

# Bodenversauerung in den Flächen des Interkantonalen Walddauerbeobachtungsprogramms

Sabine Braun Institut für Angewandte Pflanzenbiologie (CH)\*  
Walter Flückiger Institut für Angewandte Pflanzenbiologie (CH)

## Soil acidification in permanent observation plots

Soil acidification is followed in Swiss forest observation plots differing in soil chemistry. Soil solution samples from suction cups show clearly increasing soil acidification between 1998 and 2011, although the rate has declined in many cases during the last five years. The most rapid decline is currently observed in plots with medium to high base saturation. Nitrogen addition experiments and time series after thinning out forests confirm the important role of nitrogen input and nitrate leaching for the acidification process. It is suggested that the slowdown of acidification since 2003 has several reasons: reaching of the aluminium buffer range in the very acidic plots, decreased nitrate leaching in a series of dry years, reduction of acid deposition.

**Keywords:** soil acidification, nitrate leaching, soil solution, base cations, BC/Al ratio, base saturation  
**doi:** 10.3188/szf.2012.0374

\* Sandgrubenstrasse 25, CH-4124 Schönenbuch, E-Mail [sabine.braun@iap.ch](mailto:sabine.braun@iap.ch)

Die Bodenversauerung ist ein natürlicher Prozess, der sich unter unbelasteten Verhältnissen über einen sehr langen Zeitraum abspielt. Dabei stehen säurebildende Prozesse weitgehend im Gleichgewicht mit der Pufferung durch die Produkte der Verwitterung und mit dem Eintrag der basischen Kationen Calcium (Ca), Magnesium (Mg), Kalium (K) und Natrium (Na). Infolge der hohen Einträge versauernd wirkender Verbindungen hat sich die Bodenversauerung in den letzten Jahrzehnten allerdings erheblich beschleunigt (Ulrich 1986). Über eine Abnahme des Boden-pH-Wertes wurde unter anderem aus Deutschland (Bayern: Wittmann & Fetzer 1982, Baden-Württemberg: Buberl et al 1994), aus Österreich (Stöhr 1984) und aus Südschweden (Falkengren-Grerup 1987) berichtet. Eine aktuelle europäische Untersuchung belegt für Waldböden mit einer mittleren Basensättigung (>20%) einen Trend zur Versauerung (ICP Forests 2011). In der Schweiz machen heute die Stickstoffverbindungen mit rund 85% den Hauptanteil der versauernden Einträge aus. Davon stammen etwa zwei Drittel von der Landwirtschaft in Form von Ammoniak oder Ammonium und ein Drittel vom Verkehr und von Feuerungen in Form von Nitrat (Augustin & Achermann 2012, dieses Heft).

Bodenversauerung führt zu einer Freisetzung von Aluminiumionen (Al), die für Pflanzenwurzeln

giftig sein können, vor allem wenn in der Bodenlösung das molare Verhältnis der Summe der basischen Kationen Ca, Mg und K zu Al den Wert von 1 unterschreitet (Cronan & Grigal 1995, Sverdrup & Warfvinge 1993). Dieser Wert von 1 gilt in der Risikobewertung für Säureeinträge als Grenzwert, der nicht unterschritten werden sollte (UNECE 2004). Sinkt der Wert darunter, besteht eine Gefährdung für Wurzeln und Bodenlebewesen. Organische Komplexbildung kann die Al-Toxizität vermindern (Gjessing et al 1989), weshalb in der Bewertung nur das anorganische Aluminium berücksichtigt werden sollte. In unseren Untersuchungen wurde deshalb eine Spezifizierung des Aluminiums in anorganisch und organisch vorgenommen.

Die vorliegende Studie hat zum Ziel, den zeitlichen Verlauf der Bodenversauerung in Schweizer Waldflächen mit unterschiedlicher Bodenchemie zu verfolgen und gefährdete Gebiete zu lokalisieren. Die im Artikel berücksichtigten Daten beziehen sich auf die Jahre 1998 bis 2011.

## Material und Methoden

Die Messungen wurden im Rahmen des Interkantonalen Walddauerbeobachtungsprogramms durchgeführt (Flückiger & Braun 2009). Das Programm



Abb 1 Setzen der Bodenwassersammler (Saugkerzen).

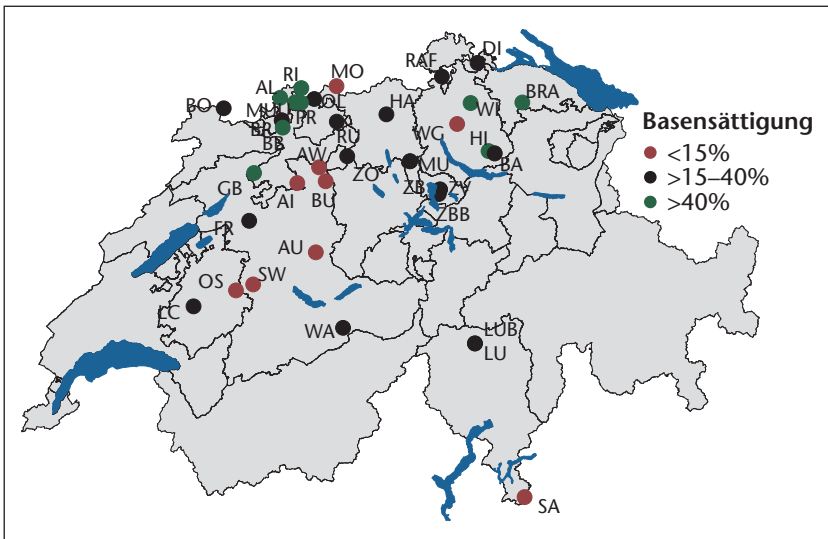


Abb 2 Walddauerbeobachtungsflächen mit Saugkerzen. Eingetragen ist die Basensättigung des Bodens (Mittelwert für eine Bodentiefe von 0 bis 40 cm). Da einige Flächen sehr nahe beisammen liegen (benachbarte Buchen- und Fichtenflächen), sind nicht alle der in Tabelle 1 aufgeführten Flächen dargestellt. Abkürzungen siehe Tabelle 1.

umfasst ein Netz von aktuell 188 Waldflächen mit Buchen (*Fagus sylvatica*), Fichten (*Picea abies*) und Eichen (*Quercus sp.*). In diesen Flächen wurde der Boden horizontweise in etwa fünf bis acht Einstichen pro Fläche (rund 20 pro Hektare) beprobt und pro Horizont zu einer Mischprobe vereinigt. Der pH-Wert wurde in einer Boden-CaCl<sub>2</sub>-Suspension (0.01 M CaCl<sub>2</sub>) von 1:2.5 gemessen. Für die Bestimmung der austauschbaren Kationen wurden die Böden mit 1 M NH<sub>4</sub>Cl im Verhältnis 1:20 zweimal extrahiert (Trüby & Aldinger 1984). Die ausgetauschten Ionen im Extrakt wurden nach den gleichen Methoden wie in der Bodenlösung (siehe unten) bestimmt. Für Standortvergleiche wurden die horizontweise analysierten chemischen Parameter auf eine Bodentiefe von 0 bis 40 cm umgerechnet. Die Basensättigung (BS) in dieser Tiefe wurde gruppiert in ≤15%, >15–40% und

>40%. Die Grenze von 15% BS bezeichnet den Beginn eines erhöhten Risikos von Al-Freisetzung durch Auflösung von Al-Hydroxiden (Ulrich & Sumner 1991), diejenige von 40% BS beruht auf eigenen Beobachtungen von biologischen Effekten (z.B. erhöhtes Windwurfrisiko; Braun et al 2003).

In 40 der 188 Waldflächen des Walddauerbeobachtungsprogramms wird die Bodenlösung mittels Saugkerzen (Soilmoisture Ibar, high flow) gesammelt (Abbildung 1). 38 davon haben eine Datenreihe von mindestens vier Jahren und wurden in die vorliegende Auswertung einbezogen. In der Regel werden drei Bodentiefen beprobt, mit jeweils acht Sammlern in 10–30 und >30–70 cm sowie fünf Sammlern in >70–100 cm Tiefe. Es gibt aber auch Flächen mit nur zwei Bodentiefen (10–30 cm und >70–100 cm). Das Netz der beprobten Flächen ist in Abbildung 2 und Tabelle 1 dargestellt.

Die Bodenwassersammler wurden monatlich beprobt, horizontweise gemischt und auf folgende Parameter analysiert:

- Leitfähigkeit: Elektrometrie
- pH: Potenziometrie
- Ca, Mg und Al: Atomabsorptionsspektrofotometrie (AAS)
- K: Flammenfotometrie
- Spezierung von Al in anorganisch und organisch: Messung mittels AAS vor und nach Passieren der Probe durch einen Ionenaustauscher, wobei die Differenz dem organischen Al entspricht
- Nitrat (NO<sub>3</sub><sup>-</sup>): Ionenchromatografie

Eine Qualitätskontrolle erfolgte durch die Berechnung der Ionenbilanz, einen Vergleich der berechneten mit der gemessenen Leitfähigkeit gemäss EMEP (1996) sowie durch die Analyse von Referenzproben. Als Versauerungsparameter wurde das molare Verhältnis zwischen der Summe der basischen Kationen Ca, Mg und K einerseits und dem anorganischen Aluminium andererseits gewählt (BC/Al-Verhältnis; Sverdrup & Warfvinge 1993).

Da organisches Aluminium erst ab 2005 analysiert wurde, wurde pro Standort und Tiefenstufe ein mittlerer Anteil an organischem Aluminium berechnet und für die rückwirkende Datenkorrektur bis ins Jahr 1998 verwendet. Abbildung 3 zeigt, dass in den obersten Horizonten im Mittel mehr als 50% des Aluminiums organisch komplexiert sind. Im Unterboden sind es im Mittel noch 30%.

Für Frachtberechnungen wurde ein hydrologisches Modell (WASIM; Schulla & Jasper 2007) in täglicher Auflösung verwendet. Um Nitratauswaschungsraten zu erhalten, wurde die Nitratkonzentration in der tiefsten gemessenen Tiefe mit der Sickerwassermenge in der entsprechenden Tiefe multipliziert.

Die Verwitterungsraten wurden durch D. Kurz, EKG Geo-Science in Bern, mit dem Bodenmehrschichtmodell SAFE (Alveteg et al 1998, Kurz et al 1998) berechnet. Berücksichtigt wurden Bodenho-

Standort		Höhe (m ü.M.)	Niederschlag (mm)	Baumarten	pH-Wert	Basensättigung (%)	Bodentyp	Verwitterungsrate (kmol <sub>c</sub> /ha)	In Betrieb seit (Jahr)
Aarwangen	AW	470	1114	Bu	3.99	10	SW-BL	1.21	2002
Aeschau	AU	940	1576	Ta Fi (Bu)	3.67	20	RQ-BB	0.36	1997
Aeschi	AI	510	1154	Fi Bu	3.87	15	BL	1.36	1997
Allschwil	AL	350	887	Fi	4.31	62	BL		2006
Bachtel Fichten	BA	1030	1539	Fi	4.01	7	BL	1.08	1997
Bachtel Buchen	BAB	1030	1539	Bu	3.93	36	BL	1.3	1999
Bonfol	BO	450	1058	Bu Ei	4.26	18	SW-BL	0.5	2004
Braunau	BRA	710	1140	Fi	4.02	53	SW-BL		2006
Breitenbach	BB	460	1066	Bu	4.53	91	SW-BL	0.85	2003
Brislach Fichten	BR	435	1019	Fi	3.93	12	SW-BL	0.71	1997
Brislach Buchen	BRB	435	1019	Bu	4.09	25	BB-BL	0.72	2000
Busswil	BU	600	1250	Fi	3.77	4	BL	0.71	2004
Diessenhofen	DI	520	890	Fi	3.78	15	NG-BB		2006
Frienisberg	FR	725	1257	Fi Bu	3.90	21	BB	0.66	1997
Grenchenberg	GB	1220	1643	Fi Bu	5.64	100	BB	19.1	1997
Habsburg	HA	440	1092	Bu	4.17	16	BL	0.57	2004
Hinwil	HI	640	1401	Fi	5.12	95	BB	0.67	2002
Le Châtelard	LC	1010	1431	Fi	3.74	21	SW-BB		2006
Lurengo N-Versuch	LU	1620	1763	Fi Fö Lä	4.17	24	PP-BB	0.5	1997
Lurengo Fichten	LUB	1620	1763	Fi Lä	3.90	28	PP-BB		1999
Möhlín	MO	290	1063	Fi	3.79	12	BL	1.22	1998
Muri Lothar	MU	490	1138	Fi	3.96	15	BL	0.4	1997
Muri Buchen	MUB	490	1138	Bu	4.00	24	BL	0.42	1999
Muri Fichten	MUF	490	1133	Fi	3.88	10	BL	0.57	2001
Muttentz unten	MUU	375	920	Bu	4.06	41	SW-BL	0.41	2004
Oberschrot	OS	950	1610	Fi Bu	3.62	11	NG-BB		2006
Olsberg	OL	380	958	Bu	4.06	20	BL-SW	0.49	2004
Pratteln	PR	415	974	Bu	5.15	100	BB-BL	0.97	2002
Rafz	RAF	530	1025	Fi	4.18	16	BL-SW	0.55	2004
Riehen	RI	470	922	Bu	6.41	100	BB-BL	1.52	2002
Rünenberg	RU	590	1109	Bu	4.13	35	BB-BL	0.53	2002
Sagno	SA	770	1660	Fi	3.83	25	BB	0.41	1999
Scheidwald	SW	1170	1700	Fi	3.56	7	GG-PP	0.49	2008
Wangen	WG	500	1075	Bu Fi	5.26	23	BL		2008
Wengernalp	WA	1870	1267	Fi	3.53	28	PP-BB	0.17	1997
Winterthur	WI	530	1149	Bu	5.25	97	SW-BB	2.5	2003
Zofingen	ZO	540	1109	Fi Bu	4.00	17	BL-BB	0.93	2004
Zugerberg N-Versuch	ZB	980	1572	Bu	4.01	35	BB	0.83	1997
Zugerberg Hintergeissboden	ZBB	980	1616	Fi Bu	4.20	37	BB	0.44	1999
Zugerberg Vordergeissboden	ZV	900	1574	Fi	3.62	24	BB	0.5	2002

**Tab 1** Flächen mit Bodenlösungsmessung. Niederschlag gemäss Hydrologischem Atlas (Landeshydrologie 1992); Baumarten: Bu: Buche, Ei: Eiche, Fi: Fichte, Lä: Lärche, Ta: Tanne; pH: mittlerer pH (CaCl<sub>2</sub>) in 0–40 cm Bodentiefe; BS: mittlere Basensättigung in 0–40 cm Bodentiefe; Bodentypen gemäss Benzler et al (1982): BB: Braunerde, BL: Parabraunerde, SW: Pseudogley, PP: Podsol, NG: Hanggley, GG: Gley, RQ: Regosol; Verwitterungsrate in kmol<sub>c</sub>/ha: Berechnung mit dem Bodenmehrschichtmodell SAFE für den Wurzelraum.

rizonte mit einer im Profil nachgewiesenen Durchwurzelung, im Mittel bis 60 cm Tiefe.

Die Signifikanztests für zeitliche Trends wurden mittels nicht parametrischer Korrelation (Spearman's Rho) durchgeführt, die Berechnung der Veränderungsrate mittels robuster Regression (Funktion lmRob, SPLUS 8.1) mit den logarithmierten BC/Al-Verhältnissen.

Die Rolle der Stickstoffeinträge für die Bodenversauerung wurde im Rahmen eines Stickstoffdüngungsversuchs untersucht, der in Flückiger & Braun (1999) näher beschrieben ist. Ab 1992 wurde Stickstoff (N) als trockenes Ammoniumnitrat einzelbaumweise in Aufforstungen ausgebracht, in Mengen von 0, 10, 20, 40, 80 und 160 kg N/(ha×J) und in 12-facher Wiederholung. Die Gaben wurden auf

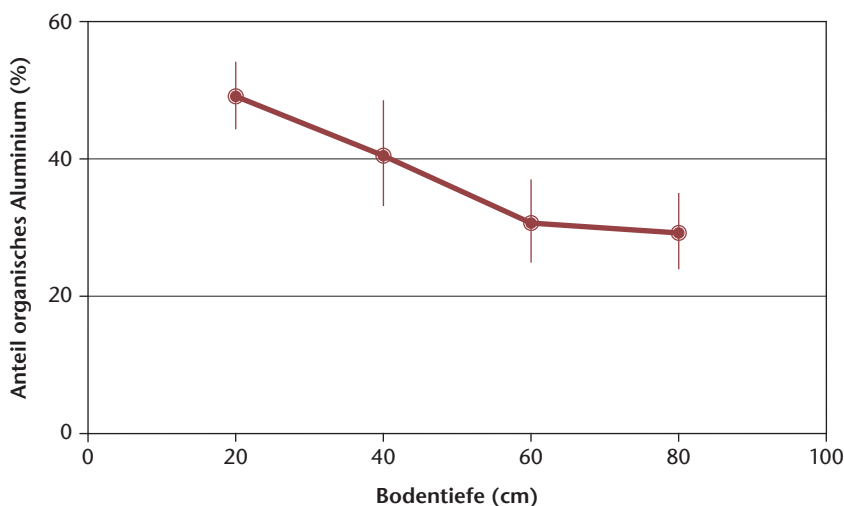


Abb 3 Anteil des organisch komplexierten Aluminiums am Gesamtaluminium über alle Bodenlösungsproben seit 2005 (n = 3204). Balken: 95%-Vertrauensbereich (gemischte Regression).

drei Applikationen pro Jahr aufgeteilt. Durchgeführt wurde der Versuch mit Buchen, Fichten, Föhren (*Pinus sylvestris*) und Lärchen (*Larix decidua*) auf sieben verschiedenen Standorten und auf unterschiedlichen Bodentypen. Auf dem Zugerberg wurden Buchen behandelt, in Lurengo Fichten. Die hier gezeigten Ergebnisse stammen vom Zugerberg.

## Ergebnisse

Für die Auswertung wurden die Flächen nach der mittleren Basensättigung in 0 bis 40 cm Bodentiefe gruppiert:  $\leq 15\%$ ,  $>15-40\%$  und  $>40\%$ . In allen drei Klassen ist im Oberboden (bis 30 cm) eine deutliche und in  $>30-70$  cm eine mässige Abnahme des BC/Al-Verhältnisses zu erkennen (Abbildung 4). In noch grösserer Tiefe sind die Trends schwächer. Tests ergaben, dass die unterschiedlich lange Beobachtungsdauer der einzelnen Flächen diese Auswertung nicht wesentlich beeinflusst. Die Abnahme ist, wenn

man nur die seit mindestens dem Jahr 2000 beprobten Flächen berücksichtigt, im Oberboden in 11 von 14 Fällen signifikant, in  $>30-70$  cm Tiefe in 13 von 15 Fällen und in  $>70$  cm Tiefe in 9 von 13 Fällen (Abbildung 5). Die Abnahme flacht nach 2003 ab, doch ist sie im Oberboden auch dann noch in 19 von 33 Fällen signifikant (Abbildung 6).

Bei den basenarmen Böden war die beobachtete Verlangsamung der Versauerung stärker ausgeprägt als bei den basenreichen. Die Geschwindigkeit der weiteren Abnahme des BC/Al-Verhältnisses korreliert mit dem pH-Wert des Bodens (Abbildung 7). Bei Böden mit einem mittleren pH-Wert (von 4.5 bis etwa 6) ist die Kapazität der puffernden Substanzen geringer. Sie sind deshalb empfindlicher gegenüber Versauerung. Abbildung 8 zeigt zwei typische Beispiele für Verläufe in unterschiedlichen pH-Bereichen. In Brislach (links) hat sich das BC/Al-Verhältnis seit 2005 praktisch nicht mehr verändert, das kritische Verhältnis von 1 ist im Wurzelraum bis 40 cm Tiefe jedoch fast erreicht. Dies ist auch deshalb bemerkenswert, weil der Unterboden ab 90 cm Tiefe Ca-reich ist. Ähnlich wie Brislach verlaufen beispielsweise auch Frienisberg, Aeschi, Bachtel, Buswil, Möhlin und Muri. In Winterthur (Abbildung 8 rechts) dagegen ist die Abnahme des BC/Al-Verhältnisses im Oberboden unverändert rasch, aber das erreichte Niveau ist noch deutlich vom kritischen Verhältnis entfernt. Dieses Muster kann zum Beispiel auch in Pratteln, Riehen und Rünenberg beobachtet werden.

Die Rolle der Stickstoffeinträge für die Bodenversauerung wird in Abbildung 9 illustriert. Eine Düngung mit  $\text{NH}_4\text{NO}_3$  führte in der Versuchsfläche Zugerberg zu einer stark beschleunigten Abnahme des BC/Al-Verhältnisses. Die Zugabe von 20 kg N in Form von Ammoniumnitrat bedeutet eine Zufuhr von 1.4 kmol<sub>c</sub> potenziellen Säureäquivalenten, der eine Pufferung durch die Verwitterung von rund

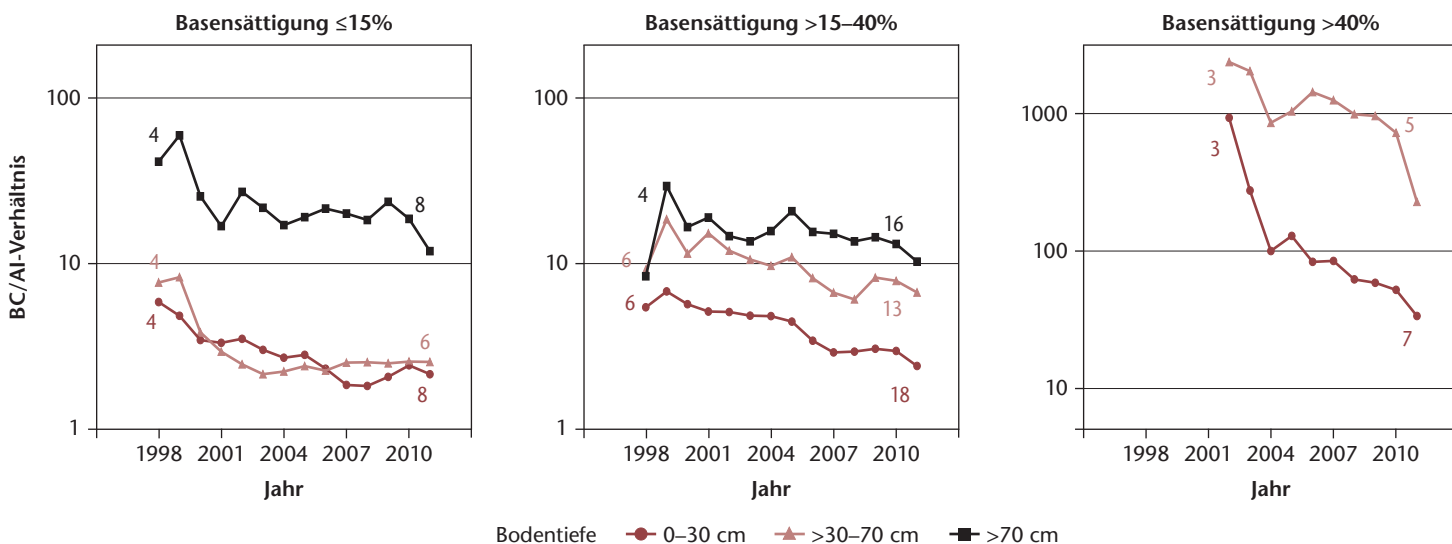
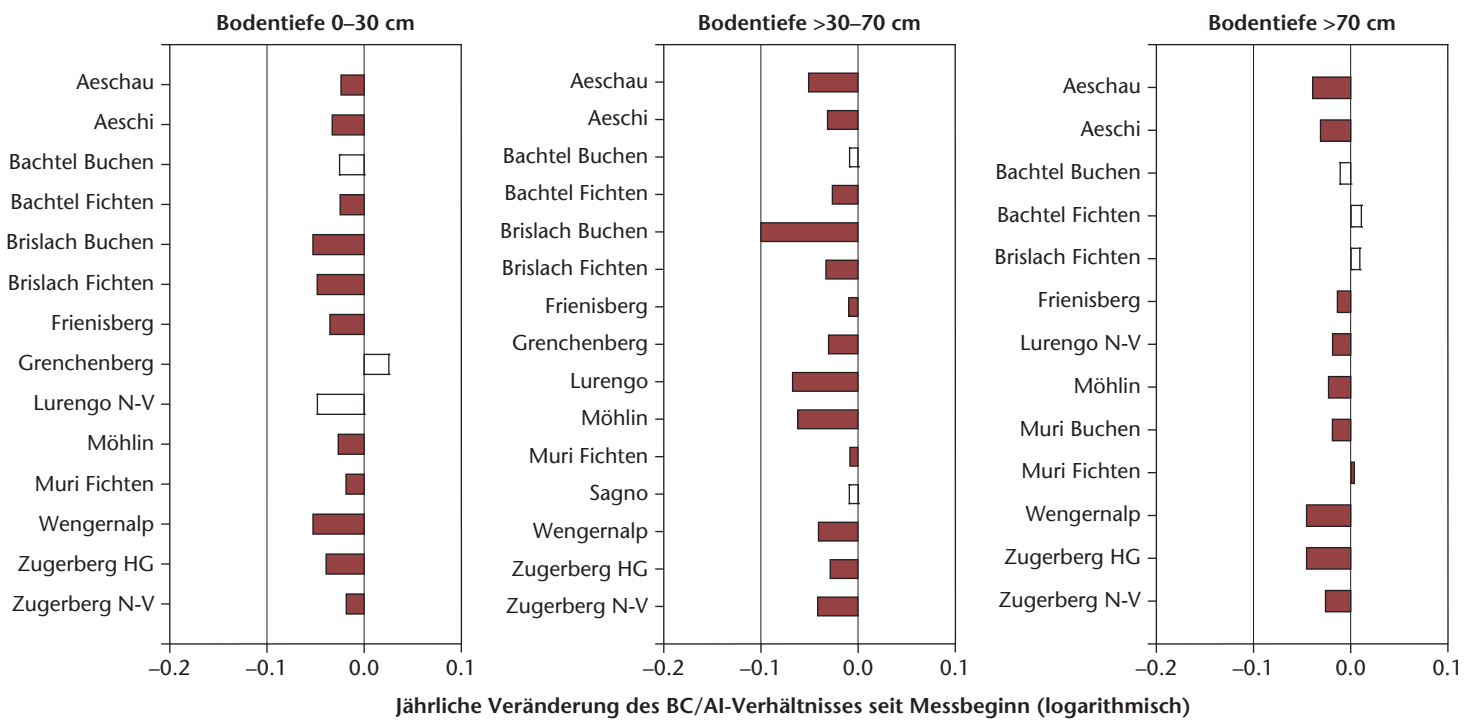
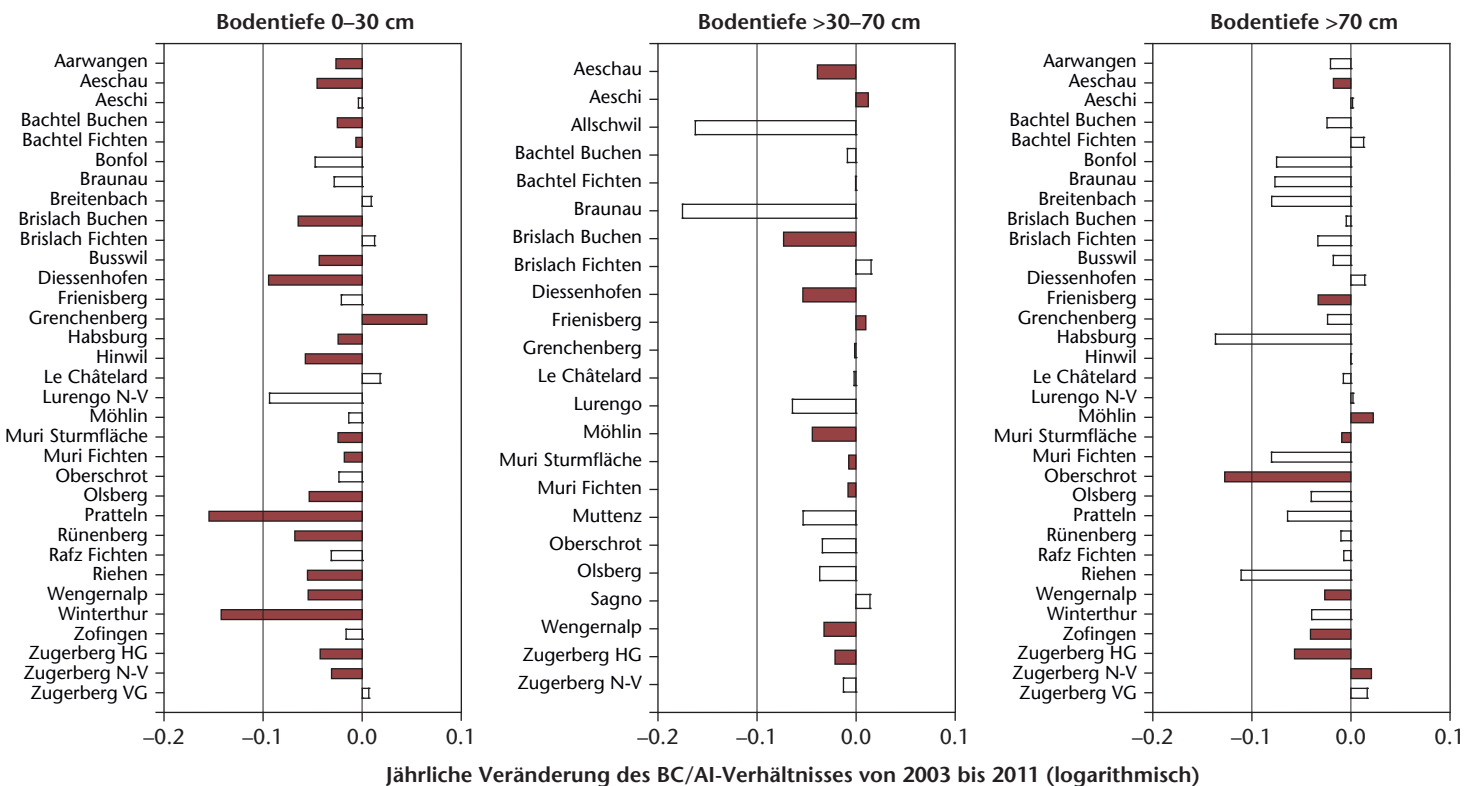


Abb 4 Entwicklung des BC/Al-Verhältnisses in der Bodenlösung in Kollektiven mit unterschiedlicher Basensättigung in einer Bodentiefe von 0 bis 40 cm. Zahlen bei den Kurven: Anzahl Flächen am Anfang und am Ende des Beobachtungszeitraums.



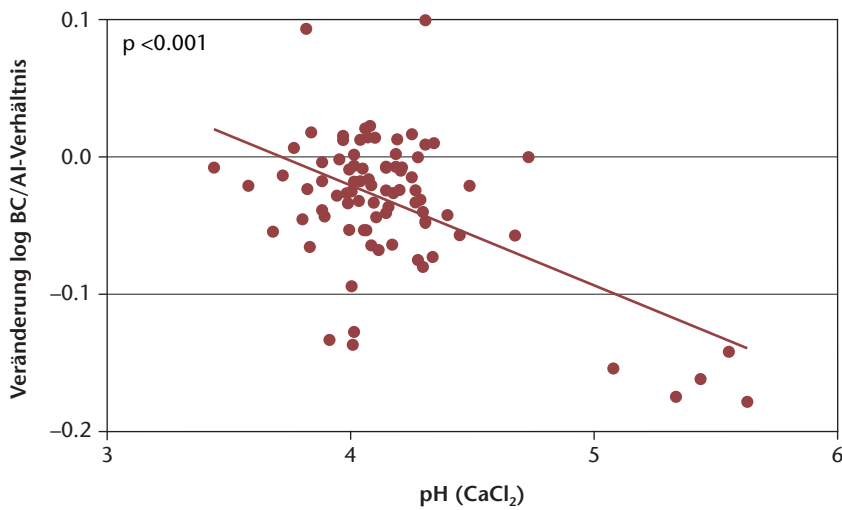
**Abb 5** Jährliche Veränderung des BC/Al-Verhältnisses über die ganze Beobachtungszeit von 1998 bis 2011 in verschiedenen Bodentiefen für Flächen, die seit mindestens 2000 beprobt wurden. Eine Veränderung um  $-0.1$  entspricht einer jährlichen Abnahme des BC/Al-Verhältnisses um 20.6% ( $10-0.1$ ). Signifikante Veränderungen sind durch ausgefüllte Balken hervorgehoben. N-V = N-Versuch, HG = Hintergeissboden.



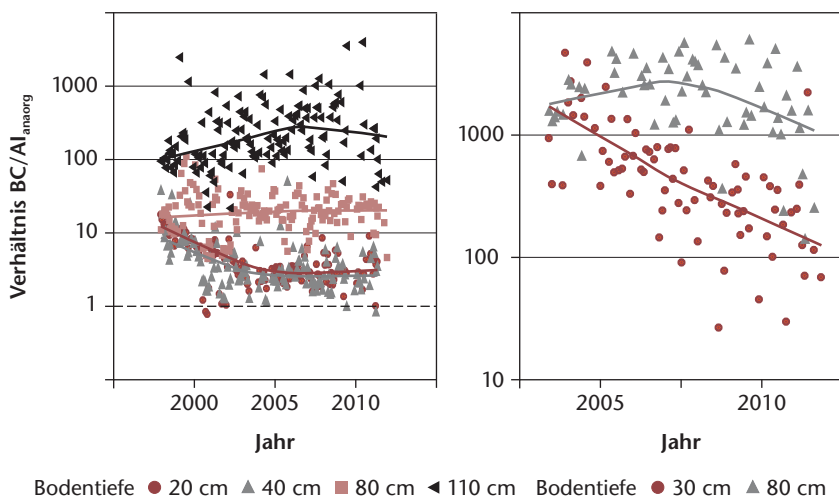
**Abb 6** Jährliche Veränderung des BC/Al-Verhältnisses von 2003 bis 2011 in verschiedenen Bodentiefen. Signifikante Veränderungen sind durch ausgefüllte Balken hervorgehoben. N-V = N-Versuch, HG = Hintergeissboden, VG = Vordergeissboden.

0.83 kmol<sub>c</sub> gegenübersteht (Tabelle 1). Die Abnahme des BC/Al-Verhältnisses auch in der nicht gedüngten Variante, die nur die atmosphärischen Einträge von 20 kg N erhalten hat (0 + 20 in Abbildung 9), verdeutlicht diese Zusammenhänge. Eine zusätzliche Düngung mit 80 kg N/(ha×J) führt erwartungsgemäss zu einer rascheren Versauerung und in der

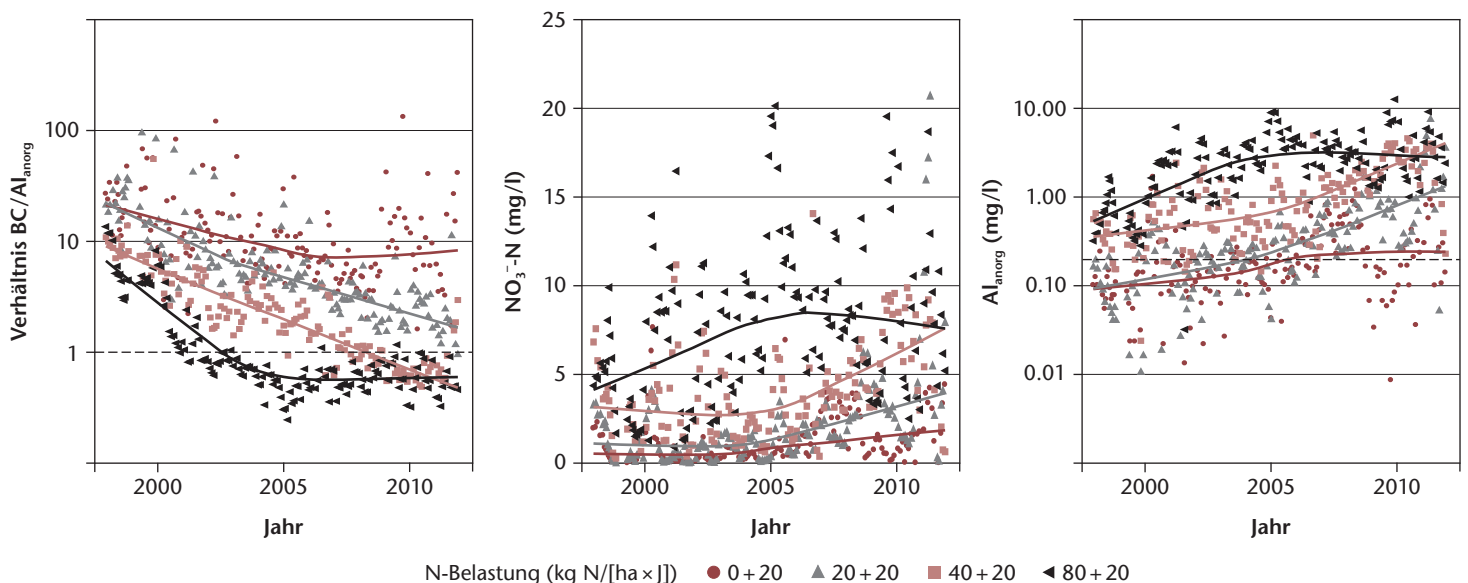
Folge zu einer starken Al-Zunahme in der Bodenlösung, d.h. zu einem geringen BC/Al-Verhältnis. Auch eine Erhöhung der Nitratkonzentration in der Bodenlösung infolge einer Durchforstung hat eine merklich raschere Abnahme des BC/Al-Verhältnisses zur Folge, wie am Beispiel Aeschau gezeigt werden konnte (Abbildung 10). Im Jahr 2003 war in dieser



**Abb 7** Jährliche Veränderung des logarithmierten BC/Al-Verhältnisses in Beziehung zum pH (CaCl<sub>2</sub>) in der entsprechenden Bodentiefe in den Jahren 2003 bis 2010. 1 Punkt = 1 Tiefenstufe pro Fläche (n = 83).



**Abb 8** Entwicklung des BC/Al-Verhältnisses in den Fichtenbeobachtungsflächen Brislach (in vier verschiedenen Bodentiefen, links) und Winterthur (in 30 und 80 cm Tiefe). Die gestrichelte Linie ist das kritische Verhältnis von 1 (Sverdrup & Warfvinge 1993).



**Abb 9** Entwicklung des BC/Al-Verhältnisses (links), der Nitratkonzentration (Mitte) und der Konzentration an anorganischem Aluminium (rechts) in der N-Versuchsfläche Zugerberg in 50 cm Bodentiefe. Der modellierte Gesamteintrag von Stickstoff für Freiland (Rihm & Kurz 2001) an diesem Ort war 20 kg N/(ha × J). Dieser wurde zu den Behandlungen von 0, 20, 40 bzw. 80 kg N/(ha × J) addiert. Das kritische BC/Al-Verhältnis von 1 sowie die kritische Al-Konzentration von 0.2 sind als gestrichelte Linien eingezeichnet.

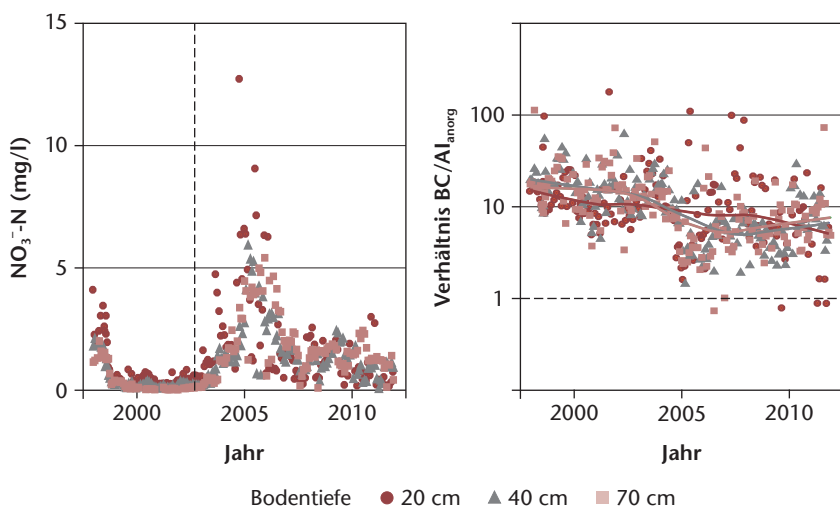
Fläche eine Plenterdurchforstung durchgeführt worden (Abbildung 11). Wegen des Wegfalls eines Teils der N-Aufnahme durch die Baumvegetation wurde vorübergehend die Nitratauswaschung erhöht. Damit verbunden war eine erhöhte Auswaschung von Aluminium (von 2.4 auf 6.4 kg/[ha × J]) und damit ein Versauerungsschub im Boden.

Seit 2003 ist eine Reihe niederschlagsärmerer Jahre zu verzeichnen (Abbildung 12). Die Sickerwassermenge und damit die Nitratauswaschung waren in der Folge vermindert. Eine geringere Auswaschung von Nitrat bedeutet auch eine geringere Auswaschung von basischen Kationen (bei hohen pH-Werten) oder Aluminium (im Al-Pufferbereich) und damit eine geringere Versauerung.

Das BC/Al-Verhältnis korreliert zwar mit der Basensättigung und dem pH (CaCl<sub>2</sub>) der Bodenfestphase (Abbildung 13), aber die Beziehung ist nicht besonders eng, wenn man berücksichtigt, dass in der Abbildung 13 die y-Achse logarithmisch ist. Bei einer Basensättigung von 20% kann beispielsweise das BC/Al-Verhältnis in der Bodenlösung zwischen 2 und 60 liegen. Die Grenze von 15% Basensättigung entspricht in unseren Untersuchungen im Mittel einem BC/Al-Verhältnis von 7.4. Besser ist die Beziehung mit dem pH-Wert der Bodenlösung selbst. Entsprechend dem theoretischen Hintergrund (Reuss & Johnson 1986) wurde in Abbildung 13 eine nicht lineare Regression eingezeichnet, wo es sich als sinnvoll erwies.

## Diskussion

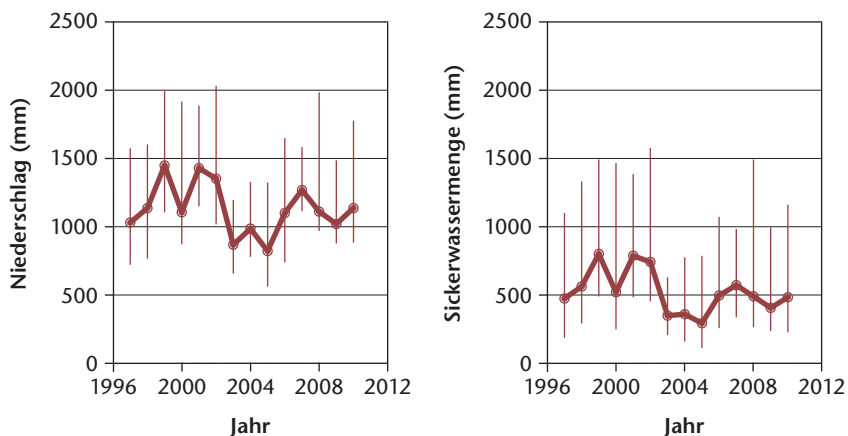
Die Ergebnisse zeigen deutlich, dass trotz der durchgeführten Luftreinhaltemassnahmen die Bodenversauerung in der Schweiz immer noch anthro-



**Abb 10** Nitratkonzentration (links) und BC/Al-Verhältnis (rechts) in der Bodenlösung in der Beobachtungsfläche Aeschau. Die gestrichelte vertikale Linie gibt den Durchforstungszeitpunkt 2003 an. Beim BC/Al-Verhältnis ist zudem der kritische Wert von 1 als gestrichelte Linie eingezeichnet.



**Abb 11** Gruppe von Saugkerzen in Aeschau fünf Jahre nach der Durchforstung (Aufnahme im Winter).



**Abb 12** Niederschlagsmengen (links) und Sickerwassermengen in 80 cm Bodentiefe im Standortkollektiv mit Bodenlösung (rechts). Dargestellt sind minimale, mittlere und maximale Jahressummen ( $n = 27$ ). Benachbarte Flächen wurden für diese Auswertung zusammengefasst, um eine regionale Überrepräsentierung zu vermeiden.

pogen beschleunigt ist. Die hier vorgestellten Daten sind in Übereinstimmung mit den Resultaten, die durch Beprobung der Bodenfestphase gewonnen wurden (Flückiger & Braun 2009). Zwischen 1996 und 2005 war in kalkfreien Horizonten eine Abnahme der Basensättigung um 5.3 Prozentpunkte und des pH-Wertes um 0.11 Einheiten gefunden worden. Wie das Beispiel der Fichtenbeobachtungsfläche Brislach zeigt, ist eine Ca-reiche Schicht in 90 cm Tiefe (79% Basensättigung), unterhalb eines Stauhizontes, bereits so stark der Aufnahme durch die Bäume entzogen, dass im Oberboden eine Versauerung stattfindet (Abbildung 8). Dies wird bestätigt durch Berechnungen zur Korrelation zwischen der Ca-Konzentration im Buchenlaub und austauschbarem Ca im Boden, die zeigen, dass unterhalb einer Tiefe von 60 cm nicht mehr viel Ca aufgenommen wird (Braun et al unveröffentlicht).

Der Verlauf der BC/Al-Verhältnisse im Stickstoffversuch Zugerberg belegt die wichtige Rolle der Stickstoffdepositionen für die Versauerung (Abbildung 9). Dafür sind zwei Prozesse verantwortlich. Eingebragtes Ammonium wird nitrifiziert, d.h., unter Freisetzung von Protonen in Nitrat umgewandelt. Nitrat, das den Wurzelraum mit dem Sickerwasser verlässt, muss Kationen mitnehmen. In Böden, welche den Aluminiumpufferbereich noch nicht erreicht haben, sind dies basische Kationen. Auf dem Zugerberg und in Aeschau wurde allerdings Aluminium freigesetzt.

Die hier vorgestellten Ergebnisse bestätigen die im Rahmen des ICP Forests<sup>1</sup> erhaltenen Resultate für die Zeitperiode 2000 bis 2006 (ICP Forests 2010). In 13 bis 30% der Bodenwassersammler auf Level-II-Flächen war eine Abnahme des BC/Al-Verhältnisses und/oder des pH-Wertes beobachtet worden. Zunahmen waren in den oberen Bodenschichten seltener, während sie sich in einer Tiefe von  $\geq 80$  cm mit den Abnahmen die Waage hielten.

Es stellt sich die Frage, ob die Verlangsamung der Versauerung in den letzten Jahren als verzögerte Auswirkung der Luftreinemassnahmen in den 80er- und 90er-Jahren, welche eine starke Reduktion des Schwefeintrags zur Folge hatten, interpretiert werden könnte. Dies mag einen Teil zur Erklärung beitragen, kommt aber aus mehreren Gründen als alleinige Ursache kaum infrage. Einerseits ist die Verlangsamung der Versauerung vor allem im Oberboden zu finden, der auf Veränderungen des Eintrags rasch reagiert. Andererseits lässt der ziemlich simultane Verlauf in sehr unterschiedlichen Flächen eher meteorologische Ursachen vermuten, indem eine Reihe niederschlagsarmer Jahre ab 2003 zu einem Rückgang der Sickerwassermenge und damit zu einer verminderten Nitratauswaschung geführt hat

<sup>1</sup> International Co-operative Programme on Assessment and Monitoring of Air Pollution Effects on Forests

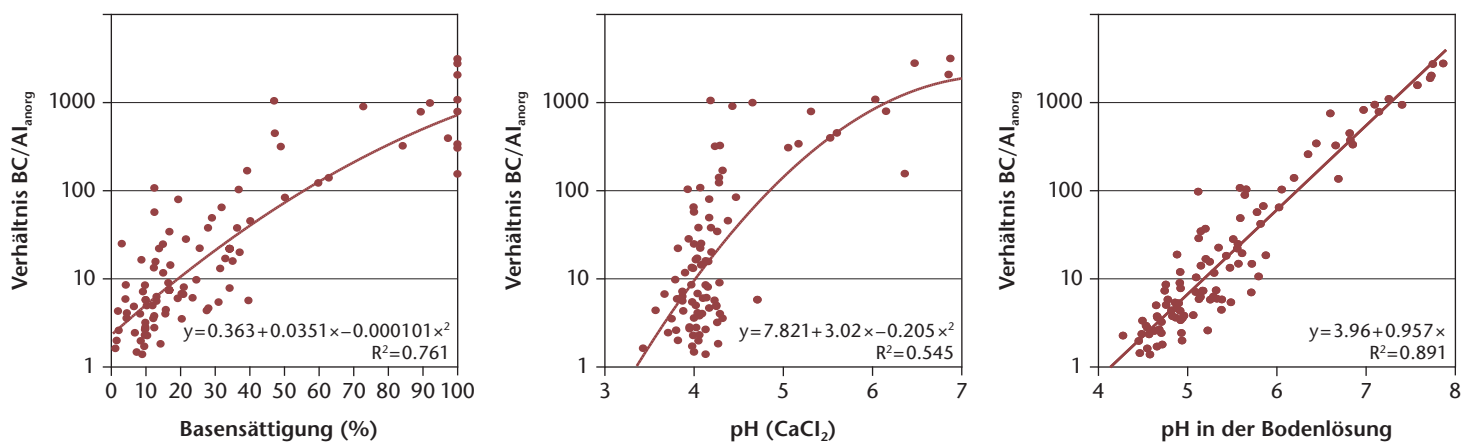


Abb 13 Beziehung zwischen dem mittleren BC/Al-Verhältnis 2005 bis 2011 und der Basensättigung des Bodens (links), dem pH-Wert der Bodenfestphase (Mitte) und mit dem pH-Wert in der Bodenlösung (rechts). Jeder Punkt entspricht einem Mittelwert pro Ort und Tiefe über die Jahre 2005 bis 2011.

(Abbildung 12). Bei den hohen Stickstoffgaben im Stickstoffdüngungsversuch ist zudem zu erkennen, dass ab 2003 wahrscheinlich die Pufferung vorwiegend durch die Auflösung von Al-Hydroxiden erreicht wurde. Dieser Pufferbereich verfügt über eine hohe Kapazität. In der Folge ist keine weitere Abnahme des BC/Al-Verhältnisses mehr messbar.

Direkte Auswirkungen der Versauerung beziehungsweise der Abnahme von austauschbaren Nährstoffen auf Waldbäume sind nicht sofort zu erwarten. Es finden sich jedoch einige Hinweise, dass die Wirkungen über den Boden erheblich sein können. Wiederholt wurde gezeigt, dass die Durchwurzelungstiefe mit zunehmender Bodenacidität beziehungsweise abnehmender Basensättigung abnimmt (Meyer 1967, Puhe 1994, Jentschke et al 2001, Braun et al 2005). Die Bäume werden dadurch anfälliger gegenüber Windwurf und Trockenstress. Beim Sturmereignis Lothar wurden in basenarmen Flächen ( $\leq 40\%$  Basensättigung) aus dem Interkantonalen Walddauerbeobachtungsprogramm 4.8-mal mehr Buchen und 3.6-mal mehr Fichten geworfen als in basenreichen Flächen (Braun et al 2003). Diese Grenze von 40% Basensättigung entspricht in unseren Untersuchungen einem BC/Al-Verhältnis von etwa 10 und liegt damit wesentlich höher als die üblicherweise verwendete kritische Grenze von 1, selbst wenn berücksichtigt wird, dass das Stamm- und Wurzelwachstum bei einem BC/Al-Verhältnis von 1 im Mittel bereits um 20% eingeschränkt war (Sverdrup & Warfvinge 1993). Das legt nahe, dass ein BC/Al-Verhältnis von 1 nicht ausreichend vor negativen Veränderungen schützt. Destabilisierende Wirkungen auf Wälder sind also schon vor Erreichen dieses Wertes wahrscheinlich.

Bei einer zunehmenden Bodenversauerung verschwinden die Regenwürmer (Makeschin 1994), vor allem die für die Bodenstruktur bedeutenderen Horizontal- und Vertikalbohrer. Unterhalb von einem pH (CaCl<sub>2</sub>) von  $\leq 4$  werden praktisch nur noch Streubewohner gefunden (Flückiger & Braun 2007). Ein solcher pH-Wert findet sich in 28% der Beobach-

tungsflächen. Regenwürmer sind wichtig für das Nährstoffrecycling und den Erhalt der Bodenstruktur. Ihr Fehlen spielt möglicherweise ebenfalls eine Rolle für die oberflächlich fortschreitende Versauerung auf Ca-reichem Untergrund, wie sie in Brislach beobachtet wurde. ■

Eingereicht: 26. September 2011, akzeptiert (mit Review): 3. August 2012

## Dank

Für das Interesse an der Arbeit und die Finanzierung der Bodenlösungsmessungen bedanken wir uns beim Bundesamt für Umwelt (Abteilungen Luftreinhaltung und Wald) sowie bei den Forstämtern der Kantone Aargau, Basel-Landschaft, Basel-Stadt, Bern, Freiburg, Solothurn, Thurgau, Zug und Zürich. Dank geht auch an das Feldteam, das die monatlichen Proben unter teilweise schwierigen Bedingungen einsammelt, und das Laborteam für die sorgfältige Analyse.

## Literatur

- ALVETEG M, SVERDRUP H, KURZ D (1998) Integrated assessment of soil chemical status. Integration of existing models and derivation of a regional database for Switzerland. *Water Air Soil Pollut* 105: 1–9.
- AUGUSTIN S, ACHERMANN B (2012) Deposition von Luftschadstoffen in der Schweiz: Entwicklung, aktueller Stand und Bewertung. *Schweiz Z Forstwes* 163: 323–330. doi: 10.3188/szf.2012.0323
- BENZLER JH ET AL (1982) *Bodenkundliche Kartieranleitung*. Stuttgart: E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung. 331 p.
- BRAUN S, CANTALUPPI L, FLÜCKIGER W (2005) Fine roots in stands of *Fagus sylvatica* and *Picea abies* along a gradient of soil acidification. *Environ Pollut* 137: 574–579.
- BRAUN S, SCHINDLER C, VOLZ R, FLÜCKIGER W (2003) Forest damage by the storm «Lothar» in permanent observation plots in Switzerland: the significance of soil acidification and nitrogen deposition. *Water Air Soil Pollut* 142: 327–340.
- BUBERL HG, VON WILPERT K, TREFZ-MALCHER G, HILDEBRAND EE (1994) Der chemische Zustand von Waldböden in Baden-Württemberg. Ergebnisse der Bodenzustandserfassung im Wald 1989–92 (BZE). *Mitt Forstl Vers-Forsch.anst Baden-Württ* 182. 99 p.



- CRONAN CS, GRIGAL DF (1995)** Use of calcium/aluminium ratios as indicators of stress in forest ecosystems. *J Environ Qual* 24: 209–226.
- EMEP (1996)** Manual for sampling and chemical analysis. [www.nilu.no/projects/ccc/manual](http://www.nilu.no/projects/ccc/manual) (10.7.2012)
- FALKENGREN-GRERUP U (1987)** Long-term changes in pH of forest soils in southern Sweden. *Environ Pollut* 43: 79–90.
- FLÜCKIGER W, BRAUN S (1999)** Nitrogen and its effects on growth, nutrient status and parasite attacks in beech and Norway spruce. *Water Air Soil Pollut* 116: 99–110.
- FLÜCKIGER W, BRAUN S (2007)** Die Stickstoffbelastung der Schweizer Wälder und ihre Auswirkungen. *Mitt Nat.forsch Ges beider Basel* 10: 3–21.
- FLÜCKIGER W, BRAUN S (2009)** Wie geht es unserem Wald? 25 Jahre Walddauerbeobachtung. *Schönenbuch: Institut Angewandte Pflanzenbiologie*. 87 p.
- GJESSING ET, RIISE G, PETERSEN RC, ANDRUCHOW E (1989)** Bio-availability of aluminium in the presence of humic substances at low and moderate pH. *Sci Total Environ* 81/82: 683–690.
- ICP FORESTS (2010)** Forest condition in Europe. 2010 Technical Report of ICP Forests. Hamburg: Institute World Forestry. 75 p.
- ICP FORESTS (2011)** The condition of forests in Europe. 2011 Executive Report. Hamburg: Institute World Forestry. 24 p.
- JENTSCHKE G ET AL (2001)** Does soil acidity reduce subsoil rooting in Norway spruce (*Picea abies*)? *Plant Soil* 237: 91–108.
- KURZ D, ALVETEG M, SVERDRUP H (1998)** Integrated assessment of soil chemical status. Application of a regionalized model to 622 forested sites in Switzerland. *Water Air Soil Pollut* 105: 11–20.
- LANDESHYDROLOGIE (1992)** Hydrologischer Atlas der Schweiz. Bern: Bundesamt Wasser Geologie.
- MAKESCHIN F (1994)** Experimentelle Untersuchungen zur Besiedelung anthropogen devastierter, saurer Waldböden mit leistungsfähigen Lumbriciden. München: Akademischer Verlag. 197 p.
- MEYER FH (1967)** Feinwurzelverteilung bei Waldbäumen in Abhängigkeit vom Substrat. *Forstarchiv* 38: 286–290.
- PUHE J (1994)** Die Wurzelentwicklung der Fichte (*Picea abies* [L.] Karst.) bei unterschiedlichen chemischen Bodenbedingungen. *Ber. Forsch.zent. Waldökosyst Göttingen A* 108. 128 p.
- REUSS JO, JOHNSON DW (1986)** Acid deposition and the acidification of soils and waters. *Ecol Stud* 59: 1–119.
- RIHM B, KURZ D (2001)** Deposition and critical loads of nitrogen in Switzerland. *Water Air Soil Pollut* 130: 1223–1238.
- SCHULLA J, JASPER K (2007)** Model description WaSiM-ETH. [www.wasim.ch/downloads/doku/wasim/wasim\\_2007\\_en.pdf](http://www.wasim.ch/downloads/doku/wasim/wasim_2007_en.pdf) (13.8.2012)
- STÖHR D (1984)** Waldbodenversauerung in Österreich. Veränderungen der pH-Werte von Waldböden während der letzten Dezennien: Forschungsbericht. Wien: Österreichischer Forstverein. 165 p.
- SVERDRUP H, WARFVINGE P (1993)** The effect of soil acidification on the growth of trees, grasses and herbs as expressed by the (Ca+Mg+K)/Al ratio. Lund: Lund Univ, Depart Chemical Engin, Rep Ecol Environm Engin 2. 108 p.
- TRÜBY P, ALDINGER E (1984)** Eine Methode zur schnellen Bestimmung der effektiv austauschbaren Kationen. *Allg Forst Z Waldwirtsch Umweltvorsorge* 39: 1302–1304.
- ULRICH B (1986)** Natural and anthropogenic components of soil acidification. *Z Pflanzenernähr Bodenkd* 149: 702–717.
- ULRICH B, SUMNER ME (1991)** Soil acidity. Berlin: Springer. 224 p.
- UNECE (2004)** Manual on methodologies and criteria for modeling and mapping critical loads and levels and air pollution effects, risks and trends. [www.rivm.nl/en/Topics/Topics/I/ICP\\_M\\_M/Mapping\\_Manual](http://www.rivm.nl/en/Topics/Topics/I/ICP_M_M/Mapping_Manual) (13.8.2012)
- WITTMANN O, FETZER KD (1982)** Aktuelle Bodenversauerung in Bayern. München: Bayer Staatsministerium Landesentwicklung Umweltfragen. 71 p.

## Bodenversauerung in den Flächen des Interkantonalen Walddauerbeobachtungsprogramms

Im Rahmen des Interkantonalen Walddauerbeobachtungsprogramms wird in Schweizer Waldflächen mit unterschiedlicher Bodenchemie der Verlauf der Bodenversauerung verfolgt. Bodenlösungsproben aus Saugkerzen zeigen für die Jahre zwischen 1998 und 2011 eine deutlich fortschreitende Bodenversauerung, wobei die Rate in den letzten fünf Jahren in vielen Fällen geringer wurde. Am raschesten läuft die Versauerung zurzeit in Flächen mit mittlerer bis hoher Basensättigung ab. Stickstoffdüngungsversuche und Zeittrends nach Durchforstungen bestätigen den bedeutenden Anteil der Stickstoffdeposition beziehungsweise der Nitratauswaschung an diesem Versauerungsprozess. Für den abgeschwächten Versauerungstrend seit 2003 kommen verschiedene Ursachen infrage: Erreichen des Aluminiumpufferbereichs, verminderte Nitratauswaschung in niederschlagsarmen Jahren oder Reduktion des Säureintrags.

## Acidification des sols relevée dans le cadre de l'Observation régionale permanente de la forêt

Le programme d'observation suit l'évolution de l'acidification des sols de nature chimique variée sur différentes placettes forestières de Suisse. Les échantillons de solutions de sol prélevées à la bougie sur les placettes d'observation montrent une nette progression de l'acidification entre 1998 et 2010. Toutefois, cette progression a été moindre dans de nombreux cas ces cinq dernières années. Actuellement, l'acidification gagne avant tout du terrain sur les surfaces dont la saturation en bases est moyenne à élevée. Des essais de fumure azotée et la tendance actuelle aux coupes d'éclaircie confirment l'ampleur des dépôts d'azote et de la lixiviation des nitrates dans le processus d'acidification des sols. L'atténuation du processus d'acidification depuis 2003 peut être expliquée par différents facteurs: atteinte de la zone tampon pour l'aluminium et diminution de la lixiviation des nitrates durant les années plutôt sèches, réduction des apports d'acides.