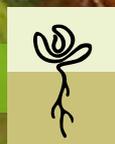


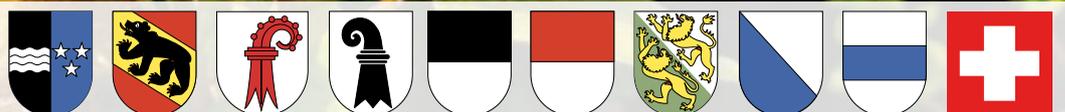
Wie geht es unserem Wald?

29 Jahre Walddauerbeobachtung

Interkantonales Walddauerbeobachtungsprogramm
der Kantone AG, BE, BL, BS, FR, SO, TG, ZG, ZH und des BAFU
Ergebnisse von 1984 bis 2012
Bericht 4



INSTITUT FÜR ANGEWANDTE PFLANZENBIOLOGIE SCHÖNENBUCH



Impressum

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

Projektbegleitung:

Alain Morier,
Department Bau, Verkehr + Umwelt,
Abteilung Wald, AG
Roger Schmidt,
Amt für Wald, BE
Ueli Meier,
Amt für Wald beider Basel BS/BL

Walter Schwab,
Service des forêts et de la faune, FR
Jürg Froelicher,
Amt für Wald, Jagd und Fischerei, SO
Daniel Böhi,
Kantonsforstamt ,TG
Dr. Martin Winkler,
Amt für Wald, ZG

Dr. Konrad Nötzli,
Abteilung Wald, ZH
Dr. Sabine Augustin,
Abteilung Wald, BAFU
Beat Achermann,
Abteilung Luftreinhaltung und
Chemikalien, BAFU

Verdankung

Für die Unterstützung, das rege Interesse sowie aktive Mithilfe danken wir ganz herzlich Beat Achermann, Dr. Sabine Augustin, Adrian Lukas Meier, Marcel Murri, Sylvia Nussbaum, Gerold Schwager, Jean-Marc Singy und Dr. Hans-Peter Stutz. Besonderer Dank geht an Beat Achermann und Dr. Sabine Augustin für die sorgfältige Durchsicht des Berichtes. Ebenso danken wir Frau Dr. Liliane Petrini für die Pilzbestimmungen, Dr. Rolf Sieg-

wolf für die Isotopenanalysen, Giuseppe Tettamanti und Beat Bossert für die Möglichkeit, eine Meteo- und Ozonmessstation aufzustellen, Max Fischer bei der Mithilfe bei der Tribernte und Dr. Salim Belyazid bei Modellierungen. Unser Dank geht auch an alle Kantonsoberrforster der beteiligten Kantone: Daniel Böhi, Jürg Froelicher, Dr. Konrad Nötzli, Ueli Meier, Alain Morier, Roger Schmidt, Walter Schwab und Dr. Martin Wink-

ler, sowie an Rolf Manser, Leiter der BAFU-Abteilung Wald, und Dr. Martin Schiess, Leiter der BAFU-Abteilung Luftreinhaltung und Chemikalien, für die Unterstützung des Projekts. Zudem sei allen Kreis- und Revierförstern und den Waldeigentümern, deren Unterstützung und Interesse wir stets in grosszügiger Weise erfahren durften, an dieser Stelle ganz herzlich gedankt.

Herausgeber

Institut für
Angewandte Pflanzenbiologie (IAP)
Sandgrubenstrasse 25
CH-4124 Schönenbuch
Telefon +41 61 481 32 24
Telefax +41 61 481 34 36
www.iap.ch

Französischer Titel

Notre forêt, comment se porte-t-elle?

Italienischer Titel

Come si trovano i nostri boschi?

Englischer Titel

How is our forest?

Design | Herstellung

krause-graphics.com | Lörrach

© IAP Schönenbuch | Oktober 2013

Wie geht es unserem Wald?

29 Jahre Walddauerbeobachtung

Interkantonales Walddauerbeobachtungsprogramm der Kantone
AG, BE, BL, BS, FR, SO, TG, ZG, ZH und des BAFU
Ergebnisse von 1984 bis 2012
Bericht 4

Programme d'observation permanente intercantonal des forêts des cantons
d'AG, BE, BL, BS, FR, SO, TG, ZG, ZH et de l'OFEV
Résultats de 1984 à 2012 | Rapport 4

Programma d'osservazione permanente intercantonale del bosco nei Cantoni
AG, BE, BL, BS, FR, SO, TG, ZG, ZH e dell'UFAM
Risultati dal 1984 al 2012 | Rapporto 4

Intercantonal Permanent Forest Observation Program of the Cantons
AG, BE, BL, BS, FR, SO, TG, ZG, ZH and of the Federal Office for the Environment (FOEN)
Results from 1984 to 2012 | Report 4

Sabine Braun und Walter Flückiger

Unter Mitwirkung des IAP-Teams:

Delphine Antoni
Dieter Bader
Nadine Brogle
Heidi Flückiger-Keller
Moïse Groelly
Sven Hopf
Raphael Mainiero
Andreas Mebert
Kirsten Schütz
Caroline Stritt
Francine Witt
Lucienne de Witte
Roland Woëffray

Zudem haben Beiträge geleistet:
Thomas Burger,
Burger & Liechti, Ennetbaden
Daniel Kurz,
EKG Geo-Science, Bern
Beat Rihm, Meteotest, Bern
Christian Schindler,
Swiss TPH, Universität Basel
Richard Stocker, WaldWesen, Birrwil



Schönenbuch, Oktober 2013

INSTITUT FÜR ANGEWANDTE PFLANZENBIOLOGIE SCHÖNENBUCH

Vorwort

Der Wald braucht uns! Unter diesem Titel lancierten der Bund und die Trägerskantonale die Medienmitteilung zum Abschluss der 7. Mehrjahresetappe des Interkantonalen Walddauerbeobachtungsprogramms.

Die für die breite Öffentlichkeit aufbereiteten Fakten fussten auf den gleichen Ergebnissen, die in diesem nun vorliegenden Bericht ausgeteilt und kommentiert werden. Diese neusten Resultate waren für die Beteiligten nicht wirklich überraschend. Sie waren einerseits Fortschreiben des Bisherigen. Die Ergebnisse der letzten Untersuchungsperiode bestätigen und bekräftigen aber die bisherigen Schlussfolgerungen auch derart, dass sich die Programmleitung für eine ebenso deutliche Wortwahl und mahnende Aufforderung zum Handeln entschied:

Der Wald leidet an der zu hohen Belastung mit Stickstoff. Die zentrale Erkenntnis lautet: die Stickstoffbelastung führt zur Versauerung der Waldböden und stört die Nährstoffversorgung der Pflanzen. Dies erhöht die Anfälligkeit für Krankheiten und Parasiten und vermindert die Widerstandskraft der Bäume gegenüber Windwurf und Trockenheit. Das sind exakt jene Folgen des Klimawandels, die künftig in unseren Breitengraden vermehrt auftreten dürften. Weitere Einschränkungen der Stickstoffemissionen in der Landwirtschaft sowie bei Verkehr und Industrie sind für die Wiederherstellung und den langfristigen Erhalt der Waldgesundheit notwendig. Die Waldwirtschaft ist gezwungen, auf die zu hohen Stickstoffemissionen zu reagieren. Allein kann sie aber nur die Symptome bekämpfen und flankierende Massnahmen zum Erhalt der Bodenfruchtbarkeit leisten.

Die Medienmitteilung fand vorab in den regionalen Medien eine erfreuliche Resonanz. Zwei Fragestellungen beschäftigten die Medienleute (und mich) in meinem eigenen Wirkungsbereich besonders: „Welcher Einfluss auf die Waldbäume ist gravierender, der Stickstoff oder der Klimawandel?“ und „Was ist heute anders als in der Waldsterbensdiskussion?“ Die Fragen widerspiegeln das Dilemma, in der sich die „Waldschadens-Forschung“ heute bewegt.

Thematisch und ursächlich lassen sich Stickstoffbelastung und Klimawandel nicht trennen. Beides steht in direktem Zusammenhang mit anthropogenen Emissionen, die es zu senken gilt. Ob das eine gravierender ist als das andere, ist nicht von Belang. Für die zukünftige Betrachtung geht es darum, die neuen Abhängigkeiten, veränderte Wirkungszusammenhänge oder gar allfällige Hebeleffekte zu erkennen.

Die Thematik wird also noch komplexer und damit die Antwort auf gestellte Fragen noch etwas komplizierter werden. Das ist in einer Zeit, in der die Menschen dank Wikipedia und Apps auf (fast) Alles rasch eine scheinbar korrekte Antwort finden, eine zusätzliche Herausforderung für alle Beteiligten. Die Antwort auf die zweite Frage lautet darum: wir wissen heute mehr und genaueres über die Wirkungszusammenhänge. Wir wissen, dass der Wald als Ganzes nicht innerhalb weniger Jahre stirbt. Aber wir wissen auch, dass unser Wald ein Risikopatient ist und partiell mit Ausfällen zu rechnen ist. Das ist nicht die von der Öffentlichkeit stillschweigend erhoffte Antwort, weil sich damit die Verantwortung und der Zwang zum Handeln nicht delegieren lässt.

Viele detaillierte Erkenntnisse und wichtige Ansätze zur Beantwortung der beiden Fragen finden sich auf den nachfolgenden Seiten dieser Broschüre. Doch auch 29 Jahre Beobachtung und Auswertung der Ergebnisse liefern (noch) nicht für Alles, was wir erkennen, beobachten und vermuten eine schlüssige Erklärung. Die Herausforderungen, die sich aus dem Anliegen und dem Auftrag „gesunder und zukunftsfähiger Wald“ stellen, werden in den nächsten Jahren nicht kleiner werden. Höhere Temperaturen, weniger oder anders verteilte Niederschläge, Wetterextreme, damit verbunden oder auch unabhängig davon auftretende Schadorganismen, belasten das Ökosystem Wald zusätzlich. Es macht darum mehr denn je Sinn, das Interkantonale Walddauerbeobachtungsprogramm weiter zu führen.

Wir tun dies im Wissen, mit jeder weiteren Periode, mit jedem weiteren Jahr neue Grundlagen für das zukünftige Handeln im und vor allem ausserhalb des Waldes zu erhalten. Und wir tun dies mit der Überzeugung, dass die neuen Ergebnisse gepaart mit den bestehenden, einzigartigen Datenreihen mithelfen, Trends der Waldentwicklung, mögliche Gefährdungen sowie Risiken für den Wald möglichst frühzeitig zu erkennen.

Ueli Meier
Präsident der Programmleitung

Inhaltsverzeichnis

| | | | | | |
|----------|--|-----------|-----------|---|------------|
| 1 | Zusammenfassung | 6 | 8.2.3 | Beziehung zwischen Phosphor und Vegetationseinheit | 77 |
| 1.1 | Zusammenfassung | 6 | 8.3 | Verknüpfung von Pflanzensoziologie mit flächendeckend verfügbaren Umweltinformationen | 78 |
| 1.2 | Résumé | 9 | 8.3.1 | Bodeneignungskarte | 78 |
| 1.3 | Riassunto | 12 | 8.3.2 | Geologische Karte | 78 |
| 1.4 | Summary | 15 | 8.3.3 | Herleitung der Regressionsgleichungen für die Schätzung der Basensättigung im Obeboden | 79 |
| 2 | Einleitung | 18 | 8.3.4 | Resultierende Karten der Basensättigung auf der Basis von Vegetationseinheiten | 79 |
| 3 | Bonitierung des Kronenzustands | 19 | 8.3.5 | Resultierende Karten der Basensättigung auf der Basis von Bodeneignungskarte und geologischer Karte | 83 |
| 3.1 | Kronenverlichtung | 19 | 9 | Nährstoffnachhaltigkeit | 84 |
| 3.2 | Eichenbeobachtungen | 22 | 9.1 | Nährstoffkonzentrationen in Rinde und Holz | 85 |
| 3.3 | Mortalität | 23 | 9.2 | P-Eintrag und P-Austrag | 85 |
| 4 | Ernährungszustand der Bäume | 26 | 9.3 | Nährstoffzug bei Ernte verschiedener Baumfraktionen | 86 |
| 4.1 | Ernährung von Buchen und Fichten | 27 | 9.3.1 | Berechnung von Nährstoffbilanzen | 86 |
| 4.2 | Ernährung der Eichen | 33 | 10 | Waldbauliche Empfehlungen für basenarme Böden | 88 |
| 4.2.1 | Entwicklung, Vergleich mit Buchen | 33 | 10.1 | Ernteverfahren | 88 |
| 4.2.2 | Vergleich von Trauben-, Stiel- und Flaumeiche (alle Flächen, nur 2011) | 34 | 10.2 | Baumartenwahl | 89 |
| 4.3 | Nährstoffmangelsymptome | 36 | 11 | Beitrag von Streu und Wurzeln zum Nährstoffumsatz | 90 |
| 5 | Wachstum und Fruchtbehang | 38 | 11.1 | Laubstreu | 90 |
| 5.1 | Stammzuwachs | 38 | 11.2 | Feinwurzeln | 92 |
| 5.2 | Triebwachstum | 40 | 11.2.1 | Feinwurzelbiomasse und -oberflächendichte | 94 |
| 5.3 | Triebwachstum und Ernährung | 41 | 11.2.2 | Nährstoffkonzentrationen in lebenden Feinwurzeln | 94 |
| 5.4 | Fruchtbehang bei Buchen | 43 | 11.2.3 | Nährstoffvorrat im Feinwurzelsystem | 95 |
| 5.5 | Anzahl Nadeljahrgänge bei Fichten | 45 | 11.2.4 | Umsatzrate von Feinwurzeln | 97 |
| 6 | Einfluss erhöhter Stickstoffeinträge | 46 | 11.3 | Bilanz ober- und unterirdischer Nährstoffumsatz | 98 |
| 6.1 | Stickstoffdeposition | 47 | 12 | Trockenheit: Ausmass und Auswirkungen auf die Baumvitalität | 100 |
| 6.2 | C:N-Verhältnisse im Auflagehumus und Oberboden | 48 | 12.1 | Bodenwassermessungen | 100 |
| 6.3 | N-Konzentration in der Bodenlösung und N-Auswaschung | 49 | 12.2 | Auswirkungen auf die Baumgesundheit | 102 |
| 6.3.1 | Stickstoffkonzentrationen in der Bodenlösung | 50 | 12.2.1 | Trockenheitssymptome | 102 |
| 6.3.2 | Stickstoff-Auswaschung | 51 | 12.2.2 | Triebwachstum | 104 |
| 6.4 | Stickstoffversuch | 56 | 12.2.3 | Stammwachstum | 104 |
| 6.4.1 | Phosphatase und bodenmikrobiologische Untersuchungen | 57 | 12.2.4 | Mortalität | 105 |
| 6.4.2 | C:N-Verhältnis des Oberbodens | 60 | 12.2.5 | Kavitation | 105 |
| 6.4.3 | Wassernutzungseffizienz | 60 | 12.3 | Berechnung von Trockenheitsindizes mit Wasserhaushaltsmodellen | 106 |
| 6.4.4 | Stammfluss und Embolieempfindlichkeit | 62 | 13 | Ozon | 108 |
| 7 | Bodenversauerung | 66 | 14 | Krankheiten | 112 |
| 7.1 | Ausmass der Bodenversauerung und Vergleich mit Grenzwerten | 67 | 14.1 | Eschenwelke | 112 |
| 7.2 | Entwicklung der Bodenversauerung | 68 | 14.2 | Eichenblattbräune | 113 |
| 7.3 | Bodenversauerung und Stickstoff | 70 | 15 | Anhang | 114 |
| 7.3.1 | Regenerationsversuch | 71 | 15.1 | Tabellen | 114 |
| 7.4 | Regenwürmer | 72 | 15.2 | Glossar | 120 |
| 8 | Erkennen nährstoffarmer Standorte | 74 | 16 | Literatur | 122 |
| 8.1 | Erkennen nährstoffarmer Standorte: Hintergründe und Methoden | 74 | | | |
| 8.2 | Beziehung zwischen Pflanzensoziologie und Bodenchemie | 74 | | | |
| 8.2.1 | Beziehung zwischen Basensättigung und Zeigerarten | 75 | | | |
| 8.2.2 | Beziehung zwischen Basensättigung und Vegetationseinheit | 75 | | | |

1.1 Zusammenfassung

Kronenverlichtung

2012 zeigten 9.8% der Buchen, 17.5% der Fichten und 25.3% der Eichen eine Kronenverlichtung >25%. Bei den Buchen folgt die Kronenverlichtung zu einem grossen Teil Witterungsfaktoren (Trockenheit, Spätfrost) sowie dem Fruchtbehang, bei der Fichte zeigt lediglich die Trockenheit eine Beziehung zur Kronenverlichtung. In den letzten Jahren lässt sich jedoch bei dieser Baumart eine zunehmende Beziehung zwischen Kronenverlichtung und Meereshöhe beobachten; in höheren Lagen ist die Verlichtung stark angestiegen. Auch in der sehr basenarmen Fläche Scheidwald hat die Verlichtung stark zugenommen.

Mortalität

Trockenheit erhöht die Absterberate von Buchen und Fichten. Bei den Fichten haben N-Einträge und K-Mangel einen grossen Einfluss auf die Mortalität. Konkret bedeutet das, dass eine Trockenheit wie im Jahr 2003 die Mortalität bei den Buchen um den Faktor 7.2 erhöht. Bei den Fichten ist die trockenheitsbedingte Absterberate von der Stickstoffdeposition abhängig. Bei einem jährlichen N-Eintrag von 10 kg N ha⁻¹ erhöht sie sich um einen Faktor 3 und bei 40 kg N ha⁻¹ Eintrag um einen Faktor 75. Fichten mit starkem K-Mangel (K-Konzentrationen in den Nadeln ≤ 2.8 mg g⁻¹) haben eine fünf-fach erhöhte Absterberate. Ähnliche Beziehungen gelten auch für den Borkenkäferbefall.

Ernährung

Die Phosphorversorgung der Buchen und Fichten ist nach wie vor sehr schlecht. Die Kaliumversorgung bei den Fichten ist ebenfalls unbefriedigend, und die Magnesiumversorgung

ist bei beiden Baumarten knapp. Die Konzentrationen aller drei Nährstoffe in Blättern und Nadeln stehen in einer negativen Beziehung mit dem Stickstoffeintrag, die sich im Laufe der Beobachtungszeit (seit 1984 bei Buchen, 1995 bei Fichten) verstärkt hat. Die Stickstoffkonzentrationen im Laub und in den Nadeln waren nur am Anfang der Beobachtungszeit mit dem Stickstoffeintrag positiv korreliert. Bei den Eichen lassen sich ebenfalls eine knappe Phosphorversorgung, hohe Verhältniszahlen zwischen Stickstoff und Phosphor und z.T. auch zwischen Stickstoff und Kalium beobachten. Bei den Buchen wurde 2011 der grösste Anteil an Proben mit Magnesiummangelsymptomen seit Beobachtungsbeginn festgestellt. Photobleaching, d.h. das Ausbleichen der Blätter durch die Sonneneinstrahlung, trat bei Buchen und Eichen bei Phosphormangel verstärkt auf.

Stammzuwachs

Der Stammzuwachs verharnte 2010 etwa auf dem gleichen (tiefen) Niveau wie 2006. Während zu Beginn der Beobachtungsreihe (vor 1998) eine positive Beziehung zwischen Stickstoffdeposition und Stammzuwachs beobachtet wurde, verschwand diese in späteren Jahren. Dafür ist heute der Stammzuwachs umso geringer, je tiefer die P-Konzentration im Laub ist. Die Reaktion auf Trockenheit war dagegen zeitlich konstant: bei einem Verhältnis zwischen aktueller und potentieller Evapotranspiration von 0.6 ist der Zuwachs um rund 38% vermindert.

Triebwachstum

Das Triebwachstum von Buchen und Fichten war 2011 auf dem tiefsten Niveau seit Beginn der Datenreihe

(1975/76). Als Ursache kommt das trockene Frühjahr 2011 (vor allem bei den Fichten), der starke Fruchtbehang bei den Buchen, Nachwirkungen des trockenen Sommers 2003 und die schlechte Phosphorversorgung in Frage. Bei den Eichen ist ebenfalls eine Abnahme des Triebwachstums seit 1999 zu beobachten. Das Triebwachstum von Trauben- und Flaumeichen wurde jedoch durch das trockene Frühjahr 2011 gefördert. Die Beziehung zwischen Triebwachstum und Nährstoffkonzentrationen ist bei Buchen und Eichen relativ ähnlich, während sie bei der Fichte etwas weniger stark ist.

Fruchtbehang

Der Fruchtbehang bei den Buchen war 2011 so stark wie nie zuvor in der bis 1988 zurückreichenden Beobachtungsreihe. In letzter Zeit war zudem auch das Intervall zwischen zwei Mastjahren stark verkürzt, auf zuletzt noch 2 Jahre. Die Temperatur im Frühsommer der beiden vorausgehenden Jahre spielt bei der Fruchtbildung der Buche eine wichtige Rolle. Eine hohe Temperatur während dieser Zeitperiode (im Mittel 19-21°C) führt zu einer hohen Fruktifikation im Folgejahr und einer niedrigen zwei Jahre danach. Es ist deshalb möglich, dass der erhöhte Fruchtbehang eine Folge des Klimawandels ist.

Benadelung

Bei Fichten wurde eine reduzierte Anzahl Nadeljahrgänge auf Böden mit einer Basensättigung von $\leq 15\%$ gefunden.

Stickstoff in der Kronentraufe

Die zeitliche Entwicklung der Stickstofffrachten in der Kronentraufe ist regional unterschiedlich. Im Südtessin haben sie seit 2000 abgenommen,

sind aber immer noch auf einem hohen Niveau (2011: 49 kg N ha⁻¹a⁻¹). Auf der Alpennordseite ist in diesem Zeitraum kein Rückgang zu beobachten. Die Kronentraufe ist allerdings eine Unterschätzung für die Gesamtd deposition in den Wald.

Stickstoff in der Bodenlösung

Die Stickstoffkonzentrationen in der Bodenlösung überschreiten die von der UNECE vereinbarten Grenzwerte in 75% der untersuchten Flächen, die Auswaschung in 58% der Flächen. Es lässt sich keine zeitliche Veränderung der Stickstoffauswaschung erkennen, ausser durch die trockenheitsbedingte Verringerung der Sickerwassermenge. Aus Waldbeständen mit einer hohen Dichte an Jungwuchs oder aus vernässten Böden wird weniger Stickstoff ausgewaschen.

Stickstoffeinfluss auf Wurzelphysiologie und Bodenmikrobiologie

Eine Stickstoffdüngung im mehrjährigen Feldversuch auf kalkhaltigen und sauren Standorten hatte eine Zunahme der Phosphataseaktivität in Buchenwurzeln und eine Abnahme des Phosphors in der mikrobiellen Biomasse zur Folge. Zudem bewirkte sie eine Verschiebung der mikrobiellen Gemeinschaft des Bodens bereits ab einer Düngung mit 20 kg N ha⁻¹a⁻¹. Auch der Anteil von Endomykorrhizen nahm ab 40 kg N ha⁻¹a⁻¹ ab. Die Düngung verursachte eine Erhöhung des C:N-Verhältnisses im Boden, was nur durch einen gehemmten mikrobiellen Umsatz erklärt werden kann.

Stickstoffeinfluss auf den

Wasserhaushalt junger Bäume

Die Wassernutzungseffizienz kann über die Analyse des Kohlenstoffisotopenverhältnisses in der Biomasse ermittelt werden. Sie nahm durch

Stickstoffdüngung ab. Eine wichtige Rolle spielte dabei die Abnahme der Phosphorkonzentration durch die Düngung sowie K-Mangel. Wasserflussmessungen in jungen Buchen im Stickstoffversuch Hochwald weisen auf einen erhöhten Trockenstress der mit Stickstoff gedüngten Buchen hin. Möglicherweise wird auch das Risiko der Entstehung von Embolien durch Stickstoff erhöht.

Bodenversauerung

Das Verhältnis von basischen Kationen zu Aluminium in der Bodenlösung, ein Versauerungsindikator, nimmt weiter ab, auch wenn die Geschwindigkeit der Abnahme dieses Verhältnisses in den am stärksten versauerten Böden deutlich geringer geworden ist. In schlecht gepufferten Böden ist diese Abnahme jedoch nach wie vor sehr deutlich. Das kritische Verhältnis von 1 wird zwar nur selten unterschritten, aber es bestehen Zweifel, dass dieser Grenzwert ausreichend vor Schäden durch die Versauerung schützt.

Stickstoffeinfluss auf Bodenversauerung

Eine Düngung mit Ammoniumnitrat führte im mehrjährigen Feldversuch zu einer rascheren Abnahme des BC/Al-Verhältnisses auf einem basenarmen Boden (Zugerberg). Eine behandlungsbedingte Versauerung wurde selbst auf Kalkböden beobachtet. Eine Einstellung der Düngung hatte zwar eine Reduktion der Nitratkonzentration in der Bodenlösung zur Folge, aber innerhalb der ersten drei Jahre keinen Effekt auf die Versauerungsindikatoren.

Regenwürmer

Die Daten aus den Beobachtungsflächen zeigen, dass streubewohnende Regenwürmer das pH-Optimum zwischen pH 3.5 und 4 haben. Die Ver-

tikalbohrer erreichen ihr Optimum bei pH 5 und bleiben auch bei höheren pH-Werten auf dem gleichen Niveau, während die Horizontalbohrer oberhalb pH 7 wieder abnehmen. Vertikalbohrende Regenwürmer werden durch Trockenheit gehemmt. Bei einer hohen Diversität von Baumarten mit leicht abbaubarer Streu werden Vertikalbohrer und Horizontalbohrer, nicht jedoch Streubewohner, gefördert.

Erkennen basenarmer Standorte

Es wurde eine Methode zur Kartierung der Basensättigung entwickelt, die vor allem auf Vegetationskarten basiert. Indikatorarten für basenarme Böden wurden ebenfalls ausgeschieden, aber diese sind für eine kartenmässige Darstellung nicht geeignet, da sie nicht überall vorkommen. Bei Fehlen von Vegetationskarten kann auch eine Basensättigungskarte mit geringerer Auflösung aufgrund der Bodeneignungskarte und der geologischen Karte erstellt werden.

Nährstoffbilanzen

Für Beobachtungsflächen mit modellierter Verwitterungsrate des Bodens wurden überschlagsmässige Nährstoffbilanzrechnungen durchgeführt. Eine Ernte von Stämmen ohne Rinde führt in 1% der Flächen zu einer negativen Ca- und in 30% zu einer negativen P-Bilanz. Bei Vollbaumern ist die Ca-Bilanz in 60% der Flächen negativ und die P-Bilanz in 75% der Flächen. Mit Berücksichtigung von Auswaschungsverlusten auf heutigem Niveau steigen diese Anteile bei beiden Nährstoffen auf je 87% der Flächen. Das heisst, dass neben dem Zurücklassen von Ernterückständen im Wald auch Massnahmen zur Verminderung der Auswaschungsverluste zur Verbesserung der Nachhal-

tigkeit der Nährstoffbilanzen etwas bringen, sei es durch die forstliche Bewirtschaftung oder durch lufthygienische Massnahmen zur Emissionsminderung (u.a. NH_3 und NO_x).

Nährstoffumsatz in der Streu

In Mastjahren können Buchenfrüchte mehr als die Hälfte zum Nährstoffeintrag mit der oberirdischen Streu in den Boden beitragen. Der Beitrag von Feinwurzeln zum gesamten Nährstoffumsatz beträgt je nach Nährstoff zwischen 8 und 30%. Die Umsatzrate von Feinwurzeln wurde mittels Minirhizotronen in vier Flächen bestimmt. Sie reichte von 0.27 Jahr^{-1} (Brislach) bis 0.82 Jahr^{-1} (Stammheim).

Empfehlungen zur Bewirtschaftung versauerter Böden

Forstliche Empfehlungen zur Bewirtschaftung auf basenarmen Böden umfassen die Pflanzung von Baumarten mit leicht abbaubarer und/oder Ca-reicher Streu, die Mischung von Baumarten zur besseren Erschliessung des Wurzelraums, die Förderung des Jungwuchses zur Vermeidung von Auswaschungsverlusten sowie die Vermeidung von Vollbaumernte.

Trockenstress im Boden

Messungen von Wassergehalt und Wasserspannung im Boden werden seit 2001 durchgeführt. Sie lassen deutlich die trockenen Regionen der Schweiz erkennen. 2011 war ein trockenes Jahr. Das Wassersättigungsdefizit in den obersten 60 cm Tiefe summierte sich in den trockensten Gebieten auf bis zu 50 mm. 2012 war ein feuchtes Jahr ohne nennenswerten Wasserstress. In tiefgründigen Böden nehmen die Eichen Wasser auch noch aus 2 m Tiefe auf.

Wirkung von Trockenheit auf Bäume

Die Buchen können auf Trockenheit unterschiedlich reagieren: in einigen Flächen wurden Trockenheitssymptome am Laub festgestellt, in anderen ein vorzeitiger Laubfall. Beispiel für letztere Reaktion ist die Buchenfläche in Champagne, die trotz vorzeitigen Laubfalls ein erstaunlich starkes Triebwachstum aufweist. Dies ist ein Hinweis darauf, dass vorzeitiger Laubfall eine erfolgreiche Strategie zum Schutz vor Trockenheit sein kann. Bei den Buchen war die Reaktion des Triebwachstums auf das trockene Jahr 2003 in reinen Buchenbeständen stärker als in Mischbeständen mit Fichten. Bei den Fichten ist das Triebwachstum seit 2003 vermindert, und zwar stärker auf Böden mit einem geringen Wasserspeichervermögen.

Ozon

Aus Karten der Ozonbelastung (Ozonflux) und der Waldflächen in der Schweiz, mit Dosis-Wirkungskurven aus Experimenten und aus Beziehungen zwischen Stammwachstum und Ozonbelastung errechnet sich eine mittlere ozonbedingte Reduktion des jährlichen Zuwachses von 20.5% für Laubwälder, von 7.0% für Nadelwälder und 11.2% im Schweizer Durchschnitt für den Zeitraum 1991-2011.

Krankheiten

Die Eschenwelke hat sich seit 2009 sehr schnell ausgebreitet und ist heute in 85% der Beobachtungsflächen vorhanden. Bei den Eichen wurde z.T. ein starker Befall mit der Eichenblattbräune beobachtet, vor allem bei den Stieleichen.

1.2 Résumé

Défoliation des houppiers

En 2012, 9,8% des hêtres, 17,5% des épicéas et 25,3% des chênes affichèrent un taux de défoliation supérieur à 25%. Chez le hêtre, cet état provient dans une large mesure de facteurs climatiques (sécheresse, gel tardif) et de la fructification. Chez l'épicéa, seule la sécheresse présente une corrélation avec la défoliation. Au cours des dernières années, on a cependant observé, pour cette essence, une relation croissante entre la défoliation et l'altitude : la défoliation a beaucoup augmenté sur les stations élevées. Cette valeur a aussi fortement progressé dans la placette très pauvre en bases de Scheidwald.

Mortalité

La sécheresse accroît le taux de mortalité du hêtre et de l'épicéa. Chez l'épicéa, les dépôts d'azote et la carence en potassium ont une grande influence sur la mortalité. Concrètement, cela signifie qu'une sécheresse comme en 2003 augmente la mortalité d'un facteur de 7,2 chez le hêtre ; chez l'épicéa, ce facteur est de 3 pour un dépôt annuel d'azote de 10 kg N ha^{-1} et de 75 pour un apport de 40 kg N ha^{-1} . Le taux de mortalité est 5 fois supérieur pour les épicéas souffrant d'une forte carence en potassium (concentration dans les aiguilles inférieure ou égale à $2,8 \text{ mg g}^{-1}$). On constate le même rapport en ce qui concerne les attaques de bostryches.

Etat nutritionnel

L'approvisionnement en phosphore est toujours très mauvais chez le hêtre et l'épicéa. L'approvisionnement en potassium est également insuffisant pour l'épicéa et l'approvisionnement en magnésium est limité pour les deux essences. On constate une corrélation

négative entre la concentration de ces trois substances dans les feuilles et les aiguilles et les dépôts d'azote ; cette tendance s'est en outre renforcée au cours de la période d'observation. La concentration d'azote dans les feuilles et les aiguilles n'était positivement corrélée à l'apport d'azote qu'au début de la période. Chez le chêne, on observe aussi un approvisionnement limité en phosphore et un rapport élevé entre l'azote et le phosphore et parfois aussi entre l'azote et le potassium. Chez le hêtre, on a constaté, en 2011, la plus grande proportion d'échantillons présentant des symptômes de carence en magnésium depuis le début des observations. Le photoblanchiment, c'est-à-dire la décoloration des feuilles par le rayonnement solaire, s'est renforcé chez le hêtre et le chêne lorsque le phosphore fait défaut.

Accroissement du tronc

En 2010, l'accroissement du tronc est resté approximativement au même (bas) niveau qu'en 2006. Au début de la série d'observation (avant 1998), on avait observé une corrélation positive entre les dépôts d'azote et l'accroissement du tronc, mais cette caractéristique a disparu au cours des années suivantes. Actuellement, plus l'accroissement est faible, plus la concentration de phosphore sera basse dans le feuillage. Par contre, la réaction à la sécheresse est restée constante dans le temps : l'accroissement diminue d'environ 38% lorsque le rapport entre l'évapotranspiration actuelle et potentielle est de 0,6.

Croissance des pousses

En 2011, la croissance des pousses de hêtre et d'épicéa a atteint son plus bas niveau depuis le début des rele-

vés (1975/76). Les raisons en sont le printemps sec 2011 (avant tout pour l'épicéa), la forte fructification du hêtre, les répercussions de l'été sec 2003 et le mauvais approvisionnement en phosphore. Chez le chêne, on observe également une réduction de croissance longitudinale depuis 1999. Le printemps sec 2011 a cependant favorisé la croissance du chêne rouvre et du chêne pubescent. La corrélation entre la croissance des pousses et la concentration en éléments nutritifs est presque identique pour le hêtre et le chêne, alors qu'elle est un peu moins forte pour l'épicéa.

Fructification

En 2011, la fructification du hêtre a atteint un niveau record depuis le début des observations (1988). Ces derniers temps, l'intervalle entre deux faînées abondantes s'est en outre considérablement réduit, à deux ans actuellement. La température du début de l'été des deux années précédentes joue un rôle important dans la fructification du hêtre. Il se peut par conséquent que l'augmentation du nombre de graines découle du changement climatique.

Génération d'aiguilles

Chez l'épicéa, on a recensé un nombre réduit de générations d'aiguilles sur les sols dont la saturation en bases était inférieure ou égale à 15%.

Azote dans les pluviolissivats

L'évolution temporelle des charges d'azote dans les pluviolissivats varie selon les régions. Au sud du Tessin, elles ont diminué depuis l'an 2000, mais restent encore très élevées (2011: $49 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$). Au nord des Alpes, on n'a pas constaté de régression au cours de cette période. Le pluviolissivat est cependant une me-

sure qui sous-estime l'ensemble des dépôts en forêt.

Azote en solution dans le sol

La concentration d'azote en solution dans le sol excède les valeurs limites définies par l'ONU/CEE dans 75% des placettes étudiées, le lessivage d'azote dans 58% des cas. On ne perçoit pas de variation temporelle du lessivage de l'azote, hormis celle due à la diminution des quantités d'eau d'infiltration en raison de la sécheresse. On constate moins d'azote lessivé dans les peuplements forestiers densément pourvus de recrû ou dans les sols mouillés.

Influence de l'azote sur la physiologie des racines et la microbiologie du sol

Des essais de fertilisation azotée, effectués durant plusieurs années sur des stations calcaires et acides, ont montré une augmentation de l'activité phosphatasique dans les racines de hêtre et une diminution du phosphore dans la biomasse microbienne. De plus, les additions d'azote ont modifié la communauté microbienne du sol à partir de 20 kg N ha⁻¹ a⁻¹ déjà. La proportion d'endomycorhizes a également diminué dès 40 kg N ha⁻¹ a⁻¹. La fertilisation a causé une augmentation du rapport C:N du sol qui ne s'explique que par des échanges microbiens ralentis.

Influence de l'azote sur le régime hydrique des jeunes arbres

L'efficacité de l'utilisation de l'eau peut être déterminée par l'analyse du rapport isotopique du carbone dans la biomasse. Elle a diminué par la fumure azotée. La baisse de la concentration en phosphore (fertilisation) et le manque de potassium ont joué un rôle important à cet effet. Les mesu-

res du flux de l'eau dans les jeunes hêtres soumis aux essais d'azote sur la placette Hochwald montrent que les arbres fertilisés présentent un stress hydrique accru. Il est possible que l'azote augmente également le risque de formation d'embolies.

Acidification du sol

Le rapport entre les cations basiques et l'aluminium en solution dans le sol – un indicateur de l'acidification – continue de diminuer, même si la vitesse de régression s'est nettement ralentie dans les sols les plus acidifiés. Dans les sols disposant d'une mauvaise capacité tampon, cette baisse est cependant toujours très marquée. Le rapport critique de 1 est certes rarement atteint, mais il y a des indications que cette valeur limite n'offre pas une protection suffisante contre les dégâts d'acidification.

Influence de l'azote sur l'acidification du sol

Des essais de fertilisation in situ à l'aide de nitrate d'ammonium, effectués durant plusieurs années, ont causé une rapide diminution du rapport BC/Al dans un sol pauvre en bases (Zugerberg). Même dans les sols calcaires on a observé une acidification due au traitement. L'interruption de la fertilisation a certes entraîné une réduction de la concentration en nitrates en solution dans le sol, mais n'a eu aucun effet sur les indicateurs d'acidification durant les trois premières années.

Lombrics

Les données collectées dans les placettes d'observation montrent que le pH optimal se situe entre 3,5 et 4 pour les lombrics épigés. Les anéciques atteignent leur optimum vers 5 et restent à ce niveau même si le

pH augmente, alors que les endogés diminuent au-delà de 7. La sécheresse entrave les vers anéciques. Une diversité élevée d'essences à litière facilement dégradable favorise les anéciques et endogés, mais pas les épigés.

Détection des stations pauvres en bases

Une méthode de cartographie de la saturation en bases a été développée avant tout sur la base de cartes de végétation. Des espèces indicatrices ont également été définies pour les sols pauvres en bases. Celles-ci ne conviennent cependant pas pour une représentation cartographique, car elles n'apparaissent pas partout. Lorsque les cartes de végétation font défaut, il est possible d'établir une carte de la saturation en bases à plus faible résolution en se fondant sur la carte d'aptitude des sols et la carte géologique.

Bilan des éléments nutritifs

Dans les placettes d'observation, la modélisation du taux d'altération du sol a permis d'évaluer le bilan des éléments nutritifs. La récolte de grumes écorcées conduit à un bilan négatif du calcium dans 1% et du phosphore dans 30% des placettes. Lors de la récolte d'arbres entiers, le bilan du calcium est négatif dans 60% des surfaces et celui du phosphore dans 75% des cas. En tenant compte de pertes par lessivage au niveau actuel, ces proportions augmentent pour les deux éléments dans 87% des placettes. Cela signifie qu'en plus de l'abandon des déchets de coupe en forêt, des mesures visant à réduire les pertes par lessivage contribuent quelque peu à améliorer la pérennité du bilan des éléments nutritifs, que ce

soit par la gestion des forêts ou par des mesures d'hygiène de l'air en vue de réduire les émissions (NH₃ et NO_x entre autres).

Cycle des éléments nutritifs dans la litière

Lors d'une année à graines, les faines peuvent constituer plus de la moitié des éléments nutritifs de la litière de surface. La contribution des racelles au cycle global des éléments nutritifs varie entre 8 et 30% selon la substance. Un examen des racines (minirhizotrone) a permis de déterminer la vitesse de renouvellement des racelles dans quatre placettes. Elle oscillait entre 0,27 (Brislach) et 0,82 an⁻¹ (Stammheim).

Recommandations pour la gestion des sols acidifiés

Les recommandations forestières pour la gestion des sols pauvres en bases comprennent la plantation d'essences à litière facilement dégradable et/ou riche en calcium, le mélange d'essences visant une meilleure exploitation de l'espace racinaire, la promotion du recrû afin d'éviter les pertes par lessivage et le renoncement à la récolte d'arbres entiers.

Stress hydrique dans le sol

La teneur en eau et la tension hydrique du sol ont été mesurées depuis 2001. Les résultats font clairement ressortir les régions séchardes de la Suisse. L'année 2011 a été sèche. Dans les zones les plus sèches, le déficit en saturation d'eau dans les 60 premiers centimètres a parfois atteint 50 mm. L'année 2012 a été humide, sans connaître de véritable stress hydrique. Dans les sols profonds, les chênes sont encore en mesure de prélever de l'eau à une profondeur de deux mètres.

Effet de la sécheresse sur les arbres

Les hêtres réagissent différemment à la sécheresse : dans quelques placettes, on a constaté des symptômes de sécheresse au niveau du feuillage, alors que dans d'autres, on a observé la chute prématurée des feuilles. Comme exemple pour le deuxième type de réaction, on relèvera la placette de hêtres à Champagne qui présente une croissance des pousses étonnamment élevée malgré la chute prématurée des feuilles. Cela montre que la chute prématurée des feuilles peut constituer une stratégie efficace de protection contre la sécheresse. Chez le hêtre, la réaction de la croissance des pousses à l'année de sécheresse 2003 a été plus forte dans les hêtraies pures que dans les peuplements mélangés avec de l'épicéa. Chez l'épicéa, la croissance des pousses est réduite depuis 2003 ; ce phénomène est d'autant plus marqué sur les sols souffrant d'une faible capacité de rétention hydrique.

Ozone

Les cartes de la charge d'ozone (flux d'ozone) et les surfaces forestières de Suisse permettent de calculer – à l'aide de courbes dose-effet provenant d'expériences et de corrélations entre la croissance du tronc et l'ozone – une réduction moyenne de croissance par l'ozone de 20,5% par an pour les forêts de feuillus, de 7,0% pour celles de résineux et de 11,2% en moyenne par an pour le pays et pour la période de 1991 à 2011.

Maladies

Depuis 2009, la chalarose du frêne s'est très rapidement répandue et concerne actuellement 85% des placettes d'observation. L'antracnose

du chêne a avant tout touché le chêne pédonculé.

1.3 Riassunto

Trasparenza delle chiome

Nel 2012 sul 9.8% dei faggi, sul 17.5% degli abeti rossi e sul 25.3% delle querce è stata osservata una trasparenza delle chiome >25%. Nei faggi la trasparenza delle chiome è stata in gran parte una conseguenza di fattori climatici (siccità e gelo tardivo) come pure della fruttificazione. Nell'abete rosso è stata rimarcata una relazione tra siccità e trasparenza delle chiome. Per questa specie, inoltre, negli ultimi anni è stato possibile individuare una relazione con l'altitudine; infatti nelle quote più alte la trasparenza è aumentata in modo importante. In particolare è apparsa forte sulla superficie di Scheidwald, area caratterizzata da un suolo povero di basi.

Mortalità

Il tasso di mortalità dei faggi e degli abeti rossi aumenta con la siccità. Nelle superfici di abeti rossi la mortalità è influenzata molto dagli apporti azotati e dalla mancanza di potassio. Concretamente la siccità del 2003 ha causato nei faggi una mortalità 7.2 volte maggiore al normale. Apportando azoto in quantità di 10 kg N ha⁻¹, la mortalità degli abeti rossi è cresciuta di un fattore 3, con un apporto di 40 kg N ha⁻¹ addirittura d'un fattore 75. Gli abeti rossi con grave mancanza di potassio (concentrazione di K negli aghi ≤2.8 mg g⁻¹) hanno avuto un tasso di mortalità 5 volte maggiore al normale. Valori simili sono stati osservati anche con attacchi da bostrico.

Nutrimiento

Nei faggi e negli abeti rossi l'assimilazione di fosforo è tuttora precaria. Negli abeti rossi è problematica anche l'assimilazione di potassio, mentre quella di magnesio è

in ambo le specie solo sufficiente. La concentrazione di tutte e tre le sostanze nutritive è in antitesi con l'apporto di composti azotati, che durante gli anni d'osservazione ha continuato a rafforzarsi. Le concentrazioni di azoto in aghi e foglie hanno avuto una correlazione positiva con gli apporti d'azoto solo all'inizio del periodo d'osservazione. Per le querce, l'assimilazione di fosforo è giusto sufficiente. Il rapporto tra azoto e fosforo, come in parte anche tra azoto e potassio, è elevato. Durante il 2011 nei faggi è stato possibile osservare il maggior numero di aree-campione con sintomi di mancanza di magnesio. In queste condizioni, nei faggi e nelle querce è stato notato un incremento di photobleaching, vale a dire lo schiarimento delle foglie sotto l'influenza dei raggi solari.

Accrescimento del fusto

Nel 2010, come già nel 2006, l'accrescimento del fusto è stato mediocre. All'inizio della serie d'osservazioni (prima del 1998) il rapporto tra depositi di azoto e accrescimento dei fusti era positivo; negli anni seguenti si è per contro annullato. Oggi si nota come l'accrescimento sia tanto minore quanto più bassa è la concentrazione di fosforo nelle foglie. Per contro la reazione alla siccità è stata costante nel tempo: con un rapporto d'evapotraspirazione pari a 0.6, l'accrescimento è diminuito del 38% circa.

Crescita dei getti

Nel 2011 i faggi e gli abeti rossi hanno avuto la più corta crescita di getti dall'inizio della serie d'osservazioni. Tra le cause hanno inciso la primavera secca del 2011 (specialmente per gli abeti rossi), l'anno di forte fruttifica-

zione (pasciona) dei faggi, le tutt'ora incisive conseguenze dell'estate secca del 2003 nonché il cattivo approvvigionamento di fosforo. Dal 1999 si osserva un regresso della crescita dei getti anche nelle querce. Tuttavia per i roveri e le farnie la primavera secca del 2011 ha inciso in modo positivo. Nei faggi e nelle querce la relazione tra crescita dei getti e concentrazione di sostanze nutritive ha un andamento simile; negli abeti rossi è per contro meno marcata.

Fruttificazione

Dal 1988, inizio della serie di osservazioni, la fruttificazione dei faggi non è mai stata così forte come nel 2011. Negli ultimi anni è stato possibile notare una maggiore frequenza degli anni di pasciona che ormai si ripetono con ritmo biennale. Nella fruttificazione gioca un ruolo importante la temperatura dell'inizio dell'estate dei due anni precedenti. È dunque verosimile pensare che l'incremento della fruttificazione sia conseguenza del mutamento climatico.

Presenza di aghi

Sui suoli con saturazione basica ≤15%, le chiome degli abeti rossi presentano aghi corrispondenti a meno annate.

Azoto nelle deposizioni sotto chioma

Lo sviluppo delle deposizioni di azoto sotto chioma si manifesta con diversità regionali. Nel Ticino meridionale sebbene siano ancora alte (2011: 49 kg N ha⁻¹ a⁻¹), dal 2000 si osserva una diminuzione. Per contro al Nord delle Alpi durante lo stesso periodo non si è vista nessuna riduzione. Le deposizioni sotto chioma, se paragonate con le deposizioni complessive in bosco, hanno un peso solo relativo.

Azoto nella soluzione circolante del suolo

Nel 75% delle aree di studio le concentrazioni di azoto della soluzione circolante sono superiori ai limiti definiti dall'UNECE. Nel 58% delle superfici i valori di lisciviazione sono troppo elevati. Nel tempo non è riconoscibile alcuna variazione dei valori di lisciviazione dell'azoto, se non in caso di siccità quando la percolazione dell'acqua è ridotta. La lisciviazione di azoto è minore nei popolamenti densi di rinnovazione e nei suoli molto bagnati.

Influenza dei composti azotati sulla fisiologia delle radici e sulla microbiologia del suolo

Nelle stazioni calcaree e acide con faggio, la fertilizzazione azotata eseguita su più anni ha indotto nelle radici un incremento della fosfatasi e nella massa microbiologica una diminuzione dei fosfori. A partire da un apporto pari a 20 kg N ha⁻¹ a⁻¹ la comunità microbiologica del suolo si è spostata. Oltre 40 kg N ha⁻¹ a⁻¹ è diminuita anche la parte di endomicorrize. La fertilizzazione ha causato un incremento del rapporto C:N nel suolo, spiegabile solo con l'inibizione del turnover microbico.

Influenza dei composti azotati sulla gestione delle risorse d'acqua di alberi giovani

L'efficienza nell'uso dell'acqua può essere analizzata mediante il rapporto di isotopi di carbonio nella biomassa. La fertilizzazione azotata ha causato una diminuzione dell'efficienza, in cui sia la diminuzione della concentrazione di fosforo sia la mancanza di potassio hanno giocato un ruolo fondamentale. Misurazioni del flusso d'acqua in giovani faggi sottoposti a

fertilizzazione azotata hanno permesso di osservare un incremento dello stress idrico. Probabilmente le piante sono anche più suscettibili a embolie da azoto.

Acidificazione dei suoli

Nella soluzione circolante il rapporto tra cationi basici e alluminio, un indicatore d'acidificazione, ha continuato a diminuire. Nei suoli più acidificati questo rapporto decresce con minore velocità. Nei suoli non ben tamponati continua per contro a scendere in modo deciso. Il valore limite critico corrispondente a 1 è stato raggiunto solo poche volte, tuttavia sussistono dubbi che tale limite sia sufficiente per proteggere dall'acidificazione.

Influenza dei composti azotati sull'acidificazione dei suoli

La fertilizzazione durante più anni con nitrato d'ammonio ha innescato un'accresciuta diminuzione del rapporto BC/Al (suolo povero di basi allo Zugerberg). L'intervento ha causato un'acidificazione perfino sui suoli calcarei. L'interruzione della fertilizzazione ha indotto una riduzione della concentrazione di nitrati nella sostanza circolante, nei primi tre anni tuttavia senza effetto sugli indicatori d'acidità.

Lombrichi

I dati raccolti nelle superfici di studio hanno dimostrato che i lombrichi dello strame prediligono un pH ottimale tra 3.5 e 4. I trapanatori verticali raggiungono il loro valore ottimale attorno a pH 5, mantenendo un numero ideale anche a valori di pH superiori. Per contro i trapanatori orizzontali diminuiscono di numero quando si supera il pH 7. I lombrichi trapanatori verticali sono inibiti dalla siccità. La presenza di molti alberi differenti

con fogliame facilmente degradabile favorisce i trapanatori verticali e orizzontali, ma non i lombrichi che abitano nello strame.

Riconoscimento di stazioni povere di basi

È stata sviluppata una metodologia per cartografare la saturazione basica, fondata soprattutto sulle carte della vegetazione. Sono state selezionate delle specie indicatrici per suoli poveri di basi ma dato che queste non compaiono ovunque, sono ritenute inedonee per sviluppare una cartografia specifica. Nelle zone dove non esistono le carte della vegetazione, con minor risoluzione possono essere utilizzate anche le carte d'idoneità del suolo o le carte geologiche.

Bilancio delle sostanze nutritive

È stato calcolato che un'utilizzazione forestale di tronchi senza corteccia causa un bilancio negativo di calcio nell'1% delle superfici. Nel caso del fosforo il bilancio è negativo nel 30% delle aree di studio. Le cifre peggiorano in caso di utilizzazione ad albero intero, dato che sono stati osservati bilanci negativi di Ca e P nel 60% rispettivamente nel 75% delle superfici. Se si considera anche l'attuale tasso di lisciviazione, per ambi gli elementi il bilancio è negativo sull'87% delle superfici. Ciò significa che oltre a lasciare in bosco gli scarti della produzione forestale, per migliorare il bilancio delle sostanze nutritive sono necessarie misure mirate a diminuire le perdite di lisciviazione, siano queste di tipo forestale o di riduzione delle emissioni (p.es. NH₃ o NO_x).

Turnover delle sostanze nutritive dello strame

Negli anni di pasciona i frutti del faggio possono contribuire ad arricchire

il suolo nella misura di oltre la metà di tutte le sostanze nutritive dello strame. Le radici fini contribuiscono al turnover totale nella misura di 8-30%, a dipendenza della sostanza considerata. Il tasso di turnover delle radici fini è stato definito in quattro aree di studio mediante l'utilizzo di minirizotroni. Il suo valore varia da 0.27 anno⁻¹ (Brislach) fino a 0.82 anno⁻¹ (Stammheim).

Consigli per la gestione di suoli acidificati

Da un punto di vista forestale, sui suoli acidificati si consigliano la messa a dimora di specie arboree con fogliame facilmente degradabile e/o ricco di calcio, la mescolanza con specie adatte a sfruttare al meglio lo spazio radicale, il sostegno del ringiovanimento a protezione della lisciviazione come pure la rinuncia all'esbosco di alberi interi.

Stress da siccità nei suoli

Dal 2001 si effettuano anche misurazioni del contenuto d'acqua e del potenziale idrico dei suoli. Queste permettono di riconoscere in modo evidente le regioni più secche della Svizzera. Il 2011 è stato un anno di siccità. Nelle aree più secche, nei primi 60 cm di profondità è stato accumulato un deficit di saturazione idrica con valori fino 50 mm. Il 2012 è stato un anno umido senza particolare stress idrico. Su suoli profondi i frassini possono assimilare acqua fino a 2 m di profondità.

Effetto della siccità sugli alberi

I faggi reagiscono alla siccità in modo differenziato: in alcune superfici si è osservata una sintomologia tipica da siccità sulle foglie, in altre si è manifestata la caduta precoce delle foglie. Tra queste ultime, come esempio

elenchiamo la superficie di faggi a Champagne che malgrado la caduta precoce delle foglie ha mostrato un'inaspettata forte crescita dei getti. Ciò dimostrerebbe che per le piante la caduta precoce delle foglie può essere un'efficace strategia di lotta contro la siccità. Nel 2003 la reazione dei popolamenti puri di faggio è stata migliore se comparata con i popolamenti misti con abete rosso. Dal 2003 le superfici con abete rosso hanno subito una riduzione della crescita dei getti, in particolare laddove il suolo non ha grandi capacità di trattenuta dell'acqua.

Ozono

A partire dalle mappe del carico di ozono (ozonflux) e della superficie boscata della Svizzera, incrociate con le curve medie derivate da esperimenti sugli accrescimenti, è stato possibile calcolare la riduzione della crescita dovuta all'ozono. La diminuzione è del 20.5% per le latifoglie, del 7.0% per le aghifoglie e dell'11.2% per la media svizzera.

Malattie

Il deperimento dei frassini si è diffuso rapidamente a partire dal 2009. Oggi è presente nell'85% delle superfici di studio. Le farnie sono per contro molto colpite dall'antracnosi della quercia.

1.4 Abstract

Crown transparency

In 2012, 9.8% of the European beeches (*Fagus sylvatica* L.), 17.5% of the Norway spruces (*Picea abies* Karst.) and 25.3% of the Common Oaks (*Quercus* sp.) on the plots of the Intercantonal permanent observation network showed a crown transparency of >25%. The crown transparency of European beech is largely explained by meteorological factors (drought, late frost) and by fructification. In Norway spruce only drought showed a relation with crown transparency. During the last years an increasing relation between crown transparency and altitude has been observed for Norway spruce; at higher altitudes crown transparency has strongly increased. In the plot Scheidwald with extremely base poor soil, too, crown transparency has strongly augmented, suggesting an impact of soil acidification.

Mortality

Drought increases the mortality rates of European beech and Norway spruce. In Norway spruce, nitrogen (N) deposition and potassium (K) deficiency were also strongly related with mortality. The results suggest that a drought similar to 2003 will increase the mortality of beech sevenfold. In Norway spruce a strong interaction between N deposition and drought has been observed. This means that a drought similar to 2003 increased the mortality by a factor of 3 when N deposition was 10 kg N ha⁻¹ yr⁻¹ and by a factor 75 when nitrogen deposition was 40 kg ha⁻¹ yr⁻¹. Strong K deficiency (foliar K concentrations ≤2.8 mg g⁻¹) increased the mortality of Norway spruce by a factor of 5. Similar relationships have been observed when

the mortality analysis was restricted to trees killed by bark beetles.

Tree nutrition

The phosphorus supply of beech and Norway spruce is still very low. Potassium supply in Norway spruce is also insufficient, and magnesium is short in both tree species. The foliar concentrations of all three elements show a negative relation with nitrogen deposition which has got stronger during the observation period (since 1984 for beech, since 1995 for Norway spruce). Foliar nitrogen concentrations were positively correlated with nitrogen deposition only in the beginning of the observation period in the 1980s and 1990s. Oaks, too, show low foliar phosphorus concentrations, wide ratios between N and P and partly also between N and K. In 2011, the largest proportion of samples with symptoms of Mg deficiency since the beginning of the measurements in the 1980s was observed in beech.

Photobleaching, i.e. bleaching of the leaves under sunlight, has been observed more frequently in beech and oak when P nutrition was deficient.

Stem increment

In 2010 the stem increment was similarly low as in 2006. In the beginning of the observation period, before 1998, stem increment was considerably higher, with a significant relationship to nitrogen deposition. This relationship disappeared later in the observation period. Today stem increment is strongly correlated with foliar phosphorus concentrations. The relation between increment and drought has, however, stayed constant: at a ratio between actual and potential evapotranspiration of 0.6 growth is decreased by about 38%.

Shoot growth

In 2011, shoot growth of European beech and Norway spruce has been as low as never before since the beginning of the measurements (1975/76). Possible reasons for this are the dry spring 2011 (especially in the case of Norway spruce), the strong fructification in European beech, long lasting effects of the dry summer 2003 and the low phosphorus supply. Oak, too, has shown a decrease of shoot growth since 1999, although shoot growth of sessile and pubescent oak have been promoted during the dry spring 2011. The relations between shoot growth and nutrient concentrations are rather similar in beech and oak whereas they are somewhat less strong in Norway spruce.

Fructification

In 2011, fructification in beech was as strong as never before in the observation period going back to 1988. Moreover, during the last decade the interval between two mast years decreased from 3-5 years to 2 years. The temperature during early summer in the preceding two years plays an important role in the fruit formation. A high temperature in this time span (e.g. 19-21°C on the average) leads to high fructification in the following year and low fructification two years later. It is therefore possible that the observed increasing fructification is a response to climate change.

Needle age classes

Norway spruce showed a lower number of needle year's classes on soils with a base saturation of ≤15%.

Nitrogen in throughfall

The temporal development of nitrogen loads in throughfall varies between regions. In southern Ticino

they have decreased since 2000 but are still at a very high level (2011: 49 kg N ha⁻¹ yr⁻¹). North of the alps no decrease has been observed. Nitrogen load in the throughfall, however, underestimates the total nitrogen deposition in a forest stand.

Nitrogen in soil solution

Nitrogen concentrations in soil solution exceed the critical limits (UBA 1993) in 75% of the plots examined, nitrogen leaching in 58% of the plots. There is no temporal trend of nitrogen leaching, except in cases with much lower runoff due to drought. Forest sites with a high density of young trees or temporarily waterlogged soils leach less nitrogen.

Effect of nitrogen on root physiology and soil microbiology

N addition in a multi-year field experiment on calcareous and on acidic soils led to an increase of phosphatase activity in beech roots and to a decrease of phosphorus in microbial biomass. It also caused a shift in the soil microbial community already at 20 kg N ha⁻¹ yr⁻¹. The proportion of endomycorrhiza decreased with doses of 40 kg N ha⁻¹ yr⁻¹ or higher. N addition caused an increase of C:N ratios in the upper soil layer. This can only be explained by an inhibited microbial turnover rate.

Effect of nitrogen on water use efficiency of young trees

The water use efficiency (WUE) can be determined by analyzing the ratios of carbon isotopes in the plant biomass. It was decreased by N addition. The decrease in phosphorus concentration by nitrogen addition and the potassium deficiency play an important role in this WUE decrease. First

results suggest also that nitrogen addition increases the risk of cavitation occurrence.

Soil acidification

The ratio between base cations and aluminium in soil solution (BC/Al ratio), an indicator for acidification, is further decreasing, although the rate of change has decreased in the very acidic soils. In soils with a lower buffer capacity this decrease is, however, still distinct. The critical ratio of BC/Al = 1 is rarely reached, but there are doubts that this limit sufficiently protects from damages by acidification.

Nitrogen effect on soil acidification

Experimental application of ammonium nitrate during several years led to an accelerated decrease of the BC/Al ratio on a base poor site (Zugerberg). Even on calcareous soils the treatment resulted in a measurable acidification. A stop of the treatment led to a reduction of the nitrate concentration in the soil solution but did not affect acidification indicators within the subsequent three years.

Earthworms

Data from the observation plots show that litter and surface dwelling (epigeic) earthworms have their optimum between pH 3.5 and 4. The deep burrowing (anecic) species reach their optimum at pH 5 and stay on the same level also at higher pH values whereas the soil dwelling (endogeic) earthworms decrease at pH values >7. Anecic earthworms are inhibited by drought. A high diversity of tree species with readily degradable litter promotes anecic and endogeic earthworms but not epigeic species.

Identification of base poor sites

A method has been developed for mapping soil base saturation in the rooting zone (0-40cm) on the basis of the composition of ground vegetation. Indicator species for base poor soils can also be specified but these are not suitable for mapping purposes because they do not occur frequently enough. When no relevés of the ground vegetation are available, the soil base saturation can also be mapped based on the Swiss soil aptitude map and on the Swiss geological map.

Nutrient budgets

Based on data from observation plots with modeled soil weathering rates rough estimates of nutrient budgets were calculated. Harvesting stems without bark leads to a negative calcium (Ca) budget in 1% of the plots and in 30% to a negative P budget. With whole tree harvesting the Ca budget is negative in 60% of the plots and the P budget in 75% of the plots. When the current leaching losses are taken into account, these proportions rise to 87% for both elements. This means that apart from leaving the harvest residuals in the forest also measures against the reduction of the leaching losses may be of significance, e.g. by management practices or by air pollution control (a.o. NH₃ and NO_x emission abatement).

Nutrient turnover in litter

In most years beech fruits can contribute more than half to the nutrient turnover in above-ground litter fall. The contribution of fine roots to the total nutrient turnover may account for 8 to 30%, depending on the element regarded. The turnover rate of fine roots was determined in

four plots using minirhizotrones. It amounts to between 0.27 (Brislach) and 0.82 per year (Stammheim).

Recommendations for forest management on base poor soils

Recommendations for forest management on base poor soils include the promotion of tree species with readily degradable and/or Ca rich litter, the mixture of tree species for better exploitation of the root space, the promotion of young trees to reduce leaching losses and the avoidance of whole-tree harvest.

Drought stress

Measurements of soil water content and soil water potential have been performed since 2001. On the basis of these data the dry regions of Switzerland can be identified. 2011 was a dry year. The water saturation deficit in the upper 60 cm summed up to 50 mm. 2012 was a moist year without appreciable water stress. In deep soils oaks can take up water even at a depth of 2 m.

Effect of drought on trees

Beech trees may react to drought in various ways. On some plots the trees show foliar drought necroses, on other plots a premature leaf fall. An example for the latter reaction is the beech plot Champagne which shows a remarkably good shoot growth in spite of the premature leaf fall. This suggests that premature leaf fall may be a successful strategy to protect trees from drought. In beech the response of shoot growth to the dry summer 2003 was stronger in pure beech stands than in stands mixed with Norway spruce. In many Norway spruce plots shoot growth has not yet fully recovered from the dry year 2003, especially on soils with low water storage capacity.

Ozone

Based on maps for ozone flux and forest areas of Switzerland, on dose-response curves from ozone fumigation experiments and on the analysis of relationships between stem increment and ozone fluxes, estimates for average growth reduction in Swiss forests have been obtained. The annual growth reduction amounts to 20.5% for deciduous forest plots, to 7.0% for coniferous forest plots and to 11.2% as an average of all plots for the period 1991-2011.

Diseases

The ash dieback has spread rapidly since 2009 and is today (2013) present in 85% of all observation plots. Oak anthracnose was observed especially in pedunculate oaks.

2 Einleitung

Die Walddauerbeobachtung ist ein wertvolles Instrument zur Erkennung und zur Dokumentation schleichender Veränderungen. Während in den achtziger Jahren, zu Beginn des Walddauerbeobachtungsprogramms, der Fokus auf dem sauren Regen und auf dem Ozon lag, erlangten später auch die Auswirkungen erhöhter Stickstoffeinträge Aufmerksamkeit. Unterdessen liegt eine fast 30jährige Zeitreihe vor, die z.T. markante Veränderungen der Ernährung, des Zuwachses und der Bodenchemie zeigt. Diese lange Zeitreihe und die Beobachtung auf einer Vielzahl von unterschiedlichen Standorten erlauben epidemiologische Auswertungen, die das Verständnis für Prozesse in den Waldökosystemen erweitern und vertiefen. Dies ist auch im Hinblick auf den Klimawandel von Bedeutung. Die Walddauerbeobachtung wird ergänzt durch

experimentelle Untersuchungen, die eine Interpretationshilfe für die beobachteten Prozesse liefern. Die Kombination dieser beiden Ansätze, Epidemiologie und Experiment, erlaubt es, kritische Belastungsgrenzen für das Ökosystem Wald zu ermitteln. Die Ergebnisse fließen in die entsprechenden Arbeitsgruppen und wissenschaftlichen Workshops der UNECE ein (UNECE 2010, UNECE 2011).

Die ersten 51 Walddauerbeobachtungsflächen wurden 1984/85 vom IAP im Auftrag der Kantone AG, BE, BL, BS, SO, ZH und ZG eingerichtet. Das Flächennetz wurde laufend erweitert; 2006 kamen die Kantone FR und TG dazu. Dabei wurden auch gezielt Problemstandorte oder Standorte mit extremen ökologischen Bedingungen einbezogen, da eine epidemiologische Auswertung ein breites Spek-

trum der auszuwertenden Parameter voraussetzt. 2009 wurden Eichen in die Untersuchungen eingeschlossen. Das heutige Netz umfasst 179 Flächen (Abb. 1). 2012 wurden 6440 Buchen, 5222 Fichten, 1838 Eichen und 31 Tannen bonitiert.

Eine detaillierte Beschreibung der Methoden würde den Rahmen dieses Berichtes sprengen. Es sei deshalb auf Detailberichte über Stickstoffuntersuchungen (Flückiger und Braun 2011), Bodenlösungsmessungen (Braun 2013), über die Untersuchungen zur Erkennung gefährdeter Waldstandorte (Braun und Belyazid 2011, Braun et al. 2013) sowie auf einschlägige Publikationen zu den entsprechenden Themen verwiesen. Tabellen zu statistischen Auswertungen oder detaillierteren Informationen sind im Anhang aufgeführt.

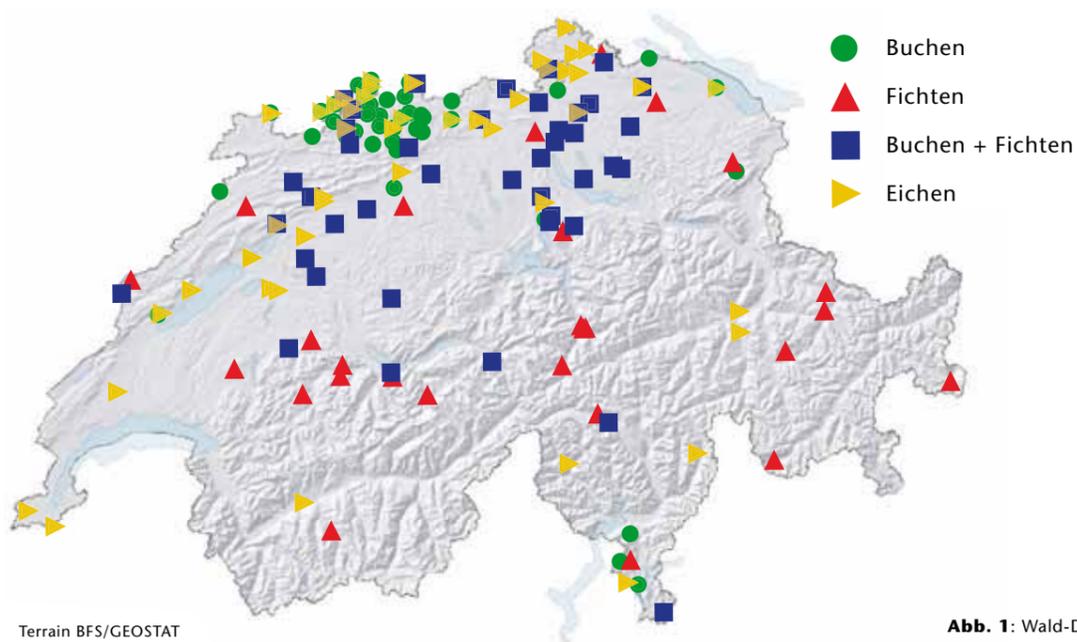


Abb. 1: Wald-Dauerbeobachtungsflächen

Terrain BFS/GEOSTAT

3 Bonitierung des Kronenzustands

2012 zeigten 9.8% der Buchen, 17.5% der Fichten und 25.3% der Eichen eine Kronenverlichtung >25%. Bei den Buchen folgt die Kronenverlichtung zu einem grossen Teil Witterungsfaktoren (Trockenheit, Spätfrost) sowie dem Fruchtbehang, bei der Fichte zeigt lediglich die Trockenheit eine Beziehung zur Kronenverlichtung. In den letzten Jahren lässt sich jedoch bei dieser Baumart eine zunehmende Beziehung zwischen Kronenverlichtung und Meereshöhe beobachten; in höheren Lagen ist die Verlichtung stark angestiegen. Auch in der sehr basenarmen Fläche Scheidwald hat die Verlichtung stark zugenommen.

3.1 Kronenverlichtung

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 der Europäischen Wirtschaftskommission der

UNO (UNECE und EC 2003) gelten Bäume mit einer Kronenverlichtung von mehr als 25% als gestresst. In den nachfolgenden Abbildungen ist deshalb dieser Anteil dargestellt. Eine Verlichtung >60% wird selten beobachtet, und die Verlichtungsstufe 4 (abgestorben) wird in Kap. 3.3 gesondert behandelt.

Tab. 1: Verlichtungsstufen gemäss UNECE und EC (2003).

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

Der Anteil von Buchen mit einer Kronenverlichtung >25% ist in Abb. 2 dargestellt (rote Linie). Er betrug 2012 9.8%. Die Buche reagiert rasch auf Witterungseinflüsse. Eine Analyse der Daten zeigt den Einfluss klimatischer Parameter auf die Kronenverlichtung (Tab. 16 im Anhang). Trockenheit erhöht die Verlichtung, wie aus der Beziehung mit dem Verhältnis zwischen aktueller und potentieller Verdunstung des Vorjahrs (Evapotranspiration, vgl. Kap. 12.1) hervorgeht.

Aber auch nach Spätfrostereignissen ist die Kronenverlichtung erhöht. Wichtiger Faktor bei der Erklärung der Kronenverlichtung der Buche ist zudem der Fruchtbehang (vgl. Kap. 5.4). Die in Tab. 16 im Anhang aufgelisteten Variablen erklären 7.1% der Varianz. Keine signifikanten Beziehungen wurden dagegen mit der Nährstoffkonzentration in den Blättern gefunden. Der aus den Korrelationen resultierende Schätzwert der Verlichtung ist in Abb. 2 als grüne

Foto 1: Verlichtete Buche



Foto 2: Spätfrostschaden an Buchen (Grenchenberg 5.6.12)



Linie eingezeichnet. Abweichungen davon nach oben sind in den 1980er Jahren zu beobachten, in den letzten Jahren war die Kronenverlichtung geringer, als aufgrund der Witterung zu erwarten gewesen wäre.

Bei den Fichten ist die Korrelation der Kronenverlichtung mit Witterungseinflüssen wesentlich schwächer (Abb.

3, Tab. 17 im Anhang). Das Verhältnis zwischen aktueller und potentieller Evapotranspiration des Vorjahres ist wie bei der Buche signifikant mit der Kronenverlichtung korreliert, ist aber der einzige signifikante Prädiktor. Die aufgrund der Regressionsresultate in Tab. 17 berechneten Schätzwerte für die Verlichtung sind in Abb. 3 wiederum als grüne Linie eingezeichnet.

Wie bei der Buche konnte auch bei der Fichte keine Beziehung zu Nährstoffkonzentrationen in den Nadeln gefunden werden. Eine Ausnahme ist die Fläche Alvanu, in der die Applikation eines organisch-mineralischen Slow-Release-Düngers (N, P, K, Ca, Mg, Spurenelemente) zu einer deutlich verminderten Kronenverlichtung geführt hatte, parallel zu erhöhten Phosphorkonzentrationen in den Nadeln (Flückiger und Braun 1995, Flückiger und Braun 2009). Auch die Basensättigung des Bodens kann eine Rolle spielen: in der sehr basenarmen Flächen Scheidwald (BE) hat die Verlichtung in den letzten Jahren stark zugenommen.

Bei der Kronenverlichtung der Fichte zeichnet sich in den Jahren 2007-2012 eine Entwicklung ab. Mit zunehmender Meereshöhe ist eine zunehmende Verlichtung zu beobachten (Abb. 5). Seit 2007 ist diese Korrelation jedes Jahr signifikant, während vorher nur 1996 eine solche Beziehung beobachtet werden konnte (Abb. 6). Bis jetzt liessen sich keine Erklärungen für diese Entwicklung finden. Ein starker Befall mit dem Fichtenblasenrost (*Chrysomyxa rhododendri*) könnte eine Rolle gespielt haben, aber dieser tritt erst ab einer Höhe von 1500 m auf (Abb. 4). Mit Klimadaten auf Stundenbasis (Detektion von Extremereignissen, z.B. Frost) könnten diese Phänomene möglicherweise besser analysiert werden.

Abb. 2: Anteil Buchen mit >25% Kronenverlichtung (rote Linie) im Vergleich zu der aus den Variablen in Tab. 16 berechneten Verlichtung (grüne Linie). Die Klimaparameter und der Fruchtbehang erklären 7.1% der Varianz.

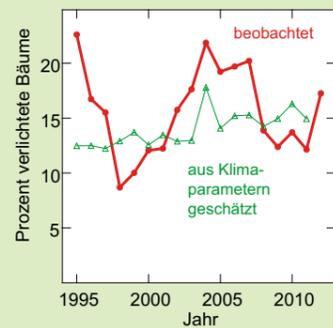


Abb. 3: Anteil Fichten mit >25% Kronenverlichtung (rote Linie) im Vergleich zu der aus den Variablen in Tab. 17 berechneten Verlichtung (grüne Linie). Die Klimaparameter erklären 2.2% der Varianz.

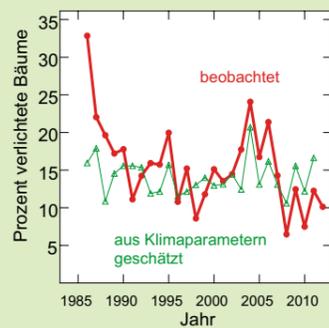


Abb. 4: Befall der Fichtentriebe mit dem Fichtenblasenrost in Beziehung zur Meereshöhe. Aufnahme an Gipfeltrieben 2011 (Einheit ist Bonitierungsstufe von 0-9).

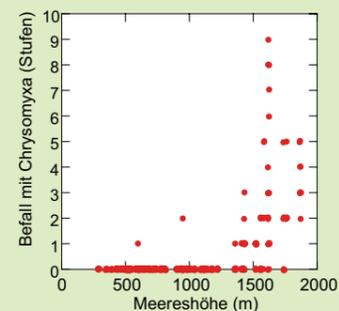


Abb. 5: Beziehung zwischen dem Anteil von Fichten mit >25% Kronenverlichtung und der Meereshöhe für das Jahr 2012. Die eingezeichnete Linie verbindet Medianwerte (LOESS-Glätter).

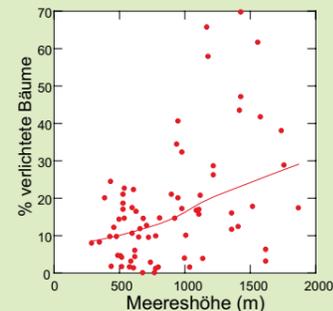


Abb. 6: Jahresweise Regression der Kronenverlichtung von Fichten mit der Meereshöhe. Je höher die Säule, umso stärker ist die Beziehung. Ausgefüllte Säulen: signifikant. Balken=95% Vertrauensbereich. Regression mit Meereshöhe = Zunahme Verlichtungsprozent pro Meter.

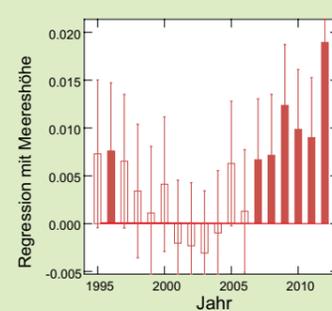


Foto 3: Fichten mit unterschiedlicher Verlichtung.



Foto 4: Befall mit dem Fichtenblasenrost (*Chrysomyxa rhododendri*)

3.2 Eichenbeobachtungen

Im Zuge des Klimawandels wird der Eiche eine grosse Bedeutung als Zukunftsbaumart beigemessen. Das seit 1984 bestehende Netz der Walddauerbeobachtung wurde deshalb in den Jahren 2009 und 2010 auch auf Eichen ausgedehnt. In einigen Flächen war die Eiche bereits 1984 in die Beobachtungen einbezogen worden, und 2003 waren schon einmal Eichenäste in 22 Flächen und 2007 in 26 Flächen zur Analyse des Triebwachstums geerntet worden, wodurch z.T. auch Auswertungen über längere Zeitperioden möglich sind.

Das Netz der Eichenbeobachtungsflächen (mindestens 35 Eichen pro Fläche, ab Baumholz) ist in Abb. 7 dargestellt, wobei nach der dominanten

Eichenart (mindestens 28 Individuen) differenziert wurde. Als gemischt wurden Bestände mit weniger als 28 Individuen der gleichen Art bezeichnet. Der Einfachheit halber wird die Doppelfläche Wilchingen mit Flaumeichen und Traubeneichen hier als Flaumeichenfläche bezeichnet.

Die Traubeneichen zeigen eine etwas geringere Verlichtung als die beiden anderen Eichenarten, auch im Vergleich zu den Buchen. Das wird in der Auswertung aller Flächen seit Beginn des Eichenprogramms im Jahr 2009 (Abb. 8) ersichtlich. Je nach Jahr ist die Flaumeiche etwa gleich stark oder noch stärker als die Stieleiche verlichtet.

Abb. 8: Anteil von Eichen mit einer Kronenverlichtung >25% in allen 50 Flächen, getrennt nach Baumart, zusammen mit den Verlichtungsdaten von Buchen und Fichten für den gleichen Zeitraum.

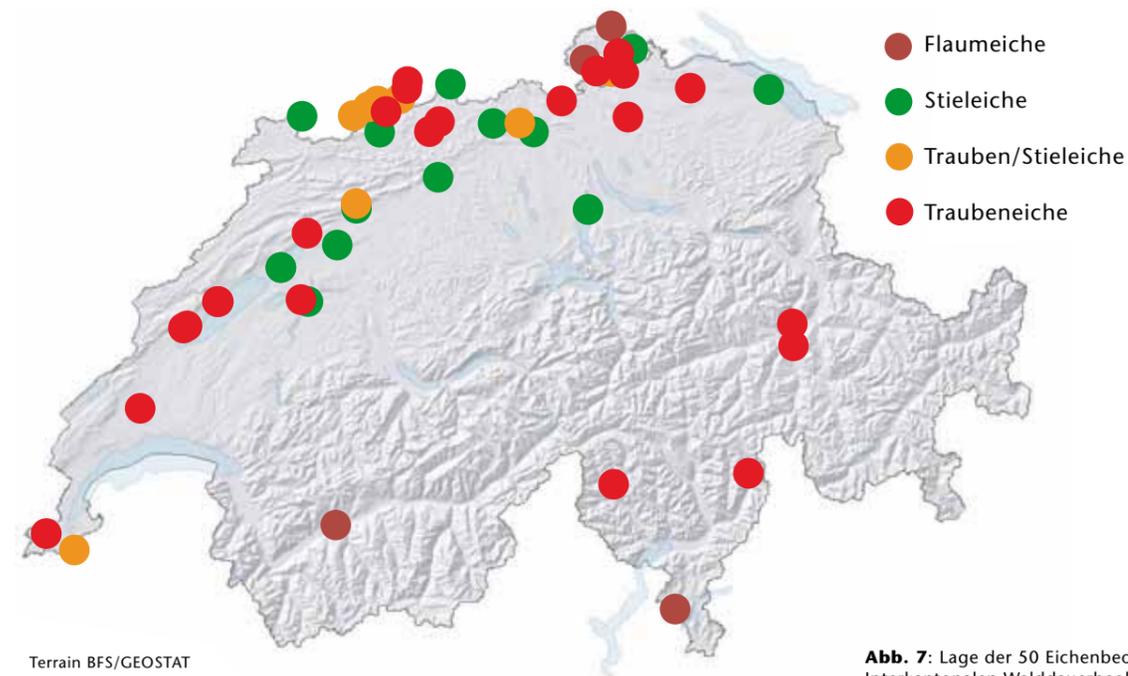
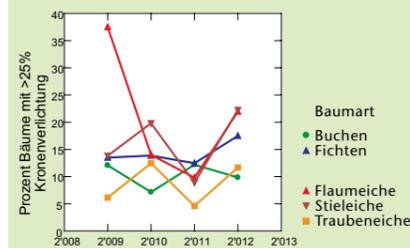


Abb. 7: Lage der 50 Eichenbeobachtungsflächen des Interkantonalen Walddauerbeobachtungsprogramms.



Foto 5: Eichenbeobachtungsfläche in Mesocco.

3.3 Mortalität

Trockenheit erhöht die Absterberate von Buchen und Fichten. Bei den Fichten haben N-Einträge und K-Mangel einen grossen Einfluss auf die Mortalität. Konkret bedeutet das, dass eine Trockenheit wie im Jahr 2003 die Mortalität bei den Buchen um den Faktor 7.2 erhöht, bei den Fichten um den Faktor 3 bei einem jährlichen N-Eintrag von 10 kg N ha⁻¹ und um den Faktor 75 bei 40 kg N ha⁻¹ Eintrag. Fichten mit starkem K-Mangel (K-Konzentrationen in den Nadeln ≤2.8 mg g⁻¹) haben eine fünfmal erhöhte Absterberate. Ähnliche Beziehungen gelten auch für den Borkenkäferbefall.

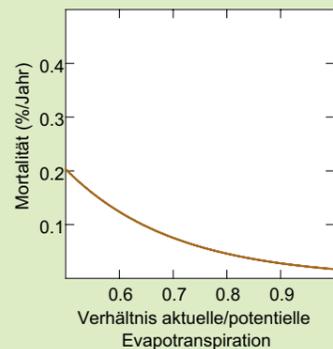
Ein wichtiger Teil der Waldbeobachtung ist die Aufnahme abgestorbener Bäume, d.h. Verlichtungsstufe 4 gemäss Tab. 1. Allerdings braucht es, um Aussagen über die Mortalität machen zu können, ein grosses Datenset, welches bei den IAP-Flächen inzwischen vorhanden ist. Nachstehend werden die Auswertungen vorgestellt, die auf

2847 Beobachtungen (Flächen x Jahre) mit insgesamt 185'095 Einzelbeobachtungen seit 1987 basieren.

Die meisten IAP-Walddauerbeobachtungsflächen sind bewirtschaftet, d.h. sie werden durchforstet. Deshalb ist die Aufnahme der Mortalität eine konservative Schätzung – Zwangsnutzun-

gen wurden nicht berücksichtigt. Als Ursache für das Absterben kommen bei den Buchen vor allem Hallimasch und Buchenrindennekrose in Frage, allerdings wurde keine Differenzierung nach Schadursache vorgenommen. Bei den Fichten spielt der Borkenkäferbefall eine wichtige Rolle. Hier wurde zwischen Gesamtmortalität und Mor-

Abb. 9: Beziehung zwischen der Mortalität bei Buchen und dem Verhältnis zwischen aktueller und potentieller Evapotranspiration. Für Statistik vgl. Tab. 18 im Anhang.



talität durch Borkenkäfer unterschieden. Schäden durch Windwurf sind in dieser Auswertung nicht eingeschlossen, sie wurden früher gesondert ausgewertet (Braun et al. 2003). Die Auswertungen wurden in Zusammenarbeit mit PD Dr. C. Schindler, Swiss Tropical and Public Health Institute der Universität Basel, durchgeführt.

In Übereinstimmung mit Zahlen aus Deutschland (Hessen), die bei den Buchen eine mittlere jährliche Mortalität von 0.04 und bei den Fichten von 0.39% angeben (Paar et al. 2008), wurde auch in den IAP-Beobachtungsflächen bei den Buchen eine deutlich geringere Absterberate gefunden als bei den Fichten (0.08% im Vergleich zu 0.48%). Die Auswertung des Buchendatensets zeigt einen Zusammenhang zwischen Mortalität und Trockenheit - trockene Jahre erhöhen die Absterberate stark. Die Trockenheit wurde am besten durch das Verhältnis zwischen aktueller und potentieller Evapotrans-

piration des Vorjahrs beschrieben (vgl. Kap. 12.3). Dieses gibt an, wie stark die Verdunstung durch die Bäume infolge Trockenheit eingeschränkt wird. Bei guter Wasserversorgung ist dieses Verhältnis 1, in trockenen Jahren sinkt es auf ca. 0.6 (tiefster berechneter Wert 0.37). Bei einem Verhältnis von 0.6 ist die Mortalität der Buche auf das gut Siebenfache erhöht (Tab. 18 im Anhang, Abb. 9).

Bei den Fichten gab es mehr Faktoren, die zur Erklärung der Mortalität beitragen. So steigt die Gesamtmortalität auf das Fünffache, wenn die K-Konzentration in den Nadeln den Wert von 2.8 mg g⁻¹ unterschreitet. Wie bei der Buche wird die Absterberate durch trockene Verhältnisse gefördert, aber bei der Fichte besteht eine Interaktion mit der N-Deposition: bei einer N-Deposition von 10 kg N ha⁻¹ a⁻¹ wird die Mortalität bei einem Evapotranspirationsverhältnis von 0.6 um den Faktor 3.0 erhöht, bei 40 kg N ha⁻¹ a⁻¹ um den Faktor 75 (Tab. 19, oberer Teil). Der grösste Teil der Fichtenmortalität wird durch die Mortalität durch Borkenkäfer ausgemacht. Es ist daher nicht überraschend, dass bei der Mortalität durch Borkenkäfer die Faktoren ziemlich ähnlich sind: bei 10 kg N ha⁻¹ a⁻¹ und einem Evapotranspirationsverhältnis von 0.6 beträgt der Faktor 2.9, bei 40 kg N ha⁻¹ a⁻¹ 70 (Tab. 19 unterer Teil). Abb. 10 und Abb. 11 illustrieren diese Ergebnisse für die Mortalität durch Borkenkäfer. Unter Einbezug von Stickstoffdeposition und Trockenheit verschwinden die Unterschiede in der Mortalität zwischen Buchen und Fichten. Das heisst, die höhere Abster-

berate bei den Fichten lässt sich durch die Interaktion zwischen Stickstoffdeposition und Trockenheit erklären.

Die Rolle des Kaliums für die Mortalität der Fichte war schon in einem K-Düngeversuch in Wangen beobachtet worden. An diesem Standort war 2006 ein Düngeversuch mit Kaliumsulfat angelegt worden, nachdem in Voruntersuchungen ein extremer Kaliummangel bei den Fichten gefunden worden war. Die Düngung erhöhte die K-Konzentration in den Nadeln und die Harzkanaldichte (vgl.



Foto 6: Abgestorbene Fichte des K-Düngeversuchs Wangen.

Flückiger und Braun 2009). Im Laufe der ersten Jahre starben zwei der acht nichtgedüngten Kontrollbäume (Foto 6), während von den acht gedüngten Fichten alle überlebten.

Eine Erhöhung der Mortalität von Amerikanischen Rotfichten (*Picea rubens*) durch Stickstoffgaben wurde auch von McNulty et al. (1996) im Experiment beobachtet. Bereits eine N-

Behandlung von 22 kg N ha⁻¹ a⁻¹ während 6 Jahren war ausreichend für eine signifikante Zunahme. Parallel dazu fanden die Autoren Anzeichen von behandlungsbedingter Versauerung (verminderte Ca:Al-Verhältnisse in den Nadeln). Auch Magill et al. (2004) fanden eine erhöhte Mortalität von Amerikanischen Rotkiefern (*Pinus resinosa*) bei einer N-Düngung mit 50 kg N ha⁻¹ a⁻¹ (der tieferen von zwei N-

Gaben), bei Laubbeständen (*Quercus velutina*, *Q. rubra*, *Betula lenta*, *Acer rubrum*, *Fagus grandifolia*, *Prunus serotina*) mit 150 kg N ha⁻¹ a⁻¹ (der höheren N-Gabe). Die Unterschiede traten nach 11jähriger Behandlung auf.

Abb. 10: Mortalität bei Fichten durch Borkenkäfer in Beziehung zur Trockenheit (Verhältnis aktuelle/ potentielle Evapotranspiration) und zur Stickstoffdeposition. Für Statistik vgl. Tab. 19.

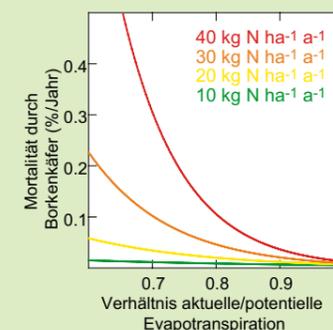
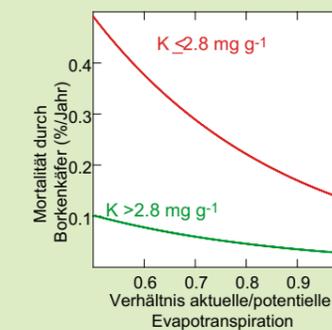


Abb. 11: Borkenkäfermortalität bei Fichten in Beziehung zur Trockenheit und zur K-Konzentration in den Fichtennadeln (berechnet für eine N-Deposition von 10 kg N ha⁻¹ a⁻¹). Für Statistik vgl. Tab. 19.



4 Ernährungszustand der Bäume

Die Phosphorversorgung der Buchen und Fichten ist nach wie vor sehr schlecht. Die Kaliumversorgung bei den Fichten ist ebenfalls unbefriedigend, und die Magnesiumversorgung ist bei beiden Baumarten knapp. Die Konzentrationen aller drei Nährstoffe stehen in einer negativen Beziehung mit dem Stickstoffeintrag, die sich im Laufe der Beobachtungszeit verstärkt hat. Die Stickstoffkonzentrationen im Laub und in den Nadeln waren nur am Anfang der Beobachtungszeit mit dem Stickstoffeintrag positiv korreliert. Bei den Eichen lassen sich ebenfalls eine knappe Phosphorversorgung, hohe Verhältniszahlen zwischen Stickstoff und Phosphor und z.T. auch zwischen Stickstoff und Kalium beobachten. Bei den Buchen wurde 2011 der grösste Anteil an Proben mit Magnesiummangelsymptomen seit Beobachtungsbeginn festgestellt. Photobleaching, d.h. das Ausbleichen der Blätter durch die Sonneneinstrahlung, trat bei Buchen und Eichen bei Phosphormangel verstärkt auf.



Foto 7: Asternte mit dem Helikopter.

Die Ernährung der Bäume mit Mineralstoffen gibt weiterhin Anlass zur Sorge. Die Ernährungserhebungen erfolgen alle vier Jahre. Vor der Entnahme von Laub für die Nährstoffanalyse werden die Äste vermessen und phänologisch untersucht.

Foto 8: Übergabe der gesammelten Äste.



4.1 Ernährung von Buchen und Fichten

Seit Beginn der Untersuchungen hat die Versorgung von Buchen und Fichten mit Stickstoff, Phosphor und Magnesium, bei den Buchen auch mit Kalium, abgenommen. Als ungenügend müssen bei Buchen und Fichten die Phosphor- und z.T. die Magnesiumkonzentrationen, bei den Fichten ausserdem die Kaliumkonzentrationen eingestuft werden.

Die Beurteilung der Versorgungssituation wurde nach der Einstufung von Göttlein et al. (2011) und Mellert und Göttlein (2012) (Tab. 2) vorgenom-

men. Diese Neueinstufung beruht auf einer statistischen Auswertung des umfangreichen Datensatzes von van den Burg (1985, 1990) und ist physiologisch besser abgestützt als der bisher verwendete Bewertungsrahmen von Stefan et al. (1997). Die Neubewertung führt jedoch dazu, dass die Phosphorversorgung nun noch schlechter eingestuft wird als bisher (alter Grenzwert 1 mg g⁻¹). Auch die Kaliumversorgung bei den Fichten wird im Mittel nicht mehr als ausreichend eingestuft (alter Grenzwert 3.5 mg g⁻¹).

Die Nährstoffkonzentrationen im Laub verändern sich nicht nur mit der Zeit, sondern auch mit dem Baumalter. Die Alterstrends wurden deshalb mit einer in medizinischen Kohortenstudien üblichen Methode (Glenn 2007) analysiert und falls nötig korrigiert. Das Ausmass dieser Alterskorrektur illustriert Abb. 12 am Beispiel der Stickstoffkonzentration bei den Buchen. Nennenswerte Alterstrends wurden nur für Stickstoff sowie z.T. für die Verhältnisse zwischen Stickstoff und anderen Elementen gefunden (Tab. 3). Die Alterstrends sind in Abb. 14 und Abb. 15 berücksichtigt.

Tab. 2: Normalversorgungsbereiche für die Makronährstoffe bzw. Bereiche harmonischer Ernährung für Nährelementverhältnisse. Buchen, Fichten, Stieleichen, Traubeneichen nach Göttlein et al. (2011), Quercus sp. (d.h. Eichenbestände ohne eindeutige Artzuordnung) und Nährelementverhältnisse nach Mellert und Göttlein (2012). Unterhalb des angegebenen Bereichs beginnt der latente Mangel, oberhalb der Luxusbereich.

| | Buche | Fichte | Stieleiche | Traubeneiche | Quercus sp. |
|------|-------------|-----------|------------|--------------|-------------|
| N | 18.74-23.25 | 13.2-15.3 | 20.3-27.7 | 18.6-26 | 19.8-26.8 |
| P | 1.23-1.87 | 1.3-1.9 | 1.4-2.2 | 1.3-2 | 1.4-2.1 |
| K | 6.08-9.68 | 4.6-7.3 | 7.6-12.4 | 6.2-9.3 | 7.2-11.4 |
| Ca | 6.66-14.03 | 2.5-5.6 | 5.4-11 | 5-9 | 5.3-10.2 |
| Mg | 1.07-2.29 | 0.8-1.3 | 1.3-2.7 | 1.1-2 | 1.2-2.4 |
| N/P | 10-18.9 | 6.3-11.7 | | | 9.3-19.6 |
| N/K | 1.9-3.8 | 1.7-3.3 | | | 1.7-3.7 |
| N/Mg | 8.2-21.7 | 10.7-21.0 | | | 8.1-21.8 |

Tab. 3: Signifikanz der Regressionen zwischen Nährstoffkonzentrationen und Baumalter. --- : Abnahme mit p<0.001, -- : Abnahme mit p<0.01, - : Abnahme mit p<0.05.

| | Buchen | Fichten |
|------------|--------|---------|
| Stickstoff | --- | --- |
| Phosphor | 0 | 0 |
| Kalium | 0 | 0 |
| Magnesium | 0 | 0 |
| Kalzium | 0 | 0 |
| Mangan | 0 | 0 |
| N:P | 0 | 0 |
| N:K | - | - |
| N:Mg | 0 | -- |

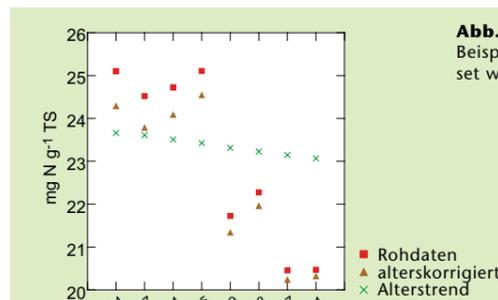


Abb. 12: Illustration des Alterstrends am Beispiel von Stickstoff bei der Buche (Datenset wie bei Abb. 14).

In Abb. 14 ist die Entwicklung der Nährstoffkonzentrationen dargestellt. Für die Beurteilung des Versorgungsgrads sind die Grenzwerte nach Göttlein et al. (2011) eingezeichnet. Während die Stickstoffkonzentrationen trotz Abnahme ausreichend bis überoptimal sind, liegen die Phosphorkonzentrationen weit im Mangelbereich. Bei den Fichten ist Kalium mit der Neubeurteilung nicht mehr ausreichend, bei der Buche nur noch knapp. Magnesium liegt bei den Fichten im Mittel aller Flächen knapp unterhalb, bei den Buchen knapp oberhalb der Mangelgrenze. Die Lage des Mittelwerts auf der Mangelgrenze heisst aber auch, dass rund die Hälfte der Proben als mangelhaft beurteilt werden müssen. Die sichtbaren Symptome des Magnesiummangels

waren bei den Buchen weit verbreitet und 2011 so stark wie noch nie (Abb. 27). Die Zunahme der Mangankonzentration bei den Buchen deutet darauf hin, dass durch die Bodenversauerung im Wurzelraum vermehrt Mangan freigesetzt wird. Auch die Abnahme bei den Fichten lässt sich mit einer fortschreitenden Bodenversauerung erklären, d.h. die Menge an verfügbarem Manganoxid hat abgenommen. Mangan wird unterhalb etwa pH 4.5 verfügbar und verschwindet unter pH 3.5 wegen der Auflösung der Manganoxide wieder, weil Pufferung eine Auflösung der puffernden Substanz bedeutet (Augustin et al. 2005). Dies wird auch aus der Beziehung zwischen Mangankonzentrationen im Laub und Boden-pH-Wert ersichtlich (Abb. 13).

Bei den Nährstoffverhältnissen sind vor allem die hohen Werte für das Verhältnis zwischen Stickstoff und Phosphor zu vermerken (Abb. 15). Diese liegen bei beiden Baumarten oberhalb der Bereiche für harmonische Ernährung nach Mellert und Göttlein (2012). Die N:P-Verhältnisse bei Buchen sind auch die einzigen Verhältniszahlen, die signifikant über den Beobachtungszeitraum zugenommen haben.

Abb. 13: Beziehung zwischen dem pH-Wert des Bodens (gemittelt über 0-40cm) und der Mangankonzentration im Laub von Buchen (links) und Fichten (rechts). Laubanalysen aus dem Jahr 2003, Bodenanalysen von 2005. Gestrichelte Linie: Grenzwert für Toxizität (Buche: eigene Einstufung, Fichte: Nebe 1967). Jeder Punkt ist ein Mittelwert von je 8 Bäumen.

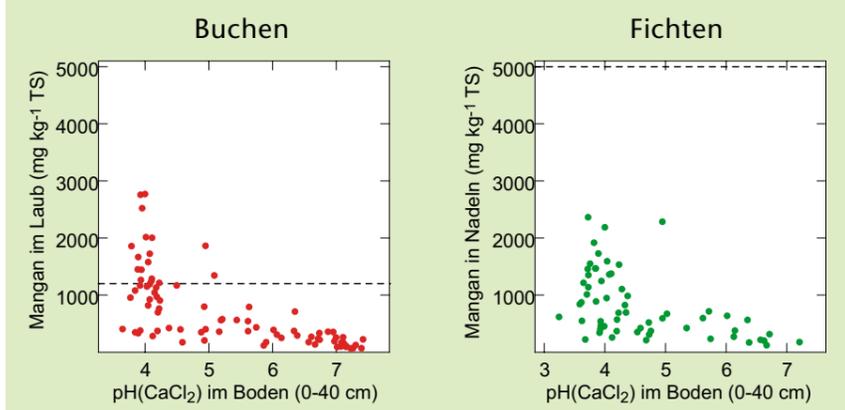


Abb. 14: Zwischen 1984 und 2011 haben die Konzentrationen der Nährstoffe im Laub und in den Nadeln abgenommen, besonders stark die Phosphorkonzentration. Dargestellt ist die Entwicklung in Flächen, die mindestens seit 1987 beerntet wurden (47-58 Buchen- und 12-24 Fichtenflächen; ausgefüllte Punkte). Die nicht ausgefüllten Punkte zeigen die Flächen mit Daten seit mindestens 1995, es sind 59-65 Buchen- und 36-43 Fichtenflächen. Bei Vorliegen einer signifikanten Beziehung mit dem Baumalter wurden die Daten alterskorrigiert (vgl. Abb. 12). Die gestrichelten Linien sind die unteren Grenzen des Normalversorgungsbereichs nach Göttlein et al. (2011).

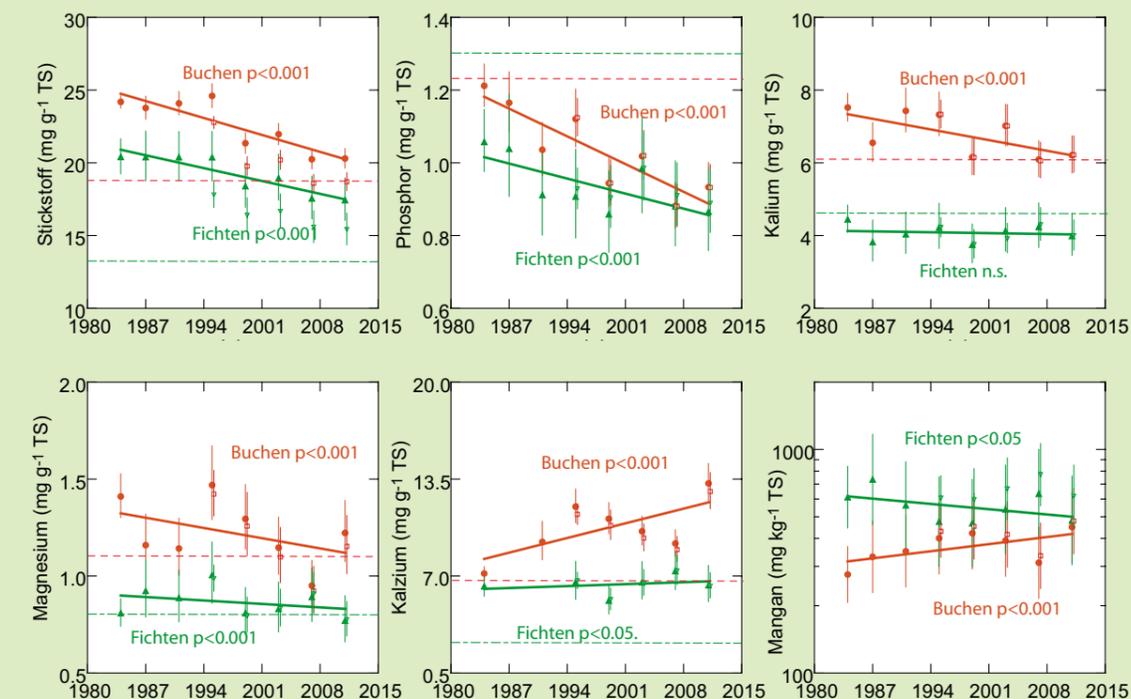
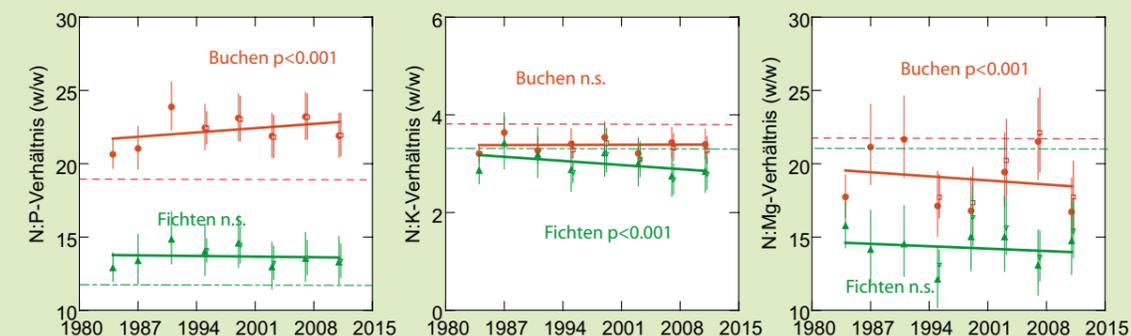


Abb. 15: Die Verhältnisse zwischen Stickstoff und Phosphor haben bei den Buchen zugenommen. N:K hat bei den Fichten und N:Mg bei den Buchen abgenommen. Bei Vorliegen einer signifikanten Beziehung mit dem Baumalter wurden die Daten alterskorrigiert (vgl. Abb. 12). Die gestrichelten Linien sind die oberen Grenzwerte des Normalversorgungsbereichs nach Mellert und Göttlein (2012).



Der Anteil Flächen mit P-Unterversorgung ist nach wie vor hoch, auch wenn bei den Buchen ein leichter Rückgang zu verzeichnen ist. 2011 lagen die mittleren P-Konzentrationen pro Fläche in 83% der Buchenflächen und in 96% der Fichtenflächen unter dem Grenzwert (Abb. 16). 40% der Buchenflächen weisen eine knappe bis ungenügende Mg-Konzentration auf. Bei den Fichtenflächen sind es 59%, wobei erstmals Flächen mit Mangel zu verzeichnen sind (Abb. 17).

Die Konzentrationen an Stickstoff und Phosphor im Laub haben nahezu parallel abgenommen. Eine zeitlich differenzierte Analyse der Beziehungen der Blattkonzentrationen mit der Stickstoffdeposition legt nahe, dass die den beobachteten Trends zugrundeliegenden Prozesse für die beiden Nährstoffe nicht gleich sind. Am Anfang der Beobachtungszeit wurde eine positive Beziehung der Stickstoffkonzentration im Laub zur Stickstoffdeposition gefunden (Abb. 18). Diese verschwand 1999 bei den Buchen und war in 2007 sogar leicht negativ. Bei den Fichten ist eine eher kontinuierliche Abnahme zu beobachten, der Umkehrpunkt zu einer negativen Beziehung wurde noch nicht erreicht. Etwas anders sind die Beziehungen bei den anderen Makronährstoffen. 1984 und 1987 konnte noch keine Beziehung zwischen Stickstoffdeposition und Phosphorkonzentration im Laub festgestellt werden. Eine solche entwickelte sich kontinuierlich und ist heute signifikant negativ (Abb. 19). Eine ähnliche Entwicklung kann für Magnesium bei der Fichte beobachtet werden, nicht jedoch bei der Buche (Abb. 21). Die Kaliumkonzentrationen im Laub sind von Anfang an negativ mit der Stickstoffdeposition korreliert, ohne zeitliche Veränderung (Abb. 20). Zusammen mit den experimentellen Befunden aus den Stickstoffdüngungsversuchen legen diese Entwicklungen eine ursächliche

Abb. 16: Beurteilung der Entwicklung der Phosphorversorgung bei Buchen (links) und Fichten (rechts) auf der Grundlage der Grenzwerte von Göttlein et al. (2011) (Normalversorgung bei Buchen >1.23, bei Fichten >1.3).

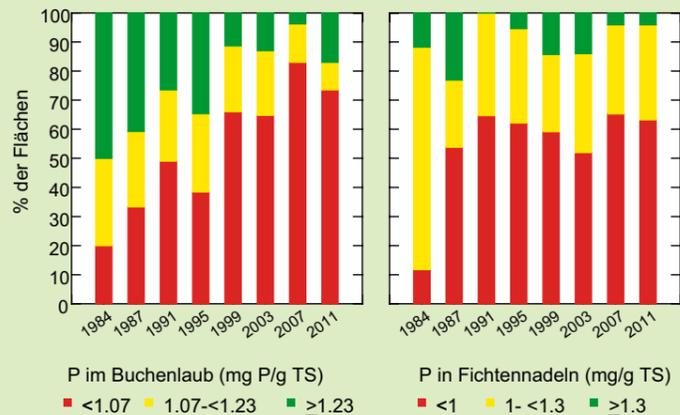
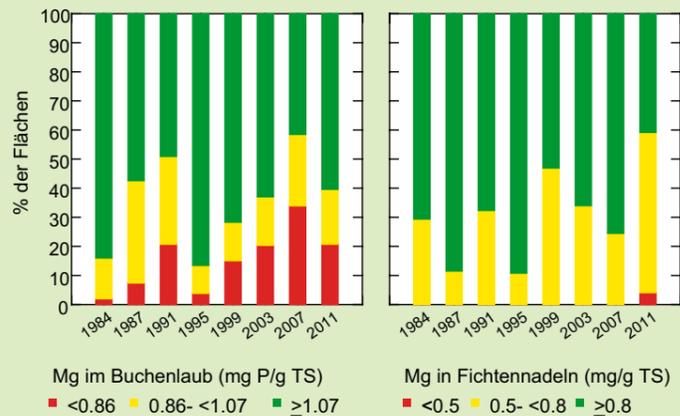


Abb. 17: Beurteilung der Entwicklung der Magnesiumversorgung bei Buchen (links) und Fichten (rechts) auf der Grundlage der Grenzwerte von Göttlein et al. (2011) (Normalversorgung bei Buchen >1.07, bei Fichten >0.8).



rationen im Laub sind von Anfang an negativ mit der Stickstoffdeposition korreliert, ohne zeitliche Veränderung (Abb. 20). Zusammen mit den experimentellen Befunden aus den Stickstoffdüngungsversuchen legen diese Entwicklungen eine ursächliche

Beteiligung der Stickstoffdeposition an den beobachteten Änderungen der Nährstoffversorgung nahe.

Abb. 18: Regressionskoeffizienten der Beziehung zwischen Stickstoffdeposition und Stickstoffkonzentration im Laub (logarithmiert) in den verschiedenen Erntejahren für Buchen und Fichten. Nach oben gerichtete Säule: positive Beziehung, nach unten gerichtete Säule: negative Beziehung (negativer Koeffizient). Bei den Fichten wurden die Koeffizienten unter gleichzeitigem Einbezug der Meereshöhe als Kovariable berechnet. Streubalken=Standardfehler. Ausgefüllte Balken: Koeffizient verschieden von Null.

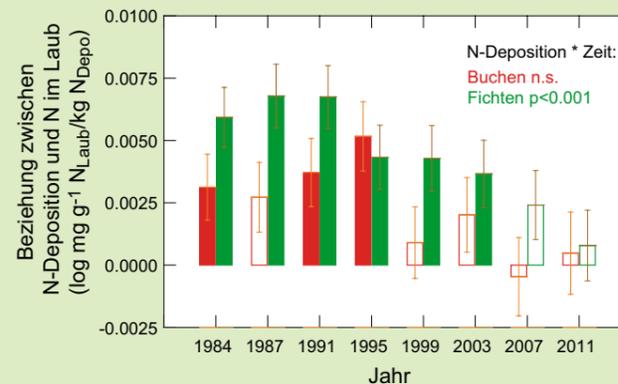


Abb. 19: Regressionskoeffizienten der Beziehung zwischen Stickstoffdeposition und Phosphorkonzentration im Laub (logarithmiert) in den verschiedenen Erntejahren für Buchen und Fichten.

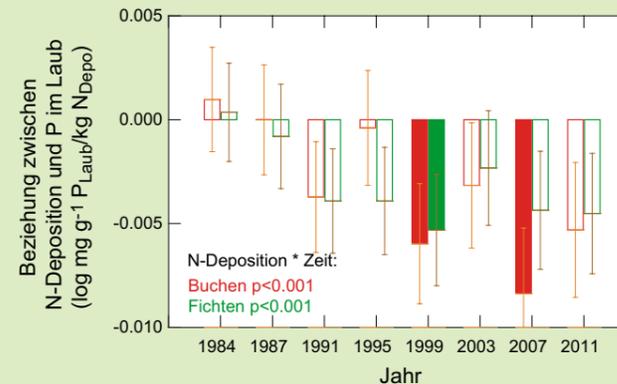


Abb. 20: Regressionskoeffizienten der Beziehung zwischen Stickstoffdeposition und Kaliumkonzentration im Laub (logarithmiert) in den verschiedenen Erntejahren für Buchen und Fichten.

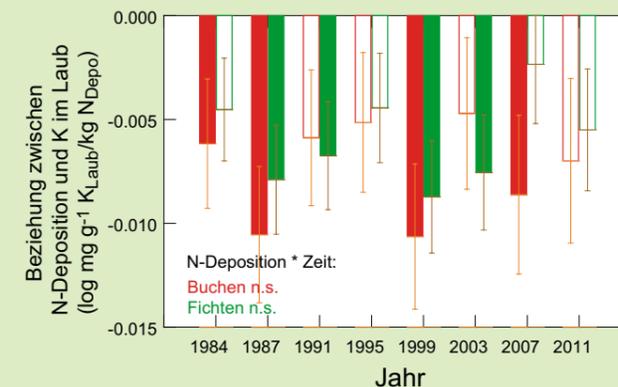
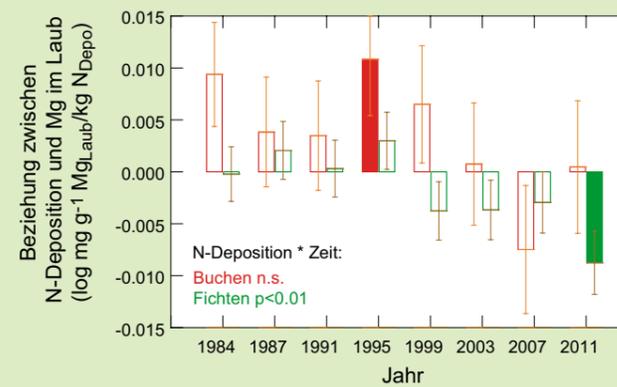


Abb. 21: Regressionskoeffizienten der Beziehung zwischen Stickstoffdeposition und Magnesiumkonzentration im Laub (logarithmiert) in den verschiedenen Erntejahren für Buchen und Fichten.



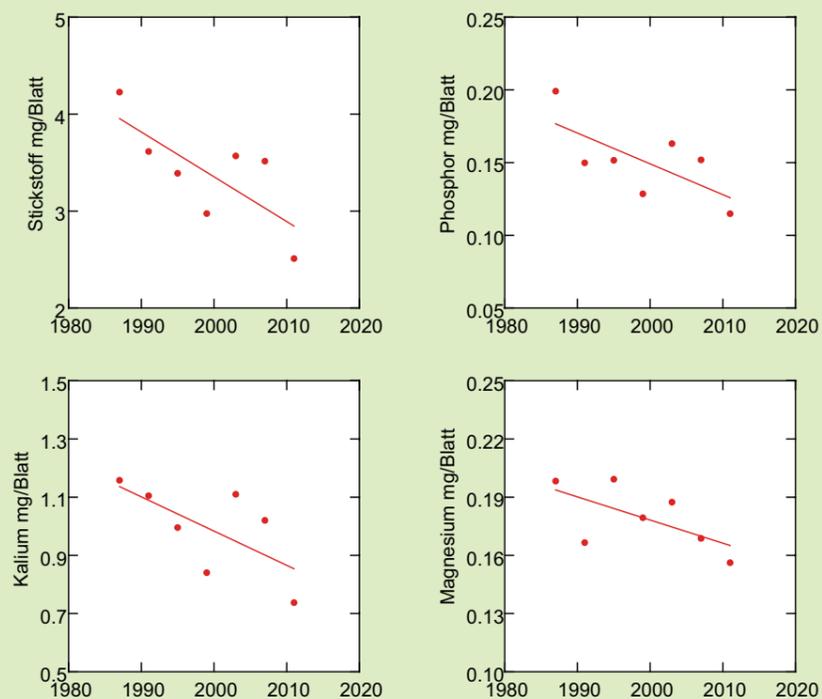
Ähnliche Entwicklungen werden auch aus anderen europäischen Ländern berichtet. Auffallend ist, dass ein Trend zur Zunahme der Stickstoffkonzentrationen vor allem im Vergleich zu länger zurückliegenden Daten berichtet wird, während bei Vergleichen mit weniger lang zurückliegenden Daten eine Abnahme gefunden wird. Duquesnay et al. (2000) fanden eine Zunahme von Stickstoff und eine Abnahme von Phosphor, Kalium, Magnesium und Kalzium in Buchenbeständen zwischen 1969-71 und 1996-97. Jonard et al. (2009) beobachteten zwischen 1993 und 2005 bei Buchen, Trauben- und Stieleichen in Frankreich, Belgien und Luxemburg vor allem eine Abnahme der Phosphorkonzentrationen, in einigen Fällen auch von Kalzium und vereinzelt von Kalium, Stickstoff und Magnesium. Auch Mellert et al. (2004) beobachteten in Koniferenbeständen in ganz Europa (*Pinus sylvestris*, *Picea abies*) einen Trend zur N- und P-Abnahme. Die P-Abnahme war in einigen Flächen signifikant, auch Mg nahm zum Teil ab. Als Ursache werden Nutzungsänderungen in Flächen mit früherer Streunutzung und Stickstoffeintrag diskutiert. Sinkende N-Konzentrationen werden mit Verdünnungseffekten erklärt. Das ist kompatibel mit der Vorstellung verschiedener Stadien der N-Sättigung (Aber et al. 1989, Emmett 2007), auch wenn eine Abnahme der Stickstoffkonzentration in Laub und Nadeln nicht zu den erwarteten Szenarien gehört. In den Daten der IAP-Walddauerbeobachtungsflächen kann eine Verdünnung als Ursache für Abnahme der Stickstoffkonzentrationen ausgeschlossen werden, da gleichzeitig eine Wachstumsabnahme

beobachtet wurde (vgl. Kap. 5.1). Es scheint, dass im Laufe der Beobachtungsdauer ein anderes Stadium der N-Sättigung erreicht wurde. Darauf weisen auch die sich im Laufe der Beobachtungsperiode verändernden Beziehungen zwischen Stammzuwachs und Stickstoffdeposition hin.

Insgesamt kann jedoch festgehalten werden, dass sich die Nährstoffsituation in den Jahren 2007 und 2011 nicht grundlegend verändert hat. Die Phosphorkonzentrationen bleiben tief und die N:P-Verhältnisse liegen deutlich über der oberen Grenze des

Bereichs für harmonische Ernährung. Es muss auch berücksichtigt werden, dass die Buchenblätter 2011 deutlich kleiner waren als in den Jahren zuvor (Abb. 37). Da die Nährstoffkonzentrationen auf das Trockengewicht und nicht auf Anzahl Blätter bezogen wurde, kann dies die Interpretation deutlich beeinflussen, wie Abb. 22 zeigt. Die Nährstoffgehalte pro Blatt sind 2011 so tief wie nie zuvor, da die Blätter wegen des trockenen Frühjahrs extrem klein waren (Abb. 22). Neu ist auch der Trend zu zunehmendem Magnesiummangel bei der Fichte.

Abb. 22: Gehalte an Stickstoff, Phosphor, Kalium und Magnesium pro Buchenblatt.



4.2 Ernährung der Eichen

4.2.1 Entwicklung, Vergleich mit Buchen

In insgesamt 14 der heute noch bestehenden Eichenflächen waren bereits 2003 Proben entnommen worden. Da dies gleichzeitig auch Buchenflächen waren, wurde die Nährstoffentwicklung seit 2003 im Vergleich zur Entwicklung bei den Buchen ausgewertet (Abb. 23). Die Optimalbereiche für die Ernährung für Buchen und Eichen sind ziemlich ähnlich (bei den Eichen etwas weiter als bei den Buchen) und wurden in Abb. 23 ebenfalls eingezeichnet. Die Stickstoffkonzentration bei den Eichen ist höher als bei den Buchen, hat aber auch seit

2003 leicht abgenommen. Die Phosphorkonzentration ist ebenfalls höher als bei den Buchen. Bei höheren N- und höheren P-Konzentrationen ist das N:P-Verhältnis gleich und liegt wie bei den Buchen oberhalb des Bereichs für eine harmonische Ernährung (Abb. 24).

Auch die Entwicklung der Nährstoffkonzentrationen seit 2003 ist ähnlich wie bei den Buchen, zumindest bei der Traubeneiche: sowohl bei Stickstoff als auch Phosphor ist eine Abnahme zu verzeichnen. Kalium hat bei allen drei Baumarten im Unter-

suchungszeitraum abgenommen, gleichzeitig ist das N:K-Verhältnis angestiegen. Die Kalziumkonzentration ist bei den Eichenarten unverändert geblieben, während sie bei den Buchen zugenommen hat. Wie bei den Buchen und Fichten zeigen die Phosphorkonzentrationen eine zunehmende negative Beziehung mit der Stickstoffdeposition (Abb. 19). Bei den anderen Makronährstoffen wurde dagegen keine Beziehung mit der N-Deposition gefunden.

Abb. 23: Entwicklung der Nährstoffkonzentrationen von Eichen und Buchen in 14 gemeinsamen Flächen, die seit 2003 beerntet werden. Graue Felder: Richtwerte für ausreichende Ernährung für Buche, mittelgrüne Felder: Richtwerte für ausreichende Ernährung für Eichen (Mellert und Göttlein 2012), dunkelgrüne Felder: Überschneidungen zwischen den Bereichen beider Baumarten. +++ bzw. ---: signifikante Zu- bzw. Abnahme mit $p < 0.001$, ++ bzw. --: mit $p < 0.01$, + bzw. -: mit $p < 0.05$. Daten nicht alterskorrigiert.

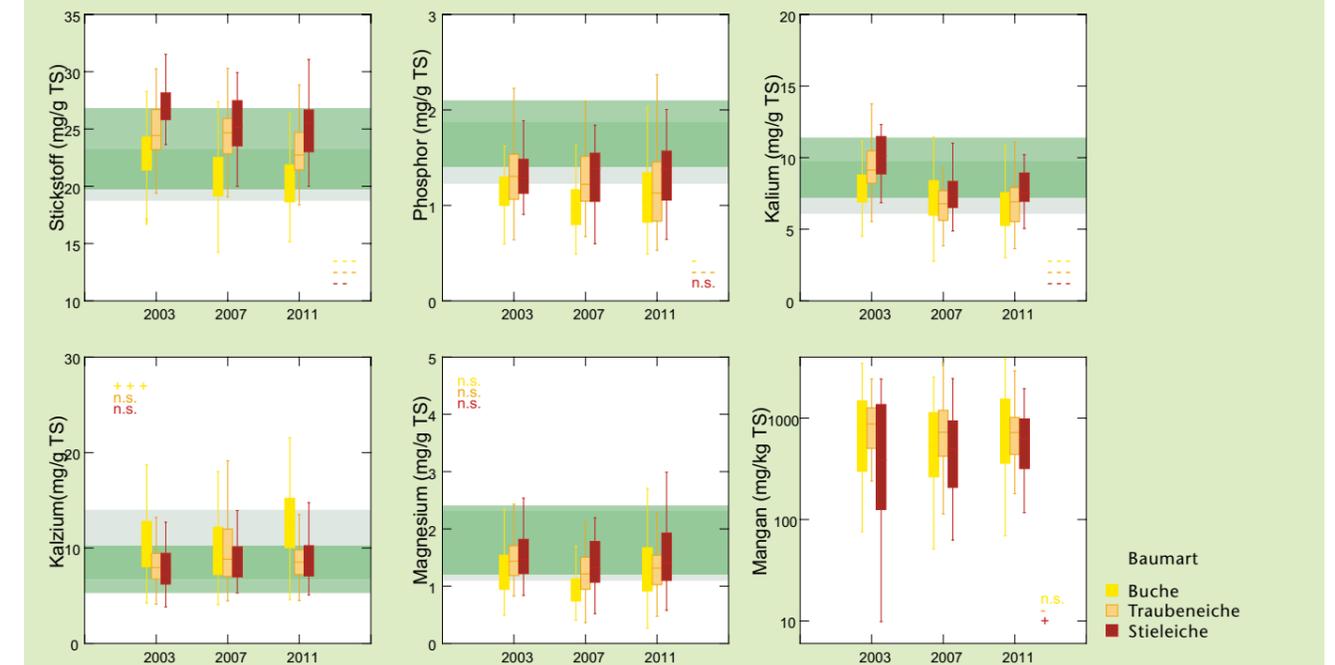


Abb. 24: Entwicklung der Nährstoffverhältnisse von Eichen und Buchen in 14 gemeinsamen Flächen, die seit 2003 beerntet werden. Erläuterung der grünen Felder vgl. Abb. 23 (die harmonischen Bereiche sind für Buchen und Eichen zwar praktisch identisch). +++ bzw. - - - : signifikante Zu- bzw. Abnahme mit $p < 0.001$, ++ bzw. - - : mit $p < 0.01$, + bzw. - : mit $p < 0.05$.

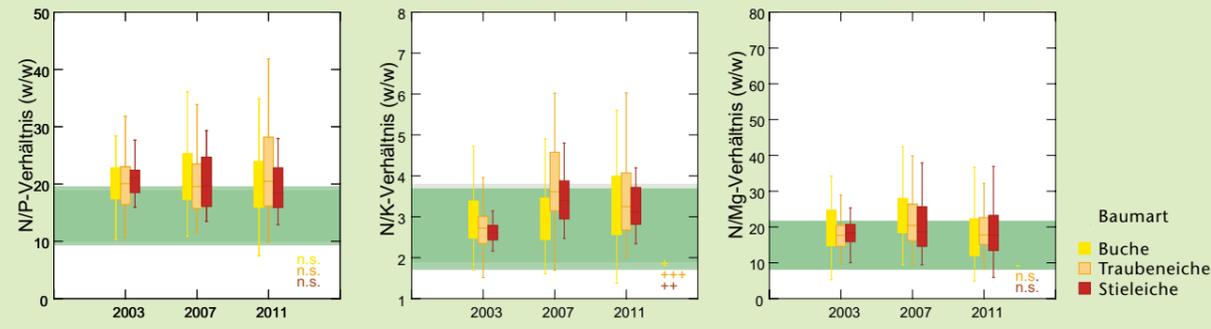
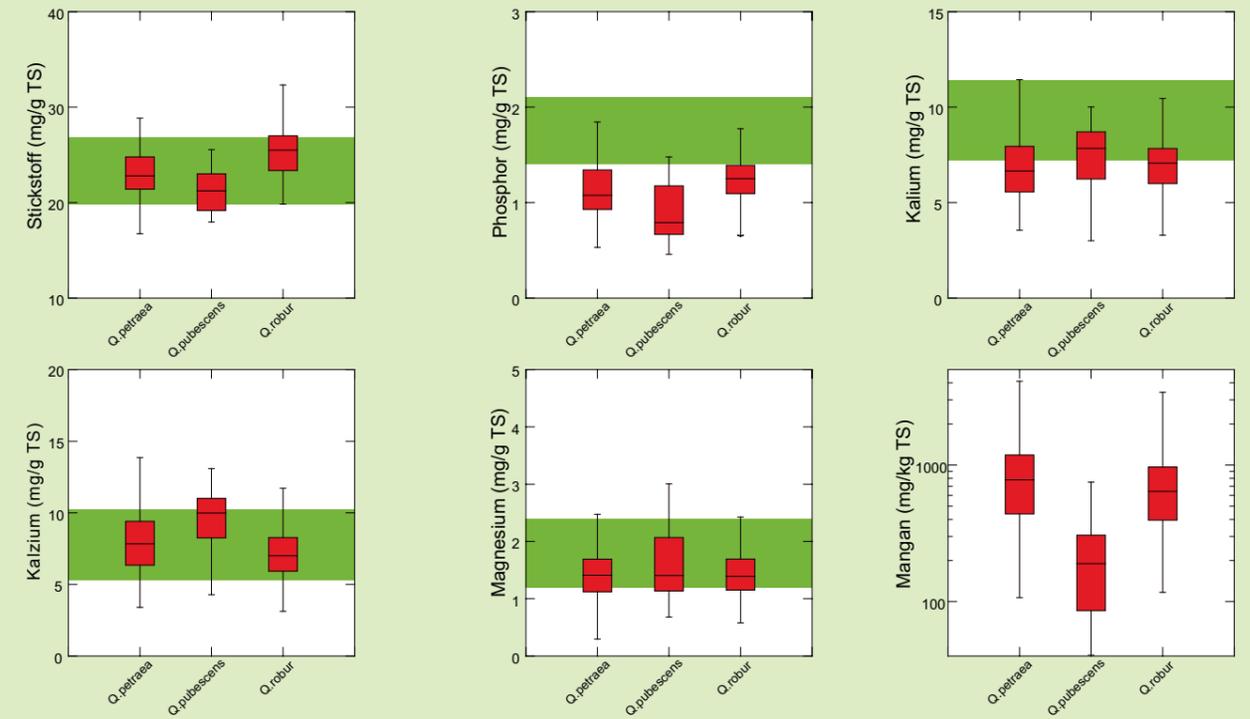


Abb. 25: Nährstoffkonzentrationen im Eichenlaub, getrennt nach Eichenart (alle 2011 beernteten Flächen). Grüne Flächen: Normalversorgungsbereich (vgl. Abb. 23).

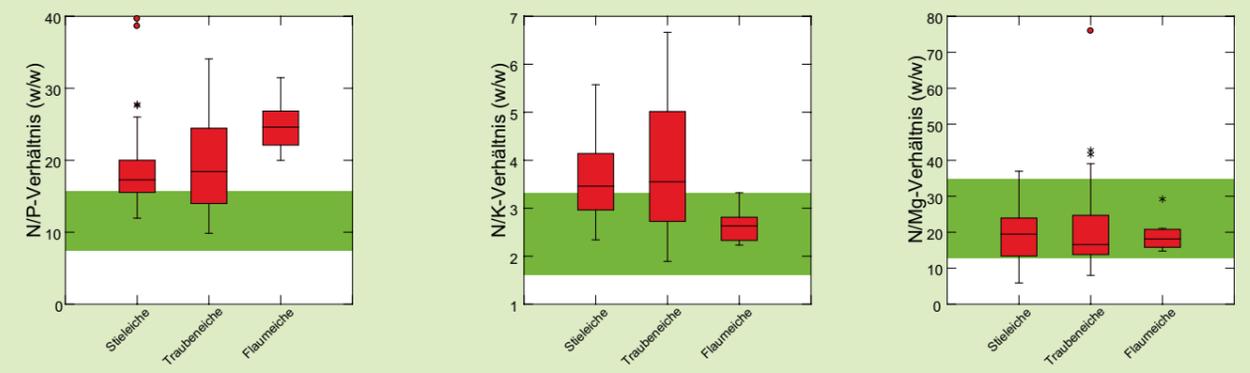


4.2.2 Vergleich von Trauben-, Stiel- und Flaumeiche (alle Flächen, nur 2011)

Die Proben der 2011 beernteten Eichen wurden getrennt nach Art ausgewertet. Die in Abb. 25 und Abb. 26 ersichtlichen Artunterschiede sind jedoch grösstenteils auf Standortunterschiede zurückzuführen. Wenn nur die zwölf Flächen in die Auswertung einbezogen werden, in denen sowohl Stiel- als auch Traubeneiche vorkommen, ist lediglich die Stickstoffkonzentration bei der Stieleiche gegenüber den anderen Arten signifikant erhöht. Für die Flaumeiche gibt es eine Fläche, in der ein Vergleich mit der Traubeneiche möglich ist. In dieser lassen sich keine Artunterschiede der Nährstoffkonzentrationen beobachten. Göttlein et al. (2011) analysierten das umfangreiche Datenset von van den Burg (1985, 1990) und

fanden zwischen Trauben- und Stieleichen Unterschiede in den Grenzwerten für die Normalversorgung für Stickstoff, Kalium und Magnesium. Sowohl die untere als auch die obere Grenze für diese drei Nährstoffe sind bei der Stieleiche nach oben verschoben. Die höheren Stickstoffkonzentrationen für die Stieleichen bestätigen diesen Befund.

Abb. 26: Nährstoffverhältnisse im Eichenlaub, getrennt nach Eichenart (alle 2011 beernteten Flächen). Grüne Flächen: Bereich harmonischer Versorgung nach Mellert und Göttlein (2012) (vgl. Abb. 23 und Abb. 24).



4.3 Nährstoffmangelsymptome

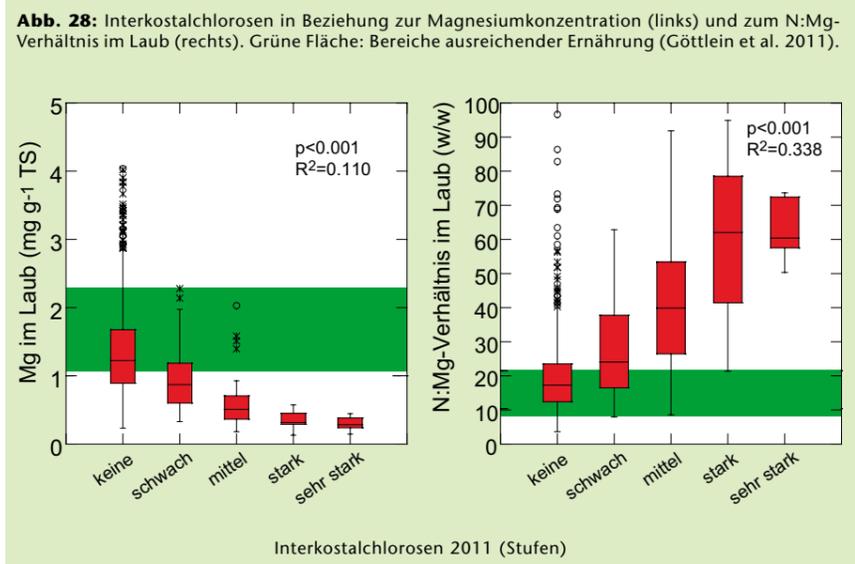
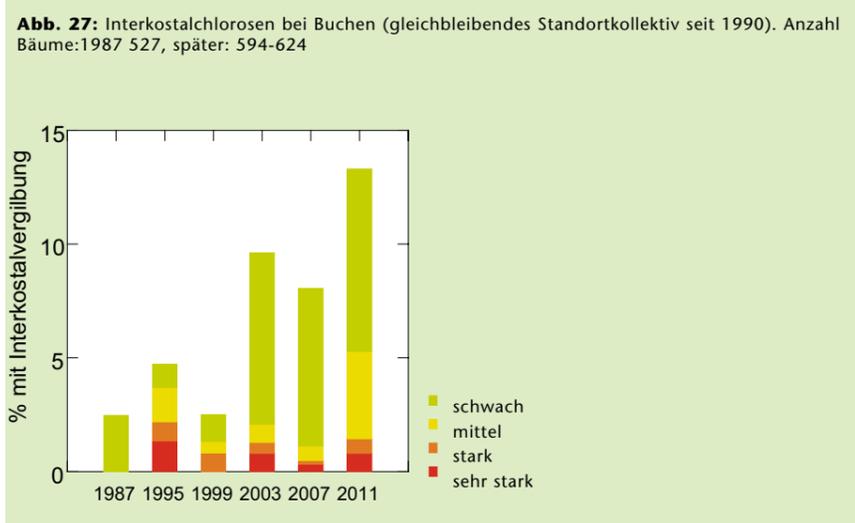
Bei den Buchen wurde 2011 der höchste Anteil an Interkostalchlorosen seit Beginn der Erhebungen festgestellt (Foto 9, Abb. 27). Dies ist ein typisches Symptom für Magnesium-

mangel, wie auch der Vergleich mit den Magnesiumkonzentrationen und vor allem mit dem N:Mg-Verhältnis im Laub zeigt (Abb. 28). Die Zunahme der Chlorosen von 2007 auf 2011

kann mit den Magnesiumkonzentrationen nicht erklärt werden (Abb. 17), aber eventuell mit den Gehalten pro Blatt (Abb. 22).



Foto 9: Buchenlaub mit starken Magnesiummangelsymptomen. Oben: Aeschi, Mg-Konzentration 0.37 mg Mg g⁻¹, unten: extremer Mangel in Bubendorf, 0.15 mg Mg g⁻¹ (Sollwert ≥1.07 mg g⁻¹).



Aufgenommen wurde auch das Photobleaching. Dieses äussert sich durch eine gleichmässige hellere Verfärbung (Ausbleichung durch das Licht) mit Ausnahme von Stellen, die durch ein anderes Blatt abgedeckt waren (Foto 10). Es ist eine Folge erhöhter Photooxidation und wird vor allem im Zusammenhang mit Mg-Mangel beschrieben (z.B. Cakmak und Kirkby 2008). Bei den Buchen wurde ein sol-

cher Zusammenhang allerdings, trotz akuten Magnesiummangels, nicht beobachtet, dagegen wurde eine Beziehung mit der Phosphorkonzentration gefunden (Abb. 29). Auch bei den Eichen wurde Photobleaching bei tiefen Phosphorkonzentration beobachtet. Das Phänomen trat jedoch insgesamt nur in drei Fällen auf, weshalb für die Eichen keine Auswertung gezeigt wird.

Nährstoffmangelsymptome wurden auch bei Eichen und Fichten beobachtet, auch wenn sie nicht so häufig waren wie bei der Buche. Foto 11 zeigt Mg-Mangelsymptome bei Eiche, Foto 12 K-Mangel. Die sichtbaren Symptome des starken K-Mangels in der Fichtenfläche Wangen, der auch Anlass für einen K-Düngungsversuch gegeben hatte, sind in Foto 13 gezeigt.

Foto 10: Buchenblätter mit Photobleaching: die dunklen Stellen waren durch andere Blätter abgedeckt.



Foto 11: Magnesiummangel bei Traubeneiche (Therwil): 0.47 mg Mg g⁻¹, (Sollwert 1.1).



Foto 12: Kaliummangel bei Stieleiche (Uhwiesen). K-Konzentration 4.8 mg g⁻¹ (Sollwert 7.6 mg g⁻¹).



Abb. 29: Photobleaching (in % der Blätter mit den Symptomen) in Beziehung zur Phosphorkonzentration im Buchenlaub (Daten 2011). Die Beziehung ist signifikant mit p<0.001.

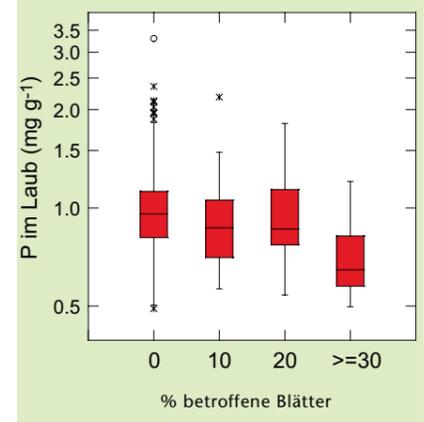


Foto 13: Kaliummangel bei Fichten in Wangen. Li.: 2.5 mg g⁻¹, re.: 1.4 mg K g⁻¹ (Sollwert 4.6 mg g⁻¹).



5 Wachstum und Fruchtbehang

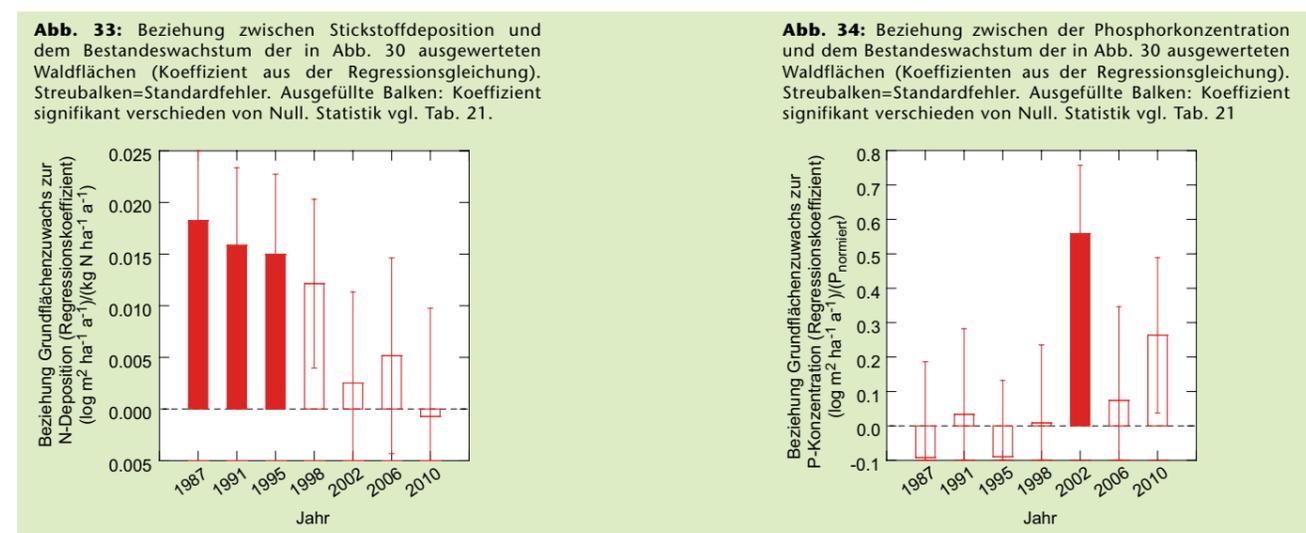
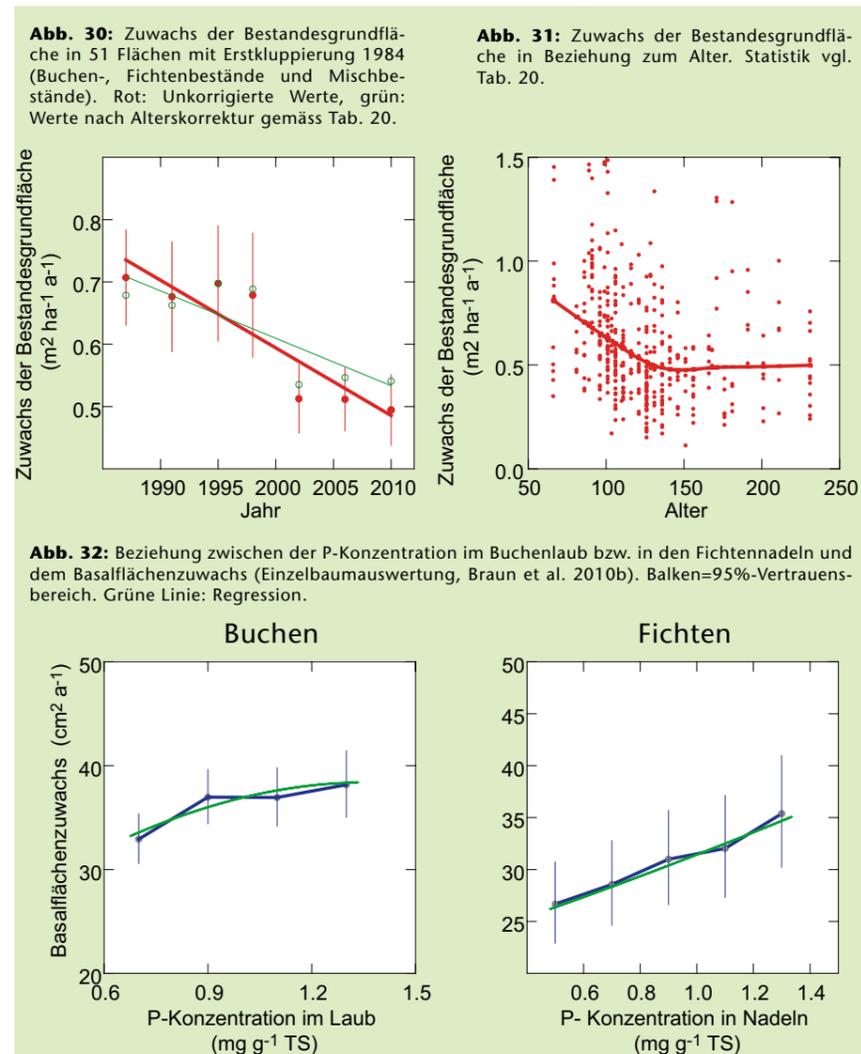
5.1 Stammzuwachs



Foto 14: Stammzuwachsmessung

Der Zuwachs der Bestandesgrundfläche ist seit Beginn der Messungen zurückgegangen, in der letzten Messperiode allerdings nur noch leicht (Abb. 30). Diese zeitliche Veränderung ist sowohl bei Buchen als auch bei Fichten signifikant und deutlich stärker, als aufgrund der Beziehung zwischen Zuwachs und Alter (Tab. 20, Abb. 30) erwartet werden kann. Der Grundflächenzuwachs pro Baum war sowohl bei Buchen als auch bei Fichten mit der Phosphorkonzentration im Laub deutlich korreliert (Abb. 32). Dies ist ein Hinweis auf P-Limitierung der Waldbäume. Allerdings kann eine solche Beziehung erst seit etwa 2002 beobachtet werden, wie eine zeitlich differenzierte Analyse des Bestandeswachstums zeigt (Abb. 34, Tab. 21). Parallel dazu verschwand die positive Beziehung mit der Stickstoff-

Der Stammzuwachs verharrte 2010 etwa auf dem gleichen (tiefen) Niveau wie 2006. Während zu Beginn der Beobachtungsreihe (vor 1998) eine positive Beziehung zwischen Stickstoffdeposition und Stammzuwachs beobachtet wurde, verschwand diese in späteren Jahren. Dafür ist heute der Stammzuwachs umso geringer, je tiefer die P-Konzentration im Laub ist. Die Reaktion auf Trockenheit war dagegen zeitlich konstant: bei einem Evapotranspirationsverhältnis von 0.6 ist der Zuwachs um rund 38% vermindert.



deposition (Abb. 28, Tab. 21). Diese Ergebnisse legen nahe, dass sich die Reaktion der Waldbestände auf Stickstoff im Laufe der Beobachtungszeit verändert hat und dass diese Veränderung ursächlich an der Wachstumsabnahme beteiligt ist.

In den 1990er Jahren war ein erhöhter Zuwachs beobachtet worden, der vor allem auf erhöhte Stickstoffeinträge zurückgeführt wurde (Spiecker 1999). Solberg et al. (2009) fanden in einer europaweiten Auswertung eine positive Beziehung zwischen Zuwachs und N-Deposition (EMEP, 50x50 km Raster). Eine solche Beziehung konnte bei den hier vorliegenden Daten am Anfang der Beobachtungsperiode ebenfalls beobachtet werden, allerdings auch damals nur bei ausreichender Phosphorversorgung (Abb. 34; Flückiger und Braun 1999). Wachstumsabnahmen in den letzten Dekaden wurden in Europa von einigen Arbeitsgruppen beobachtet. Meining et al. (2008) untersuchten Jahrringe in Baden-Württemberg

und fanden das Zuwachsmaximum bei der Buche im Jahr 1994, bei der Fichte 1985. Die letzten Messwerte (2004) lagen 25 bzw. 23% unter diesem Wert. Bei der Waldzustandsinventur in Österreich nahmen die Kreisflächenzuwächse von Fichte, Lärche, Waldföhre, Buche und Eiche ab (Gschwantner 2006). Auch in Frankreich wurde beim nationalen Forstinventar festgestellt, dass der Zuwachs der Buche seit 1987 zurückgegangen ist (Charru et al. 2010). In Italien und Spanien wurden Wachstumsreduktionen in Buchenbeständen in tieferen Lagen, nicht jedoch in höhergelegenen Flächen, beobachtet (Piovesan et al. 2008, Jump et al. 2006). Von Wachstumsreduktionen auf europäischer Ebene im Zeitraum 1990-2000 berichteten Nabuurs et al. (2013). Die genannten Arbeiten führen die beobachteten Wachstumsreduktion vor allem auf Trockenheit und zunehmende Alterung der Bestände zurück. Im Gegensatz dazu deuten die Ergebnisse aus den IAP-Walddauerbeobachtungsflächen an, dass der er-

höhten Stickstoffdeposition und dem dadurch verursachten Phosphormangel eine wichtige Rolle bei der Erklärung zukommt. Die Ergebnisse sind in Übereinstimmung mit den Befunden von Nellemann und Thomsen (2001). Diese Autoren beobachteten aufgrund der Analyse von 31'000 Fichtenbohrkernen in Norwegen, dass in Gebieten mit erhöhter Stickstoffdeposition das Wachstum vorübergehend stimuliert wurde, aber am Schluss selbst unter das Wachstum der Bäume mit niedriger Stickstoffdeposition fiel.

Die Ozonbelastung hat im untersuchten Zeitraum eher leicht abgenommen. Die in Kap. 13 vorgestellte Wachstumsreduktion durch Ozon fällt deshalb als erklärender Faktor für die Wachstumsabnahme weg.

5.2 Triebwachstum

Das Triebwachstum von Buchen und Fichten war 2011 auf dem tiefsten Niveau seit Beginn der Datenreihe (1975/76). Als Ursache kommt das trockene Frühjahr 2011 (vor allem bei den Fichten), der starke Fruchtbehang bei den Buchen, Nachwirkungen des trockenen Sommers 2003 und die schlechte Phosphorversorgung in Frage. Bei den Eichen ist ebenfalls eine Abnahme des Triebwachstums seit 1999 zu beobachten. Das Triebwachstum von Trauben- und Flaumeichen wurde jedoch durch das trockene Frühjahr 2011 gefördert. Die Beziehung zwischen Triebwachstum und Nährstoffkonzentrationen ist bei Buchen und Eichen relativ ähnlich, während sie bei der Fichte etwas weniger stark ist.

Das Triebwachstum von Buchen und Fichten war 2011 auf dem tiefsten Niveau seit Beginn der Messreihe (Abb. 35). Die Daten sind alterskorrigiert, d.h. eine Regression mit dem Alter ist eingerechnet. Bei den Fichten ist das geringe Wachstum möglicherweise eine Folge des trockenen Frühjahrs 2011, bei den Buchen des extrem starken Mastjahrs (Abb. 40). Deutlich sichtbar ist auch die Reaktion auf das Trockenjahr 2003: bei den Buchen ist ein starker Abfall des Triebwachstums 2004 zu erkennen, bei den Fichten im Trockenjahr selbst (2003). Diese Reaktion wird in Kap. 12.2.2 noch ausführlicher behandelt. Auch bei den Eichen lässt sich eine Ver-

minderung des Triebwachstums nach 2003 beobachten. Allerdings profitierten sie vom trockenen Frühjahr 2011, vor allem Trauben- und Flaumeichen, deren Triebwachstum 2011 wieder anstieg (Abb. 36). Dass die Eichen mit dem trockenen Frühjahr besser umgehen konnten, ist auch aus dem Vergleich der Blattflächen ersichtlich (Abb. 37). Bei den Buchen waren die Blätter 2011 so klein wie noch nie seit 1987, während die Fläche der Eichenblätter gleich war wie 2007. Dass bei der Stieleiche das Wachstum 2011 tiefer war als im Vorjahr, während es bei den anderen beiden Arten gegenüber dem Vorjahr zunahm, kann als empfindlichere Reaktion auf Trocken-

heit interpretiert werden, in Übereinstimmung mit den Erkenntnissen von Bonfils et al. (2013 a,b).

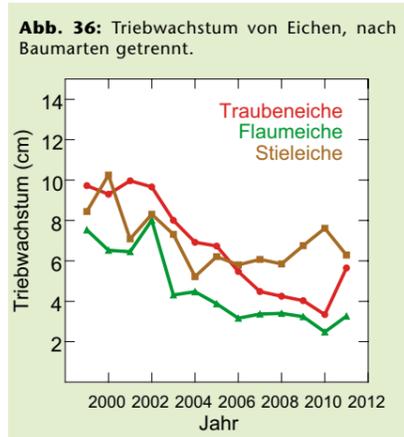


Abb. 36: Triebwachstum von Eichen, nach Baumarten getrennt.

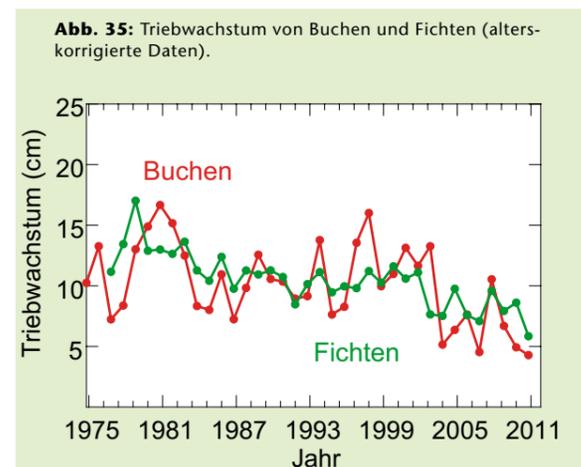


Abb. 35: Triebwachstum von Buchen und Fichten (alterskorrigierte Daten).

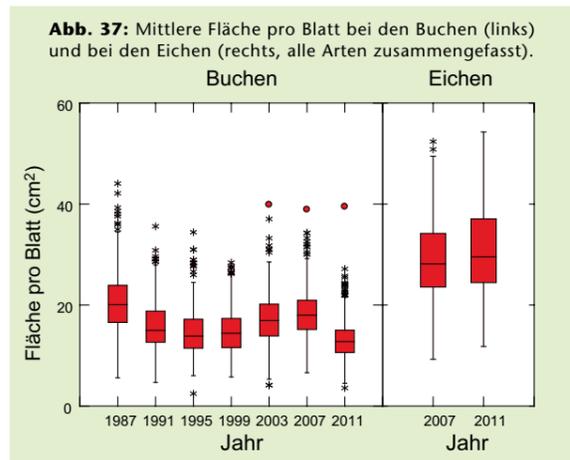


Abb. 37: Mittlere Fläche pro Blatt bei den Buchen (links) und bei den Eichen (rechts, alle Arten zusammengefasst).

5.3 Triebwachstum und Ernährung

Das Triebwachstum aller drei Baumarten wurde in Beziehung zur Nährstoffkonzentration in Blättern und Nadeln ausgewertet. Dabei wurde jeweils das Triebwachstum für das Jahr, in dem die Proben für die Nährstoffanalyse entnommen wurden, berücksichtigt. Es wurden Daten aus allen vorliegenden Ernten einbezogen. Bei den Fichten wurde das Wachstum vorgängig um den Einfluss von Meereshöhe und Alter korrigiert, bei den Buchen um den Einfluss von Alter und Fruchtbehang. Abb. 38 zeigt die Beziehung zwischen Triebwachstum und Nährstoffkonzentration, Abb. 39 zu den Nährstoffverhältnissen. Eingezeichnet sind auch die Grenzwerte zu ausreichender Versorgung nach Göttlein et al. (2011)

bzw. die obere Grenze des Bereichs harmonischer Ernährung nach Mellert und Göttlein (2012). Das Triebwachstum ist bei allen Baumarten mit der N-Konzentration in Blättern und Nadeln positiv korreliert, wobei bei den höchsten gemessenen Konzentrationen zumindest bei der Fichte eine Abflachung festzustellen ist. Diese Zunahme bei steigender N-Konzentration ist insofern bemerkenswert, als praktisch alle Werte im Bereich ausreichender Versorgung liegen. Auch die Phosphorkonzentration ist bei allen Baumarten positiv mit dem Triebwachstum korreliert, mit einer Abflachung oberhalb des Grenzwerts zumindest bei Buchen und Fichten.

Hier liegen zahlreiche Werte unterhalb des Normbereichs. Die Kaliumkonzentration zeigt dagegen keine generelle Beziehung mit dem Triebwachstum. Bei tiefen K-Konzentrationen, deutlich unterhalb des Grenzwerts, ist das Wachstum jedoch bei den Buchen signifikant vermindert. Beim Magnesium ist das Triebwachstum von Fichten innerhalb des beobachteten Bereichs nicht korreliert, bei Buchen und Eichen ist – wie beim Kalium – im tiefen Bereich das Wachstum geringer. Die Kalziumkonzentration ist bei Buchen und Eichen negativ mit dem Triebwachstum korreliert (bei den Buchen allerdings nicht signifikant), bei den Fichten besteht lediglich ein Trend in die gleiche Richtung.

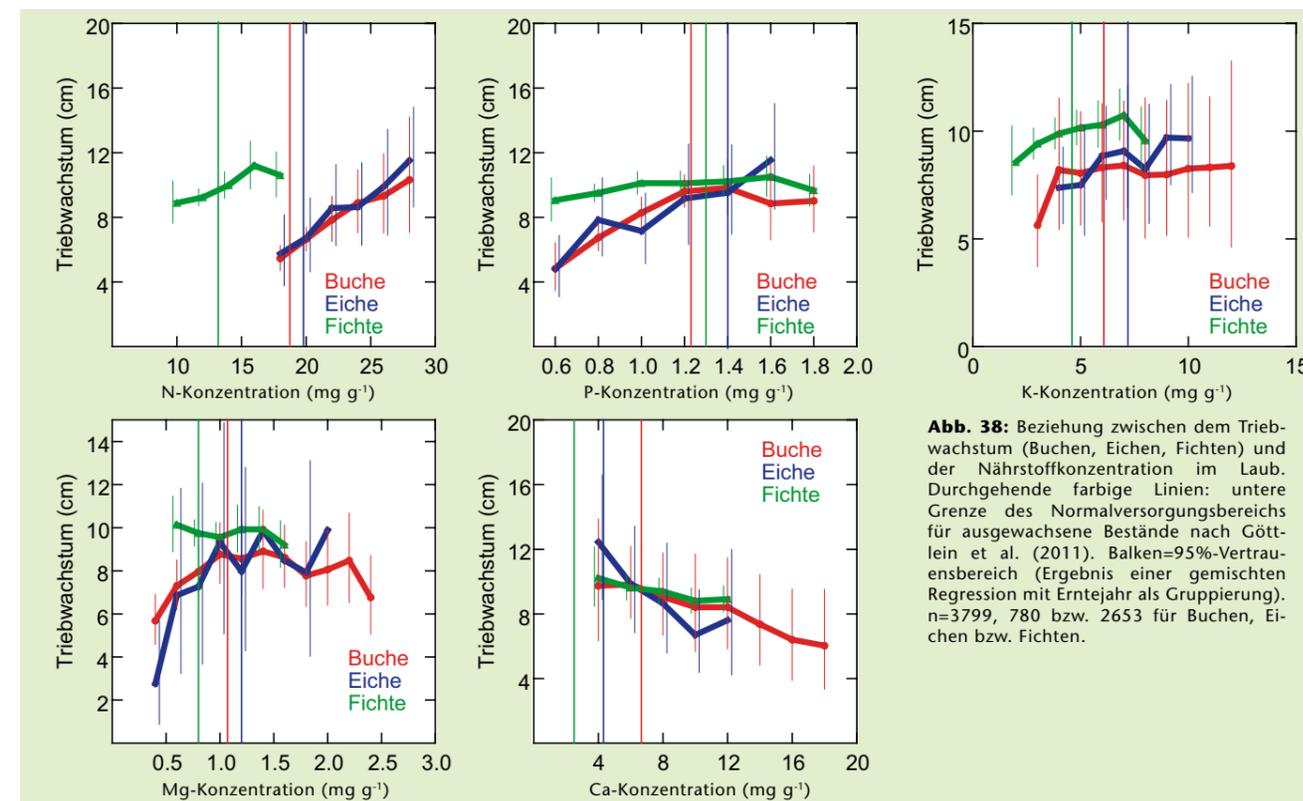
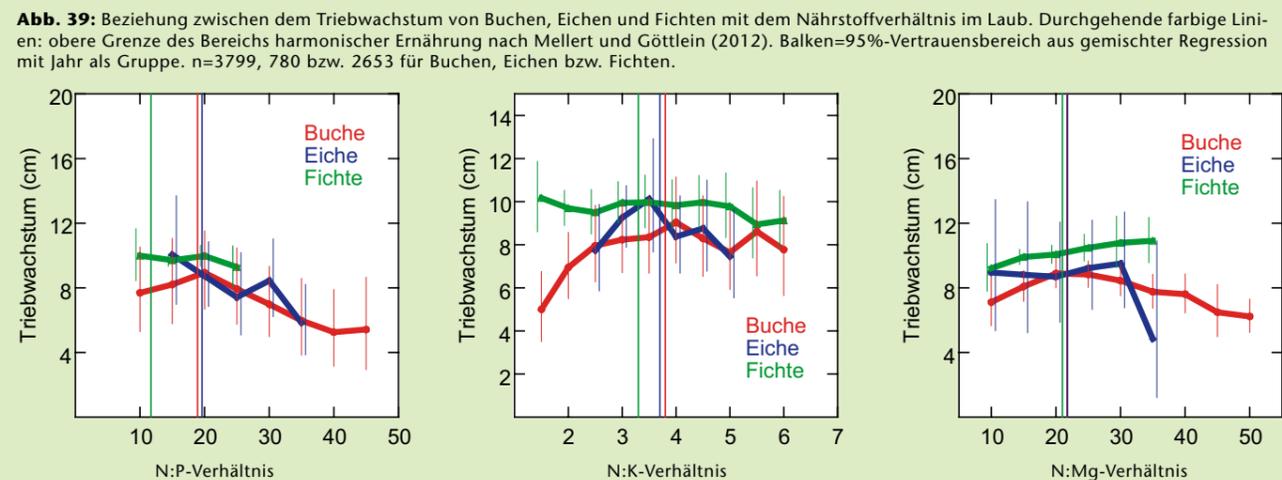


Abb. 38: Beziehung zwischen dem Triebwachstum (Buchen, Eichen, Fichten) und der Nährstoffkonzentration im Laub. Durchgehende farbige Linien: untere Grenze des Normalversorgungsbereichs für ausgewachsene Bestände nach Göttlein et al. (2011). Balken=95%-Vertrauensbereich (Ergebnis einer gemischten Regression mit Erntejahr als Gruppierung). n=3799, 780 bzw. 2653 für Buchen, Eichen bzw. Fichten.

Die Beziehungen zwischen Triebwachstum und Nährstoffverhältnissen (Abb. 39) bestätigen mehr oder weniger die Grenzwerte für ausreichende Versorgung nach Mellert und Göttlein (2012), vor allem für die Buchen und Eichen: sind die Verhältniszahlen höher als der Bereich harmonischer Ernährung, nimmt das Triebwachstum wieder ab.

Bei den Fichten ist die Situation weniger klar. Beim N:P-Verhältnis ist der bei Fichten gemessene Bereich allerdings ziemlich eng. Beim N:K-Verhältnis ist bei den Fichten keine Reaktion des Triebwachstums zu erkennen, beim N:Mg-Verhältnis nimmt es innerhalb des beobachteten Bereichs leicht zu.

Zusammenfassend kann festgehalten werden, dass die Beziehung zwischen Triebwachstum und Ernährung bei Buchen und Eichen relativ ähnlich ist, während sie bei der Fichte etwas schwächer ist. Bei der Fichte ist der beobachtete Bereich der Nährstoffkonzentrationen jedoch enger (ausser bei den Phosphorkonzentrationen).



5.4 Fruchtbehang bei Buchen

Der Fruchtbehang bei den Buchen war 2011 so stark wie nie zuvor in der bis 1988 zurückreichenden Beobachtungsreihe. In letzter Zeit war zudem auch das Intervall zwischen zwei Mastjahren stark verkürzt, auf zuletzt noch 2 Jahre. Die Temperatur im Frühsommer der beiden vorausgehenden Jahre spielt bei der Fruchtbildung der Buche eine wichtige Rolle. Es ist deshalb möglich, dass der erhöhte Fruchtbehang eine Folge des Klimawandels ist.

Der Fruchtbehang bei der Buche war 2011 so stark wie nie zuvor, nachdem bereits schon 2009 ein extremes Mastjahr zu beobachten gewesen war (Abb. 40). Während über die Menge der gebildeten Früchte sonst keine publizierte Zeitreihe existiert, wurde eine Abnahme der Intervalle zwischen den Mastjahren bei Buche schon verschiedentlich beobachtet. Eine Literaturstudie aus Deutschland ergab für den Zeitraum 1839 bis 1987 Mastintervalle von 3.3 bis 7.1 Jahre, während das mittlere Mastintervall heute (1988-2010) bei 2.6 Jahren liegt (Paar et al. 2011). Ähnliches wird aus Schweden berichtet (Övergaard et al. 2007). Die wahrscheinlichste Erklärung für diese Zunahme ist die Klimaerwärmung. Gemäss Drobyshev et al. (2010) sind für ein Mastjahr Temperaturanomalien im August entscheidend: zwei Jahre zuvor unterdurchschnittliche, ein Jahr vorher überdurchschnittliche Temperaturen. Das kann mit den vorliegenden Daten bestätigt werden, wobei jedoch nicht die Temperatur im August des Vorjahres, sondern ein recht enges Zeitfenster von ca. Mitte Juni bis anfangs Juli, 52 bis 75 Tage nach Blattaustrieb, entscheidend ist (Abb. 41, Abb. 42).



Foto 15: Buchenfrucht (links) und nach dem Abfall zurückbleibende Fruchtbasisnarbe (ovale Narbe über nierenförmiger Blattnarbe, rechts).

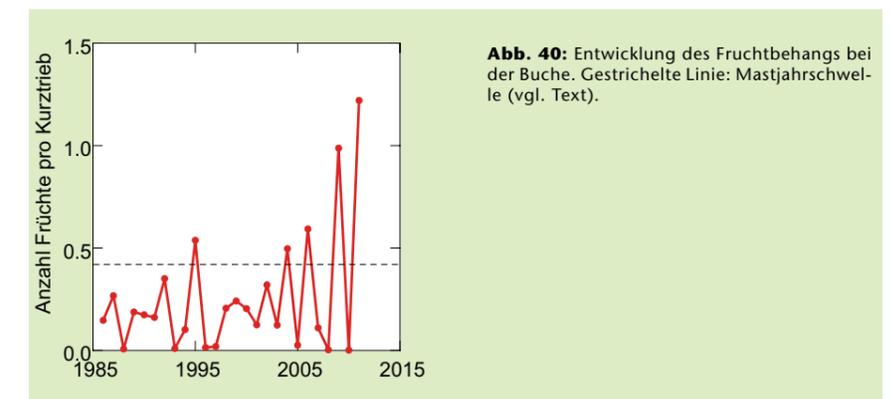


Abb. 41: Beziehung zwischen der mittleren Temperatur im Zeitfenster zwischen Mitte Juni und anfangs Juli im Vorjahr der Fruchtbildung (oben) und zwei Jahre vor der Fruchtbildung (unten) und der mittleren Anzahl Früchte pro Kurztrieb (wurzeltransformiert). Mittelwert über 24 Jahre.

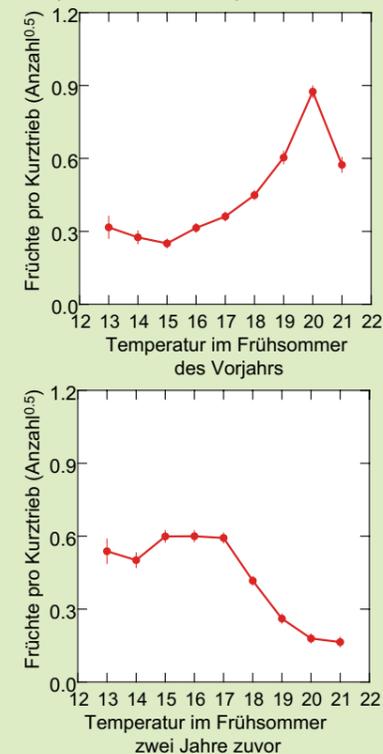
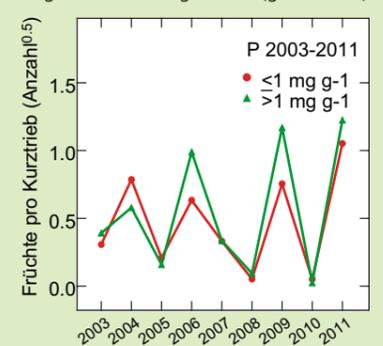


Abb. 43: Anzahl Früchte bei Bäumen, die in den Ernten 2003, 2007 und 2011 eine mangelhafte P-Konzentration im Laub hatten (rote Linie) und bei solchen, die in allen Ernten gut mit P versorgt waren (grüne Linie).



Als Grenze für ein Mastjahr werden in der Literatur Zahlen von >150 Früchte/m² angegeben (Paar et al. 2011). Um diese Grenze mit den in Abb. 40 dargestellten Zahlen vergleichen zu können, wurde in den Flächen mit Streusammeln das mittlere Gewicht pro Buchenfrucht (Fruchtbecher, Samen) bestimmt und auf eine Anzahl Früchte pro m² hochgerechnet. Die Ergebnisse dieser Hochrechnung sind in Tab. 4 aufgelistet. Sie bewegen sich zwischen 314 und 575 Früchten pro m², wobei der tiefste Wert aus einem Buchen-Fichten-Mischbestand stammt. Der Vergleich mit den an den Gipfeltrieben ausgezählten Früchten ergibt, dass der genannte Grenzwert von 150 Früchten/m² etwa 0.42 Früchten pro Kurztrieb entspricht. Er ist in Abb. 40 als gestrichelte Linie eingezeichnet.

Der Fruchtbehang ist auch mit der Nährstoffkonzentration im Laub korreliert (Tab. 22), wobei es zunächst schwierig zu entscheiden ist, ob der Nährstoffstatus den Fruchtbehang beeinflusst oder ob die Früchte Nährstoffe aus dem Laub abziehen. Dies kann jedoch durch Stratifikation der Daten nach Mast- und Nicht-Mastjahren sowie nach Nährstoffstatus untersucht werden (Abb. 43). In einem Mastjahr ist lediglich Magnesium mit der Anzahl Früchte korreliert, und zwar positiv (bzw. N:Mg negativ). In Nicht-Mastjahren ist die Korrelation mit Phosphor mit der Anzahl Früchten im laufenden Jahr positiv, was darauf hinweist, dass eine gute Phosphorversorgung bei Sprengmast die Fruchtbildung erhöht. Nach Mastjahren ist die Stickstoffkonzentration im Laub vermindert.

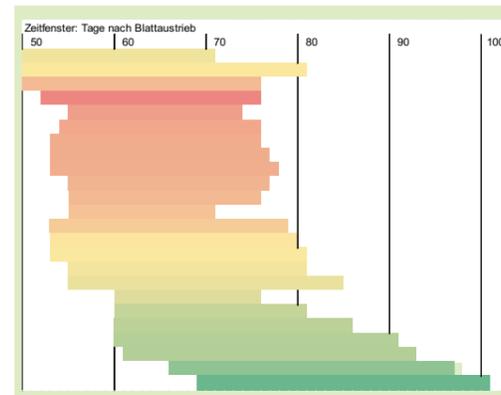


Abb. 42: Eignung verschiedener Zeitperioden zur Temperaturmittelung für die Regression mit dem Fruchtbehang. Die Zahlen in der obersten Zeile geben die Anzahl Tage nach Blattaustrieb an. Je stärker die Rotfärbung des Balkens, umso besser war die Regression. Die beste Prognosequalität hatte das Zeitfenster 52-75 Tage nach Blattaustrieb.

| Standort | Anzahl Früchte/m ² | Anzahl Früchte / Kurztrieb |
|----------------|-------------------------------|----------------------------|
| Bachtel Buchen | 565 | 1.38 |
| Muri Buchen | 575 | 1.26 |
| Grenchenberg | 314 | 1.36 |
| Bislach Buchen | 537 | 1.51 |
| Bonfol | 386 | 1.76 |
| Breitenbach | 429 | 1.29 |
| Stammheim | 516 | 1.56 |

Tab. 4: Hochrechnung für Anzahl Buchenfrüchte/m² in Streusammeln im Jahr 2011.

5.5 Anzahl Nadeljahrgänge bei Fichten

Bei Fichten wurde eine reduzierte Anzahl Nadeljahrgänge auf Böden mit einer Basensättigung von ≤15% gefunden.

Die Anzahl Nadeljahrgänge bei Fichten wurde an der Triebachse bestimmt. Unterschritt die Benadelung eines Jahrgangs etwa 20% einer Vollbenadelung, so wurde er als nicht mehr benadelt gewertet. War der Ast bis zum Ende benadelt, wurde die entsprechende Anzahl Jahrgänge mit einem entsprechenden Vermerk notiert. Das Datenset wurde mittels Überlebensanalyse (Kaplan-Meier-Verfahren) ausgewertet.

Mit der Anzahl Nadeljahrgänge am besten korreliert ist die Meereshöhe (Abb. 44). In grösseren Höhen ist die Überlebensdauer der Nadeln länger. Allerdings ist um 1200 m Höhe ein Einbruch zu erkennen, der mit der in diesen Höhenlagen beobachteten erhöhten Verlichtung übereinstimmt (Abb. 5, Abb. 6). Aber auch mit der Basensättigung des Bodens war die Benadelung korreliert. Auf Böden mit einer Basensättigung von ≤15% betrug die mittlere Anzahl Nadeljahrgänge 6, auf solchen mit einer höheren Basensättigung 7 (Abb. 45). Ähnliche Beobachtungen machte Becher (1999) für die Benadelungsdichte des zweiten Nadeljahrgangs.

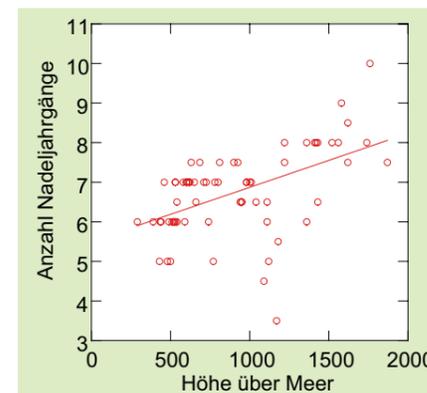


Abb. 44: Beziehung zwischen der Anzahl Nadeljahrgängen und der Höhe über Meer. Kaplan-Meier-Schätzer pro Beobachtungsfläche.

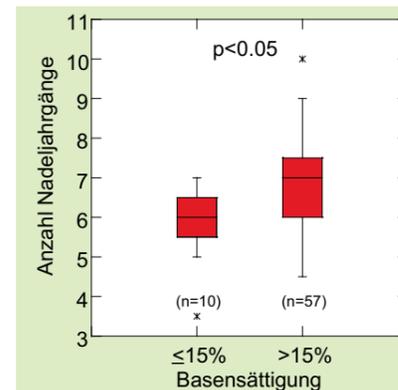


Abb. 45: Anzahl Nadeljahrgänge und Basensättigung des Bodens. Zahlen in Klammern: Anzahl Flächen pro Klasse.

6 Einfluss erhöhter Stickstoffeinträge

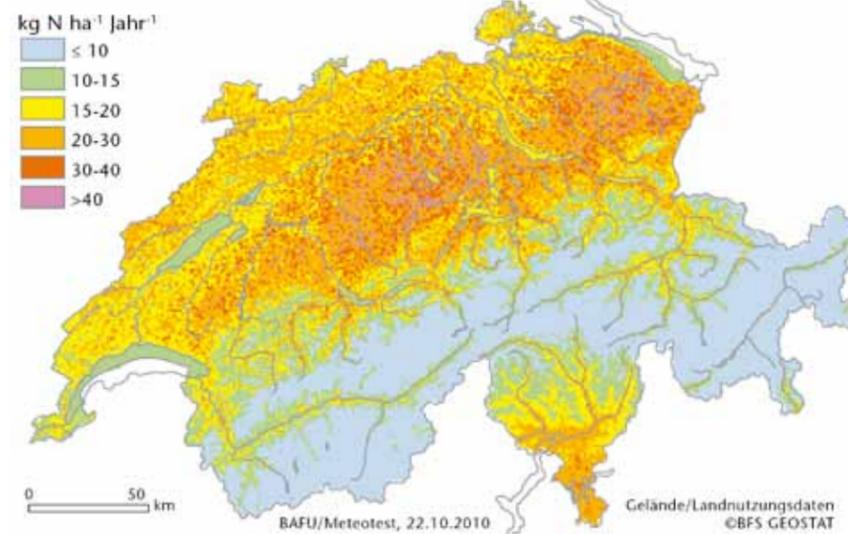
Industrie, Verkehr und Landwirtschaft emittieren eine grosse Menge von reaktiven Stickstoffverbindungen, die mit dem Regen (Nassdeposition), als Aerosol oder gasförmig (Trockendeposition) über die Luft wieder auf den Boden gelangen. Wegen ihrer grossen Oberflächenrauigkeit sind Wälder eine besonders effiziente Senke für diese Verbindungen. Die Einträge können mehr als $50 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ erreichen (Abb. 46). Als naturnahe Ökosysteme sind die Wälder gegenüber Einträgen von Stickstoff (N) empfindlich. Erhöhte N-Einträge führen dazu, dass N im Überschuss vorhanden ist. Dass dies zu Problemen in Waldökosystemen führen kann, wurde schon in den achtziger Jahren erkannt (Nihlgård 1985, Aber et al. 1989). Die UNECE setzte wissenschaftliche Expertengruppen ein, um Grenzwerte für Stickstoffeinträge (Critical Loads) in verschiedene Ökosysteme zu erarbeiten (Grennfelt und Thörnelöf 1992, Achermann und Bob-



Foto 16: Ausbringung von Gülle mit Druckfass und Prallteller führt zu hohen NH_3 -Emissionen in die Atmosphäre.

bink 2003, Bobbink und Hettelingh 2011). Diese Critical Loads werden auf über 95% des Schweizer Walds überschritten (Augustin und Achermann 2012). Bei den Standorten des Interkantonalen Walddauerbeobachtungsprogramms sind es 100 %.

Abb. 46: Karte der N-Einträge in der Schweiz (Meteotest 2010)



6.1.1 Stickstoffdeposition

Die Entwicklung der Stickstofffrachten in der Kronentraufe ist regional unterschiedlich. Im Südtessin haben sie seit 2000 abgenommen, sind aber immer noch auf einem hohen Niveau ($2011: 49 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$). Auf der Alpennordseite ist in diesem Zeitraum kein Rückgang zu beobachten. Die Kronentraufe ist allerdings eine Unterschätzung für die Gesamtd deposition in den Wald.

Kronentraufemessungen stellen einen Anteil des Gesamteintrags von Stickstoff in den Wald dar. Die Differenz zwischen Kronentraufemessungen und Freilandniederschlag erlaubt eine Abschätzung der Trockendeposition. Allerdings gibt es zwei wesentliche Einschränkungen: Bäume oder Epiphyten können wesentliche Teile des eingetragenen Stickstoffs direkt aus der wässrigen Phase aufnehmen (Butterbach-Bahl et al. 2011, Lovett und Lindberg 1990, Kreuzer et al. 2009). Gasförmige Stickstoffkomponenten werden durch Kronentraufemessungen nicht vollständig erfasst. Kronentraufemessungen in einem NH_3 -Freilandbegasungsversuch haben gezeigt, dass der Ammoniak nur zum Teil in der Kronentraufe erscheint (Cape et al. 2010). Berechnungen aufgrund der Daten von

Cape zeigen, dass etwa 60% in der Bilanz fehlen, bei einer sehr realistischen Begasungskonzentration von $4 \mu\text{g NH}_3 \text{ m}^{-3}$. Eine Aufnahme durch die Spaltöffnungen ist die wahrscheinlichste Erklärung für dieses Verhalten (Farquhar et al. 1980, Sutton et al. 1993, Gessler et al. 2000). Ammoniak ist in der Schweiz ein bedeutender Bestandteil der N-Einträge.

Trotz der erwähnten Einschränkungen seien hier einige Ergebnisse von Kronentraufemessungen auch aus früheren Jahren dargestellt. Abb. 47 zeigt Ergebnisse aus einer Messkampagne aus den Jahren 1998-1999, Abb. 48 die Entwicklung der N-Frachten in drei verschiedenen Flächen seither. In den letzten 10 Jahren haben die Stickstofffrachten in der Kronentraufe in Sagno

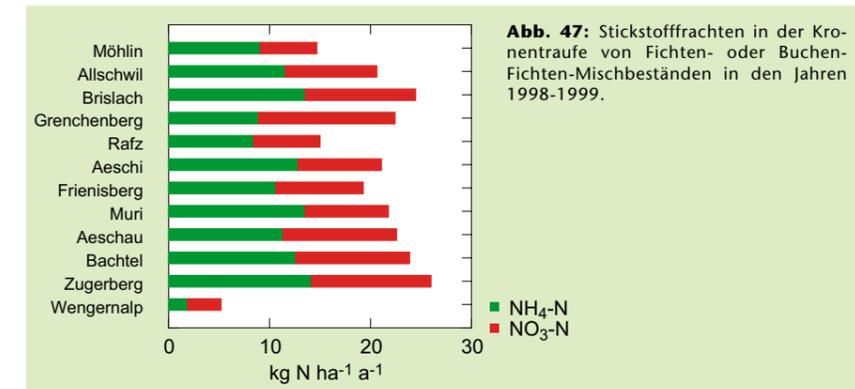


Abb. 47: Stickstofffrachten in der Kronentraufe von Fichten- oder Buchen-Fichten-Mischbeständen in den Jahren 1998-1999.

abgenommen, in Muri sind sie stabil geblieben und in Brislach haben sie zugenommen. Bemerkenswert sind die sehr hohen N-Frachten in Sagno vor allem in den Jahren 2000-2005 (im Mittel 76, nachher $58 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$).

Foto 17: Sammeln von Kronentraufeproben in der Fichtenfläche Sagno.



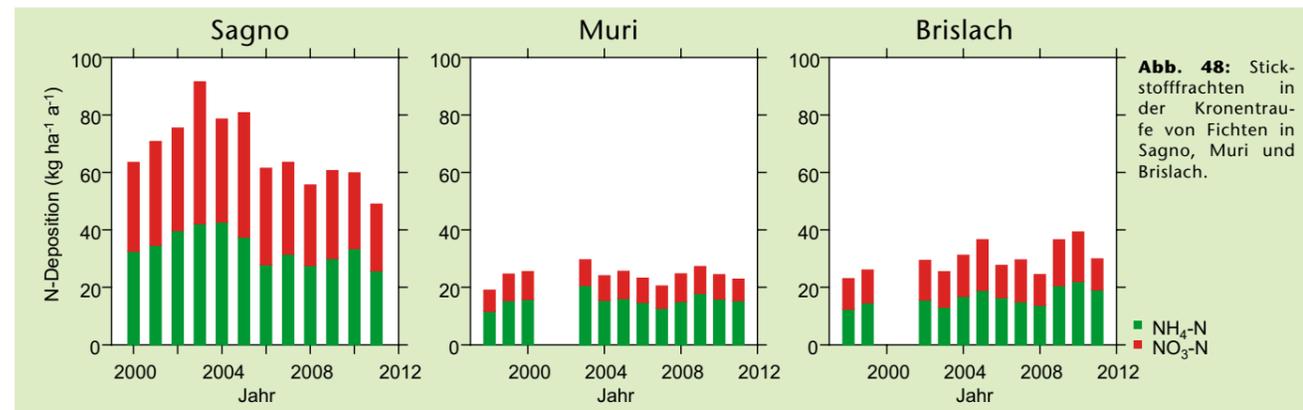


Abb. 48: Stickstofffrachten in der Kronentraufe von Fichten in Sagno, Muri und Brislach.

Ein besseres Mass für die Gesamtd deposition erhält man, wenn man die Konzentration der verschiedenen Komponenten in der Luft einzeln misst und mit experimentell ermit-

telten Depositionsgeschwindigkeiten multipliziert (Kurz et al. 1998). Für zwei der IAP-Flächen liegen Daten dafür vor. Die Einzelkomponenten wurden teilweise von der Forschungs-

stelle für Umweltbeobachtung (FUB) gemessen (Thöni und Seitler 2004). An beiden Standorten sind die so ermittelten Einträge markant höher als die Kronentraufefrachten (Abb. 49).

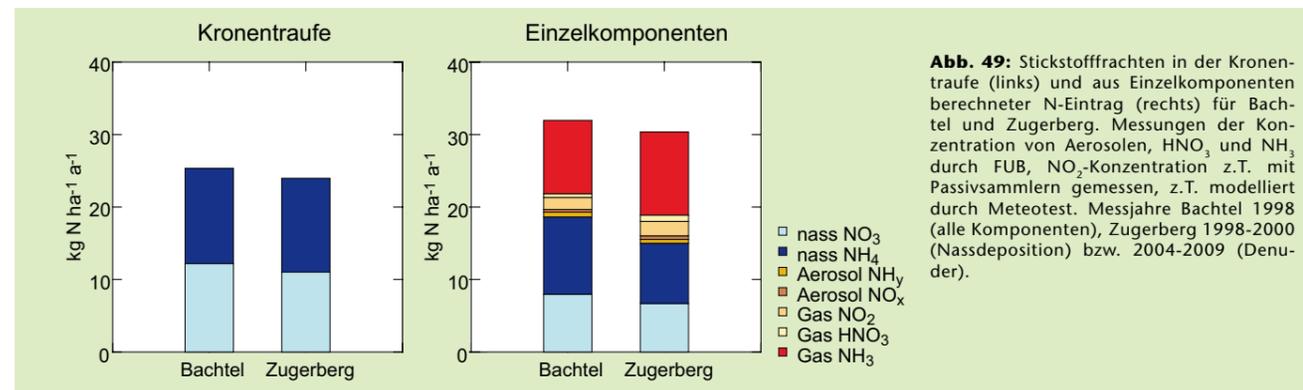


Abb. 49: Stickstofffrachten in der Kronentraufe (links) und aus Einzelkomponenten berechneter N-Eintrag (rechts) für Bachtel und Zugerberg.

6.2 C:N-Verhältnisse im Auflagehumus und im Oberboden

Das C:N-Verhältnis des Auflagehumus gilt als Indikator für die N-Belastung, zumindest für Koniferenwälder (Butterbach-Bahl et al. 2011). Es hängt je-

doch auch von der Humusform ab. In Abb. 50 sind die in den IAP-Flächen gemessenen C:N-Verhältnisse in Abhängigkeit von der Humusform auf-

getragen. Der Grossteil weist ein C:N-Verhältnis von <25 auf (171 von 185), auch Verhältniszahlen von >20 sind in der Minderheit (43

Profile). Das ist ein Hinweis auf N-Belastung. In Deutschland wurde bei wiederholten Beprobungen von Böden mit verschiedenen Humusformen zwischen den 1950er Jahren und den frühen neunziger Jahren eine Verengung der C:N-Verhältnisse festgestellt (Riek und Wolff 2001). Das erklärt die heute recht tiefen C:N-Verhältnisse.

Bei weiterer N-Zugabe kann jedoch das C:N-Verhältnis auch wieder zunehmen, weil hohe N-Gaben die Mineralisierung der Streu hemmen können, wie dies im Stickstoffversuch beobachtet wurde (vgl. Kap. 6.4.2).

Das C:N-Verhältnis der Humusaufgabe liefert auch Hinweise für das Risiko

von N-Auswaschung (Gundersen et al. 1998, Dise et al. 1998). Bei C:N-Verhältnissen über 25 findet praktisch keine Nitrifikation (Aber et al. 2003) und damit keine N-Auswaschung mehr statt. Wie bereits dargelegt, sind so hohe C:N-Verhältnisse in den Walddauerbeobachtungsflächen nur noch vereinzelt anzutreffen.

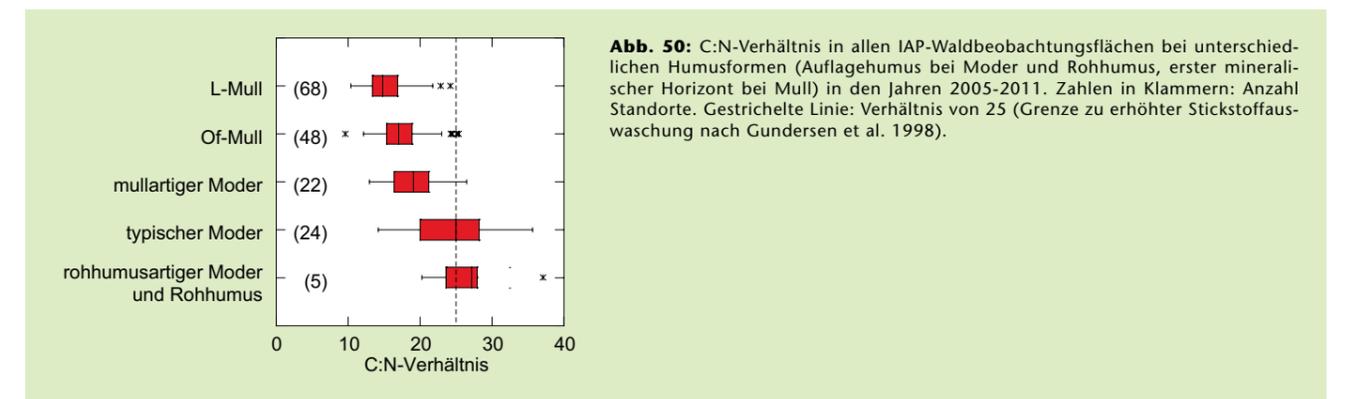


Abb. 50: C:N-Verhältnis in allen IAP-Waldbeobachtungsflächen bei unterschiedlichen Humusformen (Auflagehumus bei Moder und Rohhumus, erster mineralischer Horizont bei Mull) in den Jahren 2005-2011.

6.3 N-Konzentration in der Bodenlösung und N-Auswaschung

Die Stickstoffkonzentrationen in der Bodenlösung überschreiten die von der UNECE vereinbarten Grenzwerte in 75% der untersuchten Flächen, die Auswaschung in 58% der Flächen. Es lässt sich keine zeitliche Veränderung der Stickstoffauswaschung erkennen, ausser durch die trockenheitsbedingte Verringerung der Sickerwassermenge. Aus Waldbeständen mit einer hohen Dichte an Jungwuchs oder aus vernässten Böden wird weniger Stickstoff ausgewaschen.

Neben dem C:N-Verhältnis sind auch die N-Konzentrationen in der Bodenlösung ein Indikator für den N-Status eines Ökosystems. Für die Stickstoffkonzentration in der Bodenlösung wurde für Koniferenwälder ein Grenzwert von

≤0.2 mg N l⁻¹ und für Laubwälder von ≤0.2-0.4 mg N l⁻¹ festgelegt, wobei Nährstoffungleichgewichte das massgebende Kriterium waren (Tab. 5, UBA 1993). Gleichzeitig wird jedoch auch eine maximale tolerierbare N-Austrags-

rate über das Sickerwasser von 2-4 kg N ha⁻¹ a⁻¹ vereinbart. Liegt die Auswaschung höher, gilt das Ökosystem als stickstoffbelastet (Tab. 6; Grennfelt und Thörnelöf 1992, UBA 1993). Die maximale N-Auswaschung ist insbe-

sondere für Gebiete mit hohen Niederschlägen von Bedeutung, weil in solchen Gebieten der Ansatz über eine noch erlaubte Bodenlösungskonzentration zu Austrägen von Basenkationen führen würde, die weit über der Nachlieferung über die Verwitterung liegen würden. Damit würde eine nicht tolerierbare Versauerung akzeptiert (Block et al. 2000).

ration zu Austrägen von Basenkationen führen würde, die weit über der Nachlieferung über die Verwitterung liegen würden. Damit würde eine nicht tolerierbare Versauerung akzeptiert (Block et al. 2000).

rierbare Versauerung akzeptiert (Block et al. 2000).

Tab. 5: Kritische N-Konzentration in der Bodenlösung des Wurzelraums im Hinblick auf das Risiko für Nährstoffungleichgewichte und Vegetationsveränderungen (UBA 1993).

| Ökologische Veränderung | [N] _{crit} (in mg N l ⁻¹) |
|------------------------------------|--|
| Koniferen → Nährstoffgleichgewicht | ≤ 0.2 |
| Laubbäume → Nährstoffgleichgewicht | ≤ 0.2-0.4 |
| Flechten → Moosbeeren | ≤ 0.2-0.4 |
| Preiselbeeren → Heidelbeeren | ≤ 0.4-0.6 |
| Heidelbeeren → Gras | ≤ 1-2 |
| Gras → Kräuter | ≤ 3-5 |

Tab. 6: Maximal tolerierbare N-Auswaschung für verschiedene Ökosystemtypen (UBA 1993).

| Ökosystemtyp | N-Auswaschung (kg N ha ⁻¹ a ⁻¹) | Anwendung |
|----------------------------|--|------------------------------|
| Tundra | 0-1 | |
| Boreale Wälder | 1-2 | >1500 m |
| Gemässigte Koniferenwälder | 2-4 | <1500 m, <90% Laubholzanteil |
| Gemässigte Laubwälder | 4-5 | >90% Laubholzanteil |

Das Flächennetz für die Bodenlösungsmessungen ist in Kap. 7 näher vorgestellt. Nachstehend sind die für den Vergleich mit den international festgelegten Stickstoffgrenzwerten relevanten Ergebnisse präsentiert. Für nähere Informationen auch über einzelne Flächen wird auf den ausführlichen

legten Stickstoffgrenzwerten relevanten Ergebnisse präsentiert. Für nähere Informationen auch über einzelne Flächen wird auf den ausführlichen

Bericht zur Zusammensetzung der Bodenlösung (Braun 2013) verwiesen.

6.3.1 Stickstoffkonzentrationen in der Bodenlösung

Die Konzentrationen an anorganischem Stickstoff (grösstenteils Nitrat) liegen zwischen Werten nahe der Nachweisgrenze (0.001 mg N l⁻¹) und 100 mg l⁻¹, mit einem Mittelwert von 2.1. Sie wurden mit den Grenzwerten in Tab. 5 verglichen. Wo ein Grenzwertbereich anstelle eines einzelnen Grenzwertes angegeben ist, wurde er in Abhängigkeit der Höhe über Meer differenziert: untere Grenze für höhergelegene Flächen, obere für tiefer gelegene.

wertbereich anstelle eines einzelnen Grenzwertes angegeben ist, wurde er in Abhängigkeit der Höhe über Meer differenziert: untere Grenze für höhergelegene Flächen, obere für tiefer gelegene.

Die über die Jahre 2005-2011 gemittelte Stickstoffkonzentration war in 75% der Flächen grösser als die in Tab. 5 aufgelisteten kritischen Belastungsgrenzen (Tab. 7). Wird der Vergleich mit den monatlichen Messwerten durchgeführt, so beträgt die Über-

schreitungshäufigkeit 73.5% (Abb. 51). Das heisst, die Stickstoffkonzentrationen liegen grösstenteils in einem Bereich, in dem mit Veränderungen im Ökosystem Wald gerechnet werden muss. Die Grenzwerte in Tab. 5 basieren unter anderem auf dem Risiko für Nährstoffungleichgewichte. Dieses ist im Schweizer Wald sehr real, wie in Kap. 4 ausgeführt: das N/P-Verhältnis im Laub war bei der letzten Beprobung in 86% der Buchen-, in 77% der Fichtenflächen und in 60% der Eichenflächen ausserhalb des Normbereichs.

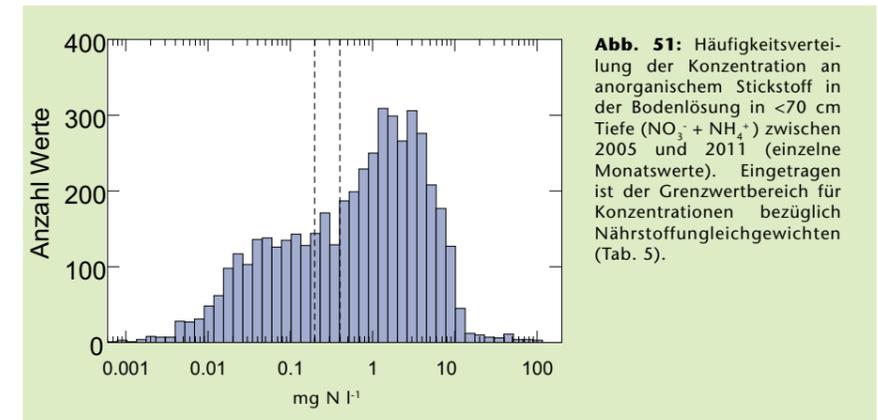


Abb. 51: Häufigkeitsverteilung der Konzentration an anorganischem Stickstoff in der Bodenlösung in <70 cm Tiefe (NO₃⁻ + NH₄⁺) zwischen 2005 und 2011 (einzelne Monatswerte). Eingetragen ist der Grenzwertbereich für Konzentrationen bezüglich Nährstoffungleichgewichten (Tab. 5).

6.3.2 Stickstoff-Auswaschung

Die Stickstoffauswaschung in den Jahren 2005-2011 übersteigt die in der Tab. 6 aufgelisteten kritischen Werte in 39% der Fälle (Tab. 7, Abb. 52). Bemerkenswert ist die hohe N-Fracht in der Fläche Sagno, nahe bei Chiasso, in der zwischen 2005 und 2011 eine N-Auswaschungsrate von 86 kg N ha⁻¹a⁻¹ errechnet wurde. Der Vergleich mit der Kronentraufemessung zeigt, dass an

diesem Standort die modellierte N-Deposition zu tief ist (Kap. 6.1), weil die N-Eintragsmodellierung in grenznahen Standorten schwierig ist. In Allschwil, einer Fläche mit extrem hohen N-Konzentrationen in der Bodenlösung (Mittelwert 51 mg N l⁻¹), liegt die mittlere

Auswaschung wegen der geringen Sickerwassermenge bei 49 kg N ha⁻¹ a⁻¹. Vermutet wird, dass bei diesem Standort neben der N-Deposition über die Luft auch Einträge durch N-belastetes Hangzugwasser aus der Landwirtschaft erfolgen.

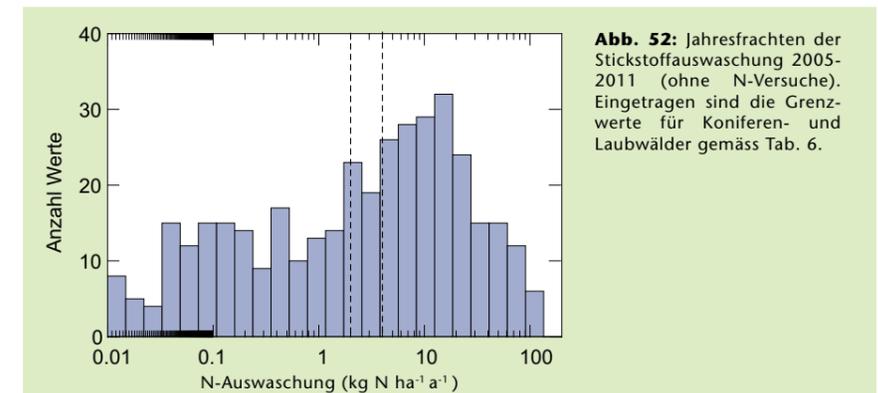


Abb. 52: Jahresfrachten der Stickstoffauswaschung 2005-2011 (ohne N-Versuche). Eingetragen sind die Grenzwerte für Koniferen- und Laubwälder gemäss Tab. 6.

| Standort | Sickerwasser mm | Nitratkonzentration | | | Auswaschung kg N ha ⁻¹ a ⁻¹ | Deposition kg N ha ⁻¹ a ⁻¹ | Grenzwert- überschreitung | |
|----------|--------------------|---------------------|--------------------|-----------------|--|---|------------------------------|-------|
| | | <=30 cm mg N/l | >30-60cm mg N/l | >60cm mg N/l | | | Konz. | Ausw. |
| AI | 513 | 3.56 | 1.78 | 2.40 | 7.6 | 30.9 | x | x |
| AL | 95 | | 51.1 | | 49.3 | 26.7 | x | x |
| AU | 823 | 1.48 | 1.56 | 1.84 | 16.5 | 31.4 | x | x |
| AW | 446 | 1.62 | | 0.86 | 4.9 | 25.0 | x | x |
| BA | 1028 | 4.69 | 3.86 | 3.91 | 36.1 | 34.8 | x | x |
| BAB | 1063 | 2.01 | 1.96 | 0.37 | 25.2 | 28.5 | x | x |
| BB | 281 | 0.07 | | 0.02 | 0.1 | 21.3 | | |
| BO | 388 | 0.06 | | 0.00 | 0.1 | 17.8 | | |
| BR | 291 | 2.19 | 1.09 | 1.05 | 2.5 | 25.2 | x | |
| BRAU | 420 | 5.05 | 3.93 | 2.18 | 9.9 | 42.1 | x | x |
| BRB | 361 | 0.26 | 0.05 | | 0.3 | 20.7 | | |
| BU | 369 | 0.07 | | 0.01 | 0.1 | 46.5 | | |
| DI | 239 | 6.12 | 5.98 | 6.42 | 15.7 | 23.7 | x | x |
| FR | 526 | 0.47 | 1.01 | 1.66 | 4.6 | 28.4 | x | x |
| GB | 1032 | 1.33 | | | 10.4 | 22.5 | x | x |
| HA | 266 | 2.52 | | 3.35 | 9.4 | 22.1 | x | x |
| HI | 554 | 1.93 | | 1.86 | 12.8 | 34.4 | x | x |
| LC | 761 | 0.25 | 0.69 | 0.07 | 1.2 | 32.7 | x | |
| LU | 1218 | 0.28 | 0.05 | 0.43 | 7.8 | 14.6 | x | x |
| LUB | 1083 | | 0.16 | | 5.5 | 15.5 | | x |
| MO | 299 | 3.12 | 3.09 | 2.26 | 5.2 | 23.1 | x | x |
| MU | 580 | 2.64 | 3.01 | 2.80 | 15.0 | 35.9 | x | x |
| MUB | 382 | | | 1.62 | 5.9 | 28.7 | x | x |
| MUF | 263 | 4.02 | 4.16 | 3.83 | 11.7 | 36.1 | x | x |
| MUU | 217 | | 0.49 | 0.16 | 0.5 | 22.0 | x | |
| OL | 237 | 0.11 | 0.09 | 0.03 | 0.1 | 21.5 | | |
| OS | 463 | 0.08 | 0.06 | 0.04 | 0.1 | 28.2 | | |
| PR | 368 | 0.55 | | 0.40 | 1.8 | 21.6 | x | |
| RAF | 235 | 1.65 | | 0.03 | 0.1 | 23.4 | x | |
| RI | 349 | 0.15 | | 0.18 | 0.9 | 19.4 | | |
| RU | 228 | 0.06 | | 0.14 | 0.5 | 24.1 | | |
| SA | 1140 | | 8.76 | | 86.3 | 37.8 | x | x |
| SW | 153 | 0.34 | 0.26 | 0.29 | 0.0 | 25.3 | x | |
| WA | 903 | 0.06 | 0.08 | 0.11 | 0.8 | 12.5 | | |
| WG | 406 | 4.00 | 6.26 | 6.44 | 21.9 | 30.9 | x | x |
| WI | 430 | 0.70 | | 0.62 | 2.4 | 29.7 | x | |
| ZB | 795 | 1.77 | 1.74 | 0.95 | 6.1 | 31.9 | x | x |
| ZBB | 931 | 1.48 | 0.68 | 0.07 | 6.4 | 29.1 | x | x |
| ZO | 402 | 0.32 | | 0.33 | 0.3 | 27.1 | x | |
| ZV | 460 | 2.00 | | 1.60 | 8.0 | 34.1 | x | x |
| Anzahl | | | | | | | 30 | 23 |
| Prozent | | | | | | | 75 | 58 |

Tab. 7: Sickerwassermengen, Medianwerte der Nitratkonzentrationen in verschiedenen Bodentiefen, berechnete N-Auswaschung, modellierte Stickstoffdeposition und Bewertung nach den Kriterien in Tab. 5 und Tab. 6. Für die Bewertung der Konzentration wurden nur die oberen beiden Tiefen berücksichtigt. Mittelwert über die Jahre 2005-2011.

Neben der N-Deposition hat auch die Sickerwassermenge einen Einfluss auf die N-Auswaschung. Die in Abb. 54 erkennbare leichte Abnahme der N-Auswaschung lässt sich durch die verminderte Sickerwassermenge in den trockenen Jahren erklären. Unter Berücksichtigung von N-Deposition und Sickerwassermengen lässt sich die in Abb. 53 eingezeichnete Regressionslinie berechnen.



Foto 18: Stickstoffzeiger im Wald.

Abb. 53: Beziehung zwischen der modellierten N-Deposition und dem N-Austrag. Eingezeichnete Linie: Koeffizienten gemäss Regressionsanalyse (gemischte Regression).

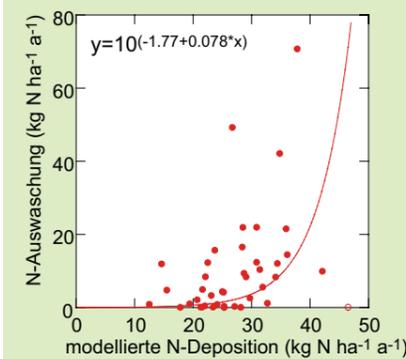
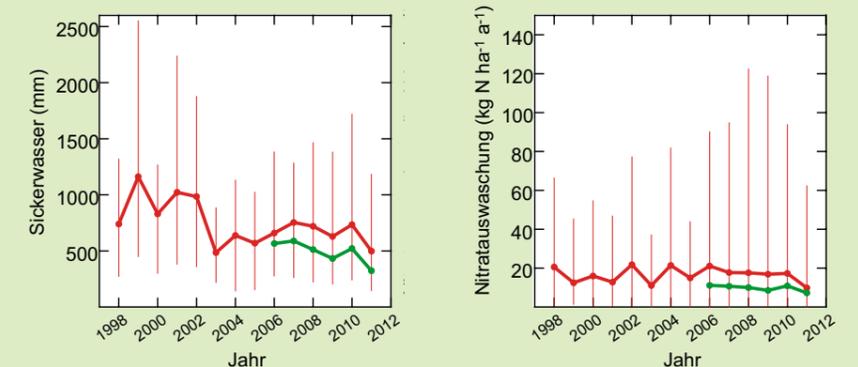


Abb. 54: Links Sickerwassermengen, rechts N-Auswaschung im seit mindestens 2001 beprobten Standortkollektiv. Dargestellt sind minimale, maximale und mittlere Jahressummen (n=12). Benachbarte Flächen wurden für diese Auswertung zusammengefasst, um eine regionale Überrepräsentierung zu vermeiden. Grüne Linie: alle Flächen mit Messung seit mindestens 2006 (n=31).



Die über mehrere Jahre gemittelte N-Auswaschung war mit der N-Deposition, der Vernässung und dem Jungwuchs von bestandesbildenden Baumarten in der Fläche korreliert (Abb. 55). Die Vernässung führt zu Stickstoffverlusten durch Denitrifikation. Diese Verluste sind Teil der Stickstoffbilanz (Reinds et al. 2001, CLRTAP 2004). Die Vernässung wurde aus Vernässungsmerkmalen des Bodenprofils hergeleitet. Die Dichte von Jungpflanzen mit einer Grösse von <2.5m war ebenfalls mit der Auswaschung korreliert, wenn auch schwächer. Diese Beziehung ist insofern bemerkenswert, als dies eine forstlich beeinflussbare Grösse ist. Die mittlere N-Auswaschung ohne Verjüngung betrug $4 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$, mit 0.3 Jungbäumen pro m^2 noch $0.7 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$. Dass der Unterwuchs die N-Auswaschung zu beeinflussen vermag, konnten auch Baba et al. (2011) in Japan experimentell zeigen. Der Deckungsgrad von Sträuchern und der Krautvegetation war nicht signifikant korreliert.

Aus dieser Analyse resultiert folgende Gleichung zur Schätzung der N-Auswaschung:

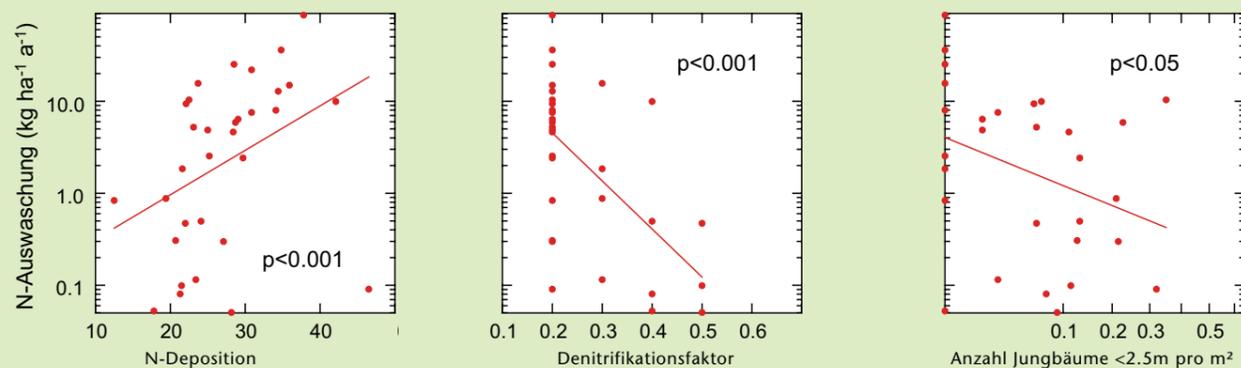
$$N_{\text{Leach}} = e^{(0.16 * NDEP - 8.93 * f_{DE} - 1.97 * VERJ^{0.5})}$$

mit $NDEP = N$ -Deposition ($\text{kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$), f_{DE} : Denitrifikationsfaktor (0-1, CCE 1993) und Verjüngung ($VERJ$ = Anzahl Jungbäume der bestandesbildenden Baumarten in der Grössenklasse $<2.5 \text{ m}$ pro m^2).

Foto 19: Dichter Jungwuchs schützt vor N-Auswaschung.



Abb. 55: Beziehung zwischen der N-Auswaschung aus dem Wurzelraum (Mittelwert 2005-2010; (Log-Skala) und modellierter N-Deposition, Denitrifikation und Verjüngung bis 2.5 m hoch). Datenset: Flächen mit C:N-Verhältnis <25 (80% der Flächen).



Den Einfluss von Durchforstungsmassnahmen illustriert auch Abb. 56. Die Fällung einzelner grosser Fichten im Nahbereich der Bodenwasser-sammler in Aeschau (Foto 20) führte zu einem Peak der Nitratkonzentration, der zwar nach etwa vier Jahren wieder abklang. Das vor der Durchforstung beobachtete Niveau der Nitratkonzentrationen ist aber auch nach neun Jahren noch nicht wieder erreicht. Die N-Auswaschung stieg temporär auf über $30 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$.

Abb. 56: Nitratkonzentration in der Bodenlösung (links) und resultierende N-Auswaschung (rechts) in der Beobachtungsfläche Aeschau. Die gestrichelte vertikale Linie gibt den Durchforstungszeitpunkt 2003 an.

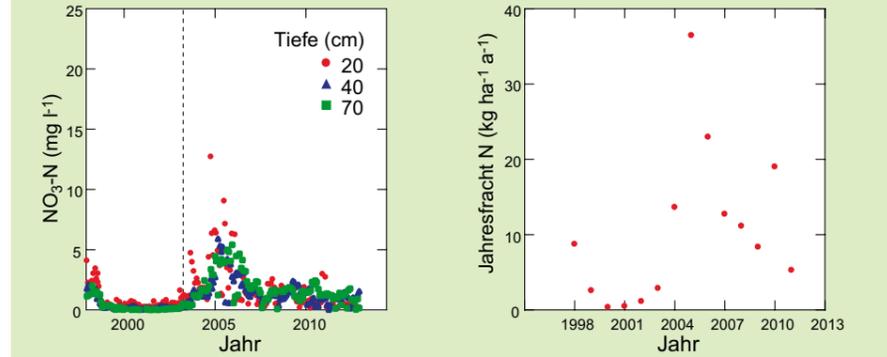


Foto 20: Gruppe von Saugkerzen in Aeschau fünf Jahre nach der Durchforstung (Aufnahme im Winter).



6.4 Stickstoffversuch

Eine Stickstoffdüngung im mehrjährigen Feldversuch auf Kalk- und sauren Standorten hatte eine Zunahme der Phosphataseaktivität in Buchenwurzeln und eine Abnahme des Phosphors in der mikrobiellen Biomasse zur Folge. Zudem bewirkte sie eine Verschiebung der mikrobiellen Gemeinschaft des Bodens bereits ab einer Düngung mit 20 kg N ha⁻¹ a⁻¹. Auch der Anteil von Endomykorrhizen nahm ab 40 kg N ha⁻¹ a⁻¹ ab. Die Düngung verursachte eine Erhöhung des C:N-Verhältnisses im Boden, was nur durch einen gehemmten mikrobiellen Umsatz erklärt werden kann.

Tabelle 8: Standortsbeschreibung N-Versuche

| Jahr Anlage | Standort | Höhe ü.M. | Bodentyp | N-Eintrag kg N ha ⁻¹ a ⁻¹ | pH (CaCl ₂) | min. Basensättigung (%) | Niederschlag (mm) |
|-------------|------------|-----------|-------------------------------------|---|-------------------------|-------------------------|-------------------|
| 1992 | Möhlin | 290 | Parabraunerde | 14 | 3.8 | 12 | 1045 |
| 1992 | Hochwald | 670 | Braunerde-Rendzina | 15 | 6.9 | 100 | 1130 |
| 1992 | Zugerberg | 1000 | Saure Braunerde | 20 | 4.0 | 2 | 1573 |
| 1994 | Rötiboden | 1580 | Sand-Eisenhumus-Podsol mit Ortserde | 12 | 3.3 | 6 | 1584 |
| 1992 | Lurengo | 1600 | Podsol-Braunerde | 11 | 4.1 | 3 | 1763 |
| 1992 | Axalp | 1700 | Hangschutt-Rendzina | 14 | 6.8 | 100 | 1876 |
| 1994 | Wengernalp | 1880 | Hanglehm-Podsol-Braunerde | 9 | 3.7 | 12 | 1268 |
| 1988 | Allschwil | 400 | Pseudogley-Parabraunerde | 15 | 5.0 | 23 | 888 |



1992 waren 5 Versuchsflächen angelegt worden, in denen Aufforstungen mit unterschiedlichen Stickstoffmengen behandelt wurden (jeweils 0, 10, 20, 40, 80 und 160 kg N ha⁻¹ a⁻¹, in 12facher Blockwiederholung). 1994 folgten weitere 2 Flächen. Eine Übersicht über die Versuchsflächen findet sich in Tab. 8 und in Abb. 57. Für eine detailliertere Beschreibung der Versuchsanordnung und der Ergebnisse vgl. Flückiger und Braun (2011).

Abb. 57: Lage der zwei Kalk- und der sechs Silikatstandorte des Stickstoffdüngerversuchs. Grün: basenreiche Flächen, rot: basenarme Flächen.

6.4.1 Phosphatase und bodenmikrobiologische Untersuchungen

Ein wichtiges Ergebnis der Stickstoffdüngungsversuche war, dass eine Stickstoffgabe zu einer verringerten Konzentration der anderen Nährstoffe im Laub führt. Die Phosphorversorgung war in allen Versuchsflächen beeinträchtigt, je nach Standortverhältnissen auch die Versorgung mit Kalium und Magnesium (Flückiger und Braun 2011).

Bei der Phosphoraufnahme durch die Wurzeln spielt die Ausscheidung von Enzymen eine Rolle, den Phosphatasen, die organischen Phosphor in mineralische Form überführen können (Johnson et al. 1999). Diese Enzyme können sowohl im Boden als auch an der Wurzeloberfläche gemessen werden. In Hochwald und auf dem Zugerberg wurde letzteres untersucht. Die Phosphataseaktivität zeigte einen leicht zunehmenden Trend mit zunehmender Stickstoffdüngung (Abb. 58). Phosphatasen sind induzierbar, d.h. sie werden bei Nährstoffmangel vermehrt gebildet und ausgeschüttet. Diese Ergebnisse bestätigen die Befunde von Johnson et al. (1988) mit Krautpflanzen unter lang andauernder N-Belastung, die ebenfalls eine Erhöhung der Phosphatase gefunden hatten.

Der Phosphor wird den Bäumen auch nicht durch Festlegung durch Bodenmikroorganismen entzogen, da der mikrobielle Phosphor mit zunehmender Stickstoffdüngung abnimmt (Abb. 59).

Abb. 58: Phosphataseaktivität in den Wurzeln von Buchen in Hochwald (links) und auf dem Zugerberg (rechts). Balken=95%-Vertrauensbereich. Ausgefüllte Punkte unterscheiden sich signifikant von der Kontrolle.

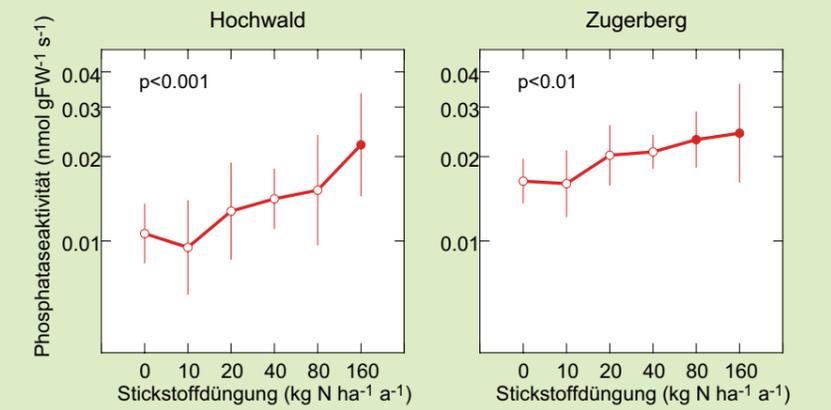


Abb. 59: Extrahierbares Phosphor in der mikrobiellen Biomasse in Böden (oberster Horizont, Ah) von zwei Kalk- (Hochwald, Axalp: Olsen-Extrakt) und zwei Silikatstandorten (Zugerberg, Lurengo: Bray-Extrakt) mit N-Düngungsraten von 0, 10, 20, 40, 80 und 160 kg N ha⁻¹ a⁻¹. Ausgefüllte Punkte: signifikante Unterschiede zur Kontrolle.

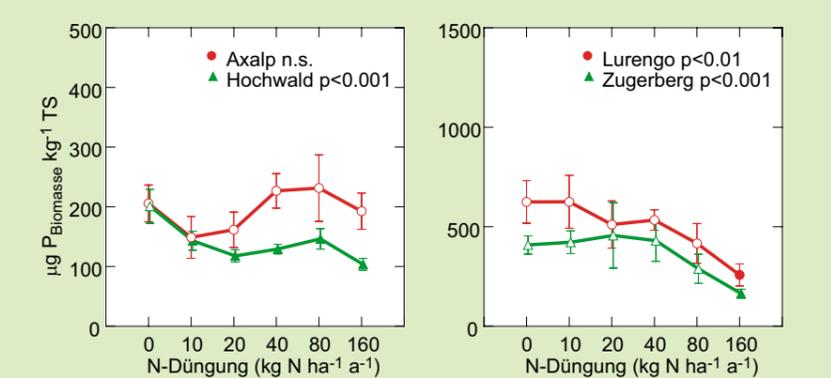




Foto 21: Bodenzylinder zur Analyse des mikrobiellen Phosphors

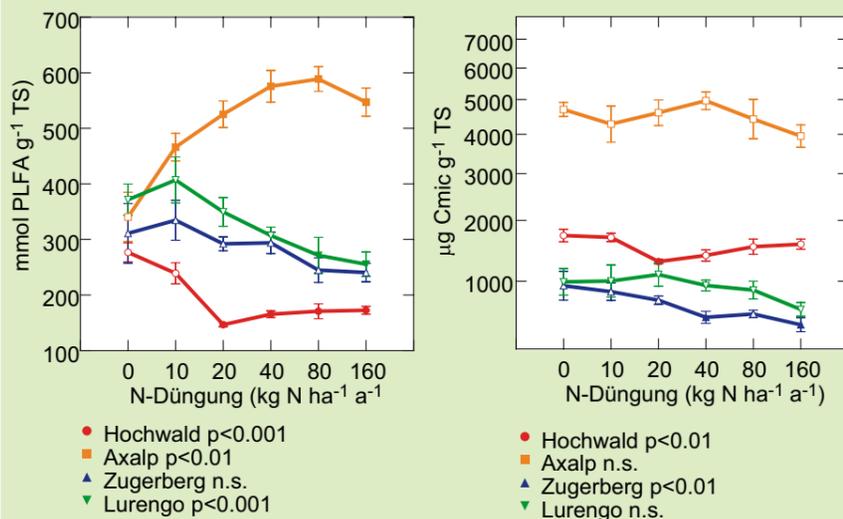
Die mikrobielle Gemeinschaft wurde durch Analyse des Fettsäuremusters (Frostegard et al. 1993) sowie substratinduzierte Atmung als Mass für die aktive mikrobielle Biomasse untersucht. Einige Veränderungen sind in allen Stickstoffversuchsflächen konsistent. So wurde das Verhältnis zwischen Pilzen und Bakterien durch die N-Gaben durchwegs verringert. Damit ändert sich auch das Abbauverhalten. Endomykorrhizen nahmen ab (Abb. 61) und verschiedene Stressindikatoren nahmen zu (Tab. 9). Als ‚Stress‘ können z.B. tiefe pH-Werte oder Nährstofflimitierung wirken. Eine multivariate Auswertung der Fettsäuremuster zeigte zudem eine Artenverschiebung der mikrobiellen Gemeinschaft an, die ab 10 (Axalp) bis 40 kg N ha⁻¹ a⁻¹ (Zugerberg, Lurengo) signifikant war. Auch bei dieser Veränderung dürfte die Abnahme von Pilzen, insbesondere von Endomykorrhizen, und deren Verhältnis zu Bakterien eine Rolle gespielt haben (Tab. 9). Andere Veränderungen sind nicht in

allen Flächen einheitlich. Die mikrobielle Biomasse nahm mit zunehmender Stickstoffdüngung in den meisten Flächen ab. In Lurengo betraf die Abnahme jedoch die gesamte, auf dem

Zugerberg die aktive mikrobielle und in Hochwald beide Fraktionen (Abb. 60). Eine abnehmende mikrobielle Biomasse kann sich, wie auch schon die Abnahme des Verhältnisses Pilze/Bakterien, auf die Stoffumsetzung im Boden negativ auswirken.

Der prozentuale Anteil der Fettsäure 16:1ω5 gilt als Marker für Endomykorrhiza (Olsson 1999). Das Ergebnis ist in Abb. 61 gesondert dargestellt. Die basischen N-Versuchsflächen Hochwald und Axalp zeigen im Vergleich zu den sauren Standorten Zugerberg und Lurengo grundsätzlich einen etwa doppelt so hohen Anteil an Endomykorrhizapilzen. Bei allen Flächen gleich ist eine signifikante Abnahme der Endomykorrhiza bei zunehmender N-Düngung; der Standort Zugerberg ist hier der empfindlichste mit einem signifikanten Unterschied zur Kontrol-

Abb. 60: Links: Gesamte mikrobielle Biomasse, als Summe der Phospholipide (PLFA). Rechts: Aktive mikrobielle Biomasse, aus substratinduzierter Respiration. Ausgefüllte Punkte unterscheiden sich signifikant von der Kontrolle (Tukey's HSD, P < 0.05). Balken=Standardfehler.



| | Hochwald | Axalp | Zugerberg | Lurengo |
|---|----------|----------|---------------|----------|
| Mikrobielle Gemeinschaftsverschiebung durch N | ab 20 | (ab 10) | ab 40 | ab 40 |
| Gesamte mikrobielle Biomasse (Summe Fettsäuren) | ↓ ab 20 | ↑ ab 10 | - | ↓ ab 160 |
| Aktive mikrobielle Biomasse (SIR) | ↓ nur 20 | - | ↓ nur 40, 160 | - |
| Endomykorrhiza (16:1ω5) | ↓ ab 160 | ↓ ab 80 | ↓ ab 40 | ↓ ab 160 |
| Saprophyten, Ektomykorrhiza (18:2ω6c) | - | - | - | - |
| Pilze / Bakterien | ↓ ab 20 | ↓ ab 160 | ↓ ab 160 | ↓ ab 160 |
| Unsaturation Index (Nährstoffe, Stress) | ↓ ab 160 | ↓ ab 160 | ↓ ab 40 | ↓ ab 160 |
| Basal Respiration (O ₂ -Verbrauch) | ↓ ab 20 | ↓ ab 160 | - | - |
| Bakterien-Stress Cyclo/Precursor: cy17:0/16:1ω7 | ↓ ab 20 | (↑) | ↑ ab 40 | ↑ ab 40 |
| Saturated/Monounsaturated (Nährstoffe, Stress) | ↑ ab 80 | ↑ ab 160 | ↑ ab 40 | ↑ ab 160 |
| Metabolischer Quotient (qO ₂ , Stress) | ↓ ab 40 | - | ↑ ab 20 | - |

Tabelle 9: Zusammenfassung der Veränderungen der mikrobiellen Gemeinschaft durch N-Düngung in den vier N-Versuchsflächen (↓: negativer N-Effekt, ↑: positiver N-Effekt, in Klammern: schwacher N-Effekt). Zahlen: tiefste N-Gaben mit signifikantem Unterschied zur Kontrolle (kg N ha⁻¹ a⁻¹).

lei bei 40 kg N ha⁻¹ a⁻¹. Dieses Ergebnis ist recht gut vergleichbar mit demjenigen von van Diepen et al. (2007), die bei Ahorn mit einer Düngung von 30 kg N ha⁻¹ a⁻¹ über 12 Jahre bei einer N-Deposition von 5-8 kg N ha⁻¹ a⁻¹ eine signifikante Einbusse der Pilzbiomasse von Endomykorrhizen fanden. Auch wenn Endomykorrhizen bei den wichtigsten Waldbaumarten (Föhre, Fichte, Lärche, Eiche und Buche) nicht eine so grosse Rolle bei der Nährstoffaufnahme spielen, ist dieses Ergebnis dennoch bemerkenswert. Ektomykorrhizen scheinen noch empfindlicher auf Stickstoff zu reagieren. Schon bei verhältnismässig geringer N-Belastung von 24-29 kg N ha⁻¹ a⁻¹ wurden an den Wurzeln von Fichten lediglich halb so viele Ektomykorrhizaarten gefunden wie an Standorten mit einer N-Deposition von 14-15 kg N ha⁻¹ a⁻¹ (Erland et al. 1999). In der N-Versuchsfläche Hochwald war bereits schon früher mit zunehmender N-Düngung bei jungen Buchen eine abnehmende Dichte von Ektomykorrhizamyzel beobachtet worden (Abb. 62), ab 40 kg N ha⁻¹ a⁻¹ signifikant. Augenfällig ist andererseits die erneute Zunahme bei 160 kg N

ha⁻¹ a⁻¹, die möglicherweise auf eine Besiedlung mit N-toleranten Mykorrh-

zapilzen zurückzuführen ist (Wallander und Nylund 1992).

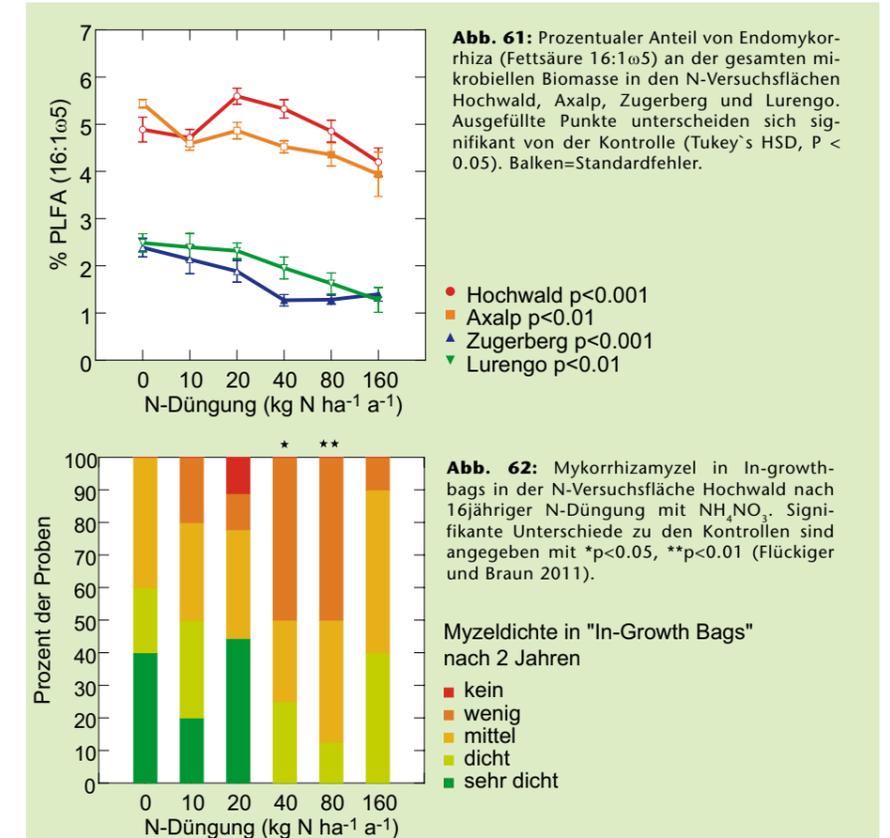


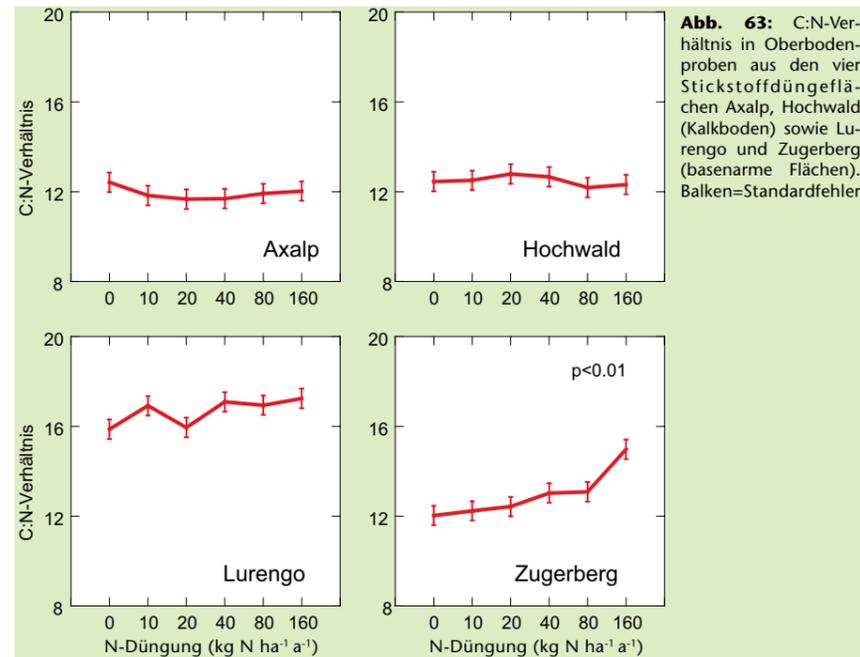
Abb. 61: Prozentualer Anteil von Endomykorrhiza (Fettsäure 16:1ω5) an der gesamten mikrobiellen Biomasse in den N-Versuchsflächen Hochwald, Axalp, Zugerberg und Lurengo. Ausgefüllte Punkte unterscheiden sich signifikant von der Kontrolle (Tukey's HSD, P < 0.05). Balken=Standardfehler.

Abb. 62: Mykorrhizamyzel in In-growth bags in der N-Versuchsfläche Hochwald nach 16jähriger N-Düngung mit NH₄NO₃. Signifikante Unterschiede zu den Kontrollen sind angegeben mit *p<0.05, **p<0.01 (Flückiger und Braun 2011).

6.4.2 C:N-Verhältnis des Oberbodens

Im Zusammenhang mit den bodenmikrobiologischen Untersuchungen wurde in den Flächen Hochwald, Zu-

gerberg, Axalp und Lurengo das C:N-Verhältnis in je 6 Proben pro Düngungsstufe im A-Horizont (0-2 cm in



den basenarmen, 0-5 cm in den Kalkstandorten) analysiert. Das Ergebnis ist auf den ersten Blick überraschend: auf dem sehr basenarmen Standort Zugerberg nahm das C:N-Verhältnis mit zunehmender N-Düngung signifikant zu – erwartet worden war eine Abnahme. Auch in der zweiten basenarmen Fläche, Lurengo, ist eine tendenzielle Zunahme zu beobachten. Das kann nur damit erklärt werden, dass N-Düngung den Streuabbau hemmte und so zu einer Erhöhung des C:N-Verhältnisses führte. Auf vergleichbare Ergebnisse kamen Margill et al. (2004) in einem Stickstoffdüngungsexperiment: in den Koniferenbeständen stieg das C:N-Verhältnis durch die Düngung, in den Laubholzbeständen blieb es unverändert. Die Autoren erklären diesen Effekt mit einer verlangsamten Streuzersetzung durch die N-Düngung.

6.4.3 Wassernutzungseffizienz

Die Wassernutzungseffizienz kann über die Analyse des Kohlenstoffisotopenverhältnisses in der Biomasse ermittelt werden. Sie nahm durch Stickstoffdüngung ab. Eine wichtige Rolle spielte dabei die Abnahme der Phosphorkonzentration durch die Düngung sowie K-Mangel.

Beim Gasaustausch der Pflanzen mit der Atmosphäre werden Gasmoleküle mit unterschiedlichem Molekulargewicht verschieden stark auf-

genommen. Isotopenverhältnisse können deshalb verwendet werden, um Photosynthese und Transpiration zu quantifizieren (Farquhar et al.

1982, Farquhar et al. 1989, Siegwolf et al. 2001). Dabei wird das Verhältnis des schwereren zum leichteren Isotop als relativer Unterschied zu ei-

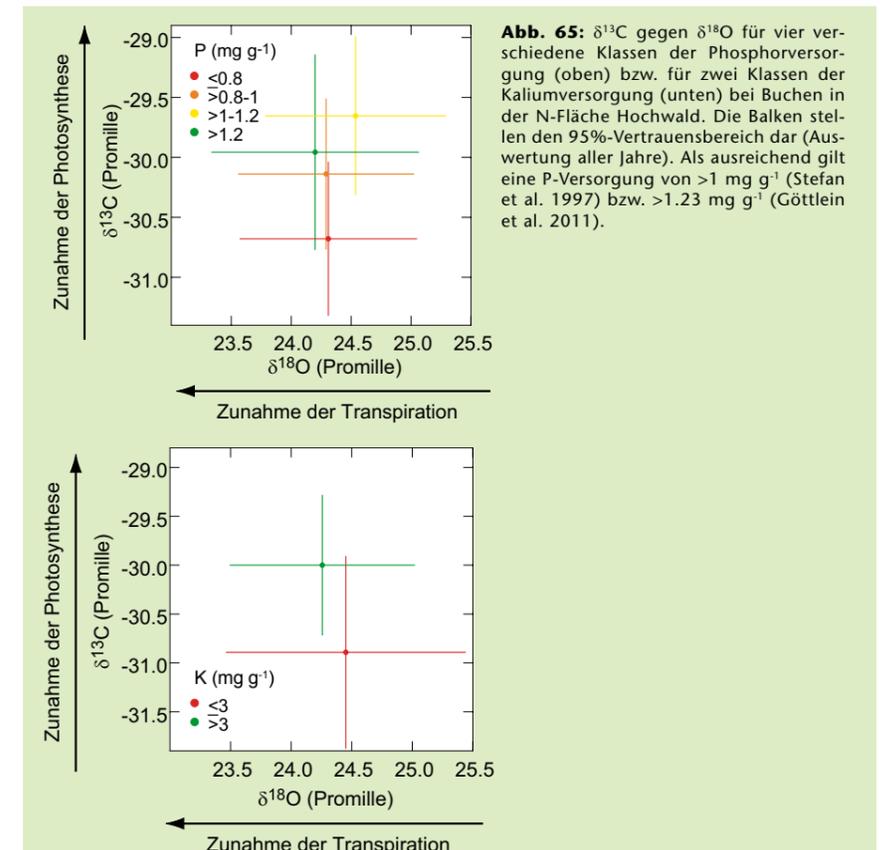
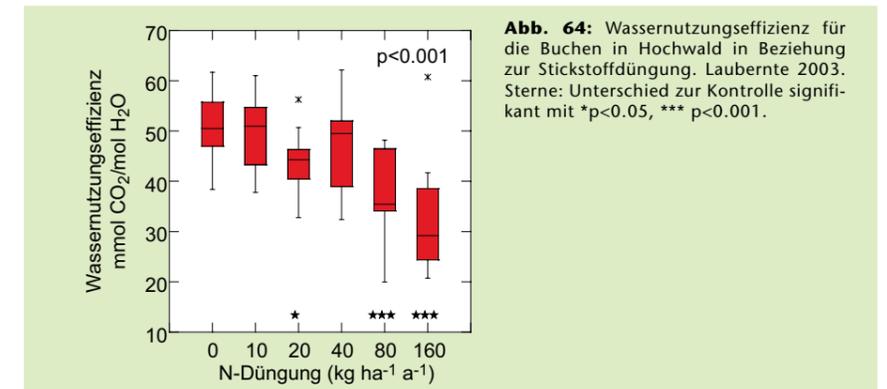
nem internationalen Standard gemessen und in Promille angegeben. Aus dem Kohlenstoffisotopenverhältnis von $\delta^{13}C$ kann die Wassernutzungseffizienz (WUE) berechnet werden, d.h. das Verhältnis zwischen assimiliertem Kohlenstoff und verbrauchtem Wasser, während das Sauerstoffisotopenverhältnis die Transpiration beschreibt.

Buchenlaub und Fichtennadeln aus den Stickstoffdüngungsversuchen wurden deshalb auf Kohlenstoff- und Sauerstoffisotope untersucht. Die Analysen wurden am Paul-Scherrer-Institut (PSI) durchgeführt. Für die Auswertung stand Buchenlaub aus der Fläche Hochwald aus den Jahren 1996, 2003 und 2006, aus der Fläche Zugerberg von 2003 sowie Fichtennadeln aus Hochwald (1996) und Lurengo (2006) zur Verfügung. 2003 war in Hochwald eine signifikante Verminderung der Wassernutzungseffizienz bei Buchen durch die Stickstoffdüngung beobachtet worden (Abb. 64).

Die gleichzeitige Auswertung aller Daten bestätigt die signifikante Verringerung der Wassernutzungseffizienz (WUE) bzw. von $\delta^{13}C$ bei den höchsten N-Gaben (Tab. 25 im Anhang). Ein Teil dieses Effekts wird durch Nährstoffkonzentrationen im Laub erklärt: je höher die Phosphorkonzentrationen, umso höher ist die WUE. Zudem ist bei K-Konzentrationen unterhalb von 3.0 mg g^{-1} , d.h. deutlich im Mangelbereich, die WUE vermindert. Diese Veränderungen sind nicht begleitet von signifikanten Veränderungen von $\delta^{18}O$, d.h. sie müssen durch eine reduzierte Photosynthese erklärt werden (Abb. 65). Angesichts der wichtigen Rolle

von K bei der Regulation der Spaltöffnungen (Marschner 1995) wäre eine Erhöhung der Transpiration bei

K-Mangel zu erwarten gewesen; diese Hypothese konnte jedoch nicht bestätigt werden.



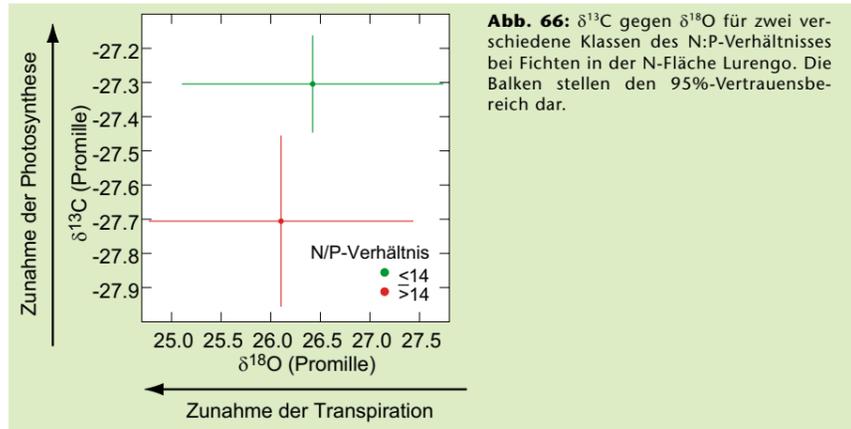


Abb. 66: $\delta^{13}\text{C}$ gegen $\delta^{18}\text{O}$ für zwei verschiedene Klassen des N:P-Verhältnisses bei Fichten in der N-Fläche Lurengo. Die Balken stellen den 95%-Vertrauensbereich dar.

Bei den Fichten wurde eine Beziehung der Isotopenverhältnisse mit dem N/P-Verhältnis im Laub beobachtet. Verhältnisse <14 unterschieden sich signifikant von denjenigen >14 (Abb. 66). Das heisst, dass bei N/P-Verhältnissen >14 die Photosynthese deutlich verringert ist.

6.4.4 Stammfluss und Embolieempfindlichkeit

Wasserflussmessungen in jungen Buchen im Stickstoffversuch Hochwald weisen auf einen erhöhten Trockenstress der mit Stickstoff gedüngten Buchen hin. Möglicherweise ist auch die Embolieempfindlichkeit durch Stickstoff erhöht.

Im trockenen Sommer 2003 waren in der N-Versuchsfläche Hochwald bei den mit Stickstoff gedüngten Bäumen vermehrt Trockenschäden beobachtet worden. Messungen des Wasserpotentials am frühen Morgen hatten ebenfalls auf einen erhöhten Wasserstress der gedüngten Bäume hingewiesen (Flückiger und Braun 2011).

Der Wasserhaushalt der Versuchsbäume wurde deshalb über einen längeren Zeitraum, während unterschiedlicher Witterungsbedingungen, untersucht. Die Geschwindigkeit des Wasserflusses im Stamm kann mit Temperaturmessungen kontinuierlich verfolgt werden (Granier 1985, Cermak et al. 1973). 2009 wurden in

Hochwald Sonden nach Green et al. (2003) installiert. Diese Sonden messen die Geschwindigkeit, mit der ein Wärmepuls nach oben und nach unten weitergeleitet wird und erlauben eine präzise Bestimmung von kleinen Flüssen und auch eine Aussage über den nächtlichen Saftfluss.



Foto 22: Messung des Saftflusses an jungen Buchen in der Versuchsfläche Hochwald mit HRM-Sensoren. Rechts: Details der Installation an einer ausgewachsenen Buche.

Vom 23.9. bis 9.10. 2009 wurde der Saftfluss an 11 Buchen am Standort Hochwald gemessen (4 Kontrollen, 4 mit 40 und 3 mit 160 $\text{kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ Düngung). Die Daten zeigen deutliche Tagesverläufe des Wasserflusses im Stamm, mit ansteigenden nächtlichen Minima (Abb. 67). Während des Messzeitraums trocknete der Boden stark aus, wie das parallel dazu mit Gipsblöcken gemessenen Bodenwasserpotential zeigt. Die ansteigenden nächtlichen Maxima scheinen eine Reaktion auf die Trockenheit zu sein. Nächtlicher Saftfluss kann einerseits aus dem Wiederauffüllen des Wasserreservoirs in Stamm und Krone resultieren oder aber das Ergebnis einer aktiven Transpiration sein. Bei der geringen Biomasse der Versuchsbäumchen entfällt die erste Erklärungsmöglichkeit. Gemäss Schenk und Espino (2011) dient nächtliche Transpiration möglicherweise dem Wiederbefüllen luftgefüllter Leitbah-

nen (vgl. Kapitel über Kavitation). Die nächtliche Transpiration war bei den mit Stickstoff gedüngten Bäumen signifikant erhöht (Abb. 68, Tab. 26), was auf erhöhten Wasserstress hinweist. Auch die minimale Transpiration während der Tagesstunden war bei den gedüngten Bäumen erhöht, wie eine Datenanalyse der halbstündlichen Leitfähigkeitswerte zeigte (Abb. 69). Das heisst, dass die Spalten auch

während des Tages in Stresssituationen weniger stark schlossen (bei 160 $\text{kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ um 85% statt um 95% wie bei den Kontrollen). Damit ist die Gefahr der Austrocknung erhöht. Es muss allerdings eingeschränkt werden, dass die gemessenen Bäume teils eine sehr unterschiedliche Grösse aufwiesen und sich teilweise gegenseitig beschatteten.

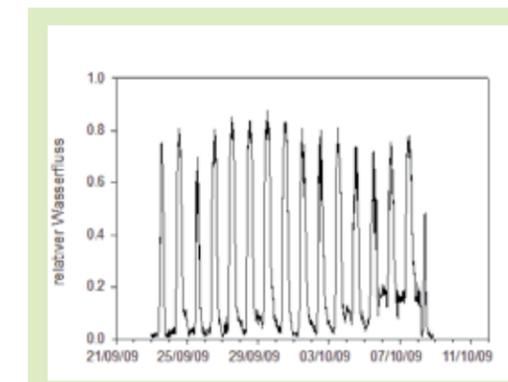


Abb. 67: Zeitlicher Verlaufes des Stammflusses am Beispiel einer Buche in Hochwald. Auffallend ist die Zunahme des Stammflusses in der Nacht (ansteigende nächtliche Minima).

Abb. 68: Anteil des nächtlichen Wasserflusses am gesamten Fluss bei den verschiedenen N-Behandlungen (Punkte) zusammen mit der Trockenheit im Boden (blaue Linie).

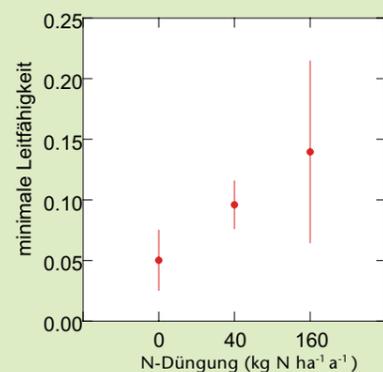
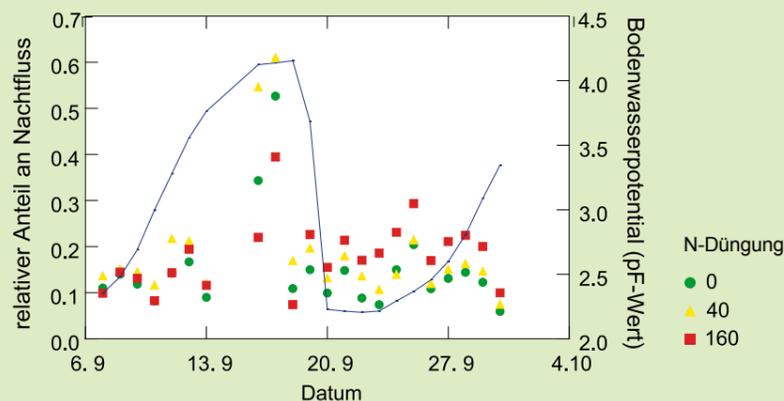


Abb. 69: Minimale Leitfähigkeit während der Tagesstunden bei den Buchen in Hochwald, relativ zur maximalen Leitfähigkeit (=1). Ergebnis der Regressionsanalyse mit 95%-Vertrauensbereich (Datenanalyse nach Braun et al. 2010a).

Die Ergebnisse weisen darauf hin, dass Stickstoff die Trockenheitsresistenz von Bäumen beeinträchtigen kann. In diesem Fall spielt nicht ein erhöhtes Spross-Wurzelverhältnis eine Rolle, wie dies häufig als Ursache für erhöhte Trockenschäden genannt wird (Nilsen 1995) und auch in eigenen Versuchen beobachtet worden war (Flückiger und Braun 1999). Zu einem ähnlichen Ergebnis kamen Siegwolf et al. (2001). Sie fanden in einem Versuch mit Pappeln, dass eine N-Düngung über die Wurzeln

(N-Konzentration in der Nährlösung 0.63 mg l⁻¹ im Vergleich zu 0.1 mg g l⁻¹ bei der Kontrolle) zu einer Reduktion der Isotopenverhältnisse $\delta^{13}\text{C}$ und $\delta^{18}\text{O}$ führte, was als erhöhte Transpiration bei den gedüngten Bäumen interpretiert werden kann. Solche Stickstoffkonzentrationen sind für Freilandbedingungen sehr realistisch, auch wenn der Stickstoff in diesem Fall als Ammonium zugesetzt wurde (vgl. Kap. 6.3.1).

Als Kavitation oder Emboliebildung

wird das Abreißen des Wasserfadens und die Bildung von Luftblasen unter starker Wasserspannung bezeichnet (vgl. Kap. 12.2.5). Stickstoff im Übermass kann die Gefahr der Kavitation erhöhen (Harvey und van den Driessche 1999). Im N-Versuch Hochwald wurden deshalb Messungen der Kavitationsempfindlichkeit durchgeführt. Zur Erstellung einer Kavitationsempfindlichkeitskurve wurden die erforderlichen Wasserspannungen mit der Zentrifugationsmethode nach Cochard et al. (2005) erzeugt. Mittels linearer Intra- bzw. Extrapolation wurde aus den Empfindlichkeitskurven die Wasserspannung geschätzt, bei der 50% der Leitfähigkeit verlorengegangen ist. Diese ψ_{50} -Werte sind eine wichtige ökologische Kenngröße, die die Stressreaktion gegenüber Trockenheit beschreibt.

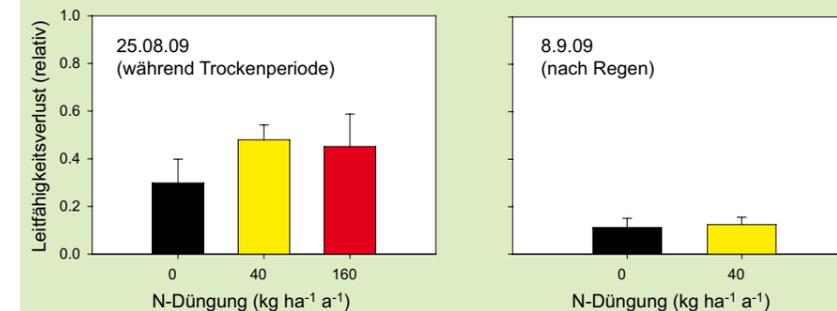
Foto 23: Messung der Wasserleitfähigkeit an einem Buchenzweig (Mitte). Das Wasser wird über einen Höhengradienten aus den Tropftrichtern in den Zweig eingeleitet. Durchfluss und Druck werden mit den beiden Sensoren vorne links gemessen.



Foto 24: Erzeugung einer Kavitation in einem Buchenzweig mittels Rotation in einer Zentrifuge.

Der bei der Ernte aktuell vorliegende Leitfähigkeitsverlust wurde während einer ausgeprägten Trockenperiode im August 2009 bestimmt (Abb. 70 links). Der mittlere Leitfähigkeitsverlust lag bei 30% für Kontrollbäume und knapp 50% für die hohen Düngungsstufen mit 40 und 160 kg N ha⁻¹ a⁻¹. Aufgrund der zum Teil hohen Varianz waren die Unterschiede statistisch nicht signifikant.

Abb. 70: Leitfähigkeitsverlust von Buchenzweigen des Standortes Hochwald während einer Trockenperiode (links) sowie nach einer Regenperiode gemessen (rechts). Alle Daten sind Mittelwerte \pm Standardfehler.



Nach ausgiebigen Regenfällen wurde das Kavitationsausmass erneut bestimmt (Abb. 70 rechts). Der mittlere Leitfähigkeitsverlust war mit 11% für Kontrollbäume und 12% für die Düngungsstufe 40 kg N ha⁻¹ a⁻¹ deutlich unterhalb der Werte während Trockenheit. Das heisst, dass die im August vorhandenen Embolien repariert werden konnten.

Die Embolieempfindlichkeit hängt von der Position des Astes innerhalb der Krone ab. Da die Bestandesstruktur bei den Versuchsbäumen in Hochwald sehr heterogen war, d.h. der Anteil an Licht- und Schattenkrone sehr unterschiedlich war, wird auf eine detaillierte Darstellung der Ergebnisse hier verzichtet.

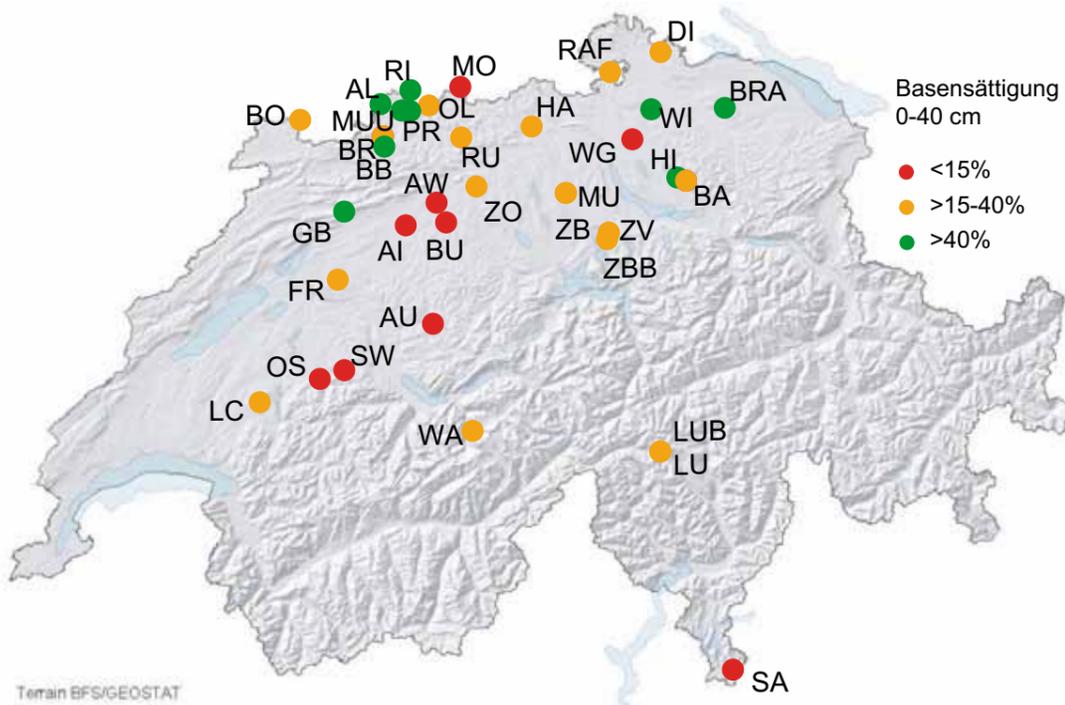
7 Bodenversauerung

Das Verhältnis von basischen Kationen zu Aluminium in der Bodenlösung, ein Versauerungsindikator, nimmt weiter ab, auch wenn die Geschwindigkeit der Abnahme dieses Verhältnisses in den am stärksten versauerten Böden deutlich geringer geworden ist. In schlecht gepufferten Böden ist diese Abnahme jedoch nach wie vor sehr deutlich. Das kritische Verhältnis von 1 wird zwar nur selten unterschritten, aber es bestehen Zweifel, dass dieser Grenzwert ausreichend vor Schäden durch die Versauerung schützt.

Der Zustand und die Entwicklung der Bodenchemie werden mit Bodenwassersammlern (Lysimetern) untersucht. Da die Sammler fest installiert sind und damit immer die gleichen Punkte beprobt werden können, erlauben sie die Überwachung zeitlicher Veränderungen. Allerdings ist eine solche Untersuchung zeitaufwendig und kann deshalb nur in einer beschränkten

Anzahl Flächen erfolgen. Mit der Installation wurde 1997 in neun Flächen begonnen. Heute wird in 40 Waldbeobachtungsflächen monatlich Bodenlösung gesammelt und analysiert. Das Netz der 2012 beprobten Flächen ist in Abb. 71 und in Tab. 15 im Anhang vorgestellt. Die Standorte decken ein breites Spektrum der schweizerischen Waldböden ab, wie aus den in Abb.

71 dargestellten unterschiedlichen Klassen der Basensättigung hervorgeht. Die Ergebnisse dieser Messungen werden in Kap. 6.3 im Hinblick auf die Stickstoffbelastung diskutiert. Für nähere Informationen sei auch auf den ausführlichen Bericht zur Zusammensetzung der Bodenlösung (Braun 2013) verwiesen.



Terrain BFS/GEOSTAT

Abb. 71: Walddauerbeobachtungsflächen mit Bodenwassersammlern, gruppiert nach Basensättigung des Oberbodens (Mittelwert 0-40 cm).

7.1 Ausmass der Bodenversauerung und Vergleich mit Grenzwerten

Basierend auf einer Literaturrecherche von Sverdrup und Warfvinge (1993) wurde von der UNECE ein Grenzwert für das Verhältnis von basischen Kationen und anorganischem Aluminium in der Bodenlösung festgelegt (CLRTAP 2004). Demnach sind Werte ≤ 1.0 als kritisch einzustufen. Dieser Grenzwert wird für die Bestimmung der Critical Loads für Säureinträge verwendet, nach Sverdrup und Warfvinge (1993) muss aber je nach Baumart oder Art bei höheren Pflanzen der Bodenvegetation auch bei Werten > 1 bereits mit bedeutenden negativen Auswirkungen gerechnet werden, so dass grundsätzlich auch eine differenziertere Risikoanalyse vorgenommen werden kann.

In den Proben aus den Walddauerbeobachtungsflächen unterschreiten die Verhältnisse zwischen basischen Kationen und anorganischem Aluminium nur selten den kritischen Wert von 1 (in 69 bzw. 1% der monatlichen Proben). 49.1% der Messwerte liegen zwischen 1 und 10. Auch der pH-Wert unterschreitet nur ganz selten den kritischen Wert von 4.0 (in 6 Proben, 0.1% der monatlichen Proben). Der Grenzwert für die Aluminiumkonzentration wird in 307 monatlichen Proben (3.1%) überschritten.

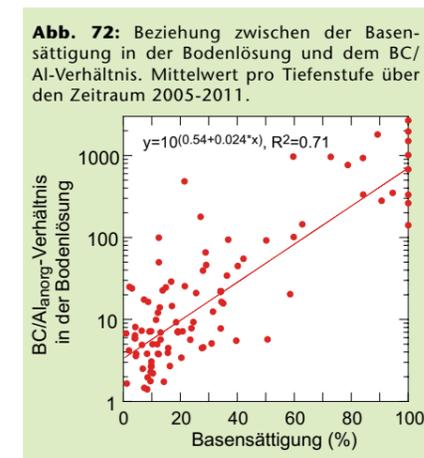


Abb. 72: Beziehung zwischen der Basensättigung in der Bodenlösung und dem BC/Al-Verhältnis. Mittelwert pro Tiefenstufe über den Zeitraum 2005-2011.

Der Anteil von Proben mit Überschreitungen der kritischen Werte für Versauerung ist gering, wenn das BC/Al-Verhältnis von 1 zugrundegelegt wird. Ergebnisse aus der Walddauerbeobachtung weisen allerdings darauf hin, dass diese kritischen Werte zu tief angesetzt sind, also zu viel Versauerung zulassen. So wurde nach dem Sturmereignis „Lothar“, 1999, eine deutliche Beziehung zwischen Windwurf und Basensättigung auf den Flächen des Interkantonalen Dauerbeobachtungsprogramms beobachtet

(Braun et al. 2003): auf Böden mit einer Basensättigung $\leq 40\%$ war der Windwurf bei Buchen um den Faktor 4.8, bei den Fichten um den Faktor 3.6 erhöht. Ein erhöhter Windwurf auf versauerten Standorten wurde auch von Mayer et al. (2005) beschrieben; auf windgeschädigten Standorten war der mediane pH-Wert um 0.3 Einheiten tiefer als auf nicht geschädigten Standorten. Eine Basensättigung von 40% entspricht im Mittel einem BC/Al-Verhältnis von 32 (Abb. 72). Eine Basensättigung von $\leq 20\%$ war zudem mit einer verminderten Wurzeltiefe in den Profilen verbunden (Braun et al. 2005). Diese entspricht gemäss Abb. 72 etwa einem BC/Al-Verhältnis von 11. Diese BC/Al-Verhältnisse liegen deutlich über dem international vereinbarten kritischen Wert von 1.

Bei der Benadelung von Fichten erwies sich eine Basensättigung von $\leq 15\%$ ebenfalls als signifikanter Prädiktor; unterhalb dieser Schwelle war die Anzahl der Nadeljahrgänge vermindert (Abb. 45). Dieser Wert entspricht im Mittel einem BC/Al-Verhältnis von 8.0.

7.2 Entwicklung der Bodenversauerung

Das BC/Al-Verhältnis in der Bodenlösung hat in vielen Flächen im Laufe der Beobachtungsperiode abgenommen. Für die Auswertung wurden die Flächen nach der mittleren Basensättigung in 0-40 cm Bodentiefe gruppiert: $\leq 15\%$, $>15-40\%$ und $>40\%$. In allen drei Klassen ist im Oberboden eine deutliche, in 40-70 cm eine mässige Abnahme des BC/Al-Verhältnisses zu

erkennen (Abb. 73). In noch grösserer Tiefe sind die Trends schwächer. Tests ergaben, dass die unterschiedlich lange Beobachtungsdauer der einzelnen Flächen diese Auswertung nicht wesentlich beeinflusst. Die Abnahme ist, wenn man die ganze Zeitreihe berücksichtigt, im Oberboden in 22 von 33 Fällen signifikant, in 30-50 cm Tiefe in 15 von 24 Fällen und in 60-80 cm Tie-

fe in 14 von 33 Fällen (Abb. 74). Die Abnahme flacht nach 2003-2005 ab, doch ist sie im Oberboden auch dann noch in 19 von 33 Fällen signifikant (Abb. 75).

Bei den basenarmen Böden war die beobachtete Verlangsamung der Versauerung stärker ausgeprägt als bei den basenreichen. Bei Böden mit ei-

Abb. 73: Entwicklung des BC/Al-Verhältnisses in der Bodenlösung in Kollektiven mit unterschiedlicher Basensättigung des Oberbodens. Zahlen bei den Kurven: Anzahl Flächen am Anfang und am Ende des Beobachtungszeitraums.

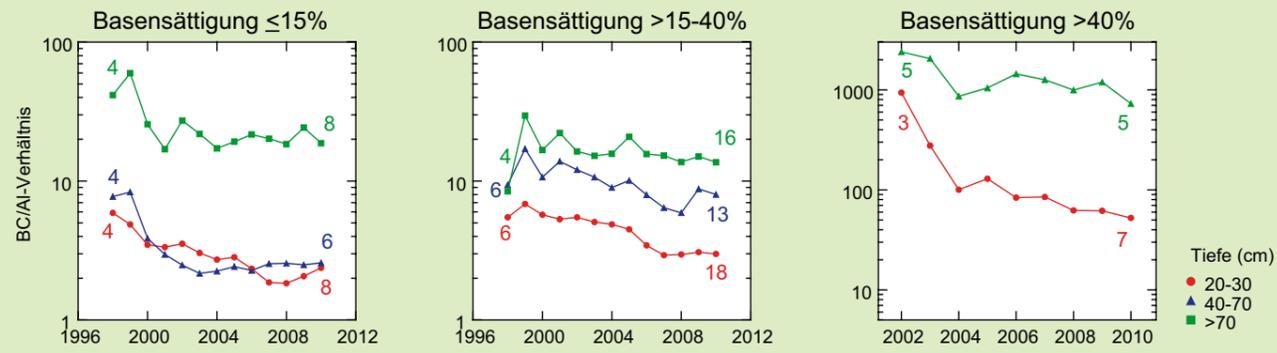


Abb. 74: Jährliche Veränderung des BC/Al_{anorg}-Verhältnisses über die ganze Beobachtungszeit von 1998-2011 in verschiedenen Bodentiefen. Eine Veränderung um -0.1 entspricht einer jährlichen Abnahme des BC/Al-Verhältnisses um 20.6% ($10^{-0.1}$). Signifikante Veränderungen sind durch ausgefüllte Säulen hervorgehoben.

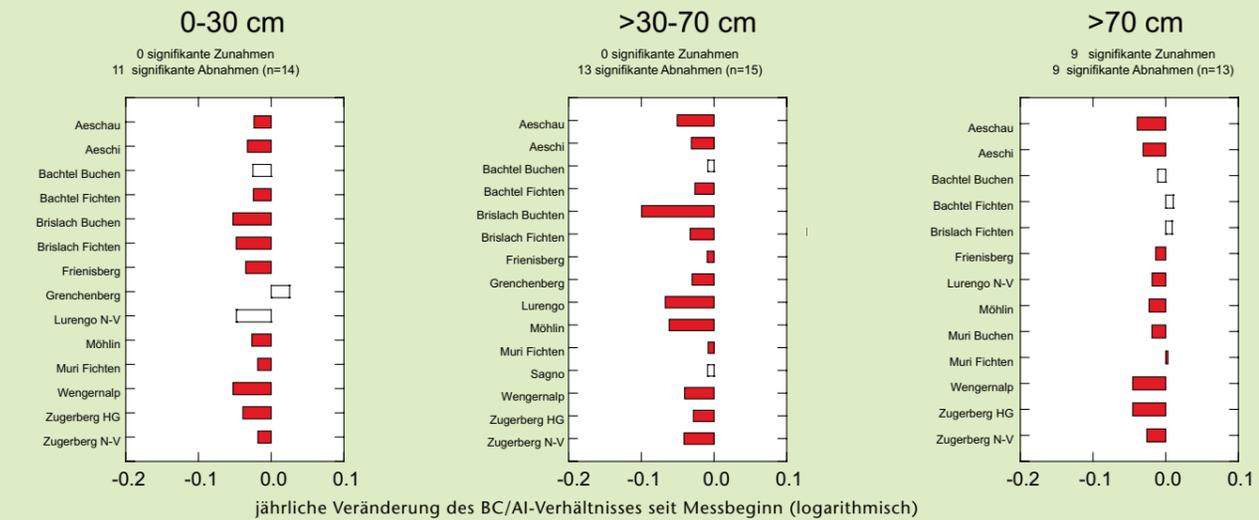
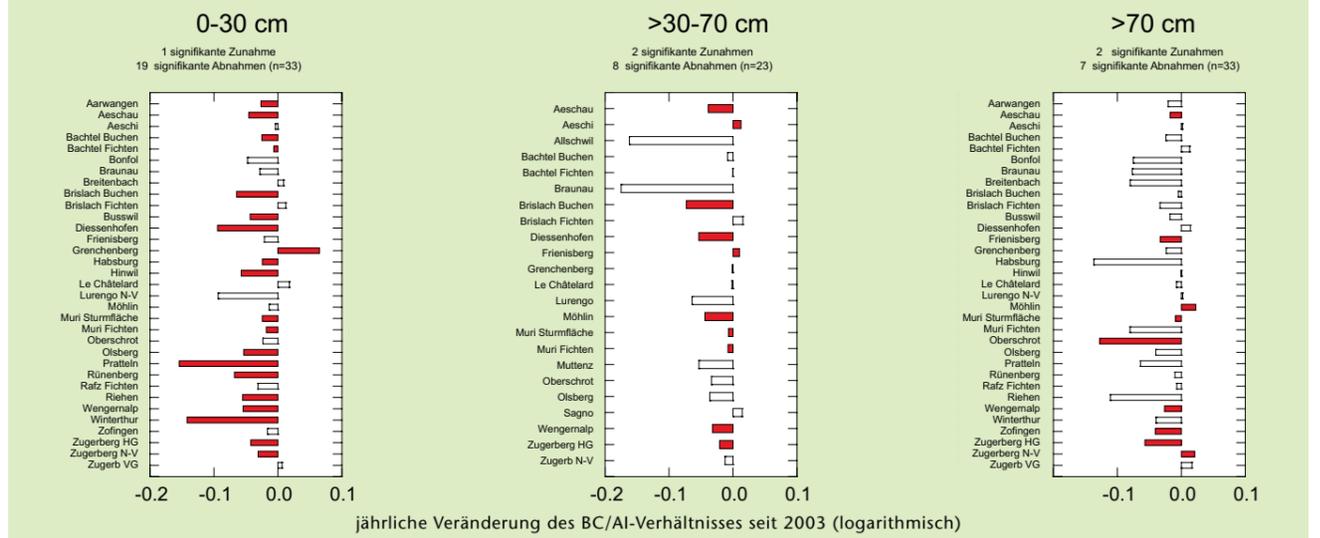


Abb. 75: Jährliche Veränderung des BC/Al_{anorg}-Verhältnisses von 2003 bis 2011 in verschiedenen Bodentiefen. Signifikante Veränderungen sind durch ausgefüllte Säulen hervorgehoben.



nem mittleren pH-Wert (von 4.5 bis etwa 6) ist die Kapazität der puffernden Substanzen geringer. Sie sind deshalb empfindlicher gegenüber Versauerung. Abb. 76 und Abb. 77 zeigen zwei typische Beispiele für Verläufe in unterschiedlichen pH-Bereichen. In Brislach hat sich das BC/Al-Verhältnis seit 2005 praktisch nicht mehr verändert, das kritische Verhältnis von 1 ist im Wurzelraum bis 40 cm Tiefe jedoch fast erreicht (Abb. 76). Ähnlich wie in Brislach verlaufen auch die BC/Al-Verhältnisse in Friesenberg, Aeschi, Bachtel, Busswil, Möhlin und Muri. In Winterthur dagegen ist die Abnahme des BC/Al-Verhältnis im Oberboden unverändert rasch, aber das erreichte Niveau ist noch deutlich vom kritischen Verhältnis von 1 entfernt (Abb. 77). Dieses Muster kann auch in Pratteln, Riehen und Rünenberg beobachtet werden. Bemerkenswert ist Brislach auch deshalb, weil der Unterboden ab 90cm Tiefe calciumreich ist.

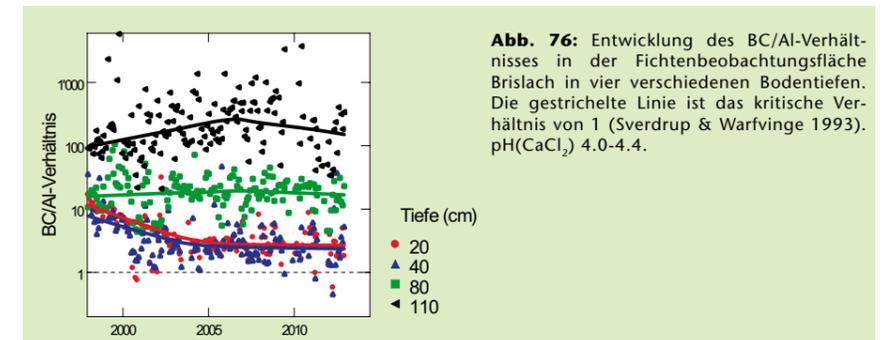


Abb. 76: Entwicklung des BC/Al-Verhältnisses in der Fichtenbeobachtungsfläche Brislach in vier verschiedenen Bodentiefen. Die gestrichelte Linie ist das kritische Verhältnis von 1 (Sverdrup & Warfvinge 1993). $pH(CaCl_2)$ 4.0-4.4.

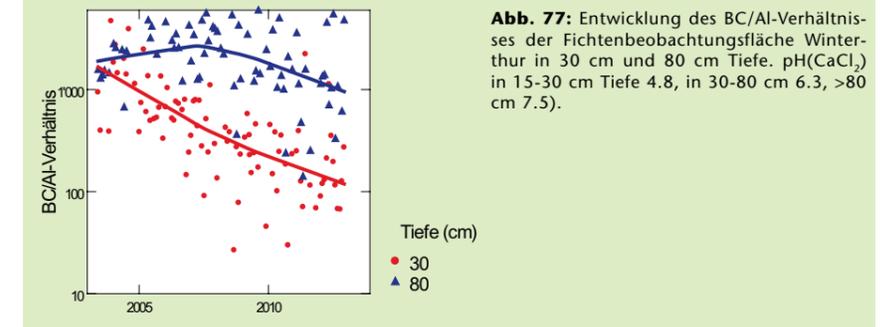


Abb. 77: Entwicklung des BC/Al-Verhältnisses der Fichtenbeobachtungsfläche Winterthur in 30 cm und 80 cm Tiefe. $pH(CaCl_2)$ in 15-30 cm Tiefe 4.8, in 30-80 cm 6.3, >80 cm 7.5).

7.3 Bodenversauerung und Stickstoff

Eine Düngung mit Ammoniumnitrat führte im mehrjährigen Feldversuch zu einer rascheren Abnahme des BC/Al-Verhältnisses auf einem basenarmen Boden (Zugerberg) im Vergleich zur Kontrolle. Eine behandlungsbedingte Versauerung wurde selbst auf Kalkböden beobachtet. Eine Einstellung der Düngung hatte zwar eine Reduktion der Nitratkonzentration in der Bodenlösung zur Folge, aber innerhalb der ersten drei Jahre keinen Effekt auf die Versauerungsindikatoren.

Stickstoffüberschuss führt zu Bodenversauerung, da die Nitrifikation von Ammonium Protonen erzeugt und eine Nitratauswaschung aus Gründen der Elektroneutralität immer mit dem Verlust von Kationen verbunden ist. Dass die N-Düngung zu einer Senkung des pH-Wertes führte, ist deshalb nicht überraschend. Überraschend ist jedoch eine auch auf den beiden Kalkstandorten Hochwald und Axalp gefundene pH-Abnahme um 0.4 bzw. 0.45 Einheiten (Abb. 78). In beiden Fällen waren die pH-Werte bei 80 und 160 kg N ha⁻¹ a⁻¹ signifikant von der

Kontrolle verschieden. Offensichtlich überschreitet die Versauerung durch die N-Düngung die Pufferkapazität des Bodens trotz der Anwesenheit von freiem CaCO₃ (4.8% in Hochwald, 3.4% auf der Axalp zu Beginn des Versuchs). Auf den beiden Silikatstandorten Zugerberg und Lurengo war der pH-Wert bei der höchsten Düngergabe um 0.3 bzw. um 0.14 abgesenkt, letzteres war nicht signifikant. Der Boden pH-Wert ist bei diesen beiden Standorten bereits sehr tief, eine weitere Verringerung scheint nicht mehr möglich.

Die Rolle der Stickstoffeinträge für die Bodenversauerung illustriert auch der Verlauf des BC/Al-Verhältnisses in der Stickstoffversuchsfläche Zugerberg (Abb. 79). Die Zugabe von 20 kg N als Ammoniumnitrat bedeutet eine Zufuhr von mindestens 1.4 keq potenzieller Säureäquivalente, die eine Pufferung durch die Verwitterung von ca. 0.83 keq gegenüberstehen (Tab. 15). Die Abnahme des BC/Al-Verhältnisses, die nur die atmosphärischen Einträge von 20 kg N erhalten hat, verdeutlicht diese Zusammenhänge. Die Variante „80 + 20“ kg N ha⁻¹ a⁻¹ führt erwartungsgemäss zu einer rascheren Versauerung und in der Folge zu einer starken Al-Zunahme in der Bodenlösung, d.h. zu einem geringen BC/Al-Verhältnis. Bemerkenswert ist auch der praktisch parallele Verlauf der Konzentrationen von Nitrat und Al_{anorg}, der die Rolle von Nitrat bei der Bodenversauerung anschaulich illustriert.

Abb. 78: Einfluss der N-Düngung auf das pH(CaCl₂) in den Kalkflächen (links) und in den basenarmen Flächen (rechts). Ausgefüllte Punkte: signifikanter Unterschied zur Kontrolle.

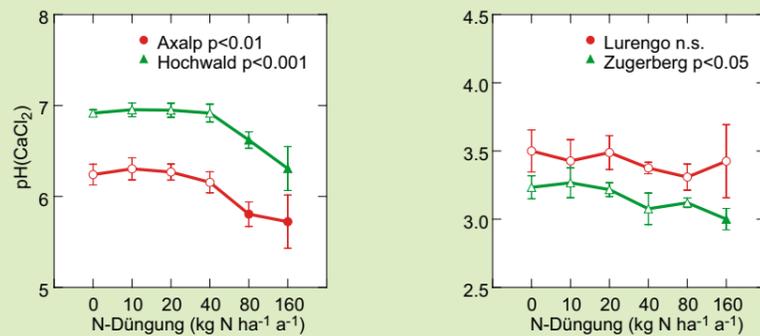
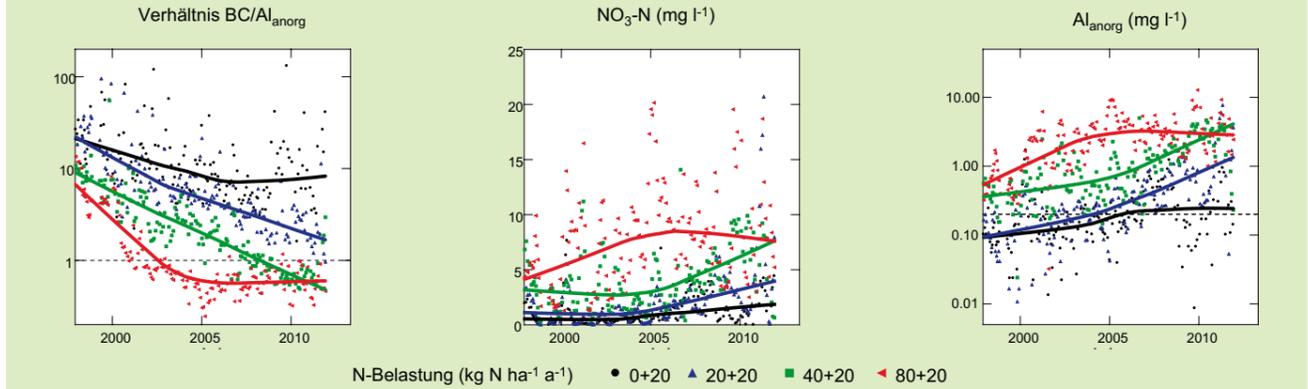


Abb. 79: Entwicklung des BC/Al-Verhältnisses (links), der Nitratkonzentration (Mitte) und der Konzentration an anorganischem Aluminium (rechts) in der N-Versuchsfläche Zugerberg in 50 cm Tiefe. Der modellierte Gesamteintrag von Stickstoff für Freiland (Rihm und Kurz 2001) an diesem Ort war 20 kg N ha⁻¹ a⁻¹, dieser wurde hier zu den Behandlungen von 0, 20, 40 bzw. 80 kg N ha⁻¹ a⁻¹ addiert. Das kritische BC/Al-Verhältnis von 1 sowie die kritische Al-Konzentration von 0.2 sind als gestrichelte Linie eingezeichnet.



7.3.1 Regenerationsversuch

Auf den Flächen Zugerberg und Lurengo wurde ab 2009 bei einem Teil der Bäume die Düngung eingestellt, um die Regeneration des Bodens verfolgen zu können. Zwei Jahre vorher waren in diesen Plots Saugkerzen installiert wor-

den, um eine Parallelmessung während mindestens eines Jahres vor Abbruch der Düngung zu ermöglichen. Während bei der Nitratkonzentration die Werte nach zweijähriger Düngepause deutlich abgenommen haben (Abb.

80), kann beim BC/Al-Verhältnis noch keine Reaktion auf die Einstellung der Düngung festgestellt werden.

Abb. 80: Verlauf der Nitratkonzentration in der N-Versuchsfläche Zugerberg in den weiterhin gedüngten Plots (links) und in den Plots, in denen 2009 die Düngung eingestellt wurde (rechts). Vertikale gestrichelte Linie: Zeitpunkt des Düngestopps.

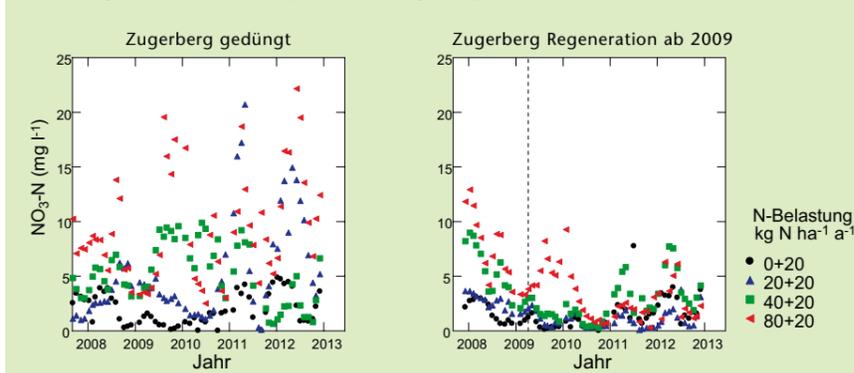


Foto 25: Neubepflanzung der N-Fläche Lurengo.



7.4 Regenwürmer

Die Daten aus den Beobachtungsflächen zeigen, dass streubewohnende Regenwürmer das pH-Optimum zwischen pH 3.5 und 4 haben. Die Vertikalbohrer erreichen ihr Optimum bei pH 5 und bleiben auch bei höheren pH-Werten auf dem gleichen Niveau, während die Horizontalbohrer oberhalb pH 7 wieder abnehmen. Vertikalbohrende Regenwürmer werden durch Trockenheit gehemmt. Bei einer hohen Diversität von Baumarten mit leicht abbaubarer Streu werden Vertikalbohrer und Horizontalbohrer, nicht jedoch Streubewohner, gefördert.

Regenwürmer spielen eine wichtige Rolle bei der Streuumsatzung und der Bildung stabiler Bodenstrukturen. Gemäss ihrer ökologischen Funktion werden drei Gruppen unterschieden:

Streubewohner, Horizontalbohrer und Vertikalbohrer (Edwards und Bohlen 1996, Glasstetter 1991). Nur die beiden letzteren sind für Bodendurchlüftung und -durchmischung von Bedeutung. Gemäss Curry (1998) nehmen die Regenwürmer bereits ab einem pH<4.5 deutlich ab und verschwinden vollständig unterhalb von pH 3.5. Die Zusammenhänge zwischen der Regenwurmpopulation und dem Boden-pH war schon in früheren Berichten gezeigt worden (Flückiger und Braun 2009, Flückiger und Braun 2004). Die Einrichtung der Eichenflächen bot jedoch Gelegenheit, das Datenset nochmals auszuweiten und

bei der Auswertung mehr Parameter einzubeziehen, z.B. Streuqualität und Trockenheit.

Die Beziehung zwischen Regenwurmpopulation und pH-Wert wurde in Abb. 81 nach Ökogruppen differenziert. Ein Rückgang der Regenwürmer bei tiefem pH-Wert ist zwar deutlich erkennbar, aber die Beziehung ist nicht für alle Gruppen gleich. So haben beispielsweise Streubewohner ihr pH-Optimum zwischen pH 3.5 und 4. Die Vertikalbohrer erreichen ihr Optimum bei pH 5-6 und bleiben auch bei höheren pH-Werten auf dem gleichen Niveau, während die Horizontalbohrer oberhalb pH 6-7 wieder abnehmen.

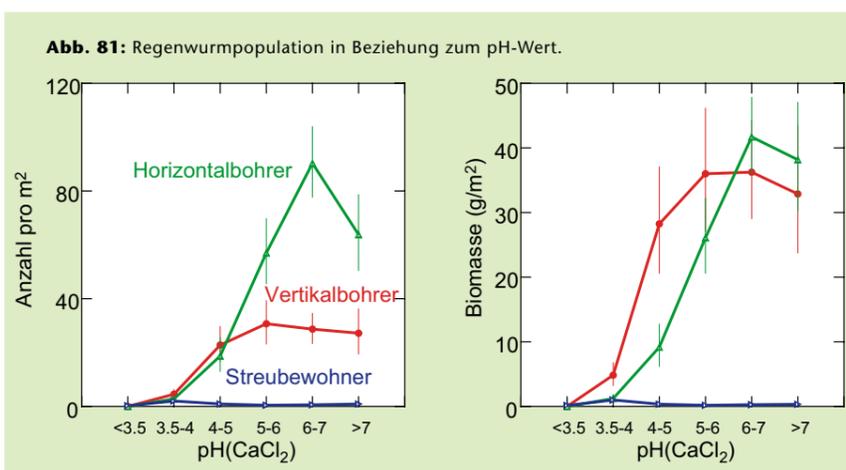


Foto 26: Auszählen und Wägen von Regenwürmern.

Um den Einfluss der Streuqualität auf Regenwürmer zu testen, wurde die Baumartenzusammensetzung in den Beobachtungsflächen verwendet, um verschiedene Indices für die Streuqualität zu berechnen. Während der bloße Anteil von Baumarten mit leicht abbaubarer Streu (Ahorn, Birke, Elsbeere, Erle, Esche, Kirsche, Linde, Mehlbeere, Pappel, Robinie, Ulme, Vogelbeere) im Vergleich zum Anteil von Baumarten mit mittel (Buche, Eiche, Kastanie, Stechpalme) oder schwer abbaubarer Streu (alle Koniferen) nicht signifikant mit der Regenwurmhäufigkeit korreliert war, war dies der Fall, wenn zusätzlich die Baumartendiversität in Form des Shannon-Indexes berücksichtigt wurde. Dieser Index ist mit Vertikalbohrern und Horizontalbohrern positiv korreliert, während mit Streubewohnern keine Beziehung beobachtet wurde (Abb. 82 rechts). Das heisst, dass eine Vielfalt von Baumarten mit leicht abbaubarer Streu positiv mit den Regenwürmern korreliert ist. Ausserdem wurde geprüft, ob eine Beziehung mit dem Bodenwasserpotential als Mass für die Trockenheit besteht (gemittelt über die obersten 40 cm). Die Vertikalbohrer werden tatsächlich signifikant durch Trockenheit gehemmt (Abb. 82 links), während die beiden anderen Ökogruppen indifferent reagieren. Die Koeffizienten in Abb. 82 sind standardisiert, um eine direkte Vergleichbarkeit der Effekte zu ermöglichen.

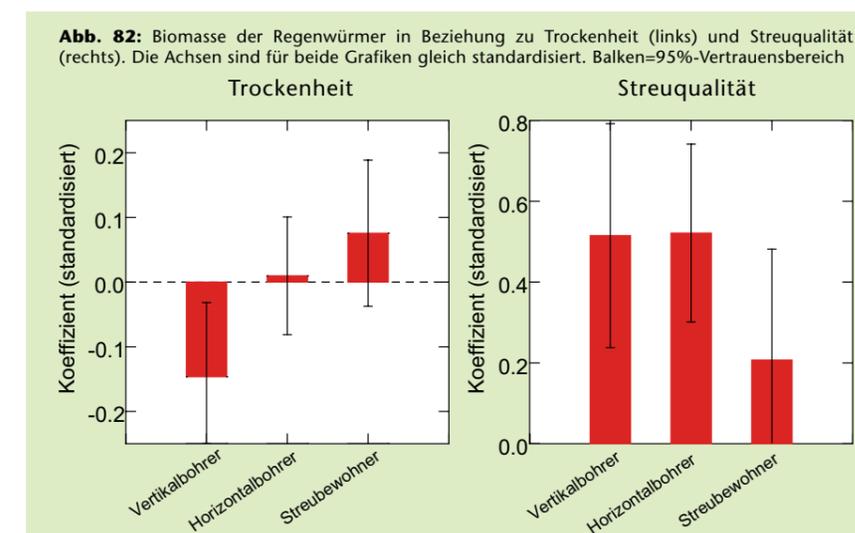


Foto 27: Regenwürmer sorgen für stabile Bodenaggregate.



8 Erkennen nährstoffarmer Standorte

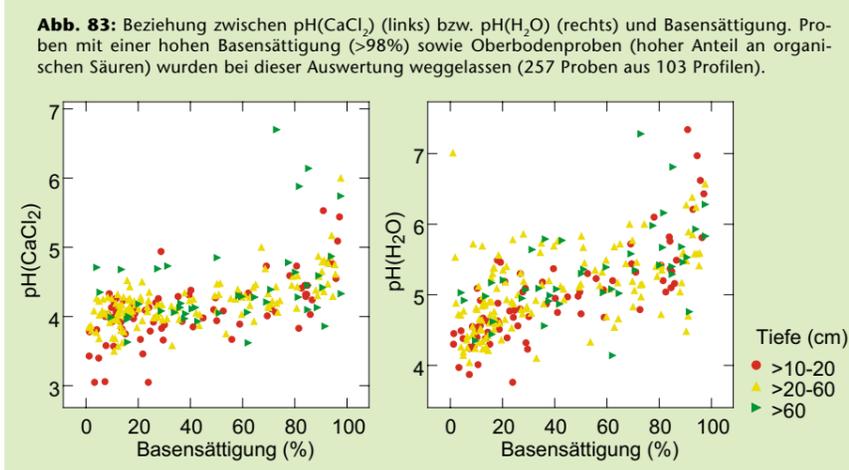
8.1 Erkennen nährstoffarmer Standorte: Hintergründe und Methoden

Es wurde eine Methode zur Kartierung der Basensättigung im Oberboden entwickelt, die vor allem auf der Vegetationskartierung basiert. Indikatorarten für basenarme Böden wurden ebenfalls ausgeschieden, aber diese sind für eine kartenmässige Darstellung nicht geeignet, da sie nicht überall vorkommen. Bei Fehlen von Vegetationskarten kann auch eine Basensättigungskarte mit geringerer Auflösung auf der Grundlage von Bodeneignungskarte und geologischer Karte erstellt werden.

Für die Beurteilung der Nährstoffnachhaltigkeit und für Risikobetrachtungen braucht der Praktiker Informationen über den Nährstoffgehalt der Böden, insbesondere die Basensättigung. Diese ist jedoch im Feld nicht direkt erfassbar und zeigt in einem weiten Bereich mit dem pH-Wert keine enge Beziehung (Abb. 83). Es stellte sich deshalb die Frage, ob die Basensättigung mit anderen, bereits kartierten Grössen so gut korreliert, dass sich diese als Ausgangsbasis für Karten der Nährstoffgehalte im Wurzelraum eignen. Insbesondere wurde der Einbezug der in einigen Kantonen detailliert erstellten pflanzensoziologischen Karten geprüft. Auch andere Arbeitsgruppen hatten Beziehungen zwischen dem Nährstoffzustand des Bodens und ökologischen Pflanzengruppen gefunden (Kreutzer und Schlenker 1980, Bücking und Dieterich 1981, Rastin 1992, Wang 1995, Zas und Alonso 2002).

Um die Eignung von pflanzensoziologischen Aufnahmen als Indikator für die Basensättigung zu testen, wurden die Daten aus 124 Walddauerbeobachtungsflächen verwendet. Sie wurden ergänzt mit Aufnahmen in weiteren 186 Flächen, die eigens zu diesem Zweck in Zusammenarbeit mit T. Burger und R. Stocker durchgeführt wurden. Die Einteilung der Gesellschaften erfolgte nach dem Schlüssel von

Ellenberg und Klötzli (1972), mit Modifikationen nach den Kartierungsschlüsseln der Kantone Zug, Aargau, Basel und Bern/Freiburg. Die Arbeiten wurden im Rahmen eines BAFU-Projektes durchgeführt. Für eine nähere Beschreibung des Vorgehens sei auf den entsprechenden Projektbericht verwiesen (Braun et al. 2013). An dieser Stelle sollen nur die wichtigsten Ergebnisse dargestellt werden.



8.2 Beziehung zwischen Pflanzensoziologie und Bodenchemie

8.2.1 Beziehung zwischen Basensättigung und Zeigerarten

Ziel der ersten Auswertungen war es zunächst, Arten zu finden, die mit genügender Stetigkeit vorkommen und deren An- oder Abwesenheit als Indikator für basenarme Verhältnisse ausgewertet werden kann. Fünf Arten erwiesen sich hierfür als geeignete Indikatoren: das Wald-Seegras (*Carex brizoides*), die Pillentragende Segge (*Carex pilulifera*), den Dornigen Wurmfarne (*Dryopteris carthusiana*), den Adlerfarn (*Pteridium aquilinum*) und die Heidelbeere (*Vaccinium myrtillus*). Teilweise hat nicht nur das Vorkommen allein Indikatorwert, sondern auch der Deckungsgrad. Dies gilt für den Adlerfarn (Foto 28: Fläche Möhlin mit 11.9% Basensättigung) und die Heidelbeere. Diese Ergebnisse können zwar für die Erkennung im Feld dienlich sein, doch ist die praktische Anwendung eingeschränkt, da kartierte Vegetationsaufnahmen keine Information über Einzelarten enthalten, und da die Indikatorarten zu wenig häufig vorkommen, um eine flächendeckende Beurteilung zu ermöglichen. Es wurde deshalb ein Weg gesucht, Vegetationseinheiten einzubeziehen.



Foto 28: Basenarme Fläche (Möhlin Unterforst) mit einer dichten Decke von Adlerfarn.

8.2.2 Beziehung zwischen Basensättigung und Vegetationseinheit

Die Auswertung des Datensets mit Basensättigung und Vegetationseinheiten zeigte, dass die Gesellschaften durchaus eine Differenzierung der Basensättigung ermöglichen (Abb. 84). Die verwendeten Vegetationseinheiten sind in Tab. 27 im Anhang aufgeführt. Das Ökogramm, die Anordnung der

Gesellschaften im Koordinatensystem von Feuchte und Boden-pH, erwies sich dabei als geeigneter Indikator: Einheiten im ‚saurer‘ Teil des Ökogramms, kommen auf basenärmeren Böden häufiger vor als im ‚basischen‘ Teil des Ökogramms. Um diese Beobachtung quantitativ umzusetzen, wurde die

Position der Gesellschaften in der Säureskala des Ökogramms in eine lineare Skala umgesetzt (Abb. 85). Diese Skala wird nachfolgend $pH_{\text{Ökogramm}}$ genannt. Sie beginnt wie die pH-Skala bei Werten um 3 und endet bei 8, ist aber im Gegensatz zur pH-Skala des Ökogramms linear unterteilt. Trägt man diese Säure-

rebewertung der Gesellschaften gegen die Basensättigung auf, so ergibt sich eine recht gute Beziehung (Abb. 86). Ausnahme ist die Gesellschaft 41 (Platterbsen-Eichenmischwald), die im Ökogramm weit links figuriert, bei der aber eine mittlere bis hohe Basensättigung gemessen wurde.

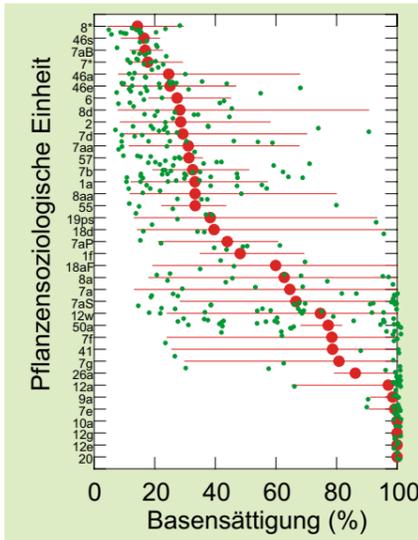


Abb. 84: Gemessene Werte der Basensättigung (Mittelwert für 0-40 cm Bodentiefe) nach pflanzensoziologischer Einheit. Roter Punkt: Medianwert, Balken = Bereich der gemessenen Werte, grüne Punkte: Einzelwerte. Die pflanzensoziologischen Einheiten erklären 61.8% der Varianz der Basensättigung.

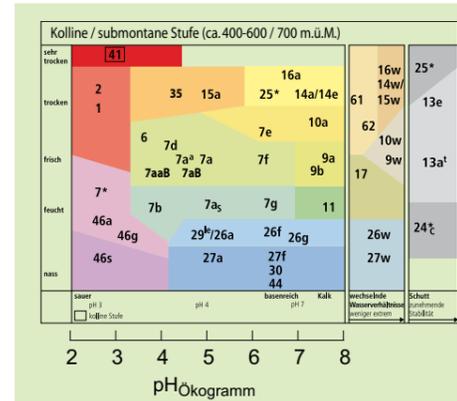


Abb. 85: Erläuterung der Herleitung der Variable „pH_{Ökogramm}“

Dies bedeutet, dass die pflanzensoziologische Standortsbeurteilung grossenteils auch für die Beurteilung der Basensättigung geeignet ist, obwohl sie vor allem auf den pH-Wert Bezug nimmt. Die Gesellschaft 41 (Platterbsen-Eichenmischwald) kommt auf nur oberflächlich versauerten Böden vor. Es ist deshalb legitim, die Zuordnung für diese Auswertung soweit anzupassen, dass sie in die Beziehung passt. Mit dieser Modifikation wurde die X-Achse aus Abb. 85 als kontinuierliche Variable in die Auswertungen einbezogen. Diese Auswertung erlaubt auch den Einbezug von Gesellschaften, für die keine Bestimmung der Basensättigung im Boden vorliegt.

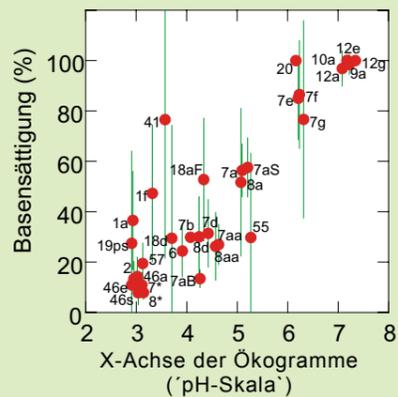


Abb. 86: Mittelwert der gemessenen Basensättigung 0-40 cm (\pm 95%-Vertrauensbereich) für pflanzensoziologische Einheiten mit mindestens 4 Aufnahmen in Beziehung zur pH-Skala des Ökogramms (Abb. 85).

8.2.3 Beziehung zwischen Phosphor und Vegetationseinheit

Phosphor liegt im Boden in sehr vielen verschiedenen Formen vor. Eine Abschätzung der Verfügbarkeit für Pflanzen ist deshalb schwierig. Zudem erfolgt die Aufnahme vor allem über die Mykorrhizen, die den Phosphor mit ihren Ausscheidungen massgeblich aus schwer löslichen Verbindungen mobilisieren und ihn pflanzenverfügbar machen. Als Extraktionsmittel wurde Citronensäure gewählt, um die Ausscheidung organischer Säuren durch die Wurzeln und Mykorrhizapilze zu simulieren (Prietzl und Stetter 2010). Bei einer Extraktion mit 2% Citronensäure wird für Forstbaumschulen eine Phosphorkonzentration von 200 ppm P_2O_5 (bezogen auf Boden-TS), d.h. 87 ppm P, als ausreichend angesehen

(Themlitz 1963). Im Mittelwert der obersten 40 cm des Bodens werden diese Werte nur selten erreicht (Abb. 87).

Die Konzentrationen an citratlöslichem Phosphor wurden ähnlich wie in Abb. 84 gegen die Pflanzengesellschaften aufgetragen (Abb. 87). Am unteren Ende der Skala liegen die Gesellschaften 9a, 19ps, 10a, 2, 7e, 12e, 41 und 8aa. Von diesen sind zwei Gesellschaften (19 ps und 2) auch in der Gruppe der basenarmen Gesellschaften vertreten. Allerdings wird durch die Gesellschaften ein etwas geringerer Anteil der Varianz des P im Boden erklärt als bei der Basensättigung (58.9% im Vergleich zu 61.8%).

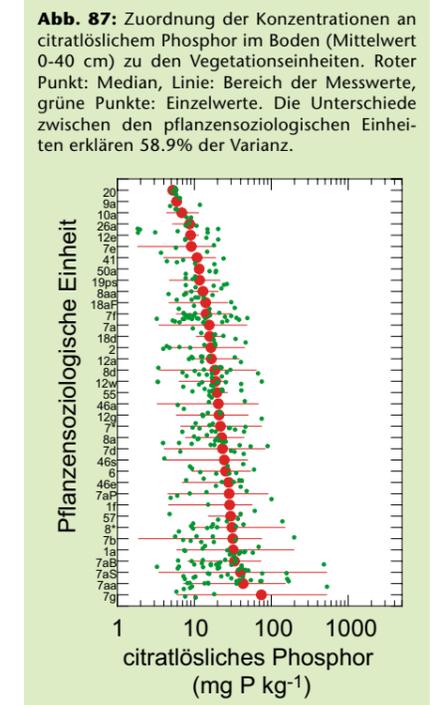
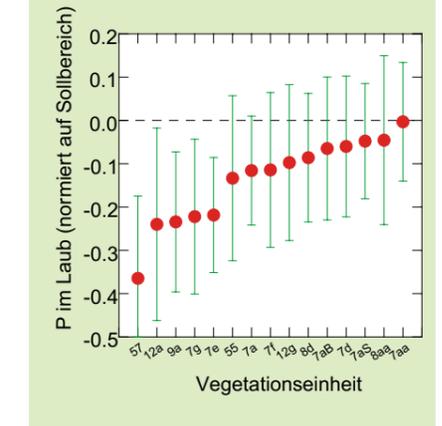


Abb. 87: Zuordnung der Konzentrationen an citratlöslichem Phosphor im Boden (Mittelwert 0-40 cm) zu den Vegetationseinheiten. Roter Punkt: Median, Linie: Bereich der Messwerte, grüne Punkte: Einzelwerte. Die Unterschiede zwischen den pflanzensoziologischen Einheiten erklären 58.9% der Varianz.

Abb. 88: Phosphorkonzentration in Buchenlaub und Fichtennadeln in Beziehung zur pflanzensoziologischen Einheit. Datenset aus IAP-Beobachtungsflächen, alle Jahre (unter Berücksichtigung des Einflusses der N-Deposition, gemäss Kap. 4.1). Nur Gesellschaften mit mindestens 3 Wiederholungen. Nulllinie (gestrichelt): Grenze zur Unterversorgung für Buchen und Fichten nach Göttlein et al. (2011). Balken=95%-Vertrauensbereich.



Die Daten weisen darauf hin, dass aus dem Boden extrahierbares Phosphor bei den vegetationskundlichen Einheiten eine geringere Rolle spielt als die Basensättigung oder der pH-Wert. Das heisst, dass der Bodenvegetation beim Phosphor ein geringerer Indikatorwert zukommt. Wird anstelle der Phosphorkonzentration im Bodenextrakt die Phosphorkonzentration im Laub und in den Nadeln zur Differenzierung der Gesellschaften verwendet, so muss berücksichtigt werden, dass zwischen Phosphorkonzentration und Stickstoffdeposition eine hochsignifikante Korrelation besteht (vgl. Kap. 4.1). Abb. 88 zeigt das Ergebnis einer multivariaten Analyse unter Berücksichtigung dieser Interaktion. Es finden sich nur wenige Unterschiede zwischen den Gesellschaften.

Bei den Nährstoffen Kalium und Magnesium wurde keine signifikante Beziehung zwischen pflanzensoziologischer Einheit und der Konzentration im Laub bzw. in den Nadeln gefunden ($p=0.25$ bzw. 0.088).

8.3 Verknüpfung von Pflanzensoziologie mit flächendeckend verfügbaren Umweltinformationen

Zur Ergänzung der Auswertungen der Pflanzensoziologie wurden digital verfügbare Karten herangezogen. Dies waren digitale Höhenmodelle (DHM, swisstopo 2007 und BFS GEOSTAT und BWG 2004), die Bodeneignungskarte (BEK, Frei et al. 1980), die geologische Karte (swisstopo, BFS GEOSTAT und BWG 1990), Klimakarten (METEONORM, siehe Remund et al. (2008), basierend auf Messungen von MeteoSchweiz) sowie die Schadstoffeintragskarten (BAFU 2009). Für eine genauere Beschreibung der Methodik sei auf den Detailbericht (Braun et al. 2013) verwiesen.

Tab. 10: In die Endauswertung einbezogene Variablen. IAP: Vegetationsaufnahmen gemäss vorliegendem Bericht (ausgeführt von T. Burger und R. Stocker)

| Abkürzung | Bezeichnung | Quelle |
|------------------------|--|-------------------|
| BEK | SOILTYPE vereinfacht gemäss Tab. 28 | BEK/IAP |
| Skelett | BEK Skelett Code, vereinfacht gemäss Tab. 29 | BEK |
| VKG | Verwitterungsklassen basierend auf der geologischen Karte (Tab. 30, im Anhang) | geologische Karte |
| pH _{Okogramm} | pH-Wert-Zuordnung der Pflanzengesellschaften (vgl. Abb. 86) | IAP |
| BS | gemessene Basensättigung (%) | IAP |

8.3.1 Bodeneignungskarte

Die Bodeneignungskarte wurde aufgrund von Luftbildanalysen und Felduntersuchungen erstellt und liegt im Massstab 1:200'000 vor. Sie beinhaltet eine Bodeneinteilung aufgrund von Muttergestein und Relief und enthält einerseits kontinuierliche Variablen, die direkt in die Auswertung eingesetzt

werden können, und andererseits eine Einteilung in Bodentypen. Letztere besteht jeweils aus einem Buchstaben (für Muttergestein bzw. Region) und einer Zahl (für das Relief) und musste für die Auswertung in eine kontinuierliche Variable umgewandelt werden. Der dafür verwendete Schlüssel ist in

Tab. 28 aufgelistet. Die resultierende kontinuierliche Variable (BEK) erstreckt sich von 1 (Kalk) bis 5 (basenarm). Für die Auswertung wurde auch die Einstufung des Skelettgehaltes gemäss Tab. 29 (im Anhang) etwas vereinfacht.

8.3.2 Geologische Karte

Die geologische Karte liegt im Massstab 1:500'000 vor und wurde von swisstopo veröffentlicht. Den geolo-

gischen Formationen wurden auf der Grundlage bekannter Verwitterungs-

raten numerische Verwitterungsklassen zugewiesen (Tab. 30 im Anhang).

8.3.3 Herleitung der Regressionsgleichungen für die Schätzung der Basensättigung im Oberboden

Die für die Auswertung zur Verfügung stehenden Variablen (Tab. 10) wurden aus den digitalen Karten für die 303 Beobachtungsflächen ausgelesen, die für die Erstellung der Beziehung zwischen Vegetation und Basensättigung verwendet wurden.

Eine Reihe von Variablen aus den eingangs erwähnten digitalen Karten

wurden mittels Faktoranalyse und schrittweiser Regression auf ihre Eignung als Prädiktoren für die Basensättigung geprüft. Es wurden zwei verschiedene Varianten gerechnet, je nachdem ob die Pflanzensoziologie (pH_{Okogramm}) verfügbar war oder nicht. Die Ergebnisse sind in Tab. 31 und Tab. 32 aufgeführt. Die BEK-Boden-

typen nach Tab. 28 erklärten einen signifikanten Teil der Basensättigung. Die Korrelation mit der geologischen Karte war wesentlich schwächer, aber immer noch signifikant. Mit Einbezug der Pflanzensoziologie lässt sich ein höherer Anteil der Varianz erklären.

8.3.4 Resultierende Karten der Basensättigung auf der Basis von Vegetationseinheiten

Die mit dem schrittweisen Verfahren zur Berechnung der Basensättigung des Oberbodens hergeleitete Regression für das Datenset mit Vegetation ist in Tab. 31 aufgelistet, und die resultierenden Karten für die Kantone AG, BS/BL, FR, SO, TG und ZH in Abb. 91 bis Abb. 96. Die Kantone Bern und Zug haben keine digital verfügbaren Vegetationskarten.

Aus Tab. 31 resultiert folgende Formel (Abkürzungen vgl. Tab. 10):

$$BS(\%) = (-0.29 + 1.37 \cdot pH_{Okogramm} - 1.46 \cdot BEK(3) - 1.54 \cdot BEK(4) + 0.26 \cdot VKG)^2$$

Abb. 89: Herkunft der in die Berechnung der Basensättigung einbezogenen Variablen

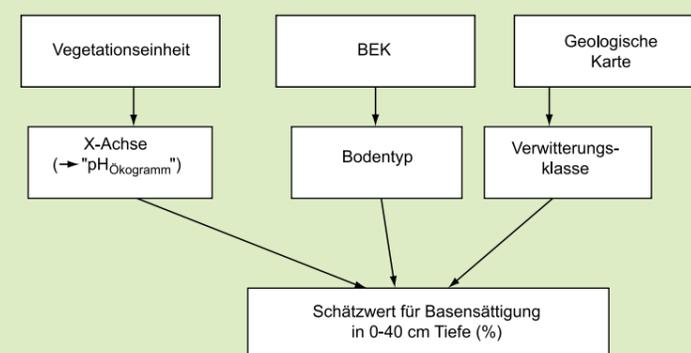
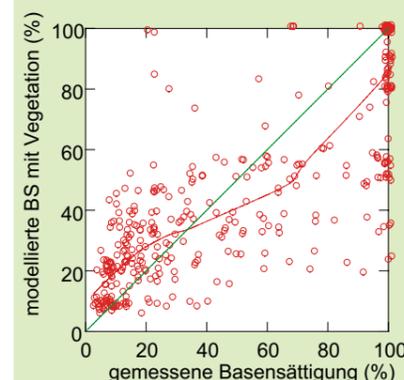


Abb. 90: Vergleich zwischen gemessener Basensättigung (0-40 cm Tiefe) und modellierter unter Einbezug der Vegetation. Grüne Linie: 1:1-Linie. Rote Linie: nichtparametrischer Glätter (LOESS). R²=0.63.



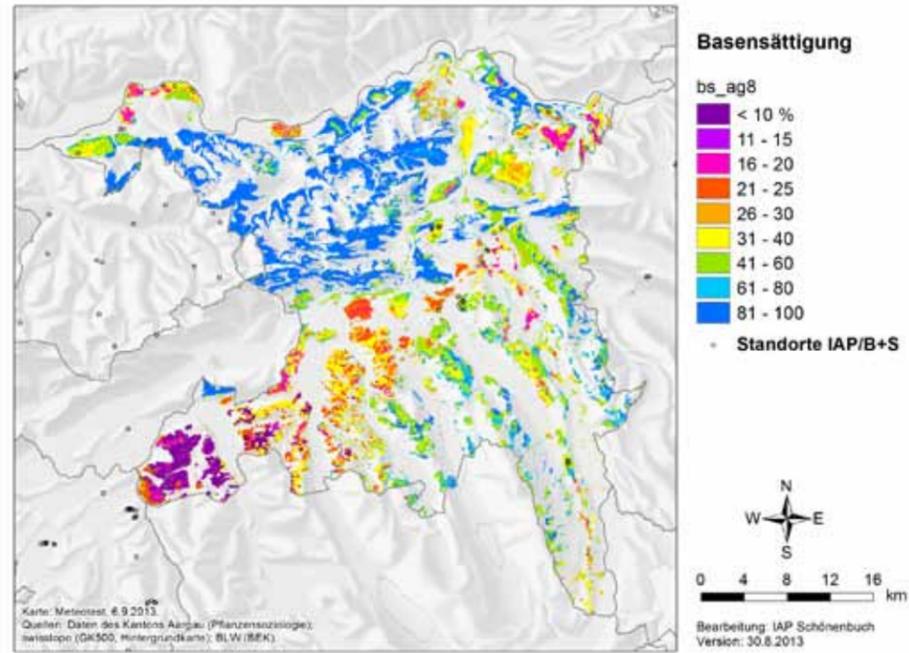


Abb. 91: Karte der Basensättigung in Waldböden für den Kanton Aargau basierend auf der Regressionsgleichung in Tab. 31. Schwarze Kreise: durch IAP und Burger/Stocker beprobte Flächen.

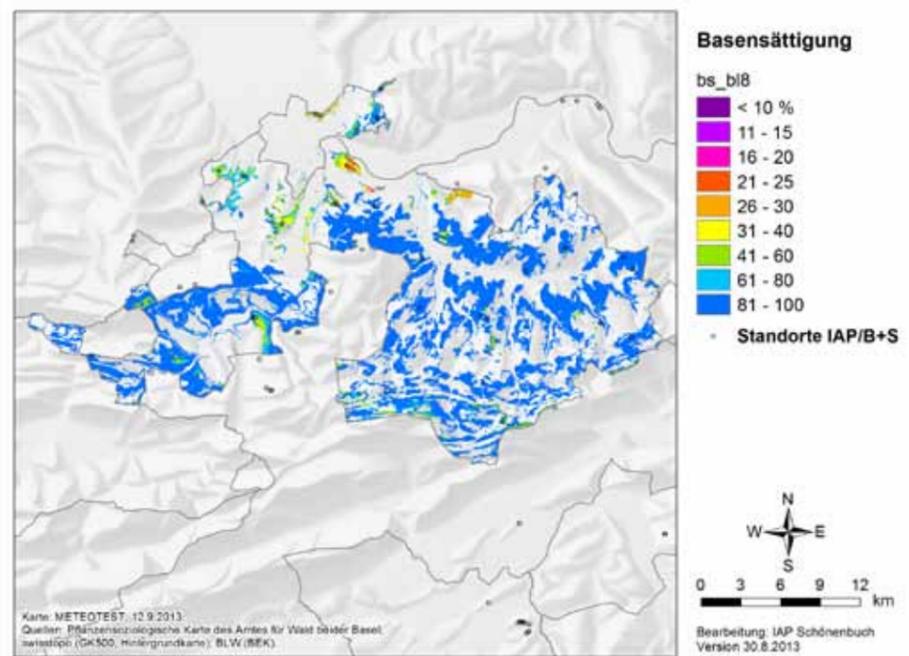


Abb. 92: Karte der Basensättigung in Waldböden für die Kantone Basel-Stadt und Basellandschaft basierend auf der Regressionsgleichung in Tab. 31. Schwarze Kreise: durch IAP und Burger/Stocker beprobte Flächen.

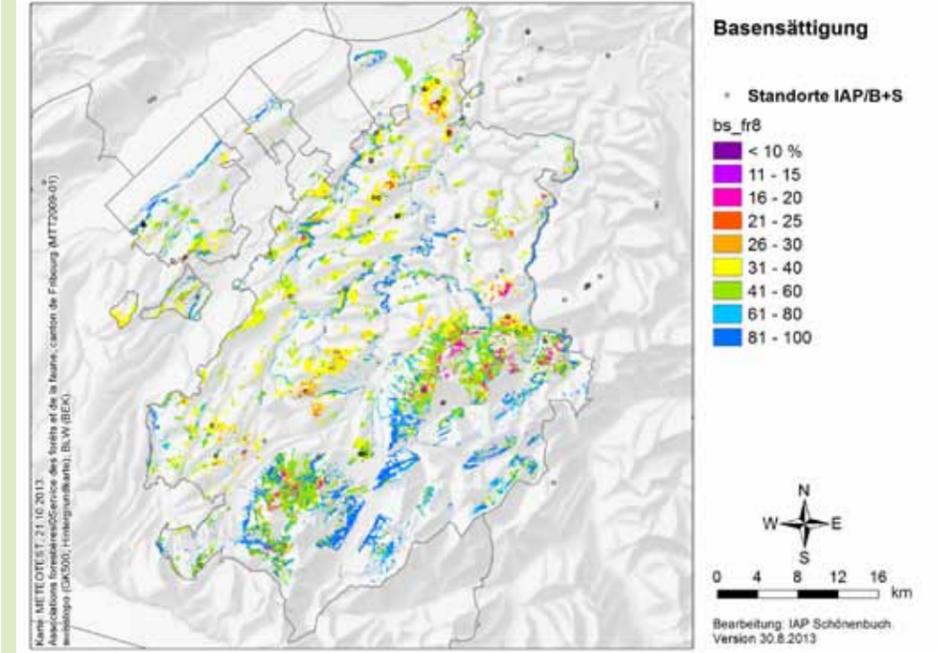


Abb. 93: Karte der Basensättigung in Waldböden für den Kanton Fribourg basierend auf der Regressionsgleichung in Tab. 31. Schwarze Kreise: durch IAP und Burger/Stocker beprobte Flächen.

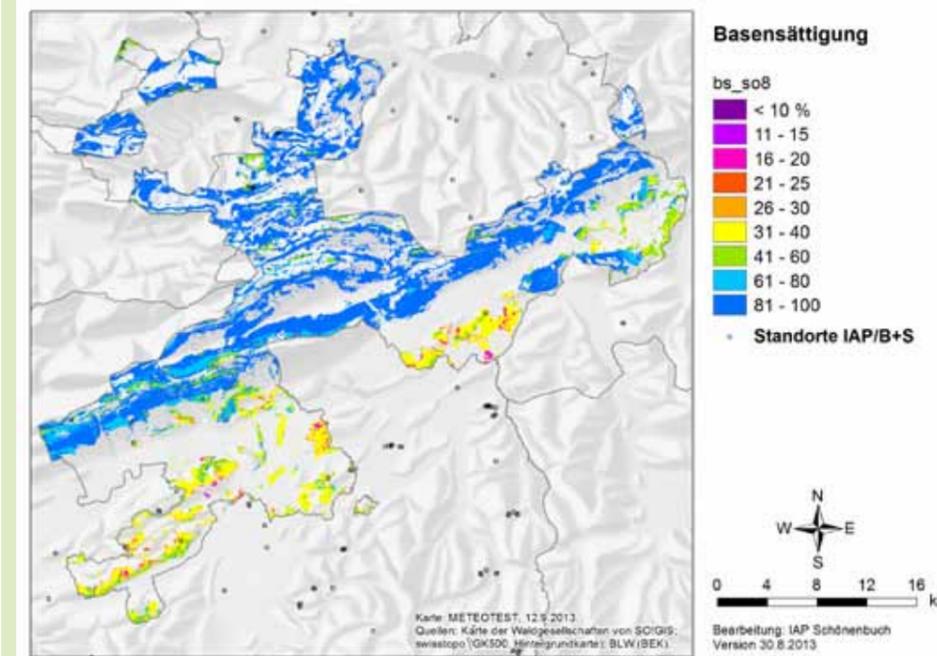


Abb. 94: Karte der Basensättigung in Waldböden für den Kanton Solothurn basierend auf der Regressionsgleichung in Tab. 31. Schwarze Kreise: durch IAP und Burger/Stocker beprobte Flächen.

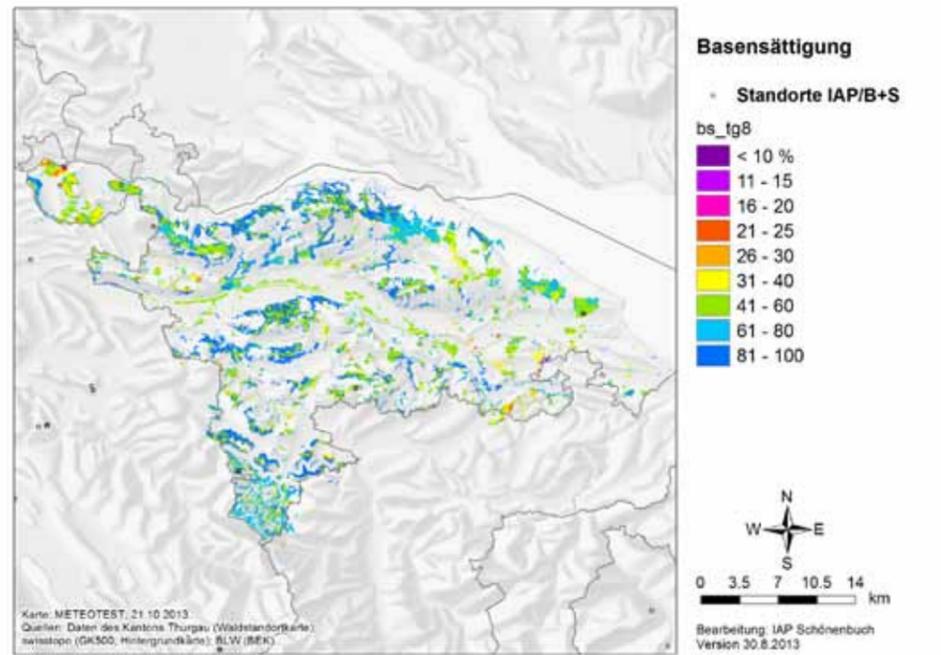


Abb. 95: Karte der Basensättigung in Waldböden für den Kanton Thurgau basierend auf der Regressionsgleichung in Tab. 31. Schwarze Kreise: durch IAP und Burger/Stocker beprobte Flächen.

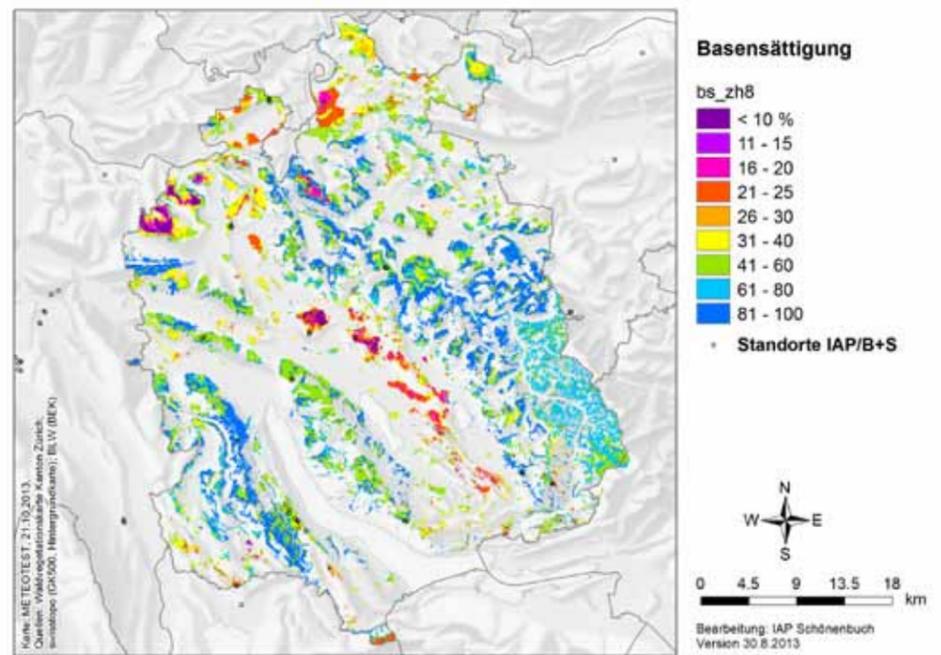


Abb. 96: Karte der Basensättigung in Waldböden für den Kanton Zürich basierend auf der Regressionsgleichung in Tab. 31. Schwarze Kreise: durch IAP und Burger/Stocker beprobte Flächen.

8.3.5 Resultierende Karten der Basensättigung auf der Basis von Bodeneignungskarte und geologischer Karte

Für Gebiete ohne digital verfügbare Vegetationskarten wurde eine Abschätzung der Basensättigung aufgrund der Bodeneignungskarte und der geologischen Karte vorgenommen. Die Regressionsergebnisse sind in Tab. 32 aufgelistet. Mit Hilfe dieser Koeffizienten wurde eine Basensättigungskarte für die gesamte Schweiz erstellt (Abb. 99). Infolgedes größeren Rasters der

zugrunde liegenden Daten weist diese Karte eine geringere räumliche Auflösung auf.

Aus den Regressionsergebnissen (Tab. 32) resultiert folgende Formel (Abkürzung vgl. Tab. 10):

$$BS(\%) = (4.19 + 0.69 \cdot \text{Skelett} + 2.56 \cdot \text{BEK}(3) - 3.71 \cdot \text{BEK}(4) - 0.46 \cdot \text{BEK}(2) + 0.76 \cdot \text{VKG})^2$$

Abb. 97: Herkunft der in die Berechnung der Basensättigung einbezogenen Variablen ohne Vegetation.

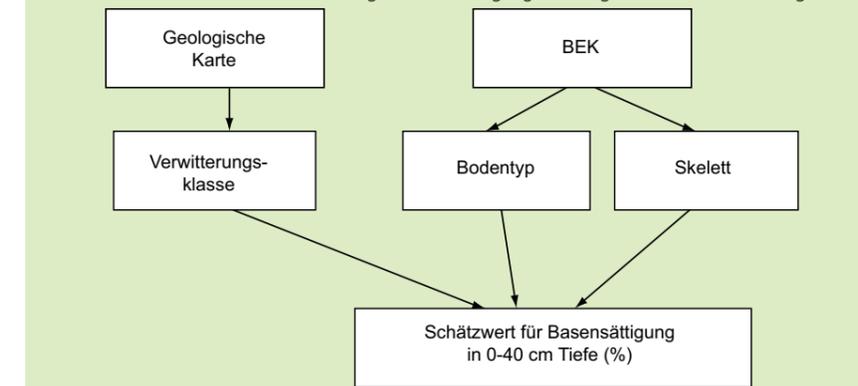


Abb. 98: Vergleich zwischen gemessener (in 0-40 cm Tiefe) und modellierter Basensättigung ohne Einbezug der Vegetation. Grüne Linie: 1:1-Linie. Rote Linie: nichtparametrischer Glätter (LOESS). $R^2=0.47$

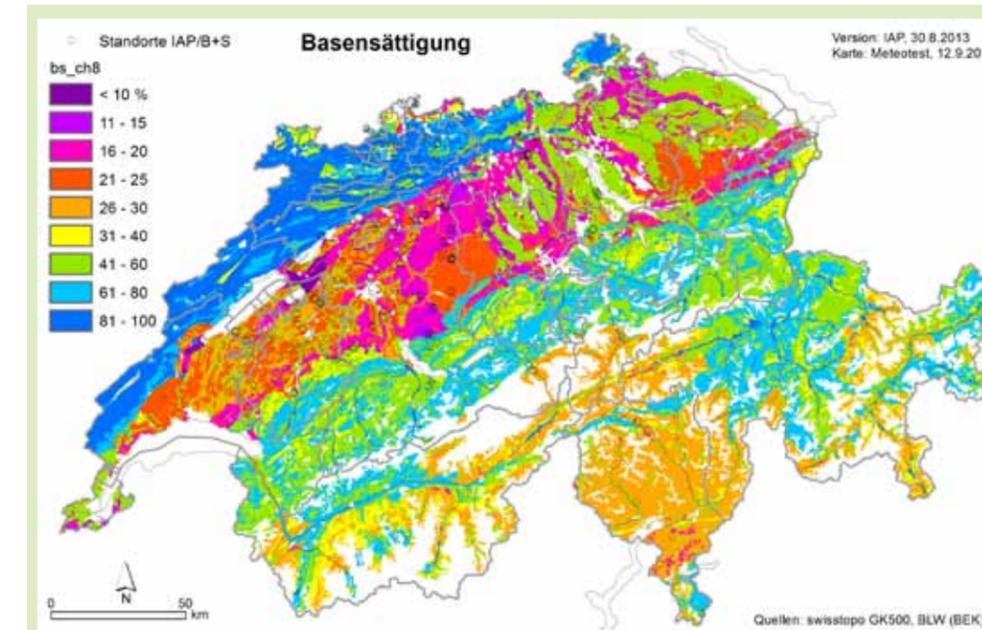
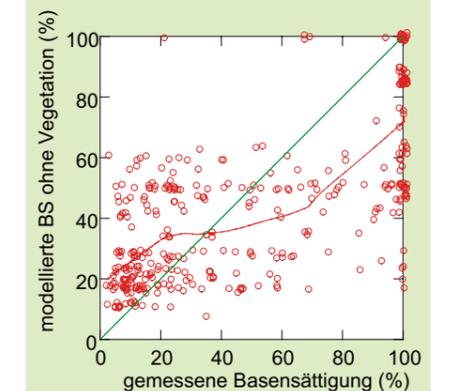


Abb. 99: Abschätzung der Basensättigung für Waldböden, basierend auf den Regressionsergebnissen in Tab. 32. Schwarze Kreise: durch IAP und Burger/Stocker beprobte Flächen.

9 Nährstoffnachhaltigkeit

Für Beobachtungsflächen mit modellierter Verwitterungsrate des Bodens wurden überschlagsmässige Nährstoffbilanzrechnungen durchgeführt. Eine Ernte von Stämmen ohne Rinde führt in 1% der Flächen zu einer negativen Ca- und in 30% zu einer negativen P-Bilanz. Bei Vollbaumernte ist die Ca-Bilanz in 60% der Flächen negativ und die P-Bilanz in 75% der Flächen. Mit Berücksichtigung von Auswaschungsverlusten auf heutigem Niveau steigen diese Anteile bei beiden Nährstoffen auf je 87% der Flächen. Das heisst, dass neben dem Zurücklassen von Ernterückständen im Wald auch Massnahmen zur Verminderung der Auswaschungsverluste zur Verbesserung der Nachhaltigkeit der Nährstoffbilanzen etwas bringen, sei es durch die forstliche Bewirtschaftung oder durch lufthygienische Massnahmen zur Emissionsminderung (u.a. NH_3 und NO_x).



Foto 29: Verfallende Äste führen Nährstoffe in den Boden zurück.



Foto 30: Feinäste enthalten viele Nährstoffe, die dem Wald entzogen werden.

Im Zuge der intensivierten Nutzung von Energieholz werden – neben dem Baumholz – vermehrt Anteile der Baumkronen (kleine Äste, Blätter und Nadeln) genutzt. Diese enthalten ein Mehrfaches an Nährstoffen von Stammholz (Kreutzer 1979, Jacobsen et al. 2003). Auch wenn die Biomasse der Kronenteile nur einen geringen Teil der Gesamtbiomasse ausmacht, steigt deshalb mit einer Vollbaumernte der Nährstoffentzug gegenüber Stammholz mit Rinde je nach Nährelement und Baumart um 40-170%. Die Rinde ist ebenfalls sehr nährstoffreich. Legt man Stammholz ohne Rinde als Vergleichsbasis zugrunde, nimmt der Nährstoffentzug bei Vollernte z.T. gar um über 400% zu. Da in einer beträchtlichen Anzahl Walddauerbeobachtungsflächen die nötigen Daten für eine Nährstoffbilanzrechnung vorhanden sind, sollen nachstehend einige überschlagsmässige Berechnungen dargestellt werden. Sie wurden in Zusammenarbeit mit Daniel Kurz, EKG Geoscience, Bern, erstellt.

9.1 Nährstoffkonzentrationen in Rinde und Holz

Die Nährstoffkonzentrationen in der Biomasse sind ein wichtiger Parameter für Nährstoffbilanzrechnungen. Deshalb wurden Stammproben zur Nährstoffanalyse überall dort gesam-

melt, wo in den Beobachtungsflächen eine Durchforstung durchgeführt wurde. Sie wurden in Rinde und Holz aufgetrennt und auf Nährstoffe analysiert. Für die Ergebnisse und die

anschliessende Herleitung von Beziehungen mit Standortfaktoren sei auf den Detailbericht verwiesen (Braun et al. 2013).

9.2 P-Eintrag und P-Austrag

Die Stoffbilanz ist die Differenz zwischen Eintrag (Verwitterung + Deposition) und Austrag (Entzug + Leaching). Während für Stickstoff und basische Kationen die Deposition relativ gut bekannt ist, gilt dies nicht für Phosphor. Es gibt wenige Messungen des P-Eintrages, und Kontamination der Messungen z.B. durch Vogelkot in den Sammeltrichtern kann ein grosses Problem sein. Als weitere Schwierigkeit kommt hinzu, dass der Anteil von Pollen am Phosphoreintrag beträchtlich sein kann, wie aus der jahreszeitlichen Variation des Eintrags ersichtlich wird. Polleneintrag ist jedoch als Recycling,

nicht als Nettoeintrag zu werten. In Deutschland wurde der um den Polleneintrag korrigierte Eintrag von Phosphor auf $0.03 \text{ kg P ha}^{-1}\text{a}^{-1}$ geschätzt (Block, pers. Mitt). Die meisten publizierten Zahlen zum P-Eintrag, z.B. in der Zusammenstellung von Mahowald et al. (2008), liegen um einen Faktor 10 über diesem Wert. Die realistische Schätzung des P-Eintrags ist deshalb wichtig, weil ein P-Eintrag von $0.3 \text{ kg P ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ einen beträchtlichen Beitrag zum Gesamt-P-Entzug mit der Biomasse leisten würde. Dieser beläuft sich, aufsummiert über eine Rotationsperiode von 120 Jahren, bei Stammernte im

Mittel auf $5.3 (0.4-11.6)$ und bei Vollbaumernte auf $9.7 (0.7-18) \text{ kg P ha}^{-1}$ (vgl. Kap. 9.3.1).

Über den P-Austrag liegen nicht sehr viele Angaben vor. Wegen sehr geringer Konzentrationen wird P nicht routinemässig in der Bodenlösung gemessen. Zahlen aus einer Catchment-Studie in Deutschland zeigen, dass der Auswaschungsverlust aus Waldgebieten ebenfalls etwa $0.04 \text{ kg P ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ beträgt und damit den Nettoeintrag gerade etwa kompensiert (Benning 2012).

9.3 Nährstoffentzug bei Ernte verschiedener Baumfraktionen

Eine Vollbaumernte führt zu einer drastischen Erhöhung des Nährstoffentzugs gegenüber einer Ernte von Stammholz allein, wie aus zahlreichen

Studien hervorgeht (Abb. 100). Werden die Bäume mit Ästen oder gar mit der ganzen Krone aus den Beständen entfernt, so erhöht sich der Nährstoff-

entzug auf ein Mehrfaches, während der Gewinn an Biomasse 30% nicht übersteigt.

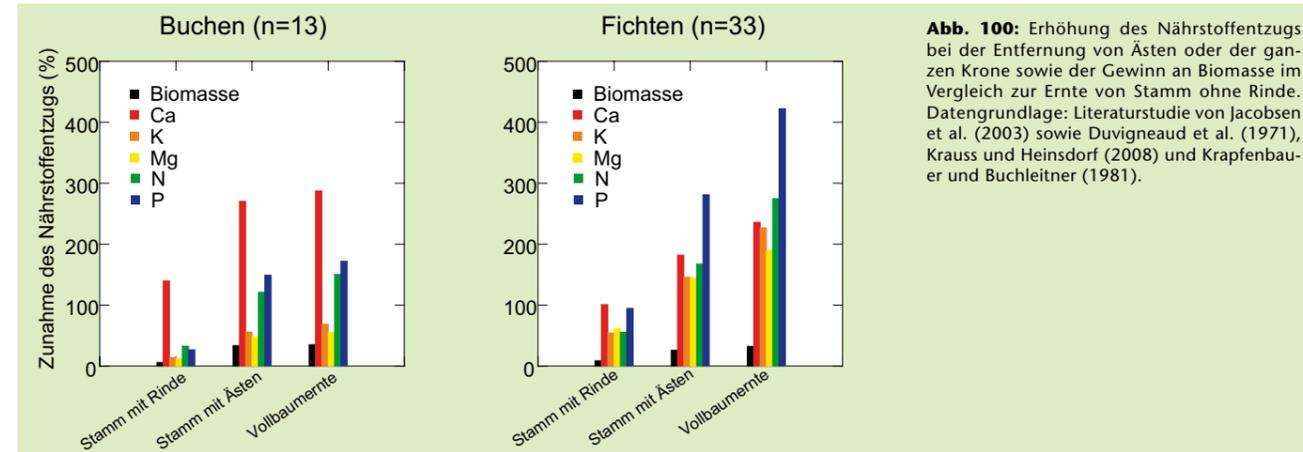


Abb. 100: Erhöhung des Nährstoffentzugs bei der Entfernung von Ästen oder der ganzen Krone sowie der Gewinn an Biomasse im Vergleich zur Ernte von Stamm ohne Rinde. Datengrundlage: Literaturstudie von Jacobsen et al. (2003) sowie Duvigneaud et al. (1971), Krauss und Heinsdorf (2008) und Krapfenbauer und Buchleitner (1981).

9.3.1 Berechnung von Nährstoffbilanzen

Für die Flächen mit analysierten Verwitterungsraten wurden einfache Schätzungen der Nährstoffbilanz vor-

genommen. Zu Details der Berechnungen, der getroffenen Annahmen und der eingesetzten Komponenten

sei auf Braun et al. (2013) und Braun und Kurz (2012) verwiesen.

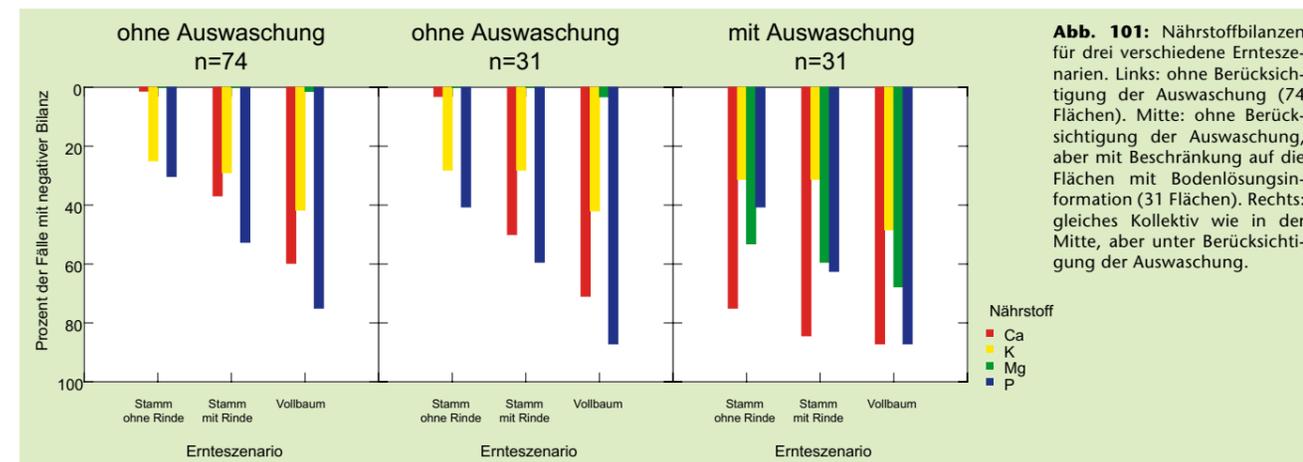


Abb. 101: Nährstoffbilanzen für drei verschiedene Ernteszenarien. Links: ohne Berücksichtigung der Auswaschung (74 Flächen). Mitte: ohne Berücksichtigung der Auswaschung, aber mit Beschränkung auf die Flächen mit Bodenlösungsinformation (31 Flächen). Rechts: gleiches Kollektiv wie in der Mitte, aber unter Berücksichtigung der Auswaschung.

Abb. 101 fasst das Ergebnis der Bilanzrechnungen zusammen. Ohne Berücksichtigung der Auswaschungsverluste weist eine Ernte von Stämmen ohne Rinde in 1% der Flächen eine negative Ca- und in 30% eine negative P-Bilanz auf. Bei Vollbaumernte ist die Ca-Bilanz in 60% der Flächen negativ und die P-Bilanz in 75% der Flächen. Mit Berücksichti-

gung von Auswaschungsverlusten auf heutigem Niveau steigen diese Anteile bei beiden Nährstoffen auf je 87% der Flächen. Beim Kalium sind die Unterschiede zwischen den Ernteszenarien nicht so gross wie beim Kalzium, und auch die Auswaschung macht nicht ganz so viel aus. Das heisst, dass neben dem Zurücklassen von Ernterückständen im Wald auch

Massnahmen zur Verminderung der Auswaschungsverluste zur Verbesserung der Nachhaltigkeit der Nährstoffbilanzen etwas bringen, sei es durch die forstliche Bewirtschaftung oder durch lufthygienische Massnahmen zur Emissionsminderung (u.a. NH₃ und NO_x).

10 Waldbauliche Empfehlungen für basenarme Böden

Forstliche Empfehlungen zur Bewirtschaftung auf basenarmen Böden umfassen die Pflanzung von Baumarten mit leicht abbaubarer und/oder Ca-reicher Streu, die Mischung von Baumarten zur besseren Erschliessung des Wurzelraums, die Förderung des Jungwuchses zur Vermeidung von Auswaschungsverlusten sowie die Vermeidung von Vollbaumernte.

Die Nährstoffbilanzrechnungen zeigen, dass der saure Eintrag bzw. die dadurch verursachte Auswaschung von basischen Kationen die Stoffbilanzen dominieren. Das heisst, dass Massnahmen zur Verminderung dieses Prozesses am wirksamsten sind. Das betrifft vor allem lufthygienische Massnahmen zur Reduktion des Stickstoffeintrags.

Als waldbauliche Massnahmen auf basenarmen Böden stehen Empfehlungen für die Holzernte und die Baumartenwahl im Vordergrund. Eine Förderung des Jungwuchses vermindert die N-Auswaschungsraten (vgl. auch Abb. 55). Unter den 31 Waldbeobachtungsflächen mit Bodenlösungsmes-

sungen finden sich gerade zwei mit niedrigen Auswaschungsraten. Eine davon ist Busswil, mit einem extrem dichten Bestand an jungen Tannen im Unterwuchs, bei dem trotz hoher Stickstoffdeposition (modellierter Eintrag $46.5 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$) kein Nitrat den Wurzelraum verlässt. Der andere ist Möhlin Unterforst, ein Fichtenbestand im exponentiellen Wachstum und mit sehr dichter Adlerfarndecke. Auch hier ist die Stickstoffauswaschungsrate sehr tief.

Die aktive Förderung und wenn nötig Pflanzung bodenpflegender Baumarten (Laubbäume mit rasch abbaubarer Streu, tiefwurzelnde Arten, eventuell

auch im Unterwuchs) ist auf den sensitiven Vegetationseinheiten 2, 6, 7*, 7aB, 8*, 8d, 46a, 46e und 46w dringend zu empfehlen, auch auf den Einheiten 1a, 1f, 7a, 7aa, 7aP, 7sS, 7d, 8a, 8aa, 18aF und 19ps (vgl. Kap. 8). Zu den bodenpflegenden Baumarten gehören beispielsweise Ahorn, Esche, Linde und Vogelbeere. Tiefwurzelnd sind Eiche, Tanne und Föhre. Da die letzteren Baumarten jedoch eine schwer abbaubare Streu haben, sollten sie nur beigemischt werden. Eine Mischung von Baumarten verbessert die Nährstoffversorgung ebenfalls, da ein grösserer Wurzelraum erschlossen wird (Thelin et al. 2002, Meinen et al. 2009).

10.1 Ernteverfahren

Eine Biomassennutzung, die nur Stammholz aus den Wäldern entfernt, hat nur geringfügige Konsequenzen auf den Nährstoffentzug, da Stammholz verhältnismässig nährstoffarm ist. Im Gegensatz dazu hat die Bereitstellung von Hackschnitzeln für

moderne Feuerungsanlagen, bei der ein Grossteil der Krone, z.T. auch mit dem Laub, verarbeitet wird, weitreichende Konsequenzen für die Nährstoffversorgung (Abb. 100). Deshalb ist es wichtig, auf basenarmen Böden auf ein schonendes Ernteverfahren zu

achten und nur Stammholz zu entnehmen. Selbst die Stammnutzung mit Rinde verdoppelt etwa den Nährstoffentzug. Das heisst, auch die nährstoffreiche Rinde sollte nach Möglichkeit im Bestand belassen werden.

10.2 Baumartenwahl

Die Einbringung von Laubbaumarten mit leicht abbaubarer Streu («bodenpflegenden Baumarten»; Stocker et al. 2002) fördert die Nährstoffumsatzrate und die Bodenlebewesen. Hättnschwiler (2005) ordnete die einheimischen Baumarten nach Abbaudauer ihrer Streu. Besonders leicht abbaubar ist die Streu von Kirsche, Linde und Hagebuche. Die Abbauraten der Streu scheint von der Ca-Konzentration abzuhängen. Ca-reiche Streu wird, vor allem durch Regenwürmer, rasch abgebaut (Reich et al. 2005, Jacob et al. 2009). In diese Kategorie fallen Linde, Esche, Hagebuche und, etwas weniger, Ahorn, während die Buchenstreu verhältnismässig Ca-arm ist und deshalb von Regenwürmern schlechter zersetzt wird. Gemäss Hättnschwiler und Gasser (2005)

spielen die Regenwürmer bei der Zersetzung der Streu von Buchen und Eichen gar eine untergeordnete Rolle, da diese Aufgabe von Tausenfüsslern übernommen wird. Die Streu der langsam zersetzenden Baumarten Buche, Eiche und Ahorn wird zudem rascher abgebaut, wenn sie in Mischung mit anderen Baumarten vorliegt, während die Mischung bei den rasch zersetzenden Arten keine Rolle spielt.

Die Abbauraten der Streu ist nicht unbedingt gleichzusetzen mit der Freisetzungsraten der in der Streu vorhandenen Nährstoffe. Jacob et al. (2009) analysierten die in der Streu zurückbleibenden Nährstoffe für Buche, Esche, Ahorn und Linde. Sie fanden, dass aus der Buchenstreu die Nährstoffe nur sehr langsam

freigesetzt werden. In den ersten zwei Jahren wird Phosphor sogar festgelegt, und auch Ca und Mg ist noch etwa zur Hälfte gebunden. Bei den anderen untersuchten Baumarten erfolgt eine rasche Nährstofffreisetzung. Besonders rasch erfolgt die Freisetzung bei der Esche. Diese Baumart wäre von ihrer Streuqualität sehr gut zur Bodenpflege geeignet, aber die neu auftretenden Probleme mit der Eschenwelke schränken ihre Anwendung stark ein.

Die bodenpflegenden Baumarten sind alles Arten, die basenreiche Böden bevorzugen. Trotzdem ist es wichtig, sie auch auf basenarmen Böden einzubringen, da sie langfristig Basen aus dem Untergrund bzw. tieferen Bodenschichten erschliessen können.

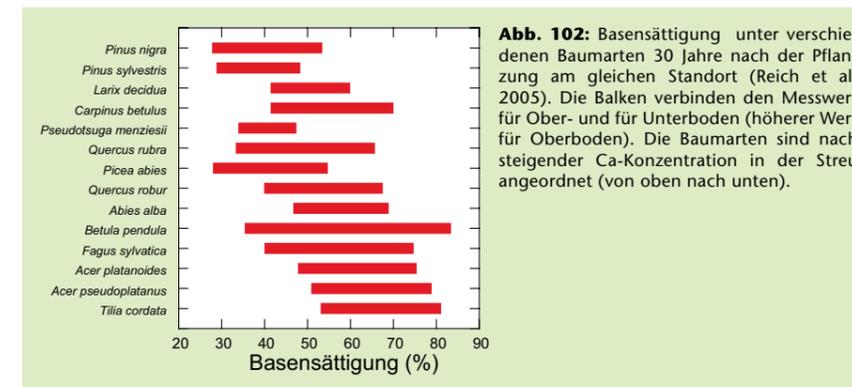


Abb. 102: Basensättigung unter verschiedenen Baumarten 30 Jahre nach der Pflanzung am gleichen Standort (Reich et al. 2005). Die Balken verbinden den Messwert für Ober- und für Unterboden (höherer Wert für Oberboden). Die Baumarten sind nach steigender Ca-Konzentration in der Streu angeordnet (von oben nach unten).

Obwohl die Laubstreu nur einen Teil des gesamten Streuumsatzes ausmacht (vgl. Kap. 11), zeigen die Versuche von Reich et al. (2005) deutlich, dass die oberirdische Streu für das Bodenleben viel entscheidender ist als die Wurzelstreu. Diese Autoren fanden, dass die Bestockung mit unterschiedlichen Baumarten dreissig Jahre nach Pflanzung an einem ge-

meinsamen Standort die Bodenchemie erheblich beeinflussen kann (Abb. 102).

Die verschiedenen Baumarten erschliessen z.T. unterschiedliche Bodentiefen: Fichte wurzelt flacher als Buche und Föhre. Noch tiefer gehen Eichenwurzeln (Rosengren et al. 2005). Damit steht auch für das Nähr-

stoffrecycling ein unterschiedliches Bodenvolumen zur Verfügung, was sich auf die Nährstoffversorgung auswirken kann (Thelin et al. 2002). Auch der Feinwurzelumsatz kann in Beständen mit unterschiedlichen Baumarten erhöht sein (Meinen et al. 2009). Alle diese Ergebnisse sprechen für eine Mischung von Baumarten.

11 Beitrag von Streu und Wurzeln zum Nährstoffumsatz

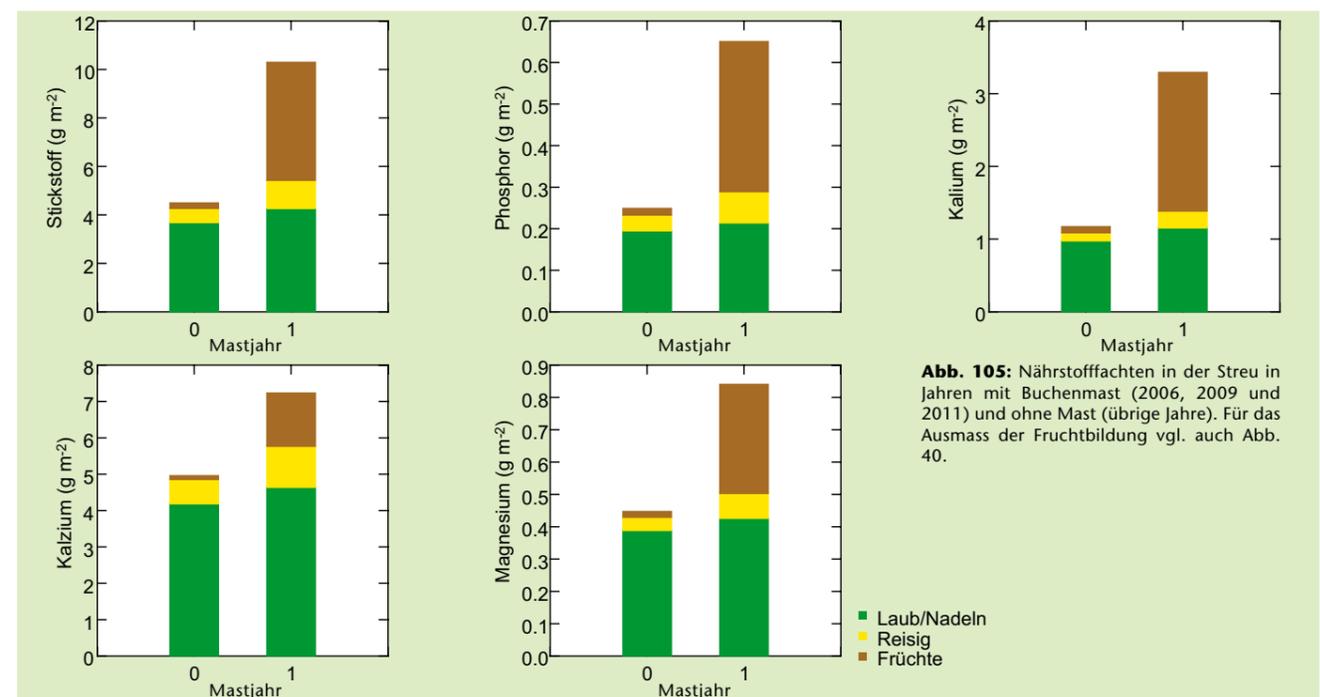
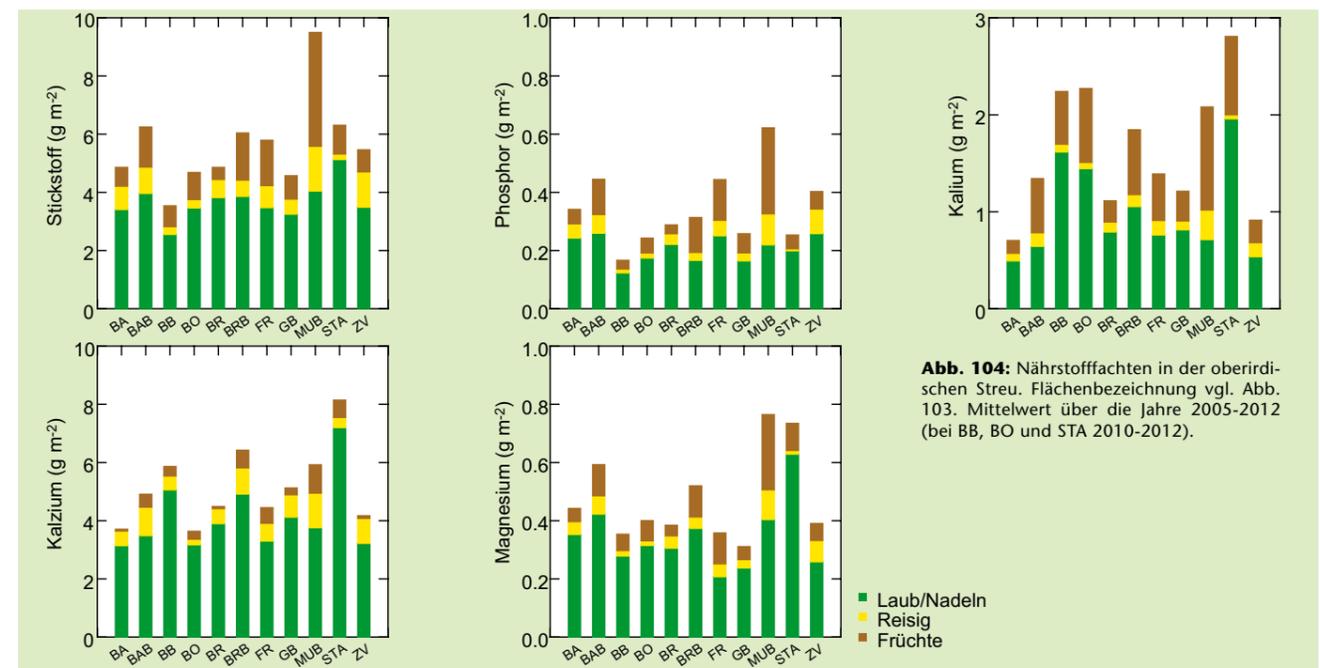
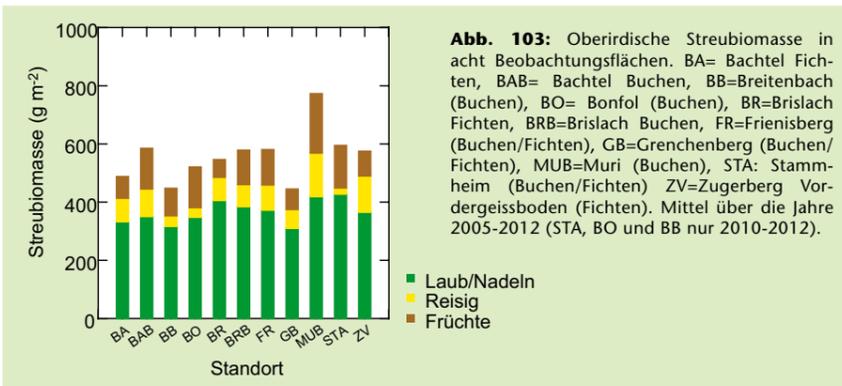
11.1 Laubstreu

In Mastjahren können Buchenfrüchte mehr als die Hälfte zum Nährstoffeintrag mit der oberirdischen Streu in den Boden beitragen. Der Beitrag von Feinwurzeln zum gesamten Nährstoffumsatz beträgt je nach Nährstoff zwischen 8 und 30%. Die Umsatzrate von Feinwurzeln wurde mittels Minirhizotronen in vier Flächen bestimmt. Sie reichte von 0.27 Jahr⁻¹ (Brislach) bis 0.82 Jahr⁻¹ (Stammheim).



Foto 31: Streusammler in der Fläche Brislach.

Nährstoffrecycling ist ein essentieller Vorgang, der die aufgenommenen Nährstoffe zurück in den Boden bringt. Die Kenntnis darüber ist wichtig für das Verständnis der Prozesse, die zur Bodenversauerung führen. Nährstoffe, die sich in organischer Bindung befinden, sind vor Auswaschung geschützt. Seit 2005 wird der Nährstoffumsatz in der Streu in acht Flächen gemessen, davon in jeweils zwei benachbarten Buchen- und Fichtenflächen (Brislach, Bachtel) (Abb. 103). Die Blattbiomasse hat normalerweise den grössten Nährstoffanteil in der oberirdischen Streu (Abb. 104). In Buchenmastjahren können aber Früchte ohne Weiteres mehr als die Hälfte zum oberirdischen Nährstoffkreislauf beitragen (Abb. 105).



2011 wurden zusätzlich zu den Nährstoffkonzentrationen im grünen Laub auch spezifische Blattfläche und Nährstoffkonzentrationen der Streu analysiert, um das Ausmass des Nährstoffrückzugs aus dem Laub im Herbst abzuschätzen. Um auch einen bei der Seneszenz erfolgten Gewichtsverlust berücksichtigen zu können, wurde als Vergleichsbasis der Nährstoffgehalt pro Blattfläche (mg/cm^2) berechnet. Wie aus Abb. 106 ersichtlich ist, ist der Nährstoffrückzug beim Phosphor am effizientesten. Hier sind im Mittel nach der Seneszenz noch 27% der sommerlichen Menge vorhanden. Der Stickstoffrückzug ist bei Buchen signifikant stärker als bei Fichten ($p < 0.01$). Beim Kalzium ist es möglich, dass die Gehalte in der Streu gar höher sind als im grünen Blatt. Auch hier unterschieden sich Buchen und Fichten signifikant ($p < 0.05$). Der Nährstoffrückzug beim Phosphor kann übrigens abhängig von der Stickstoffdeposition sein, wie frühere Messungen im Stickstoffversuch ergeben hatten. Diese Daten sind in Abb. 107 nochmals dargestellt.

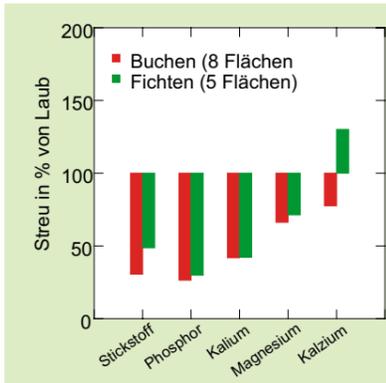


Abb. 106: Nährstoffgehalt in der frischen Streu in Prozent des Gehaltes im grünen Blatt (Gipfeltriebernte).

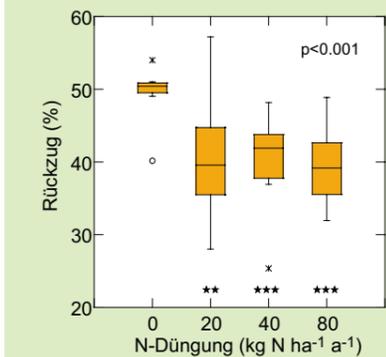


Abb. 107: Rückzug von Phosphor aus dem Buchenlaub in Beziehung zur N-Düngung (Daten aus dem kombinierten Ozon-/Stickstoffversuch in Schönenbuch). Unterschied zur Kontrolle signifikant mit ** $p < 0.01$, *** $p < 0.001$.

11.2 Feinwurzeln

Seit 2009 wird der Feinwurzel- und der damit verbundene Nährstoffumsatz in fünf Flächen untersucht. Diese Flächen sind in einem Gradienten der Basensättigung angeordnet. Eine Fragestellung war, ob die Bodenversauerung diesen Umsatz beeinflusst (Tab. 11).

| Fläche | Basensättigung in 0-40 cm Tiefe (%) |
|-------------|-------------------------------------|
| Bonfol | 5 |
| Frienisberg | 25 |
| Brislach | 55 |
| Breitenbach | 78 |
| Stammheim | 100 |

Tab. 11: Buchenflächen für die Messung des Wurzelumsatzes.

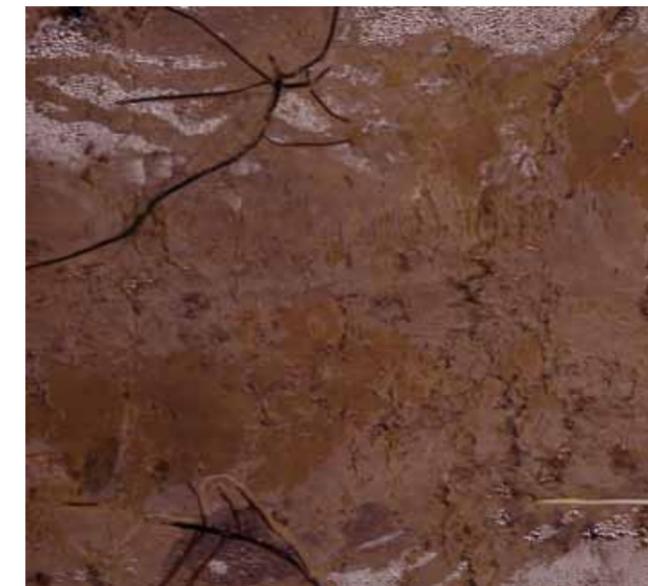
In der Studie wurde die Minirhizotronentechnik (Ermittlung der Umsatzrate von Feinwurzeln) mit der „soil coring“-Technik (Biomasse, Nährstoffgehalte) kombiniert. Im Sommer 2009 wurden auf jeder Fläche zwei Plots ($20 \text{ m} \times 20 \text{ m}$) eingerichtet und mit je fünf Minirhizotronen ausgestattet. Die erforderliche Entnahme von Bodenzylindern wurde dazu genutzt, Feinwurzelproben bis in eine Tiefe von 60 cm zu erhalten. Die Proben wurden auf strukturelle Parameter (Oberflächendichte, Biomasse) und Nährstoffgehalte untersucht. Falls nicht anders angegeben, beziehen sich alle Ergebnisse auf einen Wurzeldurchmesser $\leq 2 \text{ mm}$.



Foto 32: Scannen der inneren Oberfläche von Minirhizotronen

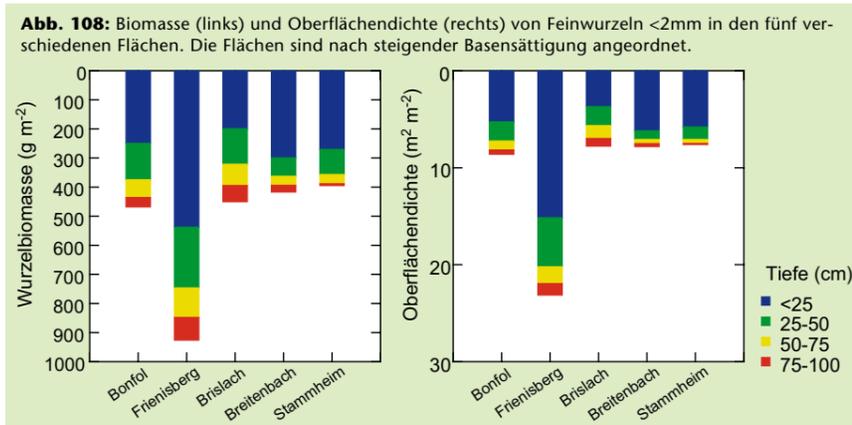
Diese Untersuchungen liefern Informationen zur ökophysiologischen Anpassung von Buchen an die Bodenverhältnisse (Einfluss des Bodens auf die Pflanze) als auch zu den assoziierten Stoffflüssen (Einfluss der Pflanze auf den Boden).

Foto 33: Beispiel eines Scannerbildes (Brislach)



11.2.1 Feinwurzelbiomasse und -oberflächendichte

Bodenzylinder zur Bestimmung der Feinwurzelbiomasse wurden 2012 bis 1 m Tiefe entnommen. Der Basensättigungsgradient bildet sich weder bei der Wurzelbiomasse noch bei der Wurzeloberfläche ab (Abb. 108). Es lässt sich lediglich erkennen, dass die Wurzelbiomasse in grösserer Tiefe in der staunassen Fläche Breitenbach geringer ist.



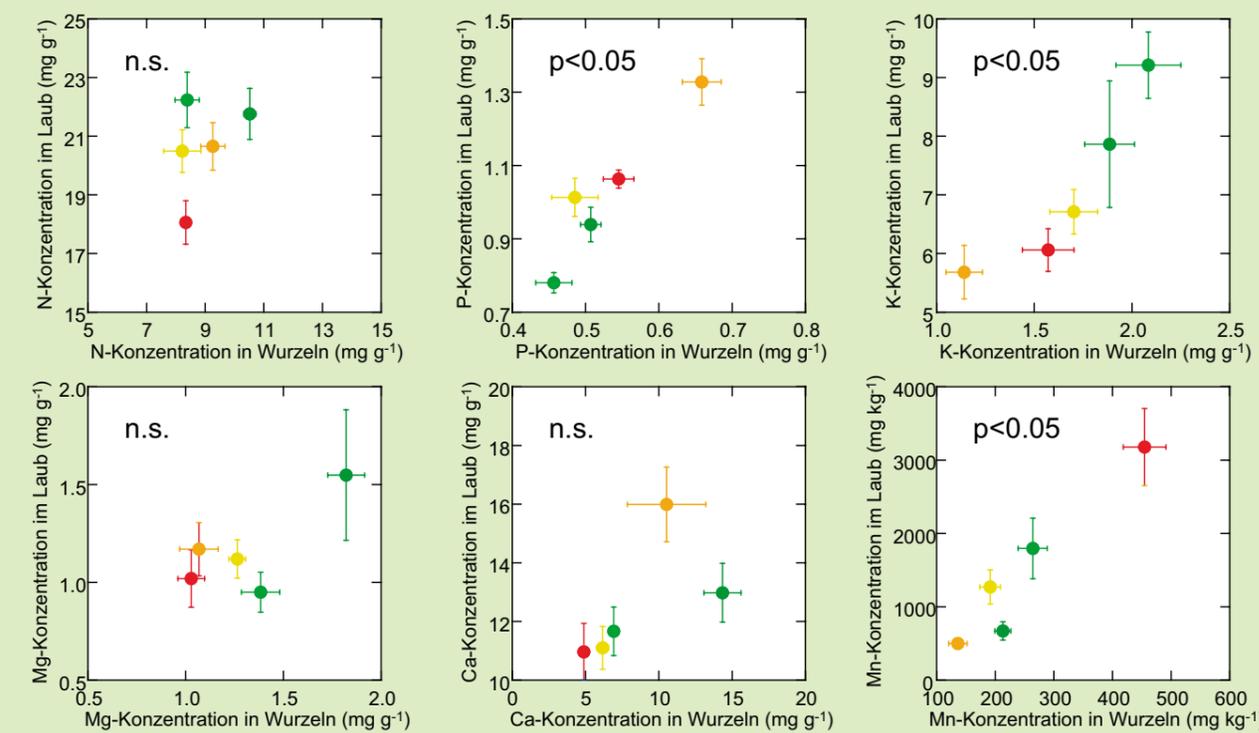
11.2.2 Nährstoffkonzentrationen in lebenden Feinwurzeln

Die Nährstoffkonzentrationen in den lebenden Feinwurzeln zeigen grosse Standortunterschiede, sind z.T. jedoch sehr gut mit dem Nährstoffgehalt im Laub korreliert. Dies trifft für Phosphor, Kalium und Mangan zu (Abb. 109). Die Magnesiumkonzentration

nahm mit steigender Basensättigung zu. Die hohen Kalziumkonzentrationen des Standortes Frienisberg werden durch sehr hohe Konzentrationen einer von drei Proben verursacht. Die vergleichsweise hohen Mangankonzentrationen des Standortes Breitenbach

sind auf Staunässe (niedriges Bodenredoxpotential), weniger auf saure Verhältnisse zurückzuführen. Sie spiegeln sich auch in den Mangankonzentrationen im Laub wider.

Abb. 109: Nährstoffkonzentrationen in lebenden Feinwurzeln (≤ 2mm, Standortmittelwerte ± SE) im Vergleich zur Nährstoffkonzentration im Laub. Die Farbe der Punkte zeigt die Basensättigung in 0-40 cm Tiefe von dunkelgrün=basenreich bis rot=basenarm (Tab. 11).



11.2.3 Nährstoffvorrat im Feinwurzelsystem

Das Produkt aus Nährstoffkonzentration und Biomasse ergibt den im Feinwurzelsystem festgelegten Teil der verfügbaren Nährstoffe. Er stellt den Nährstoff-, bzw. Elementpool dar, der im Boden umgesetzt wird. Je nach Element unterschieden sich die jeweiligen

Pools zum Teil erheblich oder auch nur marginal zwischen den Standorten (Abb. 110). Markante und statistisch signifikante Unterschiede existierten besonders für die Elemente Kohlenstoff, Stickstoff und Phosphor ebenso wie für Magnesium, Mangan und Alu-

minium. Das Ca/Al-Verhältnis steigt mit zunehmender Basensättigung, auch wenn die Streuung in Frienisberg sehr gross ist.

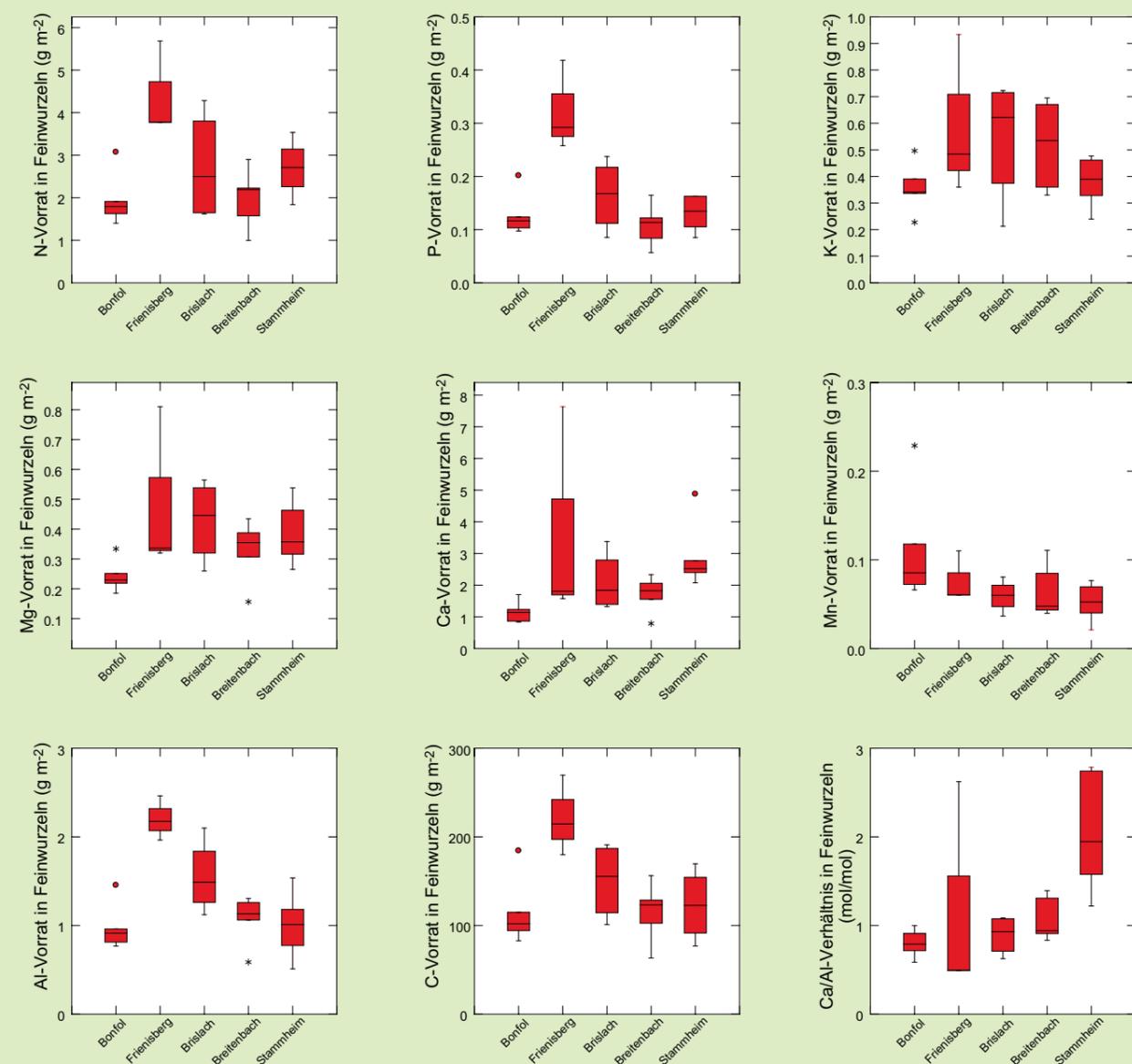
Das Ca/Al-Verhältnis in Wurzeln wurde von Cronan und Grigal (1995)

als Grenzwert in Ergänzung zum Ca/Al-Verhältnisse im Boden vorgeschlagen. Gemäss diesen Autoren repräsentiert ein Wert von 0.2 50% Risiko für Wachstumsreduktionen und/oder Beeinträchtigung der Ernährung, analog zu einem Ca/Al-Verhältnis von 1 in der Bodenlösung. So tiefe Werte wurden hier nicht gemessen.

als Grenzwert in Ergänzung zum Ca/Al-Verhältnisse im Boden vorgeschlagen. Gemäss diesen Autoren repräsentiert ein Wert von 0.2 50% Risiko für Wachstumsreduktionen und/oder Beeinträchtigung der Ernährung, analog zu einem Ca/Al-Verhältnis von 1 in der Bodenlösung. So tiefe Werte wurden hier nicht gemessen.

als Grenzwert in Ergänzung zum Ca/Al-Verhältnisse im Boden vorgeschlagen. Gemäss diesen Autoren repräsentiert ein Wert von 0.2 50% Risiko für Wachstumsreduktionen und/oder Beeinträchtigung der Ernährung, analog zu einem Ca/Al-Verhältnis von 1 in der Bodenlösung. So tiefe Werte wurden hier nicht gemessen.

Abb. 110: In lebenden Feinwurzeln festgelegte Nährstoffmengen sowie Ca/Al-Verhältnisse. Die Standorte sind nach steigender Basensättigung geordnet.



11.2.4 Umsatzrate von Feinwurzeln

Die Umsatzrate von Feinwurzeln wurde anhand von Minirhizotronbildern der obersten drei Tiefenstufen (0-45 cm) ermittelt. Sie basiert auf 2590 Bildern, die in einem Zeitraum zwischen Januar 2010 und November 2012 gesammelt wurden. Bei dieser Auswertung wird jede Wurzel individuell verfolgt. Aus dem Datum des Erscheinens und des Verschwindens kann die Lebensdauer berechnet werden. Für diese Auswertung braucht es ein Stadium, bei dem die erscheinenden und die verschwindenden Wurzeln sich die Waage halten (steady state). Diese Situation wurde in allen untersuchten Flächen etwa Oktober 2010 erreicht, etwa ein Jahr nach der Installation (Abb. 111). Die Auswertung erfolgte daher für die Vegetationsperiode 2011. Wurzeln anderer Arten als Buche wurden als Fremdarten gekennzeichnet und von der Auswertung ausgeschlossen. Desgleichen wurden nur Feinwurzeln $\leq 1\text{mm}$ im Durchmesser berücksichtigt.

Abb. 111: In den Rhizotronen beobachtete Feinwurzellänge ($\leq 1\text{mm}$) für vier Standorte unterschiedlicher Versorgung mit basischen Kationen. Dargestellt sind die Mittelwerte für beide Unterflächen, kumuliert für alle drei Tiefenstufen. Pfeile markieren den Ein-Jahr-Zeitraum, auf den sich die Umsatzrate bezieht.

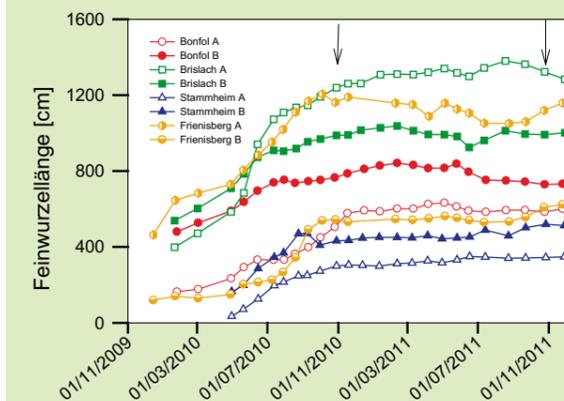
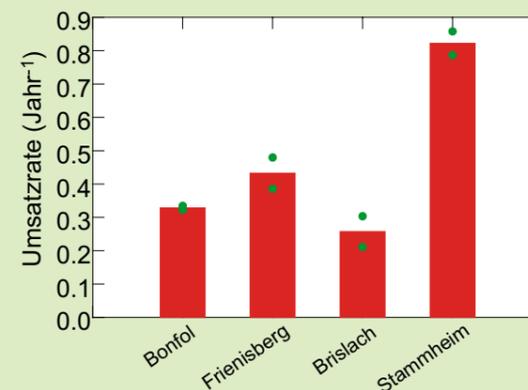


Abb. 112: Umsatzrate für die vier Flächen Frienisberg, Bonfol, Brislach und Stammheim. Dargestellt ist die mittlere Umsatzrate sowie die Einzelwerte der beiden Teilflächen (grüne Punkte). Die Flächen sind von links nach rechts nach steigender Basensättigung angeordnet.



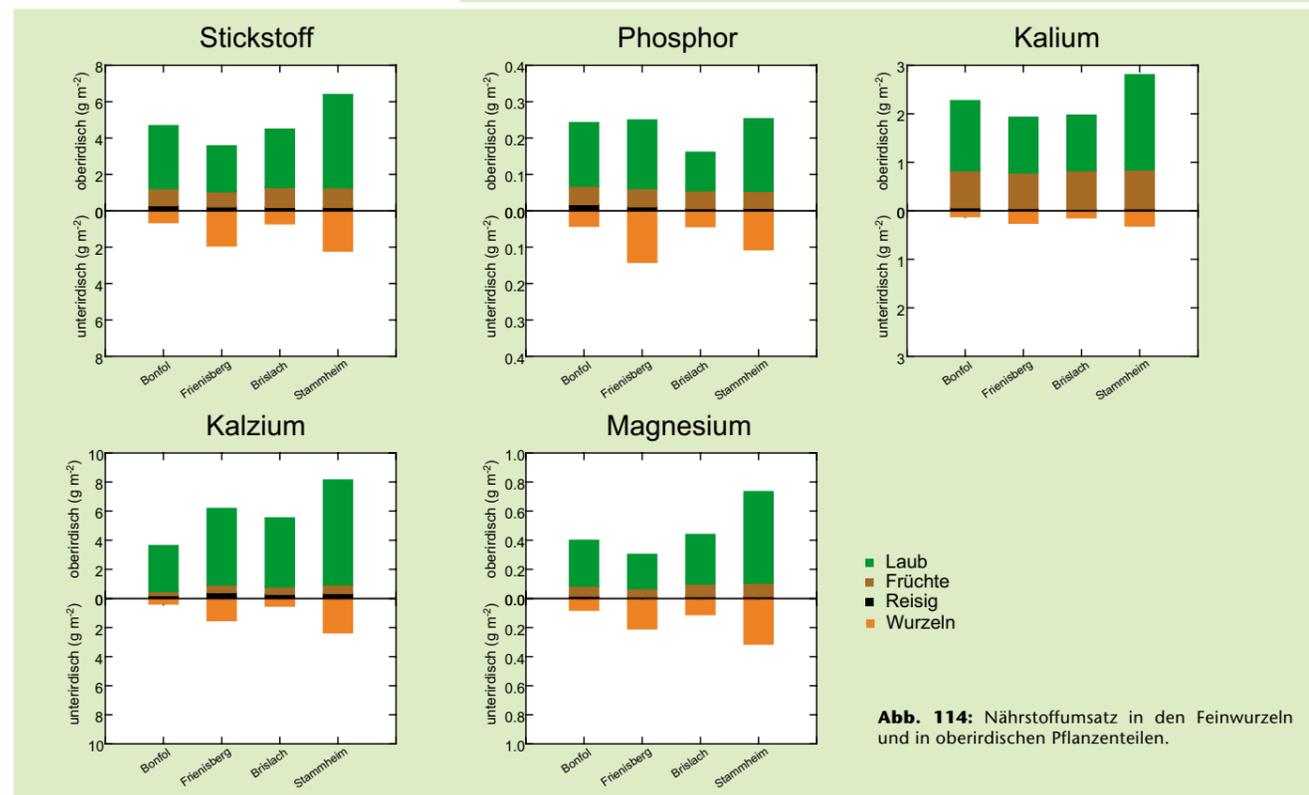
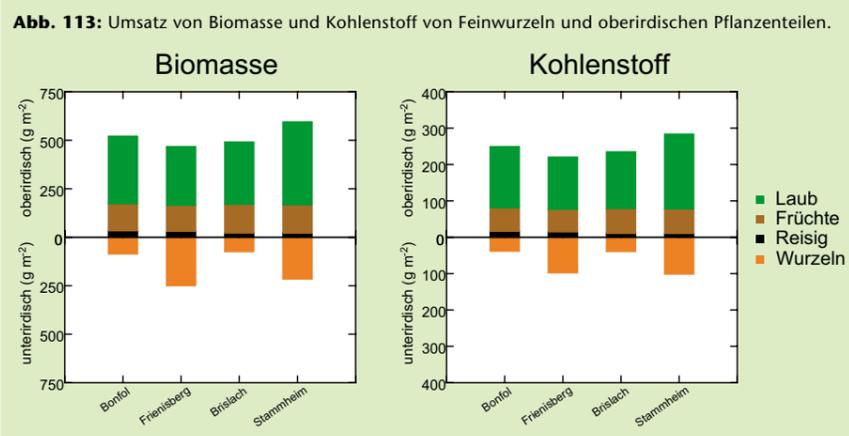
Am oberen Ende der beobachteten Umsatzraten findet sich die Fläche Stammheim mit 0.82 Jahr^{-1} , am unteren Ende die Fläche Brislach mit einer mittleren Umsatzrate von 0.27 Jahr^{-1} . Es ist keine Beziehung zwischen Umsatzrate und Basensättigung des Bodens festzustellen, obwohl andere Autoren eine Reaktion verschiedener Feinwurzelparameter auf den pH Wert oder extreme Bodenversauerung ($< 5\%$ Basensättigung) gefunden hatten (Godbold et al. 2003, Leuschner und Hertel 2002, Richter et al. 2007). Eine hohe Baumartendiversität kann die Umsatzrate beschleunigen. So fanden Meinen et al. (2009) bei Buchen in Reinbeständen eine Rate von 0.26, in Beständen mit vier anderen Laubbaumarten von 0.85 Jahr^{-1} . Auch bei Eschen, Linden und Ahorn war die Umsatzrate der Feinwurzeln in Mischbeständen erhöht.

11.3 Bilanz ober- und unterirdischer Nährstoffumsatz

Die Berechnung des Nährstoffrecyclings in den Feinwurzeln basiert auf der mit Minirhizotronen ermittelten Umsatzrate, der Biomasse der Feinwurzeln, die 2012 mit Bodenzylindern ausgestochen wurden, und auf den Nährstoffkonzentrationen von 2009. Die Daten der Laubstreu stammen aus den Jahren 2010 bis 2012. In Abb. 113 und Abb. 114 sowie in Tab. 12 wird die Umsatzrate der Feinwurzeln mit derjenigen oberirdischer Streu verglichen. Aus den Abbildungen sowie der Tabelle wird ersichtlich, dass der unterirdische Beitrag zum Nährstoffumsatz je nach Nährstoff zwischen 8 und 30% liegt. Auffallend sind die erhöhten Wurzelumsatzraten in den Flächen Frienisberg und Stammheim (Mischbestände Buchen/Fichten)

verglichen mit den reinen Laubholzbeständen (Buchen/Eichen) Bonfol und Brislach. Diese zeichnen sich schon bei den höheren Kohlenstoffumsatzraten

ab. Die Ursachen waren zwar verschieden: in Frienisberg eine hohe Wurzelbiomasse, in Stammheim eine hohe Umsatzrate.



| Standort | Biomasse | Kohlenstoff | Stickstoff | Phosphor | Kalium | Magnesium | Calcium |
|-------------|----------|-------------|------------|----------|--------|-----------|---------|
| Bonfol | 14.2 | 13.3 | 12.2 | 14.9 | 4.9 | 16.8 | 9.5 |
| Brislach | 13.1 | 14.2 | 13.7 | 21.2 | 6.8 | 20.2 | 8.7 |
| Frienisberg | 34.8 | 30.7 | 35.2 | 36.2 | 11.7 | 40.8 | 19.8 |
| Stammheim | 26.6 | 26.3 | 26.0 | 29.7 | 10.0 | 30.0 | 22.5 |
| Mittelwert | 22.2 | 21.1 | 21.8 | 25.5 | 8.4 | 26.9 | 15.1 |

Tab. 12: Prozentualer Anteil der Wurzeln am gesamten Nährstoffumsatz

Die mit der Gesamtstreu oder mit der Wurzelstreu zirkulierende Nährstoffmenge wurde mit der Nährstoffmenge im Boden verglichen. Dabei wurden sowohl Gesamtmengen (Kohlenstoff, Stickstoff, Gesamtphosphor) als auch pflanzenverfügbare Mengen (citratlösliches Phosphor, austausch-

bare Kationen) in Relation gesetzt. Die Daten in Tab. 13 zeigen, dass die Streu z.T. einen recht bedeutenden Anteil des Nährstoffpools ausmachen kann. Besonders gross sind die Anteile beim Kalium, wo in der Gesamtstreu (oberirdisch+unterirdisch) im Mittel 8% zirkulieren. Beim Phosphor sind

es 2.4% der citratlöslichen Fraktion. Selbst beim Kohlenstoff, dessen Vorräte im Boden gross sind, macht der jährliche Gesamtstreuumsatz 3% der gesamten Vorräte aus.

| Standort | organischer Kohlenstoff | | Gesamtstickstoff | | Gesamtphosphor | | citratlöslicher P | | austauschbares K | | austauschbares Mg | | austauschbares Ca | |
|-------------|-------------------------|------|------------------|------|----------------|------|-------------------|------|------------------|------|-------------------|------|-------------------|------|
| | GS | W | GS | W | GS | W | GS | W | GS | W | GS | W | GS | W |
| Brislach | 3.00 | 0.43 | 0.65 | 0.09 | 0.11 | 0.02 | 2.18 | 0.46 | 5.70 | 0.39 | 3.98 | 0.80 | 4.75 | 0.41 |
| Stammheim | 5.02 | 1.32 | 1.44 | 0.37 | 0.25 | 0.07 | 3.36 | 1.00 | 11.42 | 1.15 | 2.31 | 0.69 | 1.09 | 0.25 |
| Frienisberg | 2.11 | 0.65 | 0.63 | 0.22 | 0.24 | 0.09 | 1.08 | 0.39 | 9.01 | 1.05 | 4.29 | 1.75 | 6.80 | 1.34 |
| Bonfol | 1.95 | 0.26 | 0.65 | 0.08 | 0.18 | 0.03 | 3.04 | 0.45 | 6.96 | 0.34 | 3.34 | 0.56 | 4.17 | 0.40 |
| Mittelwert | 3.02 | 0.66 | 0.84 | 0.19 | 0.19 | 0.05 | 2.41 | 0.58 | 8.27 | 0.73 | 3.48 | 0.95 | 4.20 | 0.60 |

Tab. 13: Mit der gesamten Streu (oberirdisch+unterirdisch, GS) bzw. mit den Wurzeln (W) umgesetzte jährliche Nährstoffmenge im Vergleich zu den austauschbaren Nährstoffen in den obersten 40 cm des Bodens (K, Mg, K), dem löslichen Phosphor bzw. den Gesamtvorräten (C, N, P). Angaben in Prozent.

12 Trockenheit: Ausmass und Auswirkungen auf die Baumvitalität

Messungen von Wassergehalt und Wasserspannung im Boden werden seit 2001 durchgeführt. Sie lassen deutlich die trockenen Regionen der Schweiz erkennen. 2011 war ein trockenes Jahr. Das Wassersättigungsdefizit in den obersten 60 cm Tiefe summierte sich in den trockensten Gebieten auf bis zu 50 mm. 2012 war ein feuchtes Jahr ohne nennenswerten Wasserstress. In tiefgründigen Böden nehmen die Eichen Wasser auch noch aus 2 m Tiefe auf.

12.1 Bodenwassermessungen



Foto 34: Sensoren für Bodenwassergehalt werden in eine Profilwand eingebaut.

Im Zusammenhang mit dem Klimawandel kommt dem Trockenstress eine vermehrte Bedeutung zu. Messungen des Bodenwassers erlauben es, die Entwicklung zu dokumentieren und die Auswirkungen von Trockenheit besser abschätzen zu können. Dabei muss unterschieden werden zwischen dem Bodenwassergehalt, dem Volumen Wasser pro Volumeneinheit Boden (in Vol%), und der Bodenwasserspannung (Bodenwasserpotential), die angibt, wie stark das Wasser vom Boden festgehalten wird. Sandböden halten Wasser viel weniger stark fest als Lehm- oder Tonböden. Ab einer Bodenwasserspannung von etwa <-35 kPa (pF-Wert 2.54) wird die Wasserauf-

nahme eingeschränkt, bei -1500 kPa (pF-Wert 4.2) ist eine Aufnahme praktisch nicht mehr möglich (permanenter Welkepunkt).

Deshalb wurde ein Netz von Bodenwassermessungen installiert. 2001 und 2002 wurde mit den ersten Installationen in sieben Waldflächen begonnen. Seither wurde das Messnetz laufend ausgebaut und umfasste 2012 35 Flächen. Bodenwassergehalt und Bodenwasserspannung werden parallel gemessen. Dies erlaubt die Wertung der gemessenen Wassergehalte im Hinblick auf den Stress für die Bäume. Das über die Sommermonate gemittelte Bodenwasserpotential für die Jahre 2011 und 2012 ist in Abb. 115 dargestellt und zeigt die Trockengebiete der Schweiz deutlich: Wallis, Genf, Jurasüdfuss, Nordschweiz. Diese Verteilung stimmt gut überein mit Ergebnissen eines hydrologischen Modells (Wasim; Schulla und Jasper 2007). In Abb. 126 dargestellt ist das Verhältnis zwischen aktueller und potentieller Transpiration, ein Trockenheitsmass, das auch in epidemiologischen Auswertungen von Stamm- und Triebwachstumsdaten der beste Prädiktor für das Wachstum war.



Foto 35: Einlesen der Daten von Bodenwassersensoren.

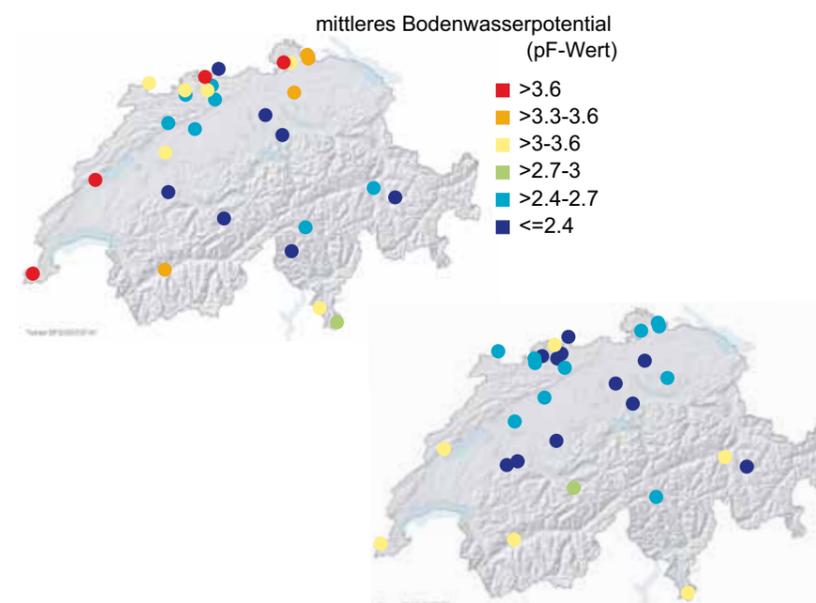


Abb. 115: Bodenwassermessungen: mittleres Bodenwasserpotential April-Oktober 2011 (oben) und April-Oktober 2012 (unten).

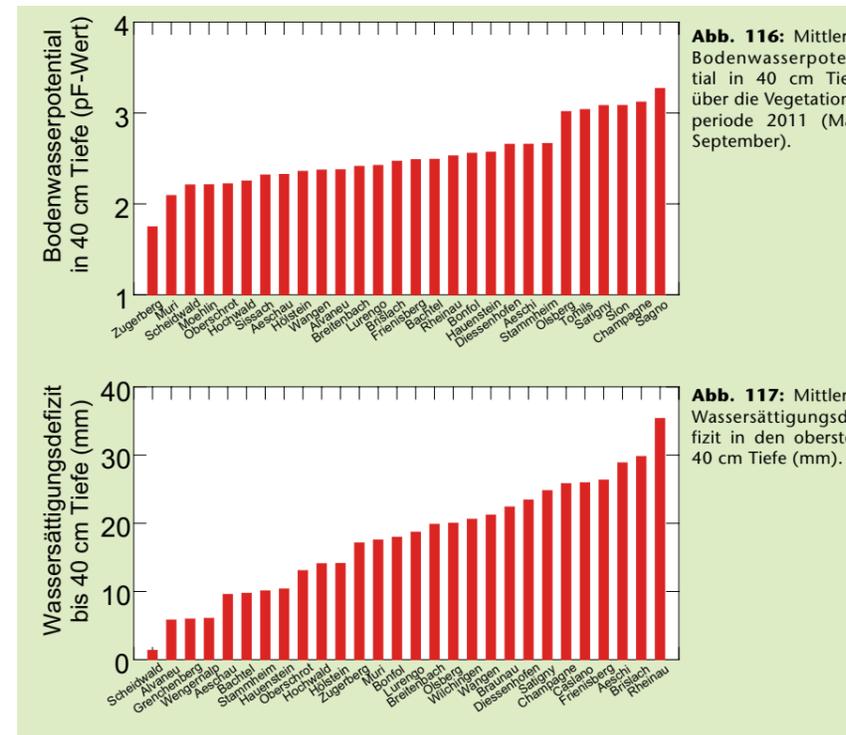
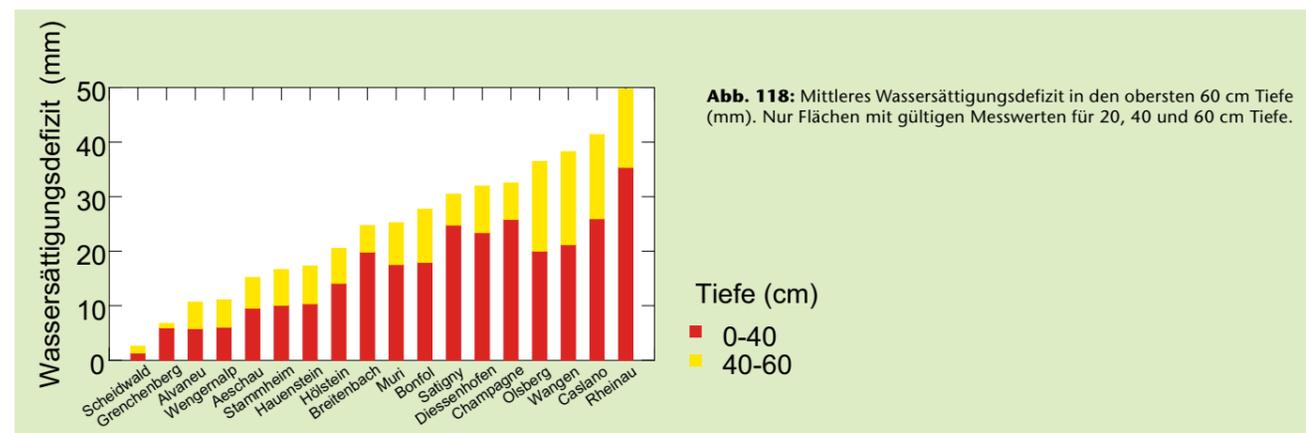


Abb. 116 zeigt die gleichen Daten wie in Abb. 115 als Säulengrafik (nur 2011). Die mittlere Bodenwasserspannung war 2011 in der Nordschweiz am höchsten (Rafz, Riehen, Olsberg), gefolgt von Jurasüdfuss und Genf. Aus dem volumetrischen Bodenwassergehalt wurde als weiteres Trockenheitsmass das Wassersättigungsdefizit berechnet, d.h. die Regenmenge, die benötigt wird, um den Boden bis zur Feldkapazität (pF=1.8) aufzusättigen. Das über die Vegetationsperiode gemittelte Wassersättigungsdefizit war im Tessin und im nördlichen Teil des Kantons Zürich am grössten (Abb. 117), auch bis in grössere Bodentiefen (Abb. 118).



12.2 Auswirkungen auf die Baumgesundheit

Die Buchen können auf Trockenheit unterschiedlich reagieren: in einigen Flächen wurden Trockenheitssymptome am Laub festgestellt, in anderen ein vorzeitiger Laubfall. Beispiel für letztere Reaktion ist die Buchenfläche in Champagne, die trotz vorzeitigem Laubfall ein erstaunlich starkes Triebwachstum aufweist. Dies ist ein Hinweis darauf, dass vorzeitiger Laubfall eine erfolgreiche Strategie zum Schutz vor Trockenheit sein kann. Bei den Buchen war die Reaktion des Triebwachstums auf das trockene Jahr 2003 in reinen Buchenbeständen stärker als in Mischbeständen mit Fichten. Bei den Fichten ist das Triebwachstum seit 2003 vermindert, und zwar stärker auf Böden mit einem geringen Wasserspeichervermögen.

12.2.1 Trockenheitssymptome

An den Gipfeltrieben wurden 2011 z.T. deutliche Trockenschäden am Laub beobachtet (Foto 36, Abb. 119). Der Vergleich dieser Beobachtungen mit der durch Bodenwassermessungen und Modellrechnungen ermittelten regionalen Verteilung des Trockenheitsrisikos (Abb. 115, Abb. 126) lässt bemerkens-

werte Differenzen erkennen: während die Trockenschäden im Tessin (Carona) mit der Trockenheitsrisikokarte in Abb. 126 übereinstimmen, zeigten die Buchen am Jurasüdfuss (Champagne) keine Trockenschäden am Laub, und auch in der Nordwestschweiz waren Trockenschäden nur in wenigen

Flächen zu beobachten. Anstelle von Trockenschäden war in Champagne jedoch starker Laubverlust festzustellen (Abb. 120). Es gibt auch Flächen, wo beide Reaktionsmuster kombiniert auftraten (Zugerberg Vordergeissboden und Muri).

Die Fläche Champagne ist zudem bemerkenswert, als die Vitalität der Buchen durch Trockenheit nur vorübergehend beeinträchtigt wird, wie die Daten des Triebwachstums zeigen (Abb. 121), während sich das Triebwachstum auf

einem anderen trockenen Standort der Nordwestschweiz (Sissach) seit 2003 nicht mehr erholt hat. Das Triebwachstum der Eichen an diesen beiden Standorten ist dagegen durchschnittlich. Die Bodenfeuchtemessungen in Champa-

gne bestätigen den massiven Trockenstress an diesem Standort (vgl. Kap. 12). Das weist darauf hin, dass Laubabwurf eine erfolgreiche Strategie zum Schutz vor Trockenheit ist, und dass die vermeintlich geschädigten Bäume in Foto 37 sich in Wirklichkeit recht gut behaupten und sich von der Wachstumsreduktion durch Trockenheit rasch erholen können.

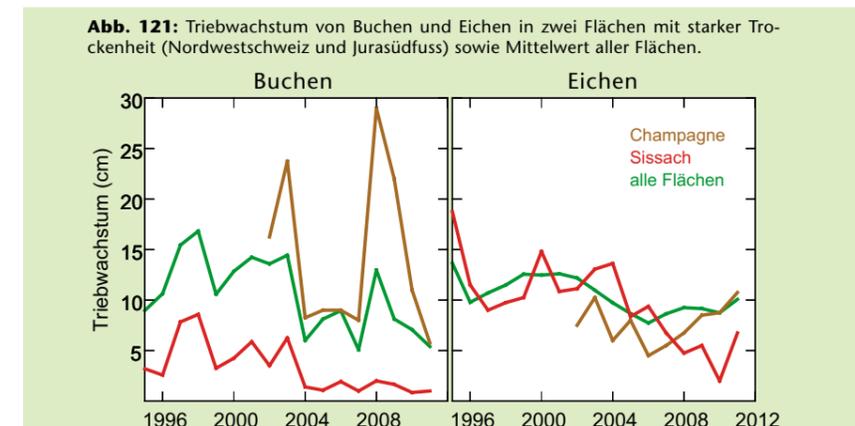
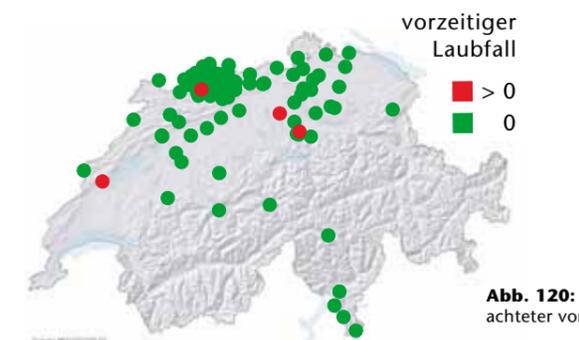
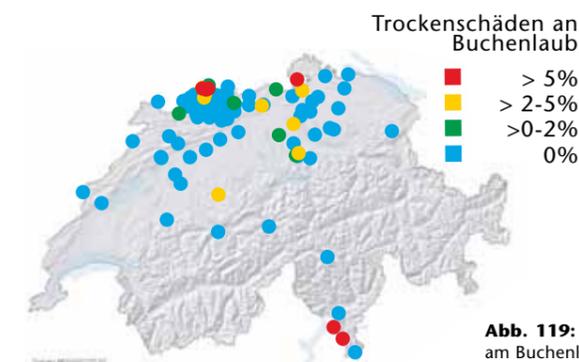
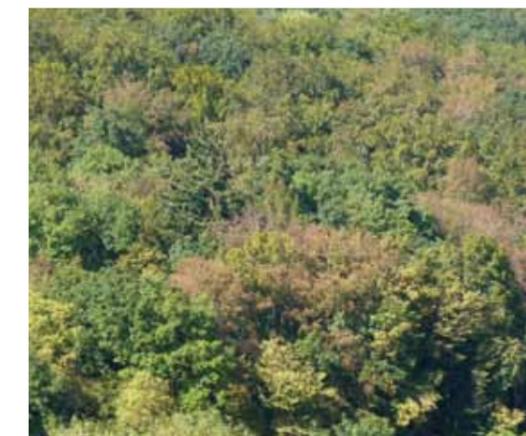


Foto 36: Trockenschäden an Buchenlaub aus Carona.



Foto 37: Trockenschäden von Buchen am Jurasüdfuss (3.9.09, Champagne VD). Bei den grünen Kronen handelt es sich grösstenteils um Traubeneichen.



12.2.2 Triebwachstum

Bei den Buchen nahm das Triebwachstum 2004 stark ab, als Folge des trockenen Sommers 2003. Das Ausmass dieses Abfalls bzw. das Verhältnis der Triebhöhen 2004/2003 wurde als Mass für die Trockenheitsempfindlichkeit näher analysiert und mit verschiedenen

Standortsfaktoren korreliert. Dabei fand sich eine signifikante Beziehung zur Baumartenzusammensetzung: je höher der Laubholzanteil des Bestandes war, umso stärker war die Wachstumsreduktion (Abb. 122). Dies weist darauf hin, dass ein Mischbestand auf den Wasserhaushalt ausgleichend wirkt. Zu einem ähnlichen Befund kamen Pretzsch et al. (2013). Allerdings war die Trockenheitsresistenz von Buchen in diesem Fall in Mischungen mit Eichen erhöht.

Die Autoren erklären dies durch eine asynchrone Stressreaktion von Buchen und Eichen sowie durch das Anheben von Bodenwasser über die Wurzeln (hydraulischen Lift) durch die Eiche. Bei den Fichten war das Triebwachstum auf Böden mit geringer Feldkapazität im Wurzelraum (Durchwurzelungstiefe) (≤ 90 mm) seit 2003 signifikant vermindert, was ein Hinweis auf eine langfristig verminderte Vitalität als Folge des Trockenjahrs 2003 ist. (Abb. 123).

Abb. 122: Verhältnis Triebwachstum 2004 zu Triebwachstum 2003 von Buchen in Beziehung zum Laubholzanteil des Bestandes ($p < 0.01$, $n = 8 \times 81$, Mittelwert \pm 95%-Vertrauensbereich)

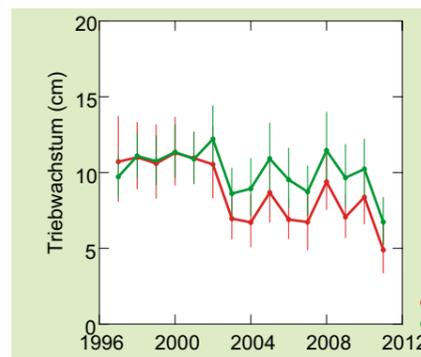
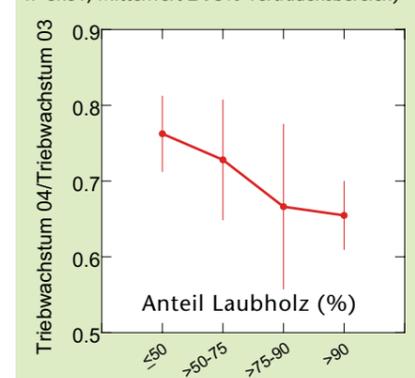


Abb. 123: Triebwachstum von Fichten in Beziehung zur Wasserspeicherkapazität des Bodens (nutzbare Feldkapazität, in mm). Balken=95%-Vertrauensbereich.

12.2.3 Stammwachstum

Trockenheit war bei allen Auswertungen des Stammwachstums eine wichtige Kovariable. In Kap. 5.1 wird dies auf Bestandesebene dargelegt, in Kap. 13 auf Einzelbaumebene. An dieser Stelle soll die Bedeutung der Beziehung zur Trockenheit dargelegt werden.

Bei einem Evapotranspirationsverhältnis von 0.6 war der Zuwachs der Bestandesgrundfläche um rund 38% geringer als bei 1 (Abb. 124). Der Effekt war in der zweiten Auswertungsperiode (2002-2010), die das Trockenjahr 2003 einschliesst, im Ausmass ähnlich, aber signifikanter.

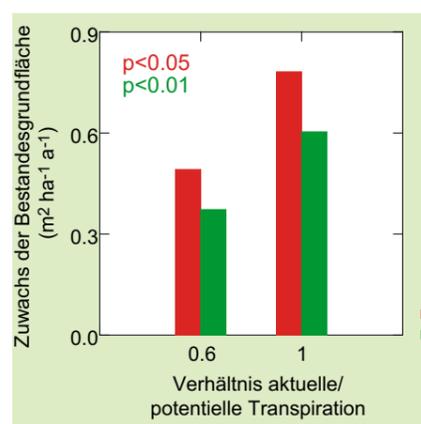


Abb. 124: Visualisierung des Trockenheitseffektes auf das Wachstum auf Bestandesebene (Statistik s. Tab. 21).

12.2.4 Mortalität

Die Mortalität wurde bereits in Kap. 3.3 dargestellt. An dieser Stelle seien hier nochmals die wichtigsten Ergebnisse bezüglich Trockenheit wiederholt.

Die Auswertung des Buchendatensets zeigte einen signifikanten Zusammenhang zwischen Mortalität und Trockenheit - trockene Jahre erhöhen die Absterberate stark. Bei einem Verhältnis

zwischen aktueller und potentieller Evapotranspiration von 0.6, wie es in trockenen Jahren beobachtet werden kann (vgl. Kap. 12.3), ist die Mortalität der Buche auf das gut Siebenfache erhöht, allerdings auf einem insgesamt tiefen Niveau (Tab. 18, Abb. 9). Bei der Fichte wurde eine Interaktion zwischen Trockenheit und N-Deposition auf die Mortalität beobachtet. Bei einer N-Deposition von 10

kg N ha⁻¹ a⁻¹ wurde die Mortalität durch das gleiche Ausmass der Trockenheit (ETa/ETp=0.6) um den Faktor 3.0 erhöht, bei 40 kg N ha⁻¹ a⁻¹ um den Faktor 75 (Tab. 19, oberer Teil). Bei der Mortalität durch Borkenkäfer sind die Ergebnisse ähnlich (Tab. 19 unterer Teil), während die Interaktion mit der N-Deposition deutlich signifikant bleibt.

12.2.5 Kavitation

Steht Wasser in den Leitgefässen der Bäume unter starker Spannung, so kann der Wasserfaden abreißen. Luftblasen in den Gefässen blockieren dann den weiteren Wassertransport. Dieser Vorgang wird als Kavitation bzw. Emboliebildung bezeichnet. Der Prozess ist von grosser ökologischer Bedeutung für die Resistenz gegenüber Trockenheit (Choat et al. 2012, Engelbrecht 2012). Leichtere Embolien können repariert werden, aber nach stärkeren Embolien ist die Reparaturfähigkeit stark eingeschränkt (Brodersen et al. 2010, Brodrigg und Cochard 2009). Foto 38 illustriert das an einem Ast, dessen wasserleitende Gefässe mit Farbstoff markiert wurden.

Bei der Untersuchung der Kavitation kann man zwei verschiedene Ansätze verfolgen: man misst einerseits den aktuellen Leitfähigkeitsverlust, indem man die Wasserleitfähigkeit einer Probe unmittelbar nach der Ernte und nach



Foto 38: Wasserleitende Gefässe wurden mit einem roten Farbstoff markiert. Oben: Praktisch emboliefreier Buchenast, unten: Ast mit stark eingeschränkter Wasserleitfähigkeit.

nachfolgender Aufsättigung bestimmt. Andererseits kann man die Wasserspannung auch künstlich erzeugen, z.B. durch Zentrifugierung (Cochard et al. 2005). Die Spannung, bei der 50% der ursprünglichen Leitfähigkeit verlorengegangen ist, wird als Ψ_{50} bezeichnet und beschreibt die Fähigkeit einer Pflanze, Trockenheit auszuhalten.

Im Rahmen des BAFU-WSL-Programms „Wald und Klimawandel“ wird in einem Projekt die Kavitationsempfindlichkeit der wichtigsten einheimischen Waldbaumarten untersucht. Es liegen noch keine Ergebnisse vor, aber im Rahmen dieser Arbeit wurde eine Literaturstudie erstellt. Diese wird in Abb. 125 vorgestellt. Laubbäume haben im allgemeinen eine höhere Kavitationsempfindlichkeit als Nadelbäume. Die meisten Werte liegen zwischen -2 und -4 MPa, bei Koniferen zwischen -3.5 und -4.5. In Anbetracht dessen, dass an heißen Tagen Wasserspannungen von -3

bis -4 MPa erreicht werden können, ist die Sicherheitsmarge zwischen der Kavitationsempfindlichkeit und der aktuellen Wasserspannung ziemlich schmal, kann aber für das Überleben entscheidend sein. Pflanzen mit einer hohen Leitfähigkeit neigen zu einer höheren Kavitationsempfindlichkeit, aber auch zu einer besseren Erholungs Kapazität als Pflanzen mit einer tieferen Leitfähigkeit (Meinzer et al. 2010). Das Wiederbefüllen von Gefässen mit Kavitation braucht aber eine gewisse Mindestfeuchte, und es gibt Hinweise, dass der Prozess Energie braucht, wie ein Experiment zur Bedeutung der Photosynthese von Rindengewebe zeigte (Bloemen et al. 2013).

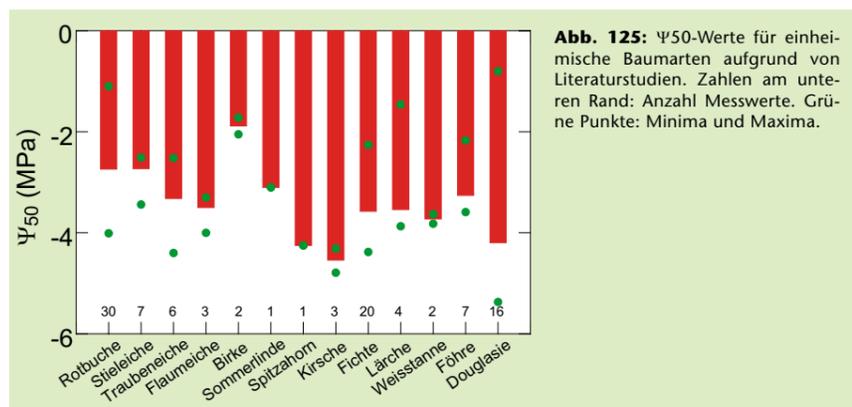


Abb. 125: Ψ_{50} -Werte für einheimische Baumarten aufgrund von Literaturstudien. Zahlen am unteren Rand: Anzahl Messwerte. Grüne Punkte: Minima und Maxima.

Im Rahmen des Stickstoffversuchs wurden Messungen der aktuellen Kavitation und der Kavitationsempfindlichkeit

durchgeführt. Die Ergebnisse sind in Kap. 6.4.4 vorgestellt.

12.3 Berechnung von Trockenheitsindizes mit Wasserhaushaltsmodellen

Bodenwassermessungen können nur für einen beschränkten Teil der Untersuchungsflächen durchgeführt werden, stehen nur für eine kurze Zeitperiode zur Verfügung und weisen oft Lücken auf. Für verschiedene Auswertungen ist jedoch Trockenstress ein wichtiger Parameter, der über die ganze Beobachtungsperiode und für alle Flächen mindestens in jährlicher Auflösung verfügbar sein sollte. Zudem braucht es für die Berechnung der Nitratauswaschung Angaben über die Sickerwassermenge. Hier kommen Modellrechnungen zur Anwendung, die regionale klimatische Besonderheiten mit der Wasserspeicherkapazität des Bodens verknüpfen können. Die Berechnun-

gen wurden mit dem hydrologischen Modell WASIM-ETH (Schulla und Jasper 2007) durchgeführt. Dieses Modell berechnet die Evapotranspiration mit dem Penman-Monteith-Modell und die Bodenwasserspannung mit dem Richards-Modell. Die dafür notwendigen Klimadaten wurden von Jan Remund (Meteotest) so interpoliert, dass für jede Beobachtungsfläche tägliche Mittelwerte für Temperatur, relative Feuchte, Windgeschwindigkeit, Strahlung und Regen zur Verfügung standen. Die bodenphysikalischen Grundlagen wurden aus den Profilaufnahmen abgeleitet, Daten der Bestandesdichte aus den forstlichen Aufnahmen und den Vegetationsaufnahmen.

Folgende Grössen wurden aus dem resultierenden Datenset abgeleitet:

- Verhältnis zwischen aktueller und potentieller Evapotranspiration: Je näher dieses Verhältnis bei eins liegt, umso geringer ist der Wasserstress. Die Transpiration wird im Modell eingeschränkt, wenn das Bodenwasserpotential einen Schwellenwert, in den vorliegenden Berechnungen -35 kPa ($pF=2.5$), unterschreitet. Die Transpiration wird zusätzlich auch in staunassen Böden eingeschränkt (aktuell bei einem relativen Wassergehalt von >0.95). In vielen Auswertungen erwies sich dieses Verhältnis als bester Trockenstressindikator, und zwar als Jahresmittel. Für die Auswertung der Kronenverlichtung wurde es über die

ersten 100 Tage nach Blattaustrieb, d.h. bis zum Zeitpunkt der Feldaufnahmen, gemittelt, aber sonst brähte eine jahreszeitliche Differenzierung nur selten eine Verbesserung der Beziehungen zwischen Trockenheitsindikator und Wachstum. Abb. 126 zeigt einen Überblick über die regionale Verteilung in den Beobachtungsflächen, Abb. 127 die zeitliche Entwicklung. Fuhrer und Jasper (2009) verwendeten diesen Indikator, um das Trockenheitsrisiko für die Schweizer Landwirtschaft darzustellen.

- Mittleres Bodenwasserpotential: gemittelt über eine Tiefe von 40 cm. Für Korrelationsrechnungen wurde diese Zahl logarithmiert. Dieser Indikator war in den Auswertungen meist weniger gut mit dem Wachstum korreliert.
- Mittleres Wassersättigungsdefizit in mm: Dieser Wert wurde vor allem verwendet, um die Plausibilität der Berechnungen zu überprüfen. Er war meist schlecht mit Vitalitätsparametern korreliert, ausser bei der Kronen-

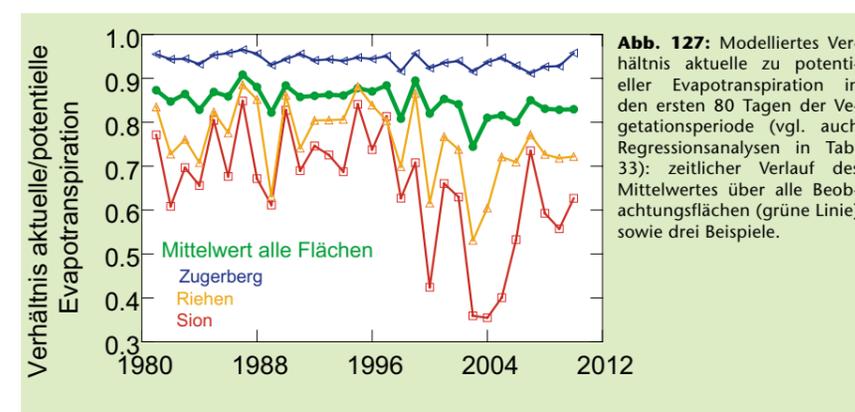


Abb. 127: Modelliertes Verhältnis aktuelle zu potentieller Evapotranspiration in den ersten 80 Tagen der Vegetationsperiode (vgl. auch Regressionsanalysen in Tab. 33): zeitlicher Verlauf des Mittelwertes über alle Beobachtungsflächen (grüne Linie) sowie drei Beispiele.

verlichtung der Fichte.

- Sickerwassermengen in täglicher Auflösung, zur Berechnung der Stickstoffauswaschung. Aus dem Klimadaten set wurde zudem ein Schätzwert für Spätfrost extrahiert, der in der Auswertung der Kronenverlichtung Verwendung fand.

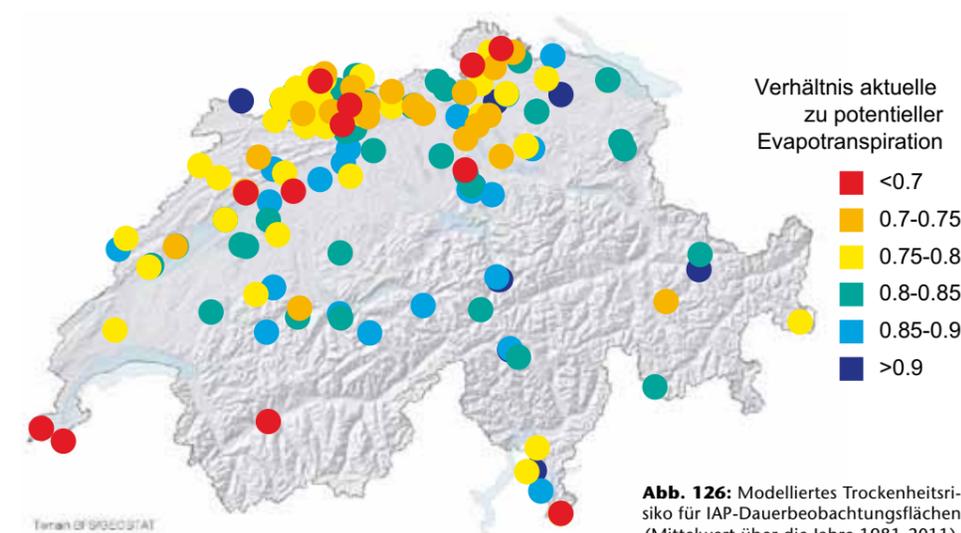


Abb. 126: Modelliertes Trockenheitsrisiko für IAP-Dauerbeobachtungsflächen (Mittelwert über die Jahre 1981-2011).

13 Ozon

Aus Karten der Ozonbelastung (Ozonflux) und der Waldflächen in der Schweiz, mit Dosis-Wirkungskurven aus Experimenten und aus Beziehungen zwischen Stammwachstum und Ozonbelastung errechnet sich eine mittlere ozonbedingte Wachstumsreduktion des jährlichen Zuwachses von 20.5% für Laubwälder, von 7.0% für Nadelwälder und 11.2% im Schweizer Durchschnitt für den Zeitraum 1991-2011.

Ozon verursacht nicht nur sichtbare Schäden an den Blättern (Foto 39; Günthardt-Goerg et al. 1993, VanderHeyden et al. 2001), sondern auch substanzielle Wachstumsreduktionen (Karlsson et al. 2005, Wittig et al. 2009). Die UNECE legte deshalb Grenzwerte (Critical Level) fest, die auf einer Beziehung zwischen der Ozonaufnahme von jungen Bäumen über die Spaltöffnungen (Flux) und Wachstumsreduktionen in Begasungsversuchen basieren (UNECE 2010). Dieser Ozonflux wird stündlich berechnet und nach Abzug eines Schwellenwerts (für Waldbäume aktuell $1 \text{ nmol m}^{-2} \text{ s}^{-1}$) über ein Jahr aufsummiert (POD1; Phytotoxic Ozone Dose with threshold 1). Die Funktionen für die Fluxberechnung sind für Buchen und Fichten unterschiedlich, deshalb sind die Daten nachstehend immer für zwei Baumarten dargestellt. Für detailliertere Informationen sei auf die Arbeit von Braun und Rihm (2012) verwiesen.

Der POD1 wurde sowohl für eigene Messstationen berechnet (Schönenbuch, Muri, Zugerberg, Wengernalp, Sciss und Sagno; Abb. 128-129) als auch für 33 weitere ländliche Stationen, die vom BAFU oder kantonalen Lufthygienefachstellen betrieben werden. Die berechneten Jahreswerte wurden von Meteotest verwendet, um

schweizweite Ozonfluxkarten zu erstellen (Abb. 130, Abb. 131). Der modellierte mittlere jährliche Ozonflux für Buchen in den Laubwaldflächen betrug 20.5 mmol m^{-2} und für Fichten in den Nadelwaldflächen 27.8 mmol m^{-2} für den Zeitraum 1991-2011. Diese modellierten jährlichen Flusswerte wurden für eine epidemiologische Auswertung der Stammzuwachsdaten von Buchen und Fichten verwendet.

Der Ozonflux war mit dem Stammwachstum von Buchen deutlich, mit jenem von Fichten nur schwach korreliert. Aufgrund der Regressionsergebnisse (Tab. 33 im Anhang) wurde eine Wachstumsreduktion berechnet und mit der experimentell

ermittelten Dosis-Wirkungskurve verglichen (Tab. 14). Bei der Buche ist die Übereinstimmung ausgezeichnet. Aber auch bei den Fichten liegt das Ergebnis nahe beim aus der Dosis-Wirkungskurve erwarteten Wert. Das heisst, dass die Dosis-Wirkungskurve aus den Experimenten mit jungen Bäumen für beide Baumarten verwendet werden kann, um Wachstumsreduktionen für den Wald abzuschätzen. Dies wurde in Tab. 14 gemacht: der mittlere jährliche Ozonflux für Laubwaldflächen von 20.5 mmol m^{-2} resultiert in einer geschätzten jährlichen Wachstumsreduktion von 20.5%, der mittlere Ozonflux für Nadelwaldflächen in einer Wachstumsreduktion von 7.0%.

| | Buchen | Fichten |
|--|---------------|---------------|
| Critical Level ($\text{mmol m}^{-2} \text{ a}^{-1}$) | 4 | 8 |
| % Wachstumsreduktion pro Jahr beim Critical Level | 4 | 2 |
| % Wachstumsreduktion aus der Epidemiologie beim Critical Level | 4.1 ± 1.3 | 3.1 ± 3.6 |
| Mittlerer Ozonflux für Waldflächen ($\text{mmol m}^{-2} \text{ a}^{-1}$) | 20.5 | 27.8 |
| Geschätzte jährliche Wachstumsreduktion (%) | 21 | 7 |
| | 11.2 | |

Tab. 14: Vergleich der mit epidemiologischen Berechnungen erhaltenen jährlichen Wachstumsreduktionen mit den aus der Dosis-Wirkungskurve erwarteten Wachstumsreduktionen beim Critical Level und Hochrechnung auf die Waldflächen in der Schweiz gemäss Abb. 130 und Abb. 131. Die angegebenen Streuungen sind 95%-Vertrauensintervalle.

Gewichtet man alle Waldflächen gemäss ihrem Mischungsgrad von Koniferen und Laubholz und rechnet man diese mit den Dosis-Wirkungskurven für Fichten und Buchen, so erhält man eine gesamtschweizerische Schätzung der jährlichen Wachstumsreduktion durch Ozon von 11.2%. Diese Zahlen legen nahe, dass Ozon das Waldwachstum erheblich vermindert. Sie sind auch in Übereinstimmung mit den Ozoneffekten, die in Experimenten mit grösseren Bäumen beobachtet wurden (Karnosky et al. 2007, Matyssek et al. 2010). In Skandinavien fanden Karlsson et al. (2006) mit einer epidemiologischen Auswertung ebenfalls Wachstumsreduktionen bei Fichten.



Foto 39: Durch Ozon verursachte sichtbare Schäden an Buchenlaub.

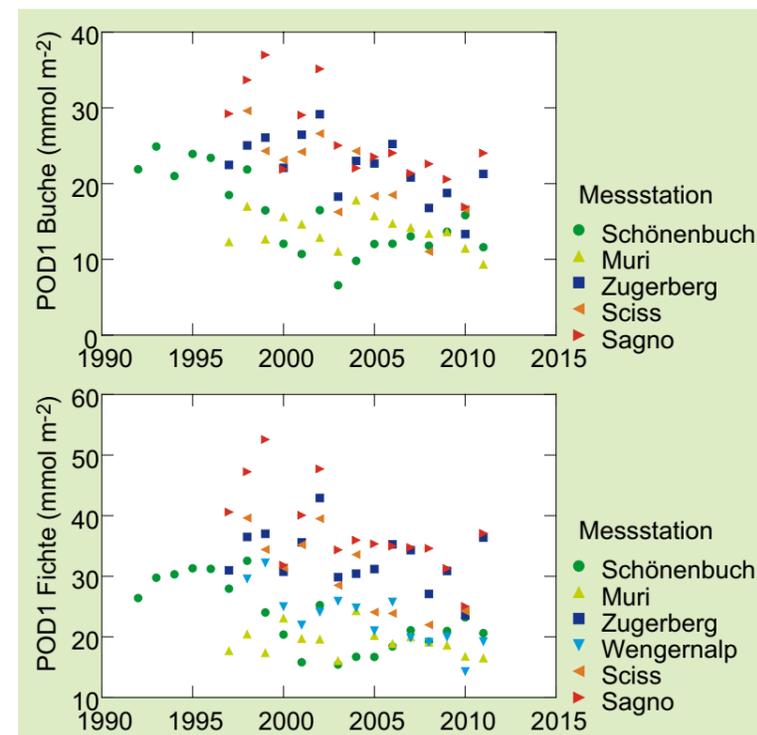


Abb. 128: Zeitlicher Verlauf der jährlichen Ozonaufnahme für Buchen für die vom IAP betriebenen Messstationen.

Abb. 129: Zeitlicher Verlauf der jährlichen Ozonaufnahme für Fichten für die vom IAP betriebenen Messstationen.

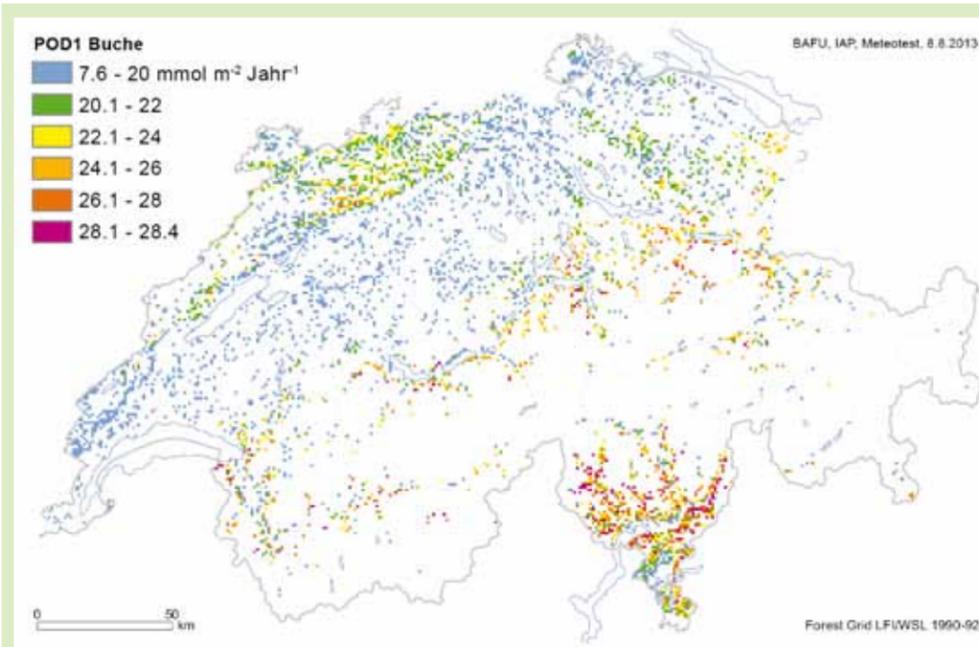


Abb. 130: Verteilung der Ozon-aufnahme von Buchen in Schweizer Waldflächen mit einem Laubanteil von mindestens 10% (Mittelwert 1991-2011). Der Critical Level für Birke und Buche beträgt $4 \text{ mmol}^{-2} \text{ a}^{-1}$.

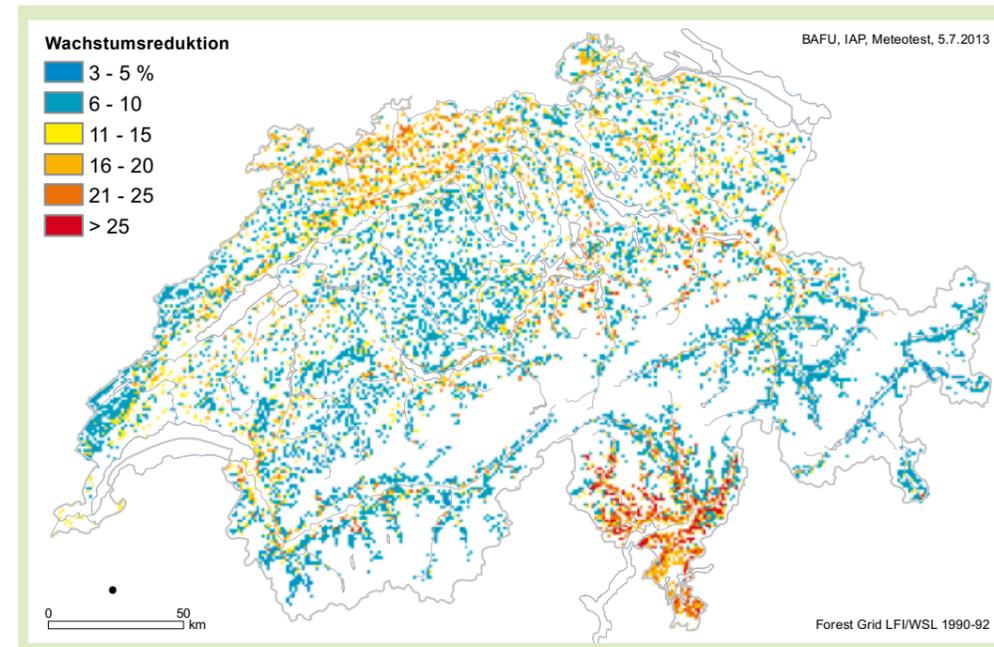


Abb. 132: Karte der Wachstumsreduktion durch Ozon. Mischbestände wurden nach dem Anteil Laubwald und Nadelwald gewichtet berechnet.

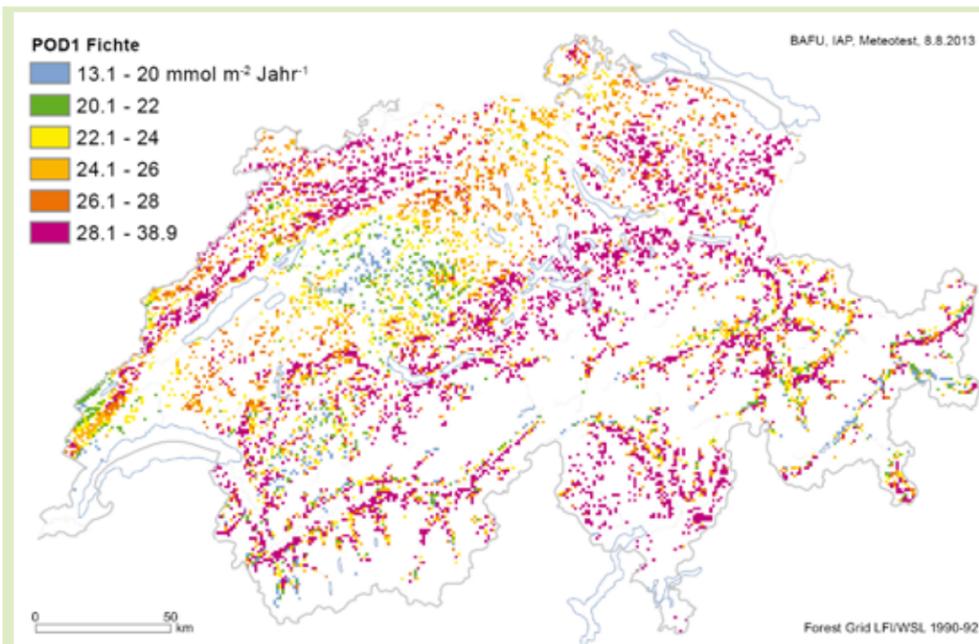


Abb. 131: Verteilung der Ozon-aufnahme von Fichten in Schweizer Waldflächen mit einem Nadelholzanteil von mindestens 10% (Mittelwert 1991-2011). Der Critical Level für Fichte beträgt $8 \text{ mmol} \text{ m}^{-2} \text{ a}^{-1}$.

14 Krankheiten

14.1 Eschenwelke

Die Eschenwelke hat sich seit 2009 sehr schnell ausgebreitet und ist heute in 85% der Beobachtungsflächen vorhanden. Bei den Eichen wurde z.T. ein starker Befall mit der Eichenblattbräune beobachtet, vor allem bei den Stieleichen.



Foto 40: Eschenkrone mit starken Schäden durch die Eschenwelke.

Die Eschenwelke (*Chalara fraxinea*) ist eine Pilzkrankheit, die Eschen aller Altersklassen befällt. Sie wurde erstmals in den 1990er Jahren in Polen nachgewiesen (Kowalski und Holdenrieder 2008). Von dort breitete sich die Krankheit rasch über Europa aus und wurde 2008 auch in der Nordwestschweiz beobachtet. Seit 2009 wird im Rahmen der Waldbonitierung notiert, ob die Krankheit im nahen Umkreis der Beobachtungsflächen vorhanden ist oder nicht. Wie aus Abb. 133 hervorgeht, breitete sich die Eschenwelke sehr schnell aus: 2009 wurde sie in 13% der Beobachtungsflächen beobachtet, 2013 in 33%, 2011 in 81% und 2012 in 85% der Flächen. Lediglich im Tessin konnte die Krankheit im Nahbereich der Waldbeobachtungsflächen noch nicht festgestellt werden. Untersuchungen aus Dänemark lassen vermuten, dass etwa 1% der Individuen gegenüber dieser Krankheit resistent ist (Kjaer et al. 2011). 2013 wurde ein Beobachtungsprogramm gestartet, mit dem Ziel, solche Bäume zu finden.

Jahr des ersten Auftretens

- nicht beobachtet
- 2013
- 2012
- 2011
- 2010
- 2009

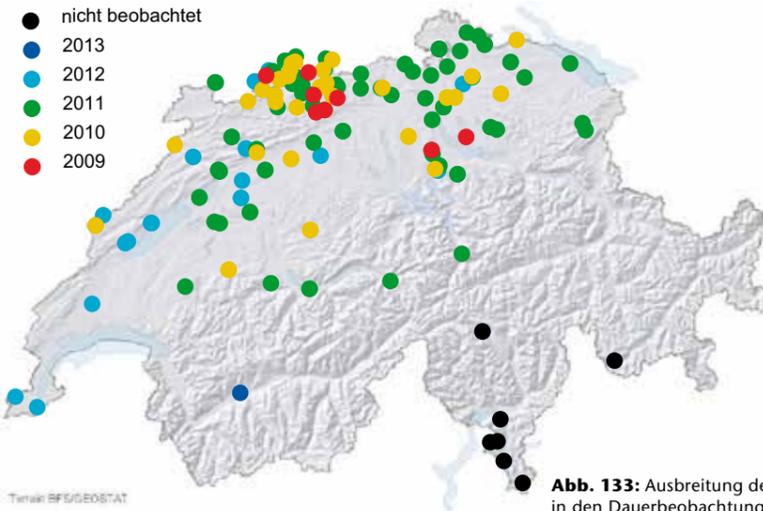


Abb. 133: Ausbreitung der Eschenwelke in den Dauerbeobachtungsflächen.

14.2 Eichenblattbräune

An den Gipfeltrieben wurde z.T. ein starker Pilzbefall am Laub festgestellt, der durchwegs als Eichenblattbräune (*Discula umbrinella* [Syn. *Discula quercina*, *Apiognomonina quercina*]) identifiziert wurde (Foto 41, Foto 42). Dieser Pilzbefall war bei den Stieleichen möglicherweise ursächlich an einer erhöhten Kronenverlichtung beteiligt, wie die Korrelation zwischen dem Anteil befallener Blätter und der Kronenverlichtung im Jahr der Triebernte zeigt (Abb. 134). Bei den anderen Eichenarten war keine Korrelation festzustellen, und auch das erreichte Ausmass des Befalls war geringer (Abb. 135).

Abb. 134: Beziehung zwischen dem an Gipfeltrieben beobachteten Pilzbefall und der Kronenverlichtung von Stieleichen im Jahr 2011 (Einzelbaumauswertung). Die Balken stellen den Standardfehler dar. Die Beziehung ist signifikant mit $p < 0.001$.

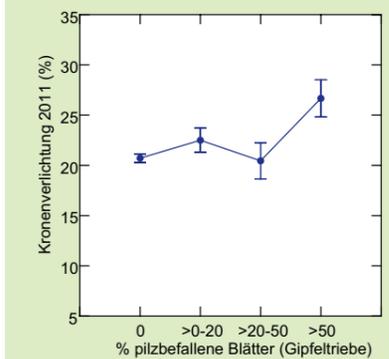


Abb. 135: Häufigkeit der Befallsstufen mit *Discula umbrinella* bei den verschiedenen Eichenarten. Die Differenz zu 100% wird von nicht befallenen Bäumen gebildet.

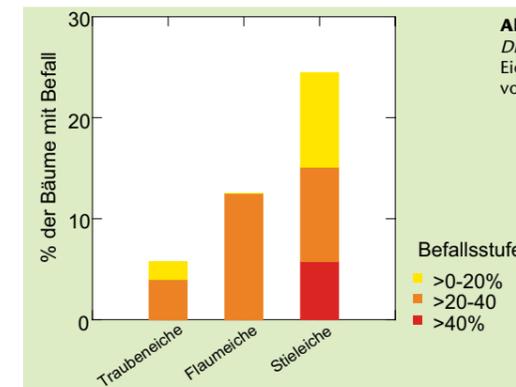


Foto 43: Infolge starken Befalls mit der Eichenblattbräune verlichtete Eichenkrone aus Plan-les-Quates.

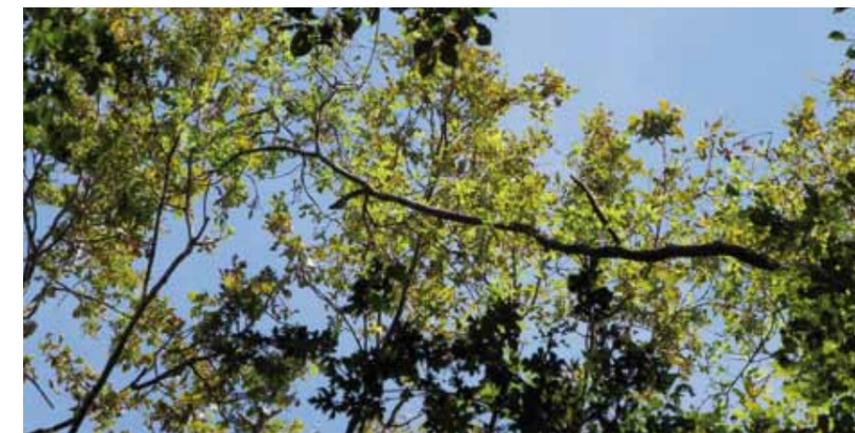


Foto 41: Eichenprobe von Caslano mit *Discula umbrinella*.

Foto 42: Eichenprobe von Mesocco mit *Discula umbrinella*.



15 Anhang

Anmerkung zur statistischen Auswertung: Um die Lesbarkeit des Berichtes nicht unnötig zu erschweren, wurde auf eine detaillierte Beschreibung der statistischen Auswertung verzichtet. Grundsätzlich wurden multivariate Auswertungen mit einem möglichst umfassenden Datenset vorgenommen. Störvariablen wie Alter oder Meereshöhe wurden mit in die Analyse eingeschlossen. Der gruppierten Anordnung (Bäume innerhalb Fläche, zeitliche Wiederholungen) wurde mit der Anwendung gemischten Regressionen (linear: SPLUS, Funktion lme; logistisch: R, Funktion glmer) Rechnung getragen. Die Daten wurden je nach Bedarf transformiert, um eine Normalverteilung der Residuen sicherzustellen. Mehr Detailinformationen finden sich im Anhang in den Tabellen mit Regressionsergebnissen.

15.1 Tabellen

| Standort | Abk. | Höhe ü.M. | Niederschlag | Baumarten | pH | BS | CN | Bodentyp | Verw. | In Betrieb seit |
|---------------------|------|-----------|--------------|------------|------|-----|------|----------|-------|-----------------|
| Aarwangen | AW | 470 | 1114 | Bu | 3.99 | 10 | 13.7 | SW-BL | 1.21 | 2002 |
| Aeschau | AU | 940 | 1576 | Ta Fi (Bu) | 3.67 | 20 | 13.5 | RQ-BB | 0.36 | 1997 |
| Aeschi | AI | 510 | 1154 | Fi Bu | 3.87 | 15 | 19.9 | BL | 1.36 | 1997 |
| Allschwil | AL | 350 | 887 | Fi | 4.31 | 62 | 11.3 | BL | | 2006 |
| Bachtel Fichten | BA | 1030 | 1539 | Fi | 4.01 | 7 | 14.8 | BL | 1.08 | 1997 |
| Bachtel Buchen | BAB | 1030 | 1539 | Bu | 3.93 | 36 | 16.0 | BL | 1.3 | 1999 |
| Bonfol | BO | 450 | 1058 | Bu Ei | 4.26 | 18 | 16.5 | SW-BL | 0.5 | 2004 |
| Braunau | BRAU | 710 | 1140 | Fi | 4.02 | 53 | 14.6 | SW-BL | | 2006 |
| Breitenbach | BB | 460 | 1066 | Bu | 4.53 | 91 | 15.3 | SW-BL | 0.85 | 2003 |
| Brislach Fichten | BR | 435 | 1019 | Fi | 3.93 | 12 | 15.4 | SW-BL | 0.71 | 1997 |
| Brislach Buchen | BRB | 435 | 1019 | Bu | 4.09 | 25 | 12.3 | BB-BL | 0.72 | 2000 |
| Busswil | BU | 600 | 1250 | Fi | 3.77 | 4 | 18.7 | BL | 0.71 | 2004 |
| Diessenhofen | DI | 520 | 890 | Fi | 3.78 | 15 | 24.9 | NG-BB | | 2006 |
| Frienisberg | FR | 725 | 1257 | Fi Bu | 3.9 | 21 | 15.1 | BB | 0.66 | 1997 |
| Grenchenberg | GB | 1220 | 1643 | Fi Bu | 5.64 | 100 | 11.9 | BB | 19.1 | 1997 |
| Habsburg | HA | 440 | 1092 | Bu | 4.17 | 16 | 15.8 | BL | 0.57 | 2004 |
| Hinwil | HI | 640 | 1401 | Fi | 5.12 | 95 | 16.3 | BB | 0.67 | 2002 |
| Le Châtelard | LC | 1010 | 1431 | Fi | 3.74 | 21 | 15.7 | SW-BB | | 2006 |
| Lurengo N-Versuch | LU | 1620 | 1763 | Fi Fö Lä | 4.17 | 24 | 22.5 | PP-BB | 0.5 | 1997 |
| Lurengo Fichten | LUB | 1620 | 1763 | Fi Lä | 3.9 | 28 | 16.5 | PP-BB | | 1999 |
| Möhlin | MO | 290 | 1063 | Fi | 3.79 | 12 | 15.5 | BL | 1.22 | 1998 |
| Muri Lothar | MU | 490 | 1138 | Fi | 3.96 | 15 | 16.6 | BL | 0.4 | 1997 |
| Muri Buchen | MUB | 490 | 1138 | Bu | 4 | 24 | 13.8 | BL | 0.42 | 1999 |
| Muri Fichten | MUF | 490 | 1133 | Fi | 3.88 | 10 | 20.4 | BL | 0.57 | 2001 |
| Muttentz unten | MUU | 375 | 920 | Bu | 4.06 | 41 | 11.7 | SW-BL | 0.41 | 2004 |
| Oberschrot | OS | 950 | 1610 | Fi/Bu | 3.62 | 11 | 17.2 | NG-BB | | 2006 |
| Olsberg | OL | 380 | 958 | Bu | 4.06 | 20 | 15.0 | BL-SW | 0.49 | 2004 |
| Pratteln | PR | 415 | 974 | Bu | 5.15 | 100 | 13.3 | BB-BL | 0.97 | 2002 |
| Rafz | RAF | 530 | 1025 | Fi | 4.18 | 16 | 19.9 | BL-SW | 0.55 | 2004 |
| Riehen | RI | 470 | 922 | Bu | 6.41 | 100 | 12.5 | BB-BL | 1.52 | 2002 |
| Rünenberg | RU | 590 | 1109 | Bu | 4.13 | 35 | 13.1 | BB-BL | 0.53 | 2002 |
| Sagno | SA | 770 | 1660 | Fi | 3.83 | 25 | 15.4 | BB | 0.41 | 1999 |
| Scheidwald | SW | 1170 | 1700 | Fi | 3.56 | 1 | 16.8 | GG-PP | 0.49 | 2008 |
| Wangen | WG | 500 | 1075 | Bu/Fi | 5.26 | 23 | 18.4 | BL | | 2008 |
| Wengernalp | WA | 1870 | 1267 | Fi | 3.53 | 28 | 15.1 | PP-BB | 0.17 | 1997 |
| Winterthur | WI | 530 | 1149 | Bu | 5.25 | 97 | 11.4 | SW-BB | 2.5 | 2003 |
| Zofingen | ZO | 540 | 1109 | Fi Bu | 4 | 17 | 17.3 | BL-BB | 0.93 | 2004 |
| Zugerberg N-Versuch | ZB | 980 | 1572 | Bu | 4.01 | 35 | 15.7 | BB | 0.83 | 1997 |
| Zugerberg HG | ZBB | 980 | 1616 | Fi, Bu | 4.2 | 37 | 16.3 | BB | 0.44 | 1999 |
| Zugerberg VG | ZV | 900 | 1574 | Fi | 3.62 | 24 | 13.5 | BB | 0.5 | 2002 |

Tab. 15: Liste der Flächen mit Bodenlösungsmessung. Niederschlag in mm gemäss Hydrologischem Atlas (Landeshydrologie 1992). Baumarten: Bu Buche, Fi Fichte, Ta Tanne, Lä Lärche, Fö Föhre. pH: mittleres pH(CaCl₂) in 0-40 cm, BS: mittlere Basensättigung in 0-40 cm (in %), CN: C:N-Verhältnis im Humushorizont. Bodentypen: Kurzzeichen gemäss Benzler et al. 1982; BB Braunerde, BL Parabraunerde SW Pseudogley, PP Podsol, NG Hanggley, GG Gley, RQ Regosol. Verw: Verwitterungsrate in keq ha⁻¹ a⁻¹: Berechnung mit SAFE (Sverdrup et al. 1995) für den Wurzelraum (0-60 cm oder bis zu einer Tiefe mit Feinwurzelichte >5 /dm² (Klasse 2 in der Bodenkundlichen Kartieranleitung), je nachdem was grösser war).

| Parameter | Koeffizient | SE | p-Wert |
|--|-------------|-------|--------|
| (Intercept) | 1.533 | 0.186 | <.0001 |
| Spätfrost | 0.020 | 0.007 | 0.0067 |
| Verhältnis aktuelle/potentielle Evapotranspiration Vorjahr | -0.655 | 0.182 | 0.0003 |
| Fruchtbehang | 0.077 | 0.013 | <.0001 |

Tab. 16: Regression der Kronenverlichtung von Buchen mit verschiedenen Klimaparametern (alle Werte relativ). Ausgewertete Zeitreihe 1988-2011. SE=Standardfehler.

| Parameter | Koeffizient | SE | p-Wert |
|--|-------------|-------|--------|
| (Intercept) | 2.035 | 0.435 | <.0001 |
| Verhältnis aktuelle/potentielle Evapotranspiration Vorjahr | -1.070 | 0.432 | <.0136 |

Tab. 17: Regression der Kronenverlichtung von Fichten mit verschiedenen Klimaparametern (alle Werte relativ). Ausgewertete Zeitreihe 1995-2011.

| Parameter | Koeffizient | SE | p-Wert |
|--|-------------|-------|--------|
| (Intercept) | -3.719 | 1.149 | 0.0012 |
| Verhältnis aktuelle/potentielle Evapotranspiration Vorjahr | -4.958 | 1.409 | 0.0004 |

Tab. 18: Regressionsergebnis für die Mortalität der Buchen (logistische Regression). Anzahl Beobachtungen (Flächen x Jahre) 1790, Anzahl Einzelbeobachtungen 115845, Anzahl abgestorbene Buchen 89.

| | Parameter | Koeffizient | SE | p-Wert |
|------------------------------|--|-------------|--------|--------|
| Gesamt mortalität | (Intercept) | -5.9283 | 1.8784 | 0.0016 |
| | K in Nadeln gruppiert (≤2.8, >2.8 mg g ⁻¹ TS) | -1.6106 | 0.4437 | 0.0003 |
| | N-Deposition | 0.2419 | 0.0795 | 0.0023 |
| | N-Deposition*Evapotranspirationsverhältnis | -0.2710 | 0.0596 | 0.0000 |
| Mortalität durch Borkenkäfer | (Intercept) | -8.6551 | 4.0624 | 0.0029 |
| | K in Nadeln gruppiert (≤2.8, >2.8 mg g ⁻¹ TS) | -1.5793 | 0.6325 | 0.0005 |
| | N-Deposition | 0.2960 | 0.1553 | 0.0077 |
| | N-Deposition*Evapotranspirationsverhältnis | -0.2661 | 0.0855 | 0.0000 |

Tab. 19: Regressionsergebnis für die Gesamt mortalität bei Fichten (oben) bzw. die Mortalität durch Borkenkäfer (unten) (logistische Regression). Anzahl Beobachtungen seit 1987 (Flächen x Jahre) 1057, Anzahl Einzelbeobachtungen 69'250, Anzahl abgestorbene Fichten 332.

| Parameter | Koeffizient | SE | p-Wert |
|----------------------------------|-------------|--------|--------|
| (Intercept) | 1.8430 | 0.2450 | <.0001 |
| Zeit | -0.0094 | 0.0010 | <.0001 |
| log(Alter) | -0.2294 | 0.0521 | <.0001 |
| Baumart (Fichte vs Buche/Fichte) | 0.1088 | 0.0224 | <.0001 |
| Baumart*Zeit | -0.0088 | 0.0021 | <.0001 |

Tab. 20: Statistik zur zeitlichen Entwicklung des Zuwachses der Bestandesgrundfläche. Die Variable „Baumart“ vergleicht reine Fichtenflächen (1) mit reinen Buchenflächen oder gemischten Flächen (0).

Tab. 21: Erklärende Variablen für den Grundflächenzuwachs auf Bestandesebene (logarithmiert), Auswertung für 51 Flächen mit Zuwachsdaten mindestens seit 1987. Links: mit N-Deposition, rechts: mit P-Konzentration in Laub und Nadeln, normiert auf den baumartenspezifischen Normalbereich nach Tab. 2.

| Parameter | Koeff. | SE | p-Wert |
|---------------------|---------|--------|--------|
| (Intercept) | 1,8347 | 1,0933 | 0,0944 |
| log Alter | -0,7752 | 0,2075 | 0,0005 |
| Eta/Etp | 1,1153 | 0,4295 | 0,0099 |
| N-Deposition | 0,0130 | 0,0075 | 0,0859 |
| Zeit | 0,0169 | 0,0379 | 0,6551 |
| N-Deposition * Zeit | -0,0023 | 0,0014 | 0,0916 |

| Parameter | Koeff. | SE | p-Wert |
|----------------------|---------|--------|--------|
| (Intercept) | 2,3889 | 1,0835 | 0,0282 |
| log Alter | -0,7680 | 0,2130 | 0,0007 |
| Eta/Etp | 0,8985 | 0,4230 | 0,0345 |
| P im Laub (normiert) | 0,1163 | 0,1624 | 0,4746 |
| Zeit | -0,0456 | 0,0118 | 0,0001 |
| P im Laub * Zeit | 0,0708 | 0,0418 | 0,0915 |

| Nährstoff | diesjähriger Fruchtbehang | letztjähriger Fruchtbehang | Fruchtbehang zwei Jahre vorher | MML |
|------------|---------------------------|----------------------------|--------------------------------|--------|
| Stickstoff | 0 | --- | --- | 3330 |
| Phosphor | +++ | 0 | 0 | 7026 |
| Kalium | 0 | + | +++ | 2978 |
| Magnesium | +++ | 0 | --- | 4203 |
| N:P | --- | --- | --- | -8927 |
| N:K | --- | --- | --- | -8927 |
| N:Mg | --- | 0 | +++ | -12135 |

Tab. 22: Signifikante Beziehungen zwischen Nährstoffkonzentration im Laub und Fruchtbehang. + signifikante Zunahme, - signifikante Abnahme, wobei die Anzahl der Symbole das Signifikanzniveau angibt ($p < 0.05$, $p < 0.01$, $p < 0.001$). MML: Maximum Likelihood (Mass für die Güte der Regression. Je grösser, umso besser ist die Regression. Die Zahl ist aber nur relativ zu lesen).

| | Koeff. | SE | DF | p-Wert |
|------------------------|-----------|-----------|-----|--------|
| (Intercept) | -2.083958 | 0.5560861 | 311 | 0.0002 |
| modellierter N-Eintrag | 0.07785 | 0.0201564 | 36 | 0.0004 |
| Sickerwassermenge (mm) | 0.000566 | 0.0001029 | 311 | <.0001 |

Tab. 23: Analyse der N-Fracht (logarithmiert) unter Einbezug der Sickerwassermenge. Standort 78 (BU) als Ausreisser ausgeschlossen.

| Effekt | Koeff. | SE | t-Wert | P(2 Tail) |
|------------------------|--------|-------|--------|-----------|
| N-Deposition | 0.160 | 0.020 | 8.017 | 0.000 |
| Denitrifikationsfaktor | -8.929 | 1.975 | -4.520 | 0.000 |
| Jungwuchs | -1.968 | 0.850 | -2.316 | 0.029 |

Tab. 24: Koeffizienten der Beziehungen in Abb. 55. Abhängige Variable: $\log(N\text{-Auswaschung})$, $n=27$, $R^2=0.71$

| | Koeff. | SE | p-Wert |
|--|---------|--------|--------|
| Intercept | -31.909 | 0.6308 | <.0001 |
| Phosphorkonzentration | 0.906 | 0.2370 | 0.0002 |
| K gestuft (≤ 3 , $> 3 \text{ mg g}^{-1}$) | 0.720 | 0.1463 | <.0001 |
| 10 kg N ha ⁻¹ a ⁻¹ | 0.166 | 0.1614 | 0.3062 |
| 20 kg N ha ⁻¹ a ⁻¹ | -0.088 | 0.1610 | 0.5841 |
| 40 kg N ha ⁻¹ a ⁻¹ | -0.026 | 0.1684 | 0.8764 |
| 80 kg N ha ⁻¹ a ⁻¹ | -0.334 | 0.1674 | 0.0472 |
| 160 kg N ha ⁻¹ a ⁻¹ | -0.627 | 0.1758 | 0.0004 |

Tab. 25: Varianzanalysentabelle von $\delta^{13}\text{C}$ für Buchen

| Parameter | Koeff. | SE | p-Wert |
|---|---------|--------|--------|
| (Intercept) | -0.1241 | 0.1042 | 0.2355 |
| Bodenwasserpotential (pF-Wert) | 0.0947 | 0.0343 | 0.0121 |
| 40 kg N ha ⁻¹ a ⁻¹ | 0.0343 | 0.0058 | <.0001 |
| 160 kg N ha ⁻¹ a ⁻¹ | 0.0577 | 0.0075 | <.0001 |

Tab. 26: Statistik zum nächtlichen Stammfluss in Beziehung zu Bodenwasserpotential und N-Düngung.

| Gesellschaft | Anzahl | Bezeichnung |
|--------------|--------|--|
| 1a | 10 | Typ. Waldhainsimsen-Buchenwald |
| 1f | 4 | Typ. Waldhainsimsen-Buchenwald, Ausbildung mit Waldhainsimse |
| 2 | 11 | Waldhainsimsen-Buchenwald mit Weissmoos |
| 3BL | 1 | Typischer Schneesimsen-Buchenwald, Blockausbildung (Silikat) |
| 3VL | 1 | Stechpalmen-Buchenwald, nährstoffarm (V für Vacc. myrtillus?) (gem. Dionea 2000) |
| 3mL | 2 | Stechpalmen-Buchenwald, mesophil (gem. Dionea 2000) |
| 4L | 1 | Farnreicher Schneesimsen-Buchenwald mit Farnen |
| 6 | 9 | Waldmeister-Buchenwald mit Hainsimse |
| 7* | 8 | Waldmeister-Buchenwald mit Rippenfarn |
| 7a | 28 | Typ. Waldmeister-Buchenwald |
| 7aB | 13 | Typ. Waldmeister-Buchenwald, Ausbildung mit Seegras |
| 7aP | 6 | Typ. Waldmeister-Buchenwald, Ausbildung mit Carex pilosa (Wimpersegge) |
| 7aS | 28 | Typ. Waldmeister-Buchenwald, Ausb. mit Wald-Ziest |
| 7aa | 25 | Typ. Waldmeister-Buchenwald, artenarme Ausb. |
| 7b | 3 | Typ. Waldmeister-Buchenwald, Ausb. mit Abgerücktähriger Segge |
| 7d | 17 | Typ. Waldmeister-Buchenwald, Ausb. mit Hainsimse |
| 7e | 12 | Waldmeister-Buchenwald mit Hornstrauch |
| 7f | 10 | Waldmeister-Buchenwald mit Lungenkraut |
| 7g | 8 | Waldmeister-Buchenw. mit Lungenkraut, Ausb. mit Wald-Ziest |
| 8* | 13 | Waldhirschen-Buchenwald mit Rippenfarn |
| 8a | 13 | Typ. Waldhirschen-Buchenwald |
| 8aa | 7 | Typ. Waldhirschen-Buchenwald, artenarme Ausb. |
| 8d | 16 | Waldhirschen-Buchenwald mit Hainsimse |
| 9a | 6 | Typ. Lungenkraut-Buchenwald |
| 10a | 4 | Lungenkraut-Buchenwald mit Immenblatt |
| 10w | 2 | Lungenkraut-Buchenwald mit Immenblatt, Ausb. m. Schläffer Segge |
| 11 | 2 | Aronstab-Buchenmischwald |
| 12a | 12 | Typ. Zahnwurz-Buchenwald |
| 12e | 5 | Zahnwurz-Buchenwald mit Weisser Segge |
| 12g | 5 | Zahnwurz-Buchenwald mit Bärlauch |
| 12w | 3 | Zahnwurz-Buchenwald mit Schläffer Segge |
| 13a | 1 | Linden-Zahnwurz-Buchenwald |
| 15 | 1 | Bergseggen-Buchenwald |
| 18aF | 11 | Typ. Tannen-Buchenwald, Ausb. mit Wald-Schwingel |
| 18d | 5 | Tannen-Buchenwald mit Etagenmoos |
| 18g | 1 | Tannen-Buchenwald mit Bärlauch |
| 18w | 1 | Tannen-Buchenwald mit Schläffer Segge |
| 19ps | 6 | Tannen-Buchenw. mit Hainsimse, pseudovertigylete Ausb. |
| 20 | 3 | Farnreicher Tannen-Buchenwald |
| 22a | 1 | Hirschzungen-Ahornschluchtwald |
| 26a | 3 | Ahorn-Eschenwald |
| 35 | 1 | Waldlabkraut-Hainbuchenmischwald |
| 36 | 2 | Hagebuchen-Hopfenbuchen-Eichenmischwald |
| 41 | 4 | Platterbsen-Eichenmischwald |
| 46a | 20 | Typ. Peitschenmoos-Tannen-Fichtenwald |
| 46e | 8 | Peitschenmoos-Tannen-Fichtenwald, trockene Ausb. |
| 46g | 1 | Eichen-Tannenwald mit Hain-Gilbweiderich |
| 46s | 5 | Peitschenmoos-Tannen-Fichtenwald mit Torfmoos |
| 47H | 1 | Zypressen-Schlafmoos-Fichtenwald auf Silikat-Blockschutt)) |
| 48 | 1 | Blockschutt-Tannen-Fichtenwald |
| 50a | 3 | Typischer Alpendost-Fichten-Tannenwald |
| 51PA | 1 | Labkraut-Tannen-Fichtenwald mit Schildfarn (Polystichum aculeatum) |
| 53* | 2 | Erika-Fichtenwald |
| 55 | 3 | Ehrenpreis-Fichtenwald |
| 57 | 3 | Torfmoos-Fichtenwald mit Landschilf (EK), Alpenlattich-Fichtenwald (NaiS) |
| 58 | 2 | Lärchen-Fichtenwald (E+K), Typischer Preiselbeer-Fichtenwald (NaiS) |

Tab. 27: Für die Kartierung der Basensättigung beprobte Vegetationseinheiten und Anzahl Proben.

Tab. 28: Für die Auswertung vorgenommene vereinfachte Kodierung des Bodentyps der Bodeneignungskarte (Buchstaben: Muttergestein, Zahlen: Relief). Die Gruppen Q, T, X, Y, Z waren im Datensatz nicht vertreten und konnten deshalb nicht überprüft werden. Die Klassen wurden als Faktoren in die Analyse eingesetzt und zur Berechnung auf vier binäre Hilfsvariablen verteilt: BEK(1)=1 wenn BEK=2, BEK(2)=1 wenn BEK=3, BEK(3)=1 wenn BEK=4, BEK(4)=1 wenn BEK=5.

| Kodierung (BEK) | Bodentyp der Bodeneignungskarte | | | | | | | | | | |
|-----------------|---------------------------------|---------|---------|---------|---------|---|---|---|---|---|---|
| 1 | A (1-3) | B (1-3) | C (1-3) | D (1-3) | E | | | | | | |
| 2 | A (4-6) | B (4-6) | C (4-6) | D (4-6) | H (1-3) | R | | | | | |
| 3 | A (7-9) | B (7-9) | C (7-9) | D (7-9) | H (4-6) | P | S | T | U | X | Q |
| 4 | H (7-9) | J | L | V | W | Y | Z | | | | |
| 5 | F | G | K | M | N | O | | | | | |

| Stufung Skelett BEK | für die Berechnung eingesetzter Wert |
|---------------------|--------------------------------------|
| <2.5 | 2 |
| 2.5-3 | 3 |
| >3 | 4 |

Tab. 29: Vereinfachung der Skelettstufen in der Bodeneignungskarte für die Berechnung

| Gruppe | Verwitterungsklasse | Anzahl Proben |
|---------------------------|---------------------|---------------|
| Alluvionen | 3 | 7 |
| Deckenschott | 1 | 16 |
| Dogger | 3 | 28 |
| Fluvioglaziale Ablagerung | 2 | 13 |
| Flysch | 2 | 7 |
| Gneis | 1 | 3 |
| Granit | 1 | 5 |
| Kreide | 3 | 2 |
| Kreide | 4 | 1 |
| Löss | 1 | 8 |
| Lias | 4 | 5 |
| Malm | 5 | 17 |
| Molasse | 3 | 142 |
| Moräne | 2 | 86 |
| Schotter | 1 | 1 |
| Schutt | 3 | 9 |
| Trias | 5 | 10 |
| Verwitterungslehm | 1 | 1 |

Tab. 30: Einstufung von Gruppen innerhalb der geologischen Karte. VK=Verwitterungsklasse (1=gering bis 5=hoch)

| Parameter | Koeffizient | SE | t | p-Wert |
|---|-------------|-------|-------|---------|
| Konstante | -0.294 | 0.469 | -0.63 | 0.53084 |
| pH _{ökogramm} (Vegetationseinheit) | 1.369 | 0.088 | 15.60 | 0.00000 |
| BEK(3) ¹ | -1.460 | 0.251 | -5.83 | 0.00000 |
| BEK(4) ¹ | -1.535 | 0.246 | -6.24 | 0.00000 |
| Verwitterungsklasse Geologie ² | 0.264 | 0.105 | 2.52 | 0.01225 |

Tab. 31: Regressionsanalyse des Datensets mit Vegetationskarte (R²=0.648, n=359, abhängige Variable: Basensättigung in 0-40 cm, wurzeltransformiert).
¹⁾ aus Bodeneignungskarte
²⁾ aus geologischer Karte, gemäss Tab. 30

| Parameter | Koeffizient | SE | t | p |
|---|-------------|-------|-------|---------|
| Konstante | 4.190 | 0.668 | 6.28 | 0.00000 |
| BEK(3) ¹ | -2.560 | 0.381 | -6.71 | 0.00000 |
| BEK(4) ¹ | -3.706 | 0.344 | -10.7 | 0.00000 |
| Verwitterungsklasse Geologie | 0.763 | 0.121 | 6.33 | 0.00000 |
| Skelett (Stufen gem. Tab. 29) ¹⁾ | 0.694 | 0.166 | 4.19 | 0.00004 |
| BEK(2)* Verwitterungsklasse Geologie ² | -0.465 | 0.111 | -4.20 | 0.00003 |

Tab. 32: Regressionsanalyse des Datensets ohne Verwendung der Vegetationskarte (R²=0.46, n=360). Abhängige Variable: Basensättigung (%).
¹⁾ aus Bodeneignungskarte
²⁾ aus geologischer Karte, gemäss Tab. 30

| Parameter | Buchen | | | Fichten | | |
|--|--------|--------|--------|---------|-------|--------|
| | coef. | SE | p-Wert | coef. | SE | p-Wert |
| (Intercept) | 0.145 | 0.1437 | 0.312 | -0.342 | 0.174 | 0.0493 |
| Verhältnis aktuelle/potentielle Evapotranspiration | 1.484 | 0.1381 | <.0001 | 1.565 | 0.141 | <.0001 |
| Ozonflux (POD1) | -0.326 | 0.0504 | <.0001 | -0.116 | 0.068 | 0.088 |
| P in Nadeln | | | | 0.257 | 0.057 | <.0001 |
| N in Nadeln | | | | -0.369 | 0.095 | 0.0001 |

Tab. 33: Stammzuwachs von Buchen und Fichten in Beziehung zu Trockenheit und Ozon (relativ zum Mittelwert über die Auswerteperiode). Das Verhältnis aktuelle/potentielle Evapotranspiration wurde bei den Buchen über die ersten 85 Tage der Vegetationsperiode gerechnet (5 Tage vor und 80 Tage nach Blattaustrieb), bei den Fichten über das ganze Jahr.

15.2 Glossar

Äquivalentgewicht:

Molekulargewicht dividiert durch die Anzahl Ladungen (z.B. bei zweiwertigen Ionen 2, bei dreiwertigen Ionen 3). Abgekürzt eq oder mol_e.

Abiotisch:

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

Acidität:

Säureaktivität (s. auch pH-Wert)

Anionen:

negativ geladene Ionen (z.B. NO₃⁻).

Anthropogen:

durch den Menschen verursacht.

AOT40:

(engl. Accumulated exposure Over a Threshold of 40 ppb): Akkumulierte Ozonexposition oberhalb eines Schwellenwertes von 40 ppb. Kritische Dosis für Ozon.

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.

Basen:

Verbindungen, die den pH-Wert einer wässrigen Lösung erhöhen können.

Basensättigung:

prozentualer Anteil der basischen Kationen Kalzium, Magnesium, Kalium und Natrium an der Summe der austauschbaren Kationen des Bodens. Die übrigen Austauschplätze sind vor

allem durch Aluminium belegt. Eine niedrige Basensättigung ist charakteristisch für saure Böden.

Basische Kationen:

Positiv geladene Ionen (Kalium, Kalzium, Magnesium, Natrium), deren Hydroxide schwache Basen sind.

BC/Al-Verhältnis:

Verhältnis der basischen Kationen (BC, Kalzium, Magnesium, Kalium) zu Aluminium (Al) auf der Basis der Äquivalentgewichte.

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 (CaCl₂) 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:

Maximale Schadstoffkonzentration, bei deren Überschreitung schädliche Wirkungen auf Pflanzen und Ökosysteme nach heutigem Wissensstand auftreten können.

Critical Load:

Quantitative Schätzung des maximalen Schadstoffeintrages, bei dem langfristig keine schädlichen Auswirkungen auf Struktur und Funktion von Ökosystemen zu erwarten sind.

Deckungsgrad:

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

Deposition:

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

Emission:

Ausstoss von Schadstoffen

Epidemiologie:

statistische Auswertung eines Datensatzes aus einer grossen Population im Hinblick auf bestimmte Belastungsfaktoren, unter gleichzeitiger Berücksichtigung anderer einflussreicher Faktoren.

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. getragen wird.

Fruktifikation:

Bildung von Früchten.

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, Depositionen).

Indikator:

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

in growth bags:

Beutel aus Nylongaze, die im Boden vergraben werden. Die Maschenweite entscheidet, ob Wurzeln oder nur Pilzfäden in den Beutel gelangen.

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. Ca²⁺, Mg²⁺, K⁺, NH₄⁺).

keq:

Kiloäquivalent

Koeffizient

Ergebnis einer Regression, das die Beziehung zwischen zwei Parametern quantitativ beschreibt.

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.

Lysimeter:

Gerät zum Sammeln von Bodenlösung. Hier: Keramikrohr, das im Boden installiert und unter Vakuum gesetzt wird.

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 (NH₄⁺)

zu Nitrat (NO₃⁻) durch Mikroorganismen im Boden. Dabei werden Protonen (H⁺) freigesetzt.

POD1:

Phytotoxische Ozon-Dose mit Schwellenwert 1: Über eine Vegetationsperiode aufsummierte Ozonaufnahme über die Spaltöffnungen. Vor der Aufsummierte der Stundenwerte wird ein Schwellenwert von 1 nmol m⁻² s⁻¹ abgezogen. Falls der Wert nach diesem Abzug negativ wird, wird Null eingesetzt. Einheit mmol m⁻².

pH-Wert:

Mass für die Konzentration an Säure (Protonen) in Wasser. Je tiefer der pH-Wert, desto höher ist die Konzentration. Die Skala ist logarithmisch, d.h. bei Abnahme des pH-Wertes um 1 Einheit steigt die Protonenkonzentration um das 10-fache.

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 vorherrschen, unterscheidet man verschiedene Pufferbereiche (Carbonat-, Silikat- und Aluminiumpufferbereich).

Regression

Statistisches Verfahren, um die Beziehung zwischen zwei Parametern zu untersuchen.

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 CO₂, O₂ und Wasserdampf mit der Umgebungsluft austauschen.

Toxizität:

Giftigkeit einer Substanz

UNECE (United Nations Economic Commission for Europe):

Wirtschaftskommission der Vereinten Nationen für Europa.

Verjüngung:

Baumnachwuchs

Vertrauensbereich:

Bereich, innerhalb dessen 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 bei Bäumen

Wasserpotential:

Das Wasserpotential kennzeichnet die sog. Saugspannung eines Pflanzenorgans. Ausgedrückt in Druckeinheiten kennzeichnet es die Wasserverfügbarkeit im jeweiligen Organ. Das Wasserpotential ist stets negativ. Beträgsmäßig zunehmende Werte kennzeichnen zunehmenden Trockenstress.

16 Literatur

- Aber, J. D., Nadelhoffer, K. J., Steudler, P. und Melillo, J. M. (1989). Nitrogen saturation in northern forest ecosystems. *BioScience* 39, 378-386.
- Aber, J. D., Goodale, C. L., Ollinger, S. V., Smith, M. L., Magill, A. H., Martin, M. E., Hallett, R. A. und Stoddard, J. L. (2003). Is nitrogen deposition altering the nitrogen status of northeastern forests? *BioScience* 53, 375-389.
- Achermann, B. und Bobbink, R. (2003). Empirical Critical Loads for Nitrogen. Expert Workshop Berne, 11-13 November 2002, Proceedings. *Environmental Documentation* 164, 327 pp., Berne, Swiss Agency for the Environment, Forests and Landscape SAEFL.
- Augustin, S., Stephanowitz, H., Wolff, B., Schröder, J. und 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, 313-318.
- Augustin, S. und Achermann, B. (2012). Deposition von Luftschadstoffen in der Schweiz: Entwicklung, aktueller Stand und Bewertung. *Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen* 163, 323-330.
- Baba, M., Abe, S., Kasai, M., Sugiura, T. und Kobayashi, H. (2011). Contribution of understory vegetation to minimizing nitrate leaching in a Japanese cedar plantation. *Journal of Forest Research* 16, 446-455.
- BAFU (2009). Karten zur Luftbelastung. METEOTEST im Auftrag des Bundesamtes für Umwelt, Bern. <http://www.bafu.admin.ch/luft/luftbelastung/schadstoffkarten>.
- Becher, G. (1999). Waldzustandsanalyse mit multivariaten Verfahren - theoretische Grundlagen und Anwendungen. Springer Verlag, Berlin, Heidelberg, 312 pp.
- Benning, R. (2012). Prognostizierte Zusammensetzung des Stoffaustuges aus verschiedenen Landnutzungen für prognostizierte Klimaszenarien. REGKLAM Ergebnisbericht, Regionales Klimaanpassungsprogramm Modellregion Dresden, 39pp.
- Benzler, J. H., Finner, H., Müller, W., Roeschmann, G., Will, K. H. und Wittmann, O. (1982). *Bodenkundliche Kartieranleitung*. E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart, 331 pp.
- BFS GEOSTAT und BWG (1990). Vereinfachte Geotechnische Karte der Schweiz. Bundesamt für Statistik, Neuchâtel.
- BFS GEOSTAT und BWG (2004). Geländedaten 100m Auflösung. Bundesamt für Statistik, Neuchâtel.
- Block, J., Eichborn, J., Gehrman, J., Kölling, C., Matzner, E., Meiwes, K. J., von Wilpert, K. und Wolff, B. (2000). Kennwerte zur Charakterisierung des ökochemischen Bodenzustandes und des Gefährdungspotentials durch Bodenversauerung und Stickstoffsättigung an Level II - Waldökosystem-Dauerbeobachtungsflächen. Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten, Bonn, 167 pp.
- Bloemen, J., Overlaet-Michiels, L. und Steppe, K. (2013). Understanding plant responses to drought: how important is woody tissue photosynthesis? In: Steppe K. (ed) 9th International Workshop on Sap Flow, 4-7 June 2013. Ghent, Belgium.
- Bobbink, R. und 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. RIVM report 680359002, Coordination Centre for Effects, National Institute for Public Health and the Environment (RIVM).
- Bonfils, P., Arend, M., Kuster, T., Junod, P. und Günthardt-Goerg, M. (2013a). Die Eiche reagiert flexibel. *Wald und Holz* 94, 29-33.
- Bonfils, P., Kuster, T., Fonti, P., Arend, M., Vollenweider, P., Junod, P. und Günthardt-Goerg, M. (2013b). Die Eiche reagiert plastisch. *Wald und Holz* 94, 45-48.
- Braun, S. (2013). Untersuchungen über die Zusammensetzung der Bodenlösung. Bericht 2012, 123pp, <http://www.bafu.admin.ch/wald>, Institut für Angewandte Pflanzenbiologie.
- Braun, S. und Belyazid, S. (2011). Erfassung und Behandlung gefährdeter Waldstandorte. Bericht 2006-2011, 102pp, Schönenbuch, Institut für Angewandte Pflanzenbiologie.
- Braun, S., Belyazid, S., Burger, T., Stocker, R., Kurz, D. und Rihm, B. (2013). Erfassung und Behandlung gefährdeter Waldstandorte. BAFU in press.
- Braun, S., Cantaluppi, L. und Flückiger, W. (2005). Fine roots in stands of *Fagus sylvatica* and *Picea abies* along a gradient of soil acidification. *Environmental Pollution* 137, 574-579.
- Braun, S. und Kurz, D. (2012). Nährstoffbilanzen bei Vollbaumnutzung. *Zürcher Wald* 44, 20-22.
- Braun, S. und Rihm, B. (2012). Ozonbelastung von Waldbäumen in der Schweiz und damit verbundene Wachstumseinbußen. *Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen* 163, 383-388.
- Braun, S., Schindler, C. und Leuzinger, S. (2010a). Use of sap flow measurements to validate stomatal functions for mature beech (*Fagus sylvatica*) in view of ozone uptake calculations. *Environmental Pollution* 158, 2954-2963.
- Braun, S., Schindler, C., Volz, R. und Flückiger, W. (2003). Forest damage by the storm «Lothar» in permanent observation plots in Switzerland: the significance of soil acidification and nitrogen deposition. *Water Air and Soil Pollution* 142, 327-340.
- Braun, S., Thomas, V. F. D., Quiring, R. und Flückiger, W. (2010b). Does nitrogen deposition increase forest production? The role of phosphorus. *Environmental Pollution* 158, 2043-2052.
- Broderson, C. R., McElrone, A. J., Choat, B., Matthews, M. A. und Shackel, K. A. (2010). The Dynamics of Embolism Repair in Xylem: In Vivo Visualizations Using High-Resolution Computed Tomography. *Plant Physiology* 154, 1088-1095.
- Brodribb, T. J. und Cochard, H. (2009). Hydraulic Failure Defines the Recovery and Point of Death in Water-Stressed Conifers. *Plant Physiology* 149, 575-584.
- Bücking, W. und Dieterich, H. (1981). Beziehungen einiger Standortswieser-Pflanzen zu chemisch-analytischen Kennwerten des Oberbodens. Mitteilungen des Vereins für Forstliche Standortskunde und Forstpflanzenzüchtung 29, 69-74.
- Butterbach-Bahl, K., Gundersen, P., Ambus, P., Augustin, J., Beier, C., Boeckx, P., Dannenman, M., Sanchez Gimeno, B., Kiese, R., Kitzler, B., Ibrom, A., Rees, R. M., Smith, K. A., Stevens, C., Vesala, T. und Zechmeister-Boltenstern, S. (2011). Nitrogen Processes in Terrestrial Ecosystems. In: The European nitrogen assessment: sources, effects and policy perspectives, eds. Sutton, M., Howard, C. M., Erisman, J. W., Billen, G., Bleeker, A., van Grinsven, H. und Grizzetti, B., pp. 99-125. Cambridge University Press.
- Cakmak, I. und Kirkby, E. A. (2008). Role of magnesium in carbon partitioning and alleviating photooxidative damage. *Physiologia Plantarum* 133, 692-704.
- Cape, J. N., Sheppard, L. J., Crossley, A., van Dijk, N. und Tang, Y. S. (2010). Experimental field estimation of organic nitrogen formation in tree canopies. *Environmental Pollution* 158, 2926-2933.
- CCE (1993). Calculation and Mapping of Critical Loads in Europe, Status Report 1993. Bilthoven, The Netherlands, UNECE Coordination Center for Effects, National Institute of Public Health and Environmental Protection. RIVM Report No. 259101003.
- Cermak, J., Deml, M. und Penka, M. (1973). New method of sap flow-rate determination in trees. *Biologia Plantarum* 15, 171-178.
- Charru, M., Seynave, I., Morneau, F. und Bontemps, J. D. (2010). Recent changes in forest productivity: An analysis of national forest inventory data for common beech (*Fagus sylvatica* L.) in north-eastern France. *Forest Ecology and Management* 260, 864-874.
- Choat, B., Jansen, S., Brodribb, T. J., Cochard, H., Delzon, S., Bhaskar, R., Bucci, S. J., Feild, T. S., Gleason, S. M., Hacke, U. G., Jacobsen, A. L., Lens, F., Maherali, H., Martinez-Vilalta, J., Mayr, S., Mencuccini, M., Mitchell, P. J., Nardini, A., Pittermann, J., Pratt, R. B., Sperry, J. S., Westoby, M., Wright, I. J. und Zanne, A. E. (2012). Global convergence in the vulnerability of forests to drought. *Nature* 491, 752-755.
- CLRTAP (2004). Manual on methodologies and criteria for modelling and mapping critical loads and levels and air pollution effects, risks and trends, ECE Convention on Long-range Transboundary Air Pollution (CLRTAP); accessed on 12 November 2013 at the websites of the ICP Mapping & Modelling and at the website of the Coordination Centre for Effects.
- Cochard, H., Damour, G., Bodet, C., Tharwat, I., Poirier, M. und Ameglio, T. (2005). Evaluation of a new centrifuge technique for rapid generation of xylem vulnerability curves. *Physiologia Plantarum* 124, 410-418.
- Cronan, C. S. und Grigal, D. F. (1995). Use of calcium/aluminium ratios as indicators of stress in forest ecosystems. *Journal of Environmental Quality* 24, 209-226.
- Curry, J. P. (1998). Factors affecting earthworm abundance in soils. In: *Earthworm Ecology*, ed. Edwards C.A., St. Lucie Press, Boca Raton.
- Dise, N. B., Matzner, E. und Forsius, M. (1998). Evaluation of organic horizon C: N ratio as an indicator of nitrate leaching in conifer forests across Europe. *Environmental Pollution* 102, 453-456.
- Drobyshev, I., Övergaard, R., Saygin, I., Niklasson, M., Hickler, T., Karlsson, M. und Sykes, M. T. (2010). Masting behaviour and dendrochronology of European beech (*Fagus sylvatica* L.) in southern Sweden. *Forest Ecology and Management* 259, 2160-2171.
- Duquesnay, A., Dupouey, J. L., Clement, A., Ulrich, E. und Le Tacon, F. (2000). Spatial and temporal variability of foliar mineral concentration in Beech (*Fagus sylvatica*) stands in northeastern France. *Tree Physiology* 20, 13-22.
- Duvigneaud, P., Denaeyer, S., Ambroes, P. und Timperman, J. (1971). Recherches sur l'écosystème forêt. *Mémoires de l'Institut Royal des Sciences Naturelle de Belgique* 164, 1-101.
- Edwards, C. A. und Bohlen, P. (1996). *Biology and ecology of earthworms*. Chapman and Hall, New York.
- Ellenberg, H. und Klötzli, F. (1972). *Waldgesellschaften und Waldstandorte der Schweiz*. Mitteilungen der Eidgenössischen Anstalt für das forstliche Versuchswesen 48, 589-930.
- Emmett, B. (2007). Nitrogen saturation of terrestrial ecosystems: some recent findings and their implications for our conceptual framework. *Water Air and Soil Pollution: Focus* 7, 99-109.
- Engelbrecht, B. M. J. (2012). Plant ecology: Forests on the brink. *Nature* 491, 675-677.
- Erland, S., Jonsson, T., Mahmood, S. und Finlay, R. D. (1999). Below-ground ectomycorrhizal community structure in two *Picea abies* forests in southern Sweden. *Scandinavian Journal of Forest Research* 14, 209-217.
- Farquhar, G. D., Firth, P. M., Wetselaar, R. und Weir, B. (1980). On the Gaseous Exchange of Ammonia Between Leaves and the Environment - Determination of the Ammonia Compensation Point. *Plant Physiology* 66, 710-714.
- Farquhar, G. D., Hubick, K. T., Condon, A. G. und Richards, R. A. (1989). Carbon isotope discrimination and water use efficiency. In: *Stable isotopes in ecological research*, eds. Rundel, P. W., Ehleringer, J. R. und Nagy, K. A., pp. 21-40. Springer Verlag, New York.
- Farquhar, G. D., O'Leary, M. H. und Berry, J. A. (1982). On the relationship between carbon isotope discrimination and the intercellular carbon dioxide concentration in leaves. *Australian Journal of Plant Physiology* 9, 121-137.

Flückiger, W. und Braun, S. (1995). Revitalization of an alpine protective forest by fertilization. *Plant and Soil* 168-169, 481-488.

Flückiger, W. und Braun, S. (1999). Nitrogen and its effects on growth, nutrient status and parasite attacks in beech and Norway spruce. *Water Air and Soil Pollution* 116, 99-110.

Flückiger, W. und Braun, S. (2004). Wie geht es unserem Wald? Ergebnisse aus Dauerbeobachtungsflächen von 1984-2004, Bericht 2. Institut für Angewandte Pflanzenbiologie, Schönenbuch, 67 pp.

Flückiger, W. und Braun, S. (2009). Wie geht es unserem Wald? Bericht 3. Institut für Angewandte Pflanzenbiologie, Schönenbuch.

Flückiger, W. und Braun, S. (2011). Auswirkung erhöhter Stickstoffbelastung auf die Stabilität des Waldes. Synthesebericht. Schönenbuch, Institut für Angewandte Pflanzenbiologie, <http://www.bafu.admin.ch/wald/01198/01206/index.html?lang=de>.

Frei, E., Vökt, U., Flückiger, R., Brunner, H. und Schai, F. (1980). Bodeneignungskarte der Schweiz. Eidg. Justiz- und Polizeidepartement - Bundesamt für Raumplanung.

Frostegard, A., Tunlid, A. und Baath, E. (1993). Phospholipid Fatty-Acid Composition, Biomass, and Activity of Microbial Communities From 2 Soil Types Experimentally Exposed to Different Heavy-Metals. *Applied and Environmental Microbiology* 59, 3605-3617.

Fuhrer, J. und Jasper, K. (2009). Bewässerungsbedürftigkeit von Acker- und Grasland im heutigen Klima. *AGRARForschung* 16, 396-401.

Gessler, A., Rienks, M. und Rennenberg, H. (2000). NH₃ and NO₂ fluxes between beech trees and the atmosphere - correlation with climatic and physiological parameters. *New Phytologist* 147, 539-560.

Glasstetter, M. (1991). Die Bodenfauna und ihre Beziehungen zum Nährstoffhaushalt in Geosystemen des Tafel- und Faltenjuras (Nordwestschweiz). *Physiogeographica* 15, 1-224.

Glenn, N. D. (2007). Age, Period and Cohort Effects. Ritzer, G. (ed.), *Blackwell Encyclopedia of Sociology*. Wiley Blackwell.

Godbold, D. L., Fritz, H. W., Jentschke, G., Meesenburg, H. und Rademacher, P. (2003). Root turnover and root necromass accumulation of Norway spruce (*Picea abies*) are affected by soil acidity. *Tree Physiology* 23, 915-921.

Göttlein, A., Baier, R. und Mellert, K. H. (2011). Neue Ernährungskennwerte für die forstlichen Hauptbaumarten in Mitteleuropa - Eine statistische Herleitung aus van den Burg's Literaturzusammenstellung, *Allgemeine Forst- und Jagdzeitung* 182, 173-186.

Granier, A. (1985). Une nouvelle méthode pour la mesure du flux de sève brute dans le tronc des arbres. *Annales des Sciences forestières* 42, 193-200.

Green, S. R., Clothier, B. E. und Jardine, B. J. (2003). Theory and practical application of heat-pulse to measure sap flow. *Agronomy Journal* 95, 1371-1379.

Grennfelt, P., Thörnelöf, E. (Eds) (1992). Critical Loads for Nitrogen - Report from a workshop held at Lökeberg, Sweden, 6-10 April 1992. Organized by the Nordic Council of Ministers in collaboration with The Convention on Long-range Transboundary Air Pollution (UNECE). Nord 1992:41. ISBN 92 9120 121 9.

Gschwantner, T. (2006). Zuwachsänderungen nach den Daten der österreichischen Waldinventur und ihre klimatischen Ursachen. BFW-Berichte 133, Wien, Bundesamt für Wald.

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

Günthardt-Goerg, M., Matyssek, R., Scheidegger, C. und Keller, T. (1993). Differentiation and structural decline in the leaves and bark of birch (*Betula pendula*) under low ozone concentrations. *Trees* 7, 104-114.

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

Hättenschwiler, S. (2005). Effects of tree species diversity on litter quality and decomposition. In: *Forest diversity and function: Temperate and boreal systems*, eds. Scherer-Lorenzen, M., Körner, C. und Schulze, E., pp. 149-164. Springer-Verlag, Heidelberg.

Hättenschwiler, S. und Gasser, P. (2005). Soil animals alter plant litter diversity effects on decomposition. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 102, 1519-1524.

Jacob, M., Weland, N., Platner, C., Schaefer, M., Leuschner, C. und Thomas, F. M. (2009). Nutrient release from decomposing leaf litter of temperate deciduous forest trees along a gradient of increasing tree species diversity. *Soil Biology and Biochemistry* 41, 2122-2130.

Jacobsen, C., Rademacher, P., Meesenburg, H. und Meives, K. J. (2003). Gehalte chemischer Elemente in Baumkompartimenten. *Literaturstudie und Datensammlung. Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme Universität Göttingen B* 69, 1-81.

Johnson, D., Leake, J. R. und Lee, J. A. (1999). The effects of quantity and duration of simulated pollutant nitrogen deposition in root-surface phosphatase activities in calcareous and acid grasslands: a bioassay approach. *New Phytologist* 141, 433-442.

Jonard, M., André, F., Dambrine, E., Ponette, Q. und Ulrich, E. (2009). Temporal trends in the foliar nutritional status of the French, Walloon and Luxembourg broad-

leaved plots of forest monitoring. *Annals of Forest Science* 66, 412.

Jump, A. S., Hunt, J. M. und Penuelas, J. (2006). Rapid climate change-related growth decline at the southern range edge of *Fagus sylvatica*. *Global Change Biology* 12, 2163-2174.

Karlsson, P. E., Braun, S., Broadmeadow, M., Elvira, S., Emberson, L. D., Gimeno, B., LeThiec, D., Novak, K., Oksanen, E., Schaub, M., Uddling, J. und Wilkinson, M. (2005). Risk assessments for forest trees - the performance of ozone flux versus the AOT concepts. In: *Critical Levels of Ozone: Further Applying and Developing the Flux-based Concept*. 15.-19. November 2005, ed. Wieser, G., Obergurgl, Tyrol, Austria.

Karlsson, P. E., Örländer, G., Langvall, O., Uddling, J., Hjorth, U., Wiklander, K., Areskough, B. und Grennfelt, P. (2006). Negative impact of ozone on the stem basal area increment of Norway spruce in south Sweden. *Forest Ecology and Management* 232, 146-151.

Karnosky, D. F., Werner, H., Holopainen, T., Percy, K., Oksanen, T., Oksanen, E., Heerd, C., Fabian, P., Nagy, J., Heilman, W., Cox, R., Nelson, N. und Matyssek, R. (2007). Free-air exposure systems to scale up ozone research to mature trees. *Plant Biology* 9, 181-190.

Kjaer, E. D., McKinney, L. V., Nielsen, L. R., Hansen, L. N. und Hansen, J. K. (2011). Adaptive potential of ash (*Fraxinus excelsior*) populations against the novel emerging pathogen *Hymenoscyphus pseudoalbidus*. *Evolutionary Applications* 5, 219-228.

Kowalski, T. und Holdenrieder, O. (2008). Eine neue Pilzkrankheit an Esche in Europa. *Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen* 159, 45-50.

Krapfenbauer, A. und Buchleitner, E. (1981). Holzernte, Biomassen- und Nährstoffaustrag, Nährstoffbilanz eines Fichtenbestandes. *Centralblatt für das gesamte Forstwesen* 98, 193-223.

Krauss, H. H. und Heinsdorf, D. (2008). Herleitung von Trockenmassen und Nährstoffspeicherungen in Buchenbeständen. *Landesforstanstalt Eberswalde, Eberswalde*, 72 pp.

Kreutzer, K. (1979). Ökologische Fragen zur Vollbaumernte. *Forstwissenschaftliches Centralblatt* 98, 298-308.

Kreutzer, K., Butterbach-Bahl, K., Rennenberg, H. und Papen, H. (2009). The complete nitrogen cycle of a N-saturated spruce forest ecosystem. *Plant Biology* 11, 694-700.

Kreutzer, K. und Schlenker, G. (1980). Vergleich standortkundlicher Klassifikationsverfahren für ökologische Kartierung in Wäldern. *Mitteilungen des Vereins für Forstliche Standortskunde und Forstpflanzenzüchtung* 28, 21-27.

Kurz, D., Rihm, B., Sverdrup, H. und Warfvinge, P. (1998). Critical loads of acidity for forest soils. *Environmental Documentation* 88, 102pp., Bern. *Landeshydrologie* (1992). *Hydrologischer Atlas der Schweiz*. Bundesamt für Wasser und Geologie, Bern.

Leuschner, C. und Hertel, D. (2002). Fine root biomass of temperate forests in relation to soil acidity and fertility, climate, age and species. *Progress in Botany* 64, 405-438.

Lovett, G. M. und Lindberg, S. E. (1990). Atmospheric deposition and canopy interactions of nitrogen in forests. *Bulletin of the Ecological Society of America* 71, 233-234.

Magill, A., Aber, J. D., Currie, W. S., Nadelhoffer, K. J., Martin, M. E., McDowell, W. H., Melillo, J. M. und Steudler, P. S. (2004). Ecosystem response to 15 years of chronic nitrogen additions at the Harvard Forest LTER, Massachusetts, USA. *Forest Ecology and Management* 196, 7-28.

Mahowald, N., Jickells, T. D., Baker, A. R., Artaxo, P., Benitez-Nelson, C. R., Bergametti, G., Bond, T. C., Chen, Y., Cohen, D. D., Herut, B., Kubilay, N.,

Losno, R., Luo, C., Maenhaut, W., Mcgee, K. A., Okin, G. S., Siefert, R. L. und Tsukuda, S. (2008). Global distribution of atmospheric phosphorus sources, concentrations and deposition rates, and anthropogenic impacts. *Global Biogeochemical Cycles* 22, GB4026.

Margill, A. H., Aber, J. D., Currie, W. S., Nadelhoffer, K., Martin, M. E., Dowell, W. H., Melillo, J. M. und Steudler, P. (2004). Ecosystem response to 15 years of chronic nitrogen additions at the Harvard Forest LTER, Massachusetts, USA. *Forest Ecology and Management* 196, 7-28.

Marschner, H. (1995). *Mineral Nutrition of Higher Plants*. Academic Press, London, 889 pp.

Matyssek, R., Wieser, G., Ceulemans, R., Rennenberg, H., Pretzsch, H., Haberer, K., Löw, M., Nunn, A. J., Werner, H., Wipfler, P., Oßwald, W., Nikolova, P., Hanke, D. E., Kraigher, H., Tausz, M., Bahnweg, G., Kitao, M., Dieler, J., Sandermann, H., Herbinger, K., Grebenc, T., Blumenröther, M., Deckmyn, G., Grams, T. E. E., Heerd, C., Leuchner, M., Fabian, P. und Häberle, K. H. (2010). Enhanced ozone strongly reduces carbon sink strength of adult beech (*Fagus sylvatica*) - Resume from the free-air fumigation study at Kranzberg Forest. *Environmental Pollution* 158, 2527-2532.

Mayer, P., Brang, P., Dobbertin, M., Hallenbarter, D., Renaud, J. P., Walthert, L. und Zimmermann, S. (2005). Forest storm damage is more frequent on acidic soils. *Annals of Forest Science* 62, 303-311.

McNulty, S. G., Aber, J. D., Newton, R. M. und Newman, S. D. (1996). Nitrogen saturation in a high elevation New England spruce-fir stand. *Forest Ecology and Management* 84, 109-121.

Meinen, C., Hertel, D. und Leuschner, C. (2009). Root Growth and Recovery in Temperate Broad-Leaved Forest Stands Differing in Tree Species Diversity. *Ecosystems* 12, 1103-1116.

Meining, S., v. Wilpert, K., Schäffer, J. und Schröter, H. (2008). Waldzustandsbericht der Forstlichen Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg. Freiburg, ISSN: 1862-863X.

Meinzer, F. C., McCulloh, K. A., Lachenbruch, B., Woodruff, D. R. und Johnson, D. M. (2010). The blind men and the elephant: the impact of context and scale in evaluating conflicts between plant hydraulic safety and efficiency. *Oecologia* 164, 287-296.

Mellert, K. H. und Göttlein, A. (2012). Comparison of new foliar nutrient thresholds derived from van den Burg's literature compilation with established central European references. *European Journal of Forest Research* 131, 1461-1472.

Mellert, K. H., Prietzel, J., Straussberger, R. und Rehfuss, K. E. (2004). Long-term nutritional trends of conifer stands in Europe: results from the RECOGNITION project. *European Journal of Forest Research* 123, 305-319.

Nabuurs, G. J., Lindner, M., Verkerk, P. J., Gunja, K., Deda, P., Michalak, R. und Grassi, G. (2013). First signs of carbon sink saturation in European forest biomass. *Nature Climate Change* DOI 10-1038/nclimate1853.

Nebe, W. (1967). Zur Manganernährung der Fichte. *Arch.Forstwes.* 16, 109-118.

Nellemann, C. und Thomsen, M. G. (2001). Long-term changes in forest growth: Potential effects of nitrogen deposition and acidification. *Water, Air and Soil Pollution* 128, 197-205.

Nihlgård, B. (1985). The ammonium hypothesis - an additional explanation to the forest dieback in Europe. *Ambio* 14, 1-8.

Nilsen, P. (1995). Effect of nitrogen on drought strain and nutrient uptake in Norway spruce *Picea abies* (L.) Karst. trees. *Plant and Soil* 172, 73-85.

Olsson, P. A. (1999). Signature Fatty Acids Provide Tools for Determination of the Distribution and Interactions

of Mycorrhizal Fungi in Soil. *Fems Microbiology Ecology* 29, 303-310.

Övergaard, R., Gemmel, P. und Karlsson, M. (2007). Effects of weather conditions on mast year frequency in beech (*Fagus sylvatica* L.) in Sweden. *Forestry* 80, 555-565.

Paar, U., Dammann, I., Gawehn, P., Wendland, J. und Eichhorn, J. (2008). Waldzustandsbericht 2008. Hessisches Ministerium für Umwelt, ländlichen Raum und Verbraucherschutz, Göttingen.

Paar, U., Guckland, A., Dammann, I., Albrecht, M. und Eichhorn, J. (2011). Häufigkeit und Intensität der Fruktifikation der Buche. *AFZ-Der Wald* 66, 26-29.

Piovesan, G., Bondi, F., Di Filippo, A., Alessandrini, A. und Maugeri, M. (2008). Drought-driven growth reduction in old beech (*Fagus sylvatica* L.) forests of the central Apennines, Italy. *Global Change Biology* 14, 1-17.

Pretzsch, H., Schütze, G. und Uhl, E. (2013). Resistance of European tree species to drought stress in mixed versus pure forests: evidence of stress release by inter-specific facilitation. *Plant Biology* 15, 483-495.

Prietzel, J. und Stetter, U. (2010). Long-term trends of phosphorus nutrition and topsoil phosphorus stocks in unfertilized and fertilized Scots pine (*Pinus sylvestris*) stands at two sites in Southern Germany. *Forest Ecology and Management* 259, 1141-1150.

Rastin, N. (1992). Beziehung zwischen ökologischen Artengruppen und bodenchemischen Verhältnissen in Hamburger Waldbeständen. *Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde* 155, 169-174.

Reich, P. B., Oleksyn, J., Modrzyński, J., Mrozinski, P., Hobbie, S. E., Eissenstat, D. M., Chorover, J., Chadwick, O. A., Hale, C. M. und Tjoelker, M. G. (2005). Linking litter calcium, earthworms and soil properties: a common garden test with 14 tree species. *Ecology Letters* 8, 811-818.

Reinds, G. J., Posch, M. und de Vries, W. (2001). A semi-empirical dynamic soil acidification model for use in spatially explicit integrated assessment models for Europe. *Alterra Report* 084, 55 pp., Wageningen, Alterra Green World Research

Remund, J., Kunz, S. und Schilter, C. (2008). METEONORM 6.1. Handbook Part I (Software) and Part II (Theory). METEOTEST; Swiss Federal Office of Energy, Berne.

Richter, A. K., Walther, L., Frossard, E. und Brunner, I. (2007). Does low base saturation affect root properties of European beech (*Fagus sylvatica* L.)? *Plant and Soil* 298, 69-79.

Riek, W. und Wolff, B. (2001). Integrierende Auswertungsansätze von Level I und II auf EU-, Bund- und Länderebene. In: *Forstliche Umweltkontrolle - Ergebnisse aus zehnjährigen Untersuchungen zur Wirkung von Luftverunreinigungen in Brandenburgs Wäldern*, pp. 239-245. Landesforstanstalt, Eberswalde.

Rihm, B. und Kurz, D. (2001). Deposition and critical loads of nitrogen in Switzerland. *Water, Air & Soil Pollution* 130, 1223-1238.

Rosengren, U., Göransson, H., Jönsson, U., Thelin, G. und Wallander, H. (2005). Functional Biodiversity Aspects of the Nutrient Sustainability in Forests - Importance of Root Distribution. In: *Sustainable Forestry in Southern Sweden: The SUFOR Research Project*, pp. 77-100.

Schenk, H. J. und Espino, S. (2011). Nighttime sap flow removes air from plant hydraulic system. In: *8th International Workshop on Sap Flow*, May 8-12 2011, Volterra.

Schulla, J. und Jasper, K. (2007). Model description Wasim-ETH. http://www.wasim.ch/downloads/doku/wasim/wasim_2007_en.pdf, Zürich, 181 pp.

Siegwolf, R. T. W., Matyssek, R., Saurer, M., Maurer, S., Günthardt-Goerg, M. S., Schmutz, P. und Bucher, J. B. (2001). Stable isotope analysis reveals differential effects

of soil nitrogen and nitrogen dioxide on the water use efficiency in hybrid poplar leaves. *New Phytologist* 149, 233-246.

Solberg, S., Dobbertin, M., Reinds, G. J., Lange, H., Andreassen, K., Fernandez, P. G., Hildingsson, A. und de Vries, W. (2009). Analyses of the impact of changes in atmospheric deposition and climate on forest growth in European monitoring plots: A stand growth approach. *Forest Ecology and Management* 258, 1735-1750.

Spiecker, H. (1999). Overview of recent growth trends in European forests. *Water, Air & Soil Pollution* 116, 33-46.

Stefan, K., Fürst, A., Hacker, R. und Bartels, U. (1997). Forest foliar condition in Europe. Results of large-scale foliar chemistry surveys. *European Commission - United Nations/Economic Commission for Europe, Brussels, Geneva, Vienna*, 207 pp.

Stocker, R., Burger, T., Elsener, O., Liechti, T., Portmann-Orlowski, K. und Zantop, S. (2002). Die Waldstandorte des Kantons Aargau. Finanzdepartement des Kantons Aargau, Abteilung Wald, Wohlen.

Sutton, M. A., Pitcairn, C. E. R. und Fowler, D. (1993). The Exchange of Ammonia Between the Atmosphere and Plant-Communities. *Advances in Ecological Research* 24, 301-393.

Sverdrup, H. und Warfvinge, P. (1993). The effect of soil acidification on the growth of trees, grass and herbs as expressed by the (Ca+Mg+K)/Al ratio. *Lund University, Department of Chemical Engineering II., Reports in ecology and environmental engineering* 2:1993, 1-108.

Sverdrup, H., Warfvinge, P., Blake, L. und Goulding, K. (1995). Modeling recent and historic soil data from the Rothamsted Experimental Station, England using SAFE. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 53, 161-177.

swisstopo (2007). Digitales Höhenmodell 25 m Auflösung (DHM25). Datenquelle Bundesamt für Landestopografie (swisstopo), Wabern.

Thelin, G., Rosengren, U., Callesen, I. und Ingerslev, M. (2002). The nutrient status of Norway spruce in pure and in mixed-species stands. *Forest Ecology and Management* 160, 115-125.

Themlitz, R. (1963). Erfahrungen zum Nährstoffzustand von Böden und Pflanzen aus Forstpflanzenanzuchtstätten. *Allgemeine Forst- und Jagdzeitung* 134, 173-177.

Thöni, L. und Seidler, E. (2004). Stickstoff-Deposition in der Ostschweiz 1994 bis 2003, Zusammenfassung. *Ostluft, Zürich*, 17pp.

UBA (1993). Manual on Methodologies and Criteria for Mapping Critical Levels/ Loads and Geographical Areas where they are Exceeded. Prepared under the Convention on Long-range Transboundary Air Pollution (UNECE). Published by Umweltbundesamt Berlin (UBA). UBA-Texte 25/93, 109pp.

UNECE und EC (2003). Forest Condition in Europe. Results of the 2002 Large-Scale Survey, 2003 Technical Report. Convention on Long-Range Transboundary Air Pollution, International Cooperative Programme on Assessment and Monitoring of Air Pollution Effects on Forests, Brussels, Geneva, ISSN 1020-3729.

UNECE (2010). 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 Transboundary Air Pollution (UNECE) by the International Cooperative Programme on Effects of Air Pollution on Natural Vegetation and Crops (ICP Vegetation). Center for Ecology & Hydrology (CEH), Bangor, UK.

UNECE (2011). Review and revision of empirical critical loads and dose-response relationships. Proceedings of an expert workshop, Noordwijkerhout, 23-25 June 2010. RIVM report 680359002, Coordination Centre for Effects, National Institute for Public Health and the Environment (RIVM).

van den Burg, J. (1985). Foliar analysis for determination of tree nutrient status - a compilation of literature data. Rapport No. 414, 615pp. Wageningen, Rijksinstituut voor Onderzoek in de Bos- en Landschapsbouw «De Dorschkamp».

van den Burg, J. (1990). Foliar analysis for determination of tree nutrient status - a compilation of literature data, Rapport No. 591, 220 pp. Wageningen, Rijksinsitut. Rijksinstituut voor Onderzoek in de Bos- en Landschapsbouw «De Dorschkamp», Wageningen.

van Diepen, L. T. A., Lilleskov, E. A., Pregitzer, K. S. und Miller, R. M. (2007). Decline of arbuscular mycorrhizal fungi in northern hardwood forests exposed to chronic nitrogen deposition. *New Phytologist* 176, 175-183.

VanderHeyden, D., Skelly, J., Innes, J., Hug, C., Zhang, J., Landolt, W. und Bleuler, P. (2001). Ozone exposure thresholds and foliar injury on forest plants in Switzerland. *Environmental Pollution* 111, 321-331.

Wallander, H. und Nylund, J. E. (1992). Effects of excess nitrogen and phosphorus starvation on the extramatrical mycelium of ectomycorrhizas of *Pinus sylvestris* L. *New Phytologist* 120, 495-503.

Wang, G. G. (1995). White spruce site index in relation to soil understory vegetation and foliar nutrients. *Canadian Journal of Forest Research* 25, 29-38.

Wittig, V. E., Ainsworth, E. A., Naidu, S. L., Karnosky, D. F. und Long, S. P. (2009). Quantifying the impact of current and future tropospheric ozone on tree biomass, growth, physiology and biochemistry: a quantitative meta-analysis. *Global Change Biology* 15, 396-424.

Zas, R. und Alonso, M. (2002). Understorey vegetation as indicators of soil characteristics in northwest Spain. *Forest Ecology and Management* 171, 101-111.



Institut für Angewandte Pflanzenbiologie (IAP)

Sandgrubenstrasse 25 | CH-4124 Schönenbuch | Telefon +41 61 481 32 24 | Telefax +41 61 481 34 36 | www.iap.ch

