

Stickstoffeintrag und Ozonbelastung im Schweizer Wald aus der Sicht der Langfristigen Waldökosystem-Forschung

Peter Waldner, Maria Schmitt, Marcus Schaub, Elisabeth Graf Pannatier und Anne Thimonier

WSL Eidgenössische Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft, Zürcherstrasse 111, CH-8903 Birmensdorf

maria.schmitt@wsl.ch, peter.waldner@wsl.ch, marcus.schaub@wsl.ch, elisabeth.pannatier@wsl.ch, anne.thimonier@wsl.ch

Vor 15 Jahren wurden die ersten Flächen des Programms Langfristigen Waldökosystem-Forschung (LWF) eingerichtet. Die damals vorliegenden, kurzen Zeiträumen über den Waldzustand in der Schweiz (Sanasilva-Erhebungen) zeigten Tendenzen einer Verlichtung der Kronen der Waldbäume. Es blieb jedoch unklar, wie diese Ergebnisse mit der Luftbelastung zusammenhingen, da Veränderungen kaum einer bestimmten Ursache zugeordnet werden konnten. Auf den LWF-Flächen werden die wichtigsten Einflussfaktoren und die wichtigsten Elemente des Ökosystems kontinuierlich beobachtet und die Ursache-Wirkung-Zusammenhänge untersucht.

1 Einleitung

Die Emissionen von Schadstoffen in die Luft haben im 20. Jahrhundert stark zugenommen (Abb. 1) und damit gewann die Frage nach der schädlichen Wirkung dieser Stoffe für Mensch und Umwelt an Bedeutung.

Wie bereits von DOBBERTIN *et al.* (in diesem Band) erwähnt, waren Ende der 1970er Jahre im süddeutschen Raum verbreitet Tannen abgestorben. Zudem erreichten Meldungen von zusammenbrechenden Wäldern aus dem durch Luftverschmutzung schwer belasteten Erz- und Riesengebirge an der Grenze zwischen der damaligen DDR und der Tschechoslowakei vermehrt die westliche Öffentlichkeit. Das Phänomen «Saurer Regen», das vor allem durch im Regenwasser gelöstes Schwefeldioxid (SO_2), Stickoxyde (NO_x) und Ammoniak (NH_3) verursacht wird, war bereits in den 1960er Jahren beschrieben worden. Aufgrund einer langfristigen Untersuchung in Norddeutschland publizierte ULRICH (1981) eine Hypothese, wie versauernde Einträge das Ökosystem Wald beeinflussen könnten. Der postulierte Zusammenhang zwischen Luftbelastung und Waldzustand sensibilisierte die Bevölkerung und es wurden verschiedene Massnahmen zur Reduktion der Luftschadstoff-

fe und zur Förderung der weiteren Erforschung der Zusammenhänge ergriffen (siehe auch BUCHER 1997).

Nach aufwändigen Fallstudien und Laborexperimenten (u. a. NFP14+: ROTH und SCHMID 1992; Urner Reusstal: BRAUN *et al.* 1996) wurden in den 80er Jahren folgende Wirkungsmechanismen der Luftschadstoffe auf Waldökosysteme postuliert und weiter untersucht:

1) Erhöhte SO_4^{2-} , NO_3^- und NH_4^+ Einträge rufen eine beschleunigte Bodenversauerung hervor (ULRICH 1981), was zu einer Auswaschung

von Nährstoffen (Ca, Mg, K) aus dem Boden und erhöhten Aluminium Gehalten im Bodenwasser führen kann, die für Wurzeln toxisch sind (CRONAN *et al.* 1989; GRAF PANNATIER *et al.* in diesem Band).

2) Ein erhöhter Eintrag des Nährstoffs Stickstoff in Form von NO_3^- und NH_4^+ führt bei knappem Angebot zu einer Steigerung des Wachstums. Ein Überangebot kann jedoch gemäss ABER *et al.* (1989) einerseits über ein verändertes Wurzel/Spross Verhältnis und eine verminderte Aufnahme anderer Nährstoffe die Resistenz der Bäume gegenüber Frost, Sturm und Trockenheit beeinträchtigen und andererseits zu einem erhöhten Nitrataustrag ins Grundwasser führen. In einem fortgeschrittenen Stadium kann es zu einer Verschlechterung des Waldzustandes mit Wachstumsabnahme kommen.

3) Das reaktive Ozon (O_3) wird über die Spaltöffnungen der Blätter aufgenommen und führt dort zu Schädigungen des Photosyntheseapparates (PRINZ *et al.* 1982).

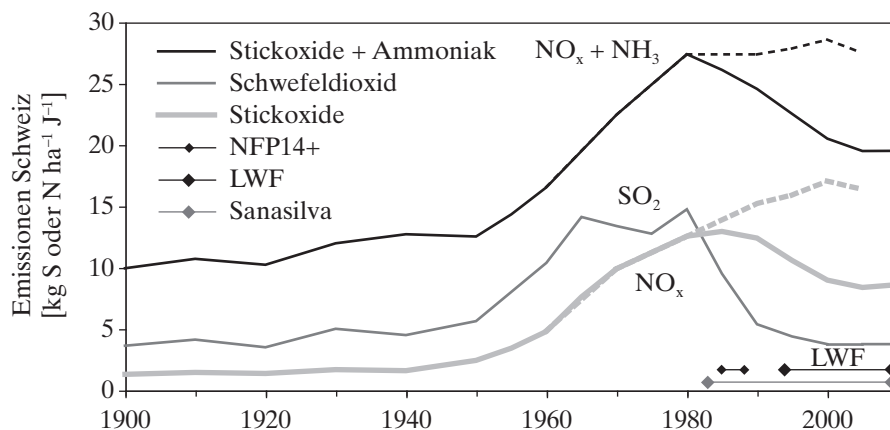


Abb. 1. Emissionen in der Schweiz von SO_2 , NO_x , NH_3 (mittlere emittierte Elementmenge pro Fläche, BUWAL 1995) und die Messperioden des Nationalen Forschungsprogramms NFP14+, des Sanasilva-Programms und der Langfristigen Waldökosystem-Forschung (LWF). Gestrichelt: Szenario mit Emissionskoeffizienten von 1970 für den Verkehr.

Im Folgenden fokussieren wir auf die Wirkungsmechanismen von Stickstoffeintrag als Nährstoff und von Ozon. Die Wirkung von Versauernden Einträgen werden von GRAF PANNATIER *et al.* (in diesem Band) behandelt.

In Europa trat 1983 die UN-ECE Konvention über die «weitreichende grenzüberschreitende Luftverschmutzung» (LRTAP) in Kraft. In diesem Rahmen werden die Emissionen von Luftschadstoffen erhoben und deren Ausbreitung modelliert (EMEP, z.B. JONSON *et al.* 1998). In internationalen Kooperations-Programmen (ICP's) werden zudem die Auswirkungen der Luftschadstoffe auf verschiedene Ökosysteme, u.a. den Wald (ICP-Forests ab 1985, FISCHER *et al.* 2008), innerhalb spezifischer Messnetze untersucht.

In der Schweiz startete im Jahr 1983 das Sanasilva-Programm mit einer Beprobung von Fichten und einer gleichzeitigen Umfrage bei den Förstern (BUCHER *et al.* 1984; KAUFMANN *et al.* 1984; LANDOLT *et al.* 1984). Ab 1985 begann die reguläre Inventur des Waldzustandes als Teil des ICP-Forests Level I Messnetzes (DOBBERTIN *et al.* in diesem Band). Im Jahr 1994 wiesen die kurzen Zeitreihen Tendenzen zu einer zunehmenden Kronenverlichtung auf. Die Daten aus der Schweiz (WEBSTER *et al.* 1996) und Mitteleuropa (KANDLER und INNES 1995) wiesen aber keine starken Korrelationen auf, welche eine eindeutige Zuweisung der beobachteten Veränderungen zu einer bestimmten Ursache erlaubt hätten.

Zur Beurteilung der Luftbelastung wurde bald auch das Konzept der Critical Loads und Levels (CL) eingeführt, bei deren Unterschreitung gemäss Definition nach heutigem Wissensstand an den wichtigsten Elementen eines Ökosystems keine nachhaltigen Schäden auftreten sollen (NILSSON und GRENNFELT 1988). Mit den oben erwähnten modellierten Luftbelastungen (EMEP) können Karten der Überschreitung der Critical Loads und Levels gezeichnet werden (siehe z.B. Abb. 9; RIHM 1996; KURZ *et al.* 1998). Aufgrund der Kenntnisse aus Fallstudien und Experimenten wurden 1988 erste Critical Loads für versauernde Einträge und für Stickstoffeinträge (NILSSON und GRENNFELT 1988) definiert.

Die Critical Loads für Stickstoff werden mittels einer Massenbilanz be-

stimmt unter der Annahme, dass sich ein Gleichgewicht zwischen Ein- und Austrägen einstellt (SMB, Steady-State Mass Balance), wobei der Nitrataustrag unterhalb der Wurzelzone ein akzeptiertes Mass ($5 \text{ kg ha}^{-1} \text{ J}^{-1}$) nicht übersteigen soll. Zusätzlich werden empirische Critical Loads von Experten festgelegt (ACHERMANN und BOBINK 2003).

Beim Ozon war anfänglich eine korrekte Diagnose von Schäden an Nadelbäumen und die Festlegung eines Grenzwertes schwierig, was dazu führte, dass dem Ozon als Verursacher von Blattschädigungen wenig Aufmerksamkeit geschenkt wurde. Im Jahr 1994 wurde für Ozon ein Critical Level für Pflanzen definiert. Grundlage bildeten Experimente, in denen die Summe der stündlichen Überschreitung der Ozonkonzentration von 40 ppb (AOT40) mit der Reduktion des Wachstum von jungen Waldbäumen korrelierte. Unter anderem wurde in einem Experiment mit jungen Buchen eine Reduktion des Biomassezuwachses um 10% bei einem AOT40-Wert von rund 10 ppm·h gefunden (FUHRER und ACHERMANN 1994). Für den Wald wurde der AOT40 Critical Level zuerst auf 10 ppm·h und im Jahr 2003 auf 5 ppm·h festgesetzt (SPRINGER *et al.* 2004).

Die Critical Levels und Loads basieren auf vereinfachten Modellvorstellungen die auf Untersuchungen einer begrenzten Anzahl Flächen beruhen. In den 1990er Jahren kamen deshalb verschiedene Experten zur Ansicht, dass es eine grössere Datenbasis und bessere Kenntnisse der Prozesse im Waldökosystem braucht, um die Wirkung der Luftbelastung adäquat beurteilen zu können. So einigte man sich, ein ICP Forests Level II Messnetz mit einem intensiven Monitoring der wichtigsten Ökosystemprozesse einzurichten.

In der Schweiz begann die WSL im Jahr 1994 mit der Langfristigen Waldökosystem-Forschung (LWF) ein Level II Messnetz aufzubauen mit den Zielen, für die wichtigsten Waldökosysteme i) Veränderungen frühzeitig erkennen und ii) verbesserte Ursache-Wirkungs-Zusammenhänge herleiten zu können.

Mit diesem Artikel wird am Beispiel des Stickstoffeintrags und der Ozonbelastung aufgezeigt, welchen Beitrag das

LWF leistet, um

- 1) die Auswirkungen der Luftbelastung auf den LWF-Flächen abzuschätzen und
- 2) die Critical Loads Konzepte und die Überschreitungskarten zu beurteilen.

2 Methoden

Im Rahmen der Langfristigen Waldökosystem-Forschung wird heute auf 18 LWF-Flächen ein intensives Monitoring der wichtigsten Elemente des Waldökosystems und der wichtigsten Einflussfaktoren durchgeführt (Tab. 1). Auf den Flächen werden zudem periodisch der Zuwachs, die Verjüngung und der Kronenzustand erhoben (ICP-Forests 1994; BRANG 1997).

Die Flächen sind über die Schweiz verteilt (Abb. 1 in DOBBERTIN *et al.* in diesem Band) und umfassen die wichtigsten Waldgesellschaften. Bei der Auswahl der Flächen waren die Homogenität des Bodens und des Bestandes weitere wichtige Kriterien.

Jede LWF-Fläche (2 ha) enthält eine Intensiv-Monitoring-Fläche, die aus 16 Teilflächen (10 m × 10 m) besteht, 2 Subflächen (0,25 ha), auf denen jährlich der Kronenzustand erhoben wird und eine Meteo-Station im Bestand. Hinzu kommen eine 0,15 bis 2,8 km von der Bestandesfläche gelegene Meteo-Station im Freiland und südexpionierte Waldrandabschnitte nahe dieser Station (Abb. 2 in DOBBERTIN *et al.* in diesem Band).

2.1 Stickstoffeintrag (Gesamtd deposition)

Der Niederschlag im Bestand (Kronentraufe) und im Freiland (Bulk Deposition) wird mit Regen- oder Schneesammlern alle 14 Tage gesammelt und chemisch analysiert. Mittels eines Kronenaustauschmodells wird der Gesamteintrag an Stickstoff geschätzt (THIMONIER *et al.* 2005). Die SMB Critical Loads für Stickstoff wurden mit den Formeln von RIHM (1996) geschätzt (WALDNER *et al.* 2007).

Tab. 1. Ausgewählte Erhebungen auf den LWF-Flächen mit Frequenz der Erhebung, Anzahl Replikationen pro Fläche. Für jede Fläche (Flächenkürzel siehe Abb. 1 in DOBBERTIN *et al.* in diesem Band) ist das Jahr des Beginns der Erhebung und das Jahr des aktuellsten vorliegenden Datensatzes angegeben. Fett markiert: in diesem Artikel dargestellte Daten.

Legende: Freq = Frequenz, h = stündlich, 2w = alle 2 Wochen, 1j = jährlich, 2j = alle 2 Jahre, 5j = alle 5 Jahre, 1x = einmal, Repl = Replikationen pro Fläche, Fi = Fichte, Bu = Buche, Ei = Eiche, Hg = Hagebuche, Fö = Föhre, Ta = Tanne, Ar = Arve

* aus NFP14+ (STARK 1991) bzw. NITREX (SCHLEPPI *et al.* 2004).

Erhebung	Freq	Repl	ALP	BEA	BET	CEL	CHI	DAV	ISO	JUS	LAU	LEN	NAT	NEU	NOV	OTH	SCH	VIS	VOR
Meteorologie	h	1	97-09	97-09	97-09	97-09	00-09	05-09	97-09	97-09	96-09	97-09	97-09	97-09	96-09	96-09	98-09	97-09	96-09
Ozonkonzentration	2w	3	02-04	02-04	02-08	02-04	02-04			02-08	02-08		02-04	02-08	02-08	02-08	02-08	02-04	02-08
Deposition	2w	16	96-98	99-07	98-07	99-07	00-07	09-		97-07	96-07		98-07	97-99	96-07	94-07	98-07	01-07	96-07
Bodenlösung	2w	8	97-98	99-03	99-03	99-03					99-03				99-03	98-03	99-03		98-03
Bodenchemie	1x	16	98	97	98	96	98		98	95	94	96	97	97	95	94	98	97	96
Blattgehalte	2j	5	Fi	Fi	Bu	Ar	Fi	Fi	Bu	Ei	Bu	Fö	Fö	Bu	Ei	Bu	Bu	Fö	Ta
			88*	97-07	97-	97-07	97-07	88*	97-07	97-07	97-07	97-07	97-07	97-07	97-07	97-07	99-07	97-07	95-07
			95-07		Ta			07		Hg									
					95-07					97-									
Ozonschäden	1j		02-	02-	02-08	02-	02-		02-	02-08	02-08	02-	02-	02-08	02-08	02-08	02-08	02-	02-08

2.2 Ozonbelastung

Von April bis September werden auf sieben Freilandflächen die durchschnittlichen Ozonkonzentrationen mit je drei Passivsammlern (Passam AG, Schweiz) 2 m über dem Boden gemessen. Von den zweiwöchigen Durchschnittswerten werden mit Hilfe der statistischen Methode von TUOVINEN (2002) die Stundenwerte abgeleitet, um den AOT40 zu berechnen. Dabei stützt sich das Modell auf eine theoretische Gaussche Verteilung der Stundenwerte und geht von einer Standardabweichung von 15 ppb aus.

2.3 Ozonschäden

Gegen Ende der Vegetationsperiode, aber noch vor der Herbstverfärbung, werden jedes Jahr die gleichen Waldrandabschnitte nahe der Passivsammler auf sichtbare Ozonschäden untersucht. Die beobachteten Symptome werden sowohl mit Begasungsversuchen reproduziert als auch mit mikroskopischen Methoden nachgewiesen und mit der Literatur verglichen (www.ozone.wsl.ch; INNES *et al.* 2001; NOVAK *et al.* 2003). Eine Pflanzenart gilt als geschädigt, wenn an mehr als einem Blatt pro Pflanze typische Ozonschäden, die den Kriterien im ICP-Forests Manual (1998) entsprechen, auftreten. Zum Abgleich der Aufnahmemethoden in-

nerhalb Europas, wird jedes Jahr ein Trainingskurs für die Beobachter durchgeführt.

2.4 Blattspiegelwerte

Von fünf Prohebäumen, die knapp ausserhalb der LWF-Fläche liegen, aber für die Bäume auf der Fläche repräsentativ sind, werden alle zwei Jahre Blatt- oder Nadelproben aus der Baumkrone entnommen und chemisch analysiert.

2.5 Nitrataustrag

Die Bodenlösung wird mit Unterdruck-Saugkerzen (0,5 bar) aus 15, 50 und 80 cm Tiefe entnommen und chemisch analysiert (GRAF PANNATIER *et al.* in diesem Band). Der Nitrataustrag wird durch Multiplikation der Konzentration mit dem Sickerwasserfluss unterhalb des Wurzelraumes (80 cm) berechnet, wobei letzterer mit dem hydrologischen Modell WatBal (STARR 1999) bestimmt wurde.

3 Resultate

3.1 Stickstoffeintrag (Deposition)

Die Gesamtdeposition von Stickstoff auf den LWF-Flächen variiert innerhalb der Fläche (THIMONIER 1998), sai-

sonal (THIMONIER *et al.* 2008) sowie von Jahr zu Jahr (Abb. 2) und weist in den Messperioden (Tab. 1) teilweise einen leichten abnehmenden Trend auf (gemäss Seasonal Mann-Kendall-Test signifikant auf 95 % Niveau für VOR, OTH, SCH, LAU).

THIMONIER *et al.* (2005) und SCHMITT *et al.* (2005) zeigten, dass die auf den LWF-Flächen gemessene Gesamtdeposition trotz der unterschiedlichen Ansätze und angesichts der Unsicherheiten relativ gut mit den von RIHM (1996) für die ganze Schweiz modellierten Stickstoffeinträgen übereinstimmte (\pm rund 30 %).

Die gemessene Gesamtdeposition überschreitet die empirischen und die SMB-Critical Load für Stickstoff auf je einer LWF-Flächen am Alpensüd- (Novaggio) und Alpennordhang (Schänis) klar (Abb. 3). Auf den Flächen im Mittelland und im Jura liegt der Stickstoffeintrag im Bereich der Critical Loads oder überschreitet den SMB Critical Load leicht, und auf den alpinen Flächen liegt er klar tiefer als die Critical Loads.

3.2 Blattspiegelwerte

Die Gehalte der Nährelemente Stickstoff (N), Phosphor (P), Kalium (K) und Magnesium (Mg) in den Blättern und Nadeln (Abb. 4) streuen jeweils zwischen den 5 Bäumen pro Bepro-

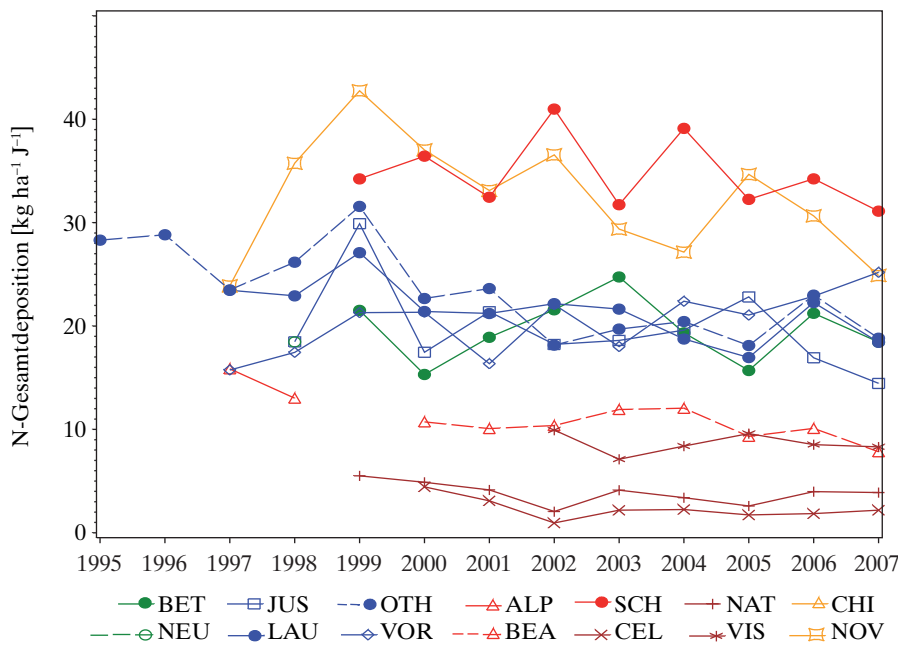


Abb. 2. Gesamtd deposition von Stickstoff auf den LWF-Flächen (THIMONIER *et al.* 2005). Flächenkürzel siehe Abbildung 1 in DOBBERTIN *et al.* in diesem Band.

bung (Standardabweichung N: 0,5–17 %, P: 2–26 %, K: 2–38 %, Mg: 0,6–49 %).

Die mittleren N-Gehalte pro Standort lagen bei den Nadelbäumen unterhalb des optimalen Bereichs (BERGMANN 1993) – ausser in CHI, der einzigen Nadelbaumfläche, bei der der Critical Load für Stickstoff überschritten wird. Bei den Laubbäumen liegen die N-Gehalte im optimalen Bereich – ausser bei den beiden Flächen mit klaren Überschreitungen der Critical Loads für Stickstoff, wo sie oberhalb des optimalen Bereichs liegen.

Bei den Flächen mit einer klaren Überschreitung der Critical Loads (SCH, NOV, ISO, CHI) lagen jedoch in Isona Mg leicht und in Novaggio P, Mg und K deutlicher unterhalb des Optimums. Bei den Flächen mit einer leicht-

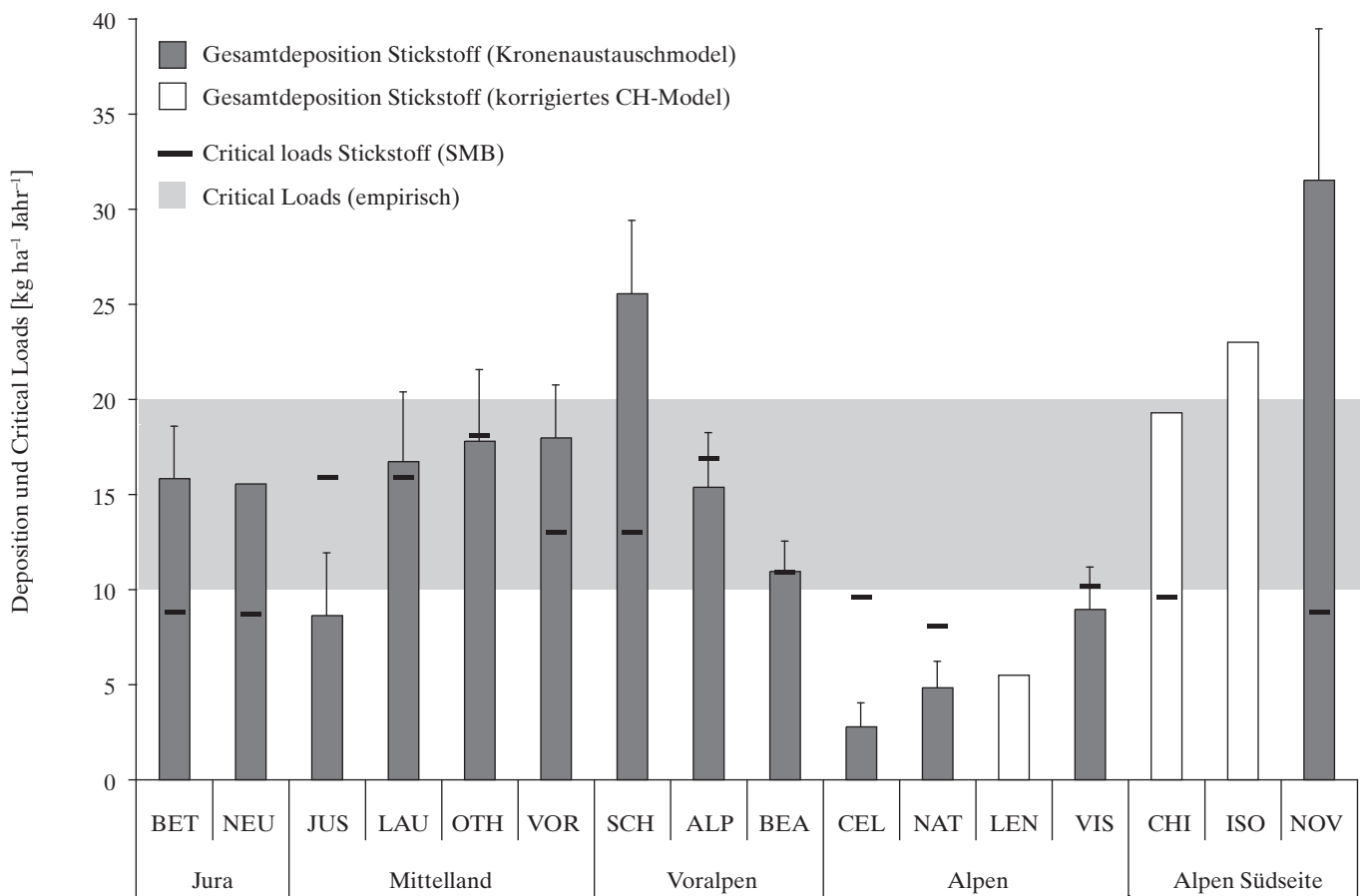


Abb. 3. Stickstoffeintrag und Critical Loads für die LWF-Flächen (RIHM 1996; THIMONIER *et al.* 2005). Flächenkürzel siehe Abbildung 1 in DOBBERTIN *et al.* in diesem Band.

ten Überschreitung der CL lag die P- und Mg-Versorgung der Tannen und Buchen auf dem Bettlachstock ebenfalls unterhalb des Optimums und in Othmarsingen waren die Buchen eher knapp mit Mg versorgt. Typische Mangelercheinungen (z. B. Blattverfärbungen) wurden nicht beobachtet. Bei den übrigen Flächen war P wie N teilweise eher tief, Mg und K lagen aber im optimalen Bereich. Viele der N- und P-Gehalte weisen eine leicht abnehmende Tendenz auf, während K und Mg mehr oder weniger konstant blieben, was unter Einbezug der Werte von 1988 für Davos und Alptal (STARK 1991) klar ersichtlich ist (Abb. 4).

Beim Vergleich der Abbildungen 3 und 4 fällt auf, dass der zeitliche Verlauf der N-Konzentrationen in den Blättern und jener des Stickstoffeintrag in den Bestand bei vielen LWF-Flächen ein ähnliches Muster aufweisen.

Wenn die Waldföhren (siehe DOBBERTIN *et al.* in diesem Band, Wurzelfäulen im Nationalpark und in Visp)

und Arven weggelassen werden, korrelieren bei den Nadelbaumflächen die jährlichen Stickstoffeinträge mit den N-Gehalten der Nadeln (Abb. 5) und die N-Gehalte korrelieren wiederum negativ mit der Kronenverlichtung (nicht gezeigt), d.h. vermutlich positiv mit der produktiven Nadelmasse.

3.3 Nitratausträge

Auf den LWF-Flächen mit Überschreitung der Critical Loads wurden erhöhte Nitratausträge ($> 5 \text{ kg ha}^{-1} \text{ J}^{-1}$) gemessen, jedoch nicht bei allen Flächen (Abb. 6). In Novaggio, beispielsweise, ist der Nitrataustrag, trotz hohem Eintrag vergleichsweise gering, weist aber ein relativ hohes C/N-Verhältnis im Boden auf. Eine grobe Abschätzung der Stickstoffflüsse über die Ökosystemgrenzen hinweg (Abb. 6) ergibt, dass auf mehreren Flächen Stickstoff, vermutlich im Boden (Immobilisation), akkumuliert wird.

3.4 Ozon

Der Mittelwert der AOT40 Werte von 2002 bis 2008 zeigt, dass der Critical Level für den Wald von $5 \text{ ppm}\cdot\text{h}$ auf allen untersuchten LWF-Flächen teilweise massiv überschritten wurde (Abb. 7). Obwohl die höchsten Werte auf der südlichsten LWF-Fläche in Novaggio (TI) gemessen wurden, lässt sich kein Nord-Süd Trend erkennen. Die Werte variieren von Jahr zu Jahr.

Auf 6 von 7 untersuchten LWF-Flächen werden jährlich sichtbare Ozonschäden an der Vegetation festgestellt (Abb. 7 und 8). Auf der Fläche Bettlachstock wurden von 18 untersuchten Pflanzenarten, durchschnittlich 8 als geschädigt beurteilt. Auf der Fläche Novaggio, wo jedes Jahr die höchsten Ozonkonzentrationen gemessen werden, wurde jedoch keine der 8 untersuchten Arten als geschädigt beurteilt. Insgesamt wurde kein Zusammenhang zwischen den AOT40-Werten und der Anzahl geschädigter Pflanzenarten auf diesen Flächen gefunden.

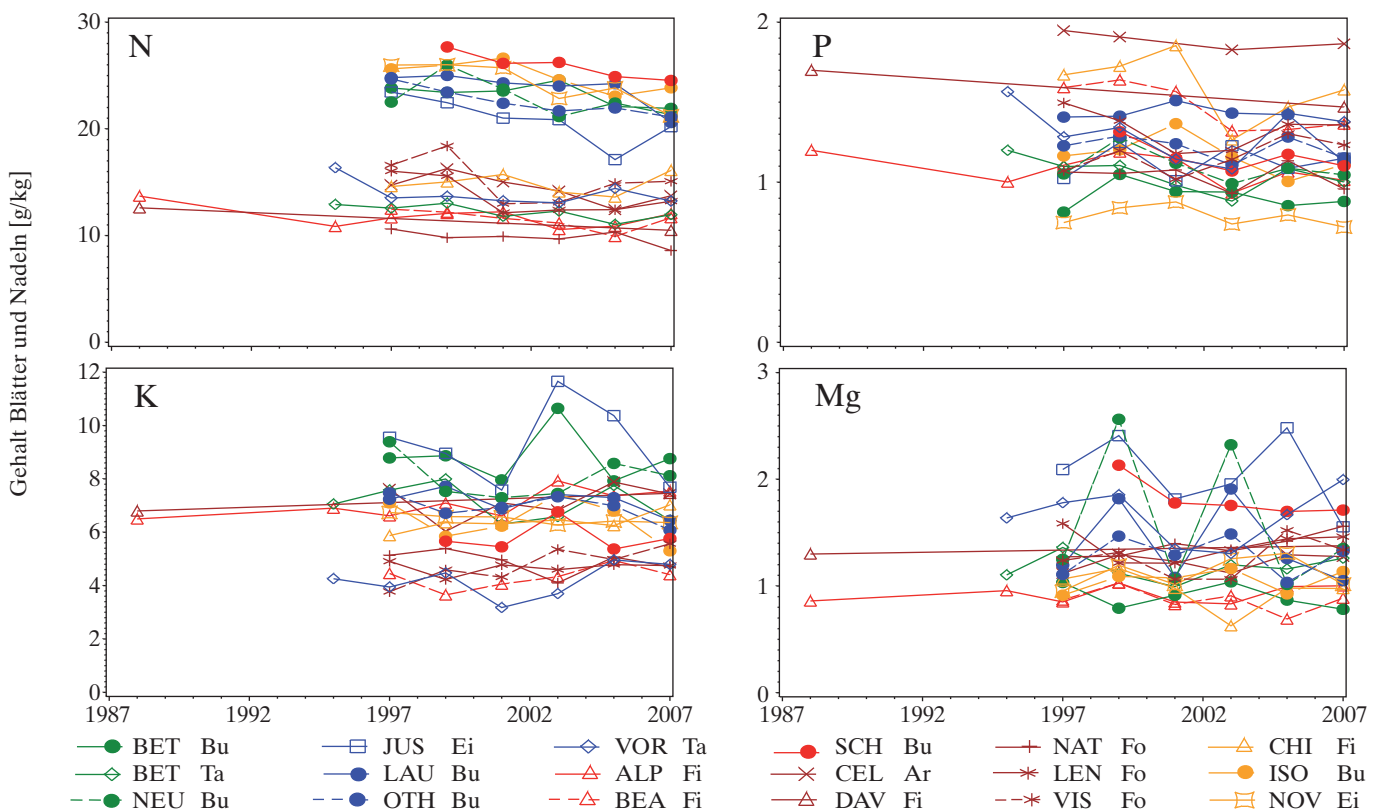


Abb. 4. Mittlere Konzentrationen von Stickstoff (N), Phosphor (P), Kalium (K) und Magnesium (Mg) in Blättern und Nadeln (einjährig) aus Baumkronen von jeweils 5 Bäumen der Hauptbaumarten auf den LWF-Flächen (Flächenkürzel siehe Abbildung 1 in DOBBERTIN *et al.* in diesem Band, Baumarten: Fi = Fichte, Fo = Föhre, Ar = Arve, Bu = Buche, Ei = Eiche, Ta = Tanne).

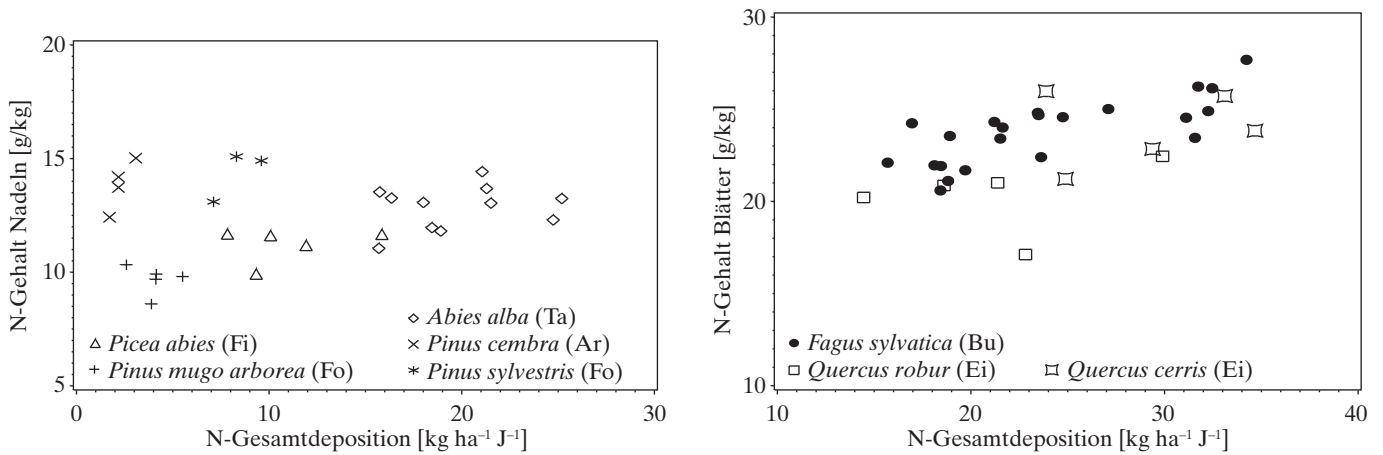


Abb. 5. Stickstoffeintrag (Gesamtdeposition) und Stickstoffgehalt in Nadeln (links) und Blättern (rechts) auf den LWF-Flächen (Messperioden siehe Tabelle 1). Gezeigt werden die einzelnen Messjahre.

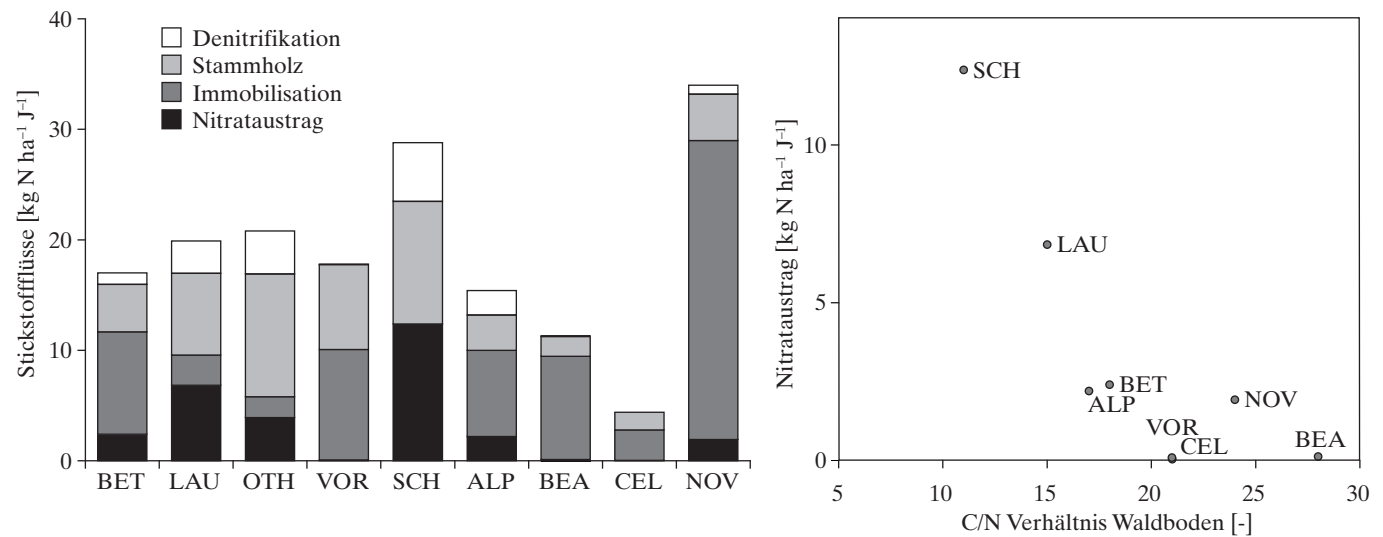


Abb. 6. Grobe Bilanzierung der Stickstoffflüsse und C/N-Verhältnisse im Waldboden (Rohhumusaufgabe, bzw. oberste Bodenschicht). Der Stickstoffgesamteintrag (TD), der Nitrataustrag mit dem Sickerwasser (Le) und der N-Einbau im Stammholz (U) wurden anhand gemessener Daten bestimmt, die Denitrifikation mit gasförmigem Entweichen (De) nach RIHM (1996) geschätzt und daraus ergibt sich die Immobilisation (Im) als Restterm (TD-Le-U-De=Im). Flächenkürzel siehe Abbildung 1 in DOBBERTIN *et al.* in diesem Band.

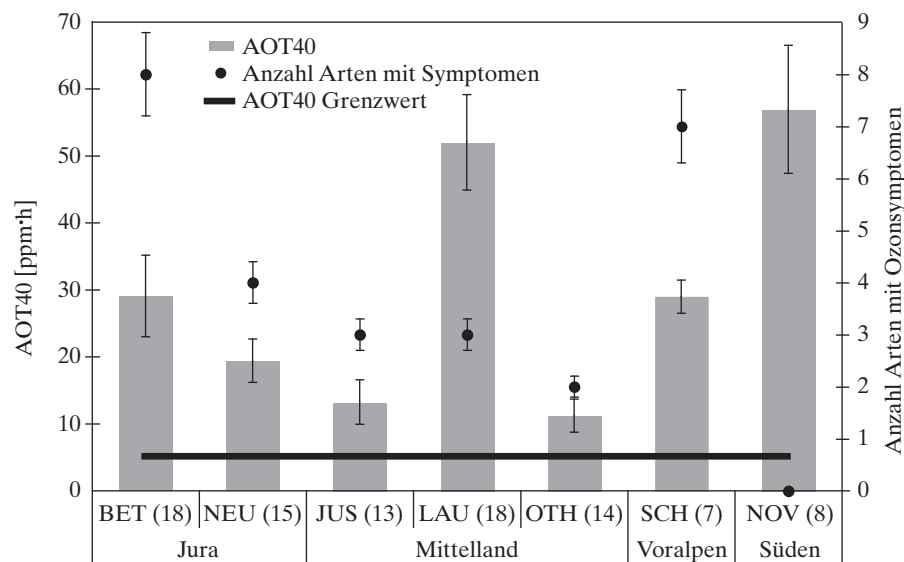


Abb. 7. Ozonbelastung (AOT40), der Critical Level für den Wald und die Anzahl Arten mit sichtbaren Ozonsymptomen für 7 LWF-Flächen (in Klammern: Anzahl untersuchter Arten), gemittelt über die Jahre 2002 bis 2008. Flächenkürzel siehe Abbildung 1 in DOBBERTIN *et al.* in diesem Band.

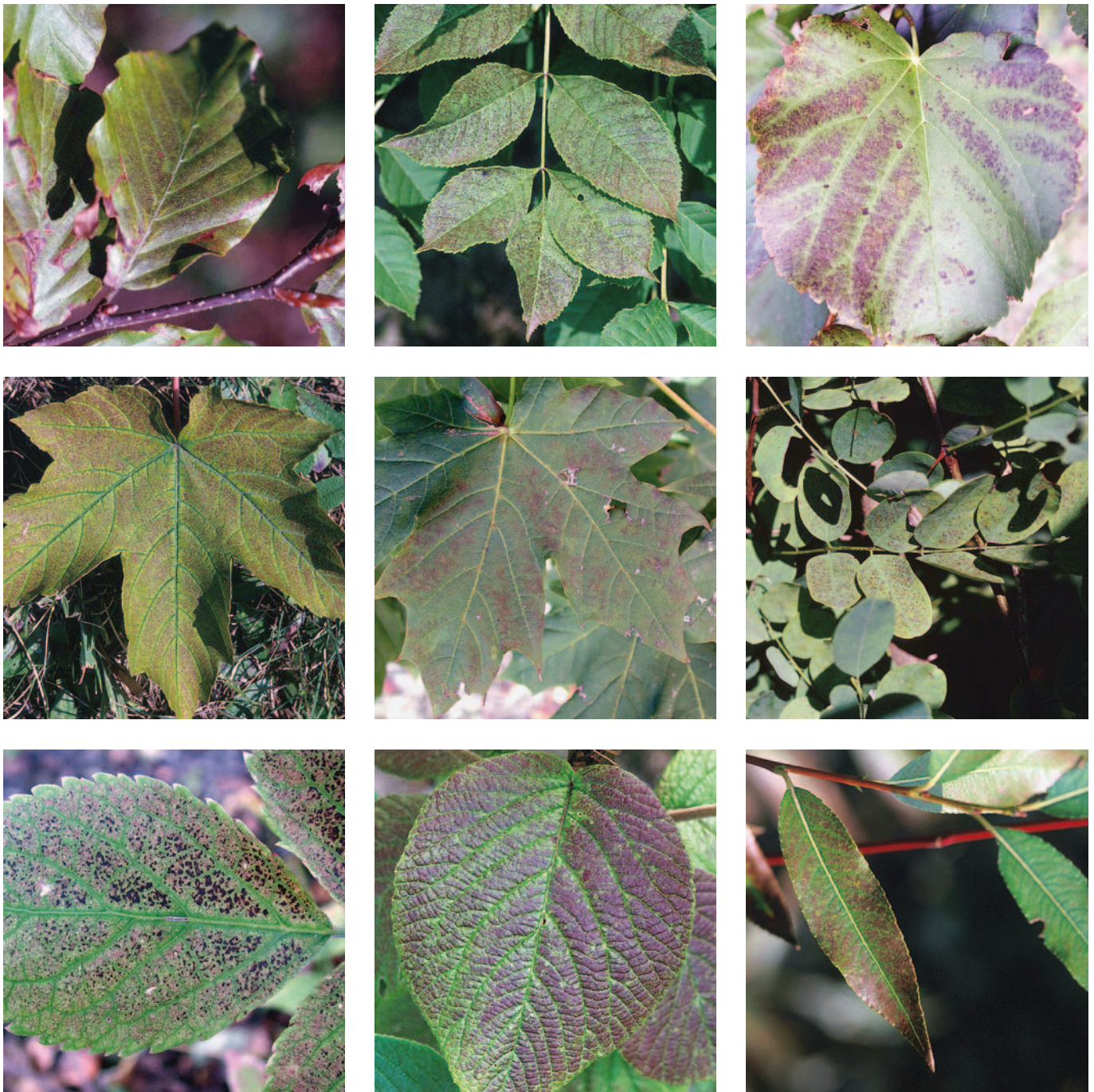


Abb. 8. Typische, durch Ozon verursachte Schadsymptome an einheimischen Pflanzenarten (von links nach rechts und von oben nach unten): Rotbuche (*Fagus sylvatica* L.), Gemeine Esche (*Fraxinus excelsior* L.), Sommerlinde (*Tilia cordata* Miller), Bergahorn (*Acer pseudo-platanus* L.), Spitzahorn (*Acer platanoides* L.), Robinie (*Robinia pseudoacacia* L.), Schwarzer Holunder (*Sambucus nigra* L.), Wolliger Schneeball (*Viburnum lantana* L.) und Silber-Weide (*Salix alba* L.). Quelle: <http://www.ozone.wsl.ch>

4 Diskussion

4.1 Stickstoffeintrag

Die leicht abnehmende Tendenz des Stickstoffeintrags auf den LWF-Flächen erscheint aufgrund des in der Messperiode festgestellten Rückgangs der Emissionen in der Schweiz (Abb. 2) und in Europa plausibel. Die Depositionsmessungen auf den LWF-Flä-

chen bestätigen die modellierten Stickstoffeinträge: Trotz des Rückgangs der Emissionen werden die Critical Loads für Stickstoff am Alpennord- und Alpensüdhang teilweise immer noch klar überschritten. Im Mittelland und Jura werden die Critical Loads knapp erreicht oder knapp überschritten. In abgelegenen inneralpinen Tälern sind die Einträge klar tiefer als die Critical Loads (Abb. 3).

Wir gehen davon aus, dass die Überschreitungen der Critical Loads für Stickstoff und der Critical Loads für versauernde Einträge (GRAF PANNATIER *et al.* in diesem Band) Ende der 1980er und Anfang der 1990er Jahre höher waren, und dass sie ohne die ergriffenen Luftreinhalte-massnahmen weiter angestiegen wären (Abb. 1). Die heutigen N-Einträge auf den LWF-Flächen sind im europäischen Vergleich

relativ hoch, aber deutlich tiefer als jene in Holland während der 1980er Jahre ($50 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ J}^{-1}$ und $70 \text{ kg S ha}^{-1} \text{ J}^{-1}$, BOXMAN *et al.* 2008) und jene im Erzgebirge während des Zusammenbrechens der dortigen Waldbestände (rund $50 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ J}^{-1}$ und $150 \text{ kg S ha}^{-1} \text{ J}^{-1}$, korrigiert aus DAMBRINE *et al.* 1993; siehe auch NOVAK *et al.* 2005). Im Erzgebirge hatten zudem hohe SO_2 -Konzentrationen in den Rauchgasfahnen der Kohlekraftwerke bei Inversionslagen zu extrem hohen Schwefelsäurekonzentrationen in den Nebeltröpfchen und so zu direkten Verätzungen an den Nadeln geführt (max. Halbstundenwert 1995/1996: 3000 mg/l , mündl. Mitt., Czech Hydrochemical Institute, 2005). Zum Vergleich: Auf der Lägern lag bei einer Messkampagne 2002 der maximale 6-Stundenwert bei rund 115 mg/l (BURKARD *et al.* 2003). Im Rahmen der LRTAP wurden die empirisch festgestellten Schäden und Veränderungen durch erhöhten Stickstoffeintrag zusammengestellt und die empirical Critical Loads auf 10 bis $20 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ J}^{-1}$ festgesetzt (ACHERMANN und BOBBINK 2003).

4.2 Blattspiegelwerte

Die eher knappe N-Versorgung bei Nadelbäumen auf Flächen ohne Überschreitung der Critical Loads ist in Übereinstimmung mit Beobachtungen von LANDOLT (1997) bei einer Beprobung im Jahr 1986 im Kanton Zürich. Bei 70 von 100 Fichtenstandorten lagen die N und die P Gehalte unterhalb des optimalen Bereiches.

Bei Überschreitung des Critical Loads für Stickstoff gibt es eine Tendenz zu einer höheren N- und P- und einer tieferen Mg- und K-Versorgung der Bäume und zwar unabhängig vom Sättigungsgrad der Fläche (siehe unten). Kalium ist unter anderem ein wichtiger Hilfsstoff vieler Enzyme (Transport und Glukosebildung) und Magnesium spielt bei der Photosynthese eine Rolle. Sichtbare Mangelerscheinungen treten gemäss BERGMANN (1993) meist erst bei noch tieferen K- und Mg-Werten auf. Die teilweise abnehmenden N- und P-Gehalte führen tendenziell zu besseren N/K- und N/Mg-Verhältnissen.

Der ähnliche zeitliche Verlauf von N-Eintrag und N-Gehalt in den Blättern weist darauf hin, dass auf den LWF-Flächen ein Teil des Stickstoffs rasch von den Bäumen aufgenommen wird, wie dies bereits ein Versuch mit markiertem Stickstoff für einen Fichtenbestand im Alptal (SCHLEPPI *et al.* 1999) gezeigt hat. Die räumliche Korrelation ist ein weiteres Indiz, dass der Stickstoffeintrag die Versorgung der Nadeln und Blätter auf diesen Flächen beeinflusst.

4.3 Baumwachstum

Mit den Indizien für eine Beeinflussung der Blattgehalte stellt sich auch die Frage nach dem Einfluss des Stickstoffeintrags auf das Wachstum. Mit den Daten der LWF-Flächen alleine kann, wegen der vielen Einflussfaktoren und der kleinen Anzahl Flächen, dazu keine gesicherte Aussage gemacht werden. DOBBERTIN (2005) zeigten, dass die Bäume bei der LWF-Fläche Othmarsingen heute schneller in die Höhe wachsen als vor 100 Jahren. Im Vergleich mit anderen Level II Flächen wurde ein Zusammenhang zwischen diesem Zuwachsanstieg mit den Stickstoffgehalten in den Blättern und dem Stickstoffeintrag gefunden. Bei Auswertung von 360 Level II Flächen (inklusive LWF-Flächen) fanden SOLBERG *et al.* (im Druck), bei hohem Stickstoffeintrag ein grösseres Wachstum, als aufgrund des Standorts, des Alters und der Bestandesdichte erwartet wurde. Das Wachstum wurde vor allem auf Flächen mit knapper Stickstoffverfügbarkeit ($C/N > 25$) moderat beeinflusst. Frühere Studien fanden mit anderen Methoden einen grösseren (Gasflüsse: MAGNANI *et al.* 2007) bzw. einen kleineren Einfluss (Isotope: NADELHOFFER *et al.* 1999). Somit kann die verbreitet beobachtete Wachstumssteigerung in der Schweiz (BRÄKER 1996; ZINGG 1996; DOBBERTIN 2005) vermutlich unter anderem auf die Zunahme des Stickstoffeintrags im 20. Jahrhundert zurückgeführt werden (siehe auch BUCHER 1997).

4.4 Vitalität und Stressresistenz

Ein stärkeres Wachstum ist ein Vitalitätszeichen und zeigt, dass die betreffenden Waldbestände sich nicht im von ABER *et al.* (1989) postulierten Stadium einer fortgeschrittenen Stickstoffsättigung befinden. Die postulierten negativen Auswirkungen des Stickstoffeintrags über Wurzel/Spross- und Nährstoffverhältnisse auf die Resistenz der Bäume gegenüber Trockenheit, Frost, Sturm, Insekten sind jedoch schwierig zu untersuchen. DOBBERTIN *et al.* (in diesem Band) zeigen den Zusammenhang zwischen Trockenstress und Mortalität anhand des Sommers 2003. Für Aussagen über den Einfluss des Stickstoffs auf diesen Zusammenhang braucht es jedoch grössere Datensätze, da die Stresssituationen nur sporadisch auftreten. Nach dem Sturm Lothar fanden BRAUN *et al.* (2003) und MAYER *et al.* (2005) stärkere Windwurfschäden auf saureren Standorten als auf basischen, was aber gemäss USBECK *et al.* (2005) unter Umständen auch auf regionale Unterschiede in der Böenspitzenwindgeschwindigkeiten zurückgeführt werden könnte.

Ein erhöhter Nitrataustrag ist eine weitere postulierte negative Auswirkung und kann die Wasserqualität bei entsprechender Vorbelastung weiter beeinträchtigen. Auf drei LWF-Flächen war der Nitrataustrag grösser als das «akzeptierbare» Mass, das dem Critical Load zugrunde gelegt wurde. Ein erhöhter Nitrataustrag wurde jedoch nur auf jenen Flächen mit überschrittenen Critical Loads gefunden, die auch tiefe C/N-Verhältnisse aufweisen (Abb. 6). Die Konzepte von GUNDERSEN (1995) treffen auf die LWF-Flächen zu: nach diesen zeigt das hohe C/N-Verhältnis, dass die Fläche in Novaggio noch nicht mit Stickstoff gesättigt ist und erklärt den geringen Nitrataustrag. Diese Flächen akkumulieren zum Teil Stickstoff im Boden, womit das Risiko der Sättigung und des Nitrataustrags ins Grundwasser künftig zunehmen dürfte. Die modellierten Critical Loads-Karten weisen die Flächen mit Überschreitungen aus, nicht jedoch den Sättigungsgrad, welcher für das aktuelle Nitrataustragsrisiko relevant ist. Wenn die Konzepte von GUNDERSEN (1995; siehe auch DISE *et al.* 2009) anwendbar sind, lässt sich der Sättigungsgrad mit

verhältnismässig einfachen C/N-Messungen bestimmen und das aktuelle Nitratrisko besser abschätzen. Um die Dauer bis zur Sättigung abschätzen zu können, ist über die Form und über den Ort der Stickstoffakkumulation noch zu wenig bekannt.

4.5 Ozon

Ozon entsteht unter der Einwirkung von Temperatur und UV-Strahlung aus den Vorläufersubstanzen Stickstoffoxid (NO_x), Kohlenmonoxid (CO) und flüchtigen, organischen Verbindungen (VOC). Die Ozonkonzentration hängt daher stark von den klimatischen Bedingungen, wie der Temperatur, dem Niederschlag und der Windrichtung ab und ist grossen und schwierig vorhersehbaren Schwankungen unterworfen. Ein Vergleich über alle gemessenen Jahre zeigt, dass auf den LWF-Flächen die höchsten Ozonkonzentrationen in den Jahren 2000 und 2008 gemessen worden sind (Daten hier nicht präsentiert). Obwohl im Hitzejahr 2003 schweizweit die meisten und höchsten Überschreitungen des Grenzwertes von 60 ppb gemessen worden sind, weisen die von uns untersuchten Flächen nur durchschnittliche Werte auf. Dies könnte auf die filternde Wirkung des Waldes zurückgeführt werden und zeigt die Komplexität der Bildung von Ozon auf, die regional zu grossen Unterschieden in der Konzentration führen kann.

Bei allen Vorbehalten gegenüber einer simplen AOT40-Berechnung, die auf zwei-wöchigen Durchschnittswerten und einer Gaussschen Verteilung der modellierten Stundenwerte beruht (TUOVINEN 2002), haben sich die Ozonmessungen mit preisgünstigen und von Elektrizität unabhängigen Passivsammlern als wichtig herausgestellt, um die effektiven Ozonkonzentrationen auf den LWF-Flächen abschätzen zu können.

Der fehlende Zusammenhang zwischen den AOT40-Werten und der Anzahl geschädigter Pflanzenarten mag im ersten Moment erstaunen. Dabei scheint es jedoch wichtig, die Wirkungsweise von Ozon auf die Vegetation zu erläutern.

Nicht alle Pflanzenarten reagieren gleich empfindlich auf erhöhte Ozonkonzentrationen. Untersuchungen an jungen, einheimischen Waldpflanzen haben gezeigt, dass z. B. die Schwarzpappel (*Populus nigra*) bei einer Dosis von 3 ppm·h AOT40 und die Winterlinde (*Tilia cordata*) bei einer Dosis von 20 ppm·h AOT40 Schadsymptome entwickeln (NOVAK *et al.* 2003). Dies wirft unweigerlich die Frage nach der Artenzusammensetzung auf. Die Empfindlichkeit eines Waldökosystems gegenüber den Einwirkungen von Ozon hängt primär von der Artenzusammensetzung des Bestandes ab. Anzahl und Empfindlichkeit der Arten auf den LWF-Flächen sind unterschiedlich (Abb. 7). Dies erklärt zumindest teilweise, dass zum Beispiel

auf der LWF-Fläche Novaggio, wo jedes Jahr die höchsten Ozonkonzentration gemessen werden, keine sichtbaren Ozonsymptome beobachtet worden sind.

Eine weitere Erklärung liefert REICH (1987) mit der Theorie, dass nicht die Konzentration, sondern die über einen bestimmten Zeitraum aufgenommene Menge (Dosis) für die Wirkung ausschlaggebend ist. Je mehr Ozonmoleküle von der Pflanze über die Spaltöffnungen in das Blattinnere aufgenommen werden, umso grösser das Risiko einer schädlichen Wirkung. Da der Gasaustausch über die Spaltöffnungen von vielen morphologischen und mikroklimatischen Bedingungen abhängt, macht diese Theorie deutlich, dass ein, auf der Konzentration basierender Grenzwert (z. B. AOT40), nicht geeignet ist, um mögliche Zusammenhänge zwischen Ursache und Wirkung zu untersuchen.

Dies führte zur Entwicklung des Flux-Konzeptes (Flux = engl. Durchflussmenge), bei dem die effektive Aufnahme von Ozon in das Blattinnere unter Berücksichtigung der wichtigsten Einflussfaktoren (Pflanzenart, Bodenfeuchte, Lufttemperatur und -feuchte, Strahlung, usw.) modelliert wird (SCHAUB *et al.* 2007). Zwei europäische Überschreitungskarten zeigen die resultierenden Unterschiede zwischen den beiden Konzepten (Abb. 9). Das Flux-Konzept berücksichtigt, dass trockenere Gebiete unter gleich hohen Ozonkonzentrationen einem geringe-

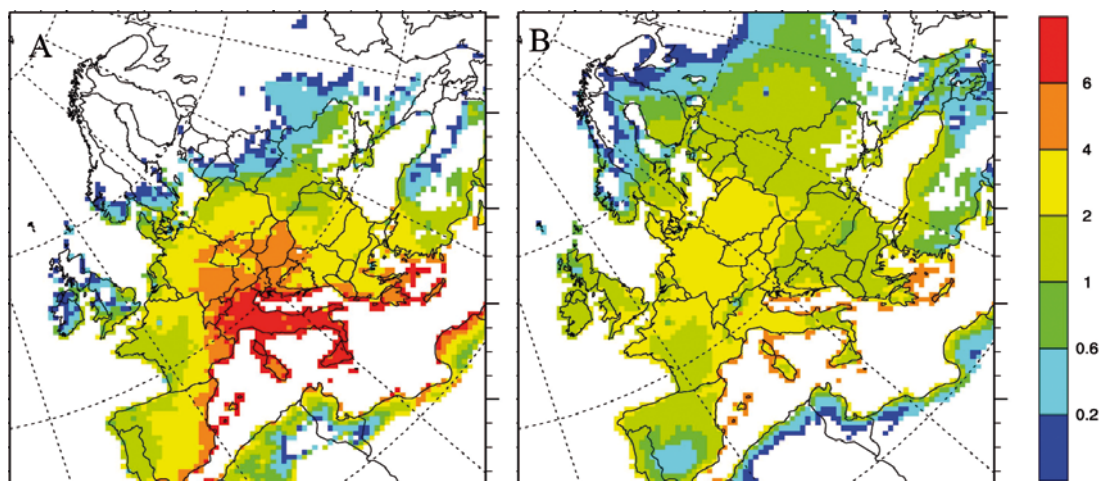


Abb. 9. Überschreitungen von kritischen Ozonwerten, berechnet (A) mit dem AOT40-Konzept, das auf der Konzentration basiert, und (B) mit dem Flux-Konzept, das auf der Modellierung der Aufnahme von Ozon basiert (SIMPSON *et al.* 2003)

ren Risiko von Ozonschäden ausgesetzt sind als feuchtere Gebiete.

Momentan wird in Europa und den USA die Erfassung der für die Flux-Modellierung erforderlichen Eingangsgrößen angestrebt. Der Wechsel vom preisgünstigeren, einfacheren AOT40-Ansatz zum aufwändigeren, realistischeren Flux-Ansatz verdeutlicht die laufende Anpassung der Erfassung der Luftbelastung an den neuesten Stand der Kenntnisse.

6 Schlussfolgerungen

Mit der LRTAP-Konvention hat sich in Europa ein effizientes Werkzeug zur Regulierung der Luftbelastung etabliert. Das LWF bestätigte die für die Schweiz modellierten Stickstoffeinträge. Die Säureeinträge (GRAF PANNA-TIER *et al.* in diesem Band) und der Stickstoffeintrag gingen für einen markanten Teil der Waldfläche der Schweiz in den Bereich der Critical Loads zurück. Gemäss diesen modellierten Werten, welche an den LWF-Standorten durch Messungen bestätigt werden, liegt der Stickstoffeintrag heute in mehreren abgelegenen Tälern deutlich tiefer als der Critical Load, wird aber in Teilen der Voralpen und der Alpensüdseite nach wie vor klar überschritten.

Die Untersuchungen der Blattspiegelwerte auf den LWF-Flächen lieferten Hinweise, dass der Stickstoffeintrag die Stickstoffversorgung der Blätter der Laub- und Nadelbäume auf diesen Flächen beeinflusst. Auf den LWF-Flächen ohne Überschreitung der Critical Loads liegen die Blattspiegelwerte bei Nadelbäumen in einem Bereich, der auf eine eher knappe Stickstoffversorgung hinweist. Die Zunahme des Stickstoffeintrags im 20. Jahrhundert dürfte somit die N-Versorgung der Blätter und das Wachstum auf diesen Flächen vermutlich eher verbessert haben. Bei Auswertung aller Level II Flächen in Europa (inklusive LWF-Flächen), wurde für knapp mit Stickstoff versorgte Flächen ein Zusammenhang zwischen dem Stickstoffeintrag und dem Baumwachstum gefunden.

Andererseits wurde bei einem Teil der LWF-Flächen mit Überschreitung der Critical Loads in den Blättern N-

Gehalte leicht oberhalb und K-, P- und Mg-Gehalte leicht unterhalb des optimalen Bereichs festgestellt. Typische Anzeichen von Mangelscheinungen, wie z. B. Blattverfärbungen, wurden jedoch nicht beobachtet. Ebenfalls bei einem Teil der Flächen mit Überschreitungen der Critical Loads war der Nitrataustrag erhöht ($>5 \text{ kg ha}^{-1} \text{ J}^{-1}$). Andere Flächen mit Überschreitungen der Critical Loads sind noch nicht gesättigt, was sich auch in hohen C/N-Verhältnissen spiegelt. Das Wurzel/Spross-Verhältnis wurde bisher nicht untersucht. Im Verbund mit weiteren ICP-Forests Level II Flächen bilden die LWF-Erhebungen eine gute Grundlage um den Einfluss des Stickstoffeintrags auf die Resistenz der Bäume zu untersuchen.

Ozon hinterlässt keine analytisch messbaren Rückstände an den Blättern. Deshalb sind Schadsymptome die einzigen, relativ einfach erkennbaren Indizien für die Wirkung von Ozon auf die Vegetation. Weitere Wirkungen, wie z. B. die Reduktion der Photosyntheseleistung oder des Wachstums, konnten bisher nur an jungen Pflanzen unter kontrollierten Bedingungen nachgewiesen werden. Die bisherigen Untersuchungen zeigten, dass die Ozonkonzentrationen auch auf den LWF-Flächen jedes Jahr den Critical Level überschreiten. Es konnte auch nachgewiesen werden, dass eine Reihe einheimischer Pflanzenarten regelmässig durch Ozon verursachte und von blossen Auge sichtbare Schadsymptome aufweisen. Die Frage, ob und welches Risiko Ozon für den Wald bedeutet kann mit dem bisherigen, auf der Konzentration basierenden AOT40-Ansatz nicht beantwortet werden. Die Modellierung der effektiv aufgenommenen Ozondosis unter Berücksichtigung von physiologischen, klimatischen und morphologischen Einflussgrößen ist viel versprechend, weil sie nicht zuletzt auch den Einfluss von Klimaparametern zu berücksichtigen versucht, die sich künftig wandeln könnten.

Dank

Zu den hier präsentierten Ergebnissen der Langfristigen Waldökosystem-Forschung beigetragen haben verschiedene Mitarbeiterinnen und Mitarbeiter

der WSL und der beteiligten kantonalen und kommunalen Forstdienste und Fachstellen. Stellvertretend nennen wir: N. Kräuchi, J. Innes, M. Dobbertin, M. Rebetez, L. Walthert, P. Blaser, P. Brang, P. Waldispühl, P. Schleppe, O. Schramm, A. Brechbühl, N. Hajjar, Yuk Ying Cheung-Tang, G. Schneiter, C. Hug, F. Potzinger, R. Siegrist, M. Schmid, D. Trummer, M. Leimer, T. Stalder, B. Lüscher, F. Bontadina, J.-L. Malfroid, O. Mayor, A. Cuonz, K. Biaggi, W. Schirmer, H. Schaad, P. Zumstein, N. Freyre, A. Züricher, D. Christen, B. Peter, D. Pezzotta, A. Schlumpf, U. Graf, J. Bolenbach, P. Suter, M. Gysin, B. Staub und weitere ehemalige MitarbeiterInnen.

7 Literatur

- ABER, J.D.; NADELHOFFER, K.J.; STEUDLER, P.; MELILLO, J.M., 1989: Nitrogen saturation in northern forest ecosystems. *BioScience* 39, 6: 378–386.
- ACHERMANN, B.; BOBBINK, R., 2003: Empirical Critical Loads for Nitrogen. Expert Workshop held under the Convention on LRTAP covering the region of the UNECE, Berne, 11–13 November 2002. Environmental Documentation, Swiss Agency for the Environment, Forests and Landscape, Berne. 327 p.
- BERGMANN, W., 1993: Ernährungsstörungen bei Kulturpflanzen. Jena, Gustav Fischer. 835 p.
- BOXMAN, A.W.; PETERS, R.C.J.H.; ROELOFS, J.G.M., 2008: Long term changes in atmospheric N and S throughfall deposition and effects on soil solution chemistry in a Scots pine forest in the Netherlands. *Environ. Pollut.* 156, 3: 1252–1259.
- BRÄKER, O. U., 1996: Growth trends of Swiss forests: tree-ring data. Case study Toppwald. In: SPIECKER, H.; MIELIKÄINEN, K.; KÖHL, M.; SKOVSGAARD, J.P. (eds) Growth Trends in European Forests. Research Report, Vol. 5, European Forest Institute. Heidelberg, Berlin, Springer. 199–217.
- BRANG, P., 1997: Aufnahmeanleitungen aller Forschungsprojekte auf Flächen der Langfristigen Waldökosystem-Forschung (LWF). Birmensdorf, Eidg. Forschungsanstalt WSL, rund 300 p.
- BRAUN, S.; FLÜCKIGER, W.; LEONARDI, S., 1996: Belastung des Gebirgswaldes - Ansätze einer Risikobeurteilung. Fallstudie

- im Urner Reusstal. Umweltmaterialien, Vol. 59. BUWAL. 237 p.
- BRAUN, S.; SCHINDLER, C.; VOLZ, R.; FLÜCKIGER, W., 2003: Forest damages by the storm 'Lothar' in permanent observation plots in Switzerland: The significance of soil acidification and nitrogen deposition. *Water Air Soil Pollut.* 142; 1–4: 327–340.
- BUCHER, J.B., 1997: Säure- und Stickstoffbelastungen - ein Risiko für den Schweizer Wald? Synthese aus den Beiträgen des Forums für Wissen 1997. *Forum für Wissen 1997. Säure- und Stickstoffbelastungen – ein Risiko für den Schweizer Wald?* 85–92.
- BUCHER, J.B.; KAUFMANN, E.; LANDOLT, W., 1984: Waldschäden in der Schweiz – 1983 (I. Teil). Interpretation der Sanasilva-Umfrage und der Fichtennadelanalysen aus Sicht des forstlichen Immissions-schutzes. *Schweiz. Z. Forstwes.* 135, 4: 271–287.
- BURKARD, R.; BÜTZBERGER, P.; EUGSTER, W., 2003: Vertical fogwater flux measurements above an elevated forest canopy at the Lägern research site, Switzerland. *Atmos. Environ.* 37, 21: 2979–2990.
- BUWAL, 1995: Vom Menschen verursachte Luftschadstoff-Emissionen in der Schweiz von 1900 bis 2010. Schriftenreihe Umwelt – Luft, Vol. 256. Bern, Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL). 121 p.
- CRONAN, C.S.; APRIL, R.; BARTLETT, R.J.; BLOOM, P.R.; DRISCOLL, C.T.; GHERINI, S.A.; HENDERSON, G.S.; JOSLIN, J.D., KELLY, J. M., NEWTON, R. M., PARNELL, R. A., PATTERSON, H. H., RAYNAL, D. J., SCHAEDLE, M., SCHOFIELD, C. L., SUCOFF, E. I., TEPPER, H. B. UND THORNTON, F. C., 1989: Aluminum toxicity in forests exposed to acidic deposition – the Albios results. *Water Air Soil Pollut.* 48, 1–2: 181–192.
- DAMBRINE, E.; KINKOR, V.; JEHLICKA, J.; GELHAYE, D., 1993: Fluxes of dissolved mineral elements through a forest ecosystem submitted to extremely high atmospheric pollution inputs (Czech Republic). *Ann. For. Sci.* 50, 2: 147–157.
- DISE, N.B.; ROTHWELL, J.J.; GAUCI, V.; VAN DER SALM, C.; DE VRIES, W., 2009: Predicting dissolved inorganic nitrogen leaching in European forests using two independent databases. *Sci. Total Environ.* 407, 5: 1798–1808.
- DOBBERTIN, M., 2005: Tree growth as indicator of tree vitality and of tree reaction to environmental stress: a review. *Eur. J. For. Res.* 124, 4: 319–333.
- DOBBERTIN, M.; HUG, C.; WALDNER, P., 2009: Kronenverlichtung, Sterberaten und Waldwachstum in Langzeitstudien – Welche Indikatoren beschreiben den Waldzustand am besten? *Forum für Wissen 2009:* 7–20.
- FISCHER, R.; LORENZ, M.; KÖHL, M.; BECHER, G.; GRANKE, O.; CHRISTOU, A., 2008: The Condition of Forests in Europe. Executive Report. ICP-Forests. Federal Research Centre for Forestry and Forest Products (BFH), Germany. 16 p.
- FÜHRER, J.; ACHERMANN, B., 1994: Critical levels for ozone. UNECE Report. Liebefeld-Bern, Swiss Federal Research Station for Agricultural Chemistry and Environmental Hygiene. 328 p.
- GRAF PANNATIER, E.; DOBBERTIN, M.; SCHMITT, M.; THIMONIER, A.; WALDNER, P., 2009: L'eau des sols forestiers: un milieu sensible aux changements. *Forum für Wissen 2009:* 21–30.
- GUNDERSEN, P., 1995: Nitrogen deposition and leaching in European forests – preliminary results from a data compilation. *Water Air Soil Pollut.* 85: 1179–1184.
- ICP-Forests, 1994 und 1998: Manual on methods and criteria for harmonized sampling, assessment, monitoring and analysis of the effects of air pollution on forests. ICP-Forests. Programme Coordination Centre. Hamburg, Prague, www.icp-forests.org. 177 p.
- INNES, J.L.; SKELLY, J.M.; SCHAUB, M., 2001: Ozone and broadleaved species. A guide to the identification of ozone-induced foliar injury. Birmensdorf, Swiss Federal Institute for Forest, Snow and Landscape Research WSL. Berne, Paul Haupt. 136 p.
- JONSON, J.E.; BARTNICKI, J.; OLENDZYNSKI, K.; JAKOBSEN, H.A.; BERGE, E., 1998: EMEP Eulerian model for atmospheric transport and deposition of nitrogen species over Europe. *Environ. Pollut.* 102, S1: 289–298.
- KANDLER, O.; INNES, J.L., 1995: Air pollution and forest decline in Central Europe. *Environ. Pollut.* 90: 171–180.
- KAUFMANN, E.; BUCHER, J.B.; LANDOLT, W.; JUD, B.; HOFFMANN, C., 1984: Waldschäden in der Schweiz – 1983 (III Teil). Auswertungen zu den Hauptbaumarten Fichte, Tanne und Buchen. *Schweiz. Z. Forstwes.* 135, 4: 288–302.
- KURZ, D.; RIHM, B.; SVERDRUP, H.; WARFVINGE, P., 1998: Critical loads of acidity for forest soils. Regionalized PROFILE model. Environmental Series – Air and Forests, Vol. 88. Berne, Swiss Agency for the Environment, Forests and Landscape (SAEFL). 102 p.
- LANDOLT, W., 1997: Mangel oder Überfluss? Zur Ernährungssituation von Fichten. *Forum für Wissen 1997. Säure- und Stickstoffbelastungen – ein Risiko für den Schweizer Wald?* 51–58.
- LANDOLT, W.; BUCHER, J.B.; KAUFMANN, E., 1984: Waldschäden in der Schweiz – 1983 (II. Teil). *Schweiz. Z. Forstwes.* 135, 8: 637–653.
- MAGNANI, F.; MENCUCCINI, M.; BORGHETTI, M.; BERBIGIER, P.; BERNINGER, F.; DELZON, S.; GRELE, A.; HARI, P.; JARVIS, P.G.; KOLARI, P.; KOWALSKI, A.S.; LANKREIJER, H.; LAW, B.E.; LINDROTH, A.; LOUSTAU, D.; MANCA, G.; MONCRIEFF, J.B.; RAYMENT, M.; TEDESCHI, V.; VALENTINI, R.; GRACE, J., 2007: The human footprint in the carbon cycle of temperate and boreal forests. *Nature* 447: 848–850.
- MAYER, P.; BRANG, P.; DOBBERTIN, M.; HALLENBARTER, D.; RENAUD, J.P.; WALTHERT, L.; ZIMMERMANN, S., 2005: Forest storm damage is more frequent on acidic soils. *Ann. For. Sci.* 62, 4: 303–311.
- NADELHOFFER, K.J.; EMMET, B.A.; GUNDERSEN, P.; KJONAAS, O.J.; KOOPMANS, C.J.; SCHLEPPI, P.; TIETEMA, A.; WRIGHT, R.F., 1999: Nitrogen deposition makes a minor contribution to carbon sequestration in temperate forests. *Nature* 398: 145–148.
- NILSSON, J.; GRENNFELT, P., 1988: Critical loads for sulphur and nitrogen. Workshop in Skokloster, Sweden, 19–24 March 1988, Nordic Council of Ministers, Copenhagen. 418 p.
- NOVAK, K.; SKELLY, J.M.; SCHAUB, M.; KRÄUCHI, N.; HUG, C.; LANDOLT, W.; BLEULER, P., 2003: Ozone air pollution and foliar injury development on native plants of Switzerland. *Environ. Pollut.* 125: 41–52.
- NOVAK, M.; KIRCHNER, J.W.; FOTTOVA, D.; PRECHOVA, E.; JACKOVA, I.; KRAM, P.; HRUSKA, J., 2005: Isotopic evidence for processes of sulfur retention/release in 13 forested catchments spanning a strong pollution gradient (Czech Republic, central Europe). *Glob. Biogeochem. Cycles* 19, 4: 367–383.
- PRINZ, B.; KRAUSE, G.H.M.; STRATMAN, H., 1982: Vorläufiger Bericht der Landesanstalt für Immissionsschutz über Untersuchungen zur Aufklärung der Waldschäden in der Bundesrepublik Deutschland. LIS-Berichte Vol. 28. Nordrhein-Westfalen, Essen, Landesanstalt für Immissionsschutz. 154 p.

- REICH, P.B., 1987: Quantifying plant response to ozone: a unifying theory. *Tree Physiol.* 3: 347–360.
- RIHM, B., 1996: Critical loads of nitrogen and their exceedances – Eutrophying atmospheric deposition. *Environmental Series – Air*, Vol. 275. Bern, Federal Office of Environment, Forests and Landscape (FOEFL). 74 p.
- ROTH, U.; SCHMID, U., 1992: Lufthaushalt, Luftverschmutzung und Waldschäden in der Schweiz. Ergebnisse aus dem Nationalen Forschungsprogramm NFP14+. Zürich, Verlag der Fachvereine vdf. 176 p.
- SCHAUB, M.; EMBERSON, L.; BÜKER, P.; KRÄUCHI, N., 2007: Preliminary results of modeled ozone uptake for *Fagus sylvatica* L. trees at selected EU/UN-ECE intensive monitoring plots. *Environ. Pollut.* 145: 636–643.
- SCHLEPPI, P.; BUCHER-WALLIN, I.; SIEGWOLF, R.; SAURER, M.; MULLER, N.; BUCHER, J.B., 1999: Simulation of increased nitrogen deposition to a montane forest ecosystem: partitioning of the added 15N. *Water Air Soil Pollut.* 116: 129–134.
- SCHLEPPI, P., HAGEDORN, F.; PROVIDOLI, I., 2004: Nitrate leaching from a mountain forest ecosystem with gleysols subjected to experimentally increased N deposition. *Water Air Soil Pollut. Focus*, 4, 2–3: 453–467.
- SCHMITT, M.; THONI, L.; WALDNER, P.; THIMONIER, A., 2005: Total deposition of nitrogen on Swiss long-term forest ecosystem research (LWF) plots: comparison of the throughfall and the inferential method. *Atmos. Environ.* 39, 6: 1079–1091.
- SIMPSON, D.; FAGERLI, H.; JONSON, J.E.; TSYRO, S.; WIND, P., 2003: Unified EMEP Model Description. *Transboundary Acidification, Eutrophication and Ground Level Ozone in Europe*, Vol. 1. Oslo, Norwegian Meteorological Institute. 104 p.
- SOLBERG, S.; DOBBERTIN, M.; REINDS, G.J.; LANGE, H.; ANDREASSEN, K.; FERNANDEZ, P.G.; HILDINGSSON, A.; DE VRIES, W., in press: Analyses of the impact of changes in atmospheric deposition and climate on forest growth in European monitoring plots: A stand growth approach. *For. Ecol. Manage.*
- SPRANGER, T.; SMITH, R.; FOWLER, D.; MILLS, G.; POSCH, M.; HALL, J.; SCHÜTZE, G.; HETTELINGH, J.-P.; SLOOTWEG, J., 2004: Modelling and Mapping Critical Loads and Levels and Air Pollution Effects, Risks and Trends. *ICP Modelling and Mapping*. Convention on Long-range Transboundary Air Pollution (LRTAP). UN-ECE, www.icpmapping.org. 236 p.
- STARK, M., 1991: Der Ernährungszustand der Fichten und das Nährelementangebot der Böden auf den drei Beobachtungsflächen. In: PANKOW, W. (ed) *Belastung von Waldböden*, NFP14+. Vol. 6, Zürich, Verlag der Fachvereine vdf. 55–63.
- STARR, M., 1999: WATBAL: A model for estimating monthly water balance components, including soil water fluxes. In: KLEEMOLA, S.; FORSIUS, M. (eds) 8th Annual Report 1999. *ICP Integrated Monitoring of Air Pollution Effects on Ecosystems*. LRTAP. Working Group on Effects. *The Finnish Environment*, Vol. 325, Helsinki, Finnish Environment Institute. 21–25.
- THIMONIER, A., 1998: Measurement of atmospheric deposition under forest canopies: some recommendations for equipment and sampling design. *Environ. Monit. Assess.* 53, 3: 353–387.
- THIMONIER, A.; SCHMITT, M.; WALDNER, P.; RIHM, B., 2005: Atmospheric deposition on Swiss Long-term Forest Ecosystem Research (LWF) plots. *Environ. Monit. Assess.* 104: 81–118.
- THIMONIER, A.; SCHMITT, M.; WALDNER, P.; SCHLEPPI, P., 2008: Seasonality of the Na/Cl ratio in precipitation and implications of canopy leaching in validating chemical analyses of throughfall samples. *Atmos. Environ.* 42, 40: 9106–9117.
- TUOVINEN, J.-P., 2002: Assessing vegetation exposure to ozone: is it possible to estimate AOT40 by passive sampling? *Environ. Pollut.* 119: 203–214.
- ULRICH, B., 1981: Eine ökosystemare Hypothese über die Ursachen des Tannensterbens (*Abies Alba* Mill.). *Forstwiss. Cent.bl.* 100: 228–236.
- USBECK, T.; DOBBERTIN, M.; GOYETTE, S.; PFISTER, C.; BENISTON, M., 2005: An evaluation of windthrow-risks for Swiss forests with regard to storm-climate history. In: *International Congress of Biometeorology, ICB 2005*, Offenbach am Main, Deutscher Wetterdienst. 18–21.
- WALDNER, P.; SCHAUB, M.; GRAF PANNATIER, E.; SCHMITT, M.; THIMONIER, A.; WALTHERT, L., 2007: Atmospheric deposition and ozone levels in Swiss forests: Are critical values exceeded? *Environ. Monit. Assess.* 128, 1–3: 5–17.
- WEBSTER, R.; RIGLING, A.; WALTHERT, L., 1996: An analysis of crown condition of *Picea*, *Fagus* und *Abies* in relation to environment in Switzerland. *Forestry* 69, 4: 347–355.
- ZINGG, A., 1996: Diameter and basal area increment in permanent growth and yield plots in Switzerland. In: SPIECKER, H.; MIELIKÄINEN, K.; KÖHL, M.; SKOVSGAARD, J.P. (eds) *Growth Trends in European Forests*. Research Reports, Vol. 5, Springer, Berlin, Heidelberg, European Forest Institute. 239–265.

Abstract

Effects of nitrogen deposition and ozone on selected forest plots in Switzerland

In 1994, the long-term forest ecosystem research program (LWF) has been initiated to investigate the effects of air pollution on Swiss forests. The monitoring network includes 18 forest plots, distributed over Switzerland. The monitoring issues include atmospheric deposition, tropospheric ozone, tree nutrition, nutrient leaching and the corresponding effects. Atmospheric deposition exceeded critical loads of nitrogen on several plots, i.e., in one plot in the Prealps and in three plots south of the Alps. On some of these plots, the concentration of P, Mg and K in the foliage of the main tree species is slightly below the optimum for the species. However, no typical signs of deficiency such as discoloration have been observed. Indicators for nitrogen saturation such as elevated nitrate leaching or low C/N values were found on some of the plots with nitrogen deposition exceeding the critical loads for nitrogen. From 2002 to 2008, ambient concentrations of tropospheric ozone exceeded the critical level of 5 ppm·h AOT40 on all 7 plots that have been monitored. Visible symptoms of ozone injury were found on 6 out of 7 plots. No correlation between critical level (AOT40) exceedance and response intensity (symptom development) was found. To further investigate cause-response relationships for ozone effects on forests, an uptake-based flux approach is recommended.

Keywords: forest, nitrogen deposition, foliage nutrition, tropospheric ozone, visible ozone symptoms, Switzerland