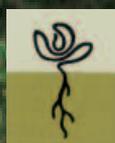


# Wie geht es unserem Wald?

Ergebnisse aus  
Dauerbeobachtungsflächen  
von 1984 bis 2004,  
Bericht 2



Institut für  
Angewandte Pflanzenbiologie  
Schönenbuch



Eine Information der kantonalen Forstämter Aargau, Basellandschaft, Basel-Stadt, Bern, Solothurn, Zug und Zürich mit Unterstützung des Bundesamtes für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL).

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

Herstellung            Linsenmann AG, Print | Design | NewMedia, 4009 Basel

Englischer Titel        How is our forest?

Französischer Titel    Notre forêt, comment se porte-t-elle?

Italienischer Titel    Come si trovano i nostri boschi?

© IAP Schönenbuch, Oktober 2004  
Gedruckt auf chlorfrei gebleichtes Papier

# Wie geht es unserem Wald?

Ergebnisse aus Dauerbeobachtungsflächen von  
1984 bis 2004, Bericht 2

Walter Flückiger und Sabine Braun

**Unter Mitwirkung von:**

Delphine Antoni

Dieter Bader

Leonardo Cantaluppi

Heidi Flückiger-Keller

Ivano Sala

Vera Thomas

Michael Tobler

Lila Tomova

Francine Witt

Roland Woëffray



INSTITUT FÜR ANGEWANDTE PFLANZENBIOLOGIE  
CH-4124 SCHÖNENBUCH



|    |  |    |
|----|--|----|
| 1  | Vorwort  | 6  |
| 2  | Abstract   | 7  |
| 3  | Einleitung   | 10 |
| 4  | Entwicklung der Kronenverlichtung                              | 11 |
| 5  | Wachstum   | 13 |
|    | 5.1 Triebwachstum  | 13 |
|    | 5.2 Stammzuwachs   | 14 |
| 6  | Ernährungszustand  | 15 |
|    | 6.1 Buche  | 15 |
|    | 6.2 Fichte   | 18 |
| 7  | Fruchtbildung  | 19 |
| 8  | Witterung  | 22 |
|    | 8.1 Bodenwasser  | 22 |
|    | 8.2 Stammflussmessungen  | 24 |
| 9  | Stickstoffbelastung  | 25 |
|    | 9.1 Stickstoffeintrag  | 25 |
|    | 9.2 Stickstoffaustrag  | 27 |
|    | 9.3 Auswirkungen auf den Boden                                 | 28 |
|    | 9.4 Auswirkungen auf die Bäume                                 | 28 |
|    | 9.4.1 Nährstoffversorgung                                      | 28 |
|    | 9.4.2 Sprosswachstum   | 29 |
|    | 9.4.3 Wurzelwachstum   | 31 |
|    | 9.4.4 Trockenstress  | 31 |
|    | 9.4.5 Parasitenbefall  | 32 |
|    | 9.4.6 Fungistatische phenolische Verbindungen                  | 32 |
|    | 9.4.7 Windwurf   | 32 |
|    | 9.5 Auswirkungen auf die Krautschicht                          | 33 |
| 10 | Bodenversauerung   | 35 |
|    | 10.1 Basensättigung und pH-Wert                                | 35 |
|    | 10.2 Verhältnis basischer Kationen zu Aluminium                | 37 |
|    | 10.3 Bedeutung anthropogener Einträge für die Bodenversauerung | 41 |
|    | 10.4 Folgen für die Wurzelentwicklung und das Windwurfrisiko   | 42 |
|    | 10.5 Bodenversauerung und Regenwürmer                          | 45 |
| 11 | Bodenverdichtung   | 47 |
| 12 | Ozonbelastung  | 52 |
| 13 | Schlussfolgerung   | 55 |
| 14 | Zusammenfassung  | 56 |
| 15 | Verdankung   | 63 |
| 16 | Glossar  | 64 |
| 17 | Literatur  | 66 |

## 1. Vorwort

Unsere natürliche Umwelt besteht aus Wiesen und Wäldern, Seen und Flüssen, Bergen und Tälern. Die Wissenschaft erkennt darin verschiedene Systeme, in denen spezifische Lebensabläufe festzustellen sind. Solange in solchen Systemen der Natur Leben existiert, ereignen sich fortwährend Veränderungen, Reaktionen und Anpassungen auf gewandelte Lebensbedingungen.

Messreihen zeigen Entwicklungen und Veränderungen auf und lassen mit aller Vorsicht gewisse Prognosen zu. Es kann ja nicht bloss der momentane Zustand der Wälder interessieren. Vielmehr ist es von Bedeutung zu wissen, wohin sich das Ökosystem Wald entwickelt und in welchem Kontext dieser Prozess zu anderen Ereignissen steht, wie etwa zur Klimaveränderung oder zur Umweltbeeinflussung durch menschliche Aktivitäten.

Die Untersuchungen des Institutes für Angewandte Pflanzenbiologie in Schönenbuch (IAP) zeigen Wirkungsmechanismen auf und belegen Veränderungen im Ökosystem Wald. Was der Waldgänger an Stamm und Krone der Bäume beobachtet, hat oft seinen Ursprung im Wurzelbereich, das heisst im Boden. Es ist verständlich, dass viele Leute keine Beziehung zum komplizierten System der Böden und der darin stattfindenden physikalischen, chemischen und biologischen Vorgänge haben, da sie bloss auf dem Boden wandern, aber nicht in ihn hineinsehen. Das heisst nicht, dass diese unbedeutend wären.

In der Natur entwickeln sich entscheidende Prozesse oft über eine lange Zeitdauer, unauffällig, unspektakulär. Wenn sie aber in eine kritische Phase

treten und rasche Veränderungen auslösen, können sie Schrecken und Unheil verbreiten. Lawinenniedergänge und Wildwasser haben z. B. ihren Ursprung oft in Umweltveränderungen, die Jahrzehnte zurückliegen. Der Fachmann erkennt die sich zuspitzende Situation, der Laie mag ihm nicht folgen, da er mit seinem Augenmerk nichts Aussergewöhnliches festzustellen vermag. Umso grösser ist dann die Überraschung, wenn das Ereignis eintritt.

Dasselbe gilt für die schleichenden Prozesse, die sich im Wald und Waldboden abspielen. Der Schrecken war gross, als vor 20 Jahren Fachleute auf Waldschäden hinwiesen, die bis anhin unbekannt waren. Im Moment beunruhigte der Laubverlust der Waldbäume die Bevölkerung, doch bald schon gewöhnte sie sich daran. Noch viel schwieriger ist es, die Veränderungen in den Waldböden zu verfolgen. Wie wir heute wissen, verschlechtert sich die Lebenssituation der Waldbäume zusehends. Exakte und wiederholte Messungen weisen uns darauf hin. Der im Vergleich zu den forstlichen Ertragstabellen nachgewiesene Rückgang des Zuwachses der Buche und Fichte lässt genauso wenig Zweifel an den dramatischen Veränderungen aufkommen, wie die starke Abnahme gewisser Nährstoffe. So ist im Untersuchungszeitraum der Anteil an Buchenflächen mit Phosphor- und Magnesiumunterversorgung stark angestiegen.

Während 20 Jahren legte das IAP Messreihen an, die unwiderlegbare Verschlechterungen der Lebensbedingungen der Waldbäume aufzeigen. Sie werden anfälliger gegenüber pilzlichen Krankheitserregern, Schadinsekten, Trockenheit sowie gegenüber

Windwurf. Noch zehren wir von den ursprünglich reichen Böden in unserem Land, aber ihr Reichtum an Nährstoffen schwindet und wird irgendwann zu einer kritischen Situation führen.

Die Forstdienste der Kantone Aargau, Basellandschaft, Basel-Stadt, Bern, Solothurn, Zug und Zürich mit Unterstützung des Bundesamtes für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL) machen als Treuhänder des Waldes mit diesem Bericht die politischen Behörden und die Öffentlichkeit auf die Gefährdung des Waldes durch die beobachteten Veränderungen aufmerksam.

Die Kantonsoberrichter der beteiligten Kantone:  
Dr. Heinz Kasper, Aargau  
Ueli Meier, Basellandschaft und Basel-Stadt  
Heinz Balsiger, Bern  
Jürg Froelicher, Solothurn  
Dr. Martin Winkler, Zug  
Alain Morier, Zürich

Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL):  
Beat Achermann, Abteilung  
Luftreinhaltung  
Dr. Richard Volz, Eidg. Forstdirektion

Die im vorliegenden Bericht dargestellten Untersuchungsergebnisse stammen aus Dauerbeobachtungsflächen mit Buchen und Fichten. Im Vordergrund des Interesses stehen durch den Menschen verursachte Belastungsfaktoren – Stickstoffbelastung, beschleunigte Bodenversauerung, erhöhte Ozonkonzentrationen und mechanische Bodenverdichtung. Ihre Auswirkungen auf den Wald werden durch statistische Auswertungen der umfangreichen Waldbeobachtungen auf 124 Flächen und durch Experimente untersucht.

Über die Luft werden grosse Mengen von Stickstoff in den Wald eingetragen. In der Folge werden Bäume und Krautschicht einseitig mit Stickstoff ernährt, mit vielfältigen Auswirkungen auf den Wald. Das Wachstum der oberirdischen Baumteile wird zunächst zwar gefördert, aber nur so lange sich noch keine Nährstoffungleichgewichte eingestellt haben. Ist letzteres der Fall, ist gar eine Hemmung möglich. Zwischen 1998 und 2002 wurde bei Buche und Fichte eine Verminderung des Stammzuwachses um 22–23% festgestellt. Auf basenarmen Böden kann eine Abnahme des Längenanteils der Feinwurzeln und der Dichte der Wurzelspitzen mit steigenden Stickstoffgaben beobachtet werden. Im Laufe der letzten zwanzig Jahre ist die Versorgung der Waldbäume mit mineralischen Nährstoffen, vor allem Phosphor und Magnesium, zunehmend schlechter geworden. Unter der Waldbodenvegetation ist der Anteil stickstoffliebender Krautpflanzen gestiegen, und in Gebieten mit hohen Stickstoffeinträgen nehmen die Brombeeren überhand. Die hohen Stickstoffeinträge wirken gleichzeitig auch versauernd auf den Boden. Ein Teil der Waldbö-

den ist im Untersuchungszeitraum messbar versauert und somit basenärmer geworden. 13% der Waldflächen befinden sich in einem kritischen Versauerungszustand (Basensättigung kleiner als 15%), weitere 20% sind stark versauert (Basensättigung zwischen 15 und 40%). In Zusammenhang mit basenarmen Böden stehen ein verminderter Längenanteil von Feinstwurzeln bei jungen Buchen, eine verminderte Tiefendurchwurzelung und ein stark erhöhter Windwurf von Buchen und Fichten durch den Sturm «Lothar». In stark sauren Böden, mit einem pH-Wert von unterhalb 4, werden zudem praktisch keine Regenwürmer mehr gefunden. Diese stellen ein wichtiges Qualitätsmerkmal für die Bodenfruchtbarkeit dar.

Die Ozonbelastung lag während des ganzen Untersuchungszeitraums über dem Grenzwert für den Wald. Sie hemmt den Zuckertransport vom Spross in die Wurzeln und verursacht auch bei ausgewachsenen Waldbäumen eine Zuwachsminderung.

Bei den Räumungsarbeiten nach dem Sturm «Lothar» wurden einige Waldböden flächig verdichtet, mit langfristigen Folgen für die Wurzelentwicklung des Jungwaldes und für den Wasserhaushalt.

*Le présent rapport expose les résultats des études entreprises sur des placettes d'observation permanentes, boisées de hêtres et d'épicéas. Il se concentre avant tout sur les facteurs polluants d'origine humaine (charge d'azote, acidification accélérée du sol, concentrations accrues d'ozone et compactage mécanique du sol). Les effets de ces perturbations sur la forêt sont étudiés d'une part au moyen d'une interprétation statistique de la vaste campagne d'observation des forêts menée sur 124 placettes et d'autre part à l'aide d'expériences.*

*L'atmosphère dépose de grandes quantités d'azote en forêt. Les arbres et la végétation herbacée consomment ensuite unilatéralement cette substance. Ce phénomène a de multiples conséquences pour la forêt. Pour le moment, la croissance de la partie aérienne des arbres est favorisée, mais seulement s'il n'y a aucun déséquilibre des substances nutritives. Sinon, de suite une inhibition de la croissance est possible. Par rapport à la période précédente, l'accroisse-*

*ment du tronc, chez le hêtre et l'épicéa, accuse une nette régression de 22–23% au cours de la période 1998–2002. Dans les sols pauvres en bases, on observe que la longueur des racines et la densité des pointes de racines diminuent. Au cours des vingt dernières années, l'approvisionnement des arbres forestiers en substances nutritives minérales, avant tout en phosphore et en magnésium, n'a cessé de s'altérer. La proportion de plantes nitrophiles a augmenté au sein de la végétation herbacée, de sorte que la ronce prolifère dans les régions largement approvisionnées en azote. Le dépôt massif de cette substance provoque cependant aussi l'acidification du sol. Une partie des sols forestiers se sont sensiblement acidifiés (appauvrissement en bases) au cours de la période étudiée. 13% des placettes forestières ont atteint un degré d'acidification critique (saturation en bases <15%) et 20% se sont fortement acidifiés (saturation en base comprise entre 15 et 40%). Les sols pauvres en bases entraînent une dimi-*

*nution de la longueur des racines des jeunes hêtres, une réduction de la profondeur d'enracinement et une augmentation des hêtres et des épicéas renversés durant l'ouragan « Lothar ». En outre, on ne rencontre presque plus de lombrics dans les sols fortement acidifiés dont la valeur du pH est inférieure à 4. La présence de cet animal constitue un précieux indice pour la fertilité du sol.*

*La charge d'ozone a dépassé la valeur limite durant toute la période d'observation. Elle ralentit le transport des sucres du feuillage dans les racines et engendre également une diminution de l'accroissement des arbres adultes.*

*Les travaux de déblaiement faisant suite à l'ouragan « Lothar » ont parfois compacté les sols forestiers sur de grandes surfaces et perturbé à long terme le développement racinaire du rajeunissement et le régime hydrique.*

*Traduction Claude Gassmann*

## Abstract italiano

I risultati qui presentati provengono da superfici d'osservazione permanenti in soprassuoli di faggio e abete rosso. I fattori di disturbo provocati dall'uomo quali, il carico d'azoto, la sostenuta acidificazione del suolo, le elevate concentrazioni d'ozone nell'aria e la compattazione meccanica dei terreni rappresentano l'interesse principale dello studio. Le loro ripercussioni sul bosco sono indagate mediante le analisi statistiche dei rile-

vamenti effettuati in 124 aree di studio e da altri esperimenti. Per mezzo dell'aria nel bosco sono immesse notevoli quantità d'azoto. Le piante e la vegetazione dello strato erbaceo subiscono un abbondante approvvigionamento d'azoto con ripercussioni sul bosco. Inizialmente ne traggono beneficio le parti aeree delle piante, ma solo finché le sostanze nutritive sono in equilibrio tra loro. In seguito è addirittura possi-

bile un decrescimento. Tra il 1998 e il 2002 la crescita del fusto di faggio e abete rosso ha subito una diminuzione del 22–23%. Su terreni carenti di basi, all'aumento dell'approvvigionamento in azoto può corrispondere una diminuzione della proporzione di radici fini presenti nel sistema radicale e un dirado del numero di punte radicali. Negli ultimi venti anni è stato possibile notare un peggioramento nell'approvvigionamento di

altre sostanze minerali, soprattutto di fosforo e magnesio. Tra la vegetazione dello strato erbaceo è incrementata la quota di piante nitrofile; in zone con elevate immissioni d'azoto si è avuta un'elevata diffusione di rovi. Le alte immissioni d'azoto provocano inoltre un'acidificazione del suolo. Durante il periodo di studio in una parte dei terreni è stato possibile costatare una maggiore acidità rispettivamente una diminuzione di basi. Il 13% delle superfici si trovano in uno stato critico (saturazione

delle basi <15%), altri 20% sono molto acidi (saturazione delle basi 15-40%). I terreni poveri di basi denotano pure una lunghezza complessivamente minore di radici fini in giovani piante di faggio, radici meno profonde e, durante l'evento «Lothar», un forte incremento di schianti di faggi e abeti rossi. Inoltre, nei terreni estremamente acidi, con un valore pH <4, i lombrichi sono praticamente inesistenti.

Durante tutta la campagna d'osservazione le concentrazioni d'ozono

erano maggiori ai limiti. Valori così elevati provocano problemi nel trasporto degli zuccheri dall'apparato fogliare alle radici e le piante subiscono un rallentamento della crescita. Nei lavori di sgombero delle superfici colpite da «Lothar» sono stati compattati diversi suoli. I danni agli apparati radicali delle giovani piante e al bilancio idrico sono di lunga durata.

Traduzione: Michele Fürst

## Abstract english

*The results are based on permanent observation plots of beech and Norway spruce. The focus is on anthropogenic impacts –N deposition, accelerated soil acidification, increased ozone concentrations and mechanical soil compaction. Consequences for the forest are assessed either by statistical evaluations of extensive forest observations of 124 plots or through experimentation.*

*Large quantities of air-borne nitrogen are deposited in forests. As a consequence, the nitrogen supply to trees and herbs becomes unbalanced, resulting a variety of implications for the forest. The growth of the tree trunk and leaves may at first be enhanced but only as long no nutrient imbalance occurs. At later stages, growth inhibition is possible. Between 1998 and 2002, stem increment of beech and Norway spruce decreased by 22–23%. In soil deplete of*

*bases, the addition of nitrogen decreased the relative length of the finest roots and the density of root tips. Over the last 20 years the supply of mineral nutrients to forest trees, especially phosphorus and magnesium, has decreased, whereas the proportion of nitrophilic herbal plants in forest ground vegetation has increased. Blackberries are prolific in regions with high nitrogen deposition. High nitrogen deposition also has consequences for soil acidification. Part of the soil in the observation plots acidified significantly during the observation period; thus, losing base cations. Soil acidification reached a critical level in 13% of the forest plots (base saturation less than 15%), another 20% are strongly acidified (base saturation between 15 and 40%). In soils with low base saturation, decreased length of finest roots, diminished*

*rooting depth and strongly increased uprooting of beech and Norway spruce during the gale «Lothar» were observed. In addition, earthworms, an important quality indicator for soil, are no longer found in soils with a pH of less than 4.*

*The ozone load exceeded the critical level for forests during the whole observation period. It inhibits the carbohydrate allocation from the shoots to the roots and decreases growth of mature trees.*

*During clearance work after the gale «Lothar» some forest soils were compacted in a laminar way. This has long term consequences for the root development in the regenerating forest and for the water regime.*

Translation: Chris Fuhrer-Fries

### 3. Einleitung

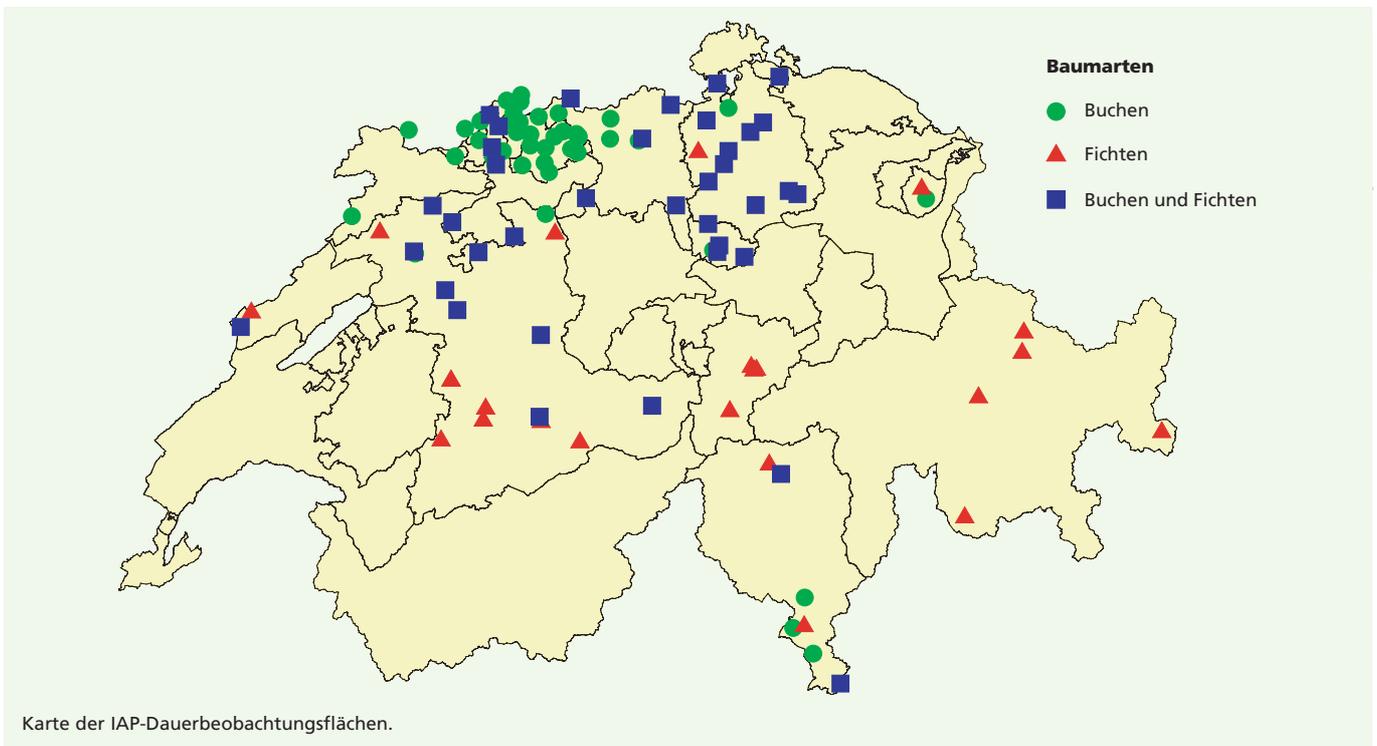
Seit nunmehr 20 Jahren führt das Institut für Angewandte Pflanzenbiologie (IAP) im Auftrag der Kantone AG, BE, BL, BS, SO, ZG und ZH Untersuchungen in Walddauerbeobachtungsflächen durch. In ausgewählten Waldflächen, meist sensitiven Flächen im Gebirge und im Tessin, werden zudem im Auftrag der Eidgenössischen Forstdirektion und der Abteilung Luftreinhaltung des BUWAL spezielle Problemstellungen bearbeitet. 124 Flächen mit einer Grösse von 0.25 bis 2.0 ha mit insgesamt 10638 Bäumen, vornehmlich Buchen und Fichten, standen im Jahre 2004 unter Beobachtung (Abb. 1). Das heutige Bestandesalter beträgt bei der Buche im Mittel 120 (60–180) und bei der Fichte 140 (30–310) Jahre.

Wie die langjährige Datenreihe zeigt, stellt die Walddauerbeobachtung

eine Notwendigkeit dar, um schleichende Veränderungen und Risiken im Wald frühzeitig zu erkennen. Die Ergebnisse bilden eine Grundlage, allfälligen Handlungsbedarf aufzuzeigen. Die Walddauerbeobachtung umfasst eine Vielzahl von zum grössten Teil periodisch wiederkehrenden, teils auch permanenten Untersuchungen. Neben Kronenzustand, Fruktifikation, Wachstum, Nährstoffstatus sowie Parasitenbefall der Bäume werden auch Wurzeln, Bodenchemie, Dynamik der Bodenversauerung, Schadstoffein- und -austräge, Bodenfauna, Verjüngung und Krautschicht untersucht. Die Vielzahl von Flächen ermöglicht eine epidemiologische Auswertung der Ergebnisse, wie sie in der medizinischen Forschung üblich ist. Ein experimenteller Ansatz wird mit Hilfe von langjährig angelegten Versuchen verfolgt und

erleichtert die Interpretation von Feldbeobachtungen. Die Kombination dieser beiden Ansätze erlaubt es, kritische Belastungsgrenzen für das Ökosystem Wald zu ermitteln. Kenntnisse über solche Belastungsgrenzen sind im Hinblick auf Risikoabschätzung und damit für die nachhaltige Sicherstellung der vielfältigen Waldfunktionen von zentraler Bedeutung. Die vorliegende Broschüre «Wie geht es unserem Wald», eine Nachführung der ersten Broschüre von 1999 mit neuen Fakten, soll dem Leser einen Überblick über wichtige Veränderungen und Entwicklungen während der letzten 20 Jahre geben sowie Wirkungszusammenhänge in unserem Wald aufzeigen.

Abb. 1



## 4. Entwicklung der Kronenverlichtung

Die Kronenverlichtung als Indikator für die Stressbelastung weist seit Beginn der Beobachtungen Erholungs- und Stressphasen auf. Insgesamt kann kein Trend zur Verbesserung oder Verschlechterung festgestellt werden. Im Jahr 2004 wiesen 24.1% der Buchen und 21.7% der Fichten eine Kronenverlichtung von mehr als 25% auf, waren also nach der internationalen Beurteilungsskala «gestresst». Statistische Auswertungen zeigen, dass das Ausmass der Kronenverlichtung vor allem von Witterungsextremen und Fruchtbehang beeinflusst wird. Durch eine künstlich verbesserte Nährstoffversorgung konnte die Kronenverlichtung in einem Gebirgswald deutlich und nachhaltig reduziert werden.

Die Kronenverlichtung kann als nützliche Richtgrösse angesehen werden, die es erlaubt, den Waldzustand über einen längeren Zeitraum mit einer verhältnismässig einfachen und schnellen Methode abzuschätzen (Foto 1,2). Bei der jährlichen Waldzustandserhebung wird die Verlichtung bei jeweils den gleichen Bäumen in 5%-Stufen eingeschätzt und anschliessend einer von fünf europaweit einheitlichen Verlichtungsstufen zugeordnet (Tab. 1). Gemäss der Europäischen Wirtschaftskommission der UNO (1) gelten Bäume mit einer Kronenverlichtung, die den Schwellenwert von 25% übersteigt, als «geschädigt» bzw. als «gestresst».

Foto 1



Kronenverlichtung bei Fichten.

Foto 2



Kronenverlichtung bei Buchen.

Abb. 2

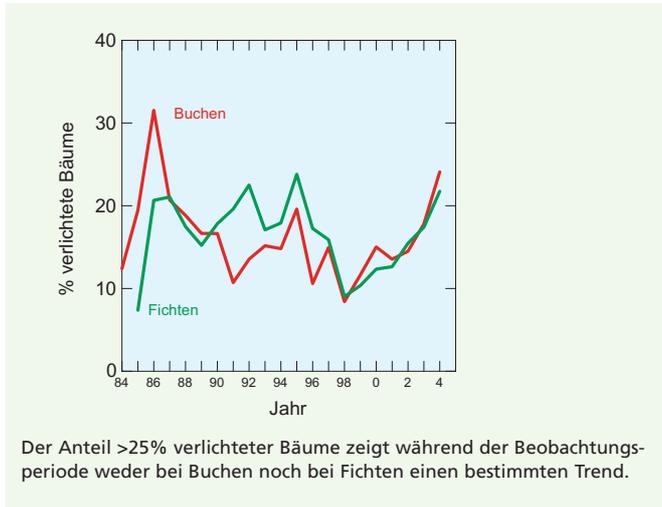
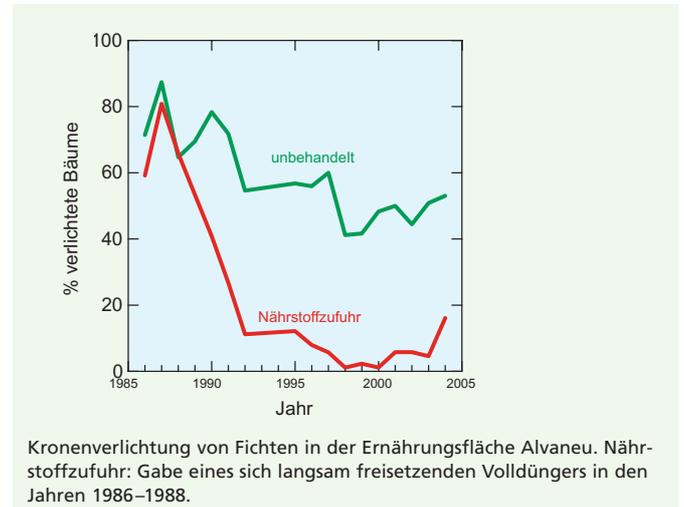


Abb. 3



In der nun 20-jährigen Beobachtungsreihe kann insgesamt kein Trend zur Verbesserung oder Verschlechterung des Kronenzustandes festgestellt werden. «Erholungsphasen» werden in unterschiedlichen Intervallen von «Stressphasen» abgelöst (Abb. 2). Im Mittel der Erhebungen lag der Anteil von Bäumen mit einer Kronenverlichtung >25% sowohl bei Buchen als auch bei Fichten bei 16%. 2003 fanden die Erhebungen statt, bevor sich die extreme Trockenheit auf den Kronenzustand auswirken konnte. Im Jahre 2004 hat die Kronenverlichtung vor allem bei der Buche zum Teil deutlich zugenommen, wobei starke

regionale und lokale Unterschiede festzustellen sind. Auf flachgründigen, skelettreichen und zur Trocknis neigenden Standorten ist das Ausmass an verlichteten Baumkronen erwartungsgemäss am grössten.

Die Ursachen einer erhöhten Kronenverlichtung können sehr unterschiedlicher Natur sein. Stressfaktoren, die einzeln oder in Kombination eine erhöhte Verlichtung bewirken können, umfassen u.a. Witterungsextreme, Luftschadstoffe, Nährstoffmangel, Parasitenbefall, starker Fruchtbehang, Wurzelfäulnis und plötzliche Freistellung. Aus diesem

Grund sind Verlichtungsdaten allein schwierig zu interpretieren. Statistische Auswertungen der vorhandenen Datenreihe zeigen, dass die periodisch zu beobachtenden Phasen erhöhter Kronenverlichtung bei Buchen und Fichten vornehmlich auf Witterungsextreme und Fruktifikation zurückzuführen sind. Die Rolle der Ernährung zeigt ein Experiment in einem stark verlichteten Gebirgswald: Nährstoffgaben führten schon nach wenigen Jahren zu einer deutlichen und nachhaltigen Abnahme der Kronenverlichtung (Abb. 3).

Tab. 1

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

Verlichtungsstufen gemäss UN/ECE (1).

## 5. Wachstum

**Das Triebwachstum bei Buchen schwankte im Untersuchungszeitraum sehr stark. Ursachen dafür sind Trockenstress, Fruchtbildung und Ozonbelastung. Eine deutliche Wachstumshemmung konnte als Folge des trockenen Sommers 2003 bei Buchen und Fichten beobachtet werden.**

### 5.1 Triebwachstum

Das Triebwachstum stellt einen empfindlichen Indikator für Stresseinwirkung dar. Wegen des frühen Abschlusses der Knospenanlagen, im Spätsommer des Vorjahres (2), hat die Witterung des laufenden Jahres bei der Buche nur wenig Einfluss. Dagegen ist im Jahr nach trockenem Sommern, starker Fruchtbildung oder hoher Ozonbelastung eine deutliche Wachstumsdepression zu verzeichnen (Abb. 4). Bei der Fichte wird das

Triebwachstum nicht im gleichen Ausmass wie bei der Buche im Vorjahr determiniert, somit sind Reaktionen auf die Witterungsbedingungen des laufenden Jahres eher möglich. Der trockene Sommer 2003 hat sich bei der Fichte deshalb bereits im Triebwachstum 2003 ausgewirkt, während bei der Buche eine deutliche Wachstumsdepression erst 2004 festzustellen war (Abb. 5).

Abb. 4

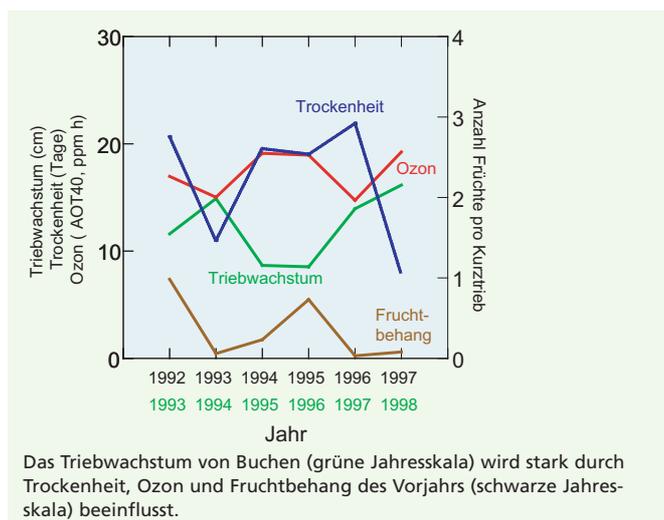
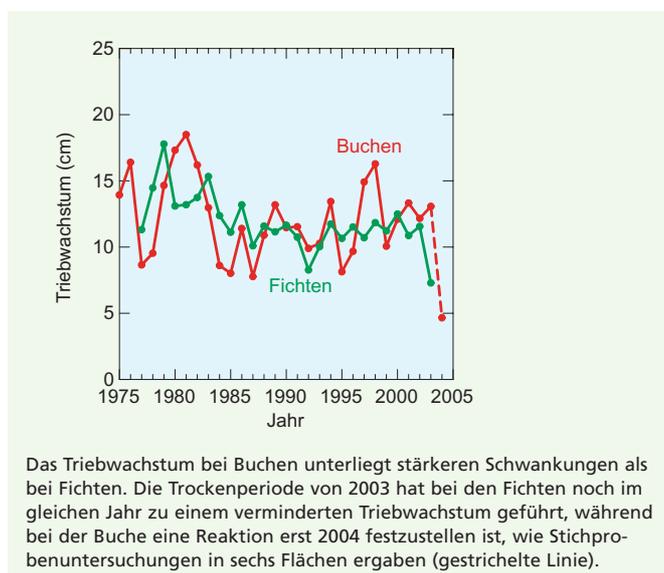


Abb. 5



Alle vier Jahre werden bei jeweils den gleichen acht Bäumen pro Beobachtungsfläche mit Hilfe eines Helikopters Äste aus dem obersten Kronenbereich geerntet.

Foto 3

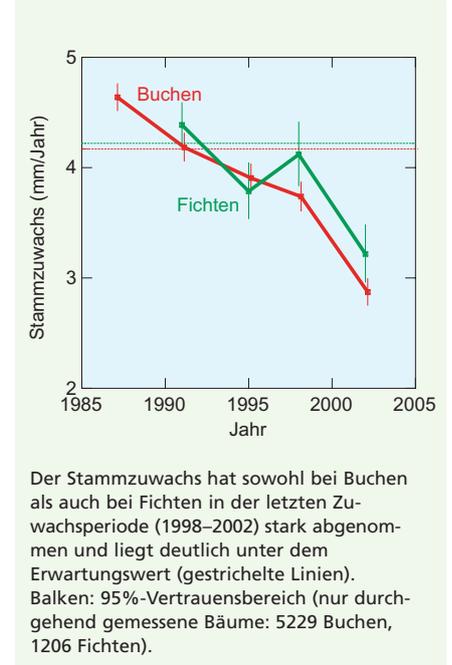


## 5.2 Stammzuwachs

**Der Stammzuwachs weist bei der Buche und auch bei der Fichte in der Periode 1998–2002 im Vergleich zu den Vorperioden eine Verringerung um 22–23% auf und liegt jetzt 24–31% unter den Ertragstafelwerten. Diese Verringerung ist altersunabhängig und bei der Fichte etwas weniger stark ausgeprägt.**

Der Stammzuwachs bei der Buche nahm in der Zeitspanne 1987 bis 1998 leicht und zwischen 1998 und 2002 stärker ab (Abb. 6). Die Wachstumsabnahme kann nicht auf einen Alterstrend zurückgeführt werden, da sie in allen Altersklassen beobachtet wird und der Dickenzuwachs gemäss Ertragstafel (3) in einem grossen Altersbereich altersunabhängig ist. Auch bei der Fichte ist 2002 eine Wachstumsabnahme festzustellen, allerdings bei insgesamt grösserer Streuung. Während die Zuwachswerte zu Beginn der Untersuchungen beim oder über dem ertragskundlichen Erwartungswert lagen, befinden sie sich 2002 deutlich, bei der Fichte um 24% und bei der Buche um 31%, darunter. Zur Zeit kann hierfür keine Erklärung gefunden werden. In früheren Perioden war bei der Buche ein verminderter Stammzuwachs auf Flächen mit basenarmen Böden (<40% Basensättigung) und erhöhter Ozonbelastung beobachtet worden (74).

Abb. 6



Messung des Stammzuwachses.



## 6. Ernährungszustand 6.1 Buche

**Seit Beginn der Untersuchungen kann bei der Buche eine stetige Abnahme der Phosphor- und teils auch der Magnesiumversorgung beobachtet werden. Der Anteil der Flächen mit Phosphorunterversorgung stieg von 9% auf 80%. Beim Magnesium nahm der Anteil von Flächen mit einer Unterversorgung von 11% auf 50% zu. Der zunehmende Phosphor- und Magnesiummangel führt zu unausgewogenen Verhältnissen zwischen Stickstoff und Phosphor bzw. Stickstoff und Magnesium. Bei der Fichte hat sich die Ernährungssituation weniger stark verändert. Allerdings weisen auch hier 68% der Flächen eine Phosphorunterversorgung auf, und das Verhältnis zwischen Stickstoff und Phosphor ist ebenfalls unausgewogen.**

Die Nährstoffversorgung der Bäume stellt einen empfindlichen Indikator für die Stabilität des Waldes dar. Dabei sind nicht nur die Nährstoffkonzentrationen an sich, sondern auch die Verhältnisse der Nährstoffe zueinander, insbesondere das Verhältnis zwischen Stickstoff und den übrigen Makronährstoffen, wichtig. Nährstoffmangel oder Nährstoffungleichgewichte beeinflussen das Wachstum, die Toleranz gegenüber Witterungsstress sowie die Resistenz gegenüber Parasiten (4; 5). Seit Beginn der Untersuchungen kann eine stetige Abnahme der Phosphor- und Magnesiumversorgung bei der Buche festgestellt werden. Zwischen 1984 und 2003 nahm die mittlere Phosphorkonzentration im Laub von 1.2 mg P/g Trockensubstanz (TS) auf 0.8 mg/g ab, also um rund 33%. Entsprechend hat sich der Anteil Flächen

mit Phosphor-Unterversorgung (<1.0 mg/g TS gemäss (6)) vervielfacht; von 9% 1984 auf 80% 2003 (Abb. 7). Es sind aber auch Flächen mit Phosphorabnahmen um über 45% innerhalb der letzten 20 Jahre zu beobachten, wie das Beispiel von Albis in Tab. 2 zeigt. Bei gleichzeitig leicht abnehmenden Stickstoffkonzentrationen führt dieser zunehmende Phosphormangel zu weiten, unausgewogenen Verhältnissen zwischen Stickstoff und Phosphor (Abb. 8). Mögliche Erklärungen für diese Phosphorabnahme könnte einerseits eine Schwächung der für die Nährstoffaufnahme wichtigen Mykorrhizapilze infolge der hohen Stickstoffbelastung sein (7,73). Andererseits nimmt durch die zunehmende Bodenversauerung die Aluminiumverfügbarkeit im Unterboden zu. Phosphor bildet im sauren Bereich schwerlösliche Kom-

Diese vergilbten Buchenblätter aus der Fläche Rothenfluh (BL) haben eine Magnesiumkonzentration von nur 0.4 mg/g TS, also nur 40% des Mindestgehaltes von  $\geq 1.0$  mg/g TS.

Foto 5



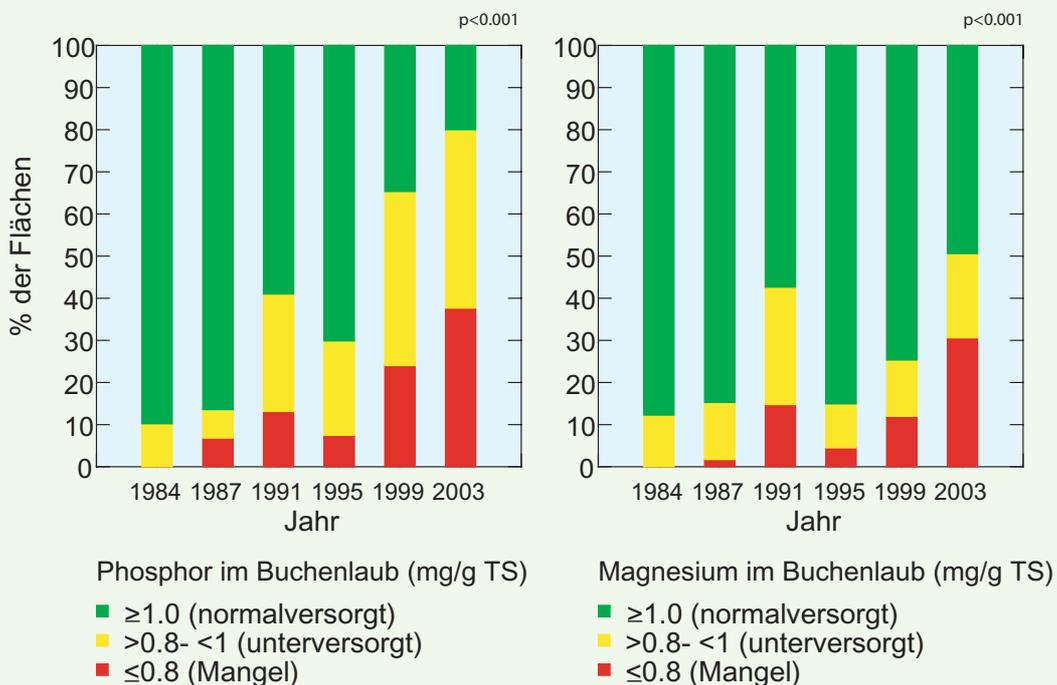
plexe mit Eisen und Aluminium (8), was die Phosphorverfügbarkeit reduziert (Abb. 9). Auch beim Magnesium ist seit 1984 eine deutliche Abnahme um 27%, von durchschnittlich 1.4 mg/g TS auf 1.0 mg/g TS, zu verzeichnen. Zu Beginn der Untersuchungen im Jahr 1984 waren 11% der Flächen mit Magnesium unterversorgt (<1.0 mg Mg/g TS gemäss (6)), im Jahr 2003 waren es bereits 50% der Flächen (Abb. 7). Bei der Magnesiumversorgung spielen wie beim Phosphor Mykorrhizapilze eine wichtige Rolle (73).

**Tab. 2**

|         | 1984 | 1987 | 1991 | 1995 | 1999 | 2003 |
|---------|------|------|------|------|------|------|
| Buchen  | 1.09 | 0.93 | 0.83 | 0.82 | 0.64 | 0.60 |
| Fichten | 1.09 | 0.97 | 0.77 | 0.91 | 0.63 | 0.58 |

Die Phosphorkonzentrationen im Buchenlaub und in den Fichtennadeln der Beobachtungsfläche Albis (als Beispiel) hat zwischen 1984 und 2003 um 45 bzw. 47% abgenommen (Angaben in mg P/g TS).

**Abb. 7**



In den letzten 20 Jahren hat der Anteil Buchenflächen mit Nährstoffunterversorgung stark zugenommen. Links Phosphor, rechts Magnesium (TS = Trockensubstanz).

Abb. 8

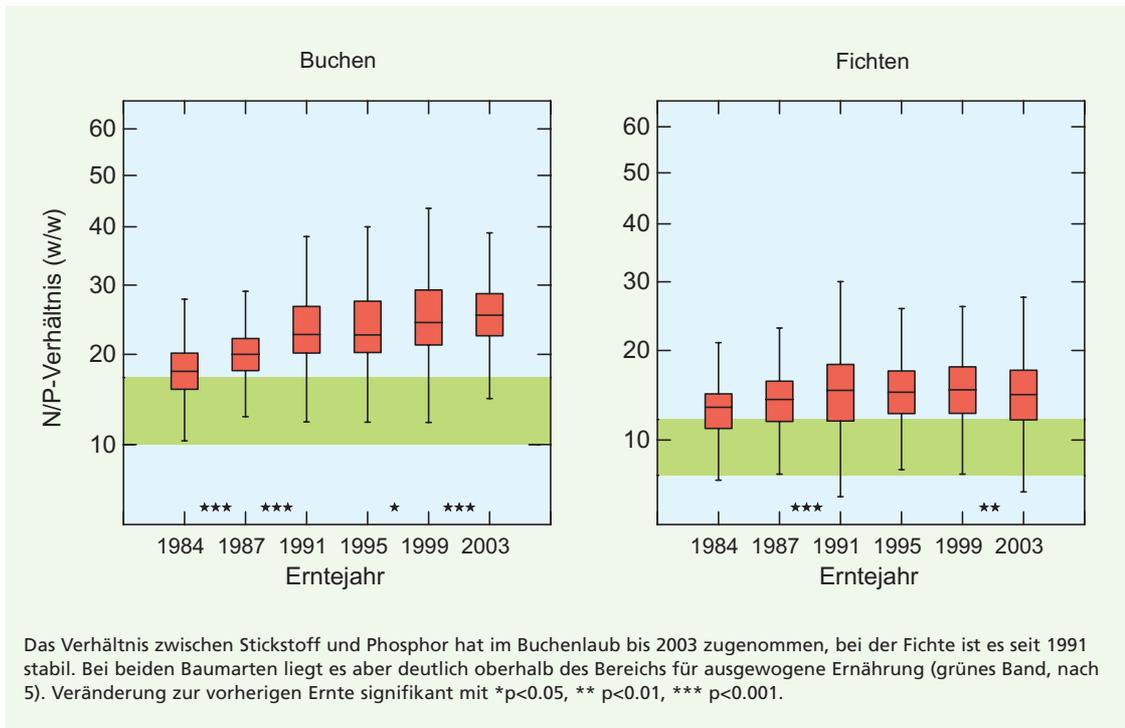
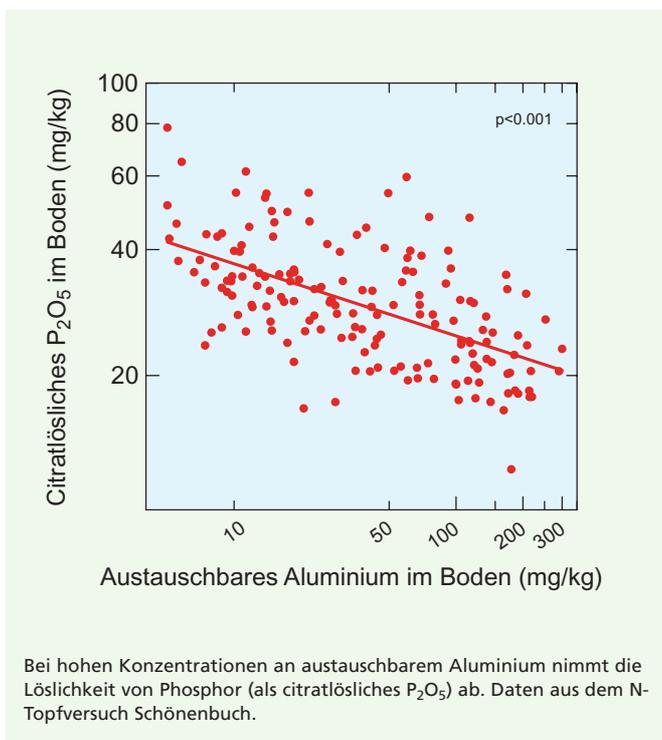


Abb. 9



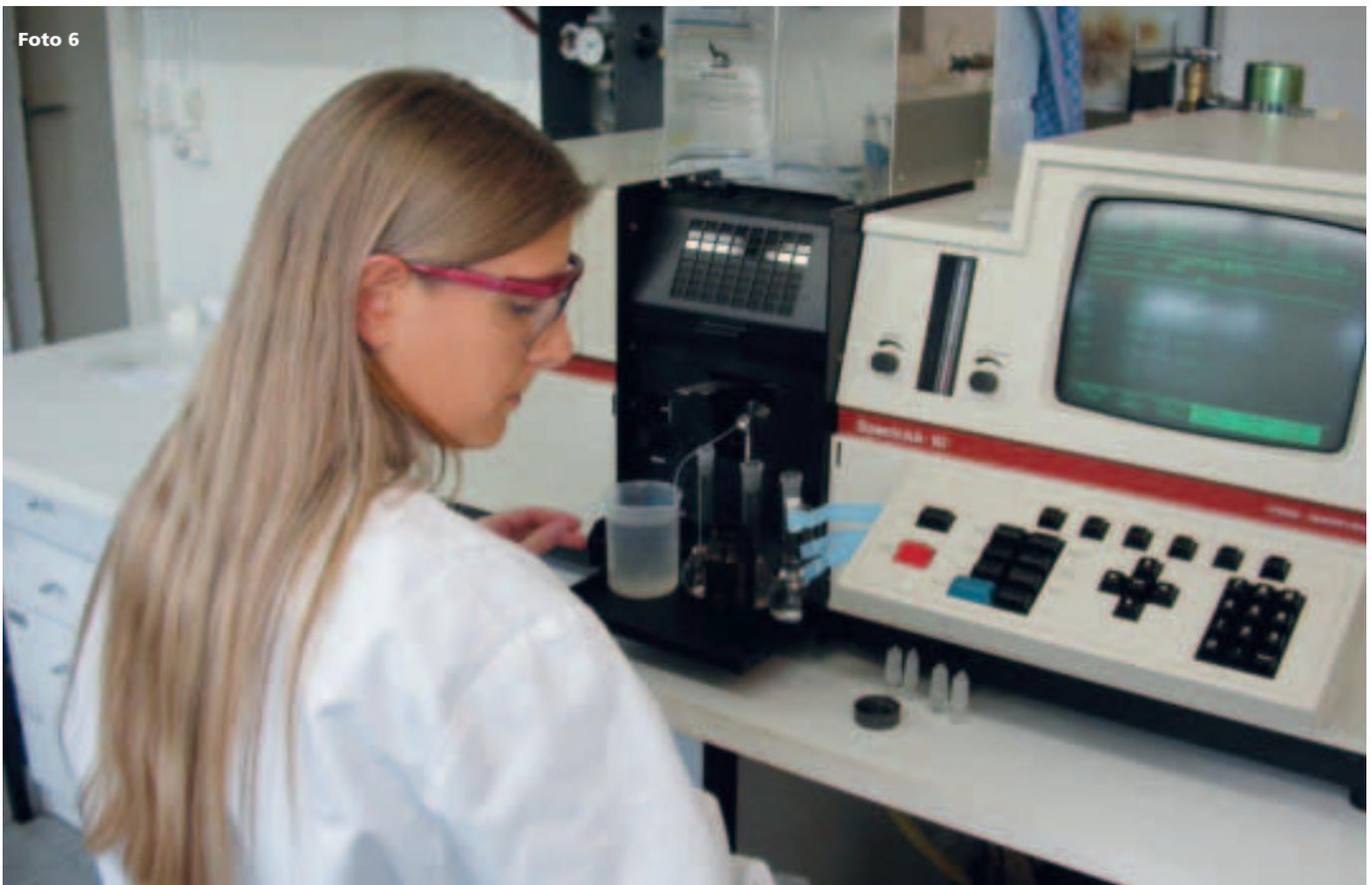
## 6.2 Fichte

Im Vergleich zur Buche weist die Fichte seit 1991 mit einigen Ausnahmen (Tab. 2) geringere Veränderungen in ihrem Nährstoffstatus auf. Die Stickstoffkonzentration in den Nadeln ist wie bei der Buche leicht rückläufig und die Phosphorversorgung seit 1991 praktisch konstant auf tiefem Niveau. 68% der Flächen weisen eine Phosphorunterversorgung ( $<1.0$  mg P/g TS) auf. 27% der Flächen sind mit Kalium unterversorgt ( $<3.5$  mg K/g TS) und 15% mit Magnesium ( $<0.6$  mg Mg/g TS) (Richtwerte nach 6). Während die Verhältnisse zwischen Stickstoff einer-

seits und Kalium bzw. Magnesium andererseits über die letzten 20 Jahre im allgemeinen im Gleichgewicht sind, liegen die Stickstoff-Phosphor-Verhältnisse mit durchschnittlich 15.0 (Norm 7.0 – 12.0 mg P/g TS) deutlich im Ungleichgewicht (Abb. 8).

Nährstoffanalyse mittels Atomabsorptionsspektroskopie.

Foto 6



## 7. Fruchtbildung

**Das Muster der Fruchtbildung bei der Buche hat sich in den letzten 20 Jahren nicht verändert. Auf Mastjahre folgen Jahre ohne oder mit schwacher Fruktifikation. Bei Buche und Fichte konnte eine deutliche Beziehung zwischen dem N/P-Verhältnis in Laub und Nadeln und dem Fruchtbehang gefunden werden. Je unausgewogener dieses ist, umso geringer ist die Fruchtbildung. Bei der Buche steht das N/P-Verhältnis ausserdem noch mit dem Befall der Nüsschen durch den Haselnusswickler in Beziehung.**

Im Rückblick der letzten 20 Jahre war 1992, 1995 und 2002 bei der Buche eine starke Fruchtbildung zu verzeichnen (Abb. 10). In den Jahren 1988, 1993, 1996, 1997 und 2003 blieb sie praktisch aus. Von 1989 bis 1991 und 1998 bis 2000 waren während je drei Jahren hintereinander mässige Mastjahre festzustellen. Das Fruktifikationsmuster hat sich während des Beobachtungszeitraums nicht verändert.

Abb. 10

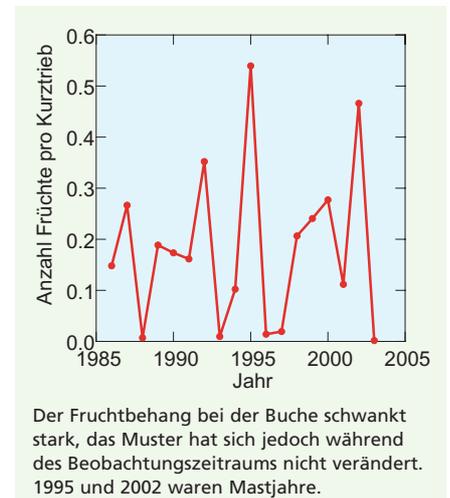
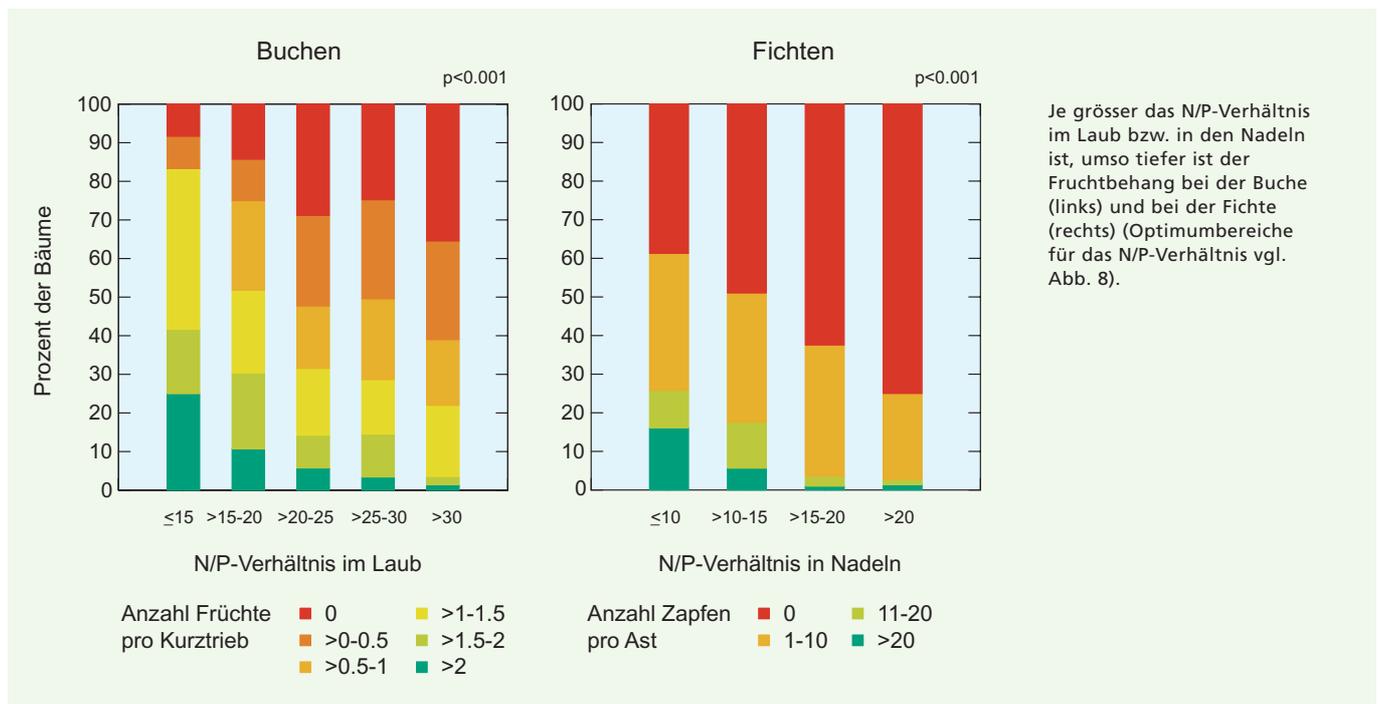


Abb. 11



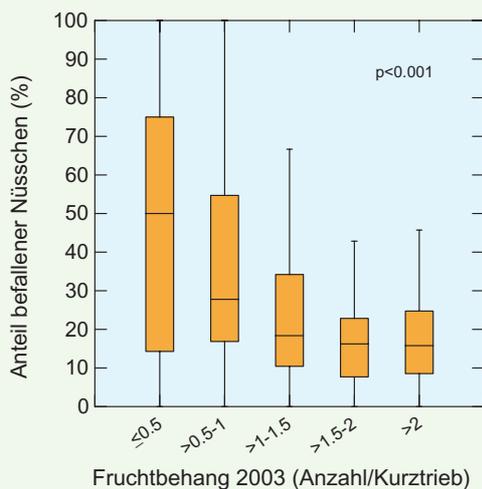
Mit zunehmendem Verhältnis zwischen Stickstoff und Phosphor nimmt der mittlere Fruchtbehang sowohl bei der Buche als auch bei der Fichte ab (Abb. 11). Je niedriger bei der Buche ausserdem die Nüsschendichte ist, umso höher ist der Anteil der durch den Haselnusswickler (*Cydia amplana*) befallenen Nüsschen (Abb. 12). Dementsprechend nimmt der Befall mit dem Haselnusswickler bei steigenden N/P-Verhältnissen im Laub zu (Abb.13). Ein weites N/P-Verhältnis kann eine Folge erhöhter Stickstoffeinträge sein (vgl. Kap. 9.4.1).

Foto 7



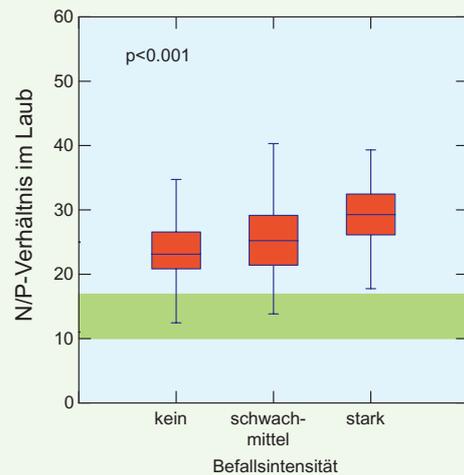
Fichte mit zwei Zapfenjahrgängen.

Abb. 12



Bei geringem Fruchtbehang ist der Anteil mit dem Haselnusswickler befallener Buchennüsschen am höchsten.

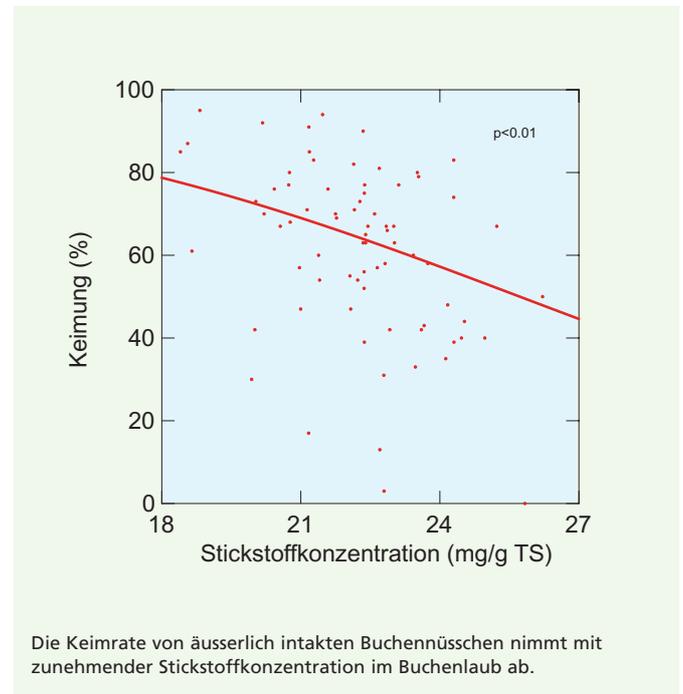
Abb. 13



Der Befall von Buchennüsschen mit dem Haselnusswickler (*Cydia amplana*) nimmt mit steigendem N/P-Verhältnis im Buchenlaub zu. Grün eingezeichnet ist der ausgewogene Bereich des N/P-Verhältnisses nach (5).

Die Keimrate im Herbst gesammelter, äusserlich intakter Buchennüsschen war in Flächen mit hohen Stickstoffkonzentrationen im Laub vermindert (Abb. 14). Es wurde nicht untersucht, ob dies eine Folge eines erhöhten Pathogenbefalls oder physiologischer Störungen ist.

Abb. 14



Die Keimrate von äusserlich intakten Buchennüsschen nimmt mit zunehmender Stickstoffkonzentration im Buchenlaub ab.

Foto 8



Mit dem Haselnusswickler (*Cydia amplana*) befallene Buchennüsschen.

Foto 9



Buchenskeimlinge

## 8. Witterung

**Die Trockenperiode im Sommer 2003 wirkte sich nachhaltig auf den Bodenwassergehalt der Waldböden aus. Im Hauptwurzelraum war ein erhebliches Wasserdefizit zu beobachten, das bis Ende Jahr anhielt. Die Bäume schränkten die Transpiration im Laufe des Augusts stark ein. Auch im Sommer 2004 konnte ein Wasserdefizit im Wurzelraum festgestellt werden.**

### 8.1 Bodenwasser

Die anhaltende Trockenheit im Sommer 2003 bewirkte bei den Bäumen an exponierten Lagen eine Blattdürre und einen vorzeitigen Laubfall bereits im August (Foto 10). In den Beobachtungsflächen konnten bereits im Juli ausgeprägte Trockenschäden am Laub von Buchenjungwuchs festgestellt werden (Foto 12). Die seit 2001 in einigen Waldbeobachtungsflächen installierten Bodenfeuchtesensoren (TDR-Sonden) zeigten, dass trotz der Regenfälle im September der Boden bis in den Spätherbst hinein stark aus-

getrocknet war, d.h. der Wassergehalt unter 70% des Wasserspeichervermögens lag (Abb. 15). Dieser Wassergehalt entspricht in einem Lehm Boden etwa der Grenze zwischen leichter und schwerer verfügbarem Wasser. Es ist anzunehmen, dass die anhaltende Trockenheit Konsequenzen für den normalerweise im Herbst noch erfolgenden Wachstumsschub der Feinwurzeln hatte oder direkt zum Absterben von Feinwurzeln führte (9; 10).

Foto 10



Auf den Jurahöhen verloren die Buchen infolge der Trockenheit vorzeitig das Laub (Aufnahme am 29.8.2003).

Foto 11



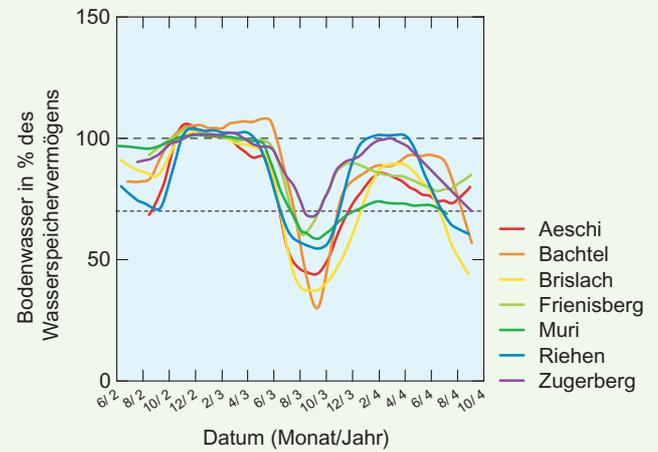
Infolge der Trockenheit im Vorjahr geschädigte Buchenkrone in einer Waldbeobachtungsfläche mit flachgründigem Boden (Aufnahme in Sissach im Juli 2004).

Foto 12



Trockenschäden an Jungwuchs Ende Juli 2003.

Abb. 15



Der Bodenwassergehalt sank im Sommer 2003 auf sehr tiefe Werte und erholte sich zum Teil bis Ende Jahr nicht mehr. Auch 2004 waren zum Teil deutliche Wasserdefizite zu verzeichnen. Obere gestrichelte Linie (100%): volle Wassersättigung. Untere gestrichelte Linie bei 70%: in vielen Böden Übergang vom leichter pflanzenverfügbaren zum schwerer verfügbaren Wasser.

## 8.2 Stammflussmessungen

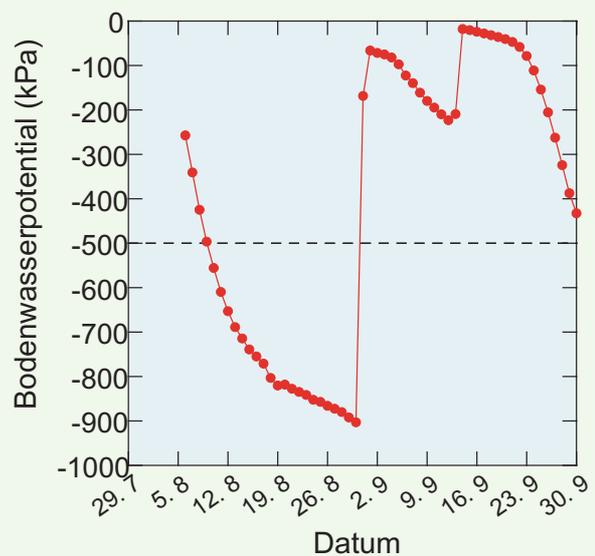
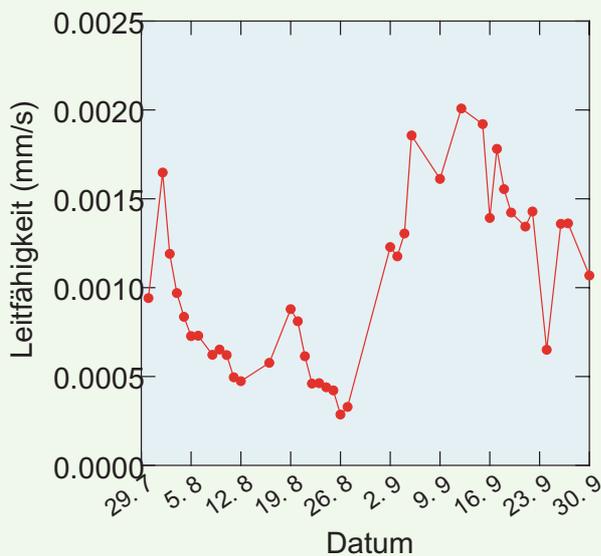
Stammflussmessungen erlauben es, die Transpiration der Bäume kontinuierlich zu verfolgen (Foto 13). Entsprechende Einrichtungen wurden in Muri AG und in Sagno TI an je fünf Buchen installiert. Die Daten zeigen deutlich, dass die Transpiration im Laufe des August eingeschränkt wurde. Nach den ersten Regenfällen im September reagierten die Bäume in Muri jedoch sehr rasch mit einem Wiederöffnen der Spaltöffnungen, d.h. die Transpiration stieg wieder an (Abb. 16).

Foto 13



Mit Hilfe von Thermosonden im Stamm kann der Wasserfluss bei Bäumen gemessen werden.

Abb. 16



Ausgewachsene Buchen in der Beobachtungsfläche Muri schränkten ihre Transpiration im Laufe des Augusts stark ein (links), parallel zum Rückgang der Bodenwasserverfügbarkeit (rechts). Nach den ersten Regenfällen Anfang September nahmen sowohl die Transpiration als auch die Bodenwasserverfügbarkeit wieder zu. Die gestrichelte Linie bei -500 kPa zeigt den Übergang vom leichter verfügbaren (obere Grafikhälfte) zum schwerer verfügbaren Bodenwasser (untere Grafikhälfte) an.

## 9 Stickstoffbelastung

**Über die Luft werden erhebliche Mengen an Stickstoffverbindungen in Wälder eingetragen. Nach Modellrechnungen ist dieser Eintrag in 78% der 124 Beobachtungsflächen höher als der kritische Eintragswert von 10–20 Kilogramm Stickstoff pro Hektar und Jahr. Als Indikator für die Stickstoffsättigung eines Ökosystems gilt die Auswaschung von Nitrat ins Grundwasser, die gemäss UNECE im Flachland 4–5 und im Gebirge 1–2 kg pro Hektar und Jahr nicht übersteigen sollte. Analysen des Bodenwassers zeigen, dass der Stickstoffaustrag über das Sickerwasser bei der Mehrheit der untersuchten Flächen deutlich höher ist als die genannten Grenzwerte. Im Mittelland, Voralpenraum und Südtessin werden Auswaschungsraten von über 30 kg Stickstoff pro Hektar und Jahr gemessen. Selbst das Qualitätsziel für Trinkwasser von 25 ppm Nitrat wird im Sickerwasser einiger Flächen periodisch überschritten.**

### 9.1 Stickstoffeintrag

Seit den 70-iger Jahren des vergangenen Jahrhunderts wird unser Wald mit Stickstoff vor allem aus Emissionen von Landwirtschaft und Verkehr über die Luft überdüngt. Während der N-Eintrag zwischen 1900 und 1950 im Mittel 7–9 kg Stickstoff pro Hektar und Jahr ( $\text{kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ ) betrug, waren es im Mittel der letzten 30 Jahre rund 25  $\text{kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ . Im Mittelland, Voralpenraum und Südtessin zeigen neue Modellrechnungen Eintragswerte  $>30\text{--}40 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  (Abb. 17). Im Südtessin werden in der Kronentraufe von Fichten gar bis zu 60  $\text{kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  gemessen.

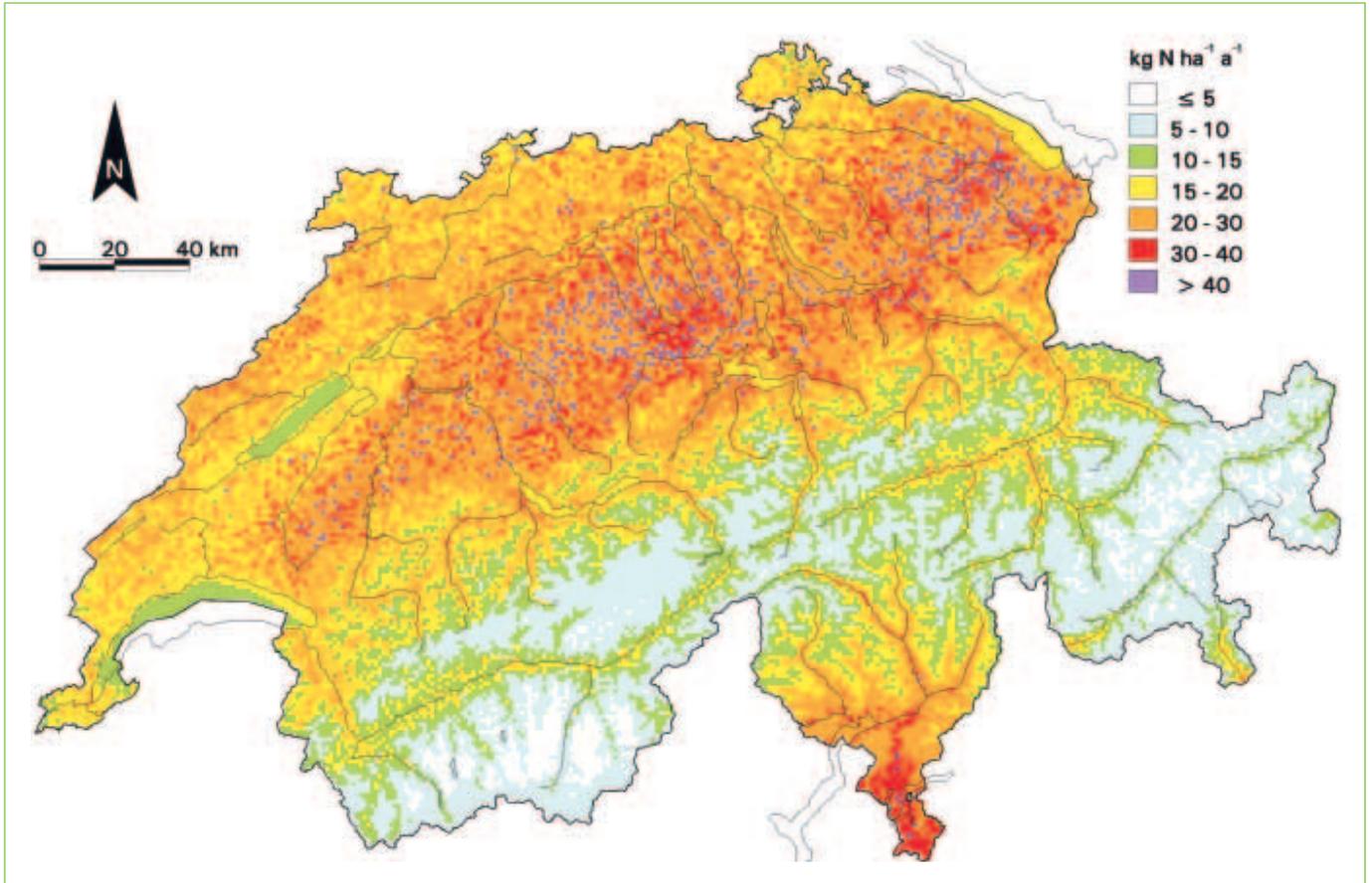
Zwei Drittel des Stickstoffs stammen von der Landwirtschaft und ein Drittel von Verkehr und Industrie (Abb. 18). Der kritische Eintragswert für Stickstoff beträgt gemäss UNECE (11) 10–20  $\text{kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ . Liegen die Eintragswerte andauernd darüber, muss mit negativen Auswirkungen für das Ökosystem Wald gerechnet werden. Mitte der 90-iger Jahre waren die kritischen Eintragsraten laut Modellrechnungen in 90% des Schweizer Waldes überschritten (12). Bei den Waldbeobachtungsflächen des IAP trifft dies auf 78% der Flächen zu.



Foto 14

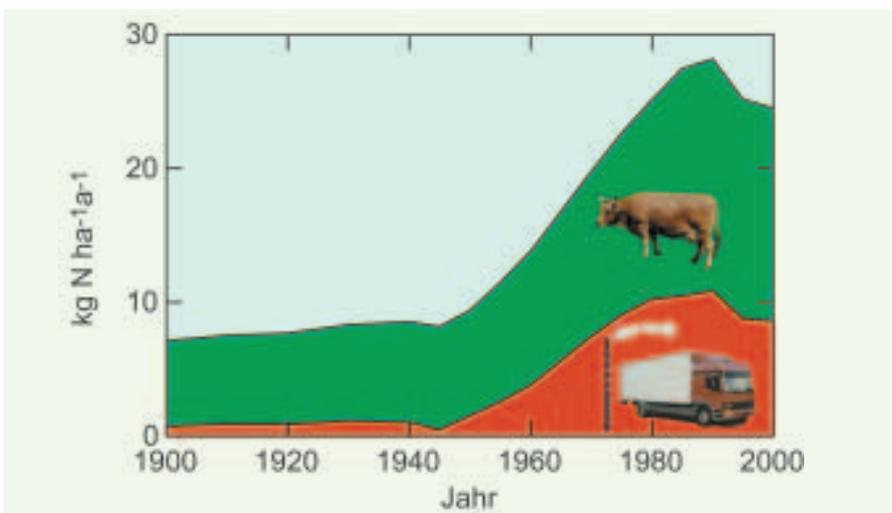
Messung der Stickstofffracht in der Kronentraufe von Fichten.

Abb. 17



Modellierter Stickstoffeintrag in Wälder und weitere naturnahe Ökosysteme (Quelle: Meteotest Bern, 2004).

Abb. 18



Die Folge solch hoher N-Einträge sind zunehmende Eutrophierung, d.h. Überdüngung, und Bodenversauerung.

Geschätzter zeitlicher Verlauf der Stickstoffdeposition. Durchschnitt für gesamte Schweizer Waldfläche, skaliert nach EKL (13).

## 9.2 Stickstoffaustrag

Waldökosysteme gelten als stickstoff-gesättigt, wenn mehr als 4–5 kg N ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup> im Flachland bzw. mehr als 1–2 kg N ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup> im Gebirge das Öko-system via Sickerwasser verlassen (14). Wie Berechnungen aufgrund der Sickerwasseranalysen unter dem Wur-zelraum ergeben haben, werden diese Schwellenwerte in 9 von 16 Flächen, die über mehrere Jahre beprobt wurden, deutlich überschrit-ten. In den Flächen des Mittellandes werden Nitratfrachten im Sickerwas-ser zwischen 4 und 33 kg N ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup>, im Voralpenraum zwischen 3 und 33 kg N ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup> und im Südtessin gar 45 kg N ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup> gemessen (Abb. 19). Die Nitratkonzentrationen in der Boden-lösung ist starken, vermutlich wite-rungsbedingten Schwankungen unterworfen (Abb. 20) und über-schreitet in einigen Flächen das für die Schweiz geltende Qualitätsziel für Trinkwasser von 25 ppm Nitrat zeit-weise deutlich.

Abb. 19

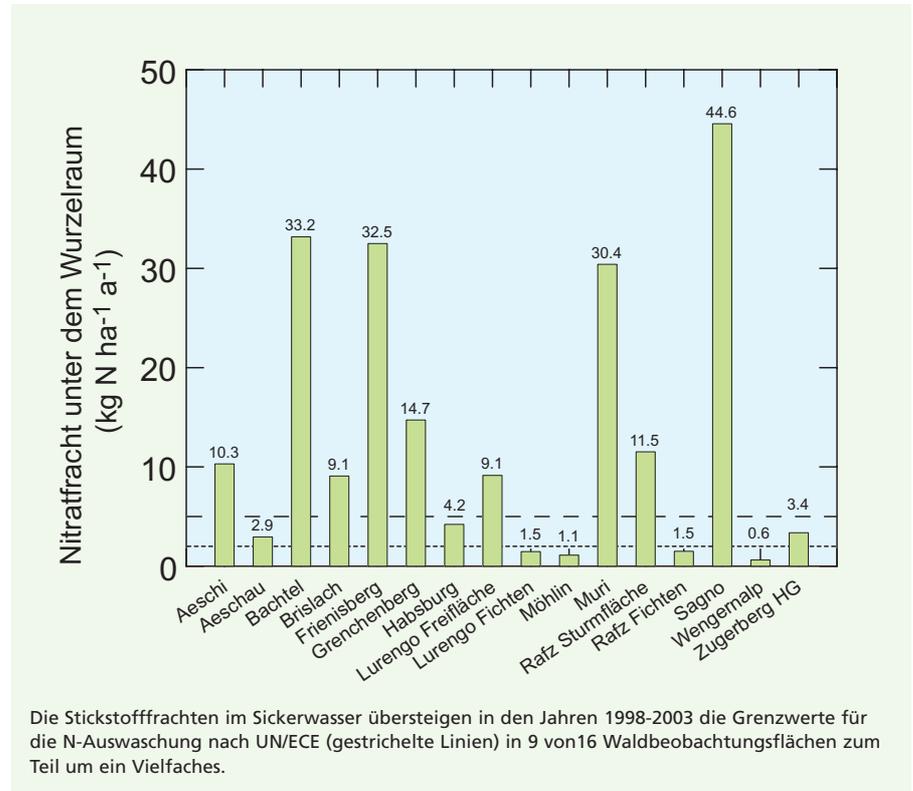
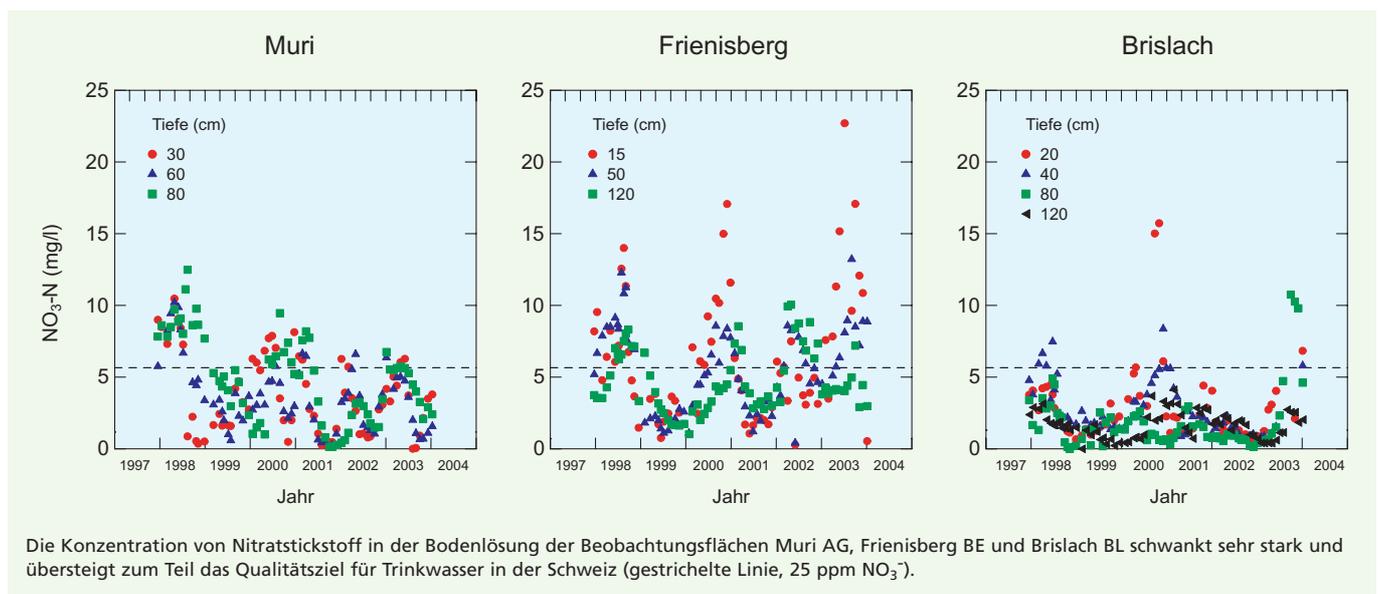


Abb. 20



## 9.3 Auswirkungen auf den Boden

Auf die Bodenversauerung wird ausführlich in Kap. 9.5 eingegangen. Wie aus Abb. 31 (Seite 35) hervorgeht, werden bei der im Boden stattfindenden Umwandlung von Ammonium in Nitrat (Nitrifikation) pro Ammoniumion zwei Protonen frei, die zur Bodenversauerung beitragen. Zudem werden bei der Auswaschung von Nitrat aufgrund der Elektroneutralität auch Kationen ausgewaschen. Wenn es sich dabei um Kalzium, Magnesium, Kalium oder Natrium handelt, kommt es zur Versauerung. Diese Prozesse sind dafür verantwortlich, dass ein neutrales Salz wie  $\text{NH}_4\text{NO}_3$  zu einer Verarmung des Bodens mit basischen Kationen und damit zu einer Versauerung führt.

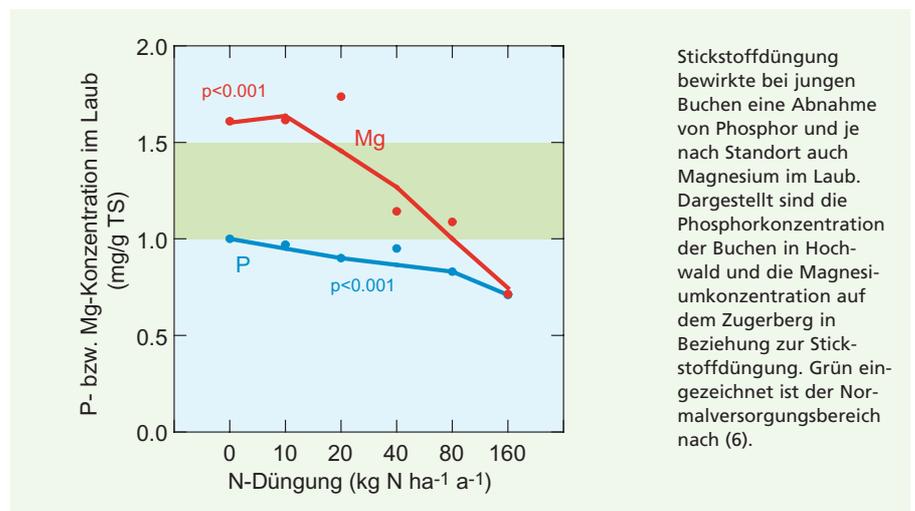
## 9.4 Auswirkungen auf die Bäume

**Die einseitige Stickstoffernährung verschlechtert die Versorgung mit anderen mineralischen Nährstoffen. Eine Wachstumsförderung durch Stickstoff kann nur dort beobachtet werden, wo die anderen Nährstoffe noch nicht limitierend sind. In Versuchen konnte eine solche Limitierung bereits bei einer Stickstoffbelastung von 40 Kilogramm Stickstoff pro Hektar und Jahr beobachtet werden. Durch Stickstoffdüngung nimmt der Längenanteil von Feinstwurzeln und die Dichte der Wurzelspitzen ab, jedoch nur auf basenarmen Böden. Nach Trockenperioden waren junge Buchen mit steigenden Stickstoffgaben zunehmend durch Dürre geschädigt. Stickstoff scheint bei Buchen und Fichten eine Abnahme von pilzhemmenden phenolischen Verbindungen in den Feinstwurzeln zu verursachen, was deren Abwehrkraft gegenüber pilzlichen Krankheitserregern schwächen kann.**

### 9.4.1 Nährstoffversorgung

Die einseitige Stickstoffernährung verschlechtert die Versorgung mit anderen mineralischen Nährstoffen. Je nach Bodenverhältnissen sind Phosphor, Kalium oder Magnesium betroffen (Abb. 21; vgl. auch Kap. 6.1). Dies kann verschiedene Ursachen haben: «Verdünnung» vorhandener Nährstoffvorräte durch Zuwachssteigerung, verminderte Aufnahme infolge Schädigung der Wurzeln und Mykorrhizen oder Veränderungen im Boden. Das Nährstoffgleichgewicht lässt sich in Beziehung setzen zu Zuwachsreduktionen (Kap. 9.4.2), veränderter Empfindlichkeit gegenüber pilzlichen Krankheitserregern und Schadinsekten (Kap. 9.4.5) sowie abiotischen Stressfaktoren wie Trockenheit (Kap. 9.4.4).

Abb. 21



### 9.4.2 Sprosswachstum

Stickstoff ist ein wichtiger Pflanzennährstoff, der früher oft wachstumslimitierend war. Es ist deshalb nicht überraschend, dass der Stickstoffeintrag das Wachstum der Bäume fördert. Eine räumliche Analyse zeigte, dass in den festen Walddauerbeobachtungsflächen eine positive Beziehung zwischen modellierter Stickstoffdeposition und Stammzuwachs bei Buche und Fichte besteht, jedoch nur bei gleichzeitig ausreichenden Phosphorkonzentrationen im Laub (15). Dies stimmt mit der Beobachtung aus den langjährigen N-Düngeversuchen überein, dass das Wachstum nach anfänglicher Stimulation nach wenigen Jahren bei höheren N-Gaben zunehmend gehemmt wird (Abb. 22), wobei eine deutliche Beziehung zwischen Nährstoffungleichgewicht und Wachstumshemmung festgestellt werden kann (Abb. 23). In den Dauerbeobachtungsflächen ist das Triebwachstum bei Buche bis zu einer N-Konzentration von 24 mg N/g TS im Laub und bei der Fichte bis zu 16 mg N/g TS in den Nadeln positiv mit der Stickstoffkonzentration korreliert (Abb. 24).

Abb. 22

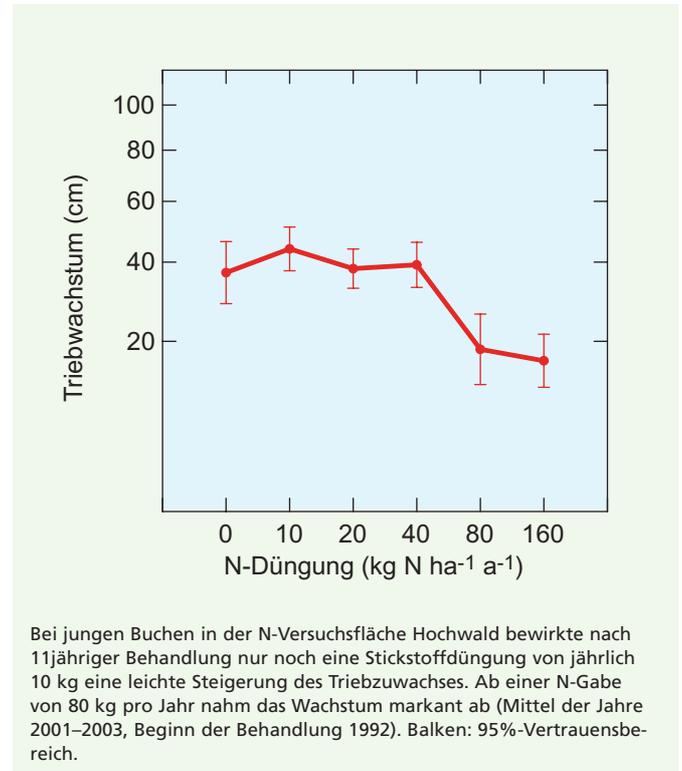


Foto 15



Laubernte in einer N-Versuchsfläche.

Abb. 23

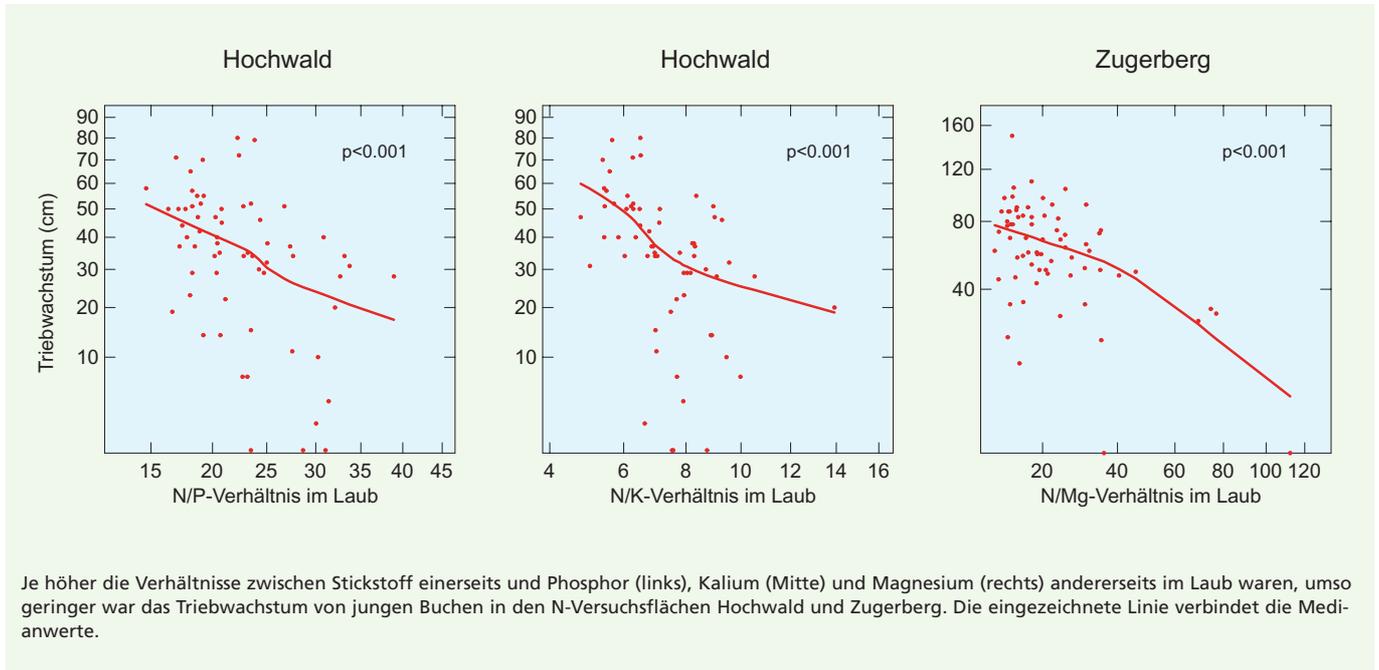
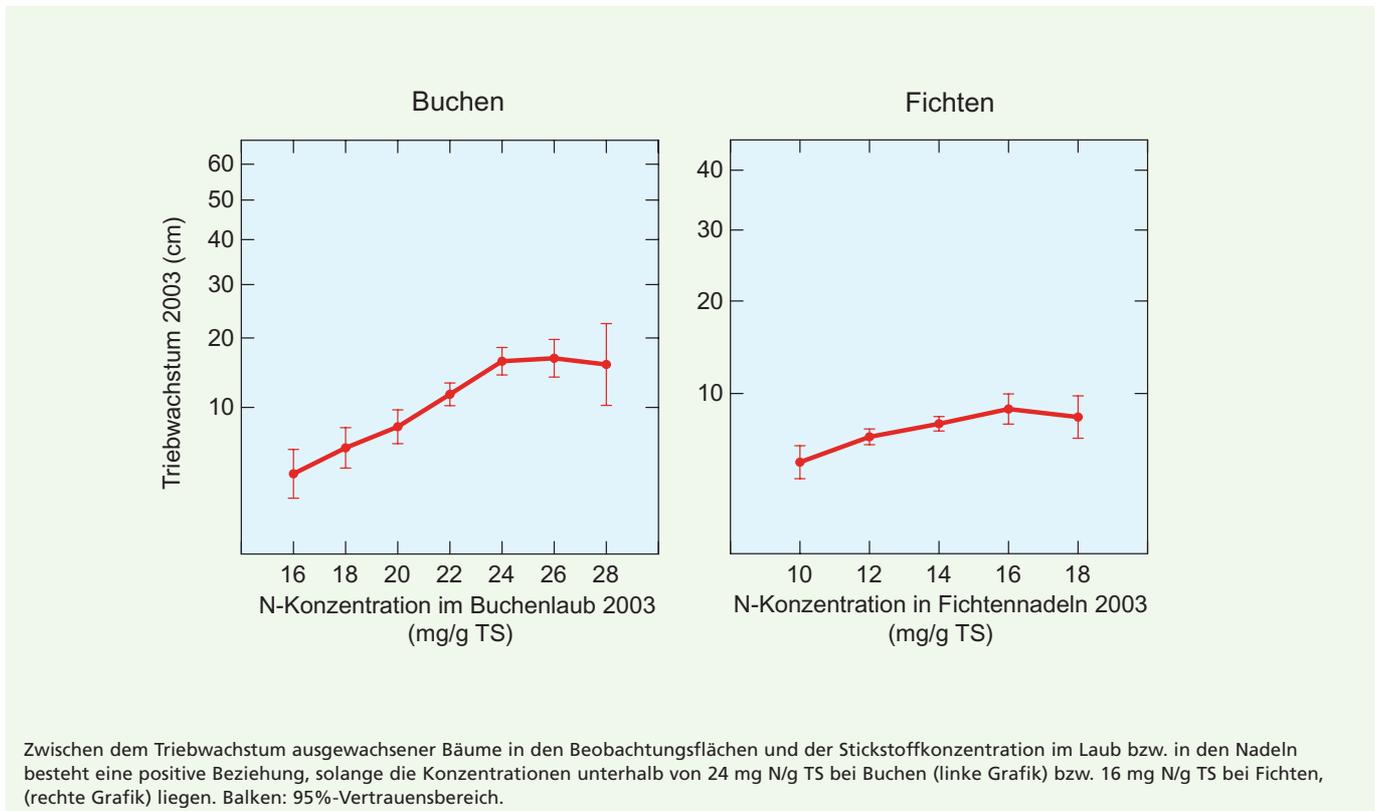


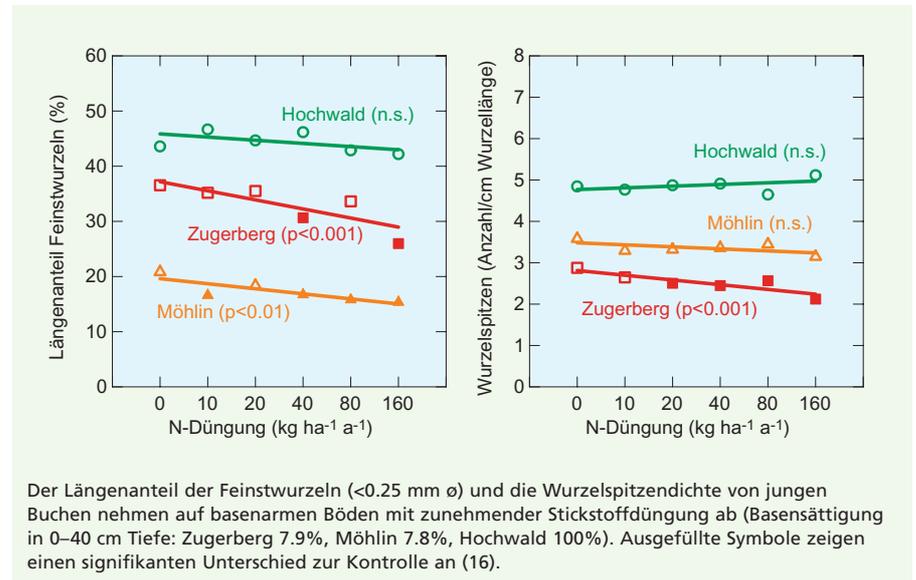
Abb. 24



### 9.4.3 Wurzelwachstum

Stickstoff beeinflusst auch das Wurzelwachstum. Junge Buchen zeigen eine deutliche Abnahme des Längenanteils an Feinstwurzeln und der Dichte der Wurzelspitzen mit zunehmender Stickstoffdüngung, allerdings nur auf basenarmen Böden (Abb. 25) (16). Dies stimmt insofern mit den Ergebnissen von Matzner und Murach (17) überein, als diese Autoren bei Stickstoffkonzentrationen in der Bodenlösung von  $\geq 2 \text{ mg N/l}$  eine verminderte Feinstwurzelbiomasse bei jungen Fichten beobachteten. Diese Stickstoffkonzentration liegt im Mittel bei einer N-Deposition von etwa  $25 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  vor (18), einer Menge, die in den Schweizer Wäldern weiträumig erreicht oder gar überschritten wird (vgl. Abb. 17). Feinstwurzeln und Wurzelspitzen spielen eine wichtige Rolle bei der Nährstoffaufnahme (19).

Abb. 25

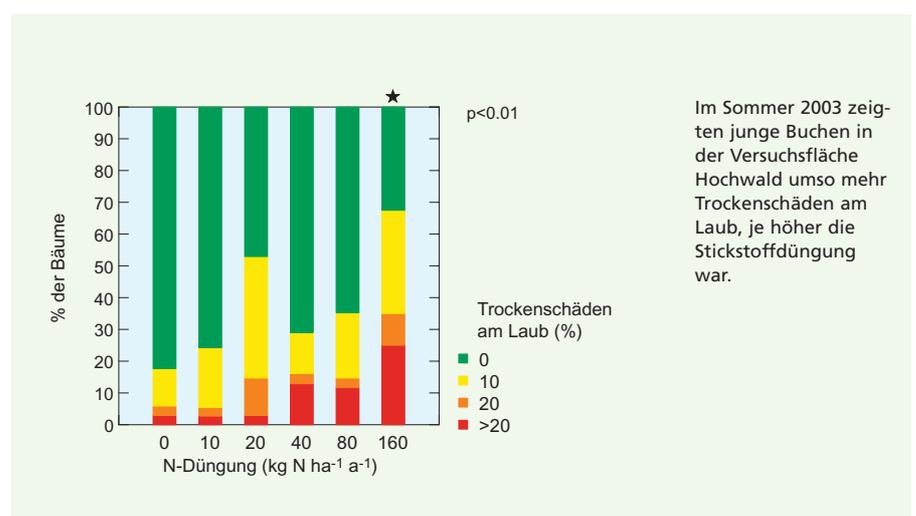


Der Längenanteil der Feinstwurzeln ( $<0.25 \text{ mm } \phi$ ) und die Wurzelspitzendichte von jungen Buchen nehmen auf basenarmen Böden mit zunehmender Stickstoffdüngung ab (Basensättigung in 0–40 cm Tiefe: Zugerberg 7.9%, Möhlin 7.8%, Hochwald 100%). Ausgefüllte Symbole zeigen einen signifikanten Unterschied zur Kontrolle an (16).

### 9.4.4 Trockenstress

Die Stickstoffbelastung erhöht auch die Empfindlichkeit der Bäume gegenüber Trockenheit. Nach Trockenperioden im Sommer zeigten junge Buchen, die mit Stickstoff gedüngt worden waren, deutlich mehr Trockenschäden und eine vorzeitige Verfärbung des Laubes als die Kontrollpflanzen (Abb. 26). Dies stimmt mit Befunden von Margill et al. (21) überein, die nach langjähriger Stickstoffdüngung eine wesentlich höhere Mortalitätsrate bei Nadel- und Laubbäumen nach einer Trockenperiode im Vergleich zu Kontrollbeständen feststellten.

Abb. 26



## 9.4.5 Parasitenbefall

Dass Stickstoffdüngung den Befall mit saugenden Insekten fördert, ist aus der Landwirtschaft schon lange bekannt. Im Experiment waren junge Buchen mit steigenden N-Gaben zunehmend mit der Buchenblattlaus *Phyllaphis fagi* befallen (Abb. 27). Ebenso nahm der Totastanteil bei der Buche, verursacht durch den phytopathogenen Pilz *Apiognomonia errabunda*, in einer Stickstoffversuchsfläche ab 10 Kilogramm Stickstoff pro Hektar und Jahr stark zu (71).

## 9.4.6 Fungistatische phenolische Verbindungen

Zur Abwehr gegen pilzliche Krankheitserreger bilden Pflanzen fungistatische phenolische Verbindungen (23). Stickstoff beeinflusst den Phenolmetabolismus und damit das Abwehrvermögen von Pflanzen (24). In Feinwurzeln von Buchen und Fichten aus Stickstoffversuchsflächen wurden Veränderungen von solchen pilzabwehrenden Stoffen beobachtet (25). Bei der Buche nahmen mit zunehmender Stickstoffdüngung vier von sechs untersuchten fungistatischen Phenolen signifikant ab, bei der Fichte sechs von sieben. Die Veränderungen könnten für die Anfälligkeit gegenüber Wurzelpathogenen von Bedeutung sein.

## 9.4.7 Windwurf

Die Stickstoffbelastung steht auch mit der Windwurfanfälligkeit von Buchen in Beziehung. In den Walddauerbeobachtungsflächen des IAP wurden durch den Sturm «Lothar» deutlich mehr Buchen mit hoher Stickstoffversorgung geworfen als mit tiefer Stickstoffversorgung (Abb. 28). Dies könnte auf einen vermehrten Pathogenbefall der Wurzeln zurückzuführen sein.

Abb. 27

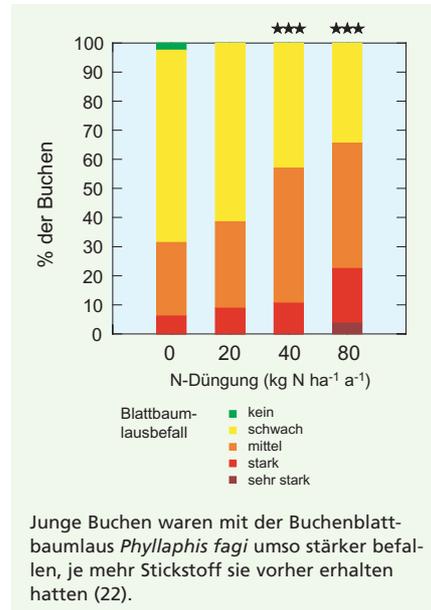


Abb. 28

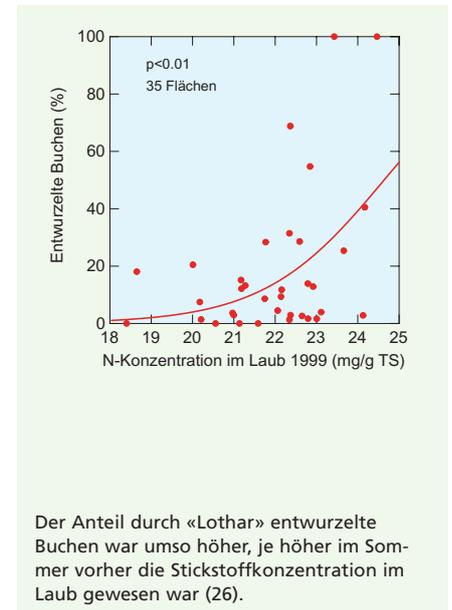
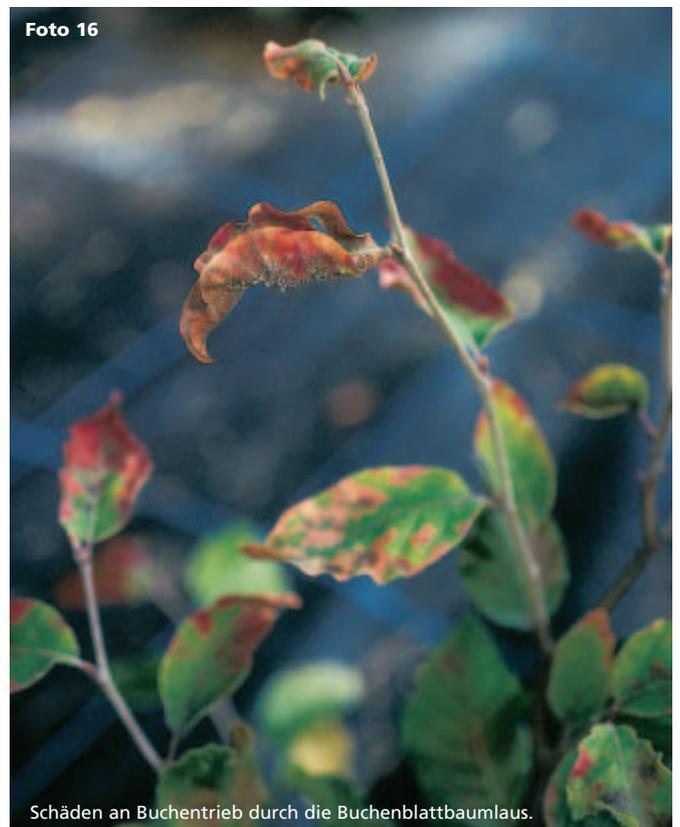


Foto 16



## 9.5 Auswirkungen auf die Krautschicht

**Die stickstoffliebende Flora hat in den Walddauerbeobachtungsflächen im Zeitraum von 20 Jahren zugenommen. Insbesondere konnte eine deutliche Beziehung zwischen Stickstoffdeposition und dem Deckungsgrad der Brombeeren festgestellt werden.**

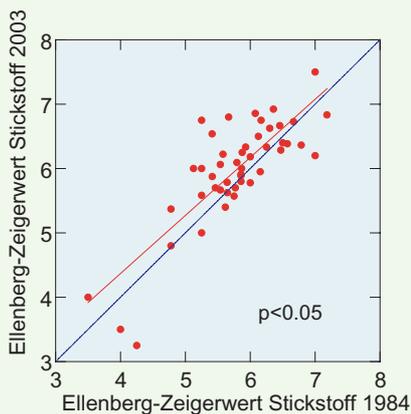
In den Jahren 1984 und 1985 wurde in den Beobachtungsflächen die Krautschicht aufgenommen. 2003 wurden diese Aufnahmen in einer ausgewählten Anzahl Flächen wiederholt. Als Mass für den Stickstoffreichtum eines Ökosystems gilt die Stickstoffzahl nach Ellenberg und Weber (27), wobei eine hohe Zahl stickstoffreiche Standorte charakterisiert. Die Wiederholungsaufnahmen

zeigen eine deutliche Zunahme nitrophiler Pflanzen während der letzten 20 Jahre, was auf eine zunehmende Eutrophierung hinweist (Abb. 29), im Mittel um  $0.19 \pm 0.09$  Zeigerwert-Einheiten. Dieser Befund stimmt mit Untersuchungen anderer Autoren in der Schweiz (28; 29), Deutschland (30), Frankreich (31) und Schweden (32) überein. In der Gruppe der sich verbreitenden stickstoffliebenden Arten sind vor allem schwarzer Holunder (Foto 17), Brennessel und Himbeere zu finden, aber auch Wurmfarne, Drahtschmiele, Vogelmyrte und Efeu werden genannt.

Ein besonderes Problem stellt der Bewuchs mit Brombeeren (*Rubus fruticosus* agg.) (Foto 18) dar, da er das Aufkommen von Jungwuchs hemmen

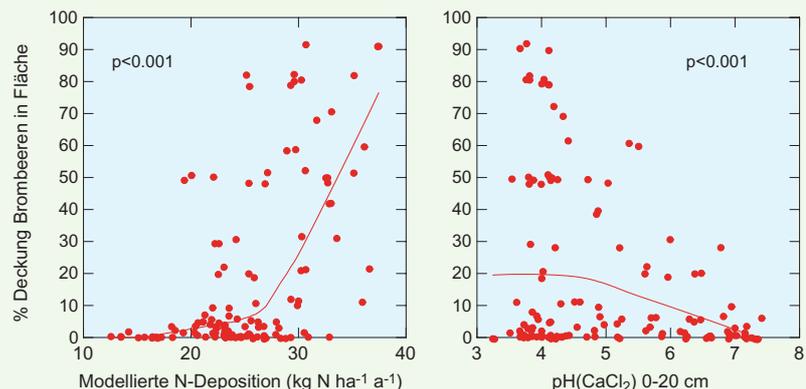
kann (33; 34) oder zumindest für die Verjüngung ungünstige Bodenverhältnisse anzeigt. Das Wachstum der Brombeeren wird u.a. durch die Lichtverhältnisse und die Humusform beeinflusst (35). Vom Zeigerwert her sind sie nicht als übermäßig nitrophil einzustufen. Untersuchungen in den IAP-Dauerbeobachtungsflächen ergaben aber eine deutliche Korrelation des Deckungsgrades von Brombeeren mit der Stickstoffdeposition und der Bodenacidität. Je höher die N-Deposition und die Bodenacidität, umso stärker war der Deckungsgrad mit Brombeeren (Abb. 30).

Abb. 29



Die Ellenberg-Zeigerwerte für Stickstoff der Aufnahmen 2003 sind im Vergleich zu den Zeigerwerten 1984 leicht höher, d.h. oberhalb der blauen 1:1-Linie. Die rote Linie ist die Regression durch die Punkte. Pflanzen mit tiefen Zeigerwerten wachsen auf N-armen Standorten, solche mit hohen Zeigerwerten bevorzugen N-reiche Standorte.

Abb. 30



Der Deckungsgrad von Brombeeren in lichten Stellen der Waldbeobachtungsflächen nimmt mit zunehmender Stickstoffdeposition stark zu, vor allem bei N-Depositionswerten  $>25 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  (links). Auch auf sauren Böden (niedriger pH-Wert) ist der Deckungsgrad erhöht (rechts). Die Linien verbinden die Medianwerte.

Foto 17



Holunder als stark stickstoffliebende Pflanze im Wald.

Foto 18



Waldfläche mit starker Brombeerdeckung (Frienisberg).

## 10. Bodenversauerung

### 10.1 Basensättigung und pH-Wert

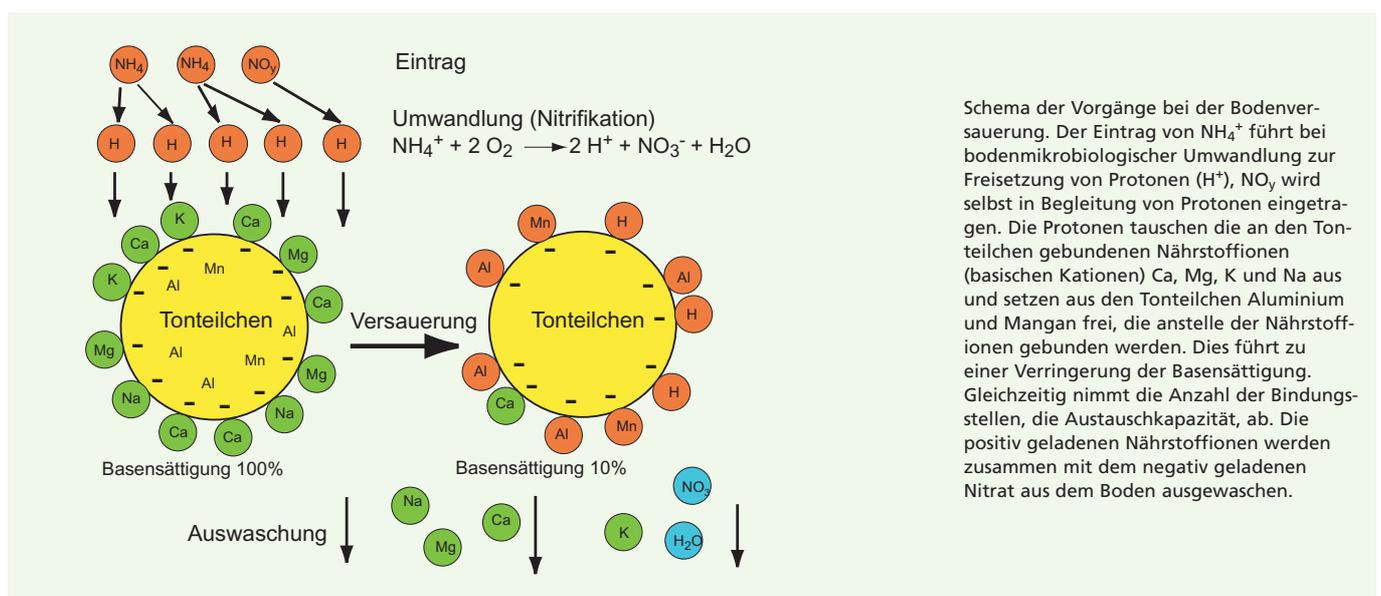
Die Basensättigung ist ein Mass für die Bodenversauerung. Von den 124 Walddauerbeobachtungsflächen weisen 13% eine kritische Basensättigung von  $\leq 15\%$ , weitere 20% eine solche von  $>15-40\%$  auf. In 32% der Flächen liegt der pH-Wert zwischen 3.2 und 4.0, was als stark sauer bis äusserst sauer bezeichnet werden muss.

nicht nur zum Verlust von Nährstoffen wie Kalium, Kalzium und Magnesium (basische Kationen, BC), sondern auch zur Freisetzung von giftigen Aluminiumionen (Al). Der Anteil der basischen Kationen am Ionenaustauscher des Bodens (inklusive Natrium), die Basensättigung, nimmt ab (Abb. 31). Der pH-Wert als Mass für die Acidität sinkt ebenfalls.

Die Bodenversauerung ist an sich ein natürlicher Prozess. Durch die anthropogenen Einträge von versauernd wirkenden Luftschadstoffen in der Schweiz, vor allem Stickstoffverbindungen, wird sie aber erheblich beschleunigt und im Ausmass verstärkt (Abb. 41; vgl. Kap. 10.3). Diese fortschreitende Bodenversauerung stellt eines der Hauptprobleme für die Waldgesundheit dar. Sie führt

Eine Basensättigung von  $\leq 15\%$  wird als kritisch angesehen (36; 37), weil die Pufferfähigkeit des Bodens sehr gering wird. Von den 124 Walddauerbeobachtungsflächen des IAP weisen 16 Flächen in den obersten 40 cm des Bodens eine Basensättigung in diesem kritischen Bereich auf (Abb. 32). Es sind dies vor allem Flächen im Fricktal, Mittelland, Voralpenraum und im Tessin. Aber auch die Bodena-

Abb. 31



acidität selbst, d.h. der pH-Wert, kann ein Problem darstellen. 40 IAP-Waldflächen haben einen pH-Wert zwischen 3.2 und 4.0 (Abb. 33), was als sehr stark sauer bis äusserst sauer bezeichnet werden muss (38).

Die verschiedenen Baumarten reagieren unterschiedlich auf die Bodenacidität. Fichten sollen empfindlicher gegenüber Aluminiumionen sein als Buchen (39; 40). Bei Buchen hingegen besteht nur eine mässige Protonen-Toleranz. Die Nährstoffbedürfnisse der einzelnen Baumarten sind sehr unterschiedlich (41). Bezüglich basischer Kationen geben Puhe und Ulrich (42) zur Erhaltung der Waldstabilität nachfolgende erforderliche Basensättigung für die einzelnen Baumarten an (Tab. 3):

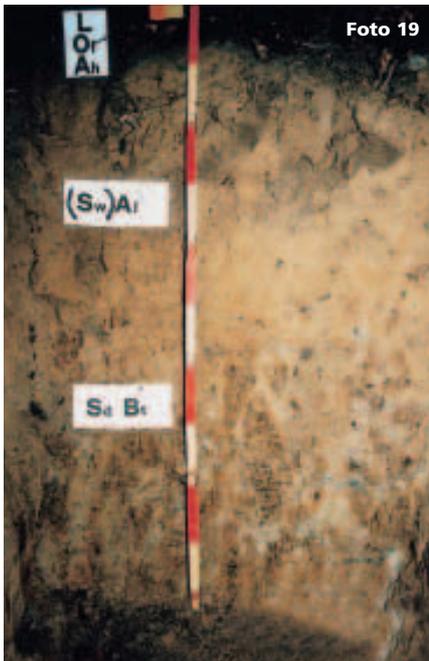
Tab. 3

| Baumarten                               | Erforderliche Basensättigung |
|---|------------------------------|
| Feldahorn, Bergulme, Esche, Winterlinde | 90%                          |
| Spitzahorn, Kirsche                     | 70%                          |
| Bergahorn, Hagebuche                    | 60%                          |
| Buche, Eiche                            | 50%                          |
| Tanne, Fichte, Föhre, Douglasie, Lärche | 30%                          |

Für eine nachhaltige Bewirtschaftung erforderliche Basensättigung (aus 42; ergänzt mit Angaben für Feldahorn aus 43 und für Lärche aus 44).

Allerdings muss hinzugefügt werden, dass Bäume zumindest kurzfristig auch basische Kationen aus dem Gestein mobilisieren können, d.h.

dass die Nährstoffverhältnisse bei Bäumen auf basenarmen Böden mit Gestein im Wurzelraum trotzdem ausgeglichen sein können (45; 46).



Bodenprofil der Fläche Muttenez unten (Pseudogley-Parabraunerde).

Abb. 32

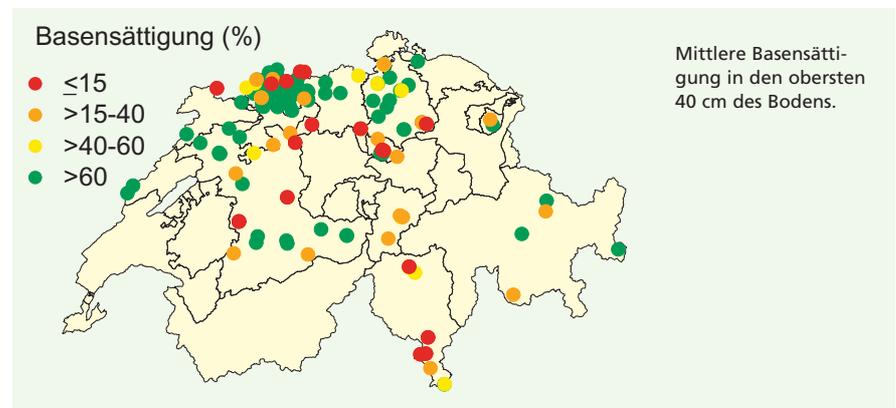
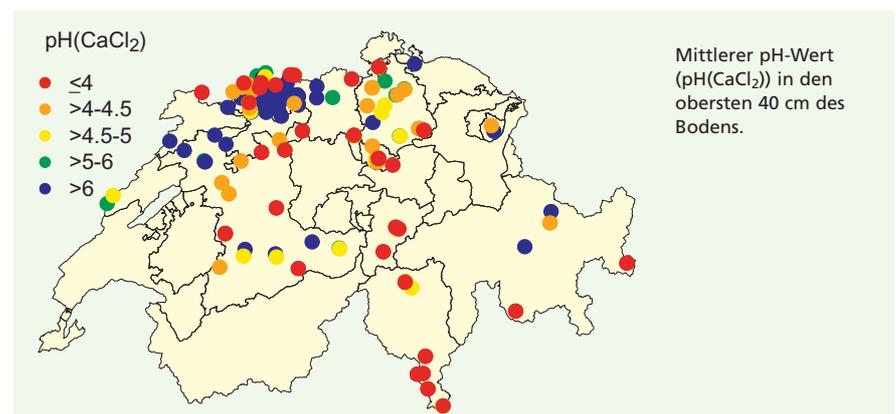


Abb. 33



## 10.2 Verhältnis basischer Kationen zu Aluminium

**Mit zunehmender Bodenversauerung nimmt die Verfügbarkeit der für Pflanzen giftigen Aluminiumionen in der Bodenlösung zu. Die Konzentration von Aluminium ist in der Bodenlösung umso grösser, je höher die Nitratkonzentration ist. Damit sinkt das Verhältnis der basischen Kationen Kalzium, Magnesium und Kalium zu Aluminium, das so genannte BC/Al-Verhältnis. Eine Verhältniszahl unterhalb von eins gilt als kritisch. Zwischen 1997 und 2003 hat das BC/Al-Verhältnis in 15 von 18 Flächen abgenommen. Teils wird der kritische Wert periodisch unterschritten. Versuche belegen die erhebliche Rolle des Stickstoffeintrags bei der Abnahme des BC/Al-Verhältnisses.**

Ein weiteres Mass für die Bodenversauerung ist neben der Basensättigung und dem pH-Wert das Verhältnis zwischen den basischen Kationen Kalzium, Magnesium und Kalium einerseits und Aluminium andererseits in der Bodenlösung, das sog. BC/Al-Verhältnis. Mit zunehmender Bodenversauerung nimmt die Verfügbarkeit des für Pflanzen giftigen Aluminiums zu, diejenige der basischen Kationen ab, womit sich das BC/Al-Verhältnis verengt. Eine Verhältniszahl von unter eins gilt als kritisch für das Pflanzenwachstum, insbesondere das Wachstum der Wurzeln (47; 48). Um diesen Prozess zu verfolgen, wird die Bodenlösung mit Hilfe von Saugkerzen (Sauglysimetern) in heute 30 Beobachtungsflächen aus verschiedenen Bodentiefen gewonnen und analysiert. Die Lysimeter wurden so installiert, dass Oberboden, Hauptwurzelraum und der Bereich unter dem Wurzelraum erfasst werden. Je tiefer die Basensättigung ist, umso tiefer ist auch das BC/Al-Verhältnis in der

Bodenlösung (Abb. 34). Seit 1997, mit Beginn der Messungen, kann in Flächen mit einer tiefen Basensättigung eine dynamische Abnahme des BC/Al-Verhältnisses in der Bodenlösung festgestellt werden (Abb. 35), analog den Beobachtungen von Blaser et al. (49) an einem Tessiner Waldstandort. In 15 von 18 Flächen mit mehrjährigen Beobachtungsreihen ist die Abnahme statistisch abgesichert (Abb. 37), in Flächen wie Brislach und Frienisberg wird das kritische Verhältnis periodisch gar unterschritten. Hohe Nitratkonzentrationen werden dabei von hohen Aluminiumkonzentrationen begleitet, was auf eine massgebliche Rolle von Nitrat bei der Mobilisierung von Aluminium hinweist (Abb. 36). Die erhebliche Rolle bei der Bodenversauerung wird auch durch über 10-jährige Versuche gezeigt: Die Gabe von Stickstoff in Form eines neutralen Salzes bewirkte durch die Säureproduktion während der Nitrifikation (vgl. Abb. 31) eine Abnahme des BC/Al-Verhältnisses (Abb. 38).

Abb. 34

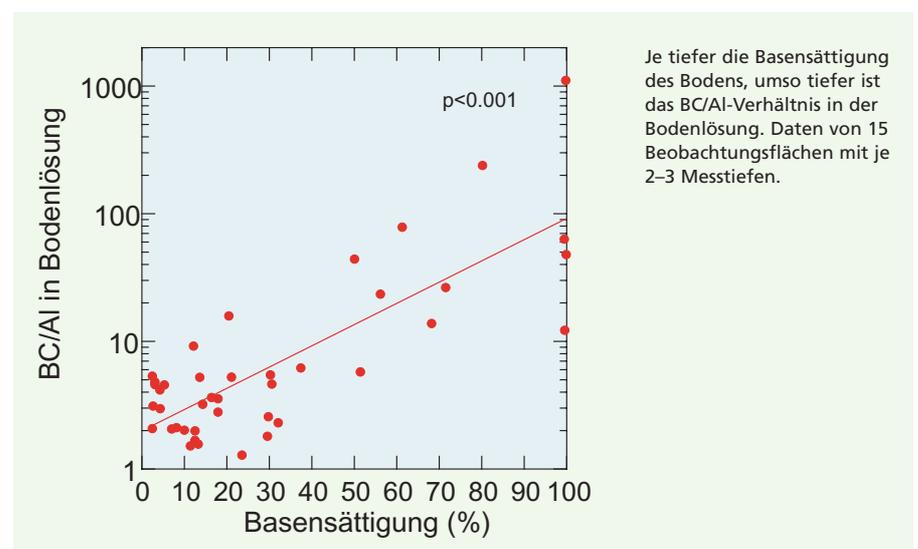


Abb. 35

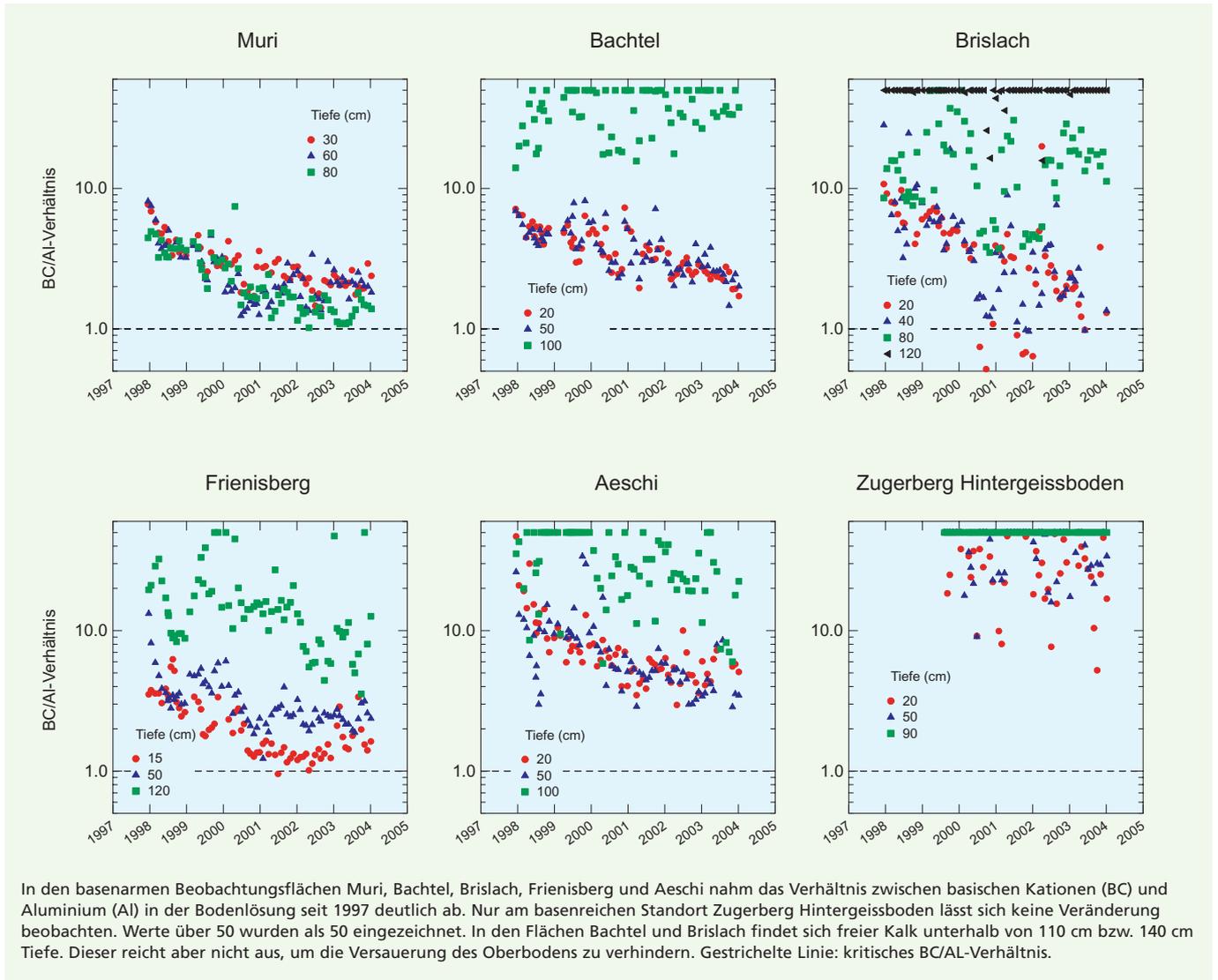


Abb. 36

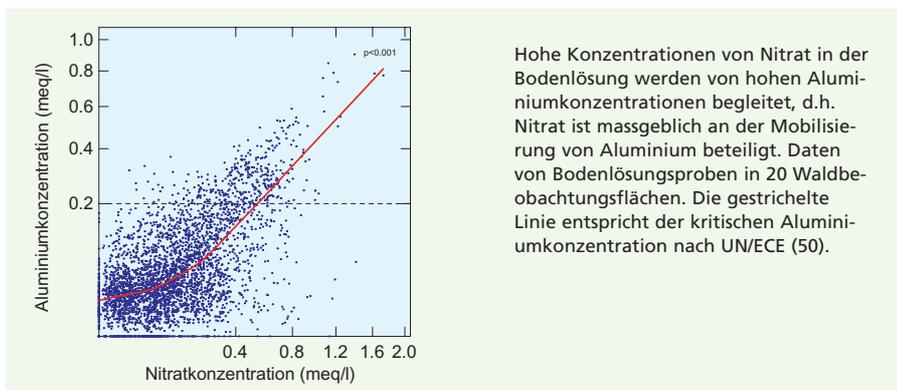


Abb. 37

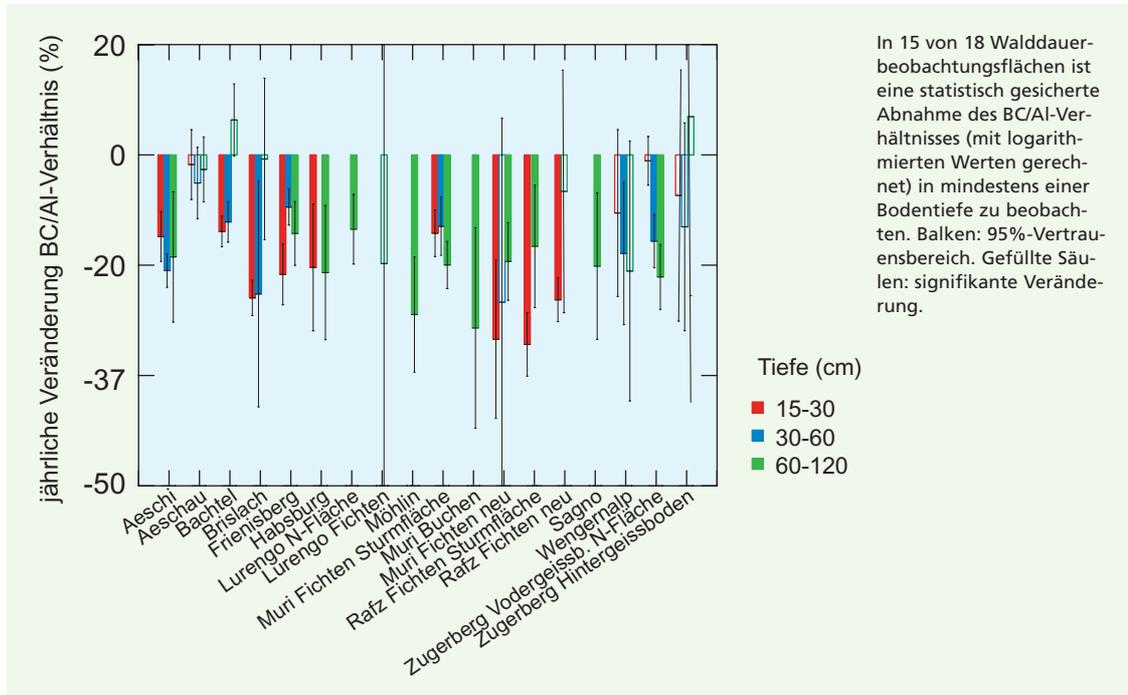


Abb. 38

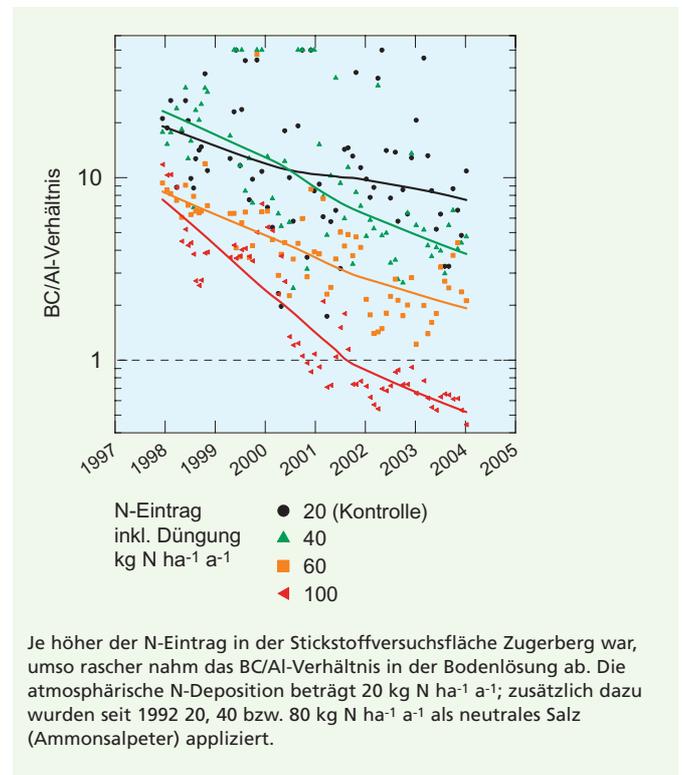
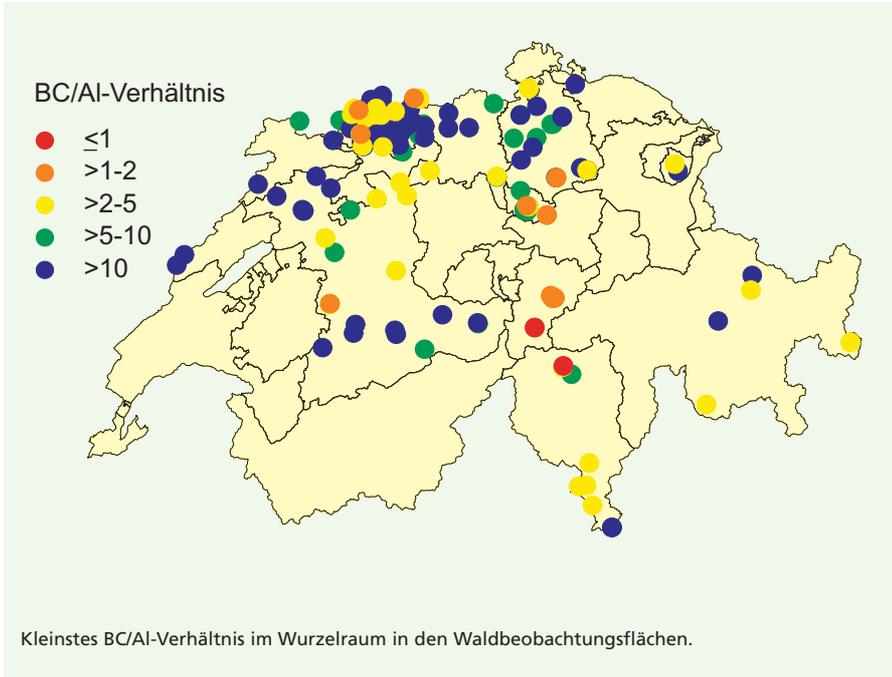


Abb. 39



Zur Abschätzung der Zusammensetzung der Bodenlösung in Waldbeobachtungsflächen ohne Lysimeterinstallationen wurde 1996 ein Wasserextrakt aus Bodenproben analysiert. Die Daten zeigen in zwei Flächen eine Unterschreitung des kritischen Wertes. In zehn weiteren lag das kleinste gemessene Verhältnis zwischen 1 und 2 (Abb. 39).

Foto 21



Probenahme von Bodenlösung.

### 10.3 Bedeutung anthropogener Einträge für die Bodenversauerung

**Modellrechnungen zeigen, dass die anthropogenen Schadstoffeinträge in den Wald die Bodenversauerung erheblich beschleunigen.**

Um den Einfluss von anthropogenen Einträgen von den übrigen versauernden Prozessen abzugrenzen, werden Modellrechnungen eingesetzt. Diese berücksichtigen die Neutralisation der eingetragenen Säure durch die Verwitterungsprodukte der Bodenminerale, die Säurebildung infolge der Nährstoffaufnahme der Vegetation, den Wasserhaushalt und die Einträge von Schwefel und Stickstoff. Die Berechnung der Nährstoffaufnahme der Vegetation basiert auf der Bestandesgeschichte und dem Zuwachs. Bei sonst gleicher Nutzung wurden drei verschiedene Eintragungsszenarien verglichen: Deposition auf dem Stand von 1900, heute gültige Reduktionsszenarien aufgrund der acht bisher unterzeichneten UN/ECE-Protokolle (letztes Protokoll: Göteborg 1999) sowie ohne Massnahmen (Abb. 40). In Abb. 41 ist

der berechnete Verlauf der Versauerung in der Beobachtungsfläche Frienisberg dargestellt, und zwar für pH-Wert, Verhältnis zwischen basischen Kationen und Aluminium sowie für die Basensättigung. Wie aus der Abbildung ersichtlich ist, sagen die Modelle einen erheblichen Beitrag der heutigen anthropogenen Einträge (Unterschied zwischen blauer bzw. roter zu grüner Kurve) voraus. Selbst bei Umsetzung der UN/ECE-Reduktionsmassnahmen liegt der pH-Wert

um nahezu 0,8, bei der ungebremsten Deposition gar 1.1 Einheiten tiefer als es beim Eintrag auf dem Stand von 1900 der Fall wäre. Ähnlich gross sind die Unterschiede beim BC/Al-Verhältnis und bei der Basensättigung. Die Berechnungen zeigen auch, dass die Auswirkungen auf den Boden auch bei starker Reduktion der Einträge langfristig andauern. Die heutigen Messwerte bestätigen die Modellrechnungen weitgehend.

Abb. 40

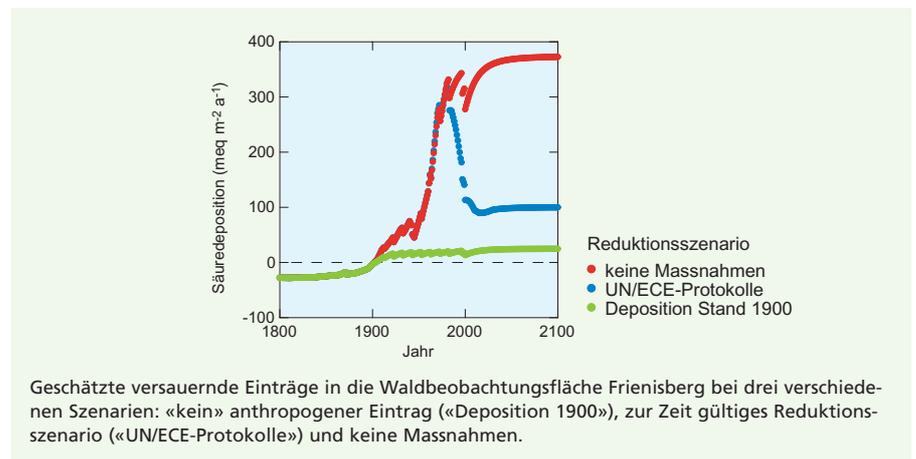
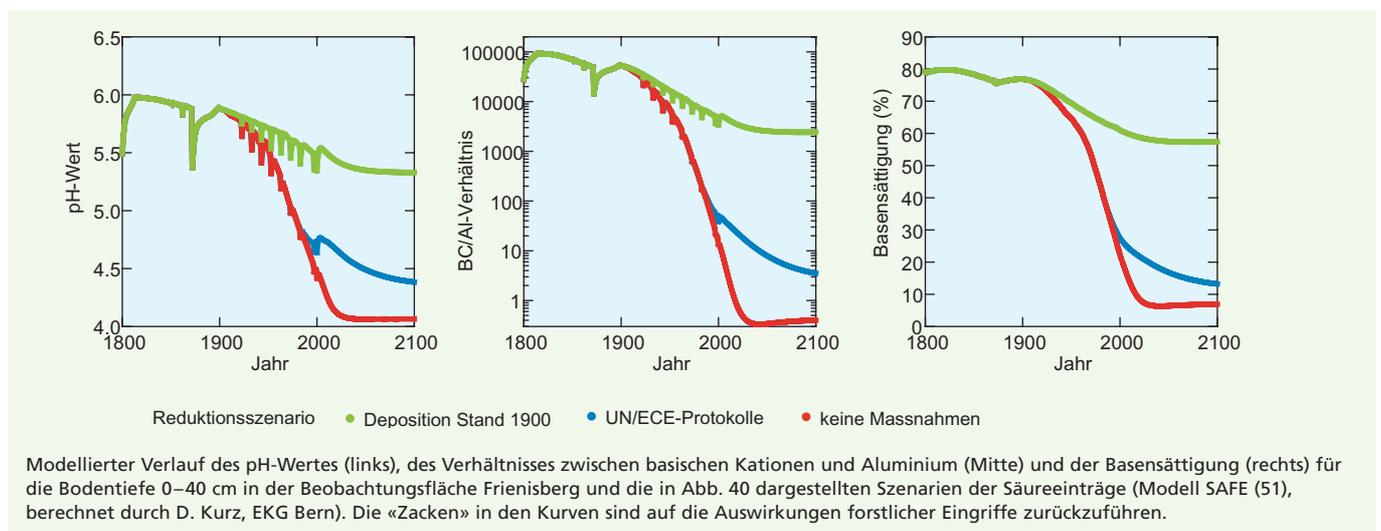


Abb. 41



## 10.4 Folgen für die Wurzelentwicklung und das Windwurfrisiko

**Der Längenanteil von Feinstwurzeln und die Dichte der Wurzelspitzen nehmen in basenarmen Böden deutlich ab, gleichzeitig werden vermehrt Adventivwurzeln gebildet. Auswertungen von 124 Bodenprofilen zeigen zudem, dass die Feinstwurzeln bei versauerten Böden weniger in die Tiefe vordringen. Eine verringerte Tiefendurchwurzelung kann Auswirkungen auf den Wasserhaushalt und auf die Standfestigkeit haben. Nach dem Sturm «Lothar» war der Anteil der geworfenen Buchen in Waldflächen auf basenarmen Böden 4.8 mal und der geworfenen Fichten 3.6 mal erhöht.**

Die Bodenversauerung hat Folgen für die Wurzelentwicklung, wie Arbeiten verschiedener Autoren zeigen: bei Fichte und Buche wurde eine Abnahme der Feinstwurzeln, Verkahlung sowie Degeneration der Skelett-wurzeln im Unterboden bei gleichzeitig erhöhter Feinstwurzelbiomasse im basen- und humusreichen Oberboden festgestellt (17; 42; 52–55). Auch in den IAP-Walddauerbeobachtungsflächen lassen sich Beziehungen zwischen der Bodenversauerung und Wurzeln beobachten. Bei jungen Buchen aus 27 Beobachtungsflächen unterschiedlicher Basensättigung standen der Längenanteil der feinsten Wurzeln (<0.25 mm Ø; Foto 22) und die Dichte der Wurzelspitzen in einer positiven Beziehung zur Basensättigung (Abb. 42). Gleichzeitig wurden auf basenarmen Böden mehr Pflanzen mit Adventivwurzeln gefunden (Abb. 43). Adventivwurzeln sind sprossbürtige Wurzeln und können ein Anzeichen dafür sein, dass die tiefer liegenden Wurzeln unter Stress stehen.

Wertet man die in den Bodenprofilen des IAP aufgenommene Wurzelverteilung aus, so lässt sich eine geringere Durchwurzelungstiefe in basenarmen Böden nachweisen (Abb. 44). Die Degeneration des Tiefenwurzelwerkes und die Verkahlung bedeutet für den Baum einen Stabilitätsverlust. Durch die abnehmende Tiefenverwurzelung und verminderte Feinstwurzellänge büsst der Baum Wurzelraum ein, auf den er für die Wasser- und Nährstoffversorgung angewiesen ist. Inwieweit auch diese Veränderungen der Feinstwurzeln die Windwurfanfälligkeit beeinflussen, kann zur Zeit nicht schlüssig beantwortet werden, da die Rolle der Feinstwurzeln für die Stabilität nicht bekannt ist. Die Beobachtungen auf den IAP-Waldbeobachtungsflächen beim Sturm «Lothar» weisen jedoch in diese Richtung: auf Böden mit einer Basensättigung von ≤40% war der Windwurf bei der Buche 4.8-fach und bei der Fichte 3.6-fach erhöht (Foto 23, Abb. 45; 26). Neben einer Versauerung des Unter-

Abb. 42

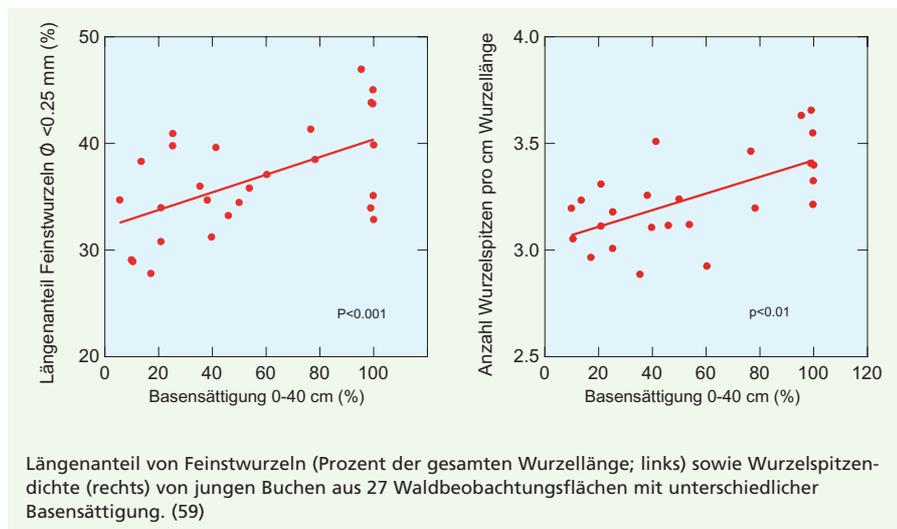
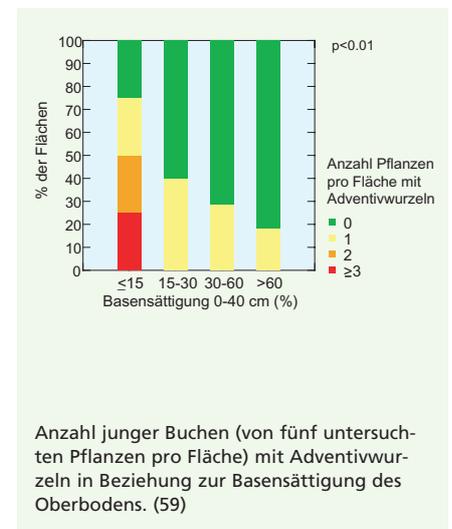


Abb. 43



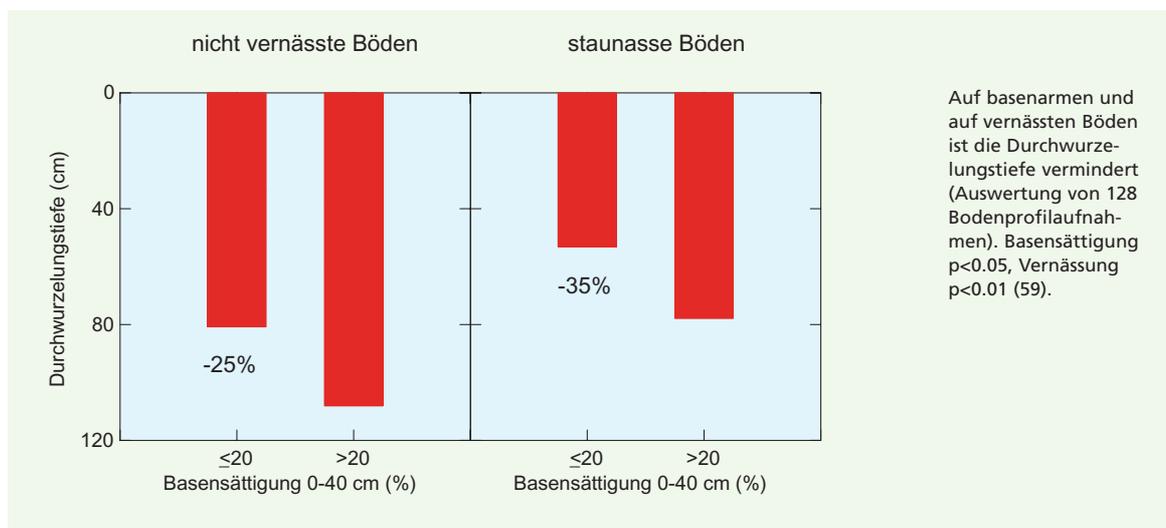
bodens können auch flachanstehendes Grundgestein, sehr hoher Skelettanteil, tonreiche B-Horizonte, stark verdichtete Bodenschichten, hochstehendes Grund- oder Stauwasser sowie Wurzelpathogene zur Hemmung der Tiefenverwurzelung und damit zu erhöhtem Windwurfrisiko beitragen (56; 57; 53). Diese Faktoren wurden jedoch bei der Auswertung der Lothardaten berücksichtigt und können als Ursache für den beobachteten Unterschied ausgeschlossen werden.

Dass das Windwurfrisiko bereits bei einer Basensättigung von weniger als 40% zunimmt, ist aufgrund der in der Literatur beschriebenen Säureeffekte auf die Wurzeln nicht zu erwarten. Andere Faktoren wie eine verminderte Gefügestabilität bei mittlerer Basensättigung dürften ebenfalls eine Rolle gespielt haben (8; 58).



Foto 22  
Feinstwurzeln von Buchen.

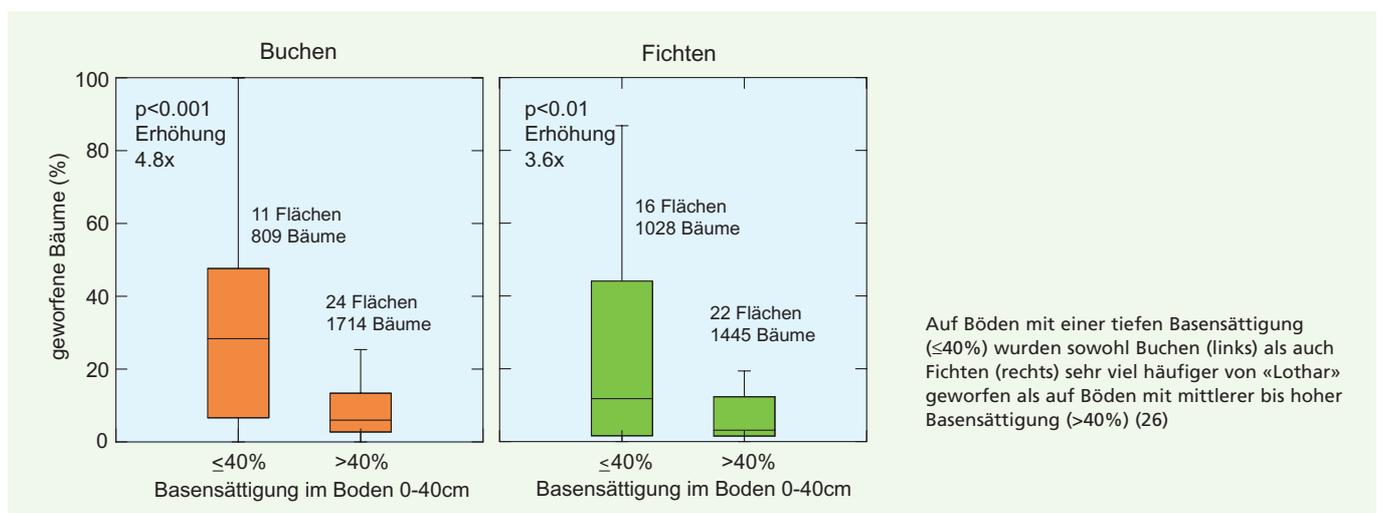
Abb. 44





Auf einem basenarmen Boden (Muttentz, Foto 24, Basensättigung 10%, pH 3.8) sind am Wurzelballen einer geworfenen Buche verkahlte Strukturwurzeln, d.h. Wurzeln ohne Feinwurzelvezweigung, zu erkennen, während auf einem basenreichen Boden (Metzerlen, Foto 25, Basensättigung 100%, pH 6.2) Feinwurzeln bis an die Basis des Wurzelballens reichen.

**Abb. 45**



## 10.5 Bodenversauerung und Regenwürmer

In den Beobachtungsflächen können im Mittel 80 Regenwürmer pro Quadratmeter gezählt werden. Mit zunehmender Bodenversauerung nimmt die Regenwurmpopulation allerdings drastisch ab. Unterhalb von einem pH-Wert von 4 sind nur noch vereinzelte oder gar keine Regenwürmer zu beobachten. In 15% der Waldflächen finden sich weniger als 10 Regenwürmer pro Quadratmeter, in weiteren 12% der Flächen gar keine Würmer.

Regenwürmer sind ein wichtiges Qualitätsmerkmal für die Bodenfruchtbarkeit und erfüllen verschiedene wichtige Funktionen im Waldboden wie Streuabbau, Bodendurchmischung (Bioturbation), Bildung stabiler Krümelaggregate sowie Bodendurchlüftung und Drainage. Zudem verfrachten die Regenwürmer erhebliche Mengen an Streu in den Unterboden (60; 61), was zu einer rascheren Umsetzung von wertvollen Nährstoff-

fen wie Phosphor und basischen Kationen führt, der Bodenversauerung entgegenwirkt und sich positiv auf die Mykorrhizapilze und die Ernährung der Bäume auswirken kann (72). Für Bodendurchmischung und Drainage sind die Vertikalbohrer besonders bedeutsam.

In allen IAP-Walddauerbeobachtungsflächen wurden Regenwurmpopulation und -biomasse getrennt nach Ökogruppen (62) aufgenommen. Diese Einteilung beinhaltet drei Gruppen: Streubewohner, Horizontalbohrer (*Octolasion*, *Allobophora*) und Vertikalbohrer (*Nicodrilus*, *Lumbricus*). Im Mittel aller Waldflächen wurden 80 Regenwürmer pro m<sup>2</sup> gefunden, was eine ausreichende Zahl darstellt. In den Flächen mit einem pH-Wert (pH(CaCl<sub>2</sub>)) von ≤4 nehmen die Populationen allerdings drastisch ab (Abb. 46). In 33 Flächen sind weniger als 10 Regenwürmer pro m<sup>2</sup> vorhanden, davon in 15 Flächen gar keine (Abb. 47). Die geringe Population von Regenwürmern, meist nur Streube-

wohnern, in Böden mit hoher Bodenacidität ist besonders problematisch, da gerade solche Standorte auf ein schnelles Recycling von Nährstoffen und eine Verfrachtung von basischen Kationen in tiefere Bodenschichten angewiesen sind.

Abb. 46

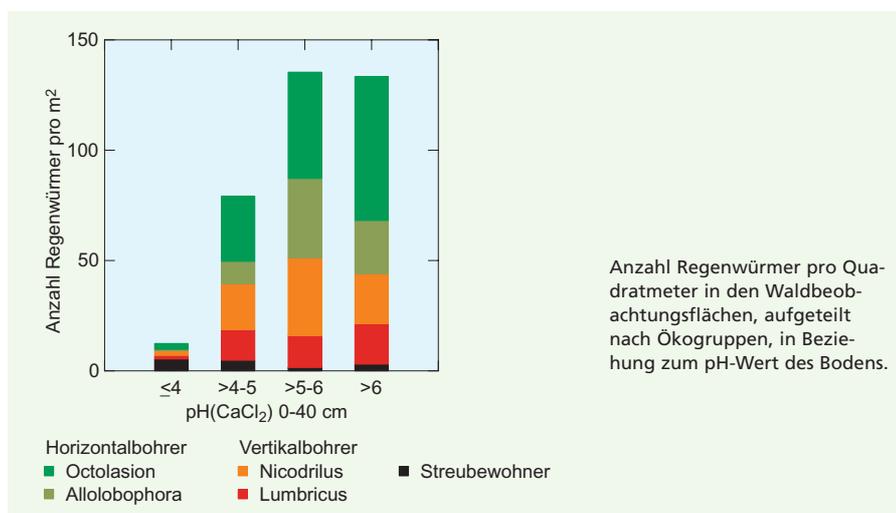


Abb. 47

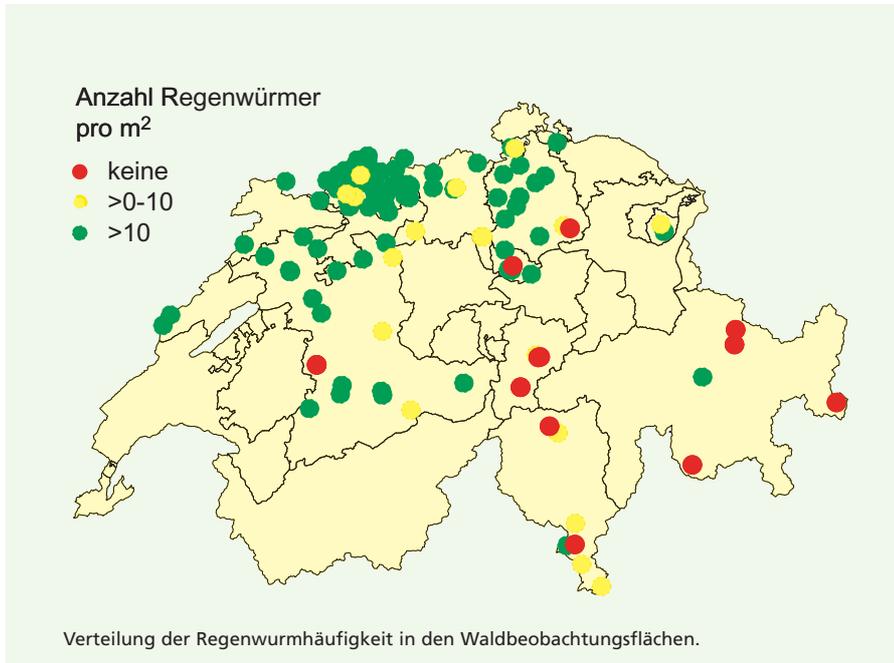


Foto 27



Regenwürmer sind ein wichtiges Qualitätsmerkmal für die Bodenfruchtbarkeit.

## 11. Bodenverdichtung

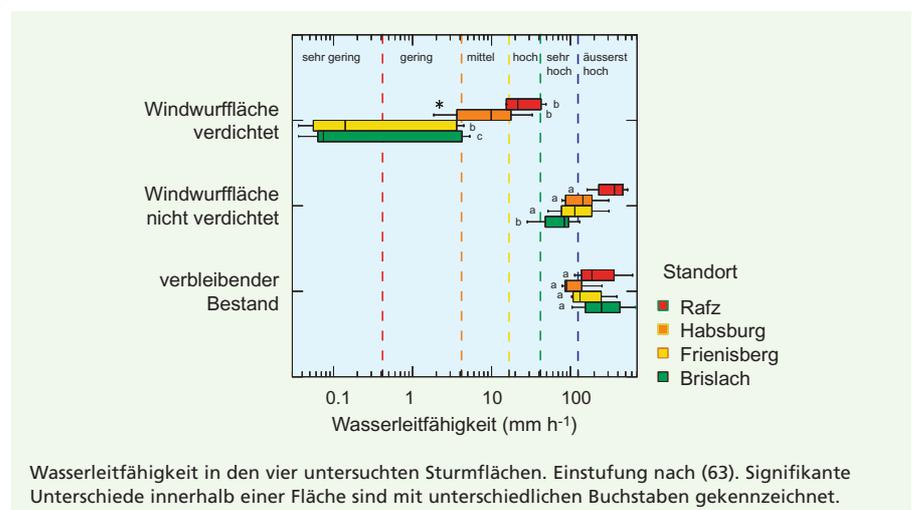
**Auf sauren tiefgründigen Sturmflächen stellt die durch Räumungsarbeiten verursachte Bodenverdichtung ein besonderes Problem dar. Noch 3–4 Jahre nach dem Sturmereignis «Lothar» ist die Wasserversickerung in den verdichteten Bereichen stark vermindert und die CO<sub>2</sub>-Konzentration im Oberboden deutlich erhöht. Beim Jungwuchs ist eine Hemmung des Wurzelwachstums festzustellen. In verdichteten Böden war die Durchwurzelungstiefe von natürlich verjüngten Buchen deutlich geringer als in lockeren Bodenverhältnissen. Eine Regeneration der Verdichtung ist stark erschwert, da sich infolge der fortgeschrittenen Bodenacidität nur wenige Regenwürmer finden. Die vorhandenen Würmer sind zudem fast ausschliesslich Streubewohner, die wenig zur Bodenlockerung beitragen. Dagegen förderte eine Holzschnittelabdeckung die Population von Vertikal- und Horizontalbohrern und könnte somit zur Regeneration verdichteter Böden beitragen.**

Nach dem Sturmereignis «Lothar» wurde vielerorts umgehend mit den Räumungsarbeiten begonnen, wobei infolge des Zeitdruckes schwere Maschinen eingesetzt wurden, die teils flächige Bodenverdichtungen verursachten. In vier Sturmflächen (Brislach (BL), Frienisberg (BE), Habsburg (AG) und Rafz (ZH)) mit fortgeschrittener Bodenversauerung zeigten Untersuchungen noch 3–4 Jahre nach dem Sturm erhebliche Veränderungen der Bodeneigenschaften. So wurde in

allen vier Flächen, vor allem aber in Brislach und Frienisberg, in verdichteten Bereichen eine stark verminderte Wasserleitfähigkeit gemessen (Abb. 48). Durchschnittliche Regenereignisse können nicht mehr «geschluckt» werden, was zu hohen Abflussspitzen führt und in der Folge ein erhöhtes Erosionsrisiko darstellt. Die Wassersättigung des Bodens ist entsprechend hoch und hat ein starkes Binsen-Aufkommen zur Folge (Foto 29).



Abb. 48

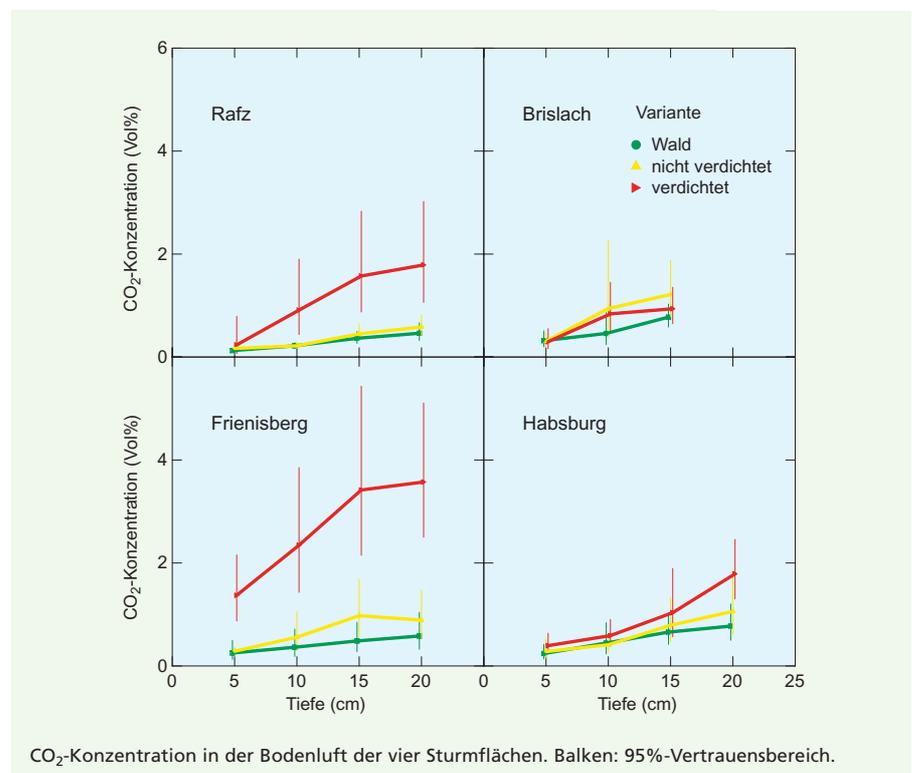




Aufkommen von Binsen in der Sturmfläche Brislach.

Abb. 49

Das Volumen der Grobporen, der normalerweise mit Luft gefüllten Bodensporen, beträgt in Brislach 1–2%, Frienisberg 4%, Habsburg 3% und Rafz 5%. Im Oberboden sollte der Grobporenanteil normalerweise 7–12% des Bodenvolumens ausmachen (63). In allen vier Sturmflächen herrschen somit breitflächig ungünstige Durchlüftungsverhältnisse. Ein geringeres Grobporenvolumen und Diskontinuität im Porenraum führen zu einem verminderten Austausch der Bodenluft mit atmosphärischer Luft. In der Folge kommt es zur Anreicherung von CO<sub>2</sub>, das bei der Boden- und Wurzelatmung freigesetzt wird (Abb. 49). Eine solche Anreicherung kann Konsequenzen für die Feinwurzelsvitalität haben, wie Gaertig et al. (64) fanden.

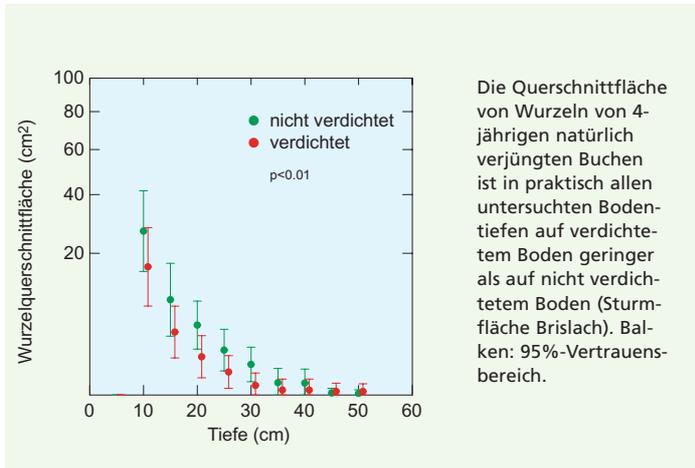


Vier Jahre nach «Lothar» wurde am Beispiel der Buche untersucht, wie sich die starken Verdichtungen auf die Naturverjüngung und die auch auf verdichteten Böden vorgenommenen Pflanzungen auswirkten. Die Verdichtung führte zu Wurzeldeformationen vor allem unterhalb von 20 cm Bodentiefe (Foto 30, 31) und verringerte die Durchwurzelungstiefe (Abb. 50), die Wurzelmasse der tieferen Wurzeln (Abb. 51) und das Sprosswachstum (Abb. 52). In verdichtetem Boden dringen Wurzeln häufig nur noch innerhalb von Kanälen toter Wurzeln in tiefere Schichten vor. Die gepflanzten Buchen wiesen zusätzlich als Folge der Winkelpflanzung meist ein verkrüppeltes, oft einseitiges Wurzelsystem auf, das kaum eine normale Wurzelentwicklung zulässt und noch nach vielen Jahren feststellbar ist (65). Wurzeldeformationen und verminderte Tiefendurchwurzelung können langfristig das Risiko für Windwurf und Trockenstress erhöhen.

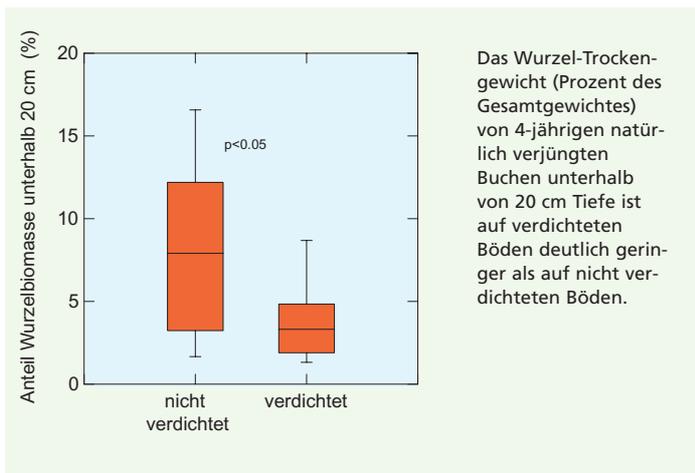


Wurzelverteilung gleichaltriger junger Buchen in nicht verdichtetem Boden (Foto 30) bzw. in verdichtetem Boden (Foto 31) in gleichem Maßstab aus der Sturmfläche Brislach. Bei der Buche in Foto 31 reicht die Pfahlwurzel nur bis 10 cm Tiefe und weicht dann horizontal der verdichteten Zone aus. Die Marken an den Wurzeln sind im Abstand von 10 cm angebracht.

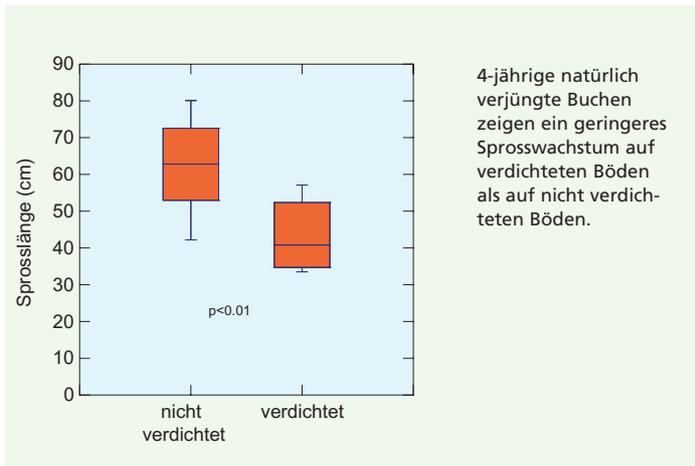
**Abb. 50**



**Abb. 51**



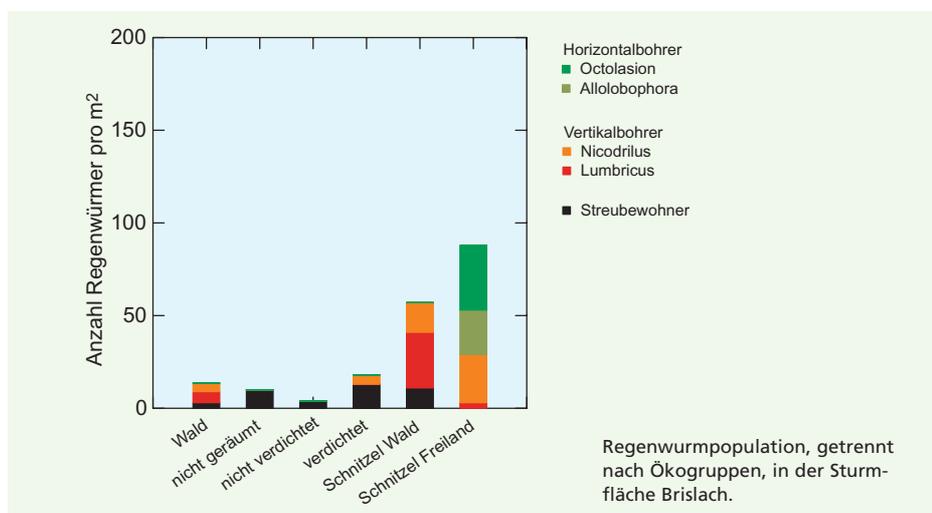
**Abb. 52**



Im Zusammenhang mit der Bodenverdichtung wurde auch die Regenwurmpopulation getrennt nach Ökogruppen (vgl. Kap. 10.5) untersucht. In drei von vier Sturmflächen (Ausnahme Rafz) ist die Regenwurmpopulation mit durchschnittlich 10 Individuen/m<sup>2</sup> säurebedingt gering (60). Ein Einfluss der Verdichtung lässt sich zwar nicht nachweisen, aber die Regenerationsfähigkeit der verdichteten Böden ist damit gering. Die wenigen vorhandenen Streubewohner tragen wenig zur Bodenlockerung und Bodendurchmischung bei. Dagegen förderte eine Holzschnitzelabdeckung nach 3 Jahren die Regenwurmpopulation, insbesondere diejenige der Vertikal- und Horizontalbohrer. Im Mittel wurde durch diese Behandlung eine Individuenzahl von 88 Würmern pro Quadratmeter erreicht (Abb. 53).



Abb. 53

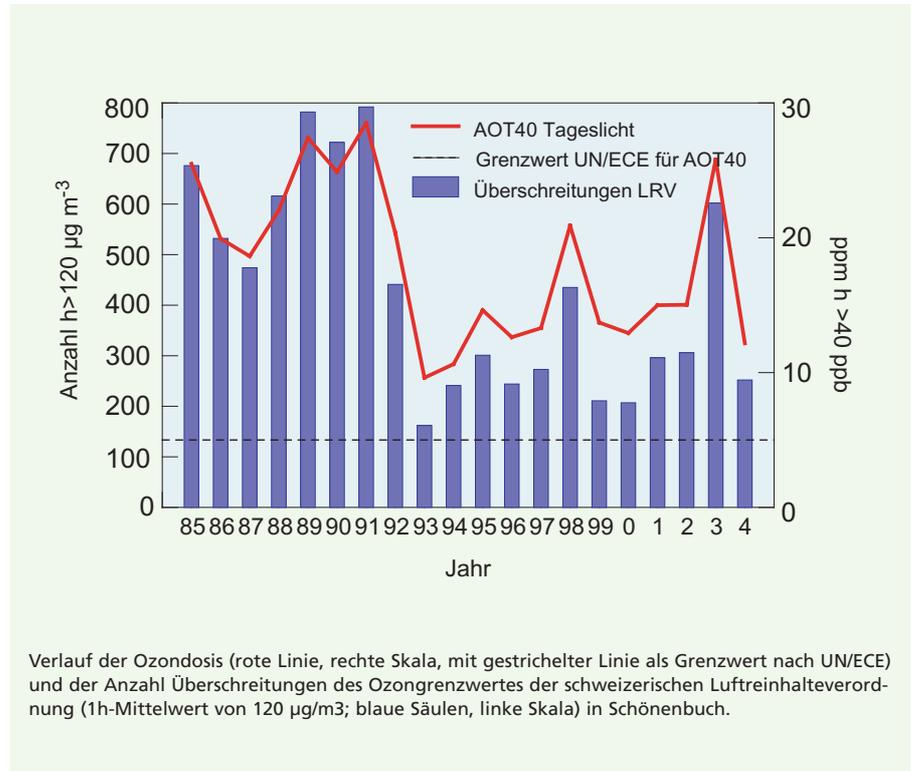


## 12. Ozonbelastung

Die Ozonbelastung liegt seit Beginn der Untersuchungen deutlich über der kritischen Dosis von 5 ppm h (AOT40) für den Wald. Zu den Folgen gehören sichtbare Schäden am Laub, ein gehemmtes Wachstum sowie ein gehemmter Zuckertransport von den Sprossorganen in die Wurzeln.

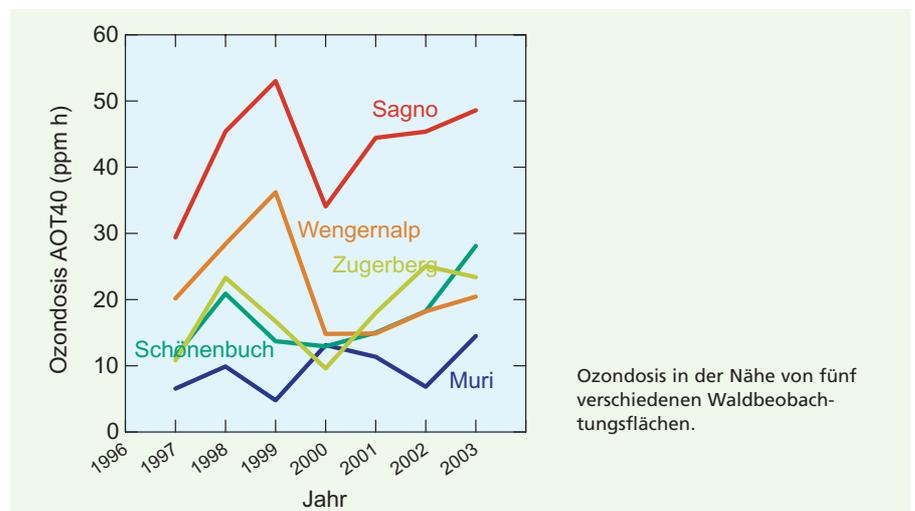
Die Belastung für die Vegetation durch Ozon ( $O_3$ ) wird gemäss UN/ECE als Dosiswert berechnet, d.h. es werden alle Stundenmittelwerte mit Konzentrationen über 40 ppb über eine ganze Vegetationsperiode aufsummiert (AOT40 = Accumulated Ozone dose over Threshold 40). Berücksichtigt werden dabei nur die Tageslichtstunden, während denen Ozon über die Spaltöffnungen aufgenommen werden kann. Aufgrund von Zuwachsreduktionen in Experimenten wurde der Grenzwert für diese Ozondosis auf 5 ppm h festgelegt (66), ein Wert, der seit Beginn der Messungen in Schönenbuch dauernd überschritten wird (Abb. 54). 2003 wurden infolge der langanhaltenden Schönwetterperiode wieder Werte erreicht, wie sie in den achtziger Jahren des letzten Jahrhunderts auftraten. Je nach Region ist die Ozonbelastung sehr unterschiedlich. Die höchste Ozondosis wurde im Mendrisiotto (TI) mit durchschnittlich 45–50 ppm h >40 ppb in den letzten drei Jahren gemessen (Abb. 55).

Abb. 54



Verlauf der Ozondosis (rote Linie, rechte Skala, mit gestrichelter Linie als Grenzwert nach UN/ECE) und der Anzahl Überschreitungen des Ozonegrenzwertes der schweizerischen Luftreinhalteverordnung (1h-Mittelwert von 120 µg/m<sup>3</sup>; blaue Säulen, linke Skala) in Schönenbuch.

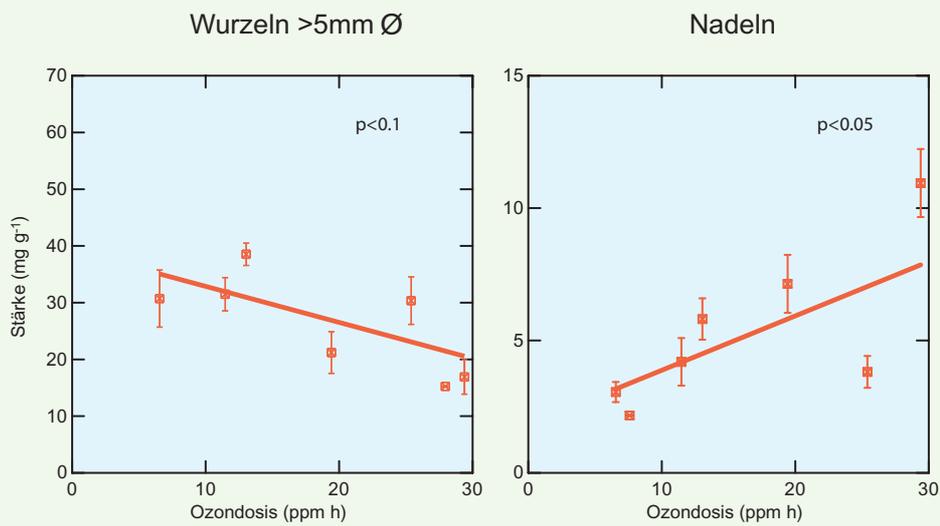
Abb. 55



Ozondosis in der Nähe von fünf verschiedenen Waldbeobachtungsflächen.



Abb. 57



Stärkegehalt in Grobwurzeln und den jüngsten Nadeln von jungen, an unterschiedlich ozonbelasteten Standorten exponierten Fichten. Mit zunehmender Ozonbelastung nimmt der Stärkegehalt in den Wurzeln ab, in den Nadeln zu (68).



Ozonbegasungsanlage Schönenbuch.

### 13. Schlussfolgerung

Die Untersuchungen in den Wald-dauerbeobachtungsflächen während der letzten 20 Jahre zeigen deutlich, dass in unserem Wald schleichende Prozesse ablaufen, die sich auf seine Stabilität ungünstig auswirken. Nach einer Periode mit übermässig starkem Stammzuwachs ist das Wachstum in den letzten Jahren auf einen 30% unter den Ertragstafelwerten liegenden Wert eingebrochen. Immer mehr Bestände geraten in ein Nährstoffungleichgewicht, vor allem durch fortschreitende Phosphor- und teils auch Magnesium-unterversorgung. Die hohe Stickstoffbelastung verursacht eine Übersättigung unserer Wälder mit Stickstoff, welche sich in einem Überhandnehmen nitrophiler Pflanzen und von Brombeeren sowie in hohen Stickstofffrachten im Sickerwasser auswirkt. Auf basenarmen Böden wird der Längenanteil an Feinstwurzeln und die Dichte der Wurzelspitzen reduziert. Stickstoffverbindungen sind zudem in bedeutendem Ausmass an der fortschreitenden Bodenversauerung beteiligt. Die Folge ist eine Abnahme der Bodenfruchtbarkeit durch Verarmung an wichtigen Nährstoffen und durch die Abnahme der Regenwurmpopu-

lation. Die verminderte Tiefenverwurzelung auf versauerten Böden, die mangelhafte Feinwurzelbildung und die Verkahlung der Tiefenstrukturwurzeln vermindern die Bodenhaftung. Die Windwurfanfälligkeit auf basenarmen Böden ist beträchtlich erhöht. Infolge einer eingeschränkten Erschliessung des Bodens durch die Wurzeln kann auch die Nährstoff- und Wasseraufnahme negativ beeinflusst werden. Die durch die Ozonbelastung verursachte Hemmung des Assimilattransportes von den Sprossorganen in die Wurzeln wirkt sich zusätzlich hemmend auf das Wurzelwachstum aus. Die Bedeutung der aktuellen Stickstoff- und Ozonbelastung sowie die Dynamik des Bodenversauerungsprozesses dürfen deshalb nicht unterschätzt werden. Sie können unsere Waldökosysteme nachhaltig verändern und beeinträchtigen.

## 14. Zusammenfassung

1. Die Kronenverlichtung als Indikator für die Stressbelastung weist seit Beginn der Beobachtungen Erholungs- und Stressphasen auf. Insgesamt kann kein Trend zur Verbesserung oder Verschlechterung festgestellt werden. Im Jahre 2004 wiesen 24.1% der Buchen und 21.7% der Fichten eine Kronenverlichtung von mehr als 25% auf, waren also nach der internationalen Beurteilungsskala «gestresst». Statistische Auswertungen zeigen, dass das Ausmass der Kronenverlichtung vor allem von Witterungsextremen und Fruchtbehang beeinflusst wird. Durch eine künstlich verbesserte Nährstoffversorgung konnte die Kronenverlichtung in einem Gebirgswald deutlich und nachhaltig reduziert werden. [Seite 11](#)
2. Das Triebwachstum bei Buchen schwankte im Untersuchungszeitraum sehr stark. Ursachen dafür sind Trockenstress, Fruchtbildung und Ozonbelastung. Eine deutliche Wachstumshemmung konnte als Folge des trockenen Sommers 2003 bei Buchen und Fichten beobachtet werden. [Seite 13](#)
3. Der Stammzuwachs weist bei der Buche und auch bei der Fichte, in der Periode 1998-2002 im Vergleich zu den Vorperioden eine Verringerung um 22–23% auf und liegt jetzt 24–31% unter den Ertragstafelwerten. Diese Verringerung ist altersunabhängig und bei der Fichte etwas weniger stark ausgeprägt. [Seite 14](#)
4. Seit Beginn der Untersuchungen kann bei der Buche eine stetige Abnahme der Phosphor- und teils auch der Magnesiumversorgung beobachtet werden. Der Anteil der Flächen mit Phosphorunterversorgung stieg von 9% auf 80%. Beim Magnesium nahm der Anteil von Flächen mit einer Unterversorgung von 11% auf 50% zu. Der zunehmende Phosphor- und Magnesiummangel führt zu unausgewogenen Verhältnissen zwischen Stickstoff und Phosphor bzw. Stickstoff und Magnesium. Bei der Fichte hat sich die Ernährungssituation weniger stark verändert. Allerdings weisen auch hier 68% der Flächen eine Phosphorunterversorgung auf, und das Verhältnis zwischen Stickstoff und Phosphor ist ebenfalls unausgewogen. [Seite 15](#)
5. Das Muster der Fruchtbildung bei der Buche hat sich in den letzten 20 Jahren nicht verändert. Auf Mastjahre folgen Jahre ohne oder mit schwacher Fruktifikation. Bei Buche und Fichte konnte eine deutliche Beziehung zwischen dem N/P-Verhältnis in Laub und Nadeln und dem Fruchtbehang gefunden werden. Je unausgewogener dieses ist, umso geringer ist die Fruktifikation. Bei der Buche steht das N/P-Verhältnis ausserdem noch mit dem Befall der Nüsschen durch den Haselnusswickler in Beziehung. [Seite 19](#)
6. Die Trockenperiode im Sommer 2003 wirkte sich nachhaltig auf den Bodenwassergehalt der Waldböden aus. Im Hauptwurzelraum war ein erhebliches Wasserdefizit zu beobachten, das bis Ende Jahr anhielt. Die Bäume schränkten die Transpiration im Laufe des Augusts stark ein. Auch im Sommer 2004 konnte ein Wasserdefizit im Wurzelraum festgestellt werden. [Seite 22](#)
7. Über die Luft werden erhebliche Mengen an Stickstoffverbindungen in Wälder eingetragen. Nach Modellrechnungen ist dieser Eintrag in 78% der 124 Beobachtungsflächen höher als der kritische Eintragswert von 10–20 Kilogramm Stickstoff pro Hektar und Jahr. Als Indikator für die Stickstoffsättigung eines Ökosystems gilt die Auswaschung von Nitrat ins Grundwasser, die gemäss UN/ECE in Tief-lagen 4–5 und im Gebirge 1–2 Kilogramm pro Hektar und Jahr nicht übersteigen sollte. Analysen des Bodenwassers zeigen, dass der Stickstoffaustrag über das Sickerwasser bei der Mehrheit der untersuchten Flächen deutlich höher ist als die genannten Grenzwerte. Im Mittelland, Voralpenraum und Südtessin werden Auswaschungsraten von über 30 Kilogramm Stickstoff pro Hektar und Jahr gemessen. Selbst das Qualitätsziel für Trinkwasser von 25 ppm Nitrat wird im Sickerwasser einiger Flächen periodisch überschritten. [Seite 25](#)
8. Die einseitige Stickstoffernährung verschlechtert die Versorgung mit anderen mineralischen Nährstoffen. Eine Wachstumsförderung durch Stickstoff kann nur dort beobachtet werden, wo die anderen Nährstoffe noch nicht limitierend sind. In Versuchen konnte eine solche Limitierung bereits bei einer Stickstoffbelastung von 40 Kilogramm Stickstoff pro Hektar und Jahr beobachtet werden. Durch Stickstoffdüngung nimmt der Längenanteil von Feinstwurzeln und die Dichte der Wurzelspitzen ab, jedoch nur auf basenarmen Böden. Nach Trockenperioden waren junge Buchen mit steigen-

- den Stickstoffgaben zunehmend durch Dürre geschädigt. Stickstoff scheint bei Buchen und Fichten eine Abnahme von pilzhemmenden phenolischen Verbindungen in den Feinwurzeln zu verursachen, was deren Abwehrkraft gegenüber pilzlichen Krankheitserreger schwächen kann. [Seite 28](#)
9. Die stickstoffliebende Flora in den Walddauerbeobachtungsflächen hat im Zeitraum von 20 Jahren zugenommen. Insbesondere konnte eine deutliche Beziehung zwischen Stickstoffdeposition und dem Deckungsgrad der Brombeeren festgestellt werden. [Seite 33](#)
10. Die Basensättigung ist ein Mass für die Bodenversauerung. Von den 124 Walddauerbeobachtungsflächen weisen 13% eine kritische Basensättigung von  $\leq 15\%$ , weitere 20% eine solche von  $>15\text{--}40\%$  auf. In 32% der Flächen liegt der pH-Wert zwischen 3.2 und 4.0, was als stark sauer bis äusserst sauer bezeichnet werden muss. [Seite 35](#)
11. Mit zunehmender Bodenversauerung nimmt die Verfügbarkeit der für Pflanzen giftigen Aluminiumionen in der Bodenlösung zu. Die Konzentration von Aluminium ist in der Bodenlösung umso grösser, je höher die Nitratkonzentration ist. Damit sinkt das Verhältnis der basischen Kationen Kalzium, Magnesium und Kalium zu Aluminium, das so genannte BC/Al-Verhältnis. Eine Verhältniszahl unterhalb von eins gilt als kritisch. Zwischen 1997 und 2003 hat das BC/Al-Verhältnis in 15 von 18 Flächen abgenommen. Teils wird der kritische Wert periodisch unterschritten. Versuche belegen die erhebliche Rolle des Stickstoffeintrags bei der Abnahme des BC/Al-Verhältnisses. [Seite 37](#)
12. Modellrechnungen zeigen, dass die anthropogenen Schadstoffeinträge in den Wald die Bodenversauerung erheblich beschleunigen. [Seite 41](#)
13. Der Längenananteil von Feinstwurzeln und die Dichte von Wurzelspitzen nehmen in basenarmen Böden deutlich ab, gleichzeitig werden vermehrt Adventivwurzeln gebildet. Auswertungen von 128 Bodenprofilen zeigen zudem, dass die Feinwurzeln bei versauerten Böden weniger in die Tiefe vordringen. Eine verringerte Tiefendurchwurzelung kann Auswirkungen auf den Wasserhaushalt und auf die Standfestigkeit haben. Nach dem Sturm «Lothar» war der Anteil der geworfenen Buchen in Waldflächen auf basenarmen Böden 4.8 mal und der geworfenen Fichten 3.6 mal erhöht. [Seite 42](#)
14. In den Beobachtungsflächen können im Mittel 80 Regenwürmer pro Quadratmeter gezählt werden. Mit zunehmender Bodenversauerung nimmt die Regenwurmpopulation allerdings drastisch ab. Unterhalb von einem pH-Wert von 4 sind nur noch vereinzelt oder gar keine Regenwürmer zu beobachten. In 15% der Waldflächen finden sich weniger als 10 Regenwürmer pro Quadratmeter, in weiteren 12% der Flächen gar keine Würmer. [Seite 45](#)
15. Auf sauren tiefgründigen Sturmflächen stellt die durch Räumungsarbeiten verursachte Bodenverdichtung ein besonderes Problem dar. Noch 3–4 Jahre nach dem Sturmereignis «Lothar» ist die Wasserversickerung in den verdichteten Bereichen stark vermindert und die  $\text{CO}_2$ -Konzentration im Oberboden deutlich erhöht. Beim Jungwuchs ist eine Hemmung des Wurzelwachstums festzustellen. In verdichteten Böden war die Durchwurzelungstiefe von natürlich verjüngten Buchen deutlich geringer als in lockeren Bodenverhältnissen. Eine Regeneration der Verdichtung ist stark erschwert, da sich infolge der fortgeschrittenen Bodenacidität nur wenige Regenwürmer finden. Die vorhandenen Würmer sind zudem fast ausschliesslich Streubewohner, die wenig zur Bodenlockerung beitragen. Dagegen förderte eine Holzschnitzelabdeckung die Population von Vertikal- und Horizontalbohrern und könnte somit zur Regeneration verdichteter Böden beitragen. [Seite 47](#)
16. Die Ozonbelastung liegt seit Beginn der Untersuchungen deutlich über der kritischen Dosis von 5 ppm h (AOT40) für den Wald. Zu den Folgen gehören sichtbare Schäden am Laub, ein gehemmtes Wachstum sowie ein gehemmter Zuckertransport von den Sprossorganen in die Wurzeln. [Seite 52](#)

## 14. Résumé

1. Le degré de défoliation des houppiers – qui sert d'indicateur de mesure du stress – montre, depuis le début des observations, des phases de rétablissement et de stress. Globalement, on ne constate pas d'amélioration ou de détérioration de la situation. En 2004, 24.1% des hêtres et 21.7% des épicéas présentaient un taux de défoliation supérieur à 25% et étaient par conséquent « stressés » selon les termes de la convention internationale. Des interprétations statistiques ont montré que le degré de défoliation est avant tout influencé par les extrêmes climatiques et par la fructification. Une amélioration artificielle de l'approvisionnement en substances nutritives a permis de réduire considérablement et durablement la défoliation des houppiers dans une forêt de montagne. [page 11](#)
2. La croissance des pousses du hêtre varie très fortement au cours de la période étudiée en raison du stress dû à la sécheresse, de la fructification et de la charge d'ozone. Des relevés par échantillonnage indiquent en 2004 un net recul de croissance imputable à la sécheresse de 2003. [page 13](#)
3. Par rapport à la période précédente, l'accroissement du tronc, chez le hêtre et l'épicéa, accuse une nette régression de 22–23% au cours de la période 1998–2002. Il est maintenant 24–31% plus bas que les valeurs de la table de production. Le recul ne dépend pas de l'âge des arbres et est un peu moins marquée chez l'épicéa. [page 14](#)
4. Depuis le début des recherches, on observe, chez le hêtre, une diminution continue de l'approvisionnement en phosphore et partiellement en magnésium. La proportion de placettes sous-alimentées en phosphore a passé de 9 à 80%. Le pourcentage sous-alimentée en magnésium a augmenté de 11 à 50%. L'accroissement de la carence en phosphore entraîne un déséquilibre entre l'azote et le phosphore (rapport N/P) et entre l'azote et le magnésium (rapport N/Mg). Chez l'épicéa, l'état nutritionnel s'est moins modifié. On observe néanmoins aussi un déséquilibre entre l'azote et le phosphore et une carence en phosphore dans 68% des placettes. [page 15](#)
5. Le rythme de fructification n'a pas changé chez le hêtre au cours des vingt dernières années : des années à faible production de semences (voire sans fructification) suivent les fainées abondantes. Chez le hêtre et l'épicéa, on a remarqué une corrélation significative entre le rapport N/P dans les feuilles et les aiguilles et l'importance de la fructification. Plus ce rapport est déséquilibré et plus faible sera la production de graines. Chez le hêtre, le rapport N/P dépend encore de l'ampleur de l'attaque des faïnes par les chenilles du tortricide *Cydia amplana*. [page 19](#)
6. La période de sécheresse de l'été 2003 a eu des conséquences durables sur la teneur en eau des sols forestiers. Au niveau de l'espace racinaire principal, on a observé un très grand déficit hydrique qui s'est parfois prolongé fin de l'année. Les arbres ont considérablement réduit leur transpiration au cours du mois d'août. On a aussi constaté un déficit hydrique en été 2004. [page 22](#)
7. L'atmosphère dépose d'importantes quantités de composés azotés en forêt. Des modélisations ont montré que cet apport est supérieur à la valeur critique (10 à 20 kilos par hectare et par an) dans 78% des 124 placettes d'observation. Le lessivage des nitrates dans la nappe phréatique – qui, selon l'ONU/CEE, ne devrait pas dépasser 4 à 5 kilos par hectare et par an ( $\text{kg N ha}^{-1} \text{a}^{-1}$ ) à basse altitude et 1 à 2 kilos en montagne – sert d'indicateur pour mesurer la saturation en azote d'un écosystème. Des relevés indiquent que les concentrations d'azote dans l'eau d'infiltration dépassent les valeurs limites dans la majorité des placettes étudiées. Sur le Plateau, dans les Préalpes et au Tessin on a mesuré des taux de lessivage dépassant 30 kilos par hectare et par an. L'objectif de qualité pour l'eau potable (25 ppm de nitrates) est même périodiquement dépassé dans l'eau d'infiltration de certaines placettes. [page 25](#)
8. L'approvisionnement excessif en azote entraîne un déséquilibre croissant des autres substances nutritives minérales. On constate que l'azote ne stimule la croissance des arbres que lorsque la quantité des autres éléments nutritifs est encore suffisante. Dans le cadre d'expériences, on a déjà observé une telle limitation à partir d'une charge de  $40 \text{ kg N ha}^{-1} \text{a}^{-1}$ . La longueur des racelles et la densité des pointes de racines diminuent en fonction de l'apport d'azote (seulement sur les sols pauvres en bases). Les périodes de sécheresse ont davantage endommagé les jeunes hêtres confrontés à de grandes quantités d'azote. Cette substance semble engendrer chez le hêtre et l'épicéa une diminution des substances phénoliques qui protègent les racelles contre les champignons. Cet affaiblissement pourrait réduire les défenses immunitaires contre ce type d'agents pathogènes. [page 28](#)
9. En l'espace de vingt ans, la flore nitrophile a augmenté dans les placettes d'observation permanentes. On a pu constater une corrélation significative entre l'apport d'azote et le degré de recouvrement par la ronce. [page 33](#)
10. Le degré de saturation en bases permet de mesurer l'acidification du sol. Dans 13% des 124 placettes d'observa-

tion permanentes, la saturation en bases est critique (c.-à-d.  $\leq 15\%$ ) et dans 20% des cas comprise entre 15 et 40%. Dans 32% des placettes, le pH oscille entre 3.2 et 4.0 ; le sol est donc fortement à extrêmement acide. [page 35](#)

11 L'acidification accrue du sol augmente la proportion des ions d'aluminium en solution qui sont toxiques pour les végétaux. La concentration d'aluminium augmente parallèlement à la concentration des nitrates. Il s'ensuit une diminution du rapport entre les cations basiques (calcium, magnésium et potassium) et l'aluminium (rapport BC/Al). Cette fraction est jugée critique lorsque sa valeur est inférieure à un. Entre 1997 et 2003, le rapport a reculé dans 15 placettes sur 18. La valeur critique est périodiquement atteinte dans certaines surfaces. Des recherches ont prouvé l'influence considérable des apports d'azote sur la réduction du rapport entre les cations basiques et l'aluminium. [page 37](#)

12. Des modélisations montrent que les apports anthropiques de substances acides en forêt accélèrent sensiblement l'acidification du sol. [page 41](#)

13. La longueur des radicelles et la densité des pointes de racines diminuent nette-

ment dans les sols pauvres en bases. Parallèlement, on constate la formation accrue de racines adventives. L'interprétation de 128 profils de sol montre en outre que les radicelles descendent moins profondément dans les sols acidifiés. Un enracinement plus superficiel peut influencer le régime hydrique et la stabilité. Après l'ouragan « Lothar », la proportion de hêtres renversés était 4,8 fois plus élevée sur les substrats pauvres en bases et se montait à 3,6 fois pour l'épicéa. [page 42](#)

14 Dans les placettes d'observation, on a dénombré en moyenne 80 lombrics par mètre carré. Toutefois, les populations de cet animal régressent drastiquement avec l'acidification du sol. Lorsque la valeur du pH descend en dessous de 4, on n'observe plus que quelques vers de terre, voire aucuns. On rencontre moins de 10 lombrics par mètre carré dans 15% des placettes, et aucuns exemplaires dans 12% des surfaces. [page 45](#)

15. Le compactage du sol dû aux travaux de déblaiement pose un sérieux problème dans les surfaces renversées à substrat profond et acide. Trois à quatre ans après l'ouragan Lothar, l'infiltration de l'eau dans les zones tassées est encore fortement réduite et la concentration en CO<sub>2</sub> considérablement

accrue dans la partie supérieure du sol. On constate un net ralentissement de la croissance des racines du rajeunissement. Dans les sols compactés, les hêtres régénérés par voie naturelle se sont enracinés nettement moins profondément que dans un substrat meuble. Le rétablissement des sols endommagés est rendu très difficile par l'absence de nombreux lombrics due à l'acidification avancée du milieu. Les rares vers de terre présents sont en outre presque exclusivement des spécialistes de la litière et ne contribuent que peu à l'aération du sol. L'épandage d'une couche de plaquettes de bois a par contre favorisé le développement des populations forant le sol verticalement et horizontalement qui ont ainsi pu participer au rétablissement des sols compactés. [page 47](#)

16. Depuis le début des recherches, la charge d'ozone dépasse sensiblement la valeur critique de 5 ppm h (AOT40) en forêt. Cet excès a causé des dégâts visibles au feuillage, des perturbations de la croissance ainsi qu'un ralentissement du transport des sucres du feuillage dans les racines. [page 52](#)

Traduction Claude Gassmann

## 14. Riassunto

1. Dall'inizio delle osservazioni la trasparenza della chioma si è rilevata essere un indicatore in grado d'evidenziare le fasi di stress e quelle di recupero. Globalmente non è stato possibile costatare un trend in miglioramento o in peggioramento. Nell'anno 2004 il 24.1% dei faggi e il 21.7% degli abeti rossi manifestavano una trasparenza

maggiore del 25%, secondo le indicazioni internazionali definibili come «stressati». Le analisi statistiche dimostrano, come soprattutto i valori meteorologici estremi e la fruttificazione possano influenzare la trasparenza della chioma. Mediante concimazione artificiale, in un bosco di montagna è stato possibile ridurre in

modo evidente e continuo la trasparenza delle chiome. [pagina 11](#)

2. Durante il periodo d'osservazione, la crescita dei getti di faggio è cambiata notevolmente. Le cause sono da ricercare nello stress idrico, nella fruttificazione e nel carico d'ozono. L'esame dei faggi e degli abeti rossi ha permesso di

costatare un forte regresso della crescita dei getti dovuto alla siccità del 2003. [pagina 13](#)

3. Rispetto al periodo precedente, tra il 1998 e il 2002 l'accrescimento del fusto di faggio e abete rosso ha subito una diminuzione di circa 22–23%, situandosi a valori del 24–31% inferiori alle tavole alsometriche. La diminuzione non dipende dall'età e nell'abete rosso è un po' meno marcata. [pagina 14](#)
4. Dall'inizio dei rilevamenti nel faggio si è osservata una costante diminuzione dell'approvvigionamento in fosforo e, seppur in minor modo, in magnesio. La percentuale di superfici sottoapprovvigionate in fosforo è aumentata dal 9% all'80%. Nel magnesio, per contro, è aumentata dall'11% al 50%. La mancanza di fosforo e di magnesio instaura un conseguente disequilibrio nel rapporto tra azoto e fosforo rispettivamente tra azoto e magnesio. Nell'abete rosso i cambiamenti sono stati meno sensibili. Tuttavia anche qui il 68% delle aree di studio sono sottoapprovvigionate con fosforo e di conseguenza anche il rapporto tra azoto e fosforo non è più equilibrato. [pagina 15](#)
5. Nei passati 20 anni la fruttificazione del faggio non ha subito mutazioni. Dopo un anno di seme sono sempre susseguiti anni senza o con lieve fruttificazione. Nel faggio e nell'abete rosso è stato possibile identificare una chiara relazione tra la fruttificazione e il rapporto N/P presente nelle foglie e negli aghi: meno equilibrato è tale rapporto, più scarsa è la fruttificazione. Inoltre, nel faggio è stata osservata una relazione tra N/P e l'infestazione dei semi da *Cydia amplana*. [pagina 19](#)
6. Il prolungato periodo secco dell'estate 2003 si è ripercosso con persistenza sul contenuto d'acqua dei terreni boscosi.
  7. Nei boschi vengono immesse notevoli quantità di composti azotati provenienti dall'aria. Secondo i modelli è stato possibile calcolare, che nel 78% delle complessive 124 aree di studio gli apporti di azoto sono più alti del limite critico di 10–20 chilogrammi per ettaro e anno. La saturazione d'azoto in un ecosistema è indicata dal dilavamento dei nitrati nell'acqua di falda. In base alle direttive UN/ECE, questo valore non dovrebbe superare 4–5 chilogrammi per ettaro e anno in pianura e 1–2 chilogrammi per ettaro e anno in montagna. Le analisi dell'acqua hanno dimostrato, che nella maggior parte delle superfici il dilavamento di azoto è assai più importante dei valori di riferimento citati. Sull'Altopiano, nelle Prealpi e al Sud del Ticino sono stati misurati valori di dilavamento maggiori ai 30 chilogrammi per ettaro e anno. In alcuni casi è addirittura stato oltrepassato il limite di potabilità dell'acqua, fissato a 25 ppm di nitrati. [pagina 25](#)
  8. Un forte apporto di azoto peggiora l'assunzione di altri minerali. L'azoto permette una maggior crescita alla pianta solo laddove gli altri elementi nutritivi non sono ancora limitanti. Negli esperimenti ciò si è manifestato a partire da un carico d'azoto di 40 kg N ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup>. Aumentando l'apporto d'azoto diminuisce la percentuale di radici fini e la densità di punte radicali, ma solo in terreni carenti di basi. In seguito a periodi di siccità, maggiore è stato l'apporto d'azoto, più forti sono stati i danni sulle giovani piante di faggio. Nelle radici fini di faggio e abete rosso l'azoto causa una diminuzione di sostanze fenoliche inibitrici dei funghi. Di conseguenza, le piante potrebbero sviluppare una debolezza a resistere contro malattie fungine. [pagina 28](#)
  9. Durante il periodo d'osservazione ventennale nelle superfici boschive è stato possibile costatare un aumento della vegetazione nitrofila. In particolare si è instaurata una chiara relazione tra il deposito d'azoto e il grado di copertura dei rovi. [pagina 33](#)
  10. La saturazione delle basi è un'unità di misura adeguata per interpretare l'acidità del terreno. Delle 124 superfici boschive in perenne osservazione il 13% mostrano una saturazione basica critica ≤15%, altri 20% una saturazione >15<40%. Nel 32% delle aree il valore del pH si situa tra 3.2 e 4.0, terreni che devono essere definiti da molto acidi a fortemente acidi. [pagina 35](#)
  11. Se aumenta l'acidità del terreno, per le piante aumenta anche la disponibilità ad assimilare soluzioni contenenti i velenosi ioni d'alluminio. La concentrazione di alluminio è proporzionale alla concentrazione di nitrati. Con ciò diminuisce il rapporto BC/Al tra l'alluminio e i cationi basici di calcio, magnesio e potassio. Un rapporto BC/Al inferiore ad uno è considerato critico. Tra gli anni 1997 e 2003 questo rapporto è diminuito in 15 superfici su 18, raggiungendo a volte valori sotto il limite critico. Gli esperimenti hanno dimostrato come l'immissione di azoto possa avere un ruolo determinante nella diminuzione del rapporto BC/Al. [pagina 37](#)
  12. Secondo i modelli aritmetici è emerso che le immissioni antropogene di

azoto nel bosco accelerano considerevolmente l'acidificazione del suolo.

[pagina 41](#)

13. Nei suoli poveri di basi la lunghezza complessiva delle radici fini e la densità delle punte radicali diminuiscono nettamente. Contemporaneamente si formano nuove radici avventizie. Le analisi di 128 profili di terreno hanno inoltre mostrato, come nei suoli acidi le radici fini penetrino meno in profondità. Un minor radicamento nelle fasce più profonde del terreno può aver conseguenze sulla stabilità delle piante. Dopo l'uragano «Lothar», il numero di faggi schiantati in suoli acidi era 4.8 volte maggiore e quello di abeti rossi 3.6 volte maggiore.

[pagina 42](#)

14. Nelle aree di studio sono stati contati mediamente 80 lombrichi per metro quadrato. Tuttavia l'acidità del terreno provoca una netta diminuzione

della popolazione. Con un valore pH inferiore a 4 sono stati trovati solo pochi o addirittura nessun esemplare. In 15% delle parcelle boschive sono stati trovati meno di 10 lombrichi per metro quadrato; in altri 12% non ne è stato osservato neppure uno.

[pagina 45](#)

15. Nelle superfici colpite dalla tempesta e con suoli profondi e acidi la lavorazione del legname può creare particolari problemi di compattazione del terreno. Dopo 3-4 anni dall'evento «Lothar», nelle zone costipate l'infiltrazione d'acqua era ancora difficoltosa e nello strato superiore del suolo la concentrazione di CO<sub>2</sub> era decisamente elevata. Nel novellame la crescita radicale ha subito evidenti impedimenti. In suoli compattati il ringiovanimento naturale di faggio presentava radici chiaramente meno profonde. Una rigenerazione del suolo è molto difficile, poiché l'avan-

zata acidità non permette una presenza sufficiente di lombrichi. Inoltre, quelli presenti popolano quasi esclusivamente lo strato della lettiera e riescono a migliorare il suolo solo in modo limitato. Per contro, la copertura con truciolo di legno ha favorito la popolazione d'animali trivellatori verticali e orizzontali, accrescendo la qualità dei terreni costipati. [pagina 47](#)

16. Dall'inizio della campagna d'osservazioni il carico d'ozono è sempre stato ben oltre i 5 ppm h (AOT40), dose considerata critica per il bosco. Tra le conseguenze sono stati osservati danni visibili all'apparato fogliare, una crescita limitata e un trasporto ridotto di zuccheri dalla chioma alle radici. [pagina 52](#)

Traduzione: Michele Fürst

## 14. Summary

1. Crown transparency as an indicator of stress impact has shown recovery phases as well as stress phases, since the beginning of the observations. There is no overall trend towards improvement or deterioration. In 2004, 24.1% of the beech and 21.7% of the Norway spruce had a crown transparency of more than 25%, which according to international agreement is at the «stress» level. As shown by a statistical evaluation of data, the level of crown transparency is mainly influenced by weather conditions and fructification. An artificially enhanced nutrient supply in a mountain forest reduced crown transparency clearly and persistently. [page 11](#)

2. Shoot growth of beech demonstrates large variations during the observation

period. Causes are drought, fructification and ozone load. Random samples in 2004 reveal a drastic growth reduction as a consequence of the 2003 drought. [page 13](#)

3. Stem growth of beech and also Norway spruce decreased between 1998 and 2002 by 22–23% compared to earlier assessment periods. It is now 24–31% lower than the values expected from the yield table. The decrease is independent of stand age and somewhat less in Norway spruce. [page 14](#)

4. The supply of phosphorus and, partly, magnesium in beech has decreased continuously since the beginning of the observations. The proportion of plots with low phosphorus supply increased

from 9% to 80%; and low magnesium, from 11 to 50%. The consequence of decreased phosphorus and magnesium has resulted in an unbalanced relationship between nitrogen and phosphorus, as well as nitrogen and magnesium. Nutrition in Norway spruce changed less, but the ratios between nitrogen and phosphorus are out of balance as well, and the phosphorus supply is low in 68% of the observation plots. [page 15](#)

5. The pattern of fructification in beech has not changed during the last 20 years. Mast years are followed by years without or with poor fructification. A clear relationship was found in both beech and Norway spruce between the N/P ratio in leaves and needles, and

- fructification, with an unbalanced ratio corresponding to weak fructification. In the case of beech, a high N/P ratio was also related to an increased attack by the tortricid, *Cydia amplana*. [page 19](#)
6. Drought in the summer of 2003 reduced the soil water content over a large period of time. In some plots, the deficit in the main rooting zone lasted up to the end of the year. The trees reduced their transpiration during August. A deficit in the rooting zone was observed also in the summer of 2004. [page 22](#)
  7. Large amounts of air-borne nitrogen compounds are deposited into the forest. Model calculations reveal that this deposition exceeds the critical load of 10–20 kg nitrogen per hectare and year in 78% of the 124 observation plots. Leaching of nitrate to the groundwater is regarded as an indicator of nitrogen saturation of ecosystems. According to UN/ECE, it should not exceed 4–5 kg in lowland forests and 1–2 kg nitrogen per hectare and year in alpine forests. Analysis of soil water shows that these numbers are clearly exceeded in most plots. On the Swiss Plateau, in the Prealps and in southern Ticino leaching rates may be higher than 30 kg nitrogen per hectare and year. Even the quality control level for drinking water, which has been set to 25 ppm nitrate, is exceeded periodically in the run-off water of some plots. [page 25](#)
  8. Imbalanced nitrogen nutrition deteriorates the supply of other mineral nutrients. A growth increase can be observed only in cases where other nutrients are not yet limited. In experiments, such a limitation was observed at a nitrogen load of 40 kg N ha<sup>-1</sup> yr<sup>-1</sup>. The finest roots are especially sensitive to the nitrogen impact: their length proportion decreases with increasing nitrogen deposition. After drought periods, young beech trees were more damaged when they had been treated with nitrogen. Nitrogen seems to also cause a decrease in the concentration of fungistatic phenolic compounds in fine roots. This may decrease their resistance to fungal pathogens. [page 28](#)
  9. The nitrophilic flora in forest observation plots has increased within the last 20 years. There was also a clear correlation between nitrogen deposition and dominance of blackberries. [page 33](#)
  10. Base saturation is a measure of soil acidification. In 13% out of 124 forest observation plots it has fallen below the critical value (less than 15%) and another 20% of the plots show a base saturation of between 15 and 40%. [page 35](#)
  11. With accelerated soil acidification, the availability of toxic aluminium ions in soil solutions increases. The higher the concentration of nitrate, the higher the concentration of aluminium; hence, the so called BC/Al ratio is reduced. A ratio of below 1 is regarded as critical. The BC/Al ratio has decreased in 15 out of 18 plots between 1997 and 2003, with periodic values below 1. Experiments show the significant role of nitrogen deposition in the decline of the BC/Al ratio. [page 37](#)
  12. Model calculations demonstrate that pollution from anthropogenic sources lead to an acceleration of soil acidification in forests. [page 41](#)
  13. The length of the finest roots decreases in soil low in bases. At the same time, more adventitious roots are formed. A data assessment of the rooting depth in 128 soil profiles shows that fine roots penetrate less into acidic soils. Decreased rooting depth may have consequences for water uptake and resistance against uprooting. After the storm "Lothar," the proportion of uprooted beech trees and Norway spruce in forests low in bases was raised by a factor of 4.8 and 3.6, respectively. [page 42](#)
  14. On the average, 80 earthworms were counted per m<sup>2</sup>. However, with increasing soil acidification this number declines drastically. Only few or no earthworms are observed in soils with a pH of below 4. Less than 10 earthworms per m<sup>2</sup> are found in 27% of the forest plots, including 12% with no earthworms. [page 45](#)
  15. Soil compaction caused by clearing work after a storm is causing problems, especially in highly acidic soils. Even 3–4 years after the storm «Lothar» water infiltration is inhibited and the CO<sub>2</sub> concentration in the upper soil is increased in the compacted areas. Root formation of young forest trees is inhibited, as shown by a decreased rooting depth. Because of the low number of earthworms in acidic soil, the recovery from compaction is inhibited. In addition, the few remaining earthworms are mainly litter inhabitants which contribute little to soil aeration. Covering the soil with wood chips enhances the population of vertically or horizontally drilling earthworms and may contribute to the regeneration of compacted soils. [page 47](#)
  16. The ozone load clearly exceeds the critical level of 5ppm h (AOT40) for forests. Consequences are visible injuries to leaves, decreased growth and inhibited carbohydrate allocation from shoots to roots. [page 52](#)

Translation: Chris Fuhrer-Fries

## 15. Verdankung

Für die Unterstützung, das rege Interesse sowie aktive Mithilfe danken wir ganz herzlich Beat Achermann, Dr. Andreas Bürki, Max Fischer, Adrian Meier, Marcel Murri, Martin Roth, Erwin Städler, Dr. Hans-Peter Stutz, Dr. Richard Volz sowie Frau Dr. Liliane Petrini für die Pilzbestimmung, Daniel Kurz und Beat Rihm für die Modellierungen, Thomas Burger und Richard Stocker für die pflanzensoziologischen Aufnahmen, Dr. Christian Schindler für die statistische Beratung und Giuseppe Tettamanti für die Möglichkeit, eine Ozonmessstation aufzustellen. Insbesondere gilt unser Dank aber auch allen Kantonsoberrörstern der beteiligten Kantone: Heinz Balsiger, Jürg Froelicher, Dr. Heinz Kasper, Ueli Meier, Alain Morier und Dr. Martin Winkler. Unser ganz besonderer Dank gilt Dr. Reinhard Eichrodt, Werner Giss, Willi Jäggi und August Studer als den Initiatoren des Untersuchungsprogramms. Aber auch François Gauchat und Walter Linder, die das Programm über lange Zeit begleitet haben, sowie allen Kreis- und Revierförstern und den Waldeigentümern, deren Unterstützung und Interesse wir stets in grosszügiger Weise erfahren durften, sei an dieser Stelle ganz herzlich gedankt.

## 16. Glossar

---

### Abiotisch:

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

### Acidität:

Säureaktivität (s. auch pH-Wert)

### Adventivwurzel:

oberhalb des Wurzelhalses gebildete (sprossbürtige) Wurzeln

### Anionen:

negativ geladene Ionen (z.B.  $\text{NO}_3^-$ ).

### Anthropogen:

durch den Menschen verursacht.

### AOT40:

(engl.) Accumulated Exposure over a Threshold of 40 ppb. Dosis für Ozon. (siehe Dosis).

### Assimilattransport:

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

### Ausreichende Versorgung:

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

### Austauschkapazität:

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

---

### Basensättigung:

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

### Basische Kationen:

Positiv geladenen Ionen (Kalium, Kalzium, Magnesium, Natrium), die im Boden neutral («basisch») wirken.

### BC/Al-Verhältnis:

Verhältnis der basischen Kationen (BC, Kalzium, Magnesium, Kalium) zu Aluminium (Al) auf der Basis der Äquivalentgewichte. Unterschreitet das Verhältnis in der Bodenlösung den Wert von 1, besteht das Risiko von Wachstumshemmung und Wurzelschädigungen.

### Bodenacidität:

saure Reaktion des Bodens; Fähigkeit, bei Reaktion mit der Bodenlösung Protonen (Säureionen) freizusetzen. Die Bodenacidität wird als pH-Wert in einer Suspension mit Wasser oder einer verdünnten Salzlösung ( $\text{CaCl}_2$ ) gemessen.

### Bodenversauerung:

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

### Critical Level:

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

### Bodenwasserpotential:

Mass für die Bindungsstärke des Wassers im Boden. Trockene Böden haben ein stark negatives Potential (hohe Saugkraft). Das Wasserpotential wird in Druckeinheiten angegeben ( $\text{kPa}$  = Kilopascal).

---

### Critical Load:

Quantitative Schätzung des maximalen Schadstoffeintrages, bei dem langfristig keine schädliche Auswirkungen auf definierte, empfindliche Elemente der Umwelt zu erwarten sind.

---

### Deposition:

Stoffeintrag aus der Luft (nass, gasförmig, als

Feinstaub oder in Form von Nebel) auf Oberflächen (Waldbestand, Boden).

### Dosis:

Produkt aus Konzentration und Einwirkungsdauer eines Schadstoffes. Für Ozon wird vor der Berechnung ein Schwellenwert von 40 ppb abgezogen. Die Dosis wird berechnet, indem alle Stundenmittelwerte während der Tageslichtstunden, die 40 ppb überschreiten, aufsummiert werden. Die Dosis von 5 ppm-Stunden (Einheit ppm h) sollte im Verlauf der Vegetationsperiode (6 Monate) nicht überschritten werden.

---

### 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. ausgetragen wird.

### Fruktifikation:

Bildung von Früchten.

### Fungistatisch:

pilzhemmend

---

### Immission:

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

### Indikator:

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

**Ion:**

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

**Ionenaustausch:**

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

**Kambium:**

Zellbildende Schicht zwischen Rinde und Holz.

**Kationen:**

positiv geladene Ionen (z.B.  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{K}^+$ ,  $\text{NH}_4^+$ ).

**Kritische Menge:**

Deutscher Begriff für Critical Load.

**Kronentraufe:**

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

**Lysimeter:**

Gerät zum Sammeln von Bodenlösung. Hier: Keramikrohr, das im Boden vergraben 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 ( $\text{NH}_4^+$ ) zu Nitrat ( $\text{NO}_3^-$ ) durch Mikroorganismen im Boden. Dabei werden Säureionen freigesetzt.

**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. Lösungen mit einem  $\text{pH} < 7$  werden als sauer, solche mit einem  $\text{pH} > 7$  als basisch oder alkalisch bezeichnet.

**Phenole, phenolische Verbindungen:**

Substanzgruppe mit ähnlicher chemischer Struktur (aromatische Hydroxyverbindungen), weit verbreitet als Bestandteile vieler Pflanzenfarb- und -gerbstoffe, Riech- und Geschmacksstoffe, Steroide, Alkaloide und Antibiotika (u.a.).

**ppb:**

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

**ppm:**

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

**Pufferreaktion:**

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

**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  $\text{CO}_2$ ,  $\text{O}_2$  und Wasserdampf mit der Umgebungsluft austauschen.

**Toxizität:**

Giftigkeit einer Substanz.

**UN/ECE (United Nations Economic Commission of Europe):**

Europäische Wirtschaftskommission der UNO.

**Vertrauensbereich:**

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

**Vitalität:**

Gesundheit, gutes Wachstum, Stabilität, Widerstandskraft gegenüber Stressfaktoren (wörtlich «Lebenskraft»).

## 17. Literatur

1. UN/ECE (2003). Forest Condition in Europe. Results of the 2002 Large-Scale Survey, Technical Report. Convention on Long-Range Transboundary Air Pollution, International Cooperative Programme on Assessment and Monitoring of Air Pollution Effects on Forests, Brussels, Geneva.
2. Roloff, A. (1984). Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme Universität Göttingen A 3, 1–25.
3. EAFV (1968). Ertragstafel für Buche. Birmensdorf.
4. van den Driessche, R. (1991). Mineral Nutrition of Conifer Seedlings. CRC Press Boca Raton, 174 pp.
5. Flückiger, W. und Braun, S. (2003). In: Critical Loads of Nitrogen. Report on a Workshop held in Berne, Switzerland, Nov. 11–13 2002, BUWAL, Berne.
6. 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.
7. Nilsson, L. O. und Wallander, H. (2003). *New Phytologist* 158, 409–418.
8. Schachtschabel, P., Blume, H. P., Brümmer, G., Hartge, K. H. und Schwertmann, U. (1998). Lehrbuch der Bodenkunde. Enke-Verlag, Stuttgart, 494 pp.
9. Kramer, P. J. (1983). Water Relations of Plants. Academic Press, San Diego.
10. Tinus, R. U. (1996). *Tree Physiology* 16, 795–799.
11. UN/ECE (2003). Environmental Documentation 164, 327 pp., Berne, Swiss Agency for the Environment, Forests and Landscape SAEFL.
12. Kurz, D. und Rihm, B. (1997). Forum für Wissen 1997, 36 pp., Birmensdorf, Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft.
13. EKL (2004). Stickstoffhaltige Luftschadstoffe in der Schweiz. Statusbericht der Eidg. Kommission für Luftthygiene. BUWAL, Bern.
14. UN/ECE (1992). Grennfelt, P. und Thörnelöf, E. 1992:41. Nord.
15. IAP (1999). Wie geht es unserem Wald? Untersuchungen in Walddauerbeobachtungsflächen von 1984 bis 1998. Institut für Angewandte Pflanzenbiologie, Schönenbuch, 47 pp.
16. Tomova, L., Braun, S. und Flückiger, W. (2003). In: Annual Meeting of the British Ecological Society, Manchester 9–11 Sept. 2003.
17. Matzner, E. und Murach, D. (1995). *Water, Air and Soil Pollution* 85, 63–76.
18. De Vries, W., Reinds, G. J., van der Salm, C., Draaijers, G. P. J., Bleeker, A., Erisman, J. W., Auée, J., Gundersen, P., Kristensen, H. L., van Dobben, H. F., de Zwart, D., Derome, J., Voogd, J. C. H. und Vel, E. M. (2001). Intensive Monitoring of Forest Ecosystems in Europe. EC-UN/ECE, Brussels, Geneva, 177 pp.
19. Marschner, H. (1995). Mineral Nutrition of Higher Plants. Academic Press, London, 889 pp.
20. Tomova, L., Braun, S. und Flückiger, W. Submitted for publication
21. Margill, A. H., Aber, J. D., Currie, W. S., Nadelhoffer, K., Martin, M. E., Dowell, W. H., Melillo, J. M. und Steudler, P. (2004). *Forest Ecology and Management* 196, 7–28.
22. Thomas, V. F. D., Braun, S. und Flückiger, W., In preparation.
23. Kirkham, D. S. (1954). *Nature* 173, 690–691.
24. Kiraly, Z. (1964). *Phytopathologische Zeitschrift* 51, 252–261.
25. Tomova, L., Braun, S. und Flückiger, W. (2002). In: 20th International Meeting for Specialists in Air Pollution Effects on Forest Ecosystems, IUFRO 7.04.00, Zvolen, Slovak Republic.
26. Braun, S., Schindler, C., Volz, R. und Flückiger, W. (2003). *Water Air and Soil Pollution* 142, 327–340.
27. Ellenberg, H. und Weber, H. E. (1991). Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. Erich Goltze, Göttingen.
28. Kuhn, N., Amiet, R. und Hufschmid, N. (1987). *Allg. Forst- und Jagdzeitung* 158, 77–84.
29. Walther, G. R. und Grundmann, A. (2001). Publications of the Geobotanical Institute ETHZ 67, 3–12.
30. Rodenkirchen, H. (1992). *Water, Air and Soil Pollution* 61, 279–294.
31. Thimonier, A., Dupouey, J. und Timbal, T. (1992). *Forest Ecology and Management* 55, 149–167.
32. Falkengren-Grerup, U. (1995). *Ecological Bulletins* 44, 215–226.
33. Schreiner, M. und Gunert, U. (1998). *AFZ-Der Wald* 53, 223–227.
34. Schneider, F. (1998). *AFZ-Der Wald* 53, 832–834.
35. Walter, M., Krug, M., Schreiner, M. und Reif, A. (1998). *AFZ-Der Wald* 53, 600–603.
36. Ulrich, B. und Sumner, M. E. (1991). Soil Acidity. Springer, Berlin Heidelberg New York etc., 224 pp.
37. Cronan, C. S. und Grigal, D. F. (1995). *Journal of Environmental Quality* 24, 209–226.
38. Finner, H., Grottenthaler, W., Kühn, D., Pälchen, W., Schrap, W. G. und Sponagel, H. (1994). *Bodenkundliche Kartieranleitung*. E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart, 392 pp.
39. Rost-Siebert, K. (1985). Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme Universität Göttingen A 12.
40. Ebben, U. (1991). Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme Universität Göttingen A 64.
41. Otto, H. J. (1994). *Waldökologie*. Ulmer Verlag.
42. Puhe, J. und Ulrich, B. (2001). *Ecological Studies* 143, Springer-Verlag.
43. Ulrich, B. (1995). *Forstarchiv* 66, 117–127.
44. Ulrich, B. (1994). In: *Gefahr für Ökosysteme und Wasserqualität*, eds. Matschalat, J., Heinrichs, H., Schneider, J. und Ulrich, B., pp. 1–19. Springer Verlag, Berlin.
45. Kohler, M., Wilpert, K. V. und Hildebrand, E. E. (2000). *Water Air and Soil Pollution* 122, 37–48.
46. Hildebrand, E. E. (2003). *AFZ-Der Wald* 58, 1311–1313.

47. Sverdrup, H. und Warfvinge, P. (1993). Lund University, Department of Chemical Engineering II., Reports in ecology and environmental engineering. 2:1993, 1–108.
48. Oleksyn, J., Karolewski, P., Giertych, M. J., Werner, A., Tjoelker, M. G. und Reich, P. B. (1996). *Trees* 10, 135–144.
49. Blaser, P., Zysset, M., Zimmermann, S. und Luster, J. (1999). *Environ.Sci.& Technol.* 33, 2383–2389.
50. UN/ECE (1996). *Convention on Long-range Transboundary Air Pollution* 142 pp., Berlin, Umweltbundesamt.
51. Sverdrup, H., Warfvinge, P., Blake, L. und Goulding, K. (1995). *Agriculture, Ecosystems and Environment* 53, 161–177.
52. Meyer, F. H. (1967). *Forstarchiv* 38, 286–290.
53. Puhe, J. (1994). *Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme Reihe A* 108, 128 pp., Göttingen.
54. Jentschke, G., Drexhage, M., Fritz, H.-W., Fritz, E., Schella, B., Lee, D.-H., Gruber, F., Heimann, J., Kuhr, M., Schmidt, J., Schmidt, S., Zimmermann, R. und Godbold, D. L. (2001). *Plant and Soil* 237, 91–108.
55. Godbold, D. L., Fritz, H. W., Jentschke, G., Meesenburg, H. und Rademacher, P. (2003). *Tree Physiology* 23, 915–921.
56. Tronsdell, K. B., Williams, W. C. und Nelson, T. C. (1965). *Journal of Forestry* 63, 96–100.
57. Schaetzel, R. J., Johnson, D. L., Burns, S. F. und Small, T. W. (1989). *Canadian Journal of Forest Research* 19, 1–11.
58. Dimoyiannis, D. G., Tsadilas, C. D. und Valmis, S. (1998). *Communications in Soil Science and Plant Analysis* 29, 1239–1251.
59. Braun, S., Cantaluppi, L. und Flückiger, W. (2005). *Environmental Pollution*, in press.
60. Makeschin, F. (1994). *Experimentelle Untersuchungen zur Besiedelung anthropogen devastierter, saurer Waldböden mit leistungsfähigen Lumbriciden*. Akademischer Verlag, München, 197 pp.
61. Makeschin, F. (1997). In: *Fauna in Soil Ecosystems*, eds. Benkizer, G., pp. 173–223. Marcel Dekker, New York.
62. Glasstetter, M. (1991). *Physiogeographica* 15, 1–224.
63. Benzler, J. H., Finfern, H., Müller, W., Roeschmann, G., Will, K. H. und Wittmann, O. (1982). *Bodenkundliche Kartieranleitung*. E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart, 331 pp.
64. Gaertig, T., Schack-Kirchner, H. und Hildebrand, E. E. (2001). *Allgemeine Forstzeitschrift* 56, 1344–1347.
65. Nörr, R. und Mössmer, R. (2003). *Wald und Holz* 84, 39–50.
66. Karlsson, P. E., Uddling, J., Braun, S., Broadmeadow, M., Elvira, S., Gimeno, B., Le Thiec, D., Oksanen, E. J., Vandermeiren, K., Wilkinson, M. und Emberson, L. D. (2004). *Atmospheric Environment* 38, 2283–2294.
67. Lux, D., Leonardi, S., Müller, J., Wiemken, A. und Flückiger, W. (1997). *New Phytologist* 137, 399–409.
68. Braun, S., Zugmaier, U., Thomas, V. F. D. und Flückiger, W. (2004). *Atmospheric Environment* 38, 2399–2407.
69. Thomas, V. F. D., Hiltbrunner, E., Braun, S. und Flückiger, W. (2002). *Phyton* 42, 223–228.
70. Thomas, V., Braun, S. und Flückiger, W. (2003). In: *Annual Meeting of the British Ecological Society*, Manchester.
71. Flückiger, W. und Braun, S. (1999). *Water, Air and Soil Pollution* 116, 99–110.
72. Perez-Moreno, J. und Read, D. J. (2000). *New Phytologist* 145, 301–309.
73. Jentschke, G., Branders, B., Kuhn, A.J., Schöder, W. H. und Godbold, D. L. (2001). *New Phytologist* 149, 327–337.
74. Braun, S., Rihm, B., Schindler, C. und Flückiger, W. (1999). *Water, Air and Soil Pollution* 116, 357–364.

