

How is our forest?

42 years of forest observation

Intercantonal Permanent Forest Observation Programme (WDB) 2021-2025
of the Cantons AG, BL, BS, GR, SO, TG, ZH of the environmental offices of Central
Switzerland and of the Federal Office for the Environment (FOEN)



UMWELTFACHSTELLEN

German report with English introduction



IAP

Institut für angewandte Pflanzenbiologie

Sabine Braun, Simon Tresch, Sven-Eric Hopf
Witterswil, Mai 2025

Impressum

Eine Information der kantonalen Forstämter Aargau, Basellandschaft, Basel-Stadt, Graubünden, Solothurn, Thurgau und Zürich und der Zentralschweizer Umweltämter (LU, NW, OW, SZ, UR, ZG) mit Beteiligung des Bundesamtes für Umwelt (BAFU).

Auftraggeber

Kanton AG: Maurus Landolt, Marcel Murri, Fabian Dietiker | Kantone BS/BL: Luca Rohrbach, Ueli Meier | Kanton GR: Marco Vannoni, Urban Maissen | Kanton SO: Lea Jost, Rolf Manser | Kanton TG: Sandra Horat, Jochen Breschan, Daniel Böhi | Kanton ZH: Erich Good, Kurt Hollenstein | Umweltfachstellen der Zentralschweiz: Daniel Christen, Bruno Röögli | BAFU Abteilung Wald: Stefan Beyeler, Sabine Augustin, Verena Liedschulte | BAFU Abteilung Luftreinhaltung und Chemikalien: Reto Meier, Pascal Blanc

Auftragnehmer

Institut für Angewandte Pflanzenbiologie (IAP AG)

Autoren

Sabine Braun, Sven Hopf, Simon Tresch unter Mitwirkung von: Delphine Antoni, Dieter Bader, Moïse Groelly, Ute Schröder, Caroline Stritt, Roland Woëffray

Disclaimer

Diese Studie wurde im Auftrag der Kantone AG, BL, BS, GR, SO, TG, ZH, der Zentralschweizer Umweltfachstellen und des BAFU (Abteilung Wald) verfasst. Für den Inhalt ist allein der Auftragnehmer verantwortlich. Die Kapitel mit brauner Titelfarbe wurden durch andere Projekte finanziert:

Kap. 8.3 Tiefe der Wasseraufnahme: BAFU und Chapman University USA

Kap. 9.4 Experimentelle Untersuchungen zum Einfluss erhöhter Stickstoffeinträge: BAFU, Abt. Wald

Kap. 10.1.2 Schleimfluss an Eichen und 10.1.3 AOD-Bakterien, Amt für Wald und Wild beider Basel

Kap. 11.4 Brombeere ist nicht gleich Brombeere, BAFU, Abteilung Wald. Brombeerbestimmungen: Stiftung Spitzenflüeli

Kap. 13 Deep soil ectomycorrhizal communities of beech forests: SNSF

Kap. 14 Genetikuntersuchungen, Amt für Wald und Wild beider Basel

Herausgeber

Institut für
Angewandte Pflanzenbiologie AG
Benkenstrasse 254A
CH-4108 Witterswil
Telefon +41 61 485 50 70
www.iap.ch

Französischer Titel

Notre forêt, comment se porte-t-elle?

Italienischer Titel

Com'è lo stato di salute dei nostri boschi?

Englischer Titel

How is our forest?

Layout | Druck

krause-graphics.com | Lörrach

DOI:

10.5281/zenodo.15822490

© IAP Witterswil | Mai 2025

Wie geht es unserem Wald?

42 Jahre Walddauerbeobachtung

Interkantonales Walddauerbeobachtungsprogramm der Kantone AG, BL, BS, GR, SO, TG, ZH und der Zentralschweizer Umweltämter (LU, NW, OW, SZ, UR, ZG) mit Beteiligung des BAFU 2021-2025

Programme d'observation permanente intercantonal des forêts des cantons d'AG, BL, BS, GR, SO, TG, ZH ,
des offices de l'environnement de la Suisse centrale et de l'OFEV
Résultats de 2021 à 2025 | Rapport 7

Programma intercantonale di monitoraggio permanente dei boschi nei Cantoni di AG, BL, BS, GR, SO, TG, ZH e degli uffici per l'ambiente della Svizzera Centrale con la partecipazione dell'UFAM.
Risultati dal 2021 al 2025 | Rapporto 7

Intercantonal Permanent Forest Observation Program of the Cantons AG, BL, BS, GR, SO, TG, ZH , of the environmental offices of Central Switzerland and of the Federal Office for the Environment (FOEN)
Results from 2021 to 2025 | Report 7



IAP

Institut für angewandte Pflanzenbiologie

Witterswil, Mai 2025

Inhaltsverzeichnis | Summary (p 1-10 english)

	Most important results	1-10
1	Netz der Dauerbeobachtungsflächen	12
2	Kronenverlichtung und Mortalität	15
2.1	Überblick	15
2.2	Kronenverlichtung	16
2.3	Mortalität	28
2.4	Windwurf und Stammbruch	36
2.5	Vergilbung	39
2.6	Fruchtbehang	46
3	Gipfeltriebernte	49
3.1	Buchen	49
3.2	Fichten	54
3.3	Eichen	58
3.4	Triebwachstum und Trockenheit	62
3.5	Triebwachstum und Ernährung	62
4	Nährstoffversorgung	64
4.1	Entwicklung	64
4.2	Beziehung mit Stickstoffdeposition	67
4.3	DRIS-Index	68
4.4	Beziehungen mit Vitalitätsindikatoren	69
5	Stammzuwachs	71
5.1	Entwicklung und Baumartenunterschiede	71
5.2	Stammzuwachs, Trockenheit und Stickstoffdeposition	73
5.3	Stammzuwachs und Ernährung	75
5.4	Stammzuwachs und Fruchtbehang	76
5.5	Stammzuwachs und Spätfrost	77
6	Bodenlösungsmessnetz	79
6.1	Zeitlicher Verlauf des BC/Al-Verhältnis	82
6.2	Stickstoffaustrag	84
6.3	Stickstoff und Bodenversauerung	85
7	Streufall	87
8	Bodenwassermessungen	91
8.1	Zeitliche Entwicklung	91
8.2	Standortsvergleich	93
8.3	Tiefe der Wasseraufnahme	94

9	Auswirkungen erhöhter Stickstoffeinträge	96
9.1	Ausgangslage: Stickstoffbelastung in Schweizer Wäldern	96
9.2	Stickstofffracht in der Kronentraufe	97
9.3	Eutrophierung	99
9.4	Experimentelle Untersuchungen zum Einfluss erhöhter Stickstoffeinträge	101
10	Phytopathologische Untersuchungen	111
10.1	Schleimfluss-Symptome an Buchen und Eichen	111
11	Vegetation und Pflanzensoziologie	119
11.1	Pflanzensoziologische Aufnahmen	119
11.2	Entwicklung der Zeigerwerte	120
11.3	Erhebung von Stickstoffzeigern	125
11.4	Brombeere ist nicht gleich Brombeere	129
12	Erweiterung derWalddauerbeobachtung mit der Baumart Tanne	133
12.1	Flächenauswahl	134
12.2	Flächeneinrichtung	136
13	Mykorrhiza	138
13.1	Deep soil ectomycorrhizal communities of beech forests 2025-2027	139
14	Genetikuntersuchungen	141
	Literaturverzeichnis	142

Abbildungen

Abb. 1	Standortskarte	12
Abb. 2	Gradienten	13
Abb. 3	Trockenheitsauswertung der WDB-Flächen	15
Abb. 4	Aufnahme der Kronenverlichtung	16
Abb. 5	Erhöhte Kronenverlichtung	16
Abb. 6	Starke Kronenverlichtung	16
Abb. 7	Abwurf grüne Blätter	17
Abb. 8	Trockenschäden am Jungwuchs	18
Abb. 9	Lag-Effekt der Trockenheit auf den Anteil >60% Verlichtung + Mortalität bei Buchen, Fichten und Eichen	18
Abb. 10	Kronenverlichtung Buchen CH-Karte 2023	19
Abb. 11	Zeitlicher Verlauf des Trockenheitseffekts auf den Anteil stark geschädigter Buchen	20
Abb. 12	Beziehung zwischen Kronenverlichtung >60% und Nährstoffversorgung Buchen	20
Abb. 13	Zeitlicher Verlauf des Stammwachstums von Buchen unterschiedlicher Verlichtung	21
Abb. 14	Zeitlicher Verlauf des Trockenheitseffekts auf den Anteil stark verlichteter Fichten	22
Abb. 15	Interaktion zwischen Basensättigung und Zeit auf die starke Kronenverlichtung von Fichten	23
Abb. 16	Kronenverlichtung Fichten in Scheidwald	23
Abb. 17	Verlichtete Fichten in Scheidwald	23
Abb. 18	Zeitlicher Verlauf des Trockenheitseffekts auf den Anteil stark verlichteter Eichen	25
Abb. 19	Anteil Eichen mit >60% Kronenverlichtung: Beziehung mit Kalium	25
Abb. 20	Starke Schädigung an Flaumeichen in La Sarraz	25
Abb. 21	Anteil Eichen mit >60% Kronenverlichtung: Trockenheitseffekt	26
Abb. 22	Anteil Eichen mit >60% Kronenverlichtung: Unterschiede zwischen den Arten	26
Abb. 23	Mortalität	28
Abb. 24	Vitale und abgestorbene Buche	29
Abb. 25	Zeitlicher Verlauf des Trockenheitseffekts auf die Buchenmortalität	29
Abb. 26	Beziehung zwischen der Mortalität und der Nährstoffversorgung bei Buchen	30
Abb. 27	Überlebenswahrscheinlichkeit unterschiedlich geschädigter Buchen nach 2018	31
Abb. 28	Tote Buchen	31
Abb. 29	Geographische Verteilung der Fichtenmortalität	32
Abb. 30	Lag-Effekte der Trockenheit und Einflussfaktoren auf Fichtenmortalität	33
Abb. 31	Beziehungen zur Fichtenmortalität	33
Abb. 32	Borkenkäferbefall in Sagno	34
Abb. 33	Zeitliche Entwicklung Windwurf und Stammbruch	36
Abb. 34	Regressionsresultate für Windwurf und Stammbruch	36
Abb. 35	Windschäden und Stickstoffdeposition	36
Abb. 36	Windwurf von Buchen und Fichten	37
Abb. 37	Vergilbte Buchenkrone	39
Abb. 38	Vergilbung	40
Abb. 39	Beziehung zwischen der Vergilbung und Nährstoffkonzentration	40
Abb. 40	Beispiel Interkostalchlorosen	41
Abb. 41	Vergilbungen an Buchengipfeltrieben	41
Abb. 42	Beispiel Photobleaching	42
Abb. 43	Gewichtetes Photobleaching	42
Abb. 44	Photobleaching von Buchen: Temperatur und Phosphorkonzentration	42
Abb. 45	Vergilbungen an Gipfeltrieben von Fichten	43
Abb. 46	Erklärende Variablen für Vergilbungen Typ K-Erklärende Variablen für Vergilbungen Typ K-Mange	43

Abb. 47	Eichenblatt mit Photobleaching	44
Abb. 48	Photobleaching	44
Abb. 49	Photobleaching von Eichen: VPD und Phosphorkonzentration	44
Abb. 50	Fruchtbehang Buchen	46
Abb. 51	Fruchtbehang	46
Abb. 52	Beziehung zwischen dem Fruchtbehang und der Lufttemperatur	47
Abb. 53	Fruchtbehang Fichten	47
Abb. 54	Triebwachstum Buchen	49
Abb. 55	Blattflächen Buchen	50
Abb. 56	Entwicklung des Anteils Spätfrostschäden an den Gipfeltrieben	51
Abb. 57	Spätfrostschäden an den Gipfeltrieben	51
Abb. 58	Spätfrostschaden	52
Abb. 59	Aktive Leitgefäße in Buchen	52
Abb. 60	Aktive Leitgefäße von Buchen in Beziehung zur Trockenheit von 2018 (links) und zum N:K-Verhältnis im Laub (rechts), analysiert 2019 (146 Bäume in 12 Flächen) und 2023 (159 Bäume in 40 Flächen)	52
Abb. 61	Triebwachstum Fichten	54
Abb. 62	Gewicht pro Nadel	55
Abb. 63	Erklärende Variablen für Anzahl Nadeljahrgänge	55
Abb. 64	Fichtenast mit drei Nadeljahrgängen	56
Abb. 65	Triebwachstum Eichen	58
Abb. 66	Triebwachstum Eichen in Relation zur Trockenheit	58
Abb. 67	Blattflächen Eichen	59
Abb. 68	Querschnitt von Eichenästen mit angefärbten aktiven Leitgefäßen	60
Abb. 69	Aktive Leitgefäße bei Eichen	60
Abb. 70	Reduktion des Triebwachstums durch Trockenheit	62
Abb. 71	Triebwachstum und Ernährung	62
Abb. 72	Entwicklung der Nährstoffkonzentrationen bei Buchen, Fichten und Eichen	64
Abb. 73	Entwicklung der Nährstoffverhältnisse bei Buchen, Fichten und Eichen	65
Abb. 74	Entwicklung der Schwefelkonzentration	65
Abb. 75	Entwicklung der Konzentration von Spurenelementen	66
Abb. 76	Beziehung der Konzentrationen von P und K zur Stickstoffdeposition	67
Abb. 77	Veränderung der Beziehung der Konzentrationen von P und K zur Stickstoffdeposition bei Buchen	68
Abb. 78	Stammzuwachsmessung	71
Abb. 79	Entwicklung Volumenzuwachs	72
Abb. 80	Unterschiede im Stammzuwachs nach Baumartenmischung	72
Abb. 81	Volumenzuwachs in Beziehung zur Stickstoffdeposition	73
Abb. 82	Volumenzuwachs in Beziehung zur Trockenheit	73
Abb. 83	Volumenzuwachs in Beziehung zu Stickstoffdeposition und Trockenheit	74
Abb. 84	Geschätzte Biomasse von Buchen + Fichten bei je zwei Niveaus von Trockenheit + Stickstoffdeposition	74
Abb. 85	Beziehung zwischen Stammzuwachs und Ernährung	75
Abb. 86	Volumenzuwachs in Beziehung zur K-Ernährung	75
Abb. 87	Beziehung zwischen dem Fruchtbehang von Buchen und Stammwachstum	76
Abb. 88	Beziehung zwischen dem Fruchtbehang von Fichten und Stammwachstum	76
Abb. 89	Beziehung zwischen Stammwachstum und Spätfrosttemperaturen	77

Abb. 90	Messungen der Bodenlösung	79
Abb. 91	Monatliches Sampling der Bodenlösung	81
Abb. 92	BC/Al-Verhältnis in der Bodenlösung	82
Abb. 93	BC/Al-Verhältnis in der Bodenlösung, getrennt nach Baumart	83
Abb. 94	BC/Al-Verhältnis in der Bodenlösung nach Bodentiefen und Basensättigungsklassen	83
Abb. 95	Entwicklung der jährlichen Auswaschungsraten	84
Abb. 96	Häufigkeitsverteilung der gemessenen N-Auswaschungsraten	84
Abb. 97	Stickstoffauswaschung und Stickstoffdeposition	85
Abb. 98	Bodenversauerung und Stickstoffdeposition	85
Abb. 99	Streusammler	87
Abb. 100	Zeitliche Entwicklung der Streubiomasse	88
Abb. 101	Zeitliche Entwicklung der Buchenfrüchte in der Streubiomasse	88
Abb. 102	Frachten in der Streu	89
Abb. 103	Auslesen Messdaten	91
Abb. 104	Entwicklung Trockenheit	91
Abb. 105	Überschreitung des Trockenheitsgrenzwertes von pF 3.5 an feuchten und trockenen Standorten	92
Abb. 106	Überschreitung des Trockenheitsgrenzwertes von pF 3.5 in Beziehung zum Anteil Koniferen	92
Abb. 107	Standortsvergleich pF	93
Abb. 108	Seasonal Origin Index im Xylemwasser bei drei Baumarten	94
Abb. 109	Beziehung zwischen dem Seasonal Origin Index im Xylemwasser und dem Ozonflux	94
Abb. 110	Modellierte Stickstoffdeposition (Referenzjahr 2020)	96
Abb. 111	Kronentraufe und Gesamtdeposition	97
Abb. 112	Kronentraufe in Sagno und Brislach	98
Abb. 113	Entwicklung der Ammoniakkonzentration	98
Abb. 114	C:N Verhältnis im Auflagehumus	99
Abb. 115	Höhenzuwachs von Buchen und Eichen in Hochwald	101
Abb. 116	Höhenzuwachs von Buchen und Eichen auf dem Zugerberg	101
Abb. 117	Entwicklung des Stickstoffeffektes auf verschiedene phänologische Parameter	103
Abb. 118	Trockenschäden an Buchen und Eichen und Höhenwachstum	103
Abb. 119	Trockenschäden an Buchen	104
Abb. 120	Trockenschäden an Eichen	104
Abb. 121	Randnekrosen an Eichen in Hochwald 2024	105
Abb. 122	Erklärende Variablen Randnekrosen Eichen in Hochwald	105
Abb. 123	Signifikante Beziehungen der Vergilbungen von Buchen mit K und P	106
Abb. 124	Photobleaching an Buchen in Hochwald, Mittelwert 2018-2014	106
Abb. 125	Ernte von Ästen für die Kavitationsmessung	107
Abb. 126	Safraninfärbung Buchen und Eichen N-Gabe	108
Abb. 127	Safraninfärbung Eichen	108
Abb. 128	Safraninfärbung Eichen	109
Abb. 129	Buchenstamm in Riehen 1984	111
Abb. 130	Schleimflussflecken an Buche	112
Abb. 131	Starker Schleimfluss an Buche	112
Abb. 132	Anzahl Buchen mit Schleimfluss ab 2020	113

Abb. 133	Anzahl Buchen mit Schleimfluss	113
Abb. 134	Schleimflussflecken an einer Eiche in MuttENZ (BL)	115
Abb. 135	Eichen mit Schleimflusssymptomen WDB	115
Abb. 136	AOD Beprobung in Wildenstein	116
Abb. 137	Zweipunktige Eichenprachtkäfer	116
Abb. 138	Schleimfluss Binningen (BL))	117
Abb. 139	Entwicklung Nährstoffzeiger	120
Abb. 140	Entwicklung Reaktionszahl	121
Abb. 141	Shannon-Index	123
Abb. 142	Evenness	123
Abb. 143	Karte der Brombeerdeckung	125
Abb. 144	Brombeerdeckung	126
Abb. 145	Bonitierung in Brombeeren	126
Abb. 146	Brombeerbeziehung zu N	127
Abb. 147	Brennnessel und Holunder	128
Abb. 148	Stickstoffzeiger	128
Abb. 149	Brennnessel und Holunder im Bestand	128
Abb. 150	Beprobung von Brombeeren	129
Abb. 151	Herbarbeleg	130
Abb. 152	Tannenfläche Homburg	133
Abb. 153	Karte der Tannenflächen	134
Abb. 154	Gradienten der Tannenflächen	135
Abb. 155	Vorbeprobung Tannen	136
Abb. 156	Tannen-Profil Hausen	136
Abb. 157	Mykorrhizierung von Wurzeln	138
Abb. 158	Kolonisierung der Wurzelspitzen	138
Abb. 159	Kolonisierung Meshbags	139
Abb. 160	Mykorrhizierung im Labor	139
Abb. 161	Absterbende Buche neben vitalen Buchen (Rafz 26.7.2022)	141
Abb. 162	Untersuchung von Buchenjungwuchs	141

42 Years of Intercantonal Forest Observation (WDB) The most important results

Drought and tree vitality

→ The drought year 2018 has drastically changed the vitality of beech, Norway spruce and downy oak: the proportion of trees with a crown transparency of >60% and of the dead trees has increased strongly. The damage is much more severe than after the similarly dry summer of 2003.



→ The vitality of sessile and of pedunculate oak has not changed much, The pedunculate oak in particular has hardly reacted to the current dry years.

→ Drought damages due to acute failure of the water conductance in the vessels (cavitation) were observed the first time in beech and oaks only after 2018, before which damage due to weakness parasites was predominant. In 2023, the drought of 2018 was still detected in beech branches, suggesting that this drought event was drastic.



→ Weakness parasites attack trees which had been predisposed by drought and can also cause death: bark beetles in Norway spruce, pathogens that cause Acute Oak Decline (AOD) in oak, beech bark necroses and root rots in beech. Bleeding cankers have strongly increased in beech and oaks during the last years.

→ The lag effect of drought on the strong crown transparency and on mortality of beech and Norway spruce can be shown over three to six years, respectively, in oaks over two previous years. This cumulative effect explains why the drought of 2018, with the subsequent drought years of 2015, 2018, 2019, 2020, 2022 and 2023, had much stronger effects than the drought of 2003. One reason may be the persistent interruption of the water conductance in the vessels, which reduces the water transport also in subsequent years.

→ Beech trees that were strongly damaged in the 2018 drought had already exhibited reduced trunk growth over several decades in comparison to trees which stayed healthy. This suggests that the drought damage affected less vital trees more.

→ Neighbouring beech trees with different levels of damage after the dry summer of 2018 show genetic differences. A practical diagnosis is currently being researched.



→ Downy oaks which are regarded as drought tolerant were more damaged by the drought as sessile or pedunculate oaks. This strong damage can only partly be explained by the drier sites. Examinations on the genetic origin of the downy oaks might yield important hints.

→ The strong mortality of Norway spruce in the Swiss Plateau causes a decrease of this species in these sites. A general lower vitality of Norway spruce is also suggested by the decreasing number of needle years and by the reduced shoot growth, both related with drought.

Nitrogen and tree vitality

- There are signs of a further increase of nitrogen saturation in the soil and in the trees in spite of decreasing nitrogen deposition.



- Excess nitrogen is leached as nitrate from the soil and carries along nutrient cations such as calcium, magnesium and potassium. This results in soil acidification. Measurements of the soil solution chemistry show that the soil acidification has further increased during the last years.

- The leaching of nitrate from the soil has decreased but still exceeds the thresholds set by UNECE in 40% of the sites.

- The higher the nitrogen deposition, the less roots are colonized by mycorrhizal fungi and the less mycorrhizal species are found in the roots. This impairs the uptake of nutrients, especially of phosphorus and potassium, and of water.



- The imbalanced nutrition enhances the proportion of trees with strong crown transparency and of dead trees.

- A growth increase by nitrogen – up to 30 kg N ha⁻¹ a⁻¹ – can be observed in beech and Norway spruce only when the water supply is good. Higher N inputs or N in the combination with drought or potassium deficiency decrease the growth strongly.

- The attack of Norway spruce by bark beetles is promoted by drought and by high N deposition. In the combination of drought and high N inputs more biomass is removed in the long term than is supplied by growth.



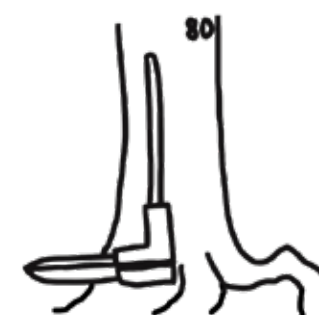
- In oaks the proportion of water conductive vessels is decreased when N deposition is high. This increases the risk of branch dieback under drought.

- High N deposition promotes eutrophic plants such as blackberries, stinging nettles and elders. The cover with blackberries is increasing with increasing N deposition. This relation has got stronger during the last 30 years. The volume increment on a stand-level basis has de-

Growth, nutrition, discolorations and risk of uprooting

- creased since 1987 in beech by 44%, in Norway spruce since 1999 by 48% and in oaks since 2008 by 7%. In beech interactions between N deposition and drought as well as the increased fructification play a role. The decrease in Norway spruce is the result of stand disturbance such as mortality due to bark beetle attack, uprooting or stem breakage, while the volume increment of the individual trees has even increased.

The stem increment of all three species decreased with



- an unbalanced K nutrition. In Norway spruce, stem increment is additionally correlated with P nutrition.

- Between 1984 and 2015, foliar P concentrations in beech have decreased by 24%. Since then the P concentrations have stabilized on a level of strong deficiency. In Norway spruce there was a continuous decrease till 2019, with a slight recovery since then, but still in the range of strong deficiency. In the oaks the P concentrations have increased and have reached a sufficient supply in 2023.

- The fructification in beech has increased strongly since 2002. The reason are warmer early summers. A strong fructification decreases the growth of stems and shoots.

Ozone increases the proportion of summer water in the



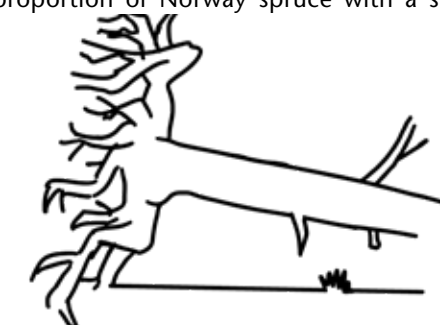
- shoots of all tree species which suggests an increased water use. Ozone can inhibit the regulation of the stomata..

- The bleaching of the leaves by sunlight (photobleaching) may be interpreted as a symptom of P deficiency. This not only holds true for beech with generally lower foliar P concentrations but also for the oaks which have sufficient P concentrations on an average. This photobleaching has strongly increased during the last decades and is promoted by climate variables such as high temperatures or a high vapour pressure deficit of the air.

- Air temperatures below -2°C after bud break cause frost damages in beech leaves. Low temperatures in the spring not only cause visible foliar injury but also growth reductions in beech, oaks and Norway spruce.

- The risk of uprooting is increased on soils with low base saturation, probably because of the decreased rooting depth.

The proportion of Norway spruce with a strong crown



- transparency has been increased during the last years on soils with low base saturation. In the beginning of the monitoring such a relation was not observed.

Recommendations for the practice

The forest damages and the long-term consequences of climate change ask for an adaption of the forest management, in order to preserve future vitality and resistance of the forests. Only long-term examinations are able to show how the climatic changes interact with other factors such as biotic agents or N deposition on the resilience of the various tree species. Climate change impedes the selection of suitable and future-proof tree species.



→ Our examinations suggest site-appropriate mixed stands.

→ For stand maintenance and planting, a combination of suitable diversification is recommended, taking into account site changes due to climate change, together with supplementary planting of other tree species.

→ The downy oak shows a higher crown transparency and mortality rate compared to sessile and to pedunculate oak. The downy oak should therefore not be regarded generally as the tree species of the future.

→ An eye must be kept on the development of the Acute Oak Decline (AOD). It is advisable not to rely exclusively on oaks when establishing stands.

→ Although the ash has been struggling with ash dieback for a long time, there are still very vital ash trees in the stands. Surveys carried out in 2024 together with the WSL have shown that the trees are more vital on dry sites (Klesse 2021). It is recommended to leave vital ash trees standing and to promote them where appropriate.

→ In the combination of drought and high N deposition Norway spruce no longer has a future on the Central Plateau. The WDB aims therefore to introduce silver fir into the study collective.

→ The future development of beech on dry sites is currently not clear. Research is being conducted into the drought resistance of various beech origins. The WDB provides important background information and samples for joint projects.



→ Soil acidification is continuing to increase in many places and the nutrient supply is deteriorating. When choosing the wood harvesting method, attention must therefore be paid to nutrient sustainability. Nutrient measurements in litterfall show that recycling nutrients with the litter, especially phosphorus and potassium, is very important.

→ On nutrient- and base-poor soils, it is advisable to refrain from whole-tree harvesting and to limit harvesting to stem wood. The measured nutrient contents of the WDB sites can be used to calculate and map nutrient balances in order to make recommendations for timber harvesting.

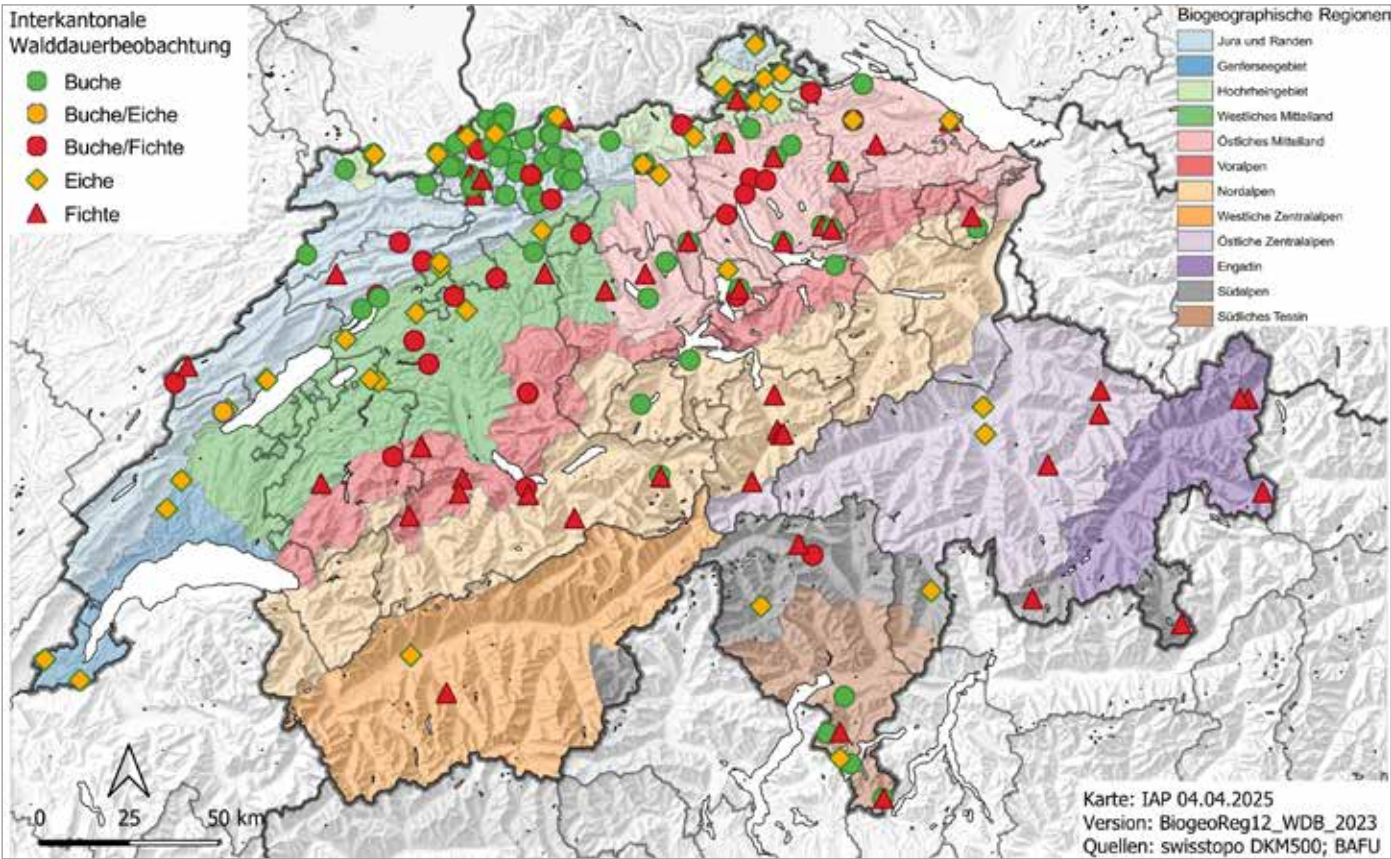


Synthesis

Forest monitoring is a valuable tool for recognizing and documenting gradual and, in recent years, acute changes in forests. While the focus in the 1980s, at the beginning of the WDB, was on the effects of acid rain and of ozone, later the effects of increased nitrogen deposition on forests gained attention.

In the last two four-year periods (2017-2024), the effects of climate change have become obvious and the value of a monitoring series with numerous drought affected plots has become clear. The extent to which climate change and other stress factors such as new diseases affect the health

of individual tree species can only be reliably assessed using systematic and consistent research methods on representative areas. Continuous monitoring such as that in the WDB is of the utmost relevance for assessing forest conditions on a regional level. The results and our conclusions from 42 years of forest monitoring are briefly presented in the following sections, with references to the detailed part of the report. Some of the most important results from 42 years of forest monitoring are also published in *Braun et al. (2025)*.



Monitoring plots intercantonal forest observation programme WDB 2021-2024.

Crown transparency and mortality

Crown transparency and mortality

The proportion of trees with a strong crown transparency (>60% crown transparency), mortality and discoloration increased strongly after 2018 in beech, Norway spruce and downy oak and is still significantly higher in 2024. The proportion of trees with s strong crown transparency was highest for beech (3.7%) and Norway spruce (2.0%) in 2021, and 16.7% for downy oaks in 2022 (Fig. 6). Climate change with the many consecutive dry years before and after 2018 (Fig. 3) also caused a sharp increase in mortality. Between 2018 and 2024, 2.2% of the observed beech trees died (Tab. 3). In the case of Norway spruce, 2019 and 2020 were the years with the highest mortality rates: The total loss since 2018 is 17%. For downy oaks, mortality was highest in 2024, with a cumulative mortality rate of 7.8%.

What happed with the strongly damaged trees

Of the beech trees that showed severe crown transparency in the years 2019-2021 (>60%), 22% had died completely by 2024. Some individual beech trees have recovered (proportion 20%) (Chap. 2.3.1). Observations in the stands showed that severely damaged and less damaged beech trees were often right next to each other. A large-scale study showed that these beech trees are genetically different. The research is working on a diagnostic tool for assessing drought resistance (Chap. 14). Furthermore, the trees that were more severely damaged by the drought showed lower growth over several decades, which suggests that differences in vitality play a role in the different drought damage (Fig. 13).



Neighbouring trees with severe crown transparency and healthy beeches in Birsfelden BL 13.6.2019.

Effect of imbalanced tree nutrition

At low foliar phosphorus and potassium concentrations, both mortality (Fig. 26) and severe crown defoliation (Fig. 12) are increased. This shows the effect of unbalanced tree nutrition on tree vitality, which the result of high nitrogen deposition into the forest (Chap. 4.2). Potassium is an important variable in explaining cavitation in beeches and oaks. In addition to drought, high temperatures in spring (beech bud break until end of July) also play a role in spruce mortality (Chap. 2.3.2).

Discoloration

Leaf discoloration increased sharply in all tree species after 2018 (Fig. 38). Phosphorus and potassium deficiency, together with climatic factors, explain the increase in discoloration in beeches and oaks (Fig. 39). Low phosphorus concentrations together with high summer temperatures and a high vapour pressure deficit were also involved in the discoloration of leaves by photobleaching on shoots of beeches and oaks (Chap. 2.5.2, Chap. 2.5.4). The observed discoloration is less likely to be the result of premature autumn discoloration, as this does not occur before end of August.



Drought damages in young oaks 9.8.22 (La Sarraz VD).

Fructification in beech

Since around 2002, an frequency increase in the sequence of mast years and an increase in their intensity has been observed (Chap. 2.6.1). As a result, the growth of stems and shoots is lower.

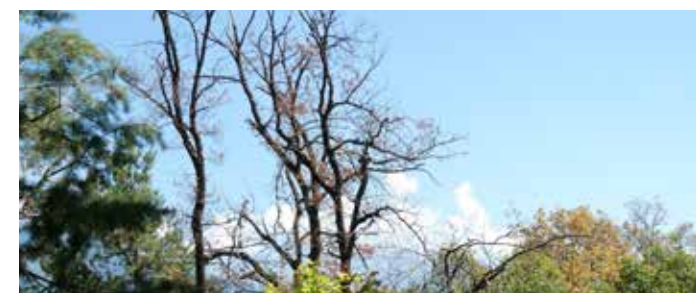
High early summer temperatures are decisive for the differentiation of beech buds into flower buds and are thus the cause of the extreme fruiting of beech trees.

Effects of the drought years



Drought damages in young beeches 9.8.22.

The dry year of 2003 caused relatively little damage to the forest. The extensive damage observed after the similarly hot and dry summer of 2018 (Fig. 3) therefore was surprising and represents a cesura in forest health. The damage observed on beech trees exceeded all previous experience from long-term forest monitoring (Chap. 2.2.3). Norway spruce mortality due to bark beetle infestation also reached record levels (Chap. 2.3.2). The most striking phenomenon in beech trees was an increase in the proportion of trees with severe crown transparency (>60%) and of mortality. The effect of drought on severe crown transparency (>60%) can be shown over six and on mortality over five previous years (Fig. 9), while the drought of the current year was not correlated. This cumulative effect explains why the drought of 2018, along with the dry years of 2015, 2018, 2019, 2020, 2022 and 2023 in fast succession, had a much greater impact than in 2003 (see drought trends on the WDB plots in Fig. 3). One possible reason is the interruption of the water conduction in the vessels due to the breaking of the water filament (cavitation), which reduces the water conductivity of branches in subsequent years. In 2023, beech cavitation was still correlated with the 2018 drought, suggesting that 2018 was a drastic event and that the cumu-



Left: Severely damaged oaks (Sion 8.8. 2022), right: beech plot Lugnez JU, 13.7.23.

lative effect of cavitation will continue to pose a major risk to forest health in the future.



Active conductive vessels in beech. Left: Branch with intact vessels, right: branch with air filled vessels.

Sensitivity to weakness parasites

Beech trees weakened by drought are increasingly attacked by weakness parasites. Before 2018, this was the main cause of the death of beech trees after drought. Weakness parasites include the pathogen that causes beech bark necrosis, which has increased significantly in recent years (Chap. 10.1.1). Bleeding cankers have also been increasingly observed in oaks (Chap. 10.1.2). Pathogens of the Acute Oak



Uprooting after drought damage (Lugnez JU).



Decline (AOD), a disease that has already caused major damage to oaks in England, have been detected. In Norway spruce, the spruce bark beetle still plays the most important role as a weakness parasite in mortality.

Effects of increased nitrogen deposition

The deposition of plant-available nitrogen compounds from the air, as a result of emissions from agriculture, traffic and industry, continues to be a stress for the trees in the long-term forest observation plots studied. Increased nitrogen inputs impair the supply by phosphorus and potassium (Chap. 4.2) to forest trees. These two nutrients have important physiological functions. Phosphorus is involved in all energy processes. Under phosphorus deficiency, increased bleaching of the leaves under sunlight (photooxidation) and increased general discoloration have been observed. The mortality of beech trees increases with increasing phosphorus deficiency.



Monitoring plot Brislach (BL) 2024 with cantonal meteo station and soil moisture sensors.

Potassium supply and cavitation

Potassium plays an important role in the water balance of plants, for example in the regulation of stomata and in osmotic processes. Potassium deficiency or unbalanced potassium nutrition were involved in increased rupture of the water filaments in the vessels (cavitation) in beeches (Chap. 3.1.4), in severe crown transparency of beeches (Chap. 2.2.3) and in mortality of beeches (Chap. 2.3.1) and Norway spruce (Chap. 2.3.2). The supply of potassium was correlated with stem increment in all tree species (Chap. 5.3), as was the supply of phosphorus in Norway spruce. The relation between nitrogen deposition and the foliar concentrations of nitrogen and phosphorus has changed over the years, indicating a progressive saturation with nitrogen (eutrophication) (Fig. 77).

Experimental evidence of the effect of excess nitrogen deposition

In a nitrogen addition experiment with beech and oak in Hochwald (SO), trees show a direct correlation between nitrogen treatment and drought damage: the trees treated with nitrogen showed increased drought damage to the foliage and dead branches in the dry summers of 2018 and 2022 (Chap. 9.4.2). In the oaks, lag effects of the drought damage can be observed for at least two more years.

Growth and imbalanced nutrition

The effects of an imbalanced nutrient supply is along with the effects where a direct nitrogen effect can be shown. The stem increment of beech and spruce is promoted by nitrogen, but only up to a maximum of around 25 to 30 kg N ha⁻¹ a⁻¹ (Chap. 5.2). At higher inputs, growth declines significantly. This decline in growth at higher nitrogen inputs occurs earlier and more strongly in beech and spruce under drought or potassium deficiency, i.e. high nitrogen inputs promote the drought sensitivity of both beech and Norway spruce.

The mortality of Norway spruce due to bark beetle infestation is significantly increased with high nitrogen inputs (Chap. 2.3.2). In Norway spruce, high N inputs correlate with a reduced number of needle years (Fig. 63) and in oaks with a reduced proportion of active vessels (Chap. 3.3.3).

Soil acidification and nutrient losses

High nitrogen deposition also accelerates soil acidification, as excess nitrate is leached and carries along cations. The decreases in soil pH and base saturation observed between 2005 and 2016 were greater at sites with increased nitrogen deposition (Fig. 98). In the dendrochemical analysis of aluminum in stem discs from different time periods, nitrogen was an important predictor of the observed development (Hopf et al. 2023).

Increase of eutrophic plants

High nitrogen deposition promotes eutrophic plants such as blackberries, stinging nettles and elderberries. With increasing nitrogen deposition, the cover of blackberry increases significantly. This relationship has intensified over the last twenty years (Chap. 11.3). This is also a sign of progressive nitrogen saturation.



High nitrogen deposition promotes eutrophic plants such as blackberries, stinging nettles and elderberries.

Stem increment

The stem increment of all observed tree species has decreased significantly. The volume increment at stand level has decreased by 44% for beeches since 1987, by 48% for Norway spruce since 1999 and by 7% for oaks since 2008 (*Chap. 5*). In the case of beech trees, this is partly due to lower growth of the individual trees. The decrease in Norway spruce is the result of stand disturbance such as mortality due to bark beetle attack, uprooting or stem breakage. In addition to the increasing age of the trees, the combination of drought and increased nitrogen deposition, and in the case of beech trees also increased fructification, play a role. High nitrogen deposition inhibit growth: in beech trees, the volume growth per tree decreases at N deposition levels higher than 25 kg, in spruce trees higher than 30 kg N ha⁻¹ a⁻¹. Under drought, the decrease begins earlier for both tree species and results in very low values at high nitrogen depositions (*Chap. 5.2*).



Measurement of stem increment of a beech.

Measurements of soil solution

The measurements of the soil solution show that soil acidification has progressed further, on all site types and regardless of the tree species. Soil acidification occurred primarily in the upper soil horizons due to the high nitrogen deposition (*Chap. 6*). Aluminum analyses in tree rings of stem disks from different time periods suggest a clear acidification surge towards the end of the last century (*Hopf et al. 2023*). The repetition of the soil sampling from 2005 in 2016 showed a significant decrease in pH value and base saturation. The change was stronger with high nitrogen inputs (*Chap. 6.3*), which underlines the role of nitrogen deposition in soil acidification.



Monthly sampling of the soil solution in 45 plots.

Conclusions

Over 42 years of measurements and research, the intercantonal WDB has shown that forests are exposed to various stress factors. With the help of the intercantonal WDB, stress factors in the forest can be classified and the consequences of climate change on the health of the tree species studied can be evaluated. The continuation of the largest long-term forest monitoring network in Switzerland will help to better understand interrelationships and preserve the forest as a valuable ecosystem in the long term, especially as climate change represents a major and still growing challenge.



1 Netz der Dauerbeobachtungsflächen

Schleichende Veränderungen im Ökosystem Wald sind schwierig zu erfassen und aufzuzeigen. Dies gilt auch für die Schädigung des Waldes durch Klimaereignisse und Luftschadstoffe wie Stickstoffdepositionen. Kommt es zu einer plötzlichen Schädigung von Wäldern durch Extremereignisse wie starke Trockenheit oder Stürme, können diese nur eingeordnet werden, wenn Informationen über den vorherigen Zustand vorhanden sind. Ein Vergleich der Folgen der Trockenheit in den Jahren 2003 mit 2018 oder 2022 kann nur mit einem breit aufgestellten Monitoring vorgenommen werden. Die Beobachtungsflächen der Interkantonalen Walddauerbeobachtung (WDB) (Abb. 1) sind in der Lage, die Entwicklung der immer häufiger auftretenden Trockenschäden aufzuzeigen, diese zu quantifizieren und in Verbindung mit verschiedenen Prädiktoren auszuwerten.

Die ersten 51 Walddauerbeobachtungsflächen wurden bereits 1984/85 vom IAP im Auftrag der Kantone AG, BE, BL, BS, SO, ZG und ZH eingerichtet. Das Flächennetz wurde laufend erweitert; 2006 kam der Kanton TG dazu, 2015 der Kanton GR und die Zentralschweizer Kantone (LU, OW, NW, UR, SZ und ZG) (Tab. 1). Da eine epidemiologische Auswertung ein breites Spektrum der auszuwertenden Parameter voraussetzt, wurden auch gezielt Problemstandorte oder Standorte mit extremen ökologischen Bedingungen einbezogen (Abb. 2). Im Jahr 2009 wurden 50 Eichenflächen in das Programm aufgenommen. Das Flächennetz der Interkantonalen Walddauerbeobachtung für die Berichtsperiode 2020-2024 ist in Abb. 1 dargestellt. Ende 2024 umfasste es 200 Flächen mit insgesamt 11'340 Bäumen. Infolge von Abgängen, etwa durch Sturmschäden, Durchforstungen oder Mortalität unterliegt das Flächennetz ständigen Veränderungen.

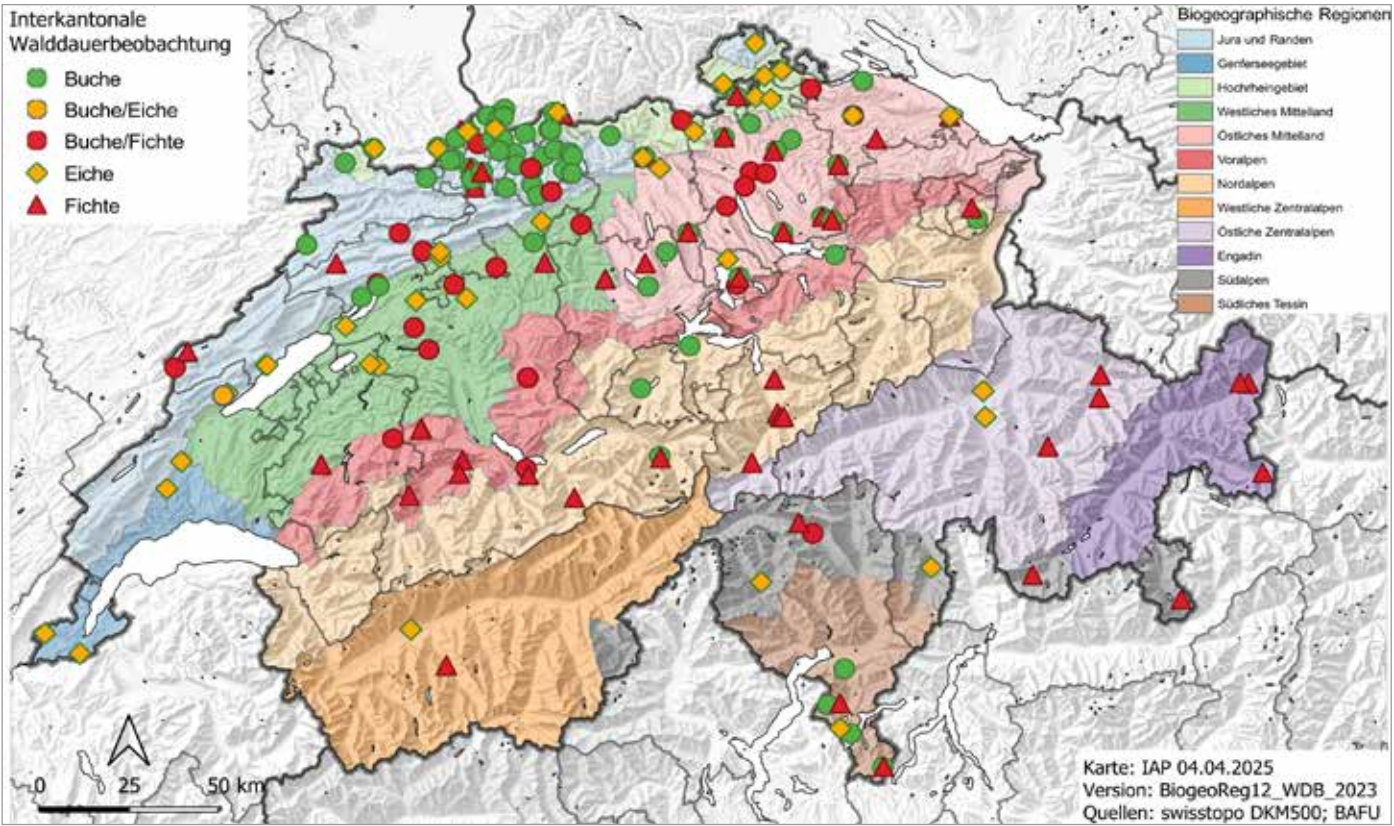


Abb. 1: Interkantonale Walddauerbeobachtungsflächen 2021-2024. Status 2024 Anzahl Buchenflächen = 66, Anzahl Fichtenflächen = 46, Anzahl Mischflächen Buche/Fichte = 19, Anzahl Eichenflächen 50

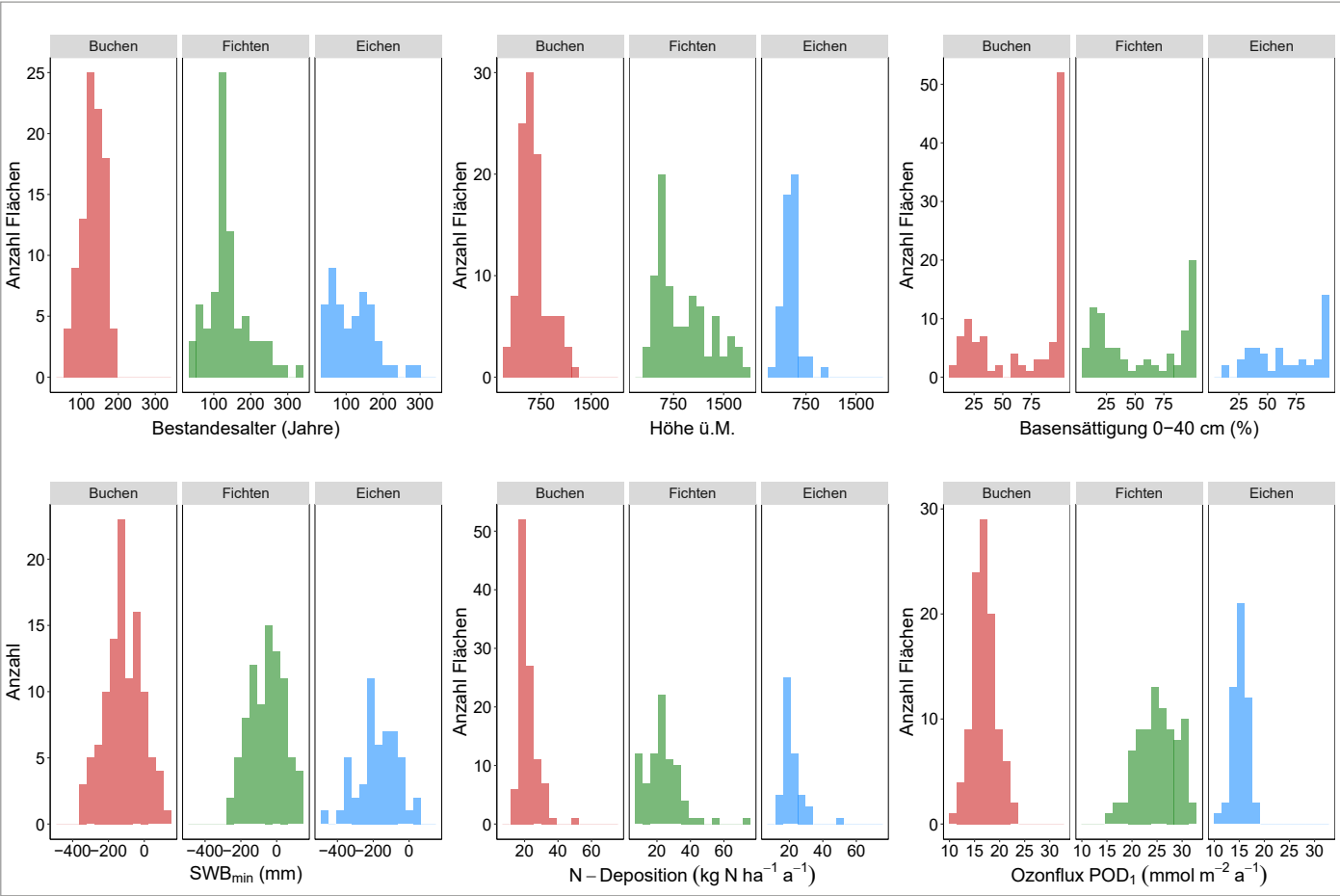


Abb. 2: Unterschiedliche Gradienten der Beobachtungsflächen. Dargestellt sind Bestandesalter im Jahr 2020, Höhe über Meer, Basensättigung des Bodens, Trockenheit (als minimale Wasserbilanz, Mittelwert 1981-2020), Stickstoffdeposition (Referenzjahr 2015) und Ozonflux (Mittelwert 1991-2019, Eichenflächen wurden dabei wie Buchen gerechnet).

	Kanton	Buche		Fichte		Eiche	
		Bäume	Flächen	Bäume	Flächen	Bäume	Flächen
1	AG	512	9	161	4	154	4
2	BL	1294	20	168	4	272	8
3	BS	275	5			71	2
4	GR			782	8	109	3
5	LU	143	2	135	2		
6	NW	60	1				
7	OW	67	1				
8	SO	682	10	380	6	146	4
9	SZ	61	1				
10	TG	216	3	268	4	111	3
11	UR			332	5		
12	ZG	125	2	353	3	36	1
13	ZH	992	13	494	9	180	5
14							
15	Total Programmkantone	4427	67	3073	45	1079	30
16	Alle Flächen	5578	86	4394	66	1866	50

Tab. 1: Untersuchungskollektiv der Programmkantone in der Interkantonalen Walddauerbeobachtung im Jahr 2024. Hinweis: die Kantone der Zentralschweiz (LU, NW, OW, SZ, ZG, UR) sind als Verband der Umweltfachstellen in der WDB vertreten.



2 Kronenverlichtung und Mortalität

2.1 Überblick

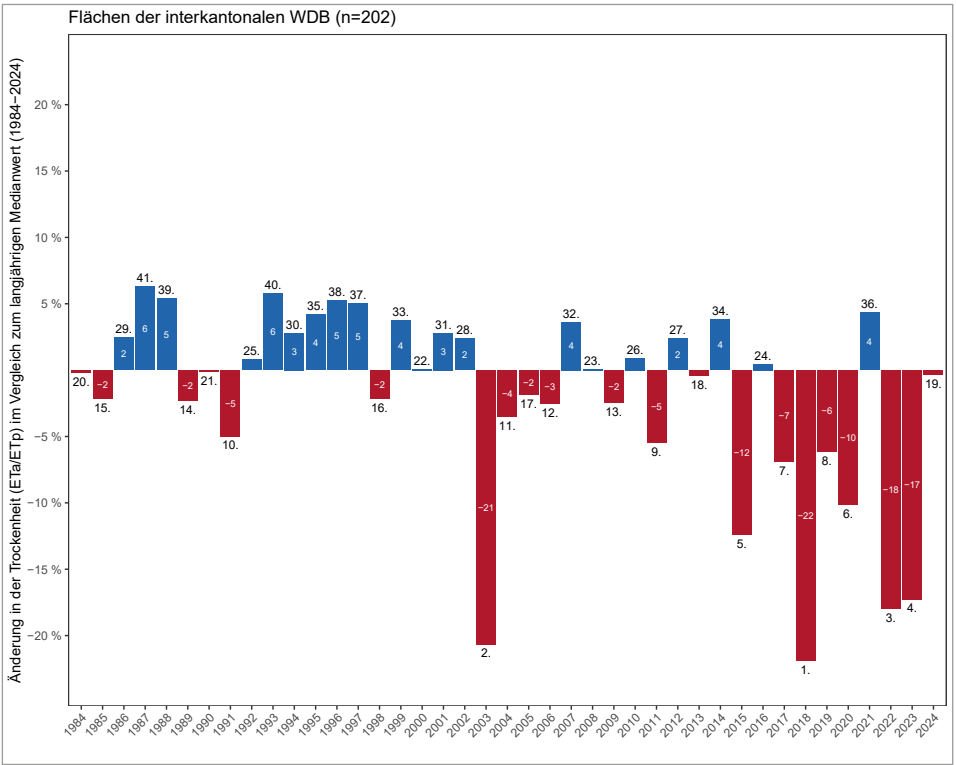
Die Kronenverlichtung ist eine verhältnismässig einfache und schnelle Methode, um den Waldzustand über einen längeren Zeitraum zu beurteilen. Sie wird in 5%-Stufen eingeschätzt und nach einer international einheitlichen Skala bewertet (Tab. 2). Gemäss dem ICP Forests – einem Arbeitsprogramm unter der UNECE-Konvention über weit-räumige grenzüberschreitende Luftverunreinigung – gelten Bäume mit einer Kronenverlichtung von mehr als 25%

als «geschädigt», mit mehr als 60% als «stark geschädigt» (ICP Forests 2016). Zusammen mit der Kronenverlichtung wird auch die Verfärbung (Vergilbung und Braunverfärbung) sowie Mortalität, Windwurf und Stammbruch eingeschätzt. Eine Einschätzung, wie sich die Trockenheit in den unterschiedlichen Aufnahmejahren entwickelte, zeigt Abb. 3.

Blatt-/Nadelverlust	Verlichtungsstufe	Verlichtungsgrad
0-10%	0	kein
>10-25%	1	leicht
>25-60%	2	mittelstark
>60-99%	3	stark
100%	4	abgestorben

Tab. 2: Verlichtungsstufen gemäss ICP Forests (2016).

Abb. 3: Trockenheitsauswertung der WDB-Flächen im Vergleich zum langjährigen Medianwert des Trockenheitsindikators ETa/ETp (1984-2024), inklusive Rangliste nach Trockenheit.



2.2 Kronenverlichtung



Abb. 4: Aufnahme der Kronenverlichtung.

2.2.1 Entwicklung der Kronenverlichtung bei allen Baumarten

Die Entwicklung des Anteils Bäume mit einer Kronenverlichtung >25% ist in Abb. 5 dargestellt. Die jährlichen Schwankungen sind beträchtlich, aber es zeigt sich eine Zunahme seit dem Jahr 2008. Die Kurven verlaufen bei Buchen und Fichten ziemlich parallel. Bei den Eichen ist der Anteil >25% verlichteter Flaumeichen seit dem Jahr 2018 deutlich

angestiegen. Die Folgen der Trockenheit von 2018 zeigen sich deutlicher im Anteil Bäume mit einer starken Kronenverlichtung (>60%), und zwar vor allem bei Buchen, Fichten und Flaumeichen, etwas schwächer bei den Stiel- und Traubeneichen (Abb. 6). Der bisherige Höchststand der Bäume mit einer starken Kronenverlichtung wurde bei den Buchen und Fichten 2021, bei den Flaumeichen 2022 erreicht. Die Auswertungen von 2024 zeigen, dass die Werte immer noch hoch sind, trotz des niederschlagsreichen Sommers.

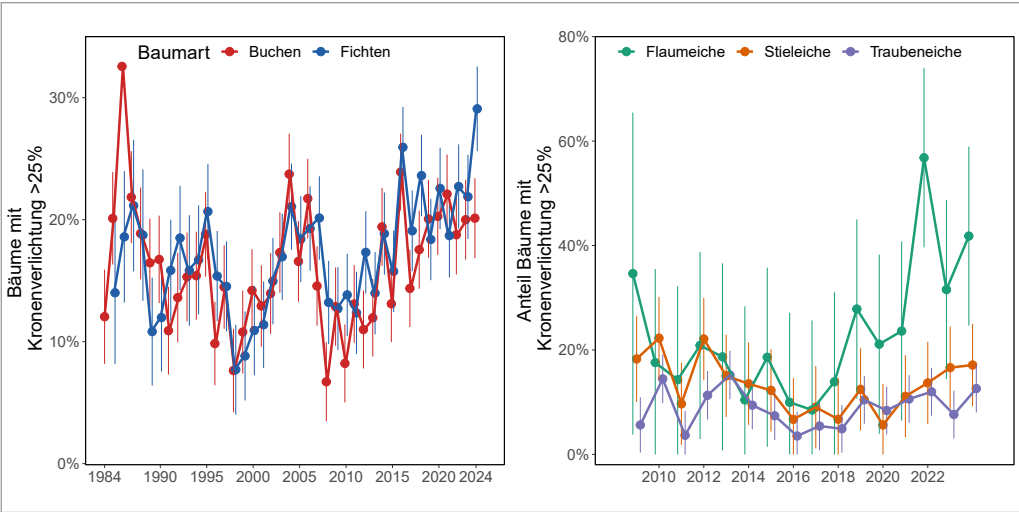


Abb. 5: Anteil Buchen, Fichten und Eichen mit erhöhter Kronenverlichtung (>25% Kronenverlichtung) im Interkantonalen alldauerbeobachtungsprogramm ab 1984. Balken=95%-Vertrauensbereich.

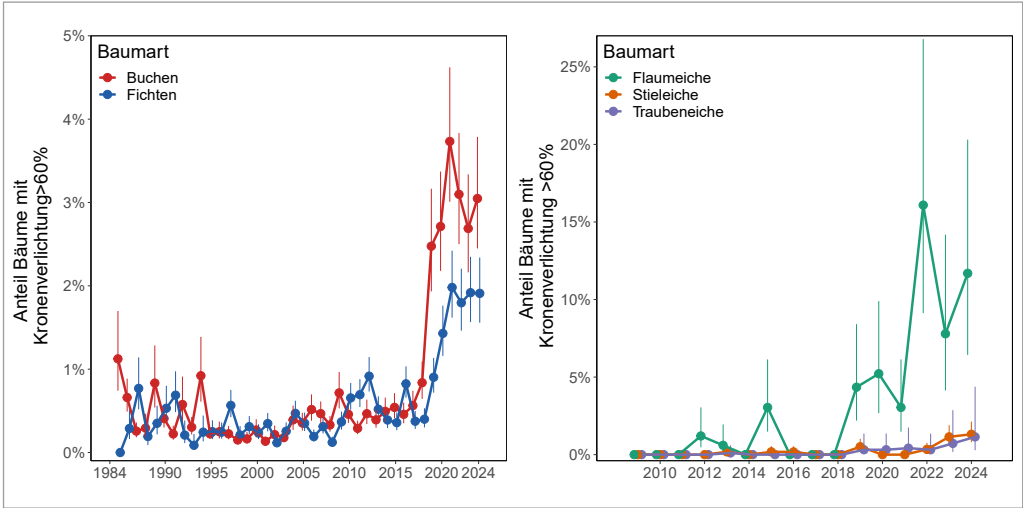


Abb. 6: Anteil Buchen, Fichten und Eichen mit starker Kronenverlichtung (>60% Kronenverlichtung), im Interkantonalen Walddauerbeobachtungsprogramm ab 1984. Balken=95%-Vertrauensbereich.

2.2.2 Beziehung mit Trockenheit

Dass Trockenheit eine entscheidende Rolle bei der Zunahme der starken Kronenverlichtung spielt, scheint offensichtlich. Um diese Hypothese zu prüfen, wurden die von Braun et al. (2015) getesteten Trockenheitsindikatoren minimale Standortwasserbilanz pro Jahr (SWB_{min}) und Verhältnis zwischen aktueller und potentieller Evapotranspiration (ET_a/ET_p) für eine Regressionsanalyse verwendet, die den Einfluss mehrerer Vorjahre einbezieht. Dabei zeigte sich, dass die Trockenheit von mehreren aufeinanderfolgenden Trockenjahren berücksichtigt werden muss. Das Trockenheitsrisiko wurde mit einem spezifischen statistischen Modell berechnet («Distributed Lag Nonlinear Model»; R-Paket DLNM, Gasparrini (2011)). Abb. 9 zeigt die Erhöhung des Anteils Bäume mit >60% Kronenverlichtung und der Mortalität durch die Trockenheit im laufenden Jahr (0), im ersten Vorjahr (1) bis zum siebten Vorjahr (7). Die Zahlen geben die Risikoerhöhung in Prozent an. Die Resultate sind für starke Trockenheit (minimale Wasserbilanz -500 mm) bzw. 1 kP Dampfdrucksättigungsdefizit im Juli (Mortalität Fichten) dargestellt. Bei allen Baumarten wird die Kronenverlichtung >60% durch die Trockenheit mehrerer Vorjahre erklärt. Bei den Buchen nimmt der Trockenheitseffekt vom ersten bis zum sechsten Vorjahr mehr oder weniger kontinuierlich ab. Bei den Fichten ist die Trockenheit der ersten drei Vorjahre relevant. Bei den Eichen spielt auch die Trockenheit des laufenden Jahres eine Rolle, und insgesamt sind nur zwei



Abb. 7: Abwurf grüner Blätter während Trockenperiode. oben: Buchen 26.7.22 (Rafz ZH), unten: Eichen 26.7.22 (Rheinau ZH).

Vorjahre (0-2) von Bedeutung. Die Auswirkung der Trockenheit im ersten Vorjahr folgt der erwarteten Trockenheitsempfindlichkeit der Baumarten: bei der Fichte ist der Trockenheitseffekt am stärksten, bei der Eiche am tiefsten. Der Baumartenvergleich zeigt aber auch, dass der Trockenheitseffekt bei der Buche am längsten andauert. Infolge der kürzeren Beobachtungszeit und des kleineren Datenkollektivs sind die Streuungen bei den Eichen deutlich grösser als bei den anderen beiden Baumarten, aber immerhin kann auch bei den Eichen ein Trockenheitseffekt gezeigt werden, der sich über mehrere Jahre erstreckt. Eine Nachwirkung

der Trockenheit über mindestens zwei Jahre kann auch bei den Eichen im Stickstoffversuch Hochwald gezeigt werden (Abb. 122). Die aktuelle Kronenverlichtung wird unmittelbar durch den Abwurf von Blättern während einer Trockenperiode beeinflusst (Abb. 7). Diese Blätter sind beim Abwurf z.T. noch grün, d.h. es handelt sich nicht um eine vorzeitige Seneszenz, sondern wahrscheinlich um eine Folge des Abreissens der Wasserfäden im Blattstiel. Bei den Eichen werden ganze Kurztriebe abgeworfen. Im Sommer 2022 zeigte auch der Jungwuchs Trockenschäden (Abb. 8).



Abb. 8: Trockenschäden am Jungwuchs am 9.8.22. Links: Buchen (Champagne VD), rechts: Eichen (La Sarraz VD.)

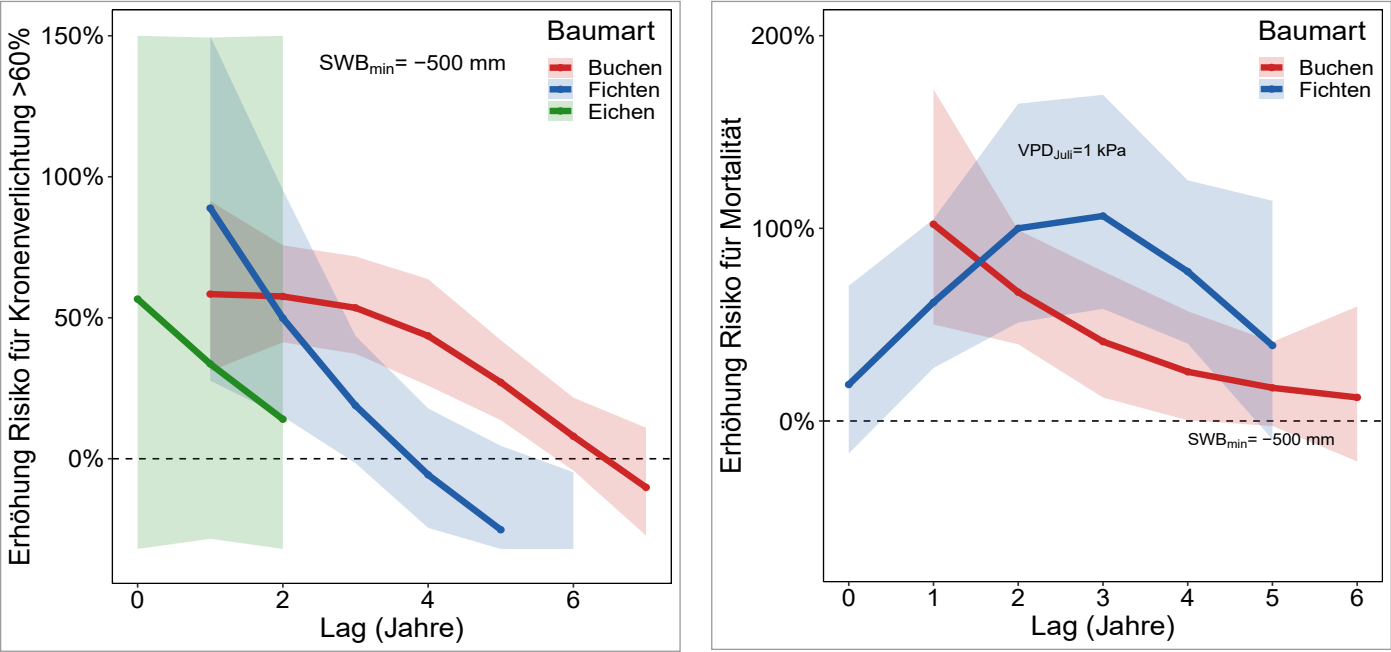


Abb. 9: Erhöhung des Anteils Buchen, Fichten und Eichen mit >60% Kronenverlichtung (links) und Mortalität (rechts) durch die Trockenheit im laufenden Jahr (0), im 1. Vorjahr (1) bis zum 7. Vorjahr (7). Aus dem DLNM-Modell geschätzte Werte für starke Trockenheit (minimale Bodenwasserbilanz von -500 mm bzw. Dampfdrucksättigungsdefizit der Luft im Juli von 1 kPa). Die Zahlen bedeuten eine Erhöhung des Risikos in Prozent. Bei den Eichen wurde nicht die minimale Wasserbilanz des Jahres, sondern die Mitte Juni erreichte Wasserbilanz verwendet und auf die Jahres-Wasserbilanz skaliert.

2.2.3 Buchen

Die regionale Verteilung der Buchen mit starken Kronenschäden (Maximum der Beobachtungen 2019-2023; Abb. 10) zeigt eine Anhäufung stark geschädigter Buchen in den Regionen mit geringem Niederschlag. Einige der Flächen sind inzwischen wegen starker Schäden geräumt (Boncourt, Biel unten, Lange Erlen, Liestal, Lugnez, Pratteln). Der unter Berücksichtigung der Trockenheit mehrerer Vorjahre (Regressionsmodell in Abb. 9) berechnete Trockenheitseffekt auf die starke Kronenverlichtung ist in Abb. 11 dargestellt. Die Auswertung erklärt den Verlauf nach 2018

sehr gut, während die Trockenheit von 2003 nur wenig sichtbar ist. Auch der im Jahr 2022 beobachtete Rückgang der Kronenverlichtung wird korrekt geschätzt. Diese Auswertungen zeigen, dass die zeitliche Häufung von Trockenjahren eine Hauptursache für die nach 2018 in unerwartet grossem Ausmass beobachteten Schäden an Buchen ist. Auch die Baumernährung (Phosphor und Kalium im Laub) ist mit der starken Kronenverlichtung korreliert (Abb. 12). Das heisst, dass tiefe P- und K-Konzentrationen das Risiko für starke Kronenschäden erhöhen.

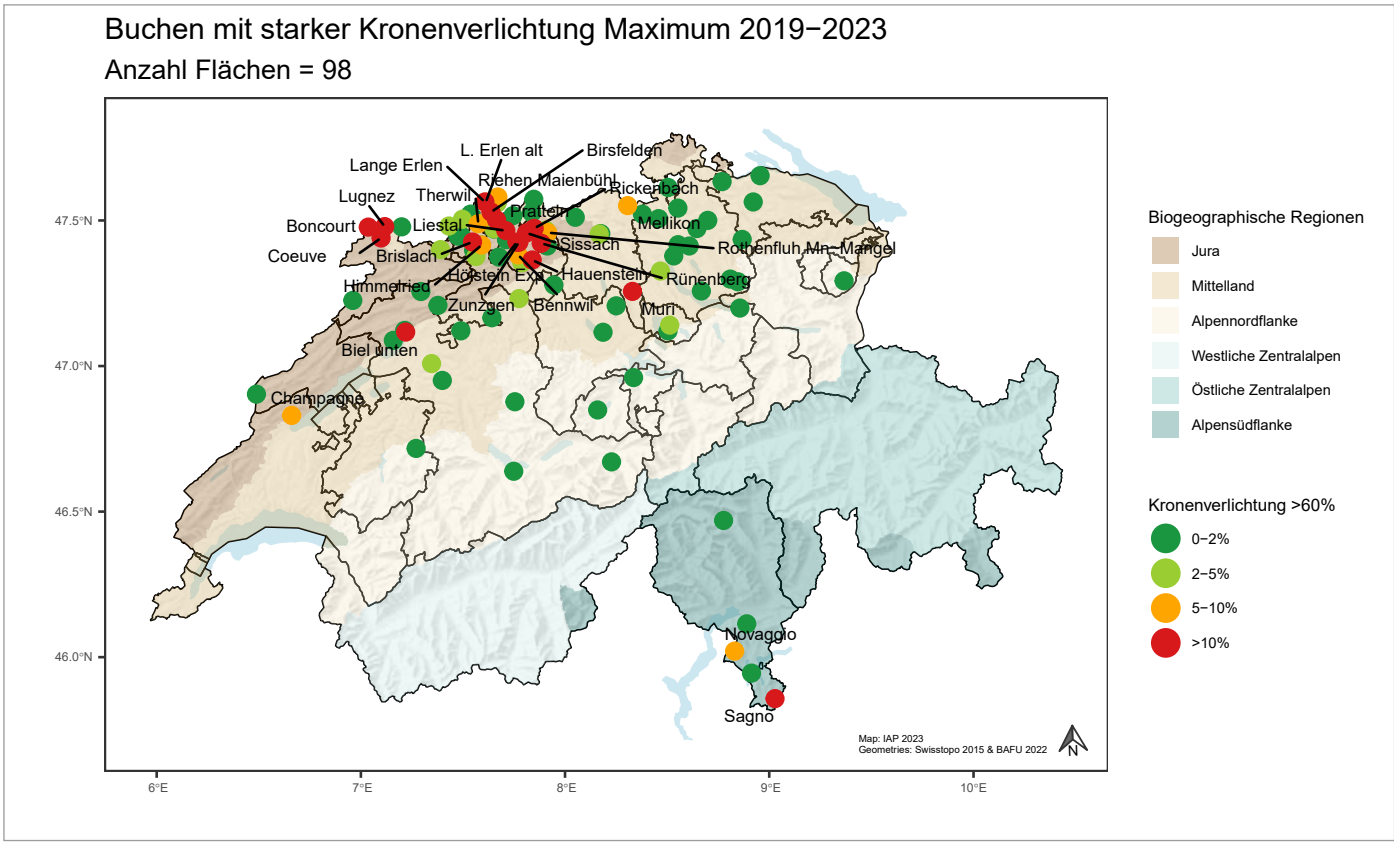


Abb. 10: Buchen mit starker Kronenverlichtung im Interkantonalen Walddauerbeobachtungsprogramm Maximum pro Fläche 2019-2024. Flächennamen sind ausgeschrieben wenn mehr als >5% der Bäume pro Fläche starke Kronenverlichtungen aufweisen.

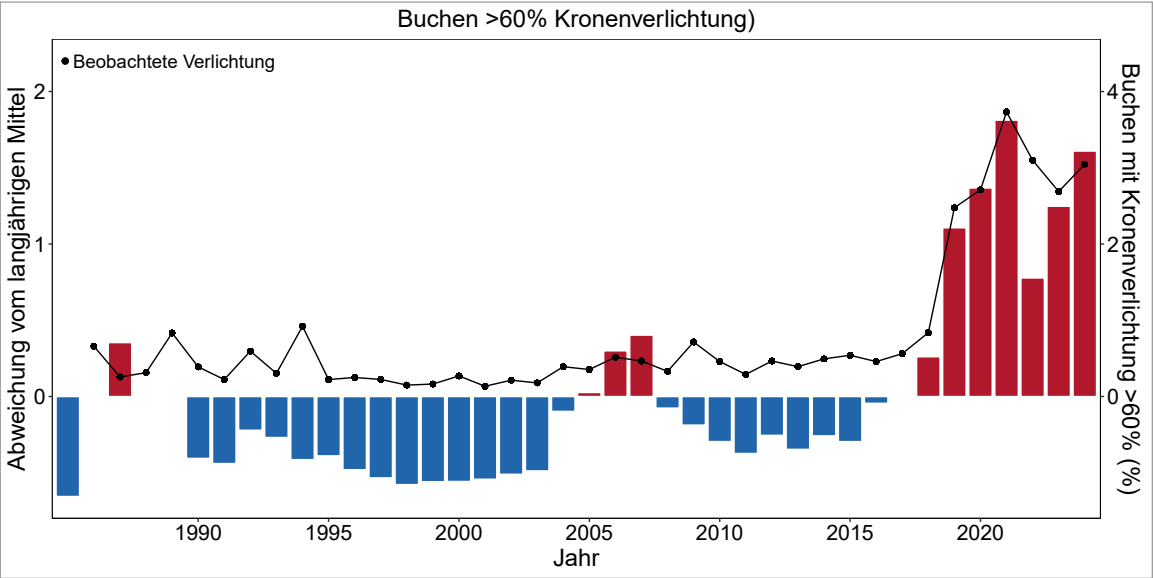


Abb. 11: Zeitliche Entwicklung des aus dem DLNM-Modell über 6 Vorjahre geschätzten Anteils Buchen mit >60% Kronenverlichtung in Relation zu einem langjährigen Mittel (Modell vgl. Abb. 9). Schwarze Linie: Werte aus der Bonitierung.

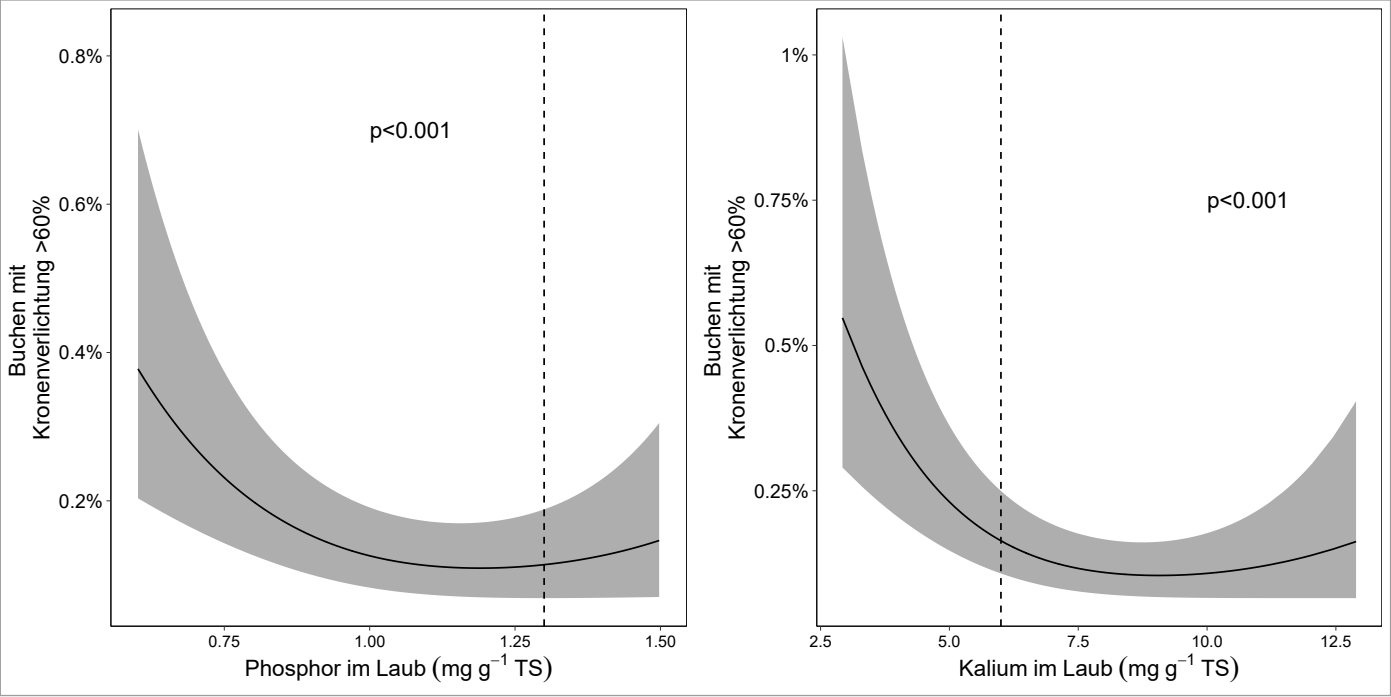


Abb. 12: Beziehung zwischen der Kronenverlichtung >60% und der Nährstoffversorgung bei Buchen. Schätzer aus dem DLNM-Modell. Gestrichelte Linien: Grenzwerte für ausreichende Versorgung nach Göttlein (2015).

Neycken et al. (2022) und Klesse et al. (2022) haben beobachtet, dass die nach 2018 stark geschädigten Buchen schon seit längerer Zeit einen geringeren Zuwachs aufwiesen. Dies lässt sich auch im viel grösseren Untersuchungskollektiv der Buchen in der Walddauerbeobachtung zeigen (Abb. 13). Die Beziehung betrifft jedoch nicht nur die am stärksten verlichteten Buchen, sondern auch die schwächeren Verlichtungsklassen. Zudem ist die Beziehung nicht auf die nach 2018 geschädigten Buchen beschränkt. Buchen, die in den Jahren 2014-2017 stärker verlichtet waren, zeigen ebenfalls einen geringeren Zuwachs, auch wenn die stärkste Verlichtungsklasse (Schadstufe 2, >60%) in diesen

Jahren fehlt. Das heisst, Bäume mit geringerem Zuwachs wurden stärker von der Trockenheit geschädigt. Das bedeutet aber auch, dass die seit 1987 beobachtete Wachstumsabnahme für die Trockenheitsempfindlichkeit der Buchen einen Risikofaktor darstellt und eine weitere Erklärung dafür liefert, weshalb die Trockenheit von 2003 deutlich weniger Schäden verursacht hat als jene von 2018 und den nachfolgenden Jahren. Die Bedeutung des Wachstums für die Trockenschäden ist auch im Stickstoffversuch erkennbar, wo im Jahr 2022 die Baumhöhe mit den sichtbaren Trockenschäden am Laub am besten korreliert war (Abb. 118).

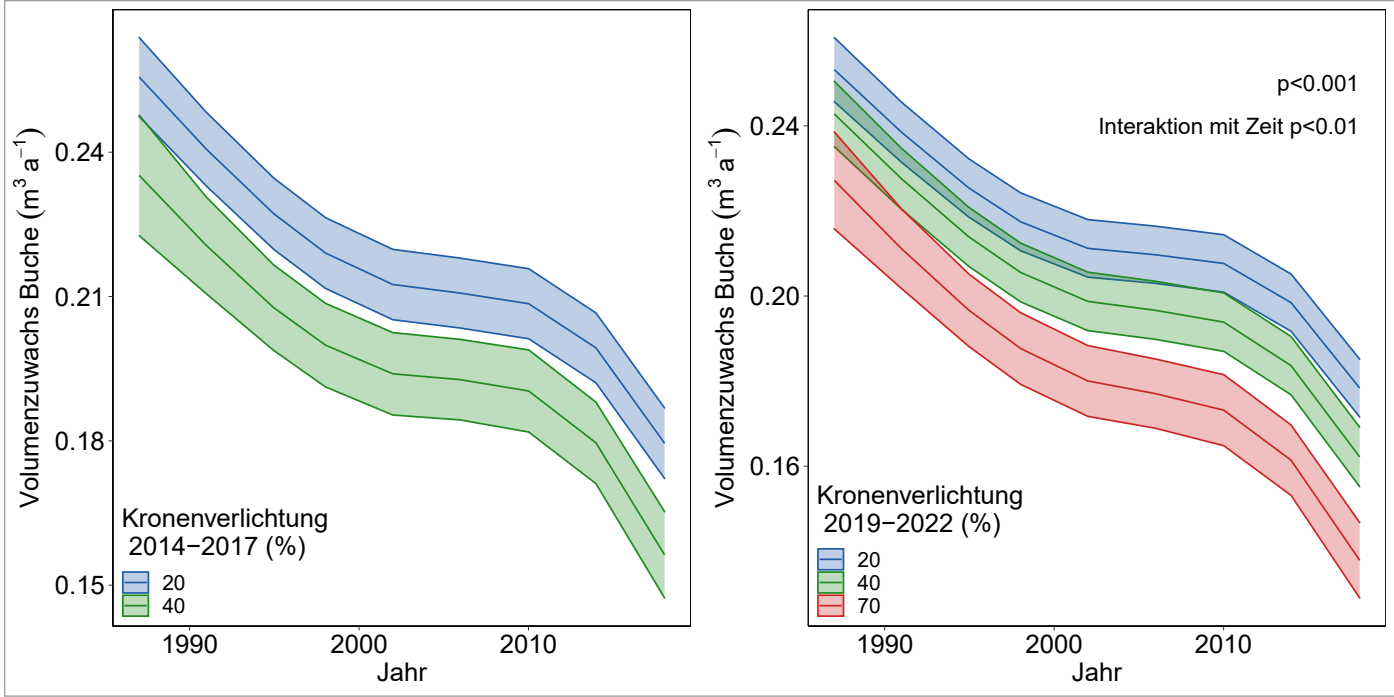


Abb. 13: Zeitlicher Verlauf des Stammwachstums von Buchen mit unterschiedlicher Verlichtung (mittlere Kronenverlichtung) in den Zeitperioden 2014-2017 (links) und 2019-2022 (rechts). Multivariates gemischtes Modell unter Einbezug von Alter, Anfangsdurchmesser, Stellung im Bestand und Kronenprojektionsfläche, mit Standort und Jahr als Random-Variable.

2.2.4 Fichten

Auch bei den Fichten kann ein Trockenheitseinfluss über mehrere Jahre, in diesem Fall drei Vorjahre, beobachtet werden (Abb. 9). Der Effekt ist schwächer als bei den Buchen. Die Zunahme nach 2018 kann dennoch gut erklärt werden, während die erhöhte Schädigung um das Jahr 2012 herum keine klimatische Erklärung hat (Abb. 14). Die Zunahme der starken Kronenverlichtung ist in Übereinstimmung mit der Beobachtung, dass die Anzahl Nadeljahrgänge abgenommen haben (Abb. 62). Weder Phosphor noch Kalium sind mit der starken Kronenverlichtung korreliert. Es gibt jedoch eine mit den Jahren zunehmende Beziehung zwischen star-

ker Kronenverlichtung und Basensättigung des Bodens (Abb. 15). Das heisst, dass das Risiko für starke Kronenverlichtung auf basenarmen Böden erhöht ist, wie dies in der Fichtenfläche Scheidwald (BE) beobachtet wurde (Abb. 16). Diese unterteilt sich in eine stark saure und eine weniger saure Teilfläche, mit starken Kronenschäden und Mortalität in ersterer und geringeren Kronenschäden in letzterer. Die Beziehung zwischen starker Kronenverlichtung und Basensättigung des Bodens spiegelt sich auch in einer beobachteten Beziehung zwischen der Anzahl Nadeljahrgänge und einer Basensättigung von $\leq 15\%$ wider (Abb. 63).

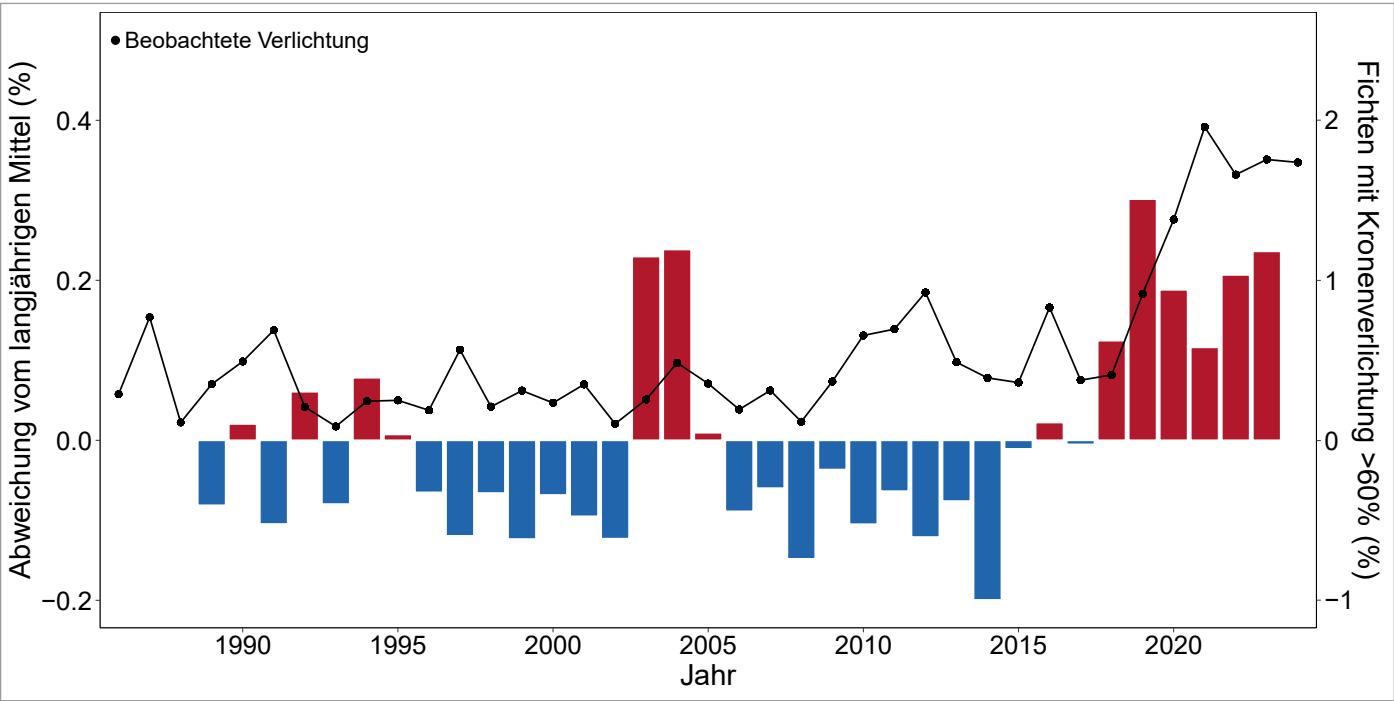


Abb. 14: Zeitliche Entwicklung des aus dem DLNM-Modell geschätzten Anteils stark verlichteter Fichten. Schwarze Linie: beobachtete Werte. DLNM-Modell. Gestrichelte Linien: Grenzwerte für ausreichende Versorgung nach Göttlein (2015).

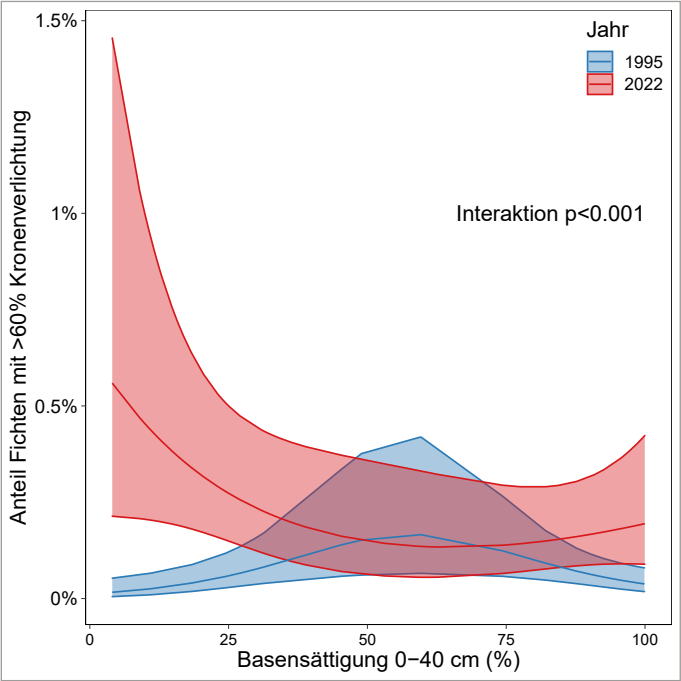


Abb. 15: Interaktion zwischen Basensättigung und Zeit auf die starke Kronenverlichtung von Fichten. In späteren Jahren ist der Anteil Fichten mit >60% Kronenverlichtung auf Standorten mit tiefer Basensättigung erhöht (zeitliche Interaktion $p<0.001$).



Abb. 17: Stark verlichtete Fichten in Scheidwald (17.8.23).

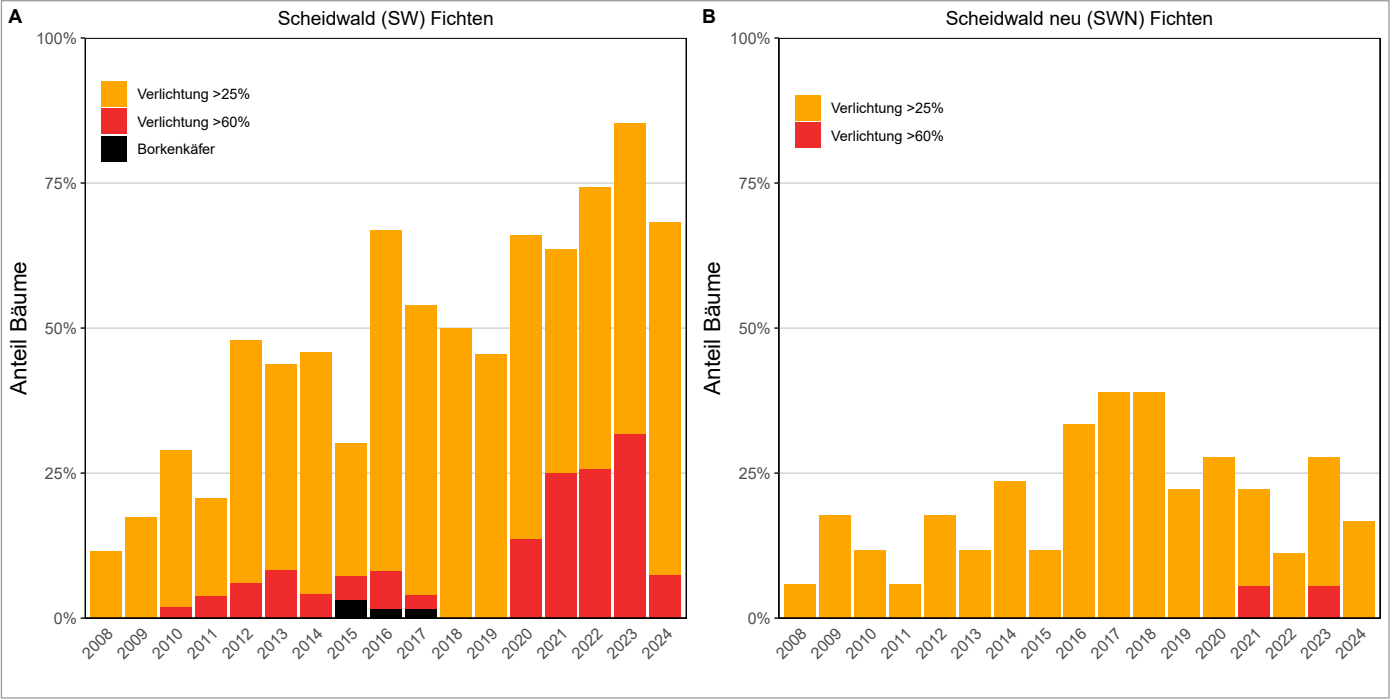


Abb. 16: Kronenverlichtung Fichten in der Fläche Scheidwald in zwei Subplots (SW und SWN) mit unterschiedlicher Boden.

2.2.5 Eichen

Seit 2018 lässt sich auch bei den Eichen ein Trockenheits-effekt auf die Kronenverlichtung nachweisen. Im Gegen-satz zu den anderen Baumarten zeigt die Analyse des zeit-lichen Verlaufs der Trockenheitswirkung einen Einfluss des laufenden Jahres (Abb. 9). Insgesamt sind das laufende Jahr und das erste Vorjahr für die Auswertung relevant, nach zwei Jahren kann keine Wirkung mehr beobachtet werden. Zudem war nicht die minimale Wasserbilanz der Vegeta-tionsperiode, sondern die Mitte Juni erreichte Wasserbilanz korreliert. Um die Auswertung auf die gleiche Skala um-zusetzen, wurde diese Wasserbilanz von Mitte Juni durch Multiplikation mit dem Faktor 2.5 auf die minimale Was-serbilanz des ganzen Jahres skaliert. Der durch die Auswer-tung in Abb. 9 und Abb. 18 erklärte Anteil am Verlauf der stark verlichteten Eichen ist mit den Beobachtungen aller-dings schlechter korreliert als bei den Buchen und Fichten. Der Anteil Eichen mit >60% Kronenverlichtung ist höher bei schlechter K-Versorgung (Abb. 19), wobei Kalium in einem Multinährstoffindexwert (DRIS, vgl. Kap. 4.3) besser abschnitt als die reinen Kalium-Konzentrationen.

Die Schadsymptome bei den Flaumeichen sind ähnlich wie bei den Buchen: ein Zurücksterben der Kronen (Abb. 20). Die Schlussfolgerung liegt deshalb nahe, dass es sich um ähnliche physiologische Prozesse wie bei der Buche handelt, nämlich ein Abreißen des Wasserfadens.

Bei der starken Schädigung der Flaumeichen stellte sich die Frage, ob diese durch die trockeneren Flaumeichen-standorte verursacht wird. Um diese Frage zu klären, wur-de eine Regression mit der Feuchteachse des Ökogramms (Braun et al. 2023a) berechnet. Es besteht tatsächlich eine solche Beziehung: Der Anteil Eichen mit >60% Kronenver-lichtung ist höher auf trockenen Standorten, d.h. Standor-ten mit einem hohen Wert der Feuchteachse (Abb. 21 Mitte).

Zudem ist die Trockenheitswirkung auf natürlicherweise feuchten Standorten stärker als auf trockenen, wie die In-teraktion in Abb. 21 rechts zeigt. Das bedeutet, dass Eichen auf natürlicherweise trockenen Standorten generell stärker geschädigt sind, dann aber weniger durch akute Trocken-heit beeinflusst werden. Diese Beziehung mit dem Standort erklärt einen Teil der beobachteten Artunterschiede. Abb. 22 zeigt den Anteil Eichen mit >60% Kronenverlichtung getrennt nach Eichenart: links die Rohdaten, rechts nach Einbezug der Standorttrockenheit. In den Rohdaten sind die Flaumeichen stärker verlichtet als die anderen beiden Eichenarten (Abb. 22 links). Werden die Trockenheitsund Standorteffekte gemäss Abb. 21 mit berücksichtigt, so wird etwa die Hälfte der starken Schädigung der Flaumeiche er-klärt, und der Unterschied zwischen Flaum- und Stieleiche wird kleiner. Die Traubeneichen hingegen können weiter-hin als gut beurteilt werden (Abb. 22 rechts). Auch nach dieser Auswertung mit der Standorttrockenheit schneidet die Flaumeiche deutlich schlechter ab als die Traubenei-che. Eher überraschend ist, dass die Stieleiche jetzt auch schlechter abschnidet.

Die Eichen in der Schweiz sind oft hybridisiert (Relstab et al. 2016), daher stellt sich die Frage, wie weit diese Hy-bridisierung bei der Beurteilung der Eignung der Flaum-eichen eine Rolle spielt. Relstab et al. (2016) untersuchte auch einige WDB-Eichenflächen. Von den stark geschädig-ten Flaumeichenflächen wurde Caslano (TI) untersucht und genetisch als ziemlich reine Flaumeichenfläche eingestuft. Auch die im Wallis untersuchten Flächen, die in der Umge-bung von Sion liegen, sind ziemlich reine Flaumeichenflä-chen. Eine Hybridisierung als Ursache für die starken Schä-den ist deshalb weniger wahrscheinlich.

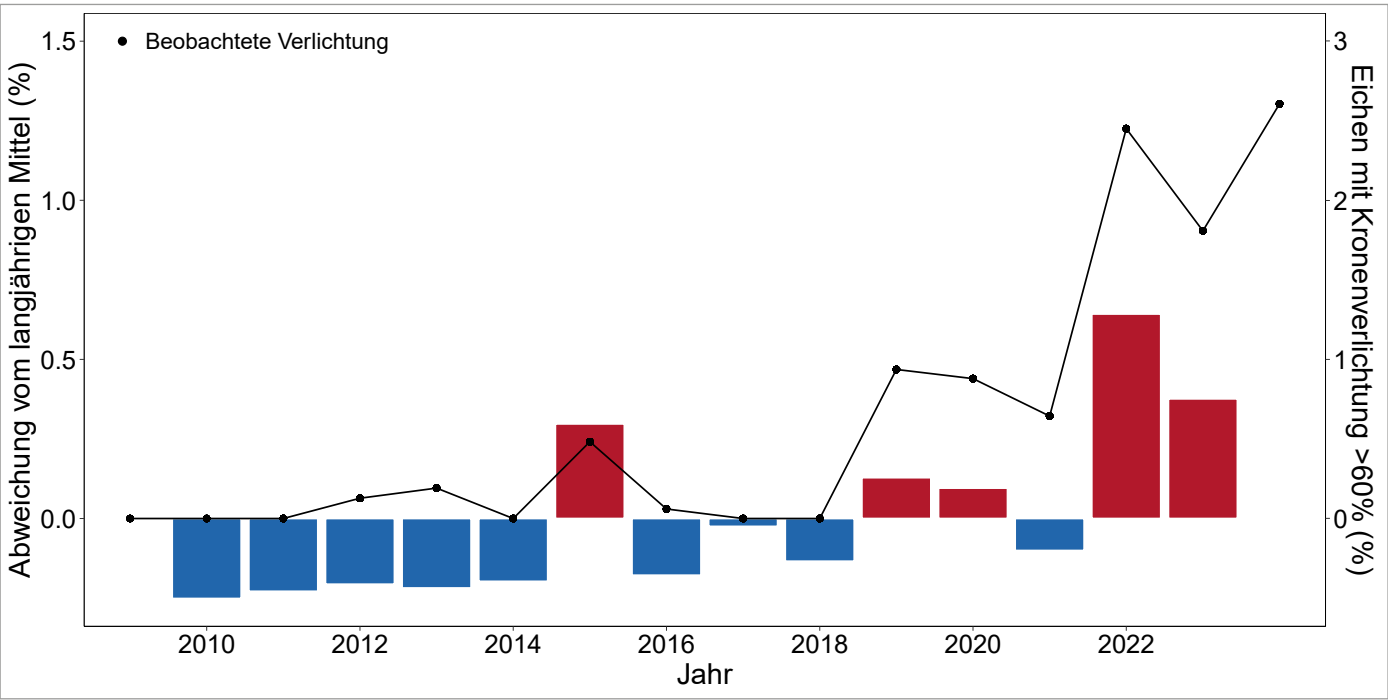


Abb. 18: Zeitliche Entwicklung des aus dem DLNM-Modell geschätzten Anteils stark verlichteter Eichen. Schwarze Linie: beobachtete Werte.

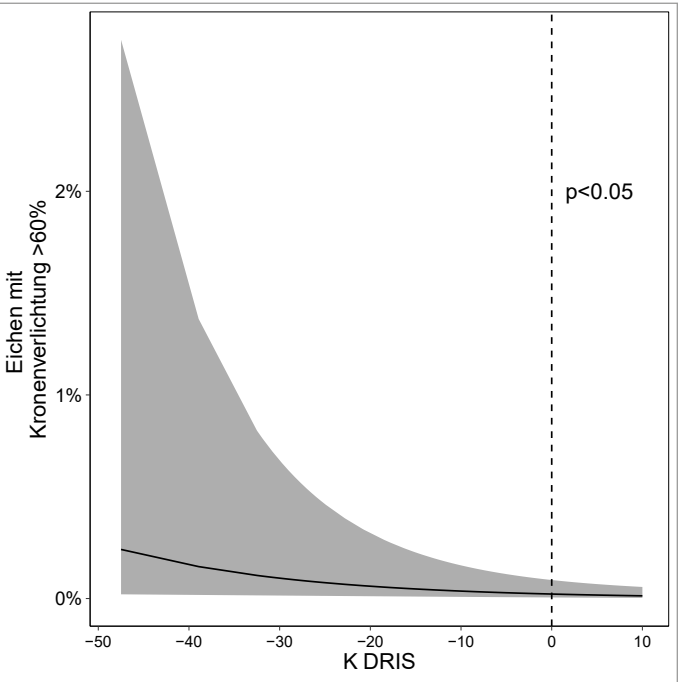


Abb. 19: Anteil Eichen mit >60% Kronenverlichtung in Beziehung zum DRIS-Wert für Kalium. Ein DRIS-Wert von 0 bedeutet ausgeglichene K-Ernährung, negative Werte Kalimangel.



Abb. 20: Starke Schädigung an Flaumeichen in La Sarraz (9.8.22).

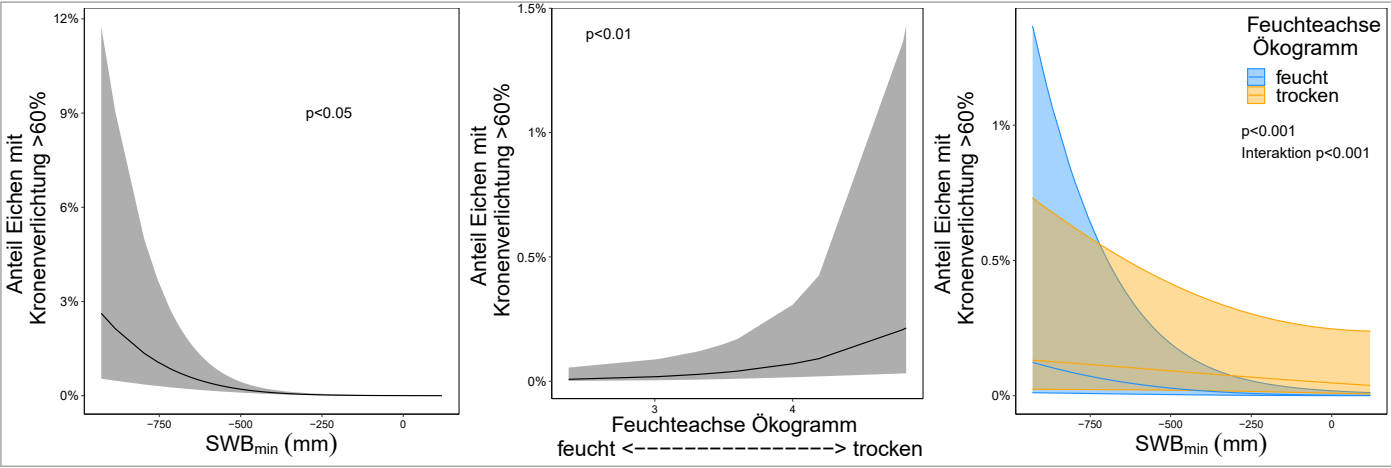


Abb. 21: Anteil Eichen mit >60% Kronenverlichtung: Beziehung mit minimaler Wasserbilanz des Vorjahrs (links), der Feuchteachse der Ökogramme (Mitte) und Interaktion (rechts).

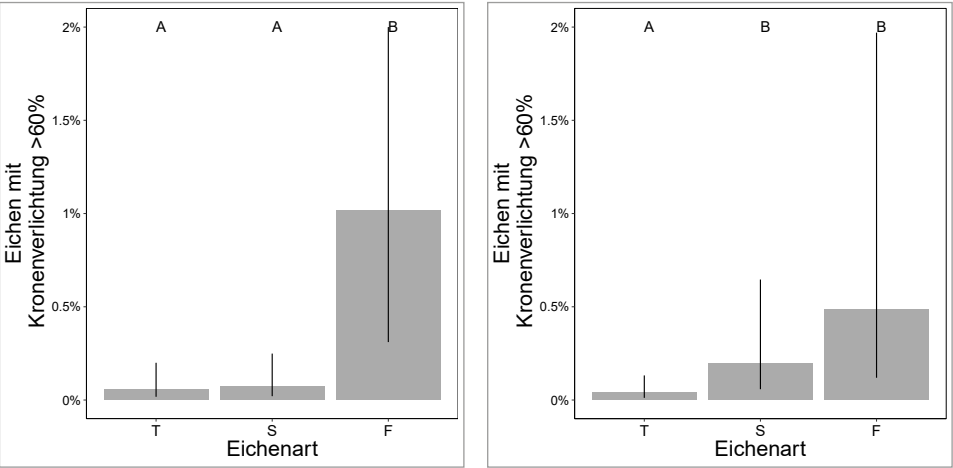


Abb. 22: Anteil Eichen mit >60% Kronenverlichtung: Unterschiede zwischen den Arten. Balken = 95%-Vertrauensbereich. Links: Rohdaten, rechts: unter Berücksichtigung der Trockenheits- und Standorteffekte in Abb. 21. Säulen, die mit verschiedenen Buchstaben gekennzeichnet sind, unterscheiden sich signifikant.



2.3 Mortalität

Wie die starke Kronenverlichtung ist auch die Mortalität nach 2018 stark angestiegen. Bei den Buchen wurde das Maximum 2019, bei den Fichten 2020 und bei den Flaumeichen 2024 erreicht (Abb. 23). Bei den Buchen ist sie aber auch 2024 noch hoch. Tab. 3 zeigt die mittleren jährlichen Mortalitätsraten aller aufgenommen Baumarten für die Periode vor 2018 und die Zeitperiode 2018-2024 sowie die seit 2018 kumulierte Mortalität. Die seit 2018 kumulierte Mortalität ist vor allem bei den Fichten sehr hoch und jenseits einer nachhaltigen Waldbewirtschaftung. Als direkte Folge für die interkantonale WDB mussten einige Fichtenflächen aufgegeben werden. Die Mortalität ist auch bei der Flaumeiche überraschend hoch.

Die Mortalität wurde mit einer ähnlichen statistischen Methode analysiert wie die Kronenverlichtung >60%. Abb. 9 zeigt das Resultat für Buchen und Fichten. Bei den Buchen fällt der Effekt mit zunehmender Zeit mehr oder weniger kontinuierlich ab, wobei sich der Trockenheitseffekt über fünf Vorjahre erstreckt. Bei den Eichen waren die Beziehungen mit der Mortalität nicht signifikant. Bei den Fichten ist in den Jahren 2 und 3 nach dem Beobachtungsjahr ein deutlicher Peak der Mortalität festzustellen. Dieser nichtlineare Verlauf kann mit dem Befall durch Borkenkäfer, einem Schwächeparasiten, erklärt werden, der zeitlich verzögert erfolgt. Der mit dem DLNM-Modell berechnete zeitliche Verlauf bei den Fichten stimmt mit der zu einem früheren Zeitpunkt durchgeführten detaillierteren Auswertung (Tresch et al. (2023b), Abb. 30) überein.

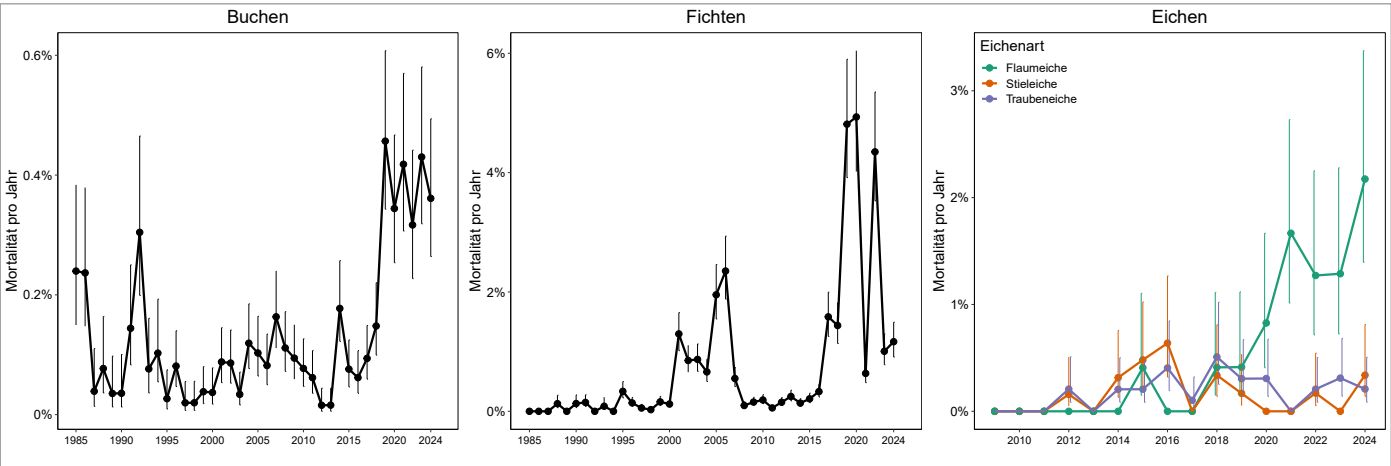


Abb. 23: Jährliche Mortalität von Buchen und Fichten (ab 1985) und Eichen (ab 2009). Balken=Standardfehlerund Interaktion (rechts).

Baumart	Mortalitätsrate		Faktor Erhöhung	Anzahl Bäume 2018	tote Bäume		kumulierte Mortalität 2018-2024
	vor 2018	2018-2024			vor 2018	2018-2024	
Buchen	0.08	0.35	4.3	6269	135	139	2.2
Fichten	0.49	2.65	5.4	5145	608	854	16.6
Traubeneichen	0.09	0.26	2.9	984	11	18	1.8
Stieleichen	0.14	0.14	1.0	604	10	6	1.0
Flaumeichen	0.06	1.14	18.5	243	1	19	7.8

Tab. 3: Jährliche Mortalitätsrate 2018-2024 im Vergleich zu Periode von vor 2018 (Buchen und Fichten 1984-2017, Eichen 2007-2017) und kumulierte Mortalität für die Periode 2018-2024.

2.3.1 Buchen

Der zeitliche Verlauf der aufgrund der Trockenheit geschätzten Mortalität zeigt einen deutlichen Peak nach dem Jahr 2018, mit einer kurzen Erholung im Jahr 2022 (Abb. 25). Das heisst, dass die beobachteten Schäden ohne Berücksichtigung des kumulierenden Effekts kurz aufeinanderfolgender Trockenjahre nicht zu erklären sind. Die Beziehung der Buchenmortalität mit der Nährstoffversorgung zeigt wie bei der starken Kronenverlichtung die Bedeutung von Kalium und Phosphor (Abb. 26).

derfolgender Trockenjahre nicht zu erklären sind. Die Beziehung der Buchenmortalität mit der Nährstoffversorgung zeigt wie bei der starken Kronenverlichtung die Bedeutung von Kalium und Phosphor (Abb. 26).

Abb. 24: Vitale Buche neben abgestorbener Buche (Bennwil BL 17.7.24).

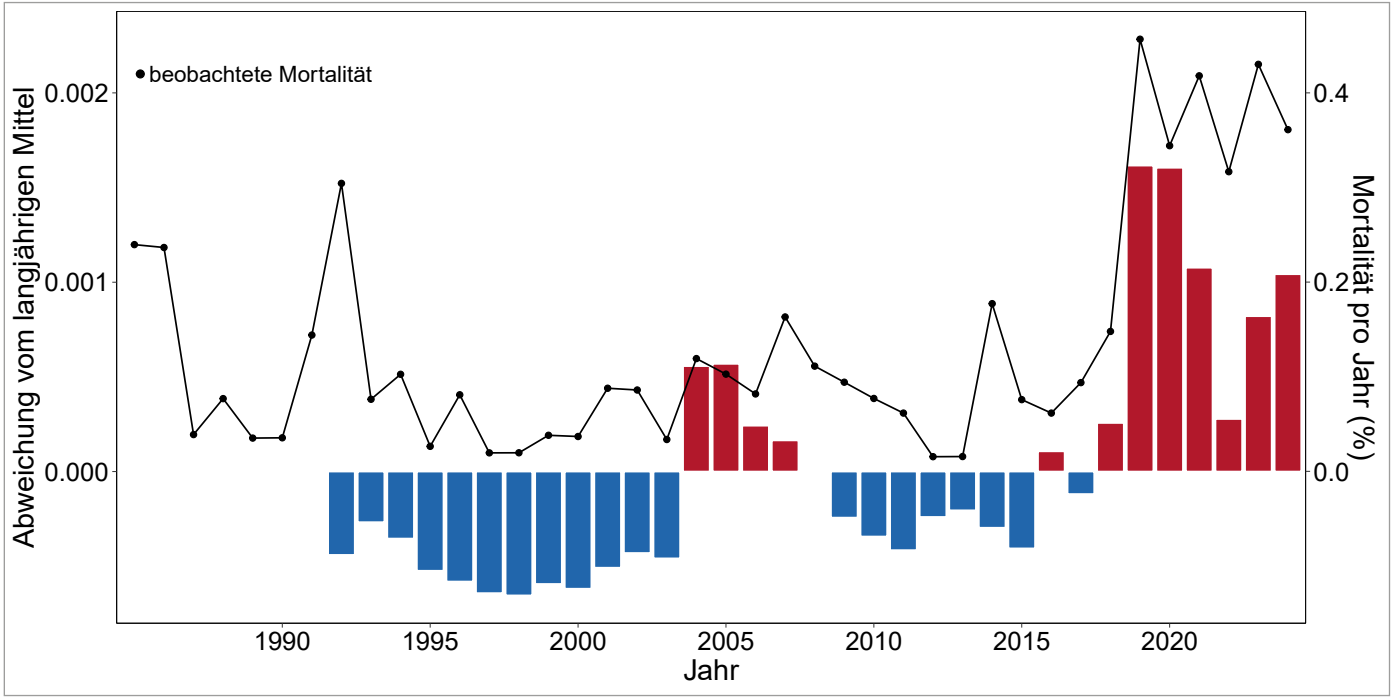


Abb. 25: Zeitliche Entwicklung des aus dem DLNM-Modell geschätzten Anteils abgestorbener Buchen in Relation zu einem langjährigen Mittel (Säulen) und beobachtete Werte (schwarze Punkte und Linien).

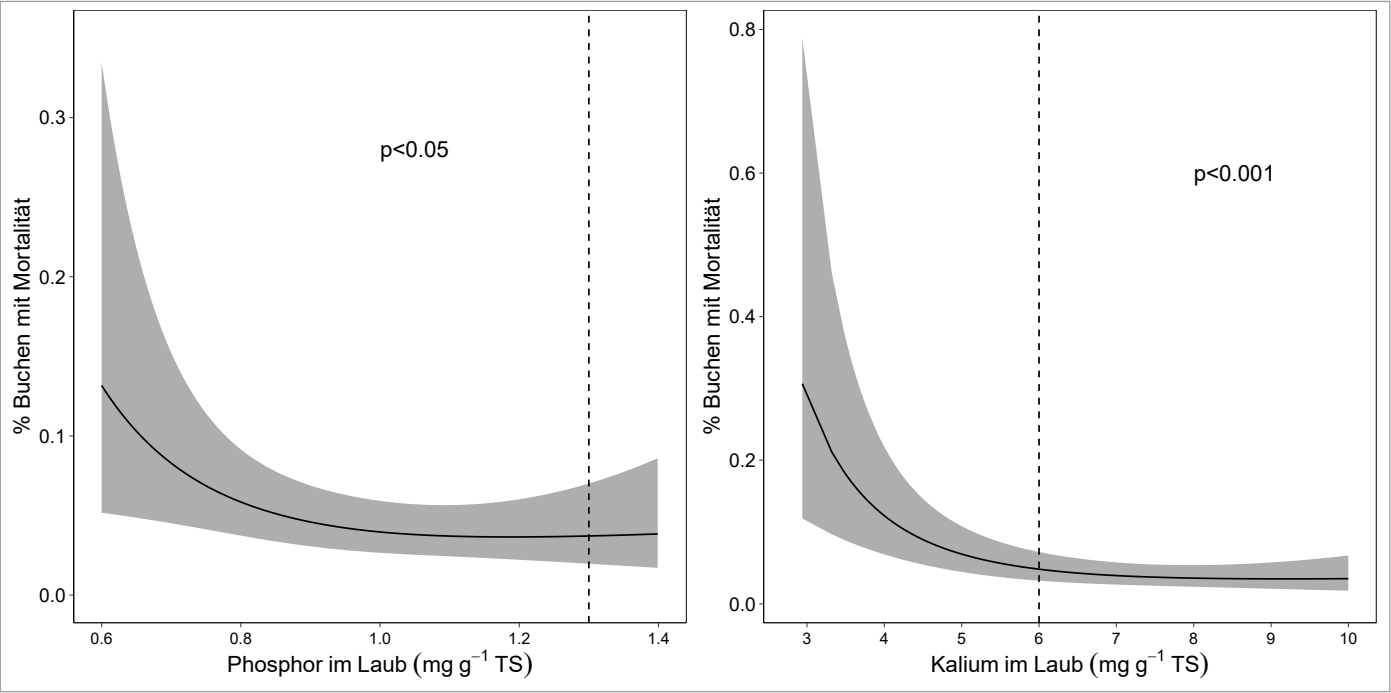


Abb. 26: Beziehung zwischen der Mortalität und der Nährstoffversorgung bei Buchen. Schätzer aus dem DLNM-Modell. Gestrichelte Linien: Grenzwerte für ausreichende Versorgung nach Göttelein (2015).

Die Entwicklung der nach 2018 stark geschädigten Buchen ist in den Abb. 27 dargestellt. Buchen mit >60% Kronenverlichtung zeigen ein deutlich erhöhtes Absterberisiko, was ein Argument für diese Grenze zu starker Schädigung ist. Von den Buchen, die in den Jahren 2019-2021 eine maximale Verlichtung von >90% gezeigt hatten, lebten nach 2024 noch 19%. 64% waren abgestorben, 12% wurden gefällt (Zwangsnutzung) und 5% fielen dem Sturm zum Opfer. Besser sieht die Überlebenswahrscheinlichkeit bei Buchen mit einer maximalen Verlichtung von >60% aus: da zeigten 20% eine vollständige Erholung, 22% starben ab, während die Sturmschäden mit 7% nur unwesentlich geringer sind als bei der Klasse der am stärksten geschädigten Bäume. Bäume mit ≤ 60% Verlichtung zeigen eine deutlich geringere Mortalitätsrate und einen geringeren Anteil an sturmgeschädigten Bäumen.

In drei stark geschädigten Flächen in der Ajoie waren 2019 zusammen mit der WSL (Ester Frei, Thomas Wohl-gemuth) Baumpaare mit unterschiedlicher Schädigung ausgewählt worden. Abb. 27 zeigt die weitere Entwicklung dieser Bäume, gruppiert nach der Einstufung im Jahr 2019. Auch Bäume, die 2019 als vital eingestuft worden waren, sind in der Zwischenzeit abgestorben, auch wenn deren Mortalitätsrate tiefer ist als bei den stark geschädigten Buchen. Eine Fläche (Boncourt) wurde 2023 ganz, eine zweite Fläche (Lugnez) 2024 praktisch vollständig abgeholzt. Die vorher stark geschädigten Buchen sind in der Rubrik "Zwangsnutzung" aufgeführt. Die Ergebnisse zeigen, dass auch 2019 als vital beurteilte Bäume nicht per se als trockenresistent einzustufen sind.

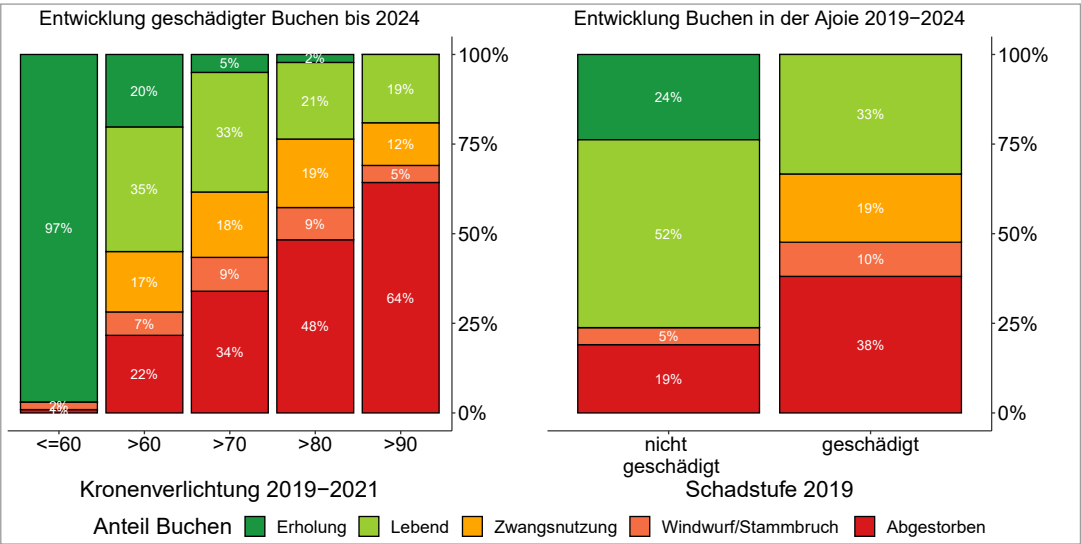


Abb. 27: Überlebenswahrscheinlichkeit von Buchen, die im Zeitraum 2019-2021 mit maximal >60, >70, >80 bzw. >90% Kronenverlichtung eingestuft wurden (links) bzw. Überlebenswahrscheinlichkeit der in der Ajoie als nicht geschädigt und geschädigt ausgewählten 36 Baumpaare (rechts).



Abb. 28: Links: Diese Buche hat im Frühjahr noch ausgetrieben, ist aber jetzt tot (Lugnez JU, 20.7.2022). Rechts: Buche mit abblätternder Rinde.

2.3.2 Fichten

Seit 2018 ist die Fichtenmortalität stark erhöht. In den Jahren 2018-2024 betrug die kumulierte Mortalität 16.6%. Einige Fichtenflächen mussten ganz aufgegeben werden, so z.B. Muri (AG), Winterthur (ZH), Diessenhofen (TG), Höri (ZH) und Rafz (ZH). Die Mortalität der Fichten wird ähnlich wie bei der Buche durch die vorhergehenden Trockenjahre beeinflusst. Bei der Auswertung der wichtigsten Einflussfaktoren der Fichtenmortalität sind das aktuelle Jahr und bis zu 3 Vorjahre relevant (Abb. 9). Diese werden entweder als maximales Dampfdrucksättigungsdefizit des Monats Juli (Abb. 9) oder als kumuliertes Verhältnis zwischen aktueller und potentieller Evapotranspiration (ETa/ETp) in das Modell aufgenommen (Abb. 30). Details zu letzterem Modell sind in Tresch et al. (2023b) zu finden.

Der wichtigste Einflussfaktor auf die Fichtenmortalität war die kumulierte Trockenheit. Diese zeigt eine Interaktion mit N-Deposition. Das heisst, bei hoher N-Deposition waren die negativen Auswirkungen der Trockenheit auf die Fichtenmortalität noch grösser. Die Nährstoffkonzentrationen von P und K im Laub waren ebenfalls negativ mit der Mortalität der Fichten korreliert (Abb. 31). Es wurde zudem eine Interaktion zwischen P-Konzentration im Laub und N-Deposition festgestellt, mit höheren Mortalitätsraten bei der Kombination von höherer N-Deposition und unzureichender P-Versorgung.

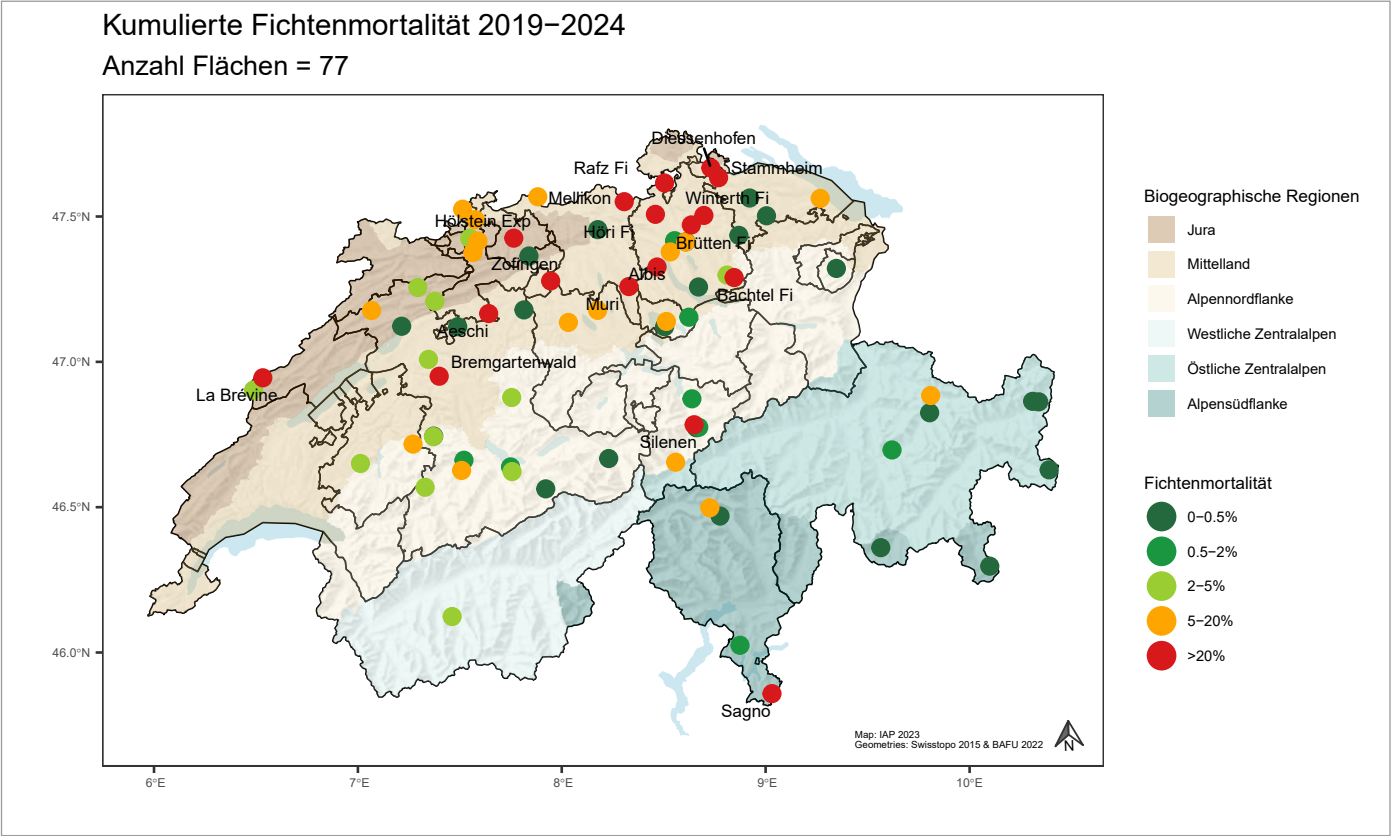


Abb. 29: Geographische Verteilung der Fichtenmortalität. Kumulierte Mortalität in den Jahren 2019-2024.

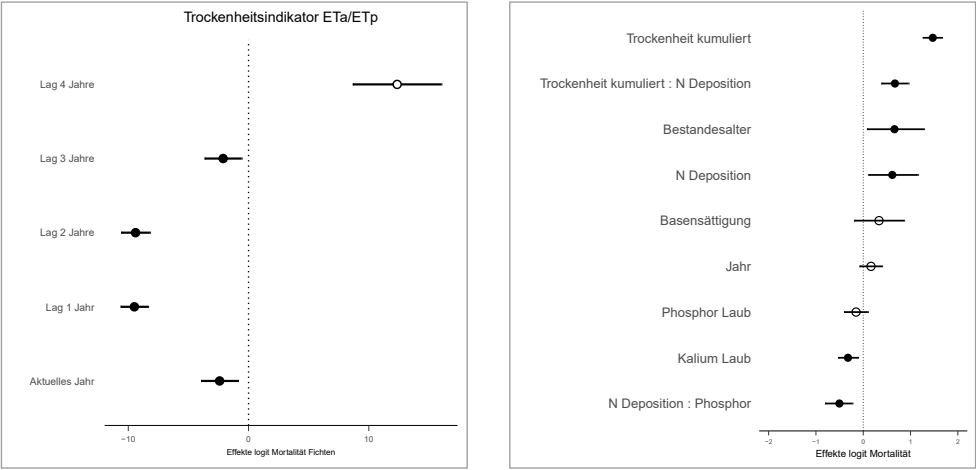


Abb. 30: Lag-Effekte der Trockenheit (links) und Einflussfaktoren auf die Fichtenmortalität (rechts). Die ausgefüllten Kreise stellen signifikante Einflussfaktoren auf die Fichtenmortalität im Zeitraum 1985-2023 dar. Balken = 95%-Vertrauensbereich.

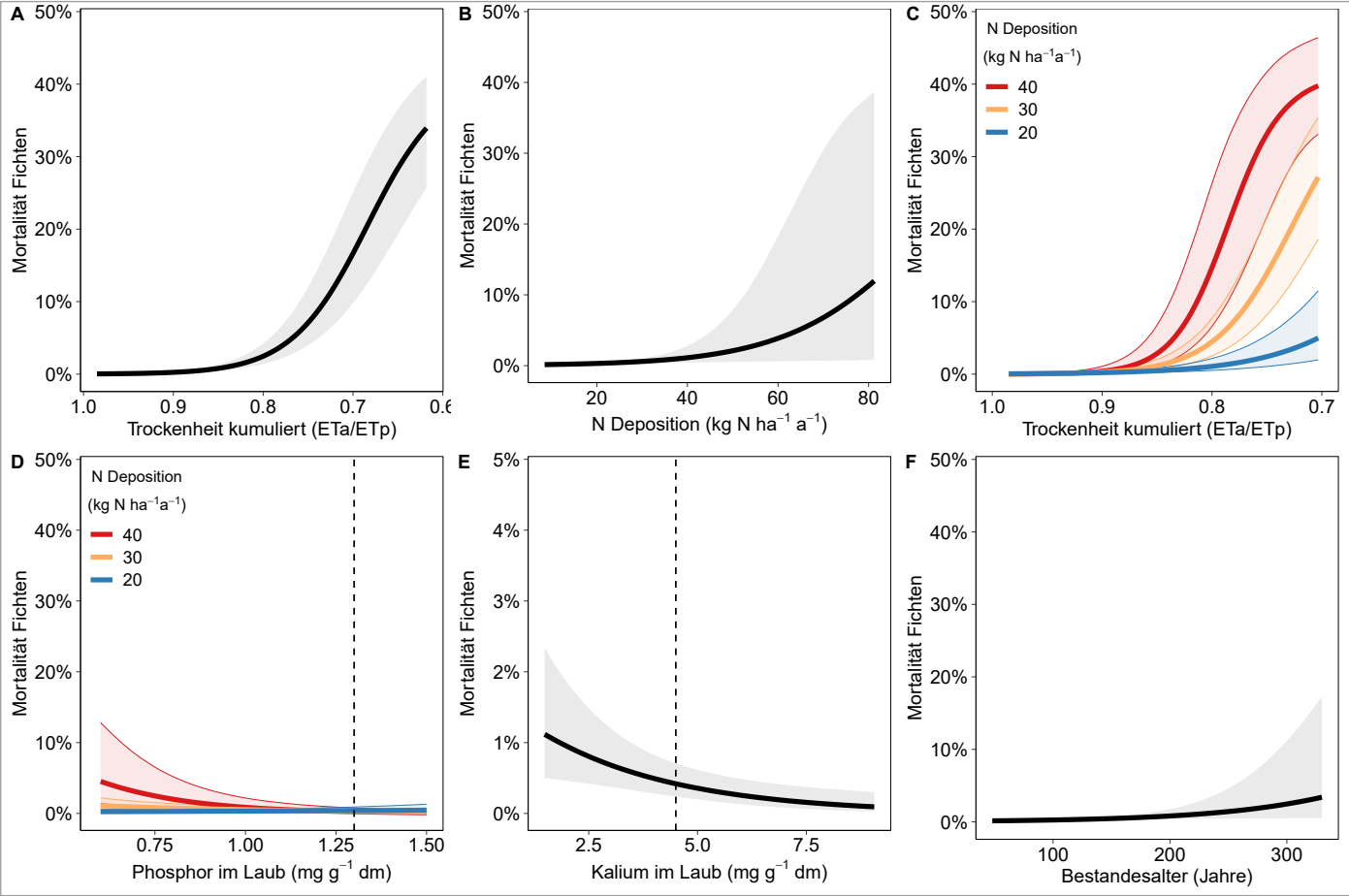


Abb. 31: Signifikante Beziehungen zur Fichtenmortalität 1985-2022. Gestrichelte Linie: Grenzwert für ausreichende Versorgung nach Göttlein (2015).



Abb. 32: In der Fichtenfläche Sagno TI wurden viele Fichten vom Borkenkäfer befallen.



2.4 Windwurf und Stammbruch

Windschäden haben im Laufe der Zeit zugenommen, auch wenn das Jahr 1999 mit dem Sturm „Lothar“ immer noch das dominierende Ereignis ist (Abb. 33). Eine Auswertung über die Zeitperiode 1985-2022 wurde in *Braun et al. (2023b)* publiziert. Abb. 34 zeigt die gefundenen Beziehungen. Die Trockenheit ist ausser beim Stammbruch von Buchen überall mit Windschäden korreliert. Aber auch die Stickstoffdeposition spielt eine Rolle. Abb. 35 illustriert zwei dieser Beziehungen: bei den Buchen ist der Anteil geworfener Buchen bei hoher Stickstoffdeposition deutlich höher,

wenn es gleichzeitig trocken ist. Bei den Fichten ist der Anteil Bäume mit Stammbruch bei hoher Stickstoffdeposition erhöht. Kalzium im Laub war mit dem Windwurf der Buchen korreliert, was die früher publizierten Ergebnisse über Basensättigung und Windwurf (*Braun et al. 2003*) bestätigt. Störungen des Bestandes erhöhten das Windwurf- und Stammbruchrisiko bei den Buchen. Bei den Windgeschwindigkeiten brauchte es Böenspitzen von mindestens 90 km h⁻¹ für Schäden.

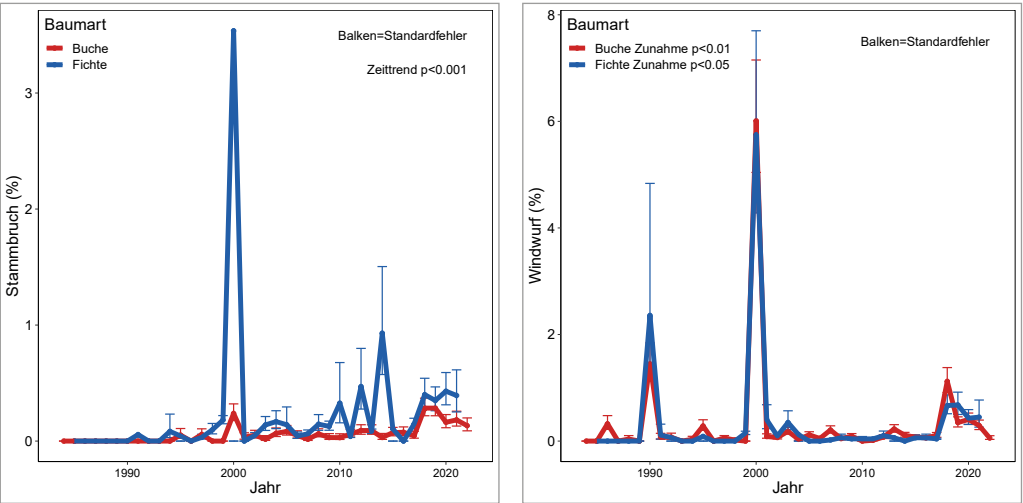


Abb. 33: Zeitliche Entwicklung Windwurf (links) und Stammbruch (rechts) von Buchen und Fichten.

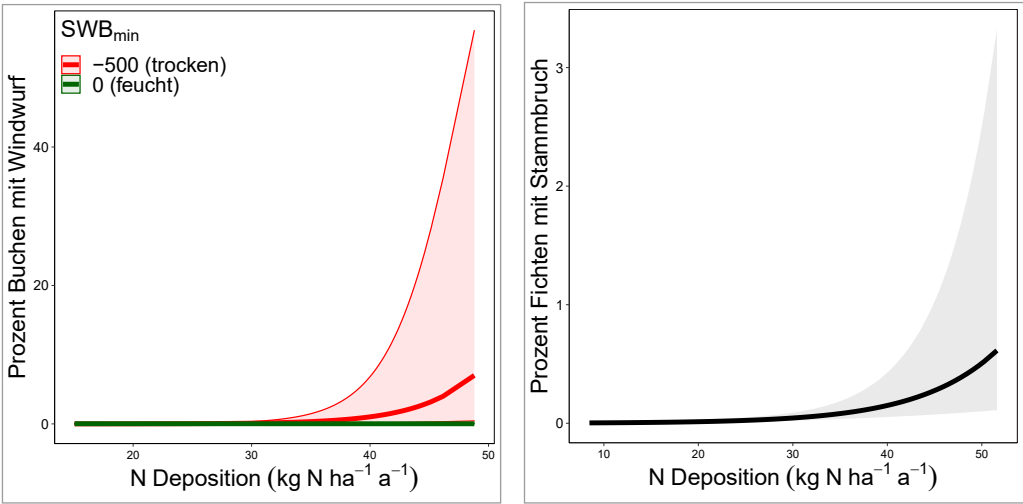


Abb. 35: Windschäden und Stickstoffdeposition.

	Buchen		Fichten	
	Windwurf	Stammbruch	Windwurf	Stammbruch
K im Laub				
Ca im Laub				
Stickstoffdeposition				
Trockenheit (als Eta/Etp oder SWBmin)				
Lufttemperatur (Vegetationsperiode oder Juli Vorjahr)				
Wintertemperatur (Dez - Jan)				
Böenspitzen: 90-130 km /h				
Jahr von „Lothar“ (0 oder 1)				
Zeittrend				
Bestandesdichte				
Störungen im Bestand				
Stickstoffdeposition*Trockenheit				
Stickstoffdeposition*Bestandesdichte				

Abb. 34: Regressionsresultate für Windwurf und Stammbruch (Tabelle aus (Braun et al. 2023b)). Positive Regression sind rot, negative blau angegeben. Die Farbstärke gibt das Signifikanzniveau an. Zwei Variablen mit einem * Zeichen geben eine Interaktion an.



Abb. 36: Windwurf von Buchen (MuttENZ 15.1.2019) und Fichten (Evolène 7.8.2024).



2.5 Vergilbung

2.5.1 Feldaufnahmen

Die Vergilbung wird einerseits bei der jährlichen Bonitierung im Feld eingeschätzt (*Abb. 37*), andererseits an den für die Nährstoffanalyse geernteten Ästen. In beiden Fällen hat sie deutlich zugenommen. Im Feld ist der Anteil vergilbter Bäume seit dem Jahr 2018 stark angestiegen, parallel zur starken Kronenverlichtung. 2024 ist die Vergilbung bei den Buchen immer noch erhöht im Vergleich zur Periode von vor 2018, bei den Fichten hat sie wieder abgenommen. Bei den Buchen und Flaumeichen fällt das Maximum der Vergilbung zeitlich mit dem Maximum der starken Kronenver-

lichtung zusammen, bei den Fichten wurde die maximale Vergilbung 2020 erreicht. Die Eichenarten unterscheiden sich auch in der Vergilbung, aber der Unterschied ist weniger gross als bei der Kronenverlichtung (*Abb. 38*). Phosphor ist auch ein signifikanter Prädiktor für die Vergilbung der Buchen und Fichten (*Abb. 39*), bei den Buchen zusammen mit der Strahlung im Vorjahr und dem Fruchtbehang des Vorjahrs. Bei den Eichen ist Kalium mit der Vergilbung korreliert, und zwar als Multinährstoffindexwert (DRIS-Wert; vgl. Kap. 4.3) .

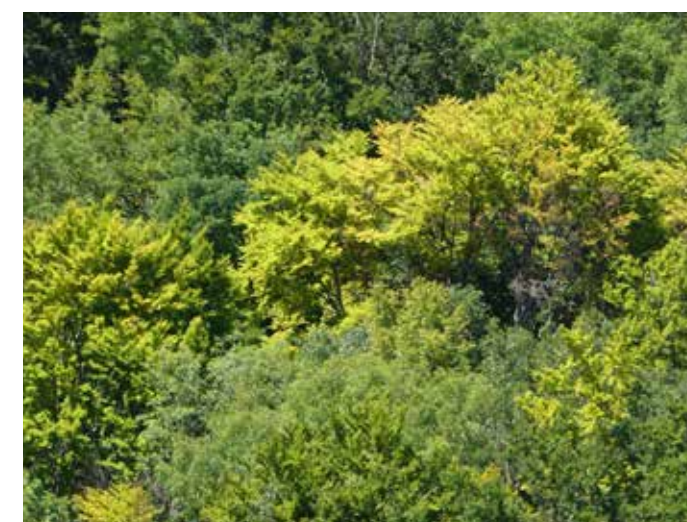


Abb. 37: Stark Vergilbte Buchenkrone (29.7.22, Wilchingen SH). Oben: Bei Trockenheit werden auch grüne Blätter abgeworfen, um den Wasserverbrauch einzuschränken (Rafz ZH 26.07.2022).

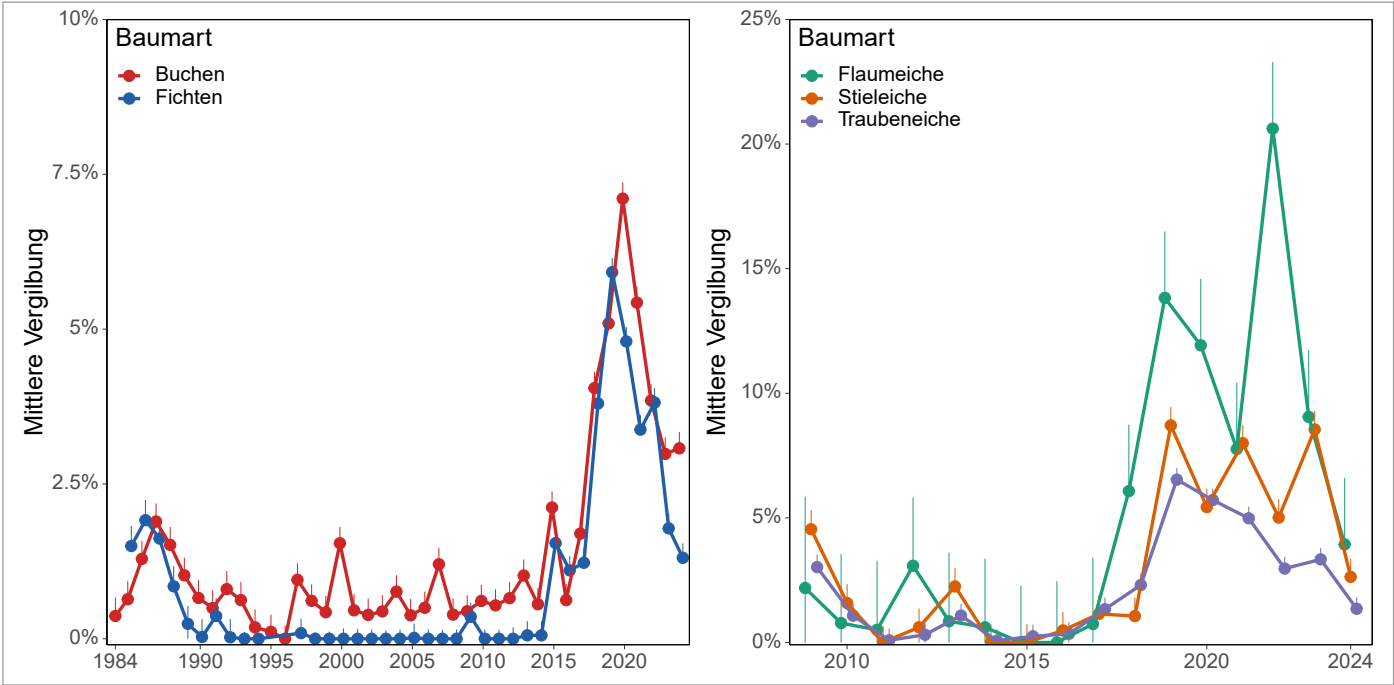


Abb. 38: Mittlere Vergilbung von Buchen, Fichten (ab 1984) und Eichen (ab 2009). Balken = 95%-Vertrauensbereich.

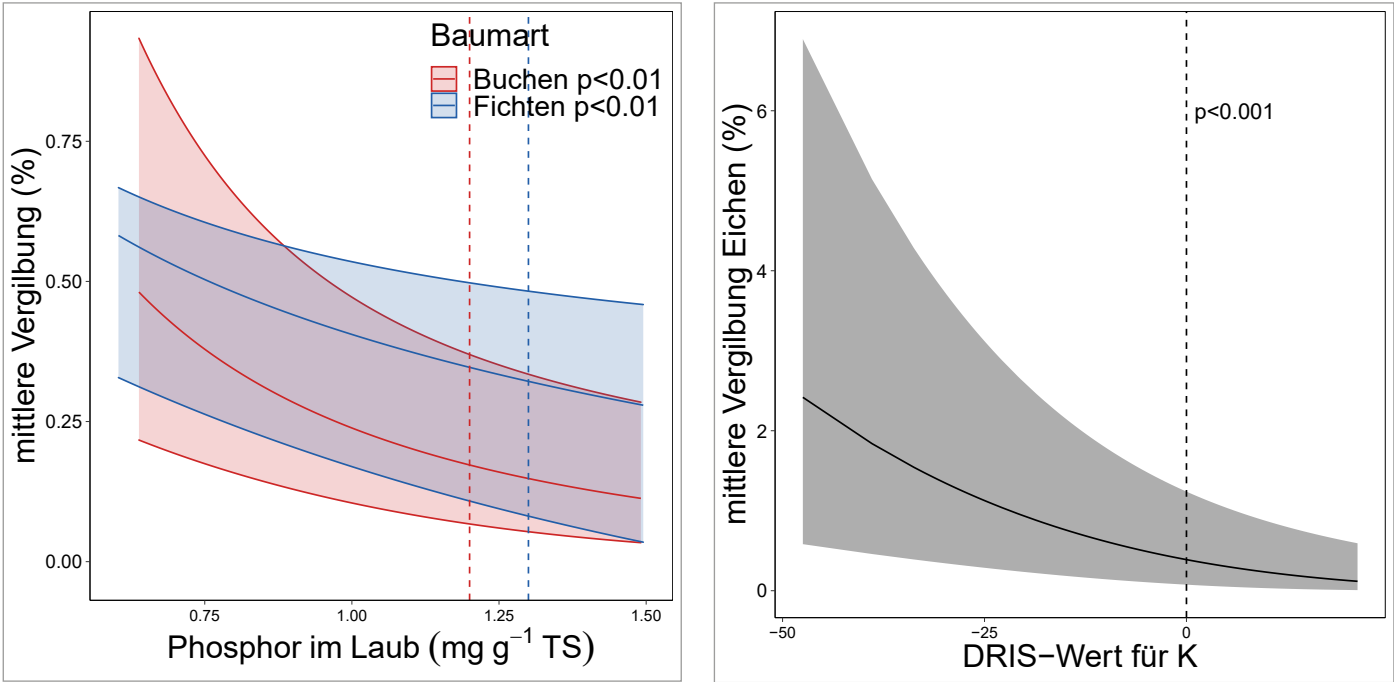


Abb. 39: Links: Beziehung zwischen der Vergilbung bei Buchen und Fichten und der Phosphorkonzentration im Laub. Gestrichelte Linien Grenzwerte für ausreichende Versorgung nach Göttelein (2016). Rechts: Beziehung zwischen der Vergilbung von Eichen und dem DRIS-Wert für Kalium. Die gestrichelte Linie bei 0 steht für ausreichende Versorgung

2.5.2 Gipfeltriebe Buchen

Photobleaching war 2023 das dominante Phänomen an den Buchengipfeltrieben. Der bisherige Rekordwert von 2019 wurde nochmals übertroffen (Abb. 41 rechts), weniger in der Anzahl der betroffenen Flächen als im Ausmass. Wird nicht nur die Anzahl betroffener Blätter gezählt, sondern auch nach der Farbdifferenz zwischen grün und ausgebleicht gewichtet (dies wurde 2019 erstmals gemacht), so ist die Zunahme von 2019 auf 2023 augenfällig (Abb. 43). Das Photobleaching der Buchen ist nach wie vor mit der Phosphorkonzentration im Laub korreliert. Als Temperaturvariable ist aber jetzt die maximale Temperatur im Juni besser korreliert als diejenige im Juli (Abb. 44). Die Interkostalvergilbung, ein Symptom des Mg-Mangels (Abb. 40), ist seit dem Peak im Jahr 2015 zurückgegangen (Abb. 41 links).



Abb. 40: Interkostalchlorosen bei Buchenblättern in Liesberg (BL) 2023. Mg-Konzentration 0.18 mg g⁻¹.

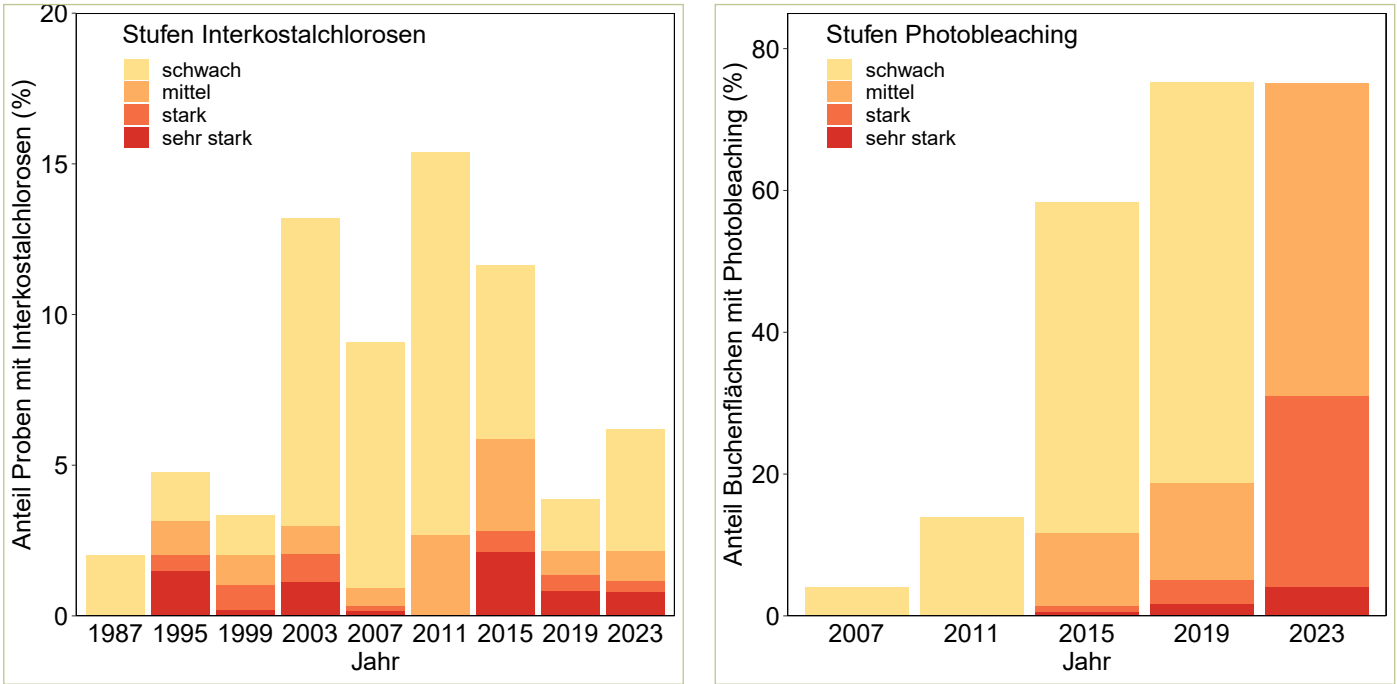


Abb. 41: Links: Entwicklung der interkostalen Vergilbung. Rechts: Entwicklung von Photobleaching bei Buchen.



Abb. 42: Beispiel Photobleaching an Buchenblättern von der Fläche Sagno (TI) 2023.

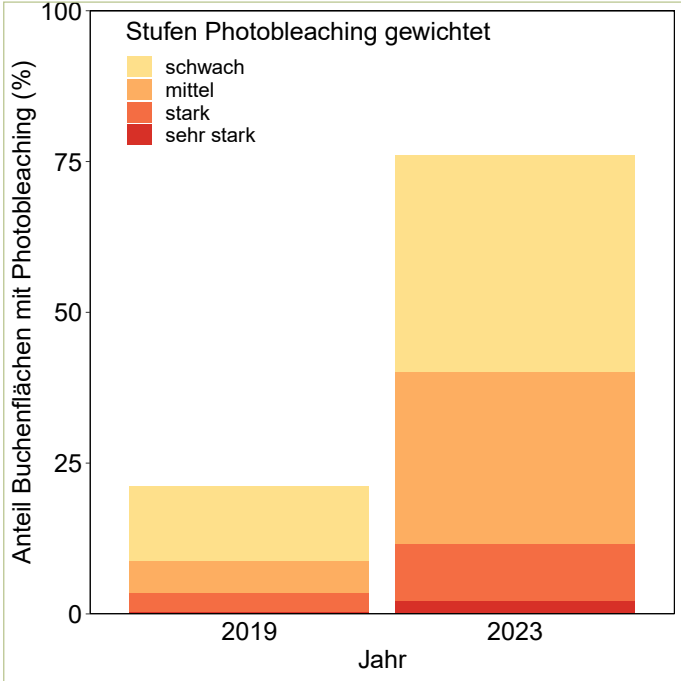


Abb. 43: Photobleaching, mit Gewichtung der Anzahl Blätter durch die Farbdifferenz.

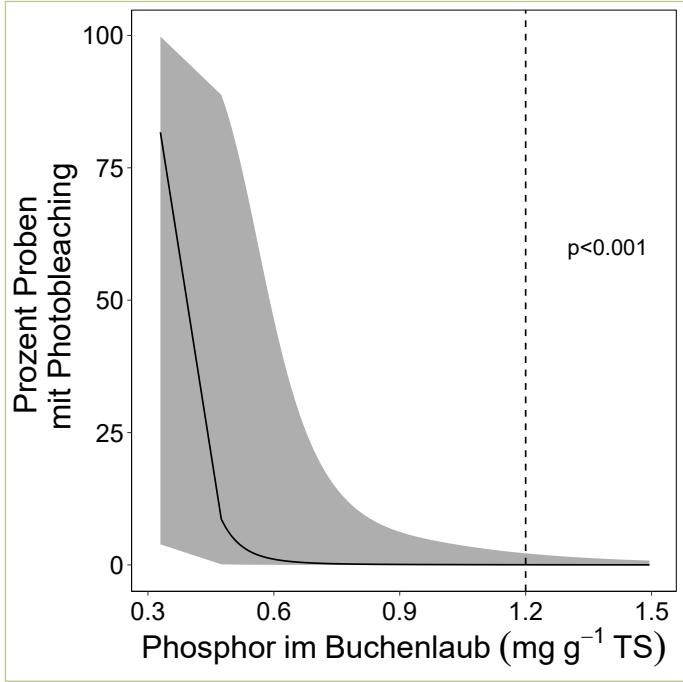
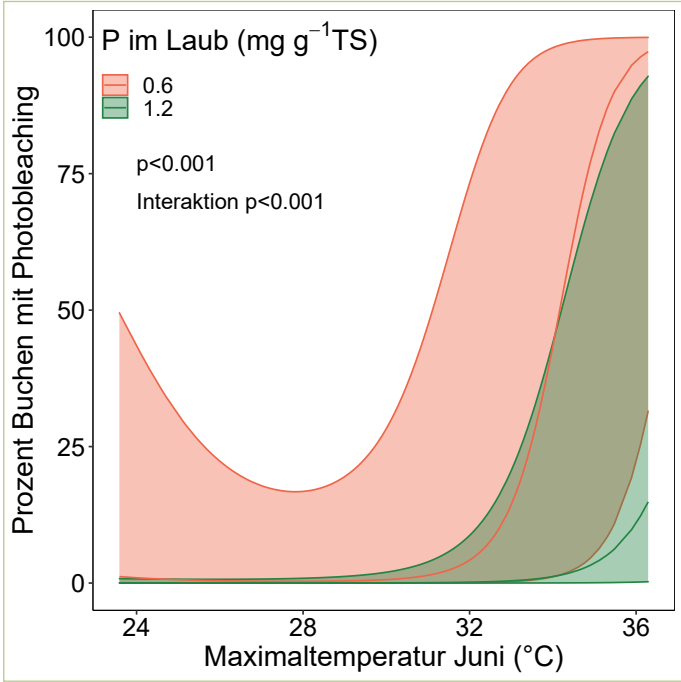


Abb. 44: Photobleaching von Buchen: Regression mit der Phosphorkonzentration im Laub (links) und mit der maximalen Temperatur im Juni (rechts). Gestrichelte Linie: Grenzwert zu P-Normalversorgung nach Göttlein (2016).



2.5.3 Gipfeltriebe Fichten

Bei den Fichten werden an den Gipfeltrieben zwei Arten von Vergilbungen unterschieden: Vergilbungen der Nadelspitze (Abb. 45 links) und der älteren Nadeljahrgänge (Abb. 45 rechts). Ersteres ist als Symptom für K-Mangel beschrieben, Letzteres für Mg-Mangel. Der erstere Typ hat stark zugenommen (Abb. 46, links). Er steht allerdings nicht nur mit

den K-Konzentrationen, sondern auch mit Mg in Beziehung (Abb. 46 Mitte und rechts). Die Vergilbung der älteren Nadeljahrgänge ist auch mit der Mg-Konzentration korreliert, aber deutlich schwächer als die Vergilbung der Nadelspitzen. Sie zeigt auch keine so markante zeitliche Entwicklung.



Abb. 45: Vergilbungen an Gipfeltrieben von Fichten. Links: Vergilbungen der Nadelspitzen (Habsburg AG, 3.4 mg K und 0.33 mg Mg g⁻¹). Rechts: Vergilbung der älteren Nadeljahrgänge (Lurengo TI, 4.2 mg K und 0.26 mg Mg g⁻¹)

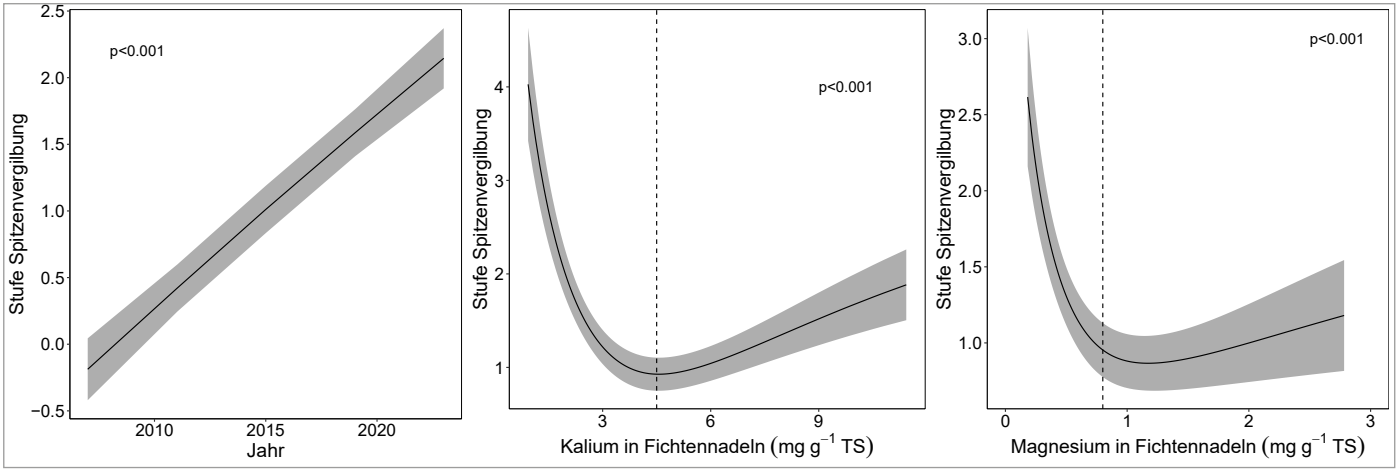


Abb. 46. Erklärende Variablen für Vergilbungen Typ K-Mangel. Links: Zeitliche Entwicklung, Mitte: Korrelation mit K-Konzentration, rechts: Korrelation mit Mg-Konzentration.

2.5.4 Gipfeltriebe Eichen

Photobleaching war bis jetzt bei den Eichen nur in geringem Ausmass beobachtet worden. Das hat sich bei der letzten Gipfeltriebbeerntung 2023 geändert, auch wenn die Farbdifferenzen zwischen ausgebleicht und nicht ausgebleicht aktuell noch zu gering für eine gewichtete Auswertung sind (Abb. 48). Alle drei untersuchten Eichenarten sind in ähnlichem Ausmass betroffen. Die Auswertung zeigt, ähnlich wie bei der Buche, eine Beziehung mit der Phosphorkonzentration im Laub, obwohl die P-Versorgung der Eiche im Mittel eigentlich als gut eingestuft werden kann. Anstelle der maximalen Temperatur im Juni ist das Dampfdrucksättigungsdefizit im Juni korreliert (Abb. 49). Dies ist ein Hinweis auf «drought starvation», da ein hohes VPD geschlossene Spaltöffnungen bedeutet (Jarvis 1976, Emberson et al. 2000).

Abb. 47: Eichenblatt mit Photobleaching (Therwil, BL).

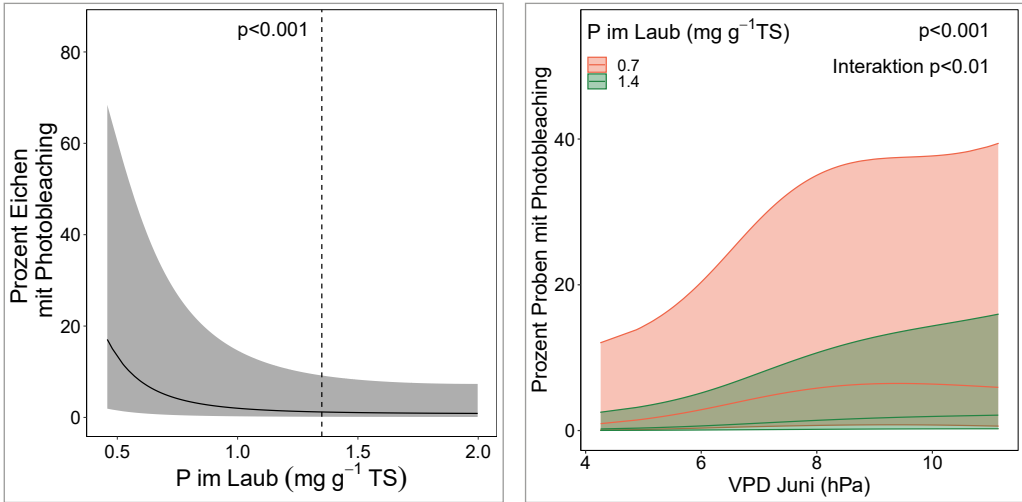
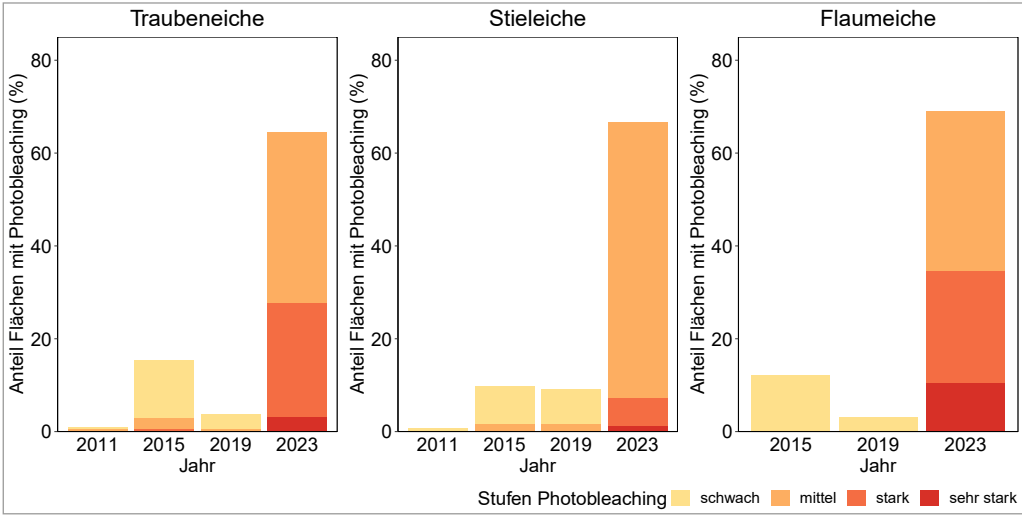


Abb. 48: Photobleaching bei Eichen.

Abb. 49: Photobleaching von Eichen: Regression mit der Phosphorkonzentration im Laub (links) und Interaktion zwischen dem mittleren Dampfdrucksättigungsdefizit (VPD) im Juni und der P-Konzentration (rechts). Gestrichelte Linie: Grenzwert zu P-Normalversorgung nach Göttlein (2016).



2.6 Fruchtbehang

2.6.1 Buchen

Bei den Buchen wird der Fruchtbehang bei der Asternte anhand der Fruchtbasisnarben (Abb. 50 links) rückwirkend ausgezählt. Er ist seit dem Jahr 2005 stark angestiegen (Abb. 50). Seit 2006 ist praktisch jedes zweite Jahr ein Mastjahr, wobei 2011 ein Maximum erreicht wurde. Im Mittel aller Flächen wurde die in der forstlichen Literatur beschriebene Mastgrenze von 150 Früchten pro m² in den Jahren 2009, 2011, 2016, 2020 und 2023 überschritten.



Abb. 50: Links: Fruchtbasisnarbe, die das rückwirkende Auszählen von Buchenfrüchten erlaubt. Rechts: Entwicklung des Fruchtbehangs Buchen, als Anzahl Früchte pro Kurztrieb. Gestrichelte Linie: Mastschwelle von 150 Früchten pro m².

Eine Beziehung zwischen der Temperatur und dem Fruchtbehang der Buchen kann über vier Vorjahre gefunden werden (Abb. 52). Hohe Temperaturen im Juli/August des ersten Vorjahrs, Temperaturen im April und Oktober des zweiten Vorjahrs sind mit einem hohen Fruchtbehang korreliert. Nicht gezeigt in dieser Abbildung ist die Beziehung mit dem VPD, das ebenfalls in die Berechnungen eingeflossen ist.

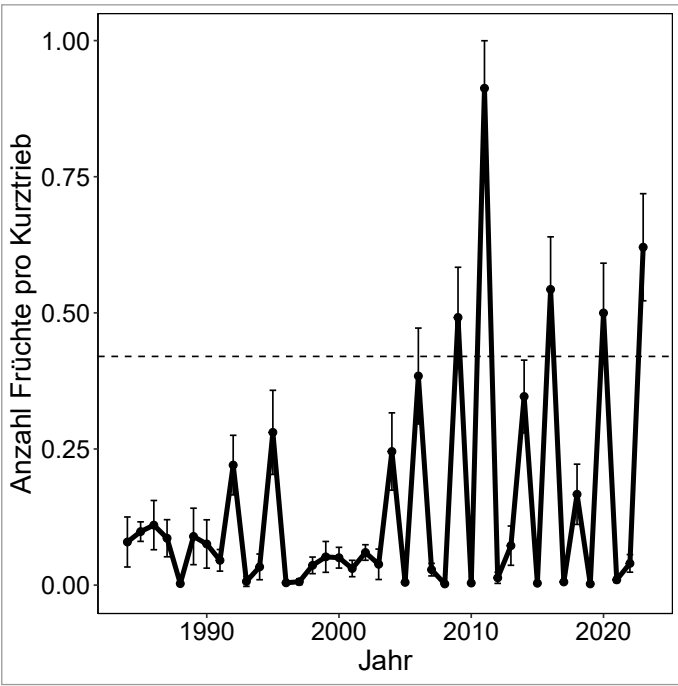


Abb. 51: Bäume mit starkem Fruchtbehang. Links: Buche, rechts: Fichte.

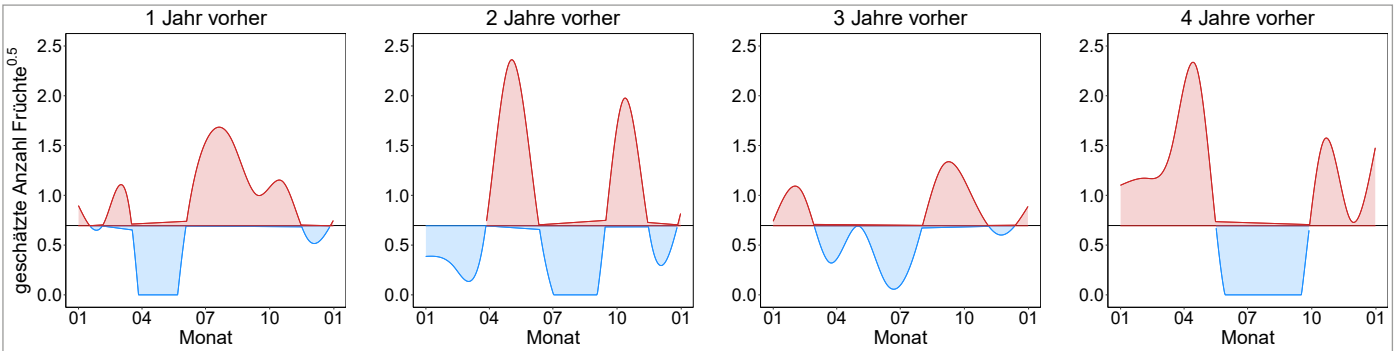


Abb. 52: Beziehung zwischen dem Fruchtbehang und der Lufttemperatur ein, zwei, drei und vier Jahre vorher im zeitlichen Jahresverlauf. Die Grafik ist so zu lesen, dass hohe Temperaturen im Juli des ersten Vorjahrs, hohe Temperaturen im April und September des zweiten Vorjahres, hohe Temperaturen im September des dritten Vorjahres und hohe Temperaturen im April des vierten Vorjahres mit einem höheren Fruchtbehang korreliert sind.

2.6.2 Fichten

Bei den Fichten wird der Zapfenbehang mit diesjährigen Zapfen während der jährlichen Bonitierung im Sommer aufgenommen. Bisherige Analysen haben keine Trends gezeigt. Ungewöhnlich ist der starke Zapfenbehang in den Jahren 2018 und 2020, gefolgt von Jahren mit komplett fehlendem Zapfenbehang. Dies deutet auf eine Synchronisierung des Fruchtbehangs hin, wie es auch bei den Buchen zu beobachten ist. In den darauffolgenden Jahren war dieser Effekt jedoch nicht mehr zu beobachten.

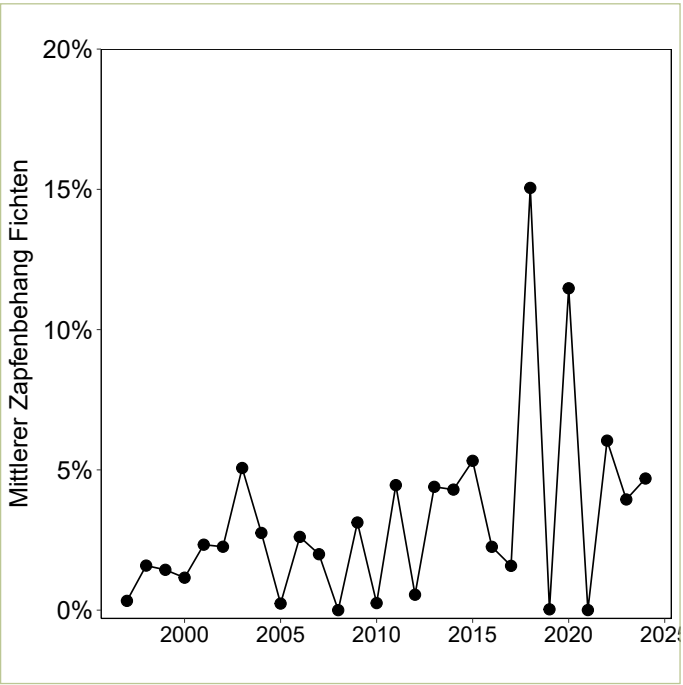


Abb. 53: Mittlerer Zapfenbehang bei den Fichten (jeweils diesjährige Zapfen während der Sommerbonitierung).

3 Gipfeltriebernte

Die für die Nährstoffanalyse geernteten Äste werden nicht nur für die Entnahme von Laub- und Nadelproben verwendet, sondern auch für die Messung von Triebzuwachs, Parasitenbefall, Blattfarbe und Blattfläche/ Nadelgewicht. Die letzte Ernte wurde zwischen dem 24.7.2023 und dem 4.8.2023 mit dem Helikopter durchgeführt. Es wurden je 6 Bäume pro Baumart und Standort geerntet.

Für die nachfolgenden Darstellungen des Triebwachstums wurde bei allen Baumarten zunächst eine Beziehung mit dem Bestandesalter gerechnet. Diese wurde anschließend für eine Alterskorrektur verwendet. Das heisst, der Alterstrend ist aus den Darstellungen bereits entfernt.

3.1 Buchen

3.1.1 Triebwachstum

Das Triebwachstum der Buchen zeigt starke jährliche Schwankungen (Abb. 54). Wird der Alterstrend entfernt, ist seit Ende der neunziger Jahre ein abnehmender Trend zu beobachten, der durch das starke Wachstum im Jahr 2022 unterbrochen wird. Letzteres kann durch die deutlich feuchtere Witterung des Vorjahrs 2021 und gleichzeitig einen praktisch inexistenten Fruchtbehang erklärt werden.

Das Triebwachstum 2023 ist dagegen das tiefste seit Messbeginn.

Bei der Datenanalyse waren zwei Trockenheitsindikatoren mit dem Triebwachstum korreliert: Das Verhältnis zwischen aktueller und potentieller Evapotranspiration des Vorjahrs und das mittlere Dampfdrucksättigungsdefizit vom Juli des Vorjahrs.

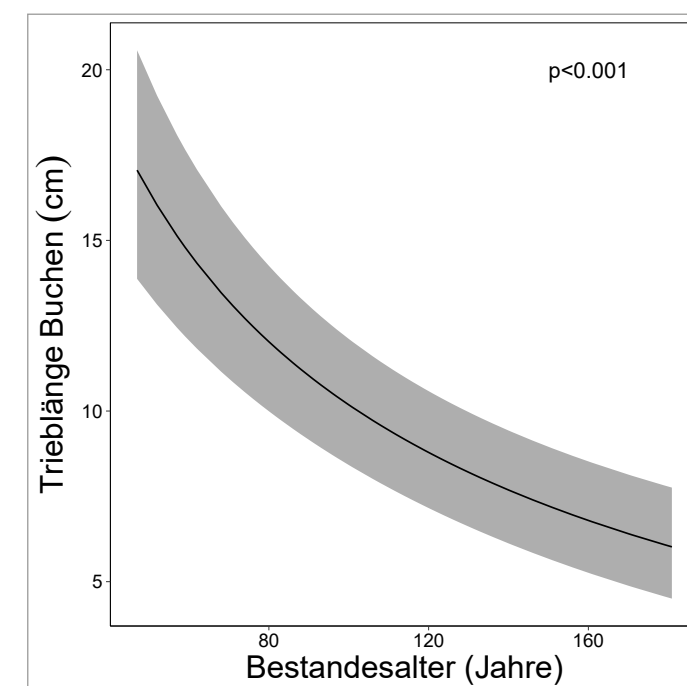
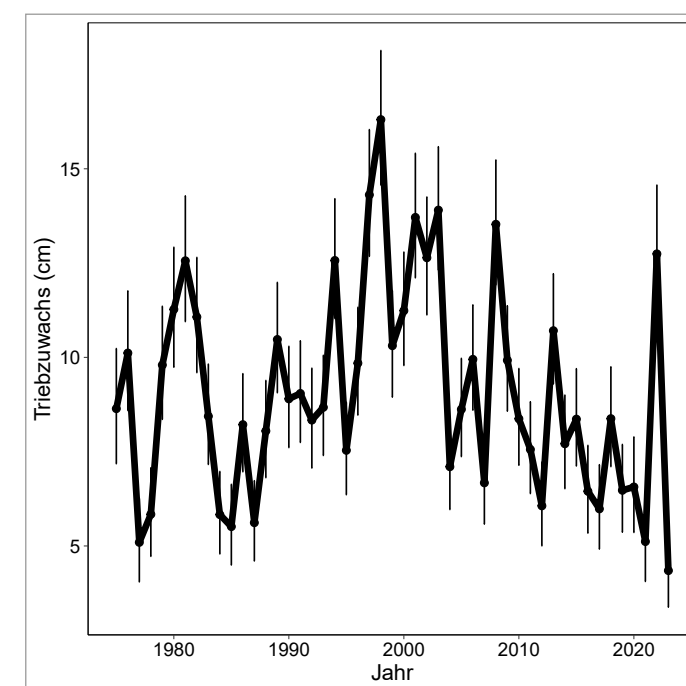


Abb. 54: Alterskorrigiertes Triebwachstum von Buchen (links) und die der Alterskorrektur zugrundeliegende Beziehung mit dem Triebwachstum (rechts).

3.1.2 Blattflächen

Die Buchenblätter waren 2023 extrem klein, wie aus der Zeitreihe der Blattflächen ersichtlich ist (Abb. 55). Einzig im Jahr 2011 waren ähnlich kleine Blätter zu beobachten.

Das spezifische Blattgewicht, d.h. das Trockengewicht pro Blattfläche, blieb jedoch über die beobachtete Zeitreihe unverändert.

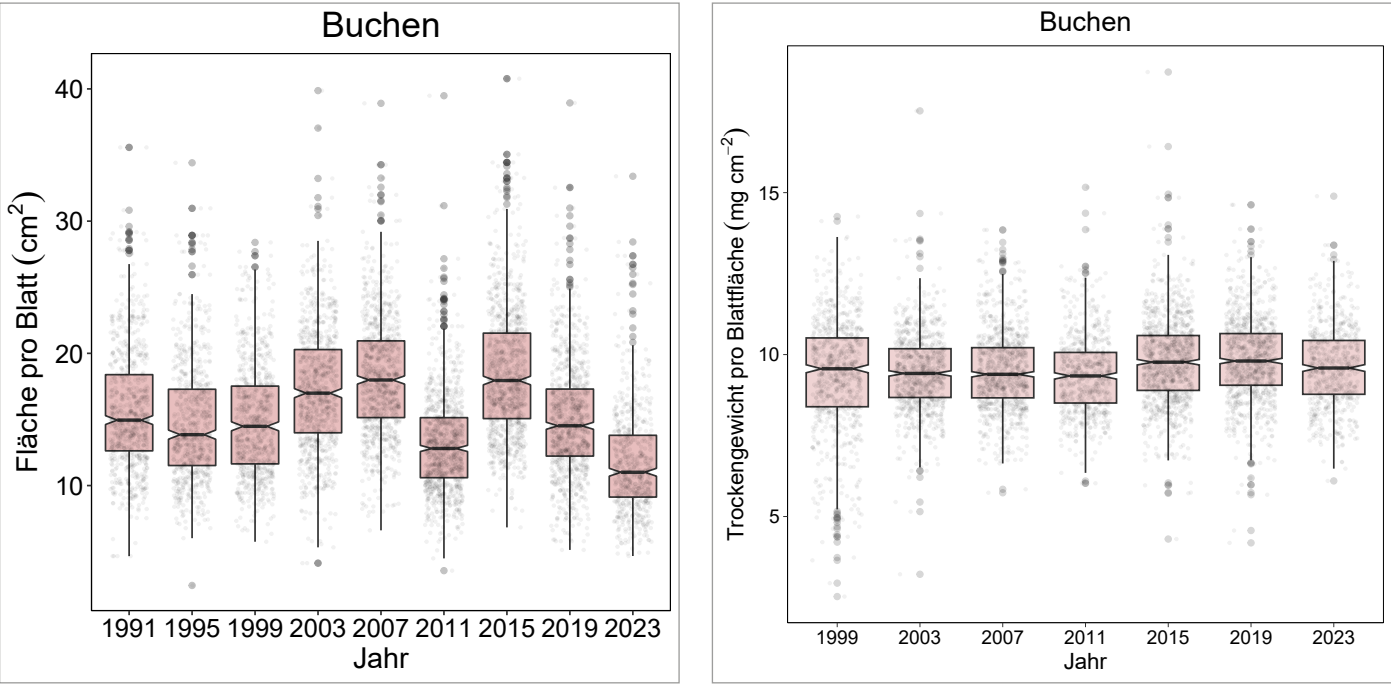


Abb. 55: Links: Mittlere Fläche pro Buchenblatt. Rechts: spezifisches Blattgewicht.

3.1.3 Spätfrostschäden

Die an den Gipfeltrieben beobachteten Spätfrostschäden zeigen eine massive Häufung im Jahr 2019 (Abb. 56). Die Auswertung zeigt, dass es zum Auftreten eine minimale Lufttemperatur von < -2.0°C nach dem beobachteten Blattaustrieb der Buchen (Phänodaten MeteoSchweiz; Defila und Clot (2005)) braucht (Abb. 57 links). Allerdings spielen auch die Trockenheit des Vorsommers (als Dampf-

drucksättigungsdefizit (VPD) der Luft im August) sowie die Wintertemperatur (mittlere Temperatur Dezember und Januar) eine Rolle (Abb. 57 Mitte und rechts). Die von Vitasse et al. (2019) als Spätfrostindikator vorgeschlagene Temperatursumme war weniger mit den beobachteten Schäden korreliert. Auch im Wald können Spätfrostschäden z.T. sehr evident sein (Abb. 58).

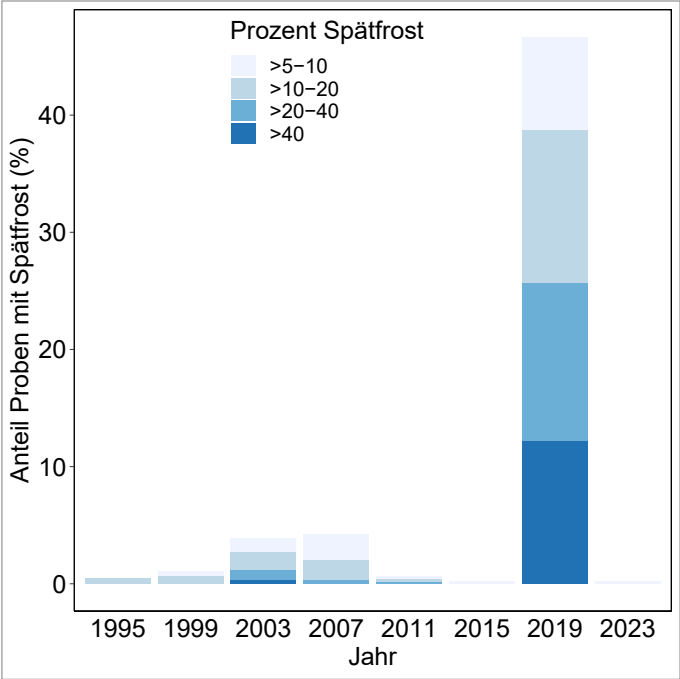


Abb. 56: Entwicklung des Anteils Spätfrostschäden an den Gipfeltrieben.

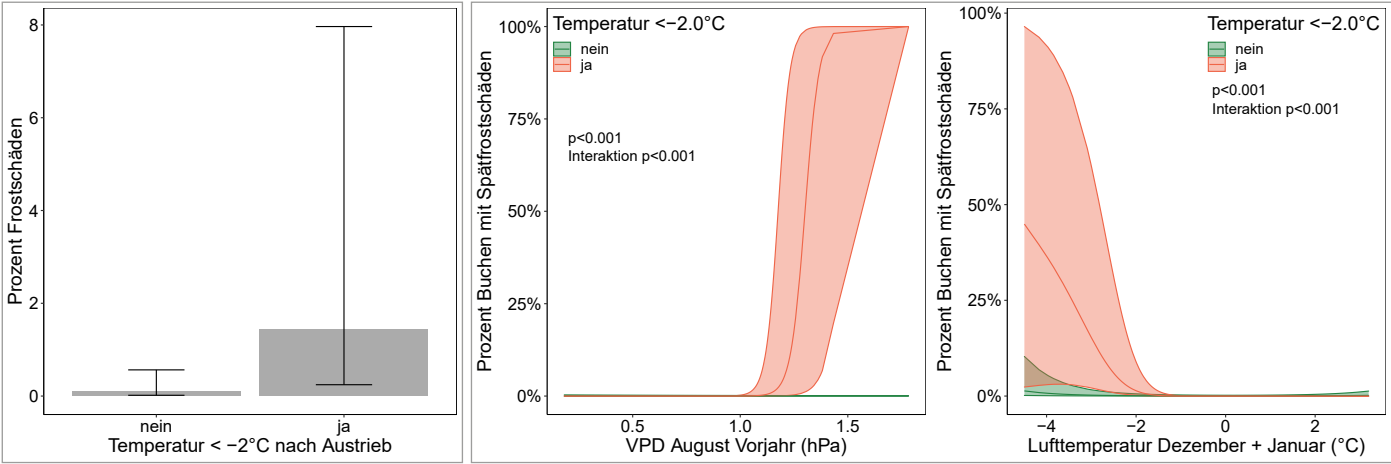


Abb. 57: Links: Spätfrostschäden an den Gipfeltrieben in Beziehung zum Auftreten einer Lufttemperatur von ≤ -2.0°C nach Blattaustrieb («Frosttemperatur»). Mitte: Interaktion zwischen der Frosttemperatur und dem mittleren VPD im August des Vorjahrs. Rechts: Interaktion zwischen Frosttemperatur und Wintertemperatur (Dezember und Januar).



Abb. 58: Links: Starker Spätfrostschaden an Buchenjunguchs auf dem Grenchenberg (5. Juni 2012). Rechts: Spätfrostschaden an Gipfeltrieben mit typischen Nekrosen an den alten Blättern und Neuaustrieb (Oberschrot FR 2019).

3.1.4 Aktive Leitgefäße

Die aktiven Leitgefäße wurden an den für die Nährstoffanalyse geernteten Ästen durch Einleiten einer Farblösung (Safranin) unter einem definierten Druck ermittelt (Braun et al. 2021). Bei der Auswertung der Astquerschnitte von 2019 war der Anteil aktiver Leitgefäße deutlich mit der Trockenheit des Vorjahrs korreliert, quantifiziert als minimale Wasserbilanz (Abb. 60). 2023 konnte mit der Trockenheit des

Vorjahrs keine Beziehung gefunden werden, jedoch mit der Trockenheit von 2018. Die Ergebnisse weisen darauf hin, dass die Trockenheit von 2018 immer noch eine wichtige Rolle spielt. Dies wird auch in den Auswertungen über die Trockenheit in Vorjahren auf die starke Kronenverlichtung deutlich, die einen Trockenheitseinfluss über sechs Vorjahre zeigt (Abb. 9).

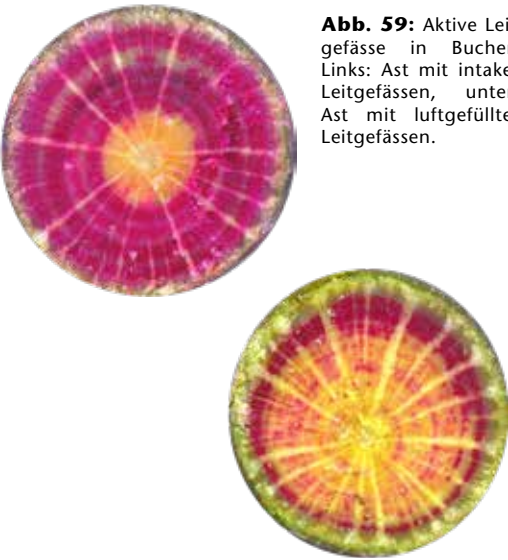


Abb. 59: Aktive Leitgefäße in Buchen. Links: Ast mit intakten Leitgefäßen, unten: Ast mit luftgefüllten Leitgefäßen.

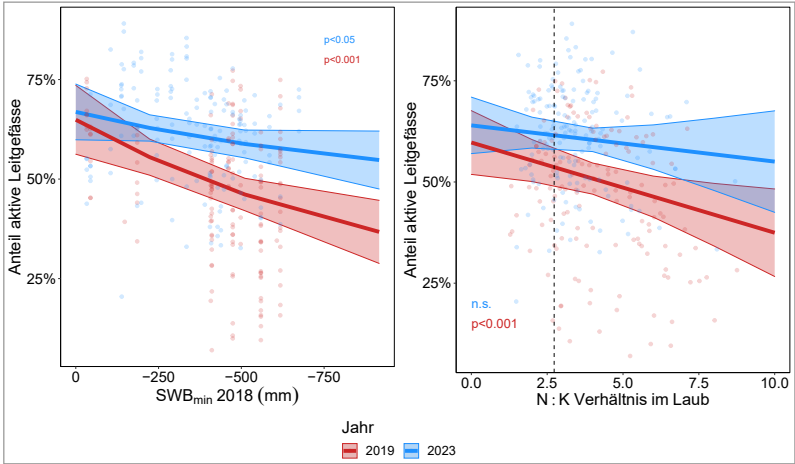
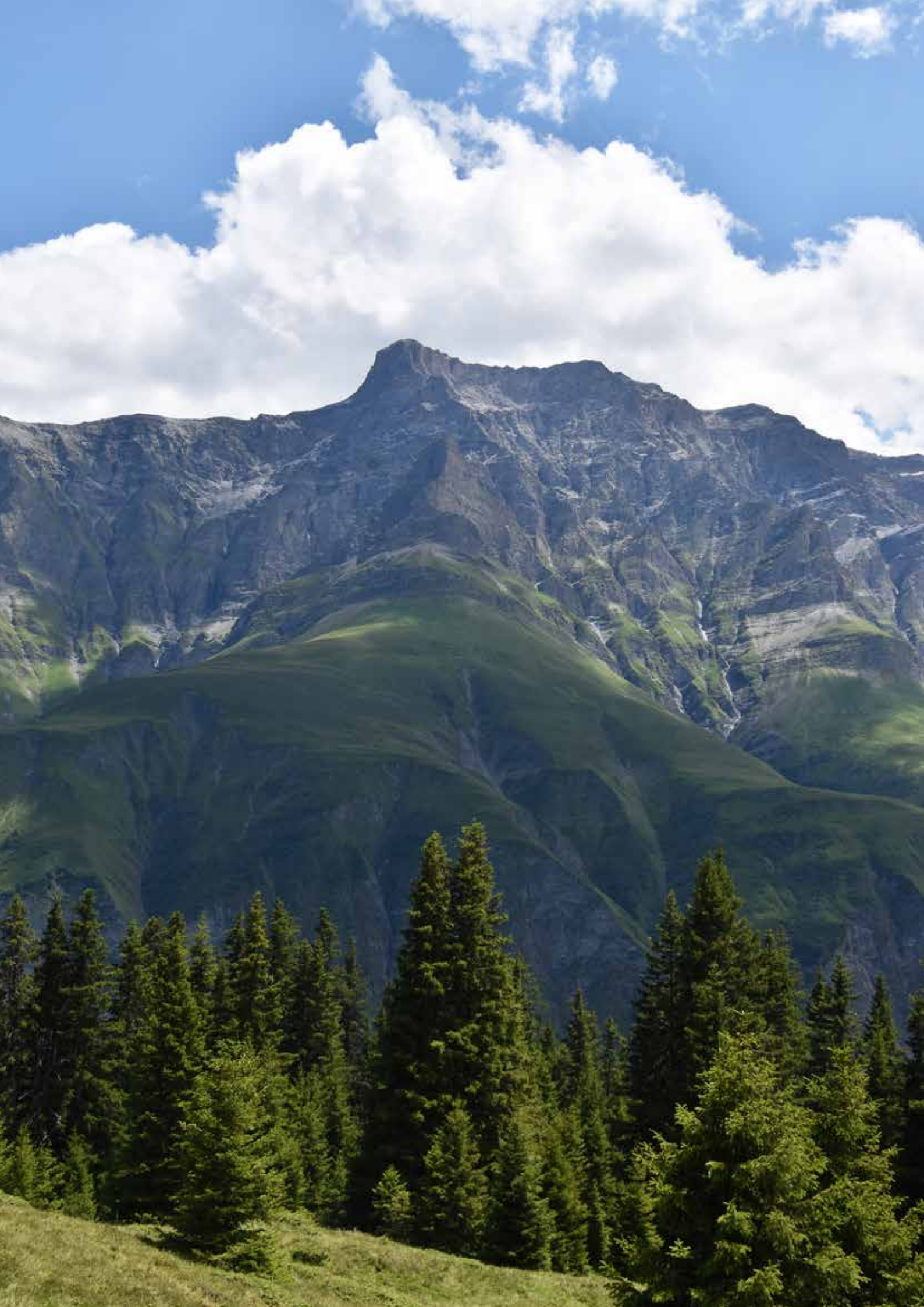


Abb. 60: Aktive Leitgefäße von Buchen in Beziehung zur Trockenheit von 2018 (links) und zum N:K-Verhältnis im Laub (rechts), analysiert 2019 (146 Bäume in 12 Flächen) und 2023 (159 Bäume in 40 Flächen).



3.2 Fichten

3.2.1 Triebwachstum

Das Triebwachstum der Fichten zeigt eine starke Abnahme auch nach Alterskorrektur von ursprünglich 15-20 cm (1980) auf etwa 4 cm (Abb. 61). Diese Abnahme ist ziemlich gleichmässig über die ganze Beobachtungsperiode verteilt und hat sich auch in den letzten vier Jahren fortgesetzt. Die

Datenanalyse zeigt, dass Trockenheit im laufenden und im Vorjahr einen Teil des Zeittrends erklären kann. Eine wichtige Rolle spielen auch Phosphor- und Kaliumernährung, die mittlere Temperatur im Januar und Maximaltemperatur im August sowie Spätfrosttemperaturen.

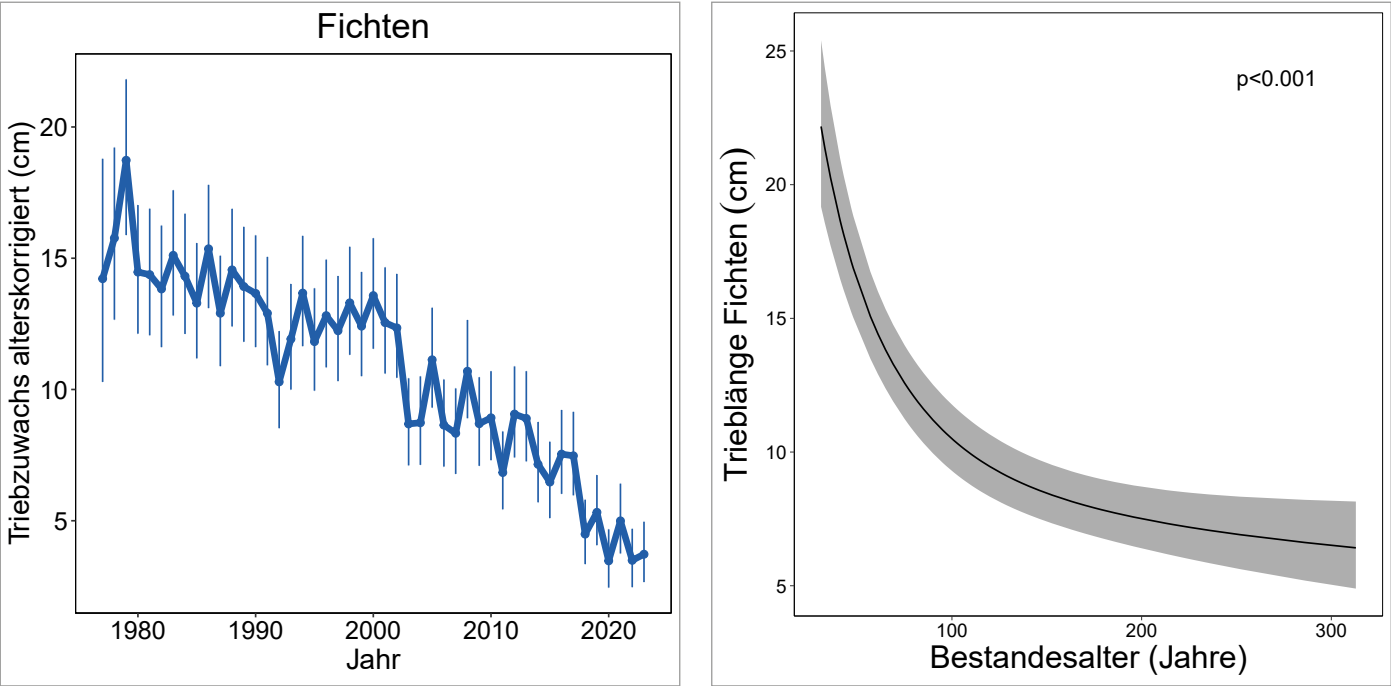


Abb. 61: Alterskorrigiertes Triebwachstum von Fichten (links) und die der Alterskorrektur zugrundeliegende Beziehung mit dem Triebwachstum (rechts).

3.2.2 Nadelgewicht und Anzahl Nadeljahrgänge

Das Gewicht pro Nadel war 2023 auf ähnlichem Niveau wie 2019, jedoch deutlich geringer als in den vier vorausgehenden Ernten (Abb. 62). Die Anzahl Nadeljahrgänge ist auf dem tiefsten bisher gemessenen Niveau. Der abnehmende Trend ist mit $p<0.001$ hoch signifikant. Abb. 64 zeigt

ein Beispiel eines Astes mit nur wenigen Nadeljahrgängen. Erklärende Variablen für die Anzahl Nadeljahrgänge sind die Basensättigung des Bodens, die Stickstoffdeposition und die Temperatur der Vegetationsperiode des Vorjahrs (Abb. 63).

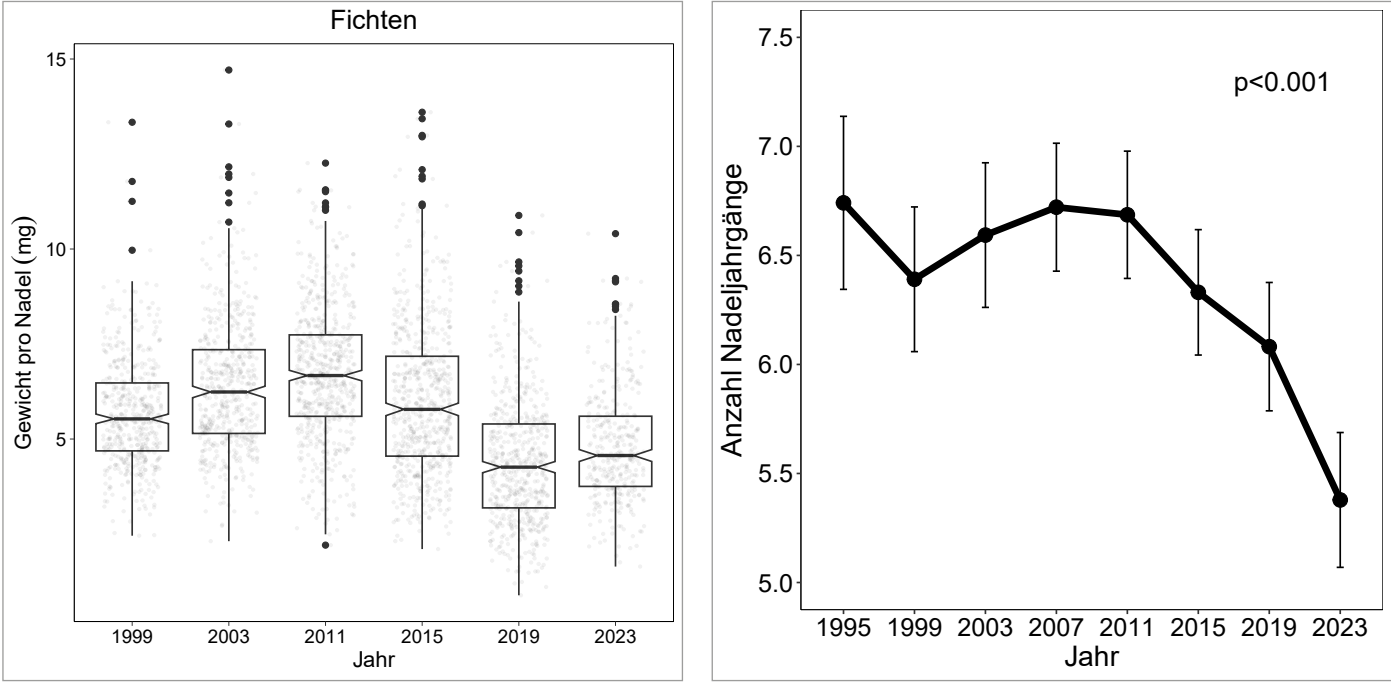


Abb. 62: Links: Gewicht der für die Nährstoffanalyse verwendeten einjährigen Nadeln. Rechts: Anzahl Nadeljahrgänge.

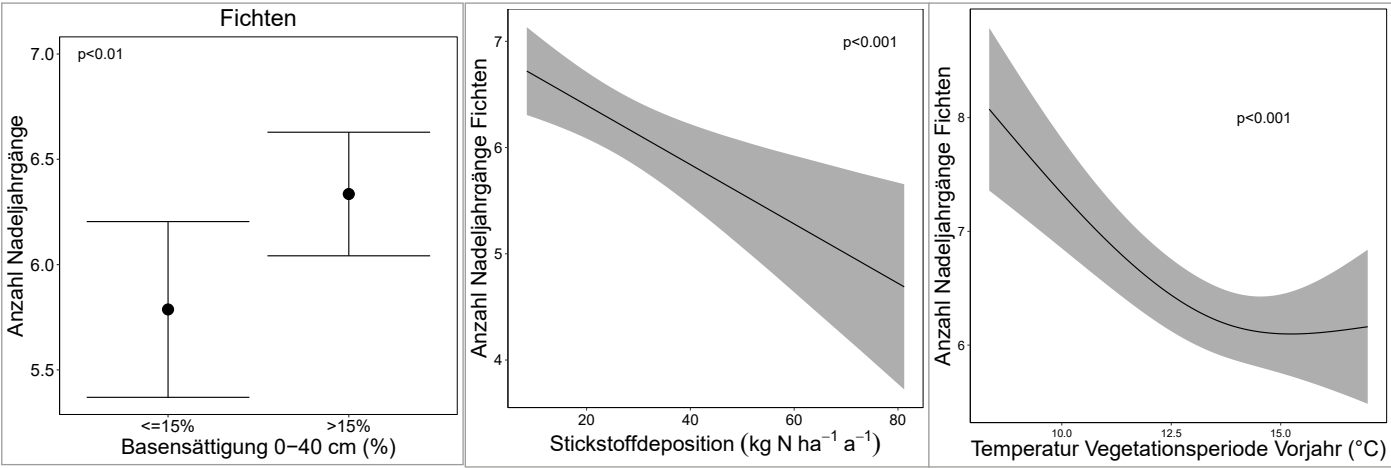


Abb. 63: Erklärende Variablen für Anzahl Nadeljahrgänge. Links: Basensättigung, Mitte: Stickstoffdeposition, Rechts: Temperatur Vegetationsperiode Vorjahr.



Abb. 64: Fichtenast mit einer geringen Anzahl von Nadeljahrgängen.



3.3 Eichen
3.3.1 Triebwachstum

Die Entwicklung des Triebwachstums der Eichen unterscheidet sich zwischen den Eichenarten, wobei der Verlauf bei Trauben- und Flaumeichen ähnlich ist (Abb. 65).

Das Triebwachstum der Flaumeiche wird allerdings stärker durch Trockenheit gehemmt als das Wachstum der Trauben- oder Stieleiche (Abb. 66).

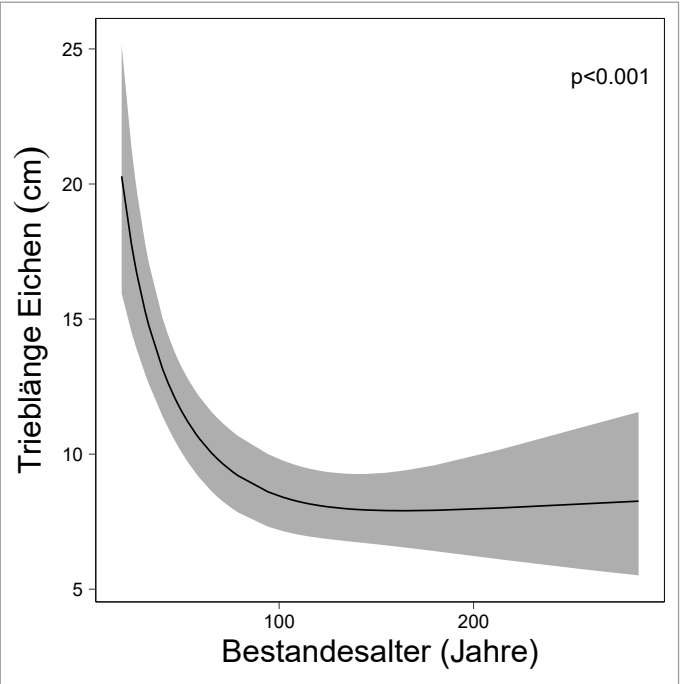
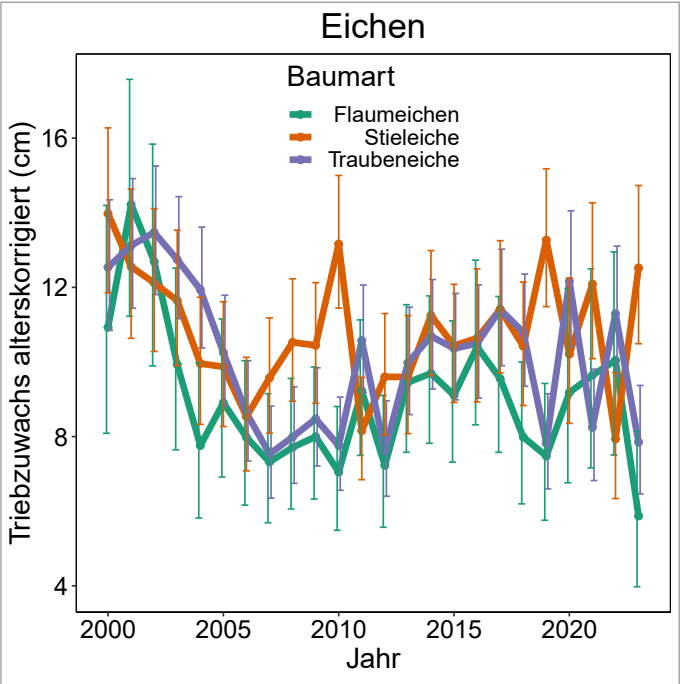


Abb. 65: Alterskorrigiertes Triebwachstum von Eichen, getrennt nach Trauben-, Flaum- und Stieleichen (links) und die der Alterskorrektur zugrundeliegende Beziehung mit dem Triebwachstum (rechts).

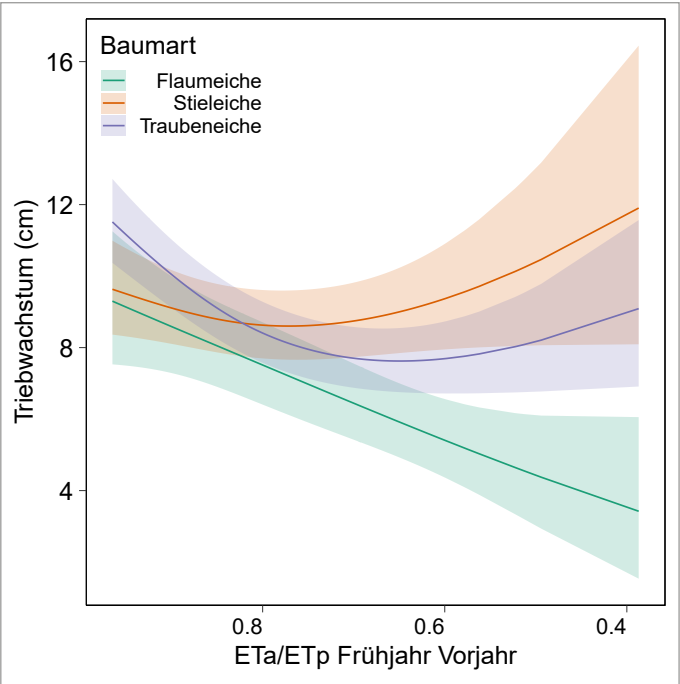


Abb. 66: Triebwachstum der Eichen in Relation zur Trockenheit (als ETa/ETp im Frühjahr des Vorjahrs). Die Trockenheitsskala ist so angeordnet, dass die Trockenheit von links nach rechts zunimmt.

3.3.2 Blattflächen

Im Gegensatz zu den Buchen war die Fläche pro Blatt 2023 bei den Eichen normal, jedoch bestehen Unterschiede zwischen den Eichenarten (Abb. 67): Traubeneichen haben die grössten, Flaumeichen die kleinsten Blätter. Das

spezifische Blattgewicht zeigt über die beobachtete Zeitreihe eine leichte Zunahme. Es ist in der Regel bei den Stieleichen tiefer als bei den anderen beiden Eichenarten.

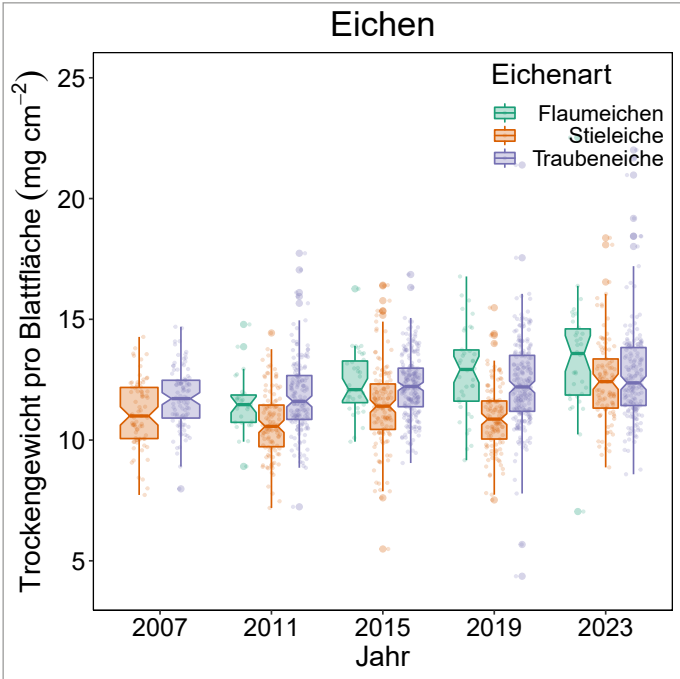
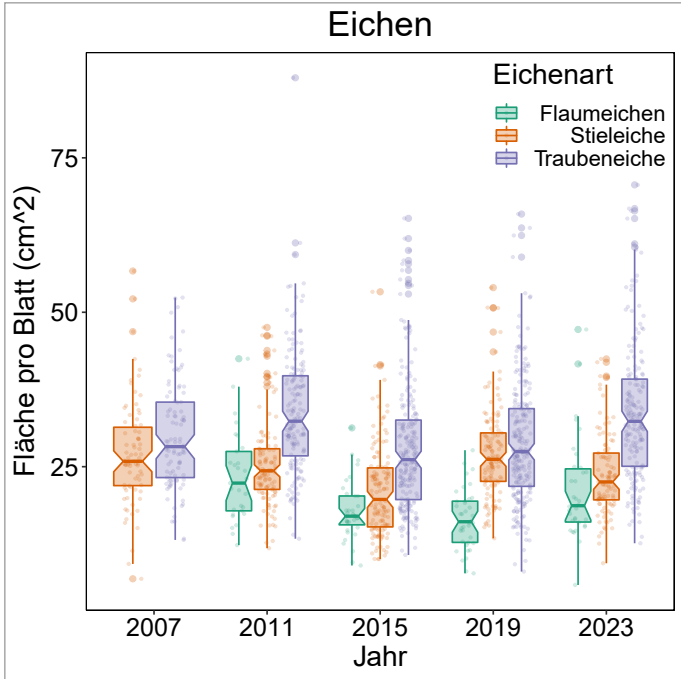


Abb. 67: Links: Mittlere Fläche pro Eichenblatt. Rechts: spezifische Blattfläche.

3.3.3 Aktive Leitgefäße

Auch bei den Eichen wurden die aktiven Leitgefäße an den für die Nährstoffanalyse geernteten Ästen durch Einleiten einer Farblösung (Safranin) unter einem definierten Druck gemessen (Braun et al. 2021). Im Gegensatz zu den Buchen konnte bei den Eichen kein Trockenheitsindikator gefunden werden, der mit dem Anteil der aktiven Leitgefäße korrelierte. Dagegen gab es eine hochsignifikante Be-

ziehung zwischen dem Anteil der aktiven Leitgefäße und der Stickstoffdeposition (Abb. 69). Dieses Ergebnis bestätigt die im Stickstoffversuch beobachteten Beziehungen zwischen sichtbaren Trockenschäden und der Stickstoffbehandlung, die auch bei Eichen gefunden wurde (Abb. 119) und die im Stickstoffversuch gefundenen Ergebnisse der Safraninfärbung (Przemus 2024), Abb. 126.



Abb. 68: Querschnitt von Eichenästen mit angefärbten aktiven Leitgefäßen. Oben: Eiche mit intakten Leitgefäßen, unten: Eiche mit kavitierten Gefäßen.

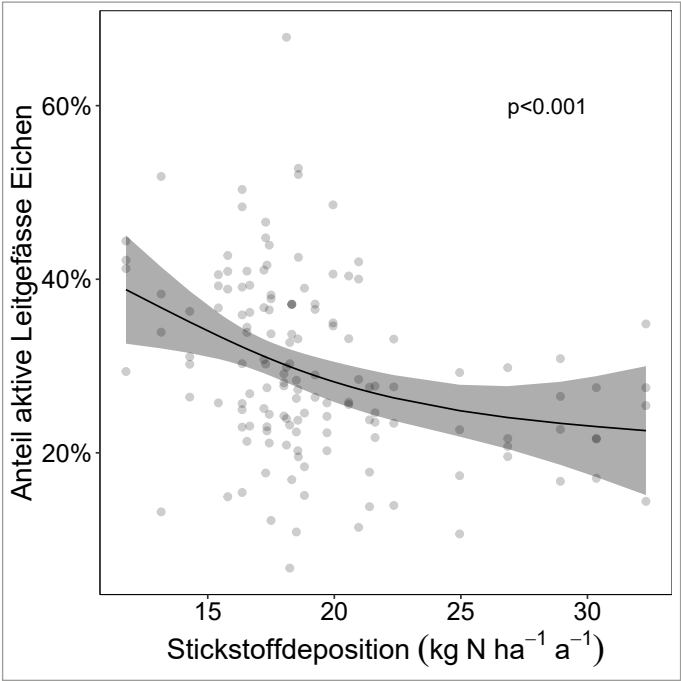


Abb. 69: Aktive Leitgefäße bei Eichen in Beziehung zur Stickstoffdeposition (141 Bäume in 34 Flächen).



3.4 Triebwachstum und Trockenheit

Wird die durch das Trockenjahr 2018 verursachte Reduktion des Triebwachstums für alle Baumarten berechnet, so fällt diese bei Buchen und Fichten fast gleich aus, bei Eichen wesentlich geringer (Abb. 70). Dies, obwohl der Trockenheitseffekt in der Zeitreihe der Fichten wesentlich klarer nachzuweisen ist als bei den Buchen. Über die Unterschiede zwischen den Eichenarten wird in Abb. 66 eingegangen.

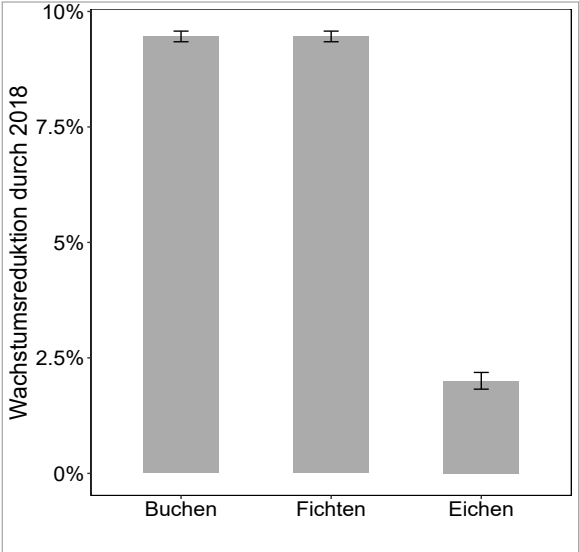


Abb. 70: Reduktion des Triebwachstums 2019 durch die Trockenheit von 2018 bei Buchen, Fichten und Eichen. Balken=95% Vertrauensbereich.

3.5 Triebwachstum und Ernährung

Nicht nur Trockenheit, auch die Ernährung ist mit dem Triebwachstum korreliert (Abb. 71). Bei Eichen und Fichten ist es Kalium, bei Buchen und Fichten Phosphor.

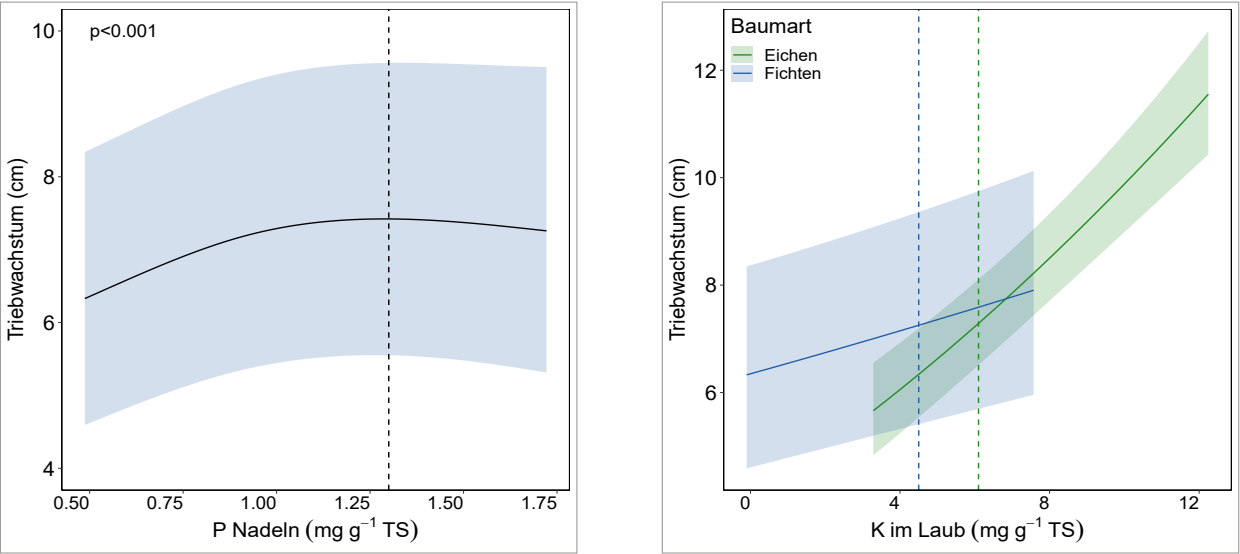


Abb. 71: Triebwachstum und Ernährung mit Phosphor (links) und Kalium (rechts).



4 Nährstoffversorgung

4.1 Entwicklung

Abb. 72 zeigt die Entwicklung der Nährstoffkonzentrationen in Buchen, Fichten und Eichen im Vergleich zu den Grenzwerten für normale Ernährung nach Göttlein (2016). Die Stickstoffkonzentrationen im Laub haben seit 1984 abgenommen. Bei den Buchen haben sie von einem sehr hohen auf ein annähernd normales Niveau abgenommen. Bei den Fichten sind sie im Mittel auf einen Wert unterhalb des Grenzwertes für Normalversorgung gesunken, aber die Verhältnisse zwischen N und P bzw. N und K sind immer noch deutlich über dem Grenzwert für Normalernährung (Abb. 73).

Die Konzentrationen von Phosphor haben sowohl bei Buchen als auch bei Fichten stark abgenommen und liegen heute deutlich unter dem Grenzwert für eine ausreichende Versorgung. Bei den Buchen hat sich diese Abnahme seit 2007 abgeflacht, aber die Werte sind immer noch deutlich im Mangelbereich. Die K-Konzentrationen zeigen keinen bestimmten Trend, aber die Konzentrationen bei den Fichten liegen im Bereich der Mangelerkrankung. Die Mg-Konzentrationen bei den Buchen haben seit dem im Jahr 2015 erreichten Minimum wieder zugenommen. In diesem Jahr lagen die Werte im Mittel unter dem Wert für ausreichende Versorgung. Dies war auch im Ausmass der interkostalen Verfärbung zu sehen (Abb. 41 links), das 2015 ebenfalls sehr hoch war.

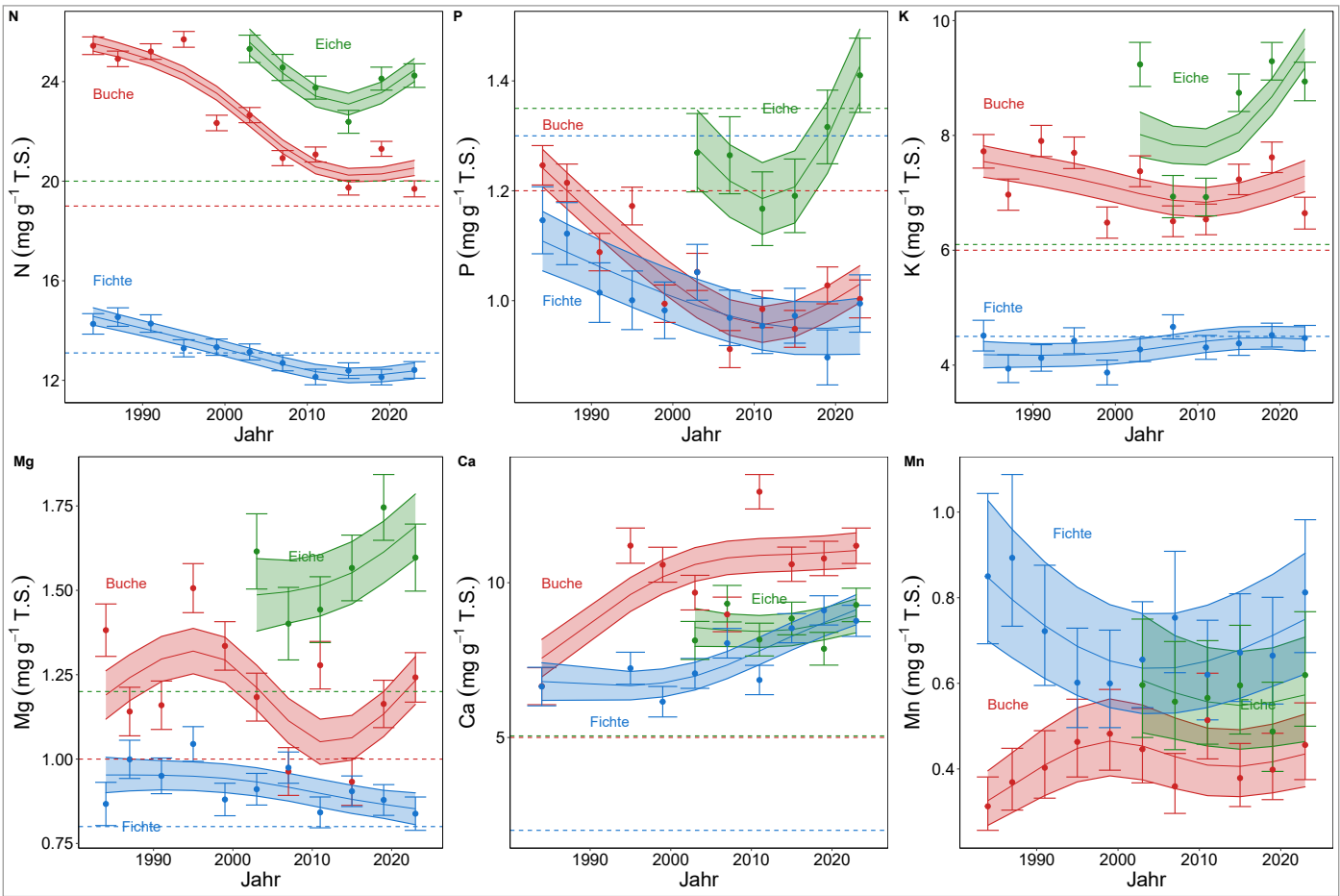


Abb. 72: Entwicklung der Nährstoffkonzentrationen bei Buchen, Fichten und Eichen. Gestrichelte Linien: Grenzwerte für ausreichende Versorgung nach Göttlein (2016).

Das N:P-Verhältnis liegt deutlich über dem Verhältnis für harmonische Ernährung bei allen drei Baumarten (Abb. 73). Bei Buchen und Fichten erreichte es um das Jahr 2000 ein Maximum. Das N:K-Verhältnis zeigt einen deutlich abnehmenden

Trend. Bei den Eichen wird der Bereich für normale Ernährung erreicht. Für einige Regressionsanalysen wurden nicht nur die Konzentration einzelner Nährstoffe, sondern auch die Verhältnisse zu N oder ein Multinährstoffindex (Kap. 4.3) verwendet.

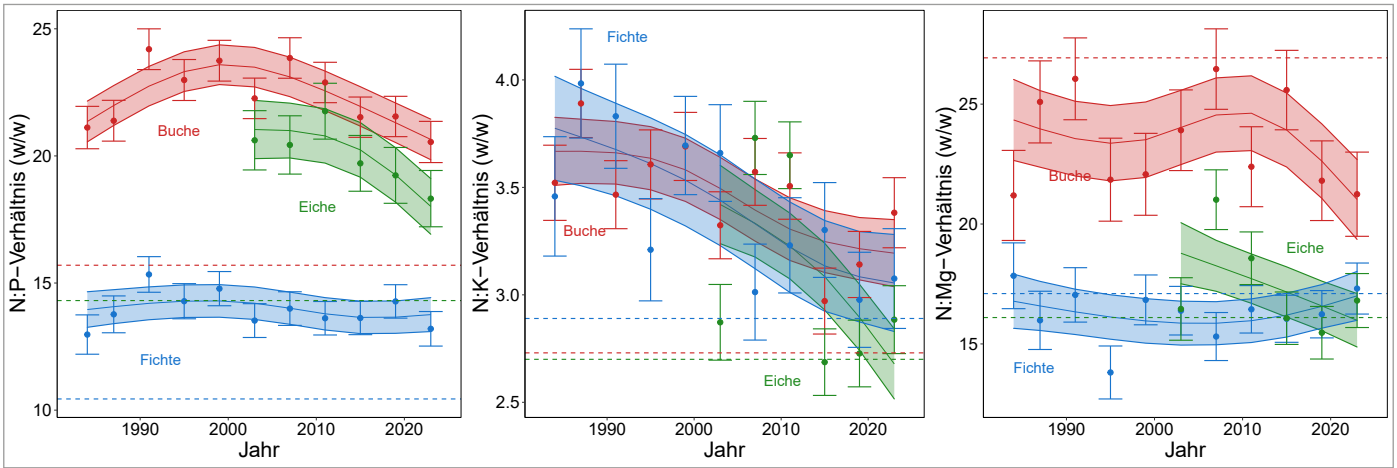


Abb. 73: Entwicklung der Nährstoffverhältnisse bei Buchen, Fichten und Eichen. Gestrichelte Linien: Grenzwerte für ausreichende Versorgung nach Göttlein (2016). Jahresschätzwerte und zeitliche Trends unter Berücksichtigung der unterschiedlich langen Zeitreihen durch gemischte Regression mit kubischem Spline. Die schattierten Flächen und die Streubalken stellen den 95%-Vertrauensbereich dar.

Nach Jahren des extremen Überschusses wird in Deutschland seit einigen Jahren ein Schwefelmangel beobachtet (Göttlein et al. 2020). In Zusammenarbeit mit Prof. Axel Göttlein von der TU München wurde in einem vom BAFU finanzierten Sonderprojekt eine rückwirkende Analyse von Standortmischproben von 30 Standorten aus allen Erntejahren durchgeführt. Die Analyse zeigt tatsächlich auch für Schweizer Standorte eine deutliche Abnahme der Schwefelversorgung (Abb. 74), mit Unterschreitung des Grenzwertes für ausreichende Ernährung bei Buchen und Fichten im Mittel in den letzten zwei bzw. drei Erntejahren. Da Schwefel ein wichtiger Makronährstoff ist (Göttlein und Mellert 2019), besteht die Möglichkeit, dass die Abnahme der N- und P-Konzentrationen damit zusammenhängt. Dies wurde getestet, indem eine Regression dieser zwei Nährstoffe gegen die Zeit mit und ohne Einbezug von Schwefel berechnet wurde. Die Ergebnisse zeigen, dass die S-Abnahme einen Teil der Abnahme von N oder P bei Buchen und Fichten erklärt, aber nicht alles (Tab. 4). Zusammen mit den S-Konzentrationen wurden durch die TUM München auch Spurenelemente bestimmt. Abb. 75 zeigt die Ergebnisse für Bor, Kupfer und Zink. Bei der Buche kann eine Abnahme bei Cu und Zn beobachtet werden. Im Mittel werden die Grenzwerte für ausreichende Ernährung nicht unterschritten.

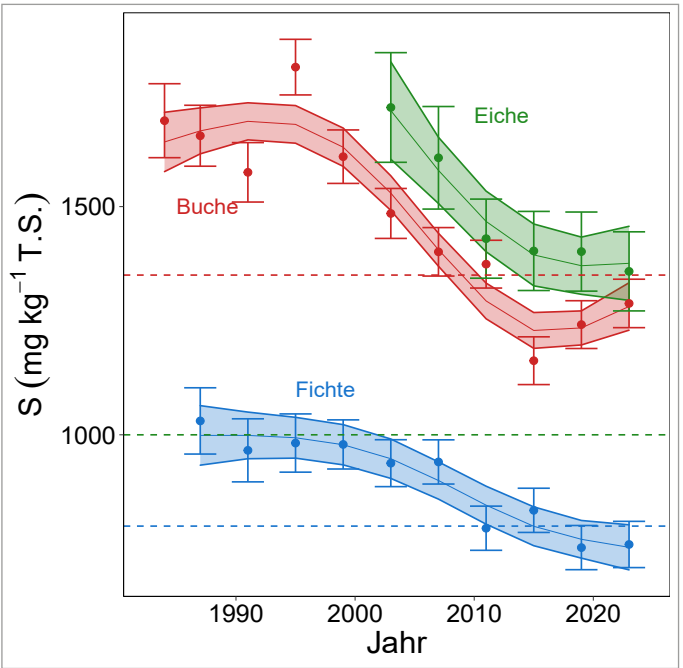


Abb. 74: Entwicklung der Schwefelkonzentration in jeweils 30 Standortmischproben pro Erntejahr. Gestrichelte Linien: Grenzwerte für ausreichende Versorgung nach Göttlein (2016). Analyse A. Göttlein, TUM München. Balken = 95%-Vertrauensbereich.

		Buchen	Fichten
N	mit S	-0.212	-0.112
	ohne S	-0.486	-0.322
P	mit S	-0.291	-0.100
	ohne S	-0.372	-0.215

Tab. 4: Zeitkoeffizienten für die Regression von N und P mit und ohne Einbezug von S, für Buchen und Fichten.

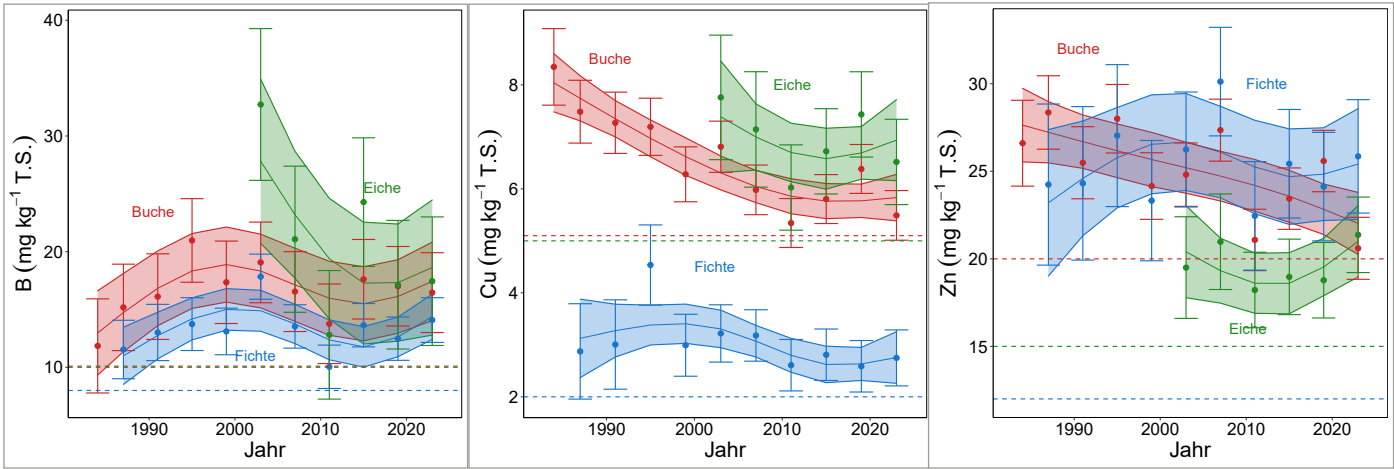


Abb. 75: Entwicklung der Konzentration von Spurenelementen in jeweils 30 Standortmischproben pro Erntejahr. Links: Bor, Mitte: Kupfer, rechts: Zink. Analyse A. Göttlein, TUM München. Gestrichelte Linien: Grenzwerte für ausreichende Versorgung nach Göttlein (2016). Balken=95%-Vertrauensbereich.

4.2 Beziehung mit Stickstoffdeposition

Mit zunehmender Stickstoffdeposition nehmen die Konzentrationen von P und K bei allen Baumarten ab (Abb. 76). Grund dafür ist möglicherweise die Hemmung der Mykorrhizapilze durch Stickstoff (Suz et al. 2014, van der Linde et al. 2018). De Witte et al. (2017) fanden, dass z.B. der Mykorrhizapilz *Cenococcum geophilum* mit guter P-Versorgung im Laub korreliert ist, aber bei einer N-Deposition von mehr als 25 kg N ha⁻¹ a⁻¹ verschwindet. Diese Art gilt als trockenheitsresistent und hilft bei der Wasseraufnahme. Ihr Verschwinden kann deshalb auch die Wasserversorgung negativ beeinflussen. Von Tresch et al. (2025) wurde gezeigt, dass N-Deposition sich auch negativ auf die Wurzelarchitektur und Mykorrhizierung auswirkt. Hohe N-Deposition reduzierte die Wurzellänge um den Faktor 10, die Anzahl der Wurzelspitzen um den Faktor 2 und die Besiedlung mit Ektomykorrhizapilzen um den Faktor 2,5.

Die Beziehung zwischen den Konzentrationen von N und P im Laub und der Stickstoffdeposition bei den Buchen veränderte sich über die Zeit (Abb. 77). Während am Anfang der Beobachtungsperiode die N-Konzentrationen leicht positiv und die P-Konzentrationen nicht mit der Stickstoffdeposition korreliert waren, sind die N-Konzentrationen heute leicht negativ und die P-Konzentrationen stark negativ mit der Stickstoffdeposition korreliert. Dies ist ein Hinweis auf eine zunehmende N-Sättigung, wie dies z.B. von Aber et al. (1989) oder Emmett (2002) beschrieben wurde. Es ist auch ein Hinweis darauf, dass Blattkonzentrationen von Stickstoff nicht als Zeiger der N-Sättigung geeignet sind, wie dies schon vorgeschlagen wurde (Fenn et al. 1998).

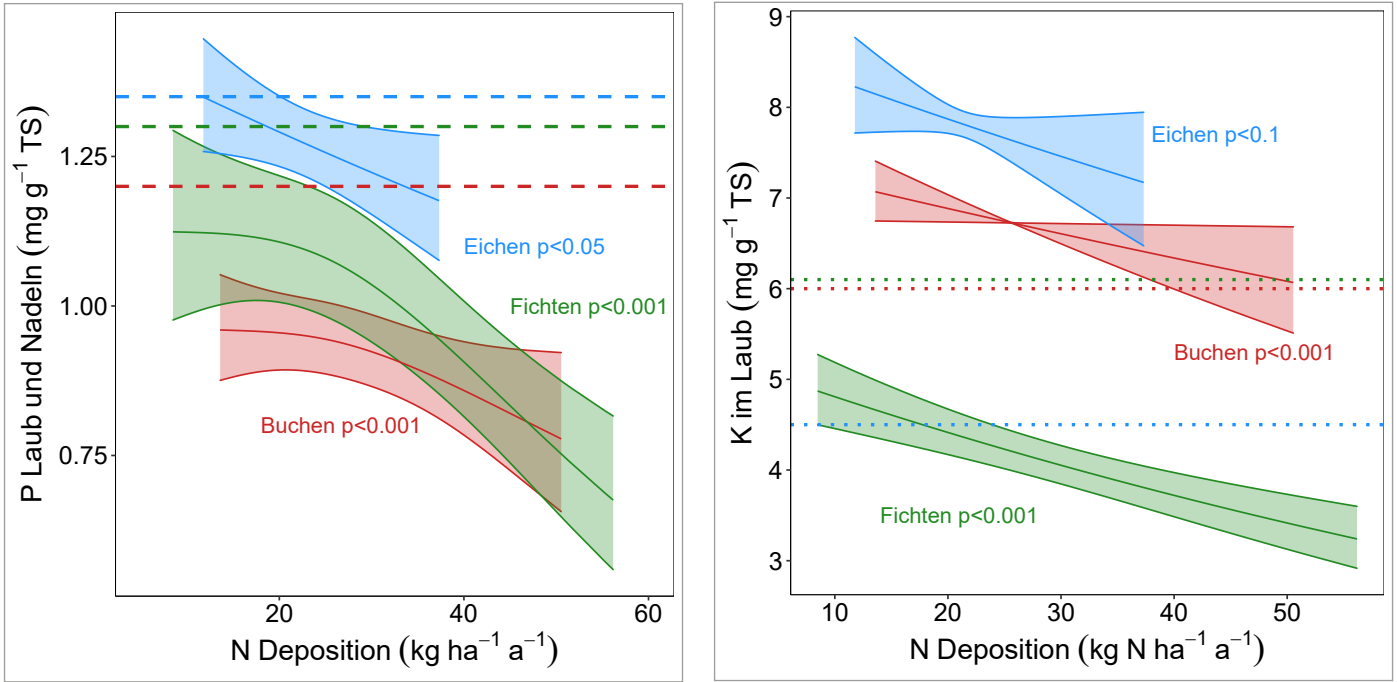


Abb. 76: Beziehung der Konzentrationen von P und K in Buchen, Fichten und Eichen zur Stickstoffdeposition. Gestrichelte Linien: Grenzwerte für ausreichende Versorgung nach Göttlein (2016). Schattierte Fläche = 95%-Vertrauensbereich.

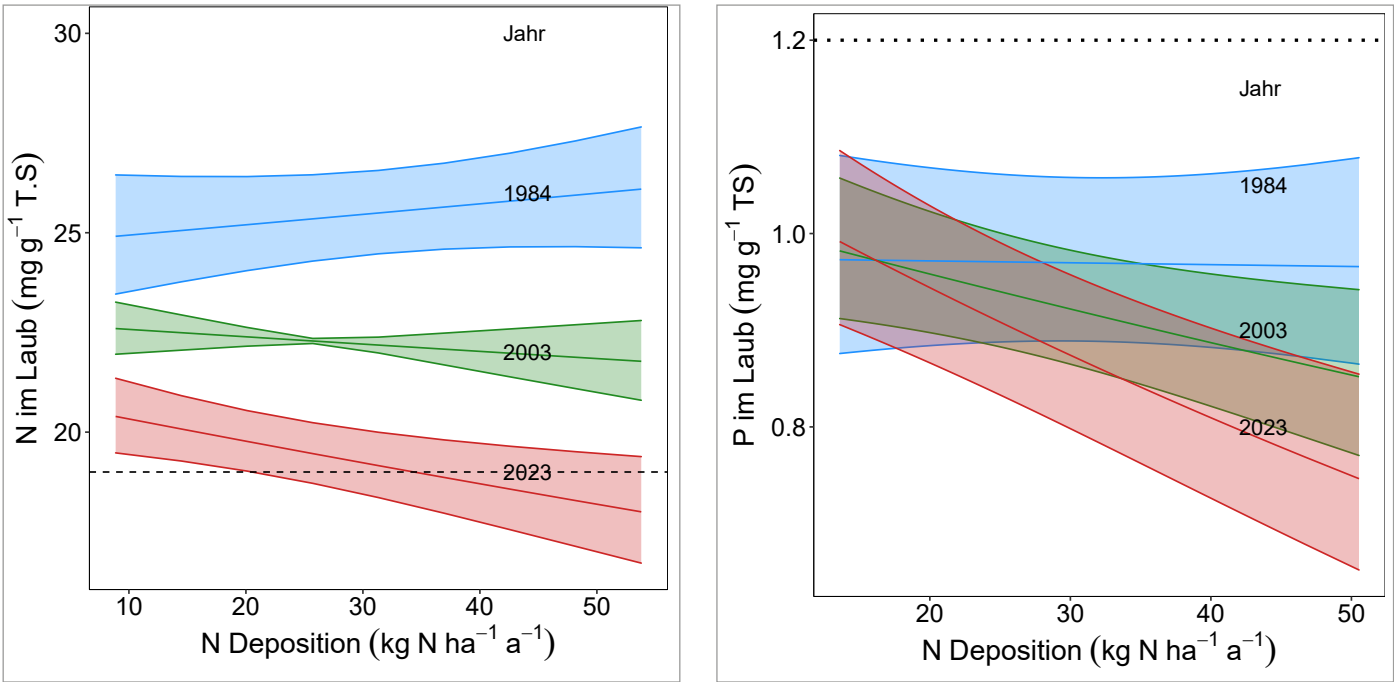


Abb. 77: Veränderung der Beziehung der Konzentrationen von P und K zur Stickstoffdeposition bei Buchen mit der Zeit. Gestrichelte Linien: Grenzwerte für ausreichende Versorgung nach Göttelein (2016). Schattierte Fläche=95%- Vertrauensbereich.

4.3 DRIS-Index

Für einige Auswertungen wurden nicht Nährstoffkonzentrationen oder Verhältnisse der Makronährstoffe zu Stickstoff verwendet, sondern ein Multinährstoffverhältnis, der DRIS-Index (Diagnosis and Recommendation Integrated

System). Dieser wurde für die Landwirtschaft entwickelt (Beaufils 1973) und von Talkner et al. (2011) für Waldbäume angewendet. Die für die Berechnung eingesetzten Nährstoffverhältnisse stammen von Göttelein (2016).

4.4 Beziehungen mit Vitalitätsindikatoren

Beziehungen zwischen Vitalitätsindikatoren und Nährstoffkonzentrationen sind in verschiedenen Kapiteln beschrieben. Tab. 5 gibt einen Überblick. Tiefe P-Konzentrationen sind mit einem erhöhten Anteil von Bäumen mit einer Kronenverlichtung von >60% und einer erhöhten Mortalität korreliert, mit erhöhtem Photobleaching von Buchen und Eichen, mit einem verminderten Stammwachstum von Fichten und mit einem verminderten Triebwachstum von Buchen. Auch Kalium spielt eine wichtige Rolle: tiefe K-Konzentrationen stehen für einen erhöhten Anteil von Buchen und Eichen mit einer Kronenverlichtung >60%, eine erhöhte Mortalität bei Buchen und Fichten, ein verminderter Anteil von aktiven Leitgefäßen bei Buchen und Eichen, ein vermindertes Triebwachstum bei Fichten und Eichen sowie ein vermindertes Stammwachstum bei allen Arten. Magnesium war nur einmal korreliert: tiefe Mg-Konzent-

rationen bedeuten ein vermindertes Stammwachstum bei den Eichen. Die Bedeutung der Elemente P und K können durch ihre pflanzenphysiologische Rolle erklärt werden. P ist zentral für alle Energietransferprozesse. Das heisst, bei unausgeglichener P-Versorgung werden Photosynthese und Biomasseproduktion vermindert (Reich et al. 2009, Gusewell 2004, Vitousek et al. 2010). K ist zentral für Wasserprozesse (z.B. Regulation der Spaltöffnungen) und, damit wohl zusammenhängend, auch für Resistenz gegenüber Parasitenbefall (Sardans et al. 2012, Johnson et al. 2022). Dass dieses Element bei der Kavitation eine wichtige Rolle spielt, wurde schon von Harvey und van den Driessche (1999) und Oddo et al. (2014) gezeigt. Unharmonische K-Ernährung war auch mit erhöhter Trockenheitsempfindlichkeit des Stammzuwachses von Buchen korreliert (Abb. 86).

		P	K	Mg
Buchen	Kronenverlichtung >60%	---	---	
	Mortalität	-	---	
	Aktive Leitgefäße		+++	
	Vergilbung	--		
	Photobleaching	---		
Fichten	Windwurf		---	
	Stammzuwachs		+++	
	Triebwachstum	+++		
	Kronenverlichtung >60%	---		
	Mortalität	---*	---	
Eichen	Windwurf		---	
	Vergilbung	--		
	Photobleaching	---		
	Aktive Leitgefäße		++	
	Stammzuwachs		+++	+++
	Triebwachstum		+++	

Tab. 5: Überblick über signifikante Beziehungen von Vitalitätsindikatoren von Buchen, Fichten und Eichen mit Nährstoffkonzentrationen im Laub. Positive Korrelationen sind mit dem Zeichen +, negative mit dem Zeichen - angegeben. Die Anzahl Zeichen gibt das Signifikanzniveau an (+ oder - p<0.05, ++ oder -- p<0.01, +++ oder --- p<0.001). Der Stern (*) gibt eine Interaktion mit der Stickstoffdeposition an.

5 Stammzuwachs

5.1 Entwicklung und Baumartenunterschiede

Im Winter 2022/23 wurden letztmals Stammzuwachsmessungen in allen Flächen durchgeführt (Abb. 78). Abb. 79 zeigt den Volumenzuwachs auf Bestandesebene (links) und auf Einzelbaumebene (rechts). Zwischen 2018 und 2022 ist der Trend unterschiedlich bei den verschiedenen Baumarten (leichte Zunahme bei den Buchen, Abnahme bei Fichten und Eichen). Der abnehmende Trend bleibt aber über alle Baumarten erhalten. Bei den Buchen beträgt die Abnahme seit 1987 44%, bei den Fichten seit 1999 48% und bei den Eichen seit 2008 6.7%. In den gemischten Buchen-Fichtenflächen beträgt die Abnahme seit 1991 51%. Die beobachtete Abnahme des Zuwachses pro Hektar wird bei den Buchen und Eichen teilweise durch eine Abnahme des Einzelbaum-

wachstums erklärt. Bei den Fichten ist es das Resultat von Störungen des Bestandes (Sturmschaden, Mortalität), da das Einzelbaumwachstum zugenommen hat (Abb. 79, rechts). In Flächen mit Mischungen von Buchen und Fichten zeigen die Fichten zwar ein grösseres Wachstum, aber dieses wird durch einen höheren Durchmesser der Fichten erklärt. Wird dieser Einfluss entfernt, so wachsen Buchen etwas stärker als Fichten (Abb. 80 links). In gemeinsamen Flächen von Buchen und Eichen ist das Wachstum der Eichen etwas höher, unabhängig davon, ob der Durchmesser einbezogen wird oder nicht (Abb. 80, Mitte). Bei den Eichenarten ist das Wachstum der Flaumeichen am grössten, wenn für den Durchmesser korrigiert wird (Abb. 80 rechts).



Abb. 78: Stammzuwachsmessung (Bettingen Chrischona, BS).

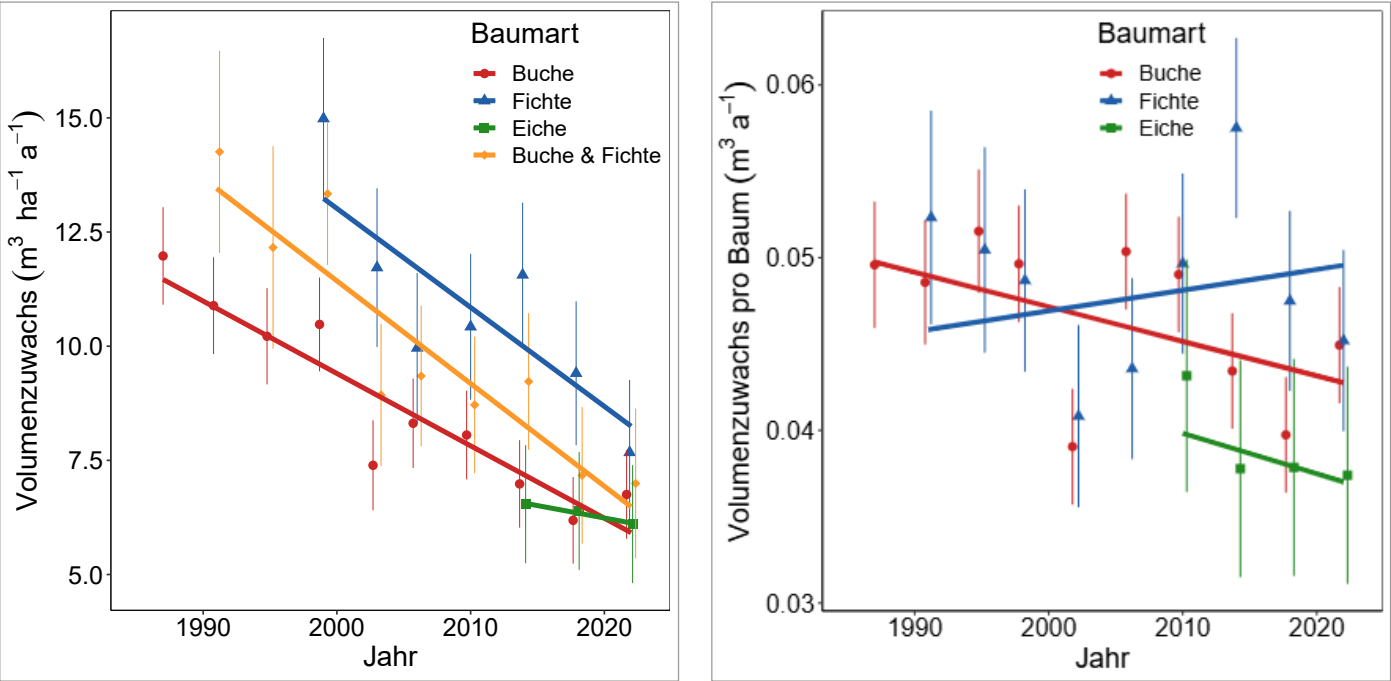


Abb. 79: Links: Volumenzuwachs pro Fläche. Rechts: Volumenzuwachs pro Baum.

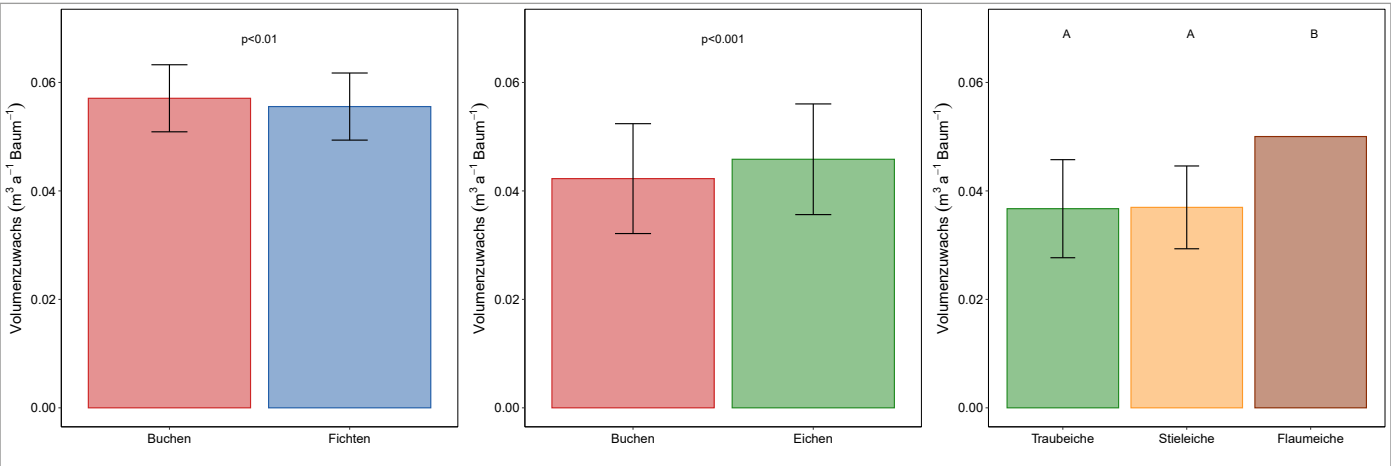


Abb. 80: Unterschiede im Volumenzuwachs nach Baumartenmischung. Links: Wachstum in Mischbeständen von Buchen und Fichten. Mitte: in Mischbeständen von Buchen und Eichen, rechts: bei verschiedenen Eichenarten. Die Daten sind für den Einfluss des Durchmessers korrigiert. Balken=95%-Vertrauensbereich. Bei den Eichen bedeuten verschiedene Buchstaben oberhalb der Säule signifikante Artunterschiede.

5.2 Stammzuwachs, Trockenheit und Stickstoffdeposition

Das Stammwachstum sowohl von Buchen als auch von Fichten zeigt eine Zunahme mit zunehmender Stickstoffdeposition bis etwa 28 bzw. 32 kg N ha⁻¹ a⁻¹ (Abb. 81). Bei höheren Eintragswerten nimmt das Wachstum stark ab. Dieses Ergebnis stimmt überein mit den Resultaten von Etzold et al. (2014) und Etzold et al. (2020), die für Schweizer Wälder ein Zuwachsmaximum bei 20-25 kg N ha⁻¹ a⁻¹ fanden. Trockenheit hat einen grossen Einfluss auf das Stammwachstum, wobei der optimale Trockenheitsindikator bei Buchen und Fichten unterschiedlich ist (Abb. 82). Allerdings wird diese Trockenheitswirkung stark durch die Stickstoffdeposition (Abb. 83) und die K-Ernährung (Abb. 86)

beeinflusst. Das heisst, Stickstoffdeposition verstärkt die Wirkung von Trockenheit. Wenn aus den Regressionsresultaten für Wachstum (Abb. 83, Windwurf Braun et al. (2023b) und Mortalität (Fichtenmortalität Tresch et al. (2023b)) Schätzwerte für starke und geringe Trockenheit sowie niedrige und hohe Stickstoffdeposition berechnet werden, so wird deutlich, dass die Kombination von hoher Stickstoffdeposition und Trockenheit bei der Fichte nicht nachhaltig ist, da die Mortalität das Wachstum übersteigt (Abb. 84). Die Auflösung einiger Fichtenbeobachtungsflächen in den letzten Jahren passt in dieses Bild.

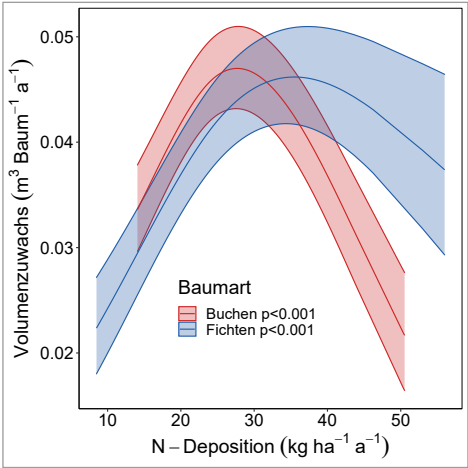


Abb. 81: Volumenzuwachs in Beziehung zur Stickstoffdeposition.

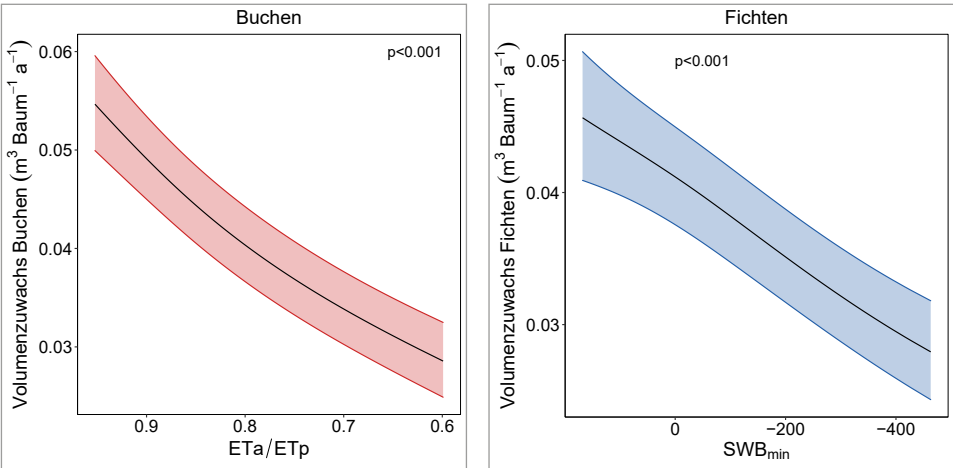


Abb. 82: Volumenzuwachs in Beziehung zur Trockenheit. Links: Buche mit Trockenheitsindikator ETa/ETp, rechts: Fichte mit Trockenheitsindikator SWB_{min}. Die Trockenheitsachsen sind für diese Grafik gedreht, um eine zunehmende Trockenheit von links nach rechts zu zeigen.

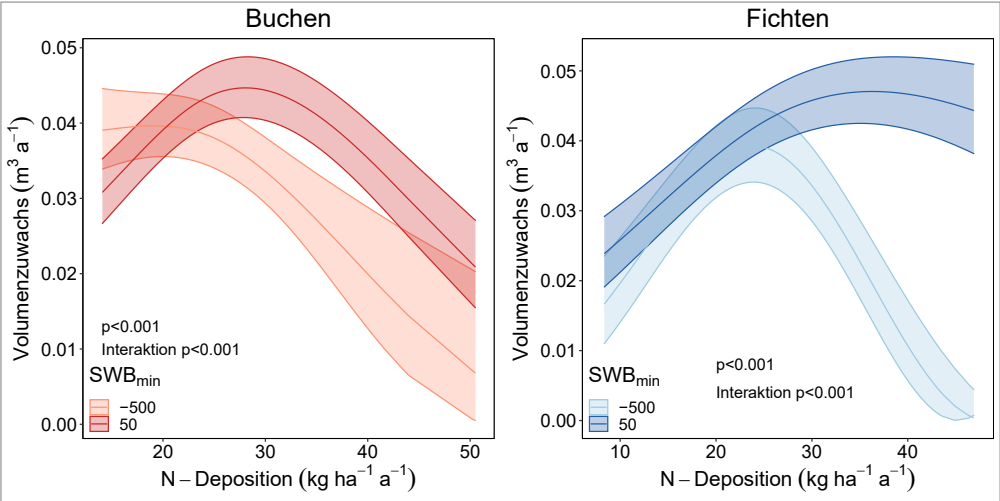


Abb. 83: Volumenzuwachs in Beziehung zu Stickstoffdeposition und Trockenheit. Links: Buchen, rechts: Fichten.

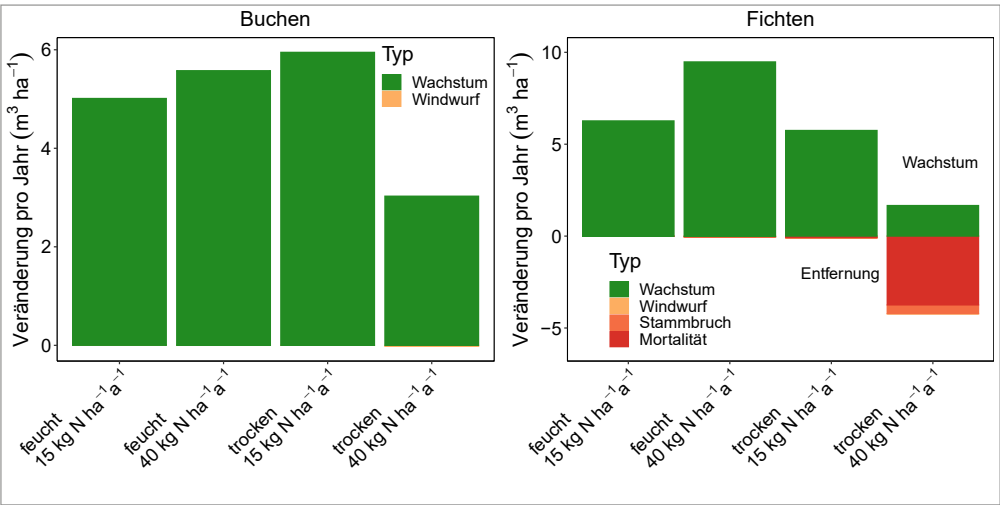


Abb. 84: Geschätzte Biomasse von Buchen und Fichten bei zwei Niveaus von Trockenheit und Stickstoffdeposition. Wachstumsschätzer aktuelle Auswertung (Abb. 83), Windwurf und Stammbruch (Braun et al. 2023b), Fichtenmortalität (Tresch et al. 2023b)). Für die Berechnung verwendete Trockenheitsniveaus SWB_{min} -500 und 0 mm. Der erhöhte Windwurf von Buchen bei der Kombination von hoher Stickstoffdeposition und starker Trockenheit beträgt -0.021 (N hoch, trocken) vs. -0.0011 (wenig N, feucht) und ist wegen der Skala nicht sichtbar.

5.3 Stammzuwachs und Ernährung

Der Stammzuwachs aller drei Baumarten ist bei guter K-Ernährung, angegeben als DRIS-Index von K, höher (Abb. 85 links). Phosphor war bei den Fichten positiv mit dem Stammzuwachs korreliert (Abb. 85 rechts). Auch hier war der DRIS-Index besser korreliert als die Konzentration im

Laub. Unausgeglichene K-Ernährung verstärkt bei den Buchen zudem die Trockenheitswirkung (Abb. 86 links) und bei den Fichten die Empfindlichkeit gegenüber hohen Stickstoffdepositionen (Abb. 86 rechts).

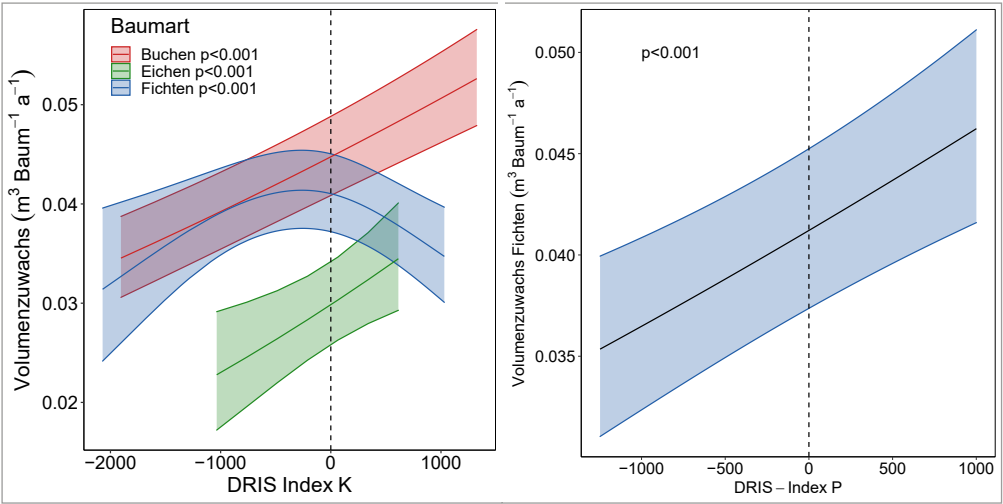


Abb. 85: Links: Beziehung zwischen dem Stammzuwachs von Buchen, Fichten und Eichen und dem DRIS-Index von K. Rechts: Stammzuwachs von Fichten und DRIS-Index von P. Werte unter 0 (gestrichelte Linie) bedeuten ein Ungleichgewicht in der K- bzw. P-Ernährung.

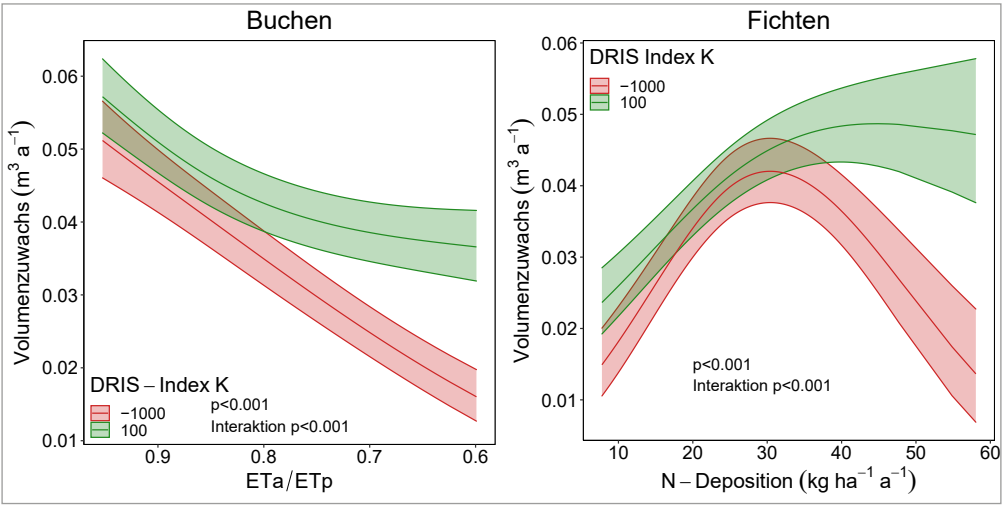


Abb. 86: Volumenzuwachs in Beziehung zur K-Ernährung, als DRIS-Index. Links: Interaktion mit Trockenheit bei Buchen, rechts: Interaktion mit der Stickstoffdeposition bei Fichten.

5.4 Stammzuwachs und Fruchtbehang

Bei den Buchen ist der Fruchtbehang deutlich mit dem Stammzuwachs korreliert, sowohl im Datenset aller Bäume mit dem Vierjahreswachstum, wo der Fruchtbehang über vier Jahre gemittelt wird (Abb. 87 links), als auch in einem Datenset mit dendrochronologischen Daten in Jahresauflösung (Abb. 87 rechts). Zusammen mit der beobachteten Zunahme des Fruchtbehangs erklärt diese Beziehung etwa 25% der Abnahme des Stammwachstums (Braun et al. 2017b). Die Auswertung mit dendrochronologischen Daten zeigt, dass das Wachstum durch den Fruchtbehang im laufenden Jahr als auch des Vorjahrs erklärt wird (Abb. 87

rechts). Bei beiden Datenanalysen ist der Effekt bei einem mittleren Fruchtbehangsniveau am grössten (0-0.4 Früchte pro Kurztrieb). Ähnliche Beobachtungen wurden auch durch Nussbaumer et al. (2021) publiziert, die ebenfalls eine Reduktion im Basalflächenzuwachs während Mastjahren fanden und diese Reduktion als Ressourcenverschiebung zwischen vegetativem und generativem Wachstum interpretierten. Eine analoge Beziehung konnte auch bei Fichte gefunden werden (Abb. 88). Ein diesjähriger Zapfenbehang von 10% war mit einer Wachstumsreduktion um 16% korreliert.

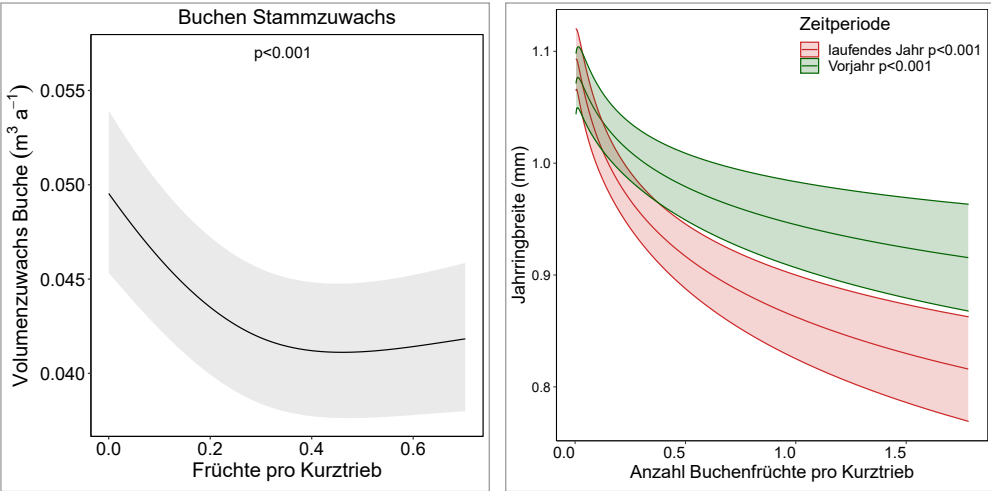


Abb. 87: Beziehung zwischen dem Fruchtbehang von Buchen und Stammwachstum. Links: Vierjährige Stammzuwachstsdaten mit allen Bäumen. Rechts: Dendrochronologische Auswertung aus 27 Standorten und 37 Jahren.

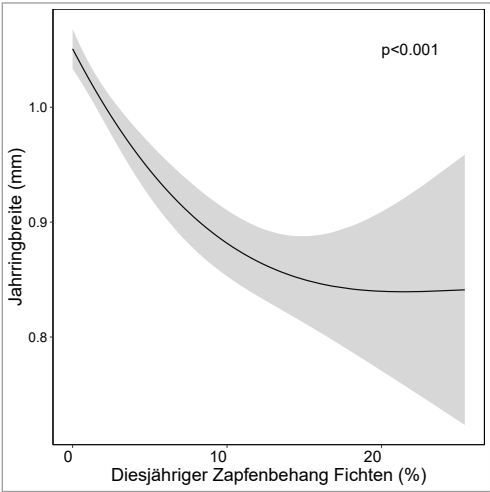


Abb. 88: Beziehung zwischen dem Fruchtbehang (jährliche Aufnahme diesjähriger Zapfen vom Boden aus geschätzt, vgl. Abb. 53, und Stammwachstum von Fichten.

5.5 Stammzuwachs und Spätfrost

Die aufgrund von Beziehungen mit sichtbaren Spätfrostschäden (vgl. Kap. 3.1.3) hergeleitete Temperaturvariable als Minimaltemperatur von <-2°C nach dem Blattaustrieb der Buche war mit dem Stammwachstum aller Baumarten korreliert (Abb. 89). Das weist darauf hin, dass Spätfrostereignisse sich deutlich auf die Vitalität von Waldbäumen

auswirken können. Diese Hypothese war schon von Vitasse et al. (2019) aufgestellt worden, aber ohne Nachweis zu sichtbaren Schäden und basierend auf einem Temperaturindikator, der in unserer Auswertung deutlich schlechter mit Frostschäden korreliert war.

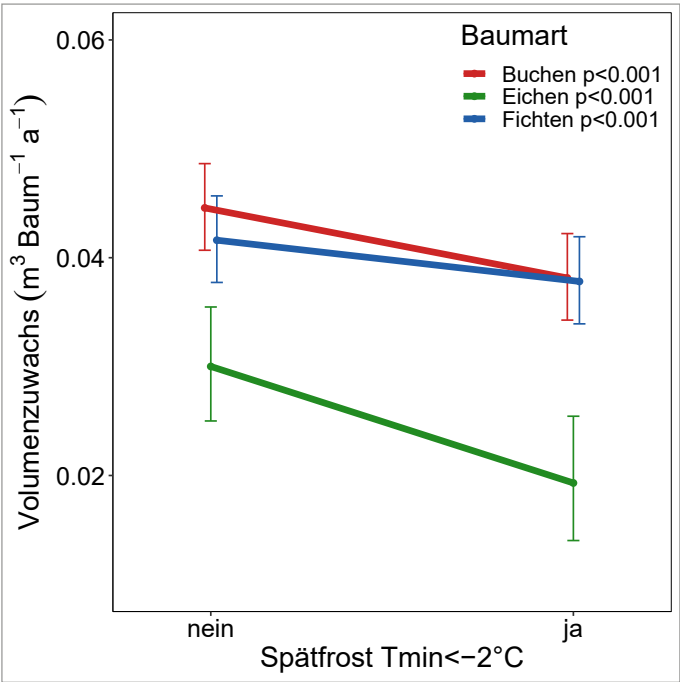


Abb. 89: Beziehung zwischen Stammwachstum und Spätfrosttemperaturen.



6 Bodenlösungsmessnetz

Die Bodenlösungsmessungen sind ein wichtiger Indikator, um Veränderungen in der Bodenchemie und somit auch in der Qualität des Waldbodens festzustellen. Neben den vom Standort abhängigen Faktoren wie Ausgangssubstrat und Bodentyp wird die Bodenlösung auch durch Einträge von Luftschadstoffen und Bewirtschaftungsformen beeinflusst. Mit der Messung von basischen Kationen (Ca, Mg, K) und dem anorganischen Aluminium in der Bodenlösung kann das BC/Al-Verhältnis berechnet werden, welches den Säure-Ba-se-Zustand von Waldböden beschreibt und mit Wachstums- und Vitalitätsparametern korreliert ist (Sverdrup und Warfvin-ge 1993). Früher wurde dieser vor allem durch die Einträge von Schwefel beeinflusst. Heute ist der Eintrag von Stickstoffverbindungen die wichtigste Säurebelastung für Waldböden. Aufgrund der Rolle von N als Nährstoff führt dies auch zu einer Eutrophierung der Wälder (Bobbink et al. 2022).

Die Lysimeterstandorte in der Interkantonalen Walddauerbeobachtung bilden das grösste Monitoringnetz für die Bodenlösung in der Schweiz (Abb. 90). Das Messnetz bildet eine solide Datengrundlage und liefert wertvolle Erkenntnisse, welche auch in den Waldbericht 2025 (Brockhoff et al. 2025) für folgende Kapitel genutzt wurde: Kapitel 5.2 Trinkwasser (Grafik 5.2.1 Nitratkonzentrationen im Sickerwasser auf 45 WDB und 8 LWF Flächen 2002-2022) sowie für das Kapitel 2.2 Boden (Grafik 2.2.2 BC/Al-Verhältnis im Bodenwasser mit unterschiedlicher Basensättigung (n = 45 WDB Standorte und n = 9 LWF Standorte), von 2000 bis 2023). In den Jahren 2021-2024 wurden auf 45 Flächen der WDB monatlich Bodenwasserproben genommen (Tab. 6, Abb. 91). Dies mit durchschnittlich 763 Lysimeterproben, welche pro Fläche und Bodentiefe im Labor analysiert werden.

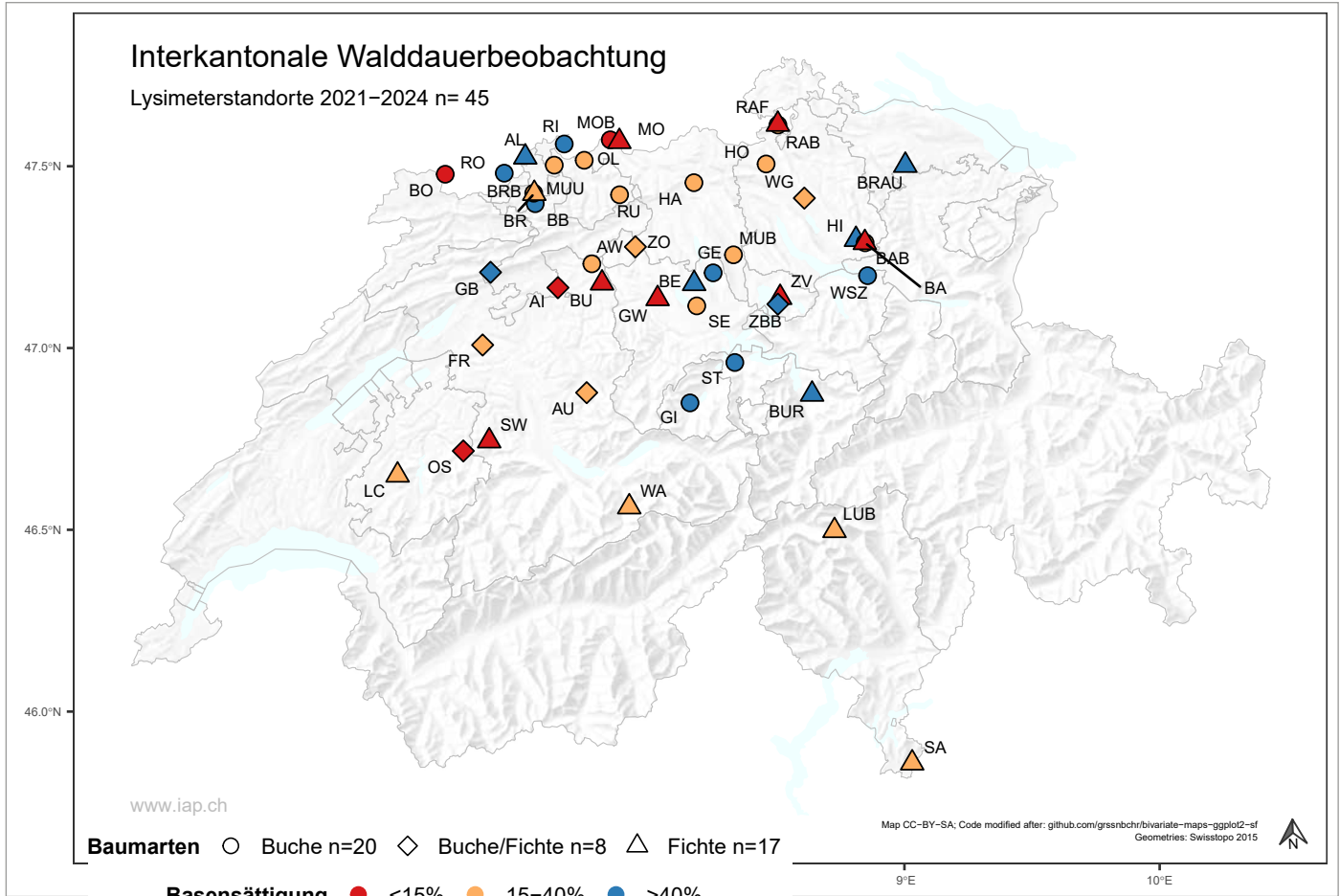


Abb: 90. Flächen der Interkantonalen Walddauerbeobachtung mit Bodenlösungsmessungen 2021-2024 (n=45). Die Farben entsprechen dem Mittelwert der Basensättigung 0-40 cm der Bodenfestphase und die Formen entsprechen den untersuchten Baumarten.

	Standort	Abk.	Kanton	Baumart	Höhe (m ü.M.)	Nieder- schlag mm	pH	BS (%)	N-Depo- sition (kg N ha ⁻¹ a ⁻¹)	CN	Bodentyp	Start
1	Aarwangen	AW	BE	Buche	470	1230	3.8	13	24	14.5	Dystric Cambisol	2002
2	Aeschau	AU	BE	Buche/Fichte	940	1502	3.8	27	28	26.0	Dystric Arenosol	1998
3	Aeschi	AI	SO	Buche/Fichte	510	1145	3.7	9	33	21.2	Haplic Luvisol	1998
4	Allschwil	AL	BL	Fichte	350	895	4.3	77	24	14.0	Haplic Luvisol	1999
5	Bachtel Buchen	BAB	ZH	Buche	1030	1641	3.8	23	26	15.6	Chromic Luvisol	1999
6	Bachtel Fichten	BA	ZH	Fichte	1040	1616	3.6	11	31	24.8	Chromic Luvisol	1998
7	Beromünster	BE	LU	Fichte	640	1248	5.0	84	73	23.1	Gleyic Cambisol	2016
8	Bonfol	BO	JU	Buche	450	985	3.8	10	16	20.3	Dystric Cambisol	2004
9	Braunau	BRAU	TG	Fichte	710	1203	3.5	31	42	19.8	Haplic Luvisol	2006
10	Breitenbach	BB	SO	Buche	460	1052	4.5	87	19	14.3	Haplic Luvisol	2003
11	Brislach Buchen	BRB	BL	Buche	435	1011	4.0	32	20	13.3	Haplic Luvisol	2000
12	Brislach Fichten	BR	BL	Fichte	435	933	3.8	18	23	23.3	Haplic Luvisol	1998
13	Bürglen	BUR	UR	Fichte	640	1556	4.8	99	29	22.2	Cambisol	2016
14	Busswil	BU	BE	Fichte	600	1248	3.7	9	33	18.9	Haplic Luvisol	2004
15	Frienisberg	FR	BE	Buche/Fichte	725	1219	4.0	24	25	21.2	Dystric Arenosol	1998
16	Gelfingen	GE	LU	Buche	540	1186	6.6	100	37	21.9	Calcaric Cambisol	2016
17	Giswil	GI	OW	Buche	540	1256	5.9	100	27	19.5	Calcaric Cambisol	2016
18	Grenchenberg	GB	SO	Buche/Fichte	1220	1280	5.1	100	17	15.1	Calcaric Cambisol	1999
19	Grosswangen	GW	LU	Fichte	600	1198	3.5	13	56	21.9	Stagnic Acrisol	2016
20	Habsburg Sturm	HA	AG	Buche	430	1090	3.9	17	21	17.1	Haplic Luvisol	2001
21	Hinwil Fi	HI	ZH	Fichte	650	1501	5.1	96	36	15.4	Eutric Cambisol	2002
22	Höri Bu	HO	ZH	Buche	470	1058	4.0	27	22	16.1		2022
23	Le Châtelard	LC	FR	Fichte	1010	1594	3.7	24	35	29.3	Gleyic Cambisol	2007
24	Lurengo	LUB	TI	Fichte	1620	1655	3.7	24	11	26.2	Dystric Arenosol	1999
25	Möhlin Buchen	MOB	AG	Buche	290	1029	3.7	11	19	17.5		2022
26	Möhlin Fichten	MO	AG	Fichte	290	1052	3.7	16	24	17.5	Haplic Luvisol	1998
27	Muri Buchen	MUB	AG	Buche	490	1110	3.9	21	30	18.3	Haplic Luvisol	1999
28	MuttENZ	MUU	BL	Buche	375	927	3.8	21	19	15.7	Stagnic Luvisol	2004
29	Oberschrot	OS	FR	Buche/Fichte	950	1373	3.5	12	27	17.2	Gleyic StagnicCambisol	2007
30	Olsberg	OL	AG	Buche	380	974	3.8	16	19	15.4	Dystric Olanosol	2004
31	Rafz Buchen	RAB	ZH	Buche	530	1357	4.0	31	19	16.4		2023
32	Rafz Fichten	RAF	ZH	Fichte	540	1140	3.7	14	22	19.0	Haplic Luvisol	2001
33	Riehen	RI	BS	Buche	470	1019	4.5	85	18	13.3	Haplic Luvisol	2002
34	Rodersdorf	RO	SO	Buche	440	917	3.8	37	17	12.7		2022
35	Rünenberg	RU	BL	Buche	590	1003	3.9	29	20	17.2	Haplic Luvisol	2002
36	Sagno	SA	TI	Fichte	770	1823	3.6	32	33	21.8	Eutric Cambisol	1999
37	Scheidwald	SW	BE	Fichte	1170	1535	3.6	4	20	27.9	Dystric Gleysol	2008
38	Sempach	SE	LU	Buche	550	1241	3.7	26	51	21.6	Gleyic Luvisol	2016
39	Stans	ST	NW	Buche	560	1850	6.4	100	26	17.4	Calcaric Cambisol	2016
40	Wangen	WG	ZH	Buche/Fichte	500	1146	3.8	17	29	23.3	Chromic Luvisol	2008
41	Wangen SZ	WSZ	SZ	Buche	470	1511	4.4	93	33	14.8	Luvisol	2016
42	Wengernalp	WA	BE	Fichte	1870	1544	3.5	31	9	14.2	Podzol	1998
43	Zofingen	ZO	AG	Buche/Fichte	540	1199	3.7	12	24	17.9	Haplic Luvisol	2004
44	Zugerberg HG	ZBB	ZG	Buche/Fichte	980	1694	4.1	59	27	19.8	Eutric Cambisol	1999
45	Zugerberg VG	ZV	ZG	Fichte	900	1595	3.8	12	30	20.2	Dystric Cambisol	2002

Tab. 6: Standorteigenschaften der Untersuchungsflächen 2021-2024. Der Niederschlag wurde als Klimanormwert 1991-2020 aus den 8 nächsten Me-teoschweizstationen berechnet. Die N-Deposition pro Fläche sind modelliert Werte (Rihm und Künzle 2019) und wurden für diese Tabelle analog zum Niederschlag als Klimanormwerte 1991-2020 pro Standort gemittelt. Der pH-Wert (CaCl₂) und die Basensättigung des Bodens sind gemittelte Werte 0-40 cm (Bodenbeprobung 2016). Die Bodentypen wurden nach FAO klassifiziert.

	Standort	Abk.	Kanton	Baumart	Höhe (m ü.M.)	Nieder- schlag mm	pH	BS (%)	N-Depo- sition (kg N ha ⁻¹ a ⁻¹)	CN	Bodentyp	Start	Ende
1	Muri Sturm	AW	BE	Fichte	490	1107	4.0	15	38	18.9	Haplic Luvisol	1998	2000
2	Diessenhofen	AU	BE	Fichte	520	1004	3.5	12	22	20.8	Dystric Cambisol	2006	2020
3	Pratteln	AI	SO	Buche	415	911	5.1	100	20	12.4	Chromic Luvisol	2002	2020
4	Winterthur Fichten	BAB	ZH	Fichte	530	1167	4.5	90	26	16.0	Vertisol	2003	2020
5	Muri Fichten	BA	ZH	Fichte	490	1108	3.8	10	37	26.5	Dystric Cambisol	2001	2020
6	Rafz Fichten	BE	LU	Fichte	540	1140	3.7	14	22	19.0	Haplic Luvisol	2001	2022
7	Wangen SZ	BO	JU	Buche	470	1511	4.4	93	33	14.8	Luvisol	2016	2024
8	Möhlin Fichten	BRAU	TG	Fichte	290	1052	3.7	16	24	17.5	Haplic Luvisol	1998	2024
9	Busswil	BB	SO	Fichte	600	1248	3.7	9	33	18.9	Haplic Luvisol	2004	2024
10	Allschwil	AL	BL	Fichte	350	895	4.3	77	24	14.0	Haplic Luvisol	1999	2025

Tab. 7: Aufgegebene Lysimeteruntersuchungen in Flächen der interkantonalen WDB bis 2025. Hinweis: Aufgegebene Lysimeterflächen werden zusammen mit den WDB Kantonen und dem BAFU auf anderen WDB Flächen (z.B. Weisstannenstandorte) unter Berücksichtigung wichtiger ökologischer Gradienten ersetzt.



Abb. 91: Monatliches Sampling der Bodenlösung.

6.1 Zeitlicher Verlauf des BC/Al-Verhältnis

Die Messungen zeigen, dass das BC/Al-Verhältnis, gemittelt über alle Standorte, weiter abnimmt. Das bedeutet eine weitere Zunahme der Bodenversauerung seit dem Start der Bodenlösungsmessungen vor 24 Jahren (Braun und Tresch 2027). Sind die Fichten in Mischbeständen zusammen mit Buchen, dann liegt das geschätzte BC/Al-Verhältnis im Mittel knapp über dem kritischen Wert von 7, sonst deutlich darunter (Abb. 93).

Das BC/Al-Verhältnis, aufgetrennt nach Bodentiefegruppe (0-30 cm, 30-60 cm, >60 cm) und Basensättigungsklassen (<15%, 15-40%, >40%), zeigt eine Abnahme in allen Bodentiefen und Basensättigungsgruppen (Abb. 94). Am deutlichsten sind die Abnahmen im Oberboden (0-30 cm) und bei höheren Basensättigungswerten (>40%).

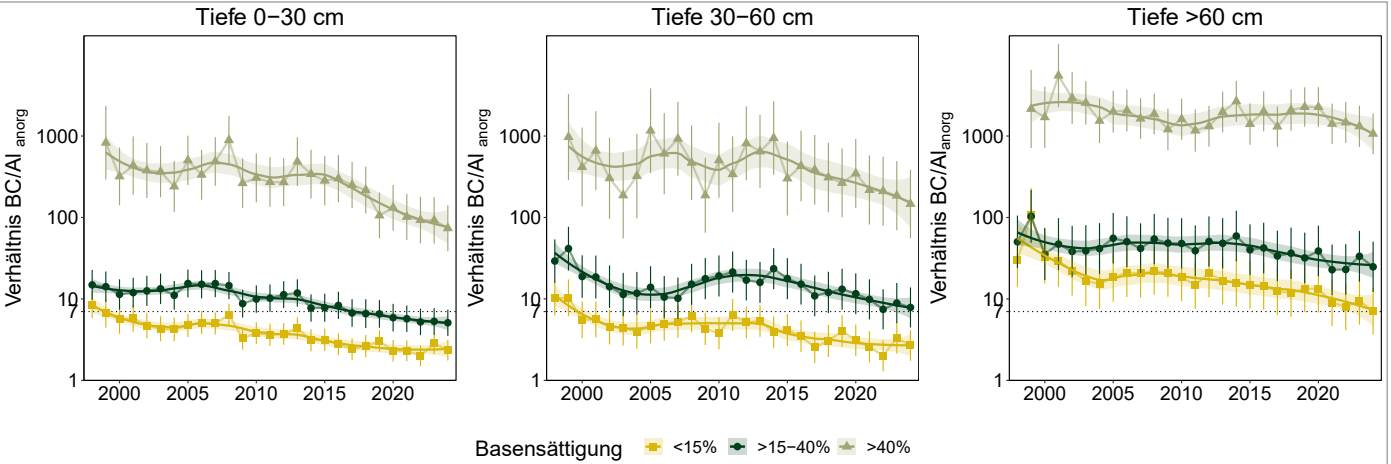


Abb. 94: Zeitliche Entwicklung des BC/Al-Verhältnis aller Beobachtungsfächen aufgeteilt nach Bodentiefegruppe (0-30 cm, 30-60 cm, >60cm und Basensättigungsklassen (<15%, 15-40%, >40%). Der kritische BC/AlWert von 7 ist als gepunktete Linie eingezeichnet.

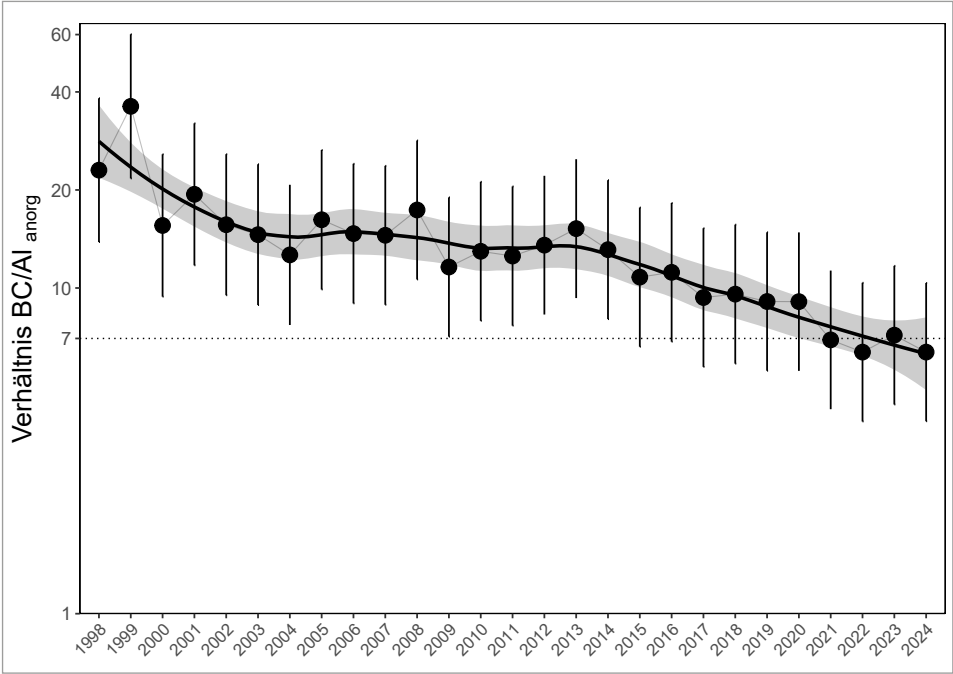


Abb. 92: Veränderung des BC/Al-Verhältnis in der Bodenlösung über alle Standorte pro Jahr. Der kritische BC/Al Wert von 7 ist als gepunktete Linie eingezeichnet.

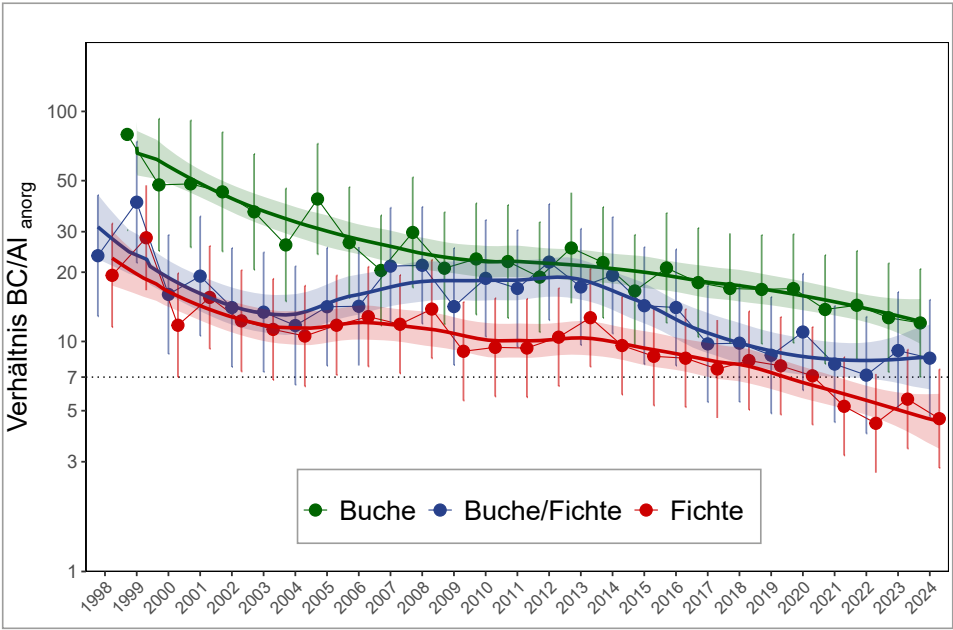


Abb. 93: Veränderung des BC/Al-Verhältnis in der Bodenlösung über alle Standorte getrennt nach untersuchten Baumarten. Der kritische BC/Al Wert von 7 ist als gepunktete Linie eingezeichnet.

6.2 Stickstoffaustrag

Die Auswaschung von Stickstoff ist ein Zeichen von Stickstoffsättigung (Aber et al. (2003), Dise und Wright (1995)). Im Rahmen der UNECE wurden Grenzwerte für die maximal erlaubte N-Auswaschungsfracht festgelegt (CLRTAP (2017)). Diese variieren je nach Meereshöhe zwischen 2

und 4 kg N ha⁻¹ a⁻¹. Obwohl die Auswaschung seit dem Jahr 2000 leicht abgenommen hat (Abb. 95, Braun und Tresch (2021)), überschreiten die gemessenen Auswaschungsfrachten der letzten 10 Jahren die Grenzwerte immer noch in 43% der Flächen (Abb. 96).

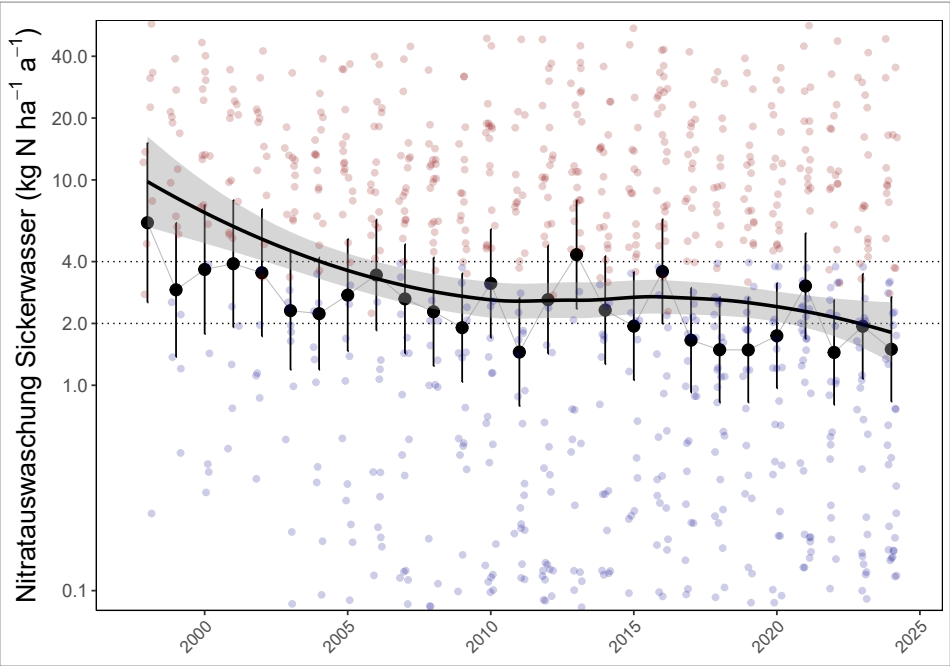


Abb. 95: Entwicklung der jährlichen Auswaschungsraten von Nitrat im Sickerwasser.

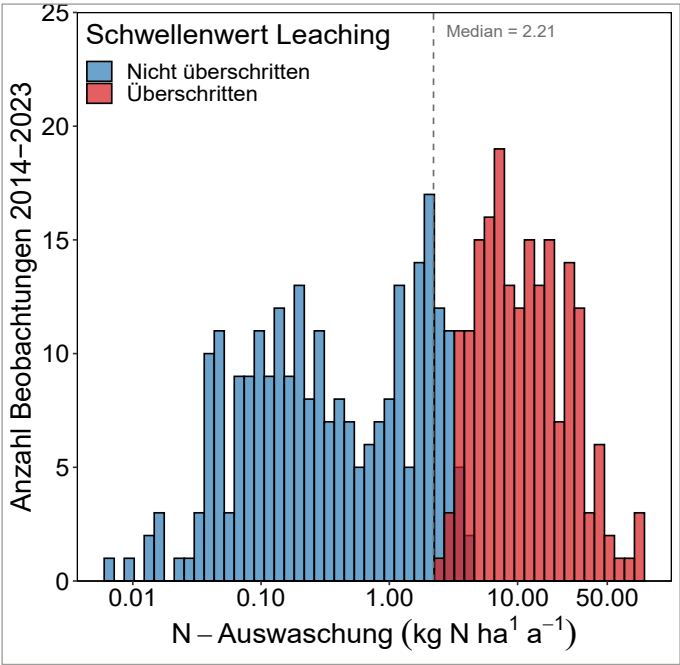


Abb. 96: Häufigkeitsverteilung der gemessenen N-Auswaschungsraten in den letzten 10 Jahren (2014-2023) im Vergleich zu den Grenzwerten nach (CLRTAP 2004) (2-4 kg N ha⁻¹ a⁻¹ je nach Meereshöhe).

6.3 Stickstoff und Bodenversauerung

Erhöhter Stickstoffeintrag führt zu erhöhtem Nitratleaching (Dise und Wright 1995, Gundersen et al. 1998). Das lässt sich auch mit den Daten der Lysimeterstandorte nachweisen (Abb. 97). Die Auswaschung von Nitrat führt zu einem erhöhten Verlust von basischen Kationen und damit zu Bodenversauerung, wenn die Auswaschung die Nachlieferung durch die Verwitterung übersteigt (Ulrich 1986, CLRTAP 2017). Auch dieser Zusammenhang kann mit den

Daten aus den WDB-Flächen gezeigt werden. So war die bei der wiederholten Beprobung der Bodenfestphase beobachtete Abnahme des pH(CaCl₂) in kalkfreien Horizonten mit der Stickstoffdeposition korreliert (Abb. 98 links). Und die Abnahme des BC/Al-Verhältnisses in der Bodenlösung war ebenfalls mit dem Stickstoffeintrag korreliert (Abb. 98 rechts).

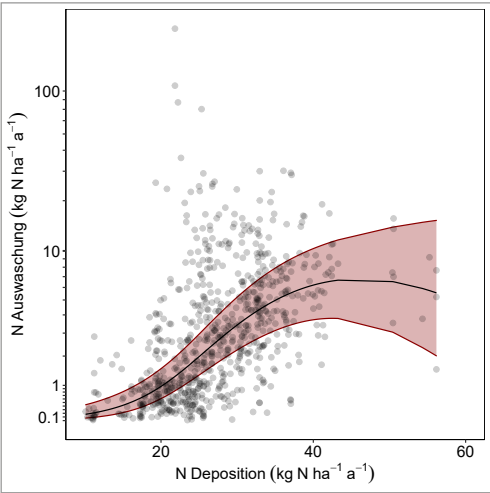


Abb. 97: Beziehung zwischen Stickstoffauswaschung und Stickstoffdeposition in den Lysimeterstandorten. Residuen einer gemischten Regression mit Baum mortalität während dreier Jahre, Trockenheit und Speicherkapazität des Bodens für pflanzenverfügbares Wasser (nutzbare Feldkapazität) als Kovariablen. Datenset aus 764 Standortjahren.

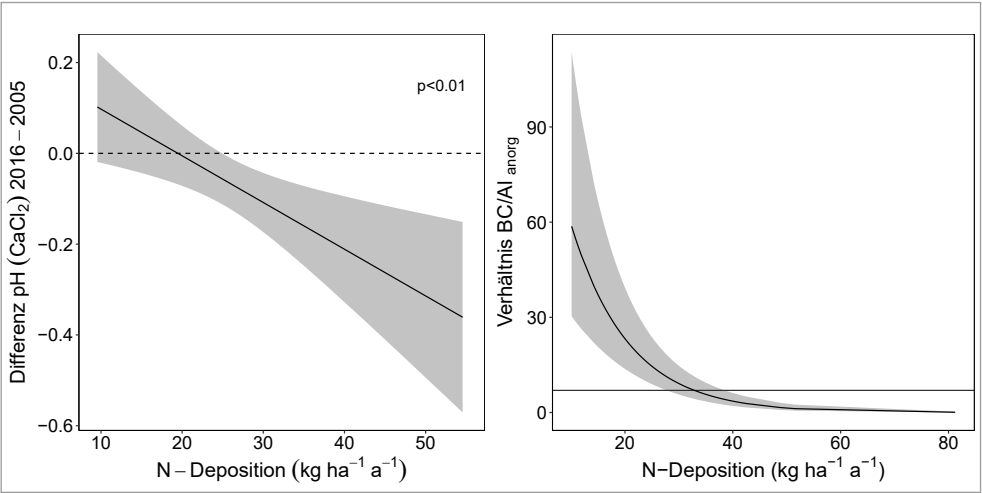


Abb. 98: Beziehung zwischen Stickstoffdeposition und Bodenversauerung. Links: Versauerung der Bodenfestphase als Differenz im pH(CaCl₂) zwischen 2016 und 2005 in 467 kalkfreien Proben aus 124 Flächen. Rechts: Abnahme des BC/Al-Verhältnisses in 43 Standorten mit Bodenlösung (vgl. auch Abb. 94; Modell mit Tiefe als Faktorvariable).

7 Streufall

In 14 WDB-Flächen wird der Eintrag der Laubstreu gemessen (Abb. 99). Die Biomasse wird nach Laub, Ästen und Früchten aufgeteilt. Abb. 100 zeigt die zeitliche Entwicklung dieser Biomasse. Die Streuung zwischen den Jahren ist gross, aber die Entwicklung ist bei Buchen und Fichten ähnlich. So waren die Jahre 2008, 2012, 2017 und 2024 Jahre mit geringer Streubiomasse. Möglicherweise ist dies ein Abgrenzungsproblem zwischen den Jahren, denn diese Jahre werden gefolgt von Jahren mit viel Biomasse. Wenn die Fruchtbiomasse in den Buchenflächen separat dargestellt wird, so werden die Buchenmastjahre, die auch durch das Auszählen der Früchte an den Gipfeltrieben ermittelt wurden (Abb. 50), sichtbar (Abb. 101).

Streufall ist ein Teil des Nährstoffkreislaufs, kein Nährstoffeintrag. In Abb. 102 werden die Frachten in der Streu trotzdem den Komponenten der Nährstoffbilanz gegenübergestellt, unabhängig davon, ob es sich um Einträge oder Austräge handelt. Bei P und K ist die Fracht in der Streu deutlich höher als die Nachlieferung durch die Verwitterung oder der Verlust durch Ernteentzug und Auswaschung. Beim Ca und beim Mg ist die Auswaschung zum Teil höher als die Fracht in der Streu.



Abb. 99: Streusammler.

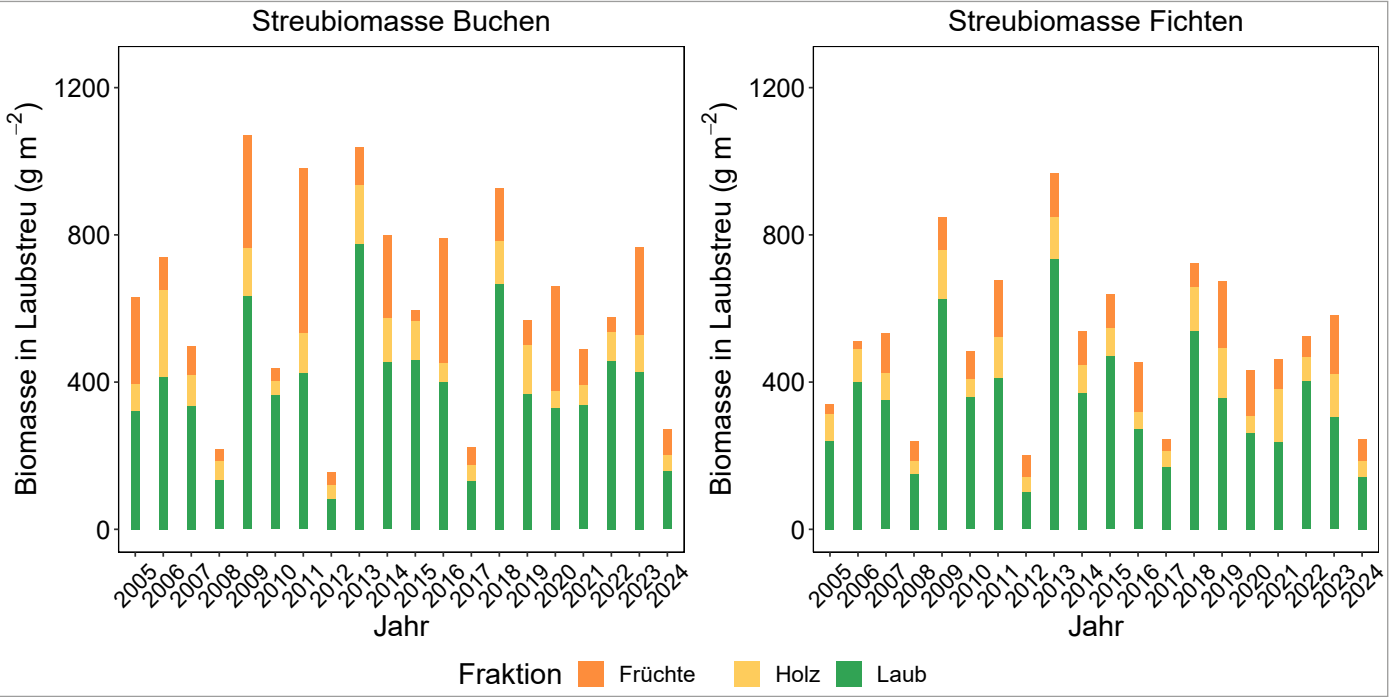


Abb. 100: Zeitliche Entwicklung der Biomasse in der Streu in Buchen- und Fichtenbeständen.

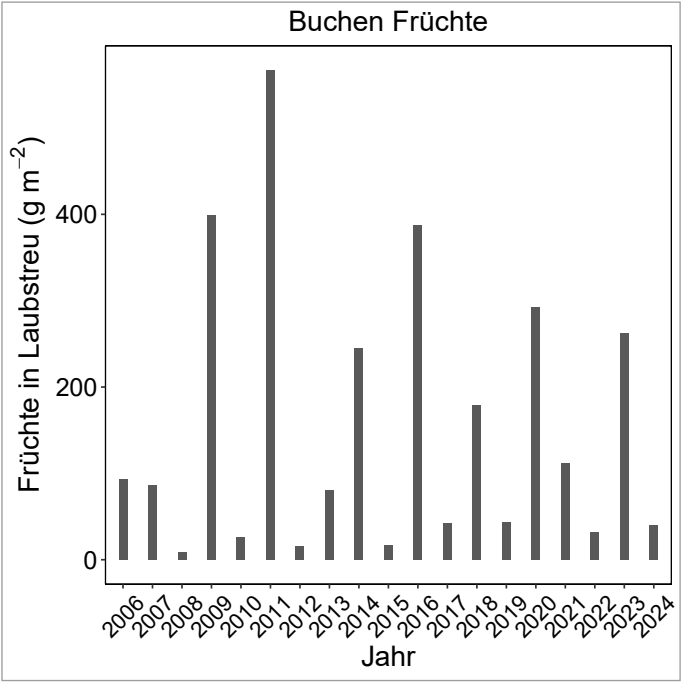


Abb. 101: Zeitliche Entwicklung der Buchenfrüchte in der Streubiomassee von Buchenflächen.

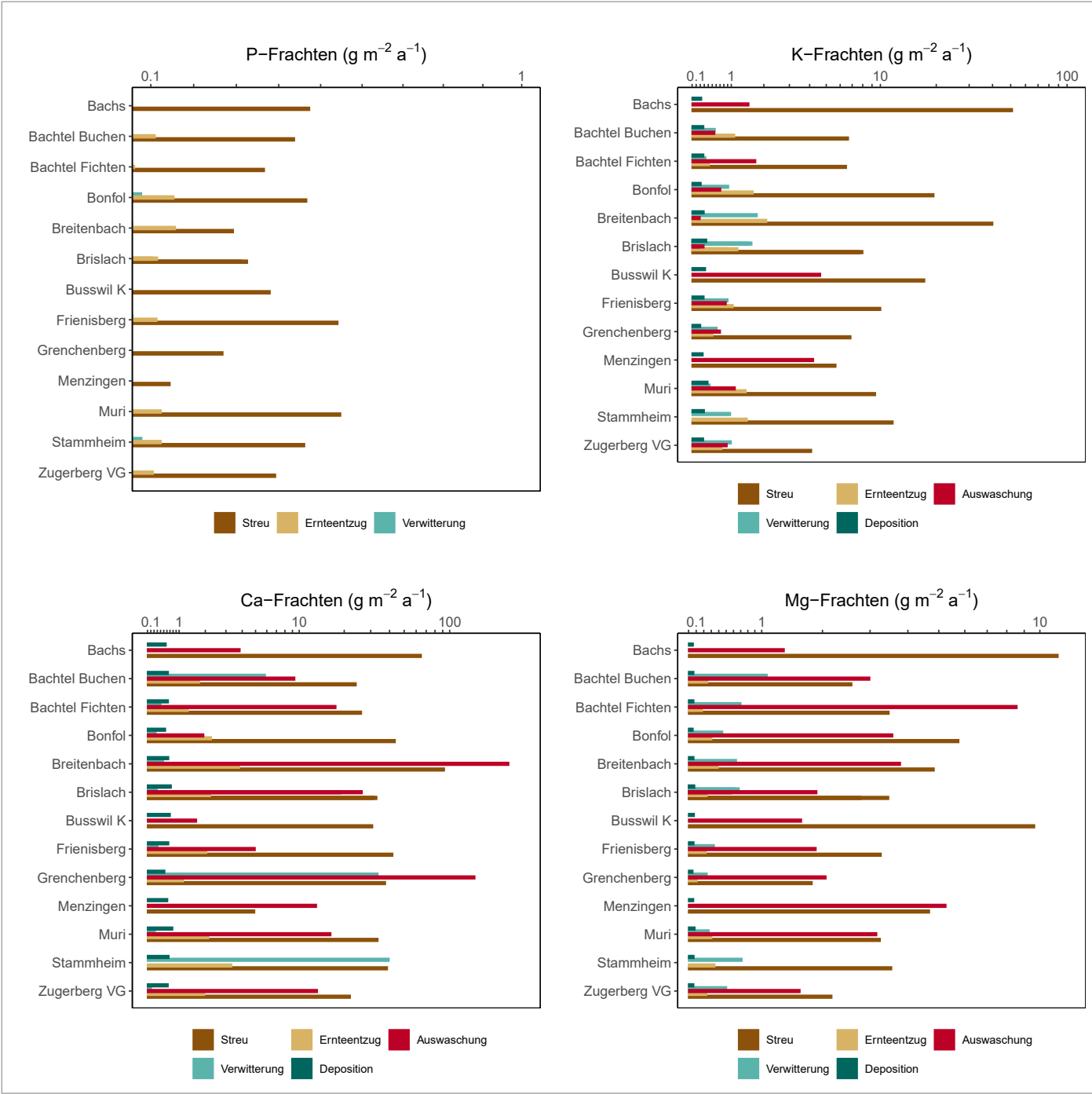


Abb. 102: Frachten in der Streu im Vergleich zu anderen Frachten des Nährstoffbilanz.

8 Bodenwassermessungen

8.1 Zeitliche Entwicklung

In 44 Walddauerbeobachtungsflächen sind Sensoren zur Messung des Bodenwassergehaltes und der Bodenwasserspannung in jeweils drei Tiefen (20, 40 und 60 cm) vergraben (Abb. 103). Der Bodenwassergehalt wird in Vol% Bodenwasser ausgegeben und muss zur Standardisierung der Messreihen in pflanzenverfügbares Bodenwasser zwischen Null (= permanenter Welkepunkt) und Eins (Feldkapazität) umgerechnet werden (für die Definition dieser Begriffe s. bodenkundliche Lehrbücher). Das Bodenwasserpotential wird in Druckeinheiten (hPa) gemessen und für die grafische Darstellung logarithmiert ($pF = \log -hPa$). Zur Quantifizierung des Trockenstresses wurde der Anteil Zeit ausgerechnet, in der ein Schwellenwert überschritten wurde. Beim relativen Bodenwassergehalt war das 40% verfügbare Wasser (Bréda et al. 1995), bei der Bodenwasserspannung ein pF-Wert von 3.5. Beide Grenzwerte führen zu einer ähnlichen Beurteilung der Trockenheit, aber die Sonden für Letztere haben eine höhere Zuverlässigkeit. Bei den seit 2016 für die Bodenwasserspannung eingesetzten MPS2-Sonden reicht der Messbereich bis zu einem pF-Wert von 9, was die Erfassung von Perioden erlaubt, in denen

das Bodenwasserpotential den permanenten Welkepunkt (pF 4.2) unterschreitet. Werte von $pF > 5.0$ wurden zum Beispiel in acht Flächen erreicht. Sieben davon sind reine Eichenflächen, die achte ist die Fichtenfläche Ramosch im Unterengadin. Diese Messungen lassen vermuten, dass einige Bäume über den permanenten Welkepunkt hinaus Wasser aufnehmen können. Dies wird auch durch Messungen an Eichen aus dem Mittelmeerraum durch Carrasco-Molina et al. (2024) bestätigt, die sehr tiefe Blattwasserpotentiale am frühen Morgen fanden, das ist ein Äquivalent für das Bodenwasserpotential.

Es gibt keinen klaren zeitlichen Trend in der Überschreitung des Trockenheitsgrenzwertes von $pF > 3.5$. Abb. 104 zeigt die Zeitreihe von 2010 bis 2023 im Vergleich zum entsprechenden Wert, der mit dem hydrologischen Modell Wasim-ETH für die gleichen Standorte berechnet wurde. Die bekannten Trockenjahre 2011, 2015, 2018, 2022 und 2023 sind deutlich erkennbar. Die modellierten Werte zeigen insgesamt zwar ein höheres Niveau als die gemessenen Werte, insgesamt aber einen ähnlichen Zeitverlauf, was eine Validierung des hydrologischen Modells bedeutet.



Abb. 103: Auslesen der Messdaten der Bodenfeuchtesonden (Sion VS).

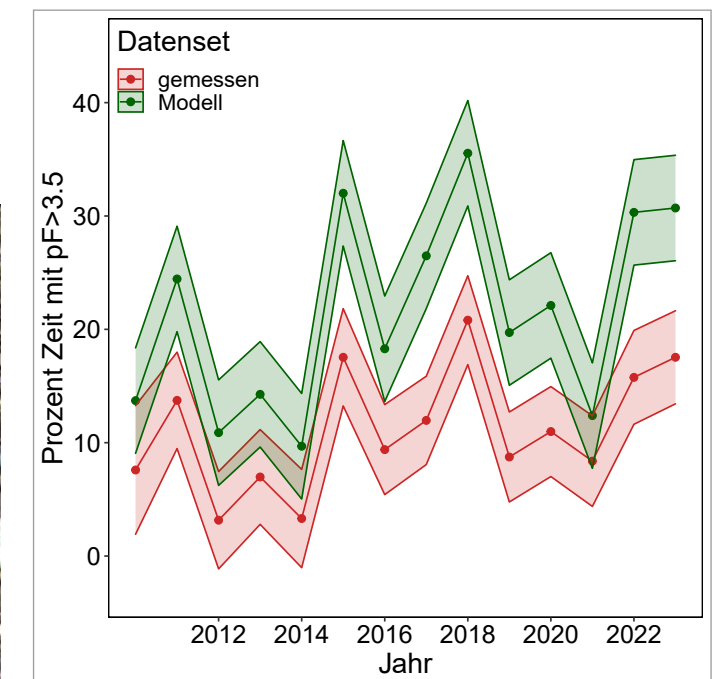


Abb. 104: Zeitliche Entwicklung der Überschreitung des Anteils Zeit mit einer Bodenwasserspannung von >3.5 . Messwerte (rot) im Vergleich zum Ergebnis der WASIM-Modellierung an den gleichen Standorten (grün).

Der Anteil Zeit mit Überschreitung des Trockenheitsgrenzwertes von $pF > 3.5$ ist in den Monaten Mai bis Oktober erhöht. Der zeitliche Verlauf hängt ab von der Stärke der Trockenheit insgesamt und vom Anteil Koniferen im Bestand. An feuchten Standorten besteht eine zeitliche Abstufung des Erreichens des Trockenheitspeaks: der Oberboden trocknet etwa einen Monat früher aus als der Unterboden (Abb. 105). Insgesamt ist aber die erreichte Trockenheit ge-

ring. An trockenen Standorten wird eine starke Trockenheit in allen Tiefen gleichzeitig erreicht. In Flächen mit hohem Anteil an Koniferen wird die maximale Trockenheit im Unterboden einen Monat später erreicht als im Oberboden, und das erreichte Ausmass der Trockenheit ist etwas geringer als in reinen Laubbaumbeständen, wo die Trockenheit in allen Tiefen gleichzeitig erreicht wird und im Unterboden länger andauert (Abb. 106).

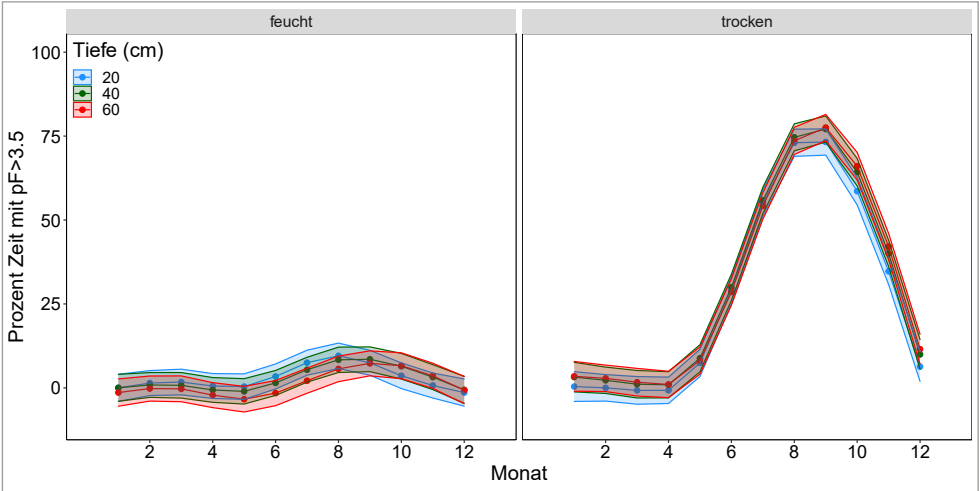


Abb. 105: Überschreitung des Trockenheitsgrenzwertes von pF 3.5 an feuchten (2% Überschreitung) und trockenen Standorten (30% Überschreitung).

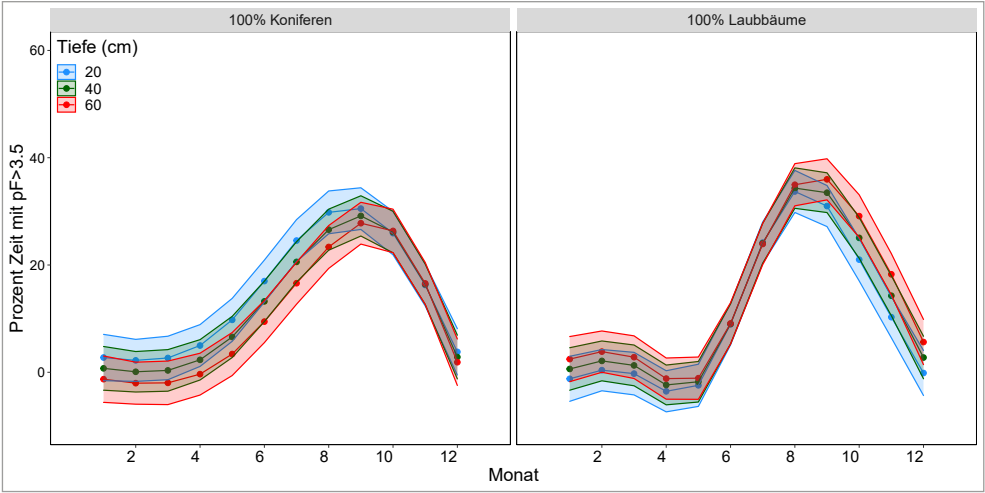


Abb. 106: Überschreitung des Trockenheitsgrenzwertes von pF 3.5 in Beziehung zum Anteil Koniferen. Links: reiner Koniferenbestand, rechts: reiner Laubbaumbestand.

8.2 Standortvergleich

Der Anteil Zeit mit Überschreitung der obengenannten Schwellenwerte wurde für einen Standortvergleich in allen drei Messtiefen verwendet. Da die Datenreihen zum Teil unterschiedlich lang sind, wurde die Zeitreihe für diese Auswertung auf eine Auswahl von trockenen Jahren nach 2015 (2015, 2018, 2019, 2020, 2022) beschränkt. Abb. 107 zeigt den Standortvergleich aufgrund der Überschreitung des Schwellenwertes für die Bodenwasserspannung von $pF > 3.5$. An den sehr trockenen Standorten ist dieser Trockenheitsindikator stärker in 60 cm Bodentiefe, an den weniger trockenen Standorten trocknet der Oberboden stärker aus (vgl. auch Abb. 105). In 60 cm Tiefe ist die Fichtenfläche

Rafz am trockensten. Diese Fläche musste 2021 wegen Borkenkäferbefalls geräumt werden. Die in der Reihenfolge nächstplatzierten Standorte sind meist Eichenflächen (Sion (VS) und Wilchingen (SH)), die sich am trockenen Ende der ökologischen Feuchteachse befinden. Bemerkenswert ist auch der grosse Unterschied zwischen den beiden mit Fichten bestockten Flächen in Südbünden: Ramosch im Unterengadin ist sehr trocken, Brusio im Puschlav sehr feucht. Aufgrund dieser Messungen muss Ramosch als hochgradig trockengefährdet eingestuft werden. Ramosch war auch der einzige Nicht-Eichenstandort, an dem mit $pF > 5$ der permanente Welkepunkt deutlich unterschritten wurde.

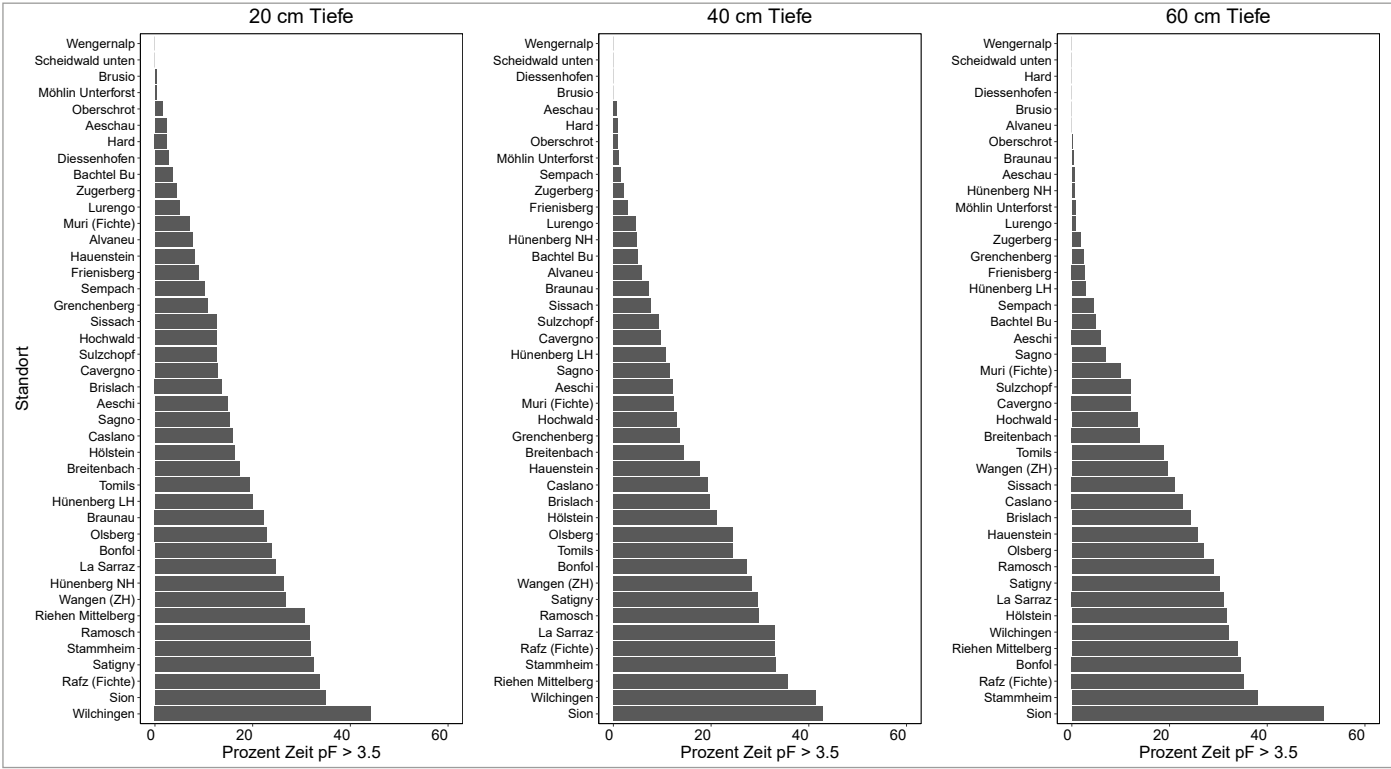


Abb. 107: Überschreitung des Anteils Zeit mit einer Bodenwasserspannung von $pF > 3.5$ pro Standort und Bodentiefe. Mittelwert einer Auswahl von trockenen Jahren (2015, 2018, 2019, 2020, 2022).

8.3 Tiefe der Wasseraufnahme

Basierend auf $\delta^2\text{H}$ Isotopenanalysen im Xylemwasser von 1214 Bäumen aus 182 Flächen während dreier Erntejahre entwickelte *Allen et al. (2019)* einen Seasonal Origin Index (SOI), der den Anteil von Sommerniederschlag im Xylemwasser anzeigt. Ein Ergebnis war, dass der Sommeranteil des Niederschlags bei den Fichten höher ist, dass also die Fichten das Wasser aus geringeren Bodentiefen aufnehmen als Laubbäume (*Abb. 108*). Das heisst auch, dass der Winter-

niederschlag für die Wasserversorgung unserer Waldbäume eine wichtige Rolle spielt. Der Anteil Sommerwasser ist zudem bei hoher Ozonbelastung bei allen Baumarten erhöht (*Abb. 109*). Dies ist ein Hinweis auf einen infolge Ozonbelastung erhöhten Wasserverbrauch. Dass Ozon den Wasserverbrauch erhöhen kann ist bekannt (*Mills et al. 2013*). Ein ähnlicher Nachweis auf Ökosystemebene gelang in den USA der Arbeitsgruppe um *McLaughlin et al. (2007)*.

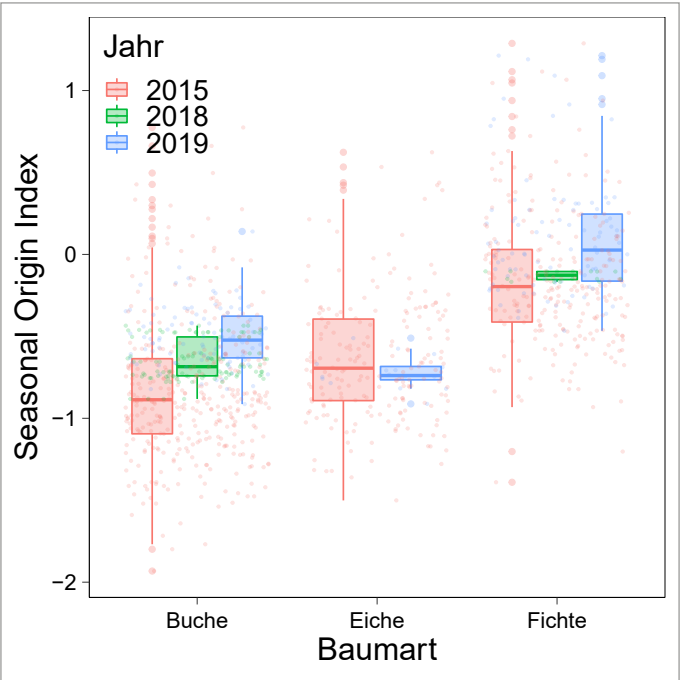


Abb. 108: Seasonal Origin Index im Xylemwasser *Allen et al. (2019)* bei Buchen, Eichen und Fichten. Ein Wert über Null bedeutet einen höheren Anteil an Sommerniederschlag, einer von unter Null von Winterniederschlag.

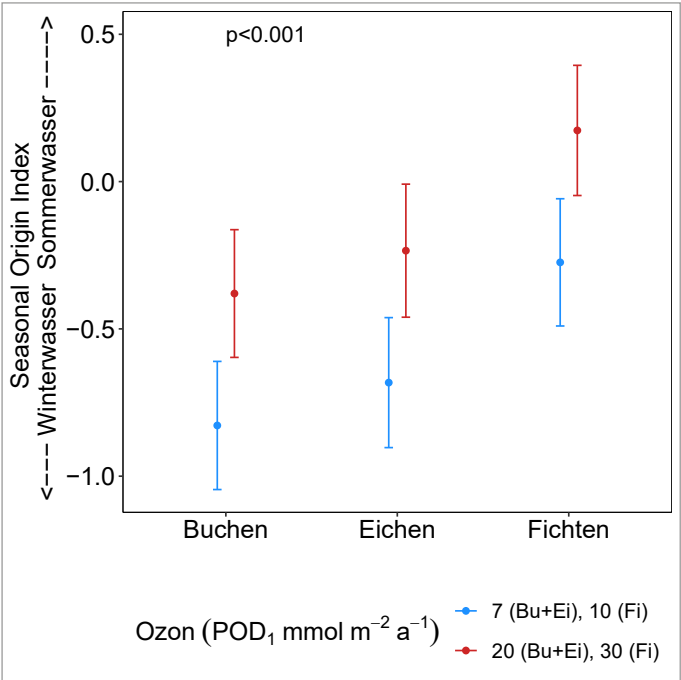
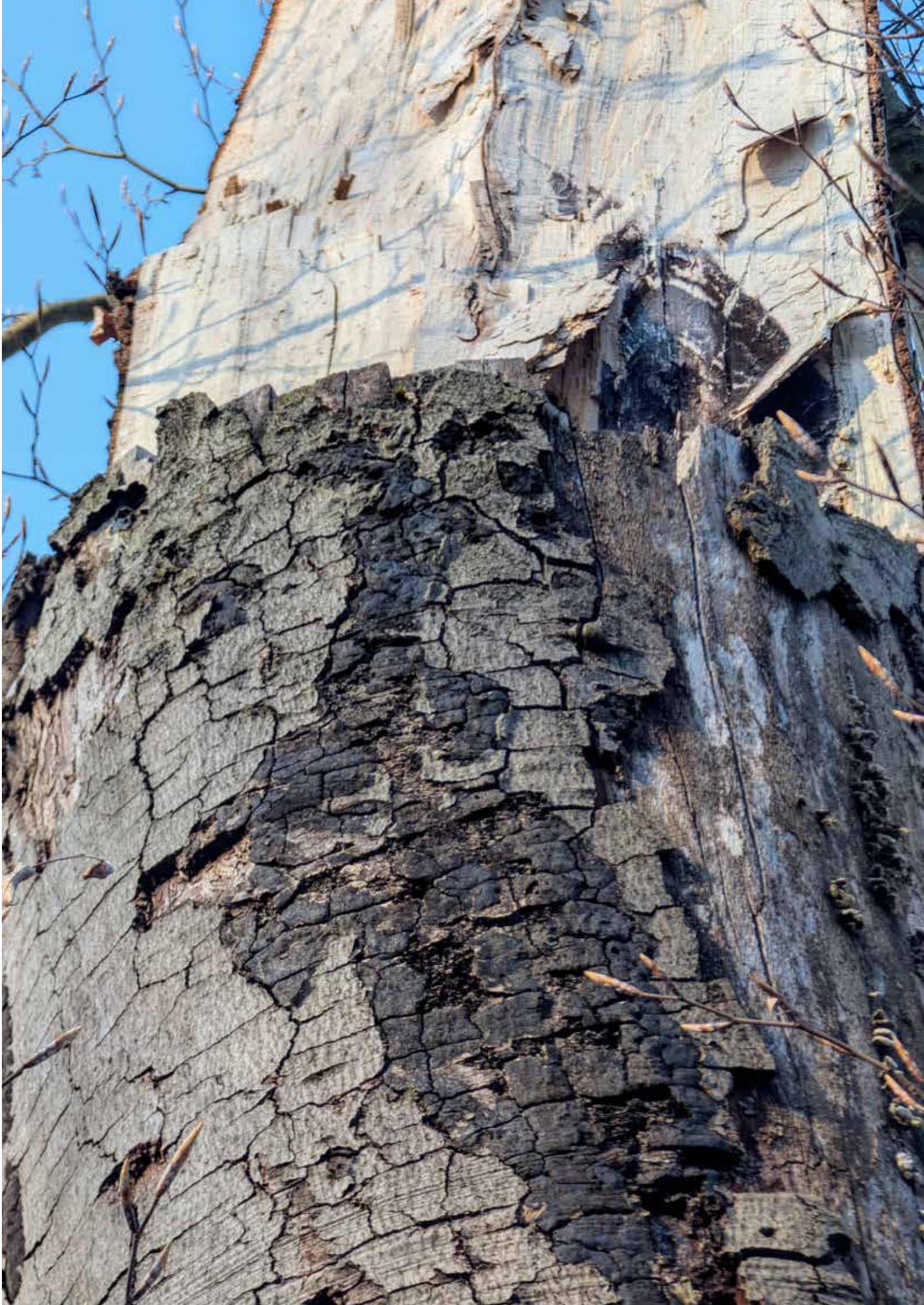


Abb. 109: Beziehung zwischen dem Seasonal Origin Index (*Allen et al. 2019*) im Xylemwasser und dem nach *Braun et al. (2017a)* berechneten Ozonflux. Schätzwerte für den SOI aus der Regression ausgelesen für einen Ozonflux von 7 und 20 mmol m² a⁻¹. Der tiefere der beiden Werte entspricht dem Critical Level für Laubbäume (*UNECE 2008*).



9 Auswirkungen erhöhter Stickstoffeinträge

9.1 Ausgangslage: Stickstoffbelastung in Schweizer Wäldern

Industrie, Verkehr und Landwirtschaft emittieren grosse Mengen reaktiver Stickstoffverbindungen, die mit dem Regen (Nassdeposition), als Aerosol oder gasförmig (Trockendeposition) über die Luft auf den Boden und in die Wälder gelangen (Rihm und Künzle 2019). Wegen ihrer grossen Oberflächenrauigkeit sind Wälder eine besonders effiziente Senke für diese Verbindungen. Auch wenn die Einträge seit dem Peak in den Achzigerjahren etwas zurückgegangen sind (Augustin und Achermann 2012), sind sie vor allem im Mittelland, in Regionen mit hoher Viehdichte, sowie im Südtessin immer noch sehr hoch (Abb. 110).

Die stickstoffhaltigen Verbindungen werden z.T. über weite Strecken transportiert, weshalb ein Teil des Schweizer Eintrags aus dem Ausland stammt und umgekehrt Schadstoffe aus der Schweiz ins Ausland verfrachtet werden. Dieser Ferntransport zwischen einzelnen Ländern ist Gegenstand des internationalen UNECE-Übereinkommens über weiträumige grenzüberschreitende Luftverunreinigungen (LRTAP-Konvention). Unter

der LRTAP-Konvention wurden Grenzwerte (Critical Loads) für Stickstoffeinträge in verschiedene Ökosysteme erarbeitet (Bobbink et al. 2022). Für Laubwald in gemässigten Zonen betragen diese Critical Loads 10-15 kg N ha⁻¹ a⁻¹, für Nadelwald 3-15 kg N ha⁻¹ a⁻¹. Bei Überschreitung dieser Einträge sind negative Auswirkungen auf Ökosysteme wie Veränderungen von Bodenprozessen, Nährstoffungleichgewichte und Veränderungen des Artenreichtums von Mykorrhizapilzen und der Bodenvegetation zu erwarten (Braun et al. 2022b). Diese empirischen Critical Loads basieren auf Experimenten und Gradientenstudien. Ein weiterer Ansatz zur Ermittlung der Critical Loads ist die Berechnung von Massenbilanzen, z.B. mit der Simple Mass Balance (SMB, Rihm und Achermann (2016)). Mit dem Bilanzansatz wird die noch erlaubte Eintragsmenge von Stickstoff oder versauernden Einträgen berechnet, bei deren Unterschreitung langfristig nicht mit Veränderungen von Struktur und Funktion des Ökosystems zu rechnen ist. Dabei werden u.a. akzeptable Frachten der Stickstoffauswaschung berücksichtigt.

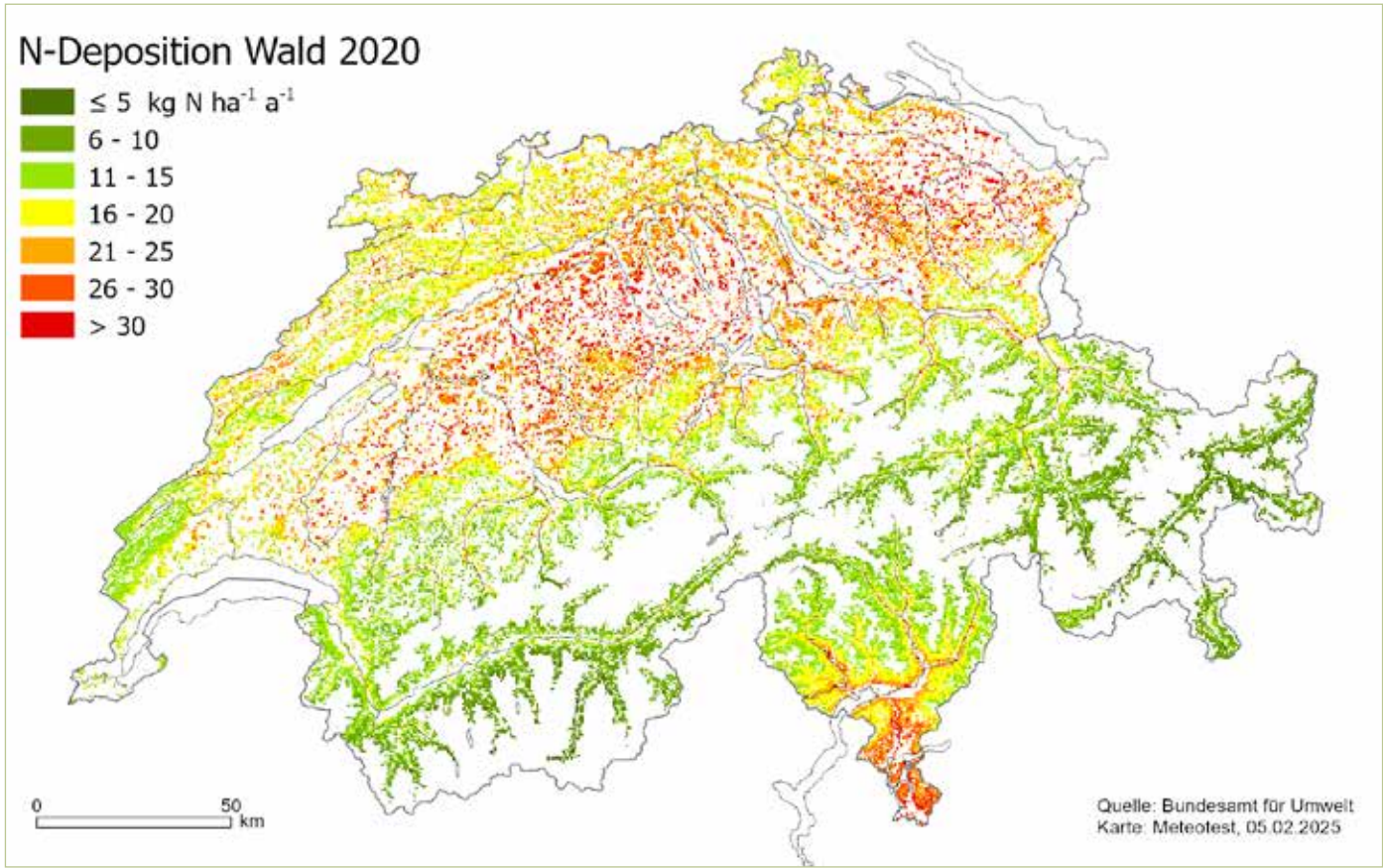


Abb. 110: Modellierter Stickstoffdeposition (Referenzjahr 2020, Rihm und Künzle (2019)).

9.2 Stickstofffracht in der Kronentraufe

In der vorliegenden Studie wird als Mass für die Stickstoffdeposition die modellierte Gesamtdeposition verwendet (Rihm und Künzle 2019), da Messungen des lokalen Stickstoffeintrags methodisch schwierig sind. In bestimmten Fällen ist es jedoch sinnvoll, die modellierte Gesamtdeposition mit Messungen der Stickstofffrachten aus Kronentraufen zu ergänzen. Das ist Regenwasser, das unter den Kronen aufgefangen wird und zusätzlich zur im Regenwasser gelösten Stickstoffmenge die an den Blatt- und Nadeloberflächen trocken abgelagerten Stickstoffverbindungen enthält, aber nicht diejenigen, die durch die Kronen direkt aufgenommen werden. Ammoniak wird mit der Kronentraufe nur teilweise erfasst. Ein Teil des Stickstoffs im Kronentraufewasser wird auch von den Bäumen direkt aufgenommen, was ebenfalls zu einem Minderbefund führt.

Bei der Revision der Critical Loads für Stickstoff (Bobbink et al. 2022) waren einige Gradientenstudien verfügbar, die zur Quantifizierung der Stickstoffbelastung die Kronentraufe verwendeten, da dies für ICP Forest Flächen die Standardmethode ist. Es stellte sich deshalb die Frage, ob die Unterschätzung des Stickstoffeintrags durch die Kronentraufemessung abgeschätzt werden kann. In einer internationalen Studie mit sieben Arbeitsgruppen wurden 670 Datensets zusammengetragen, die gleichzeitig Kronentraufe und Gesamtdeposition gemessen haben (Braun et al. 2022a). Darunter sind auch Messungen aus den WDB-Flächen Muri und Sagno. Abb. 111 zeigt, dass tatsächlich eine Korrektur erfolgen kann.

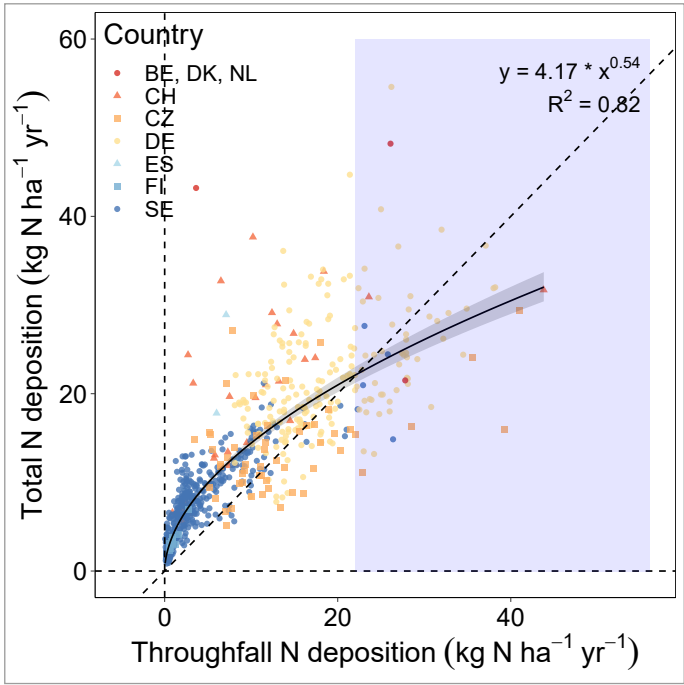


Abb. 111: Beziehung zwischen Kronentraufe und Gesamtdeposition von Stickstoff (Braun et al. 2022a).

Zeitreihen der Stickstofffracht in der Kronentraufe liegen aktuell noch für zwei Fichtenflächen vor (Abb. 112). In Sagno sind die Frachten in den letzten vier Jahren geringer, da sich der Bestand infolge Borkenkäferbefalls stark aufgelöst hat. Der Mittelwert über die gezeigte Zeitperiode beträgt aber immer noch 53 kg N ha⁻¹ a⁻¹, in Brislach liegt er bei 31 kg N ha⁻¹ a⁻¹. Eine Reduktion der Fracht in der Kronentraufe durch die Bäume ist bei Frachten in dieser Grösse nicht mehr so relevant (Abb. 111), so dass diese Zahlen etwa als Gesamtdeposition angesehen werden können. Der modellierte Eintrag für Sagno liegt bei 33, für Brislach bei 23 kg N ha⁻¹ a⁻¹.

Seit dem Jahr 2000 werden durch die Forschungsstelle für Umweltbeobachtung (FUB) Ammoniakkonzentrationen bei einigen WDB-Flächen gemessen. Wie Abb. 113 zeigt, sind die Konzentrationen in dieser Zeit stabil geblieben. Wenn diese Konzentrationen mit den von Meteotest für die Depositionskartierung verwendeten Depositionsgeschwindigkeiten (Rihm und Künzle 2019) multipliziert werden, so reichen die errechneten Depositionswerte von 2.5 bis 56 kg N ha⁻¹ a⁻¹ (Abb. 113).

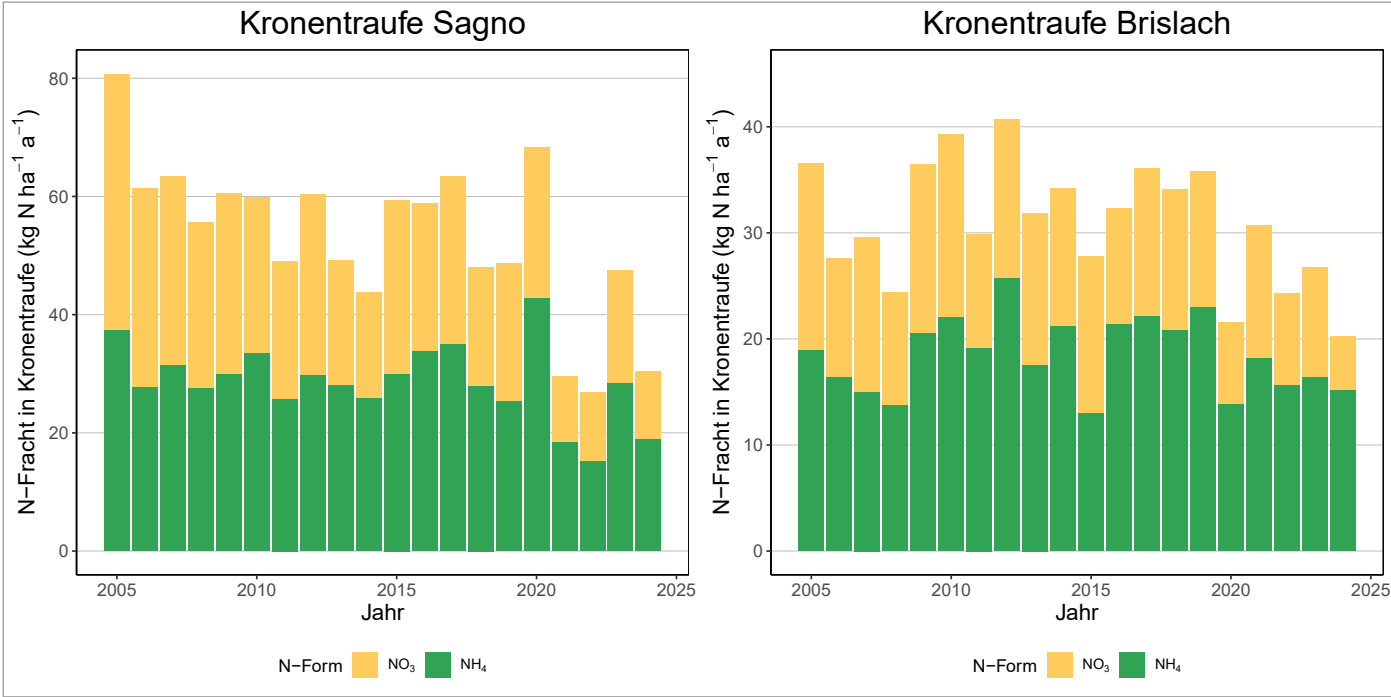


Abb. 112: Stickstofffrachten in der Kronentraufe von Sagno (TI) und Brislach (BL).

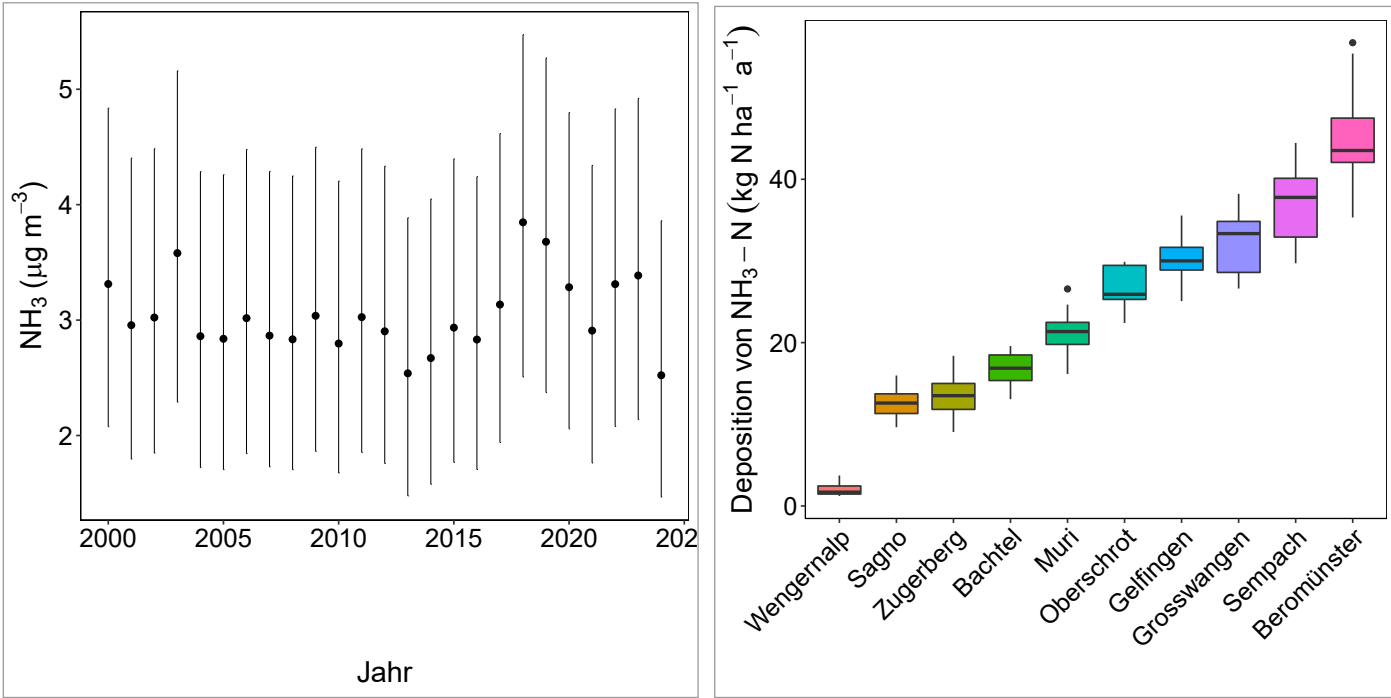


Abb. 113: Entwicklung der Ammoniakkonzentration in Flächen der interkantonalen WDB (links) und auf Stickstoffdeposition umgerechnete Ammoniakkonzentrationen an den einzelnen Standorten (rechts). Berechnet mit Depositionsgeschwindigkeiten von 18 für Laubwald und 25 für Nadelwald.

9.3 Eutrophierung

Indikatoren für eine Stickstoffsättigung sind ein tiefes C:N-Verhältnis im Auflagehumus (Gundersen et al. 2006), erhöhte N-Auswaschung (Aber et al. 2003, Dise und Wright 1995) oder eine Zunahme von nitrophilen Arten (für eine Zusammenfassung s. Bobbink et al. (2022)). Eine zusammenfassende Grafik der C:N-Verhältnisse im Auflagehumus aller bisher aufgenommenen 230 Profile zeigt, dass der Grenzwert von 25 in 86% der Profile unterschritten ist (Abb. 114).

Eine Eutrophierung der Vegetation kann bei den Brombeeren beobachtet werden (Abb. 146, Abb. 147). Während die Beziehung zwischen Stickstoffdeposition und Brombeer-

decke 2002 und 2022 im inneren Teil der Beobachtungsfläche ähnlich war, ist sie in gestörten Teilen der Beobachtungsflächen stärker geworden, mit einer Brombeerdecke von annähernd 100% bei einer N-Deposition von >40 kg N ha⁻¹ a⁻¹ (Abb. 146). Die Anwesenheit von Brennnesseln und Holunder in den Beobachtungsflächen ist ebenfalls mit der Stickstoffdeposition korreliert (Abb. 147).

Die Überschreitung der Grenzwerte für Stickstoffauswaschung nach UNECE; CLRTAP (2017) wird in Abb. 96 gezeigt. Auch dieser Indikator zeigt einen hohen Grad der Eutrophierung an.

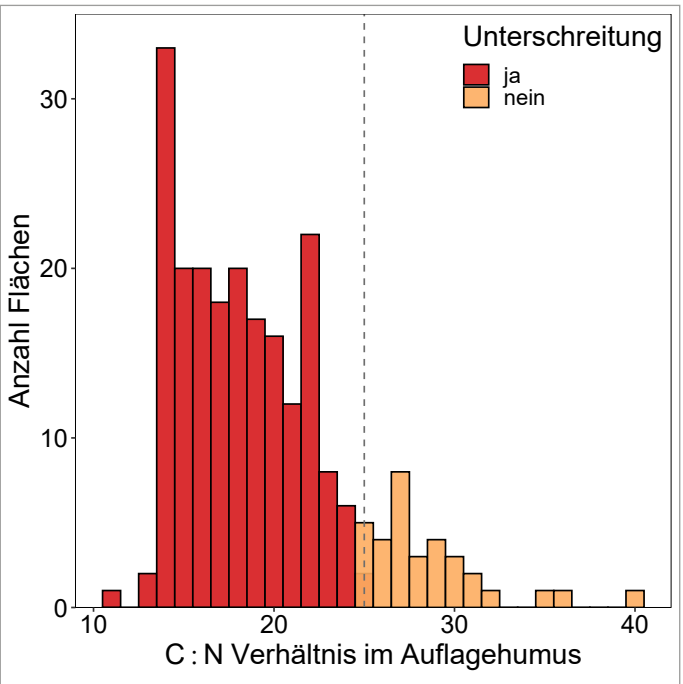


Abb. 114: C:N Verhältnis im Auflagehumus gruppiert nach dem Grenzwert von 25 für Stickstoffsättigung nach Gundersen et al. (2006).



9.4 Experimentelle Untersuchungen zum Einfluss erhöhter Stickstoffeinträge

In Hochwald (SO) und auf dem Zugerberg (ZG) werden seit 1992 junge Forstpflanzen in Blockwiederholung mit unterschiedlichen Stickstoffmengen behandelt, um den Effekt von Stickstoffeinträgen aus der Luft experimentell abzuklären. Die aktuelle Bepflanzung mit Buchen und Eichen stammt aus dem Jahr 2008.

9.4.1 Höhenwachstum

Wie in den Waldflächen führte die Stickstoffdüngung zu einem reduzierten Wachstum: In Hochwald sind die Baumhöhen bei Buchen und Eichen ab einer Düngung von 40 bzw. 80 kg N ha⁻¹ a⁻¹ vermindert (Abb. 115). Auf dem Zugerberg sind die Effekte geringer (Abb. 116).

Abb. 115: Höhenzuwachs von Buchen und Eichen in Hochwald.

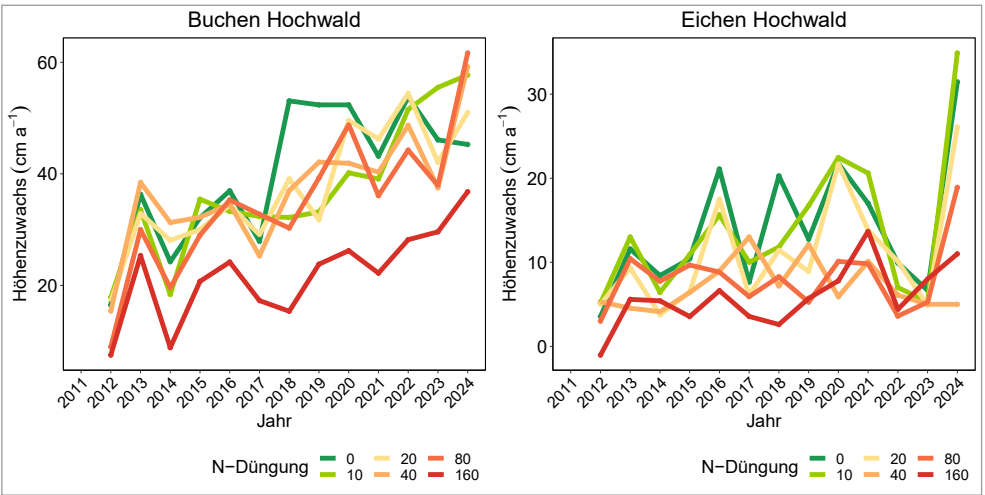
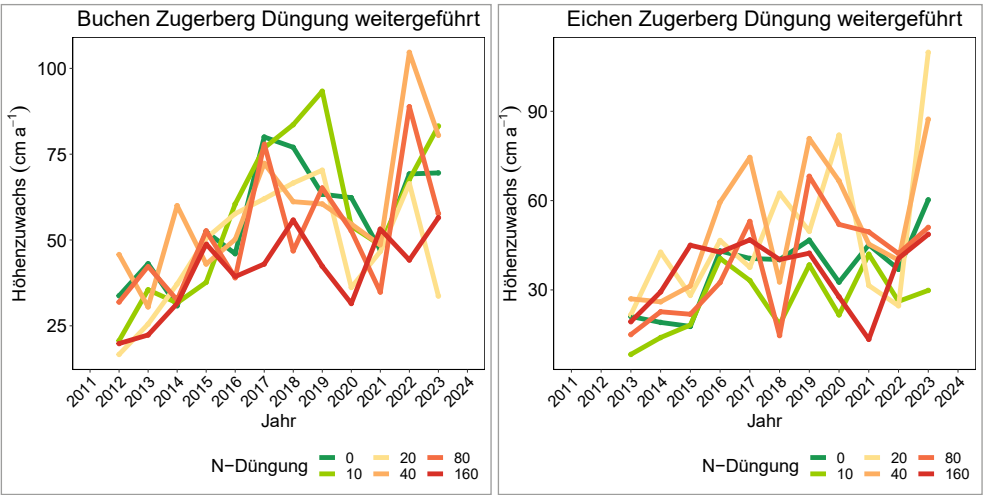


Abb. 116: Höhenzuwachs von Buchen und Eichen auf dem Zugerberg.



9.4.2 Trockenschäden, Vergilbungen und Totäste

Abb. 117 zeigt die in den letzten sieben Jahren in Hochwald an Buchen und Eichen aufgenommenen phänologischen Parameter mit einer signifikanten Beziehung zur Stickstoffdüngung. Die Abbildung zeigt Signifikanzen aus den jährlich durchgeführten Tests. Je höher die Säule, umso stärker war der Effekt. Wenn keine signifikante Beziehung gefunden wurde, fehlt die Säule. Trockenschäden waren in den Jahren 2018 und 2022 sowohl bei Buchen wie auch bei Eichen mit der Stickstoffdüngung korreliert (Abb. 119, Abb. 120). Die Trockenschäden sind stärker bei schlecht wachsenden Bäumen, wie in der Beziehung zwischen Trockenschäden und Baumhöhendifferenz bei Buchen und Eichen ersichtlich ist (Abb. 118). Der Totastanteil ist sowohl bei Buchen wie auch bei den Eichen in den Trockenjahren 2018 und 2022 mit der Stickstoffdüngung korreliert, was darauf hinweist, dass es sich bei den abgestorbenen Ästen um Äste mit Kavitation handelt.

Photobleaching bei Buchen und Vergilbungen bei Buchen und Eichen nahmen in den meisten Jahren mit zunehmender Stickstoffdüngung zu (Abb. 117, Abb. 124). Die Beziehung zwischen der Stickstoffbehandlung und der Vergilbung wurde bei Buchen und Eichen mit der Zeit stärker. Bei den Buchen ist die Beziehung der Gesamtverfärbung mit der Stickstoffdüngung seit 2019 signifikant, bei den Eichen seit 2020. Seit 2021 sind die Effekte ähnlich gross. Bei den Buchen nimmt das Photobleaching ebenfalls mit steigender N-Düngung zu, wobei die Effekte in den einzelnen Jahren unterschiedlich stark ausfallen. Nur 2020 konnte keine signifikante Beziehung mit der Stickstoffdüngung festgestellt werden.

Auch die Beziehung zwischen Vergilbung und Photobleaching bei den Buchen mit den Nährstoffkonzentrationen ist nicht in allen Jahren gleich (Abb. 123). 2018 waren sowohl Kalium als auch Phosphor mit der Vergilbung korreliert, später nur noch Kalium. Phosphor, das bei den Gipfeltrieben ein wichtiger Prädiktor für Photobleaching war, war nur gerade in einem Jahr mit Photobleaching in Hochwald korreliert. In allen getesteten Jahren war dafür Kalium signifikant. Nährstoffanalysen wurden 2018 und 2022 durchgeführt. Für die Korrelation wurden jeweils die Daten des zeitlich nächstliegenden Jahres verwendet.

Randnekrosen waren bei den Buchen im Trockenjahr, bei den Eichen 2019 und 2023, d.h. im auf die Trockenheit folgenden Jahr, mit der Stickstoffdüngung korreliert. Allerdings traten auch 2024 zahlreiche Randnekrosen auf, obwohl 2024 ein eher feuchtes Jahr war (Abb. 121). Diese Symptome unterscheiden sich von den direkten Trockenschäden wie in Abb. 120, aber sie sind mit den Trockenschäden von 2022 und dem Totastanteil von 2023 korreliert (Abb. 122). Die Randnekrosen von 2023 waren zudem stärker, wenn die K-Ernährung schlecht war. Die Daten legen nahe, dass es sich um einen Lag-Effekt der Trockenheit handelt, wie er bei den ausgewachsenen Waldbäumen durch Korrelation von starker Kronenverlichtung und Mortalität mit der Trockenheit mehrerer Vorjahre gefunden wurde. Hier sind es ebenfalls zwei Vorjahre.

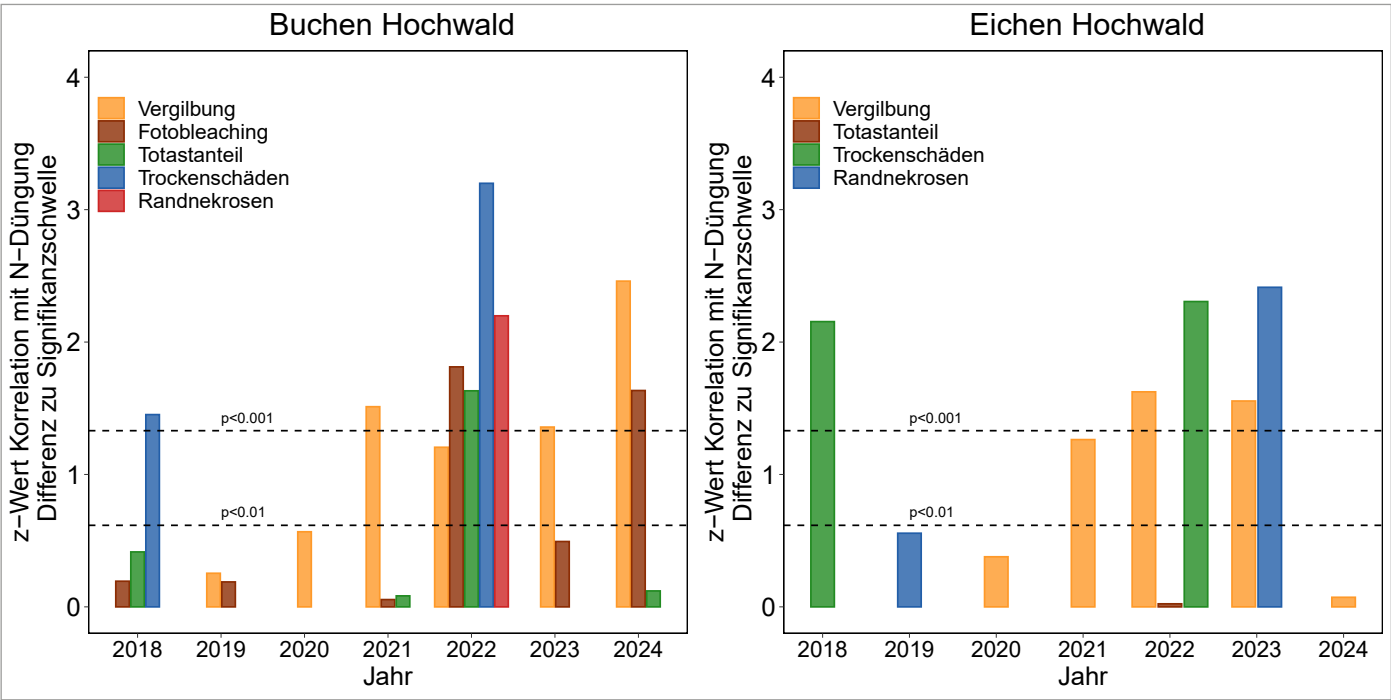


Abb. 117: Entwicklung des Stickstoffeffektes auf verschiedene phänologische Parameter. Indikatorwerte für die Güte der Regression (Differenz der Z-Werte aus statistischen Test und der Signifikanzschwelle von 1.96) für die Beziehung mit der N-Düngung. Links: Buchen, rechts: Eichen. Die Signifikanzniveaus für $p<0.01$ und $p<0.001$ sind als gestrichelte Linien eingezeichnet.

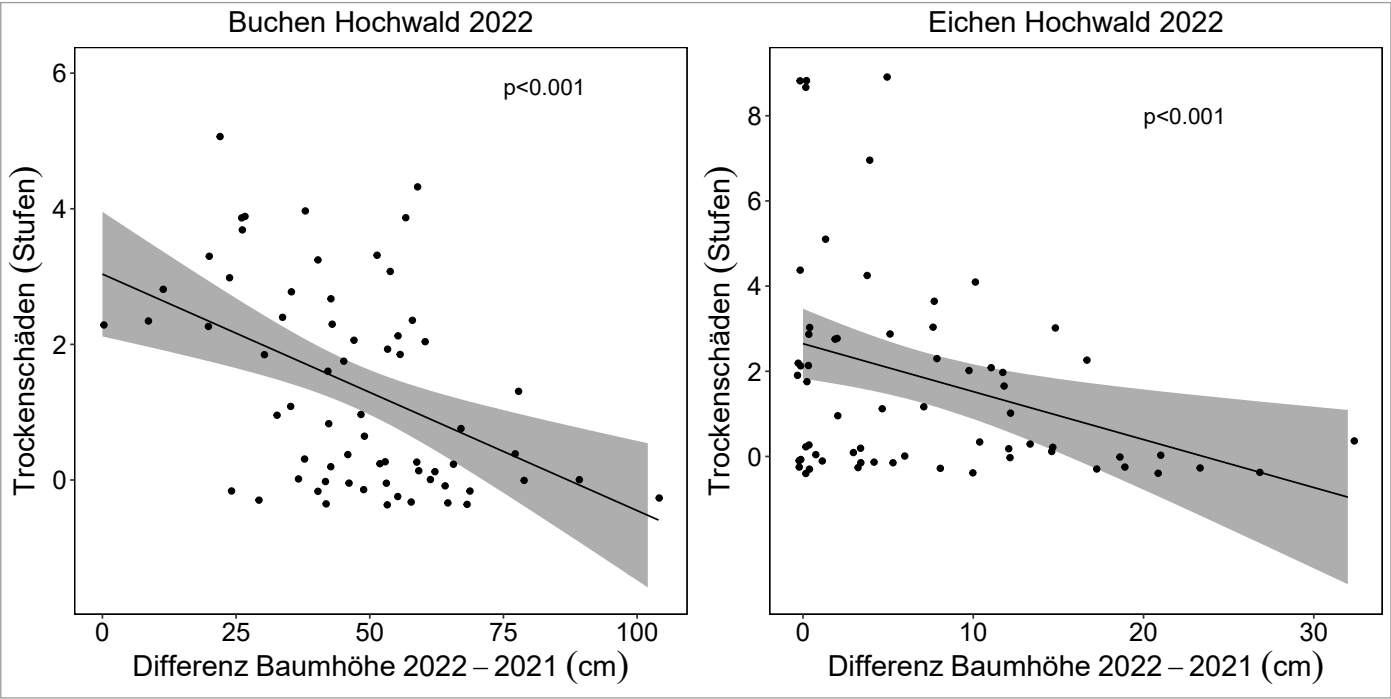


Abb. 118: Trockenschäden an Buchen und Eichen in Beziehung zum Höhenwachstum 2022 (Differenz Baumhöhe 2022-2021).

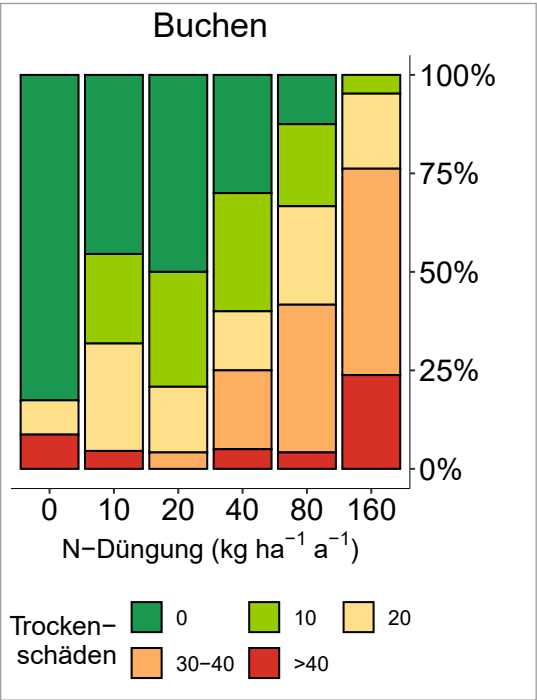


Abb. 119: Trockenschäden an Buchen. Mittelwert der 2018 und 2022 beobachteten Schäden in Prozent. Beziehung mit der N-Düngung signifikant mit $p<0.001$.

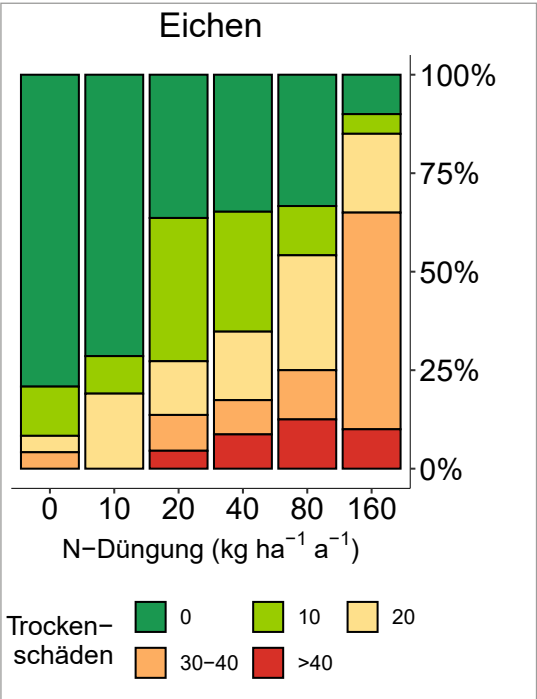


Abb. 120: Trockenschäden an Eichen. Mittelwert der 2018 und 2022 beobachteten Schäden in Prozent. Beziehung mit der N-Düngung signifikant mit $p<0.001$.



Abb. 121: Randnekrosen an Eichen in Hochwald 2024.

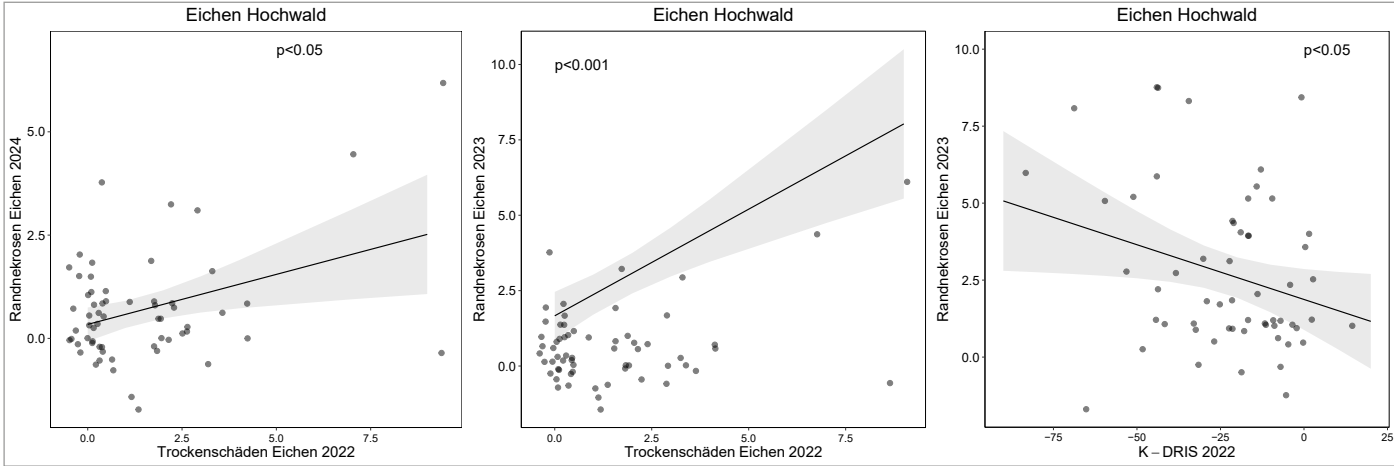


Abb. 122: Erklärende Variablen der Randnekrosen an Eichen in Hochwald 2023 und 2024.

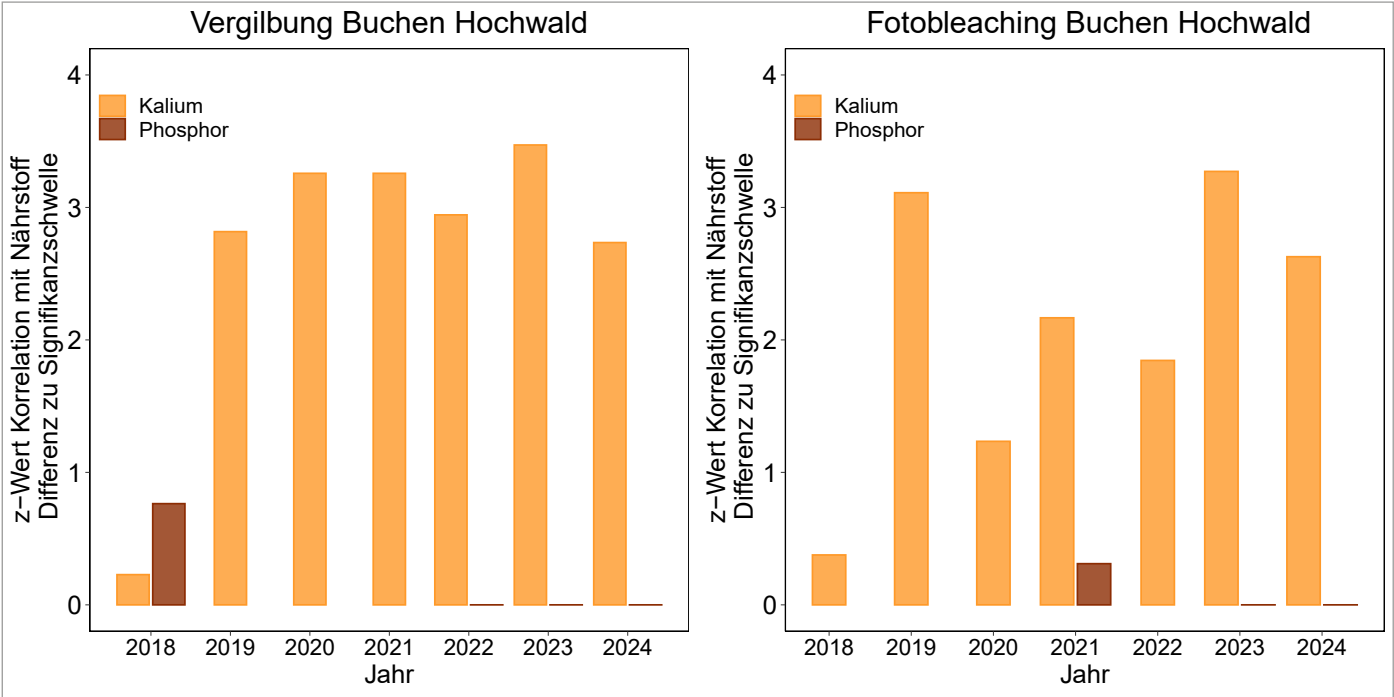


Abb. 123: Signifikante Beziehungen der Vergilbung (links) und des Photobleachings (rechts) von Buchen mit K und P Indikatorwerte für die Güte der Regression (Differenz der Z-Werte aus statistischen Test und der Signifikanzschwelle von 1.96) für die Beziehung mit dem entsprechenden Nährstoff.

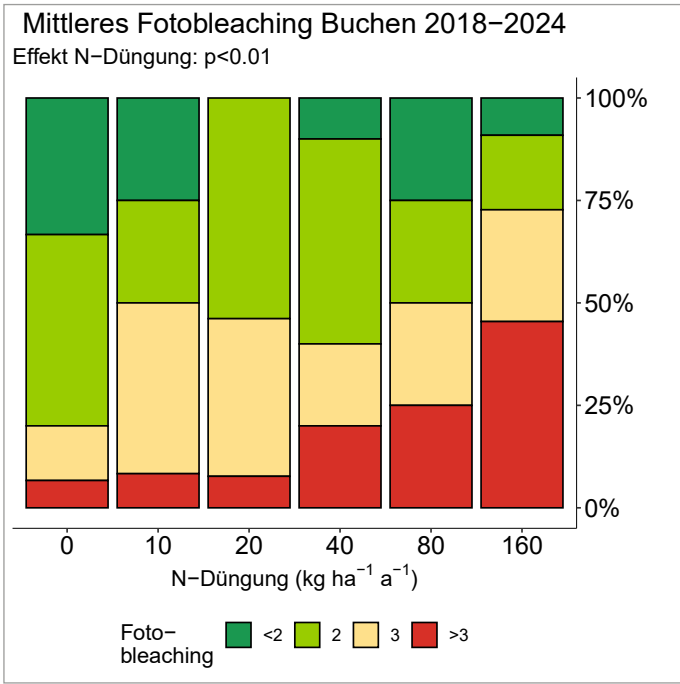


Abb. 124: Mittleres Photobleaching an Buchen in Hochwald 2018–2024.



9.4.3 Aktive Leitgefäße

Auf Grund der massiven Trockenschäden im Stickstoffversuch Hochwald im Jahr 2022, die mit zunehmender Stickstoffdüngung stärker waren, stellte sich die Frage, in wie weit das auch für die aktuelle Kavitation gilt. Die Safraninfärbung der aktiven Leitgefäße wurde bereits 2019 an den Gipfeltrieben von ausgewachsenen Buchen zum

Nachweis von Kavitationen verwendet (Braun et al. 2021). Im Rahmen einer Bachelorarbeit durch Mareike Przemus, Forstliche Hochschule Eberswalde, wurde versucht, dieselbe Methode beim Stickstoffversuch Hochwald anzuwenden (Przemus 2024).



Abb. 125: Ernte von Ästen für die Kavitationsmessung in Hochwald 2023 und Safraninfärbung im Labor von zwei Buchenastabschnitten.

Bei den Buchen war die Anzahl aktiver Leitgefäße unterschiedlich je nach Stickstoffgabe. Diese sind ab einer N-Gabe von 10 kg N ha⁻¹ a⁻¹ signifikant reduziert. Die höchste Reduktion der Leitgefäße zeigt sich bei 160 kg N ha⁻¹ a⁻¹ (Abb. 126). Die Zahl aktiver Leitgefäße war zudem reduziert, wenn die K-Ernährung nicht im Gleichgewicht war (als DRIS-Index von K, vgl. Kap. 4.3), gemessen in den Blättern von 2022. Zudem bestand eine Beziehung mit der im

Jahr 2023 aufgenommenen Blattverfärbung. Die Fläche der aktiven Leitgefäße war umso geringer, je tiefer die Kaliumversorgung (DRIS K) war. Auch Blattverfärbungen waren stärker, wenn der Anteil der aktiven Leitgefäße vermindert war (Abb. 127). Letzteres könnte ein Zeichen von „drought starvation“ sein, das „Aushungern“ von Blättern infolge geschlossener Stomata durch Trockenheit.

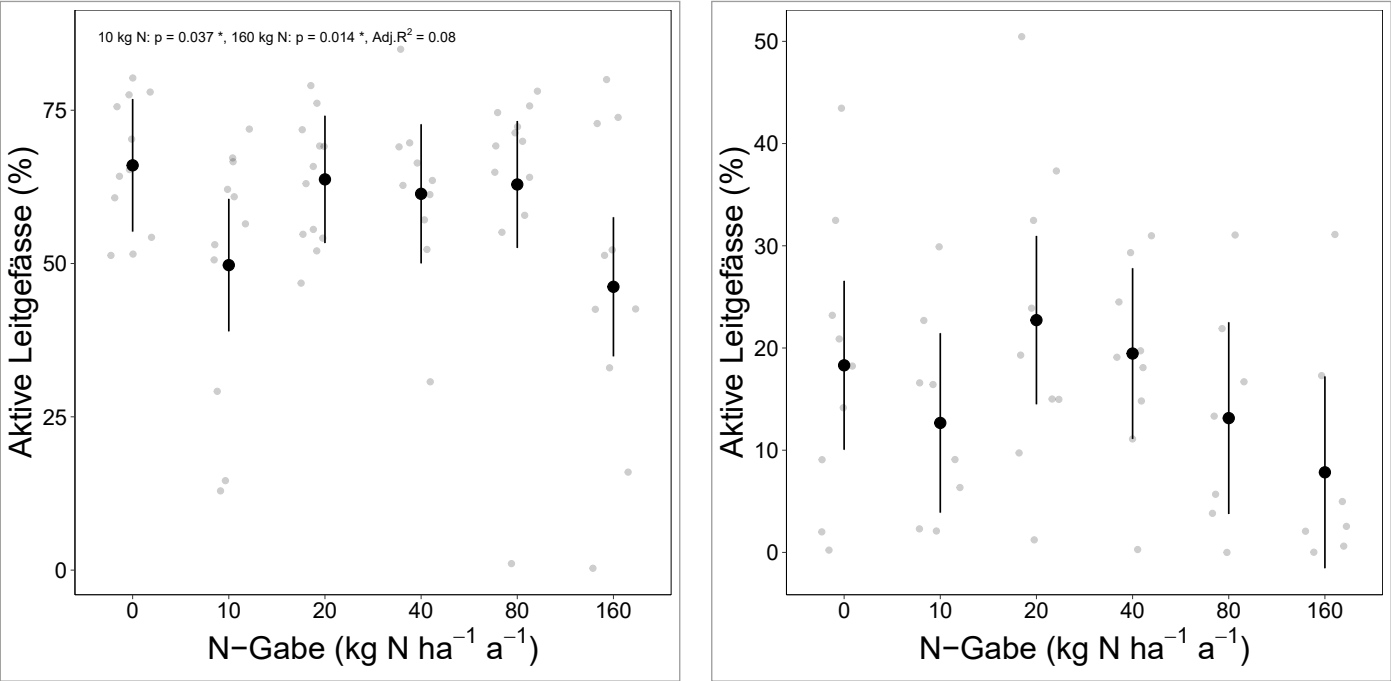


Abb. 126: Beziehung zwischen Stickstoffdüngung und dem Anteil der aktiven Leitgefäße bei Buchen (links) und Eichen (rechts) in Hochwald.

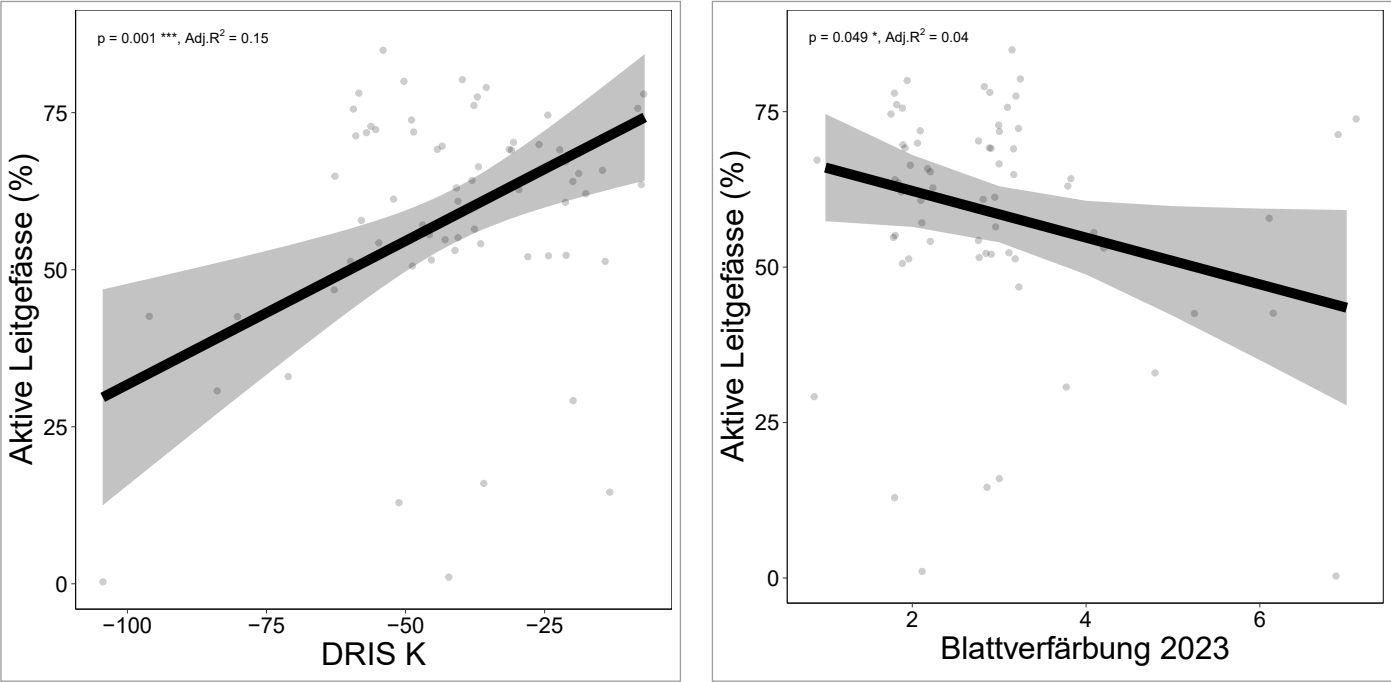


Abb. 127: Beziehung zwischen den aktiven Leitgefäßen bei Buchen in Hochwald mit der Kaliumversorgung (DRIS K) gemessen 2022 und 2023 aufgenommenen Blattverfärbungen.

Bei den Eichen waren die aktiven Leitgefäße nicht signifikant mit den N-Gaben korreliert, die Trends waren jedoch dieselben wie bei den Buchen (Abb. 126), mit einer tieferen Anzahl an aktiven Leitgefäßen bei einer N-Gabe von 10 und bei 80 und 160 kg N ha⁻¹ a⁻¹. Bei Phosphormangel (DRIS P) und mehr Blattverfärbungen waren die Leitgefäße stärker mit Luft gefüllt (Abb. 128). Im Unterschied zu den Buchen zeigten die Astquerschnitte der Eichen bei 5 cm Abstand von der Einleitungsstelle mehr Korrelationen zu Nährstoffen und phänologischen Beobachtungen.

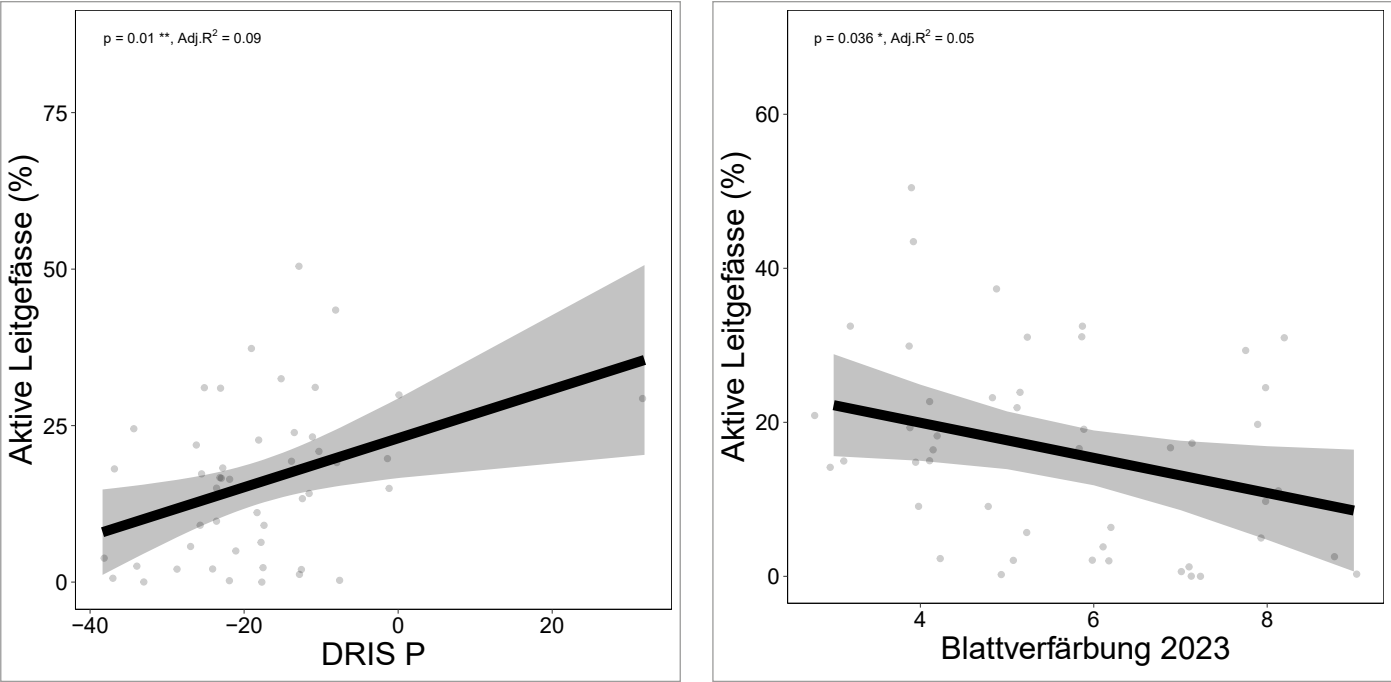


Abb. 128: Beziehung zwischen den aktiven Leitgefäßen bei Eichen in Hochwald und Phosphormangel (DRIS P) gemessen 2022 und 2023 aufgenommenen Blattverfärbungen.

10 Phytopathologische Untersuchungen

10.1 Schleimfluss-Symptome an Buchen und Eichen

Auf den Beobachtungsflächen wird seit 2020 der Schleimfluss am Stamm von Buchen und Eichen wieder systematisch überprüft. In den Jahren 1984-1988 wurde

dies bereits gemacht, in den Jahren dazwischen wurden sporadisch Beobachtungen gemacht, da praktisch kein Schleimfluss mehr sichtbar war.

10.1.1 Schleimfluss-Symptome an Buchen

Schleimflusssymptome wurden 2024 an 122 Buchen in 30 Flächen gefunden. Dies ist eine Steigerung um das zwölfwache im Vergleich zu 2022, in welchem 10 Buchen in 6 Flächen gefunden wurden. Auffallend ist die Häufung in den Kantonen BL, BS und JU sowie auf der Fläche Sagno (TI). Zum Teil sind die Symptome sehr stark (Abb. 131).

Betroffen sind nicht nur stark geschädigte Buchen, sondern auch noch vitale Bäume (Abb. 132). Die Häufung seit 2020 ist wohl auf eine kumulierte Wirkung der Trockenheitsereignisse seit 2018 zurückzuführen.

Schleimfluss bei Buchen ist kein neues Phänomen, wenn die gesamte Datenreihe der Walddauerbeobachtung angeschaut wird. In den 1980er Jahren, zur Zeit der Waldsterbensdiskussion, waren Buchen mit Schleimfluss (= Buchenrindennekrose) noch häufiger als heute. Damals trat der Schleimfluss meist in Zusammenhang mit der Buchenwollschildlaus *Cryptococcus fagisuga* auf, der eine Rolle bei der mechanischen Vorbeschädigung der Rinde für die nachfolgende Infektion mit dem Pilz *Neonectria coccinea* zugeschrieben wurde (Abb. 129). Buchenrindennekrose und Wollausbefall wurden schon von Schindler (1951) als Folge der Trockenheit Ende der 40er Jahre beschrieben.

In der Auswertung von Windschäden in der Interkantonalen Walddauerbeobachtung bis 2022 (Braun et al. 2023b) wurde unter anderem gezeigt, dass bei Buchen mit Schleimfluss die Widerstandsfähigkeit gegenüber Stammbruch stark abnimmt. So wird Stammbruch und Mortalität bei Buchen mit Schleimfluss 4-mal häufiger beobachtet.



Abb. 129: Buchenstamm in Riehen 1984 mit starkem Befall mit der Buchenwollschildlaus und Schleimfluss.



Abb. 130: Links: Buche in MuttENZ oben (BL) 2019 mit Stammbruch und Schleimflussflecken. Rechts: Buche in Sissach 2023 mit Schleimflusssymptomen. Die Schleimflussflecken an Buchen sind Zeichen eines Befalls mit Schwächeparasiten.



Abb. 131: Starker Schleimfluss an Buche (Bettingen BS, 11.7.24).

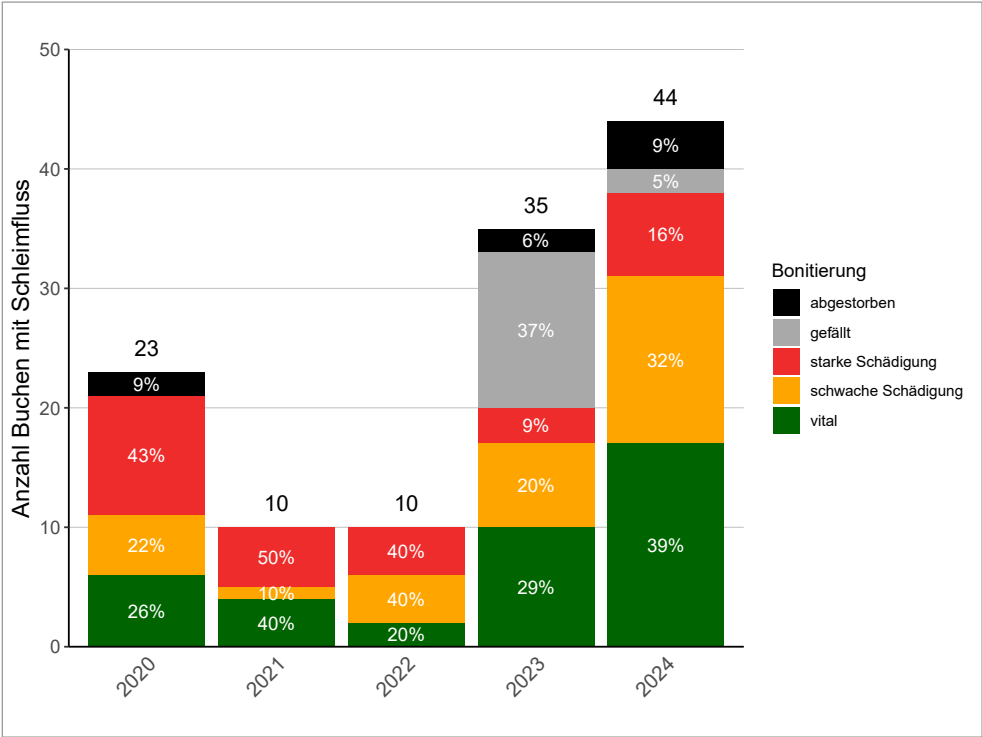


Abb. 132: Anzahl Buchen mit Schleimfluss ab 2020 aufgeteilt nach der bonitierten Kronverlichtung und dem Baumschicksal.

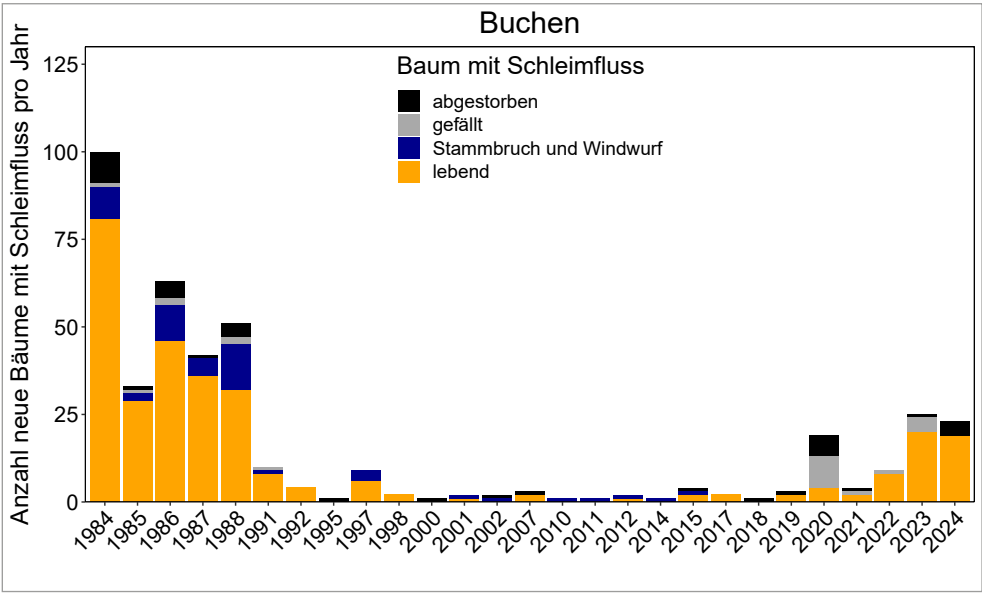


Abb. 133: Anzahl neuer Buchen mit Schleimfluss pro Jahr. Gefällte Bäume = Zwangsnutzungen ohne Durchforstung.

10.1.2 Schleimfluss an Eichen

Akutes Eichensterben (AOD)

Auch an den Eichen wurde vermehrt Schleimfluss beobachtet (Abb. 135). Diese Entwicklung hängt mit dem Auftreten einer neuen Komplexkrankheit zusammen, dem akuten Eichensterben (acute oak decline, AOD). Das akute Eichensterben wurde erstmals 2008 in England identifiziert (Forest Research 2022). Typische Symptome dieser Krankheit sind die nässenden dunklen Stammläsionen. Dieser Schleimfluss tritt aus Rissen in der Rinde aus und läuft dann den Stamm hinunter (Abb. 134). Darunter liegt meist nekrotisches Gewebe.

Aktuell treten vermehrt Meldungen mit neuen Nachweisen aus anderen Ländern auf (z.B. DE: Wenzel et al. (2024), AT: Hoch und Cech (2021), CZ: Macháčová et al. (2022), IT: Carluccio et al. (2024), Iran: Moradi-Amirabad et al. (2019)) und seit 2017 auch in der Schweiz (Auf der Maur et al. 2021).

10.1.3 AOD-Bakterien

In den Proben aus den Stammläsionen konnten 4 Bakterienarten isoliert und durch Pathogenitätsversuche an Baumstämmen (Denman et al. 2018) mit AOD in Verbindung gebracht werden (Maddock et al. 2023). Primär wurden die zwei Bakterienarten *Gibbsiella quercinecans* und *Brenneria goodwinii* mit der Entstehung der Stammläsionen identifiziert und zu einem kleineren Teil *Rahnella victoriana* und *Lonsdalea britannica* (Crampton et al. 2020). Es kann davon ausgegangen werden, dass die Bakterien weit verbreitet sind, da sie auch in Beständen ohne Symptome gefunden wurden (Gathercole et al. 2021).

Ein starker Befall mit diesen Pathogenen beeinträchtigt die Vitalität der Eichen und kann auch zum Absterben führen. Wie rasch sich AOD ausbreiten kann und wie schnell die Krankheit zum Absterben führt, ist noch ungeklärt. Studien aus England zeigen, dass akute AOD Verläufe innerhalb von wenigen Jahren (3-5) zum Absterben führen können (Denman et al. 2014, Brown et al. 2018).

Des Weiteren besteht ein Zusammenhang zwischen dem Auftreten von Schleimflusssymptomen und der Anwesenheit des Eichenprachtkäfers. Aktuelle Auswertungen zeigen, dass vor allem die Kombination von AOD und einem Befall mit dem Eichenprachtkäfer zu einer stark erhöhten Mortalität führt (Brown AOD Meeting 2023, UK).

Neben dem Eichenprachtkäfer gelten auch folgende Stressfaktoren als begünstigend für einen AOD Befall (Brown und Courtin 2018, Macháčová et al. 2022):

- **Hohe Stickstoffdepositionen**, welche zu einer unausgewogenen Ernährung führen (Braun et al. 2020)
- **Trockenheit** und **Hitzeperioden**, welche durch den Klimawandel verstärkt werden
- Starke **Frostschäden**
- **Bodenverdichtung**
- **Frassschädigung** durch weitere Insekten

Zu den wichtigsten Massnahmen zählt ein gut angelegtes Monitoring und der Nachweis von AOD bei Verdachtsfällen. In Zusammenarbeit mit den zuständigen kantonalen Behörden sollen bei einem bestätigten Verdachtsfall die notwendigen Massnahmen koordiniert werden.

Verwechslungsmöglichkeiten mit SOD

Der plötzliche Eichentod (sudden oak death SOD) ist eine Krankheit, welche seit 1995 in den USA grassiert. Auslöser ist ein pilzähnlicher Mikroorganismus *Phytophthora ramorum* (Auf der Maur et al. 2021). Dieser wird in der Schweiz als Quarantäneorganismus eingestuft. Nachgewiesen wurde dieser bislang vor allem in Baumschulen.



Abb. 134: Symptome von AOD an einer Eiche in der Fläche MuttENZ (BL) (links) am 25.09.23. Spuren des Eichenprachtkäfers Agrilus biguttatus an einer Eiche in der Fläche Sissach am 31.08.23.

Abb. 135: Auftreten von Eichen mit Schleimflusssymptomen in der interkantonalen Walddauerbeobachtung WDB.

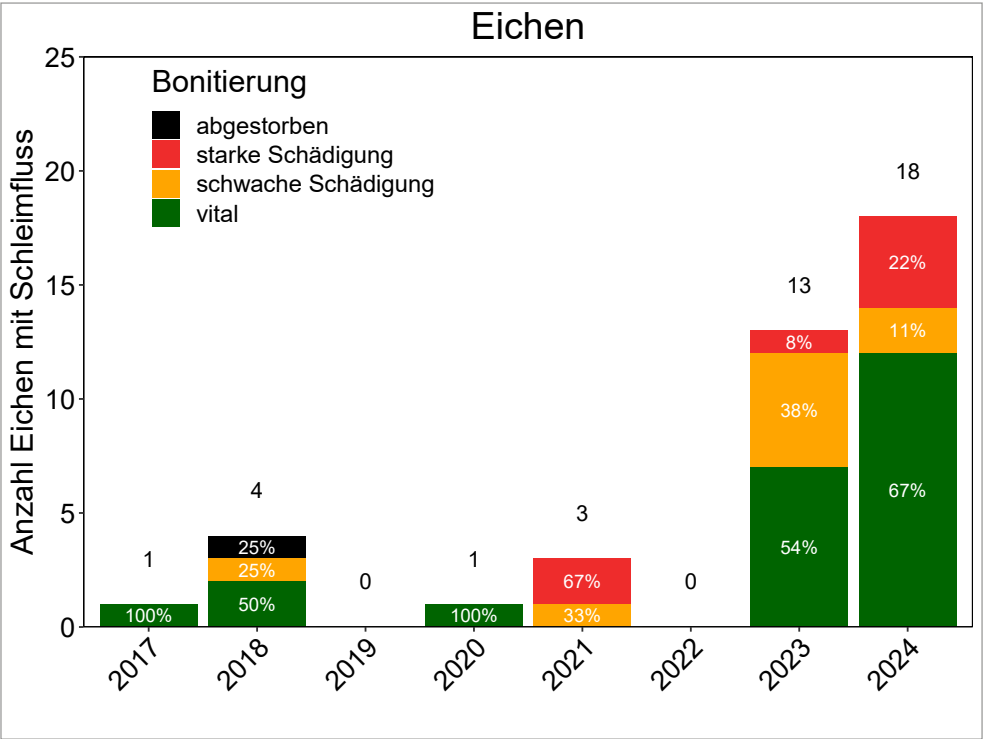




Abb. 136: AOD Beprobung an einer Eiche in Bubendorf Wildenstein (BL).

Zweipunktiger Eichenprachtkäfer (*Agrilus biguttatus*)

Bis vor kurzem galt diese Prachtkäferart, welche hauptsächlich Eichen befällt, als eher selten in Europa. Nun wird er, begünstigt durch die wärmeren Temperaturen, immer häufiger gesichtet, dies vor allem an geschwächten Bäu-

men, welche unter AOD leiden. Die Generationszeit dauert 1-2 Jahre je nach Witterung und Temperatur. Die Larven überwintern zusammengefaltet unter der Rinde, relativ nahe an der Oberfläche (*Brown et al. 2015*). Für das Erkennen im Feld wichtig sind die D-förmigen Ausfluglöcher der adulten Käfer, welche im Frühling ausschwärmen (*Abb. 137*).



Abb. 137: Der zweipunktige Eichenprachtkäfer (*Agrilus biguttatus*) lebt hauptsächlich in Eichen und ist ein wärmeliebendes Insekt, dessen Anzahl in den letzten Jahren zugenommen hat. Er tritt in Kombination mit dem AOD auf. Die Frasstätigkeit seiner Larven kann das Absterben von Eichen beschleunigen. Die Ausfluglöcher sind meist D-Förmig und 2-4 mm gross. Bilder aus England von *Brown et al. (2015)*.

Pilotprojekt mit dem Amt für Wald beider Basel

Im Auftrag vom Amt für Wald beider Basel, Abteilung Waldschutz & Waldgesundheit, werde seit 2022 Eichen mit AOD-Symptomen in den Kantonen BL und BS systematisch untersucht. Das laufende Pilotprojekt in 20 Waldflächen soll Auskunft über die Ausbreitung der AOD-Symptome in den Wäldern von BL und BS geben und Entscheidungsgrundlagen liefern für befallene Bäume. Erste Handlungsempfehlungen auf Grundlage des aktuellen Standes des Wissen über die Krankheit wurden zusammen mit dem Amt für Wald beider Basel an einem Workshop der Waldschutzdienst Beauftragten von BL und BS in einem Faktenblatt erarbeitet (*Tresch et al. 2023a*).

Es gibt noch einige ungeklärte Fragen in Bezug zu AOD, da die Dynamik und Verbreitungsmechanismen noch nicht vollständig verstanden sind. Offen bleibt, wie schnell betroffene Eichen absterben und welche Rolle der Eichenprachtkäfer dabei spielt. Erste Hinweise deuten darauf hin, dass sich manche Bäume unter bestimmten Bedingungen erholen können, doch hierfür sind weitere Untersuchungen erforderlich. Der mögliche Einsatz von Nützlingen wie Bakteriophagen zur Eindämmung der Krankheit erfordert eine enge internationale Zusammenarbeit. Eine kontinuierliche Überwachung ist essenziell, um langfristige Entwicklungen besser zu verstehen und gezielte Gegenmaßnahmen ableiten zu können.



Abb. 138: Schleimflussflecken an einer Eiche in Binningen (BL) inklusive Beprobung am 31.01.2023).



11 Vegetation und Pflanzensoziologie

11.1 Pflanzensoziologische Aufnahmen

Die pflanzensoziologischen Aufnahmen werden im Programm der Interkantonalen Walddauerbeobachtung in einem Turnus von ca. 12 Jahren erhoben. Sie wurden erstmals bei der Einrichtung einer Beobachtungsfläche auf 1-3 Transekten (ca. 10x10m) zwischen vier nummerierten Bäumen durchgeführt. Die ersten Wiederholungen fanden in den Jahren 2003-2009 statt. Zwischen 2013 und 2017 wurden weitere Flächen in die WDB aufgenommen. Die jüngste Wiederholung der Aufnahmen wurde zwischen 2021 und 2024 durch Thomas Burger vom Büro Sieber & Liechi durchgeführt. Er hat bereits von 2003-2009 und 2013-2017 die Vegetation aufgenommen. Diese regelmässige Dokumentation der Vegetation dient dazu, schleichende Veränderungen in der Pflanzensoziologie und somit auch in den Waldgesellschaften erkennen zu können. Anhand weiterer Informationen zum Standort (Bodenchemie, Klima, Bestandesstruktur, Einträge von Luftschadstoffen) können auch Ursachen für die festgestellten Veränderungen abgeleitet werden.

Für die nachstehenden Auswertungen liegen total 700 Vegetationsaufnahmen (Transekte) vor, welche über vier Zeiträume von 1984-2024 aufgenommen wurden (Tab. 8). Zehn im Zeitraum 4 stark gestörte Transekte wurden aus dem Datenset entfernt. In den vier Zeiträumen wurden 34 Beobachtungsflächen einmalig, 112 Standorte zweimal und 52 Standorte dreimal aufgenommen. Die Aufnahmen erfolgten nach dem Standard von Braun-Blanquet (1964), die Deckungsgrade wurden für die Auswertungen nach Tremp (2005) übersetzt (Tab. 9). Den einzelnen Arten wurden die Zeigerwerte nach Landolt (1977) und Landolt et al. (2010) in einer Skala von 1-5 zugewiesen, welche in einem zweiten Schritt als gewichteter Wert pro Transekt berechnet wurden. Bei der Gewichtung werden neben den Zeigerwerten der einzelnen Arten auch deren Deckungsgrade berücksichtigt (Dierschke 1994, Tremp 2005).

Zeitraum	1	2	3	4
Jahr	1984-1989	2003-2009	2013-2017	2021-2024
Anzahl Aufnahmen	197	197	99	207
Bemerkungen	Erstaufnahmen	Wiederholungsaufnahmen und Erweiterung der WDB	Erweiterung der WDB	Wiederholungsaufnahmen

Tab. 8: Zeiträume der pflanzensoziologischen Aufnahmen.

Symbol	Individuenzahl	Deckung	Übersetzung (%)
r	selten, ein Exemplar	deutlich unter 1%	0.1
+	wenige (2 bis 5) Exemplare	bis 1%	0.2
1	viele (6 bis 50) Exemplare	bis 5%	3
2	sehr viele (über 50) Exemplare	5-25%	15
3	beliebig	26-50%	37.5
4	beliebig	51-75%	62.5
5	beliebig	76-100%	87.5

Tab. 9: Übersetzung der Deckungsgradsymbole nach Tremp (2005).

11.1.1 Statistik

Die Daten wurden mit einem gemischten linearen Regressionsmodell (R-package lmer) ausgewertet. Geprüft wurde die Beziehung mit der N-Deposition (als modellierte Gesamtdeposition im Aufnahmejahr), Basensättigung im Oberboden bis 40 cm Tiefe (Mittelwert der gemessenen Basensättigung von 2010 bis 2017) sowie der Anteil Nadelholz in den Beständen auf die gewichteten Zeigerwerte, den Artenreichtum und die Artenver-

teilung. Um die Mehrfachaufnahmen innerhalb der einzelnen Flächen zu berücksichtigen und die unterschiedliche zeitliche Abdeckung der Flächen abzudecken, wurde der Standort als Random-Variable im Modell berücksichtigt. Für die Entwicklung über die Zeit wurde das Jahr der Aufnahmen als kontinuierliche Variable einbezogen, für einige Auswertungen über das ganze Datenset als Random.

$$GewichteterZeigerwertX = \frac{\sum_{i=1}^n f_i * Z_i}{\sum_{i=1}^n f_i}$$

Z = Zeigerwert der i-ten Art in der Vegetationsaufnahme
f = Gewichtungsfaktor (Deckungsgrad dieser Art)

11.2 Entwicklung der Zeigerwerte

11.2.1 Nährstoffanzeiger

Die Nährstoffzahlen nach Landolt (1977) und Landolt et al. (2010) gehen von 1 (extreme Nährstoffarmut) bis 5 (extrem nährstoffreich, Eutrophierung) und können im Kontext von stickstoffarm zu stickstoffreich angesehen und interpretiert werden. Die Auswertungen zeigen eine Korrelation der Nährstoffzeigerwerte mit der N-Deposition (Abb. 139 A), was bedeutet, dass bei zunehmender N-Deposition auch der Anteil der Nährstoffzeiger in der Vegetation zunimmt. Die Basensättigung ist ebenfalls positiv korreliert (Abb. 139 B). Ein Anstieg der Basensättigung bedeutet somit eine deutliche Zunahme der Nährstoffzeiger. Dies ist möglicherweise ein Hinweis darauf, dass neben dem Stickstoff auch weitere Nährstoffe durch die Vegetation abgebil-

det sind und eine höhere Basensättigung allgemein mehr Nährstoffe bedeutet. Eigentlich ist die Basensättigung bei hoher Stickstoffdeposition aus bodenchemischen Gründen tiefer. Es gibt auch eine Beziehung zwischen Nährstoffzeigerwerten und Nadelholzanteil. Bei einem Nadelholzanteil von rund 30% sinkt der gewichtete Nährstoffzeigerwert deutlich (Abb. 139 C). Das könnte darauf zurückzuführen sein, dass der Nadelholzanteil die Basensättigung negativ beeinflusst. Über die Zeit haben die gewichteten Nährstoffzeigerwerte leicht zugenommen (Abb. 139 D). Diese Beziehung ist hoch signifikant und kann als zunehmende Stickstoffsättigung interpretiert werden.

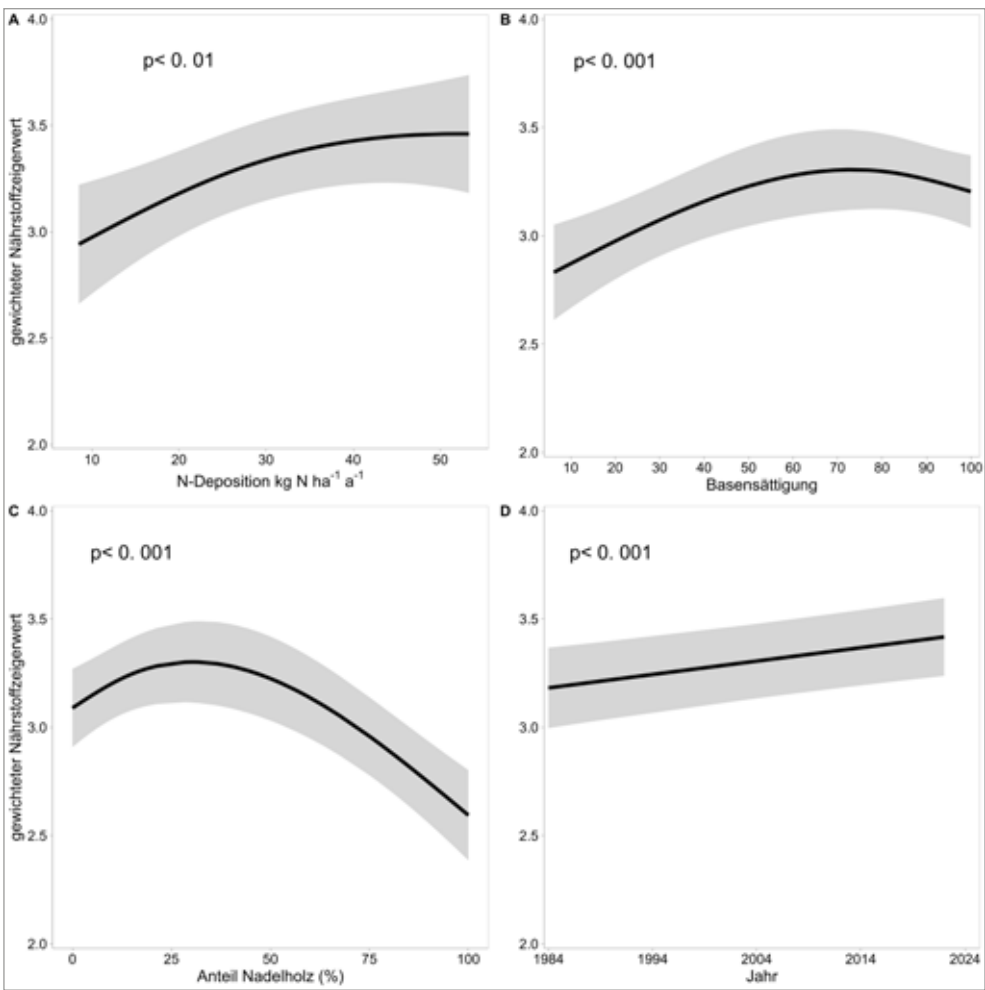


Abb. 139: Beziehungen der gewichteten Nährstoffzeigerwerten mit verschiedenen Parametern.

11.2.2 Reaktionszahl

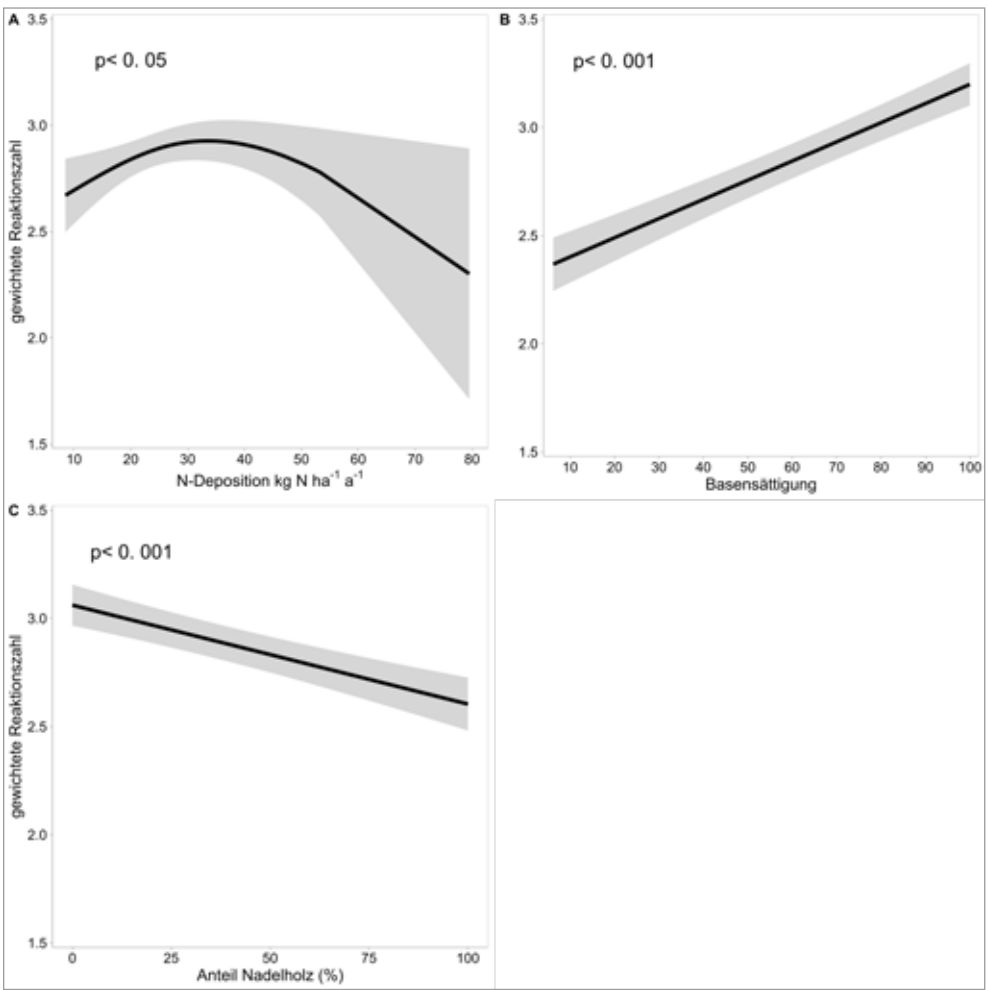
Die Reaktionszahl lässt sich in Boden-pH übersetzen, wobei die "range" pro Zeigerwert relativ weit gefasst ist (Tab. 10). Die Auswertungen zeigen eine nicht-lineare Beziehung der Reaktionszahl zur N-Deposition, was bedeutet, dass die Reaktionszahl bis ca. 30 kg N ha⁻¹ a⁻¹ leicht zunimmt, danach jedoch stärker abfällt (Abb. 140 A). Sinngemäss zur Definition ist die Basensättigung im Boden positiv mit der

Reaktionszahl korreliert (Abb. 140 B). Mit zunehmendem Nadelholzanteil sinkt die gewichtete Reaktionszahl, es wird sauer. Diese Beziehung ist ebenfalls deutlich und hoch signifikant (Abb. 140 C). Ein hoher Nadelholzanteil wirkt auf den Boden entweder direkt versauernd oder über eine Erhöhung der N-Deposition (vgl. Kap. 6).

Reaktionszahl	Bezeichnung	Beschreibung
1	Starksäurezeiger	pH-Wert zwischen 2.5 und 5.5
2	Säurezeiger	pH-Wert zwischen 3.5 und 6.5
3	Mässigsäure- bis Neutralitätszeiger	pH-Wert zwischen 4.5 und 7.5
4	Neutralitätszeiger	pH-Wert zwischen 5.5 und 8.5
5	Kalkzeiger	pH-Wert zwischen 6.5 und 8.5

Tab. 10: Übersetzung der Reaktionszahlen, nach Landolt et al. (2010).

Abb. 140: Beziehungen der gewichteten Reaktionszahlen mit verschiedenen Parametern.



11.2.3 Entwicklung des Artenreichtums und der Artverteilung

Um Aussagen über die Entwicklung des Artenreichtums (α -Diversität) machen zu können, wurde der Shannon-Wiener-Index pro Transekt berechnet (*Tab. 11*). Die Übersetzung der Shannon-Werte zu Artenreichtum ist für die Bewertung von Vegetationsaufnahmen im Wald eher etwas konservativ. Ihre Einteilung steht eher im Kontext von Aufnahmen im Offenland, wo aufgrund der Lichtverhältnisse ein höherer Artenreichtum erwartet werden kann.

Tab. 11: Artenreichtum nach Shannon-Wiener-Index.

Shannon	Artenreichtum
<1	gering
bis 1.5	niedrig
>2	hoch

$$Shannon - Wiener - Index H' = - \sum_{i=1}^S p_i \ln(p_i)$$

$$p_i = \frac{n_i}{N}$$

$$Evenness E = \frac{H'}{H_{\max}}$$

$$H_{\max} = \ln s$$

Neben dem Artenreichtum ist auch der Grad der Gleichverteilung von Arten ein wichtiger Indikator, welcher über die Evenness ausgedrückt wird. Die Skala geht von 0-1, wobei 1 für maximale Gleichverteilung steht und Werte je näher Null eine ungleiche Verteilung zwischen den vorhandenen Arten bedeuten.

Der Shannon-Wiener-Index und die Evenness müssen gemeinsam betrachtet werden, da viele Arten einen hohen Shannon-Index ergeben, jedoch noch nicht ersichtlich ist, ob die Arten gleich verteilt sind oder einzelne Arten die Deckung dominieren.

s = Gesamtzahl der Arten
ni = Prozentwert der Art
N = Summe der Prozentwerte aller Arten
pi = relativer Anteil der Art i zwischen 0 und 1

H' = Shannon-Wiener-Index
Hmax = individuelles (Diversitäts) Maximum
s = Gesamtzahl der Arten
ln = natürlicher Logarithmus

Die N-Deposition ist mit dem Artenreichtum stark negativ korreliert. So liegt der Shannon-Index bei 10 kg N ha⁻¹a⁻¹ bei einem für den Wald guten Wert (Index >1.5), fällt bei etwa 30 kg N ha⁻¹ a⁻¹ unter 1.5 und ab über 65 kg N ha⁻¹a⁻¹ liegt der Shannon-Index bei <1, was nur noch eine sehr geringe Anzahl Arten bedeutet (*Abb. 141 A*). Die Basensättigung sowie der Anteil Nadelholz sind positiv mit dem Artenreichtum korreliert (*Abb. 141 B, C*). Letzteres mag auf den ersten Blick etwas erstaunen. Erfahrungen aus den Vegetationsaufnahmen zeigen jedoch, dass reine Buchenwälder (Buchen-Hallen-Wälder) wegen des fehlenden Lichts oft artenarm sind. Beobachtungsflächen mit Laub-Nadel-Mischwäldern

zeigen sich oft artenreicher. Dem gegenüber stehen wiederum reine Fichtenbestände in colliner bis montaner Stufe, welche aufgrund von Lichtmangel oder Verdrängung durch die Brombeere ebenfalls artenarm sind. Natürliche Fichtenbestände ab der subalpinen Stufe sind hingegen wieder artenreicher, da die Bäume oft lockerer stehen und mehr Licht auf den Boden kommt. Auch spielen hier kleinflächige Standortsmosaik-Strukturen (etwa auf Steinblöcken) oder gar Beweidung (Wengernalp, BE) eine begünstigende Rolle für den Artenreichtum. Allgemein hat der Artenreichtum auf den Beobachtungsflächen über die Zeit leicht abgenommen (*Abb. 141 D*).

Abb. 141: Effekte auf den Artenreichtum (Shannon-Wiener-Index).

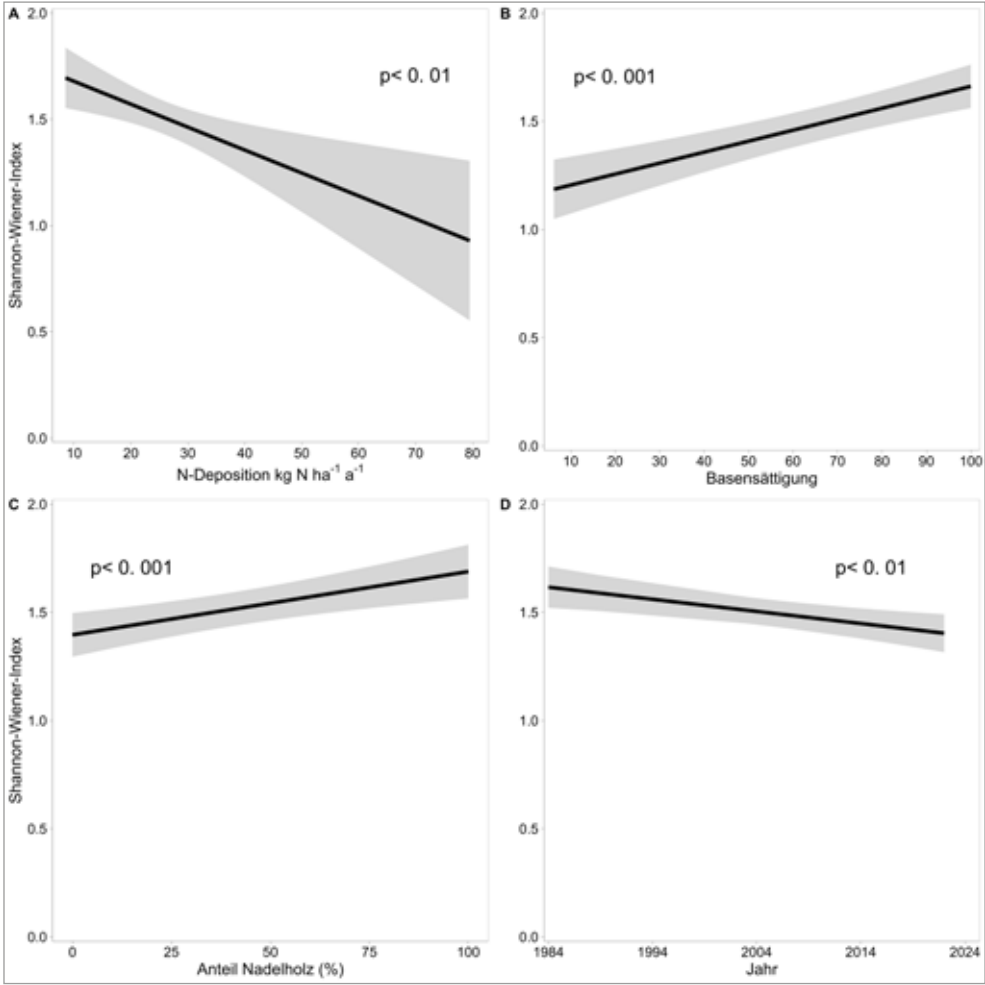
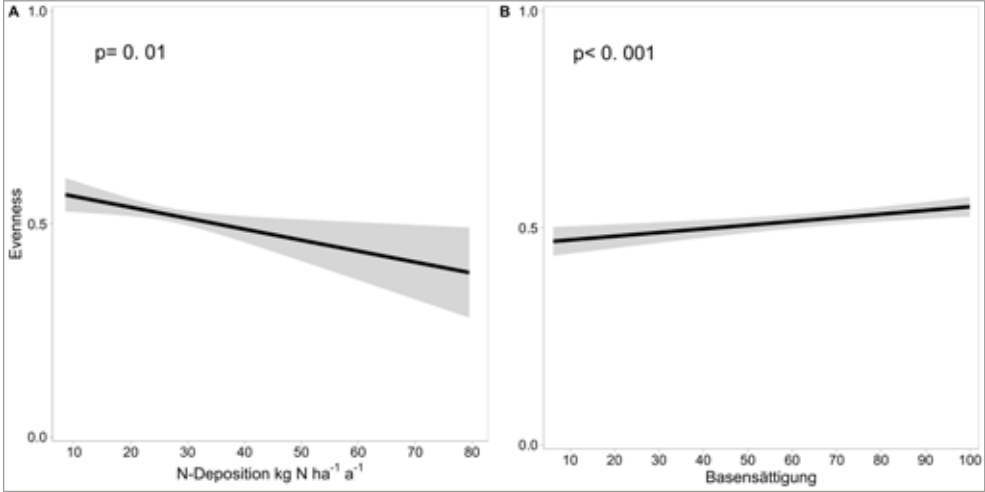


Abb. 142: Effekte auf die Artverteilung (Evenness).



Die Artverteilung (Evenness) ist mit der steigenden N-Deposition negativ korreliert (Abb. 142 A). Das heisst, dass in diesem Fall nur noch einzelne Arten die Vegetationsbedeckung dominieren. Umgekehrt führt eine höhere Basen-

11.2.4 Fazit

Zusammenfassend kann festgehalten werden, dass die Zunahme der Nährstoffzahl, die Abnahme der Diversität und die Abnahme der Evenness mit zunehmender Stickstoffdeposition den Erwartungen entsprechen, während die nichtlineare Beziehung der Reaktionszahl mit der Stickstoffdeposition etwas schwieriger zu interpretieren ist. Über die Zeit zugenommen hat die Stickstoffzahl, abgenommen hat der Shannon-Wiener-Index. Auch diese Ergebnisse entsprechen den Erwartungen. Die Beziehung mit

sättigung auch zu einer besseren Verteilung der Artanteile an der gesamten Vegetationsbedeckung (Abb. 142 B). Der Anteil Nadelholz und die Entwicklung über die Jahre waren nicht signifikant.

der Basensättigung ist bei der Reaktionszahl wie erwartet, bei den anderen Indikatorwerten ist die Interpretation der Beziehung mit der Basensättigung schwieriger. Die Relation des Anteils Nadelholz mit der Nährstoffzahl und der Reaktionszahl lässt sich zwar mit gleichlaufenden Beziehungen mit der Basensättigung erklären, aber Anteil Nadelholz und Basensättigung sind in der Regression unabhängige Prädiktoren, und die Beziehung mit dem Shannon-Wiener-Index kann nicht auf diese Art erklärt werden.

11.3 Erhebung von Stickstoffzeigern

Die Frage wie sich die Stickstoffdepositionen auf die Begleitflora im Wald auswirkt, ist für einige Arten gut dokumentiert. Im aktuellen Bericht der UNECE über die kritischen Grenzwerte für Stickstoff (Bobbink et al. 2022), wurde die erste Erhebung im Jahr 2002 auf den Flächen der WDB als eine der wichtigsten Beziehungen zwischen Stickstoffdeposition und Brombeeren erwähnt und dargestellt (Abb. 9.17 S.270 in Bobbink et al. (2022)). Im Rahmen der Sommerbonitierung im Jahr 2002 wurden auf den Beobachtungsflächen und benachbarten Störungsflächen die Deckungsgrade von stickstoffliebenden Pflanzen (Brombeeren, Brennesseln und Holunder) erhoben. Damals wurde

eine signifikante Beziehung zwischen dem Deckungsgrad der Brombeeren im Inneren der Beobachtungsfläche und der Stickstoffdeposition gefunden (Abb. 146, blaue Punkte). Diese Aufnahmen wurden im Jahr 2022 wiederholt.

Brombeeren

Die Brombeere wurde 2022 als häufigste Art von Stickstoffzeigern aufgenommen. Sie kommt in rund der Hälfte aller Untersuchungsflächen (in 96 von 203 Flächen) vor und erreicht Deckungsgrade von 1-100% (Abb. 143, Abb. 144).

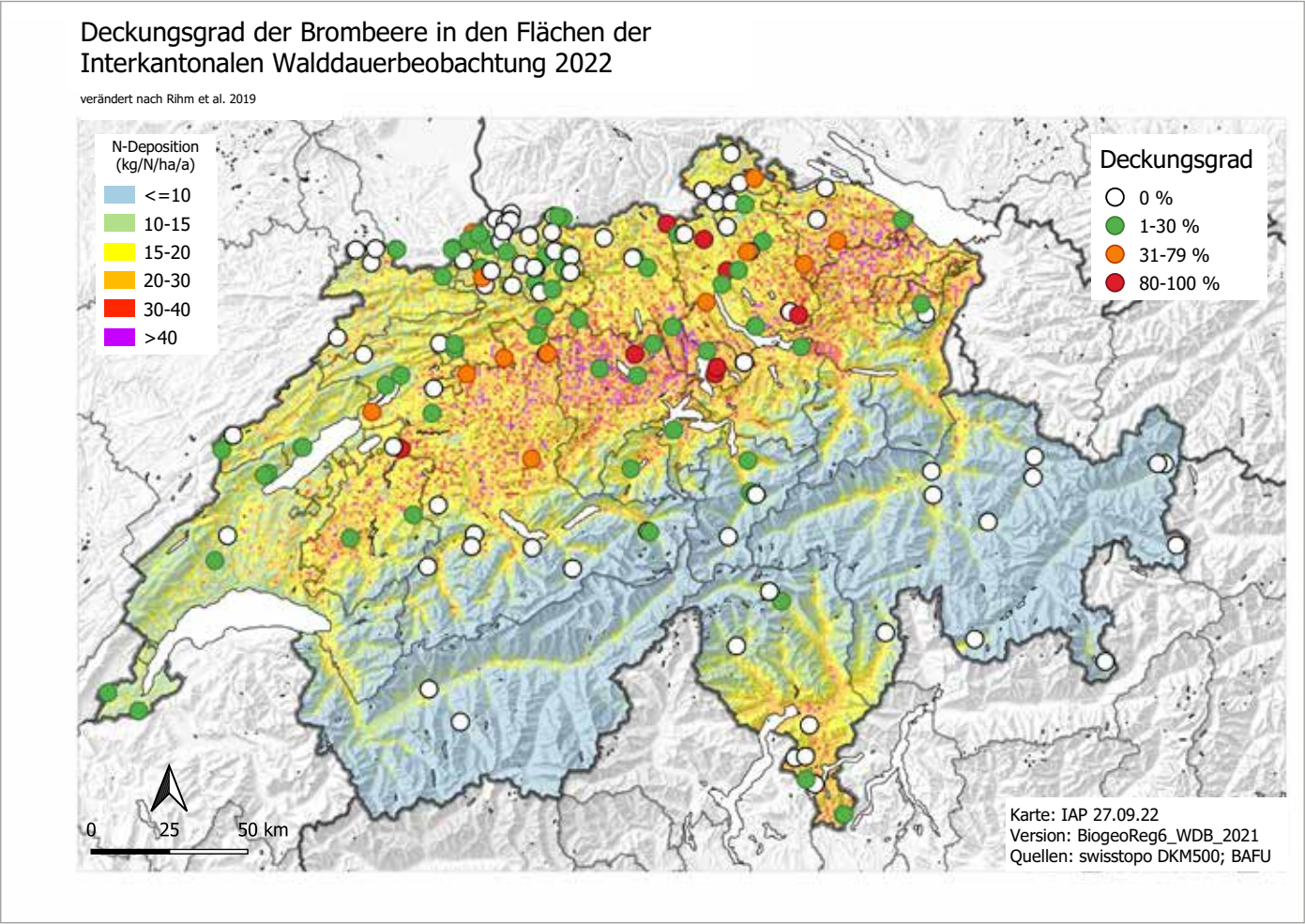


Abb. 143: Deckungsgrad der Brombeere in Prozent pro Beobachtungsfläche (Aufnahme Sommer 2022), Hintergrundkarte: Modellierte Stickstoffdeposition in kg N ha⁻¹ a⁻¹.

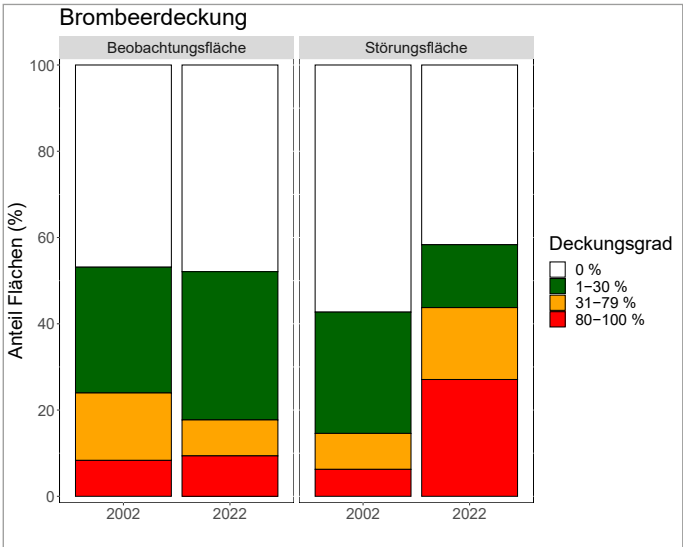


Abb. 144: Prozentualer Anteil Flächen pro Deckungsgradgruppe in der ersten Aufnahme 2002 und in der aktuellen Aufnahme 2022 in der Beobachtungsfläche und jeweils in einer Störungsfläche in der näheren Umgebung. Datenauswertung über ein einheitliches Flächenkollektiv von 96 Flächen welche 2002 und 2022 aufgenommen wurden.



Abb. 145: Bonitierung in Brombeeren (Beromünster (19.7.2022) .

Die 2002 beobachtete Beziehung zwischen Brombeerdecke und Stickstoffdeposition wurde in den Aufnahmen von 2022 bestätigt. Dies sowohl innerhalb der Beobachtungsfläche (Abb. 146, links), als auch in den Störungsflächen (Abb. 146, rechts). Die Beziehung in den Störungsflächen ist in den letzten 20 Jahren deutlich stärker geworden. Überraschenderweise war der Index der Bestandesdichte,

d.h. ein Mass für die Dichte der Bäume im Bestand, nicht mit der Brombeerdecke korreliert. Eigentlich wäre zu erwarten gewesen, dass in den geschlossenen Buchen-Hallenwäldern den Brombeeren das Licht fehlt. Diese Ergebnisse zeigen die negativen Auswirkungen einer zu hohen Stickstoffdeposition auf die Begleitflora im Wald auf.

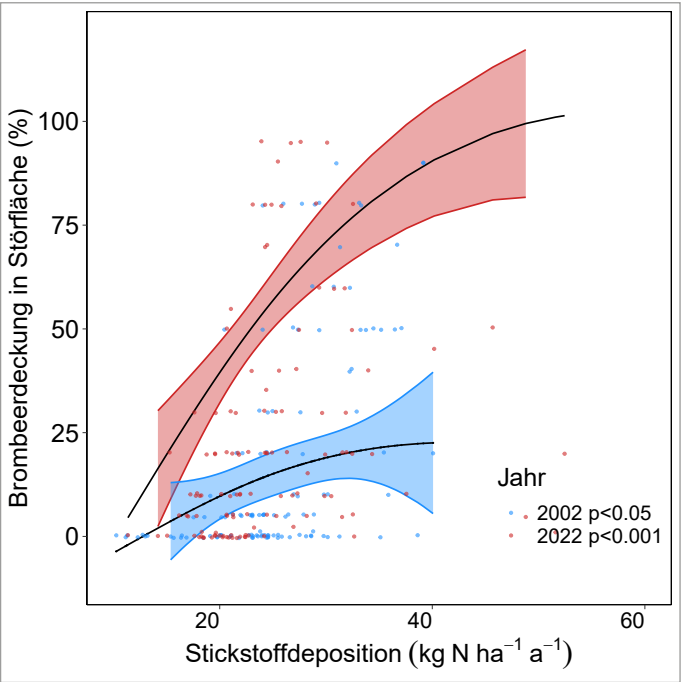
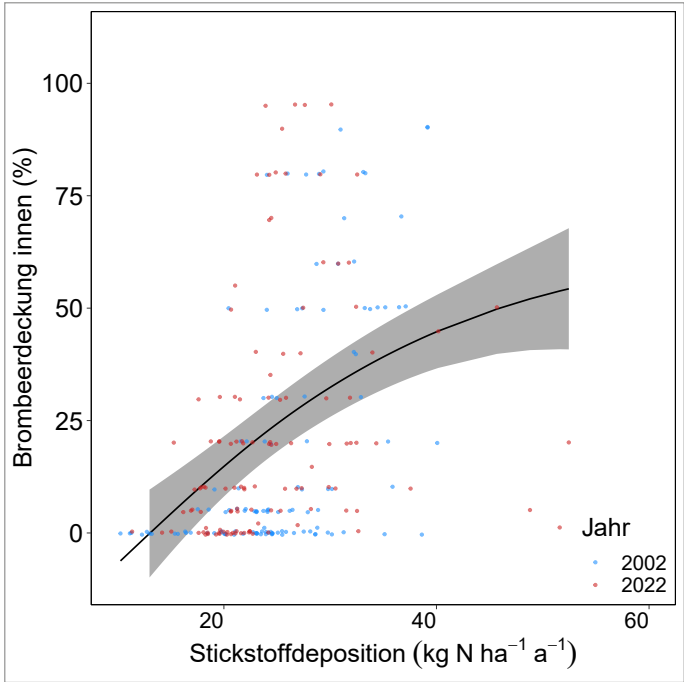


Abb. 146: Links: Beziehungen zwischen Deckungsgrad und Stickstoffdeposition in den Beobachtungsflächen (Datenset von 2002 und 2022 kombiniert). Rechts: Beziehung zwischen Deckungsgrad und Stickstoffdeposition auf den Störungsflächen, für 2002 (blau) und 2022 (rot).

Brennnessel und Holunder

Brennnesseln wurden 2022 in 11 Beobachtungsflächen und auf 52 Störungsflächen gefunden, wo sie Deckungsgrade zwischen 1-20% resp. 1-90% erreichten. Der Holunder kommt auf 15 Beobachtungsflächen vor, wo er Deckungsgrade von 1-15% erreicht. Auf Störungsflächen ist er mit 29 Aufnahmen etwas häufiger anzutreffen und mit Deckungsgraden von 1-50% auch stärker vertreten.

Das Vorkommen der beiden Artenweist eine grosse Streuung auf. Eine direkte Beziehung mit der Stickstoffdeposition konnte deshalb nicht nachgewiesen werden. Wenn man das Vorkommen von Holunder und Brennnessel zusammenzählt, indem nur die Anwesenheit im Inneren der Beobachtungsfläche und / oder in der Störfläche jeweils mit Eins gezählt werden, ergibt sich eine signifikante Erhöhung von Holunder und Brennnesseln mit steigender Stickstoffdeposition (Abb. 147). Das bedeutet, dass bei einer hohen Stickstoffdeposition in der Summe mehr Holunder und Brennnesseln gefunden wurden.

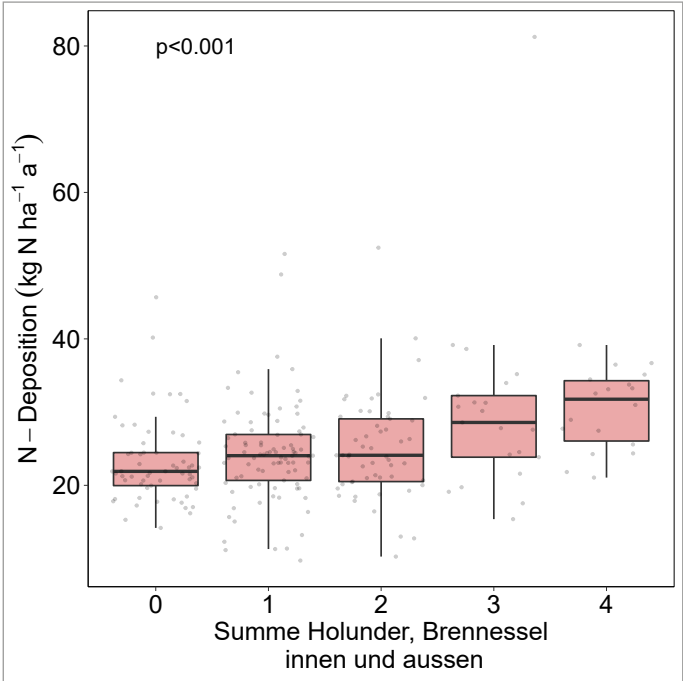


Abb. 147: Beziehung zwischen der Anwesenheit von Brennnesseln und Holunder zur Stickstoffdeposition.



Abb. 148.: Stickstoffzeiger: Brennnesseln, Holunder und Brombeeren.



Abb. 149:Vorkommen von Brennnessel (Champagne, VD) links und Holunder (Muri, AG) rechts im Bestand. Aufnahmen von der Bonitierung 2022.

11.4 Brombeere ist nicht gleich Brombeere

In der Schweiz gibt es schätzungsweise über 100 Brombeerarten (Einschätzung von Christophe Bornand, InfoFlora Bern, pers. Mitteilung). Da die genaue Artbestimmung bei Brombeeren schwierig und häufig nur in blühendem Zustand überhaupt möglich ist, wird im Rahmen vieler Vegetationsaufnahmen ihre Anwesenheit mit der Aggregatsbezeichnung „*Rubus fruticosus agg.*“ erfasst. Diese Art der Erfassung ist jedoch für eine spätere Vegetationsanalyse nicht dienlich, da „*Rubus fruticosus agg.*“ eine Vielzahl von Brombeerarten umfasst, welchen durch Heinz Ellenberg (Deutscher Biologe und Botaniker, 1913-1997) oder Elias Landolt (Schweizer Geobotaniker, 1926-2013) unterschiedliche Zeigerwerte zugeschrieben wurden. Die relativ grossen Spektren in den Zeigerwerten der unterschiedlichen Brombeerarten zeigen, dass eine artspezifische Unterscheidung der Brombeeren sehr nützlich wäre für eine solche Analyse. Zum Beispiel sind einige Brombeerarten selten und auf bestimmte Standortstypen spezialisiert, andere Generalisten, welche vor allem für Licht und Nährstoffe im Sinne von Stickstoffeinträgen, stehen.

Um mehr über die Brombeerarten auf den Beobachtungsflächen herauszufinden, wurden neben der Aufnahme der Stickstoffzeiger die Brombeeren während der Sommerbonitierung 2022 beprobt (Abb. 150) Für die Bestimmung von Brombeeren braucht es in der Regel zwei Teile der Pflanze, einen Blütenstand und ein Teil eines einjährigen Triebes (Abb. 151). Auf den 203 Beobachtungs- und benachbarten Störungsflächen der WDB wurden total 173 Brombeerbelege gesammelt. Die Bestimmungen wurden von führenden Brombeerexperten durchgeführt. Als Spezialisten für diese Arbeit konnten Yorick Ferrez (Conservatoire Botanique National de Franche-Comté, Besançon) und Jean-Marie Royer (Société botanique de France, Paris), sowie Christophe Bornand (Info Flora, Bern) gewonnen werden. Sie sind Experten in der Artbestimmung von Brombeeren (Ferrez und Royer 2010) und kennen sich auch mit den Brombeerarten in der Schweiz sehr gut aus. Dennoch war die Bestimmung nicht immer möglich, da zum Teil der Blütenstand fehlte, ein falscher Trieb oder eine Schattenform beerntet wurde. Am Ende konnten 70 Proben einer Serie (eine Serie ist eine Untergruppe in der Gattung Rubus, welche sich durch gemeinsame morphologische Merkmale definiert und gegenüber anderen Serien unterscheidet) zugeordnet werden und bei 46 Proben gelang es, bis auf Art-Ebene zu bestimmen (Tab. 12).



Abb. 150: Christophe Bornand zeigt die Beprobung von Brombeeren. Aufnahme von der Bonitierung 2022.

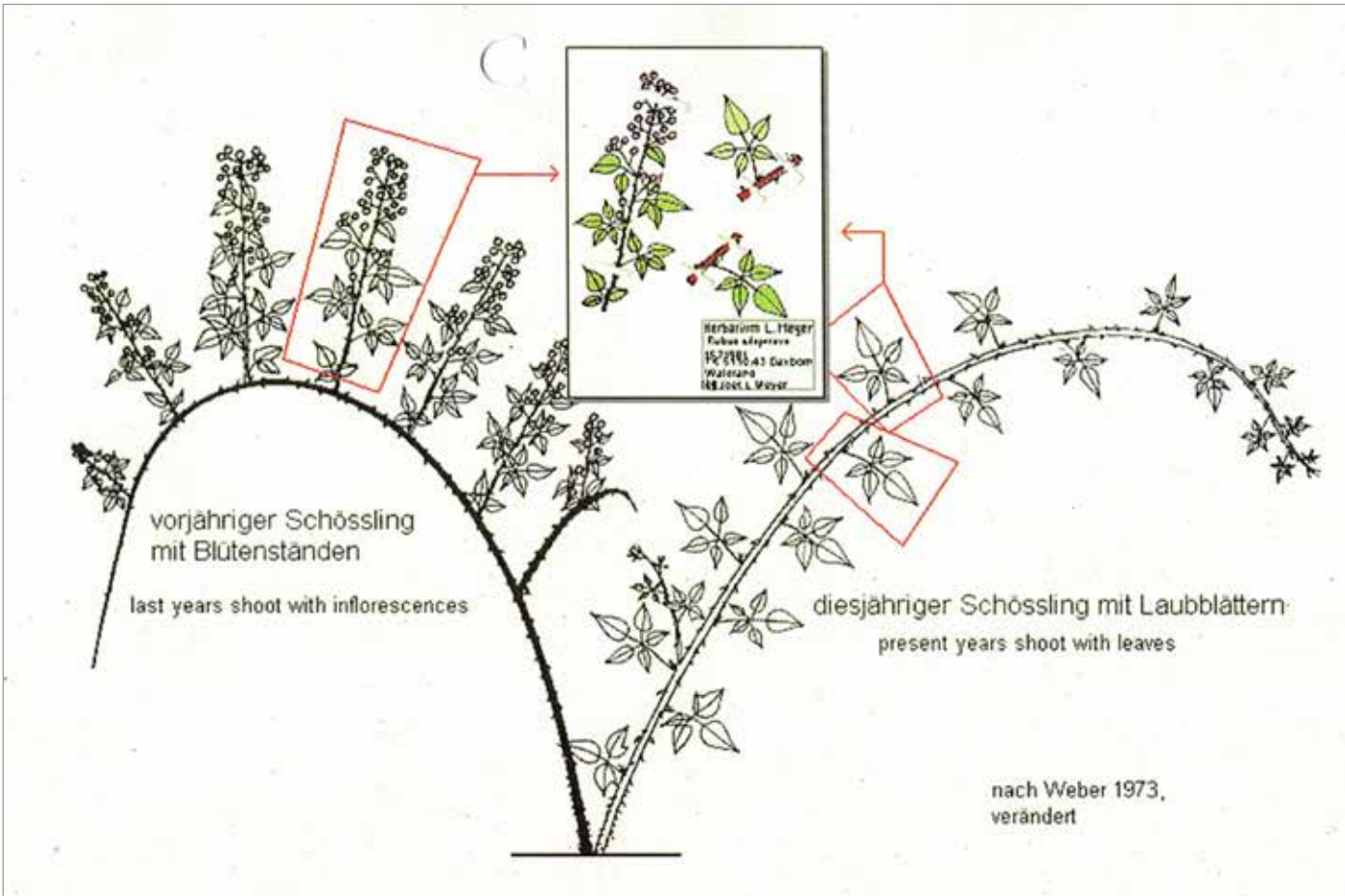


Abb. 151: Beprobungsschema für das Sammeln von Brombeerebelegen zur Artbestimmung (aus der Skript Version 2022 von Info Flora zum Kurs «Einführung in die Brombeerflora der Schweiz von Christophe Bornand»).

Serie	Anzahl Bestimmungen
Anisacanthi	1
Canescentes	1
Coryllifolii	1
Discolores	8
Glandulosi	16
Hybrid-Typ-dumetorum	1
Hystrix	3
Ideobatus	1
Micantes	3
Pallidi	68
Radula	2
Silvatici/Micantes	1
Vestiti	16
Total	122

Arten	Anzahl Bestimmungen
Rubus aff. canescens	1
Rubus aff. elegans	1
Rubus armeniacus	1
Rubus bifrons	2
Rubus bregutiensis	3
Rubus flaccidifolius	1
Rubus flexuosus	10
Rubus foliosus	5
Rubus gothicus	1
Rubus idaeus	1
Rubus incanescens	1
Rubus obtusangulus	1
Rubus pedemontanus	1
Rubus ulmifolius	2
Rubus vestitus	16
Total	47

Tab. 12: Brombeerarten und Serien sowie Anzahl zugewiesener Proben.

Einige Brombeerarten näher beschrieben

Rubus flaccidifolius ist eine in der Schweiz häufig vorkommende und seit langem bekannte Art. Dennoch wurde sie nur mit einer Probe in der Fläche Brislach (BL) nachgewiesen.

Etwas erstaunen mag auch, dass die berühmte armenische Brombeere (**Rubus armeniacus**) nur einmal in der Fläche Langen Erlen bei Basel nachgewiesen wurde. Christophe Bornand erklärt das so: Die armenische Brombeere ist aus dem Siedlungsgebiet bekannt, wo sie vorwiegend gestörte Habitate, etwa entlang von Strassen und Bahntrassen, besiedelt. Im Wald kommt sie aber kaum vor, ausser entlang von Waldwegen in direkter Nähe von Siedlungen.

Rubus vestitus wurde mit 16 Bestimmungen am häufigsten gefunden. Sie wird als Halblichtpflanze (L=3, nach Ellenberg) beschrieben, weist auf schwach saure / schwach basische Böden hin (R=7) und hat eine Nährstoffzahl von 4. Die zweithäufigste Art, **Rubus flexuosus** ist ebenfalls eine Halblichtpflanze (L=3), die jedoch auf sauren Böden (R=3) wächst. Sie hat eine Nährstoffzahl von 2.

Die Brombeerfunde aus dem Tessin waren für die Experten sehr spannend, da bislang nur sehr wenig über die Brombeeren im Südalpenraum bekannt ist. In Sagno wurde mit **Rubus incanescens** gar eine der wenigen diploiden (sich sexuell fortpflanzend) Brombeerarten gefunden.

Fazit

Die Sammel- und Bestimmungssaktion der Brombeeren zeigte, dass eine Vielzahl von Brombeeren in unseren Wäldern vorkommen. Ihre Artbestimmung ist nicht immer einfach und erfordert viel Erfahrung, wie auch das Sammeln von geeigneten Belegen. Dies ist mit ein Grund dafür, dass bisweilen nur wenig über die Verbreitung der einzelnen Brombeerarten bekannt ist. Es hat sich gezeigt, dass sich die Flächen der Interkantonalen Walddauerbeobachtung anbieten, mehr über die Brombeerarten, ihre Verbreitung und ihre Interaktion mit Umwelteinflüssen herauszufinden und damit eine solide Grundlage für weitere Untersuchungen zu bieten.

12 Erweiterung der Walddauerbeobachtung mit der Baumart Tanne

In den vergangenen Jahren kam es stellenweise zu grossen Veränderungen in den Wäldern der Schweiz. Die Fichte stösst im Mittelland an ihre Grenzen und wird durch den Borkenkäfer stark dezimiert. Auch die Interkantonale Walddauerbeobachtung verlor seit 2018 einige Fichtenflächen. Die klimatischen Veränderungen hinterlassen aber auch bei den Buchen ihre Spuren und so zeigen sich seit 2019 Kronenschäden in einem bis anhin unbekannten Ausmass.

Die Forstwirtschaft in der Schweiz setzt im Hinblick auf den Klimawandel auf struktur- und artenreiche Wälder mit standortsgerechter Baumartenwahl. Das Potenzial und die Eignung einer Baumart kann jedoch nicht lediglich aus einer Momentaufnahme abgeleitet werden. Vielmehr braucht es eine Beobachtung über einen langen Zeitraum, um die Reaktionen einer Baumart auf die sich verändernde Umwelt zu erkennen. Daher beschlossen die Programmkantone, die Tanne als weitere Baumart in die Walddauerbeobachtung aufzunehmen und ihre Entwicklung an 30 Standorten in der Schweiz dauerhaft zu beobachten.

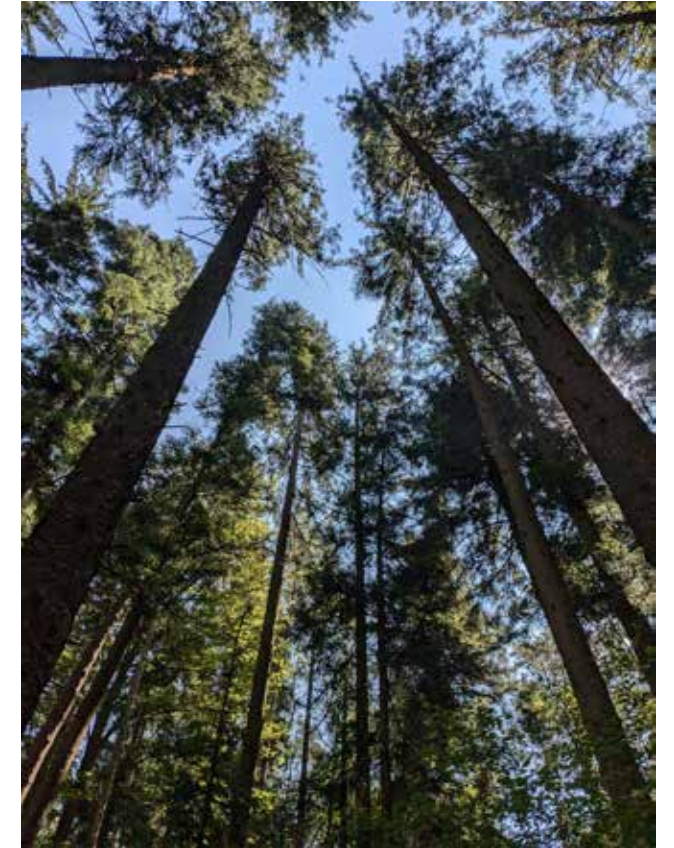


Abb. 152: Blick in die Baumkronen in Homburg (TG) bei der Flächenauswahl.

12.1 Flächenauswahl

Mit Hilfe der Programmkantone konnten 69 mögliche Tannenflächen zusammengetragen werden (Abb. 153, Tab. 13). Gesucht wurden tannenreiche Bestände, wo die Tanne in der Entwicklungsstufe ab Baumholz 1 (>30 cm) herrschend und mitherrschend vertreten ist. Für die engere Auswahl werden die Flächen 2024 und 2025 besichtigt, wobei auch ein Blick mit dem Bohrstock in den Boden geworfen wird. In die Auswahl einbezogen wurden auch modellierte ökologische Gradienten von N-Deposition (Rihm und Künzle 2019), Trockenheit als ETa/ETp (Remund et al. 2016) und Basensättigung (Braun et al. 2022c). Eine breite Abdeckung dieser ökologischen Gradienten ist wichtig, um zukünftige Beobachtungen einordnen und interpretieren zu können. Abb. 154 zeigt vier Gradienten der aus-

gewählten Flächen in den Kantonen AG, BL, GR, NE, SO, SZ, TG, TI, VS und ZH. Obwohl die Tanne an trockenen Standorten seltener vorkommt, ist es für eine ökologische Aussage wichtig, auch das trockene Ende des Trockenheitsgradienten ETa/ETp abzudecken. Dieses untere Ende wird durch die Fläche Flims (GR) repräsentiert. Weitere eher trockene Tannenflächen finden sich in der Nordwestschweiz (Hölstein, Therwil, Ziefen, Möhlin). Gemäss den aktuellen Klimamodellierungen befindet sich die Fläche Ochsenboden im Wallis, die auch schon erfolgreich Teil von Versuchspflanzungen in Deutschland war (Krause und Konnert 2009), eher im Mittelfeld. Bei der N-Deposition sind es die Flächen Hinwil, Hausen a. A. und Homburg, welche für hohe Depositionswerte stehen.

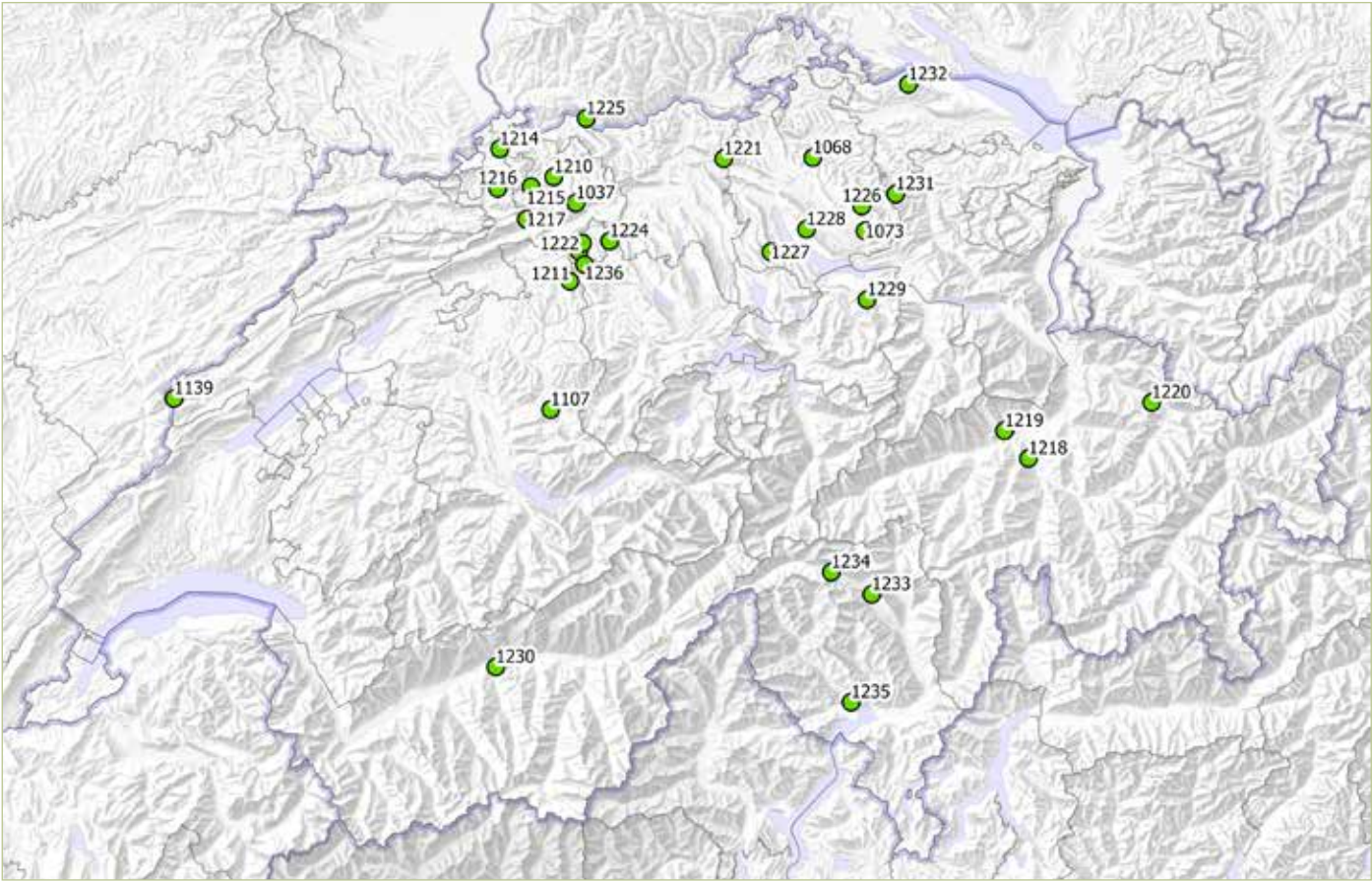


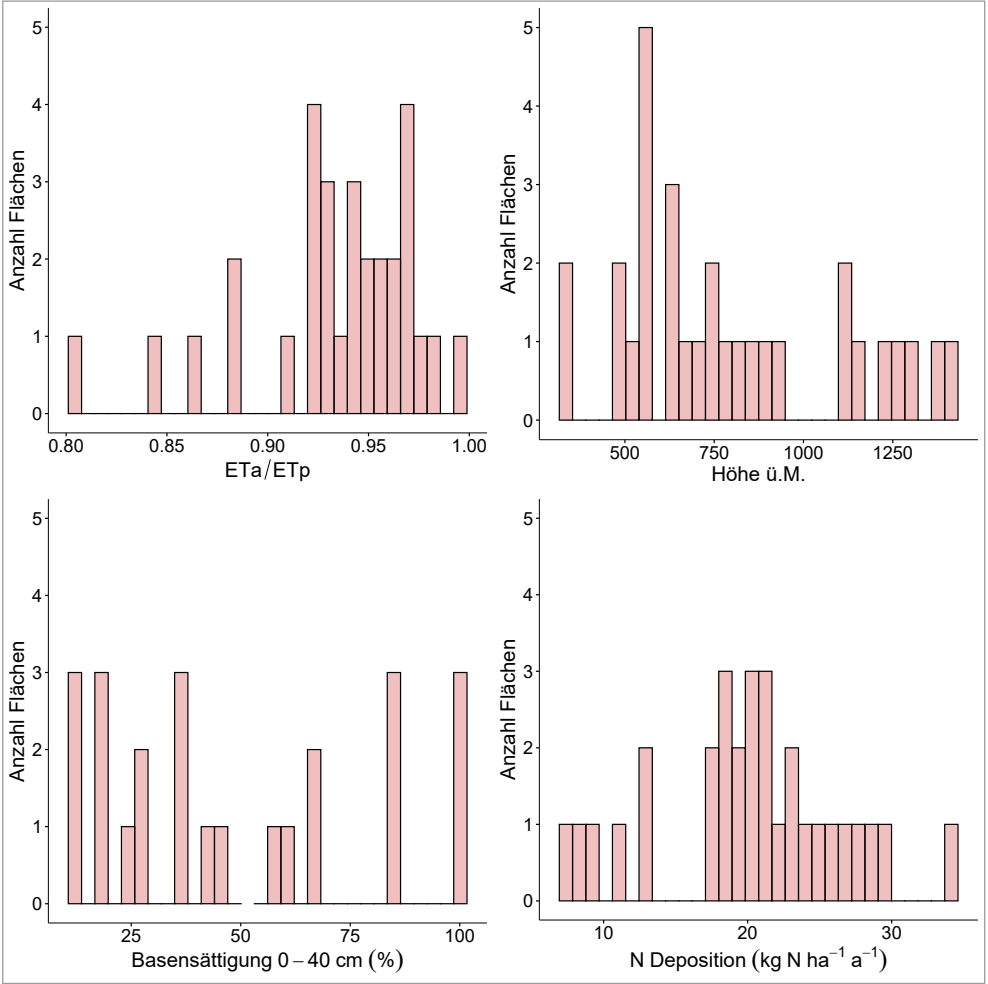
Abb. 153: Übersichtskarte zu den ausgewählten Tannenflächen mit Standortnummer (siehe dazu Tab. 13).

Flächensumme	Kanton	Gemeinde
1225	AG	Möhlin
1222	AG	Murgenthal
1223	AG	Rothrist
1221	AG	Wettingen
1224	AG	Zofingen
1107	BE	Aeschau
1211	BE	Busswil
1210	BL	Hölstein Exp.
1214	BL	Therwil
1215	BL	Ziefen
1218	GR	Cazis
1220	GR	Serneus (Gde Klosters)
1219	GR	Flims
1236	LU	Pfaffnau
1139	NE	Les Verrières

Tab. 13: Liste der Tannenflächen, sortiert nach Kanton.

Flächensumme	Kanton	Gemeinde
1216	SO	Breitenbach
1037	SO	Hauenstein
1217	SO	Mümliswil
1229	SZ	Vorderthal
1231	TG	Fischingen
1232	TG	Homburg
1233	TI	Anzonico
1235	TI	Cardada
1234	TI	Varenzo
1230	VS	Sierre
1226	ZH	Bauma
1068	ZH	Brütten
1227	ZH	Hausen am Albis
1228	ZH	Herrliberg
1073	ZH	Hinwil

Abb. 154: Gradienten der Tannenflächen. N-Deposition: Rihm und Künzle (2019), Trockenheit (ETa/ETp): Remund et al. (2016), Basensättigung: Braun et al. (2022c).



12.2 Flächeneinrichtung

Der Start der Einrichtungsarbeiten erfolgte im Herbst 2024 mit dem Ziel, bis im Juni 2025 auf allen 30 Flächen 30 Tannen nummeriert zu haben, um im Sommer 2025 erstmals die Kronenverlichtung aufzunehmen. Neben dem Auswählen und Nummerieren der zu beobachtenden Tannen beinhaltet das Einrichten einer Fläche auch die Aufnahme der Kronenradien, das Anbringen der Markierungen für die Zuwachsmessungen, eine Vollkluppierung auf der Fläche sowie das Einmessen der Fläche mittels GPS. An vier Bäumen pro Fläche werden zudem die Baumhöhe, der Kronenansatz, der BHD und der Durchmesser auf 7 m über Boden als Grundlage für waldwachstumskundliche Auswertungen gemessen.

Auf je einem Transekt (ca. 10x10 m) pro Fläche werden pflanzensoziologische Aufnahmen gemacht und die Waldgesellschaft hergeleitet. Diese Arbeiten finden in Zusammenarbeit mit Thomas Burger vom Büro Sieber und Liechti GmbH statt. Im Rahmen eines vom BAFU finanzierten Pilotprojektes werden pro Beobachtungsfläche ein Bodenprofil aufgenommen und Einzel- sowie Mischproben pro Horizont für bodenchemische Analysen gesammelt (Abb. 156). Die Aufnahmen und Analysen erfolgen in Zusammenarbeit mit dem Institut für biologischen Landbau FiBL in Frick, der Fachstelle Boden des Kantons Zürich und der Bodengruppe der Hochschule für Agrar-, Forstund Lebensmittelwissenschaften HAFL in Zollikofen. Die Untersuchungen der Böden werden Ende 2026 abgeschlossen sein.



Abb. 155: Links: Einblick in die Tannenfläche Anzonico (TI). Rechts: Bodenprobe mit Bohrstock für pH- und Kalkanalyse bei der Flächenauswahl.



Abb. 156: Links: Nummerierung von Tannen in der Fläche Cazis (GR). Rechts: Bodenprofil der Tannenfläche in Hausen am Albis (ZH).



13 Mykorrhiza

Das Flächennetz der WDB mit seiner Vielzahl an Datenreihen und Metadaten eignet sich sehr gut als Basis für zusätzliche Untersuchungen und partnerschaftliche Forschungsprojekte. So wurden von 2013-2014 auf 15 Beobachtungsflächen die Mykorrhiza-Gesellschaften an Buchenfeinwurzeln (Abb. 157) in den obersten 10 cm des Bodens untersucht (de Witte et al. 2017). Zwischen 2017 und 2020 wurde das Vorhaben auf 21 Flächen und eine grössere Bodentiefe ausgeweitet. Die Entnahme von Bohrkernen (soilcores) und anschliessende Installation von meshbags er-

folgte mit einem Pürckhauer bis in 1 m Bodentiefe. Sowohl die zuerst entnommenen soilcores als auch die nach einem Jahr Exposition geernteten meshbags wurden in 10 cm Tiefenintervallen ausgewertet. Die Kolonisierung der Wurzeln mit Mykorrhizapilzen war deutlich mit der Stickstoffdeposition korreliert (Abb. 158). Bei der Auswertung der Kolonisierung der meshbags mit Mykorrhizapilzen zeigte sich ebenfalls eine Beziehung mit der Stickstoffdeposition und der Bodentiefe (Abb. 159) (Tresch et al. 2025).

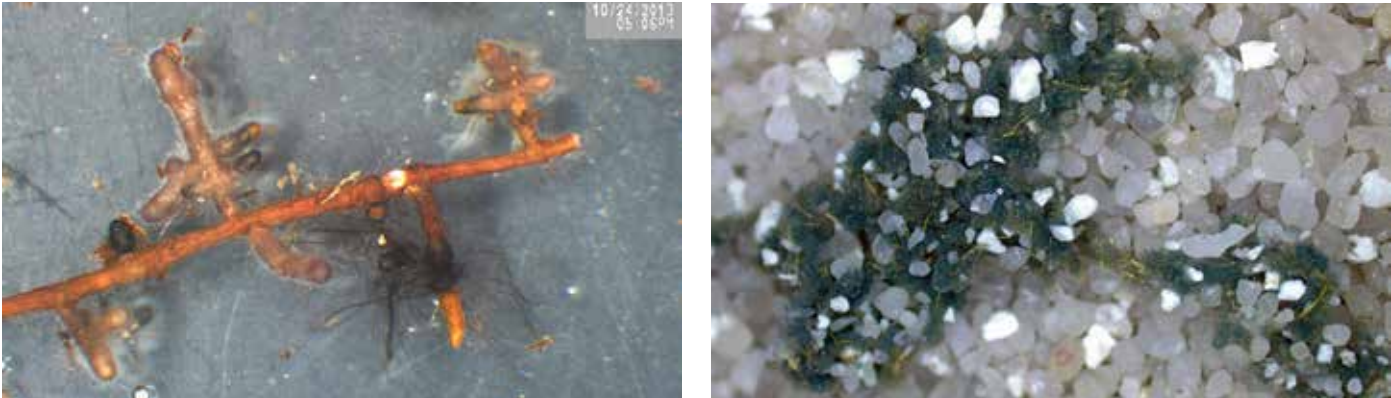


Abb. 157: Mykorrhizapilze auf einer Buchenfeinwurzel (links) und in meshbags eingewachsenes Myzel von Mykorrhizapilzen (Rünenberg 0-10 cm, rechts).

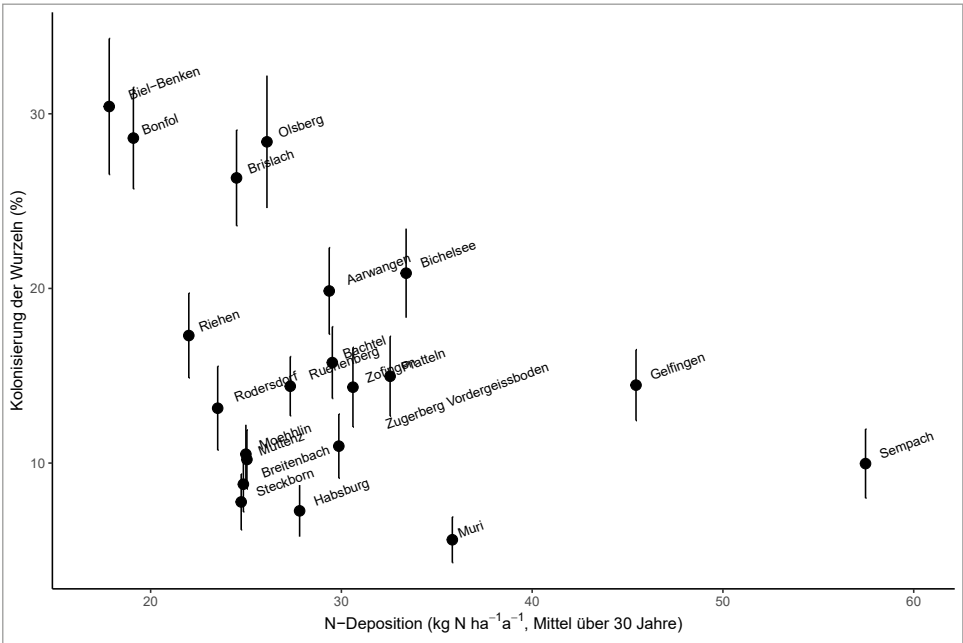
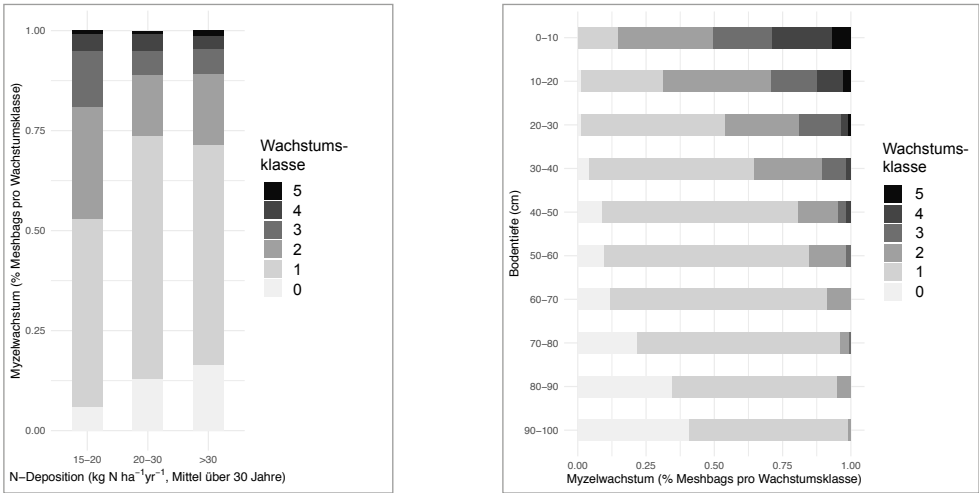


Abb. 158: Kolonisierung der Wurzelspitzen an den untersuchten Standorten in Beziehung zur Stickstoffdeposition.

Abb. 159: Kolonisierung der Meshbags mit Myzel von Mykorrhizapilzen in Beziehung zur Stickstoffdeposition (links) und zur Tiefe (rechts).



13.1 Deep soil ectomycorrhizal communities of beech forests 2025-2027



Abb. 160: Vorbereitung der Wurzelspitzen-Proben für die DNA-Extraktion im Labor der Uni Basel.

In Zusammenarbeit mit Prof. Klaus Schläppi (Universität Basel) und Prof. Björn Lindahl (Universität Uppsala, Schweden) wurde ein vom Schweizer Nationalfonds (SNF) finanziertes internationales Forschungsprojekt gestartet. Im Januar 2025 werden die rund 1050 Myzel- und 1050 Wurzelspitzenproben, welche am IAP tiefgefroren eingelagert waren, aufbereitet (Abb. 160) und genetisch analysiert. Das Projekt hat zum Ziel, die Mykorrhiza-Community bis in eine Bodentiefe von 1 m zu erforschen. Dabei werden Mykorrhizarten genetisch analysiert und nach ihren Eigenschaften (funktionelle Gruppen) untersucht.

14 Genetikuntersuchungen

Die im Sommer 2019 auftretenden Schäden an Buchen zeigten z.T. grosse Unterschiede zwischen benachbarten Bäumen (Abb. 161). Es stellte sich deshalb die Frage, ob diese Unterschiede genetisch bedingt sind. Anlässlich der Gipfeltriebernte 2019 wurden deshalb in den Beobachtungsflächen 100 Bäume für eine zusätzliche Beerntung in den Beobachtungsflächen Birsfelden, Liestal, Pratteln, Rickenbach, Zünzgen, Hölstein BIB ausgewählt. An diesen Standorten erfolgte die Baumauswahl jeweils paarweise, d.h. je eine geschädigte und eine benachbarten gesunde Buche. Um die Verwandtschaft der Buchenpopulationen an diesen Standorten optimal analysieren zu können, wurden 15 weitere Standorte in der erweiterten Region und in anderen Teilen der Schweiz ausgewählt.

Die Details der genetischen Analyse und der Resultate sind in *Li et al. (2025)* beschrieben. Zusammenfassend lässt sich sagen, dass Unterschiede in 34 Genen gefunden wurden. Die spezifischen Unterschiede hingen jedoch von den untersuchten Populationen ab: In verschiedenen Populationen wurden unterschiedliche Gene angezeigt, und in einigen wurden mehr Gene angezeigt als in anderen. Einige dieser Gene sind vermutlich in essentielle biologische Prozesse involviert, u.a. in speziellen Protein-Transkriptionen, Ionentransport von Kalium und Reaktion auf Stress. Die gefundenen Gene sind nicht deckungsgleich mit denen von *(Pfenninger et al. (2021))* in einer ähnlichen Studie gefundenen Gene.

In einer weiteren genetischen Studie wurden 2024 Knospen von ausgewachsenen Buchen und von Jungwuchs mit einem Maximalalter von fünf Jahren geerntet. Die Arbeitshypothese war, dass die genetische Zusammensetzung der Keimlinge, die sich nach der Dürre von 2018 etabliert haben, anders sein würde als die der Elternbäume, weil die Samen, die sich unter den heutigen Bedingungen etablieren können, anders sind als die Samen, die vor einem Jahrhundert gut geeignet waren. Die Ergebnisse der Studie stehen noch aus.



Abb. 161: Absterbende Buche neben vitalen Buchen (Rafz 26.7.2022).



Abb. 162: Untersuchung von Buchenjungwuchs in einer Pilotstudie mit der Uni Zürich. Untersucht wurden Keimling welche nach 2018 gewachsen sind und Buchenmutterbäume.

Literaturverzeichnis

Aber, J. D., Goodale, C. L., Ollinger, S. V., et al. 2003. Is nitrogen deposition altering the nitrogen status of northeastern forests? *BioScience*, 53(4):375–389.

Aber, J. D., Nadelhoffer, K. J., Steudler, P., and Melillo, J. M. 1989. Nitrogen Saturation in Northern Forest Ecosystems. *BioScience*, 39(6):378–386.

Allen, S. T., Kirchner, J. W., Braun, S., Siegwolf, R. T., and Goldsmith, G. R. 2019. Seasonal origins of soil water used by trees. *Hydrology and Earth System Sciences*, 23(2):1199–1210.

Auf der Maur, B., Brännhage, J., Prospero, S., and Gross, A. 2021. Plötzlicher Eichentod. *Factsheet Neomyceten*, March:4.

Augustin, S. and Achermann, B. 2012. Deposition von Luftschadstoffen in der Schweiz: Entwicklung, aktueller Stand und Bewertung. *Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen*, 163(9):323–330.

Beaufils, E. R. 1973. Diagnosis and recommendation integrated system (DRIS). *Soil Sci.Bull.Univ.of Natal, Pietermaritzburg, South Africa*, 132:–.

Bobbink, R., Loran, C., and Tomassen, H. 2022. Review and revision of empirical critical loads of nitrogen for Europe. *Texte Umweltbundesamt*, 110:1–358.

Braun, S. and Tresch, S., 2021. Untersuchungen über die Zusammensetzung der Bodenlösung in Standorten der Interkantonalen Walddauerbeobachtung Bericht Periode 2017-2020. Technical report, Institut für Angewandte Pflanzenbiologie AG, Witterswil.

Braun, S., Schindler, C., Volz, R., and Flückiger, W. 2003. Forest damages by the storm ‘Lothar’ in permanent observation plots in Switzerland: The significance of soil acidification and nitrogen deposition. *Water, Air, and Soil Pollution*, 142(1-4):327–340.

Braun, S., Remund, J., and Rihm, B. 2015. Indikatoren zur Schätzung des Trockenheitsrisikos in Buchenund Fichtenwäldern. *Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen*, 166(6):361–371.

Braun, S., Achermann, B., De Marco, A., et al. 2017a. Epidemiological analysis of ozone and nitrogen impacts on vegetation – Critical evaluation and recommendations. *Science of The Total Environment*, 603-604:785–792.

Braun, S., Schindler, C., and Rihm, B. 2017b. Growth trends of beech and Norway spruce in Switzerland: The role of nitrogen deposition, ozone, mineral nutrition and climate. *Science of The Total Environment*, 599-600:637–646.

Braun, S., Schindler, C., and Rihm, B. 2020. Foliar Nutrient Concentrations of European Beech in Switzerland: Relations With Nitrogen Deposition, Ozone, Climate and Soil Chemistry. *Frontiers in Forests and Global Change*, 3(March):1–15.

Braun, S., Hopf, S.-E., Tresch, S., Remund, J., and Schindler, C. 2021. 37 Years of Forest Monitoring in Switzerland: Drought Effects on Fagus sylvatica. *Frontiers in Forests and Global Change*, 4(October): 1–10.

Braun, S., Ahrends, B., Alonso, R., et al. 2022a. Nitrogen deposition in forests: Statistical modeling of total deposition from throughfall loads. *Frontiers in Forests and Global Change*, 5(December):1–9.

Braun, S., Alonso, R., Ashwood, F., et al. 2022b. Effects of nitrogen deposition on woodland, forest and other wooded land (EUNIS class T, formerly G). In *Bobbink et al, Review and revision of empirical critical loads and dose-response relationships. Proceedings of an expert workshop, Berne Oct 25-28, 2021*, chapter 9. UBA Berlin.

Braun, S., Burger, T., Stocker, R., and Rihm, B. 2022c. Erstellung von Basensättigungskarten für Waldböden mit Vegetationsaufnahmen. *Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen*, 173(2):64–73.

Braun, S., Frehner, M., Rihm, B., and Augustin, S. 2023a. Feuchte eachse von Ökogrammen: Quantifizierung und Abschätzung zukünftiger Veränderungen. *Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen*, 174 (1):24–31.

Braun, S., Rihm, B., Tresch, S., and Schindler, C. 2023b. Long-term risk assessment of uprooting and stem breakage under drought conditions and at high N deposition in beech and Norway spruce. *Agricultural and Forest Meteorology*, 341(August):109669.

Braun, S., Tresch, S., Hopf, S. E., and Schindler, C. 2025. Forest development with regards to nitrogen eutrophication and climate change, with a focus on Switzerland. *Progress in Botany*, accepted.

Braun-Blanquet, J. Pflanzensoziologie, 3. Aufl, 1964.

Bréda, N., Granier, A., Barataud, F., and Moyne, C. 1995. Soil water dynamics in an oak stand - I. Soil moisture, water potentials and water uptake by roots. *Plant and Soil*, 172(1):17–27.

Brockhoff, E., Sassi, C. d., Eberli, J., et al. 2025. *Waldbericht 2025. Entwicklung, Zustand und Nutzung des Schweizer Waldes*. Swiss Federal Institute for Forest, Snow and Landscape Research, WSL.

Brown, K. R. and Courtin, P. J. 2018. Can phosphorus additions increase long-term growth and survival of red alder (Alnus rubra Bong.) on periodically dry sites? *Forest Ecology and Management*, 430: 545–557.

Brown, N., Inward, D. J. G., Jeger, M., and Denman, S. 2015. A review of Agrilus biguttatus in UK forests and its relationship with acute oak decline.*Forestry*, 88(1):53–63.

Brown, N., Vanguelova, E., Parnell, S., Broadmeadow, S., and Denman, S. 2018. Predisposition of forests to biotic disturbance: Predicting the distribution of Acute Oak Decline using environmental factors. *Forest Ecology and Management*, 407:145–154.

Carluccio, G., Sabella, E., Greco, D., et al. 2024. Acute and Chronic Oak Decline in urban and forest ecosystems in Southern Italy. *Forestry: An International Journal of Forest Research*.

Carrasco-Molina, T., Marzuoli, R., Calatayud, V., et al. 2024. Validation and parametrization of the soil moisture index for stomatal conductance modelling and flux-based ozone risk assessment of Mediterranean plant species. *Agricultural and Forest Meteorology*, 354:110080.

CLRTAP. 2004. *Manual on methodologies and criteria for modelling and mapping critical loads and levels and air pollution effects, risks and trends*. Number 52. UNECE Convention on Long-range Transboundary Air Pollution.

CLRTAP. 2017. *Mapping critical loads for ecosystems, Chapter V of Manual on methodologies and criteria for modelling and mapping critical loads and levels and air pollution effects, risks and trends*. UNECE Convention on Long-range Transboundary Air Pollution.

Crampton, B. G., Plummer, S. J., Kaczmarek, M., McDonald, J. E., and Denman, S. 2020. A multiplex real-time PCR assay enables simultaneous rapid detection and quantification of bacteria associated with acute oak decline. *Plant Pathology*, 69(7): 1301–1310.

de Witte, L., Rosenstock, N., van der Linde, S., and Braun, S. 2017. Nitrogen deposition changes ectomy corrhizal communities in Swiss beech forests. *Science of The Total Environment*, 605-606:1083–1096.

Defila, C. and Clot, B. 2005. Phytophenological trends in the Swiss Alps, 1951-2002. *Meteorologische Zeitschrift*, 14(2):191–196.

Denman, S., Brown, N., Kirk, S., Jeger, M., andWebber, J. 2014. A description of the symptoms of Acute Oak Decline in Britain and a comparative review on causes of similar disorders on oak in Europe. *Forestry*, 87(4):535–551.

Denman, S., Doonan, J., Ransom-Jones, E., et al. 2018. Microbiome and infectivity studies reveal complex polyspecies tree disease in Acute Oak Decline. *The ISME Journal*, 12(2):386–399.

Dierschke, H. 1994. *No Title*. Ulmer Verlag.

Dise, N. B. and Wright, R. F. 1995. Nitrogen leaching from European forests in relation to nitrogen deposition. *Forest Ecology and Management*, 71:153–161.

Embersen, L. D., Ashmore, M. R., Cambridge, H. M., Simpson, D., and Tuovinen, J.-P. 2000. Modelling stomatal ozone flux across Europe. *Environmental Pollution*, 109(3):403–414.

Emmett, B. 2002. *The impact of nitrogen depostion in forest ecosystems: a review*. Centre for Ecology and Hydrology, Bangor.

Etzold, S., Waldner, P., Thimonier, A., Schmitt, M., and Dobbartin, M. 2014. Tree growth in Swiss forests between 1995 and 2010 in relation to climate and stand conditions: Recent disturbances matter. *Forest Ecology and Management*, 311:41–55.

Etzold, S., Ferretti, M., Reinds, G. J., et al. 2020. Nitrogen deposition is the most important environmental driver of growth of pure, even-aged and managed European forests. *Forest Ecology and Management*, 458:117762.

Fenn, M. E., Poth, M. A., Aber, J. D., et al. Nitrogen excess in North American ecosystems: Predisposing factors, ecosystem responses, and management strategies, 1998.

Ferrez, Y. and Royer, J.-M. 2010. LE GENRE RUBUS EN FRANCHE-COMTÉ, RÉSULTATS DES PREMIÈRES INVESTIGATIONS. *Les Nouvelles Archives de la Flore Jurassienne*, 8.

Forest Research. Acute oak decline (AOD): Incidence and distribution, 2022.

Gasparrini, A. 2011. Distributed Lag Linear and Non-Linear Models in R : The Package dlnm. *Journal of Statistical Software*, 43(8):2–20.

Gathercole, L. A. P., Nocchi, G., Brown, N., et al. 2021. Evidence for the Widespread Occurrence of Bacteria Implicated in Acute Oak Decline from Incidental Genetic Sampling. *Forests*, 12(12):1683.

Göttlein, A. 2015. Grenzwertbereiche für die ernährungsdiagnostische Einwertung der Hauptbaumarten Fichte, Kiefer, Eiche, Buche. *Allgemeine Forst und Jagdzeitung*, 186(5-6):110–116.

Göttlein, A. 2016. Ableitung von Nährelementrelationen für die mitteleuropäischen Hauptbaumarten aus dem Wertebereich normaler Ernährung im Vergleich zu verfügbaren Literaturdaten. *Allg. Forst- und Jagdzeitung*, 187:237–246.

Göttlein, A. and Mellert, K. H. 2019. Ableitung von Schwefel-Stickstoff-Relationen für wichtige mitteleuropäische Baumarten aus dem Wertebereich normaler Ernährung und deren Veränderung von BZE I nach BZE II. *Allgemeine Forst- und Jagdzeitung*, 189(11-12):221–229.

Göttlein, A., Fäth, J., Rau, M., and Mellert, K.-H. 2020. Schwefel – vom Überschuss zum Mangel. *AFZ-Der Wald*, 75(9).

Gundersen, P., Schmidt, I. K., and Raul und Rasmussen, K. 2006. Leaching of nitrate from temperate forests - effects of air pollution and forest management. *Environmental Reviews*, 14:1–57.

Gundersen, P., Callesen, I., and de Vries, W. 1998. Nitrate leaching in forest ecosystems is related to forest floor ratios. *Environmental Pollution*, 102(1): 403–407.

Güsewell, S. 2004. N:P ratios in terrestrial plants: variation and functional significance. *New Phytologist*, 164:243–266.

Harvey, H. P. and van den Driessche, R. 1999. Nitrogen and potassium effect on xylem cavitation and water use efficiency in poplars. *Tree Physiology*, 19: 943–950.

Hoch, G. and Cech, T. 2021. Altbekannte und neue Schadinsekten und Pathogene an Eichen. *Praxisinformation*, 53:22–24.

Hopf, S.-e., Tresch, S., Belyazid, S., et al. 2023. Dendrochemical indicators of tree rings reveal historical soil acidification in Swiss forest stands. *Dendrochronologia*, 81(July):126099.

ICP Forests. 2016. *Manual on methods and criteria for hamonized sampling, assessment, monitoring and analysis of the effects of air pollution on forests*. Johann Heinrich von Thünen Institute, Hamburg.

Jarvis, P. G. 1976. The interpretation of the variations in leaf water potential and stomatal conductance found in canopies in the field. *Philosophical Transactions of the Royal Society*, London, 273:593–610.

Johnson, R., Vishwakarma, K., Hossen, M. S., et al. 2022. Potassium in plants: Growth regulation, signaling, and environmental stress tolerance. *Plant Physiology and Biochemistry*, 172:56–69.

Klesse, S., Wohlgemuth, T., Meusburger, K., et al. 2022. Long-term soil water limitation and previous tree vigor drive local variability of drought-induced crown dieback in *Fagus sylvatica*. *Science of The Total Environment*, 851:157926.

Klesse, S., Abegg, M., Hopf, S. E., et al. 2021. Spread and Severity of Ash Dieback in Switzerland – Tree Characteristics and Landscape Features Explain Varying Mortality Probability. *Frontiers in Forests and Global Change*, 4(March):1–11.

Krause, S. and Konnert, M. 2009. Die Walliser Trockentanne. *LWF aktuell*, 70:45.

Landolt, E. Oekologische Zeigerwerte zur Schweizer Flora, 1977.

Landolt, E., Bümler, B., Erhardt, A., et al. 2010. *Flora indicativa. Ökologische Zeigerwerte und biologische Kennzeichen zur Flora der Schweiz und der Alpen. 2. völlig neu bearbeitete und erweiterte Auflage der Ökologischen Zeigerwerte zur Flora der Schweiz (1977)*. volume 7. Haupt Verlag, Bern.

Li, C., de Witte, L., Czyż, E. A., et al. 2025. The resilience of European beech forests to drought likely varies by population and requires more detailed functional investigation. *bioRxiv preprint*.

Macháčová, M., Nakládal, O., Samek, M., et al. 2022. Oak Decline Caused by Biotic and Abiotic Factors in Central Europe: A Case Study from the Czech Republic. *Forests*, 13(8):1223.

Maddock, D., Brady, C., Denman, S., and Arnold, D. 2023. Bacteria Associated with Acute Oak Decline: Where Did They Come From? We Know Where They Go. *Microorganisms*, 11(11):2789.

McLaughlin, S. B., Nosal, M., Wulschleger, S. D., and Sun, G. 2007. Interactive effects of ozone and climate on tree growth and water use in a southern Appalachian forest in the USA. *New Phytologist*, 174(1):109–124.

Mills, G., Wagg, S., and Harmens, H. 2013. Ozone Pollution: Impacts on ecosystem services and biodiversity. *Centre for Ecology and Hydrology*, pages 1–108.

Moradi-Amirabad, Y., Rahimian, H., Babaeizad, V., and Denman, S. 2019. Brenneria spp. and Rahnella victoriana associated with acute oak decline symptoms on oak and hornbeam in Iran. *Forest Pathology*, 49(4).

Neycken, A., Scheggia, M., Bigler, C., and Lévesque, M. 2022. Long-term growth decline precedes sudden crown dieback of European beech. *Agricultural and Forest Meteorology*, 324:109103.

Nussbaumer, A., Gessler, A., Benham, S., et al. 2021. Contrasting Resource Dynamics in Mast Years for European Beech and Oak—A Continental Scale Analysis. *Frontiers in Forests and Global Change*, 4.

Oddo, E., Inzerillo, S., Grisafi, F., et al. 2014. Does short-term potassium fertilization improve recovery from drought stress in laurel? *Tree Physiology*, 34(8):906–913.

Pfenninger, M., Reuss, F., Kiebler, A., et al. 2021. Genomic basis for drought resistance in European beech forests threatened by climate change. *eLife*, 10:1–17.

Przemus, M. 2024. *Detection of cavitations in the conductive vessels of beech and oak trees on the Hochwald (CH) nitrogen test site Mareike Przemus*. PhD thesis, Eberswalde University for Sustainable Development.

Reich, P. B., Oleksyn, J., and Wright, I. J. 2009. Leaf phosphorus influences the photosynthesisnitrogen relation: A cross-biome analysis of 314 species. *Oecologia*, 160(2):207–212.

Rellstab, C., Zoller, S., Walthert, L., et al. 2016. Signatures of Olocal adaptation in candidate genes of oaks (*Quercus* spp.) with respect to present and future climatic conditions. *Molecular Ecology*, 25 (23):5907–5924.

Remund, J., Rihm, B., and Huguenin-Landl, B. Klimadaten für die Waldmodellierung für das 20. und 21. Jahrhundert im Forschungsprogramm Wald und Klimawandel. Schlussbericht des Projektes, 2016.

Rihm, B. and Achermann, B. 2016. Critical Loads of Nitrogen and their Exceedances. Swiss contribution to the effects-oriented work under the Convention on Long-range Trans- boundary Air Pollution (UNECE). *Environmental Studies*, 1642:78.

Rihm, B. and Künzle, T., 2019. Mapping Nitrogen Deposition 2015 for Switzerland. Technical Report on the Update of Critical Loads and Exceedance, including the years 1990, 2000, 2005 and 2010. Technical report, Meteotest, Bern.

Sardans, J., Penuelas, J., Coll, M., Vayreda, J., and Rivas-Ubach, A. 2012. Stoichiometry of potassium is largely determined by water availability and growth in Catalanian forests. *Functional Ecology*, 26(5):1077–1089.

Schindler, U. 1951. Das Buchensterben; bisherige Veröffentlichungen und Auswertungen der staatlichen Unterlagen. *Forstarchiv*, 22:109–119.

Suz, L. M., Barsoum, N., Benham, S., et al. 2014. Environmental drivers of ectomycorrhizal communities in Europe's temperate oak forests. *Molecular Ecology*, 23(September):5628–5644.

Sverdrup, H. and Warfvinge, P., 1993. The effect of soil acidification on the growth of trees, grass and herbs as expressed by the (Ca+Mg+K)/Al ratio. Technical report, Lund University, Department of Chemical Engineering II, Lund.

Talkner, U., Meiwes, K. J., Mindrup, M., and Nagel, R. 2011. Bewertung des Ernährungszustands eines Fichtenforsts: Möglichkeiten des DRIS (Diagnosis and Recommendation Integrated System). *Forstarchiv*, 82:82–91.

Trempe, H. 2005. *Aufnahme und Analyse vegetationsökologischer Daten*. Eugen Ulmer Verlag.

Tresch, S., Hopf, S.-E., Braun, S., and Herzig, T. 2023a. Faktenblatt Akutes Eichensterben (AOD) in der Schweiz - Erkennung der Symptome und Massnahmen. In *Stakeholder Meeting Waldschutzdienst (WSD) Beauftragten der Kantone Baselland und Baselstadt*.

Tresch, S., Roth, T., Schindler, C., et al. 2023b. The cumulative impacts of droughts and N deposition on Norway spruce (*Picea abies*) in Switzerland based on 37 years of forest monitoring. *Science of The Total Environment*, 892:164223.

Tresch, S., de Witte, L. C., Hopf, S.-E., et al. 2025. Drought and N deposition impact roots and ectomycorrhizal colonisation of European beech down to deep soil layers. *Applied Soil Ecology*, 210:106055.

Ulrich, B. 1986. Die Rolle der Bodenversauerung beim Waldsterben: Langfristige Konsequenzen und forstliche Möglichkeiten. *Forstwissenschaftliches Centralblatt*, 103:421–435.

UNECE, 2008. Guidelines for reporting on the monitoring and modelling of air pollution effects. Technical report.

van der Linde, S., Suz, L. M., Orme, C. D. L., et al. 2018. Environment and host as large-scale controls of ectomycorrhizal fungi. *Nature*, 558(7709):243–248.

Vitasse, Y., Bottero, A., Cailleret, M., et al. 2019. Contrasting resistance and resilience to extreme drought and late spring frost in five major European tree species. *Global Change Biology*, 25(11): 3781–3792.

Vitousek, P. M., Porder, S., Houlton, B. Z., and Chadwick, O. A. 2010. Terrestrial phosphorus limitation: mechanisms, implications, and nitrogenphosphorus interactions. *Ecological Applications*, 20(1):5–15.

Wenzel, A., Thiel, J., and Stürtz, M. 2024. Waldschutzsituation 2023 in Thüringen. *AFZ Der Wald*.



IAP

Institut für angewandte Pflanzenbiologie

Institut für Angewandte Pflanzenbiologie (IAP) AG
Benkenstrasse 254A | CH-4108 Witterswil
Telefon +41 61 485 50 70 | www.iap.ch

