
FLB	4																
ELA	0																
ELA	1																
ELA	2																
ELA	3																
ELA	4																
DGU	0			1													
DGU	1																
DGU	2																
DGU	3																
DGU	4																
AS	0																
AS	1																
AS	2																
AS	3																
AS	4																

Tab. 30: Zusammenfassung der Verjüngungsaufnahmeformulare von WW3

Aufnahmedatum	27.06.2022	27.06.2022	27.06.2022	27.06.2022	27.06.2022	27.06.2022	27.06.2022	27.06.2022	27.06.2022	27.06.2022	27.06.2022	27.06.2022	27.06.2022	27.06.2022	27.06.2022	
WW3 Himmelsrichtung	Nord <0,2m	Nord 0,2 – 0,49m	Nord 0,5 – 1,29 m	Nord 1,3 – 2,0 m	Ost <0,2m	Ost 0,2 – 0,49m	Ost 0,5 – 1,29 m	Ost 1,3 – 2,0 m	Süd <0,2m	Süd 0,2 – 0,49m	Süd 0,5 – 1,29 m	Süd 1,3 – 2,0 m	West <0,2m	West 0,2 – 0,49m	West 0,5 – 1,29 m	West 1,3 – 2,0 m
Baumar Verbisschadstufe																
GKI	0															
GKI	1															
GKI	2															
GKI	3															
GKI	4															
RBU	0															
RBU	1															
RBU	2															
RBU	3															
RBU	4															
GBI	0															
GBI	1															
GBI	2															
GBI	3															
GBI	4															
EIU	0															
EIU	1															
EIU	2															
EIU	3															
EIU	4															
EB	0															
EB	1															
EB	2															
EB	3															
EB	4															
STK	0					5				7						
STK	1															
STK	2									2						
STK	3									2						
STK	4															
FLB	0															
FLB	1															
FLB	2	2														
FLB	3				1											
FLB	4															
ELA	0															
ELA	1															
ELA	2															
ELA	3															
ELA	4															
DGU	0															
DGU	1															
DGU	2															
DGU	3															
DGU	4															
AS	0															
AS	1															
AS	2															
AS	3															
AS	4															

Tab. 31: Zusammenfassung der Verjüngungsaufnahmeformulare von WW4

Aufnahmedatum	27.06.2022	27.06.2022	27.06.2022	27.06.2022	27.06.2022	27.06.2022	27.06.2022	27.06.2022	27.06.2022	27.06.2022	27.06.2022	27.06.2022	27.06.2022	27.06.2022	27.06.2022	
WW4 Himmelsrichtung	Nord <0,2m	Nord 0,2 – 0,49m	Nord 0,5 – 1,29 m	Nord 1,3 – 2,0 m	Ost <0,2m	Ost 0,2 – 0,49m	Ost 0,5 – 1,29 m	Ost 1,3 – 2,0 m	Süd <0,2m	Süd 0,2 – 0,49m	Süd 0,5 – 1,29 m	Süd 1,3 – 2,0 m	West <0,2m	West 0,2 – 0,49m	West 0,5 – 1,29 m	West 1,3 – 2,0 m
GKI	0			1		1			1							
GKI	1															
GKI	2				1											
GKI	3							1					2	1		
GKI	4															
RBU	0															
RBU	1															
RBU	2															
RBU	3															
RBU	4															
GBI	0			1												
GBI	1															
GBI	2					4										
GBI	3				3											
GBI	4															
EIU	0															
EIU	1															
EIU	2															
EIU	3															
EIU	4															
EB	0															
EB	1															
EB	2															
EB	3															
EB	4															
STK	0									1						
STK	1															
STK	2															
STK	3															
STK	4															
FLB	0															
FLB	1															
FLB	2															
FLB	3															
FLB	4															
ELA	0															
ELA	1															
ELA	2															
ELA	3															
ELA	4															
DGU	0															
DGU	1															
DGU	2															
DGU	3															
DGU	4															
AS	0															
AS	1															
AS	2															
AS	3															
AS	4															

Tab. 32: Zusammenfassung der Verjüngungsaufnahmeformulare von Puffer 1

Aufnahmedatum	20.06.2022	20.06.2022	20.06.2022	20.06.2022	20.06.2022	22.06.2022	22.06.2022	22.06.2022	22.06.2022	22.06.2022	22.06.2022	22.06.2022	22.06.2022	22.06.2022	22.06.2022	22.06.2022	22.06.2022
Puffer1 Himmelsrichtung	Nord <0,2m	Nord 0,2 – 0,49m	Nord 0,5 – 1,29 m	Nord 1,3 – 2,0 m	Ost <0,2m	Ost 0,2 – 0,49m	Ost 0,5 – 1,29 m	Ost 1,3 – 2,0 m	Süd <0,2m	Süd 0,2 – 0,49m	Süd 0,5 – 1,29 m	Süd 1,3 – 2,0 m	West <0,2m	West 0,2 – 0,49m	West 0,5 – 1,29 m	West 1,3 – 2,0 m	
Baumgröße																	
Baumart\Verbisschadstufe																	
GKI	0	1	3	11											2	2	2
GKI	1			5											1	2	
GKI	2		1	3											4	3	
GKI	3		1												1		1
GKI	4																
RBU	0																
RBU	1																
RBU	2																
RBU	3																
RBU	4																
GBI	0																
GBI	1																
GBI	2																
GBI	3																
GBI	4																
EIU	0																
EIU	1																
EIU	2																
EIU	3	1	3	1											1	1	
EIU	4																
EB	0																
EB	1																
EB	2																
EB	3																
EB	4																
STK	0																
STK	1																
STK	2																
STK	3																
STK	4																
FLB	0																
FLB	1																
FLB	2																
FLB	3																
FLB	4																
ELA	0																
ELA	1																
ELA	2																
ELA	3																
ELA	4																
DGU	0																
DGU	1																
DGU	2																
DGU	3																
DGU	4																
AS	0																
AS	1																
AS	2																
AS	3																
AS	4																

Tab. 33: Zusammenfassung der Verjüngungsaufnahmeformulare von Puffer 2

Aufnahmedatum	23.09.2022	23.09.2022	23.09.2022	23.09.2022	23.09.2022	23.09.2022	23.09.2022	23.09.2022	23.09.2022	23.09.2022	23.09.2022	23.09.2022	23.09.2022	23.09.2022	23.09.2022	23.09.2022	
Puffer 2 Himmelsrichtung	Nord <0,2m	Nord 0,2 – 0,49m	Nord 0,5 – 1,29 m	Nord 1,3 – 2,0 m	Ost <0,2m	Ost 0,2 – 0,49m	Ost 0,5 – 1,29 m	Ost 1,3 – 2,0 m	Süd <0,2m	Süd 0,2 – 0,49m	Süd 0,5 – 1,29 m	Süd 1,3 – 2,0 m	West <0,2m	West 0,2 – 0,49m	West 0,5 – 1,29 m	West 1,3 – 2,0 m	
Baumgröße																	
Baumart/Verbisschadstufe																	
GKI	0												1			2	
GKI	1												1			1	
GKI	2												1			1	
GKI	3		1										1	3		2	
GKI	4															5	1
RBU	0																
RBU	1																
RBU	2																
RBU	3																
RBU	4																
GBI	0																
GBI	1																
GBI	2																
GBI	3																
GBI	4																
EIU	0					1											
EIU	1																
EIU	2																
EIU	3		2	1													
EIU	4																
EB	0																
EB	1																
EB	2																
EB	3																
EB	4																
STK	0	1					5						1				
STK	1																
STK	2																
STK	3																
STK	4																
FLB	0																
FLB	1																
FLB	2																
FLB	3																
FLB	4																
ELA	0																
ELA	1																
ELA	2																
ELA	3																
ELA	4																
DGU	0																
DGU	1																
DGU	2																
DGU	3																
DGU	4																
AS	0																
AS	1																
AS	2																
AS	3																
AS	4																

Tab. 34: Zusammenfassung der Verjüngungsaufnahmeformulare von Bestand 1

Aufnahmedatum	22.06.2022	22.06.2022	22.06.2022	22.06.2022	22.06.2022	22.06.2022	22.06.2022	22.06.2022	22.06.2022	22.06.2022	22.06.2022	22.06.2022	22.06.2022	22.06.2022	22.06.2022	
Bestand1 Himmelsrichtung	Nord <0,2m	Nord 0,2 – 0,49m	Nord 0,5 – 1,29 m	Nord 1,3 – 2,0 m	Ost <0,2m	Ost 0,2 – 0,49m	Ost 0,5 – 1,29 m	Ost 1,3 – 2,0 m	Süd <0,2m	Süd 0,2 – 0,49m	Süd 0,5 – 1,29 m	Süd 1,3 – 2,0 m	West <0,2m	West 0,2 – 0,49m	West 0,5 – 1,29 m	West 1,3 – 2,0 m
GKI	0															
GKI	1															
GKI	2		1													
GKI	3															
GKI	4															
RBU	0															
RBU	1															
RBU	2															
RBU	3															
RBU	4															
GBI	0															
GBI	1															
GBI	2															
GBI	3															
GBI	4															
EIU	0															
EIU	1															
EIU	2		1													
EIU	3				2											
EIU	4															
EB	0															
EB	1															
EB	2															
EB	3															
EB	4															
STK	0															
STK	1															
STK	2															
STK	3															
STK	4															
FLB	0															
FLB	1															
FLB	2															
FLB	3															
FLB	4															
ELA	0															
ELA	1															
ELA	2															
ELA	3															
ELA	4															
DGU	0							1								
DGU	1															
DGU	2							1								
DGU	3															
DGU	4															
AS	0															
AS	1															
AS	2															
AS	3															
AS	4															

Tab. 35: Zusammenfassung der Verjüngungsaufnahmeformulare von Bestand 2

Aufnahmedatum	23.06.2022	23.06.2022	23.06.2022	23.06.2022	23.06.2022	23.06.2022	23.06.2022	23.06.2022	23.06.2022	23.06.2022	23.06.2022	23.06.2022	23.06.2022	23.06.2022	23.06.2022	23.06.2022
Bestand2 Himmelsrichtung	Nord <0,2m	Nord 0,2 – 0,49m	Nord 0,5 – 1,29 m	Nord 1,3 – 2,0 m	Ost <0,2m	Ost 0,2 – 0,49m	Ost 0,5 – 1,29 m	Ost 1,3 – 2,0 m	Süd <0,2m	Süd 0,2 – 0,49m	Süd 0,5 – 1,29 m	Süd 1,3 – 2,0 m	West <0,2m	West 0,2 – 0,49m	West 0,5 – 1,29 m	West 1,3 – 2,0 m
GKI	0			1			1									1
GKI	1				1											
GKI	2		2	1											2	
GKI	3		3		1			1	5	1			2			2
GKI	4															
RBU	0															
RBU	1															
RBU	2															
RBU	3															
RBU	4															
GBI	0															
GBI	1															
GBI	2															
GBI	3															1
GBI	4															
EIU	0		1													
EIU	1															
EIU	2															
EIU	3		1				3	3							1	3
EIU	4															
EB	0															
EB	1															
EB	2															
EB	3															
EB	4															
STK	0															
STK	1															
STK	2															
STK	3															
STK	4															
FLB	0															
FLB	1															
FLB	2															
FLB	3															
FLB	4															
ELA	0															
ELA	1															
ELA	2															
ELA	3															
ELA	4															
DGU	0															
DGU	1															
DGU	2															
DGU	3															
DGU	4															
AS	0															
AS	1															
AS	2															
AS	3															
AS	4															

Baumindividuen 2016																					
	WW 1		WW 2		WW 3		WW 4		Puffer 1		Puffer 2		Bestand 1		Bestand 2						
Baumart	Anzahl	Anzahl	Anzahl	Anzahl	Anzahl	Anzahl	gesamt	Individuen je ha	Baumart	Summe Windwurf	Individuen je ha	Summe Bestand	Individuen je ha								
GKI	74	131	18	32	37	131	23	21	467	11675	GKI	255	12750	44	4400						
RBU	11	0	3	0	0	0	2	9	25	625	RBU	14	700	11	1100						
GBI	7	12	10	38	7	13	4	5	96	2400	GBI	67	3350	9	900						
EIU	38	46	5	8	15	10	15	12	149	3725	EIU	97	4850	27	2700						
EB	3	2	0	0	2	7	2	2	450	EB	5	250	4	400							
STK	2	5	0	0	0	0	0	0	7	175	STK	7	350	0	0						
FLB	0	0	0	0	1	1	1	1	100	FLB	0	0	2	200							
ELA	0	0	0	1	0	0	0	0	1	25	ELA	1	50	0	0						
DGU	0	0	0	0	0	0	4	0	4	100	DGU	0	0	4	400						
Summe Individuen	135	196	36	79	62	162	51	50	771	19275	Summe Individuen	446	22300	101	10100						
Summe Arten	6	5	4	4	5	5	7	6													
Baumindividuen 2022																					
	WW 1		WW 2		WW 3		WW 4		Puffer 1		Puffer 2		Bestand 1		Bestand 2						
Baumart	Anzahl	Anzahl	Anzahl	Anzahl	Anzahl	Anzahl	gesamt	Individuen je ha	Baumart	Summe Windwurf	Individuen je ha	Summe Bestand	Individuen je ha								
GKI	17	21	0	9	46	22	1	24	140	3500	GKI	47	2350	25	2500						
RBU	2	0	0	0	0	0	0	1	3	75	RBU	2	100	1	100						
GBI	0	1	0	8	0	0	0	1	10	250	GBI	9	450	1	100						
EIU	13	1	0	0	7	12	5	13	51	1275	EIU	14	700	18	1800						
EB	2	0	0	0	0	0	0	0	2	50	EB	2	100	0	0						
STK	0	0	16	1	0	7	1	0	25	625	STK	17	850	1	100						
FLB	0	0	3	0	0	0	0	0	3	75	FLB	3	150	0	0						
ELA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	ELA	0	0	0	0						
DGU	0	1	0	0	0	0	4	0	5	125	DGU	1	50	4	400						
AS	0	0	0	0	1	0	0	0	1	25	AS	0	0	0	0						
Summe Individuen	34	24	19	18	54	41	11	39	240	6000	Summe Individuen	95	4750	50	5000						
Summe Arten	4	4	2	3	3	3	4	4													
Erläuterung zur Berechnung der Individuen je ha:																					
4 Sattelitenkreise je PK á 12,5 m ² = 50 m ²																					
8 PK x 50 m ² = 400 m ² = 0,04 ha																					
Individuenzahl : Fläche in ha (0,04 ha) = Individuen je ha																					

Abb. 109: Anzahl der Verjüngungsindividuen nach Baumart (je PK, gesamt, je ha, im Windwurf, im Bestand); Vergleich zwischen 2016 und 2022

Anhang 3.2.1: Artenzusammensetzung

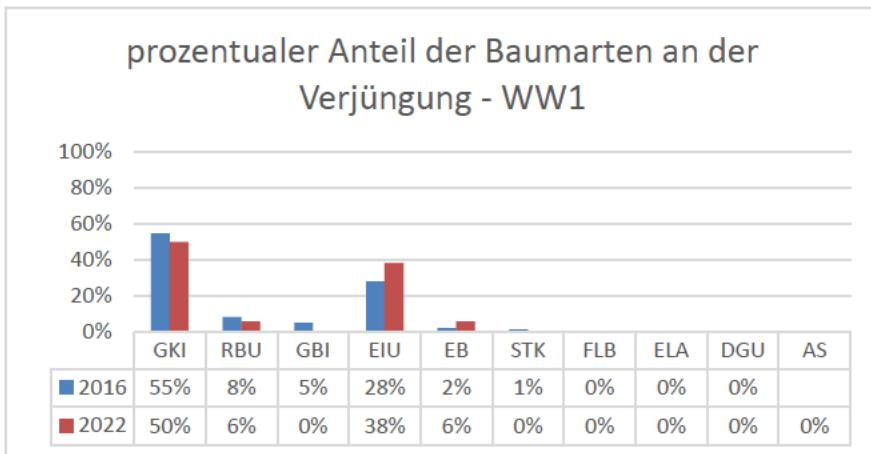


Abb. 110: prozentualer Anteil der Baumarten an der Verjüngung - WW1, 2016 + 2022

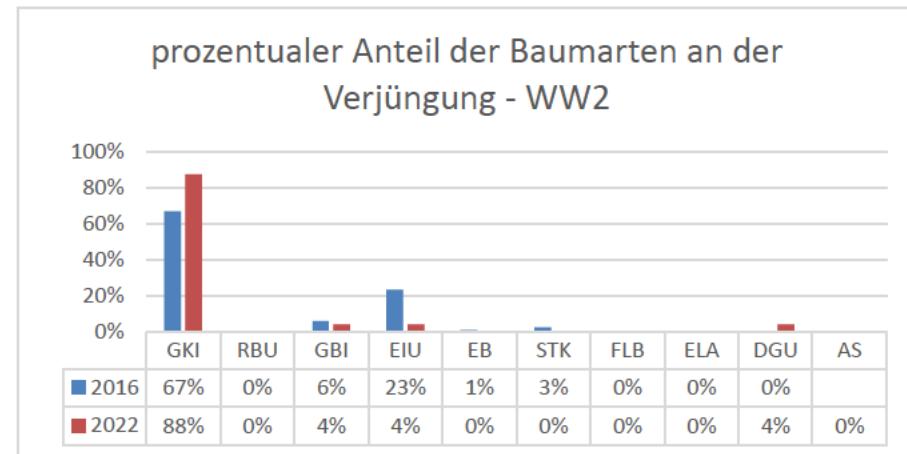


Abb. 111: prozentualer Anteil der Baumarten an der Verjüngung - WW2, 2016 + 2022

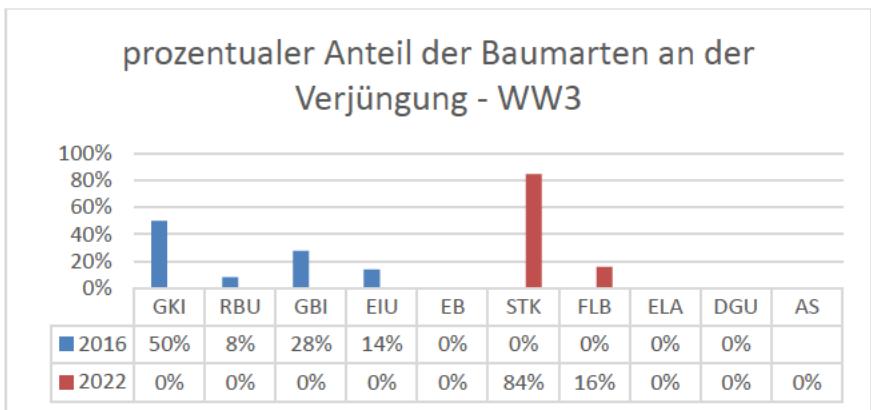


Abb. 112: prozentualer Anteil der Baumarten an der Verjüngung - WW3, 2016 + 2022

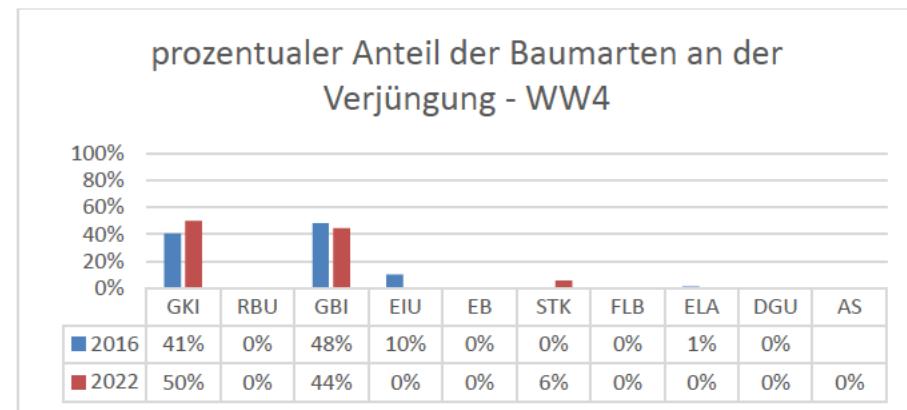


Abb. 113: prozentualer Anteil der Baumarten an der Verjüngung - WW4, 2016 + 2022

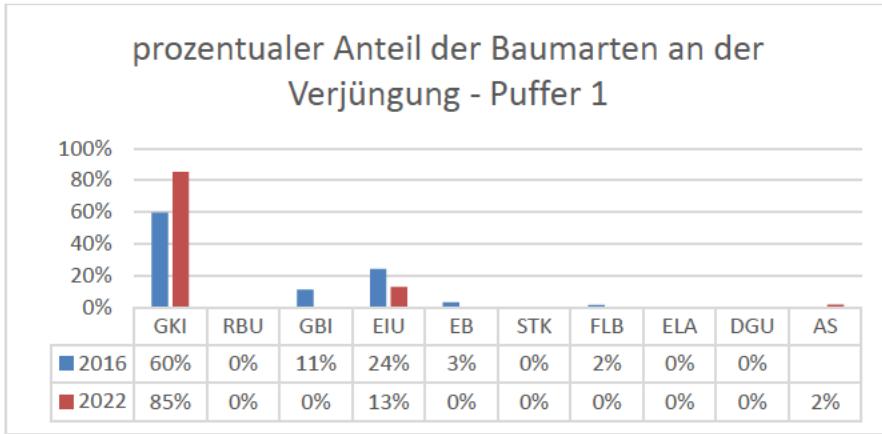


Abb. 114: prozentualer Anteil der Baumarten an der Verjüngung - Puffer 1, 2016 + 2022

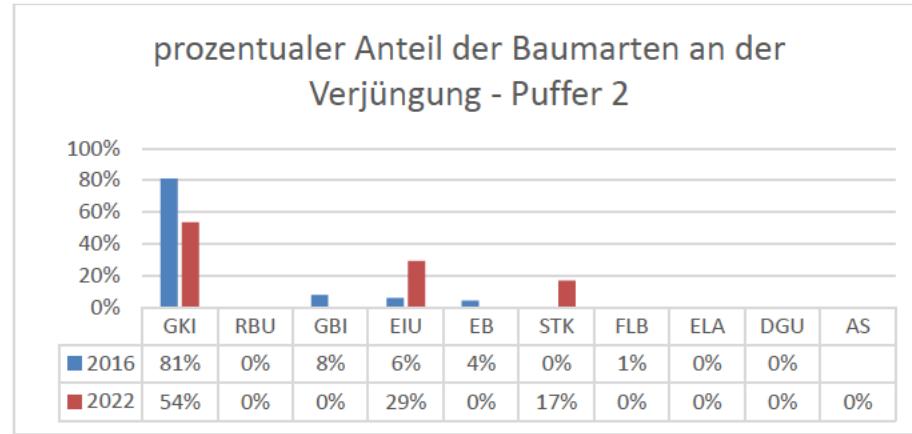


Abb. 115: prozentualer Anteil der Baumarten an der Verjüngung - Puffer 2, 2016 + 2022

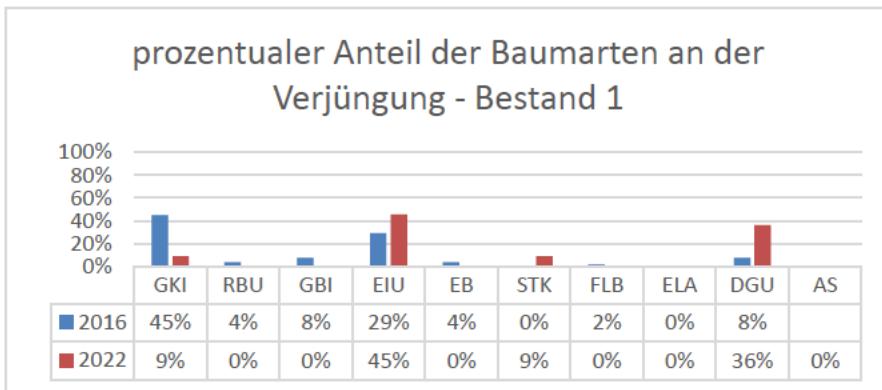


Abb. 116: prozentualer Anteil der Baumarten an der Verjüngung - Bestand 1, 2016 + 2022

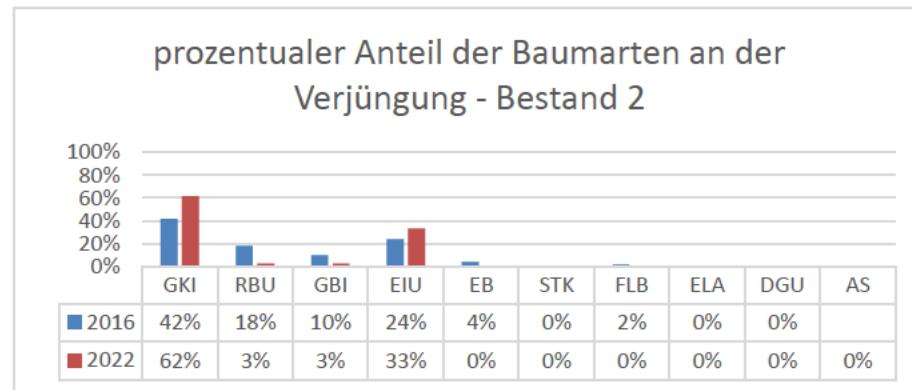


Abb. 117: prozentualer Anteil der Baumarten an der Verjüngung - Bestand 2, 2016 + 2022



Anlage 1 - Gehölzartenliste

Name	Kürzel	Name	Kürzel
Abendl. Lebensbaum	ALB	Gemeine Fichte	GFI
Ährige Felsenbirne	AFB	Gemeine Kiefer	GKI
Alpenjohannisbeere	AJO	Gemeine Robinie	RO
Amerik. Gleditschie	GLE	Gemeiner Götterbaum	GO
Amerikan. Edeltanne	ETA	Gemeiner Wacholder	GWA
andere Hartriegel	HRA	Gewöhnl. Goldregen	GGO
andere Hasel	HAA	Gewöhnl. Traubenkirsche	GTK
andere Strauchweiden	WEA	Goldjohannisbeere	GJO
Aspe	AS	Graue Douglasie	CDG
Aspen-Hybriden	HAS	Graupappel+Hybriden	GPA
Balsampappelhybriden	BPA	Grauweide (Aschweide)	GWE
Bastardindigo	GBA	Groß. Pfeifenstrauch	PF
Baumhasel	BHA	Grüne Douglasie	GDG
Beeren-Eibe	EIB	Grünerle	GER
Bergahorn	BAH	Hainbuche	HBU
Bergkiefer	BKI	Heckenrose	CRO
Bergrüster	BRU	Hickory-Arten	HI
Besenginster	BG	Hirsch - Holunder	HHO
Birke (unklar)	BIU	Hirschkolkbenumach	HSM
Blaue Douglasie	BDG	Holländ. Rüster	HRU
Blutroter Hartriegel	RHR	Holz (Art unklar)	H
Bruchweide	BWE	Hundsröse	HRS
Coloradotanne	CTA	Hybrid-Forsythie	HFO
Douglasie (unklar)	DGU	Hybridlärche	HLA
Echte Felsenbirne	EFB	Japan. Lärche	JLA
Echte Mehlbeere	ME	Kanad. Hemlocktanne	KHT
Echtes Geißblatt	CHE	Kartoffelrose	KRO
Edel-Eberesche	EEB	Kornelkirsche	KHR
Edelkastanie	EK	Küstentanne	KTA
Efeu	EF	Laubholz (Art unklar)	LH
Eibe	EIB	Lawsonscheinzypresse	LLZ
Eingriffl. Weißdorn	EWD	Liguster	LIG
Elsbeere	EL	Linde (unklar)	LIU
Engelmannfichte	EFI	Lorbeerweide	LWE
Eschenblättr. Ahorn	EAH	Mahonie	MAA
Europ. Lärche	ELA	Mammutbäume	MA
Europ. Spindelbaum	ESB	Mandsch.(Feuer)Ahorn	MAH
Europ. Schwarzpappel	SPA	Maulbeeren	MB
Fahlweide	FWE	Moorbirke	MBI
Feldahorn	FAH	Morgenl. Lebensbaum	MLB
Feldrüster	FRU	Murraykiefer	MKI
Filzrose	FRO	Nadelholz (Art unklar)	NH
Gelbkiefer	PKI	Nikkotanne	HTA
Gem. Berberitze	GBE	Nordmanntanne	NTA
Gem. Blasenstrauch	GBL	Nussbaum-Arten	NB
Gem. Erbsstrauch	EBS	Ohrweide	OWE
Gem. Faulbaum	FLB	Omorikafichte	OFI
Gem. Flieder	GFL	Pappel (unklar)	PAU
Gem. Schneeball	GSL	Platanen	PLT
Gemeine Birke	GBI	Purgier-Kreuzdorn	KRE
Gemeine Eberesche	EB	Rhododendronarten	ROD
Gemeine Esche	GES	Riesenlebensbaum	RLB

Abb. 118: Erläuterung der verwendeten Abkürzungen für die Baumarten in der Verjüngung (FORSTLICHES VERSUCHSWESEN 2007: 12)



Name	Kürzel
Roßkastanie	RK
Rotbuche	RBU
Rote Heckenkirsche	RHE
Rote Johannisbeere	RJO
Roteiche	REI
Roterle	RER
Rotfichte	RFI
Rumelische Kiefer	RKI
Rüster (unklar)	RUU
Salweide	SWE
Sanddorn	SND
Schleh-(Schwarz)Dorn	SDO
Schmalbl. Ölweide	SOL
Schnbbl.Blasenspiere	SBS
Schneebeeren	SE
Schw. Heckenkirsche	SHE
Schw. Johannisbeere	NJO
Schwarzer Holunder	SHO
Schwarzfichte	MFI
Schwarzkiefer	SKI
Schwarzpappelhybrid.	HPA
Silberahorn	IAH
Silberpappel	WPA
Sitkafichte	SFI
Sommerlinde	SLI
sonst. Felsenbirnen	FBS
Sonst. Hemlocktannen	HTS
Sonst. Lebensbäume	LBS
sonst. Ölweiden	OLS
sonst. Rosen	RSS
sonst. Straucharten	SSS
Sonst.Hartlb.baum.	HLS
sonst.Heckenkirschen	HES
sonst.Johannisbeeren	JOS
Sonst.Nadelbaumart.	NDS
Sonst.Obstbäume	KBS
Sonst.Weichlb.baum.	WLS
Sonstige Ahornarten	AHS
Sonstige Baumweiden	WEB
Sonstige Birken	BIS
Sonstige Buchen	BUS
Sonstige Douglasien	DGS
Sonstige Eichen	EIS
Sonstige Eschen	ESS
Sonstige Fichten	FIS
Sonstige Kiefern	KIS
Sonstige Lärchen	LAS
Sonstige Linden	LIS
Sonstige Mehlbeeren	MES
Sonstige Pappeln	PAS
Sonstige Rüster	RUS
Sonstige Scheinzypr.	LZS

Name	Kürzel
Sonstige Tannen	TAS
Sonstige Wacholder	WAS
Spätblüh.Traubenzweig	STK
Speierling	SG
Speierling	SG
Spiersträucher	SS
Spitzahorn	SAH
Stachelbeere	STB
Stechfichte	BFI
Stechpalme	STP
Steinwechsel	WKB
Stiel-Traubeneiche (unklar)	EIU
Stieleiche	SEI
Strauchhasel	SHA
Sumpfeiche	PEI
Tatar. Heckenkirsche	THE
Tatarischer Ahorn	TAH
Taubeneiche	TEI
Trichocarpa-Pappel	TPA
Veitchtanne	VTA
Vogelkirsche	VKB
Weide (unklar)	WEU
Weißdorn - Arten	WD
Weißer Hartriegel	THR
Weißerle	WER
Weißesche	WES
Weißfichte	WFI
Weißräster	WRU
Weißtanne	WTA
Weißweide	WWE
Westamer.Hemlockta.	WHT
Weymouthskiefer	WKI
Wildapfel	AB
Wildbirne	BB
Winterlinde	WLI
Wolliger Schneeball	WSL
Zerreiche	ZEI
Zirbelkiefer	ZKI
Zweigriffl. Weißdorn	ZWD
Zwergmispelarten	ZM

Abb. 119: Erläuterung der verwendeten Abkürzungen für die Baumarten in der Verjüngung (FORSTLICHES VERSUCHSWESEN 2007: 13)

Anhang 3.2.2: Größenklassen

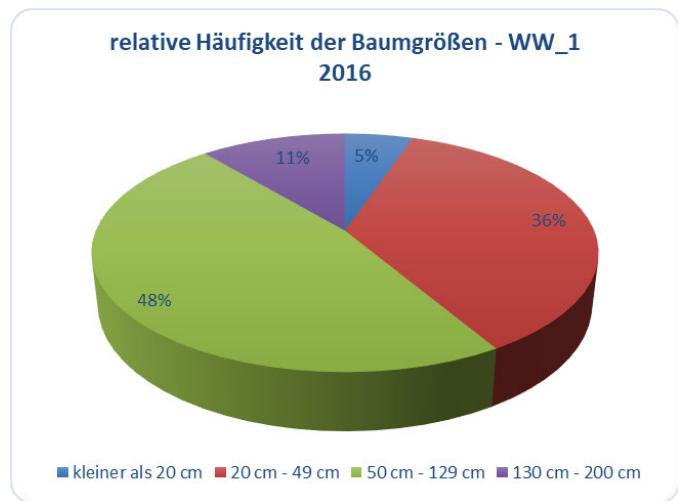


Abb. 120: prozentuale Anteile der Baumgrößenklassen in der Verjüngung, WW1 (2016)

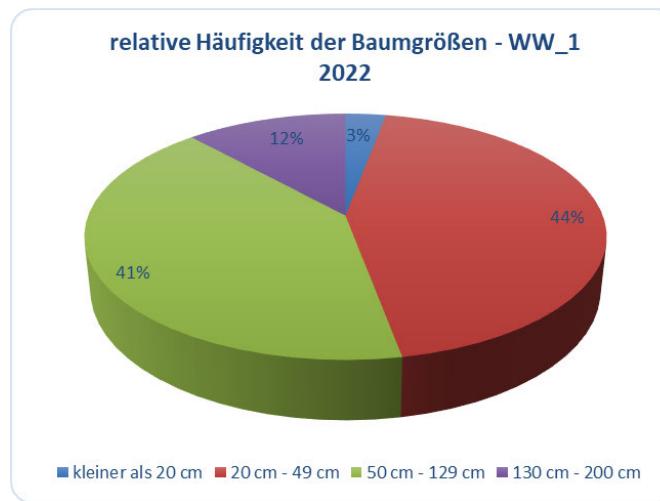


Abb. 121: prozentuale Anteile der Baumgrößenklassen in der Verjüngung, WW1 (2022)

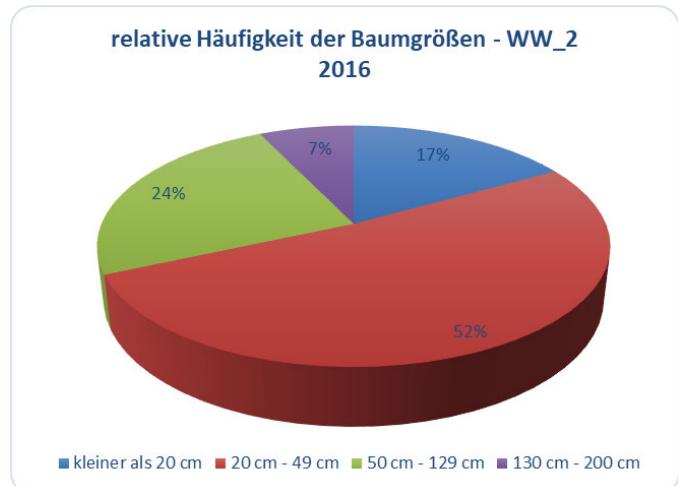


Abb. 122: prozentuale Anteile der Baumgrößenklassen in der Verjüngung, WW2 (2016)

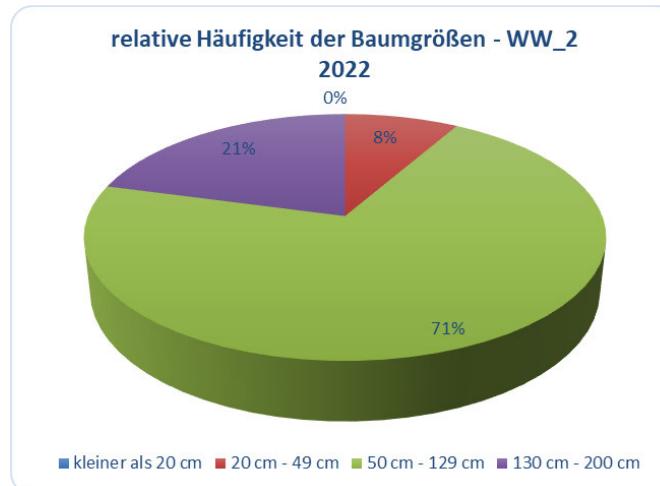


Abb. 123: prozentuale Anteile der Baumgrößenklassen in der Verjüngung, WW2 (2022)

relative Häufigkeit der Baumgrößen - WW_3
2016

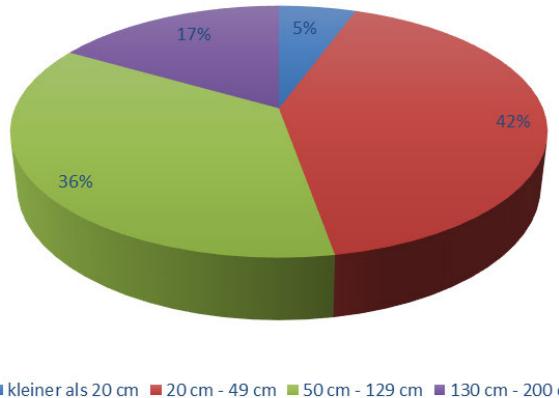


Abb. 124:prozentuale Anteile der Baumgrößenklassen in der Verjüngung, WW3 (2016)

relative Häufigkeit der Baumgrößen - WW_3
2022

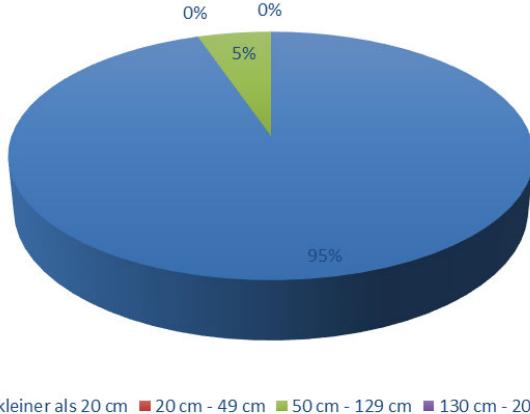


Abb. 125:prozentuale Anteile der Baumgrößenklassen in der Verjüngung, WW3 (2022)

relative Häufigkeit der Baumgrößen - WW_4
2016

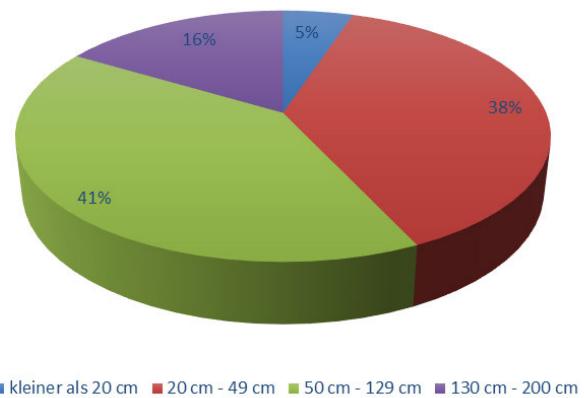


Abb. 126:prozentuale Anteile der Baumgrößenklassen in der Verjüngung, WW4 (2016)

relative Häufigkeit der Baumgrößen - WW_4
2022

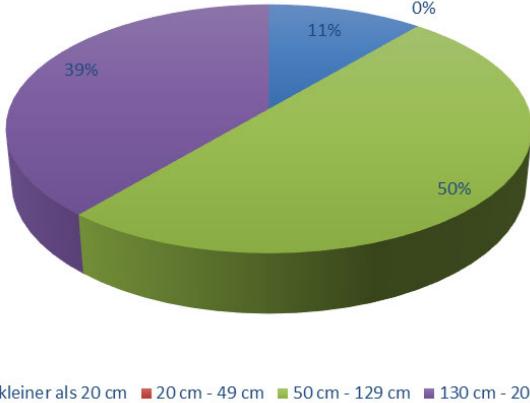


Abb. 127:prozentuale Anteile der Baumgrößenklassen in der Verjüngung, WW4 (2022)

relative Häufigkeit der Baumgrößen - Puffer_1
2016

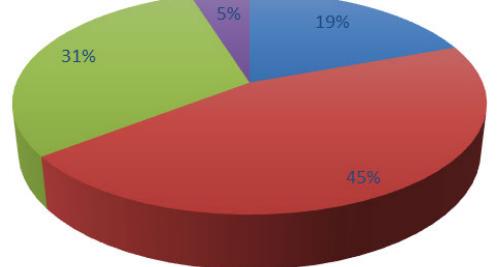


Abb. 128:prozentuale Anteile der Baumgrößenklassen in der Verjüngung, Puffer 1 (2016)

relative Häufigkeit der Baumgrößen - Puffer_1
2022

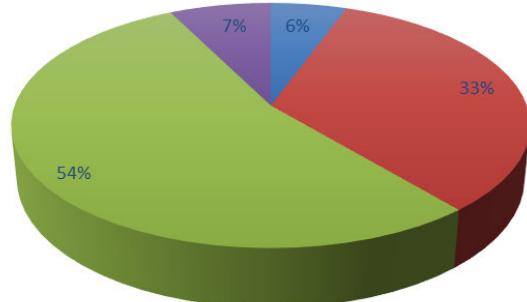


Abb. 129:prozentuale Anteile der Baumgrößenklassen in der Verjüngung, Puffer 1 (2022)

relative Häufigkeit der Baumgrößen - Puffer_2
2016

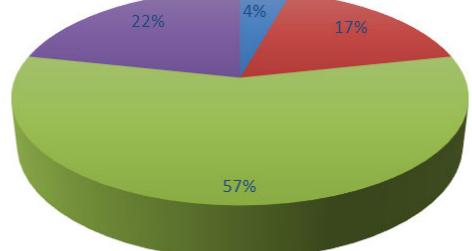


Abb. 130:prozentuale Anteile der Baumgrößenklassen in der Verjüngung, Puffer 2 (2016)

relative Häufigkeit der Baumgrößen - Puffer_2
2022

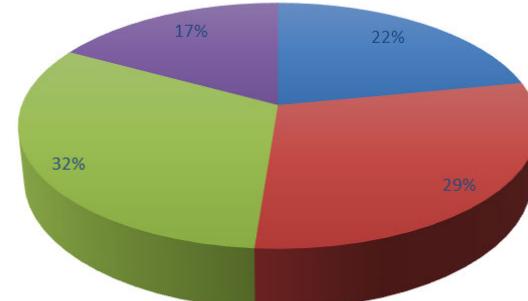


Abb. 131:prozentuale Anteile der Baumgrößenklassen in der Verjüngung, Puffer 2 (2022)

relative Häufigkeit der Baumgrößen - Bestand_1
2016

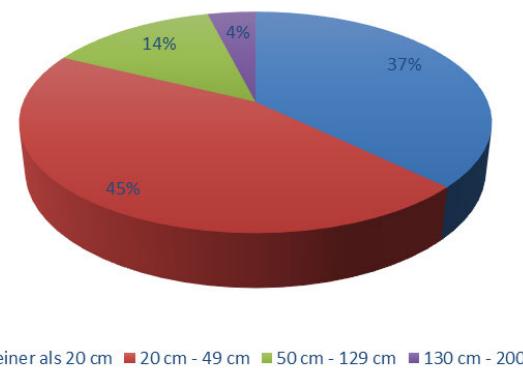


Abb. 132: prozentuale Anteile der Baumgrößenklassen in der Verjüngung, Bestand 1 (2016)

relative Häufigkeit der Baumgrößen - Bestand_1
2022

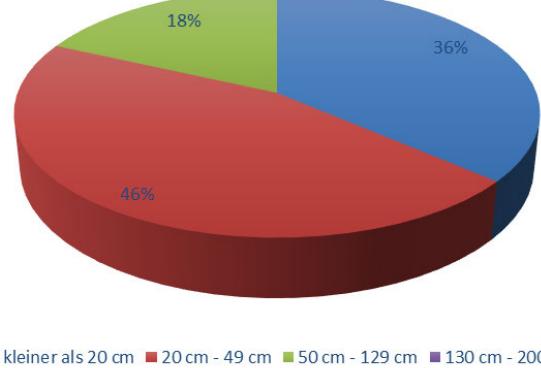


Abb. 133: prozentuale Anteile der Baumgrößenklassen in der Verjüngung, Bestand 1 (2022)

relative Häufigkeit der Baumgrößen - Bestand_2
2016

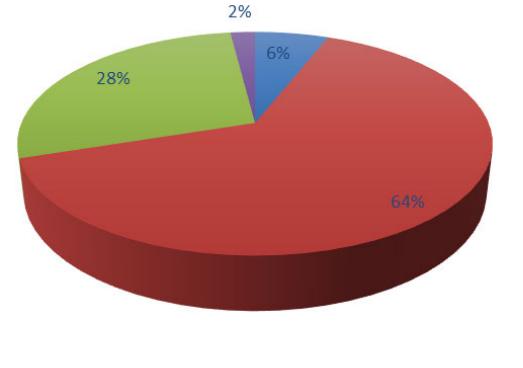


Abb. 134: prozentuale Anteile der Baumgrößenklassen in der Verjüngung, Bestand 2 (2016)

relative Häufigkeit der Baumgrößen - Bestand_2
2022

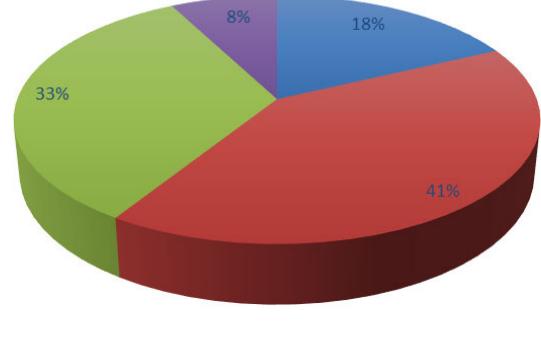


Abb. 135: prozentuale Anteile der Baumgrößenklassen in der Verjüngung, Bestand 2 (2022)

2016												2016							
Baumgröße	WW1	WW2	WW3	WW4	Puffer 1	Puffer 2	Bestand 1	Bestand 2		Baumgröße	WW1	WW2	WW3	WW4	Puffer 1	Puffer 2	Bestand 1	Bestand 2	
kleiner als 20 cm	7	33	2	4	12	7	19	3		kleiner als 20 cm	5,19%	16,84%	5,56%	5,06%	19,35%	4,32%	37,25%	6,00%	
20 cm - 49 cm	49	101	15	30	28	28	23	32		20 cm - 49 cm	36,30%	51,53%	41,67%	37,97%	45,16%	17,28%	45,10%	64,00%	
50 cm - 129 cm	64	48	13	32	19	92	7	14		50 cm - 129 cm	47,41%	24,49%	36,11%	40,51%	30,65%	56,79%	13,73%	28,00%	
130 cm - 200 cm	15	14	6	13	3	35	2	1		130 cm - 200 cm	11,11%	7,14%	16,67%	16,46%	4,84%	21,60%	3,92%	2,00%	
gesamt	135	196	36	79	62	162	51	50											
2022										2022									
Baumgröße	WW1	WW2	WW3	WW4	Puffer 1	Puffer 2	Bestand 1	Bestand 2		Baumgröße	WW1	WW2	WW3	WW4	Puffer 1	Puffer 2	Bestand 1	Bestand 2	
kleiner als 20 cm	1	0	18	2	3	9	4	7		kleiner als 20 cm	2,94%	0,00%	94,74%	11,11%	5,56%	21,95%	36,36%	17,95%	
20 cm - 49 cm	15	2	0	0	18	12	5	16		20 cm - 49 cm	44,12%	8,33%	0,00%	0,00%	33,33%	29,27%	45,45%	41,03%	
50 cm - 129 cm	14	17	1	9	29	13	2	13		50 cm - 129 cm	41,18%	70,83%	5,26%	50,00%	53,70%	31,71%	18,18%	33,33%	
130 cm - 200 cm	4	5	0	7	4	7	0	3		130 cm - 200 cm	11,76%	20,83%	0,00%	38,89%	7,41%	17,07%	0,00%	7,69%	
gesamt	34	24	19	18	54	41	11	39											
Differenz										Differenz									
Baumgröße	WW1	WW2	WW3	WW4	Puffer 1	Puffer 2	Bestand 1	Bestand 2		Baumgröße	WW1	WW2	WW3	WW4	Puffer 1	Puffer 2	Bestand 1	Bestand 2	
kleiner als 20 cm	-6	-33	16	-2	-9	2	-15	4		kleiner als 20 cm	-2,24%	-16,84%	89,18%	6,05%	-13,80%	17,63%	-0,89%	11,95%	
20 cm - 49 cm	-34	-99	-15	-30	-10	-16	-18	-16		20 cm - 49 cm	7,82%	-43,20%	-41,67%	-37,97%	-11,83%	11,98%	0,36%	-22,97%	
50 cm - 129 cm	-50	-31	-12	-23	10	-79	-5	-1		50 cm - 129 cm	-6,23%	46,34%	-30,85%	9,49%	23,06%	-25,08%	4,46%	5,33%	
130 cm - 200 cm	-11	-9	-6	-6	1	-28	-2	2		130 cm - 200 cm	0,65%	13,69%	-16,67%	22,43%	2,57%	-4,53%	-3,92%	5,69%	

Abb. 136:links: Anzahl der Verjüngungsindividuen je Größenklasse pro PK, rechts: prozentuale Anteile der Größenklassen an der Gesamtverjüngung der PK; Gegenüberstellung 2016 + 2022 und Differenz

Anhang 3.2.3: Verbissintensität

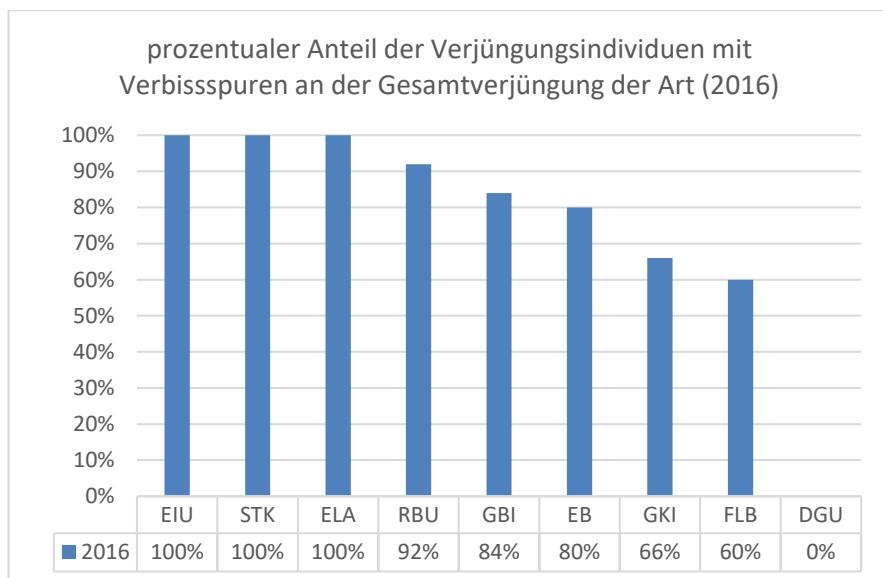


Abb. 137: prozentualer Anteil der Verjüngungsindividuen mit Verbisssspuren an der Gesamtverjüngung der Art, geordnet nach abnehmendem Verbiss (2016)

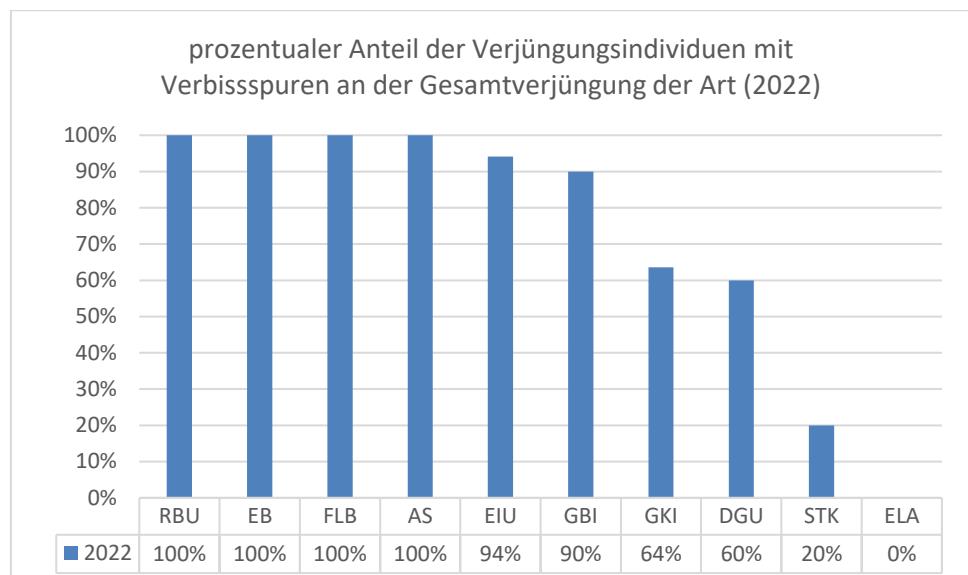


Abb. 138: prozentualer Anteil der Verjüngungsindividuen mit Verbisssspuren an der Gesamtverjüngung der Art, geordnet nach abnehmendem Verbiss (2022)

Anzahl der Verjüngungsindividuen und deren Verbissintensität - Gegenüberstellung 2016 + 2022

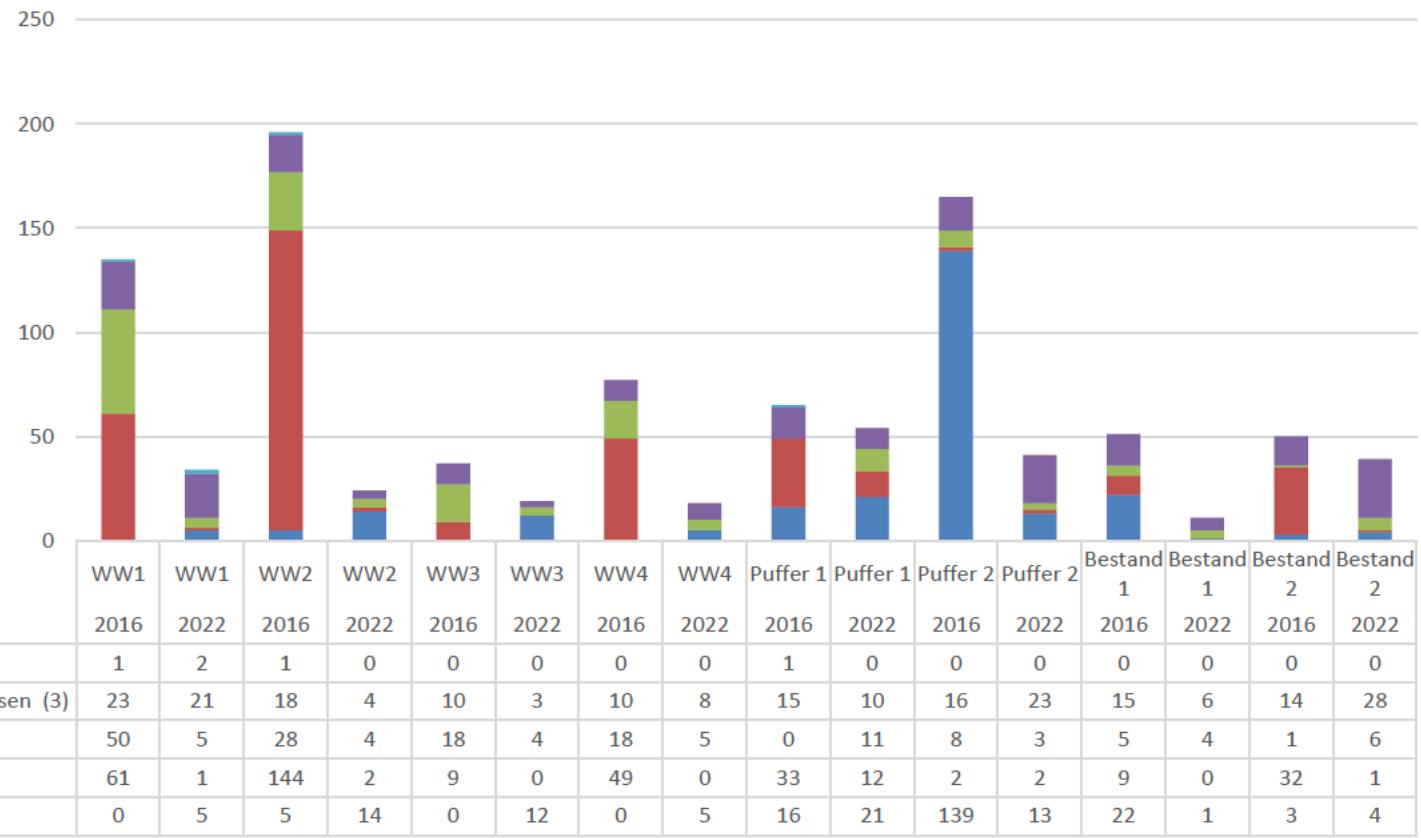


Abb. 139: Anzahl der Verjüngungsindividuen und deren Verbissintensität - Gegenüberstellung 2016 + 2022

Tab. 36: prozentualer Anteil der Verbisschadstufen an der Verjüngung der PK (2022)

	WW 1	WW 2	WW 3	WW 4	Puffer 1	Puffer 2	Bestand 1	Bestand 2
ohne Schäden (0)	15%	58%	63%	28%	39%	32%	9%	10%
nur Seitentriebe verbissen (1)	3%	8%	0%	0%	22%	5%	0%	3%
Terminaltrieb 1x verbissen (2)	15%	17%	21%	28%	20%	7%	36%	15%
Terminaltrieb + Seitentriebe > 1x verbissen (3)	62%	17%	16%	44%	19%	56%	55%	72%
andere Schadursache (4)	6%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%
Summe Stufe 1-3	79%	42%	37%	72%	61%	68%	91%	90%

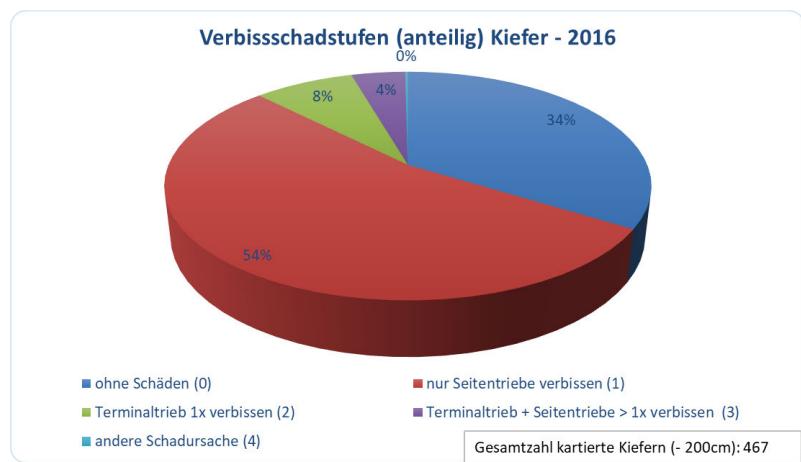


Abb. 140: prozentuale Anteile der Verbisschadstufen an Kiefern in der Verjüngung (2016)

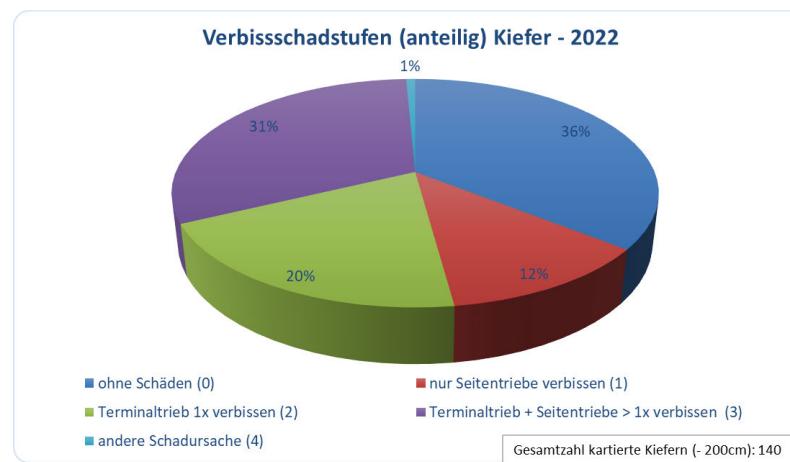


Abb. 141: prozentuale Anteile der Verbisschadstufen an Kiefern in der Verjüngung (2022)

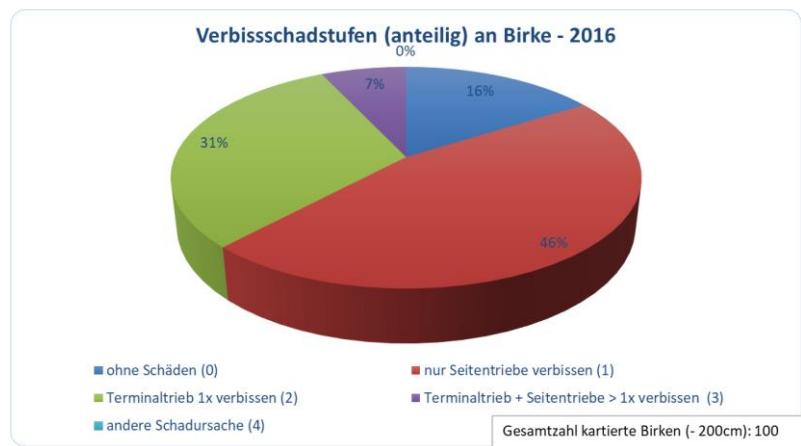


Abb. 142: prozentuale Anteile der Verbisschadstufen an Birken in der Verjüngung (2016)



Abb. 143: prozentuale Anteile der Verbisschadstufen an Birken in der Verjüngung (2022)

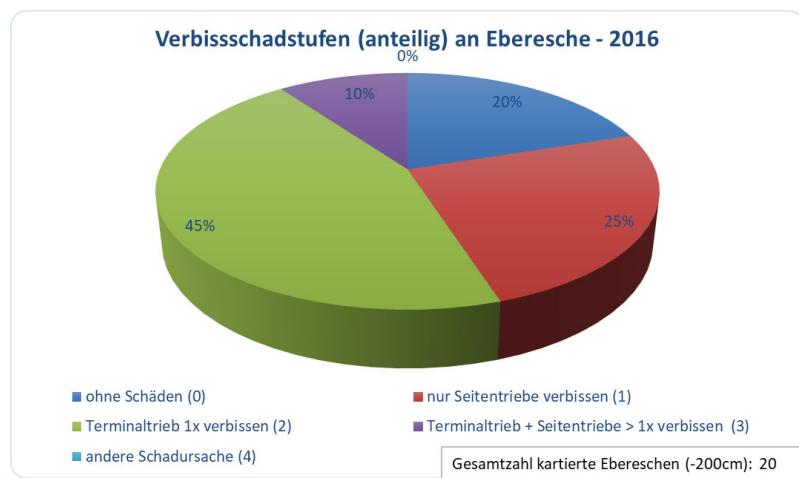


Abb. 144: prozentuale Anteile der Verbisschadstufen an Ebereschen in der Verjüngung (2016)

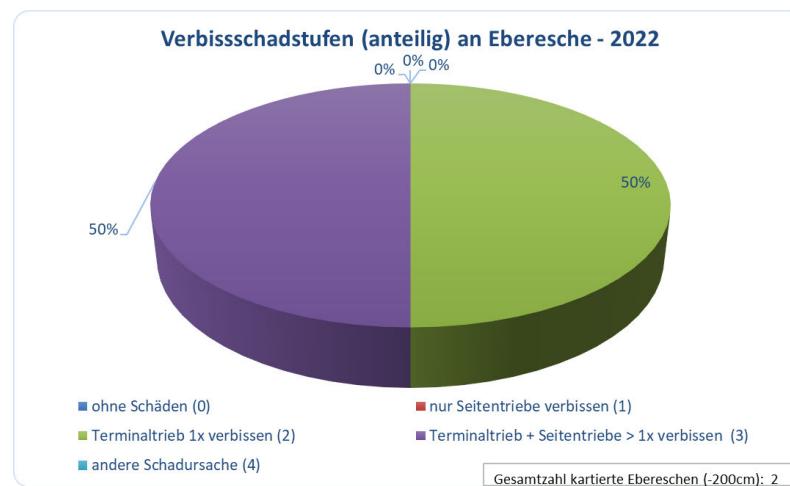


Abb. 145: prozentuale Anteile der Verbisschadstufen an Ebereschen in der Verjüngung (2022)

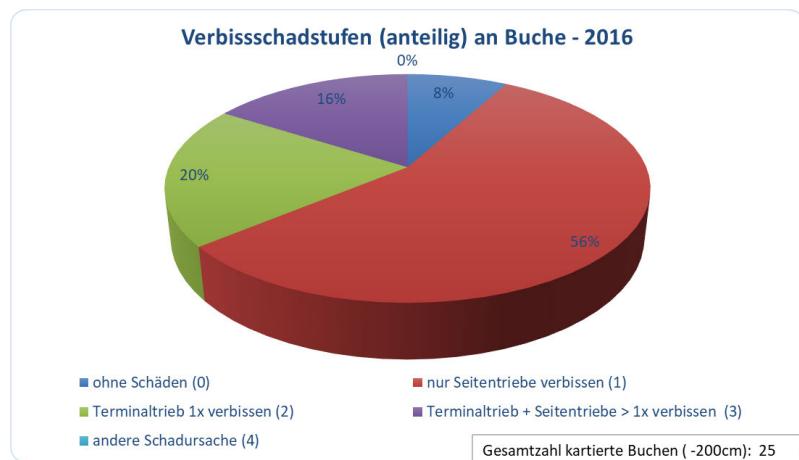


Abb. 146: prozentuale Anteile der Verbisschadstufen an Buchen in der Verjüngung (2016)

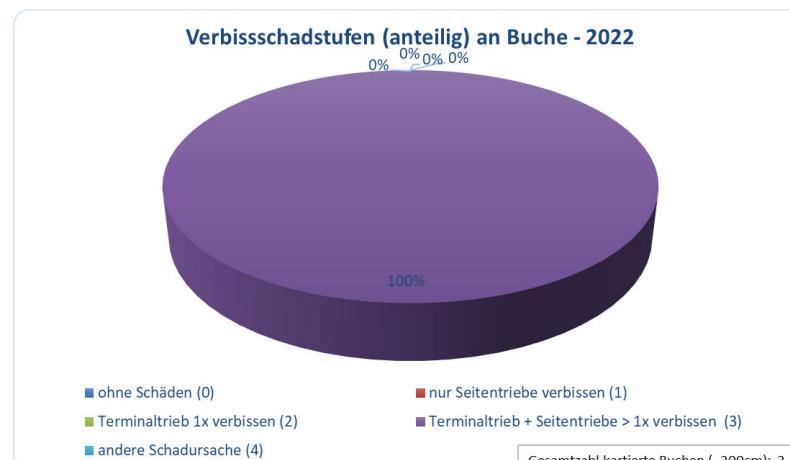


Abb. 147: prozentuale Anteile der Verbisschadstufen an Buchen in der Verjüngung (2022)

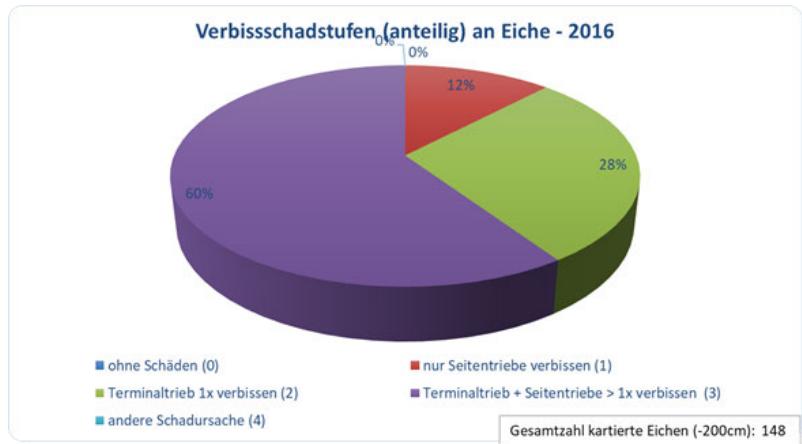


Abb. 148: prozentuale Anteile der Verbisschadstufen an Eichen in der Verjüngung (2016)



Abb. 149: prozentuale Anteile der Verbisschadstufen an Eichen in der Verjüngung (2022)

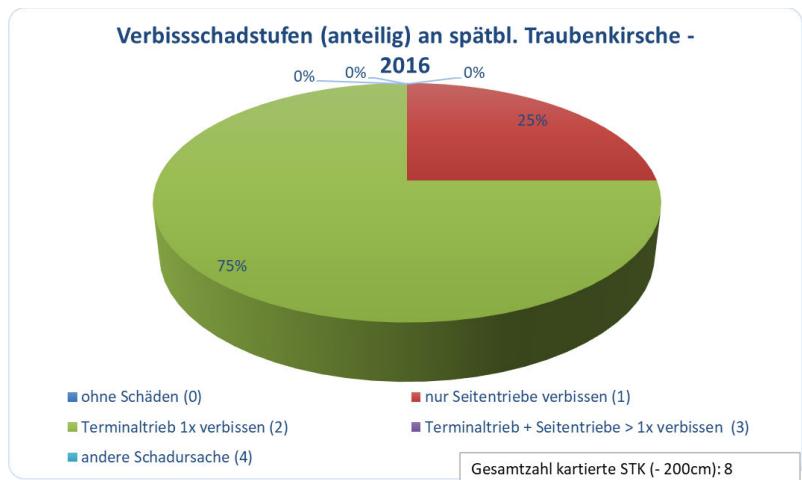


Abb. 150: prozentuale Anteile der Verbisschadstufen an der spätblühenden Traubenkirsche in der Verjüngung (2016)

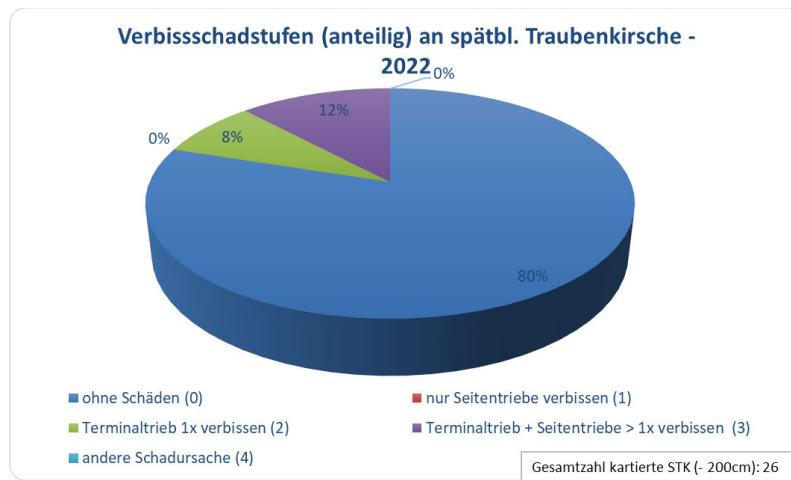


Abb. 151: prozentuale Anteile der Verbisschadstufen an der spätblühenden Traubenkirsche in der Verjüngung (2022)

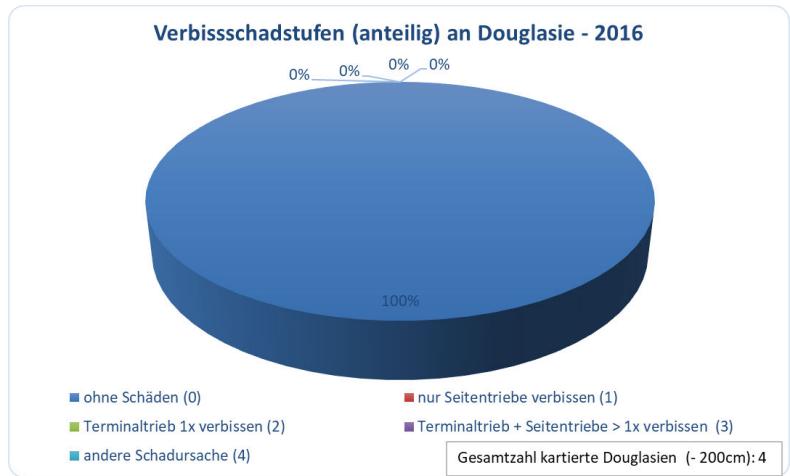


Abb. 152: prozentuale Anteile der Verbisschadstufen an Douglasien in der Verjüngung (2016)

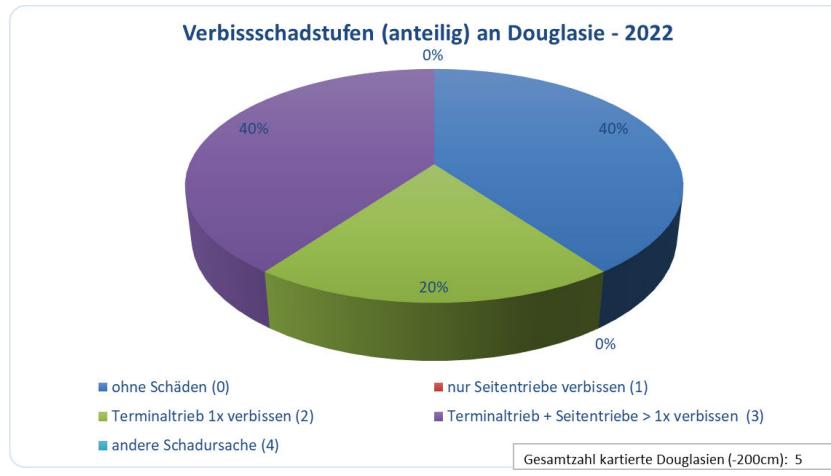


Abb. 153: prozentuale Anteile der Verbisschadstufen an Douglasien in der Verjüngung (2022)

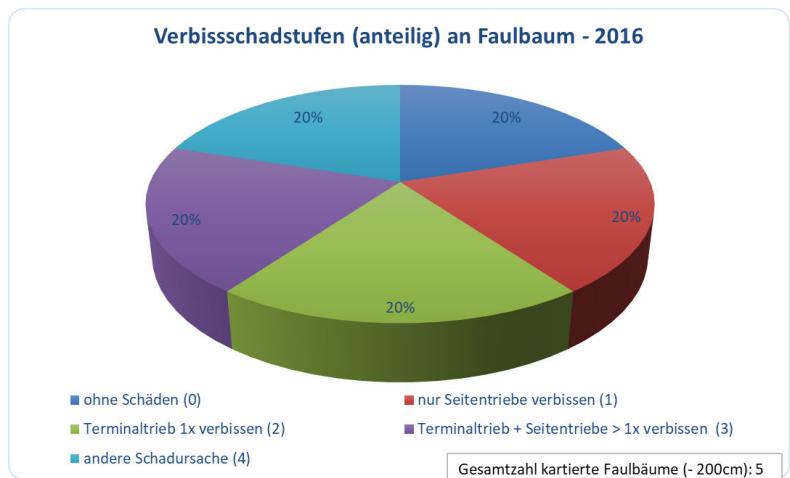


Abb. 154: prozentuale Anteile der Verbisschadstufen an Faulbäumen in der Verjüngung (2016)



Abb. 155: prozentuale Anteile der Verbisschadstufen an Faulbäumen in der Verjüngung (2022)



Abb. 156: prozentuale Anteile der Verbisschadstufen an Zitterpappeln in der Verjüngung (2022)

Tab. 37: Datentabelle zu Abb. 32

Individuenzahl im Zusammenhang mit der Verbissintensität: Differenz 2016-2022								
	WW1	WW2	WW3	WW4	Puffer 1	Puffer 2	Bestand 1	Bestand 2
ohne Schäden (0)	-15%	-56%	-63%	-28%	-14%	+53%	+32%	-4%
nur Seitentriebe verbissen (1)	+42%	+65%	+24%	+64%	+29%	-4%	+18%	+61%
Terminaltrieb 1x verbissen (2)	+22%	-2%	+28%	-4%	-20%	-2%	-27%	-13%
Terminaltrieb + Seitentriebe > 1x verbissen (3)	-45%	-7%	+11%	-31%	+5%	-46%	-25%	-44%
andere Schadursache (4)	-5%	+1%	+0%	+0%	+2%	+0%	+0%	+0%

Anhang 3.2.4: Flächenausdehnung

Tab. 38: mit QGIS gemessene Abstände von der imaginären Mittellinie durch den Windwurf bis zum Rand des Windwurfs und bis zum Rand der aktuellen Flächenausdehnung der Verjüngung. Arithmetisches Mittel = durchschnittlicher Abstand, berechnet aus allen zehn Messungen.

	Abstand Mittellinie bis Rand Windwurf (in m)		Abstand Mittellinie bis Rand Verjüngung (in m)	
	Westlich der Mittellinie	Östlich der Mittellinie	Westlich der Mittellinie	Östlich der Mittellinie
Messung 1	69	51	84	78
Messung 2	49	55	64	101
Messung 3	49	80	70	98
Messung 4	46	67	86	89
Messung 5	52	72	91	100
Messung 6	64	44	101	67
Messung 7	57	42	107	45
Messung 8	75	58	115	65
Messung 9	38	34	93	65
Messung 10	47	35	53	51
arithmetisches Mittel	54,6	53,8	86,4	75,9