Kronenverlichtung, Sterberaten und Waldwachstum in Langzeitstudien – Welche Indikatoren beschreiben den Waldzustand am besten?

Matthias Dobbertin, Christian Hug und Peter Waldner
WSL Eidgenössische Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft, Zürcherstrasse 111, CH-8903 Birmensdorf
matthias.dobbertin@wsl.ch, christian.hug@wsl.ch, peter.waldner@wsl.ch

Anfang der 1980er Jahre wurde, ausgelöst durch hohe Schadstoffeinträge und flächiges Absterben von Fichtenwäldern in Osteuropa und Tannensterben in Mittelgebirgslagen, Alarm geschlagen. Daraufhin wurde in Europa und Nordamerika eine der grössten Forschungsinitiativen ins Leben gerufen. Neben der Einführung von jährlichen Waldzustandsinventuren wurden viele Langzeitforschungsflächen installiert, wie jene der Langfristigen Waldökosystem-Forschung (LWF).
Die Erfassung des Waldzustands erwies sich jedoch als problematisch, da meist keine Informationen, geschweige denn Zeitreihen zu Sterberaten und zum Zustand der Bäume vorlagen. Auch zum Zuwachs der Wälder gab es keine flächendeckenden Daten. Deshalb wurde der vermeintliche Verlust der Nadel-/Blattmasse der Bäume im Wald erhoben, und wurden Bäume mit hohem Verlust als geschädigt klassifiziert. Schon bald aber kamen Zweifel an der Brauchbarkeit dieses Indikators auf.
Heute, 25 Jahre später, stellt sich die Frage, ob sich der Zustand des Waldes überhaupt einfach beschreiben lässt? Welche Indikatoren haben sich als geeignet erwiesen? Und welche Art der Langzeitforschung zum Waldzustand braucht es in der Zukunft?

1 Einleitung

Ende der 1970er Jahre starben im süddeutschen Raum und den angrenzenden Regionen verbreitet Tannen ab. Meldungen von zusammenbrechenden Wäldern, zumeist Fichten, aus dem schwer durch Luftverschmutzung belasteten Grenzgebiete der damaligen DDR und der Tschechoslowakei, erreichten vermehrt die westliche Öffentlichkeit. Gleichzeitig wurden versauernde Seen in Skandinavien beobachtet und das Phänomen «Saurer Regen» beschrieben, das vor allem durch im Regenwasser gelöstes Schwefeldioxid (SO_2) und durch Stickstoffoxide (NO_x) verursacht wurde. Mit der Veröffentlichung der Ergebnisse einer langfristigen Untersuchung im Solling in Norddeutschland wurden von der Forschergruppe um Prof. Ulrich (Ulrich *et al.* 1980) das erste Mal versauernde Einträge in den Waldboden als weitere Ursache von Waldschäden in Erwägung gezogen. In der Schweiz beobachteten Forstleute an verschiedenen Orten Schäden an Waldbäumen und es stellte sich ebenfalls die Frage, ob diese Schäden durch Luftschadstoffe verursacht wurden. In vielen Ländern Europas wurden deshalb Mitte der 1980er Jahre jährliche Inventuren zum Waldzustand, zumeist auf systematisch angelegten kleinen Stichprobenflächen, eingeführt. Doch schon zu Beginn der 1990er Jahre wuchs die Erkenntnis, dass zur Klärung möglicher durch Luftverschmutzung im Wald ablaufender Prozesse, intensive Forschung auf langfristig angelegten Forschungsflächen nötig ist (Dobbertin *et al.* 2009).

2 Daten und Methodik

2.1 Die Untersuchungsflächen

Die Sanasilva-Inventur

Anders als in vielen europäischen Ländern wurde die Sanasilva-Inventur von Beginn an auf den Flächen des Landesforstinventars (LFI, Brändli und Duc in diesem Band) durchgeführt. Zu Beginn der systematischen Sanasilva-Inventur im Jahr 1985 wurde ein 4 × 4 km Unternetz des 1 × 1 km Rasters des LFIs ausgewählt. In den Jahren 1993, 1994 und 1997 wurde die Sanasilva-Inventur dann auf einem reduzierten 8 × 8 km Netz durchgeführt (Abb. 1), 1995, 1996 und seit 1998 wird nur noch das für das ICP Forests Programm vorgeschriebene 16 × 16 km Netz aufgenommen. Anders als in den EU-Ländern werden alle Bäume, unabhängig ihrer sozialen Stellung im Bestand, ab einem Mindestdurchmesser in Brusthöhe (BHD) erhoben (in einem 200 Aren grossen inneren Probekreis ab 12 cm BHD, im einem 500 Aren grossen äusseren Probekreis ab 36 cm). Nur vom LFI als Wald definierte Flächen mit mindestens einem lebenden Baum werden aufgenommen. Nach jedem LFI (bisher alle 10 Jahre) wird die Anzahl Flächen der Sanasilva-Inventur angepasst, um neue Waldflächen zu erfassen. Einwüchse, das heisst Bäume, welche neu den Mindestdurchmesser erreicht haben, werden jährlich aufgenommen. Dadurch ist gewährleistet, dass die Sanasilva-Inventur immer repräsentativ für den Schweizer Wald ist.

Die LWF-Flächen

Ab 1994 wurden in der Schweiz die LWF-Flächen, vergleichbar den Level II Flächen des ICP Forests (International Co-operative Programme on Assessment and Monitoring of Air Pollution Effects on Forests) eingerichtet. Sie sollten alle Regionen der Schweiz und die verschiedenen Höhenstufen abdecken. Zudem sollten die typischen Waldgesellschaften, aber auch sensitive Standorte, enthalten sein. Heute sind 18 LWF-Flächen eingerichtet (Abb. 1). Die Flächen sollten bei 2 ha Grösse möglichst homogen bezüglich des Standorts (Bodentyp und Vegetationszusammensetzung) und der Bestandesstruktur sein (Walthert *et al.* 2003). In einigen Fällen musste, da die obigen Kriterien nicht erfüllt werden konnten,

Abb. 1. Sanasilva-Netz und LWF-Flächen der Schweiz.

die Mindestgrösse reduziert werden (siehe Tab. 1). Die meisten ausgewählten Flächen werden regulär bewirtschaftet, einige wenige befinden sich in Naturwaldreservaten oder im Schweizer Nationalpark. Die meisten Bestände sind Altholzbestände, gut die Hälfte davon Mischwälder mit 2 bis 4 dominanten Baumarten (Tab. 1). Innerhalb der 2 ha Fläche wurden in der Regel 2 Subflächen von 0,25 ha Grösse ausgeschieden (Abb. 2). Während auf der Gesamtfläche alle Bäume ab 12 cm BHD nummeriert und geo-referenziert wurden, geschah dies auf der Subfläche für alle Bäume ab 5 cm BHD. Auf einer Teilfläche wurden Erhebungen von hoher zeitlicher Auflösung (z. B. die zweiwöchentlichen Probeentnahmen des Bestandesniederschlags oder die vierwöchig erfolgenden Streusammlerleerungen) durchgeführt, die andere Teilfläche sollte als von den Untersuchungen ungestörte Referenzfläche dienen.

2.2 Indikatoren des Waldzustands

Im Folgenden werden kurz die drei am häufigsten verwendeten Indikatoren zur Beschreibung der Vitalität des Einzelbaums und des Waldzustandes aufgelistet und erklärt. Das sind die Kronenverlichtung, das Wachstum des Einzelbaums und des Bestandes und die jährlichen Sterberaten des Bestandes. Auf andere Indikatoren des Waldzustands wird in weiteren Beiträgen dieses Forums eingegangen, wie zum Beispiel die Nährstoffversorgung, Stickstoffsättigungseffekte und Ozonschäden der Bäume (Schmitt *et al.* in diesem Band), der chemische und physische Bodenzustand (Graf Pannatier *et al.* in diesem Band) und das Vorkommen sensitiver Arten (Scheidegger und Stofer in diesem Band). Ausführliche Beschreibungen der Erhebungen zum Bodenzustand, der Bodenlösung, dem Bestandesniederschlag, Streufall und Nadel-/Blattbeprobungen können dort nachgelesen werden.

Tabelle 2 skizziert die baumbezogenen Aufnahmen auf den Sanasilva- und LWF-Flächen.

Die Kronenverlichtung und ihre Ursachen werden jährlich im Sommer zusammen mit anderen Variablen im Rahmen der Kronenansprachen erhobenen. Sie wird auf den LWF-Flächen an allen Bäumen mit Brusthöhendurchmesser (BHD) von mindestens 12 cm (jährlich auf den Subflächen, alle 10 bis 15 Jahre auf der gesamten Fläche) und an allen erfassten Bäumen der Sanansilva-Inventur durchgeführt (Tab. 2). Dabei wird auch erfasst, ob ein Baum lebt oder tot ist, steht, liegt oder genutzt wurde. Messungen des BHDs werden auf den Sanasilva-Flächen jährlich während der Kronenansprache durchgeführt. Der Stammumfang, die Baumhöhen und die Kronenansatzhöhen werden auf den LWF-Flächen alle 5 Jahre im Winter gemessen. Dabei werden auch die Nutzung und das Absterben notiert und zusätzlich neu in die unterste Durchmesser-

Tab. 1. Beschreibung der LWF-Flächen mit Angabe von Volumen, Volumenzuwachs, Sterberaten und Nutzung bis 2005 und Gesamtverlichtung von 1997 und 2007 als Mittelwert und Anteil Bäume mit mehr als 25% Verlichtung und zum Vergleich die Ergebnisse der Sanasilva-Inventur.
* Ar = Arve, BAh = Bergahorn, BFö = Bergföhre, Bu = Buche, Es = Esche, Fi = Fichte, Fö = Föhre, Ha = Hagebuche, Lä = Lärche, Mb = Mehlbeere, StEi = Stieleiche, Ta = Weisstanne, TrEi = Traubeneiche, ZEi = Zerreiche.
** unbew. = unbewirtschaftet.

LWF-Flächen	Höhe ü. Meer	Haupt-Baumarten*	Bewirtschaftung**	Alter im Jahr 2008	Grösse (ha)	Vorrat 2005 ($m^3\ ha^{-1}$)	Zuwachs 1996–2005 ($m^3\ ha^{-1}\ J^{-1}$)	Sterberate 1996–2005 (% J^{-1})	Nutzung 1996–2005 (% J^{-1})	Gesamt-verlichtung 1997	Gesamt-verlichtung 2007	Anteil Bäume > 25% 1997	Anteil Bäume > 25% 2007
Alptal	1150	Fi, Ta	Plenterwald	ungleich	0,6	193	8,5	0,2	1,1	15	19,6	18,7	17,8
Beatenberg	1500	Fi	Hochwald	190–210	2	351	3,1	0,4	1,3	35,1	34,2	50,7	41,1
Bettlachstock	1150	Bu, Fi, Ta	Hochwald, unbew.	> 170	1,3	400	5,7	0,2	0,0	29	22,6	39,4	28,8
Celerina	1850	Ar. Lä	Hochwald	> 200	2	364	4	0,0	0,1	21,3	17,8	14,6	5,3
Chironico	1350	Fi, Ta	Hochwald	140–180	2	617	9,1	0,2	0,1	27,5	32,7	21,0	52,0
Davos	1650	Fi	Hochwald	> 220	1	508	6,3	0,1	0,1	–	33,8	–	63,0
Isone	1200	Bu	ehem. Niederwald	40–90	2	249	4,8	0,3	0,1	18,5	19,7	50,8	15,0
Jussy	500	StEi, Ha	ehem. Mittelwald	60–100	2	326	6,7	0,5	0,3	32,5	23,5	12,5	8,5
Lantsch	1475	Fö, Fi	Hochwald, offen	> 250	2	177	2	0,0	0,1	–	38,5	–	71,0
Lausanne	800	Bu, Ta	Hochwald	50–170	2	663	10,6	0,2	0,1	21,7	32	23,0	37,4
Lens	1050	Fö	Hochwald	140–170	2	218	3,3	0,4	0,5	25,7	28,1	26,1	28,3
Nationalpark	1890	BFö	Hochwald, unbew.	180–210	2	173	1,7	1,4	0,4	70,2	54,9	97,5	86,5
Neunkirch	580	Bu	Hochwald, unbew.	80–180	2	433	4,2	0,1	1,1	20,1	22,7	9,6	15,5
Novaggio	950	ZEi	Hochwald	40–70	1,5	166	4,7	0,2	0,0	24	33,6	22,4	47,9
Othmarsingen	480	Bu	Hochwald	110–150	1	550	8	0,0	2,4	15,5	14,5	6,6	5,2
Schänis	750	Bu, Es, BAh, Ta	Hochwald	120–150	2	820	8,4	0,1	0,4	–	17	–	7,7
Visp	700	Fö, Mb	Hochwald, offen	40–80	2	23	1	6,0	1,9	27,3	34,2	34,8	30,2
Vordemwald	480	Ta, Fi, TrEi	Hochwald	100–200	2	763	18,4	0,3	0,1	21,2	30,2	18,3	36,1
Sanasilva	330–2210	alle Baumarten	verschieden	verschieden	0,05	–	–	0,4	1,5	23,7	28,9	26,9	30,7

Abb. 2. Schema einer typischen LWF-Fläche.

Tab. 2. Baumbezogene Indikatoren auf dem Sanasilva-Netz und den LWF-Flächen, Aufnahmebeginn und Aufnahmeinterval.
* die Netzdichte der Sanasilva-Inventur hängt vom Aufnahmejahr ab: 1985–1992 erfolgte die Inventur auf dem 4 × 4 km Netz, 1993, 1994 und 1997 auf dem 8 × 8 km Netz und in allen anderen Jahren auf dem 16 × 16 km Netz.

Indikator	Variablen	Sanasilva*		LWF		
		Beginn	Interval	Beginn	Gesamtfläche	Subflächen
Krone	Verlichtung unbekannter Ursache	1985	jährlich	1995	alle 10–15 Jahre	jährlich
	Gesamtverlichtung	1990	jährlich	1995	alle 10–15 Jahre	jährlich
	Ursachen	1990	jährlich	1995	alle 10–15 Jahre	jährlich
Baumstatus	Lebend/tot	1985	jährlich	1995	alle 5 Jahre	jährlich
	Liegend/stehend	1985	jährlich	1995	alle 5 Jahre	jährlich
	Nutzung	1985	jährlich	1995	alle 5 Jahre	jährlich
	Einwuchs	1985	jährlich	1995	alle 5 Jahre	alle 5 Jahre
Zuwachs	Brusthöhendurchmesser	1985	jährlich	–	–	–
	Stammumfang (periodisch)	–	–	1995	alle 5 Jahre	alle 5 Jahre
	Baumhöhe	1997	einmalig	1995	alle 5–10 Jahre	alle 5 Jahre
	Höhe Kronenansatz	1997	einmalig	1995	alle 5–10 Jahre	alle 5 Jahre
	Stammumfang (Messbänder)	–	–	2002		jährlich an 10–30 Bäumen

klasse einwachsende Bäume nummeriert und geo-referenziert. Zur Bestimmung des jährlichen Zuwachses wurden an 10 bis 30 Bäumen der Hauptbaumarten jeder Fläche permanente Umfangmessbänder montiert. Die Bäume wurden innerhalb festgelegter Durchmesserklassen zufällig ausgewählt. Die Ablesung erfolgt einmal jährlich im Oktober.

Die Kronenverlichtung

Um die langfristige Entwicklung des Waldzustands erfassen und objektiv beurteilen zu können, musste ein einfach zu erhebender Indikator ausge-

wählt werden. Da ein Baum, bevor er abstirbt, seine Nadeln oder Blätter verliert, entschied man sich für die Erfassung des «Nadel-/Blattverlustes» (später Kronenverlichtung genannt), angegeben in Prozent einer «voll belaubten» Baumkrone. Zur Standardisierung wurden in der Schweiz für jede Baumart Bilder von Baumkronen mit verschiedenen Kronenverlichtung angelegt und als Referenz verwendet (Müller und Stierlin 1990, Abb. 3). Gleichzeitig wurde mit Hilfe von standardisierten Photoreihen und Trainingskursen versucht, die Schätzung der Equipen Jahr für Jahr auf dem gleichen Niveau zu halten. Dabei wird sowohl neben der gesamten Kronenverlichtung (im weiteren kurz Gesamtverlichtung genannt) auch der Anteil der Verlichtung erfasst, der nicht durch bekannte Ursachen wie zum Beispiel Insektenfrass oder Frostschaden erklärt werden kann (im weiteren unerklärte Kronenverlichtung genannt), und zwar jeweils in Stufen von 5 %. Ergebnisse wurden meist als Anteil der Bäume mit mehr als 25 % Kronenverlichtung dargestellt, da angenommen wurde, dass solche Bäume geschädigt sind. Obwohl heute diese Bäume nicht mehr automatisch als geschädigt gelten, wurde diese Statistik zum Vergleich der langfristigen Reihen beibehalten. Bis zum Jahr 1995 wurden jedes Jahr Bäume auf Photoparcours photographiert und im Feld geschätzt. Dadurch konnte die Konsistenz der Feldansprachen getestet werden. Eine Vergleich mittels Ansprache zufällig angeordneter Photos von Fichten des Parcours und der semi-automatischen Software CROCO ergab keinen signifikanten Trend der Feldansprachen, wohl aber Abweichungen bei Fotos schlechter Qualität und in einzelnen Jahren (Dobbertin *et al.* 2004, 2005a).

Vorteile des Merkmals Kronenverlichtung: Die Ansprache der Kronenverlichtung ist verhältnismässig schnell im Feld durchzuführen. Sie kann zerstörungsfrei durchgeführt werden. Sie ist verhältnismässig kostengünstig. Die Variable «Kronenverlichtung» erlaubt verschiedenste Baumarten miteinander zu vergleichen, da sie relativ ist, das heisst Bäume werden mit Referenzbäumen der gleichen Art verglichen. Sie ist eine integrierende Variable, das heisst sie betrachtet den gesamten Baum.

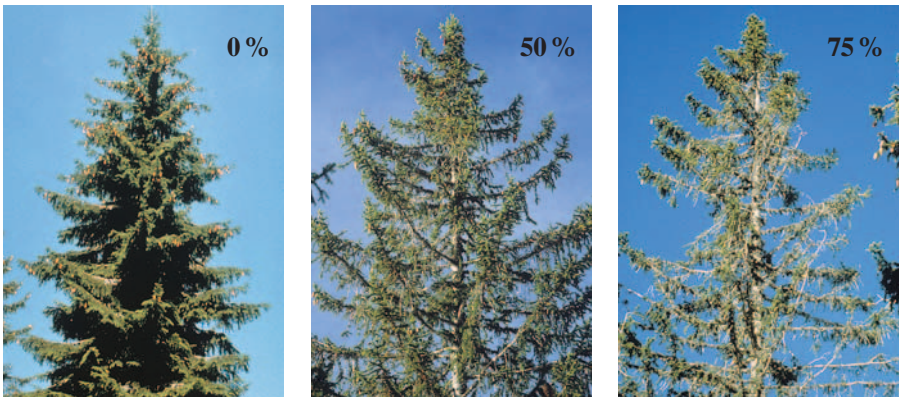

Abb. 3. Referenzkronenbilder für Fichten mit Bürstenform und angegebener Gesamtverlichtung.

Nachteile des Merkmals Kronenverlichtung: Die Kronenverlichtung ist nicht direkt messbar und muss stattdessen von gut ausgebildeten Feldexperten durchgeführt werden. Ein halb-automatisches Programm digital erfasster Baumkronen (CROCO) erlaubt zwar eine objektive Ermittlung der Kronenverlichtung, jedoch ist die Methode bisher noch nicht im Wald einsetzbar (Mizoue und Dobbertin 2003). Trotz Photovergleich mit Referenzbildern besteht die Gefahr von systematischen oder zufälligen Beobachterabweichungen, welche intensives Training und Standardisierungsübungen erfordern.

Zudem ist die Kronenverlichtung nicht Ursachen spezifisch, das heisst, dass verschiedene Ursachen ähnlich hohe Kronenverlichtungen hervorrufen. Es ist auch nicht klar in der Ansprache, ob die Kronenverlichtung eines Baumes die Folge einer Vitalitätseinbusse ist, oder ob sich der Baum eventuell wieder von einem Stress erholt. Es braucht deshalb Referenzwerte um das Merkmal einordnen zu können (i.e. welche Kronenverlichtung ist an einem Standort für eine Baumart in einem bestimmten Alter zu erwarten? wie wäre die erwartete Verteilung im Bestand?).

Sterberaten

Das Absterben von Bäumen im Wald ist ein natürlicher Prozess. Mit zunehmender Dichte im Bestand erhöht sich die Konkurrenz für Licht, Nährstoffe und Wasser. Die Anzahl lebender Bäume nimmt ab. Generell wird zwischen dem durch Konkurrenz verursachten Absterben (vor allem unterdrückte Bäume), dem zufälligen Absterben (einzelne über die Fläche verteilte Individuen der Oberschicht, die ohne ersichtlichen Grund absterben) und dem durch biotische oder abiotische Ursachen oder deren Kombination bedingten Absterben (meist in Gruppen oder mit ungewöhnlich hohen Sterberaten von Bäumen der Oberschicht) unterschieden (Dobbertin und Brang 2001).

Im Naturwald hängt die Sterberate von der Entwicklungs- oder Sukzessionsstufe des Bestandes ab. Je nach Schattentoleranz und Langlebigkeit der Baumart unterscheiden sich deren Sterberaten in den Entwicklungsstadien. Häufig werden bei sehr kleinen Bäumen und bei grossen, alten Bäumen höhere Sterberaten beobachtet. Bei den jüngeren liegt dies an der hohen Konkurrenz, bei den älteren an der altersbedingten höheren Anfälligkeit gegenüber biotischen (z. B. Insekten und Pilze) und abiotischen Faktoren (z. B. Klimaextreme). Für Bäume in bewirtschafteten Wäldern ergeben sich in der Regel Sterberaten deutlich unter 1 % (Neumann und Stemberger 1990). In unbewirtschafteten Wäldern oder Naturwäldern werden diese höher sein.

Vorteile des Merkmals Sterberate: Die Sterberate ist der ultimative Indikator für «Waldsterben» oder die fehlende Vitalität des Einzelbaumes. Absterbende Bäume sind verhältnismässig schnell und eindeutig im Feld zu identifizieren. Andere Indikatoren des Wald- oder Baumzustandes könnten mit Hilfe der Sterbewahrscheinlichkeiten getestet werden.

Nachteile des Merkmals Sterberate: Die Sterberate ist ein Indikator, welcher nur für Waldbestände erhoben werden kann, am Einzelbaum kann sie nicht angewendet werden. Da die Sterberaten natürlicherweise sehr niedrig sind, braucht es grosse Datensätze oder sehr lange Zeitreihen bis statistisch gesicherte Daten vorliegen. Es braucht geeignete Referenzwerte, um die Höhe der Sterberate zu beurteilen. Die Sterberate wird durch die Nutzungsrate, aber auch Ereignisse wie Windwurf, Schneebruch oder Feuer beeinflusst. Um die mögliche Ursache des Absterbens zu ermitteln, braucht es periodische Beobachtungen innerhalb eines Jahres.

Baumwachstum

Wie kann das Baumwachstum bestimmt werden? Am einfachsten zu messen ist der Stammdurchmesserzuwachs oder die Jahrringbreite, wesentlich schwieriger das Zweig- und das Blattwachstum, inklusive der gesamten oberirdischen Biomasse. Am schwierigsten jedoch ist, das Wurzelwachstum zu erfassen oder die Entwicklung der unterirdischen Biomasse zu verfolgen.

Deshalb wird vor allem das Stammwachstum als Stressindikator verwendet (Dobbertin 2005). Noch mehr als bei den bereits besprochenen Merkmalen muss zwischen dem Erfassen der Einzelbaums und dem des gesamten Waldbestandes, das heisst der Summe aller Bäume im Bestand, unterschieden werden. Das Einzelbaumwachstum, besonders das Dickenwachstum des Stamms, hängt stark von der Einzelbaumkonkurrenz ab und nimmt schnell mit der zunehmenden Dichte der Bäume im Bestand ab. Es ist in der Regel am stärksten für freistehende Bäume. Hingegen steigt das Bestandeswachstum mit der Dichte des Bestandes an, bis eine optimale Bestandesdichte erreicht ist (Kramer 1988).

Vorteile des Merkmals Wachstum: Stammwachstum ist verhältnismässig schnell und vor allem sehr genau im Feld zu messen. Diese Messung und die der Baumhöhe kann zerstörungsfrei durchgeführt werden. Die Messungen sind verhältnismässig kostengünstig. Mithilfe von Jahrringmessungen kann am Einzelbaum die Vergangenheit rekonstruiert werden. Das Wachstum ist eine integrierende Variable, das heisst es spiegelt die generellen Bedingungen von Standort, Witterung und Konkurrenz.

Nachteile des Merkmals Wachstum: Wachstum ist auch ein unspezifischer Parameter, das heisst, es erlaubt nur im begrenzten Masse Rückschlüsse auf Ursachen zu ziehen. Retrospektiv ermittelter Zuwachs durch Bohrkerne ist nicht zerstörungsfrei und erlaubt keine Aussage zum Bestandeswachstum, wenn Bäume inzwischen abstarben oder genutzt wurden. Wie schon bei den beiden anderen Merkmalen braucht man auch für das Wachstum eine Referenz oder einen Erwartungswert um eine Bewertung durchführen zu können.

3 Ergebnisse und Diskussion

3.1 Kronenverlichtung

Die Entwicklung der Kronenverlichtung auf dem Sanasilva-Netz

In der Schweiz stieg der Anteil stark verlichteter Bäume bis Mitte der 1990er Jahre stetig an (Abb. 4), zeigte aber danach bei grösseren jährlichen Schwankungen keinen langfristigen Trend. Ähnliches wurde auch in Nachbarländern beobachtet. Wobei hier der Trend zur Stagnation oder zu weniger stark verlichteten Kronen schon früher einsetzte. Einige auffällige jährliche Zunahmen der Kronenverlichtung in der Schweiz fallen mit speziellen klimatischen Ereignissen zusammen, so der Winter- und Spätfrost im Winter 1986/87 (EAFV 1987), die Stürme Vivian an Anfang 1990 und Lothar Ende 1999 und der Hitzesommer 2003. Auf den LWF-Flächen ergab sich seit ihrer Einrichtung kein Trend in der Kronenverlichtung. Generell, streut die Variable «Anteil der Bäume mit mehr als 25 % Gesamtverlichtung» stärker von Jahr zu Jahr als die mittlere Kronenverlichtung. Dies trifft insbesondere auf die Flächen zu, in denen eine hoher Anteil der Bäume eine Verlichtung um 25 % haben (Tab. 1).

Der Hitzesommer 2003

Der stärkste Anstieg der Kronenverlichtung erfolgte im Jahr nach dem Hitzesommer 2003. Ähnliche Anstiege wurden auch in den Nachbarländern beobachtet (Renaud und Nageleisen 2005; Seidling 2007). Bis Ende Juli warfen in der gesamten Schweiz relativ wenige Bäume ihre Blätter frühzeitig ab. Ab August jedoch – der grösste Teil der Sanasilva-Inventur war bereits durchgeführt – verfärbten sich die Blätter einzelner Bäume (Meier *et al.* 2004; Thalman *et al.* 2005). Eine Wiederholungsansprache im September 2003 von 374 Laubbäumen auf 5 LWF-Flächen fand jedoch nur knapp 7 % der Bäume mit entweder braun verfärbten Kronen oder Kronen, an denen seit Juli die Gesamtverlichtung um mehr als 15 % angestiegen war. Der Anteil war am höchsten auf den Flächen mit dem höchsten berechneten Trockenstress (Graf Pannatier *et al.* 2007). Das heisst, dass sich die Trokkenheit im Jahr 2003 nur wenig auf die Belaubung ausgewirkt hat. Es ist jedoch bekannt, dass bei der Entwicklung der Knospen im Spätsommer und Herbst die Anlagen für die nächstjährigen Blätter und Nadeln entstehen. Der grosse Trockenstress gegen Ende des Sommers 2003 hat deshalb vermutlich dazu geführt, dass die Bäume im Folgejahr weniger Blätter und Nadeln gebildet haben. Zudem hat der Trockensommer bei Baumarten wie der Buche eine starke Samenbildung im Folgejahr ausgelöst. Wegen des hohen Energiebedarfs für die Samenbildung bleiben die Blätter in der Regel kleiner als in anderen Jahren. Zwischen dem Anstieg der Kronenverlichtung auf 13 LWF-Flächen im Jahr 2004 im Vergleich zum Jahr 2003 und dem Unterschied in der Wasserverfügbarkeit zwischen März und August beider Jahre konnte eine signifikante Beziehung gefunden werden: je geringer die Wasserverfügbarkeit im Jahr 2003 umso höher der Anstieg der Verlichtung im Jahr 2004 ($R^2 = 0.35$, Graf Pannatier *et al.* 2007).

Die Kronenverlichtung auf den LWF-Flächen

Ein Vergleich der Kronenverlichtung auf den LWF-Flächen und der Sanasilva-Inventur zeigt die grossen Unterschiede zwischen den Flächen (Tab. 1). So weisen die Bergföhren im Nationalpark im Durchschnitt aller Bäume eine mehr als doppelt so hohe Gesamtverlichtung auf wie der Durchschnitt der

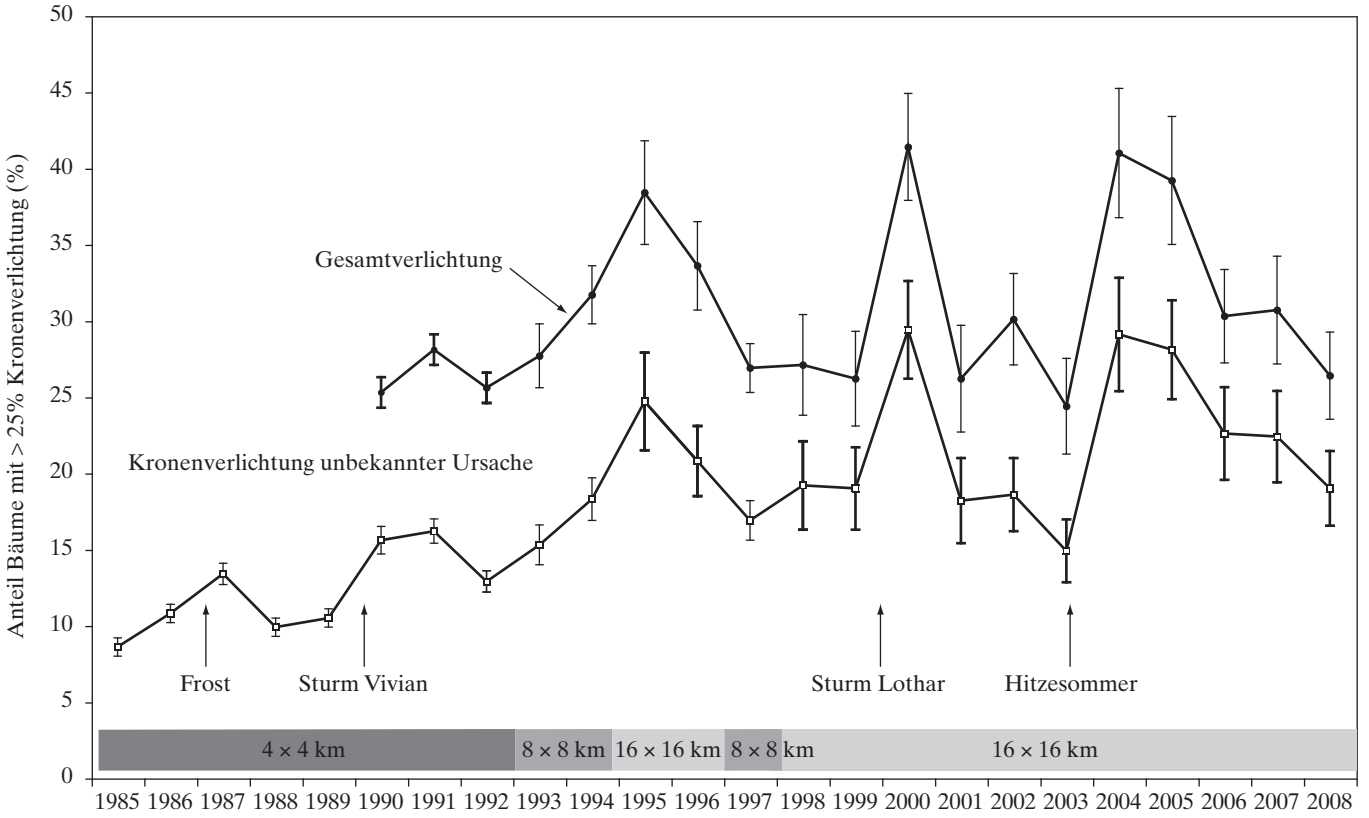

Abb. 4. Anteil Bäume mit Kronenverlichtung > 25 % in der Schweiz seit 1985 (je mit 2-fachem Standardfehler), darunter das verwendete Beobachtungsnetz.

Sanasilva-Inventur. Auch die Gesamtverlichtung in Lantsch und in Visp sind vergleichsweise hoch. Dagegen ist die Verlichtung im Alptal, Schänis und in Othmarsingen deutlich niedriger als in der gesamten Schweiz. Das gleiche gilt auch für die Anteile von Bäumen mit mehr als 25 % Gesamtverlichtung.

Bei gleichen Mittelwerten kann die Verteilung der Verlichtung im Bestand sehr unterschiedlich sein (Abb. 5). Im Sommer 2006 war zum Beispiel an den Fichten im Alptal die Verteilung zu den niedrigen Verlichtungen hin verschoben, mit einigen hoch verlichteten zumeist aus dem Bestandesdach herausragenden Altbäumen (Mittelwert ohne tote Bäume: 10 %, Anteil lebender Bäume mit > 25 % Verlichtung: 6 %). Im Fichtenaltbestand in Beatenberg ist die Verteilung fast symmetrisch, sieht man von dem hohen Anteil toter Bäume ab (Mittelwert: 25 %, Anteil >25 %: 39 %). Die ebenfalls fast symmetrisch verteilten Verlichtungen im Fichtenaltbestand in Lantsch zeigen im Durchschnitt höhere Werte (Mittelwert: 44 %, Anteil > 25 %: 92 %). Auffällig ist hier, dass im Gegensatz zu Beatenberg zwar fast alle Bäume stark verlichtet sind, aber keine stehend toten Bäume vorkommen. Das kann zum einen an der unterschiedlichen Nutzungsart an beiden Orten liegen und zum anderen daran, dass in Lantsch bei sehr geringer Bestandesdichte und langsamem Wachstum trotz des hohen Baumalters praktisch keine Bäume absterben. In Beatenberg, einer sehr windexponierten Fläche, haben die Stürme Vivian und Lothar und anschliessender Borkenkäferbefall zu einer hohen Anzahl toter Bäume geführt.

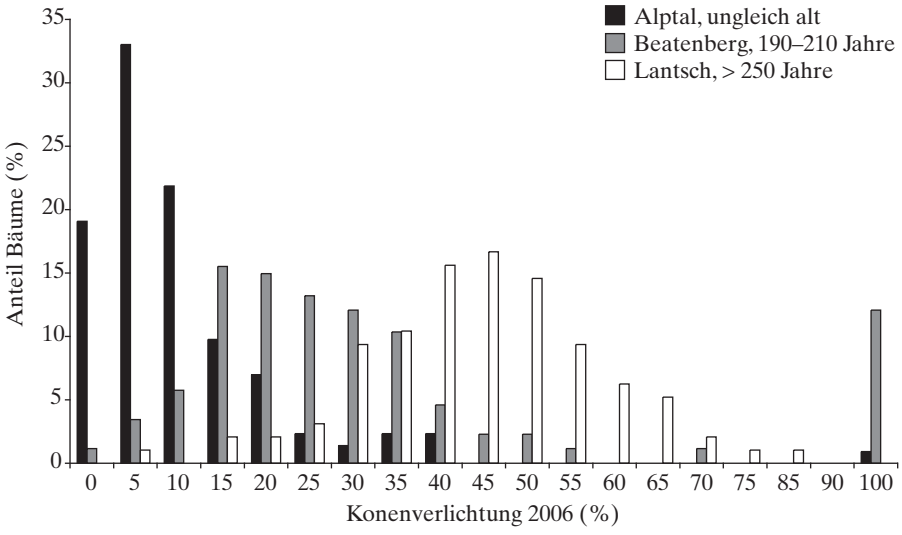

Abb. 5. Verteilung der Gesamtverlichtung für Fichten auf drei verschiedenen LWF-Flächen im Jahr 2006.

Weitere Gründe für die höheren Verlichtungen der Fichten in Lantsch und Beatenberg sind unter anderem das höhere Alter der Fichten und die schlechtere Nährstoffversorgung. Die meisten bisherigen Studien zeigen, dass besonders für die Nadelbäume mit steigendem Alter die Kronenverlichtung zunimmt. Der Grund dafür liegt zum grössten Teil wohl in dem sich verändernden Verhältnis von Zweigholz- zu Nadelmasse, welches zu erhöhter Kronentransparenz führt und bei der Ermittlung der Kronenverlichtung nicht ausreichend korrigiert wird. Ausserdem steigt mit dem Alter der Anteil von Stamm- und Wurzelfäulen befallener Bäume, welches ebenfalls zur Erhöhung der Kronenverlichtung beiträgt (Schmid-Haas *et al.* 1997).

Insektenbefall und Kronenverlichtung

Eine häufige Ursache der Kronenverlichtung ist der Nadel- oder Blattfrass durch Insekten. Auf der LWF-Fläche Celerina verursachte der zyklische Befall durch den Lärchenwickler in den letzten beiden Ausbruchsjahren (normalerweise alle 7 bis 10 Jahre) einen Anstieg der mittleren Gesamtverlichtung von 19 % vor und nach dem Befall (1998, 2001) auf 41 % (1999) und 31 % (2000). Je nachdem in welchem Jahr man also die Verteilung der Kronenverlichtung erhebt, ergibt sich eine andere Einschätzung des Zustandes der Fläche. Obwohl ein Lärchenwicklerbefall in der Regel das Stammwachstum der Bäume reduziert, führt er nur bei extremem Befall und nachfolgender Trockenheit zu erhöhten Sterberaten der Lärchen (Dobbertin *et al.* 2007).

Auf der LWF-Fläche Jussy hat Blattfrass durch verschiedene Schmetterlingsraupen, vor allem die von Frostspannern, zu erhöhten Kronenverlichtungen an den Eichen und Hagebuchen geführt (Tab. 3). Anscheinend gibt es auch hier mehrjährige Zyklen mit erhöhten Raupenpopulationen. Zum Höhepunkt des Raupenbefalls (2005) zeigten 98 % aller Bäume zerfressene Blätter, welche die Gesamtverlichtung seit Beginn des Befalls um 18,6 % erhöhte. Dies entspricht einer Verdopplung der Kronenverlichtung von vor dem Befall. Im Jahr 2008 wurde nur noch an 3 % der Bäume Insektenfrass beobachtet und eine Gesamtverlichtung ähnlich wie vor dem Befall gefunden. Im Feld wurden bei der Aufnahme 2005 der Ursache Insektenfrass 13,4 % der Gesamtverlichtung zugeschrieben. Gleichzeitig mit dem Anstieg der Kronenverlichtung ging der Stammzuwachs der Bäume deutlich zurück ehe er wieder anstieg. Es ist hier wichtig zu bemerken, dass zwar auch hier der Hitzesommer 2003 den Stammzuwachs reduzierte, aber der Tiefpunkt mit dem Maximum der Kronenverlichtung durch Insekten zusammenfiel. Ohne das Wissen des Insektenfrasses durch die Kronenansprache hätte man fälschlich die Reduktion im Stammzuwachs im Jahr 2005 für einen verspäteten Effekt der Trockenheit gehalten.

Die beobachtete Kronenverlichtung konnte somit in vielen Fällen einer bekannten Ursache zugeordnet werden.

Tab. 3. Veränderung der Gesamtverlichtung auf der LWF-Fläche Jussy seit 2001, Anteil Bäume mit beobachtetem Blattfrass durch Insekten, durchschnittlicher Abzug an der Gesamtverlichtung wegen Insektenfrass und durchschnittlicher Stammzuwachs von Stieleichen und Hagebuchen (für die Kronenansprachen rund 270 Bäume, für den Stammzuwachs 17 Bäume).

Jahr	Veränderung der Gesamtverlichtung (%)	Anteil Bäume mit Insektenfrass (%)	Abzug der Gesamtverlichtung wegen Insektenfrass (%)	Mittlerer Basalflächenzuwachs (cm^2)
2002	3,7	16,9	4,1	9,7
2003	3,7	61,4	7,1	8,3
2004	16,3	75,7	7,4	8,6
2005	18,6	98,2	13,4	7,0
2006	8,4	84,5	8,0	8,8
2007	3,5	23,5	2,7	12,2
2008	1,7	3,4	0,5	12,4

Der Einfluss der Luftverschmutzung auf die Kronenverlichtung lässt sich mit dieser Methode allerdings nicht eindeutig nachweisen, da es zu viele Ursachen gibt, die mögliche Effekte von Luftverschmutzung oder Schadstoffeinträgen überdecken können. Er kann höchstens über statistische Auswertungen mit vielen Flächen, etwa den europäischen Level II Flächen, geschätzt werden.

Einfluss mehrerer Umweltfaktoren auf die Kronenverlichtung

Es ist von grossem wissenschaftlichem Interesse, die verschiedenen möglichen Ursachen der Kronenverlichtung gleichzeitig auszuwerten und zu quantifizieren und mögliche Wechselwirkung zwischen den Waldzustandsindikatoren auf der einen und den Ursachen auf der anderen Seite zu erfassen. Grundsätzlich ergibt sich hierbei das Problem der geringen Anzahl von Beobachtungen. Selbst die knapp 50 Sanasilva-Flächen sind dazu nicht mehr ausreichend. Multivariate Auswertungen sind deshalb vor allem nur zusammen mit weiteren Flächen des ICP Forests sinnvoll.

Multivariate Auswertungen auf den Sanasilva-Flächen auf dem 8 × 8 km Netz ergaben meist nur schwache Beziehungen der Kronenverlichtung und ihrer Änderung mit Umweltparametern. So fand Webster *et al.* (1996), dass die Kronenverlichtung der Fichte mit der Wasserspeicherfähigkeit im Boden abnahm, der Höhe über Meer zunahm und mit der Säure im Boden abnahm. Auch die Tanne zeigte erhöhte Kronenverlichtung auf Böden mit geringer Wasserspeicherfähigkeit und erhöhtem Kalkanteil. Für die Buche gab es keine signifikanten Ergebnisse. Innes *et al.* (1997) fanden zudem für die Sanasilva-Inventur, dass die Zunahme der Kronenverlichtung bis 1995 positiv mit den Ozonkonzentrationen und den Schwefel-Einträgen korrelierte und negativ mit dem Humusgehalt im Boden und der Wintertemperaturen am Standort. Insgesamt konnten aber mit dem Modell nur 17 % der räumlichen Variabilität der Kronenverlichtung erklärt werden. Zierl (2004) fand für die Laubbaumarten und die Fichte, dass die Veränderung der Kronenverlichtung auf den Sanasilva-Flächen von der Wasserverfügbarkeit in

den vorangegangenen Jahren abhing, aber nicht von der Wasserverfügbarkeit des Sommers der Kronenansprache.

In einer Studie aller europäischen Level I Daten konnten KLAP *et al.* (2000) für die verschiedenen Baumarten bis zu 50 % der räumlichen Variabilität erklären. Allerdings wurden nur 1 bis 3 % dieser Variabilität durch Umweltfaktoren wie Temperaturextreme, Wasserverfügbarkeit oder Luftschadstoffeinträge oder Luftschadstoffkonzentrationen erklärt. Das Baumalter erklärte bis zu 14 % der Variabilität, während gut ein Drittel durch die Unterschiede zwischen den Ländern erklärt wurde. Von den Veränderungen der Kronenverlichtung, in denen das Alter und die Unterschiede der methodischen Ansprache keinen Einfluss spielen, konnten 4 % durch Umweltfaktoren erklärt werden. SEIDLING (2007) fand in einer multivariaten Auswertung verschiedener Baumarten auf dem deutschen Level I Netz, dass neben dem Baumalter, vor allem erhöhte Temperaturen oder Trockenheit die Kronenverlichtung im Folgejahr erhöhten.

Die Sterberaten auf dem Sanasilva-Netz und den LWF-Flächen

Auf den Sanasilva-Flächen sterben im langjährigen Durchschnitt zwischen 0,3 bis 0,4 % der Bäume pro Jahr stehend ab (BRANG 1998). Ähnliche Raten sind auch aus anderen bewirtschafteten Wäldern Europas bekannt. Ein Vergleich der jährlichen Sterberaten verschiedener Baumarten auf den Sanasilva-Flächen zeigt deutliche Unterschiede zwischen den Arten. Am höchsten waren die Sterberaten für die Ulmen (> 5 % pro Jahr), welche seit 1985 durch die Ulmenwelke fast vollständig aus den Schweizer Wäldern verschwanden. Auch die knapp über 1 % liegende Sterberate der Kastanie kann durch einen Pilz, den Kastanienrindenkrebs, erklärt werden. Alle anderen Arten hatten jährliche Sterberaten zwischen 0,2 % (Buche) und 0,5 % (Föhre). Auch auf den meisten LWF-Flächen liegen die mittleren jährlichen Sterberaten meist deutlich unter 1 % (Perioden 1995–99 und 1999–2004, Tab. 1). Höhere Sterberaten gibt es nur für die Bergföhren im Nationalpark und auf der LWF-Fläche in Visp. Es konnte in Studien gezeigt werden, dass frisch abgestorbene Bergföhren im Nationalpark von Wurzelfäulen, insbesondere von Wurzelschwamm und Hallimasch, befallen waren und diese höchstwahrscheinlich die Ursache der erhöhten Kronenverlichtung und des Absterbens sind (CHERUBINI *et al.* 2002; DOBBERTIN *et al.* 2001). Auf der LWF-Fläche Visp starben nach Trockenjahren vor allem Föhren, zum Teil aber auch Birken und Kirschen. Da die meisten abgestorbenen Föhren keine 50 Jahre alt wurden, kann hier ein altersbedingtes Absterben ausgeschlossen werden. Seit Installation der Fläche 1996 sind über 60 % aller Föhren abgestorben. Diese Ergebnisse decken sich mit den Beobachtungen erhöhter Sterberaten der Föhren in den Tieflagen des Wallis meist als Folge von Trockenjahren (BIGLER *et al.* 2006).

Schliesst man die LWF-Fläche Visp mit ihren extrem hohen Sterberaten aus, so sind die Sterberaten auf den LWF-Flächen vergleichbar mit denen der Sanasilva-Inventur (Abb. 6). In beiden Fällen liegen die jährlichen Sterberaten fast immer zwischen 0,2 und 0,6 %. Anders als bei der Kronenverlichtung, stiegen in den ersten 10 Jahren der Sanasilva-Inventur die Ster-

3.2 Die Sterberaten

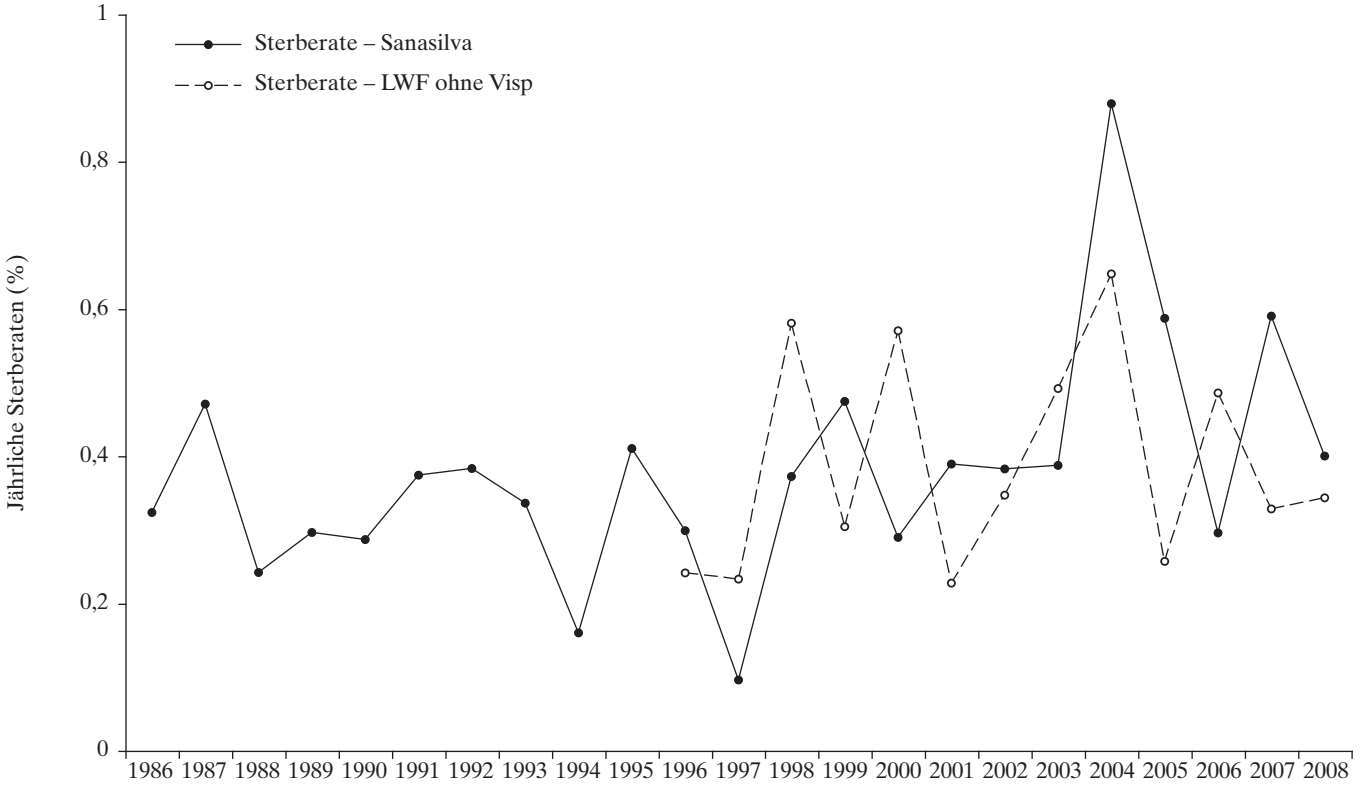

Abb. 6. Vergleich der jährlichen Sterberaten aller Bäume auf den Sanasilva-Flächen und den LWF-Flächen ohne Visp.

beraten nicht an. Die Nutzungsraten lagen demgegenüber im gleichen Zeitraum bei rund 1,5 % und die Einwuchsraten bei knapp 2,0 % (Tab. 1; BRANG 1998). Es kann damit gezeigt werden, dass es während der ganzen Periode nicht zu einem erhöhten Absterben von Bäumen in der Schweiz gekommen ist. Nur nach dem Trockenjahr 2003 starben überdurchschnittlich viele Bäume ab (fast 1 % auf den Sanasilva-Flächen). Leichte erhöhte Sterberaten nach 2003 wurden ebenfalls auf den LWF-Flächen beobachtet. Auch in Frankreich und einigen deutschen Bundesländern konnte nach 2003 ein auffälliger Anstieg der Sterberate beobachtet werden, welcher über mehrere Jahre anhielt (RENAUD und NAGELEISEN 2005; EICHHORN *et al.* 2008).

Sommertrockenheit und Sterberaten auf der LWF Fläche Visp

Auf der LWF-Fläche Visp starben nach dem Jahr 2003 nochmals mehr als 25 % der verbliebenen Föhren ab. Es besteht hier ein sehr enger Zusammenhang zwischen Sommertrockenheit und dem Absterben im nachfolgenden Jahr (r^2 = 0,64; DOBBERTIN und RIGLING 2006). Im Jahr 2003 fielen in Visp rund 350 mm Niederschlag, von März bis August gar nur 130 mm. Der Anstieg des Absterbens in den letzen zwei Jahrzehnten geht hier parallel mit den ansteigenden Sommertemperaturen und dem dadurch bedingten erhöhten Wasserbedarf (REBETEZ und DOBBERTIN 2004). Nach feuchten Jahren besteht nur eine zufällige Sterberate. Mit ansteigendem Trockenstress scheint die Sterbewahrscheinlichkeit exponentiell anzusteigen. Dass diese Korrelation auch ursächlich begründet ist, konnte in einem Bewässerungsexperiment im Pfynwald gezeigt werden (Dobbertin in Vorbereitung). Hier beträgt die jährliche Sterberate der Föhren in den 6 Jahren nach Beginn der Bewässerung auf der bewässerten Fläche rund 0,4 % und auf den Kontrollflächen 1,1 %.

3.3 Der Zuwachs

Der Zuwachs auf den LWF-Flächen

Die Bestandesdichte ist sehr unterschiedlich auf den LWF-Flächen in Abhängigkeit von Alter, Bewirtschaftungsform, Baumartenzusammensetzung, geographischer Lage, den klimatischen Verhältnissen und der Nährstoffversorgung (Tab. 1). Der absolute Zuwachs pro ha hängt dabei sehr stark vom stehenden Vorrat ab. Sei es, weil unterbestockte Wälder aufgrund der niedrigen Stammzahl weniger produzieren können oder weil aufgrund von Limitierungen von Temperatur, Wasser und Nährstoffen nur ein geringerer Zuwachs möglich ist, welcher sich in niedrigem Holzvolumen niederschlägt. Der Holzvorrat auf den LWF-Flächen schwankt zwischen 23 m^3/ha (Föhrenwald in Visp) und 820 m^3/ha (Buchenmischwald in Schänis). Der Zuwachs liegt zwischen 1 m^3/ha (Visp) und 18 m^3/ha (Weisstannenbestand in Vordemwald). Generell nimmt der Zuwachs, vor allem wenn er als Holzgewicht, also nicht Volumen, gemessen wird, mit ansteigender Höhe über Meer ab (Tab. 1).

Zuwachs und Nadelmasse, Insektenfrass und Trockenheit

In Anlehnung an WARING *et al.* (1980) kann der Holzzuwachs des Bestandes in Bezug zu der berechneten Blatt- oder Nadelfläche gesetzt werden. Dabei steigt der durchschnittliche Zuwachs mit der Blattfläche des Bestandes an (r^2 = 0,55). Flächen, welche im Verhältnis zu ihrer Blattfläche, eher wenig wuchsen, zeichneten sich vor allem durch Wasserlimitierung aus (Visp und Lens im Wallis, Neunkirch im Jura). Demgegenüber scheint die Limitierung des Wachstums durch niedrige Temperaturen mit der Höhe über Meer schon zum grössten Teil durch reduzierte Blatt-/Nadelflächen erklärt zu sein.

Die Ablesungen der fest installierten Umfangmessbänder auf den LWF-Flächen erlaubt die Höhe der jährlichen Veränderungen in den Wachstumsraten festzustellen. So hängt der jährliche Zuwachs in Jussy stark ab vom Insektenfrass (Tab. 3). Im Hitzesommer 2003 nahm das Stammwachstum vor allem in den Tieflagen ab, während die höher gelegenen LWF-Flächen keinen Rückgang verzeichneten (JOLLY *et al.* 2005). Mit Hilfe der auf den LWF-Flächen gemessenen Wasserpotentiale im Boden und Modellen zur Berechnung der Wasserverfügbarkeit konnte der Wachstumsrückgang im Trockenjahr 2003 eindeutig auf die limitierte Wasserverfügbarkeit zurückgeführt werden (GRAF PANNATIER *et al.* in diesem Band).

3.4 Beziehung der Merkmale zueinander

Vergleicht man die durchschnittliche Kronenverlichtung mit den auf den einzelnen LWF-Flächen ermittelten jährlichen Sterberaten, so ergibt sich kein offensichtlicher Zusammenhang (Tab.1). Demgegenüber gibt es eine leicht signifikante Korrelation zwischen mittlerer Kronenverlichtung und Stammzuwachs der Flächen (r = –0,43). Das heisst mit zunehmender Verlichtung nimmt der Zuwachs ab. Gleichzeitig nimmt die Kronenverlichtung mit der Höhe des Standortes zu (r = 0,5) und der Zuwachs ab (r = –0,46). Der Zuwachs und die Sterberaten korrelierten nicht mit dem Bestandesalter der LWF-Flächen und die Kronenverlichtung nur leicht (r = 0,38). Es ist nicht überraschend, dass die mittleren Werte der LWF-Flächen nur schlecht korrelieren, sind doch die einzelnen Flächen sehr unterschiedlich bezüglich Bestandesaufbau, Baumartenzusammensetzung und Standort. Interessanter ist es, die Beziehungen innerhalb eines Bestandes zu untersuchen.

Kronenverlichtung und Sterberaten

Obwohl es nur begrenzt möglich ist die Kronenverlichtung zwischen Standorten zu vergleichen, ist die Kronenverlichtung innerhalb eines Bestandes ein geeigneter Parameter der Baumvitalität. Dies kann anhand der Beziehung zur Sterberate getestet werden. Auf allen LWF-Flächen steigt die Wahrscheinlichkeit, dass ein Baum im Folgejahr abstirbt exponentiell mit der Kronenverlichtung an (Abb. 7). Bäume mit weniger als 20 % Gesamtverlichtung haben in der Regel Sterberaten um 0,1 %, während Bäume mit über 60 % Verlichtung Sterberaten um 10 % zeigen. Unterschiede in der Beziehung zwischen Kronenverlichtung und Absterben können Informationen über die Sterbeursachen beinhalten. Auf der LWF-Fläche Visp zum Beispiel sterben die Bäume bei gleicher Kronenverlichtung deutlich häufiger ab als auf den anderen LWF-Flächen. Hier wurden an allen abgestorbenen Bäumen verschiedenste rindenbrütende Käfer und Bläuepilze im Holz gefunden, welche

bekanntlich zum schnellen Absterben beitragen. Reinem durch die Konkurrenz verursachtem Absterben dagegen, geht diesem eine langsame Zunahme der Kronenverlichtung voraus (z. B. auf der Fläche Vordemwald und Jussy).

Die Beziehung zwischen Kronenverlichtung und Sterberate innerhalb des gleichen Bestandes, bedeutet aber nicht, dass die Bäume in Wäldern mit hoher Kronenverlichtung automatisch häufiger absterben als in solchen mit niedriger Kronenverlichtung. So haben die Fichten und Föhren auf der LWF-Fläche Lantsch hoch verlichtete Kronen, es sterben aber sehr selten Bäume ab (Tab. 1). Der Wald in Lantsch ist sehr licht und die wenigen Bäume wachsen nur sehr langsam, deshalb kommt es praktisch zu keinem konkurrenzbedingten Absterben. Da offensichtlich keine biotisch oder abiotisch bedingten zusätzlichen Stressfaktoren vorliegen wie in Visp oder im Nationalpark, sterben von den altersbedingt hoch verlichteten Bäumen bisher nur wenige ab.

Kronenverlichtung und Wachstum

Schon früh wurden in der Waldschadensforschung Zuwachsmessungen mittels Bohrkernen und anschliessenden Jahrringbreitenmessungen von verschieden stark verlichteten Bäumen vorgenommen (Bräker 1992). Dabei ergaben sich bei den Nadelbäumen (Fichte, Tanne) meist klare negative Zusammenhänge zwischen Jahrringbreite und Kronenverlichtung. Bei den Laubbäumen dagegen wurden entweder keine oder nur sehr schwache Zusammenhänge gefunden (BFL und EAFV 1987). Da keine langen Zeitreihen der Kronenverlichtungsschätzungen existieren wurden die momentanen Kronenansprachen oft mit weit in der Zeit zurückliegenden Jahrringbreiten verglichen. Die vergangene Kronenverlichtung war jedoch nicht bekannt, was die Interpretation erschwerte. Da das Einzelbaumwachstum wie oben beschrieben von der Bestandesdichte abhängt, diese aber für die Vergangenheit nicht bekannt ist, kann man von Bohrkernmessungen nicht das Bestandeswachstum der Vergangenheit ableiten. Dazu braucht es markierte Forschungsflächen mit nummerierten und am besten geo-referenzierten Bäumen, welche ab einem bestimmten Mindestdurchmesser in regelmässigen Abständen gemessen wurden (siehe Zingg 2009 in diesem Band).

Auf den LWF-Flächen ergibt sich für die Periode ab 1996 innerhalb der Bestände eine Abnahme des Stammzuwachses mit ansteigender Kronenverlichtung (Abb. 8; Dobbertin 2005). Diese Beziehung wurde im Prinzip auf allen LWF-Flächen gefunden, war aber schwächer ausgeprägt für die Laubbäume. Auch auf den Sanasilva-Flächen war dieser Zusammenhang für Tannen und Fichten, und etwas weniger stark ausgeprägt auch für die Buchen gefunden worden (Brang 1998). Für Fichten, Föhren und Buchen auf dem europäischen Level II Netz (inklusive LWF-Flächen) entsprach eine Zunahme der Kronenverlichtung von 1 % in etwa einem Zuwachsrückgang des Einzelbaums von 1 % (Dobbertin *et al.* 2005b). Diese Beziehung galt schon bei geringer Kronenverlichtung ab 10 %.

Wenn der Stammzuwachs mit ansteigender Kronenverlichtung im gleichen Bestand abnimmt, heisst dies, dass die bis Mitte der 1990er Jahre angestiegenen Kronenverlichtung einen Zuwachsrückgang verursachten? Nein, verschiedenste Studien zeigen einen Zuwachsanstieg der Wälder in den letzten Jahrzehnten im Mitteleuropa (Spiecker *et al.* 1996; Kahle *et al.* 2008) als auch in der Schweiz (Bräker 1996; Zingg 1996). So wachsen zum Beispiel die Buchen in Othmarsingen heute deutlich schneller in die Höhe als vor 100 Jahren und der 150jährige Altbestand zeigt immer noch nicht den altersbedingt erwarteten abnehmenden Höhenzuwachs. Eine der Ursachen dieses Anstiegs ist nach neuesten Studien in den Stickstoffeinträgen zu finden (Kahle *et al.* 2008; Solberg *et al.* 2009). Für eine Weitere Diskussion des Einflusses des Stickstoffeintrags auf den Zuwachs sei auf Schmitt *et al.* (in diesem Band) verwiesen.

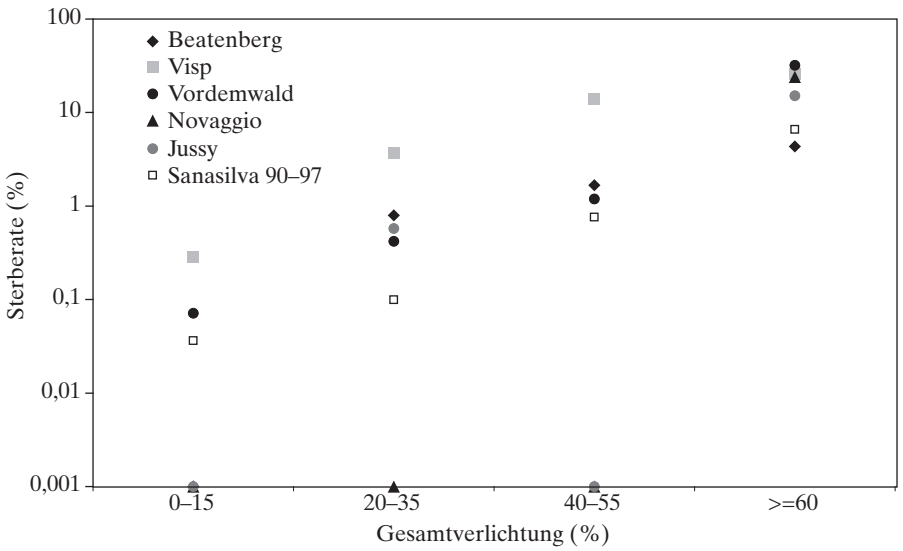

Abb. 7. Jährliche Sterberaten für Bäume mit verschieden hoher Gesamtverlichtung auf ausgewählten LWF-Flächen in den Jahren 1996–2008 und auf der Sanasilva-Inventur (1990–1997).

Zuwachs, Kronenverlichtung, Sterberaten im Experiment

Dass unzureichende Nährstoffversorgung zu erhöhter Kronenverlichtung führt, wurde in einem Düngeexperiment in Alvaneu, einem ähnlichen Standort wie Lantsch, gezeigt (Joos 1997). In allen Kronenansprachen zwischen 2 bis 14 Jahren nach der letzten Düngerausbringung wiesen die mit Mineraldünger behandelten Fichten eine signifikant reduzierte Kronenverlichtung auf (Joos 1997; Gehrig 2004). Die Kompostbehandlung hatte dagegen keinen Einfluss. Ein Grund für die Reduktion der Kronenverlichtung könnten die um 20 % längeren Nadeln der gedüngten Bäume sein (Joos 1997). Mit der Verbesserung der Kronenverlichtung gingen erhöhte Nährstoffgehalte von Kalium, Phosphor und Magnesium im Splintholz der Bäume

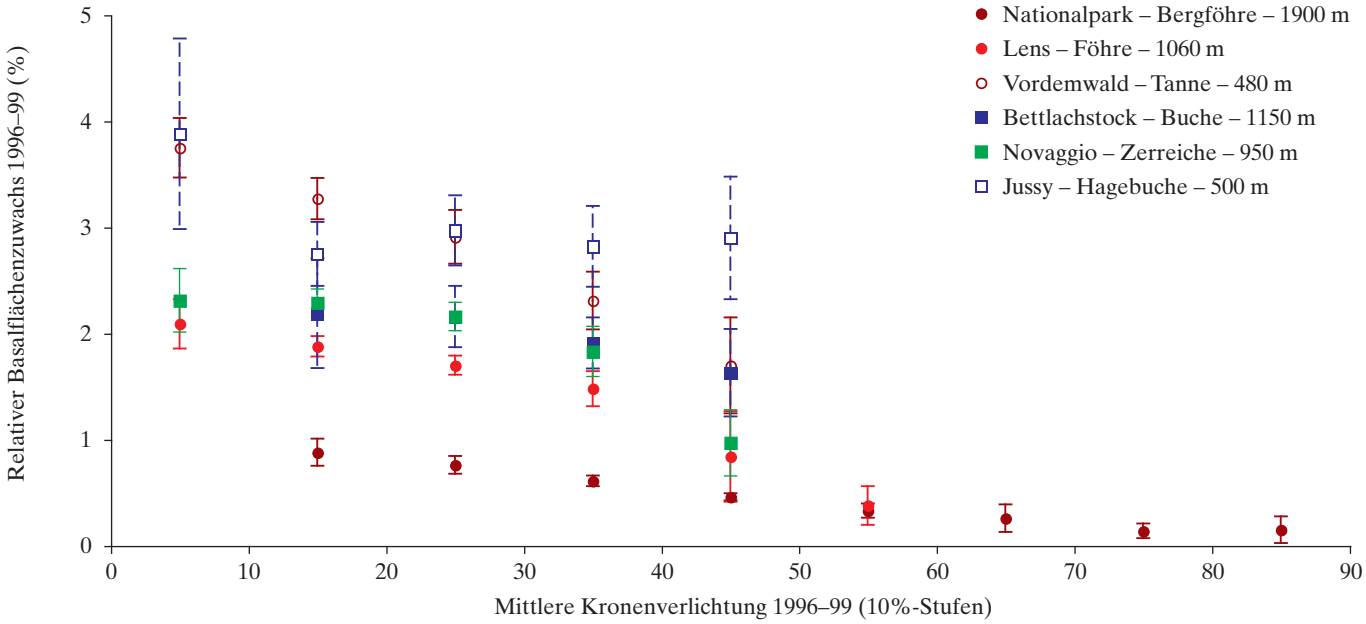

Abb. 8. Stammzuwachs (als prozentualer Basalflächenzuwachs in 1,3 m Höhe) abhängig von der Gesamtverlichtung für die Periode 1996–1999 auf ausgewählten LWF-Flächen.

einher und ein gesteigerter Stammzuwachs (Joos 1997). Ein ähnlicher Düngeversuch an Fichten im Mittelland auf relativ gut mit Nährstoffen versorgtem Boden und Bäumen mit geringer Kronenverlichtung, zeigte zwar leicht erhöhten Stamm- und Triebzuwachs und etwas schwerere Nadeln auf den gedüngten Flächen, aber keine Veränderung der ohnehin schon dicht belaubten Kronen (Hallenbarter 2002). Sterberaten waren zu gering um ausgewertet werden zu können. Insgesamt kann gesagt werden, dass die Mineraldüngung nur dort die Kronenverlichtung reduzierte, wo sie von vorhnherein sehr hoch war, während das Wachstum generell gesteigert wurde.

Das Bewässerungsexperiment im Pfynwald, einem durch die Wasserverfügbarkeit limitiertem Wald, führte innerhalb von wenigen Jahren zu reduzierter Kronenverlichtung auf den bewässerten Flächen, erhöhtem Stammzuwachs, Trieblängen und Nadelgewichten und gleichzeitig zu reduzierter jährlicher Sterberate (Dobbertin und Giuggiola 2006; Brunner *et al.* 2009). Hier veränderten sich somit sowohl Wachstum, als auch Kronenverlichtung und Sterberaten durch die Aufhebung der an diesem Standort natürlichen Wasserlimitierung.

4 Schlussfolgerungen

Kronenverlichtung, Sterberaten und Wachstum können mit gewissen Einschränkungen als Indikatoren für den Waldzustand verwendet werden. Sie sollten jedoch nicht für sich alleine betrachtet werden, da dies leicht zu Fehlinterpretationen führen kann. Einen Universalindikator für den Waldzustand oder gar die Waldgesundheit gibt es nicht und wird es auch in Zukunft nicht geben können.

Die Kronenverlichtung kann beschränkt als Indikator für Unterschiede im Standort und der Bestandesentwicklung dienen. Zudem können Veränderungen, beispielsweise durch Insektenfrass, so leichter quantifiziert werden und mit möglichen Veränderungen im Zuwachs und der Sterberate in Bezug gesetzt werden.

Aus der innerhalb von einzelnen Waldbeständen gefundene Beziehung zwischen Kronenverlichtung und Zuwachs, und dem gleichzeitigen Anstieg der Kronenverlichtung, wie er zu Beginn der Sanasilva-Inventur in den 1980er Jahren beobachtet wurde, darf nicht gefolgert werden, dass der Wald in der Schweiz deshalb heute weniger wächst. Veränderte Umweltbedingungen, aber auch eine veränderte Nutzung, können sowohl zu erhöhtem Bestandeswachstum als auch zu erhöhter Kronenverlichtung der Einzelbäume führen.

Zu Beginn der «Waldsterbensforschung» wurde unglücklicherweise eine hohe Kronenverlichtung eines Baumes als durch Luftschadstoffe verursacht und die Beziehung zwischen Kronenverlichtung und Zuwachs als durch Luftschadstoffe verursachter Zuwachsrückgang interpretiert. Die heutige Kenntnis der natürlichen Variabilität der Kronenverlichtung, deren vielfältige Ursachen und die Auswertung langer Zeitreihen von Sterberaten der Wälder und deren Wachstum zeigen keine durch Lufteinträge bedingte Zuwachseinbussen oder erhöhte Sterberaten. Umgekehrt, dürfen die derzeit hohen Zuwachsraten auch nicht zu dem Schluss verleiten, dass die Einträge in den Wald, zum Beispiel die Stickstoffeinträge, diesen nicht langfristig in Aufbau, Funktion und Stabilität beeinträchtigen werden (siehe Beiträge von Schmitt *et al.;* Graf Pannatier *et al.* in diesem Band).

Im Vergleich zum Anfang der 1980er Jahre liegen inzwischen viele Informationen zur Entwicklung des Waldzustands vor, welche helfen die wichtigen Referenzzustände oder Erwartungswerte von Wäldern zu definieren. In Anbetracht der weiterhin schnellen Veränderungen in der Umwelt (Klimaveränderungen, Nutzungsänderung

durch Energieknappheit, Veränderung der chemischen Zusammensetzung der Atmosphäre) ist die weitere Erhebung der Indikatoren zu Kronenzustand, Sterberate und Waldwachstum fortzusetzen. Nur so können Fehlschlüsse wie zur Zeit der «Waldsterbensdebatte» in Zukunft vermieden werden.

Danke
Den vielen WSL-Mitarbeitern, die seit Beginn der Sanasilva-Inventur und der Einrichtung der LWF-Flächen an Ausbildung, Erhebung und Auswertung beteiligt waren und allen Feldmitarbeitern, welche im Laufe der Jahre die Erhebungen auf den Sanasilva- und LWF-Flächen durchgeführt haben, sei hier herzlich gedankt. Dazu möchten wir insbesondere Flurin Sutter für die Bereitstellung der Karten und Peter Jakob und seinen Vorgängern für die Datenbankentwicklung und -betreuung danken.

5 Literatur

BFL und EAFV, 1987: Sanasilva-Waldschadenbericht 1987. Bern und Birmensdorf, November 1987.

Bigler, C.; Bräker, O.U.; Bugmann, H.; Dobbertin, M.; Rigling, A., 2006: Drought as an Inciting Mortality Factor in Scots Pine Stands of the Valais, Switzerland. Ecosystems 9: 330–343.

Bräker, O.U., 1992: Erkenntnisse aus Zuwachsuntersuchungen. Forum für Wissen 1992: Waldschadenforschung in der Schweiz: Stand der Kenntnisse. 55–58.

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. European Forest Institute Research Report No. 5. Berlin, Heidelberg, Springer. 199–217.

Brändli, U.-B.; Duc, P., 2009: Indikatoren und Ergebnisse zur nachhaltigen Waldnutzung im Landesforstinventar LFI. Forum für Wissen 2009: 59–66.

Brang, P. (ed) 1998: Sanasilva-Bericht 1997. Zustand und Gefährdung des Schweizer Waldes – eine Zwischenbilanz nach 15 Jahren Waldschadenforschung. Ber. Eidgenöss. Forsch.anst. Wald Schnee Landsch. 345, 102 S.

Brunner, I.; Graf Pannatier, E.; Frey, B.; Rigling, A.; Landolt, W.; Zimmermann, S.; Dobbertin, M., 2009: Morphological and physiological responses of Scots pine fine roots to water supply in a climatic dry region in Switzerland. Tree Physiol. 29:541–550.

Cherubini, P.; Fontana, G.; Rigling, D.; Dobbertin, M.; Brang, P.; Innes J.L., 2002: Tree-life history prior to death: two fungal root pathogens affect tree-ring growth differently. J. Ecol. 90: 839–850.

Dobbertin, M., 2005: Tree growth as indicator of tree vitality and of tree reaction to environmental stress: A review. Eur. J. For. Sci. 124: 319–333.

Dobbertin, M.; Brang, P., 2001: Crown defoliation improves tree mortality models. For. Ecol. Manage. 141: 273–286.

Dobbertin, M.; Giuggiola, A., 2006: Baumwachstum und erhöhte Temperaturen. Forum für Wissen 2006: 35–45.

Dobbertin, M.; Rigling, A., 2006: Pine mistletoe (*Viscum album* ssp. austriacum) contributes to Scots pine *(Pinus sylvestris)* mortality in the Rhone valley of Switzerland. For. Pathol. 36: 309–322.

Dobbertin, M.; Baltensweiler, A.; Rigling, D., 2001: Tree mortality in a mountain pine (*Pinus mugo* var. uncinata) stand in the Swiss National Park impacted by root rot fungi. For. Ecol. Manage. 145: 79–89.

Dobbertin, M.; Hug, C.; Mizoue, N., 2004: Using slides to test for changes in crown defoliation assessment methods. Part I: Visual assessment of slides. Environ. Monit. Assess. 98, 1–3: 295–306.

Dobbertin, M.; Hug, C.; Mizoue, N., 2005a: Using slides to test for changes in crown defoliation assessment methods. Part II: Application of the Image Analysis System CROCO. Environ. Monit. Assess. 102: 167–178.

Dobbertin, M.; Garcia-Fernandez, P.; Kahle, H.P.; Minaya, M.; Neumann, M.; Solberg, S.; Spiecker, H.; Spitzbart, G.; Sterba, H., 2005b: Forest growth. In: UN-ECE (ed) The condition of forests in Europe. 2004 Executive Report. Geneva, UN-ECE. 23–25.

Dobbertin, M.; Giuggiola, A.; Li, M.-H.; Cherubini, P., 2007: Klimawandel und die Lärchen im Engadin. Bündnerwald 60, 3: 17–21.

Dobbertin, M.; Hug, C.; Graf Pannatier, E.; Kräuchi, N.; Schaub, M.; Schmitt, M.; Schwyzer, A.; Thimonier, A.; Waldner, P., 2009: 25 Jahre Sanasilva: Vom Waldsterben zur Waldökosystemforschung. Inf.bl. Wald 25: 1–4.

EAFV, 1987: Verrötungen Immergrüner Nadelbäume im Winter 1986/87 in der Schweiz, Birmensdorf, EAFV.

Eichhorn, J.; Dammann, I. ; Schönfelder, E.; Albrecht, M.; Beck, W.; Paar, U., 2008: Untersuchungen zur Trockenheitstoleranz der Buche am Beispiel des witterungsextremen Jahres 2003. Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt (Hrsg.) Ergebnisse angewandter Forschung zur Buche. Beiträge aus der Nordwestdeutschen Forstlichen Versuchsanstalt, Göttingen. 3: 109–134.

Gehrig, M., 2004: Methoden zur Vitaltitätsbeurteilung von Bäumen. DissETH Nr. 15341, Zürich.

Graf Pannatier, E.; Dobbertin, M.; Schmitt, M.; Thimonier, A.; Waldner, P., 2007: Effects of the drought 2003 on forests in Swiss Level II plots. Schr. Forstl. Fak. Univ. Gött. Niedersächs. forstl. Vers.anst. 142: 128–135.

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.

Hallenbarter, D., 2002: Optimale Ernährung und Holzasche-Recycling im Wald: Untersuchungen und Wirkungszusammenhänge in Bezug auf die Ausbringung von Nährstoffen im Wald. Diss. ETH No. 14502. 92 S.

Innes, J.L.; Ghosh, Sucharita; Dobbertin, M.; Rebetez, Martine; Zimmermann, S., 1997: Kritische Belastung und die Sanasilva-Inventur. Forum für Wissen 1997. Säure- und Stickstoffbelastungen – ein Risiko für den Schweizer Wald? 73–83.

Jolly, W.M.; Dobbertin, M.; Zimmermann, N.E.; Reichstein, M., 2005: Divergent growth responses of Alpine forests to 2003 heat wave. Geophys. Res. Lett. 32, 18: Art. No. L18409, DOI:10.1029/2005 GL023252.

Joos, K., 1997: Ionengehalt und elektrische Leitfähigkeit im Splintholz, Zuwachsleistung und Nadelverlust bei Fichte unter Berücksichtigung ihrer Nährstoffversorgung. Wissenschaftliche Berichte Band 1, ETH Zürich.

Kahle, H.-P.; Karjalainen, T.; Schuck, A.; Agren, G.I.; Kellomaäki, S.; Mellert, K.; Prietzel, J.; Rehfuess, K.E.; Spiekker, H., 2008: Causes and Consequences of Forest Growth Trends in Europe. European Forest Institute Research Project 21. Results of the RECOGNITION Project. Boston, Brill, Leiden. Vol. 21.

Klap J.M.; Voshaar, J.H.O.; De Vries, W.; Erisman, J.W., 2000: Effects of environmental stress on forest crown condition in Europe. Part IV: Statistical analysis of relationships. Water Air Soil Pollut. 119: 387–420.

Kramer, H., 1988: Waldwachstumslehre. Hamburg, Berlin, Paul Parey. 374 S.

Meier, F.; Engesser, R.; Forster, B.; Odermatt, O., 2004: Forstschutz-Überblick 2003. [Published online 7.7.2004] Available from World Wide Web <http://www.pbmd.ch>. Birmensdorf, Eidgenössische Forschungsanstalt WSL. 22 S.

Mizoue N.; Dobbertin M., 2003: Detecting differences in crown transparency assessments between countries using the image analysis system CROCO. Environ. Monitor. Assess. 89: 179–195.

Müller, E.; Stierlin, H.R., 1990: Sanasilva-Kronenbilder mit Nadel- und Blattverlustprozenten. 2. Überarbeitete und erweiterte Auflage. Birmensdorf, Eidgenössische Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft. 129 S.

Neumann, M.; Stemberger, A., 1990: Über Ausmass und Verteilung der Mortalität: Gegenüberstellung von Ergebnissen der Waldzustandsinventur mit früheren Untersuchungen. Forstwiss. Cent.bl. 107: 63–99.

Rebetez, M.; Dobbertin, M., 2004: Climate change may already threaten Scots pine stands in the Swiss Alps. Theor. Appl. Climatol. 79: 1–9.

Renaud J.P.; Nageleisen L.M., 2005: Results from the European network for damage monitoring, Département de la santé des forêts, Bilan de la santé des forêts en 2004.

Scheidegger, C.; Stofer, S., 2009: Flechten im Wald: Vielfalt, Monitoring und Erhaltung. Forum für Wissen 2009: 39–50.

Schmid-Haas, P.; Baumann, E.; Holdenrieder, O.; Keller, W.; Ramp, B.; Stepien, E., 1997: Infektionen der Stützwurzeln, Kronenverlichtung und Zuwachs bei Fichten und Tannen. Mitt. Eidgenöss. Forsch.anst. Wald Schnee Landsch. 72, 2: 129–244.

Schmitt, M.; Waldner, P.; Schaub, M.; Graf Pannatier, E.; Thimonier, A., 2009: Stickstoffeintrag und Ozonbelastung im Schweizer Wald aus der Sicht der Langfristigen Waldökosystem-Forschung. Forum für Wissen 2009: 113–124.

Seidling, W., 2007: Signals of summer drought in crown condition data from the German Level I network Eur. J. For. Res. 126: 529–544.

Solberg, S.; Dobbertin, M., Reinds, G.J., Lange, H., Andreassen, K., Garcia Fernandez, P., Hildingsson, A., de Vries, W., 2009: Analyses of the impact of changes in atmospheric deposition and climate on forest growth in European monitoring plots: A stand growth approach. For. Ecol. Manage. doi:10.1016/j.foreco.2008.09.057.

Spiecker, H.; Mielikäinen, K.; Köhl, M.; Skovsgaard, J.P., 1996: Growth Trends in European Forests. In: Springer, Berlin.

Thalmann, E.; Appenzeller, C.; Bader, S.; Braun-Fahrländer, C.; Burga, C.A.; Defila, C.; Dobbertin, M.; Engesser, R.; Fuhrer, J.; Furger, M.; Goerg-Guenthardt, M.; Haeberli, W.; Hiltbrunner, E.; Jankowski, T.; Keusen, H.-R.; Kozel, R.; Liniger, M.; Luterbacher, J.; Neu, U.; Philipona, R.; Prévôt, A.; Rebetez, M.; Rigling, A.; Schär, C.; Schürch, M.; Schwierz, C.; Vollenweider, P.; Vonder, Mühll D., 2005: Synthesebericht Hitzesommer 2003. SCNAT, ProClim, GEOForumCH, OcCC und ACP. 31 S.

Ulrich, B.; Mayer, R.; Khanna, P.K., 1980: Chemical changes due to acid precipitation in a loess-derived soil in central Europe. Soil Sci. 130: 193–199.

Walthert, L.; Blaser, P.; Lüscher, P.; Luster, J.; Zimmermann, S., 2003: Langfristige Waldökosystem-Forschung LWF in der Schweiz. Kernprojekt Bodenmatrix. Ergebnisse der ersten Erhebung 1994–1999. [published online April 2003]. Available from World Wide Web <http://e-collection.ethbib.ethz.ch/cgibin/show.pl?type=bericht&nr=276> Zürich, Eidg. Technische Hochschule. 340 S. + Anhang 153 S. [pdf]

Waring, R.H.; Thies, W.G.; Muscato, D., 1980: Stem growth per unit of leaf area: a measure of tree vigor. For. Sci. 26: 112–117.

Webster, R.; Rigling, A.; Walthert, L., 1996: An analysis of crown condition of *Picea, Fagus* and *Abies* in relation to environment in Switzerland. Forestry 69, 4: 347–355.

Zierl, B., 2004: A simulation study to analyse the relations between crown condition and drought in Switzerland. For. Ecol. Manage. 188: 25–38.

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. European Forest Institute. Berlin, Heidelberg, Springer.

Zingg, A., 2009: Was lehrt uns die Ertragskunde hinsichtlich nachhaltiger Ressourcennutzung im Wald? Forum für Wissen 2009: 67–76.

Abstract

Tree crown defoliation, mortality rate and growth in long-term studies – Which indicators describe forest condition best?

Since the mid 1980s the effects of environmental changes on forest condition have been monitored in Europe. First, national surveys were conducted, later long-term research plots were installed, such as the LWF plots of the WSL. All the indicators of forest condition, including crown defoliation, tree mortality and growth, are influenced by site conditions, inter-tree competition and stand age. This makes it difficult to find simple cause-effect relationships with environmental factors, in particular with air pollution.

On the LWF plots, tree growth and defoliation vary highly between forests. Annual mortality rates, on the other hand, were mostly below 1 %. Higher values were linked to diseases, pathogens or extreme summer drought. Defoliation was subject to annual perturbations caused by cyclic outbreaks of defoliators, drought, storms or frost. The same is true for tree growth. Within a forest, trees with higher defoliation tend to grow slower and have a higher mortality rate as compared to trees with low defoliation. Between stand comparisons are more complex and do not allow to draw simple conclusions on forest condition based on one indicator alone.

Keywords: forest condition, crown defoliation, forest growth, tree mortality