

Notre forêt, comment se porte-t-elle?

38 ans d'observation permanente des forêts

Programme intercantonal d'observation permanente des forêts des cantons d'AG, BL, BS, GR, SO, TG, ZH et des Offices de l'environnement de Suisse centrale (LU, NW, OW, SZ, UR, ZG), avec la participation de l'OFEV
Rapport 6 2017-2021



UMWELTFACHSTELLEN

Rapport en allemand, avec introduction française



INSTITUT FÜR ANGEWANDTE PFLANZENBIOLOGIE AG WITTERSWIL

Impressum

Eine Information der kantonalen Forstämter Aargau, Basellandschaft, Basel-Stadt, Bern, Graubünden, Solothurn, Thurgau, und Zürich und der Umweltfachstellen der Zentralschweiz mit Unterstützung des Bundesamtes für Umwelt (BAFU).

Auftraggeber

Kanton AG: Marcel Murri, Fabian Dietiker | Kanton Bern: Walter Beer | Kantone BS/BL: Ueli Meier | Kanton GR: Dr. Marco Vanoni, Urban Maissen | Kanton SO: Lea Jost, Rolf Manser | Kanton TG: Dr. Jochen Breschan, Daniel Böhi | Kanton ZH: Erich Good, Dr. Konrad Nötzli, Kurt Hollenstein | Umweltfachstellen der Zentralschweiz: Angela Zumbühl, Fidel Hendry | BAFU Abteilung Wald: Dr. Sabine Augustin | BAFU Abteilung Luftreinhaltung und Chemikalien: Dr. Reto Meier

Auftragnehmer

Institut für Angewandte Pflanzenbiologie

Autoren

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

Disclaimer

Diese Studie wurde im Auftrag der Kantone AG, BE, BL, BS, GR, SO, TG, ZH, der Zentralschweizer Kantone und des BAFU verfasst. Für den Inhalt ist allein der Auftragnehmer verantwortlich.

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:

<https://zenodo.org/record/5674637>

© IAP Witterswil | November 2021

Notre forêt, comment se porte-t-elle?

38 ans d'observation permanente des forêts

Programme intercantonal d'observation permanente des forêts des cantons d'AG, BL, BS, GR, SO, TG, ZH et des Offices de l'environnement de Suisse centrale (LU, NW, OW, SZ, UR, ZG), avec la participation de l'OFEV
Rapport 6 2017-2021

Programme d'observation permanente intercantonal des forêts des cantons d'AG, BE, BL, BS, GR, SO, TG, ZH, des offices de l'environnement de la Suisse centrale et de l'OFEV

Résultats de 2017 à 2021 | Rapport 6

Programma intercantonale di monitoraggio permanente dei boschi nei Cantoni di AG, BE, BL, BS, GR, SO, TG, ZH e degli uffici per l'ambiente della Svizzera Centrale con la partecipazione dell'UFAM.

Risultati dal 2017 al 2021 | Rapporto 6

Intercantonal Permanent Forest Observation Program of the Cantons AG, BE, BL, BS, GR, SO, TG, ZH, of the environmental offices of Central Switzerland and of the Federal Office for the Environment (FOEN)

Results from 2017 to 2021 | Report 6



Witterswil, November 2021

INSTITUT FÜR ANGEWANDTE PFLANZENBIOLOGIE AG WITTERSWIL

Inhaltsverzeichnis | Contenu (p 8-13 francais)

	Eléments clés	6
1	Principaux résultats découlant des 38 ans d'observation permanente des forêts	8
1.1	Effets de l'augmentation des dépôts d'azote	8
1.2	Effets des années sèches	9
1.3	Défoliation des houppiers	10
1.4	Accroissement du tronc	12
1.5	Acidification du sol	13
2	Beobachtungsflächen und Anzahl Bäume	14
3	Kronenverlichtung und Mortalität	16
3.1	Überblick	16
3.2	Buchen	18
3.3	Fichten	24
3.4	Eichen	26
3.5	Eschenbeobachtungen	30
4	Untersuchungen an Gipfeltrieben	32
4.1	Nährstoffkonzentrationen	33
4.2	Triebwachstum und Anzahl Nadeljahrgänge	36
4.3	Blattflächen und Nadelgewicht	37
4.4	Fruchtbehang bei Buchen	38
4.5	Vergilbungen an Gipfeltrieben von Buchen	39
4.6	Spätfrostschäden an Buchen	40
4.7	Wassergehalt der Äste und Kavitation	42
5	Stammzuwachs	43
6	Auswirkungen erhöhter Stickstoffeinträge	46
6.1	Ausgangslage: Stickstoffbelastung in Schweizer Wäldern	46
6.2	Stickstofffracht in der Kronentraufe	47
6.3	Auswirkungen auf die Vitalität von Waldbäumen	48
6.4	Experimentelle Untersuchungen zum Einfluss erhöhter Stickstoffeinträge	49
6.4.1	Material und Methoden	50
6.4.2	Wachstum	52
6.4.3	Phänologie	53
6.4.4	Nährstoffversorgung der Bäume im Stickstoffversuch	55
6.4.5	Zusammensetzung der Bodenlösung - Stickstoffversuch	56
7	Bodenversauerung	58
7.1	Messungen der Bodenlösung	58
7.1.1	Stickstoffauswaschung	61
7.1.1.1	Einfluss der Baumartenzusammensetzung auf die N-Auswaschungsrate	63
7.1.2	Auswaschung basischer Kationen (BC)	64
7.1.2.1	Nährstoffentzug durch unterschiedliche Erntemethoden im Vergleich zum Nährstoffaustrag	64
7.1.3	Entwicklung der Bodenversauerung	65
7.1.4	Einfluss der Bodenversauerung auf die Baumvitalität	68

7.1.5	Auswirkungen von Störungen auf die Bodenchemie	69
7.2	Wiederholung der Bodenbeprobung	72
7.3	Rekonstruktion der Bodenversauerung in Schweizer Wäldern	74
7.3.1	Material und Methoden	74
7.3.2	Resultate und Diskussion	76
7.3.2.1	Zeitlicher Verlauf der Elementkonzentrationen	76
7.3.2.2	Direkte und indirekte Einflüsse von N-Deposition und Basensättigung auf die Elementkonzentrationen m Stammholz	77
7.3.2.3	Aluminium als Indikator für die Bodenversauerung	77
7.3.2.4	Mangan als Indikator für die Bodenversauerung	78
7.3.2.5	Validierung der mit SAFE modellierten Basensättigungswerte	78
7.3.3	Schlussfolgerung	79
8	Bodenwasserhaushalt	80
8.1	Zeitliche Entwicklung der gemessenen Trockenheit	81
8.2	Wasseraufnahme aus grösserer Bodentiefe	82
8.3	Geographische Verteilung der Trockenheit	82
8.4	Vergleich von Messwerten mit Modellwerten	84
8.5	Beurteilung der Trockenheit 2018	85
9	Ozon	88
9.1	Belastung und Entwicklung	88
9.2	Auswirkungen auf den Wald	90
10	Isotopenanalysen	92
11	Genetikuntersuchungen an Buchen	94
11.1	Ausgangslage und Ziel	94
11.2	Spektroskopie und Fernerkundung	96
12	Mykorrhizierung von Buchen in einem Stickstoffgradienten	97
12.1	Hintergrund und Fragestellung	97
12.2	Methoden und Standorte	97
12.3	Resultate	99
12.3.1	Wurzelarchitektur und Wurzelvitalität	99
12.3.2	Wurzelkolonisierung mit Mykorrhizapilzen	100
12.3.3	Myzelwachstum in den Meshbags	101
12.4	Schlussfolgerungen	103
13	Auswertungen und Statistische Methoden	104
14	Glossar	106
15	Verdankungen	109
16	Literatur	110

Eléments clés

Apports d’azote et vitalité des arbres

- Plus les apports d’azote sont élevés, plus les teneurs en potassium et en phosphore des feuilles et des aiguilles sont faibles. La principale cause en est une mycorhization réduite des racines et une modification de la composition des espèces de champignons mycorhiziens qui jouent un rôle important pour l’absorption de l’eau et des nutriments.
- Une nutrition déséquilibrée (carence en phosphore et en potassium) renforce la mortalité du hêtre et de l’épicéa, ainsi que la forte défoliation des houppiers chez le hêtre. De plus, les apports élevés d’azote entraînent une augmentation de la mortalité chez l’épicéa par la sécheresse.
- Même si des dépôts d’azote allant jusqu’à 25 kilogrammes par hectare et par an augmentent encore la croissance du hêtre et de l’épicéa, des effets sur l’approvisionnement en nutriments et l’attaque de parasites peuvent déjà être observés lors d’apports plus faibles. Des dépôts plus élevés entravent la croissance des deux essences. Dans le cas du hêtre, l’effet inhibiteur est encore intensifié par la sécheresse. Chez l’épicéa, les dépôts d’azote renforcent l’impact de la sécheresse sur la mortalité due aux attaques de bostryches.
- Alors qu’au début de l’observation permanente des forêts, les concentrations d’azote dans le feuillage du hêtre et de l’épicéa augmentaient avec le dépôt d’azote, elles diminuent aujourd’hui. Cette modification de la relation indique une nouvelle progression de la saturation en azote.
- L’acidification, mesurée dans la phase solide du sol (valeur du pH, saturation en bases) et dans la solution de sol (rapport des cations basiques et de l’aluminium dans les lysimètres), a progressé indépendamment de la station et de l’essence. C’est surtout le cas dans les horizons supérieurs du sol et lors de dépôts d’azote élevés. Les analyses dendrochimiques (détermination des concentrations d’aluminium, de manganèse et de calcium dans le bois de tige) montrent également que l’acidification du sol a augmenté au cours des dernières décennies.
- En raison des dépôts élevés d’azote, le lessivage de cette substance est supérieur aux valeurs limites de la CEE-ONU dans 45% des placettes étudiées.

Sécheresse et vitalité des arbres

- L’été chaud et sec 2018 a occasionné beaucoup plus de dégâts chez le hêtre et l’épicéa que l’été 2003, tout aussi sec. La raison en est probablement l’apparition plus précoce de la sécheresse au printemps 2018 et l’accumulation d’années sèches depuis 2015, qui ont rendu la récupération impossible. La poursuite de la diminution de l’apport en phosphore a vraisemblablement aussi joué un rôle.
- Les résultats de nos recherches montrent que la forte défoliation des houppiers et la mortalité du hêtre et de l’épicéa sont le fruit de la sécheresse de plusieurs années. Chez le chêne pubescent et pédonculé, la mortalité est liée à la sécheresse de l’année précédente. Chez le chêne rouvre, aucune corrélation entre la mortalité et la sécheresse ne peut être trouvée.
- La cavitation (rupture du flux de l’eau, également appelée embolie) des vaisseaux conducteurs des branches de hêtre due à la sécheresse peut encore être détectée l’année suivante, avant tout en cas d’alimentation déséquilibrée en potassium.
- Les parasites secondaires s’attaquent aux arbres affaiblis par la sécheresse et les font souvent mourir: les bostryches chez l’épicéa, l’agent pathogène de la maladie des suintements et les champignons causant la pourriture des racines chez le hêtre.
- La fructification du hêtre a fortement augmenté depuis 2002. Cela s’explique par des débuts d’été plus chauds. Cette forte fructification affaiblit encore plus les arbres.

Autres observations importantes dans les placettes intercantionales d’observation permanente des forêts

- Au niveau des peuplements, l’accroissement en volume des placettes de hêtre a diminué de 57% depuis 1987. Pour l’épicéa, la réduction est de 48% depuis 1999. Même pour le chêne, pour lequel les données ne sont disponibles que depuis 2014, on peut observer une diminution de 6,4%. Chez le hêtre, les interactions entre l’azote et la sécheresse ainsi que l’augmentation de la fructification jouent un rôle important. Les causes n’ont pas encore été analysées en détail dans le cas de l’épicéa.
- L’ozone entrave considérablement la croissance du hêtre et de l’épicéa. Une première estimation prudente fait état d’une perte d’accroissement de 11% pour l’ensemble de la forêt suisse en raison de l’ozone.
- De 1984 à 2015, l’alimentation en phosphore a diminué de 24% chez le hêtre. Depuis lors, elle a de nouveau augmenté de 8%, probablement en raison de feuilles plus petites en 2019. Cependant, elle se situe toujours dans une zone de carence aiguë. Pour l’épicéa, on observe une diminution continue de 23% entre 1984 et 2019.
- Chez les arbres forestiers, l’absorption d’eau et de nutriments se fait principalement par l’intermédiaire des champignons mycorhiziens qui adhèrent aux racines fines. Le mycélium peut être détecté jusqu’à une profondeur de 90-100 cm. Les racines fines du hêtre, plus nombreuses, atteignent une profondeur d’environ 60 cm. Cependant, on ne sait toujours pas si les éléments nutritifs prélevés à cette profondeur sont disponibles en quantité suffisante pour le recyclage des nutriments.
- Des apports élevés en azote réduisent la mycorhization des racines de hêtre et la diversité des espèces de champignons mycorhiziens. Lorsque la saturation en bases baisse, la colonisation des racines par les champignons mycorhiziens diminue.
- A cause d’une profondeur d’enracinement plus faible, le risque de chablis dus au vent est considérablement accru sur les sols pauvres en bases.
- En raison des apports d’azote encore élevés, la récolte d’arbres entiers n’est pas durable sur la plupart des stations. En effet, la quantité d’éléments nutritifs éliminés est supérieure à celle qui peut être reconstituée par l’altération du sol et les dépôts, à cause de la teneur élevée en nutriments des branches récoltées associée à un lessivage important.
- Bien que la chalarose se soit propagée en Suisse depuis 2008, on rencontre encore des frênes sains.
- En 2019, les dégâts causés par le gel tardif aux pousses sommitales, recensées tous les quatre ans, ont atteint des niveaux record.

L’observation permanente des forêts est un outil précieux pour détecter et documenter les modifications progressives et, ces dernières années, les changements aigus dans les forêts. Alors que dans les années 1980, au début du programme d’observation, l’accent était mis sur les effets des pluies acides et de l’ozone, c’est l’impact de l’augmentation des dépôts d’azote sur les forêts qui a ensuite retenu l’attention. Au cours de la dernière période de quatre ans (2017-2021), les effets du changement climatique sont devenus incontestables, et l’intérêt d’une série d’observations, comportant de nombreuses placettes dans les zones les plus touchées, est apparu clairement. Les résultats et les conclusions des 37 années d’observation permanente des forêts sont brièvement présentés dans les paragraphes suivants, avec des références à la partie détaillée du rapport.

1. Principaux résultats découlant des 38 ans d'observation permanente des forêts

1.1 Effets de l'augmentation des dépôts d'azote

L'apport de composés azotés assimilables par les plantes dans l'air, en raison des émissions de l'agriculture, de la circulation et de l'industrie, continue de peser sur les placettes d'observation étudiées. L'eutrophisation par l'azote a des conséquences négatives sur la croissance des arbres et leur résistance à la sécheresse et aux parasites. Lorsque l'apport d'azote augmente, l'approvisionnement des arbres forestiers en potassium et en phosphore diminue (chap. 4.1). Cela s'explique notamment par le fait que les dépôts d'azote inhibent les champignons mycorhiziens, qui sont importants pour l'absorption d'eau et de nutriments par les arbres (chap.12).

Au cours de la période d'observation, la relation entre les dépôts d'azote et les concentrations de nutriments a changé pour toutes les essences, indiquant une saturation progressive en azote, c'est-à-dire une accumulation, malgré la diminution des apports azotés (chap. 4.1). Le déséquilibre alimentaire réduit, par exemple, la résistance des épicéas face aux bostryches typographiques : la mortalité de l'épicéa augmente en cas de sécheresse, cette hausse étant beaucoup plus importante lors d'apports élevés d'azote (chap. 3.3). La carence en phosphore et en potassium accroît également la vulnérabilité aux bostryches.

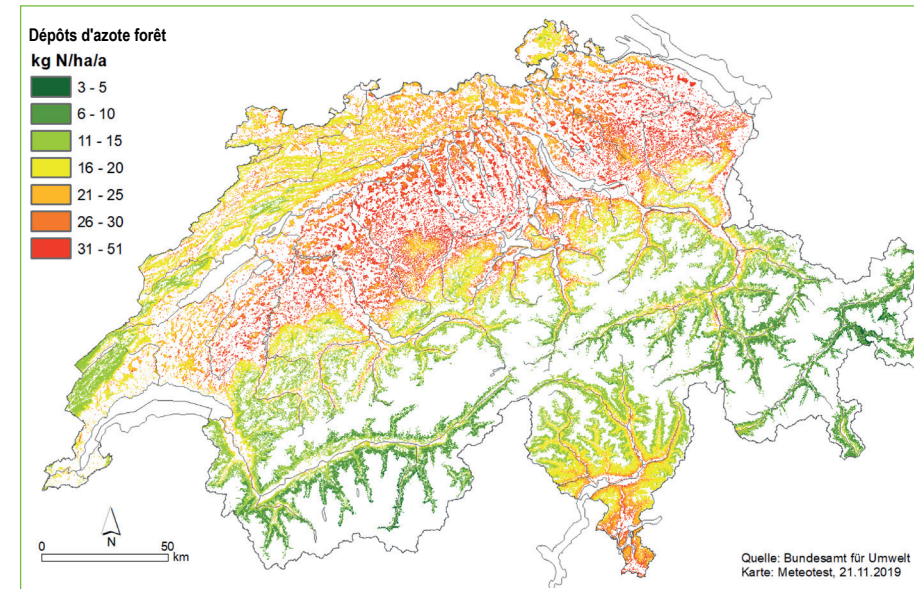


Fig. 1 : Carte des dépôts d'azote dans les forêts suisses en 2015 (Rihm & Künzle 2019).

Fig. 2 : La mortalité du hêtre augmente fortement lorsque la concentration de phosphore est faible. La ligne pointillée indique la limite de l'approvisionnement normal selon Göttele (2016) ($1,2 \text{ mg g}^{-1} \text{ MS}$).

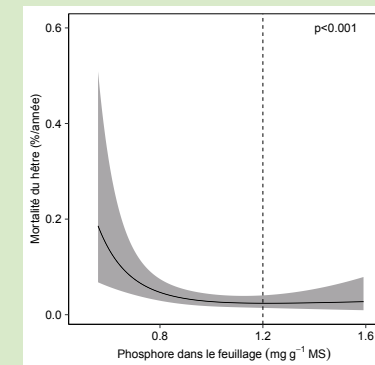


Fig. 3 : Corrélation entre la mortalité de l'épicéa et la sécheresse (ETa/ETp) à différents niveaux de dépôt d'azote. Interaction significative avec $p < 0,001$, $R^2 \text{ fixe} = 0,35$, $R^2 \text{ total} = 0,76$.

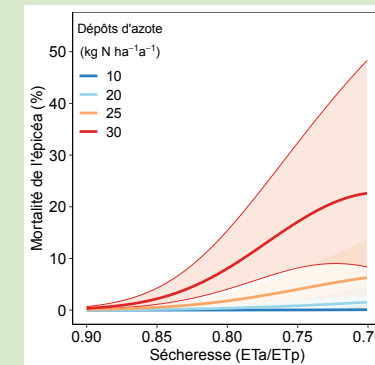


Fig. 4 : Attaque de bostryches et chablis dans la placette d'épicéas de Sagno (TI).

1.2 Effets des années sèches

L'été chaud et sec 2018 a représenté, à bien des égards, une rupture dans la santé des forêts. Les dégâts observés sur le hêtre ont dépassé toutes les expériences faites jusqu'ici en termes d'observation permanente des forêts. (chap. 3.2) Les pertes d'épicéas dues aux bostryches ont également atteint des niveaux record (chap. 3.3). Le phénomène le plus frappant chez le hêtre était la forte proportion de branches mortes. Jusqu'à présent, seule une petite partie de ces individus gravement endommagés sont

complètement morts. Toutefois, les chances de survie à long terme sont probablement faibles, car les arbres affaiblis sont attaqués de manière accrue par des parasites secondaires. Il est intéressant de noter qu'on rencontre souvent des éléments très vitaux à côté de hêtres gravement endommagés. Cette constatation a soulevé la question de savoir s'il existe des différences génétiques dans les dégâts. Ce point fait l'objet d'une étude en cours (chap. 11).



Fig. 5 : Les traces d'écoulements sur le hêtre sont les signes de l'attaque d'un parasite secondaire (*Neonectria coccinea*, Bienne BE).

Fig. 6 : La forte proportion de branches mortes chez le hêtre était la conséquence la plus visible de la sécheresse de 2018 (Coeuve JU).



1.3 Défoliation des houppiers

La proportion de hêtres présentant une défoliation supérieure à 60% et la mortalité chez cette essence s'expliquent par des facteurs similaires. Cette observation montre que des processus semblables régissent le dessèchement des branches et le dépérissement de l'arbre entier (chap. 3.1). La sécheresse est la principale cause de la défoliation et de la mortalité. L'influence porte sur plusieurs années, soulignant l'importance des années sèches successives comme facteur de stress. Le manque de phosphore ou de potassium provoque une augmentation de la mortalité et de la proportion d'arbres sévèrement défoliés. La circulation de l'eau dans les branches de hêtre est encore limitée un an après une forte sécheresse. Cette observation indique que les dommages causés par la cavitation ne sont pas ou seulement partiellement réparés et que les dégâts de sécheresse peuvent s'accumuler sur plusieurs années. Ici aussi, on peut démontrer l'influence d'une alimentation déséquilibrée en potassium (c'est-à-dire trop d'azote par rapport au potassium) (chap. 4.7). Les hêtres de l'expérience sur l'azote de Hochwald (SO) montrent une corrélation directe entre la charge d'azote et les dégâts causés par la sécheresse : en été 2018, les arbres traités à l'azote présentaient des dommages accrus de sécheresse au feuillage ainsi que des branches mortes (chap. 6.4.3). Les hêtres affaiblis par la sécheresse sont plus fortement attaqués par les parasites secondaires, qui sont alors souvent la cause directe de la mort de l'arbre. Parmi eux, il y a l'agent pathogène de la nécrose de l'écorce du hêtre. On a cependant aussi observé des champignons responsables de la pourriture racinaire qui nuisent à la stabilité de l'arbre (chap. 3.2).

Les carences en phosphore et en potassium, ainsi que les facteurs climatiques, expliquent l'augmentation du jaunissement chez le hêtre et le chêne. Sur les pousses sommitales du hêtre également, de faibles concentrations de phosphore, associées à des températures estivales élevées, ont participé au processus de jaunissement des feuilles par photodégradation (chap. 4.5). Les températures estivales élevées sont également déterminantes pour la différenciation des bourgeons de hêtre en bourgeons floraux et sont donc à l'origine de la fructification extrême du hêtre. Depuis 2002 environ, on observe une accumulation d'années de fructification et une augmentation de leur intensité (chap. 4.4.). Outre la sécheresse, les températures printanières élevées (de l'époque du débourrement à la fin juillet) jouent également un rôle dans la mortalité de l'épicéa (chap. 3.3.). Il est possible que l'influence des températures soit liée au développement des bostryches, car la première génération essaime à fin juin/début juillet sur le Plateau.

Fig. 7 : La couleur rouge dans les sections transversales de ces branches marque les vaisseaux conducteurs actifs. A gauche : hêtre sain, à droite : hêtre fortement endommagé (Rothenfluh BL).

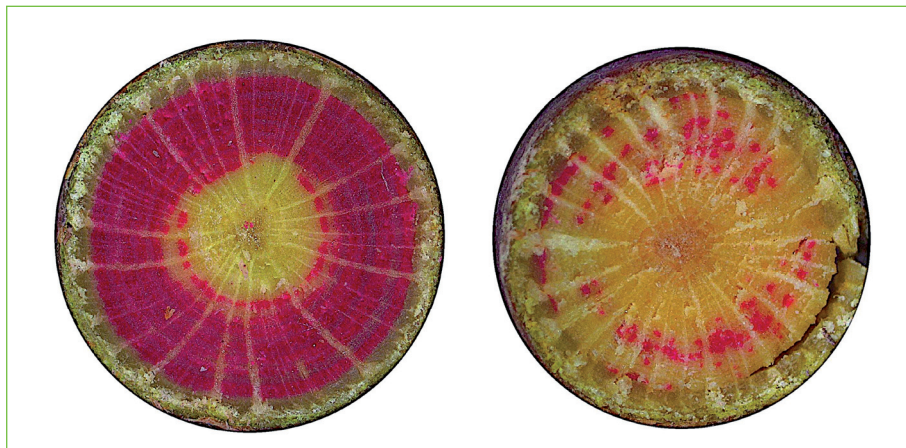


Fig. 8 : Lorsque l'apport d'azote ou la charge d'ozone augmente, les générations d'aiguilles diminuent chez l'épicéa.

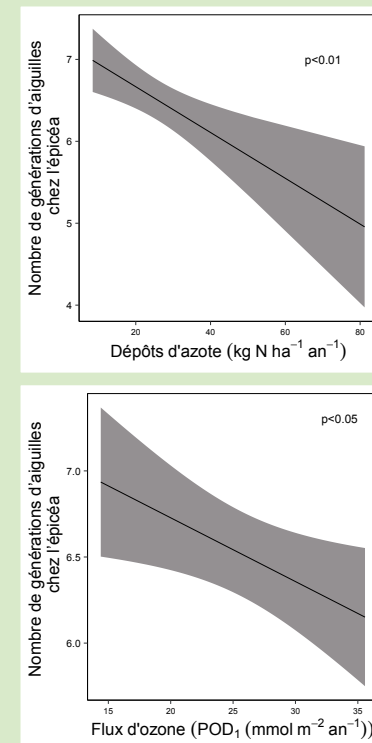
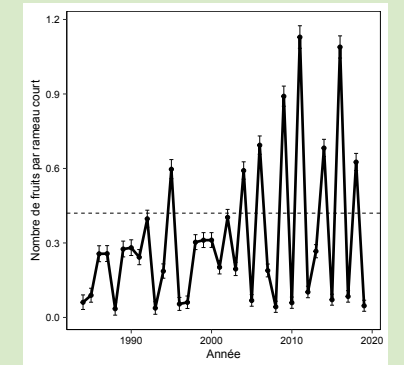
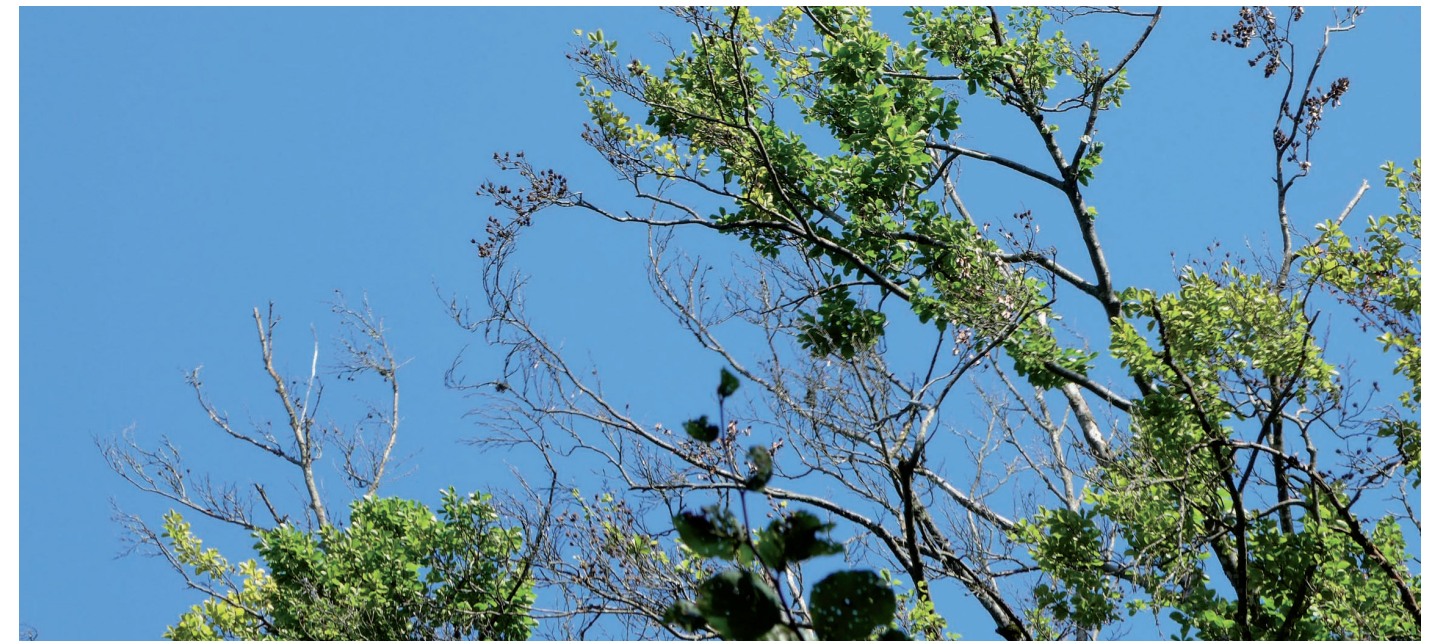


Fig. 9 : Feuille de hêtre décolorée sur un côté, conséquence de la carence en phosphore et de la chaleur (Höri ZH).

Fig. 10 : La fructification du hêtre a très fortement augmenté. C'est une conséquence des températures chaudes, surtout en juin.



Hêtre avec jaunissement fort et branches mortes (Rothenfluh BL)



1.4 Croissance du tronc

L'accroissement du tronc de toutes les essences étudiées a diminué de manière significative. Au niveau du peuplement, la croissance en volume a baissé de 57% pour le hêtre depuis 1987 et de 48% pour l'épicéa depuis 1999 (chap. 5). Outre l'âge croissant des arbres, l'augmentation de la fructification et la combinaison de la sécheresse et de la hausse des dépôts d'azote jouent un rôle dans le cas du hêtre. Les apports élevés d'azote ont un effet inhibiteur sur la croissance : chez le hêtre, l'accroissement en volume par arbre régresse à partir d'un dépôt d'azote de 25 kg N ha⁻¹ a⁻¹. Dans des conditions de sécheresse, la diminution commence déjà à partir d'apports plus faibles. Chez l'épicéa, des dépôts d'azote de plus de 30 kg N ha⁻¹ a⁻¹ freinent l'accroissement en volume. Les effets de l'ozone sur la croissance des tiges de hêtre et d'épicéa étaient également clairement négatifs. Dans le cas du hêtre, la relation dose-effet ressortant des expériences ; pour l'épicéa, elle est encore plus forte (Fig. 13). L'une des raisons de ce phénomène peut être l'intensification de l'effet de l'ozone lors de températures élevées en juillet. L'ozone, ainsi que les dépôts d'azote sont également impliqués dans la réduction des générations d'aiguilles chez l'épicéa.

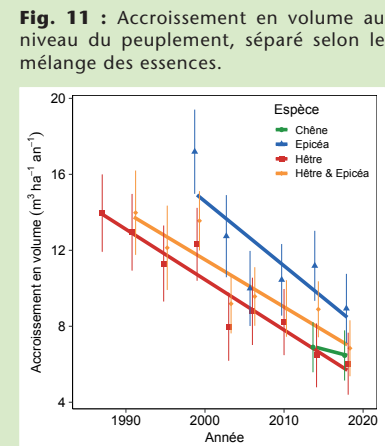


Fig. 11 : Accroissement en volume au niveau du peuplement, séparé selon le mélange des essences.

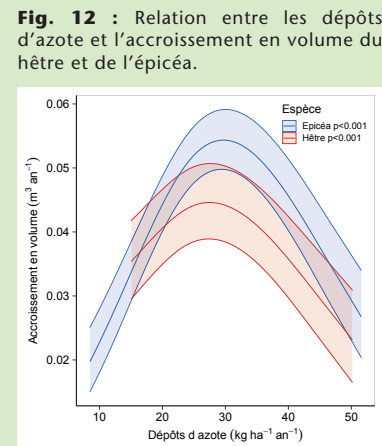
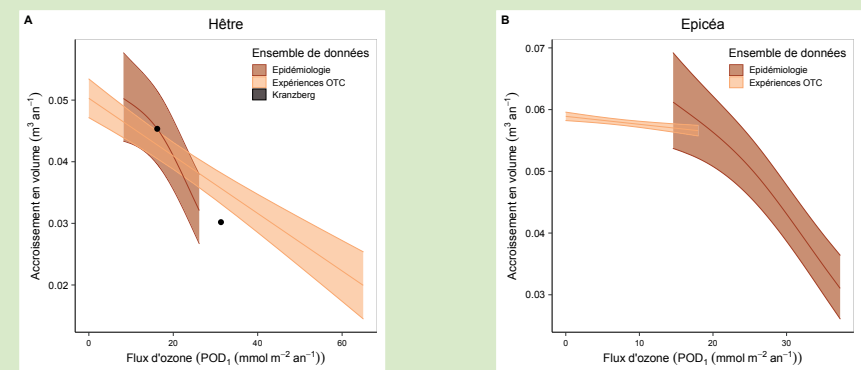


Fig. 12 : Relation entre les dépôts d'azote et l'accroissement en volume du hêtre et de l'épicéa.

Fig. 13 : La relation dose-effet pour l'ozone, dérivée des données sur l'accroissement du tronc (ensemble de données « Epidémiologie ») concorde très bien avec celle des expériences pour le hêtre. Elle est plus forte pour l'épicéa (ensemble de données « Expériences OTC »). La relation dose-effet issue des expériences est celle utilisée par la CEE-ONU pour définir le niveau critique. Le résultat de l'expérience de fumigation en plein air réalisée par Matyssek au Kranzberg est également représenté (Pretzsch et al. 2010).



1.5 Acidification du sol

Les évaluations de la solution de sol montrent que l'acidification du sol a continué de progresser, indépendamment de la station et de l'essence. En raison du dépôt élevé d'azote, l'acidification s'est produite principalement dans les horizons supérieurs du sol (chap. 7.1). Les analyses de l'aluminium dans les cernes de sections de tronc de différentes périodes attestent une nette poussée de l'acidification vers la fin du siècle dernier (Fig. 14, chap. 7.3). La répétition de l'échantillonnage du sol de 2005 en 2016 a montré une diminution significative du pH (Fig. 15) et de la saturation en bases (chap. 7.2). Le changement était plus marqué avec des apports élevés d'azote, ce qui souligne le rôle des dépôts azotés dans l'acidification du sol.

Traduction: Claude Gassmann

Fig. 14 : A gauche : le rapport BC/Al comme indicateur important de l'acidification du sol mesuré dans les 47 stations lysimétriques échantillonnées mensuellement à différentes profondeurs du sol. A droite : reconstruction des valeurs historiques de saturation en bases à partir d'analyses d'éléments dendrochimiques dans des sections de tronc d'épicéa pour différentes périodes.

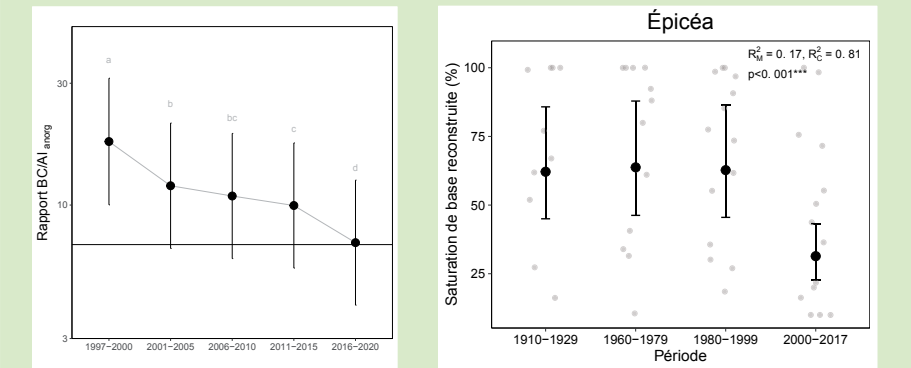
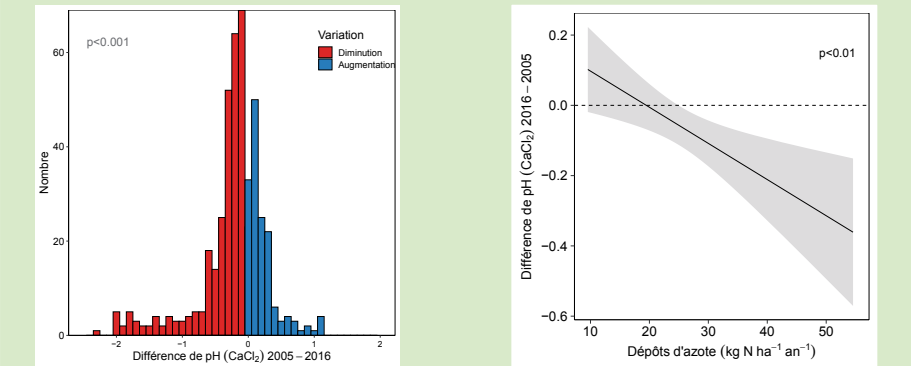


Fig. 15 : A gauche : Différence des valeurs de pH entre les échantillons de 2016 et de 2005. Les différences négatives sont marquées en rouge, les différences positives en bleu (taille de l'ensemble de données voir chap. 7.2). Les différences négatives sont nettement plus fréquentes. A droite : relation de la différence des valeurs de pH entre l'échantillonnage de 2016 et de 2005 avec le dépôt d'azote.



2 Beobachtungsflächen und Anzahl Bäume

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). Da eine epi-

데미ologische Auswertung ein breites Spektrum der auszuwertenden Parameter voraussetzt, wurden auch gezielt Problemstandorte oder Standorte mit extremen ökologischen Bedingungen einbezogen (Abb. 16). Im Jahr 2009 wurden 50 Eichenflächen in das Programm aufgenommen. Das aktuelle Flächennetz der Interkanto-

nen Walddauerbeobachtung ist in Abb. 17 dargestellt. Es umfasst 190 Flächen mit insgesamt 12'514 Bäumen. Infolge von Abgängen, etwa durch Sturmschäden, Durchforstungen oder Mortalität unterliegt das Flächennetz ständigen Veränderungen.

Abb. 16: Unterschiedliche Gradienten der Beobachtungsflächen. Dargestellt sind Bestandesalter im Jahr 2020, Höhe über Meer, Basensättigung des Bodens, Trockenheit (als minimale Wasserbilanz, Mittelwert 1981-2020), Stickstoffdeposition und Ozonflux (Mittelwert 1991-2019, Eichenflächen wurden dabei wie Buchen gerechnet).

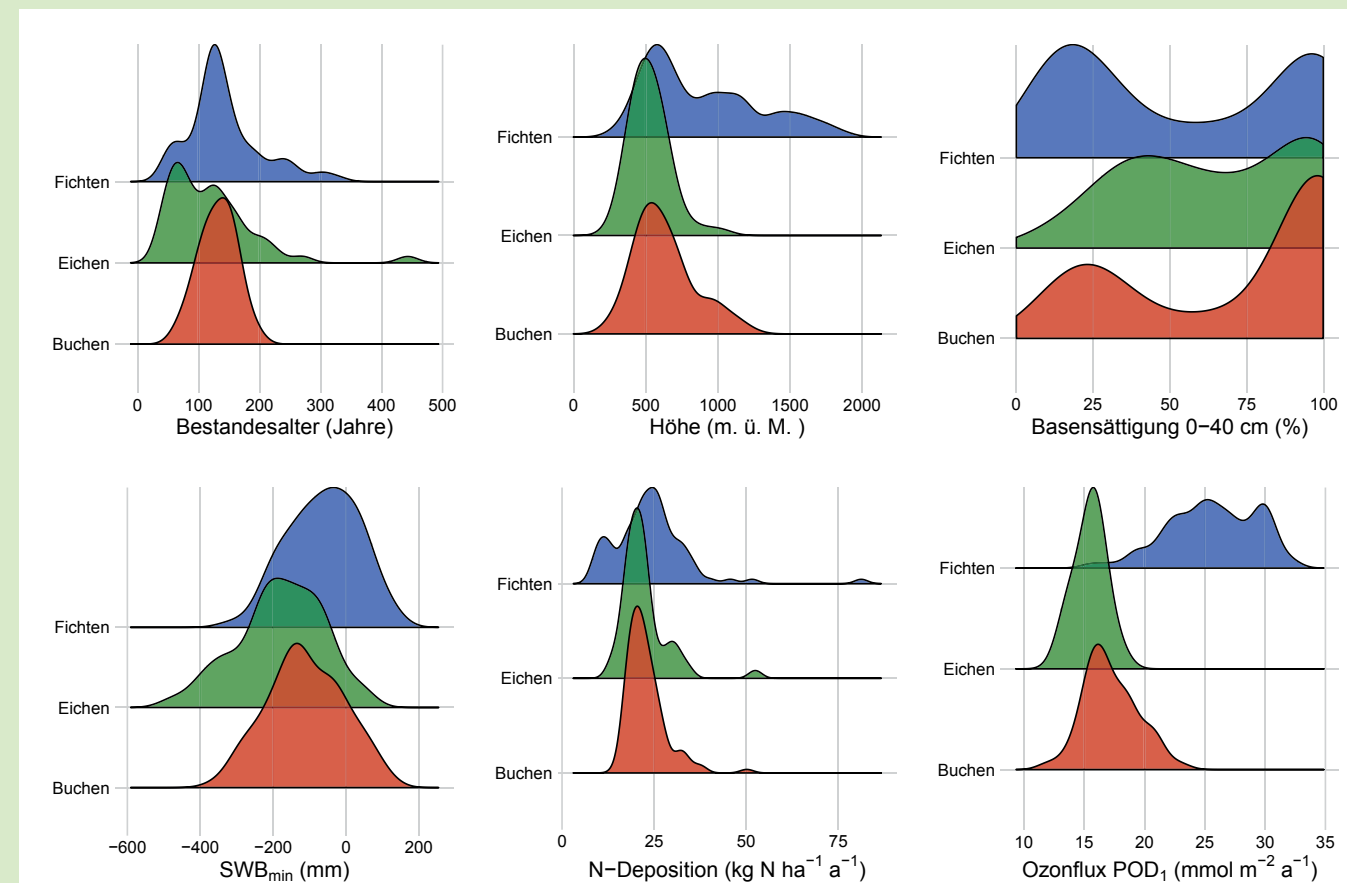
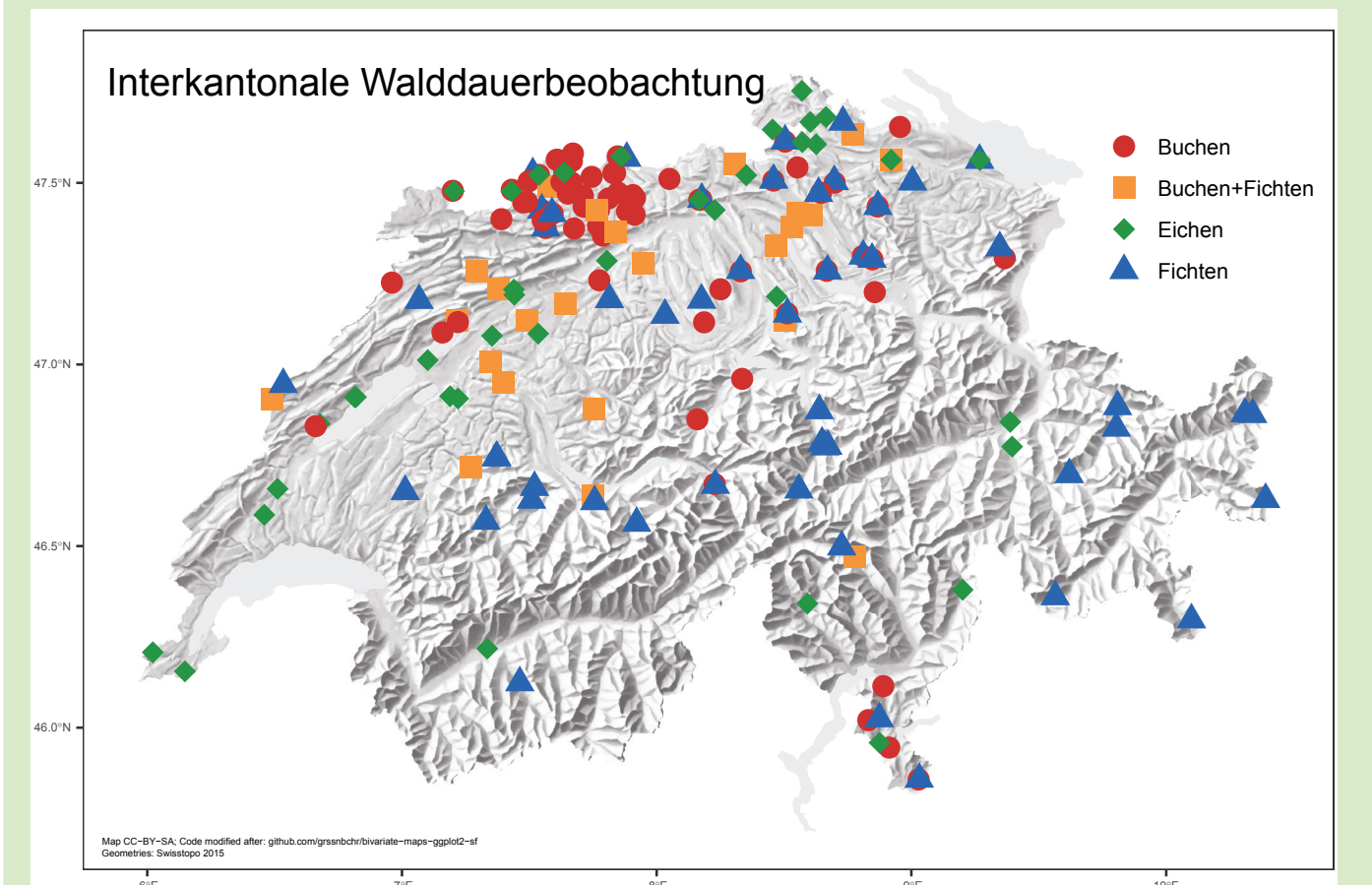


Abb. 17: Interkantonale Walddauerbeobachtungsflächen im Jahr 2020. Anzahl Buchenflächen = 75, Anzahl Fichtenflächen = 51, Anzahl Mischflächen Buche/Fichte = 24, Anzahl Eichenflächen 40.



3 Kronenverlichtung und Mortalität

3.1 Überblick

Die Kronenverlichtung stellt eine nützliche Richtgrösse dar, die es erlaubt, den Waldzustand über einen längeren Zeitraum mit einer verhältnismässig einfachen und schnellen Methode abzuschätzen. Sie wird in 5%-Stufen eingeschätzt und nach einer international einheitlichen Skala bewertet (Tab. 1). Gemäss dem ICP Forests – einem Arbeitsprogramm unter der UNECE-Konvention über weiträumige grenzüberschreitende Luftverunreinigung – gelten Bäume mit einer Kronenverlichtung von mehr als 25% als gestresst (ICP Forests 2003). Nachfolgend wird der Anteil Bäume mit >25% und >60% in Beziehung gesetzt zu verschiedenen Prädiktoren. Einbezogen wurde Trockenheit, Temperatur, Alter, Strahlung, Ozon, Stickstoffdeposition, Meereshöhe, Spätfrost, Nährstoffversorgung und Fruchtbehang. Als Trockenheitsindi-

katoren wurden die minimale Wasserbilanz (SWB_{min}) und das Verhältnis zwischen aktueller und potentieller Evapotranspiration (ETa/ETp) verwendet (vgl. auch Kap. 8).

In Tab. 2 sind die Ergebnisse der Auswertungen aufgelistet. Bei allen Baumarten ist der Anteil von Bäumen mit einer Kronenverlichtung >25% mit zunehmendem Alter erhöht. Bei Buchen und Fichten ist die Trockenheit des Vorjahres für beide Verlichtungsklassen (>25% und >60%) ein hochsignifikanter Prädiktor, bei den Buchen ausserdem die Trockenheit des laufenden Jahres (bei Beginn der Bonitierung im Sommer, Juli-August). Kalium war negativ mit dem Anteil stark geschädigter Buchen (>60%) sowie positiv mit den Fichten mit >25% Kronenverlichtung korreliert. Bei den Buchen wirkten sich Spätfros-

tereignisse mit einer Minimaltemperatur von < -2.0°C auf den Anteil von Bäumen mit einer Kronenverlichtung >25% aus. Bei den Eichen mit >25% Kronenverlichtung waren nur gerade das Alter und die Eichenart signifikante Prädiktoren: Traubeneichen waren weniger stark verlichtet als Stiel- und Flaumeichen. Bei Eichen mit >60% Kronenverlichtung wurde ein Trend zur Erhöhung bei Spätfrostereignissen mit einer Temperatur von -2.0°C beobachtet. Diese Beziehung ist überraschend, aber sie war deutlicher als jene mit Trockenheitsindikatoren.

Die Prädiktoren zur Erklärung der Mortalität sind bei den Buchen ähnlich wie bei den stark verlichteten Bäumen (Trockenheit im laufenden Jahr und von zwei Vorjahren, Versorgung mit Phosphor und Kalium), was ähnliche Mechanismen nahelegt. Bei den Fichten sind die Beziehungen mit der Mortalität deutlich stärker als mit dem Anteil stark verlichteter Bäume: die Mortalität durch Borkenkäfer ist bei Trockenheit, unter hohen Temperaturen und unter einer Kombination von Trockenheit und erhöhten Stickstoffeinträgen stärker. Bei den Eichen findet sich eine Beziehung zur Trockenheit des Vorjahrs, allerdings nur für Stiel- und Flaumeichen.

Tab. 1: Verlichtungsstufen gemäss ICP Forests (2003)

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: Regressionen der Verlichtungsklassen, Mortalität und mittlere Vergilbung bei Buchen, Fichten und Eichen mit verschiedenen Prädiktoren. Ein Symbol: p<0.05, zwei Symbole: p<0.01, drei Symbole: p<0.001. +: positive Regression, -: negative Regression, p: polynomiale Regression, p+: Polynomiale Regression mehrheitlich in positiver Richtung, p-: polynomiale Regression mehrheitlich in negativer Richtung. Zur statistischen Auswertung vgl. Kap. 14.

	Buchen				Fichten				Eichen			
	Verl.		Mort.	Verg.	Verl.		Mort.	Verg.	Verl.		Mort.	Verg.
	>25%	>60%			>25%	>60%			>25%	>60%		
Alter	p++		(+)		+++							
N-Deposition	ppp				---							
Höhe			-				+++					
Trockenheit lauf. Jahr	p+		+									
Trockenheit 1. Vorj.	p++	+++	++		+++		+	+++			+	
Trockenheit 2. Vorj.		(+)	++				++					
Trockenheit 3. Vor.		+++					+					
Trockenheit *N-Dep.							+++					
Strahlung				+++								
Stickstoff						p- - -						
Phosphor	(p-)	p-	ppp	- -		p- - -			- - -			
Kalium		-	-		++		-					--
N:Mg							+					
N:P							+					
Julitemperatur					+			- - -				
30-Tage-Temperatur												+++
Temp. Vegperiode							+++					
Wintertemperatur												p- - -
Spätfrost	+									(+)		
Fruchtbehang	+++			+++								
Art									***	***	*	*

Bonitierung



3.2 Buchen

Der Anteil Buchen mit einer Kronenverlichtung >25% schwankt von Jahr zu Jahr und zeigt keinen eindeutigen Trend (Abb. 19). Jedoch hat im Sommer 2019 und 2020 der Anteil Bäume mit einer Kronenverlichtung >60% (Schadstufe 2) sehr stark zugenommen (Abb. 20). Das sind vor allem Buchen mit einem hohen Totastanteil (Abb. 18). Dieses Phänomen ist eine Folge der starken Trockenbelastung im Sommer 2018 und den nachfolgenden Sommern 2019 und 2020 (Kap. 8). Der Anteil dieser Bäume ist mit der Trockenheit dreier Vorjahre



Abb. 18: Absterbende Buche (Birsfelden BL).

korreliert (Abb. 21). Buchen mit einer Kronenverlichtung >60% weisen zwar ein deutlich höheres Absterbe-

risiko in den Folgejahren auf, aber mit 4.2% ist es immer noch verhältnismässig gering (Abb. 22). Bei noch höherer Kronenverlichtung steigt das Absterberisiko bis auf 20% (>90% Kronenverlichtung). Von den >60% verlichteten Buchen erholten sich 27.3% vollständig, d.h. wiesen in den Folgejahren eine Verlichtung von <40% auf. Bei >80% verlichteten Buchen ist das Erholungspotential noch 10.7%, während das Absterberisiko auf 11.4% steigt.

Abb. 19: Anteil Buchen, Fichten und Eichen mit einer Kronenverlichtung >25% von 1984 bis 2021.

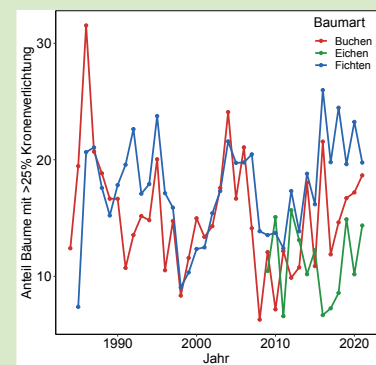
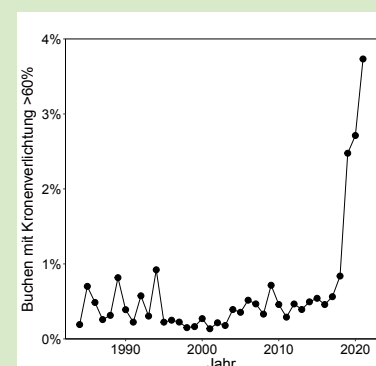


Abb. 20: Anteil Buchen mit einer Kronenverlichtung von >60% von 1984 bis 2021.



Die Vergilbung der Buchen hat in den letzten drei Jahren stark zugenommen (Abb. 23). Eine detaillierte Auswertung zeigt, vergleichbar zu den Auswertungen des Photobleachings an den Gipfeltrieben (Kap. 4.5), dass die Phosphorkonzentrationen im Laub eine Rolle spielen (Abb. 24). Überraschend jedoch ist die fehlende Korrelation mit Trockenheitsvariablen, während Strahlung und Fruchtbehang, beides im Vorjahr, signifikante Prädiktoren waren.

Die Mortalität stieg 2019 und 2020 deutlich an, vor allem in der Nordwestschweiz (Abb. 25). Mit 0.31% im Jahr 2020 und 0.44% im Jahr 2019 war sie um 3.9– bis 5.4-mal so hoch wie im Mittel der letzten 36 Jahre (0.05%). Eine Auswertung mit verschiedenen Klimaparametern zeigte, dass die Buchenmortalität signifikant mit der minimalen Standortwasserbilanz (SWB_{min} , Braun, Remund, & Rihm, 2015), im laufenden Jahr und mit der Regenmenge in der Zeit von 10 Tagen vor bis 30 Tage nach dem Blattaustrieb der Buche korreliert ist.

Abb. 21: Beziehung zwischen dem Anteil Buchen mit einer Kronenverlichtung >60% und der minimalen Wasserbilanz dreier Vorjahre.

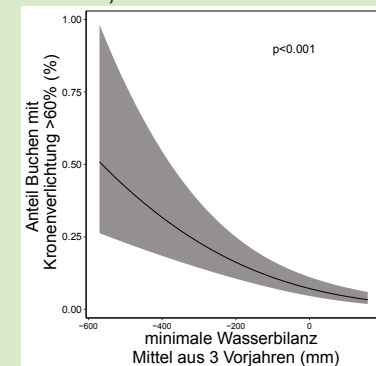


Abb. 22: Absterbe- (links) und Erholungswahrscheinlichkeit von Buchen mit unterschiedlicher Kronenverlichtung. Anzahl Bäume: 9946 (105 Flächen), Zeitreihe 1984-2020, Anzahl Beobachtungen: 186'238. Erholte Bäume: Bäume mit Verlichtung <40%.

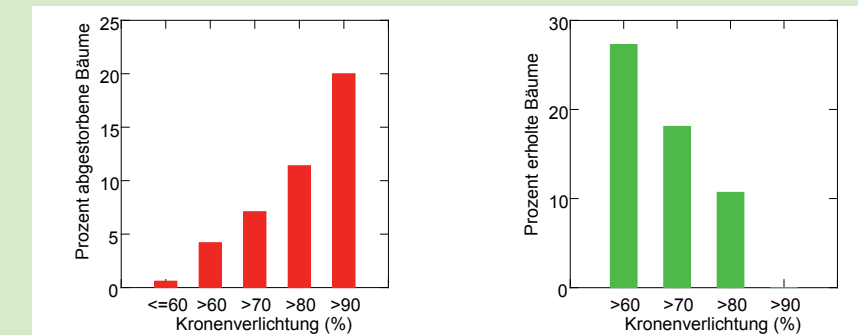


Abb. 23: Mittlere Vergilbung bei den Buchen von 1995 bis 2021.

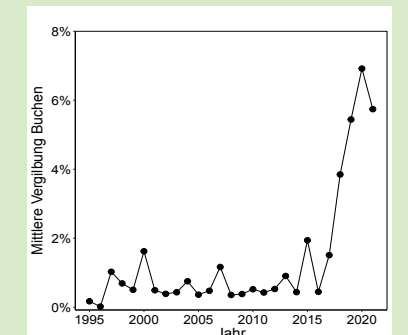
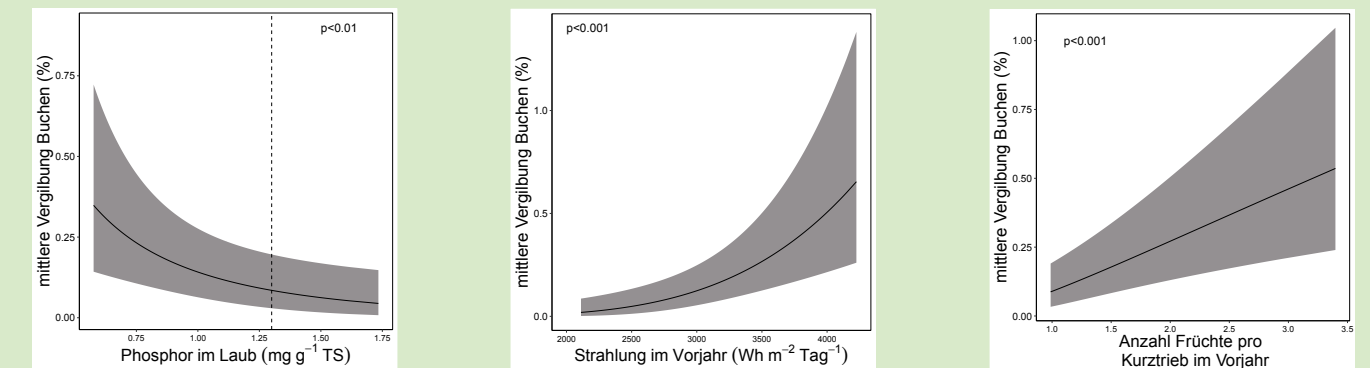


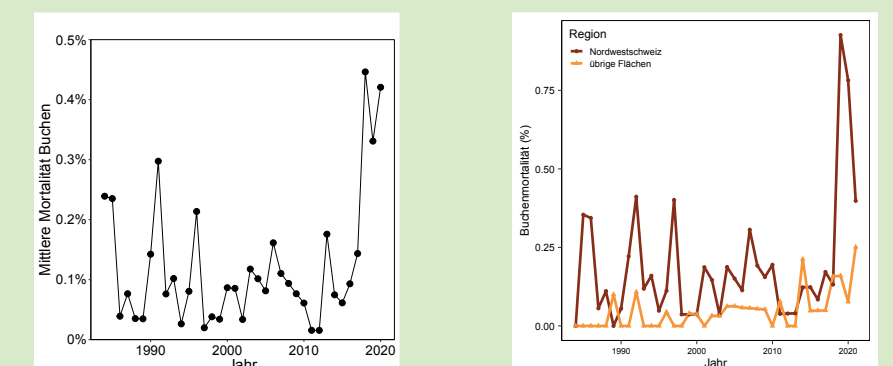
Abb. 24: Erklärende Variablen für die Vergilbung der Buchen



Der Trockenheitseffekt lässt sich bis über zwei Vorjahre nachweisen, wobei der Effekt der Trockenheit nach einem Jahr am stärksten ist (Abb. 26).

Nicht nur die Trockenheit, sondern auch die Phosphorversorgung der Bäume spielt bei der Erklärung der Buchenmortalität eine wichtige Rolle (Abb. 27). Die Mortalität im Beobachtungsnetz steigt mit zunehmendem Phosphormangel stark an, ist aber auch bei hohen P-Konzentrationen etwas erhöht. Die Daten legen nahe, dass der Anstieg der Buchenmortalität

Abb. 25: Mortalität der Buchen in Prozent gemittelt pro Beobachtungsjahr. Anzahl Buchenflächen im Jahr 2020 = 95. Anzahl untersuchte Bäume seit 1984 = 185'034. Li.: Summe über alle Flächen, re.: getrennt nach Nordwestschweiz (braun, Kantone BS, BL und Fricktal) und übrige Flächen (orange).



nach Trockenheit mit der abnehmen-
den P-Versorgung zusammenhängt.

Bei der Mortalität der Buchen spielen
Schwächeparasiten wie *Neonectria*
coccinea, der Erreger der Schleim-
flusskrankheit, eine wichtige Rolle.
Dieser Pilz wurde z.B. in der stark
geschädigten Fläche "Biel unten" an
einigen Buchen beobachtet (Abb.
28). Detailliertere Untersuchungen
im Raum MuttENZ zeigten zudem,
dass Trockenstress und anschlies-
sende Schwächung durch Pilze zu einem

Verlust der Standfestigkeit führen
können. Neben *Neonectria coccinea*
und Saprophyten wurden einige wei-
tere Pilze gefunden, die Wurzelfäule
hervorrufen. Es sind dies *Meripilus gi-*
ganteus (Riesenporling, Abb. 30, Abb.
31), *Armillaria* sp. (Hallimasch, Abb.
32) und *Pholiota aurivella* (Goldfell-
Schüppling, Abb. 33). Ein Zusammen-
hang zwischen *Neonectria* und Wind-
wurf wurde auch schon von anderen
Autoren beschrieben, so z.B. in Ame-
rika von Papaik et al. (2005). Mögli-
cherweise spielt hier auch die Stick-

stoffdeposition eine Rolle: Latty et al.
(2003) fanden einen Zusammenhang
zwischen dem Stickstoffgehalt in der
Rinde und dem Befall mit *Neonectria*
coccinea, ebenfalls für amerikanische
Buche (*Fagus grandifolia*).

Abb. 26: Links: Beziehung der Buchenmortalität mit der Regenmenge im Frühjahr. Mitte: Beziehung mit SWB_{min}, gemittelt über zwei Vorjahre. Der graue Bereich ist der 95%-Vertrauensbereich. Rechts: Koeffizienten der Regression zwischen Trockenheit und Mortalität für das laufende Jahr (Lag 0), sowie ein und zwei Jahre vorher mit Standardfehlern.

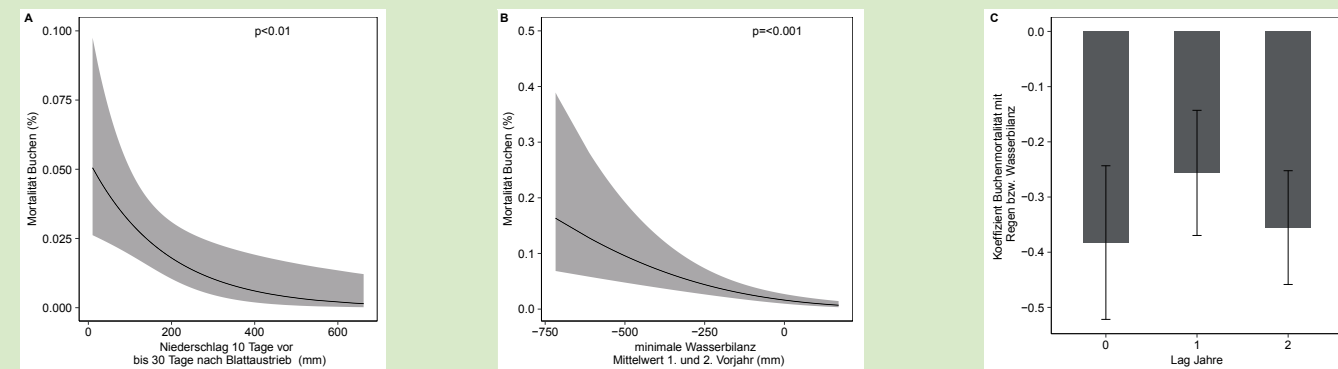


Abb. 27: Beziehung zwischen der Buchenmortalität und der Konzentration von Kalium (A) und Phosphor (B). Die gestrichelten Linien geben die untere Grenze des Normalversorgungsbe-
reichs nach Göttlein (2016) an.

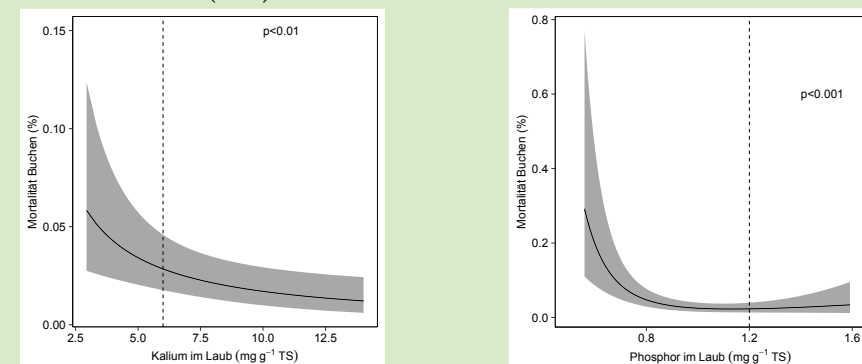


Abb. 28: Schleimflussflecken an Buche (Biel BE).



Abb. 29: *Neonectria coccinea*, der Erreger der Schleimflusskrankheit.



Abb. 30: Fruchtkörper von *Meripilus giganteus* (Riesenporling) an geworfener
Buche (MuttENZ BL).



Abb. 31: *Meripilus giganteus* (Riesenporling) (MuttENZ BL).



Abb. 32: *Armillaria* sp. (Hallimasch) (MuttENZ BL).



Abb. 33: *Pholiota aurivella* (Goldfell-Schüppling) (MuttENZ BL).

Windwurf Buche MuttENZ BL



Nummern malen



Stammbruch infolge von Schleimfluss bei Buche in MuttENZ BL



3.3 Fichten

Der Anteil Fichten mit einer Kronenverlichtung >25% war in den letzten Jahren im Vergleich zu den Buchen erhöht (Abb. 19). Der höchste Stand wurde 2015 erreicht (Abb. 34). Prädiktoren für diese Kronenverlichtung sind Trockenheit, Julitemperatur und das Bestandesalter (Abb. 35). Für die Kronenverlichtung >60% ist die Trockenheit ebenfalls wichtig (Abb. 36). In beiden Fällen war die Trockenheit im Vorjahr, als minimale Wasserbilanz, wichtig. Die Beziehungen mit den Nährstoffen (Stickstoff, Phosphor

und Kalium) sind schwieriger zu interpretieren und werden hier deshalb nicht gezeigt.

Als Folge der extremen Trockenheit erreichte die Mortalität der Fichten 2019 und 2020 Rekordwerte, nachdem sie bereits in diesen Jahren zuvor erhöht gewesen war (Abb. 37). Insgesamt fielen in diesen Jahren 9.3% der Fichten aus. Grund dafür ist der Befall mit dem Buchdrucker, der sich nach den in den letzten Jahren häufiger auftretenden Hitzewellen, langen

Trockenperioden sowie Sturmereignissen (z.B. Burglind, Evi und Friederike im Januar 2018) stark vermehrt hat. Trockenperioden führen zu einer Schwächung der Vitalität der Bäume. Nach Stürmen bleibt viel Holz liegen, welches eine ideale Brutstätte für den Buchdrucker ist. Daher gab es bereits einen Mortalitätsanstieg auf den Fichtenflächen nach dem Sturm Lothar

1999 und dem Hitzesommer 2003. In den Jahren 2015-2020 wurde in 53 der 75 Fichtenflächen Mortalität beobachtet, in 24 Flächen starben mehr als fünf Bäume, in 16 Flächen gar über zehn. Einige Fichtenflächen (Diessenhofen TG, Gubrist neu ZH, Höri ZH, Winterthur ZH, Muri AG) erlitten gar einen Ausfall von 100%. Weitere drei Standorte (Möhlhölzli Unterforst AG, Beromünster LU) sind akut gefährdet.

Die räumliche Verteilung des Abgangs infolge Borkenkäferbefalls zeigt eine Häufung in der Nordschweiz (Abb. 38). Diese ist bedingt durch Trockenheit und hohe Stickstoffeinträge: wie bei den Buchen ist die Mortalität der Fichten mit der Trockenheit über mehrere Vorjahre korreliert. In diesem Fall war das Verhältnis zwischen aktueller und potentieller Evapotranspiration (ETa/ETp) am besten korreliert. Zudem wird die Trockenheitswirkung bei hoher Stickstoffdeposition deutlich verstärkt (Abb. 39).

Abb. 34: Entwicklung des Anteils Fichten mit Borkenkäferbefall, Kronenverlichtung >60% und Kronenverlichtung >25%.

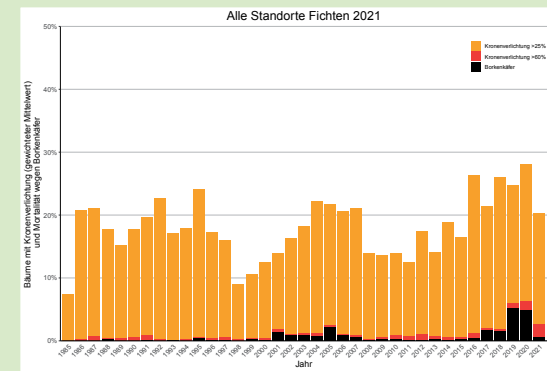


Abb. 35: Beziehung zwischen dem Anteil Fichten mit einer Kronenverlichtung >25% und der Trockenheit (links), der Julitemperatur des laufenden Jahres (Mitte) und dem Bestandesalter (rechts).

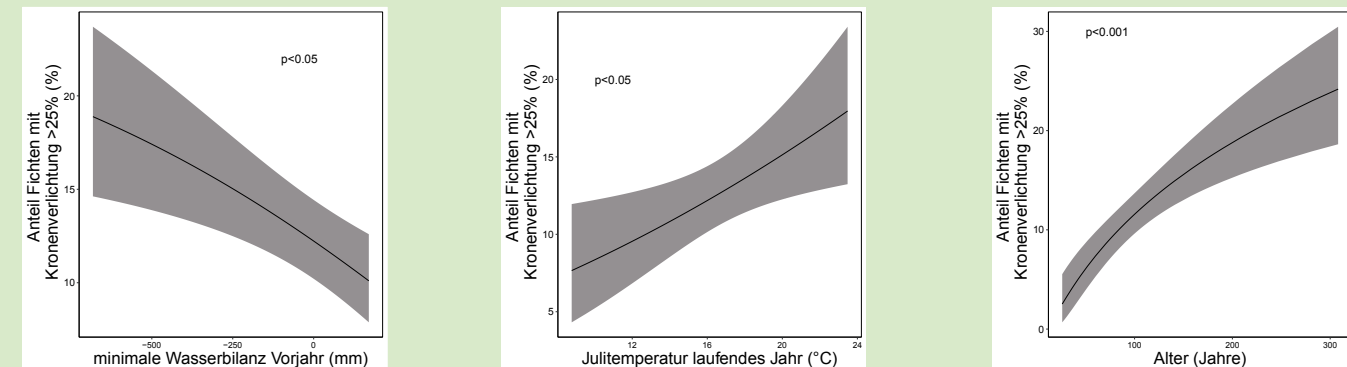


Abb. 36: Beziehung zwischen dem Anteil Fichten mit einer Kronenverlichtung >60% und der minimalen Wasserbilanz im Vorjahr.

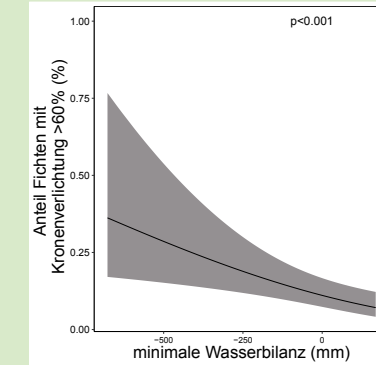


Abb. 37: Mortalität der Fichten in Prozent pro Beobachtungsjahr. Anzahl Fichtenflächen im Jahr 2020 = 76. Anzahl Beobachtungen seit 1985 = 131'819.

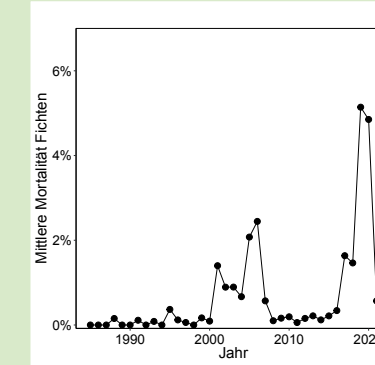


Abb. 39: Korrelation der Fichtenmortalität mit Trockenheit (ETa/ETp) bei unterschiedlichen Werten der Stickstoffdeposition.

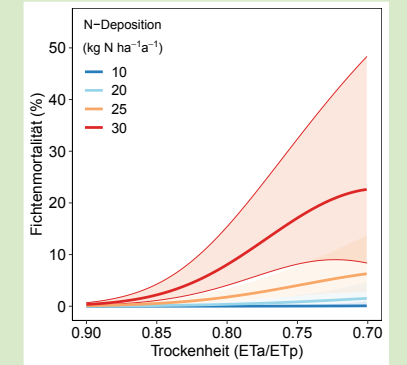
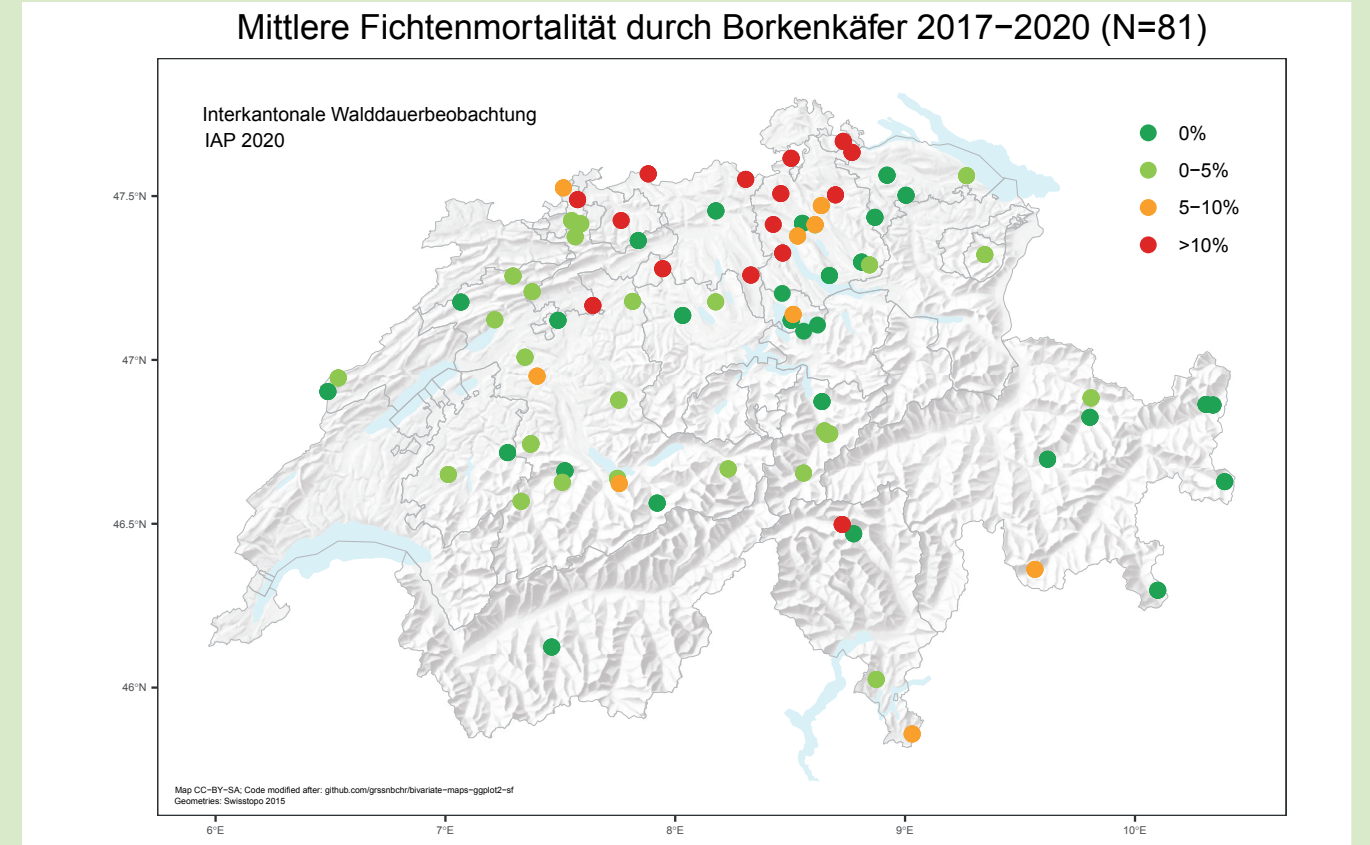
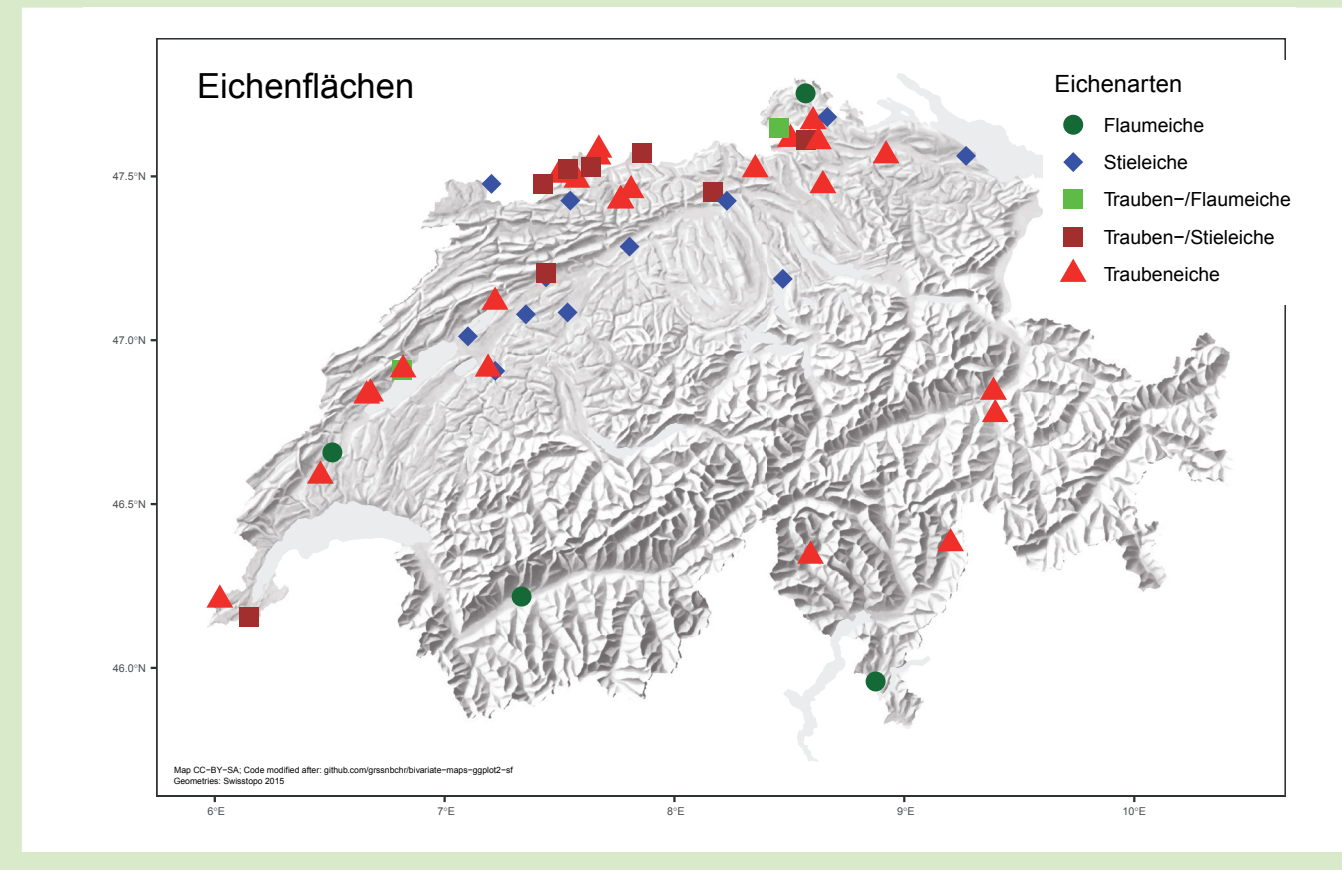


Abb. 38: Räumliche Verteilung der Abgänge durch Borkenkäfer in den Jahren 2017-2020.



3.4 Eichen

Abb. 40: Verteilung der Eichenarten auf die Eichenflächen.



Der Anteil Eichen mit einer Kronenverlichtung >25% ist seit 2015 deutlich tiefer als bei Buchen und Fichten (Abb. 19). Zwischen den Eichenarten gibt es allerdings deutliche Unterschiede (Abb. 41): die Kronenverlichtung >25% ist bei den Traubeneichen am tiefsten (Abb. 43). Bei der Kronenverlichtung >60% weisen die Flaumeichen signifikant höhere Werte auf als die anderen beiden Arten (Abb. 44). Dieses Ergebnis ist überraschend, gilt doch die Flaumeiche als die aktuell trockenresistenteste Baumart in der Schweiz. Auch die

Vergilbungen sind bei den Flaumeichen am stärksten (Abb. 42). Ausser der Art war das Bestandesalter ein signifikanter Prädiktor für die Kronenverlichtung >25%. Bei der Kronenverlichtung >60% war Spätfrost überraschenderweise an der Grenze zur Signifikanz. Dieses Ergebnis verdient eine detailliertere Betrachtung, ev. nach einer längeren Zeitreihe. Bei den Vergilbungen konnte eine Beziehung mit der Kaliumkonzentration gezeigt werden (Abb. 45). Dies weist darauf hin, dass bei den Eichen z.T. Kaliummangel auftritt.

Abb. 41: Entwicklung des Anteils von Eichen mit einer Kronenverlichtung >25% seit Beginn des Eichenbeobachtungsprogramms 2009. Anzahl Eichenflächen im Jahr 2021 = 50. Anzahl untersuchte Bäume seit 2009: Flaumeiche = 2'305, Stieleiche = 6'796, Traubeneiche = 11'123.

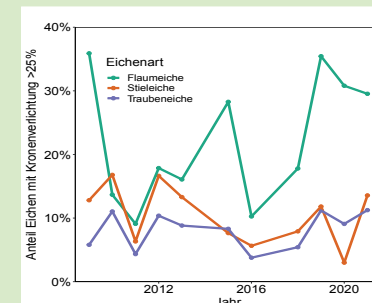


Abb. 42: Mittlere Vergilbung der Eichen von 2009 bis 2021.

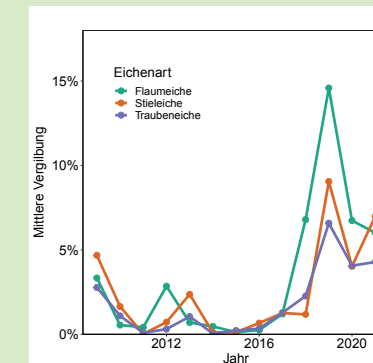


Abb. 43: Erklärende Variablen für den Anteil Eichen mit >25% Kronenverlichtung: die Phosphorkonzentration im Laub und die Art. F= Flaumeiche, S= Stieleiche, T: Traubeneiche. Säulen mit unterschiedlichen Buchstaben sind signifikant verschieden.

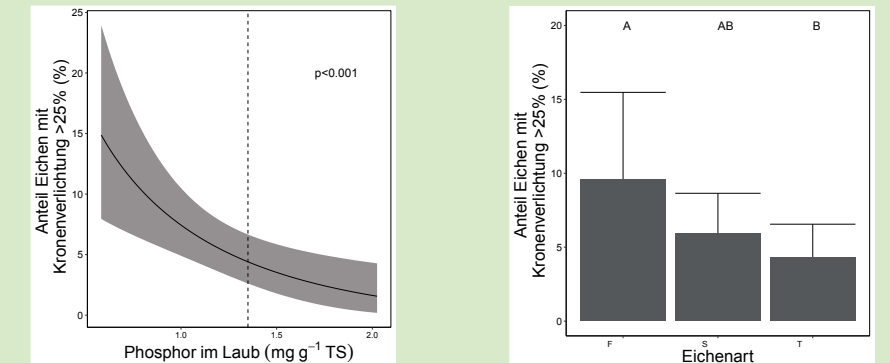
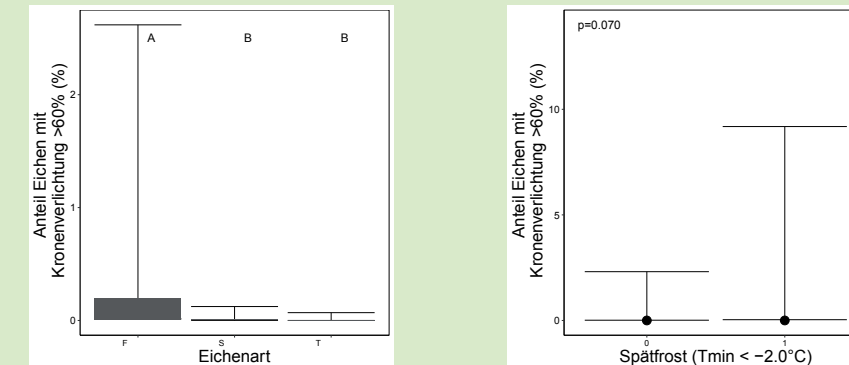
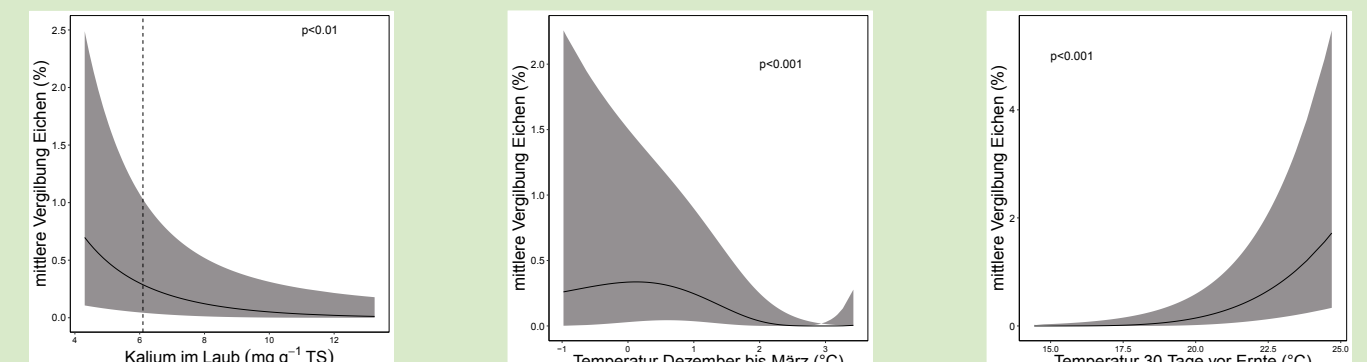
Abb. 44: Erklärende Variablen für den Anteil Eichen mit >60% Kronenverlichtung: links die Art. F= Flaumeiche, S= Stieleiche, T: Traubeneiche. Säulen mit unterschiedlichen Buchstaben sind signifikant verschieden. An der Grenze zur Signifikanz mit $p=0.07$ ist das Auftreten von Spätfrost mit Minimaltemperaturen $< -2.0^{\circ}\text{C}$ (rechts).

Abb. 45: Erklärende Variablen für die Vergilbung der Eichen. Die gestrichelte Linie gibt die untere Grenze des Normalversorgungsbereichs nach Göttlein (2016) an.



Bemerkenswert ist die Situation im Flaumeichenbestand La Sarraz (VD). Bei einem Überflug im Sommer 2015 waren in dieser Gegend ausgedehnte Trockenschäden in einem Mischbestand von Trauben- und Flaumeichen beobachtet worden (Abb. 48, oben links). Daraufhin wurde in diesem Gebiet eine Beobachtungsfläche eingerichtet. Das Bodenprofil ist trotz des kompakten Kreide-Kalkfelsens im Untergrund erstaunlich tiefgründig (80 cm Tiefe, nutzbare Feldkapazität 140 mm). Eine Wasseraufnahme aus grösseren Tiefen ist hier jedoch wahrscheinlich nicht möglich. Zwischen 2015 und 2018 erholte sich der Kronenzustand der Eichen in La Sarraz wieder (Abb. 49), aber 2019 waren die Bäume wiederum in einem sehr schlechten Zustand. Die flächenmässige Ausdehnung der Schäden war 2019 ähnlich wie 2015, doch waren die Kronen 2019 mehrheitlich laublos (Abb. 48, oben rechts). Die Situation im Sommer 2020 war ähnlich wie 2019 (Abb. 48 unten). Die Aufnahme vor Ort zeigte, dass die meisten Bäume noch lebten, aber ähnlich wie die

stark geschädigten Buchen einen hohen Totastanteil hatten. Abgestorben sind bis 2020 zwei von 71 Bäumen. Ob sich die Bäume erholen, hängt von der Witterung in den nächsten Jahren ab. Der schlechte Zustand der Bäume könnte auch mit einem Befall mit dem Pilz *Collybia fusipes*, einem Schwächeparasiten, zusammenhängen, welcher in La Sarraz nachgewiesen wurde (pers. Mitt. V. Queloz, WSL). Dieser wurde auch in Frankreich mit der Komplexkrankheit Eiche in Verbindung gebracht (Marçais et al. 2011).

Die Mortalität erreichte nach dem Trockensommer 2018 mit 0.43% fast den bisherigen Höchstwert von 2016 (langjähriges Mittel: 0.27%). Flaum- und Stieleichen zeigten eine höhere Mortalität als Traubeneichen. Bei diesen beiden Arten ist die Mortalität zudem mit der minimalen Wasserbilanz des Vorjahrs korreliert (Abb. 47 rechts). Wegen des kleineren Datensets ist der Fehlerbereich noch sehr gross. Ein Vergleich dieser Abbildung mit der entsprechenden Abbildung

für Buchen (Abb. 26 Mitte) zeigt einerseits, dass die Beziehung bei vergleichbaren Trockenheitswerten eine höhere Buchenmortalität voraussagt und dass das Datenset der Eichen trockenere Standorte umfasst. Bei den Eichen war bis jetzt nur ein Jahr (das erste Vorjahr) in der Erklärung der Mortalität beteiligt, während es bei den Buchen drei Jahre waren.

Abb. 46: Mortalität der Eichen in Prozent gemittelt pro Beobachtungsjahr seit 2009. Anzahl Eichenflächen im Jahr 2020 = 50. Anzahl Beobachtungen seit 2009 = 23'489.

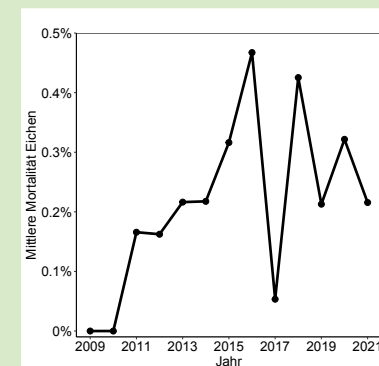


Abb. 49: Anteil Eichen mit einer Kronenverlichtung >25% (orange) bzw. 60% (dunkelrot) in der Beobachtungsfläche La Sarraz.

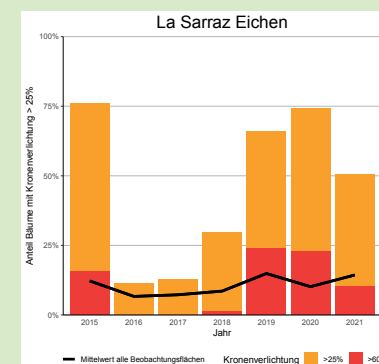


Abb. 47: Links: Mortalität der verschiedenen Eichenarten. Signifikante Unterschiede zwischen den Arten sind mit unterschiedlichen Buchstaben gekennzeichnet. Rechts: Beziehung zwischen der minimalen Wasserbilanz im Vorjahr und der Mortalität von Stiel- und Flaumeichen (rechts).

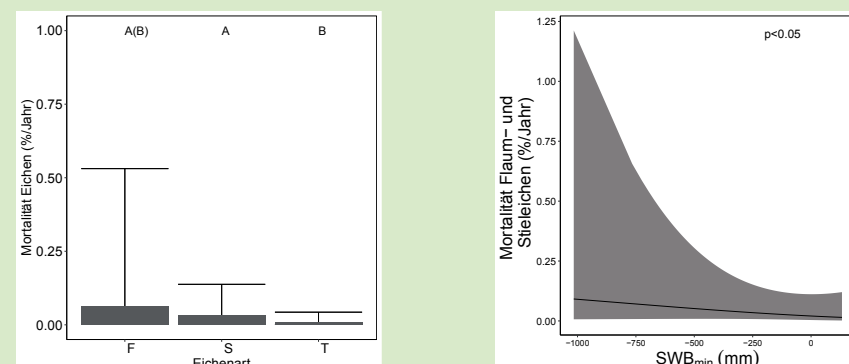


Abb. 48: Luftbilder der Eichenbeobachtungsfläche La Sarraz (VD) Ende Juli 2015 (links), 2019 (rechts) sowie 2020 (unten).

3.5 Eschenbeobachtungen

Das Eschentriebsterben ist eine Pilzkrankheit, welche sich seit 1992 von Polen aus über Europa verbreitete. 2008 wurden die ersten befallenen Eschen in der Nordwestschweiz entdeckt. Von dort breitete sich die Krankheit weiter aus und war 2015 in allen Landesteilen angekommen. Verursacht wird diese Welkekrankheit durch die Sporen des ursprünglich aus dem asiatischen Raum stammenden falschen weissen Stengelbecherchen (*Hymenoscyphus fraxineus*) (Baral, Queloz & Hosoya 2014, Abb. 50). Seine Sporen werden durch den Wind verbreitet und setzen sich auf den Blättern der Eschen ab und es kommt zu Welkesymptomen. Von den Fiederblättern gelangt der Pilz durch die Blattspindeln in das Astmaterial. Die Folge ist ein Zurücksterben der Krone (Abb. 51).

Das IAP richtete 2013 in 18 Beständen in der Nordwestschweiz Beobachtungsflächen ein um den Befallsverlauf zu dokumentieren. 2014 kamen vier weitere Standorte dazu (Abb. 52). Das Projekt umfasste somit 22 Standorte

mit total 205 Eschen. Hauptkriterium für die Flächenauswahl war, dass in den eschenreichen Beständen deutliche Befallssymptome vorhanden sein mussten. In diesen Beständen wurden zwischen sechs und zehn symptomfreie Eschen gesucht und markiert. Ziel der Beobachtung ist es, über das langjährige Monitoring resistente oder krankheitstolerante Eschen zu finden. Die Bäume werden einmal pro Jahr Ende August begutachtet. Dabei wird die Krone mit dem Fernglas nach Befallssymptomen abgesucht, die Kronenverlichtung geschätzt und der Totholzanteil in der Krone aufgenommen. Daraus erfolgt die Einteilung der einzelnen Bäume zu einer Befallsstufe (Abb. 53).

Aufgrund von Ausfällen durch die Eschenwelke, Windwurf und Holzschlägen, und durch das spätere Dazunehmen von weiteren Eschen änderte sich die Zahl dieses Kollektivs stetig. 2020 wurden 189 Eschen begutachtet (Abb. 54). Bis 2018 gab es nur wenige Ausfälle. 2019 wurde eine deutliche

Zunahme in den Befallsstufen 3-5 festgestellt (Abb. 53). Diese Verschlechterung setzte sich 2020 mit sieben neuen Ausfällen und einer Zunahme in den Stufen 3 und 4 weiter fort. Der Anteil symptomfreier Eschen liegt im Beobachtungsjahr 2020 bei 13 Bäumen (6.9%). Insgesamt sind über die Jahre 18 Eschen durch die Eschenwelke abgestorben. Das sind rund 8.8% der ursprünglichen 205 symptomfreien Eschen.

Trotz der Zunahme bei den Befallsstufen 3, 4 und 5 gibt es immer noch sehr viele vitale Eschen mit gut belaubter Krone. Diese 126 Eschen (66.7%) in der Befallsstufe 2 haben nach wie vor nur einzelne Befallsstellen in ihren Kronen. Sehr interessant sind die 13 symptomfreien Eschen, darunter auch fünf Bäume, welche bis 2019 keine oder nur einmal in früheren Jahren Befallssymptome zeigten. Diese werden in den kommenden Jahren weiter untersucht und könnten vielleicht zukünftig für die Züchtung resistenter Eschen nützlich sein.

Abb. 50: Fruchtkörper des falschen weissen Stengelbecherchens auf einer Blattspindel.



Abb. 51: Einblick in eine zurücksterbende Krone mit kahlen Ästen und frischen Welkesymptomen.

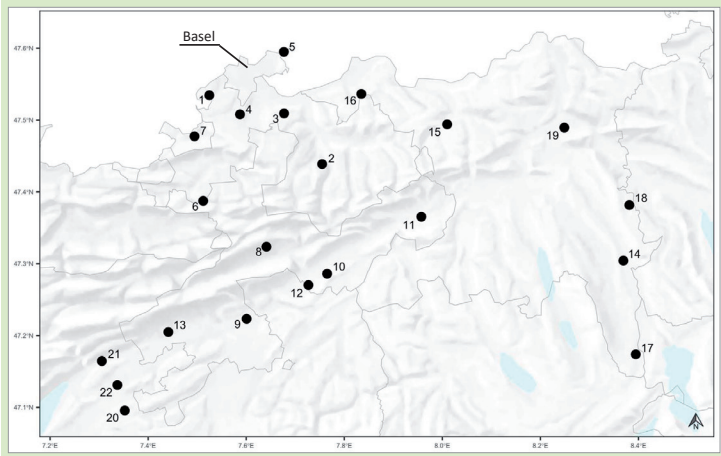


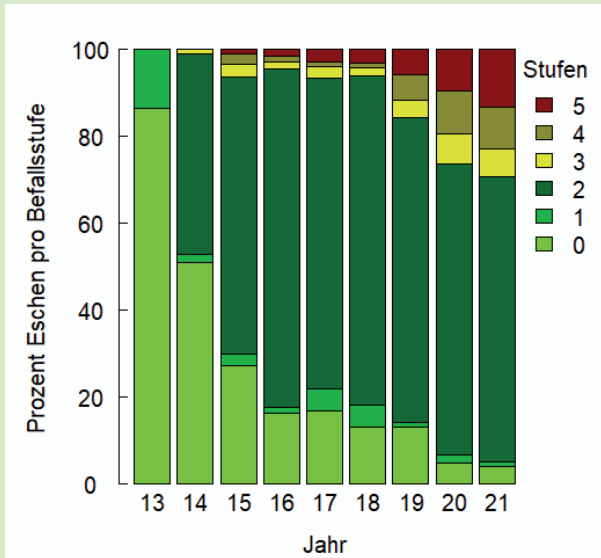
Abb. 52: Standorte der Eschenbeobachtungsflächen.

1	Allschwil	12	Oensingen
2	Lampenberg	13	Selzach
3	Pratteln	14	Aristau
4	Reinach	15	Gipf-Oberfrick
5	Riehen	16	Möhl
6	Grindel	17	Oberrüti
7	Hofstetten-Flüh	18	Rudolfstetten
8	Laupersdorf	19	Turgi
9	Luterbach	20	Diessbach
10	Niederbuchsitten	21	Pieterlen
11	Oberbörsen	22	Scheuren

Abb. 53: Einteilungskriterien der einzelnen Befallsstufen.

Stufe 0	
Vitale Esche, befallsfrei	0
Kronenverlichtung 0-15%	
Stufe 1	
Krone mit etwas reduzierter Belaubung	1
noch keine Befallsmerkmale	
Kronenverlichtung 20-25%	
Stufe 2	
erste Befallsmerkmale	2
Befallsintensität 1-20%	
Kronenverlichtung <25%	
Stufe 3	
deutliche Schädigung	3
Befallsintensität 20-30%	
Kronenverlichtung 30-40%	
Stufe 4	
starker Befall	4
zurücktrocknen der Krone, büschelige Restbelaubung, Kompensation durch Klebäste	
Befallsintensität 40-95%	
Kronenverlichtung 40-90%	
Stufe 5	
Baum abgestorben	5
Befallsintensität und Kronenverlichtung 100%	

Abb. 54: Befallsentwicklung. Prozentualer Anteil der Schadstufen am gesamten Baumbestand im Monitoringprogramm. (2013 n= 169, 2014 n= 204, 2015 n= 201, 2016 n= 197, 2017 n= 196, 2018 n= 192, 2019 n= 189, 2020 n=189)



4 Untersuchungen an Gipfeltrieben

Zwischen dem 22.07.2019 und dem 03.08.2019 wurde die zehnte Gipfeltriebernte durchgeführt. Beerntet wurden 808 Buchen, 608 Fichten und 400 Eichen in 183 Flächen. In dieser Zahl eingeschlossen sind 71 zusätzliche Buchenproben, die aufgrund ihrer Schädigung für eine Genetikstudie ausgewählt wurden (Kap. 11). Ziel dieser Studie ist der paarweise Vergleich von stark und schwach geschädigten Buchen am selben Standort.

Abb. 55: Asternte mit dem Helikopter



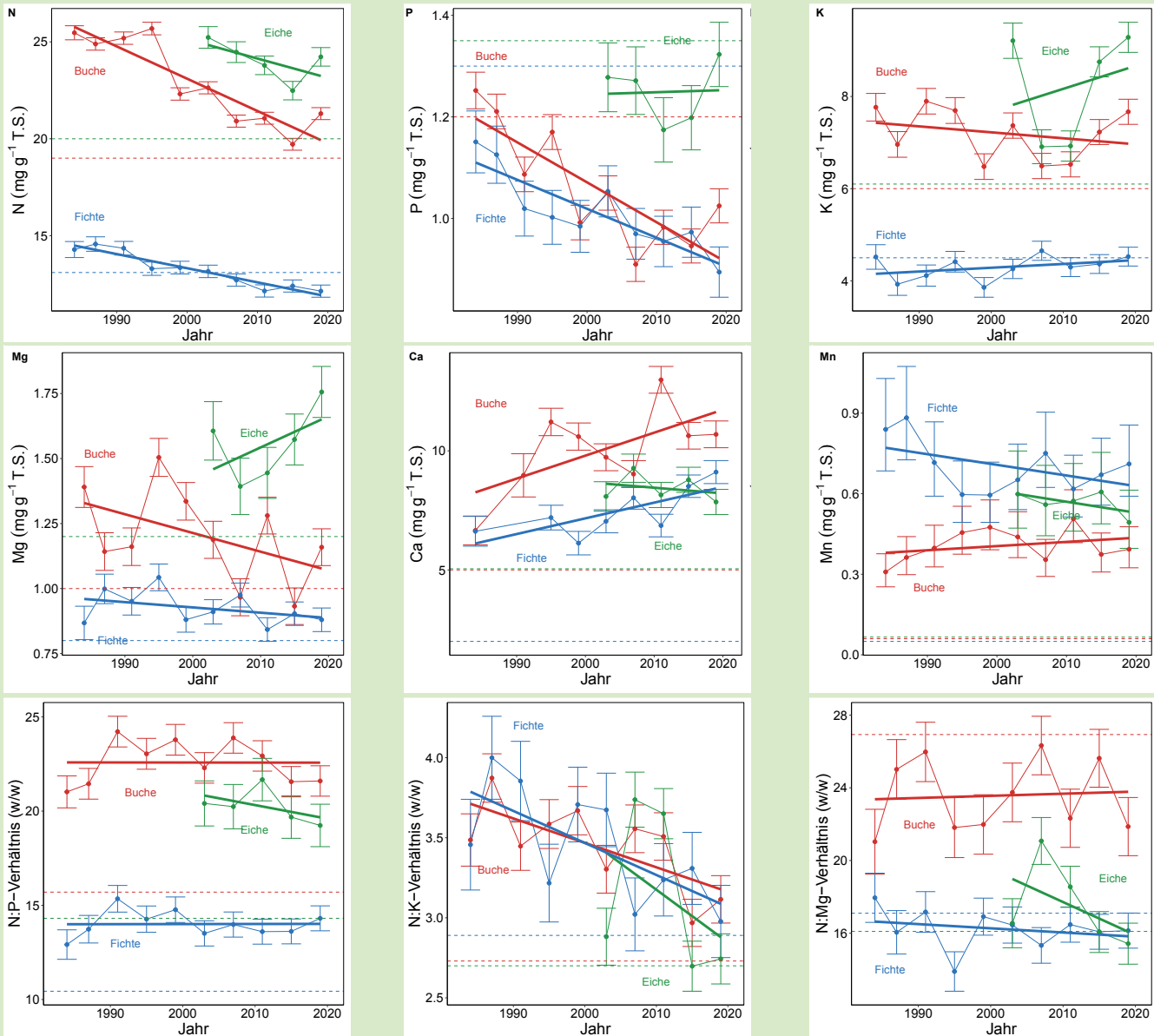
4.1 Nährstoffkonzentrationen

Die Konzentrationen aller untersuchten Nährstoffe im Laub von Buchen und Eichen hat im Vergleich zur Vorperiode leicht zugenommen. Bei den Fichten hat sich die Abnahme beim N und P fortgesetzt (Abb.

56). Die Nährstoffverhältnisse, vor allem N:P, sind stabil geblieben. Die beobachtete Zunahme könnte möglicherweise ein Konzentrationseffekt infolge kleinerer Blätter sein (Abb. 67). Die physiologischen Folgen

des P-Mangels bei Mortalität und Photobleaching zeigen jedoch, dass nicht wirklich von einer Erholung der P-Versorgung gesprochen werden kann.

Abb. 56: Nährstoffkonzentrationen (oben) und Nährstoffverhältnisse (unten) in Buchen, Fichten und Eichen. Gestrichelte Linien: unterer Bereich der Normalversorgung (für Konzentrationen) bzw. oberer Bereich des Bereichs für harmonische Ernährung (für Verhältnisse) (Göttlein 2016).



Die Beziehung zwischen Stickstoffdeposition und Stickstoffkonzentration in Laub und Nadeln zeigt bei Buchen und Fichten eine signifikante Veränderung über die Zeit, und zwar bei beiden Baumarten in die gleiche Richtung: während am Anfang eher eine Zunahme mit zunehmender Stickstoffdeposition beobachtet wurde, ist diese entweder verschwunden (Fichten) oder hat sich in eine Abnahme verändert (Buchen). Diese

Veränderung ist ein Hinweis auf eine zunehmende Stickstoffsättigung. In früheren Auswertungen war dieses Phänomen nur bei Buchen beobachtet worden.

Phosphor war bei allen drei Baumarten negativ mit der Stickstoffdeposition korreliert, bei den Eichen allerdings nur als Trend ($p < 0.1$) (Abb. 58). Bei den Buchen war, wie in früheren Auswertungen, zudem eine Interakti-

on mit der Zeit zu beobachten: die Korrelation wurde in späteren Jahren stärker negativ.

Wie schon von Manghabati et al., (2018) gezeigt, ist citratlöslicher Phosphor im Boden ein guter Indikator für die P-Verfügbarkeit. Er ist bei allen drei Baumarten deutlich mit dem Blattgehalt korreliert (Abb. 59), wobei bei den Eichen ein ausreichender Blattgehalt bei tieferen Werten

Abb. 59: Beziehung zwischen dem citratlöslichen P im Boden und der P-Konzentration in Laub und Nadeln. Die X-Achse ist logtransformiert. Die gestrichelten Linien geben die untere Grenze des Normalversorgungsbereichs nach Göttlein (2016) an.

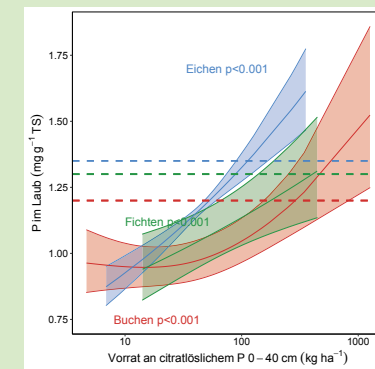


Abb. 60: Beziehung zwischen citratlöslichem P im Boden und der P-Konzentration im Buchenlaub bei unterschiedlichen Stickstoffdepositionsstellen. Die X-Achse ist logtransformiert. Die gestrichelte Linie gibt die untere Grenze des Normalversorgungsbereichs nach Göttlein (2016) an.

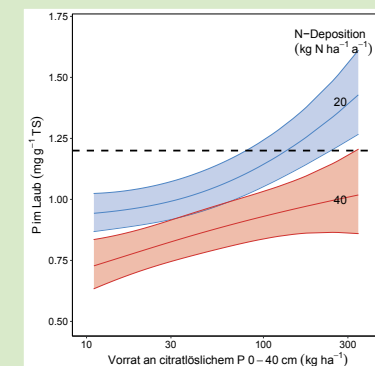


Abb. 57: Veränderung der Beziehung zwischen Stickstoffdeposition und der Stickstoffkonzentration im Buchenlaub und in Fichtennadeln mit der Zeit.

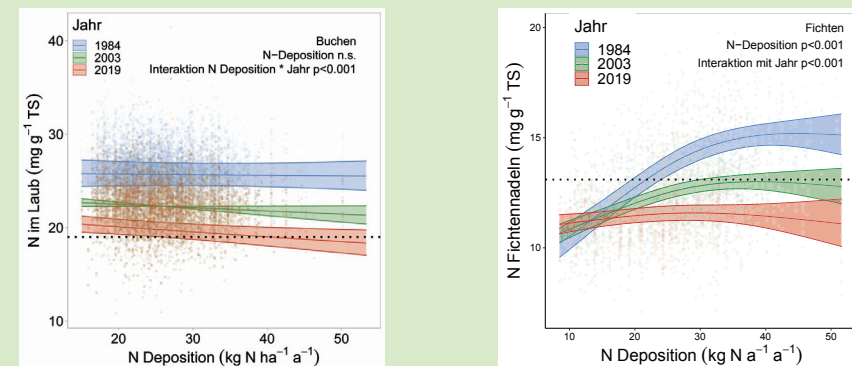
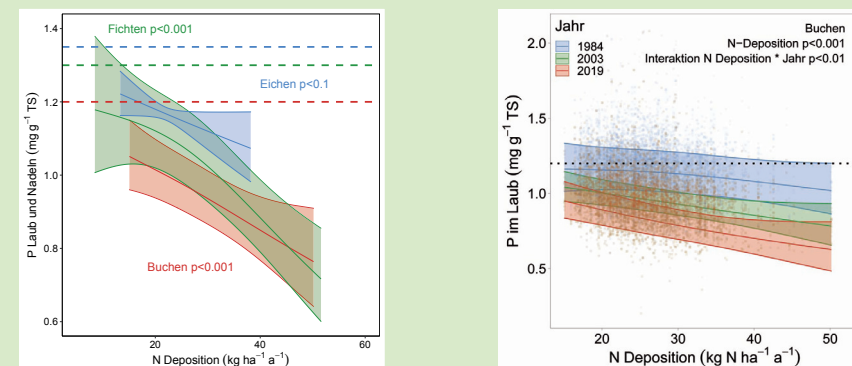


Abb. 58: Beziehung zwischen Stickstoffdeposition und der Phosphorkonzentration im Laub von Buchen und Eichen sowie Fichtennadeln (in allen Jahren, links) sowie Veränderung bei den Buchen mit der Zeit (rechts).



des citratlöslichen P erreicht wird (110 kg ha^{-1}) als bei Buchen (290 kg ha^{-1}). Bei den Fichten wird die Grenze zum ausreichenden Bereich gar nie erreicht. Bei den Buchen ist die Beziehung mit dem citratlöslichen P bei hohen Stickstoffeinträgen flacher (Abb. 60).

Die Kaliumkonzentrationen im Laub sind bei allen Baumarten signifikant negativ mit der Stickstoffdeposition

korreliert (Abb. 61). Bei den Fichten ist diese Korrelation bei Trockenheit zum Zeitpunkt der Probenahme deutlich stärker (Abb. 62).

In den hier vorgestellten Auswertungen wurde bei den Eichen die Art immer als Kovariable mit einbezogen. Signifikante Artunterschiede wurden sowohl bei Stickstoff, Phosphor und Kalium gefunden (Abb. 63). Bei Stickstoff und Phosphor haben Flaumei-

chen die tiefsten und Stieleichen die höchsten Werte, während bei Kalium lediglich die Konzentration bei den Stieleichen am höchsten ist. Bemerkenswert ist, dass Flaumeichen die tiefsten P-Konzentrationen aufweisen. Als Grenzwert für ausreichende Versorgung ist aktuell für die Flaumeiche kein Wert verfügbar, nur für Trauben- und Stieleiche.

Abb. 61: Beziehung zwischen der K-Konzentration im Laub und der Stickstoffdeposition. Die gestrichelten Linien geben die untere Grenze des Normalversorgungsbereichs nach Göttlein (2016) an.

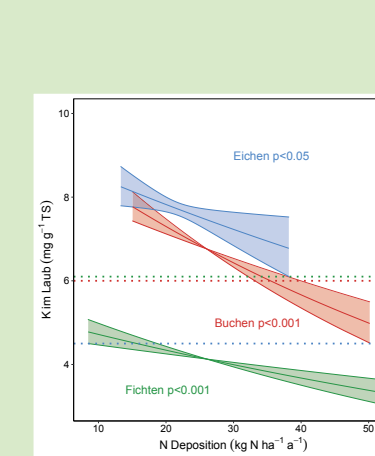


Abb. 62: Beziehung zwischen der K-Konzentration in den Fichtennadeln und der Stickstoffdeposition bei feuchten Verhältnissen am 31. Juli (blau, Standortswasserbilanz +100mm) und bei trockenen Verhältnissen (rot, -300mm). Die gestrichelten Linien geben die untere Grenze des Normalversorgungsbereichs nach Göttlein (2016) an.

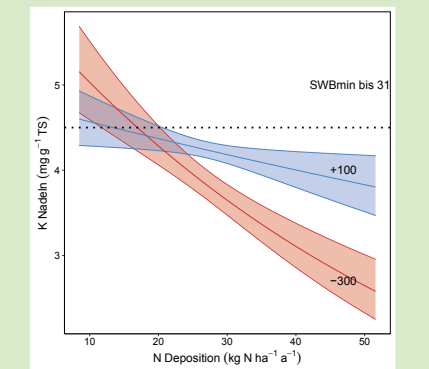
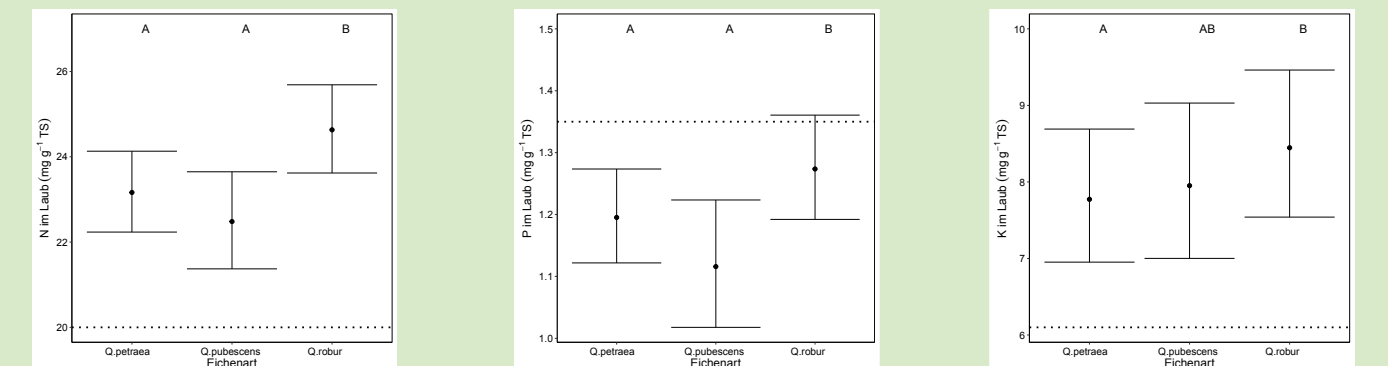


Abb. 63: Konzentrationen von N, P, und K im Laub der drei untersuchten Eichenarten. Verschiedene Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede. Balken=95%-Vertrauensbereich. Die gestrichelten Linien geben die untere Grenze des Normalversorgungsbereichs für Quercus spec. nach Göttlein (2016) an.

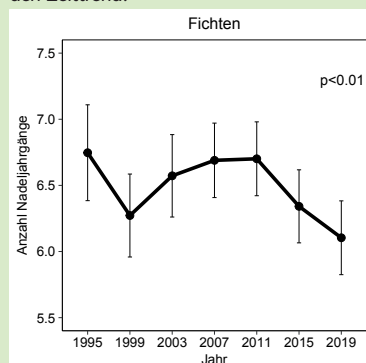


4.2 Triebwachstum und Anzahl Nadeljahrgänge

Das Triebwachstum unterliegt einem starken Alterstrend. Deshalb wurde für die nachfolgenden Auswertungen eine Alterskorrektur durchgeführt. Trotz dieser Korrektur hat das Triebwachstum der Fichten deutlich abgenommen, von ca. 15 cm in den 80er Jahren bis auf ca. 5 cm. Das Triebwachstum der Buchen zeigt grosse Schwankungen, die durch Trockenheit und Fruchtbehang beeinflusst werden. Seit dem Maximum Ende der 90er Jahre nimmt es jedoch tendenziell ab. Das ist etwa zeitgleich mit dem Einsetzen der massiven Fruktifikation (Abb. 73). Bei den Eichen überrascht das synchrone und auf dem gleichen Niveau verlaufende Triebwachstum von Trauben- und Flaumeichen, während das Triebwachstum der Stieleiche phasenweise deutlich über demjenigen der beiden anderen Arten liegt.

Die Anzahl Nadeljahrgänge bei Fichten zeigt keinen klaren Zeittrend, ist aber seit dem Höchststand 2007 kontinuierlich gesunken (Abb. 65). Insgesamt ist der Zeittrend der Nadeljahrgänge signifikant. Signifikante Kovariablen für die Anzahl Nadeljahrgänge waren Höhe über Meer, Stickstoffdeposition, Ozon, Basensättigung im Oberboden (binär als

Abb. 65: Anzahl Nadeljahrgänge bei Fichten. Auswertung mit Standortsmedianen. Der angegebene p-Wert bezieht sich auf den Zeittrend.



≤ 20 und $>20\%$) und Trockenheit im Vorjahr als minimale Wasserbilanz (Abb. 66). Der Trockenheitseffekt, schwächt den Zeittrend ab. Das weist darauf hin, dass

der Zeittrend auf klimatische Einflüsse zurückzuführen ist. Nährstoffkonzentrationen wurden nicht in die Auswertung einbezogen, da sie nicht unabhängig sind.

Abb. 64: Triebwachstum von Buchen, Fichten und Eichen (links) sowie von Eichen nach Art getrennt (rechts). Alle Kurven sind alterskorrigiert.

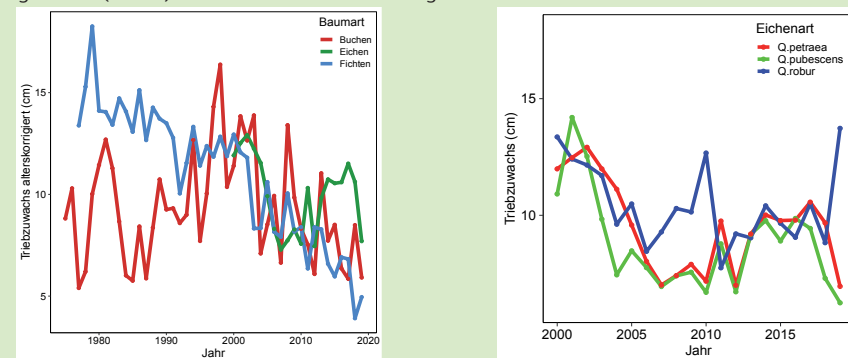
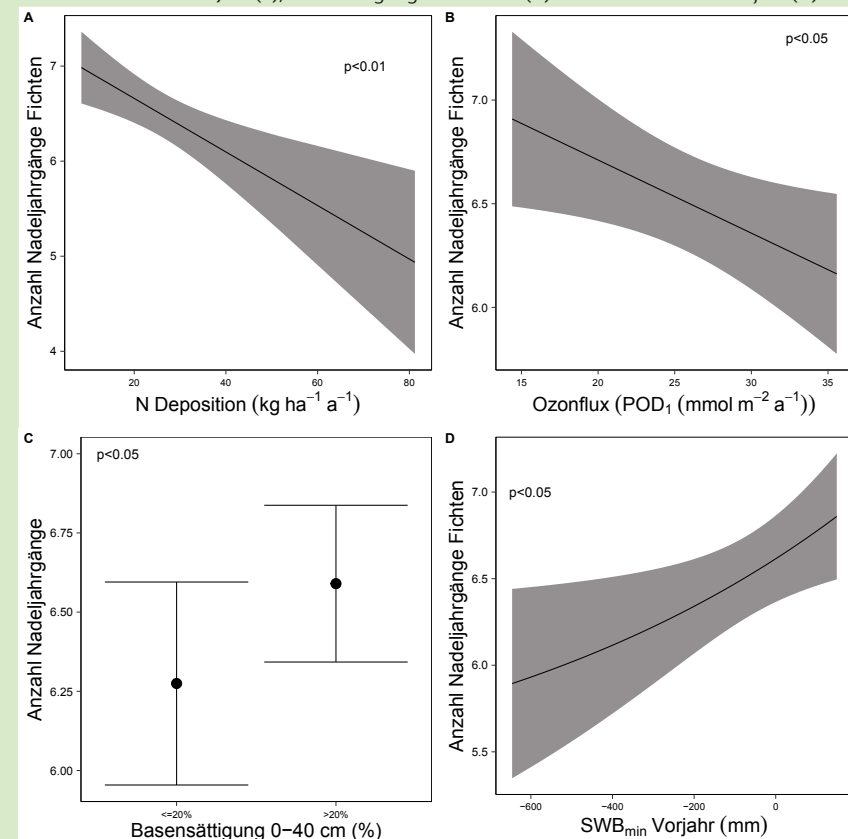


Abb. 66: Signifikante Kovariablen für die Anzahl Nadeljahrgänge bei Fichten: N-Deposition (A), Ozonflux im laufenden Jahr (B), Basensättigung des Bodens (C) und Trockenheit im Vorjahr (D).



4.3 Blattflächen und Nadelgewicht

Die Blattflächen der Buchen 2019 waren klein, aber immer noch etwas grösser als die Blattflächen von 2011. Klimafaktoren, die die Blattgrösse beeinflussen, sind Spätfrost

und Trockenheit im Vorjahr (Abb. 68). Auch das Nadelgewicht der Fichten war 2019 das kleinste aller bisher gemessenen (Abb. 69). Hier sind Trockenheit im Vorjahr und

Temperatur im laufenden Jahr die wichtigsten erklärenden Variablen (Abb. 70). Bei den Eichen bestehen deutliche Artunterschiede in den Blattflächen: am kleinsten sind sie bei den Flaum-, am grössten (meistens) bei den Traubeneichen (Abb. 71).

Abb. 67: Blattflächen der Buchen in cm^2 .

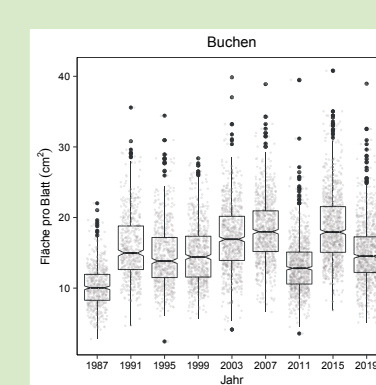


Abb. 68: Erklärende Variablen für die Blattfläche von Buchen. Die rechte Grafik basiert auf dem Datenset von 2019, da Spätfrost nur in diesem Jahr ein Thema war.

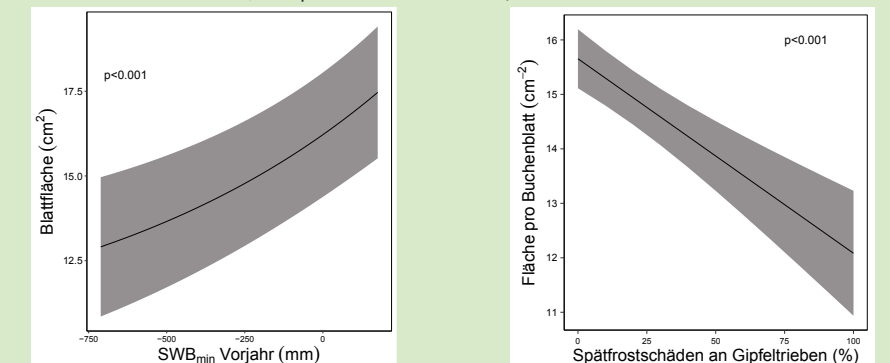


Abb. 69: Nadelgewicht (links) und Fläche pro Nadel (rechts) bei den Fichten.

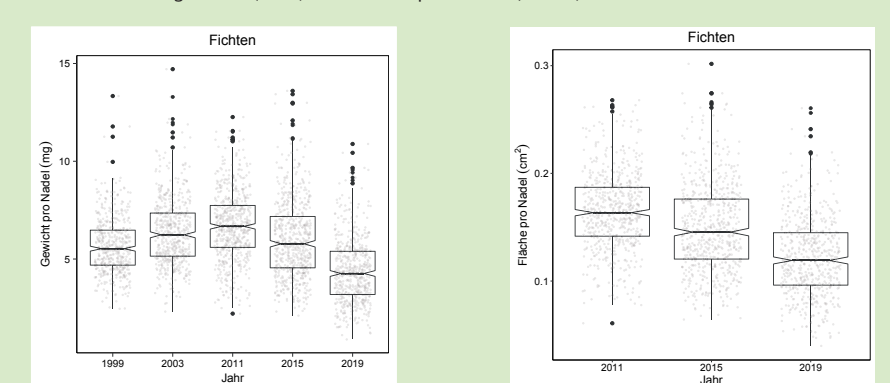


Abb. 70: Prädiktoren für das Nadelgewicht der Fichten.

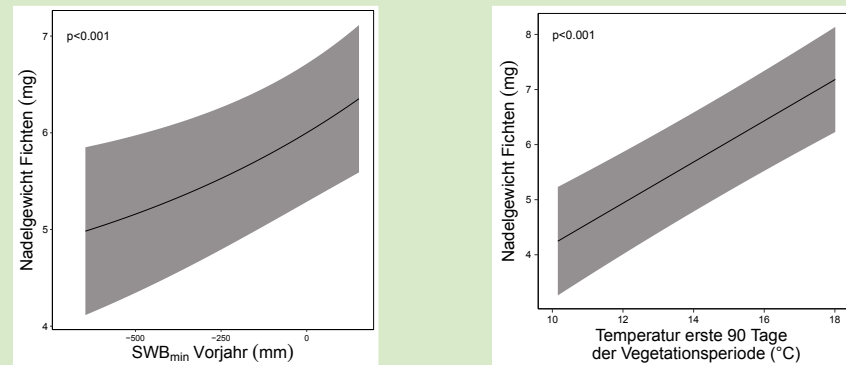
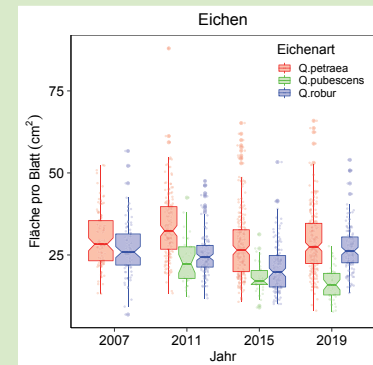


Abb. 71: Blattflächen der Eichen, getrennt nach Art.



4.4 Fruchtbehang bei Buchen

Der Fruchtbehang bei den Buchen ist nach wie vor hoch bis sehr hoch und überschreitet die «Mastschwelle» von 150 Früchten pro m² im

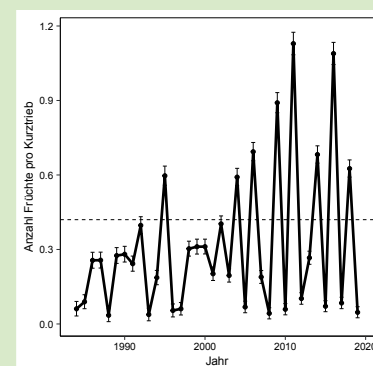
Mittel alle zwei Jahre (Abb. 73). Die extremsten Fruchthjahre waren 2011 und 2016. Diese massive Investition in Fruchtbiomasse trägt zur Wachs-

tumsreduktion bei (Abb. 93), welche seit einigen Jahren bei den Buchen beobachtet wird. Im letzten Waldbericht (Braun et al. 2018) wurde gezeigt, dass dieser erhöhte Fruchtbehang durch klimatische Faktoren erklärt werden kann.

Abb. 72: Buche mit starkem Fruchtbehang (Himmelried SO)



Abb. 73: Verlauf des Fruchtbehangs bei der Buche. Gestrichelte Linie: Mastgrenze (150 Früchte/m²). Balken = 95%-Vertrauensbereich.



4.5 Vergilbungen an Gipfeltrieben von Buchen

An den Buchenästen wurden jeweils 25 Blätter detailliert auf Blattfarbe und Parasitenbefall untersucht. Als Vergilbungen wurden Interkostalchlorosen und Photobleaching aufgenommen. Die Interkostalchlorosen, das typische Symptom für Mg-Mangel, haben bis 2015 zugenommen. 2019 sind sie jedoch wieder tiefer (Abb. 74). Dies stimmt mit den angestiegenen Mg-Konzentrationen überein (Abb. 56) und ist möglicherweise eine Folge der kleineren Blätter (Abb. 67).

Photobleaching ist eine Ausbleichung von sonnenexponierten Blattteilen. Im Blatt in Abb. 75 rechts war die linke untere Ecke von einem anderen Blatt abgedeckt, während der Rest sonnenexponiert war und sich gelb verfärbte. Photobleaching wird seit 2007 aufgenommen und ist 2019 so stark ausgeprägt wie noch nie (Abb. 68 links). Die statistische Auswertung zeigt, dass Phosphorversorgung und Hitze eine Rolle spielen. Sinkt die P-Konzentration im Laub unter 0.5 mg g⁻¹, nimmt

das Photobleaching stark zu (Abb. 76). Die Strahlung 30 Tage vor der Ernte und die Maximaltemperatur im Juli waren weitere wichtige Prädiktoren. Bei letzterer ist eine signifikante Interaktion mit der Phosphorkonzentration zu beobachten: unter P-Mangel ist die Beziehung stärker als bei Konzentrationen im Bereich der Normalversorgung (Abb. 77).

Abb. 74: Li: Entwicklung der Interkostalchlorosen. Re: Beispiel einer Interkostalchlorose (Mg-Mangel).

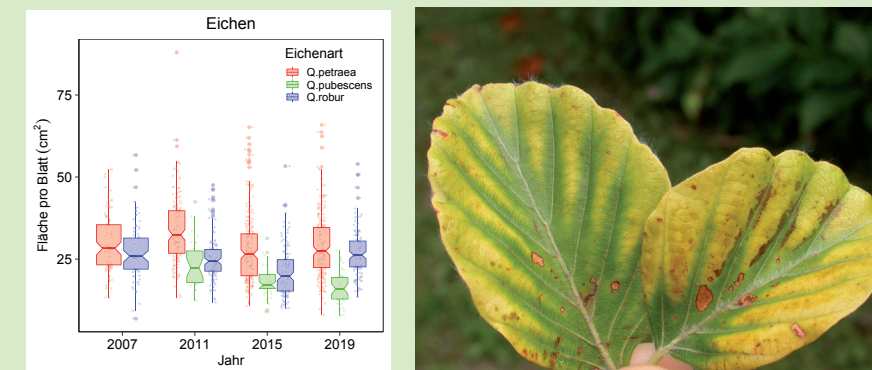


Abb. 75: Links: Ausmass des Auftretens von Photobleaching an geernteten Buchenästen (2019; n=782). Anteil Blätter mit Symptom an einem Kollektiv von je 25 Blättern pro Baum: schwach: 0, mittel: >0-20%, stark: >20-50%, sehr stark: >50%. Rechts: Buchenblatt mit starkem Photobleaching.

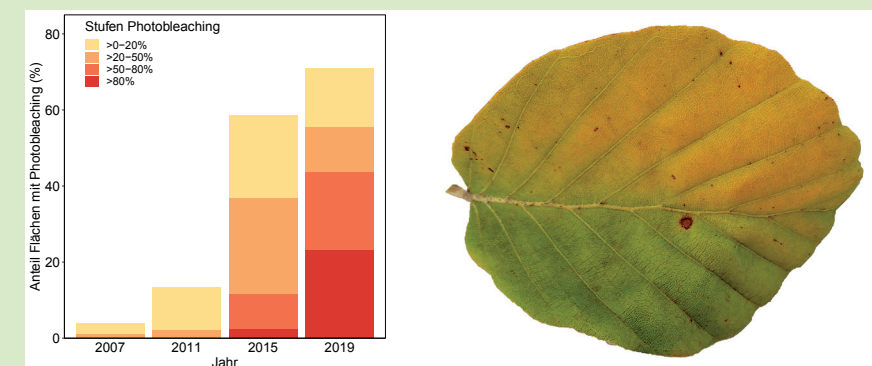


Abb. 76: Beziehung zwischen dem Anteil Proben mit Photobleaching und der P-Konzentration im Buchenlaub. Die gestrichelte Linie gibt die untere Grenze des Normalversorgungsbereichs (P: 1.2 mg g⁻¹) nach Göttlein (2016) an.

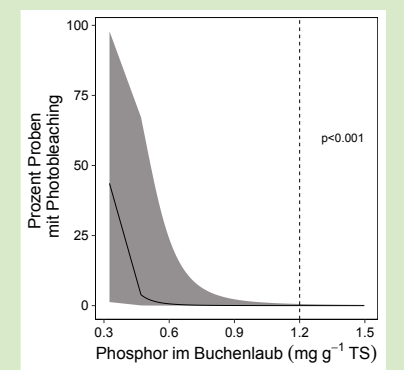
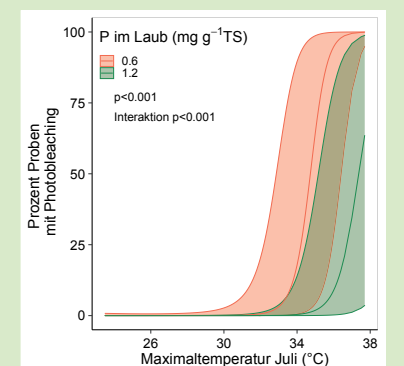


Abb. 77: Beziehung zwischen dem Anteil Proben mit Photobleaching und der Maximaltemperatur im Juli, Unterteilt nach P-Konzentration im Laub.



4.6 Spätfrostschäden an Buchen

Das Ausmass der 2019 an den Gipfeltrieben von Buchen beobachteten Spätfrostschäden überstieg alle bisherigen Erfahrungen (Abb. 79). In einer Meereshöhe von 900-1200 m waren viele Bäume >70% geschädigt (Abb. 80). Bei starker Schädigung trieben die Bäume neu aus. Daher war es häufig schwierig, noch genügend Blätter aus dem Maiaustrieb für die Nährstoffanalyse zu gewinnen, in einigen Fällen gar unmöglich. Aber auch in tieferen Lagen war der Anteil der geschädigten Bäume bzw. Blätter noch recht hoch, in vielen Fällen zwischen 10 und 30%.

Die Spätfrostschäden an den Gipfeltrieben für das Jahr 2019 konnten zwar gut aus den Klimadaten hergeleitet werden: wenn die Minimaltemperatur im Zeitraum zwischen 10 Tagen vor Blattaustrieb der Buche und Ende Juni -2.0°C unterschritt, wurde ein

Spätfrostereignis angenommen (binäre Variable: 0 ohne und 1 mit Spätfrost) (Abb. 81). Temperaturschwellen von -1.8 und -2.2° sowie weitere Zeitperioden waren mit den beobachteten Spätfrostschäden schlechter korreliert. Dieser Temperaturindikator war ein signifikanter Prädiktor für den Anteil Buchen mit >25% Kronenverlichtung (Tab. 2) und vor allem auch für die Blattgrösse der Buchen im Jahr 2019 (Abb. 68). Wenn man die zeitliche Entwicklung der Minimaltemperaturen von $< -2^{\circ}\text{C}$ nach dem Blattaustrieb der Buchen (Abb. 82) mit den an den Gipfeltrieben beobachteten Spätfrostschäden vergleicht, bleiben allerdings viele Fragen offen. Auch die bei der Waldbeobachtung notierten Spätfrostschäden stimmen nicht mit den „Frost“jahren in Abb. 82 überein (Tab. 3). Erste Auswertung mit den Spätfrostschäden an Gipfeltrieben zeigen Interaktionen mit der

Abb. 78: Buchenast mit starken Spätfrostschäden (ausgefranzte, braune Blattränder) und Neuaustrieb (helle grüne Blätter). Oberschrot (FR).



Temperatur der Monate Dezember und Januar sowie mit dem Dampfdrucksättigungsdefizites des Monats Juli im Vorjahr. Das bedeutet, dass die Minustemperaturen nach dem Austrieb nur dann zu einem sichtbaren Spätfrostschaden führen, wenn entweder der Winter kalt genug oder der Juli des Vorjahrs trocken genug waren. Die Auswertungen sind noch im Gang, weshalb nicht auf Details eingegangen werden kann.

Gemäss Menzel, Helm & Zang (2015) ist es nicht klar, ob der Klimawandel zu einer Zu- oder einer Abnahme des Spätfrosttrisikos führen wird: die Austriebsdaten verschieben sich nach früher, aber es wird auch früher warm. Allerdings zeigen Beobachtungsreihen von Augspurger (2013) eine Zunahme der Spätfrostschäden bei einer Reihe von Arten seit 1980. Auch Beobachtungen aus Südeuropa an Buchen weisen auf eine Zunahme hin (Sangüesa-Barreda et al. 2021). Akute Schäden, die einen Neuaustrieb des Laubs zur Folge haben, können bei der Buche bis

zu 90% Wachstumseinbusse bedeuten (Rubio-Cuadrado et al. 2018). Damit sind die an den Gipfeltrieben beobachteten Schäden zum Teil als schwerwiegend einzustufen. Auch Vitasse et al. (2019) haben Spätfrost als wichtige erklärende Variable bei ihnen Wachstumsanalysen von Buche, Eiche, Fichte und Weisstanne eingestuft. Allerdings beruht ihre Analyse auf der Minimaltemperatur nach kumulierten Temperatursumme vor dem letzten Frostereignis, unter der Annahme, dass diese ein Mass für die physiologische Aktivität und damit für den Austrieb darstellt. Nun ist aber gerade bei der Buche der Laubaustrieb ziemlich schwierig zu modellieren, da sie stark photoperiodisch gesteuert ist (Basler & Körner 2012). Es braucht mehrphasige Modelle wie z.B. das Modell von Kramer (1994). Das Problem der Verwendung von Phänomodellen wird im Anhang des Mapping Manuals für Ozon diskutiert (ICP Vegetation 2017). Zudem zeigen die obigen Auswertungen, dass Spätfrostschäden und Minimaltemperaturen nur wenig korrelieren.

Abb. 79: Prozent Gipfeltriebproben mit Spätfrost in den Erntejahren seit 1995.

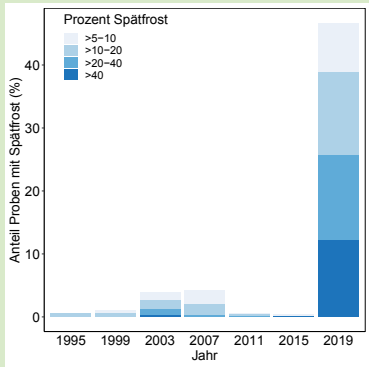


Abb. 80: Prozent Blätter mit Spätfrostschäden in Beziehung zur Meereshöhe im Jahr 2019.

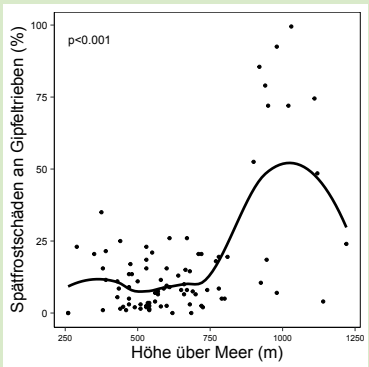


Abb. 81: Prozent spätfrostgeschädigte Blätter an der Gipfeltriebernte an Standorten ohne (links) und mit Spätfrostereignis (rechts). Als Temperaturschwelle wurde eine Minimaltemperatur von -2°C angenommen.

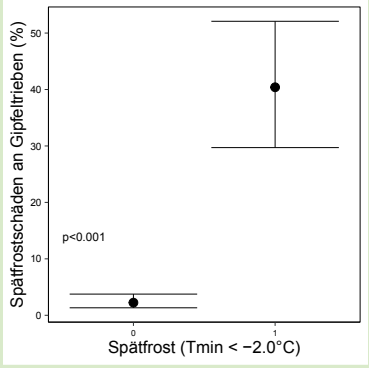
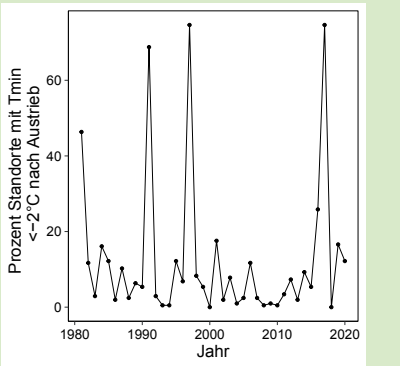


Abb. 82: Zeitliche Entwicklung von Spätfrostereignissen: Anteil Standorte mit Unterschreitung des Schwellenwertes von -2°C nach dem beobachteten Austriebsdatum der Buche. Berechnung für alle Standorte seit 1981.



Tab. 3: Jahre mit Beobachtungen von Spätfrostschäden in Walddauerbeobachtungsflächen (Anzahl Standorte)

Jahr	Anzahl Standorte
1994	1
2012	2
2016	5
2019	4

4.7 Wassergehalt der Äste und Kavitation

2019 wurde zum ersten Mal der Wassergehalt von jeweils einem etwa 10 cm langen Aststück von Buchen und Eichen pro Gipfeltrieb bestimmt (12 h Trocknung bei 80°C). Zudem wurden an 145 Buchen von 10 Standorten die aktiven Leitgefäße mit Safranin eingefärbt. Dazu wurden etwa 20 cm lange Abschnitte von Buchenästen unter Wasser neu angeschnitten. Mit einer Druckdifferenz von 0.1 MPa (1 m Wassersäule) wurden die Äste mit einer membranfiltrierten 0.1% Safraninlösung in Wasser infiltriert (Harvey & van den Driessche, 1997, Hacke & Jansen, 2009). Nach 30 Minuten wurden die infiltrierten

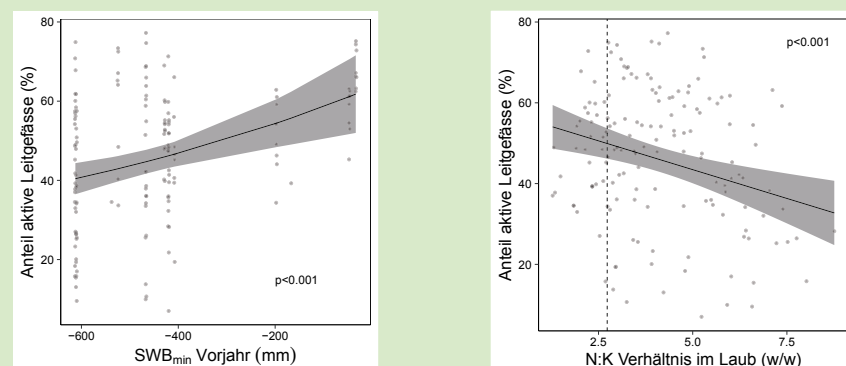
Aststücke tiefgefroren. Diese Behandlung färbt die aktiven Leitgefäße rot, d.h. die fehlende Färbung zeigt das Ausmass der Kavitation an. Die quantitative Auswertung der gefärbten Querschnittsfläche erfolgte durch Bildanalysen von Fotos der Querschnitte mit der Software ImageJ (Easlon & Bloom, 2014). Diese berechnete den Anteil der rot gefärbten Leitgefäße im gesamten Querschnitt ohne Mark.

Abb. 83 zeigt zwei Beispiele eines solchen Anteils an aktiven Gefässen. Die ursprüngliche Idee war, dass sich dieser Anteil bei stark und schwach geschä-

Abb. 83: Färbung aktiver Gefässe im Ast einer Buche mit einer Kronenverlichtung von 20% (li.) und 70% (re.).

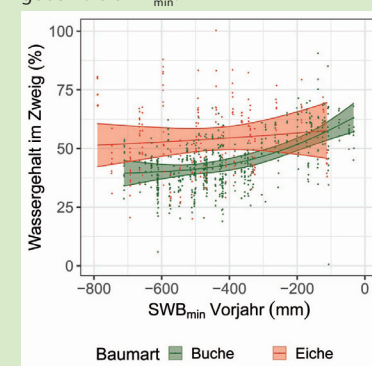


Abb. 84: Prozentualer Anteil aktiver Leitgefässe von Buchen im Verhältnis zu SWB_{min} im Vorjahr (links) und zum N:K-Verhältnis im Laub (rechts). Die gestrichelte Linie gibt die obere Grenze des Bereichs harmonischer Versorgung nach Göttlein (2016) an.



digten Buchen unterscheidet. Signifikante Prädiktoren für diesen Anteil sind die Trockenheit des Vorjahrs, als minimale Standortwasserbilanz (SWB_{min}), und das N:K-Verhältnis im Laub. Die Ergebnisse für Trockenheit sind vergleichbar, wenn man den Wassergehalt im Astmaterial betrachtet (Abb. 84). Wegen der einfacheren Bestimmung des Wassergehaltes konnten mit der Trocknungsmethode mehr Proben (636 Buchen und 247 Eichen) ausgewertet werden. Bemerkenswert ist, dass bei den Eichen die Beziehung zwischen der Trockenheit im Vorjahr und dem Wassergehalt im Zweig nur als nichtsignifikanter Trend besteht, während bei den Buchen das Resultat gleich dem der Safraninfärbung (Abb. 85) ist. Mit der Trockenheit des laufenden Jahres sowie mit der K-Konzentration im Laub ist die Beziehung bei den Eichen dagegen signifikant. Allerdings war diesmal nicht die SWB_{min} der beste Trockenheitsindikator, sondern das Verhältnis zwischen aktueller und potentieller Evapotranspiration gemittelt über die ersten 80 Tage der Vegetationsperiode.

Abb. 85: Wassergehalt in Zweigen von Buchen (grün) und Eichen (rot) in Beziehung zur Trockenheit des Vorjahrs, angegeben als SWB_{min} .



5 Stammzuwachs

Der Bruthöhendurchmesser (BHD) aller Bäume wird alle vier Jahre gemessen. Er wird auf einzelbaumweise ausgewertet (Zuwachs pro Baum) oder auf die Grundfläche des Bestandes bezogen, die mit einem GPS durch Ausmessen der Eckpunkte bestimmt wurde (Bestandeszuwachs). Die meisten Bestände werden normal bewirtschaftet. Abgänge aufgrund von Durchforstung, Absterben, Windwurf oder Stammbruch, welche sich zwischen zwei Messterminen ereignen, werden für die Berechnungen aus dem Kollektiv der betreffenden Vierjahresperiode entfernt.

Bei einem Unterkollektiv der Bäume (in der Regel 7 Bäume pro Bestand) wurden der Stammdurchmesser auf 7 m Höhe (Messung des Durchmessers auf 7 m Höhe mit der Finnenkluppe, Abb. 86) und die Baumhöhe gemessen. Mittels baumartenspezifischen Faktoren (LFI/WSL 1992) wurde das Stammvolumen für diese 7 Bäume berechnet und anschliessend Volumenfaktoren für den Rest des Bestandes hergelei-

tet. Anschliessend wurden der Grundflächenzuwachs und der Volumenzuwachs auf Einzelbaumebene und auf Bestandesebene berechnet.

Der abnehmende Trend beim Grundflächenzuwachs der Buchen setzte sich auch bei der letzten Erhebung fort, während bei den Fichten beim Zuwachs der Einzelbäume weiterhin kein klarer Trend zu sehen ist (Abb. 87). Auch der Grundflächenzuwachs der Eichen fällt etwas geringer aus als in der Vorperiode. In einer früheren Auswertung war die Wachstumsabnahme der Buchen nach Faktoren aufgeschlüsselt worden. Es spielten Alterszunahme, zunehmender Fruchtbehang, Trockenheit, Nährstoffkonzentrationen und Interaktionen der Trockenheit mit Stickstoffdeposition eine Rolle (Braun et al. 2017). Schaut man den Trend des Volumenzuwachses auf Bestandesebene an, so zeigen jedoch alle drei Baumarten und auch die Mischbestände einen klaren Trend nach unten (Abb. 88). In reinen Buchenbeständen beträgt die Abnahme



Abb. 86: Messung des Durchmessers auf 7 m Höhe mit der Finnenkluppe.

Abb. 87: Grundflächenzuwachs der Einzelbäume.

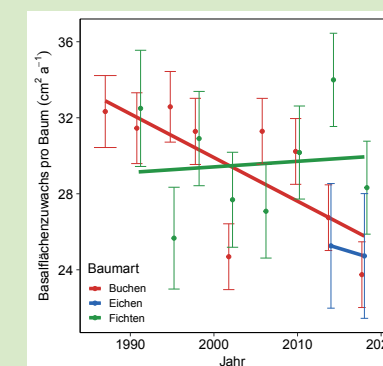


Abb. 88: Volumenzuwachs auf Bestandesebene, getrennt nach Baumartenmischung.

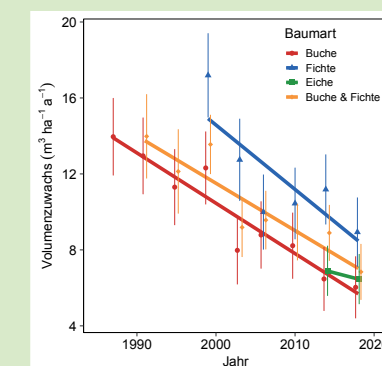
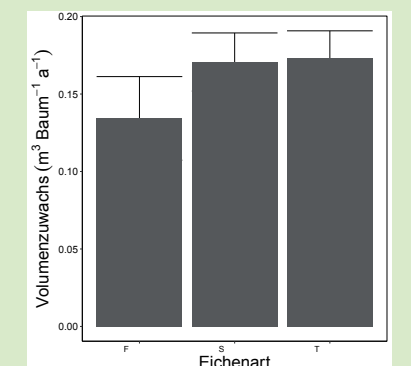


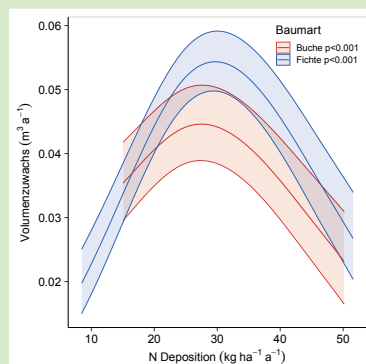
Abb. 89: Volumenzuwachs von Eichen, getrennt nach Eichenart



seit 1987 57%, in reinen Fichtenbeständen seit 1999 48% und in Mischbeständen seit 1991 51%. Das heisst, dass die „Erholung“ des Einzelbaumwachstums bei den Fichten in den Jahren 2010 und 2014 vor allem auf Veränderungen der Bestandesdichte zurückzuführen ist und dass die Wachstumsabnahme auf Bestandesebene (d.h. in $\text{m}^3 \text{ha}^{-1} \text{a}^{-1}$) eine generelle Erscheinung ist. Bei den Eichen zeigen die Flaumeichen einen geringeren Volumenzuwachs als die anderen beiden Arten (Abb. 89). In der Einzelbaumauswertung wird dieser Arteffekt durch geringere Anfangsdurchmesser und geringere Kronengrösse der Flaumeichen praktisch vollständig erklärt.

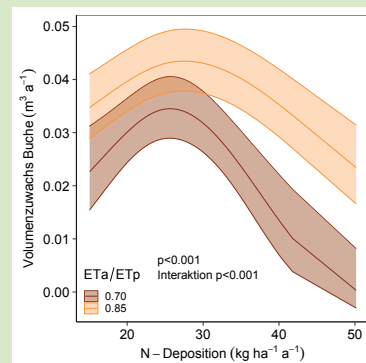
Nachstehend sind Auswertungen des Volumenzuwachses gezeigt. Bei Buchen und Fichten kann ein glockenförmiger Effekt der Stickstoffdeposition auf den Volumenzuwachs beobachtet werden (Abb. 90). Das Maximum liegt bei den Fichten bei ca. 30, bei den Buchen bei $<25 \text{ kg N ha}^{-1} \text{a}^{-1}$. Bei den Buchen ist die Beziehung jedoch insgesamt recht

Abb. 90: Beziehung zwischen der Stickstoffdeposition und dem Volumenzuwachs von Buchen und Fichten.



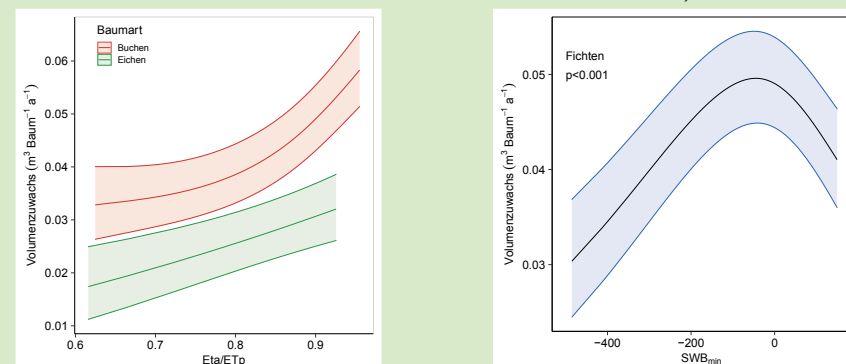
flach und abhängig vom Ausmass der Trockenheit: bei Trockenheit fällt das Maximum rascher und stärker ab (Abb. 91).

Abb. 91: Beziehung zwischen dem Volumenzuwachs der Buchen und der Stickstoffdeposition. Aus dem Regressionsmodell für zwei Feuchtestufen: Eta/ETp 0.85 (feucht) und 0.7 (trocken) extrahierte Funktion für die Stickstoffdeposition.



Bei Buchen und Eichen war das Verhältnis zwischen aktueller und potentieller Evapotranspiration der beste Trockenheitsindikator für den Volumenzuwachs, und zwar gemittelt

Abb. 92: Links: Beziehung zwischen dem Volumenzuwachs von Buchen und Eichen und der Trockenheit, als Verhältnis zwischen aktueller und potentieller Evapotranspiration (Mittel über die ersten 75 Tage der Vegetationsperiode). Rechts: Beziehung zwischen dem Volumenzuwachs von Fichten und der Trockenheit als minimale Wasserbilanz des Vorjahrs.



über eine Zeitperiode von 5 Tagen vor und 70 Tagen nach Blattaustrieb. Der Trockenheitseffekt ist bei beiden Laubbaumarten deutlich, wobei bei den Buchen leichte Trockenheit einen stärkeren Effekt hat als starke Trockenheit (Abb. 92) verglichen mit den Eichen. Bei den Fichten war nicht das Evapotranspirationsverhältnis, sondern die minimale Wasserbilanz des Vorjahrs der beste Trockenheitsindikator. Überraschenderweise verläuft die Beziehung mit dem Wachstum nicht linear von feucht nach trocken, sondern zeigt ein Wachstumsmaximum bei leicht negativen Wasserbilanzwerten. Das bedeutet, dass zu feuchte und damit anaerobe Verhältnisse im Wurzelraum ebenfalls mit einer Wachstumsabnahme verbunden sind.

Starker Fruchtbehang ist bei der Buche mit geringerem Volumenzuwachs korreliert (Abb. 93). Diese Beziehung trägt, wie schon weiter oben erwähnt, zur beobachteten Wachstumsabnahme der Buchen bei. Die Nährstoffkonzentrationen sind er-

staunlich schwache Prädiktoren für den Volumenzuwachs. Nur bei den Eichen sind die Konzentrationen von P und N deutlich signifikant mit dem Wachstum korreliert. Bei P gibt es ausserdem eine Interaktion mit dem BHD zu Beginn der Zuwachsperiode: bei kleinen Bäumen ist die Beziehung schwächer als bei grossen.

Abb. 93: Beziehung zwischen dem Volumenzuwachs von Buchen und dem Fruchtbehang, quantifiziert als Anzahl Früchte pro Kurztrieb.

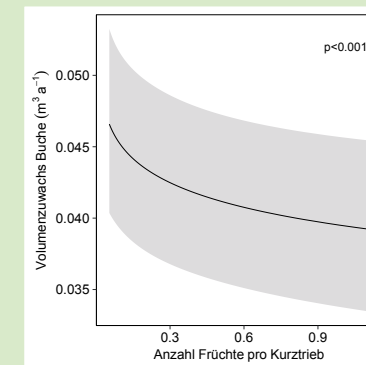
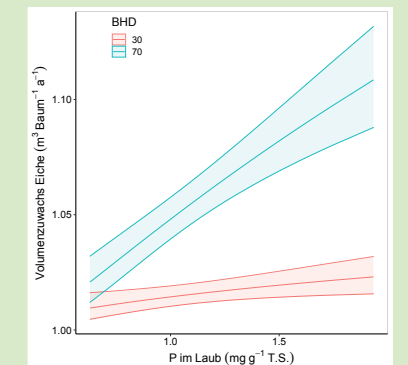


Abb. 94: Beziehung zwischen P im Eichenlaub und dem Volumenzuwachs, abhängig vom BHD jeweils vor Beginn der Messperiode.



Stammzuwachsmessung (Oberschrot FR)



6 Auswirkungen erhöhter Stickstoffeinträge

6.1 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. Wegen ihrer grossen Oberflächenrauigkeit sind Wälder eine besonders effiziente Senke für diese Verbindungen. Auch wenn die Einträge seit dem Peak in den achziger Jahren etwas zurückgegangen sind (Augustin & Achermann 2012), sind sie vor allem im Mittelland, in Regionen mit hoher Viehdichte, sowie im Süd-tessin immer noch sehr hoch (Abb. 95).

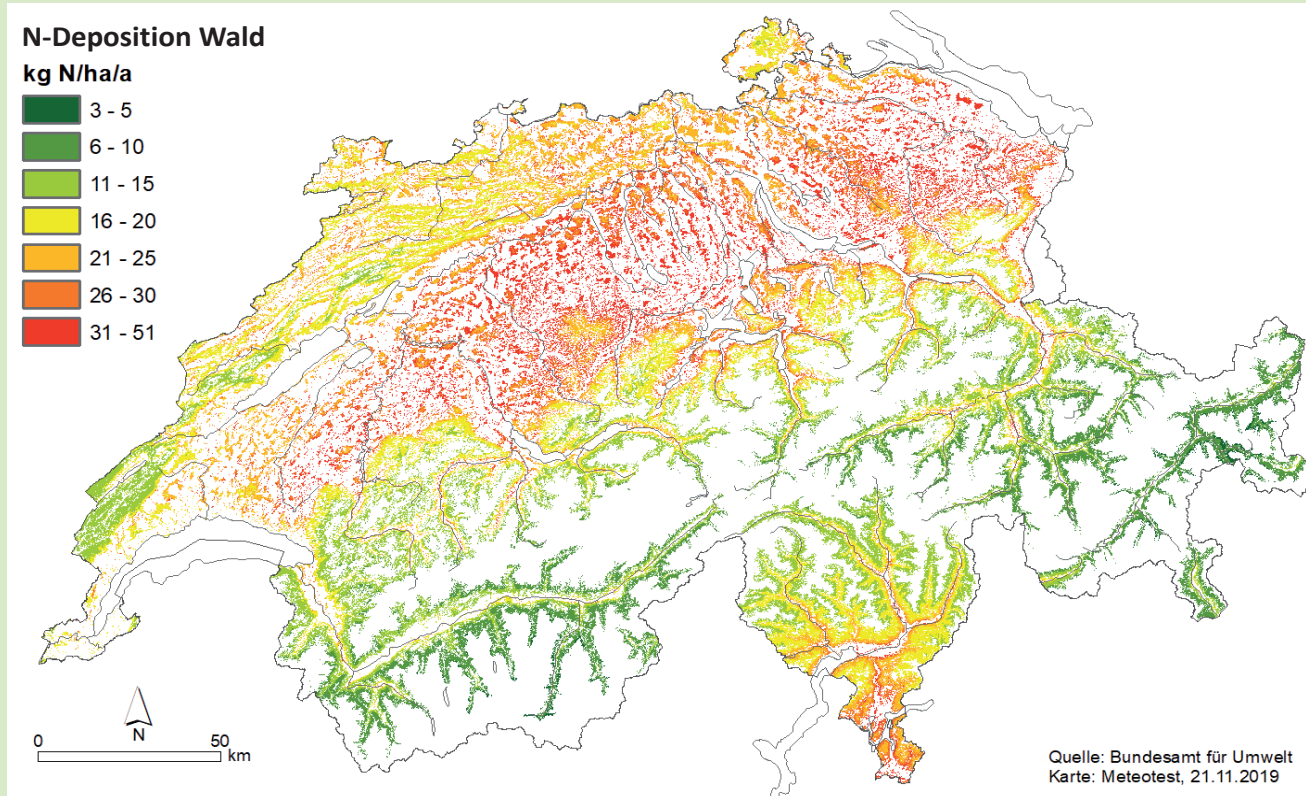
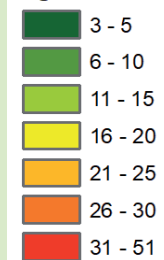
Die stickstoffhaltigen Verbindungen werden z.T. über weite Strecken transportiert,

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 (UNECE et al. 2011). Für Laubwald in gemässigten Zonen betragen diese Critical Loads 10-20 kg N ha⁻¹a⁻¹, für Nadelwald 5-15 kg N ha⁻¹a⁻¹. Bei Überschreitung dieser Einträge sind negative Auswirkungen auf Ökosysteme wie Veränderungen von Boden-

prozessen, Nährstoffungleichgewichte und Veränderungen des Artenreichtums von Mykorrhizapilzen und der Bodenvegetation zu erwarten (UNECE et al. 2011). Die 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 & 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. 95: Karte der Stickstoffdeposition in Schweizer Wäldern 2015 (Rihm & Künzle 2019).

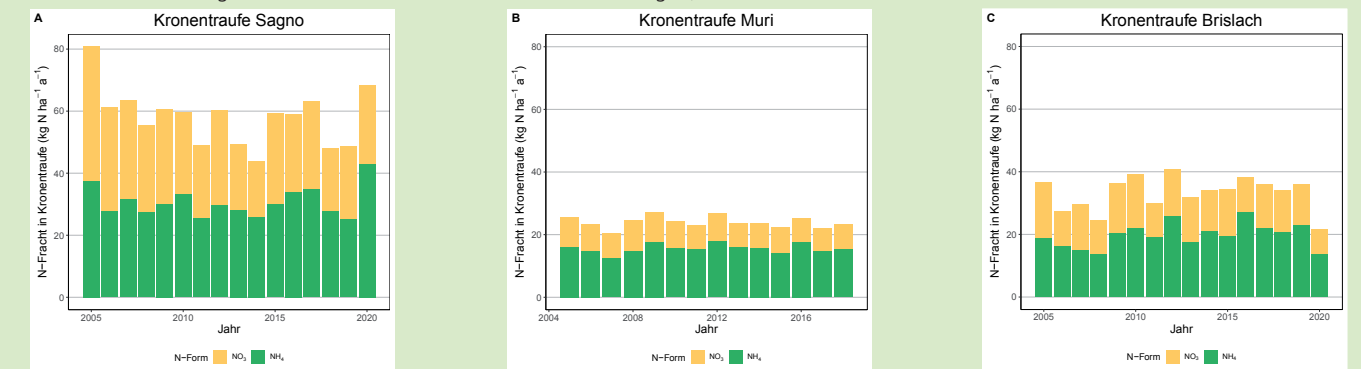
N-Deposition Wald kg N/ha/a



Quelle: Bundesamt für Umwelt
Karte: Meteotest, 21.11.2019

6.2 Stickstofffracht in der Kronentraufe

Abb. 96: Entwicklung der Stickstofffracht in der Kronentraufe von Sagno, Muri und Brislach.



In der vorliegenden Studie wird als Mass für die Stickstoffdeposition die modellierte Gesamtdeposition verwendet (Rihm & 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 enthält, zusätzlich zur im Regenwasser gelösten Stickstoffmenge, die an den Blatt- und Nadeloberflächen trocken abgelagerten Stickstoffverbindungen, aber nicht derjenigen, die durch die Kronen direkt aufgenommen werden. Ammoni-

ak wird mit der Kronentraufe nur teilweise erfasst (Cape et al. 2010). Ein Teil des Stickstoffs im Kronentraufewasser wird auch von den Bäumen direkt aufgenommen, was ebenfalls zu einem Minderbefund führt.

Zeitreihen der Stickstofffracht in der Kronentraufe liegen für drei Fichtenflächen vor (Abb. 96). Ein klarer Zeittrend kann in keiner dieser Flächen beobachtet werden. In Muri geht die Zeitreihe nur bis 2018, weil die Fläche wegen Borkenkäferbefalls aufgelöst werden musste. Bemerkenswert sind diese Messungen jedoch vor allem, weil die Kronentraufe in Sagno eine mittlere Stickstofffracht von 58 kg N ha⁻¹ a⁻¹ aufweist, was deutlich

höher ist als der modellierte Eintrag von 29.2 und der aus Einzelkomponenten geschätzte Eintrag von 35 kg N ha⁻¹ a⁻¹ für das Jahr 2019 (Messung FUB, Abb. 97). Sagno ist auch der Standort, der sich bei der Beziehung zwischen Stickstoffeintrag und Nitratauswaschung als Ausreisser präsentiert (vgl. Lysimeterbericht). In Muri stimmt die Summe der gemessenen Einzelkomponenten deutlich besser mit der Fracht in der Kronentraufe überein (Abb. 98).

Abb. 97: Gesamtdeposition von Stickstoff in Sagno und Muri im Waldbestand, zusammengesetzt aus Einzelkomponenten. Messung FUB (Thimonier et al. 2019).

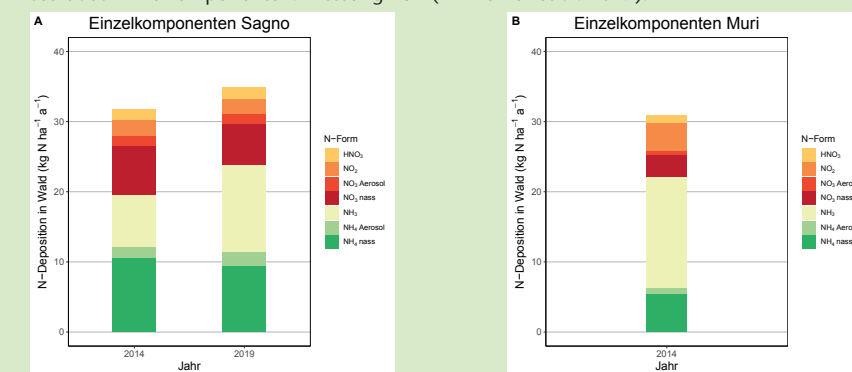
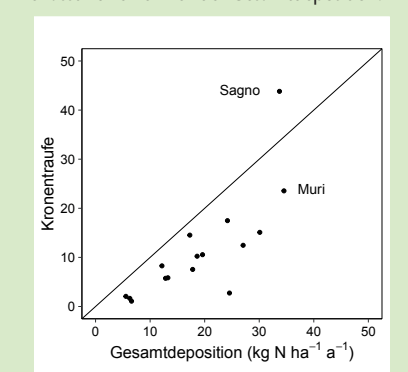


Abb. 98: Vergleich der Frachten in der Kronentraufe aus den LWF-Flächen (Thimonier et al. 2019) sowie der beiden IAP-Flächen Muri und Sagno mit der inferentiell, d.h. aus Einzelkomponenten zusammengesetzten, gemessenen Gesamtdeposition. Kronentraufe erfasst nur einen Teil der Gesamtdeposition.



6.3 Auswirkungen auf die Vitalität von Waldbäumen

Auswirkungen erhöhter Stickstoffdepositionen auf die Vitalität von Waldbäumen werden in verschiedenen Kapiteln dieses Berichtes beschrieben. An dieser Stelle soll deshalb ein Überblick mit den Verweisen zu den entsprechenden Kapiteln gegeben werden.

Erhöhte Stickstoffeinträge verschlechtern die Versorgung der Waldbäume mit Phosphor und Kalium (Kap. 4.1). Diese beiden Nährelemente haben wichtige Funktionen. Phosphor ist in allen Energieprozessen involviert. Unter Phosphormangel wurde eine erhöhte Photooxidation und eine er-

höhte generelle Vergilbung beobachtet. Die Mortalität von Buchen ist unter Phosphormangel ebenfalls erhöht. Kalium spielt eine wichtige Rolle im Wasserhaushalt von Pflanzen, so bei der Regulation von Spaltöffnungen und bei osmotischen Prozessen. Mangel an Kalium oder eine unausgewogene Kaliumernährung waren involviert bei einer erhöhten Kavitation in den Buchen (Kap. 4.4) und bei der Mortalität von Buchen (Kap. 3.1). Ein wichtiger Grund für die Veränderung der Nährstoffversorgung ist die Empfindlichkeit vieler Mykorrhizapilze auf Stickstoff. Diese Pilze versorgen Waldbäume mit zusätzlichen Nähr-

stoffen und Wasser (Kap. 12), und eine Störung der Mykorrhizierung reduziert die Nährstoffaufnahme.

Die Effekte einer unausgeglichene Nährstoffversorgung stehen den Effekten gegenüber, wo ein direkter Stickstoffeinfluss gezeigt werden kann. Der Stammzuwachs von Buchen und Fichten wird durch Stickstoff zwar gefördert, aber nur bis zu einem Maximum von ca. 25 bis 30 kg N ha⁻¹ a⁻¹ (Kap. 5). Bei höheren Einträgen geht das Wachstum deutlich zurück. Dieser Wachstumsrückgang bei höheren Stickstoffeinträgen fällt bei den Buchen unter Trockenheit stärker aus, d.h. hohe Stickstoffeinträge fördern die Trockenheitsempfindlichkeit der Buchen. Die Mortalität der Fichten durch Borkenkäferbefall ist bei hohen Stickstoffeinträgen deutlich erhöht (Kap. 3.3). Hohe Stickstoffeinträge sind mit einer verminderten Anzahl Nadeljahrgänge korreliert (Kap. 4.2).

Hohe Stickstoffeinträge beschleunigen auch die Bodenversauerung, da überschüssiges Nitrat ausgewaschen wird und dabei Kationen mit sich zieht. Die zwischen 2005 und 2016 beobachteten Abnahmen des Boden-pH-Wertes und der Basensättigung fielen an Standorten mit erhöhter Stickstoffdeposition stärker aus (Kap.7.2). Bei der dendrochemischen Analyse von Aluminium in Stammscheiben aus unterschiedlichen Zeitperioden war Stickstoff auch wichtiger Prädiktor der beobachteten Entwicklung (Kap. 7.3).

Abb. 99: In der Fichtenfläche Sagno (TI), mit sehr hohen Stickstoffeinträgen, fallen die Bäume reihenweise um und dem Borkenkäfer zum Opfer.



6.4 Experimentelle Untersuchungen zum Einfluss erhöhter Stickstoffeinträge

In Hochwald (SO) und auf dem Zugerberg (ZG) werden seit 1992 Stickstoff-Düngungsversuche mit Ammoniumnitrat durchgeführt. Der erstere Standort liegt auf einer Kalkrendzina und ist trockenexponiert. Der Boden des zweiten Standorts ist tiefgründig und sehr basenarm (Riss-Moräne). 2008 wurden beide Versuchsflächen mit Buchen und Eichen neu bepflanzt. Auf dem Zugerberg wurde 2009 ein Splitting der Behandlung vorgenommen, bei dem in einem Teil der gedüngten Plots die Behandlung eingestellt wurde.

Die Ergebnisse der Behandlung waren bei der Erstbepflanzung deutlich (vgl. Flückiger & Braun 2011). Auch bei der Neubepflanzung sind die negativen Effekte der N-Düngung auf das Wachstum deutlich zu sehen. In Hochwald fällt bei beiden Baumarten das Höhenwachstum bereits bei der geringsten N-Behandlung, 10 kg N ha⁻¹ a⁻¹ ab, auch wenn dieser Abfall

bei den Eichen noch nicht signifikant ist. Auf dem Zugerberg sind die Effekte schwächer. Bei den Eichen ist die Streuung zu gross für eine Aussage, bei den Buchen ist die Gesamthöhe negativ mit der N-Düngung korreliert.

Ein Effekt der gestoppten Behandlung auf das Höhenwachstum kann bei den Buchen auf dem Zugerberg bei 160 kg N ha⁻¹ a⁻¹ nachgewiesen werden. Bei den Eichen ist dies überraschenderweise bereits bei 10 und 20 kg N ha⁻¹ a⁻¹ der Fall.

In Hochwald waren die Vergilbungen bei den Buchen bei hohen Stickstoffgaben deutlich stärker. Dies gilt sowohl für die allgemeine Vergilbung als auch für das Photobleaching im Jahr 2019. Bei den Eichen war 2020 lediglich ein Trend von zunehmender Vergilbung mit zunehmender Stickstoffdüngung zu beobachten.

Im heißen Sommer 2018 wurden bei den Buchen in Hochwald, wie schon 2003, erhöhte Trockenschäden bei den mit Stickstoff behandelten Buchen beobachtet, obwohl die Versuchspflanzen in der Zwischenzeit ausgewechselt worden waren. Gleichzeitig nahm der Totastanteil zu. Möglicherweise stehen die beiden Beobachtungen, wie dies auch im Wald im Nachgang der Trockenschäden beobachtet werden konnte, in einem Zusammenhang.

In der Bodenlösung ist der Einfluss der N-Düngung auf das BC/Al-Verhältnis, die Nitratkonzentrationen und die Al-Konzentration deutlich zu sehen. Nach Einstellung der Düngung nahmen die Nitratkonzentrationen relativ rasch ab. Seit etwa zwei Jahren (2018) unterscheidet sich das BC/Al Verhältnis der Plots mit eingestellter Behandlung nicht mehr von den Kontrollen. Das heisst, es brauchte etwa 8 Jahre zur Erholung.

6.4.1 Material und Methoden

1992 wurden sechs N-Versuchsflächen mit Aufforstungen angelegt, die mit unterschiedlichen Stickstoffmengen (0, 10, 20, 40, 80 und 160 kg N ha⁻¹a⁻¹, in 12facher Blockwiederholung) behandelt wurden (Tab. 4). Von diesen Standorten werden heute noch zwei weiterbetrieben. 2008 erfolgte eine Neupflanzung in die gleichen Plots. Auf dem Zugerberg wurden Samen in die bereits gedüngten Plots ausgebracht und ihre Entwicklung verfolgt. In Hochwald wurden Buchen und Eichen gepflanzt. 2009 wurden auf dem Zugerberg die Behandlungen gesplittet: bei einem Teil der bisher gedüngten Plots wurde die Behandlung eingestellt.

Die Düngung erfolgte mit trockenem Ammoniumnitrat (NH₄NO₃). Vor 2003 und nach 2008 wurde sofortlösliches Ammoniumnitrat auf 3 Gaben über den Sommer verteilt ausgebracht, zwischen 2003 und 2008 langsam lösliches Ammoniumnitrat (Hauert Osmocote) in einer Gabe pro Jahr.

Die Phänologieparameter wurden, soweit nichts anderes angegeben, im Feld in Stufen 0 bis 9 klassiert. Die aufgenommenen Parameter sind in der Tab. 5 aufgelistet.

Proben für die Nährstoffanalyse wurden jeweils in der zweiten Hälfte August geerntet, wenn möglich nur von Maitrieben. Die Proben wurden bei 80°C getrocknet, gemahlen und mit einem modifizierten Kjeldahl-aufschluss nach Allen (1989) aufgeschlossen. Die Analyse von Stickstoff und Phosphor in der aufgeschlossenen Probe erfolgte photometrisch nach Walinga et al. (1995). Kalzium, Magnesium, Kalium und Mangan wurden mittels AAS gemessen. Die Qualitätskontrolle erfolgte durch Teilnahme an Ringversuchen (WEPAL, Universität Wageningen) sowie durch gleichzeitige Analyse von Referenzproben (NIST, apple leaves). Die Beurteilung der Nährstoffkonzentration wurde nach Göttlein (2015) vorgenommen, diejenige der Nährstoff-

verhältnisse nach Flückiger & Braun (2003).

Auf dem Zugerberg wurden in den Düngungsvarianten 0, 20, 40 und 80 kg N ha⁻¹ a⁻¹ Saugkerzen in 50 cm Tiefe vergraben. Weitere Saugkerzen wurden bei den Kontrollen in geringerer und in grösserer Tiefe installiert. Die Proben wurden monatlich über das ganze Jahr gesammelt und pro Sammeltermin, Versuchsvariante und Tiefe gepoolt. Sie wurden auf folgende Parameter untersucht: (i) pH, Leitfähigkeit, (ii) Kationen mittels AAS/FES (bis 2017) bzw. MPAES (nach 2017), (iii) Organisches Aluminium nach Passierung der Probe über einen Ionenaustauscher, (iv) Anionen mittels Ionenchromatographie (Dionex GP50, mit Leitfähigkeitsdetektion). Die Qualitätskontrolle erfolgte durch Vergleich der Leitfähigkeitsmessung mit einer aus den Ionenkonzentrationen berechneten Leitfähigkeit sowie durch Teilnahme an Ringanalysen (Norwegian Institut for Air Research, NILU, NO). Die

Tab. 4 Standortsbeschreibung der 8 N-Versuchsflächen seit 1992. pH-Werte und Basensättigung aus Kontrollflächen. Niederschlag: Mittelwert 1981-2020, Axalp hydrolog. Atlas.

Start	Ende	Standort	Höhe	Bodentyp	N-Eintrag 2010	N-Eintrag 30-Jahres-Mittelwert	pH-Werte	Basen-sättigung	Niederschlag 1981-2020
			(M.ü.M.)		kg N ha ⁻¹ a ⁻¹	kg N ha ⁻¹ a ⁻¹	(CaCl2)	0-40 cm (%)	(mm)
1992	2011	Möhlin AG	290	Parabraunerde	23.6	23.6	3.8	12	1030
1992	-	Hochwald SO	670	Braunerde-Rendzina	20.5	27.1	6.9	100	1144
1992	-	Zugerberg ZG	1000	Saure Braunerde	28.7	33.8	4.0	2	1450
1994	2011	Rötiboden UR	1580	Sand-Eisenhumus-Podsol mit Ortserde	11.7	15.9	3.3	6	1557
1992	2011	Lurengo TI	1600	Podsol-Braunerde	15.5	16.7	4.9	3	1789
1992	2011	Axalp BE	1700	Hangschutt-Rendzina			6.8	100	1876

für die Berechnung einer Fracht benötigte Sickerwassermenge wurde mit einem hydrologischen Modell berechnet (Wasim-ETH, Schulla (2019)). Zur Validierung wurde der Modelloutput mit gemessenen Bodenwassergehal-

ten und mit Sickerwasser-Werten aus dem Hydrologischen Atlas der Schweiz (Landeshydrologie 1992) verglichen. Alle Auswertungen wurden mit der frei zugänglichen Statistik Software R (RCore Team 2020) berechnet. Die

Auswertungen der N-Versuche wurden unter Berücksichtigung der räumlichen Gruppierung (Blockanlage) oder unter Einbezug von Lagekoordinaten als Kovariable durchgeführt. Tests auf signifikante Unterschiede zur Kontrolle wurden mittels gemischter Regression durchgeführt, falls nötig nach Transformation (Zuwachsdaten wurden in der Regel wurzeltransformiert). Wenn die geschätzten Effekte der Modelle inklusive den 95% Vertrauensintervallen 0 nicht überschreiten dann galten diese Effekt als signifikant (Korner-Nievergelt et al. 2015). Signifikante Unterschiede zwischen den Behandlungen im Teil Phänologie (Kap. 6.4.3) wurden durch paarweisen Vergleich mit mult-comp ermittelt (Hothorn et al. 2008). Bonitierungsdaten (Vergilbung, Totastanteil, Trockenschäden) wurden mit dem Linear by Linear Association Test auf signifikanten Einfluss der Stickstoffbehandlung geprüft (Hothorn et al. 2008).

Tab. 5 Liste der Untersuchungsparamter in den N-Versuchsflächen.

Baumart	Parameter
Buchen	Gesamthöhe und Triebzuwachs
	Verfärbungen (Gesamtverfärbung, Bronzeverfärbung, Photobleaching)
	Nekrosen: Punkt-, Interkostal-, Rand-, andere Nekrosen, Trockenschäden
	Parasitenbefall (Blattläuse, Buchenspringrüssler, bekannte pathogene Pilze)
	Totäste
	Nährstoffgehalt im Laub (N, P, K, Ca, Mg, Mn)
Eichen	Sauerstoff- und Kohlenstoffisotopen im Laub und im Xylemwasser
	Blattfläche und Trockengewicht pro Fläche (einer Anzahl Blätter)
	Gesamthöhe und Triebzuwachs
	Verfärbungen (Gesamtverfärbung)
	Totäste
	Befall mit Eichenblattbräune und Mehltau
	Nährstoffgehalt im Laub (N, P, K, Ca, Mg, Mn)
	Sauerstoff- und Kohlenstoffisotopen im Laub

6.4.2 Wachstum

Bei der Neubepflanzung des Versuchs im Jahr 2008 wurden pro Versuchsplot ursprünglich drei Buchen und drei Eichen gepflanzt. Die Baumhöhe des jeweils grössten Individuums pro Plot wurde jährlich gemessen und ist nachstehend als Gesamthöhe dargestellt. Die Differenz zur Höhe im Vorjahr ist als Höhendifferenz dargestellt. Sie ist negativ, wenn Äste abgestorben sind oder wenn auf ein anderes Individuum bei der Zuwachsmessung gewechselt wurde. Ansonsten ist sie ein Mass für das Triebwachstum, das bei grossen Bäumen nicht mehr direkt gemessen werden kann.

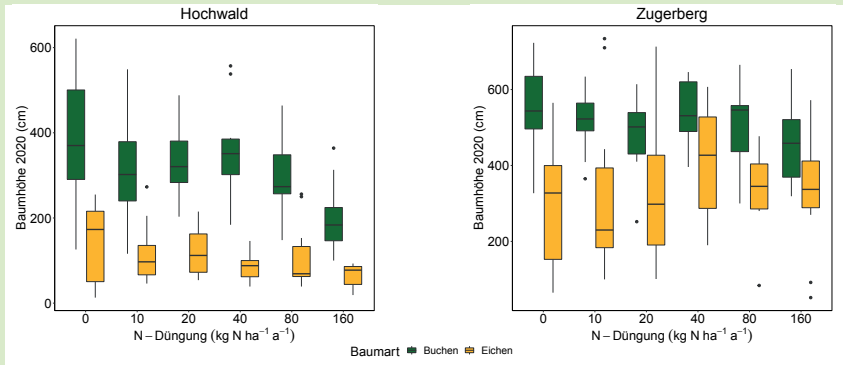
Das Baumwachstum nahm 2020 in Hochwald mit zunehmender Stickstoffdüngung signifikant ab (Tab. 6, Abb. 100). Bei den Buchen sind die Baumhöhen bei einer N-Düngung von 10, 80 und 160 bei den Eichen bei 160 kg N ha⁻¹ a⁻¹ signifikant von der Kontrolle verschieden.

Auf dem Zugerberg wird neben der N-Düngung eine mögliche Regeneration nach einer vorhergehenden Behandlung untersucht. Aus diesem Grund seit 2008 sind die Behandlungsvarianten aufgesplittet und in einem Teil der

Plots wurde die Düngung eingestellt. Die N-Düngung führt bei den Buchen zu einer signifikanten Abnahme der Baumhöhe bei einer Behandlung von 20 und 160 kg ha⁻¹ a⁻¹ (Tab. 7, Abb. 100). Der Zuwachs im Jahr 2020 war bei beiden Baumarten Eichen und Buchen bei der höchsten Behandlung von 160 kg N ha⁻¹ a⁻¹ signifikant kleiner. Ein Regenerationseffekt (grösseres Baumwachstum zwischen Behandlung gestoppt und weitergeführt) war nur bei den Buchen bei der Behandlung von 160 kg N ha⁻¹ a⁻¹ signifikant (Abb. 101, Abb. 102). Dieser geschätzte Unterschied zwischen der

Behandlung und der Regeneration in der Baumhöhe 2020 war -23.8±10%.

Abb. 100 Baumhöhen gemessen 2020 in Hochwald (li) und auf dem Zugerberg (re). In Hochwald sind die Unterschiede bei den Buchen signifikant bei 10, 80, 160 kg N ha⁻¹ a⁻¹, auf dem Zugerberg bei 20 und 160. Bei den Eichen waren sie signifikant unterschiedlich in Hochwald bei 160 kg N ha⁻¹ a⁻¹. Hintergrunddeposition (30-Jahresmittel) Hochwald 23, Zugerberg 30 kg N ha⁻¹ a⁻¹.



Tab. 6 Statistik zum Wachstum in Hochwald gemessen im Sommer 2020. Der abgeschätzte Effekt in Prozent der Baumhöhe oder im Zuwachs wurde im Vergleich zur Null N-Düngung (nur Hintergrunddeposition) berechnet (response-Effekt aus Regression).

		Abgeschätzter Effekt (%)	Signifikante Unterschiede bei einer N-Gabe (kg N ha ⁻¹ a ⁻¹) von
Buchen	Baumhöhe (cm)	-1.1, -1.3, -8.3	10, 80, 160
	Zuwachs (cm) 2020	-61.7	160
Eichen	Baumhöhe (cm)	-7.3	160
	Zuwachs (cm) 2020	-	-

Tab. 7 Statistik zum Wachstum auf dem Zugerberg gemessen im Sommer 2020. Der abgeschätzte Effekt in Prozent der Baumhöhe oder im Zuwachs wurde im Vergleich zur Null N-Düngung (nur Hintergrunddeposition) berechnet.

		Abgeschätzter Effekt (%)	Signifikante Unterschiede bei einer N-Gabe (kg N ha ⁻¹ a ⁻¹) von
Buchen	Baumhöhe (cm)	-12.9, -17.2	20, 160
	Zuwachs (cm) 2020	-45.9	160
Eichen	Baumhöhe (cm)	-	-
	Zuwachs (cm) 2020	-	-

Abb. 101 Baumhöhen gemessen 2020 auf dem Zugerberg bei fortgesetzter und eingestellter N-Düngung. Ein Regenerationseffekt (grösseres Baumwachstum zwischen Behandlung gestoppt und weitergeführt) war nur bei den Buchen bei der Behandlung von 160 kg N ha⁻¹ a⁻¹ signifikant.

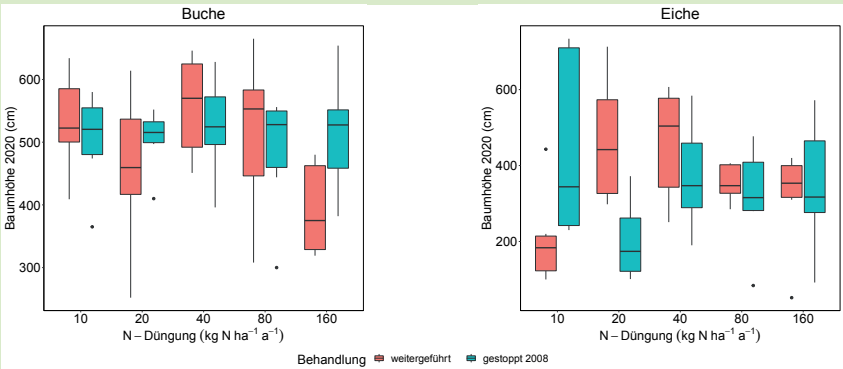
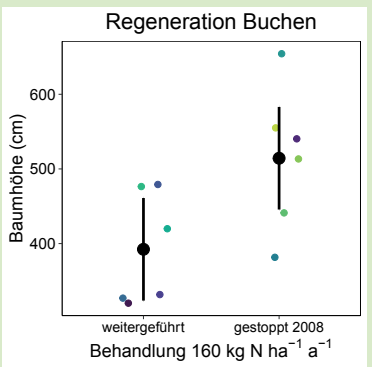


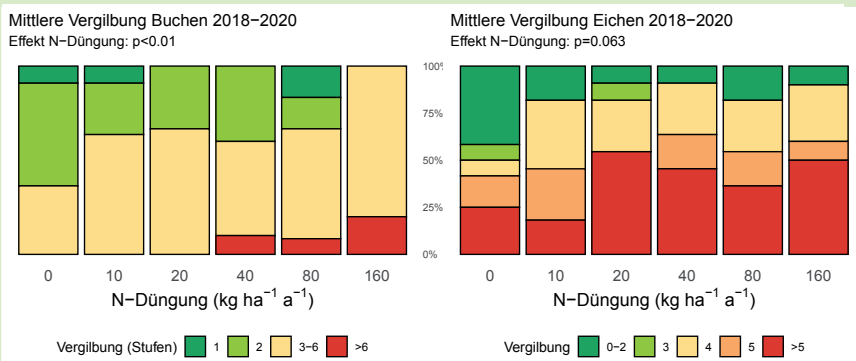
Abb. 102 Mittlere geschätzte Baumhöhen gemessen 2020 bei Buchen auf dem Zugerberg mit und ohne einer Behandlung von 160 kg N ha⁻¹ a⁻¹. Die einzelnen Messungen wurden nach der Lage im Versuch (Block) eingefärbt. Alle anderen Effekte einer möglichen Regeneration waren nicht signifikant.



6.4.3 Phänologie

In der N-Versuchsfläche Hochwald waren bei den Buchen in den Jahren 2018, 2019 und 2020 starke Vergilbungen zu beobachten, die mit der Behandlung deutlich korreliert waren (Abb. 103). Die Eichen waren generell stärker vergilbt, aber der Stickstoffeffekt war schwächer. Im Jahr 2019 war in Hochwald bei den Buchen mit den hohen Stickstoffgaben (160 kg N ha⁻¹ a⁻¹) ein stärkeres Photobleaching zu beobachten (Abb. 104).

Abb. 103 Mittlere Verfärbungsstufe von Buchen (links) und Eichen (rechts) im N-Versuch Hochwald in den Jahren 2018, 2019 und 2020. Die Signifikanz ist unter dem Titel angegeben.



Im extrem heißen Sommer 2018 wurden in Hochwald bei den Buchen mit erhöhter Stickstoffgabe (ab 80 kg N ha⁻¹a⁻¹) vermehrt Trockenschäden am Laub festgestellt (Abb. 105). Gleichzeitig wurde auch ein

erhöhter Totanteil beobachtet. Möglicherweise hängen beide Phänomene zusammen, da bei den Buchen im Wald absterbende Äste das am häufigsten beobachtete Trockensymptom waren. Zwei Buchen

im Versuch (eine Kontrolle und eine mit 160 kg N ha⁻¹a⁻¹) gedüngte Buche starben, bei letzterer waren nur noch wenige Leitgefäße aktiv, wie die Färbung zeigte (Abb. 106).

Abb. 104 Photobleaching bei den Buchen im Sommer 2019 in Hochwald.

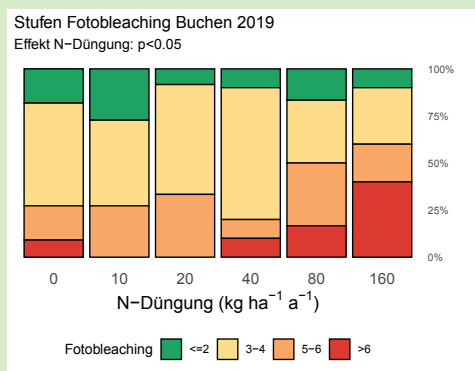


Abb. 105 Trockenschäden (li) und Totanteil (re) bei Buchen in Hochwald im Sommer 2018.

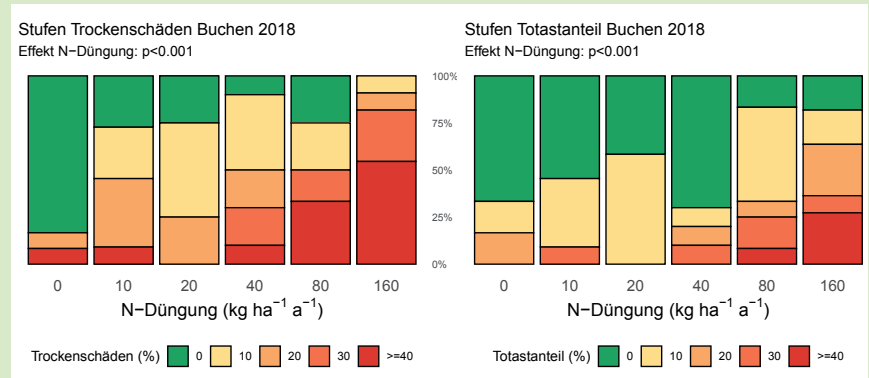


Abb. 106 Abgestorbene, mit 160 kg N ha⁻¹ a⁻¹ gedüngte Buche in Hochwald im Sommer 2018 (a) und aktive Leitbahnen (rot gefärbt) dieser Buche (b).



Abb. 107 Tote Äste in Hochwald im Sommer 2018.



Abb. 108 Trockenschäden in Hochwald im Sommer 2018.



6.4.4 Nährstoffversorgung der Bäume im Stickstoffversuch

Abb. 109 zeigt die Nährstoffkonzentrationen im Buchenlaub in der Stickstoffversuchsfläche Hochwald in den Jahren 2015 und 2018. Überraschenderweise gibt es zwischen den beiden Jahren deutliche Unterschiede im Effekt: während die Phosphorkonzentrationen im Jahr 2015 schon ab 20 kg N ha⁻¹a⁻¹ signifikant reduziert waren, war dies im Jahr 2018 nur gerade bei 160 kg N ha⁻¹a⁻¹ der Fall. Bemerkenswert ist auch der Anstieg von Magnesium mit zunehmender N-Düngung. Dieser

könnte ev. auf eine Freisetzung von Mg im Boden durch den "Salzeffekt" zurückgeführt werden. In früheren Jahren konnte in den Plots mit hohen N-Gaben eine Reduktion des pH(CaCl₂) um bis zu 0.5 pH-Einheiten beobachtet werden, obwohl der Boden in Hochwald eine Kalkrendzina ist und gut gepuffert sein sollte.

Beziehungen zwischen Nährstoffkonzentrationen im Laub und der Phänologie konnten nur für Vergilbungen

gefunden werden: diese sind deutlich mit der Kaliumkonzentration im Laub korreliert (Abb. 110). Damit in Zusammenhang steht wahrscheinlich auch die Korrelation zwischen Kalium im Laub und der Isotopenzusammensetzung des Xylemwassers (Abb. 111). Zwischen Isotopen und Vergilbung konnte ebenfalls eine Beziehung gefunden werden (hier nicht dargestellt).

Abb. 109: Konzentrationen von Stickstoff, Phosphor, Kalium und Magnesium in den Buchen aus dem Stickstoffversuch Hochwald in Beziehung zur Düngung in den beiden Jahren 2015 und 2018. Signifikante Unterschiede zur Kontrolle sind mit Sternen am unteren Rand angegeben ((*) p<0.1, * p<0.05, ** p<0.01, *** p<0.001).

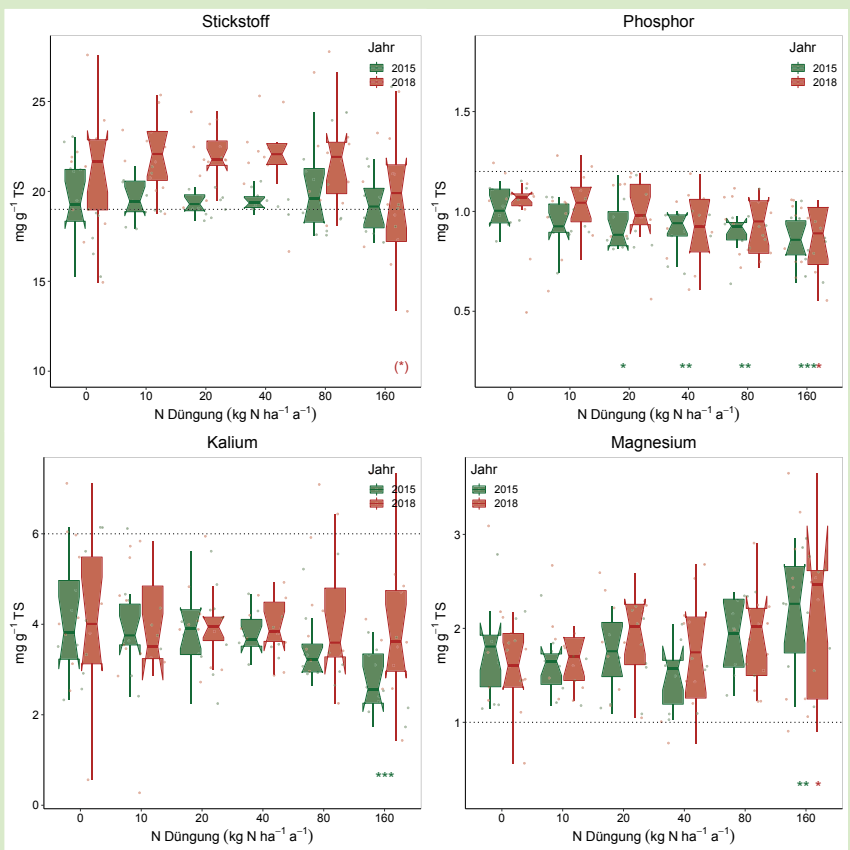


Abb. 110: Beziehung zwischen der Kaliumkonzentration im Laub (Analyse 2018) und der Verfärbung (Farbtafelstufen).

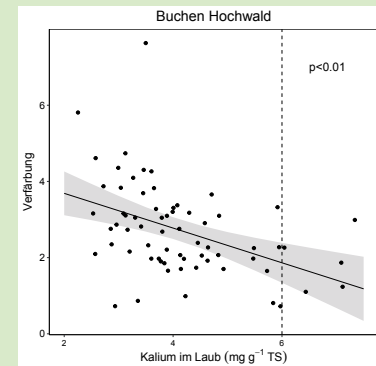
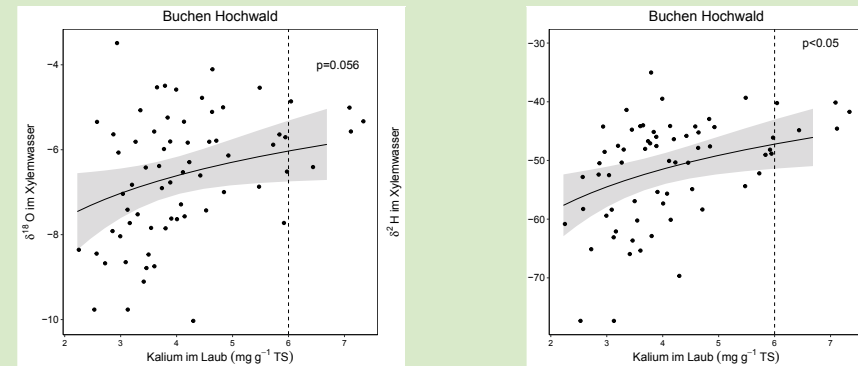


Abb. 111: Beziehung zwischen der Kaliumkonzentration im Laub (Analyse 2018) und den Isotopen im Xylemwasser (Ernte im Sommer 2018).



6.4.5 Zusammensetzung der Bodenlösung - Stickstoffversuch

Die langfristigen Auswirkungen einer erhöhten N-Zugabe auf die Bodenchemie werden auf dem Zugerberg seit 1997 untersucht. Eine mögliche Regeneration nach einem Stopp der N-Gaben (20, 40, und 80 kg N ha⁻¹a⁻¹) wird seit 2008 auf einem Teil der Flächen anhand der Bodenlösung untersucht.

Der N-Versuch auf dem Zugerberg zeigt deutliche Effekte einer zusätzlichen N-Belastung auf wichtige Indikatoren der Bodenchemie wie den pH-Wert, NO₃⁻, Mn, Azidität und in der berechneten Alkalinität auf. Der pH-Wert sank im Mittel um eine Einheit, dies bei allen Düngestufen im Vergleich zur Kontrolle mit nur der Hintergrundbelastung von ca. 30 kg N ha⁻¹a⁻¹. Die Al, NO₃⁻ sowie Mn Konzentrationen stiegen mit zunehmenden

der N-Gabe deutlich an. Der kritische Grenzwert von Al wird dabei bei der höchsten N-Zugabe von 80 kg N ha⁻¹a⁻¹ häufig überschritten (Braun & Tresch 2021). Die Alkalinität war stark im negativen Bereich, teilweise sogar im sehr sauren Bereich von unterhalb -500 µeq l⁻¹ für die höchste N-Behandlung. Auch die Azidität ist sehr stark angestiegen, bei der höchsten N-Zugabe um das 3-fache. Das BC/Al-Verhältnis, als wichtiger Indikator des Säure-Basen-Zustands in der Bodenlösung, hat drastisch abgenommen, je höher die N-Zugabe war (Abb. 112).

Bei allen N-Zugaben fiel das BC/Al-Verhältnis unter die kritische Grenze von 7. Die Zeit welche dafür gebraucht wurde war 6 Jahre für 80 kg N ha⁻¹a⁻¹, 7 Jahre für 40 kg N ha⁻¹a⁻¹

und 12 Jahre für 20 kg N ha⁻¹a⁻¹ (der Versuch startete 1992, die Bodenlösungsmessung 1997). Die Abnahme in der höchsten N-Zugabe verlief in den ersten 8 Jahren (1997-2004) sehr schnell mit einer mittleren jährlichen Abnahme von -34%. Danach stagnierte das BC/Al-Verhältnis bei sehr tiefen Werten von < 1. Bei der zweithöchsten N-Zugabe von 40 kg N ha⁻¹a⁻¹ dauerte die Abnahme 12 Jahre (1997-2008). Seither liegen die Werte knapp über 1 (2009-2020: 1.2). In der tiefsten N-Zugabe von 20 kg N ha⁻¹a⁻¹ dauerte die Regenerationszeit 14 Jahre (1997-2010). Die Effekte einer N-Zugabe auf das BC/Al-Verhältnis waren in allen N-Zugabestufen signifikant unterschiedlich zur Kontrolle (Abb. 113).

Die Untersuchungen über die Regeneration nach einer N-Gabe haben nach

der Einstellung der Düngung 2007 und mit der Installation von zusätzlichen Lysimetern im Jahr 2008 begonnen. Schon nach einem Jahr war der Unterschied in der tiefsten N-Zugabe von 20 kg N ha⁻¹a⁻¹ nicht mehr signifikant (Abb. 114). Bei der N-Zugabe von 40 kg N ha⁻¹a⁻¹ waren die Unterschiede zur Kontrolle nach zwei Jahren nicht mehr signifikant. Bei der höchsten N-Zugabe von 80 kg N ha⁻¹a⁻¹ stieg das BC/Al-Verhältnis während zehn Jahren nach dem Stopp der N-Düngung an mit einer durchschnittlichen jährlichen Zunahme im BC/Al-Verhältnis von 10.4% und ist seit dem Jahr 2018 nicht mehr signifikant unterschiedlich zur Kontrolle von 0 kg N ha⁻¹a⁻¹ bei einer langjährigen Hintergrundbelastung von 30 kg N ha⁻¹a⁻¹.

Abb. 112 Zeitliche Entwicklung des BC/Al-Verhältnis im N-Versuch Zugerberg gemessen in einer Tiefe von 50 cm. Aufgeteilt nach N-Düngungsstufen (0, 20, 40 und 80 kg N ha⁻¹a⁻¹) zusätzlich zur gemittelten Hintergrundbelastung für die Jahre 1997-2020 für Laub- und Nadelholz. Dargestellt sind die monatlichen Messungen und pro Jahr ein Mittelwert mit Standardfehler als Linie und der modellierte zeitliche Trend (Loess).

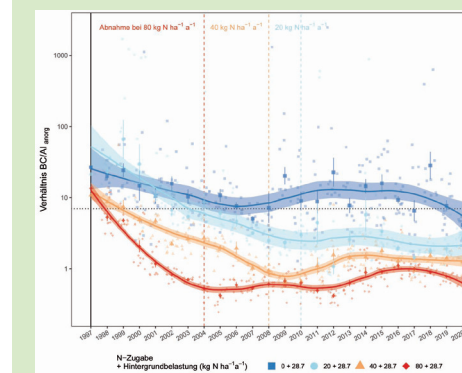


Abb. 114 Zeitliche Entwicklung des BC/Al-Verhältnis im N-Versuch "Zugerberg Regeneration" gemessen in einer Tiefe von 50 cm. Aufgeteilt nach den ursprünglichen N-Düngungsstufen (0, 20, 40 und 80 kg N ha⁻¹a⁻¹) zusätzlich zur gemittelten Hintergrundbelastung für die Jahre 2008-2020 für Laub- und Nadelholz. Dargestellt sind die monatlichen Messungen und pro Jahr ein Mittelwert mit Standardfehler als Linie und der modellierte zeitliche Trend (Loess). Die vertikalen Linien stellen die Zeitabschnitte bis zu einer Regeneration (keine Unterschiede zur Kontrolle) dar.

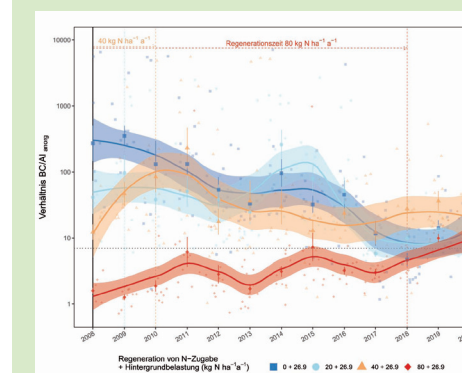
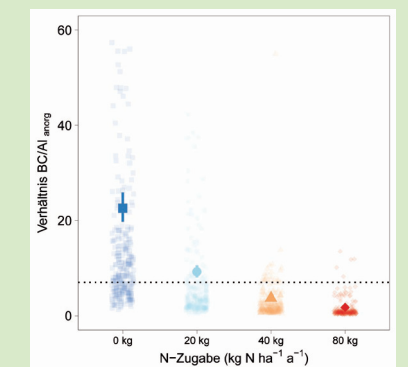


Abb. 113 Effekte der N-Düngung auf das BC/Al-Verhältnis im N-Versuch Zugerberg. Die Unterschiede zwischen den N-Düngungsstufen und der Kontrolle sind signifikant. Die gepunktete Linie ist der kritische Grenzwert BC/Al von 7.



7 Bodenversauerung

Um die Effekte der Bodenversauerung auf den Wald zu erkennen, werden Langzeitmessungen von Bodenlösungen auf unterschiedlichen Waldstandorten benötigt. Die Auswirkungen sind nicht so schnell zu sehen wie bei den Stickstoffversuchen (Kap.6), sie können aber je nach Pufferungsvermögen des Bodens tiefgreifende und langanhaltende Effekte auf den Wald haben. Zum Beispiel wurde nach dem Sturm Lothar ein signifikanter Zusammenhang zwischen der Basensättigung des Bodens (≤ 40 , $>40\%$) und dem Anteil windgeworfener Buchen und Fichten gefunden (Braun et al. 2003). Des Weiteren konnte gezeigt werden, dass die Durchwurzelungstiefe auf Böden mit einer Basensättigung $\leq 20\%$ deutlich geringer ist (Braun et al. 2005). Fichten zeigten auf Böden mit einer tiefen Basensättigung zu-

dem weniger Nadeljahrgänge (Kap. 4.2) und Buchen weniger Wurzelkolonisationen mit Mykorrhizapilzen (Kap. 12). Ein weiteres Beispiel ist die Vitalität der Fichten in der Beobachtungsfläche Scheidwald (BE), in der ein Zusammenhang zwischen Bodenversauerung und Kronenverlichtung auf angrenzenden Teilflächen mit unterschiedlicher Bodenchemie gesehen werden kann (Kap. 7.1.4).

Versauernd wirkende anthropogene Einträge aus der Luft (d.h. Schwefel- und Stickstoffverbindungen) führen zu einem Verlust an basischen Kationen aus dem Boden und damit zu Bodenversauerung. Während in den 1980er Jahren vor allem Schwefeleinträge als Verursacher im Vordergrund standen, sind es, nach der Reduktion der Schwefelemissionen (Augustin & Achermann 2012), aktuell in der

Schweiz vor allem Stickstoffeinträge (vgl. Abb. 141). Nachstehend sind drei verschiedene Methoden dargestellt, die angewandt wurden, um die Entwicklung der Bodenversauerung zu verfolgen und zu dokumentieren: (i) Die Entnahme und Beprobung der Bodenlösung, die den Vorteil hat, immer am gleichen Ort die Entwicklung zu verfolgen. (ii) Die wiederholte Beprobung der Bodenfestphase in allen Walddauerbeobachtungsflächen. Diese ist wegen der räumlichen Heterogenität und der dadurch verursachten grossen Streuung vor allem für Aussagen über Veränderungen über längere Zeiträume (>10 Jahre) geeignet. (iii) Die dendrochemische Analyse von Elementen im Stammholz, die eine Rekonstruktion der Bodenchemie über noch längere Zeiträume erlaubt.

7.1 Messungen der Bodenlösung

Die Langzeitmessungen der Bodenlösung bilden die Grundlage, um Veränderungen der Waldbodenqualität aufzuzeigen. Die chemische Zusammensetzung der Bodenlösung ermöglicht einen Vergleich und die Bewertung von international vereinbarten kritischen Werten und Kriterien zum Säure-Basen-Status (Indikatoren: BC/Al-Verhältnis, pH-Wert, N-Konzentrationen in der Bodenlösung) sowie der Auswaschung von N, Al und basischen Kationen.

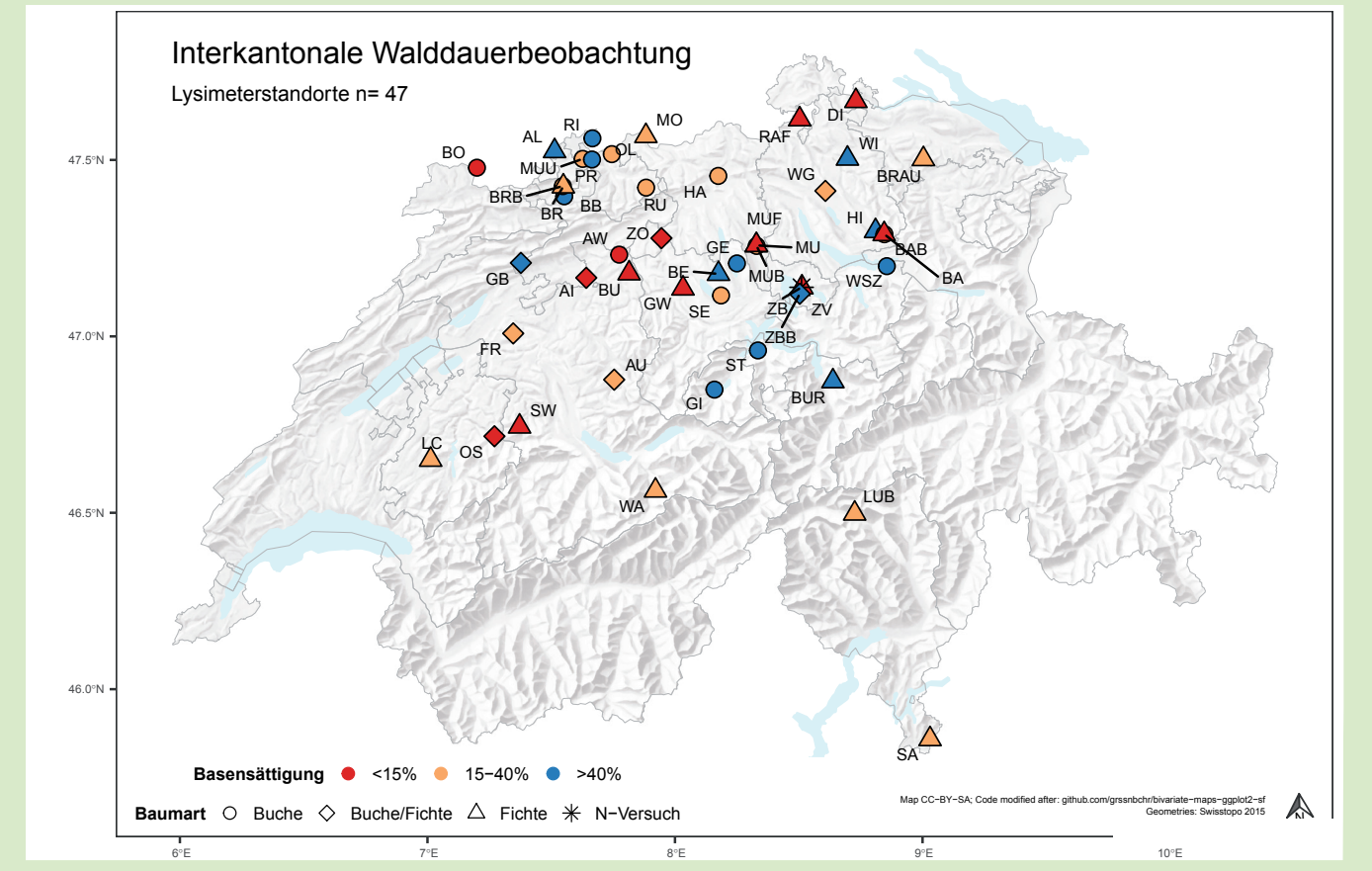
Im Jahr 2020 wurde auf 47 Standorten die Bodenlösung gesammelt (Abb. 116). Die Standorte decken ein einzigartig breites Spektrum von Schweizer Waldböden ab, mit Gradienten der Höhe (290-1870 m), des Niederschlags (915-2211 mm), der über die obersten 40 cm gemittelten Basensättigung (6-100%) sowie der modellierten N-Deposition, Rihm & Künzle 2019) 10-81 kg ha⁻¹a⁻¹), zu sehen in Abb. 116. Die Bodenlösungsproben werden monatlich

gesammelt. Pro Standort sind im Oberboden 8, im Unterboden 5-8 Saugkerzen installiert. Die Proben werden pro Monat und Tiefe innerhalb Untersuchungsfläche gepoolt. Die Analysemethoden und weitere Ergebnisse sind im Bericht von Braun & Tresch (2021) zu finden.



Abb. 115: Eine der rund 752 Lysimeter Installationen verteilt auf 47 Standorten der Interkantonalen Walddauerbeobachtung. Versuchsfläche Scheidwald (BE) im Sommer (links) und Winter (rechts). Die Lysimeter haben durch die isolierende Boden- oder Schneeschicht meistens auch im Winter Wasser.

Abb. 116: Untersuchungsflächen mit Lysimetern (n=47) im Jahr 2020 (Abkürzungen in Tab. 8). Alle Flächen sind Teil der Interkantonalen Walddauerbeobachtung. Die Farben entsprechen dem Mittelwert der Basensättigung 0-40 cm und die Formen der Baumart, respektive dem Sternsymbol für den N-Versuch.



Tab. 8 Standorte mit monatlichen Bodenlösungsmessungen. Niederschlag und Sickerwasser sind berechnete Durchschnittswerte von 1981-2018 mit dem hydrologischen Modell Wasim-ETH. Der pH-Wert (CaCl₂) und dieBasensättigung des Bodens sind gemittelte Werte 0-40 cm (Bodenbeprobung 2010 und 2016). Die Verwitterungsrate der basischen Kationen wurde mit SAFE (Sverdrup 1995) (0-60cm) berechnet. Stickstoff- und basische Kationen- (BC) Jahresfrachten sind als Medianwerte (1997-2020) zusammengefasst. Die Überschreitungen der Grenzwerte für N-Auswaschung und eine Überschreitung der BC-Auswaschung im Vergleich zur Verwitterung (Verw) und Deposition (Depo) sind grau eingefärbt.

Standort	Abk.	Kanton	Start	Baumart	Höhe (m ü.M.)	Niederschlag mm	BS (\\%)	Sickerwasser mm	N-Deposition (kg N ha ⁻¹ a ⁻¹)	pH	CN	N-Auswaschung	BC-Depo+Verw (keq ha ⁻¹ a ⁻¹)	BC-Auswaschung (keq ha ⁻¹ a ⁻¹)
Aarwangen	AW	BE	2002	Bu	470	1156	16	339	26	3,9	15	5,4	2,3	0,7
Aeschau	AU	BE	1997	Bu/Fi	940	1490	25	707	32	3,7	26	2,8	1,0	1,6
Aeschi	AI	SO	1998	Bu/Fi	510	1143	11	335	34	3,8	21	7,4	2,2	0,7
Allschwil	AL	BL	2006	Fi	350	915	84	65	26	4,3	14	36,9	1,8	4,5
Bachtel Buchen	BAB	ZH	1999	Bu	1030	1880	30	993	26	3,9	16	8,6	4,6	1,3
Bachtel Fichten	BA	ZH	1997	Fi	1040	1870	10	881	33	3,8	25	34,2	1,5	1,7
Beromünster	BE	LU	2016	Fi	640	1220	84	313	81	5,0	23	4,1	8,1	5,6
Bonfol	BO	JU	2004	Bu	450	1091	14	381	18	4,0	20	0,1	1,4	0,5
Braunau	BRAU	TG	2006	Fi	710	1241	41	349	41	3,8	20	7,1	3,4	15,4
Breitenbach	BB	SO	2003	Bu	460	1158	89	309	21	4,5	14	0,1	1,9	12,6
Brislach Buchen	BRB	BL	2000	Bu	435	1094	31	305	22	4,0	13	0,3	1,9	2,7
Brislach Fichten	BR	BL	1997	Fi	435	1103	19	183	26	3,9	23	1,4	1,8	1,6
Bürglen	BUR	UR	2016	Fi	640	1582	99	714	31	4,8	22	15,4	0,9	5,0
Busswil	BU	BE	2004	Fi	600	1300	8	265	33	3,7	19	0,1	1,6	0,4
Diessenhofen	DI	TG	2006	Fi	520	1033	13	230	23	3,6	21	20,6	1,3	1,1
Frienisberg	FR	BE	1997	Bu/Fi	725	1311	23	449	27	3,9	21	6,1	1,4	0,7
Gelfingen	GE	LU	2016	Bu	540	1135	100	391	38	6,5	22	0,2	3,3	2,0
Giswil	GI	OW	2016	Bu	540	1306	100	499	28	5,9	20	7,7	9,8	16,1
Grenchenberg	GB	SO	1999	Bu/Fi	1220	1783	100	827	20	5,4	15	5,8	17,5	13,0
Grosswangen	GW	LU	2016	Fi	600	1114	1	291	52	3,5	22	0,4	2,0	0,7
Habsburg Sturm	HA	AG	2004	Bu	430	1070	19	207	24	4,1	17	0,9	1,7	0,5
Hinwil	HI	ZH	2002	Fi	650	1557	96	575	36	5,1	15	10,5	1,7	18,3
Le Châtelard	LC	FR	2006	Fi	1010	1576	21	638	33	3,7	29	0,5	2,3	0,8
Lurengo	LUB	TI	1999	Fi	1620	2032	25	1007	15	3,8	26	3,5	1,6	1,1
Möhlin	MO	AG	1998	Fi	290	1054	14	200	25	3,8	18	2,6	2,6	0,6
Muri Buchen	MUB	AG	1999	Bu	490	1218	21	244	33	3,9	18	11,1	1,3	0,8
Muri Fichten	MUF	AG	2001	Fi	490	1221	9	190	38	3,8	27	12,7	1,8	0,5
Muri Sturm	MU	AG	1997	Fi	490	1223	15	223	31	4,0	19	23,6	1,9	1,3
Muttenz	MUU	BL	2004	Bu	375	986	31	164	21	3,9	16	0,5	1,3	0,9
Oberschrot	OS	FR	2006	Bu/Fi	950	1442	11	450	25	3,6	17	0,1	3,0	0,3
Olsberg	OL	AG	2004	Bu	380	996	19	212	22	3,9	15	0,1	1,1	0,6
Pratteln	PR	BL	2002	Bu	415	1006	99	224	26	5,1	12	0,2	3,4	12,4
Rafz	RAF	ZH	2004	Fi	540	1081	14	239	24	3,9	19	0,1	1,7	0,8
Riehen	RI	BS	2002	Bu	470	1027	93	274	19	5,4	13	1,1	2,3	3,5
Rünenberg	RU	BL	2002	Bu	590	1076	33	170	22	4,0	17	0,1	1,4	0,3
Sagno	SA	TI	1999	Fi	770	2212	31	860	33	3,7	22	39,9	1,2	4,9
Scheidwald	SW	BE	2010	Fi	1170	1605	6	484	19	3,5	28	0,1	1,3	0,2
Sempach	SE	LU	2016	Bu	550	1139	26	305	50	3,7	22	14,0	3,0	2,7
Stans	ST	NW	2016	Bu	560	1437	109	1021	28	6,4	17	31,4	29,6	25,4
Wangen	WG	ZH	2008	Bu/Fi	500	1159	21	316	32	3,8	23	12,8	1,2	6,8
Wangen SZ	WSZ	SZ	2016	Bu	470	1536	93	566	32	4,4	15	0,4	2,8	1,4
Wengernalp	WA	BE	1997	Fi	1870	1986	30	972	12	3,5	14	0,2	0,5	0,5
Winterthur	WI	ZH	2003	Fi	530	1179	94	380	28	4,9	16	3,0	16,9	21,5
Zofingen	ZO	AG	2004	Bu/Fi	540	1281	19	318	26	3,8	18	1,3	1,7	0,5
Zugerberg HG	ZBB	ZG	1999	Bu/Fi	980	1811	48	857	29	4,1	20	6,8	1,3	3,9
Zugerberg VG	ZV	ZG	2002	Fi	900	1708	15	533	30	3,7	20	7,0	1,4	0,7

7.1.1 Stickstoffauswaschung

Die monatlichen Messungen der Bodenlösungen eignen sich, um eine Bewertung der N-Auswaschungsraten und N-Konzentrationen nach international vereinbarten kritischen Werten vorzunehmen. Der kritische Wert für die N-Auswaschungsrate für den Wald liegt bei 2-4 kg N ha⁻¹a⁻¹ (CLRTAP 2017) und wird je nach Höhenlage angepasst (Rihm & Achermann 2016) (Tab. 10). Kritische Werte für N-Konzentrationen sind in Tab. 9 dargestellt. Bei einer Überschreitung dieser UNECE Werten ist mit Vegetationsveränderungen, Eutrophierung von Gewässern und Nährstoffverlusten im Boden zu rechnen (CLRTAP 2017).

Der kritische Wert der N-Auswaschung wurde im langjährigen Durchschnitt (1997-2020) in 23 Untersuchungsstandorten überschritten (Tab. 8). Die Anzahl von jährlichen Überschreitungen sank von 77% (1997-2000) auf 43% (2016-2020). Auch die Medianwerte sanken von 10 kg N ha⁻¹a⁻¹ (1997-2000) auf 2 kg N ha⁻¹a⁻¹ (2016- 2020). Die höchste mittlere N-Auswaschungsrate (48 kg N ha⁻¹a⁻¹) wird in Allschwil (BL) beobachtet. Dieser Standort verzeichnet die tiefsten Niederschlagswerte (915 mm) und auch die mit Abstand tiefsten Sickerwassermengen (68 mm). Möglicherweise kommen bei dieser Fläche laterale Nitratreinträge aus der Landwirtschaft in die staunassen Böden hinzu. Auch in der Fläche Sagno (TI) ist die N-Auswaschungsrate sehr hoch (45.4 kg N ha⁻¹a⁻¹). Dort kann davon ausgegangen werden, dass die N-Deposition durch die Grenz Nähe zu Italien und den damit verbundenen Modellierungsbias noch höher liegt (vgl. auch Anmerkung in Kap. 6.2).

Die Stickstoffauswaschung hat im Laufe der Beobachtungszeit signifikant abgenommen (Abb. 117). Seit ca. 10 Jahren stagniert diese Abnahme. Dies ist auch in der Überschreitung der kritischen Werte der N-Auswaschung über alle Standorte ersichtlich (Abb. 118).

Um die Abnahme der N-Auswaschung mit der Zeit zu erklären, wurden verschiedenen Einflussfaktoren geprüft. Der wichtigste Faktor war die N-Deposition. Je höher diese war, desto mehr N-Auswaschung wurde verzeichnet (Abb. 119). Die aktuellsten Daten bestätigen die Auswertungen in Braun et al. (2020) welche gezeigt haben,

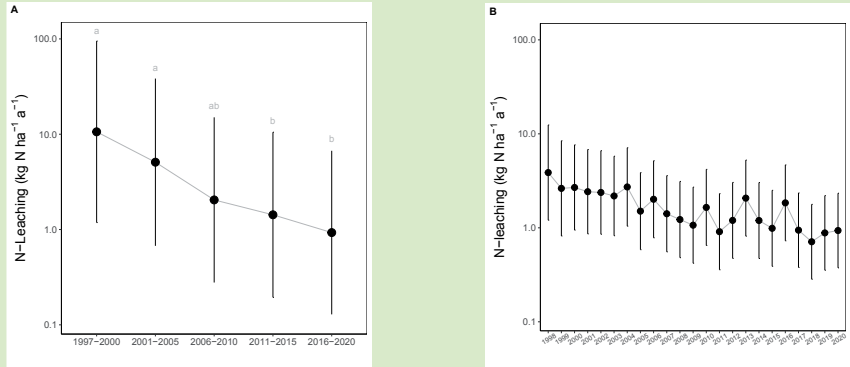
Tab. 9 Kritische Werte für die N-Konzentration in der Bodenlösung und die damit verbundenen ökologischen Veränderungen (CLRTAP 2017).

Ökologische Veränderung	[N]crit (in mg N l ⁻¹)
Vegetationsveränderungen (Schweden)	≤ 0.2-0.4
Flechten → Moosbeeren	≤ 0.2-0.6
Preiselbeeren → Heidelbeeren	≤ 1-2
Heidelbeeren → Gras	1.5
Andere Effekte auf Wälder	≤ 3-5
Nährstoffungleichgewicht	≤ 0.2-0.4
N-Auswaschung/Sättigung	1
Feinwurzelsbiomasse/-länge	1-3
Empfindlichkeit gegenüber Frost und Pilzkrankheiten	3-5

Tab. 10 Kritische Grenze der N-Auswaschung für verschiedene Ökosystemtypen (CLRTAP 2017).

Ökosystemtyp	N-Auswaschung (kg N ha ⁻¹ a ⁻¹)	Anwendung in der Schweiz
Boreale und gemässigte Heiden und Moore	0-0.5	
Bewirtschaftete Koniferenwälder	0.5-1	
Intensiv bewirtschaftete Koniferenpflanzungen	1-3	alle Wälder, Höhengradient
Gemässigte Laubwälder	2-4	(2 bei 1500 m, 4 bei 500 m)

Abb. 117: Zeitliche Entwicklung der N-Auswaschung pro Zeitperiode (A) und pro Jahr (B). Die Punkte sind die geschätzten mittleren Effekte gemittelt für die Einflussgrößen: Baumart und Vernässung. Linien: 95% Vertrauensintervalle.



dass eine Bestandesreduktion mit einer Erhöhung der N-Auswaschung einher ging. Die Bestandesreduktion wurde definiert als die Summe der abgestorbenen Bäume zusammen mit den Zwangsnutzungen und Durchforstungen sowie durch Windwurf und Stammbruch ausgefallene Bäume. Die N-Auswaschung korrelierte ebenfalls mit erhöhten Sickerwasserraten. Weniger N-Auswaschung gab es bei Trockenheit (Indikatoren: ETp und SWB_{min}). Zeitlich nicht variable Standortsfaktoren, welche signifikante Prädiktoren waren, waren die nutzbare Feldkapazität (nFK) und die Ver-

Abb. 118: Überschreitung der kritischen Werte für N-Auswaschung pro Standorte (vgl. Tab. 8).

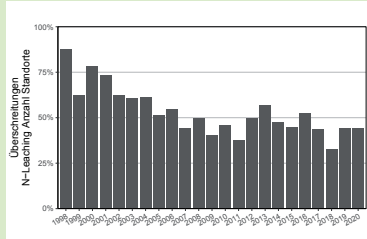
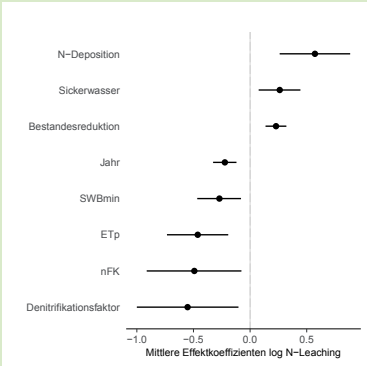
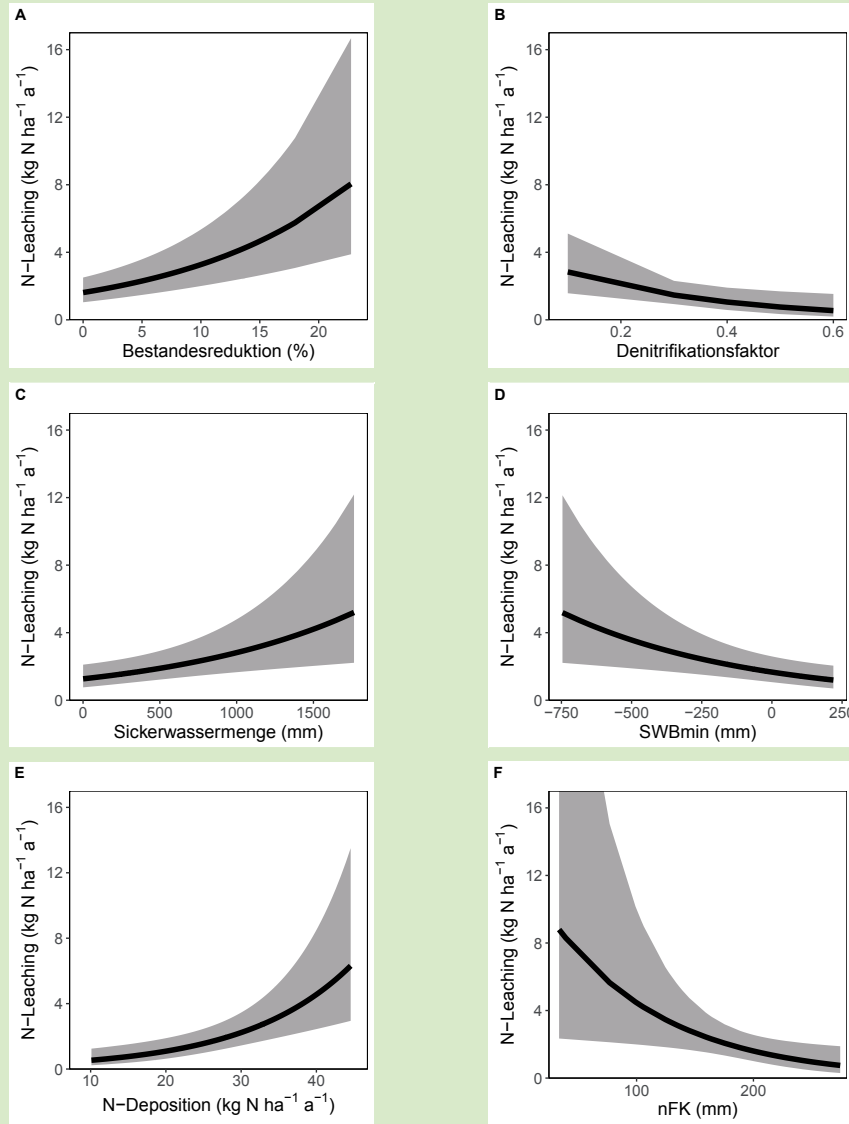


Abb. 119: Einflussfaktoren welche die N-Auswaschung beeinflussen. Dargestellt sind mittlere Effektkoeffizienten mit 95% Vertrauensintervallen. Gemischtes lineares Modell unter Berücksichtigung der Standorte (R^2 fixed=0.33, R^2 total=0.75). Die Effekte des Modells sind in Abb. 120 dargestellt.



nässung (Denitrifikationsfaktor). Der Denitrifikationsfaktor hatte den größten negativen Effekt auf die N-Auswaschung, d.h. je geringer das Denitrifikationspotenzial, desto grösser war der N-Austrag (Abb. 120). Ebenso stieg die N-Auswaschung bei geringer Wasserspeicherkapazität (nFK).

Abb. 120: Signifikante Prädiktoren für die N-Auswaschungsrate. Modell dargestellt in Abb. 119.



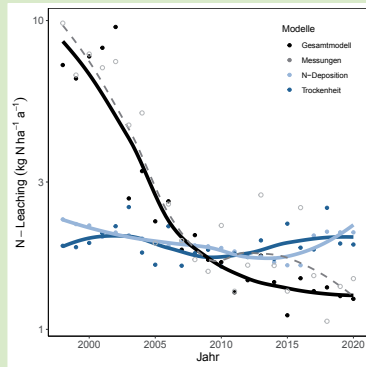
Mit den genannten Faktoren wurde die gemessene N-Auswaschung modelliert (Abb. 121). Die Messwerte wurden am besten getroffen, wenn alle Faktoren im Modell enthalten waren. Die Abnahme der N-Auswaschung in den letzten 20 Jahren ist nicht nur auf die Reduktion in der

N-Deposition zurück zu führen, klimatische Veränderungen, vor allem die Trockenheit (ETp, SWB_{min}) und die Menge an Sickerwasser hatten einen ähnlich grossen Effekt auf das N-Leaching. Der Verlauf zeigt auch, dass sich die Gewichtung der einzelnen Faktoren mit der Zeit geändert hat.

7.1.1.1 Einfluss der Baumartenzusammensetzung auf die N-Auswaschungsrate

Der Einfluss der Baumarten Fichte und Buche auf die N-Auswaschungsrate kann auf zwei Walddauerbeobachtungsflächen untersucht werden. Das Bodenwasser auf der Fläche Bachtel (ZH) wird seit 1997 (Fichten) und 1999 (Buchen) untersucht und auf der Fläche Brislach (BL) seit 1997 (Fichten) und 2000 (Buchen). Der Einfluss der Baumarten in den benachbarten Buchen- und Fichtenbeständen zeigte ein deutliches Bild von erhöhten N-Auswaschungsrate unter Fichtenbeständen (Abb. 122). Auch die Nitratkonzentration war unter Fichten im Vergleich zu den Buchenflächen signifikant erhöht. Die höheren N-Auswaschungsrate resultieren aus höheren N-Einträgen in Fichtenwälder, denn Fichten kämten mit ihrer grossen Nadelmasse und bei ganzjähriger Benadelung mehr Deposi-

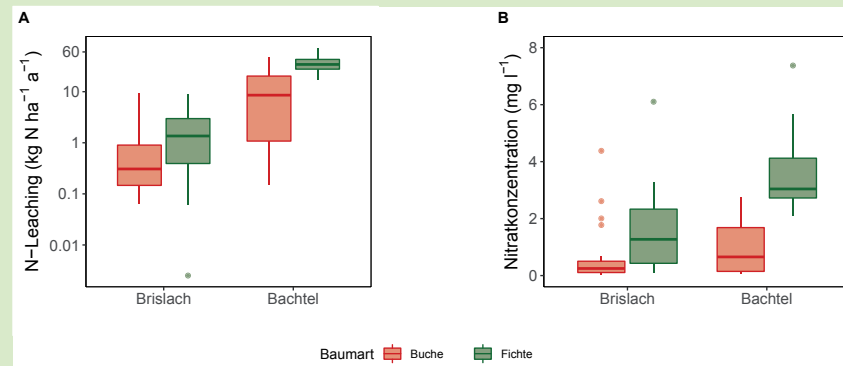
Abb. 121: Vergleich der Modelle für N-Auswaschung. Die zeitlichen Trends der Messwerte (grau) und der Modelle sind mit einer Loess Funktion ($\alpha=0.7$) dargestellt. Das Modell 'Trockenheit' beinhaltet die Effekte von der ETp, der SWBmin und des Sickerwassers und das Modell 'N-Deposition' der Effekt der N-Deposition. Das 'Gesamtmodell' beinhaltet alle Variablen (vgl. Abb. 119).



tionen aus der Luft aus. Diese Resultate sind vergleichbar mit Ergebnissen aus Deutschland (Rothe et al. 2002) und zeigen die Bedeutung der Baumarten-

wahl für die Bodenversauerung, da Nitratauswaschung aus dem Boden auch den Verlust von Nährstoffkationen bedeutet.

Abb. 122: Baumartenbedingte Unterschiede in benachbarten Buchen- und Fichtenbeständen der N-Auswaschung und Nitratkonzentrationen. Die Unterschiede zwischen den Baumarten sind signifikant (Sabine Braun & Tresch 2021).



7.1.2 Auswaschung basischer Kationen (BC)

Die Auswaschung basischer Kationen aus dem durchwurzelten Bodenraum ist relevant für die Beurteilung der Versauerung und der Nachhaltigkeit in der Nährstoffversorgung. Mit den Nährstoffanalysen in Blättern konnte gezeigt werden, dass die Buche unterhalb einer Tiefe von 60 cm nicht mehr viel Ca aufnimmt (Braun et al. 2015). Die Berechnungen der Austräge wur-

den aus diesem Grund für 60 cm oder 50 cm Tiefe (je nach Tiefe der Lysimeter) durchgeführt. Die Auswaschung der BC Kationen sollte den BC-Eintrag aus der Verwitterung nicht übersteigen (vgl. Tab. 8). Die Berechnungen haben ergeben, dass die BC-Auswaschung die Verwitterungsrate in 24 von 46 Standorten (52%) übersteigt, oft um das Vielfache. Wird zur Verwitterungsrate

noch die BC-Deposition über die Luft hinzugezählt (Abb. 124), reduziert sich die Anzahl Flächen mit negativer Bilanz auf 15 Standorte (33%). Für eine vollständige BC-Bilanz ist die Aufnahme basischer Kationen durch den Baumbestand noch zu berücksichtigen.

Abb. 124: Auswaschung von BC in 50-60 cm Bodentiefe in Beziehung zur Verwitterung (aufsummiert über den Wurzelraum) + Deposition. Übersteigt die BC-Auswaschung den Nachschub durch Verwitterung und Deposition, dann sind die Standorte rot eingefärbt. Die Abkürzungen sind in der Tab. 8 zu finden.

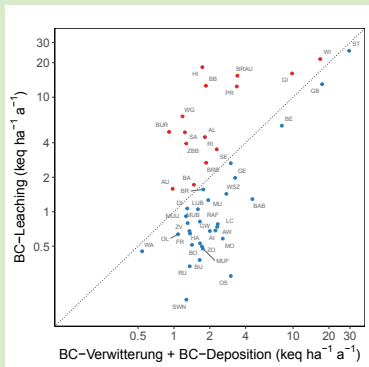
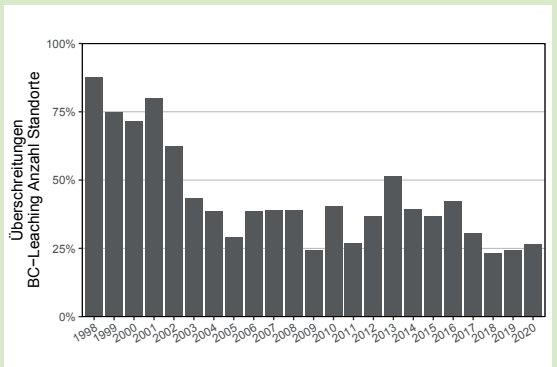


Abb. 123: Abschätzung der Bilanz basischer Kationen. Dargestellt sind Überschreitungen des BC-Leachings im Vergleich zur BC-Verwitterungsrate und BC-Deposition (Tab. 8).



7.1.2.1 Nährstoffentzug durch unterschiedliche Erntemethoden im Vergleich zum Nährstoffaustrag

Der Nährstoffaustrag von Ca und Mg ist bei der Stammernte mit Rinde auf den meisten Flächen um ein Vielfaches kleiner als die Auswaschungsverluste (Tab. 11). Wird der ganze Baum geerntet, inklusive der Äste und 70% der Blätter/Nadeln, dann steigt die Anzahl der Flächen, bei welchen die Baumernte grössere Nährstoffverluste verursacht als das Leaching auf 52% für Ca und 27% für Mg. Die Kaliumverluste sind bei einer Vollbaumernte (hochgerechnet auf 120 Jahre) in 98% der Untersuchungsflächen grösser als durch das K-Leaching. Berechnung von Nährstoffbilanzen der Baumernte liefern nur in Kombination mit Bodenlösungen realistische Werte. Details der Nährstoffbilanzrechnungen sind im Bericht über „Erfassung und Behandlung gefährdeter Waldstandorte“ (Braun et al. 2015) beschrieben.

Tab. 11 Nährstoffaustrag bei unterschiedlichen Erntemethoden. Aufgelistet sind die Anzahl der Flächen (Fl.) und die Angabe in Prozent. Bei der Ganzbaumernte werden die Äste und 70% der Blätter/Nadeln dazu gezählt.

	Ca		Mg		K	
	Fl.	(%)	Fl.	(%)	Fl.	(%)
Stammernte mit Rinde						
Leaching > Baumernte	33	(75)	40	(91)	1	(2.3)
Leaching < Baumernte	11	(25)	4	(9)	43	(98)
Ganzbaumernte						
Leaching > Baumernte	21	(48)	32	(73)	1	(2.3)
Leaching < Baumernte	23	(52)	12	(27)	43	(98)

7.1.3 Entwicklung der Bodenversauerung

Das Verhältnis zwischen basischen Kationen (Ca, K, Mg) und anorganischem Aluminium (BC/Al) ist ein wichtiges Mass für den Säure/Basen-Zustand der Bodenlösung. In einer Mehrheit der Untersuchungsflächen hat das BC/Al Verhältnis im Laufe der Zeit abgenommen. Dies in allen Bodentiefen (Abb. 125) und bei allen Baumarten (Buche, Fichte oder Mischbestand, Abb. 126). Das bedeutet, dass die Waldböden messbar saurer geworden sind. Die Bodenversauerung fand vor allem im Oberboden (>30 cm) statt und kann anhand von

Abb. 125: Zeitliche Veränderung des BC/Al-Verhältnis über alle Standorte und nach Lysimetertiefe getrennt. Die signifikante zeitliche Abnahme im BC/Al-Verhältnis ist als Linie dargestellt mit 95 % Vertrauensintervall als schattierte Fläche. Anzahl der Untersuchungsflächen n=46, Fichtenflächen n=21, Buchenflächen n=17 und Mischbestandsflächen Buche & Fichte n=8.

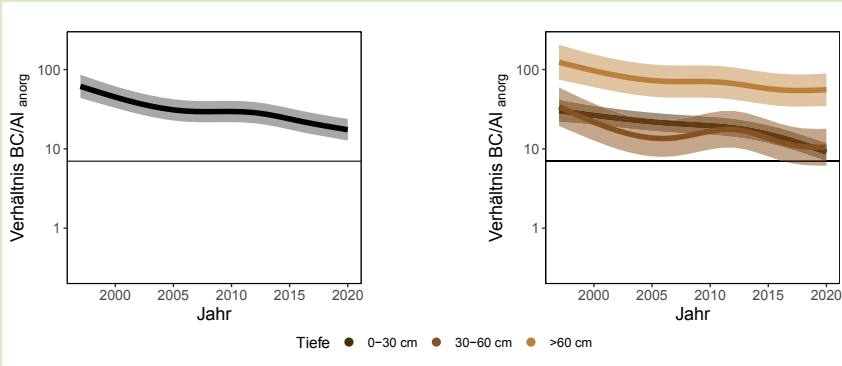
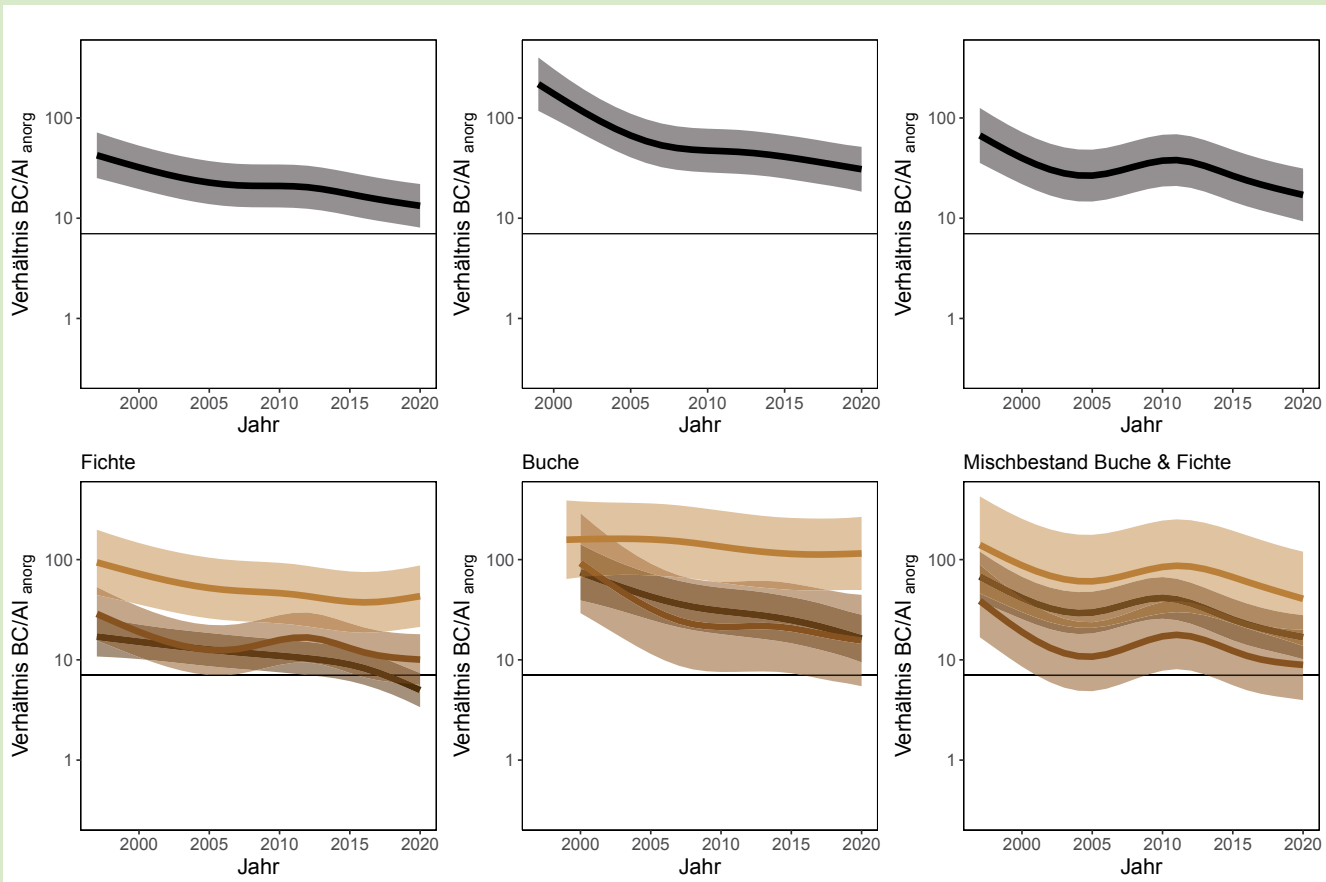


Abb. 126: Zeitliche Veränderung des BC/Al Verhältnis über alle Standorte und nach Baumart und Lysimetertiefe getrennt. Die signifikante zeitliche Abnahme im BC/Al-Verhältnis ist als Linie dargestellt mit 95 % Vertrauensintervall als schattierte Fläche.



signifikanten Einflussfaktoren in direktem Zusammenhang mit den versauernden Einträgen aus der Luft in Beziehung gebracht werden. Der in der Schweiz gültige kritische Wert für das BC/Al-Verhältnis von 7, wird immer noch sehr häufig unterschritten, 2016-2020 in 41% der Messungen auf 72% der Untersuchungsflächen.

Die fortschreitende Abnahme des BC/Al-Verhältnisses ist auch in der Anzahl Flächen welche eine signifikante Abnahme aufweisen zu sehen (Abb. 127). Die Flächen mit einer signifikanten Abnahme stiegen nach 2010 wieder an. Die jährliche Veränderung 2016-2020 war im Oberboden (0-30 cm) signifikant negativ und lag bei durchschnittlich -5.3% pro Jahr. In der Abb. 128 ist die jährliche Veränderung pro Standort dargestellt. Die Flächen mit den grössten jährlichen Abnahmen im BC/Al-Verhältnis waren die Fichtenflächen Beromünster (LU), Bürglen (UR), Diessenhofen (TG), Grosswangen (LU), Le Châtelard (FR), Rafz (ZH), die Mischbestandflächen Grenchenberg (SO), Wangen (ZH) und Buchenflächen Gelfingen (LU) und Stans (NW). Diese Flächen haben im Durchschnitt eine 30% höhere N-Deposition und eine 25% höhere N-Auswaschungsrate im Vergleich zu allen Flächen (vgl. Tab. 8). Beide Einflussfaktoren korrelieren signifikant negativ mit dem BC/Al-Verhältnis.

Die Bodenversauerung hat in allen Bodentiefen und bei allen Basensättigungsstufen stattgefunden (Abb. 129). Am deutlichsten verlief die Abnahme des BC/Al-Verhältnis im Oberboden (0-30 cm) und bei höheren Basensättigungswerten >40%.

Das bedeutet, dass der Trend in der BC/Al-Abnahme schwächer wurde; je saurer der Boden oder je weiter die Bodenversauerung schon vorangeschritten ist. Dies kennzeichnet sehr saure Böden, in denen Säureeinträge im Al-Pufferbereich gepuffert werden. Eine Analyse der wichtigsten Einflussfaktoren auf das BC/Al-Verhältnis zeigt, dass eine erhöhte N-Deposition, die Konzentration von N in der Bodenlösung und der Baumwegfall signifikant negativ korrelierten. Der Baumwegfall wurde als Summe der abgestorbenen Bäume durch Windwurf, Stammbruch oder Käferbefall inklusive Zwangsnutzungen und Durchforstungen definiert.

Abb. 128: Jährliche Änderung im BC/Al-Verhältnis 2016-2020 über alle Lysimetertiefen pro Standort. Ausgefüllte Kreise bedeuten signifikante Zu- oder Abnahmen.

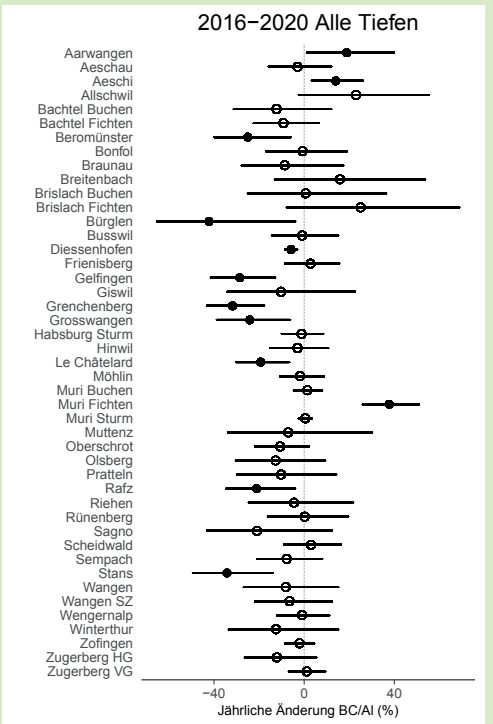


Abb. 127: Prozentuale Veränderungen im BC/Al-Verhältnis aller Beobachtungsflächen pro Zeitperiode, ohne N-Versuche. Der Anteil Flächen mit einer Abnahme ist mit nach unten gerichteten Balken dargestellt, der Anteil Flächen mit einer Zunahme mit nach oben gerichteten Balken. Signifikante Veränderungen sind mit ausgefüllten Balken dargestellt.

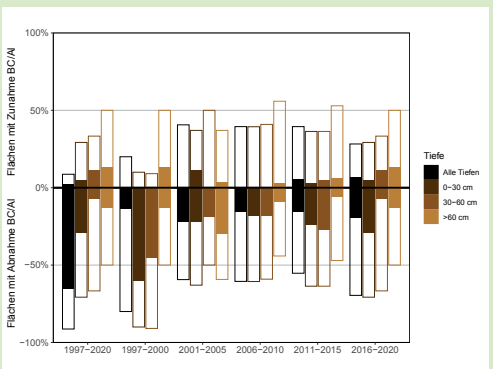
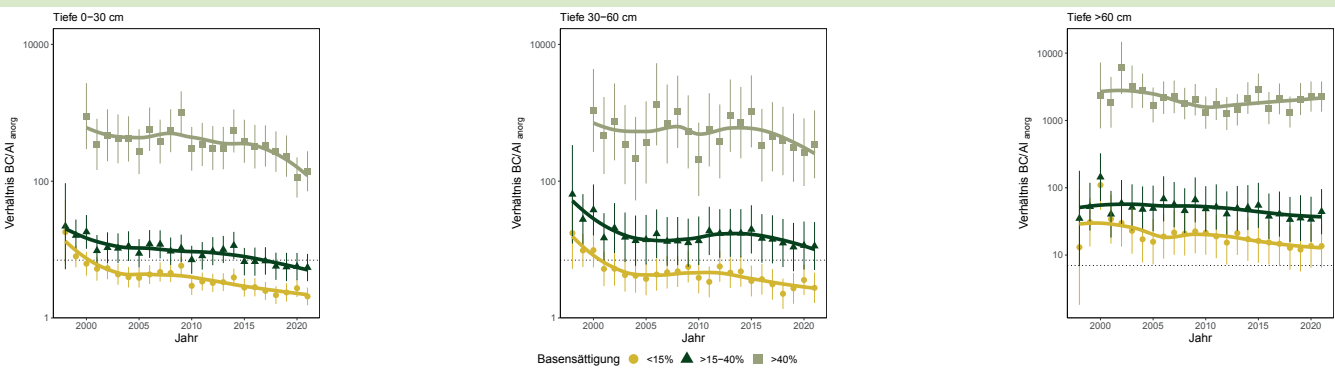


Abb. 129: Zeitliche Entwicklung des BC/Al-Verhältnis aller Beobachtungsflächen aufgeteilt nach Bodentiefe und Basensättigungsklassen (<15%, 15-40%, >40%). Die Abnahmen sind alle signifikant (Braun et al. 2021).



Setzen von Lysimetern (Wangen SZ)



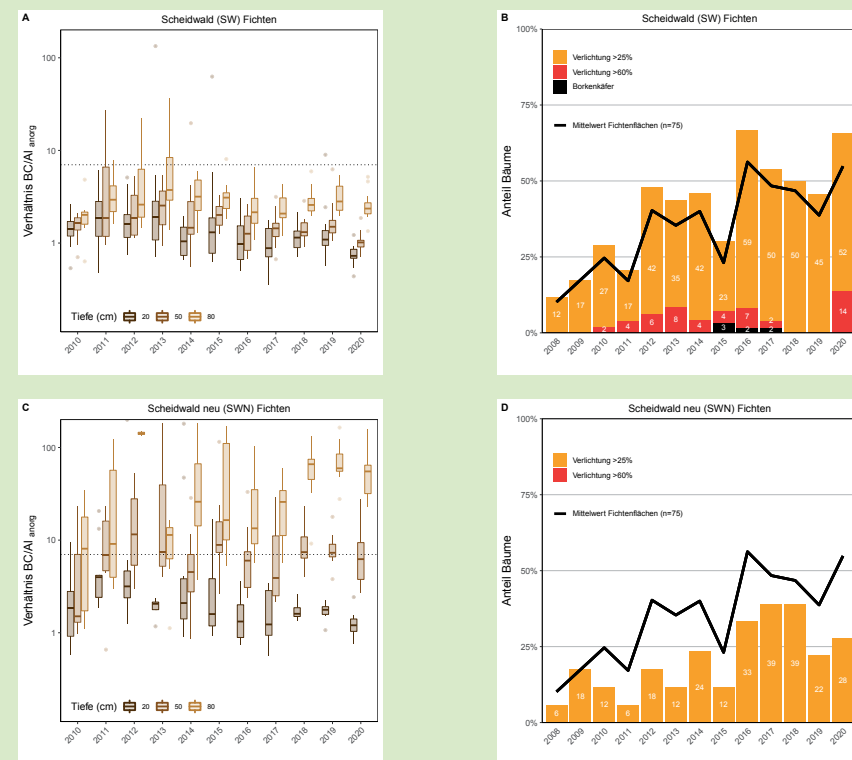
7.1.4 Einfluss der Bodenversauerung auf die Baumvitalität

Der Einfluss der Bodenchemie auf die Baumvitalität ist auf Grund der vielfältigen Standortsunterschiede zwischen Waldflächen nur bedingt vergleichbar. Allerdings gibt es ein Fallbeispiel, an dem sich das auf kleinem Raum zeigen lässt. Die Fichtenfläche Scheidwald (BE) musste 2009 nach starken Sturmschäden erweitert werden. Die auf ihr befindlichen Lysimeterinstallationen (Standort SW) wurden ebenfalls erweitert. Allerdings erwies sich die Erweiterung (Scheidwald neu, SWN) bodenchemisch als ziemlich anders als der ursprüngliche Standort, weshalb die beiden Teilflächen getrennt weitergeführt wurden. Die pH-Werte der Fläche SW (4.9) sind im Vergleich zur Fläche SWN (5.5) über alle drei Tiefenstufen markant kleiner. Die Säureneutralisationskapazität (Alkalinität) ist um 49% grösser und der Versauerungsgrad (Azidität) um 361% niedriger. Die Bodenlösung weist auch weniger Al_{org} , NO_3 , SO_4 und Mn auf. Das BC/Al-Verhältnis unterschreitet im Mittel die in der Schweiz gültige kritische Grenze von 7 in der Fläche SW (Median = 1.8), nicht aber auf der Fläche SWN (Median = 23.4). Unterteilt nach Bodentiefe wird der kritische Grenzwert bei SWN nur in der obersten Bodentiefe von 20 cm meistens unterschritten und nur in 80 cm Tiefe liegen die

Werte immer darüber. Es ist davon auszugehen, dass die Unterschiede in der Kronenverlichtung mit den bodenchemischen Unterschieden zu tun haben (Abb. 130). Interessanterweise spiegeln sich die bodenchemischen Unterschiede auch an den Bäumen

wider. So wurden auf der Fläche SW Verlichtungen über 60% festgestellt, zuletzt im Jahr 2020 bei 14% der Fichten. Auch gaben es dort Ausfälle durch den Borkenkäfer in den Jahren 2015 bis 2017.

Abb. 130: Entwicklung des BC/Al-Verhältnisses (A & C) und der Kronenverlichtung (B & D) in den zwei Teilflächen der Beobachtungsfläche Scheidwald (BE). Die monatlichen Bodenwasseranalysen sind als Boxplots pro Jahr und Tiefenstufe dargestellt. Die gepunktete Linie ist der kritische Grenzwert BC/Al von 7.



7.1.5 Auswirkungen von Störungen auf die Bodenchemie

Störungen der Bestände wie zum Beispiel Durchforstungen, Stürme oder Trockenheit wirken sich auch in den Konzentrationen von Nährstoffen und Nitrat in der Bodenlösung aus. In der Beobachtungsfläche Diessenhofen (TG) ist der Fichtenbestand innerhalb von zwei Jahren abgestorben. Im Jahr 2018 stieg der Anteil Fichten mit einer Kronenverlichtung >25% auf 15% und im Jahr 2019 auf 21% (Abb. 134). Im 2019 kamen dann auch zum ersten Mal Kronenverlichtungen der Schadstufe 2 von >60% vor inklusive 5 Ausfällen durch den Borkenkäferbefall. 2020 waren alle nummerierten Fichten, insgesamt 65 Bäume, ausgefallen (Abb. 133). Aus diesem Grund musste die Untersuchungsfläche im Jahr 2021 aufgegeben werden. Die Fichten waren durch die Häufung der extrem trockenen Jahre seit 2015 geschwächt und wurden deshalb vom Borkenkäfer befallen.

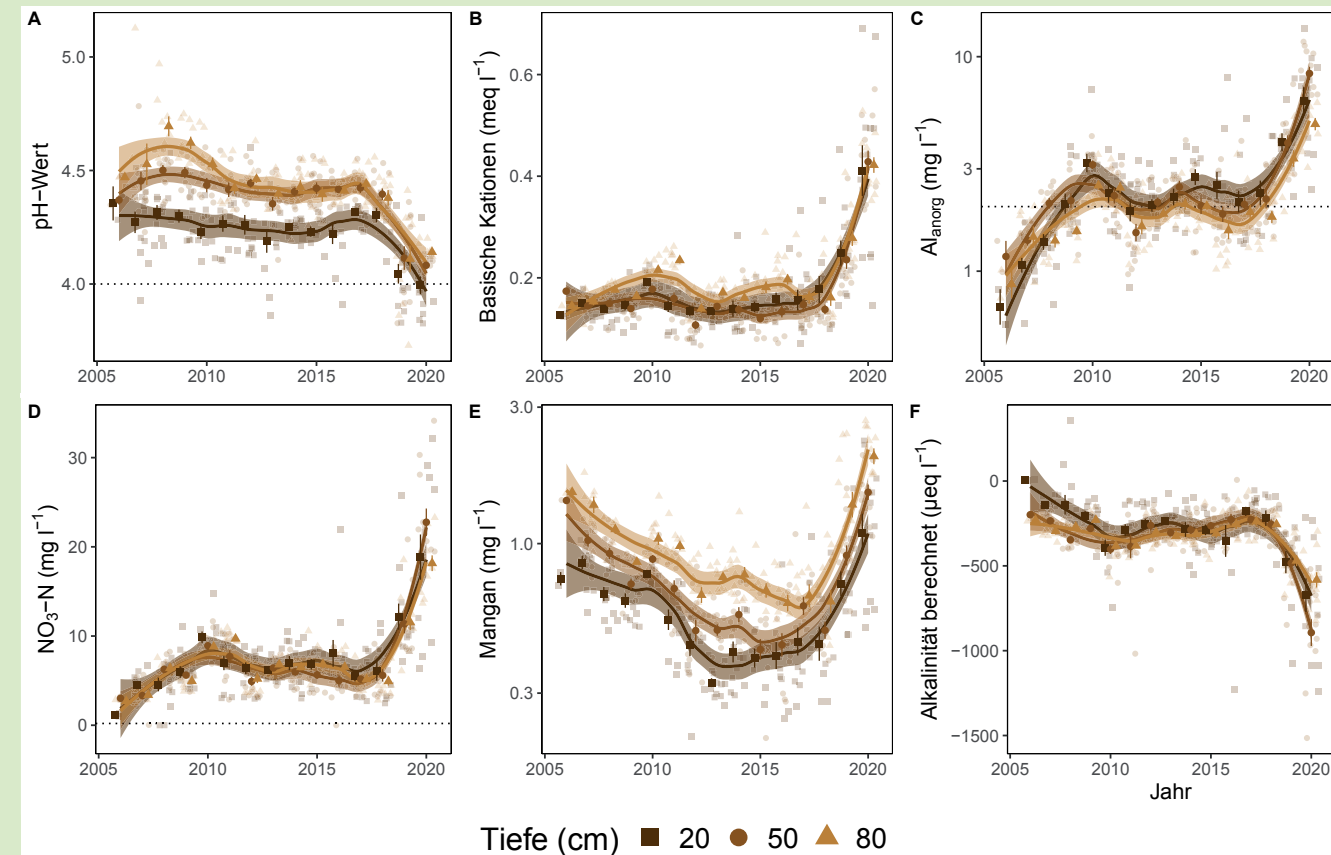
Auf dieser Fläche werden die Auswirkungen von Störungen des Bestandes auf die Bodenchemie auf Grund des flächendeckenden Ausfalls der Fichten sehr deutlich sichtbar (Abb. 132). Das BC/Al-Verhältnis war seit Messbeginn 2006 unter dem kritischen Grenzwert von 7. Bei einer durchschnittlichen (1997-2020) N-Deposition $23 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ und einer Basensättigung (0-40 cm) von 14 %. Das Absterben der Bäume bewirkte gravierende Änderungen der Bodenchemie. Der pH-Wert in der Bodenlösung stürzte regelrecht ab, auf knapp 4. Gleichzeitig erhöhten sich die Konzentrationen von Aluminium, Nitrat und Mangan sowie der basischen Kationen. Die berechnete Alkalinität fiel innerhalb dieser zwei Jahre vom sauren in den sehr sauren Bereich ($< 500 \mu\text{eq l}^{-1}$).

In der Mischbestandsfläche Aeschau (BE) wurde im Jahr 2003 eine Plenterdurchforstung durchgeführt. Die langjährige Zeitreihe dieser Walddauerbeobachtungsfläche konnte nun dazu genutzt werden, um den Einfluss einer Durchforstung auf die Bodenchemie zu untersuchen. Die Massnahmen führten zu einem messbaren Anstieg der Nitratkonzentrationen nach der Durchforstung im Jahr 2003. Diese waren in allen Bodentiefen für 4-5 Jahre erhöht. Das Gleiche gilt für die Konzentrationen von Mangan (Abb. 135). Weniger deutlich war der Anstieg der basischen Kationen nach der Durchforstung. Die Aluminiumkonzentration hat sich kaum erhöht und somit auch das BC/Al-Verhältnis. Der Versauerungsgrad (Azidität) stieg je nach Bodentiefe über die folgenden 4-10 Jahre leicht an.

Abb. 131: Lysimeter auf der geschädigten Fichtenfläche Diessenhofen (TG) während der Bonitierung im Sommer 2020. Deutlich zu sehen sind die abgeblätterte Rinden der in Folge von Borkenkäferbefall abgestorbenen Fichten (links). Rechts ist eine umgestürzte Fichte direkt vor einer Lysimeterinstallation zu sehen.



Abb. 132: Entwicklung der bodenchemischen Parameter in der Fichtenfläche Diessenhofen (TG) gemessen mit Lysimetern in drei Bodentiefen. A) pH-Wert mit Grenzwert = 4, B) basische Kationen (BC), C) Aluminium anorganisch mit kritischer Konzentration = 2 mg l⁻¹, D) Nitratstickstoff mit Grenzwert für Vegetationsveränderungen ≥ 0.2 mg l⁻¹, E) Mangankonzentration, F) berechnete Alkalinität (ANC). Dargestellt sind die monatlichen Messungen und Jahresmittelwerte mit Standardfehler als Linie.



Die jährlichen Auswaschungsraten von Nitrat und Aluminium stiegen nach der Durchforstung stark an und sanken zwei Jahre später wieder langsam (Abb. 136). Der Effekt in den berechneten Jahresfrachten blieb bis 2009 also 6 Jahre lang sichtbar. Dies bei einer durchschnittlichen (1997-2020) N-Deposition von 31 kg ha⁻¹ a⁻¹ und einer Basensättigung (0-40 cm) von 24%.

Abb. 134: Anteil Fichten mit >25%, >60% Kronenverlichtung und infolge Borkenkäferbefalls abgestorbene Fichten in der Fläche Diessenhofen.

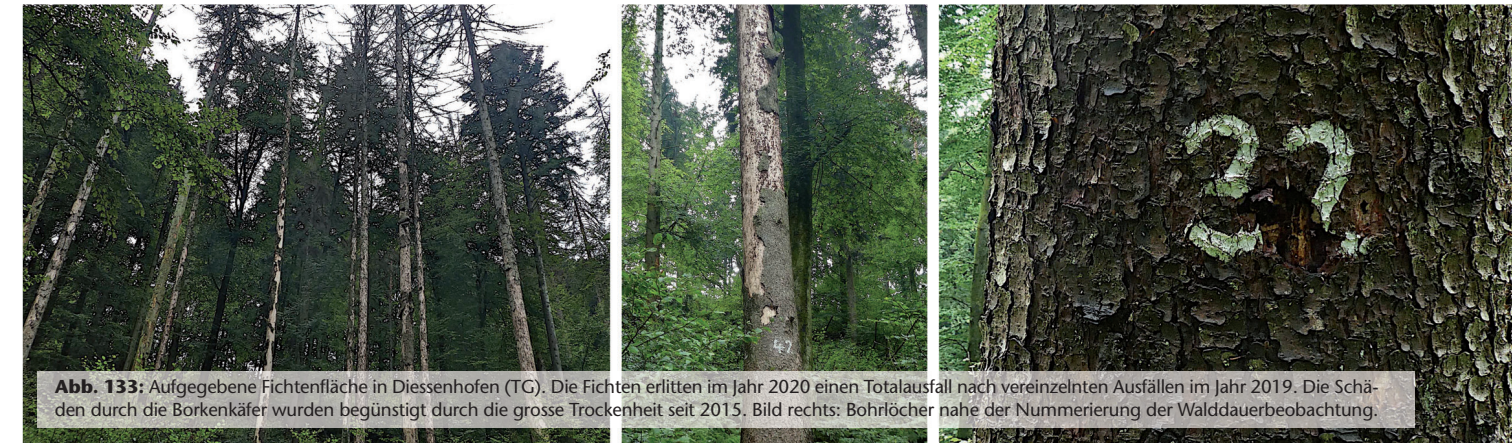
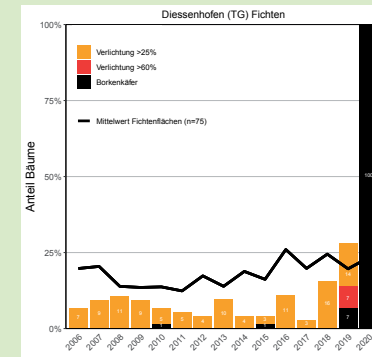


Abb. 135: Entwicklung der bodenchemischen Parameter in der Mischbestandsfläche Aeschau (BE) gemessen mit Lysimetern in drei Bodentiefen. A) BC/Al-Verhältnis mit kritischem Grenzwert als Punktlinie (BC/Alcrit = 7), B) pH-Wert mit Grenzwert = 4, C) basische Kationen (BC), D) Aluminium anorganisch mit kritischer Konzentration = 2 mg l⁻¹, F) Mangankonzentration, G) Azidität (Versauerungsgrad). Jahresmittelwerte mit Standardfehler als Linie. Dargestellt sind die monatlichen Messungen und Jahresmittelwerte mit Standardfehler als Linie. Die schwarze Linie symbolisiert die Durchforstung im Jahr 2003.

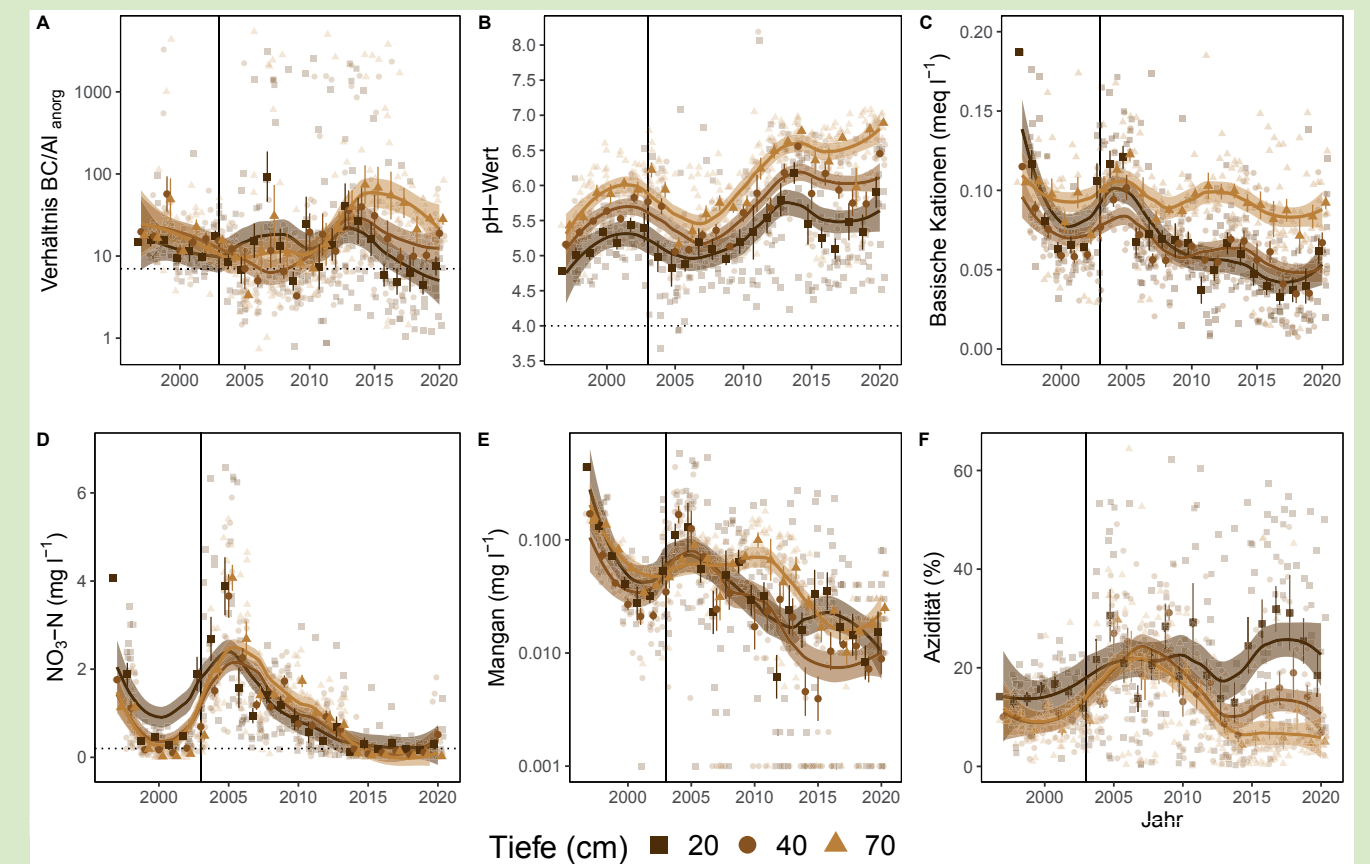
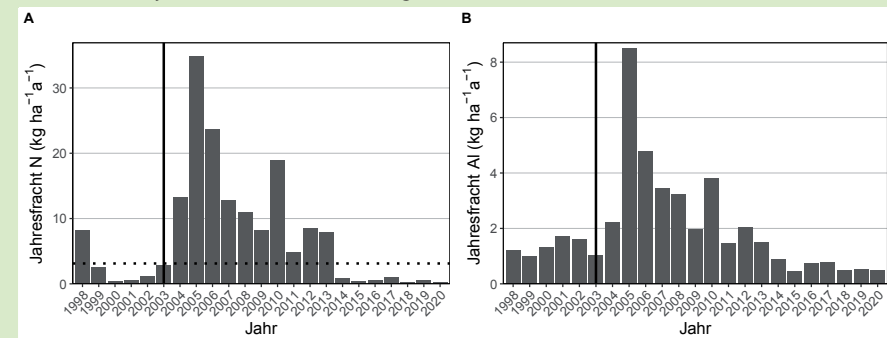


Abb. 136: Jährliche Frachten in der Bodenlösung in Aeschau (BE) 1998-2020 in 80 cm Tiefe. A) Stickstoff-Fracht mit dem Grenzwert für N-Auswaschung als Punktlinie (Auf dieser Fläche = 3.1 kg N ha⁻¹ a⁻¹, abhängig von der Höhe). B) Al-Fracht pro Jahr. Die Jahresfrachten wurden mit dem hydrologischen Modell WASIM-ETH und der in der Bodenlösung gemessenen Konzentrationen berechnet. Die schwarze Linie symbolisiert die Durchforstung im Jahr 2003.



7.2 Wiederholung der Bodenbeprobung

Im Winter 2016/2017 wurde die Beprobung der Bodenfestphase in allen Flächen, ausser in den 2015/16 eingerichteten Flächen der Zentralschweiz und in Graubünden, wiederholt (Total 785 Proben an 176 Standorten). Die Beprobung 2005 hatte zwischen Januar und Juni stattgefunden. Pro Standort wurden Bodenproben aus 8 Einstichen mit dem Spiralbohrer entnommen und horizontweise zu einer Mischprobe vereinigt. Aufgrund der Art der Beprobung (nur je eine Mischprobe pro Horizont und Fläche) können keine Aussagen über die Entwicklung in einzelnen Flächen gemacht werden.

Nachstehend ist die Veränderung von pH-Wert und Basensättigung für eine

Untergruppe von kalkfreien Horizonten dargestellt (485 Proben in 123 Standorten, Abb. 137). Der pH-Wert hat im Mittel um 0.22 Einheiten abgenommen. Die Basensättigung hat im Mittel um 2.9 Prozentpunkte abgenommen. Die pH-Veränderung ist in den Ah, A, B und in den stauwasser geprägten Horizonten S (in der Abbildung mit „S“ bezeichnet) signifikant. Bei der Basensättigung zeigen die Horizonte Ah, B und S signifikante Veränderungen. Die Entwicklung bei den Stauhorizonten ist möglicherweise eine Folge des niederschlagsarmen Jahres 2015, in dem die sonst stauwasser geprägten Horizonte mehr oxidativen Prozessen unterworfen waren, bei denen Säure freigesetzt wurden. Bei einer Analyse der Differenzen des

Zusammenfassend kann gesagt werden, dass eine solche Durchforstungsmassnahme einen deutlichen Effekt in der Bodenlösung hatte und zum Beispiel die Nitratauswaschung um einige Kilogramm pro Hektar ansteigen lässt. Die Bodenversauerung stieg dabei aber nur leicht an (Versauerungsgrad) und die Effekte in der Bodenchemie sind nach ca. 4-10 Jahren nur noch schwach zu sehen. Auf die Baumvitalität hatte die Durchforstung keinen negativen Einfluss (Kronenverlichtung und Schäden durch Borkenkäfer).

lyse der Prädiktoren fällt die Zusammensetzung des Waldbestandes auf: je höher der Anteil Nadelholz, umso höher die Zunahme des organischen Kohlenstoffs (Abb. 140). Auch in basenreicheren Böden ist die Zunahme grösser als auf sauren Böden.

Abb. 137: Differenz des pH(CaCl₂) zwischen dem Wert 2005 und 2016 in kalkfreien Horizonten (links) und der Basensättigung (rechts). Die Einkerbungen zeigen den 95%-Vertrauensbereich. Signifikante Differenzen von Null sind mit Sternen markiert: * p<0.05, ** p<0.01, *** p<0.001.

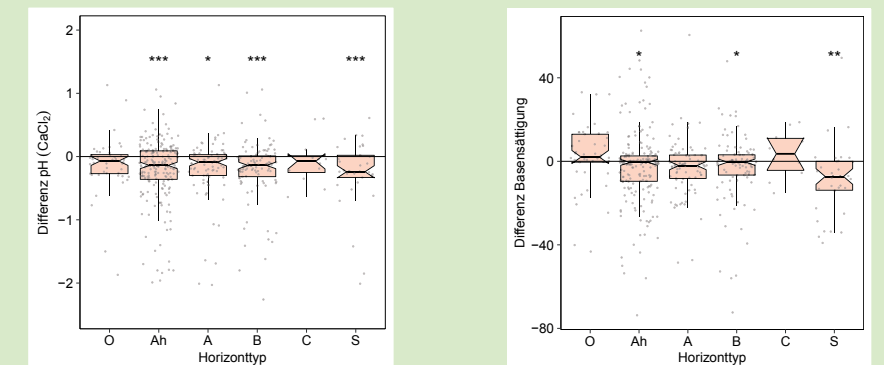


Abb. 138: Stickstoffdeposition als erklärende Variable für die Veränderung des pH-Wertes (links) und der Basensättigung (rechts).

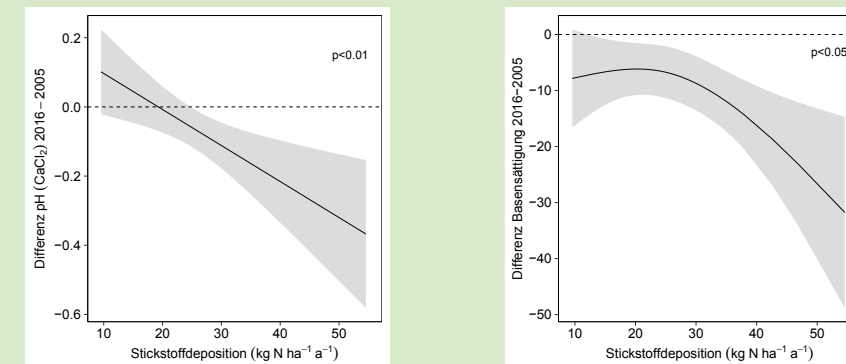


Abb. 139: Differenz des organischen Kohlenstoffs zwischen dem Wert 2005 und 2016 im Oberboden.

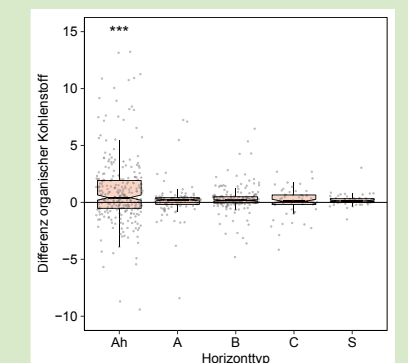
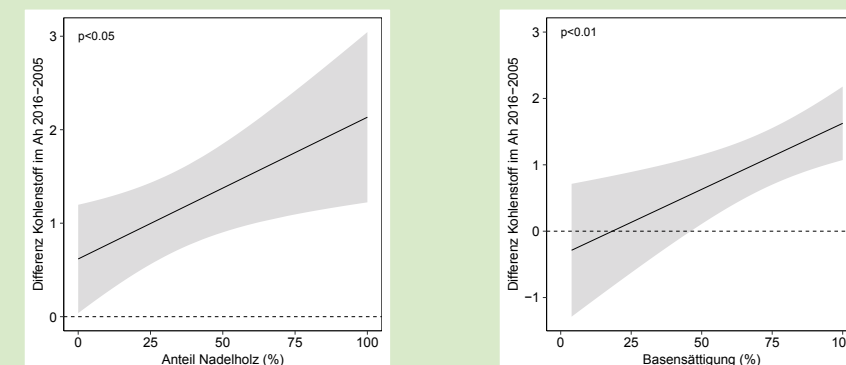


Abb. 140: Erklärende Variablen für die Veränderung des organischen Kohlenstoffs von 2005 auf 2016. Links: Anteil Nadelholz, rechts: Basensättigung.



7.3 Rekonstruktion der Bodenversauerung in Schweizer Wäldern

Im Rahmen des Projekts “Rekonstruktion der Bodenversauerung” (Hopf et al. 2020) wurde untersucht ob sich die Veränderungen von Elementkonzentrationen (Al, Mn, K, Ca und K) im Stammholz für eine Rekonstruktion und zeitliche Zuordnung der Veränderungen der Bodenchemie eignen.

Die hohen N-Depositionen haben ein erhebliches Versauerungspotential für viele Waldböden in der Schweiz (Augustin & Achermann 2012), welches die Pufferkapazitäten in den meisten Waldböden überschreitet. Bei ansteigender Bodenversauerung nimmt die Konzentration von freiem Al in der Bodenlösung und an der

Bodenmatrix zu und der Anteil an positiv geladenen basischen Kationen nimmt ab (Ulrich 1991). Es wird davon ausgegangen, dass sich die Elementkonzentrationen stabil im Stammholz einlagern und in Beziehung zu der Bodenlösung in dieser Zeit stehen.

7.3.1 Material und Methoden

Für diese Studie konnte auf das Stammscheibenarchiv von Bäumen aus den Flächen der Interkantonalen Walddauerbeobachtung zurückgegriffen werden. Die Sammlung umfasst 363 Stammscheiben aus 62 Standorten, sie wird laufend durch Stammscheiben ergänzt, die bei Holzschlägen auf den Beobachtungsflächen anfallen. Insgesamt wurden 22 Standorte (Tab. 12) für diese Studie nach den folgenden Kriterien ausgewählt: tiefe Basensättigung im Oberboden (0-40cm), drei Referenzstandorte mit einer hohen Basensättigung (>84%), wenn möglich mit Bodenlösungsinformationen, mit vorhandener Stoffhaushaltsmodellierung und ermittelter Verwitterungsrate sowie vorzugsweise Mischbestände von Fichten und Buchen. Pro Standort und Baumart wurde nach Möglichkeit Material von vier Stammscheiben analysiert. So ergibt sich ein Total von 96 Stammscheiben. Die Auswahl der Jahrringsegmente

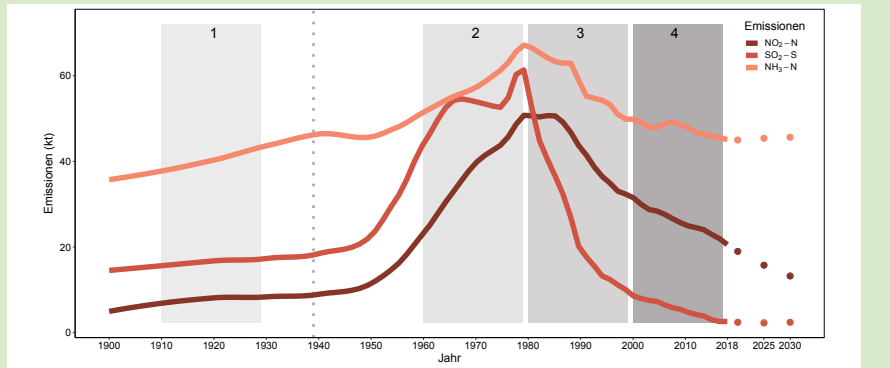
Tab. 12 Ausgewählte Standorte aus dem Interkantonalen Walddauerbeobachtungsprogramm mit Anzahl Stammscheiben pro Baumart.

Nr.	Standort	Kanton	Baumart			Basensättigung 2005 (%)	pH	N-Deposition 2015 kg N ha ⁻¹ a ⁻¹	Lysimeter
			Bu	Fi	Ei				
1	Aeschi	SO	4	4		9	3,7	34	x
2	Allschwil	BL		4		77	4,3	36	
3	Bachtel	ZH		4		15	3,6	30	x
4	Beromünster	LU		4		84	5,0	81	x
5	Biel-Benken	BL	4		3	22	3,7	22	x
6	Birmenstorf	AG			7	41	3,9	27	
7	Bonfol (Bu)	JU	1			10	3,8	18	x
8	Bonfol (Ei)	JU		4		43	4,0	20	
9	Bonvillars	VD			5	48	4,3	17	
10	Busswil	BE		4		9	3,6	33	x
11	Fraubrunnen	BE			4	36	3,9	33	
12	Frienisberg	BE	2	1		24	4,0	24	x
13	Hauenstein	SO	4	4		100	7,3	23	
14	Höri	ZH		4		27	3,8	26	
15	Krattigen	BE		4		82	4,4	13	
16	Oberschrot	FR	3	5		12	3,5	24	x
17	Rafz	ZH		4		14	3,7	24	x
18	Scheidwald	BE		2		4	3,6	19	x
19	Stampa	GR		4		34	3,2	12	
20	Steinhausen (Bu/Fi)	ZG	1	1		30	3,9	34	
21	Steinhausen (Ei)	ZG			1	37	3,8	52	
22	Winterthur	ZH				70	4,1	24	
total			23	49	24				10

erfolgte anhand der Emissionskurven aus Augustin & Achermann (2012). Der erste Zeitraum (1910-1929) ist durch niedrige Emissionen gekennzeichnet. Im zweiten Zeitraum (1960-1979) finden sich ansteigende Emissionswerte, welche dann im dritten Zeitraum (1980- 1999) ihre Höchststände erreichen und anschliessend im vierten Zeitraum (2000-2017) wieder sinken (Abb. 141).

Die Jahrringe wurden datiert und in die einzelnen Jahressegmente zerlegt. Die Proben wurden weiter zerkleinert und chemisch aufgeschlossen. Anschliessend wurden die Elementkonzentrationen in den Aufschlusslösungen mit einem Massenspektrometer gemessen. Der historische Verlauf der Basensättigung im Boden wurde für die 22 Standorte anhand der Säureeinträge und von Verwitterungsraten

Abb. 141 Emissionen von SO₂-S, NO₂-N und NH₃-N von 1900 bis 2030 in der Schweiz, in 1000 Tonnen (kt). Die beprobten Zeiträume (1-4) sind grau hinterlegt. Bei 11 Stammscheiben wurde der erste Zeitraum bis 1939 verlängert (graue Punktlinie), da eine frühere Beprobung nicht möglich war.



der Bodenminerale mit dem Model SAFE (Sverdrup (1995) modelliert. Die Werte wurden über die obersten 40 cm des Mineralbodens gemittelt. Für die Basensättigung des Zeitraumes 4 wurden gemessene Werte aus dem Jahr 2005 eingesetzt. Der Eintrag von

Stickstoffverbindungen aus Nass- und Trockendepositionen wurde gemäss Rihm & Künzle (2019) kartiert (Abb. 95). Detaillierte Angaben über die statistischen Methoden sind in Hopf et al. (2020) zu finden.



7.3.2 Resultate und Diskussion

7.3.2.1 Zeitlicher Verlauf der Elementkonzentrationen

Die durchschnittlichen Elementkonzentrationen von Al, Mn, Ca, K und Mg im Stammholz sind vergleichbar mit Messwerten aus anderen Studien (Jacobsen et al. 2003, Offenthaler & Weiss 2008).

Die Al-Konzentrationen in Fichten haben für den Zeitraum 4, im Vergleich zu den vorherigen Zeiträumen, signifikant zugenommen. Eine ähnliche Zunahme von Al-Konzentrationen wurde in Buchen und Eichen in Belgien gefunden (Penninckx et al. 2001). In den 100 Jahren zuvor (1870-1970) waren

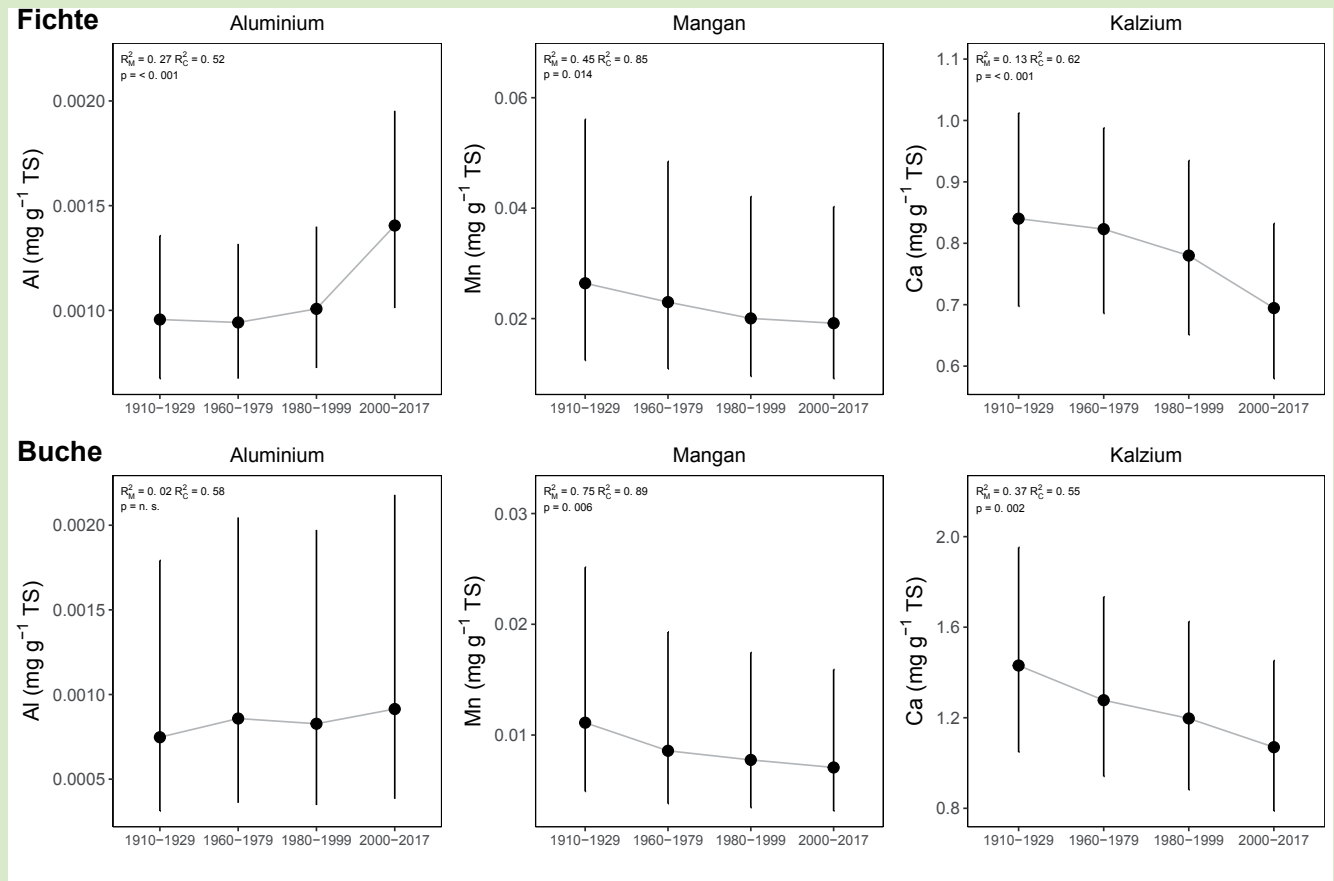
die Al-Konzentrationen auf einem konstant tieferen Niveau (ca. 2 mg kg⁻¹). Eine Zunahme der Al-Konzentrationen in Jahrringen wird anthropogenen Umweltveränderungen, d.h. der Mobilisierung von Al im Wurzelraum durch Säureinträge, zugeschrieben und wurde auch in anderen Studien z.B. für Buchen in Deutschland (Lang et al. 2016, Meisch et al. 1986) und Eichen in Frankreich (Lévy et al. 1996) gefunden.

Analog dazu konnten wir zeigen, dass die basischen Kationen Ca in Fichten-

und Buchen sowie K in Buchen über die Zeit abgenommen haben. Eine Abnahme wurde auch für Mn festgestellt. (Abb. 142).

Die Elementkonzentrationen der sauren Kationen Al und Mn sowie der basischen Kationen Ca unterscheiden sich signifikant in den zwei pH-Klassen (tief: pH<4.2, hoch: pH>4.2), wobei bei tiefem pH höhere Al- und Mn-Konzentrationen in Fichten und höhere Mn-Konzentrationen bei Buchen gemessen wurden. Der Gehalt von Ca in Buchen war bei tieferen pH-Werten tiefer.

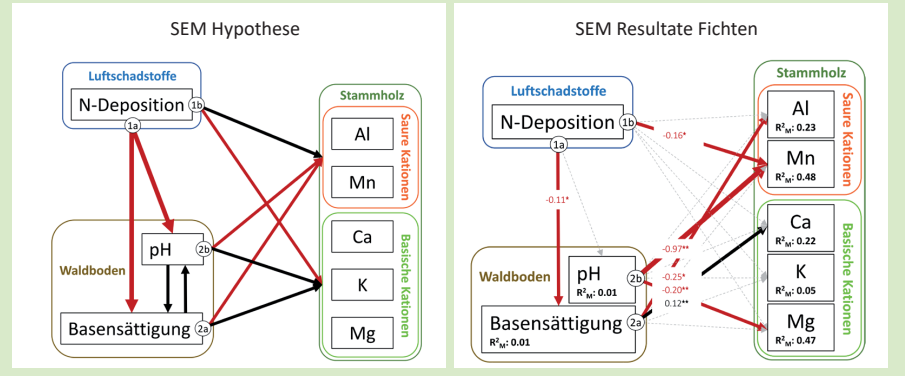
Abb. 142 Zeitlicher Verlauf der geschätzten Elementkonzentrationen im Stammholz von Fichten (oben) und Buchen (unten) unabhängig vom Standort. Der Effekt der pH-Klassen und die Resultate für die Eichen sind in Hopf et al. (2020) dargestellt.



7.3.2.2 Direkte und indirekte Einflüsse von N-Deposition und Basensättigung auf die Elementkonzentrationen im Stammholz

Mit Hilfe von Strukturgleichungsmodellen (SEM) (Abb. 143) konnten sowohl direkte als auch indirekte Effekte der N-Deposition auf die Elementkonzentrationen in Stammscheiben gezeigt werden. Erhöhte N-Deposition wirkte sich indirekt auf die Al-Konzentration in Fichten aus, indem die Basensättigung durch die N-Deposition verringert wird. Die Konzentrationen von Mn in Fichten und Buchen wurden sowohl direkt von der N-Deposition wie auch indirekt über den pH-Wert des Bodens beeinflusst. So ist die Pufferung von Säuren im Kronenraum in Blättern und Nadeln (vgl. Ulrich 1983, Asche 1988), wahrscheinlich mit ein Grund für die negative Beziehung zwischen hoher Deposition und niedrigen Mn-Konzentrationen (bei Fichten

Abb. 143 Wirkungspfade des Strukturgleichungsmodells (SEM). Links: Theoretische Auswirkungen der N-Deposition auf den Waldboden und die Bäume. Eine erhöhte N-Deposition sollte sich dabei negativ auf die Basensättigung und den pH-Wert im Boden auswirken (rote Pfeile 1a). Dies hat eine erhöhte Konzentration von sauren Kationen und eine tiefere Konzentration von basischen Kationen im Stammholz zur Folge (Pfeile 2a und 2b). Weitere direkte auf die Elementkonzentrationen im Stammholz sind im Pfeil 1b zusammengefasst. Schwarze Pfeile: positive Korrelation, rote Pfeile: negative Korrelation. Rechts: SEM Ergebnisse für die Fichtenflächen. Die Ergebnisse für die Buchen und Eichenflächen sowie weitere Erklärungen sind in Hopf et al. (2020) zu sehen.



und Buchen) und K-Konzentrationen (bei Buchen), da für die Blattpufferung Mn und K verwendet werden,

wenn Ca und Mg nicht mehr ausreichend verfügbar sind (Matzner & Ulrich 1984).

7.3.2.3 Aluminium als Indikator für die Bodenversauerung

Bei der Fichte zeigt sich ein deutlicher Anstieg der Al-Konzentrationen zwischen dem Zeitraum 3 (1980-1999) und 4 (2000-2017) (Abb. 142). Die Al-Konzentrationen in den Stammscheiben von Standorten mit tieferem pH-Wert (pH>4.2) sind zudem signifikant höher. Bei einigen Standorten wird bereits eine Zunahme der Al-Konzentrationen vom Zeitraum 2 (1960-1979) zum Zeitraum 3 verzeichnet. Dies entspricht dem Zeitraum, in dem

die Emissionen versauernd wirkender Verbindungen angestiegen sind (Abb. 141). Trotz Emissionsreduktionen schreitet die Bodenversauerung in vielen Waldböden der Schweiz weiter fort, wie auch in Auswertungen der Bodenlösung gefunden wurde (Braun et al. 2020). Die weiterhin hohen Stickstoffeinträge übersteigen die Pufferkapazität der meisten Waldböden (Augustin & Achermann 2012). Der versauernde Effekt der N-Deposition

auf die Basensättigung konnte in den SEM für alle Baumarten nachgewiesen werden. Dabei war die Basensättigung bei den Fichten negativ mit den Al-Konzentrationen korreliert (Abb. 145).

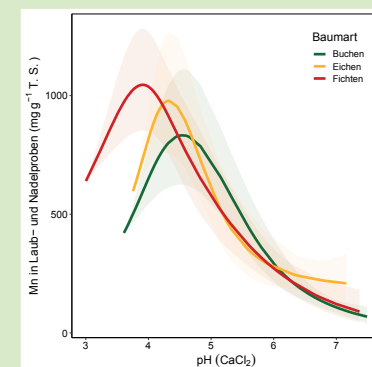
7.3.2.4 Mangan als Indikator für die Bodenversauerung

Die Aufnahme von Mn durch Pflanzen ist abhängig vom Mn-Gehalt des Ausgangsmaterials, dem Boden-pH und der Menge der Mn-Oxide (Nebe 1967). Ein erhöhtes Mn-Angebot im Boden sollte sich auch in Pflanzenteilen widerspiegeln (Nihlgård et al. 1977). In der tieferen pH-Klasse waren die Konzentrationen von Mn in Fichten und Buchen signifikant höher. Dies wurde auch in Buchen im Schwarzwald (DE) und in Südschweden (Skåne) nachgewiesen (Beck & Mittmann 1982, Nihlgård et al. 1977). Bei fortschreitender Bodenversauerung nahmen die Mn-Gehalte in tieferen pH-Klassen wieder ab (Guyette et al. 1992, Augustin et al. 2005, Beck & Mittmann 1982). Eine ähnliche Abnahme von Mn-Konzentrationen wurde in belgischen Buchen und Eichen beobachtet (Penninckx

et al. 2001). Aktuelle Daten aus den Interkantonalen Walddauerbeobachtungsflächen (N=185) zeigen eine signifikante (nichtlineare) Beziehung zwischen Mangan in Laub- und Nadelproben und dem Boden- pH, mit einer maximalen Aufnahme von Mn bei tiefen pH-Werten von 3.8 bis 4.2 (Abb. 144). Bei diesen tiefen pH-Werten werden die Mn^{2+} -Oxide vermehrt im Boden gelöst (Augustin et al. 2005). Da der Mn-Puffer eine geringe Kapazität hat, ist er relativ schnell aufgebraucht, d.h. alle verfügbaren Mn-Oxide sind aufgelöst. Sinkt der pH weiter wechselt die Pufferung zu Al^{3+} wodurch zweiwertige Kationen wie Mn^{2+} im Boden durch Al verdrängt werden (Wertigkeitseffekt). Wahrscheinlich ist, dass das Absinken der Mn-Konzentrationen in der vorliegenden Studie das Ergebnis der Auf-

lösung (fast) aller Mn-Oxide ist, d.h. dass der Puffer aufgebraucht ist.

Abb. 144 Beziehung zwischen der Mn-Konzentration in Laub- und Nadelproben und dem pH-Wert (0-40 cm Tiefe), für Eichen und Fichten modifiziert nach (Sabine Braun, Schindler, et al. 2020). Anzahl Beobachtungen für Buchen = 6495, Eichen = 1112 und Fichten = 3567.



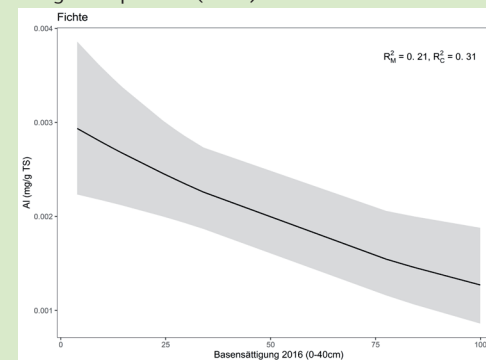
7.3.2.5 Validierung der mit SAFE modellierten Basensättigungswerte

Auf der Grundlage der signifikant negativen Beziehung zwischen der Basensättigung und Al-Konzentrationen bei Fichten (Abb. 145) konnte eine historische Rekonstruktion von Basensättigungswerten im Boden vorgenommen werden. Die gemischte Regression beinhaltet die Al-Konzentrationen bei Fichten im letzten Zeitraum (2000-2017) und Basensättigungswerte gemessen im Jahr 2005 (Abb. 145). Die Beziehung zwischen gemessenen Basensättigungswerten und Al-Konzentrationen ist signifikant negativ ($p=0.011$). Die Koeffizienten

wurden anschliessend verwendet, um Schätzwerte für die Basensättigung zu erhalten.

Wird die rekonstruierte Basensättigung gegen die mit SAFE modellierte Basensättigung aufgetragen, so ergibt sich eine signifikante, jedoch nichtlineare, Korrelation (Abb. 146). Dadurch konnten die mit dem dynamischen Stoffhaushaltsmodell SAFE berechneten Werte validiert werden. Bei Basensättigungswerten

Abb. 145 Beziehung zwischen Al-Konzentrationen in Fichten im letzten Zeitraum (2000-2017) und der Basensättigung gemessen im Jahr 2005. Modellbeschreibung in Hopf et al. (2020).



>50% ist die Übereinstimmung gut, bei Werten darunter ist die mit SAFE modellierte Basensättigung im Mittel

etwas tiefer als die aus den Stammscheiben rekonstruierte. Die rekonstruierte Bodenversauerung zeigte eine

deutliche Abnahme auf die letzte Zeitperiode hin (Abb. 147).

Abb. 146: Vergleich der rekonstruierten Basensättigung mit den SAFE-modellierten Werten. Gestrichelte Linie stellt die 1:1 Linie dar. Modellbeschreibung in Hopf et al. (2020).

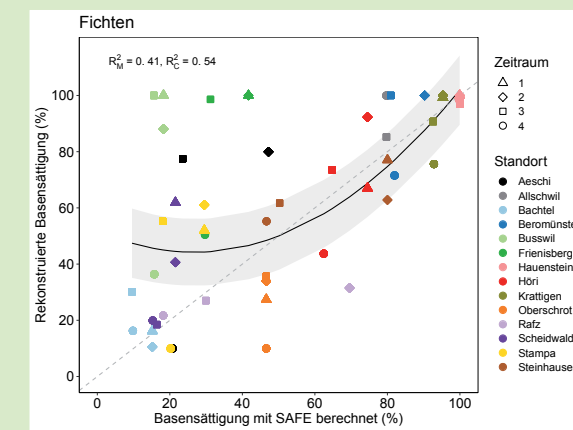
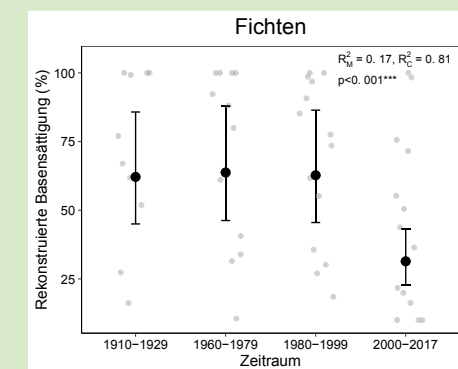


Abb. 147 Schätzwerte (unabhängig vom Standort) der rekonstruierten Basensättigung aufgeteilt nach Zeiträumen (inklusive 95 % Vertrauensintervall als Linie). Die grauen Punkte stellen Schätzwerte pro Standort dar.



7.3.3 Schlussfolgerung

Durch die Analyse von Elementkonzentrationen in Stammscheiben konnten Einblicke in vergangene und aktuelle Bodenprozesse gewonnen werden. Es zeigte sich, dass sich die Elementkonzentrationen von Al, Mn und Ca auf Fichten- und Buchenflächen als dendrochemische Indikatoren von Bodenprozessen eignen, da diese sowohl direkte

als auch indirekte Effekte von Luftschadstoffen und von chemischen Waldbodeneigenschaften in ihrem zeitlichen Verlauf widerspiegeln. Die rekonstruierten historischen Basensättigungswerte zeigten eine signifikante Bodenversauerung in den letzten Jahrzehnten auf. Die versauernd wirkenden N-Depositionen standen in Beziehung zu tieferen Basensätti-

gungswerten im Boden und höheren Al-Konzentrationen in Stammscheiben von Fichten sowie tieferen Mn-Konzentration in Stammscheiben von Fichten und Buchen. Darüber hinaus konnten die mit dem dynamischen Stoffhaushaltsmodell SAFE gerechneten Werte von 22 Standorten validiert werden.

8 Bodenwasserhaushalt

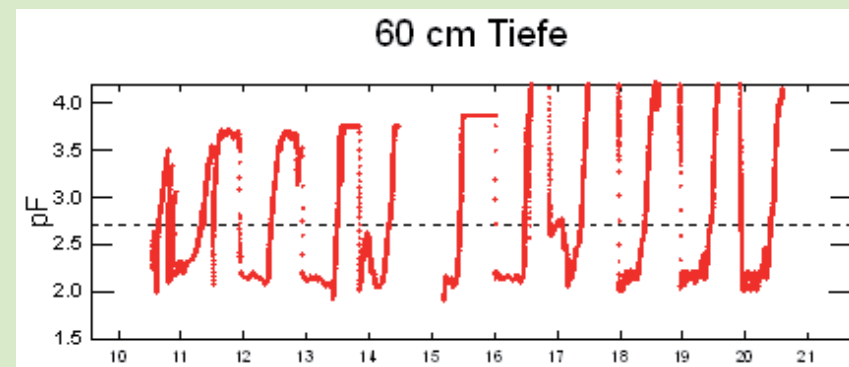
In 40 Flächen wird der Bodenwasserhaushalt gemessen. Gemessen wird mit Sonden für den volumetrischen Bodenwassergehalt (Thetasonden: Delta DL2, Decagon 10-HS und Spektrum SM-100) und Sonden für das Bodenwasserpotential. Für letzteres werden heute nur noch MP3-Sonden eingesetzt. Aus Gründen der langfristigen Vergleichbarkeit sind die Bodenwassergehalte als relative Wassergehalte zwischen Null (permanenter Welkepunkt) und Eins (Feldkapazität) dargestellt. An vielen Standorten fällt der relative Bodenwassergehalt fast jedes Jahr praktisch auf Null (Abb. 149, Abb. 156). Das gilt nicht nur für das Trockenjahr 2018.

Die Bodenwasserpotentialdaten sind als \log_{10} hPa dargestellt, abgekürzt als pF-Wert. Die MP3-Sonden, die seit 2016 im Einsatz sind, haben einen Messbereich, der den permanenten Welkepunkt ($pF=4.2$) übersteigt. Bei einer Wasserspannung, die diesen Wert übersteigt, wird kein Wasser mehr durch die Wurzeln aufgenommen. Interessanterweise steigen die Wasserspannungen an den trockenen Standorten Sion, La Sarraz und Ramosch höher als pF 4.2. Dies gilt auch für grössere Bodentiefen. Abb. 148 zeigt das Beispiel von Sion. Da der verwertbare Messbereich der Gipsblöcke nicht den pF-Wert von 3.5 übersteigt, wurde nachstehend für den Vergleich

von Modellwerten und Messungen ein pF-Grenzwert von 3.5 verwendet, obwohl dieser Wert keine bodenkundliche Grundlage hat.

Für den relativen Bodenwassergehalt wird nachfolgend ein Grenzwert von 40% verwendet. Dieser Grenzwert geht auf einen Vorschlag von Granier et al. (2000) zurück, die mittels Stammflussmessungen nachweisen konnten, dass bei diesem Bodenwassergehalt der Wassertransport stark eingeschränkt wird.

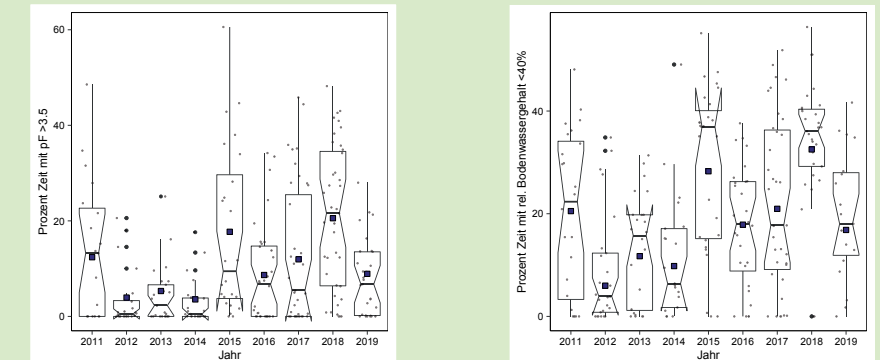
Abb. 148: Verlauf der Bodenwasserspannung in 60 cm Tiefe der Eichenbeobachtungsfläche Sion. Die Maxima vor 2016 sind infolge anderer Messtechnik nicht mit den späteren Messwerten vergleichbar. Die neuen Sonden erlauben es, die markanten Überschreitungen des pF-Wertes von 4.2 aufzuzeichnen.



8.1 Zeitliche Entwicklung der gemessenen Trockenheit

Abb. 149 zeigt den zeitlichen Verlauf der Unter- bzw. Überschreitung der oben beschriebenen Grenzwerte. In beiden Fällen ist 2018 das trockenste Jahr, aber 2015 und 2011 sind in den Messungen ebenfalls deutlich als trocken erkennbar.

Abb. 149: Zeitlicher Verlauf der Überschreitung des Wasserpotentialgrenzwerts von $pF=3.5$ (links) und Unterschreitung des relativen Bodenwassers von 40% (rechts). Schwarze Vierecke: Schätzwerte unter Berücksichtigung der variablen Standortzahl pro Jahr.



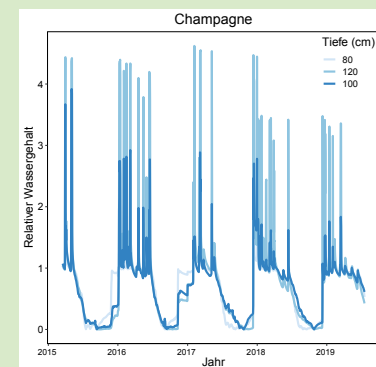
Setzen von Bodenwassersonden.



8.2 Wasseraufnahme aus grösserer Bodentiefe

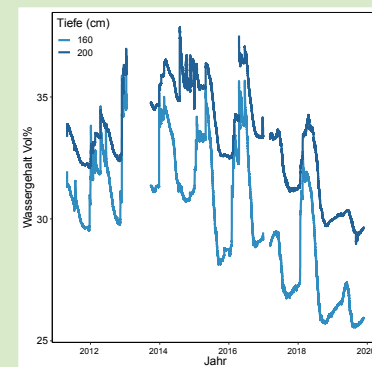
In der Eichen-/Buchenfläche Champagne VD sind Bodenwassersonden bis in 120 cm Tiefe installiert. Abb. 150 zeigt eine Zeitperiode, in der Daten aus allen Tiefen vorliegen. Obwohl in den grösseren Tiefen keine Bodenwasserpotentialmessungen vorliegen, die eine Quantifizierung des permanenten Welkepunktes und damit des

Abb. 150: Relativer verfügbarer Bodenwassergehalt in 80, 100 und 120 cm Tiefe in Champagne (0=permanenter Welkepunkt, 1= Feldkapazität).



Nullwertes des pflanzenverfügbaren Wassers erlauben, trocknet der Boden auch in 120 cm Tiefe fast so stark aus wie in den oberen Bodenschichten. Der Bodenwasserspeicher wird jedes Jahr ausgeschöpft, das war 2018 nicht anders als in anderen Jahren. In 100 und vor allem in 120 cm Tiefe sind im Winterhalbjahr Stau- oder Grundwas-

Abb. 151: Volumetrischer Bodenwassergehalt in der Eichenfläche Allschwil in den Tiefen 160 und 200 cm.



serpeaks zu erkennen, bei denen der relative Wassergehalt die Feldkapazität, d.h. die 1-Linie ($pF=1.8$), deutlich übersteigt.

In der Eichenfläche Allschwil wurden Thetasonden bis in 2 m Tiefe eingesetzt. Da sie Informationen über den Wasserhaushalt in den Jahren 2012 bis 2020 geben, sind die Ergebnisse nachstehend dargestellt (Abb. 151). Wegen Setzungsprozessen konnte keine zuverlässige Bestimmung der Feldkapazität und damit verbunden des relativen Bodenwassergehaltes vorgenommen werden, weshalb die Abbildung Rohdaten des volumetrischen Bodenwassergehaltes zeigt. Auch in 2 m Tiefe sind die saisonalen Schwankungen deutlich zu erkennen. Im Winter füllt sich das Reservoir wieder, und der Wassergehalt steigt. Diese Erholungen sind nach 2016 und 2018 deutlich geringer als in den anderen Jahren.

8.3 Geographische Verteilung der Trockenheit

Die Überschreitungshäufigkeit der oben vorgestellten Grenzwerte in den gemessenen Werten ist in den beiden nachstehenden Karten Abb. 152 und Abb. 153 dargestellt. Die Beurteilung fällt sehr ähnlich aus, ob ein pF -Wert von 3.5 oder ein relativer Bodenwassergehalt von 40% als Grenzwert verwendet wird. Extrem von der Tro-

ckenheit betroffen waren Flächen in der Nordwestschweiz, Schaffhausen, Genf, Unterengadin, Churer Rheintal, Maggiatal, Wallis und La Sarraz. Diese Verteilung stimmt mit der Karte Wasserverfügbarkeit für Pflanzen im 2018 überein, siehe Link <https://s.geo.admin.ch/8b74f73fc7>.

Abb. 152: Geographische Verteilung des Anteils Zeit, in der das gemessene Bodenwasserpotential im Mittel aller drei Tiefen in der Zeit von Juli bis Oktober 2018 einen Grenzwert von $pF=3.5$ überstieg.

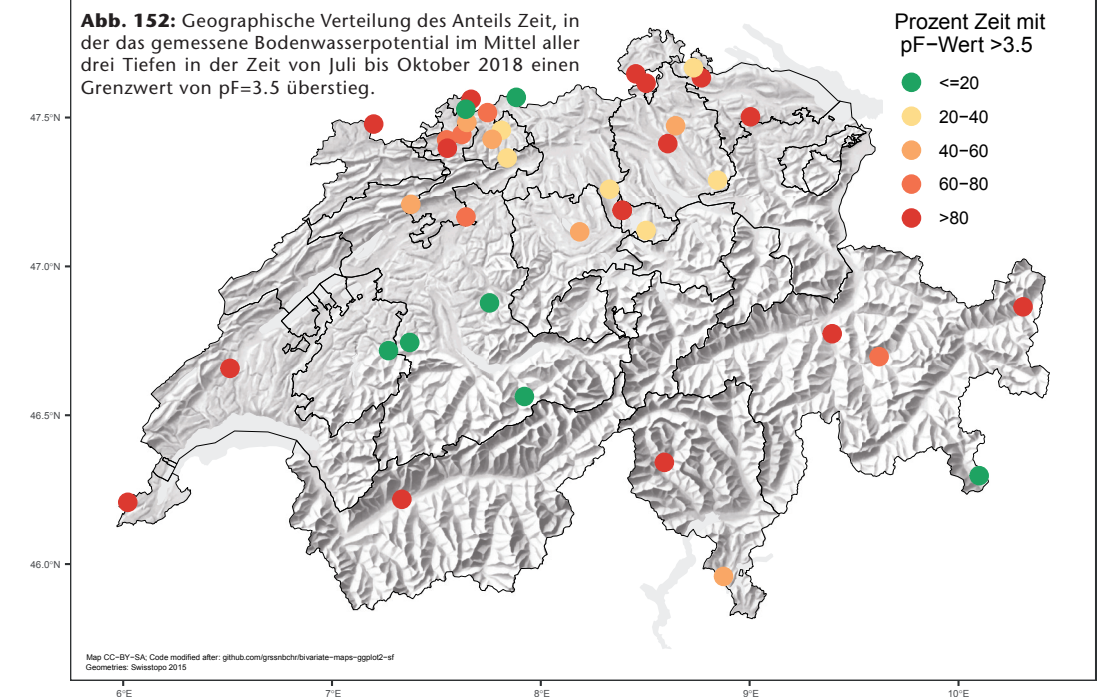
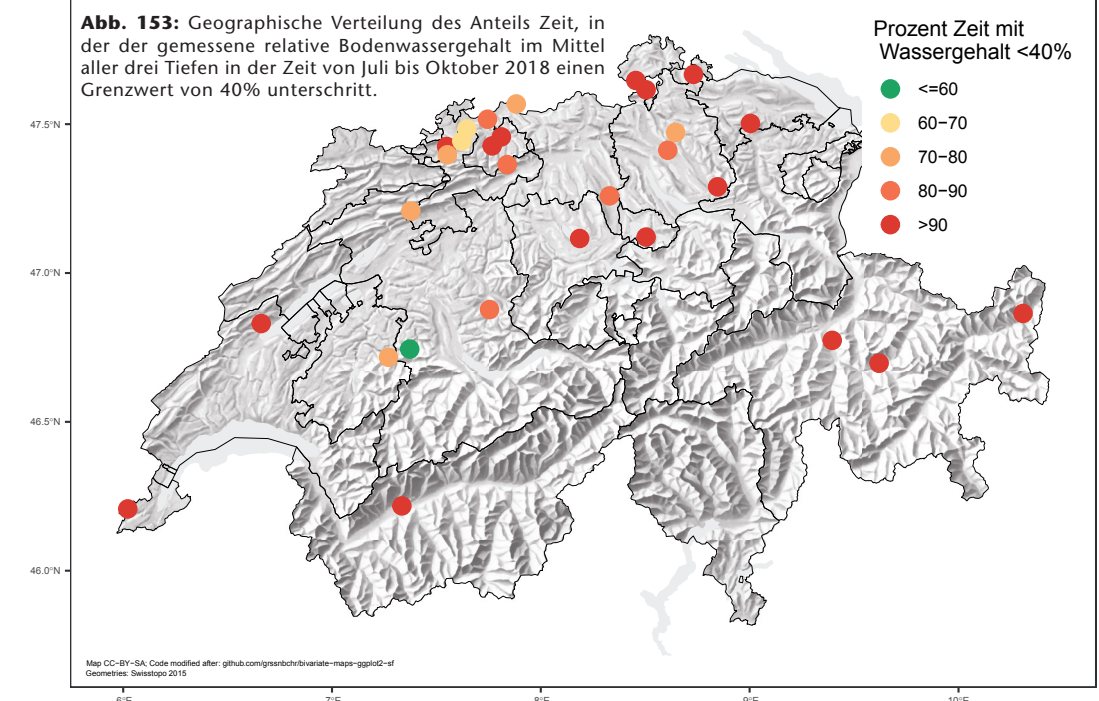


Abb. 153: Geographische Verteilung des Anteils Zeit, in der der gemessene relative Bodenwassergehalt im Mittel aller drei Tiefen in der Zeit von Juli bis Oktober 2018 einen Grenzwert von 40% unterschritt.



8.4 Vergleich von Messwerten mit Modellwerten

Messungen des Bodenwasserhaushalts werden in 40 Flächen durchgeführt. Die Beurteilung des Trockenstresses für die Auswertung erfolgt deshalb mit dem hydrologischen Modell Wasim-ETH (Schulla 2019). Die Messungen des Bodenwasserhaushalts sind jedoch ein wertvolles Instrument zur Überprüfung der Modellergebnisse.

Für die nachstehend vorgestellte Auswertung wurden nur Jahre mit vollständigen Messreihen in allen drei

Bodentiefen verwendet. Für den Vergleich der Wasserpotentiale waren es insgesamt 168 Beobachtungen an 36 Standorten, für den Vergleich der Bodenwassergehalte 152 Beobachtungen an 38 Standorten. Die Überschreitungshäufigkeiten eines pF-Wertes von 3.5 bzw. die Unterschreitung eines relativen Bodenwassergehaltes von 40% wurde über die drei Tiefenstufen gemittelt und mit der mit Wasim-ETH (Schulla 2019) berechneten Überschreitungshäufigkeit verglichen.

Die Übereinstimmung ist für den relativen Bodenwassergehalt sehr gut (Abb. 154, R^2 0.51), etwas weniger gut für das Wasserpotential (Abb. 155) (R^2 0.35). An drei Standorten zeigen die Modellwerte eine zu geringe Trockenheit an (Rafz ZH Fichten, Tomils GR Eichen, Bonfol JU Buchen). Bei diesen wäre eine Überprüfung der Modellparametrisierungen lohnenswert. Sonst sind keine grossen systematischen Abweichungen zu beobachten. Die Residuenanalyse zeigt beim Wasserpotential Abweichungen in feuchteren Jahren.

Abb. 154: Mit Wasim modellierte Unterschreitungshäufigkeit eines relativen Bodenwassergehaltes von 40% in Beziehung zu den gemessenen Werten (links) und zeitliche Variation der Residuen dieser Beziehung (rechts). R^2 fixed 0.51, R^2 total 0.82. Vergleich basierend auf Jahresmittelwerten.

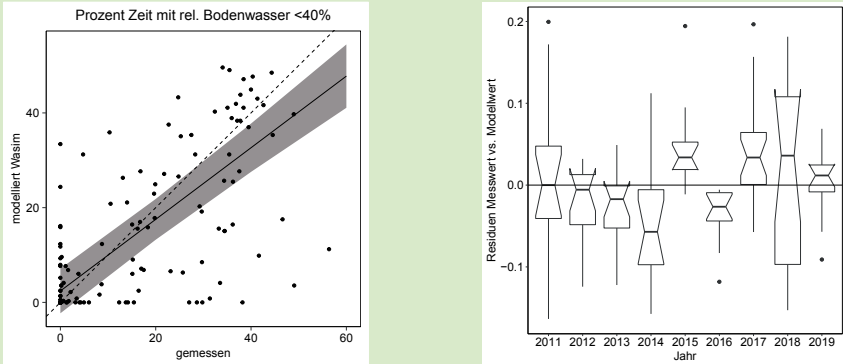
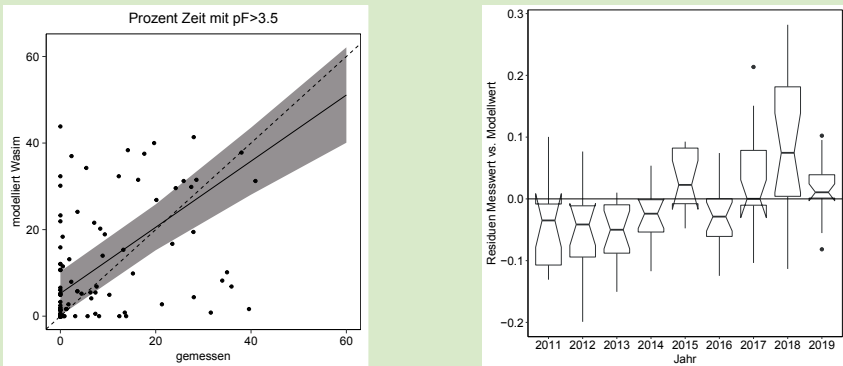


Abb. 155: Mit Wasim modellierte Überschreitungshäufigkeit des Grenzwertes eines Bodenwasserpotenzials von pF=3.5 in Beziehung zu den gemessenen Werten (links) und zeitliche Variation der Residuen dieser Beziehung (rechts). R^2 fixed 0.35, R^2 total 0.71.



8.5 Beurteilung der Trockenheit 2018

Während die trockenen Jahre 2003 und 2015 vor allem Auswirkungen auf das Wachstum der Buchen hatten, waren die Auswirkungen der Trockenheit 2018, wie sie erst im Laufe des Sommers 2019 zutage traten, wesentlich gravierender. Bei vielen Buchen und auch einigen Eichen waren grosse Kronenteile abgestorben. Bei den Fichten nahm im Spätsommer 2018 und im Laufe des Sommers 2019 der Buchdruckerbefall stark zu. Es ist unbestritten, dass 2018 ein sehr heisser und trockener Sommer war (Schuldt et al. 2020). Aber auch 2003 war ein heisser Sommer, mit viel geringeren Auswirkungen auf die Buchen. Der Anteil Zeit mit einer Überschreitung eines Bodenwasserpotentials von pF=4.0 war 2003 in den Monaten Juni bis August gar höher als 2018 (Abb. 156).

Auch die minimale Standortwasserbilanz (SWB_{min}) war 2018 nicht tiefer als 2003 (Tab. 13, Abb. 157). Einziger Unterschied ist, dass die Trockenheit

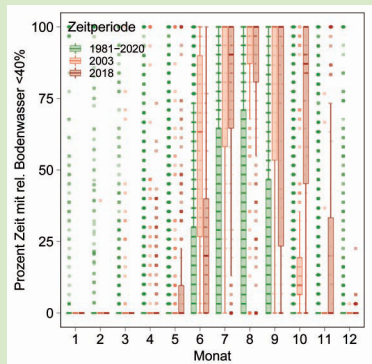
2018 früher in der Vegetationsperiode einsetzte als 2003. Dies kann durchaus eine Rolle gespielt haben, da der Mai ein Monat ist, in dem die Aktivität der Bäume besonders hoch ist (vgl. Kapitel Ozon). Dem Trockenjahr 2018 ging zudem eine Reihe trockener Jahre voraus. Unsere Auswertungen zeigen, dass für die Buchenmortalität nicht nur die Trockenheit des laufenden Jahres, sondern auch noch von zwei Vorjahren relevant ist (Tab. 2). Wenn SWB_{min} in dieser Zeit gemäss den Koeffizienten der Regression in Abb. 26 gemittelt wird, wird ersichtlich, dass der Hitzesommer 2003 mit einer relativ geringen Vorbelastung durch Trockenheit startete (Abb. 157). Übereinstimmend zeigt auch die Wasserverfügbarkeitskarte für Pflanzen im 2003 (<https://s.geo.admin.ch/8b74f800af>), keine Vorbelastung für 2001 und 2002.

Dagegen war das dreijährige Gleitmittel der Trockenheit, d.h. die Vorbelastung, zu Beginn von 2018 bereits so gross wie in der Vergangenheit erst ein Jahr nach 2003. Ebenfalls zur Stresssituation 2018 beigetragen haben der

in den letzten beiden Jahrzehnten stark zugenommene Fruchtbehang (Abb. 73) und die stark abgenommene Phosphorversorgung (Abb. 56). Die P-Konzentrationen lagen 2019 im Mittel bei 1.03 mg g^{-1} und damit 14% unter der Grenze für eine ausreichende Versorgung nach Göttlein (2016). Phosphormangel war mit einer erhöhten trockenheitsbedingten Mortalität korreliert (Abb. 43). Zudem war unter P-Mangel das Photobleaching deutlich stärker (Abb. 76).

Dass sich Trockenheit mit Verspätung auswirkt, zeigt auch der Nachweis von Kavitation durch Färbung der aktiven Leitgefässe in Buchenästen (Kap.4.7). Diese war nur mit der Trockenheit des Vorjahrs korreliert, nicht aber mit Klimadaten des laufenden Jahres. Das heisst, dass im Sommer 2018 entstandene Kavitation nicht oder nur teilweise während des Winters repariert wurde. Äste, deren Gefässe mit einer reduzierten Leitfähigkeit in die Vegetationsperiode starteten, konnten einer weiteren Trockenheit weniger gut standhalten als Äste mit einer intakten Wasserleitfähigkeit.

Abb. 156: Monatlicher Anteil der Zeit mit einem modellierten relativen Bodenwassergehalt von <40% (0-60 cm Bodentiefe) pro Monat für 2003, 2018 und den Durchschnitt der Jahre 1981-2020. Berechnet für alle Standorte der WDB.

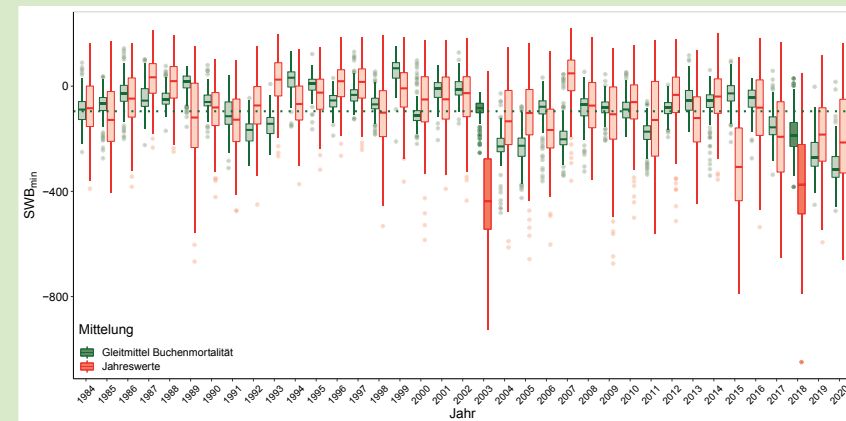


Tab. 13: SWB_{min} in den Buchen-, Fichten- und Eichenflächen, für die Zeitperiode 1981-2019, das Jahr 2003 und das Jahr 2018.

Baumart	1981-2019			2003			2018		
	Mittelw.	Min.	Max.	Mittelw.	Min.	Max.	Mittelw.	Min.	Max.
Buchen	-103	-796	189	-449	-796	37	-374	-792	23
Fichten	-49	-674	190	-327	-674	39	-297	-649	39
Eichen	-165	-1027	203	-530	-919	-142	-466	-1027	-106

Nachstehend ist die geographische Verteilung der mit Wasim modellierten Überschreitungen der beiden Grenzwerte dargestellt. Im Unterschied zu Abb. 152 und Abb. 153 zeigen diese den Anteil über das ganze Jahr. Die Überschreitungshäufigkeit der beiden Grenzwerte ist ziemlich ähnlich, und auch die Verteilung des Trockenstresses ist ähnlich wie bei den Bodenwassermessungen.

Abb. 157: Jährlicher Wert für SWB_{min} (rot) und für die Mortalität der Buchen verwendeter Trockenheitsindikator (Gleitmittel 3 Jahre, grün, gemäss Koeffizienten in Abb. 26). Die Jahre 2003 und 2018 sind hervorgehoben. Gestrichelte Linie: Mittelwert.



Boden mit extrem tiefer Wasserspeicherkapazität (Wilchingen SH).



Abb. 158: Mittlerer Anteil der Zeit mit einem Bodenwasserpotential von $pF > 3.5$ bis in eine Tiefe von 60 cm über das ganze Jahr 2018.

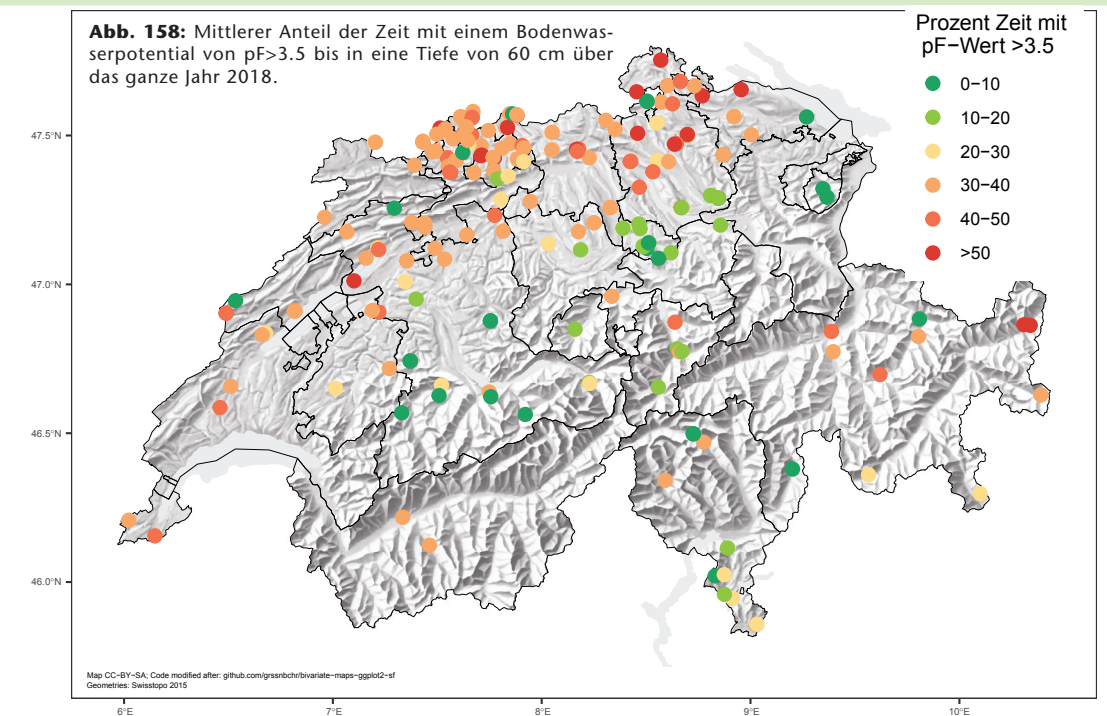
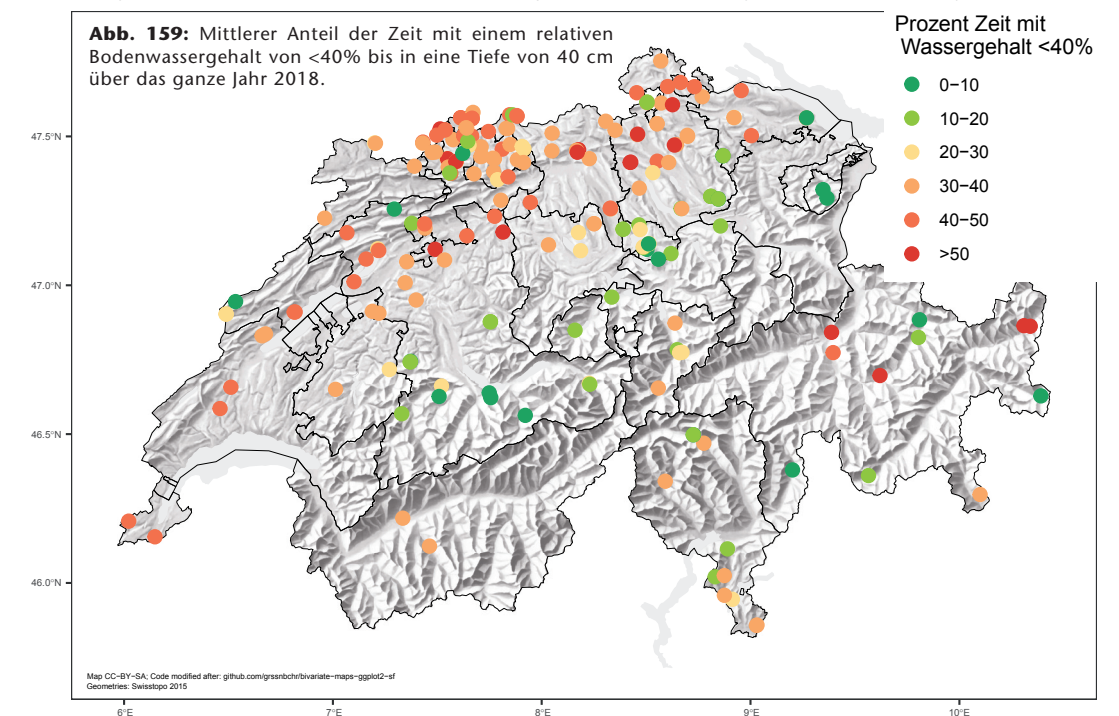


Abb. 159: Mittlerer Anteil der Zeit mit einem relativen Bodenwassergehalt von $< 40\%$ bis in eine Tiefe von 40 cm über das ganze Jahr 2018.



9 Ozon

9.1 Belastung und Entwicklung

Ozon ist ein stark phytotoxischer Luftschadstoff. Aufgrund von Dosis-Wirkungsbeziehungen aus Experimenten, zu denen auch das IAP beigetragen hat (Braun & Flückiger 1995), hat die UNECE Grenzwerte festgelegt (UNECE 2017). Für das Vegetationsrisiko werden nicht Ozonkonzentrationen in der Luft, sondern die Ozonaufnahme durch die Spaltöffnungen der Blätter/Nadeln berechnet (Büker et al. 2012; Emberson et al. 2000). Diese Aufnahme wird nach Abzug eines Schwellenwertes zur Kompensation von Detoxifikationen (bei Waldbäumen $1 \text{ nmol m}^{-2} \text{ s}^{-1}$) in der Regel über eine Vegetationsperiode

aufsummiert, hat die Einheit mmol m^{-2} und wird als Phytotoxische Ozon Dose mit Schwellenwert 1 (POD_1) bezeichnet. Diese Fluxberechnung wird mit dem Modell DO3SE (Büker et al. 2012) durchgeführt. Für die epidemiologischen Auswertungen wurde das Modell DO3SE für 38 ländliche Ozonstationen in der Schweiz für die Zeitperiode 1991-2019 angewendet und der jährliche Ozonflux kartiert (Braun et al. 2014). Diese Kartierung wurde für die Jahre 2015-2019 analog weitergeführt (Abb. 160). Das IAP betreibt selbst sechs Messstationen, welche Grundlagen für diese Kartierung liefern. Abb. 161 zeigt die Ent-

wicklung des Ozonfluxes für Buchen, Abb. 162 die Entwicklung des Ozonfluxes für Fichten berechnet für diese Messstationen. Auffallend ist, dass der Ozonflux 2018 deutlich tiefer war als in den anderen Jahren. Das heisst, die Trockenheit 2018 hat zu einer deutlichen Reduktion der stomatären Leitfähigkeit und damit der Ozonaufnahme geführt. Interessanterweise war dieser Effekt 2018 deutlich stärker als 2003. In die Fluxberechnungen des Modells DO3SE fliessen die Umweltfaktoren Phänologie, Licht, Dampfdruckdefizit, Temperatur und Bodentrockenheit als relative Werte zwischen Null und Eins ein und be-

inhaltet damit ein eigenes Bodenwassermodell. Die Detailanalyse zeigt, dass die Reduktion der stomatären Aufnahme infolge der Bodentrockenheit Hauptgrund für den Unterschied zwischen 2003 und 2018 war (Abb. 163). Da die Trockenheit 2018 deutlich früher im Jahr einsetzte als 2003, kam dieser Effekt im normalerweise ozonfluxstärksten Monat Mai zum Tragen (Kap. 8.5).

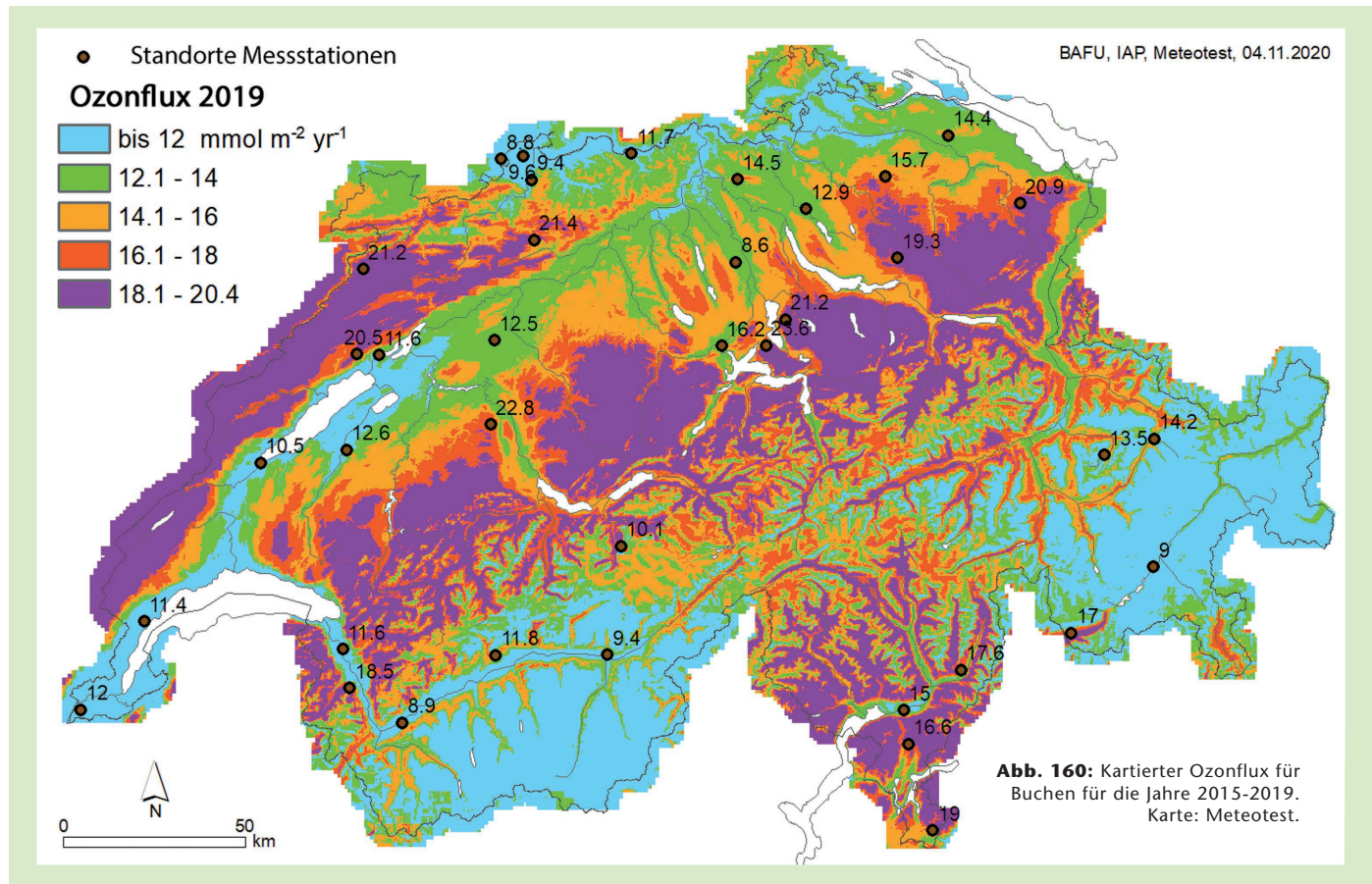


Abb. 161: Ozonflux für Buchen für die IAP-Messstationen. Gestrichelte Linie: Critical Level für Buchen (5.2 mmol m^{-2}).

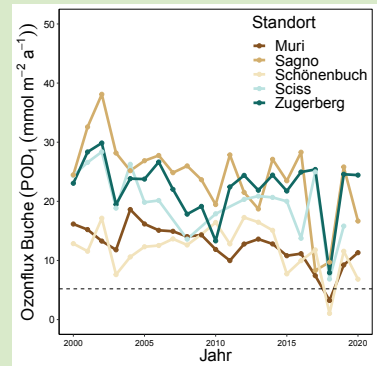


Abb. 162: Ozonflux für Fichten für die IAP Messstationen. Gestrichelte Linie: Critical Level für Fichten (9.2 mmol m^{-2}).

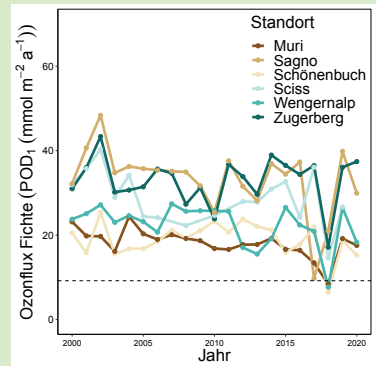
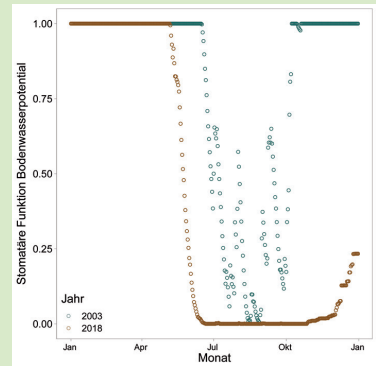
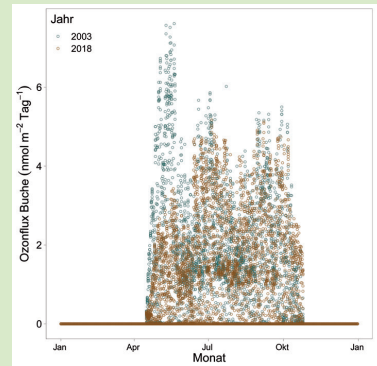


Abb. 163: Mit dem Modell DO3SE für die Station Schönenbuch für die Jahre 2003 und 2018 berechnete tägliche Ozonfluxwerte für Buchen (links) und entsprechende stomatäre Funktionswerte für Bodenwasser ($g_{sto_{wp}}$) (rechts).



9.2 Auswirkungen auf den Wald

Der modellierte Ozonflux liegt für die Jahre 1991-2019 vor. Er wurde in alle Auswertungen als Kovariable mit einbezogen. Beim Stammzuwachs der Buchen bestätigte die beobachtete Beziehung die aus Experimenten in Begasungskammern erwartete Dosis-Wirkungskurve, bei den Fichten war der beobachtete Effekt stärker als die experimentelle Beziehung. Bei beiden Baumarten wurden hochsignifikante Interaktionen gefunden, deren Bedeutung aktuell noch nicht schlüssig

interpretiert werden kann: So besagt die Interaktion von Ozonflux mit der Maximaltemperatur bei den Fichten, dass die Sensitivität gegenüber Ozon bei hohen Temperaturen deutlich stärker ist als bei tiefen. Diese Interaktion könnte eine Erklärung für die Unterschiede zwischen der (experimentellen) Dosis-Wirkungskurve und den Ergebnissen der epidemiologischen Auswertung liefern. Die Dosis-Wirkungskurve basiert auf 21 Datenpunkten aus Schweden (Ostad),

6 vom Zugerberg (ZG) und 2 aus Schönenbuch (BL). Die Interaktion mit dem Fruchtbehang der Buchen könnte ähnlich interpretiert werden, da hoher Fruchtbehang bei den Buchen auch ein Temperatureffekt ist. Die aktuell ausgezeichnete Übereinstimmung zwischen experimenteller Dosis-Wirkungskurve und Epidemiologie lässt jedoch vermuten, dass diese Interaktion nicht von grösserer Bedeutung ist.

In Abb. 164 ist zudem noch das Ergebnis des Freilandbegasungsversuchs von Matyssek als zwei Punkte in die Buchenkurve eingezeichnet (Pretzsch et al. 2010). Auch diese Übereinstimmung ist ausgezeichnet.

Die Phosphorkonzentration von Buchen und Fichten ist negativ mit Ozon korreliert (Abb. 167). Bei den Buchen war es der Ozonflux im Vorjahr, bei den Fichten der Ozonflux im laufenden Jahr. Bei den Buchen wird die Beziehung durch Trockenheit abgeschwächt.

Der Einbezug von Ozon in die Auswertungen führte teilweise auch zu recht überraschenden Ergebnissen. So war die Anzahl Nadeljahrgänge der Fichten bei hohem Ozonflux vermindert (Kap. 4.2, Abb. 168). Bei den Isotopenanalysen der Gipfeltriebe war Ozon ebenfalls ein überraschend deutlicher Prädiktor für den „Seasonal Origin Index“ (Kap. 10). Dieses Ergebnis wird von Greg Goldsmith und Scott Allen weiter analysiert und interpretiert.

Abb. 164: Beziehung zwischen dem Ozonflux und dem Volumenzuwachs von Buchen und Fichten (Datensatz „Epidemiologie“). Zum Vergleich sind die Dosis-Wirkungskurven aus den Experimenten eingezeichnet, die für die Herleitung des Critical Levels verwendet wurden (Datensatz OTC-Experimente; ICP Vegetation 2017). Die beiden schwarzen Punkte zeigen zudem das Ergebnis des Ozon-Freilandbegasungsexperimentes von Kranzberg an (Pretzsch et al. 2010).

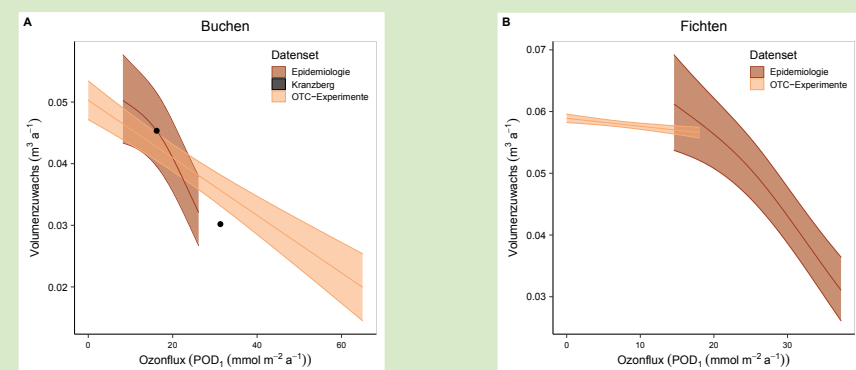


Abb. 165: Interaktion zwischen Ozonflux und der maximalen Julitemperatur bei den Fichten.

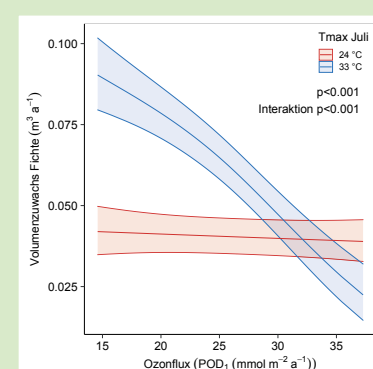


Abb. 166: Interaktion zwischen Ozonflux und dem Fruchtbehang bei den Buchen.

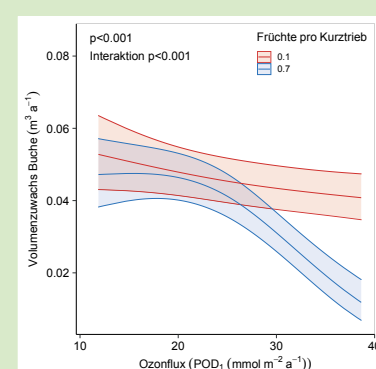


Abb. 167: Ozon und P im Laub.

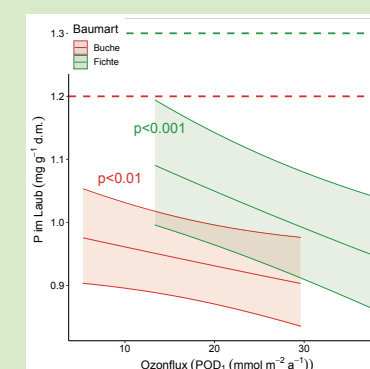
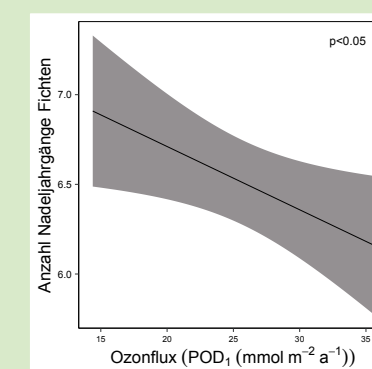


Abb. 168: Anzahl Nadeljahrgänge von Fichten im Beziehung zum Ozonflux.



Buchenblatt mit ozontypischen Verfärbung



10 Isotopenanalysen

Die Isotopenanalysen wurden zusammen mit Greg Goldsmith (Chapman University, CA, USA), Scott Allen (University of Nevada, NV, USA) und James Kirchner (ETH Zürich) durchgeführt. Wie bei der Gipfeltriebernte 2015 wurden auch bei der Ernte 2019 Xylemwasserproben zur Analyse von stabilen Wasserstoff- und Sauerstoffisotopen sowie Laub- und Nadelproben für $\delta^{13}\text{C}$ und $\delta^{18}\text{O}$ genommen. Während 2015 an allen Standorten Proben entnommen worden waren, wurde 2019 eine Auswahl von 24 Standorten beprobt. Die Auswertung wurde analog zur Untersuchung von 2015 durchgeführt (Allen et al. 2019). Eine erste Auswertung zeigt für 2019 einen systematisch höheren Anteil an Sommerwasser in den Xylemproben (Abb. 169). Dieser Unterschied betrifft sowohl Buchen als auch Fichten, weniger Eichen (Abb. 170 links).

Der Unterschied zwischen den Jahren kann durch Meereshöhe, Niederschlag 30 Tage vor der Ernte und Temperatur erklärt werden (Abb. 170 rechts, Abb. 171). Überraschenderweise gehört auch Ozonflux zu den signifikanten Prädiktoren für den „Seasonal Origin Index“. Für die Berechnung wurde der Ozonflux für Fichten auf den Ozonflux für Buchen skaliert. Die drei in Abb. 171 dargestellten Prädiktoren erklären die Unterschiede zwischen den Jahren.

Abb. 169: Index für den Anteil Winterwasser («Seasonal Origin Index») für die Standorte, die sowohl 2015 als auch 2019 beprobt wurden. Tiefe Werte: hoher Anteil an Winterwasser, hohe Werte: hoher Anteil an Sommerwasser (Allen et al. 2019).

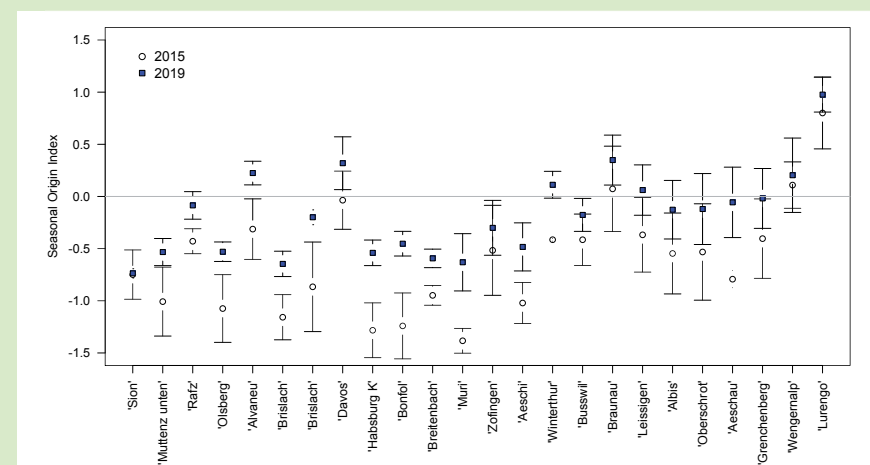


Abb. 170: Links: Auf ein Maximum von 1 skalierte Häufigkeitsverteilung des „Seasonal Origin Index“ im Xylemwasser von Buchen, Fichten und Eichen im Sommer 2015 und 2019. Rechts: Beziehung zwischen dem „Seasonal Origin Index“ und dem Juliniederschlag (Allen et al. 2019).

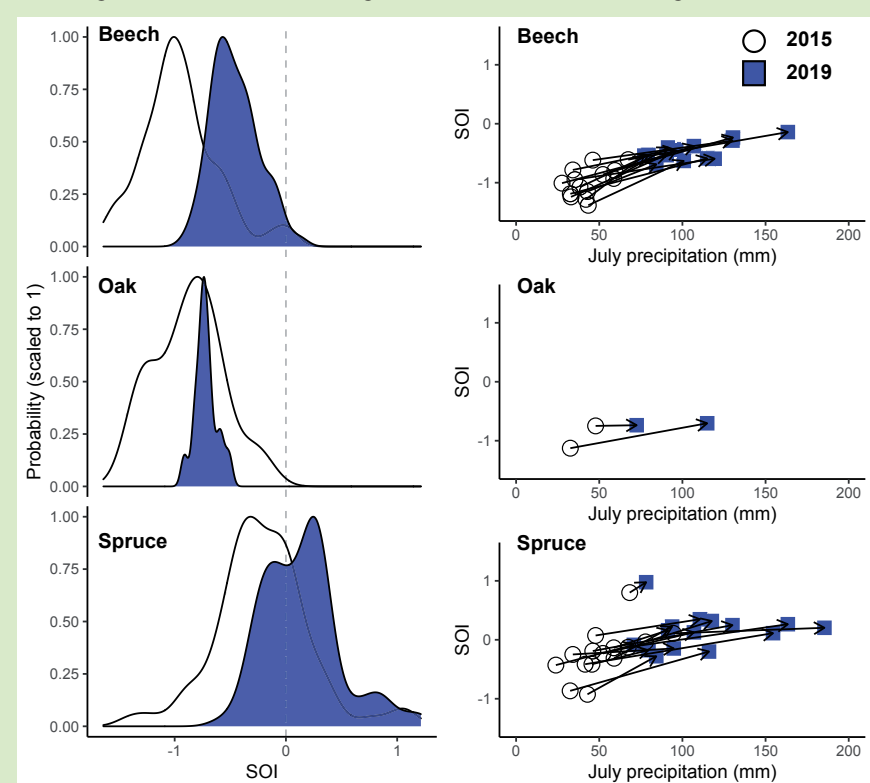
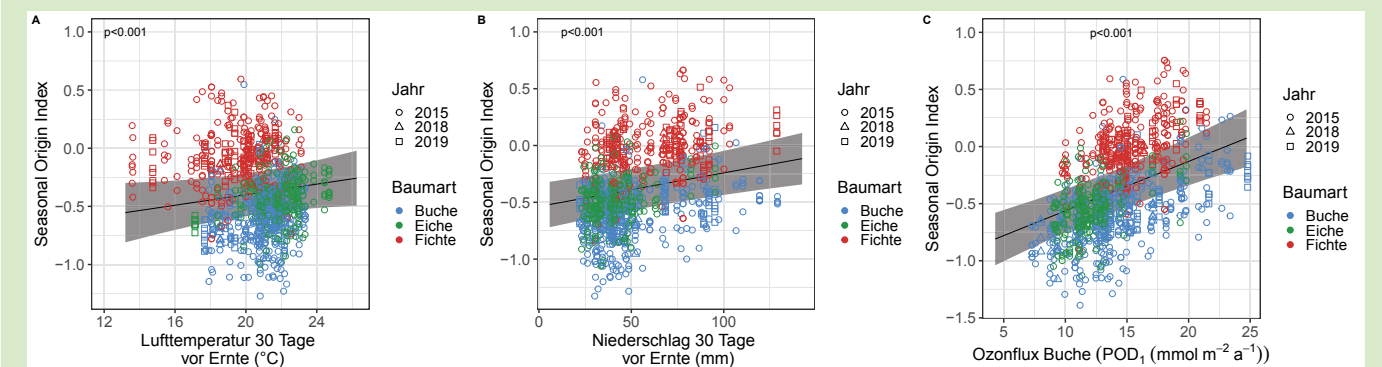


Abb. 171: Erklärende Variablen für den „Seasonal Origin Index“ im Xylemwasser. Plots unter Ausmittlung der jeweils anderen Prädiktoren.



Entnahme von Astproben für die Isotopenanalyse im Xylemwasser



11 Genetikuntersuchungen an Buchen

11.1 Ausgangslage und Ziel

Im Sommer 2019 wurden die Auswirkungen der extremen Trockenheit von 2018 in den Buchenwäldern der Region Nordwestschweiz und der Ajoie (JU) deutlich sichtbar: bei vielen Buchen waren grosse Kronenteile bereits abgestorben oder das Laub verfärbt, weil die bereits im Sommer 2018 mit Luft gefüllten Leitgefässe die Blätter nur ungenügend mit Wasser versorgen konnten (Braun et al. 2020, Abb. 172).

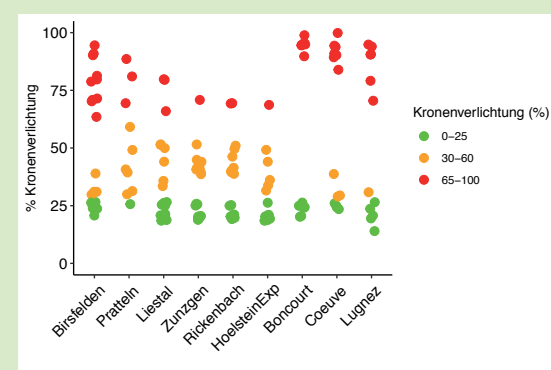
Dieselben Schädigungsphänomene wurden auch in der Ajoie (Wohlgemuth et al. 2020) und in Deutschland festgestellt (Schuldt et al. 2020). Die Bonitierungsdaten von 2019 zeigten jedoch, dass neben den geschädigten Bäumen auch gesunde, scheinbar trockenheits-resistentere Individuen in unmittelbarer Nachbarschaft stehen (Abb. 173).

der Wasserverfügbarkeit im gesamten Wurzelraum von Bäumen ist möglich, z.B. anhand von Isotopenanalysen (Goldsmith et al. 2019; Brinkmann et al. 2018; Dubbert & Werner 2019) oder anhand der Tomographie von elektrischer Widerstandsfähigkeit im Boden (Carrière et al. 2020). Dies ist jedoch sehr aufwendig. Daher wurde ein Forschungsprojekt initiiert, in dem die genetischen Unterschiede



Abb. 172: Die extreme Trockenheit der letzten Jahre hat die Buchen in der Nordwestschweiz unterschiedlich stark getroffen. Links: Hölstein, Juli 2019, Krone nur teilweise geschädigt. Mitte: Coeuve am 22. Juli 2020, Kronen mit grossem Totanteil neben gesunden Kronen. Rechts: Liestal, 21. August 2020, vollständig abgestorbene neben vitaler Buche.

Abb. 173: Die prozentuale Kronenverlichtung einer Auswahl von benachbarten Bäumen in Beobachtungsflächen in der Nordwestschweiz zeigt, dass die Trockenheit 2018 die Vitalität der Buchen unterschiedlich stark beeinträchtigt hat.



Die geringe Distanz zwischen diesen unterschiedlich geschädigten Bäumen lässt vermuten, dass entweder kleinräumige Unterschiede in der Wasserverfügbarkeit im Boden oder aber genetische Unterschiede und damit die Fähigkeit, mit der Trockenheit umgehen zu können, die Ursache für die sichtbaren Vitalitätsunterschiede bilden. Die Messung

zwischen Baumpaaren anhand einer Genom-weiten Assoziationsstudie (Genome Wide Association Study, GWAS) untersucht werden und der Frage nachgegangen wird, ob es genetische Unterschiede gibt, die mit den Trockenschäden assoziiert werden können. Ziel ist es, Genmarker für trockenresistente Individuen zu finden, um zukunftsgerichtete Baumbestände aufbauen zu können.

Während der Gipfeltriebernte 2019 wurden Blattproben von 50 Baumpaaren (je ein geschädigter und ein benachbarter, vitaler Baum) in 5 Be-

obachtungsflächen per Helikopter sowie in der Forschungsfläche der Universität Basel in Hölstein per Kran geerntet (Abb. 174). Im Projekt „Dürre und Buche“ der WSL (Wohlgemuth et al. 2020) wurden in der Ajoie neue Beobachtungsflächen eingerichtet und die gemeinsame Baumauswahl in drei Kategorien (schwach, mittel und stark geschädigt) ermöglichte eine

Blattprobenentnahme von weiteren 18 Baumpaaren.

Um die genetischen Unterschiede der Buchen an diesen Standorten optimal analysieren zu können, wurden zusätzlich Referenzproben an 134 regulären Erntebäumen in 20 Beobachtungsflächen im Mittelland und in der Nordwestschweiz genommen.

Aus den insgesamt 278 Blattproben wurde 2020 die DNA extrahiert und danach mittels „Low-pass Whole Genome Sequencing“ sequenziert, um ein DNA-Profil pro Baum zu erstellen. Ergebnisse und Erkenntnisse liegen noch nicht vor.

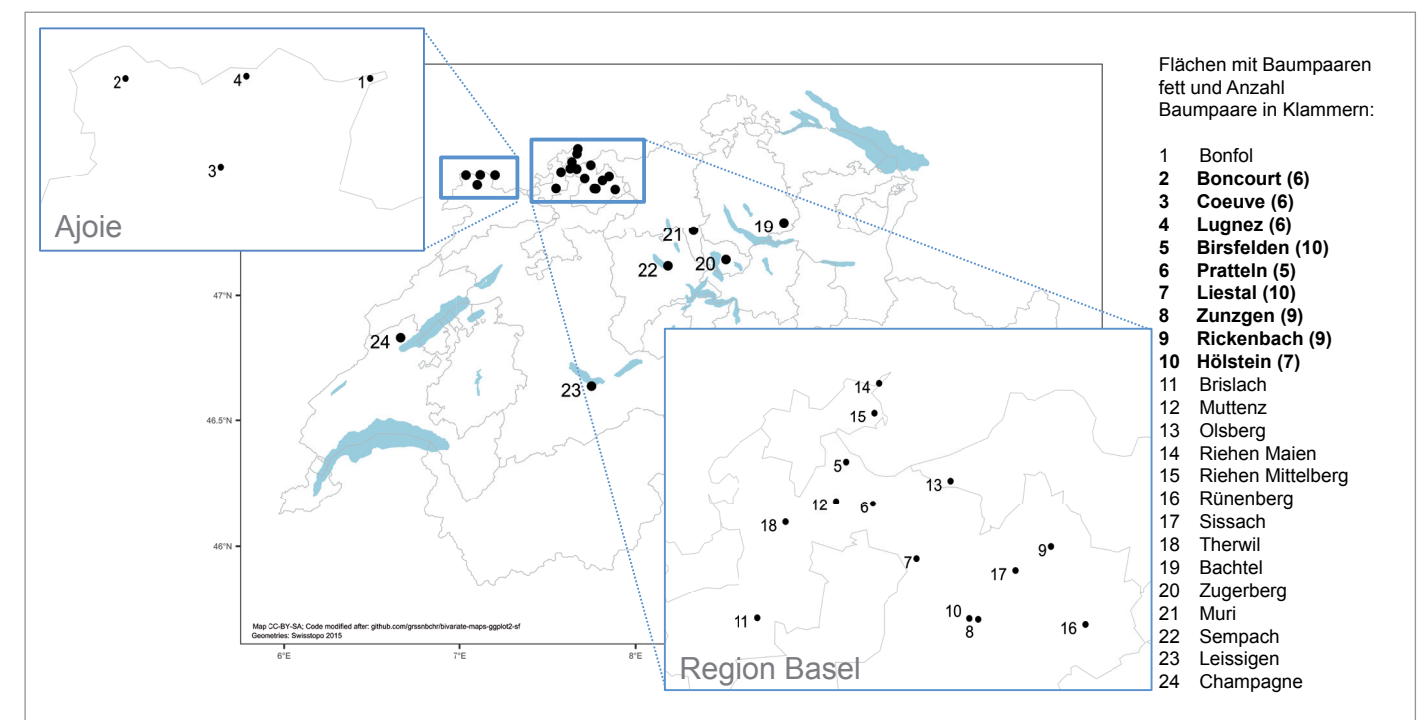


Abb. 174. In neun Flächen in der Nordwestschweiz wurden 68 Baumpaare für die Genetikstudie beprobt. Fläche-Nr. 2-10 (Baumpaare in Klammern). Zusätzlich wurden für die Genetikstudie 134 Referenzbäume (Bündelbäume) in 24 Flächen beprobt. Fläche-Nr. 1-24.

11.2 Spektroskopie und Fernerkundung

In einer Zusammenarbeit mit dem Geografischen Institut der Universität Zürich wird die Vitalität von Waldbäumen anhand der optischen Eigenschaften von Blättern, die mittels Lichtreflexions-Spektroskopie ermittelt wird, untersucht (Abb. 175). Ein übergeordnetes Ziel ist dabei, anhand von Fernerkundung (Satellitenbildern) klimabedingten Veränderungen im Gesundheitsstatus von Wäldern schneller beurteilen zu können. Für die Validierung der Modelle benötigen die Forscher möglichst viele Spektroskopiedaten und haben dazu an

den im Sommer 2019 per Helikopter geernteten Blättern, der für die Genetikuntersuchungen ausgewählten Baumpaare im Baselland, Messungen durchgeführt.

Die Resultate dieser Messungen zeigen, dass mit der Blatt-Spektroskopie phänologische Unterschiede zwischen Bäumen in den Beobachtungsflächen beobachtet werden können (Petibon et al. 2021). Zudem zeigen die Analysen der Daten von Baumpaaren, dass Trockenstress anhand von Blatt-Spektroskopie an frischen und getrockneten

Blattproben erkannt werden kann: Es wird eine geringere Reflexion an frischen grünen Blättern von gesunden im Gegensatz zu geschädigten Bäumen beobachtet (Abb. 176a). Das sind Hinweise auf einen höheren Chlorophyll-Anteil bei gesunden Bäumen und eine niedrigere Wasserkonzentration und Wärmebelastung bei geschädigten Bäumen. Zudem wird an getrockneten Blättern von gesunden Bäumen mehr Streustrahlung beobachtet (Abb. 176b), was auf ein dickeres, also gesünderes Blattmesophyll hinweist.

Abb. 175 Das Lichtreflektionsspektrum von Buchenblättern kann mit einem Feldgerät wie dem „ASD field spectrometer“ auf einer Wellenlänge von von 350 bis 2500nm gemessen werden. Chlorophyll, Mesophyll, Wassergehalt sowie andere geometrische und biochemische Komponenten der Blätter beeinflussen dabei die Spektralsignale (c).

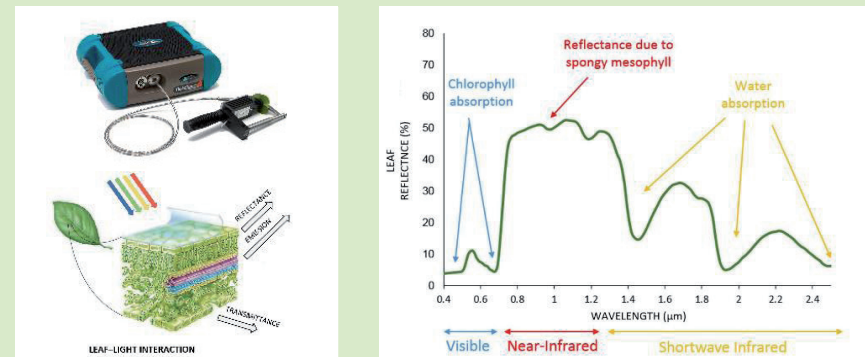
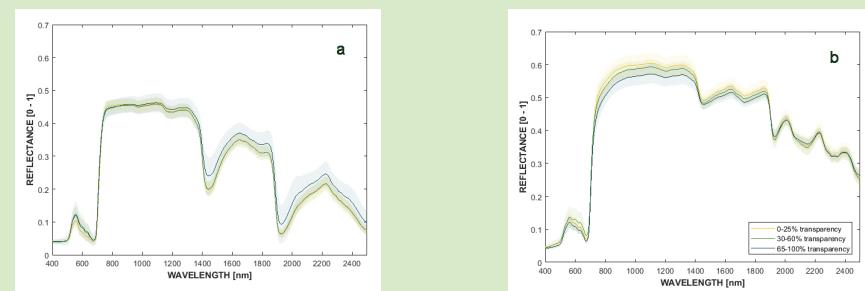


Abb. 176. Die Spektra von gesunden (grün) und geschädigten (blau) Buchen zeigen deutliche Unterschiede in der Lichtreflexion sowohl in frischen (a) wie auch in getrockneten (b) Blattproben (de Witte et al. in prep.).



12 Mykorrhizierung von Buchen in einem Stickstoffgradienten

12.1 Hintergrund und Fragestellung

Unsere Waldbäume leben in Symbiose mit Mykorrhizapilzen, welche die Nährstoff- und Wasseraufnahme der Bäume verbessern (Smith & Read 2010). Es wird vermutet, dass Bäume durch die Pilzfäden der Symbionten mehr Bodenvolumen und tiefere Bodenhorizonte erschliessen können (Ekblad et al. 2013, Lilleskov et al. 2009). Das Wurzelsystem von Buchen wurde bereits vor einigen Jahrzehnten bis in 100 cm (Meyer & Gottsche 1971, Richter et al. 2007) und vor Kurzem auch bis in 200 cm Bodentiefe untersucht (Kirfel et al. 2019). Mykorrhizapilze und deren Myzelwachstum wurden bisher aber meist nur in den obersten Bodenhorizonten untersucht, meistens bis in 10 cm (de Witte et al. 2017, Van Der Linde et al. 2018, Wallander et al. 2013), und sel-

ten bis in 50 cm Bodentiefe (Dickie et al. 2002, Lindahl et al. 2006, Rosling et al. 2003). Deshalb ist es weitgehend unbekannt, ob sie zur Aufnahme von Nährstoffen und Wasser aus tieferen Bodenhorizonten beitragen können. Die Aufnahme von Nährstoffen in diesen Tiefen wäre besonders in jenen Waldökosystemen wichtig, in denen hohe Stickstoffdepositionen, Bodenversauerung und Nährstoffauswaschung die Aufnahme in den oberen Bodenhorizonte hemmen.

Die Interkantonale Walddauerbeobachtung ermöglicht es, dank der weiten geografischen und ökologischen Abdeckung, den Einfluss von Umweltfaktoren systematisch zu untersuchen. So erlauben es die Gradienten der N-Belas-

tung und Basensättigung, den Einfluss einer erhöhten Stickstoffdeposition und der Bodenversauerung auf Baumwurzeln und Mykorrhizen zu untersuchen, einschliesslich der Wirkung auf deren vertikale Verteilung. Kenntnisse über den Ökosystem-Wasserhaushalt ermöglichen es zudem, den Effekt von Trockenheit auf Mykorrhizen zu beurteilen.

Ziel dieser Studie war es herauszufinden, ob die Biomasse von Mykorrhizen in den tieferen Bodenhorizonten von solch substantieller Art ist, dass diese in die Nährstoff- und/oder Wasserbilanz-Berechnungen miteinbezogen werden sollte, und bis in welche Bodentiefe erhöhte Stickstoffdepositionen und Bodenversauerung die Feinwurzeln und Mykorrhizen beeinflussen.

12.2 Methoden und Standorte

In 21 ausgewählten Buchenflächen, die einen breiten Basensättigungsgradienten von 4 bis 100% sowie einen breiten Stickstoffdepositionsgradienten von 16 bis 50 kg N ha⁻¹a⁻¹ repräsentieren, wurden das Wurzelsystem und die Kolonisierung der Mykorrhizapilze auf Baumwurzeln und im Erdreich bis in 100 cm Bodentiefe systematisch untersucht. Zusätzliche Kriterien für die Flächenauswahl waren Gründigkeit und Skelettgehalt. Für die Datenanalyse standen auch Bodenprofilaten wie nutzbare Feldkapazität oder Wasserhaushaltsdaten wie die Evapotranspirationsraten zur

Verfügung. Die Flächen sind in Tab. 14 mit den wichtigsten Standortcharakteristiken aufgelistet.

Auf jeder Fläche wurden zufällig 5 nummerierte Bäume ausgewählt und ein Transekt zum nächstgelegenen nummerierten Baum gelegt. An diesem Transekt in ca. 2m Abstand vom Baum wurde jeweils eine 100 cm tiefe Bodenprobe mit dem Pürckhauer, inklusive Humusaufgabe, genommen. Die fünf 100 cm langen Proben wurde in 10 cm Abschnitte unterteilt und daher pro Fläche insgesamt 50 Bodenproben à 65 cm³ generiert.

Im Labor wurden die Wurzeln aus dem Boden gesiebt. In den Wurzelproben wurden Feinwurzellänge und Anzahl Wurzelspitzen optisch mithilfe der WinRhizo-Software und die Kolonisierungsintensität der Wurzeln durch Mykorrhiza-Pilze anhand der Linien-Intersektmethode quantifiziert (Giovannetti & Mosse 1980). In den Bodenproben wurde der pH(CaCl₂) in jeder 10 cm Schicht bestimmt.

In die Bohrlöcher des Pürckhauers wurden sogenannte Meshbags platziert und mit Quarzsand befüllt. Meshbags sind feine Nylonbeutel (mit

Tab. 14: Die 21 ausgewählten Buchenflächen und die relevanten Standortvariablen. Klimavariablen: Mittel 1981-2017. Stickstoffdeposition: modellierte Werte für 2015 von Meteotest und über 30 Jahre gemittelt (1987-2017).

Standort	Höhe ü.M. m)	Mittlere Temperatur Vegetations- periode	Jahres- nieder- schlag (mm)	Standorts- wasserbilanz (mm, Jahres- minimum)	Boden-pH (0-40 cm)	Basen- sättigung in % (0-40cm)	N-Deposition in 2017 (kg N ha ⁻¹ a ⁻¹)	Über 30 Jahre gemittelte jährliche N-Deposition (kg N ha ⁻¹ a ⁻¹)
Aarwangen	470	14.63	1139	-10	3.99	9.6	25.9	29.4
Bachtel	1030	12.92	1825	83	3.93	36.4	25.5	29.5
Bichelsee	740	13.94	1458	42	6.26	100.0	27.2	33.4
Biel-Benken	390	15.48	954	-100	3.83	3.0	21.7	17.8
Bonfol	450	15.01	1091	58	4.26	18.1	18.3	19.1
Breitenbach	460	14.95	1110	-104	4.53	90.7	20.7	24.9
Brislach	435	15.04	1041	-144	4.09	24.9	21.1	24.5
Gelfingen	540	15.12	1136	29	6.55	100.0	37.6	45.4
Habsburg	430	15.04	1068	-120	4.17	16.3	23.0	27.8
Möhlín	430	15.08	1042	-197	6.87	99.7	19.5	25.0
Muri	490	15.36	1112	-122	4.00	23.5	31.6	35.8
Muttenz	375	15.70	912	-158	4.06	41.0	21.2	25.1
Olsberg	380	15.30	997	-36	4.06	19.8	20.8	26.1
Pratteln	415	14.81	964	-96	5.15	100.0	26.0	32.6
Riehen	470	15.00	1006	-276	5.25	100.0	18.5	22.0
Rodersdorf	440	15.17	1027	-132	4.12	54.7	23.8	23.5
Rünenberg	590	14.90	1017	-100	4.10	35.1	21.0	27.3
Sempach	550	14.90	1140	26	3.71	39.3	50.2	57.5
Steckborn	670	14.25	1029	-59	5.67	100.0	22.4	24.7
Zofingen	540	14.75	1129	0	4.00	17.4	25.3	30.6
Zugerberg	900	13.07	1443	110	3.64	23.2	23.9	29.9

50 µm Maschenweite), in die das Mykorrhizamyzel, aber keine Pflanzenwurzeln hineinwachsen können. Das in die Meshbags hineingewachsene Myzel wurde nach einer Inkubationszeit von einem Jahr mittels visueller Klassifizierung quantifiziert.

Die verschiedenen Boden-, Wasserhaushalts- und Baumfaktoren wie Boden-pH, Basensättigung, Standortwasserbilanz, nutzbare Feldkapazität und Nährstoffkonzentrationen im Laub werden im Rahmen der In-

terkantonalen Walddauerbeobachtung regelmässig erhoben. Die Stickstoffdeposition wurde von Meteotest modelliert (Rihm & Künzle 2019) und für diese Datenanalysen über die letzten 30 Jahre gemittelt, denn es ist zu erwarten, dass die Mykorrhizapilze nicht nur auf die aktuelle N-Deposition, sondern auch auf die andauernde Akkumulation von Stickstoff im Boden reagieren. Um den Einfluss von Bodentiefe und Umweltfaktoren auf Wurzelsystem, Kolonisierung der Mykorrhiza auf den Wurzeln und in den

Meshbags auszuwerten, wurden Varianzanalysen angewendet. Die Auswertungen wurden unter Berücksichtigung der räumlichen Gruppierung (Standort, Bodenprobe und Tiefe) anhand gemischter Regressionen durchgeführt. Alle Auswertungen wurden mit der Statistik Software R (R Core Team 2020) berechnet.

12.3 Resultate

12.3.1 Wurzelarchitektur und Wurzelvitalität

In allen Standorten wachsen vitale Wurzeln bis in 100 cm Bodentiefe obwohl die Wurzellänge mit der Bodentiefe exponentiell abnimmt (Abb. 177). In den obersten 10 cm (inklusive Humusauflage) befinden sich 31% der Gesamtwurzellänge, in den obersten 40 cm 74%. Daher befindet sich noch ungefähr ein Viertel aller Wurzeln in 40 bis 100 cm Bodentiefe.

Die Zusammenhänge zwischen Umweltparametern und der Wurzelarchitektur wurden mit einem linearen gemischten Regressionsmodell (LMEM) analysiert. Der stärkste Effekt wurde mit der Bodentiefe beobachtet. Auch die N-Deposition zeigt eine signifikante negative Korrelation mit der Wurzellänge und Anzahl Wurzelspitzen.

Abb. 177: Gesamtwurzellänge in jeder Tiefenstufe über alle Standorte gemittelt.

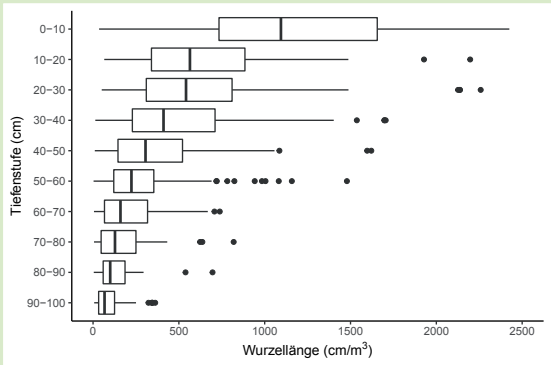


Abb. 178: Zusammenhänge zwischen Gesamtwurzellänge pro Bodenvolumen (m/m³) und N-Deposition (p=0.04), Bodentiefe (p<0.001) sowie Boden-pH (p=0.01) (R² fixed=0.41, R² total=0.60).

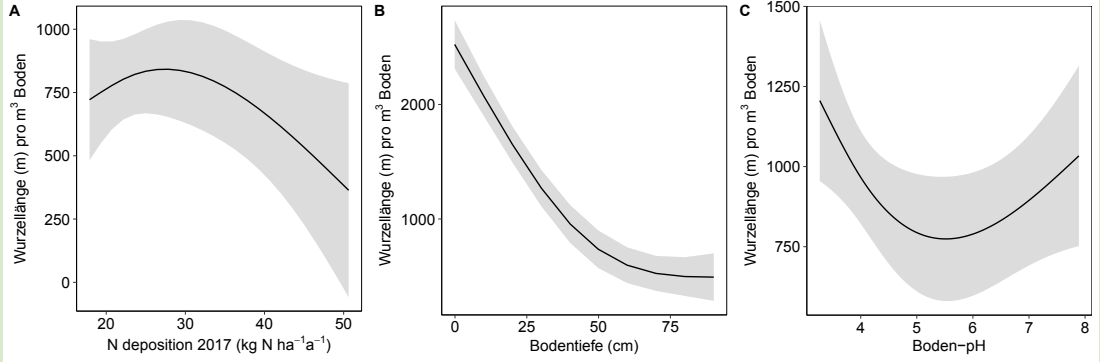
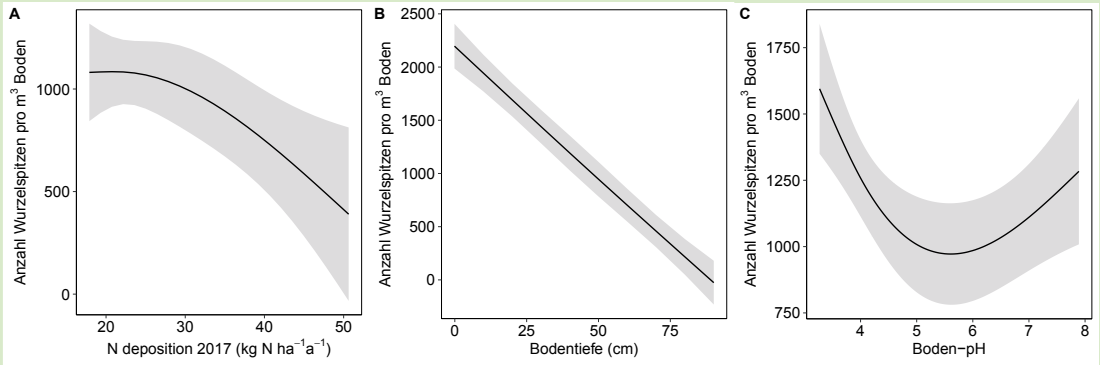


Abb. 179: Zusammenhänge zwischen der Anzahl Wurzelspitzen pro m³ Boden und N-Deposition (p=0.001), Bodentiefe (p<0.001) sowie Boden-pH (p<0.001) (R² fixed=0.46, R² total=0.67).



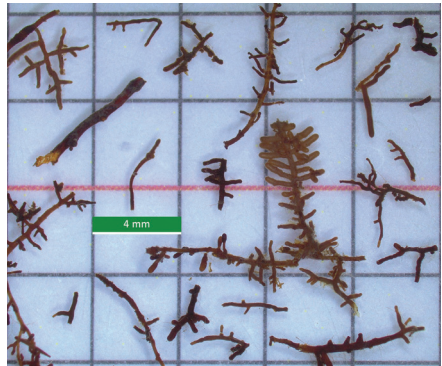
12.3.2 Wurzelkolonisierung mit Mykorrhizapilzen

Die Wurzelkolonisierung mit Mykorrhizapilzen variiert sehr stark auf den 21 Flächen. Über die obersten 40 cm gemittelt variiert die Kolonisierung zwischen 12% (Muri) und 51% (Biel-Benken; Abb. 180, Abb. 181). In den obersten 10 cm variiert die Kolonisierung zwischen 21% in Möhlin und 66% in Bonfol (Daten nicht gezeigt).

Zudem nehmen die Wurzelkolonisierung wie auch das Wurzelwachstum mit der Bodentiefe stark ab. Bis in 40 cm Bodentiefe kolonisieren Mykorrhizapilze die Wurzeln mit mindestens 5% auf allen 21 Standorten. Bis in 60 cm Bodentiefe sind es noch 19, bis in 70 cm noch 16 und bis in 80 cm sind es noch 10 Standorte.

Interessante Ergebnisse liefert das binomiale Regressionsmodell zu der Kolonisierung der Mykorrhizapilze auf den Buchenwurzeln. Die Kolonisierungsrate der Buchenwurzeln mit Mykorrhizapilzen korrelierte signifikant negativ mit der Bodentiefe und der N-Deposition (Abb. 182). Es wurde zudem eine Korrelation mit Trockenheit, als minimale Wasserbilanz im Zeitraum zwischen Austriebs-

Abb. 180: Wurzel-Kolonisierung mit verschiedenen Mykorrhizapilzen in den obersten 10 cm des Standorts Biel-Benken BL (Stickstoffdeposition über die letzten 30 Jahre gemittelt: 17.8 kg N ha⁻¹a⁻¹).



datum der Buche und 50 Tage danach, gefunden. Die Trockenheit hemmt folglich die Mykorrhizierung der Buchenwurzeln. Die Korrelation mit der Frühjahrstrockenheit ist bemerkenswert stark und könnte erklären, weshalb Frühjahrstrockenheit in einigen Korrelationen mit der Vitalität eine Rolle spielt (vgl. Kap. 3.1).

Abb. 182: Zusammenhang zwischen der Kolonisierung der Wurzeln mit Mykorrhizapilzen und Bodentiefe ($p<0.001$), Stickstoffdeposition ($p<0.001$), Basensättigung ($p=0.002$) sowie minimaler Wasserbilanz vom Datum des Austriebs bis 50 Tage danach; $p<0.001$). Schätzwerte der Effekte aus binomiale Regressionsmodell ($R^2 \text{ fixed}=0.31$, $R^2 \text{ total}=0.48$).

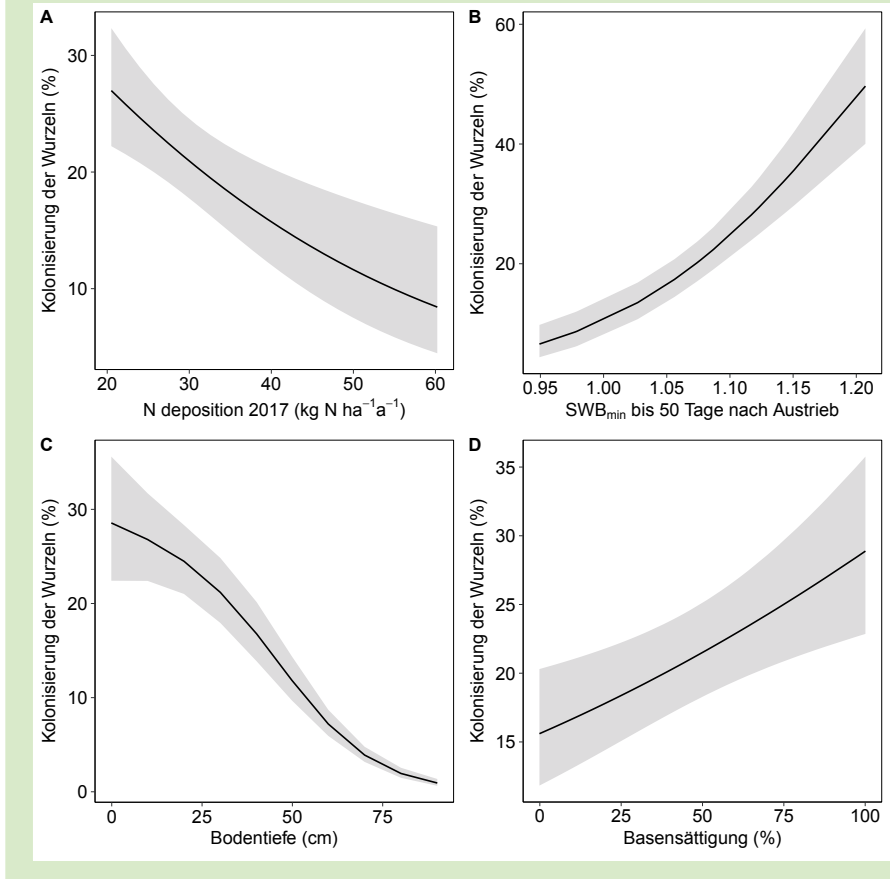
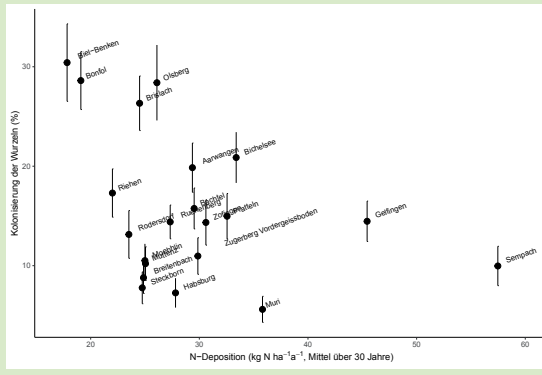


Abb. 181: Mittlere Kolonisierung der Wurzeln in den 21 Standorten, die hier auf dem Stickstoffgradienten (kg N ha⁻¹ a⁻¹, gemittelt über 30 Jahre) angeordnet sind.



12.3.3 Myzelwachstum in den Meshbags

Das Myzelwachstum wurde anhand einer visuellen Klassifizierung quantifiziert, die Kolonisierungsklassen haben folgende Bedeutung: (0) kein Myzel; (1) wenig Myzelfäden; (2) Myzelgeflecht vorhanden, aber keine Aggregation der Sandkörner; (3) Myzelgeflecht und Aggregation von Sandpartikeln vorhanden (Abb. 183); (4) viel Myzelgeflecht und Aggregation bis rund 75% der Sandpartikel (Abb. 184); (5) viel Myzelgeflecht und 75-100% der Sandpartikel aggregiert.



Abb. 183: Myzelwachstum in Meshbag mit Aggregation von Sandpartikeln, welche der Kolonisierungsklasse 3 entspricht. Probe aus 30-40 cm Bodentiefe in Olsberg AG (N-Deposition von 21.6 kg N ha⁻¹a⁻¹).



Abb. 184: Myzelwachstum in Meshbag mit starker Aggregation der Sandpartikel, welche der Kolonisierungsklasse 4 entspricht. Probe aus 0-10 cm Bodentiefe in Rüenberg BL (N-Deposition von 23.9 kg N ha⁻¹a⁻¹).

In allen Standorten haben wir in 90 bis 100 cm Tiefe Meshbags gefunden, in die Myzelfäden hineingewachsen sind (mind. Klasse 1; Abb. 185). in einem Meshbag in Breitenbach sogar ein Myzelgeflecht der Klasse 2. In 4 Standorten gab es in 90 bis 100 cm Bodentiefe jedoch lediglich in einem Meshbag Myzelwachstum, in weiteren 4 Standorten in lediglich zwei Meshbags. Von den insgesamt 105 Meshbags in 90-100 cm Tiefe wurden 60% durch Myzel kolonisiert. In 0 bis 10 cm gab es in sechs Standorten Meshbags mit kompletter Kolonisierung (Klasse 5), in drei dieser Standorte auch in 10-20 cm Bodentiefe. Das Myzelwachstum in den oberen Bodenhorizonten variiert stark zwischen den Standorten: in den obersten 10 cm schwankt es zwischen der Kolonisierungsklasse 1 in Sempach und den Klassen 4 und 5 in Rüenberg und Gelfingen. Die Variabilität nimmt mit der Bodentiefe ab und erreicht ab 70 cm Bodentiefe meistens die Kolonisierungsklasse 1.

Die Myzel-Kolonisierung wurde mit einem ordinalen cumulativ link mixed model (CLMM) analysiert. Die Kolonisierung der Meshbags nimmt mit

der Bodentiefe (Abb. 185) und einer steigenden Stickstoffdeposition (Abb. 186) ab. Die Anzahl Meshbags mit einer Kolonisierung der Klassen 2 und 3 nimmt in Standorten mit einer N-Deposition > 20 kg N ha⁻¹ a⁻¹ ab, während die Anzahl Meshbags mit einer Kolonisierung der Klassen 0 und 1 zunimmt. Die Analysen zeigen, dass mit steigender N-Deposition die Kolonisierungsklasse 0 signifikant zunimmt, wo hingegen die Kolonisierungsklassen 2 bis 5 signifikant abnehmen (Abb. 187).

Abb. 186: Das Myzelwachstum in den 6 Klassen in den Meshbags in allen Tiefenstufen, gruppiert nach Stickstoffdeposition.

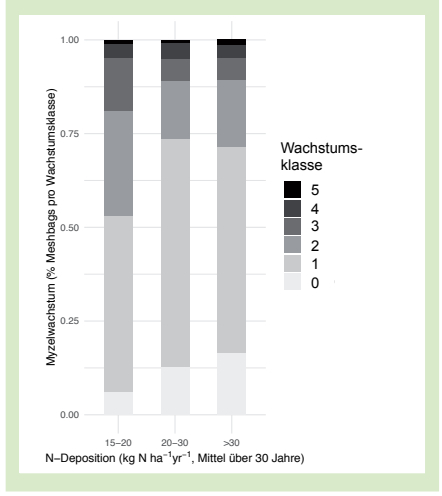
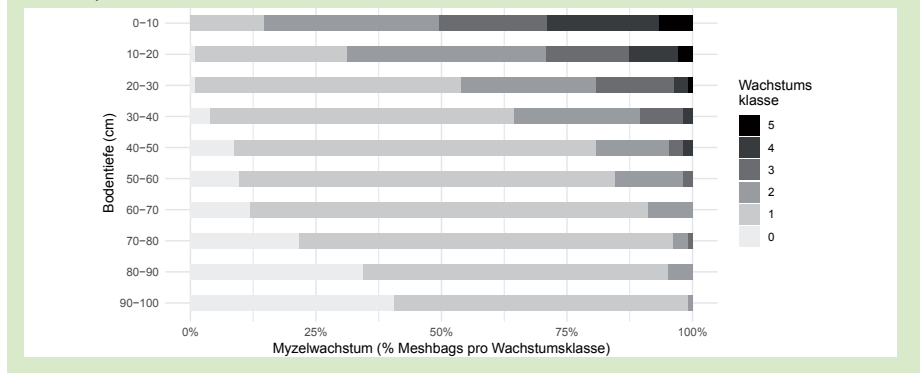
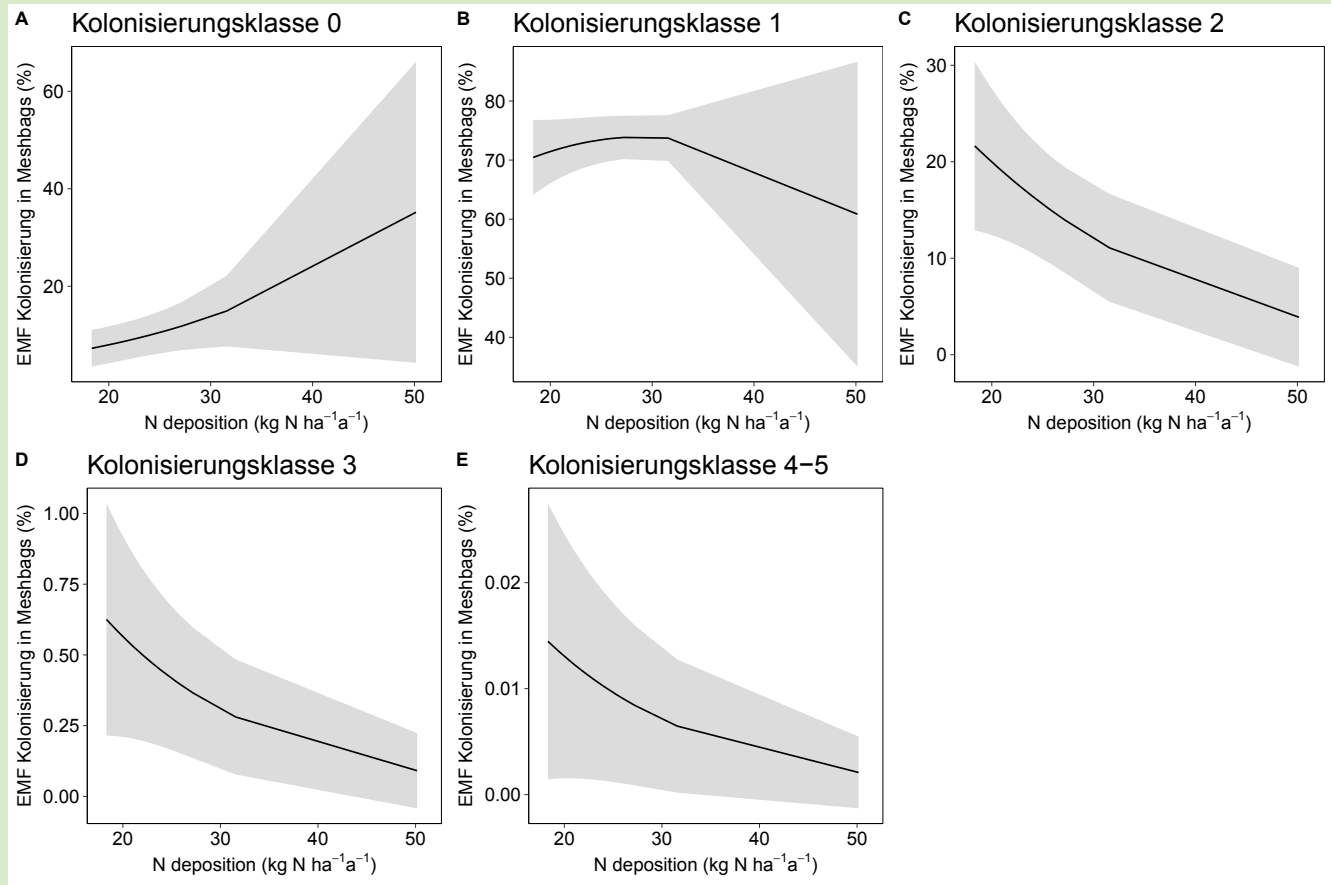


Abb. 185: Prozent Myzelwachstum in den 6 Klassen in den Meshbags, gruppiert nach Tiefenstufe (n=105 pro Tiefenstufe).



12.4 Schlussfolgerungen

Abb. 187: Zusammenhang zwischen dem Myzelwachstum in den Meshbags und der N-Deposition ($p=0.02$).



Unterteilung der 1m-Meshbags in 10cm-Abschnitte



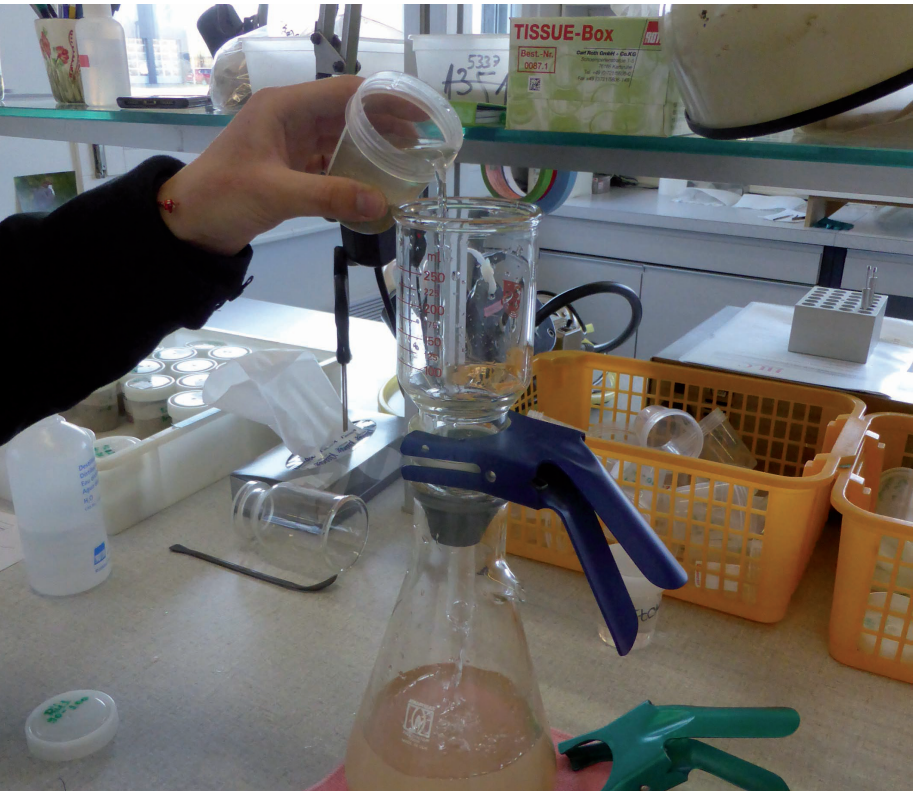
Unsere Resultate zeigen, dass die meisten bisherigen Studien, in denen die obersten 10 oder 20 cm Boden untersucht wurden (Cox et al. 2010, de Witte et al. 2017, Suz et al. 2014) tatsächlich nur einen kleinen Anteil der auf den Wurzeln lebenden Mykorrhizapilze (etwa ein Drittel der Kolonisierung auf Wurzeln) und deren Myzel im Boden (etwa ein Fünftel der Kolonisierung in Meshbags) berücksichtigen. Das in dieser Studie beobachtete Wachstum der Buchenwurzeln, sowie die Kolonisierung der Mykorrhizen und das Myzel-Wachstum in den Meshbags bis in 100 cm Bodentiefe bedeutet, dass für zukünftige Berechnungen der Wasser- und Nährstoffzyklen im Buchenwaldökosystem die Aufnahme von Wasser und Nährstoffen in tieferen Bodenhorizonten berücksichtigt werden sollten. Es wäre weiter lohnenswert, den Zusammenhang zwischen Mykorrhizapilz-Biomasse und Nährstoffaufnahme der Bäume in den IAP- Walddauerbeobachtungsflächen zu untersuchen, z.B. anhand eines Pfadmodells.

Denn aufgrund von experimentellen Studien in Jütland (Dänemark) konnte die Nährstoffaufnahme durch Wurzeln und Mykorrhizen, welche mit radioaktiv markierten Nährelementen (N und K) experimentell untersucht wurde (Goeransson et al. 2008), in 50 cm Bodentiefe festgestellt werden, obwohl in den relativ jungen Buchen-Monokulturen Mykorrhizapilze anhand von PLFA-Analysen nur bis in ca. 40 cm Bodentiefe festgestellt werden konnten (Göransson et al. 2006). Zudem fanden diese Forscher heraus, dass die Nährstoffaufnahme in 50 cm gleich gross war wie in 5 cm Boden-

tiefe, obwohl mehr Wurzeln in 5 cm Bodentiefe wachsen. Neben der Abnahme mit zunehmender Bodentiefe konnten wir bei allen untersuchten abhängigen Variablen Beziehungen mit Stickstoffdeposition und Bodenversauerung (Boden-pH und/oder Basensättigung) feststellen. Diese Resultate bestätigen damit die vorangehende Studie in IAP-Walddauerbeobachtungsflächen, mit der aufgezeigt wurde, dass neben Stickstoffdeposition auch die Basensättigung mit Wachstum und der Artenzusammensetzung der Mykorrhizapilze korreliert ist (de Witte et al. 2017), sowie Studien mit anderen Europäischen Baumarten (Lilleskov et al. 2019, Van

Der Linde et al. 2018). Weiter konnte ein Effekt von Trockenheit festgestellt werden, denn die Kolonisierung der Wurzeln mit Mykorrhizapilzen steht in positivem Zusammenhang mit der minimalen Wasserbilanz. Diese Resultate unterstützen die Schlussfolgerungen aus der Interkantonalen Walddauerbeobachtung zu den Auswirkungen der extremen Trockenheit der letzten Jahre auf die Waldbäume. Die erhöhte Stickstoffdeposition und die damit zusammenhängende Bodenversauerung stören zusätzlich das Wurzelwachstum und die Kolonisierung durch Mykorrhizapilze und beeinträchtigen damit indirekt auch die Wasseraufnahme der Bäume.

Abtrennung der Mykorrhizapilzfäden vom Sand



13 Auswertungen und Statistische Methoden

Alle Auswertungen wurden mit dem Programmpaket R durchgeführt (RCore Team 2020). Die in diesem Bericht vorgestellten Daten sind in Raum und Zeit gruppiert. Deshalb wurden praktisch durchwegs gemischte Regressionen verwendet (R-Paket lme4, Bates, et al. 2015): je nach Art der Daten eine lineare gemischte Regression mit der Funktion lmer oder eine logistische Regression mit der Funktion glmer. Eine logistische Regression wurde verwendet, wenn ein grosser Anteil der Zielvariablen bei Null lag (z.B. Anteil Bäume mit >60% Verlichtung, Mortalität), während der Anteil Bäume mit >25% Verlichtung und Stammzuwachs nach Wurzeltransformation mittels linearer Regression analysiert wurden. Die Regressionen wurden rückwärts entwickelt, d.h. es wurde von einer Anfangsgleichung mit in Frage kommenden Prädiktoren ausgegangen, wobei Trockenheit und Stickstoffdeposition praktisch immer zum Startset gehörten. Prädiktoren, deren Entfernung das Akaike Information Criteria (AIC-Wert) verminderte, wurden gelöscht. Die Gültigkeit der Auswertung wurde durch Residuenplots überprüft. Gegebenenfalls wurden Ausreisser entfernt oder Variablen transformiert. Zur Methodik der epidemiologischen Auswertungen in der Ökologie und Anforderungen an Datensets vgl. auch Braun et al. (2017). Für die Darstellung der Ergebnisse von multivariaten Beziehungen wurden die nicht im Fokus stehenden Variablen gemittelt und der vorausgesagte Wert für die interessierende Variable extrahiert (Funktion ggpredict, Lüdecke 2018). Interaktionen wurden dargestellt, indem die Funktion ggpredict für eine kontinu-

ierliche und 2-3 Gruppen der zweiten Variablen eingesetzt wurde. Das 95%-Konfidenzintervall der Regression wird dabei als schattierte Fläche dargestellt, die Regression selbst als Linie. Wenn auch Datenpunkte eingezeichnet sind, so sind diese auch für den Einfluss der übrigen Kovariablen korrigiert.

Bei Grafiken von Nährstoffkonzentrationen wurde in der Regel der untere Grenzwert der Normalversorgung nach Göttlein (2016) als gestrichelte Linie eingezeichnet, bei Nährstoffverhältnissen der obere Grenzwert des harmonischen Verhältnissen.

Stickstoffdeposition als Kovariable wurde von der Meteotest AG im Auftrag des BAFU von Beat Rihm aufgrund von Emissionen im Hektarenraster modelliert (Rihm & Künzle 2019). Das Modell wird alle fünf Jahre aktualisiert. Diese zeitliche Variation wurde in die Auswertung einbezogen. Ozonflux wurde jahresweise mit dem Modell DO3SE (Büker et al. 2012) für 30 ländliche Messstationen für den Zeitraum 1991-2019 in der Schweiz berechnet und diese Jahresfluxwerte kartiert (Braun et al. 2017). Diese kartierten Werte haben eine räumliche Auflösung von 250x250 m.

Für Trockenheit gibt es nicht einen allgemeingültigen Indikator für die Waldvitalität (Braun et al. 2015). In der Regel wurden verschiedene Indikatoren getestet und der Prädiktor mit dem tiefsten AIC-Wert beibehalten. Trockenheitsindikatoren wurden mit dem Modell Wasim-ETH (Schulla 2019) berechnet, unter Einbezug von lokalen Daten für Boden- und Bestan-

deseigenschaften. Die Klimadaten in täglicher Auflösung wurden von Meteotest interpoliert (Remund & Augustin 2015).

14 Glossar

Abiotisch: unbelebt (hier gebraucht im Gegensatz zu biotisch, d.h. im Zusammenhang mit lebenden Organismen stehend).

Anionen: negativ geladene Ionen (z.B. NO_3^-).

Anthropogen: durch den Menschen verursacht.

Assimilattransport: Transport der in den Blättern gebildeten Kohlenhydrate (Assimilate) in andere Pflanzenteile.

Ausreichende Versorgung: Versorgungsgrenze, oberhalb derer eine zusätzliche Düngung in der Regel keine positive Wirkung mehr hat.

Austauschkapazität: die Fähigkeit, eine bestimmte Menge geladener Teilchen (Ionen) zu binden und im Austausch gegen andere Ionen wieder freizugeben. Im Boden betrifft dieser Prozess fast ausschliesslich positiv geladene Ionen (Kationen). Eine hohe Austauschkapazität bedeutet ein gutes Speicherungsvermögen des Bodens für Nährstoffe.

Basensättigung: prozentualer Anteil der basischen Kationen Kalzium, Magnesium, Kalium und Natrium an der Austauschkapazität des Bodens. Die übrigen Stellen sind vor allem durch Aluminium belegt. Eine niedrige Basensättigung ist charakteristisch für saure Böden.

Basische Kationen: Positiv geladene Ionen (Kalium, Kalzium, Magnesium, Natrium) die im Boden neutral wirken.

BC/Al-Verhältnis: Verhältnis der basischen Kationen (BC, Kalzium, Magnesium, Kalium) zu Aluminium (Al) auf der Basis der Molekulargewichte. Unterschreitet das Verhältnis in der Bodenlösung den Wert von 7, besteht das Risiko von negativen Auswirkungen im Ökosystem.

Bodenacidität: saure Reaktion des Bodens; Fähigkeit, bei Reaktion mit der Bodenlösung Protonen (Säureionen) freizusetzen. Die Bodenacidität wird als pH-Wert in einer Suspension von Wasser oder einer verdünnten Salzlösung (CaCl_2) gemessen.

Bodenversauerung: Zunahme der Bodenacidität. Basische Kationen werden ausgewaschen und Aluminium durch die Verwitterung freigesetzt. Aluminium-Ionen wirken schon in geringen Mengen toxisch (giftig) auf die Feinwurzeln der Bäume und die Bodenorganismen.

Critical Level: Schadstoffkonzentration bei deren Überschreitung nach heutigem Wissensstand schädliche Wirkungen auf Pflanzen und Ökosysteme auftreten können.

Critical Load: Schadstoffeintrag unterhalb dessen nach heutigem Wissensstand keine schädlichen Auswirkungen auf empfindliche Elemente der Umwelt vorkommen.

Deckungsgrad: Flächenbezogener Anteil einer Pflanzenart in einem Bestand bei senkrechter Projektion. Der Deckungsgrad wird von Fachleuten in Klassen geschätzt.

Dampfdrucksättigungsdefizit: Verdunstungskraft der Luft, berechnet aus der relativen Luftfeuchte und der Temperatur. Gibt an, wieviel Wasser zur vollständigen Sättigung fehlt. Abgekürzt als VPD (Vapour Pressure Deficit).

Deposition: Stoffeintrag aus der Luft (nass, gasförmig, als Feinstaub oder in Form von Nebel) auf Oberflächen (Waldbestand, Boden).

Emission: Ausstoss von Schadstoffen.

Epidemiologie: Wissenschaftliche Disziplin, die sich mit der Verbreitung sowie den Ursachen und Folgen von gesundheitsbezogenen Zuständen und Ereignissen in Bevölkerungen oder Populationen beschäftigt.

Eutrophierung: Nährstoffanreicherung (meist Stickstoff oder – in Gewässern – Phosphor).

Fracht: Produkt aus Konzentration und Menge. Gibt die Menge eines Stoffes an, die pro Flächeneinheit ein- bzw. ausgetragen wird.

ETa/ETp: Verhältnis zwischen aktueller und potentieller Evapotranspiration. Ist ein Mass dafür, wie stark die Transpiration infolge Trockenheit eingeschränkt ist.

Evapotranspiration: Verdunstung von Wasser von Oberflächen (Evaporation) und über die Spaltöffnungen der Pflanzen (Transpiration). Es wird eine potentielle (ETp) und eine aktuelle (ETa) Evapotranspiration unterschieden. Erstere ist die maximal mögliche verdunstbare Wassermenge, letztere ist die Wassermenge, die unter Berücksichtigung der Einschränkung der Transpiration durch die Spaltöffnungen tatsächlich verdunstet.

Fruktifikation: Bildung von Früchten.

Fungistatisch: pilzhemmend.

Gleitmittel: Mittelwert über jeweils mehrere vorausgehende Beobachtungen, z.B. mehrere Jahre.

Grundflächenzuwachs: Zuwachs der Grundfläche ($\pi \cdot (\text{BHD}/2)^2$ aller Bäume in einer Beobachtungsfläche, bezogen auf 1 Hektare (BHD=Brusthöhendurchmesser).

Immission: Auf Menschen, Tiere, Pflanzen, Boden und Wasser einwirkende Luftverunreinigungen (Konzentrationen).

Indikator: Einzelne Grösse oder Organismus (Bioindikator), dessen Reaktion auf bestimmte Schadstoffe und Belastungen bekannt und nachweisbar ist.

Ion: geladene chemische Verbindung (negativ geladen: Anion, positiv geladen: Kation).

Ionenaustausch: Austausch von geladenen Teilchen, die an Feststoffen (hier des Bodens) gebunden sind, durch andere geladene Teilchen (Ionen).

Kambium: Zellbildende Schicht zwischen Rinde und Holz.

Kationen: positiv geladene Ionen (z.B. Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ , NH_4^+).

Klebast: mehrjähriger Ast, der aus einer schlafenden Knospe entstanden ist. Typischerweise entspringt er unterhalb des eigentlichen Kronenansatzes direkt am Stamm.

Kritische Menge: Deutscher Begriff für Critical Load.

Kronentraufe: Regenwasser, das nach der Passage durch Baumkronen aufgefangen wird. Es enthält neben den Bestandteilen des Regens selbst auch Substanzen, die auf den Bäumen trocken abgelagert oder aus den Baumkronen ausgewaschen wurden.

Kronenverlichtung: Kennzeichnet die Belaubungsdichte, bzw. den Verlust an Belaubung. Die Kronenverlichtung wird in 5 % Klassen geschätzt. Bäume mit einer Kronenverlichtung grösser 25 % gelten per definitionem als geschädigt.

LRTAP-Konvention: Übereinkommen über weiträumige grenzüberschreitende Luftverunreinigungen (Long Range Transboundary Air Pollution).

Lysimeter: Gerät zum Sammeln der Bodenlösung. Hier: Keramikrohr, das im Boden vergraben und unter Vakuum gesetzt wird.

Mastjahr: Jahr, in dem viele Früchte gebildet werden und damit eine gute Nahrungsgrundlage für das Vieh besteht. Wird für die nährstoffreichen Samen von Buchen, Eichen und Kastanien verwendet.

Meshbags: Taschen, die im Boden vergraben werden. Die Maschenweite entscheidet, ob Wurzeln oder nur Pilzhypen in die Tasche gelangen. Regelmässiges Ernten erlaubt qualitative und quantitative Rückschlüsse der im Boden vorhandenen Pilzgemeinschaft.

Mykorrhiza: „Pilzwurzel“; Bezeichnung für die Lebensgemeinschaft (Symbiose) zwischen bodenbewohnenden Pilzen und Pflanzen. Pilze überziehen mit ihrem ausgedehnten Pilzgeflecht (Myzel) die Wurzeln und sorgen so für eine reichliche Wasser- und Nährstoffaufnahme, im Gegenzug beziehen sie dafür Assimilate (Zucker) von den Bäumen.

Nitrophil: stickstoffliebend.

Nitrifikation: Umwandlung von Ammonium (NH_4^+) zu Nitrat (NO_3^-) durch Mikroorganismen im Boden. Dabei werden Säureionen freigesetzt.

Ozonflux: Durch die Spaltöffnungen aufgenommene Ozonmenge. Wird mit dem Modell DO3SE berechnet und über eine Vegetationsperiode aufsummiert. Einheit $\text{mmol m}^{-2} \text{a}^{-1}$. S. auch POD1.

POD1: Phytotoxische Ozon-Dosis mit Schwellenwert 1: Über eine Vegetationsperiode aufsummierte Ozonaufnahme über die Spaltöffnungen. Vor der Aufsummierung der Stundenwerte wird ein Schwellenwert von 1 $\text{nmol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ abgezogen. Falls der Wert nach diesem Abzug negativ wird, wird Null eingesetzt. Einheit mmol m^{-2} .

Polynom: Regressionsgleichung, die nicht nur einen linearen Teil (x), sondern auch quadratische (x^2) und kubische (x^3) Komponenten enthält. Ein Polynom beschreibt nichtlineare Zusammenhänge.

pH-Wert: Mass für die Konzentration an Säure (Protonen) in Wasser. Je tiefer der pH-Wert, desto höher ist die Protonenkonzentration. Die Skala ist logarithmisch, d.h. bei Abnahme des pH-Wertes um 1 Einheit steigt die Protonenkonzentration um das 10-fache. Lösungen mit einem pH <7 werden als sauer, solche mit einem pH >7 als basisch oder alkalisch bezeichnet.

ppb: parts per billion: ein Teil auf eine Milliarde Teile, Konzentrationsangabe.

ppm: parts per million: ein Teil auf eine Million Teile, Konzentrationsangabe.

Pufferreaktion: Fähigkeit des Bodens, die Säurekonzentration durch Bindung zugeführter Säureionen konstant zu halten. Je nachdem, welche chemischen Reaktionen dabei beteiligt sind, unterscheidet man verschiedene Pufferbereiche (Carbonat-, Silikat- und Aluminiumpufferbereich).

Saprophytisch: Auf toter, sich zersetzender organischer Substanz lebend.

Signifikanz: In der Statistik verwendeter Ausdruck, der besagt, dass die Wahrscheinlichkeit, dass der beobachtete Effekt (Unterschied, Verlauf) auf einer zufälligen Streuung beruht, sehr gering ist. Zur Berechnung dieser Wahrscheinlichkeit werden verschiedene statistische Tests eingesetzt.

Spaltöffnung: Regulierbare Öffnungen auf der Blattoberfläche (meist Unterseite), über die die Pflanzen CO_2 , O_2 und Wasserdampf mit der Umgebungsluft austauschen.

Spline: Statistische Methode, um nichtlineare Beziehungen zu beschreiben. Ein Spline zerlegt eine Kurve in verschiedene Knotenpunkte und legt Polynome zwischen diese.

SWB_{min}: Minimale → Wasserbilanz. Im Laufe der Vegetationsperiode tiefster erreichter Wert der Wasserbilanz.

UNECE (United Nations Economic Commission of Europe): Europäische Wirtschaftskommission der UNO.

Verjüngung: Baumnachwuchs.

Vertrauensbereich: Bereich, innerhalb der die Werte mit einer definierten Wahrscheinlichkeit liegen. Oft wird der 95%-Vertrauensbereich angegeben. Punkte ausserhalb dieses Vertrauensbereiches sind dann signifikant verschieden.

Vitalität: Gesundheit, gutes Wachstum, Stabilität, Widerstandskraft gegenüber Stressfaktoren (wörtlich „Lebenskraft“).

Vollbaumernte: Vollständige Nutzung der Biomasse einschliesslich der Äste und Blattbiomasse.

Vollmast: Ausserordentlich hohe Fruchtbildung (s. auch Mastjahr)

Wasserbilanz: Differenz zwischen Niederschlag und potentieller Evapotranspiration. Unterschieden wird eine klimatische Wasserbilanz, ohne weitere Berechnungen, und eine Standortswasserbilanz, bei der noch das Bodenvasserspeichervermögen dazugezählt wird.

Wasserpotential: Das Wasserpotential kennzeichnet die sog. Saugspannung. Ausgedrückt in Druckeinheiten kennzeichnet es die Wasserverfügbarkeit. Das Wasserpotential ist stets negativ. Betragsmässig zunehmende Werte kennzeichnen zunehmenden Trockenstress.

15 Verdankungen

Wir danken allen Revierförstern und Waldbesitzern für die konstruktive und langjährige Zusammenarbeit.

Ein besonderer Dank geht an Dr. Christian Schindler und an Dr. Tobias Roth für die statistischen Ratschläge der epidemiologischen Auswertungen.

Die Messungen der Kavitation an den Buchengipfeltrieben, die Wassergehaltsmessungen an den Buchen- und Eichenästen und die Auswertungen wurden im Rahmen einer Semester-

arbeit von Valentine Kamm (HAFL) durchgeführt. Ihre Mitarbeit sei hier herzlich verdankt.

Das Kapitel Isotopenanalysen basiert auf einer Zusammenarbeit mit Greg Goldsmith (Chapman University, CA, USA), Scott Allen (University of Nevada, NV, USA) und James Kirchner (ETH Zürich), die hiermit herzlich verdankt sind.

Für die Genetik-Untersuchungen an Buchen arbeiten wir zusammen mit Prof. Meredith C. Schumann (Univer-

sität Zürich) und durften das Genetiklabor von Prof. Yvonne Willi (Universität Basel) benutzen. Für diese konstruktive Zusammenarbeit möchten wir hier herzlich danken.

Den PraktikantInnen und studentischen Hilfskräften, die uns immer wieder tatkräftig bei der Gipfeltrieb-ernte und bei Laborarbeiten unterstützen, möchten wir hier ein grosses Dankeschön ausrichten.

16 Literatur

- Allen, S. E. (1989). *Chemical Analysis of Ecological Material* (pp. 1–368). Blackwell Scientific Publications.
- Allen, S. T., Kirchner, J. W., Braun, S., Siegwolf, R. T. W., & Goldsmith, G. R. (2019). Seasonal origins of soil water used by trees. *Hydrology and Earth System Sciences*, 23(2), 1199–1210.
- Asche, N. (1988). Deposition, Interception und Pflanzenauswaschung im Kronenraum eines Eichen/Hainbuchen-Bestandes. *Zeitschrift Für Pflanzenernährung Und Bodenkunde*, 151(2), 103–107.
- Augspurger, C. K. (2013). Reconstructing patterns of temperature, phenology, and frost damage over 124 years: Spring damage risk is increasing. *Ecology*, 94(1), 41–50.
- Augustin, S., & Achermann, B. (2012). Deposition von Luftschadstoffen in der Schweiz: Entwicklung, aktueller Stand und Bewertung. In *Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen* (Vol. 163, Issue 9, pp. 323–330).
- Augustin, Sabine, Stephanowitz, H., Wolff, B., Schröder, J., & Hoffmann, E. (2005). Manganese in tree rings of Norway spruce as an indicator for soil chemical changes in the past. *European Journal of Forest Research*, 124(4), 313–318.
- Baral, H. O., Queloz, V., & Hosoya, T. (2014). *Hymenoscyphus fraxineus*, the correct scientific name for the fungus causing ash dieback in Europe. *IMA FUNGUS*, 5 (1), 79–80.
- Basler, D., & Körner, C. (2012). Photoperiod sensitivity of bud burst in 14 temperate forest tree species. In *Agricultural and Forest Meteorology* (Vol. 165, Issue 0, pp. 73–81).
- Bates, D., Maechler, M., Bolker, B., & Walker, S. (2015). Fitting Linear Mixed-Effects Models Using lme4. In *Journal of Statistical Software* (Vol. 67, Issue 1, pp. 1–48).
- Beck, L., & Mittmann, H.-W. (1982). Zur Biologie eines Buchenwaldbodens 9. Die Pseudoskorpione. *Carolinea*, 40, 65–90.
- Braun, S., Belyazid, S., Burger, T., Kurz, D., Stocker, R., Remund, J., & Rihm, B. (2015). Erfassung und Behandlung gefährdeter Waldstandorte. Bericht 2006–2014. https://www.iap.ch/publikationen/braun_etal_2015_gefaehrdete_waldstand-orte_iapbericht.pdf
- Braun, Sabine, Achermann, B., De Marco, A., Pleijel, H., Karlsson, P. E., Rihm, B., Schindler, C., & Paoletti, E. (2017). Epidemiological analysis of ozone and nitrogen impacts on vegetation – Critical evaluation and recommendations. *Science of The Total Environment*, 603–604, 785–792.
- Braun, Sabine, Cantaluppi, L., & Flückiger, W. (2005). Fine roots in stands of *Fagus sylvatica* and *Picea abies* along a gradient of soil acidification. *Environmental Pollution*, 137(3), 574–579.
- Braun, Sabine, de Witte, L. C., & Hopf, S. E. (2020). Auswirkungen des Trockensommers 2018 auf Flächen der Interkantonalen Walddauerbeobachtung. *Schweizerische Zeitschrift Für Forstwesen*, 171(5), 270–280.
- Braun, Sabine, & Flückiger, W. (1995). Effects of ambient ozone on seedlings of *Fagus sylvatica* L. and *Picea abies* (L.) Karst. *New Phytologist*, 129(1), 33–44.
- Braun, Sabine, Hopf, S.-E., & de Witte, L. C. (2018). *Wie geht es unserem Wald? 34 Jahre Jahre Walddauerbeobachtung*. Institut für angewandte Pflanzenbiologie. <https://iap.ch/waldbericht.html>
- Braun, Sabine, Remund, J., & Rihm, B. (2015). Indikatoren zur Schätzung des Trockenheitsrisikos in Buchen- und Fichtenwäldern. *Schweizerische Zeitschrift Für Forstwesen*, 166(6), 361–371.
- Braun, Sabine, Schindler, C., & Rihm, B. (2014). Growth losses in Swiss forests caused by ozone: Epidemiological data analysis of stem increment of *Fagus sylvatica* L. and *Picea abies* Karst. In *Environmental Pollution* (Vol. 192, pp. 129–138).
- Braun, Sabine, Schindler, C., & Rihm, B. (2017). 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, Sabine, Schindler, C., & 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.
- Braun, Sabine, Schindler, C., Volz, R., & 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, Sabine, & Tresch, S. (2021). Untersuchungen über die Zusammensetzung der Bodenlösung in Standorten der Interkantonalen Walddauerbeobachtung Bericht Periode 2017–2020. <https://www.iap.ch/publikationen>
- Braun, Sabine, Tresch, S., & Augustin, S. (2020). Soil solution in Swiss forest stands: A 20 year’s time series. *PLOS ONE*, 15(7), e0227530.
- Brinkmann, N., Seeger, S., Weiler, M., Buchmann, N., Eugster, W., & Kahmen, A. (2018). Employing stable isotopes to determine the residence times of soil water and the temporal origin of water taken up by *Fagus sylvatica* and *Picea abies* in a temperate forest. *New Phytologist*, 219(4), 1300–1313.
- Büker, P., Morissey, T., Briolat, A., Falk, R., Simpson, D., Tuovinen, J.-P., Alonso, R., Barth, S., Baumgarten, M., Grulke, N. E., Karlsson, P. E., King, J., Lagergren, F., Matyssek, R., Nunn, A., Ogaya, R., Penuelas, J., Rhea, L., Schaub, M., ... Emberson, L. D. (2012). DO3SE modelling of soil moisture to determine ozone flux to European forest trees. In *Atmospheric Chemistry and Physics* (Vol. 12, pp. 5537–5562).
- Cape, J. N., Sheppard, L. J., Crossley, A., Van Dijk, N., & Tang, Y. S. (2010). Experimental field estimation of organic nitrogen formation in tree canopies. In *Environmental Pollution* (Vol. 158, Issue 9, pp. 2926–2933).
- Carrière, S. D., Ruffault, J., Pimont, F., Doussan, C., Simioni, G., Chalidakis, K., Limousin, J.-M., Scotti, I., Courdier, F., Cakpo, C.-B., Davi, H., & Martin-StPaul, N. K. (2020). Impact of local soil and subsoil conditions on inter-individual variations in tree responses to drought: insights from Electrical Resistivity Tomography. *Science of The Total Environment*, 698, 134247.
- 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. Update 2017-09-10*. UNECE Convention on Long-range Transboundary Air Pollution. <https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/4292/dokumente/ch5-mapman-2017-09-10.pdf>
- Cox, F., Barsoum, N., Lilleskov, E. A., & Bidartondo, M. I. (2010). Nitrogen availability is a primary determinant of conifer mycorrhizas across complex environmental gradients. *Ecology Letters*, 13(9), 1103–1113.
- de Witte, L. C., Rosenstock, N. P., van der Linde, S., & Braun, S. (2017). Nitrogen deposition changes ectomycorrhizal communities in Swiss beech forests. *Science of the Total Environment*, 605–606, 1083–1096.
- Dickie, I. A., Xu, B., & Koide, R. T. (2002). Vertical niche differentiation of ectomycorrhizal hyphae in soil as shown by T-RFLP analysis. *New Phytologist*, 156(3), 527–535.
- Dubbert, M., & Werner, C. (2019). Water fluxes mediated by vegetation: emerging isotopic insights at the soil and atmosphere interfaces. *New Phytologist*, 221(4), 1754–1763.
- Easlon, H. M., & Bloom, A. J. (2014). Easy leaf area: Automated digital image analysis for rapid and accurate measurement of leaf area. *Applied Plant Science*, 2, 1400033. doi:10.3732/apps.1400033
- Ekblad, A., Wallander, H., Godbold, D. L., Cruz, C., Johnson, D., Baldrian, P., Björk, R. G., Epron, D., Kieliszewska-Rokicka, B., Kjeller, R., Kraigher, H., Matzner, E., Neumann, J., & Plassard, C. (2013). The production and turnover of extramatrical mycelium of ectomycorrhizal fungi in forest soils: Role in carbon cycling. In *Plant and Soil* (Vol. 366, Issues 1–2, pp. 1–27).
- Emberson, L. D., Wieser, G., & Ashmore, M. R. (2000). Modelling of stomatal conductance and ozone flux of Norway spruce: comparison with field data. *Environmental Pollution*, 109(3), 393–402.
- Flückiger, W., & Braun, S. (2011). *Auswirkung erhöhter Stickstoffbelastung auf die Stabilität des Waldes. Synthesebericht*. Institut für Angewandte Pflanzenbiologie. <http://www.bafu.admin.ch/wald/01198/01206/index.html?lang=de>
- Flückiger, Walter, & Braun, S. (2003). Critical limits for nutrient concentrations and ratios for forest trees - a comment. In *Environmental Documentation* (Vol. 164, pp. 273–280). Swiss Agency for the Environment, Forests and Landscape SAEFL. http://www.iap.ch/publikationen/proceedings_cIn_2003_p273-280.pdf
- Giovannetti, M., & Mosse, B. (1980). AN EVALUATION OF TECHNIQUES FOR MEASURING VESICULAR ARBUSCULAR MYCORRHIZAL INFECTION IN ROOTS. *New Phytologist*, 84(3), 489–500.
- Goeransson, H., Ingerslev, M., & Wallander, H. (2008). The vertical distribution of N and K uptake in relation to root distribution and root uptake capacity in mature *Quercus robur*, *Fagus sylvatica* and *Picea abies* stands. In *Plant and Soil* (Vol. 306, Issues 1–2, pp. 129–137).

Goldsmith, G. R., Allen, S. T., Braun, S., Engbersen, N., González-Quijano, C. R., Kirchner, J. W., & Siegwolf, R. T. W. (2019). Spatial variation in throughfall, soil, and plant water isotopes in a temperate forest. *Ecohydrology*, 12(2), e2059.

Göransson, H., Wallander, H., Ingerslev, M., & Rosengren, U. (2006). Estimating the relative nutrient uptake from different soil depths in *Quercus robur*, *Fagus sylvatica* and *Picea abies*. *Plant and Soil*, 286(1–2), 87–97.

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. *Allgemeine Forst- Und Jagdzeitung*, 187, 237–246.

Granier, A., Loustau, D., & Bréda, N. (2000). A generic model of forest canopy conductance dependent on climate, soil water availability and leaf area index. In *Annales des Sciences forestières* (Vol. 57, pp. 755–765).

Guyette, R. P., Henderson, G. S., & Cutter, B. E. (1992). Reconstructing Soil pH from Manganese Concentrations in Tree-Rings. *For.Sci.*, 38, 727–737.

Hacke, U. G., & Jansen, S. (2009). Embolism resistance of three boreal conifer species varies with pit structure. *New Phytologist*, 10.1111/j.

Harvey, H. P., & van den Driessche, R. (1997). Nutrition, xylem cavitation and drought resistance in hybrid poplar. *Tree Physiology*, 17, 647–654.

Hopf, S.-E., Tresch, S., & Braun, S. (2020). *Rekonstruktion der Bodenversauerung in Schweizer Wäldern* Wald und Holz, (Issue August).

Hothorn, T., Bretz, F., & Westfall, P. (2008). Simultaneous Inference in General Parametric Models. *Biometrical Journal*, 50(3), 346–363.

ICP Forests. (2003). *Intensive Monitoring of Forest Ecosystems in Europe. Technical Report*.

ICP Vegetation. (2017). *Mapping Critical Levels for Vegetation*. UNECE.

Jacobsen, C., Rademacher, P., Meesenburg, H., & Meiwes, K. J. (2003). Gehalte chemischer Elemente in Baumkompartimenten. Literaturstudie und Datensammlung. Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme, Reihe B, Bd. 69. In *Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme Universität Göttingen B* (Vol. 69, pp. 1–92).

Kirfel, K., Heinze, S., Hertel, D., & Leuschner, C. (2019). Effects of bedrock type and soil chemistry on the fine roots of European beech – A study on the belowground plasticity of trees. *Forest Ecology and Management*, 444(January), 256–268.

Korner-Nievergelt, F., Roth, T., Von Felten, S., Guélat, J., Almasi, B., & Korner-Nievergelt, P. (2015). *Bayesian Data Analysis in Ecology Using Linear Models with R, BUGS, and STAN*. Elsevier.

Kramer, K. (1994). A modelling analysis of the effects of climatic warming on the probability of spring frost damage to tree species in The Netherlands and Germany. *Plant, Cell & Environment*, 17(4), 367–377.

Landeshydrologie. (1992). *Hydrologischer Atlas der Schweiz*. Bundesamt für Wasser und Geologie.

Lang, F., Bauhus, J., Frossard, E., George, E., Kaiser, K., Kaupenjohann, M., Krüger, J., Matzner, E., Polle, A., Prietzel, J., Rennenberg, H., & Wellbrock, N. (2016). Phosphorus in forest ecosystems: New insights from an ecosystem nutrition perspective. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 179(2), 129–135.

Latty, E. F., Canham, C. D., & Marks, P. L. (2003). Beech bark disease in northern hardwood forests: the importance of nitrogen dynamics and forest history for disease severity. In *Canadian Journal of Forest Research* (Vol. 33, Issue 2, pp. 257–268). <https://doi.org/10.1139/x02-183>

Lévy, G., Bréchet, C., & Becker, M. (1996). Element analysis of tree rings in pedunculate oak heartwood: an indicator of historical trends in the soil chemistry, related to atmospheric deposition. In *Annals of Forest Science* (Vol. 53, Issues 2–3, pp. 685–696).

LFI/WSL. (1992). *Schweizerisches Landesforstinventar (LFI)* (p.). Eidg. Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft (WSL).

Lilleskov, E. A., Bruns, T. D., Dawson, T. E., & Camacho, F. J. (2009). Water sources and controls on water-loss rates of epigeous ectomycorrhizal fungal sporocarps during summer drought. *New Phytologist*, 182(2), 483–494.

Lilleskov, E. A., Kuyper, T. W., Bidartondo, M. I., & Hobbie, E. A. (2019). Atmospheric nitrogen deposition impacts on the structure and function of forest mycorrhizal communities: A review. *Environmental Pollution*, 246, 148–162.

Lindahl, B. D., Boberg, J., Trumbore, S. E., Ihrmark, K., Hogberg, P., Finlay, R. D., & Stenlid, J. (2006). Spatial separation of litter decomposition and mycorrhizal nitrogen nuptake in a boreal forest. *New Phytologist*, 173, 611–620.

Lüdecke, D. (2018). ggeffects: Tidy Data Frames of Marginal Effects from Regression Models. *Journal of Open Source Software*, 3(26), 772.

Manghabati, H., Kohlpaintner, M., Ettl, R., Mellert, K., Blum, U., & Göttlein, A. (2018). Correlating phosphorus extracted by simple soil extraction methods with foliar phosphorus concentrations of *Picea abies* (L.) H. Karst. and *Fagus sylvatica* (L.). *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 181(4), 547–556.

Marçais, B., Caël, O., & Delatour, C. (2011). Interaction between root rot basidiomycetes and *Phytophthora* species on pedunculate oak. *Plant Pathology*, 60(2), 296–303.

Matzner, E., & Ulrich, B. (1984). Raten der Deposition, der internen Produktion und des Umsatzes von Protonen in zwei Waldökosystemen. *Zeitschrift Für Pflanzenernährung Und Bodenkunde*, 147(3), 290–308.

Meisch, H. U., Kessler, M., Reinle, W., & Wagner, A. (1986). Distribution of metals in annual rings of the beech (*Fagus sylvatica*) as an expression of environmental changes. *Experientia*, 42, 537–542.

Menzel, A., Helm, R., & Zang, C. (2015). Patterns of late spring frost leaf damage and recovery in a European beech (*Fagus sylvatica* L.) stand in south-eastern Germany based on repeated digital photographs. In *Frontiers in Plant Science* (Vol. 6, p. 110). <https://www.frontiersin.org/article/10.3389/fpls.2015.00110>

Meyer, F. H., & Gottsche, D. (1971). Distribution of root tips and tender roots of beech. *Ellenberg, Heinz Integrated Experimental Ecology*.

Nebe, W. (1967). Zur Manganernährung der Fichte. In *Arch. Forstwes.* (Vol. 16, pp. 109–118).

Nihlgård, B., & Lindgren, L. (1977). Plant biomass, primary production and bioelements of three different beech forests in South Sweden. In *Oikos* (Vol. 28, pp. 95–104).

Offenthaler, I., & Weiss, P. (2008). *Metalle und Nährstoffe in Fichtenholz, Entwicklung ab dem 18. Jahrhundert und heutige Situation: Vol. REP-0173*. Umweltbundesamt GmbH, 1090 Wien/ Österreich.

Papaik, M. J., Canham, C. D., Latty, E. F., & Woods, K. D. (2005). Effects of an introduced pathogen on resistance to natural disturbance: beech bark disease and windthrow. In *Canadian Journal of Forest Research* (Vol. 35, Issue 8, pp. 1832–1843). <https://doi.org/10.1139/x05-116>

Penninckx, V., Glineur, S., Gruber, W., Herbauts, J., & Meerts, P. (2001). Radial variations in wood mineral element concentrations: a comparison of beech and pedunculate oak from the Belgian Ardennes. *Annals of Forest Science*, 58(3), 253–260.

Petibon, F., Czyż, E. A., Ghielmetti, G., Hueni, A., Kneubühler, M., Schaepman, M. E., & Schuman, M. C. (2021). Variation in reflectance spectroscopy of European beech leaves captures phenology and biological hierarchies despite measurement uncertainties. *BioRxiv*, 2021.03.09.434578.

Powles, S. B. (1984). Photoinhibition of Photosynthesis Induced by Visible Light. *Annual Review of Plant Physiology*, 35(1), 15–44. <https://doi.org/10.1146/annurev.pp.35.060184.000311>

Pretzsch, H., Dieler, J., Matyssek, R., & Wipfler, P. (2010). Tree and stand growth of mature Norway spruce and European beech under long-term ozone fumigation. In *Environmental Pollution* (Vol. 158, Issue 4, pp. 1061–1070).

RCore Team. (2020). *R: A Language and Environment for Statistical Computing*. <https://www.r-project.org/>

Remund, J., & Augustin, S. (2015). Trockenheit in der Schweiz heute und morgen. In *Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen* (Vol. 166, p. in diesem Heft-).

Rihm, B., & 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. <https://www.bafu.admin.ch/bafu/en/home/topics/air/publications-studies/publications/Critical-Loads-of-Nitrogen-and-their-Exceedances.html>

Rihm, B., & 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*. Federal Office for the Environment FOEN, Air Pollution Control and Chemicals Division. <https://www.bafu.admin.ch/dam/bafu/en/dokumente/luft/externe-studien-berichte/mapping-nitrogen-deposition-2015-for-switzerland.pdf>

Rosling, A., Landeweert, R., Lindahl, B. D., Larsson, K.-H., Kuyper, T. W., Taylor, A. F. S., & Finlay, R. D. (2003). Vertical distribution of ectomycorrhizal fungal taxa in a podzol soil profile. *New Phytologist*, 159(3), 775–783.

Rothe, A., Kreutzer, K., & Küchenhoff, H. (2002). Influence of tree species composition on soil and soil solution properties in two mixed spruce-beech stands with contrasting history in Southern Germany. *Plant and Soil*, 240, 47–56.

Rubio-Cuadrado, Á., Camarero, J. J., del Río, M., Sánchez-González, M., Ruiz-Peinado, R., Bravo-Oviedo, A., Gil, L., & Montes, F. (2018). Drought modifies tree competitiveness in an oak-beech temperate forest. *Forest Ecology and Management*, 429, 7–17.

Sangüesa-Barreda, G., Di Filippo, A., Piovesan, G., Rozas, V., Di Fiore, L., García-Hidalgo, M., García-Cervigón, A. I., Muñoz-Garachana, D., Baliva, M., & Olano, J. M. (2021). Warmer springs have increased the frequency and extension of late-frost defoliations in southern European beech forests. *Science of The Total Environment*, 775, 145860.

Schuldt, B., Buras, A., Arend, M., Vitasse, Y., Beierkuhnlein, C., Damm, A., Gharun, M., Grams, T. E. E., Hauck, M., Hajek, P., Hartmann, H., Hilbrunner, E., Hoch, G., Holloway-Phillips, M., Körner, C., Larysch, E., Lübke, T., Nelson, D. B., Rammig, A., ... Kahmen, A. (2020). A first assessment of the impact of the extreme 2018 summer drought on Central European forests. *Basic and Applied Ecology*.

Schulla, Jörg. (2019). *Model description WaSiM-ETH*. http://www.wasim.ch/en/products/wasim_description.htm

Smith, S. E., & Read, D. J. (2010). *Mycorrhizal symbiosis*. Academic press.

Suz, L. M., Barsoum, N., Benham, S., Dietrich, H.-P., Fetzner, K. D., Fischer, R., García, P., Gehrman, J., Kristöfel, F., Manninger, M., Neagu, S., Nicolas, M., Oldenburger, J., Raspe, S., Sánchez, G., Schröck, H. W., Schubert, A., Verheyen, K., Verstraeten, A., & Bidartondo, M. I. (2014). Environmental drivers of ectomycorrhizal communities in Europe's temperate oak forests. *Molecular Ecology*, 23(September), 5628–5644.

Sverdrup, H. (1995). Modelling recent and historic soil data from the Rothamsted Experimental Station, UK using SAFE. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 53(2), 161–177.

Thimonier, A., Kosonen, Z., Braun, S., Rihm, B., Schleppi, P., Schmitt, M., Seitler, E., Waldner, P., & Thöni, L. (2019). Total deposition of nitrogen in Swiss forests: Comparison of assessment methods and evaluation of changes over two decades. *Atmospheric Environment*, 198, 335–350.

Ulrich, B. (1991). *An ecosystem approach to soil acidification* (B Ulrich & M. E. Sumner (eds.); pp. 28–79). Springer.

Ulrich, Bernhard. (1983). Interaction of Forest Canopies with Atmospheric Constituents: So₂, Alkali and Earth Alkali Cations and Chloride. In *Effects of Accumulation of Air Pollutants in Forest Ecosystems* (pp. 33–45). Springer Netherlands.

UNECE. (2017). *Mapping Critical Levels for Vegetation. Revised Chapter 3 of the UNECE Manual on methodologies and criteria for Modelling and Mapping Critical Loads & Levels and Air Pollution Effects, Risks and Trends. Prepared under the Convention on Long-range Transbou* (pp. 1–66). Center for Ecology & Hydrology (CEH).

UNECE, Bobbink, R., & Hettelingh, J.-P. (2011). *Review and revision of empirical critical loads and dose-response relationships. Proceedings of an expert workshop, Noordwijkerhout, 23-25 June 2010* (R. Bobbink & J.-P. Hettelingh (eds.); Issue 680359002, p.). Coordination Centre for Effects, National Institute for Public Health and the Environment (RIVM). <http://www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/680359002.pdf>

Van Der Linde, S., Suz, L. M., Orme, C. D. L., Cox, F., Andreae, H., Asi, E., Atkinson, B., Benham, S., Carroll, C., Cools, N., De Vos, B., Dietrich, H. P., Eichhorn, J., Gehrman, J., Grebenc, T., Gweon, H. S., Hansen, K., Jacob, F., Kristöfel, F., ... Bidartondo, M. I. (2018). Environment and host as large-scale controls of ectomycorrhizal fungi. *Nature*, 558(7709), 243–248.

Vitasse, Y., Bottero, A., Cailleret, M., Bigler, C., Fonti, P., Gessler, A., Lévesque, M., Rohner, B., Weber, P., Rigling, A., & Wohlgemuth, T. (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.

Walinga, I., van der Lee, J. J., Houba, V. J., van Vark, W., & Novozamsky, I. (1995). *Plant analysis manual* (p.). Kluwer Academic Publishers.

Wallander, H., Ekblad, A., Godbold, D. L., Johnson, D., Bahr, A., Baldrian, P., Björk, R. G., Kieliszewska-Rokicka, B., Kjoller, R., Kraigher, H., Plassard, C., & Rudawska, M. (2013). Evaluation of methods to estimate production, biomass and turnover of ectomycorrhizal mycelium in forests soils - A review. *Soil Biology and Biochemistry*, 57, 1034–1047.

Wohlgemuth, T., Kistler, M., Aymon, C., Hagedorn, F., Gessler, A., Gossner, M. M., Quéloz, V., Vöggtli, I., Wasem, U., Vitasse, Y., & Rigling, A. (2020). Früher Laubfall der Buche während der Sommertrockenheit 2018: Resistenz oder Schwächesymptom? Schweizerische Zeitschrift Für Forstwesen, 171(5), 257–269.



Institut für Angewandte Pflanzenbiologie AG

Benkenstrasse 254A | CH-4108 Witterswil | Telefon +41 61 485 50 70 | www.iap.ch

