

PROJEKTTRÄGERSCHAFT PROGRAMM
LEBENSGRUNDLAGEN UMWELT UND IHRE SICHERUNG
FORSCHUNGSBERICHT FZKA - BWPLUS

**Magnesium-Mangelvergilbung an Fichte -
Einfluß von fröhsommerlicher Trockenheit und Dolomit-Kalkung.
*Teilprojekt A: Wasser- und Nöhrelementhaushalt der Fichten.
Teilprojekt B: Bodenwasser, Durchwurzelung und Stoffdynamik.***

- Schlußbericht -

Autoren:

S. Fink¹, K.H. Feger², M. Gülpen¹, M. Armbruster² und K. Lorenz²

¹*Institut für Forstbotanik und Baumphysiologie, Universität Freiburg, Bertoldstr. 17, D-79085 Freiburg i. Br.*

²*Institut für Bodenkunde und Waldernährungslehre, Universität Freiburg.*

DIE ARBEITEN DER PROJEKTTRÄGERSCHAFT LEBENSGRUNDLAGE UMWELT UND
IHRE SICHERUNG (BWPLUS) WERDEN MIT MITTELN DES
LANDES BADEN-WÜRTTEMBERG GEFÖRDERT

Förderkennzeichen: PEF 1 97 001 (Teilprojekt A)
PEF 1 96 004 (Teilprojekt B)

97 Seiten
59 Abbildungen
14 Tabellen
111 Literaturstellen

Juli 1999

Inhaltsverzeichnis

Seite

1 Einleitung	1
2 Hypothesen	2
2.1 Grundlagen	2
2.2 Folgerungen.....	6
3 Auswahl und Einrichtung der Versuchspartzen.....	8
3.1 Versuchsgebiete.....	8
3.2 Vorbereitung der Partzen und Errichtung der Dachkonstruktionen	14
3.3 Austrocknungsphasen.....	15
4 Untersuchungsmethoden	16
4.1 Forstbotanische Untersuchungen	16
4.1.1 Xylemfluß.....	16
4.1.2 Zuwachsfeinmessungen.....	16
4.1.3 Messung meteorologischer Parameter	16
4.1.4 Probenahmen	17
4.2 Bodenkundliche Untersuchungen.....	18
4.2.1 Erfassung der Bodenfeuchte	18
4.2.2 Entnahme von Bodensickerwasser	20
4.2.3 Boden- und Feinwurzeluntersuchungen	21
4.2.4 Bodenwasserhaushalt.....	24
5 Mögliche Dacheffekte	25
5.1 Licht.....	25
5.2 Temperatur	25
5.3 Luftfeuchte	28

5.4	Veränderte Niederschläge und Streufall.....	28
5.5	Bewertung der Dachartefakte	29
6	Charakterisierung der Versuchspartzen.....	30
6.1	Böden	30
6.2	Durchwurzelung	31
6.3	Ernährungszustand vor und nach den Trockenheitsexperimenten	33
6.3.1	Nadelanalysen.....	33
6.3.2	Feinwurzeln	35
7	Verlauf der Austrocknungsexperimente.....	36
7.1	Klimatische Einordnung der Untersuchungsjahre.....	36
7.2	Auswirkungen auf die Bodenfeuchte	37
7.2.1	Versuchsjahr 1997	37
7.2.2	Versuchsjahr 1998	42
7.3	Auswirkungen auf die Fichten	46
7.3.1	Versuchsjahr 1997	46
7.3.2	Versuchsjahr 1998	47
8	Xylemfluß, Radialveränderungen und Vergilbungszustand	49
8.1	Xylemfluß.....	49
8.2	Xylemfluß und Radialveränderungen.....	51
8.3	Vergilbung.....	56
9	Modellierung des Wasserhaushaltes für die Austrocknungsperioden	57
9.1	Austrocknungsexperiment 1997.....	57
9.2	Austrocknungsexperiment 1998.....	59

10 Auswirkungen der experimentellen Trockenheit auf die Stoffdynamik	62
10.1 Veränderung des Stoffeintrages durch die experimentelle Austrocknung	62
10.2 Bodenmikrobiologische Untersuchungen und Streuabbau	63
10.2.1 Bodenmikrobiologie	63
10.2.2 Streuabbau (Litterbag-Versuche).....	67
10.3 Sickerwasserkonzentrationen und Stoffflüsse.....	72
10.3.1 Charakterisierung des Bodensickerwassers der Kontrollparzellen.....	72
10.3.2 Effekte des Austrocknungsexperimentes auf die Ionenkonzentration im Sicker-	
wasser	73
10.3.3 Stoffflüsse von Kontroll- und Trockenparzellen im Jahr 1998	75
11 Zusammenfassende Diskussion und Schlußfolgerungen.....	77
12 Danksagung.....	80
13 Literatur	81
14 Anhang.....	90

1 Einleitung

Der Schadtyp der "Montanen Vergilbung" der Fichte wurde als der einzige, hinsichtlich der Symptomausprägung klar definierte Schadtyp "Neuartiger Waldschäden" ausgeschieden (FWL, 1989). Der Zusammenhang mit geringer Mg-Versorgung wurde vielfach dokumentiert (BOSCH *et al.*, 1986; ZÖTTL und MIES, 1983; LANGE *et al.*, 1989). Nach Behandlung mit Mg-haltigen Düngern konnte auf verschiedenen Standorten eine zum Teil rasche Wiederergrünung in vergilbten Beständen beobachtet werden (ZÖTTL und HÜTTL, 1986; HÜTTL und FINK, 1988; FEGER *et al.*, 1990). Seit Ende der achtziger Jahre ist jedoch vielerorts auch auf bislang nicht behandelten Standorten eine Wiederergrünung zu beobachten (z.B. MÜNCH *et al.*, 1990).

Die Versuchsstandorte "Schluchsee" und "Villingen" des ARINUS-Projektes im Schwarzwald wurden Mitte der achtziger Jahre als Versuchsflächen für die dort bis Ende 1996 durchgeführten waldökologischen Untersuchungen ausgewählt, weil die Fichtenbestände unter starken Vergilbungserscheinungen durch Magnesiummangel litten. Dies galt besonders für den Standort "Schluchsee", der sich auf Bärhaldegranit befindet. Auf Bärhalde-Standorten waren bereits in den siebziger Jahren Vergilbungserscheinungen an Fichten beobachtet worden (ZÖTTL *et al.*, 1977). Das Ziel des nunmehr abgeschlossenen ARINUS-Projektes war es, auf ökosystemarer Ebene Erklärungen für die rasch und auf großer Fläche auftretende "Montane Vergilbung" zu Beginn der achtziger Jahre zu finden. Erkenntnisse, daß im südlichen Hochschwarzwald im Gegensatz zu anderen Schadgebieten in Deutschland auch in Vergangenheit vergleichsweise geringe Protonen- und Schwefeleinträge und eine niedrige SO₂-Belastung gegeben war (OBLÄNDER und HANSS, 1985; MIES, 1987; AHRENS *et al.*, 1988; FEGER, 1993), machten eine Betrachtung von ökosysteminternen Stoffumsätzen erforderlich. Eine mögliche Belastung durch Ozon dürfte in den letzten Jahren eher zugenommen haben, so daß auch die beobachtete Wiederergrünung im Schluchseegebiet nicht auf der Basis zurückgehender Belastungen mit atmosphärischen Schadstoffen erklärt werden kann. Neben der Betonung der Bedeutung der standortstypischen Nährstoffausstattung und der Nutzungsgeschichte wurden für das synchrone Auftreten der Montanen Vergilbung der Fichte Interaktionen mit dem Wasserhaushalt als auslösender Impuls verantwortlich gemacht (FEGER, 1993; ZIMMERMANN *et al.*, 1995). Auf anderen Schwarzwald-Standorten ließen sich Perioden mit geringerem Zuwachs mit Perioden ungünstiger Witterungsverhältnisse korrelieren (KAHLE, 1994). Diese Schlußfolgerungen führten zu der Arbeitshypothese für dieses Forschungsprojekt.

2 Hypothesen

2.1 Grundlagen

In Schluchsee ist die Mg-Dynamik im Ökosystem vorwiegend an den Kreislauf der organischen Substanz gebunden, da aus der Mineralverwitterung sehr wenig Mg nachgeliefert wird. Der Mineralboden in Schluchsee verfügt nur über sehr geringe pflanzenverfügbare Mg-Vorräte (RASPE und FEGER, 1998). Außerdem ist der Mg-Gehalt gegenüber dem Ausgangsmaterial bereits um 20% reduziert. Die Skelettfraction, die einen Beitrag zum kurz- bis mittelfristig mobilisierbaren Ionenpool leisten kann, trägt am Standort Schluchsee zwar mit einem zusätzlichen austauschbaren Anteil von ca. 35% der Mg-Werte des Feinbodens bei, übernimmt dort aber nicht die Funktion eines "Ersatzspeichers" (KÖHLER *et al.*, 1999). Der Mg-Nachlieferung aus der organischen Substanz kommt daher eine zentrale Bedeutung für die Mg-Ernährung der Bestände zu (RASPE und FEGER, 1998). Da atmogene Einträge von Mg zudem am Standort relativ gering sind, leben die Bestände bezüglich des Magnesiums daher praktisch "von der Hand in den Mund" (FEGER, 1998).

Entsprechend der Verteilung der organischen Substanz im Boden ist der Vorrat an austauschbar gebundenem Mg deshalb hauptsächlich in der organischen Auflage konzentriert. Diese Verteilung korreliert gut mit den Mg-Gehalten in Feinwurzeln in verschiedenen Bodentiefen (RASPE, 1992). Dies unterstreicht die Bedeutung der Mg-Verteilung im Bodenprofil für die Mg-Aufnahme. Auch müssen sich hier die antagonistischen Beziehungen zwischen Al-Verfügbarkeit und der Aufnahme von Mg und Ca auswirken (KÜHN *et al.*, 1992). In tieferen Bodenschichten nimmt die Belegung des Austauscher-Komplexes mit Al stark zu. Zudem fehlt hier die komplexierende Wirkung gelöster organischer Substanz, so daß es in der Bodenlösung zu einer höheren Mobilität von ionarem Al kommt. Dieses Verteilungsmuster ist deutlich im erhöhten Al-Gehalt der Feinwurzeln und gleichzeitig reduzierten Mg- und Ca-Gehalten erkennbar (RASPE *et al.*, 1994).

RASPE *et al.*, (1996) konnten für den Untersuchungsstandort Schluchsee bei induzierter sommerlicher Austrocknung des Oberbodens unter Kleindächern eine Hemmung des Streuabbaus nachweisen. Die experimentell um ca. 50% reduzierten sommerlichen Niederschläge hatten sowohl bei Nadel- als auch bei Feinwurzelstreu deutlich niedrigere Mg-Freisetzungsraten zur Folge.

Bei einer Austrocknung des Oberbodens werden die Fichten ihren Wasserbedarf vermehrt aus tieferen Bodenschichten decken, in denen die Verfügbarkeit von Mg sehr gering ist, was die Aufnahme von Mg erheblich erschwert. Dies ist von besonderer Bedeutung für den Mg-Haushalt des Baumes, wenn der Oberboden im Frühsommer austrocknet, während sich die jungen Triebe entfalten. Solche ungewöhnlich frühen Austrocknungsperioden konnten am Standort Schluchsee

durch retrospektive Simulation des Bodenwasserhaushaltes für die Jahre 1976 und 1983 nachgewiesen werden (ZIMMERMANN, 1995; Abb. 2.1, 2.3).

Der Hochlagenstandort Schluchsee zeigt mit durchschnittlichen Jahresniederschlägen von 1900 mm und nutzbarer Feldkapazität im Bereich von 130-160 mm m⁻¹ Bodentiefe eine gute Wasserversorgung (ZIMMERMANN, 1995). So wurde im 8-jährigen Untersuchungszeitraum des ARINUS-Projektes der hydrologischen Jahre 1988-1996 im Mineralboden ein Matrixpotential von pF=2,74 (≅-550 cm WS) nicht unterschritten. Deutliche Austrocknungserscheinungen zeigten sich allerdings in trockenen Sommern in der organischen Auflage. Durch die retrospektive Simulation des Bodenwasserhaushaltes konnte für die Jahre 1976 und 1983 eine starke Austrocknung des Oberbodens während des Beginns der Vegetationszeit gezeigt werden, wobei das Trockenjahr 1983 den zeitlichen Höhepunkt der Vergilbungsschäden am Standort markiert (Abb. 2.1, ZIMMERMANN und FEGER, 1997). Gerade während des frühlommerlichen Maitriebs kann es bei hohem Nährstoffbedarf des Bestandes angesichts der Flachwurzelligkeit der Fichte so zu trockenheitsbedingten Engpässen in der

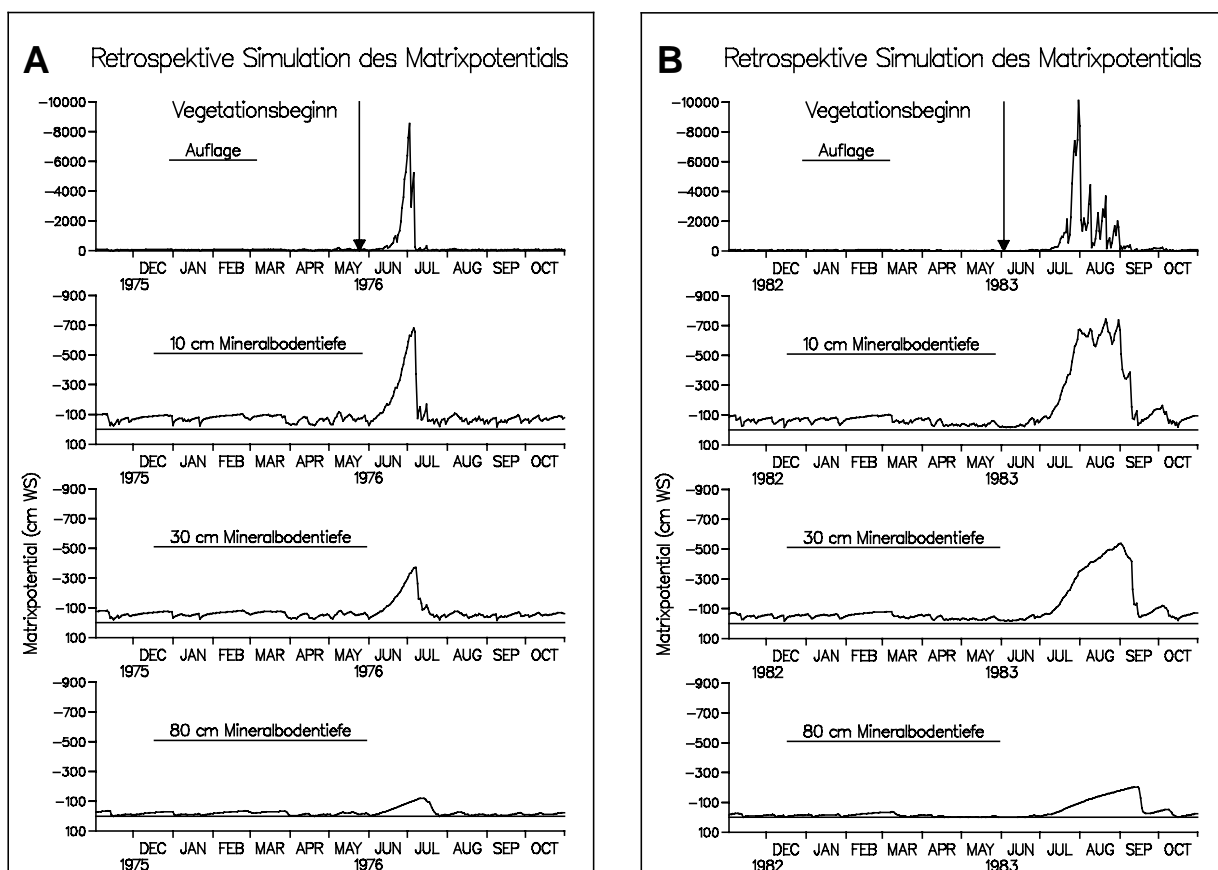


Abb. 2.1: Retrospektive Simulation der Matrixpotentiale in der organischen Auflage und drei Mineralbodentiefen während der trockenen Jahre 1976 (A) und 1983 (B) am Standort Schluchsee (aus: ZIMMERMANN, 1998).

Nährelementversorgung kommen (FEGER *et al.*, 1996; RASPE und FEGER, 1998). Seit 1988 traten dagegen Austrocknungen der organischen Auflage stets zu einem späteren Zeitpunkt in der Vegetationsperiode auf. Diese Periode fällt auch in die beobachtete Wiederergrünung der Bestände.

Zum Zeitpunkt des Knospentreibens im Frühsommer wird in den jungen Nadeln vermehrt Mg zum Wachstum benötigt. Untersuchungen auf schwach mit Mg versorgten Standorten zeigen, daß zur Sicherstellung der Versorgung des jungen Nadeljahrganges Mg aus älteren Nadeln in den Neuaustrieb verlagert werden kann (MIES und ZÖTTL, 1985; LANGE *et al.*, 1989; SIEFERMANN-HARMS und STEEGBORN, 1992; SIEFERMANN-HARMS *et al.*, 1994). Die älteren Nadeln vergilben dann mit dem Wachstum der jungen Nadeln. Wird allerdings während des Neuaustriebes die Terminalknospe entfernt, so unterbleibt das Vergilben der älteren Nadeln (LANGE *et al.*, 1989). Dieser Export von Mg aus älteren Nadeln muß ursächlich mit dem Mg-Angebot im Wurzelraum, der aktuellen Mg-Aufnahme in den Spitzen der wachsenden Feinwurzeln, und letztlich mit der Nachlieferung über das Xylem in Zusammenhang stehen. TANNER und BEEVERS (1990) konnten zeigen, daß Pflanzen, die durch hohe Luftfeuchtigkeit an der Aufrechterhaltung hoher Transpirationsraten gehindert wurden, im Vergleich zu Kontrollpflanzen keine Unterschiede in der Nährelementversorgung zeigten. Demnach wird der pflanzliche Organismus die *Elementtransportraten* im Xylem den Bedürfnissen der Nährelementversorgung anpassen, sofern genug Nährstoffe aufgenommen werden können. Ein

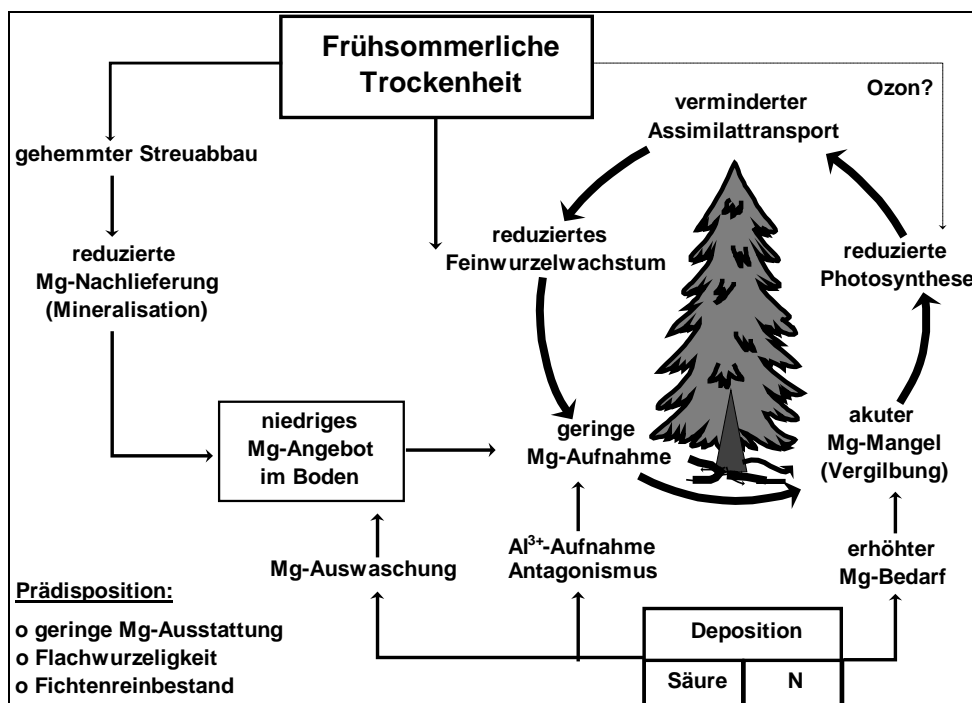


Abb. 2.2: Schematische Darstellung der Wirkung fröhsommerlicher Trockenheit auf den Magnesiumhaushalt der Fichte.

verminderter Massenfluß im Xylem auf Grund von Trockenheit wäre demnach zunächst keine Einflußgröße, über die Versorgungsengpässe in den Assimilationsorganen erklärt werden könnte. Jedoch muß eine verminderte *Aufnahme* durch eine Verlagerung der Wasseraufnahme in tiefere Bodenhorizonte (bei entsprechender Verteilung der Mg-Vorräte) Auswirkungen auf die Elementtransportrate im Xylem haben (Abb. 2.2).

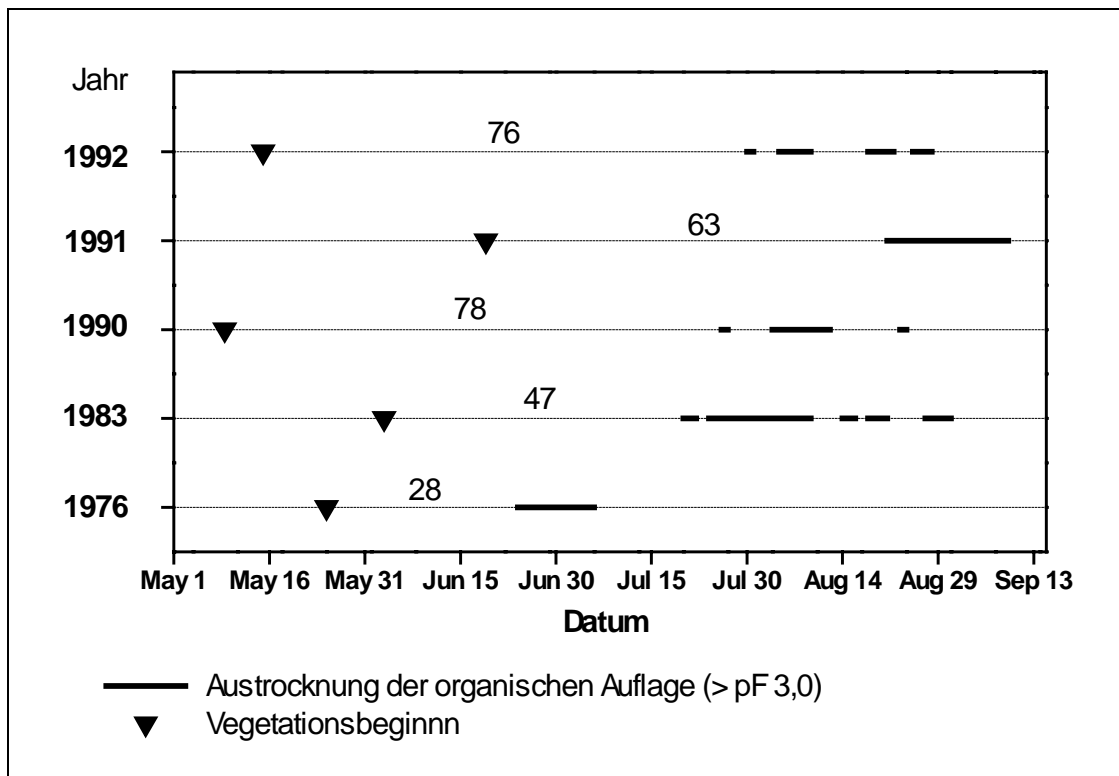


Abb. 2.3: Perioden mit starker Austrocknung der organischen Auflage ($pF > 3,0$) am Standort Schluchsee (Daten aus ZIMMERMANN 1995). Die Zahlen geben die Anzahl der Tage vom Vegetationsbeginn bis zum Beginn der Austrocknung an.

Negative Auswirkungen auf die Mg-Versorgung der Nadeln erscheinen auch deshalb plausibel, weil die Mg-Massenfluß-Transportrate mit dem Xylemsaft einen großen Teil der aus Ökosystembilanzen abgeleiteten (allerdings mehr integralen) Mg-Aufnahmerate erklären kann (DAMBRINE *et al.*, 1995; GÜLPEN *et al.*, 1996). Somit hat diese Flußgröße eine größere Bedeutung für die Mg-Bilanz der Bäume als durch die Betrachtung von statischen Gehalten bei der Beurteilung der Bedeutung der Mobilität über Massenfluß versus Austauschbewegung im Xylem zunächst vermutet werden kann (BANGERTH, 1979; GÜLPEN *et al.*, 1996).

Eine Mobilisierung von Mg aus älteren Nadeln zur Versorgung des Neuaustriebes erscheint leicht möglich, da wasserlösliches und somit leicht mobilisierbares Mg in den Nadeln bis zu 80%

des Gesamt-Mg ausmachen kann (GÜLPEN *et al.*, 1995; GÜLPEN, 1996). Ein vermehrter Entzug von Mg aus den älteren Nadeln führt zu akutem Mg-Mangel, der in Vergilbungserscheinungen der älteren Nadeljahrgänge resultiert. Wassermangel im Oberboden würde sich somit über die Mg-Aufnahme auf die Nährelementversorgung der Fichten auswirken. Entscheidend hierbei ist demnach nicht primär eine Einschränkung der Transpiration und des Xylemflusses auf Grund von Trockenstress, da die Deckung des Wasserbedarfes aus weniger stark ausgetrockneten tieferen Bodenschichten erfolgen kann. Dies ist ein wesentlicher Unterschied zu den standortsfernen Bedingungen bei Trockenheits-Experimenten in Pflanzgefäßen.

Bei Mg-Mangel wird der Export von Assimilaten aus den Nadeln behindert. Dies führt zu einer verringerten Versorgung der Wurzeln (FINK, 1990; CAKMAK und MARSCHNER, 1992; ERICSSON *et al.*, 1992; CAKMAK *et al.*, 1994). Eingeschränktes Wurzelwachstum führt bei Mg-Mangel zu einer Erhöhung des Sproß-Wurzelverhältnisses (BOUMA *et al.*, 1979). Eingeschränktes Feinwurzelwachstum hat wiederum eine Reduktion der Mg-Aufnahme zur Folge, da diese vornehmlich mit den wachsenden Wurzelspitzen assoziiert ist (HÄUSSLING *et al.*, 1988; ROBERTS *et al.*, 1989). Bei einem Dach-Experiment in Dänemark konnte tatsächlich in der Trockenvariante ein starker Rückgang der Feinwurzelbiomasse in den oberen 10 cm des Bodens beobachtet werden (BEIER *et al.*, 1995). Unter den auf dem Versuchsstandort Schluchsee gegebenen Bedingungen würde dies Auswirkungen auf die Mg-Aufnahme haben, die auch über einen längeren Zeitraum Bestand hätten. Diese Auswirkungen auf das Feinwurzelwachstum könnten die beobachtete nur langsame Wiederergrünung der Fichtenbestände am Standort Schluchsee erklären. Dieser selbstverstärkende Effekt von akutem Magnesiummangel wurde von ROBERTS *et al.*, (1989) beschrieben. Klimafaktoren als vermutlich auslösenden Faktor von Vergilbungsercheinungen an Fichte in den Vogesen beschreiben auch DAMBRINE *et al.*, (1993).

2.2 Folgerungen

Die beschriebene Wirkungskette impliziert, daß aufgrund der gegebenen Standortverhältnisse Vergilbungsercheinungen jederzeit wieder auftreten könnten, sofern die beschriebenen ungünstigen Witterungsbedingungen erneut auftreten. Wie eine retrospektive Simulation der Matrixpotentiale in verschiedenen Bodentiefen auf den ARINUS-Versuchsflächen zeigt, bestand die Besonderheit der Trockenjahre 1976 und 1983 darin, daß es bereits im *Frühsummer* zu einer Austrocknung des Oberbodens kam (Abb. 2.3). Aus diesem Grund waren weitere Forschungsarbeiten angezeigt.

Es war anzunehmen, daß eine Verbesserung der Mg-Versorgung des Bestandes, z. B. durch die einige Jahre zurückliegende dolomitische Kalkung, das erneute Auftreten von Vergilbungsercheinungen verhindern könnte. Andererseits war jedoch auch eine mögliche Destabilisierung

von Fichtenbeständen nach Kalkung zu diskutieren, da mit einer Verlagerung der Feinwurzelaktivität in die organische Auflage eine weitere Verflachung des Wurzelsystems einhergehen würde. Dies würde in einer erhöhten Disposition gegenüber einer Austrocknung des Oberbodens resultieren.

Ziel der aufgestellten Hypothese war es nicht, eine allgemeingültige Hypothese zur Erklärung des Schadtyps "Montane Vergilbung" zu formulieren. Bei der Komplexkrankheit der "Montanen Vergilbung" sind neben den regional unterschiedlich wirksamen Einträgen von Luftschadstoffen vielfältige Standortfaktoren zu berücksichtigen. Auf wechselfeuchten Standorten können auch ungünstige bodenphysikalische Eigenschaften in Verbindung mit einer schwachen Mg-Ausstattung des Bodens zu Problemen mit dem Feinwurzelwachstum und der Mg-Aufnahme führen. In diesen Fichtenbeständen werden, im Gegensatz zum gesamten Schluchsee-Gebiet, auch heute noch Vergilbungserscheinungen beobachtet. Auch für eine mögliche schädigende Einwirkung von Ozon in Dosen, die keine direkten Ozonschäden (chlorotic mottling) verursachen, wird von SIEFERMANN-HARMS *et al.*, (1996; 1999) Mg-Mangel als prädisponierender Faktor genannt. Mit einer zurückgehenden Schadgasbelastung (SO₂, Ozon) kann zudem die Wiederergrünung im Schluchsee-Gebiet nicht erklärt werden (s.o.). Standortfremde Provenienzen, wie sie für viele Fichtenbestände typisch sind, sind besonders für Waldschäden disponiert (MÜNCH *et al.*, 1990). Im Rahmen des Projektes sollte der Faktor "frühsommerliche Trockenheit" im Experiment gezielt untersucht werden. Aus den dargestellten Hypothesen ergibt sich aber auch, daß dieses Experiment keinesfalls als Trockenstress-Versuch konzipiert war.

Als Ausgangspunkt des Forschungsvorhabens stand somit ein Hypothesenmodell zur Verfügung, das sowohl das Auftreten der montanen Nadelvergilbung Mitte der 80er als auch den allmählichen Rückgang der Symptome Ende der 80er Jahre erklären konnte. Ziel des durchgeführten Austrocknungsexperimentes war es deshalb, experimentell eine frühsommerliche Austrocknung des Oberbodens zu erzeugen, die mit derer der Jahre 1976 und 1983 vergleichbar sein sollte. So sollten die Mechanismen und Steuergrößen im System Boden-Baum untersucht werden, die bei frühsommerlicher Austrocknung zu akuten Vergilbungen führen sollten. Gleichzeitig war durch die Einbeziehung der 1990 erfolgten Mg-Gabe in Form einer Dolomitmalkung zu prüfen, inwieweit diese Behandlung einem möglicherweise klimainduziertem Auftreten akuter Mg-Mangelsymptome entgegenwirkt. Gleichzeitig mußte als Ausgangspunkt der Untersuchungen auch bedacht werden, daß bei den älteren Fichten eine verzögerte Wirkung der Trockenheit auftreten könnte, analog zu der bekannten verzögerten Wirkung Mg-haltiger Dünger auf Mg-Gehalte der Nadeln.

3 Auswahl und Einrichtung der Versuchspartellen

3.1 Versuchsgebiete

Das Versuchsgebiet Schluchsee befindet sich im erweiterten Feldberggebiet im Staatlichen Forstbezirk Schluchsee. Als Teil des Einzelwuchsbezirkes "Südschwarzwald" gehört es aufgrund seiner Höhenlage zwischen 1150 und 1250 m ü. NN der hochmontanen Stufe an. Es umfaßt die Abteilungen 43, 44, 46 und 47 des Distrikts I "Äule" und ist am ENE-exponierten Hang der "Schnepfhalde" gelegen. Dieser gehört zu einem Höhenzug, der sich vom Feldberg bis nach St. Blasien erstreckt. Bei den im Versuchsgebiet fließenden Bächen handelt es sich um Quellbäche, die sich V-förmig eingetieft haben. Sie formen so mehrere Wassereinzugsgebiete, die von 1986 bis 1996 Gegenstand der Waldökosystemforschung im Rahmen des ARINUS-Projektes waren (RASE *et al.*, 1998). Die Entwässerung des Gebietes erfolgt über den Krummenbach in den Schluchsee zum Rhein. Das mittlere Gefälle in den Einzugsgebieten beträgt ca. 22°, die Einzugsgebietsflächen betragen zwischen 6,6 und 11,0 ha. Das Grundwasser liegt hauptsächlich als Porengrundwasser der Hangschuttmassen vor, während Kluftgrundwasser im kluftarmen Kristallingestein von nur geringer Bedeutung ist.

Den geologischen Untergrund bildet der extrem basenarme Bärhaldegranit, der hier weder durch Fremdgesteinsgänge noch durch Tektonik gestört ist (vgl. WIMMENAUER und SCHREINER, 1981). Dieser mittel- bis grobkörnige Zweiglimmergranit zergrust leicht und hat mit 33 - 44 % einen extrem hohen Quarzgehalt (KEILEN, 1978). Nur etwa die Hälfte des gesamten Si ist in Silikaten festgelegt. KEILEN (1978) gibt als weitere Mineralzusammensetzung Kalifeldspat (33,1 %), Plagioklas (24,5 %), Biotit (3,7 %) sowie Muskowit (4,1 %) an. Im Vergleich zu anderen Graniten ist der Ca- und Mg-Gehalt des Bärhaldegranits extrem gering, während der P-Gehalt relativ hoch liegt. Die ebenfalls hohen Gehalte an Na und K beruhen auf den Plagioklas- bzw. Orthoklasanteilen und sind typisch für Ca-arme Granite.

Tab. 3.1: Beschreibung des Leitprofils auf der Versuchsfläche S1 (Schluchsee). Nach FEGER, 1993, verändert.

Höhe:	1190 m ü. NN			Exposition:	NNE						
Gestein:	Bärhaldegranit			Relief:	Oberhang (konvex)						
Humusform:	mullartiger Moder bis rohhumusartiger Moder			Neigung:	30 %						
				Gründigkeit:	> 100 cm						
				Akt. Durchwurzelung:	90 cm						
Bodenklassifikation:	DBG: Eisenhumuspodsol FAO: Haplic Podsol										
Horizont	Tiefe [cm]	Farbe (Munsell)	Skelett [%]	Textur	TRD [g cm ⁻³]	pH (H ₂ O)	pH (CaCl ₂)				
L	+1	7,5YR 7/8			0,10	4,2	3,5				
Of	+2	10YR 7/3			0,12	3,5	2,9				
Oh	+2,5	2,5YR 2			0,17	3,4	2,8				
Ahe	0-30	5YR 5/2	49,1	IS (SI)	1,10	3,8	3,3				
Bsh	-40	5YR 4/6	45,1	IS (SI)		4,2	3,8				
Bhs	-60	5YR 5/8	45,0	sL (Ls4)	1,08	4,9	4,2				
Bhvs	-80	5YR 6/6	42,5	sL (Ls4)		4,9	4,3				
Cv	->100	5YR 6/4	46,2	l'S (SI2)	1,37	4,4	4,1				
Horizont	C	N	P	K	Na	Ca	Mg	S	SO ₄ ²⁻ -S		
	mg g ⁻¹ Feinerde										
L	500	9,6	0,60	1,9		2,48	0,35	0,84			
Of	443	15,0	1,04	2,4		1,30	0,75	1,54			
Oh	238	8,7	0,86	40,9		0,93	1,21	0,85			
Ahe	24	1,7	0,64	42,7	10,5	0,27	1,32	0,14	0,02		
Bsh	32	1,7	0,71	50,3	10,7	0,26	1,36	0,17	0,02		
Bhs	30	1,1	0,64	37,9	9,9	0,28	1,44	0,15	0,02		
Bhvs	30	1,3	0,60	34,8	10,1	0,28	1,31	0,11	0,02		
Cv	5	0,4	0,55	46,9	17,1	0,19	1,92	0,03	0,02		
Horizont	H ⁺	Al ³⁺	Mg ²⁺	Ca ²⁺	K ⁺	Na ⁺	Mn ²⁺	Fe ³⁺	KAK _e	BS	
	μmol _c g ⁻¹ Feinerde										
Ahe	15,0	52,7	0,7	0,8	0,9	0,2	0,1	0,2	70,6	3,7	
Bsh	9,1	58,6	0,4	0,5	0,6	0,2	0,1	0,1	69,6	2,4	
Bhs	6,1	35,4	0,1	0,4	0,3	0,1	0,1	0,2	42,7	2,1	
Bhvs	5,6	35,1	0,1	0,5	0,3	0,1	0,1	0,1	41,9	1,9	
Cv	4,1	14,6	0,1	0,3	0,3	0,1	0,1	<0,1	19,6	4,1	
Horizont	Mn _p	Mn _{ox}	Mn _t	Al _{Edta}	Al _o	Al _d	Al _t	Fe _p	Fe _{ox}	Fe _d	Fe _t
	mg g ⁻¹ Feinerde										
Ahe	<0,01	<0,01	0,12	0,7	1,2	1,3	77,1	1,3	1,3	5,0	11,9
Bsh	<0,01	0,01	0,12	1,4	3,6	4,1	81,2	1,3	5,4	9,6	19,6
Bhs	0,04	0,08	0,27	2,5	7,0	7,3	85,9	2,1	7,9	10,6	27,2
Bhvs	0,05	0,11	0,26	2,0	9,2	11,6	80,5	5,2	7,5	11,0	18,3
Cv	0,01	0,20	0,33	0,4	3,4	3,4	94,0	0,6	0,6	5,1	17,0

Obwohl das Untersuchungsgebiet während der Würmeiszeit im Bereich der Feldbergvergletscherung lag, finden sich in den ca. 60 – 200 cm mächtigen Verwitterungsdecken keine Hinweise für eine Grundmoränenposition. Auch ist keine Gliederung in verschiedene Fließerdefolgen erkennbar, wie sie für weite Teile des Südschwarzwaldes von STAHR (1979) beschrieben wurde. Der

hohe Skelettanteil mit einem Maximum im Feinskelett (2 – 6 mm), was der Größe der Gesteinsmineralkörner entspricht, gibt einen deutlichen Hinweis auf die Rolle der *in-situ*-Verwitterung.

Für die Rücken und Hänge des Bärhalde-Schnepfhalde-Habsberg-Kammes ist die Podsol - Podsol/Braunerde - Stagnogley-Assoziation typisch (vgl. HÄDRICH *et al.*, 1979; STAHR, 1981). Im unmittelbaren Untersuchungsgebiet besitzen stauwasserbeeinflusste Böden nur eine untergeordnete Bedeutung. Nach Kartierungen und der forstlichen Standortskarte (DENZ, 1991) handelt es sich überwiegend um gut durchlässige, mittel- bis tiefgründige, sandig-lehmige Grusböden. Gewisse Differenzierungen ergeben sich hinsichtlich des Podsolierungsgrades. Neben der Basenarmut ist besonders die sandig-grusige Textur Hauptursache der Podsolierung. Die Humusform variiert kleinräumig außerordentlich stark, wobei in Abhängigkeit von der Bestockungsdichte roh-

humusartiger Moder bis hin zum F-Mull anzutreffen ist. Eine besondere Bedeutung für die Umwandlung der ungünstigen Humusformen besitzt die tiefgrabende Regenwurmart *Lumbricus badensis* (vgl. LAMPARSKI, 1985). In Tab. 3.1 sind die Eigenschaften eines Leitprofils wiedergegeben. Es handelt sich um einen sehr durchlässigen, tiefgründig entwickelten Eisenhumuspodsol. Entsprechend dem sauren Substrat ist der chemische Bodenzustand bis in den Unterboden hinein durch tiefe pH-Werte, Sorptionsschwäche und eine extrem geringe Basensättigung der Austauscher gekennzeichnet. Ein wichtiges Charakteristikum stellt die tiefgründige Humosität dar, was ein "reliktisches Merkmal" des ehemaligen Mischwaldes mit hohen Anteilen der tiefwurzelnden Baumarten Buche und Tanne darstellt (FEGGER, 1993).

Als natürliche Waldgesellschaft kann dem Untersuchungsgebiet der hochmontane Hainsimsen-(Buchen)Fichten-Tannenwald (Luzulo-Abietetum) zugeordnet werden (OBERDORFER, 1982). Tanne (*Abies alba* Mill.) und Buche (*Fagus sylvatica* L.) sind nahezu vollständig gegenüber der forstlich begünstigten Fichte (*Picea abies* Karst.) zurückgetreten. Typische Arten der Kraut- und Moosschicht sind Heidelbeere (*Vaccinium myrtillus*), Weiße Hainsimse (*Luzula luzuloides*), Drahtschmiele (*Deschampsia flexuosa*), Rippenfarn (*Blechnum spicant*) sowie das Moos *Rhytidadelphus loreus*.

Experimentelle Behandlungen am Standort Schluchsee:

S1 Kontrolle

S2 Kieserit

750 kg/ha $MgSO_4 \cdot H_2O$
 = 170 kg S
 = 120 kg Mg (200 kg MgO)
 Behandlung: Juni 1988

S3: Ammonsulfat

700 kg/ha $(NH_4)_2SO_4$
 = 170 kg S
 = 150 kg N
 Behandlung: Juni 1988,
 Juni 1991, Juni 1994

S4 Dolomitische Kalkung

4 t/ha $CaCO_3/MgCO_3$
 = 1080 kg Ca
 = 380 kg Mg
 Behandlung: Oktober 1990

Die Untersuchungen wurden in den beiden ARINUS- Experimentalwassereinzugsgebieten S1 und S4 durchgeführt (Abb. 3.1). Beim Wassereinzugsgebiet S1 handelt es sich um ein seit 1986 intensiv untersuchtes, unbehandeltes Kontrolleinzugsgebiet (RASPE *et al.*, 1998). Im Gebiet S4 erfolgte im Oktober 1990 die Behandlung mit 4000 kg ha^{-1} Dolomitgranulat ($1080 \text{ kg ha}^{-1} \text{ Ca}$; $380 \text{ kg ha}^{-1} \text{ Mg}$).

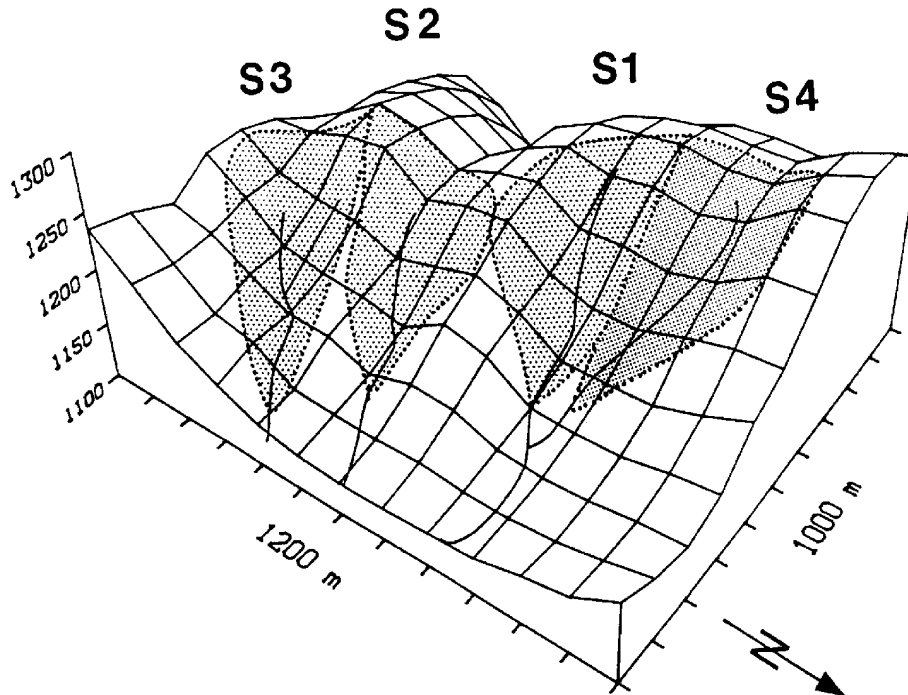


Abb. 3.1: Lage der ehemaligen ARINUS-Wassereinzugsgebiete am Versuchsstandort Schluchsee (aus: FEGER, 1993; verändert).

Tab. 3.2: Bezeichnung der Versuchspartellen.

Versuchsfläche	Behandlung	Versuchspartelle	Kurzbezeichnung
S1	Kontrolle	Kontrollpartelle	S1K
		Trockenpartelle	S1T
S4	Dolomit	Kontrollpartelle	S4K
		Trockenpartelle	S4T

Gemäß der formulierten Hypothesen erfolgte am ehemaligen ARINUS-Standort Schluchsee im September 1996 eine Auswahl von vier Versuchspartellen (Tab. 3.2). Auf dem Kontrollgebiet

”S1” und dem im Oktober 1990 mit 4t/ha Dolomit behandelten Wassereinzugsgebiet ”S4” wurden jeweils eine Trocken- (”S1T” und ”S4T”) und unmittelbar angrenzend jeweils eine Kontrollparzelle (”S1K” und ”S4K”) ausgewählt. Die Böden im Bereich der vier Parzellen wurden zusätzlich zu einer Ansprache der Humusformen auch mittels Bohrstock auf Vergleichbarkeit überprüft. Auf Grund der benachbarten Lage der Wassereinzugsgebiete S1 und S4 konnten sämtliche Flächen in räumlicher Nähe und mit gleicher Exposition am Hang eingerichtet werden. So beträgt der Abstand zwischen den Varianten Kontrolle und Dolomit etwa 100 m. Die Hangneigung liegt zwischen 10 und 15 %. Auf jeder Parzelle wurden fünf herrschende Fichten als Probebäume ausgewählt. Da die experimentelle Austrocknung anhand eines Daches unterhalb der Kronen erfolgen sollte, wurden die Trockenparzellen so eingerichtet, daß der Abstand der Stämme der Probebäume zu den Grenzen der Parzellen an keiner Stelle geringer als etwa fünf Meter war. Auf diese Weise wurden rechteckige Flächen von etwa 170 m², auf denen insgesamt 11 (Kontrolle) und 12 (Dolomit) Bäume stocken, im Gelände markiert. Eine Absperrung mit Trassierband diente dazu, in der Folge ein unkontrolliertes Begehen der Flächen zu verhindern. Für die weitere Einrichtung und den Bau des Daches wurden die Flächen ausschließlich auf dafür angefertigten Laufstegen begangen (Abb. 3.2).

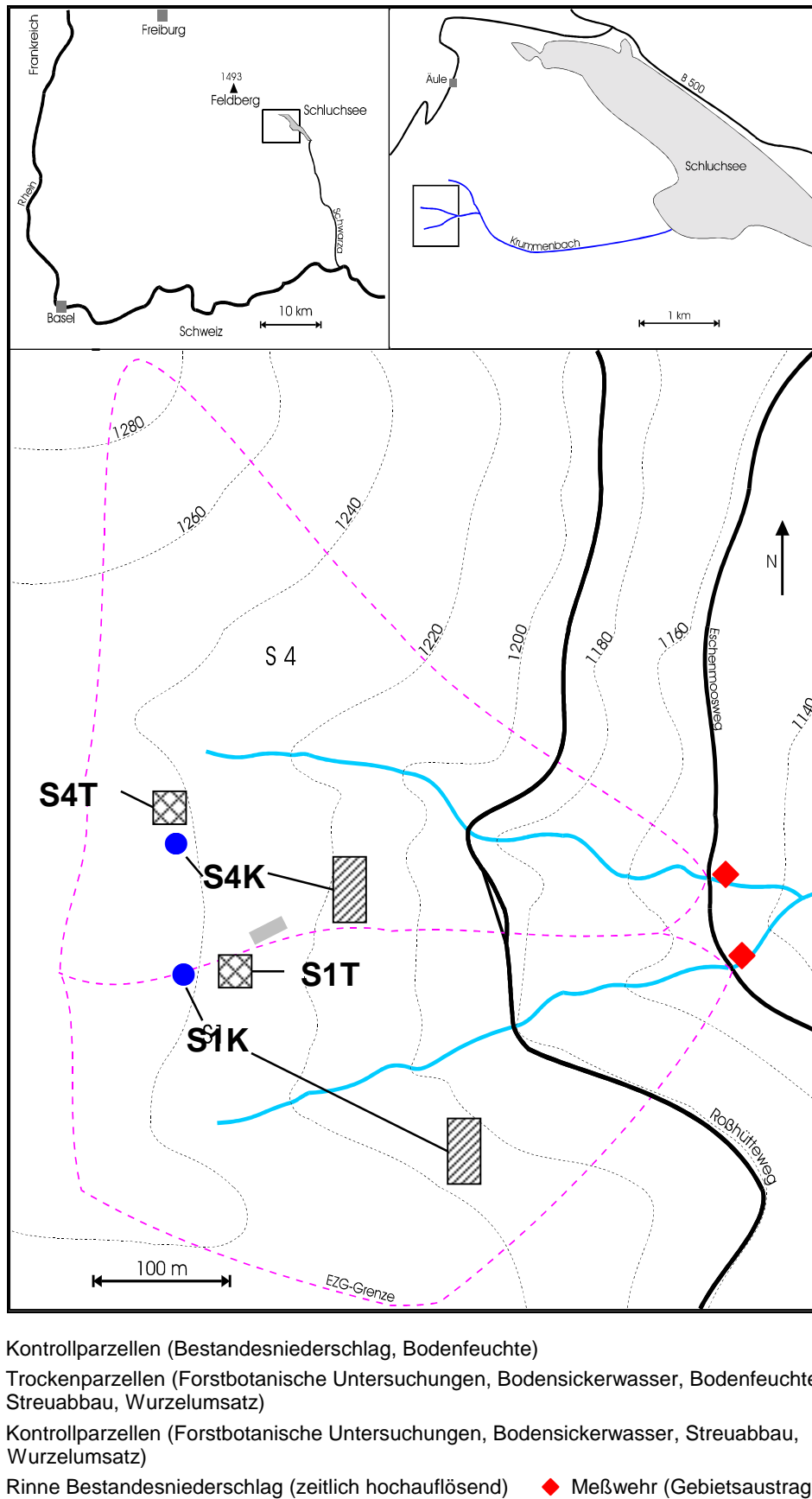


Abb. 3.2: Lage und Instrumentierung der Versuchsflächen in den Wassereinzugsgebieten S1 und S4 (KÖHLER, 1998; verändert).

3.2 Vorbereitung der Parzellen und Errichtung der Dachkonstruktionen

Um eine Befeuchtung des Bodens der Trockenparzellen durch lateralen Zustrom von Bodensickerwasser während der Austrocknungsphase zu verhindern, wurde im Herbst 1996 oberhalb der Trockenparzellen jeweils ein Graben, der bis zum nicht mehr grabbaren Grundgestein reichte, angelegt. Die Innenwände wurden mit Teichfolie ausgekleidet und die Gräben anschließend wieder verfüllt. Zur Verhinderung von seitlichem Abwandern von Feinwurzeln wurde an den übrigen drei Seiten ebenfalls Teichfolie bis zu einer Tiefe von 50 cm eingezogen. Hierbei ließ sich die Kappung von Seitenwurzeln einzelner Randbäume nicht vermeiden, die ohnehin nicht als Probebäume in Frage kamen. Für weitere Untersuchungen blieben diese Bäume unberücksichtigt. Als Fundamente für die Dachkonstruktionen, deren Errichtung im April 1997 begann, wurden Einschlaghülsen aus verzinktem Stahlblech installiert, wobei nur jeweils drei Einschlaghülsen auf den Parzellen selbst eingebracht werden mußten. Im Winter 1996/97 erfolgten auch die Anlage und Beprobung eines Bodenprofils auf den Trockenparzellen, sowie Instrumentierungen für die bodenkundlichen Fragestellungen.

Die Fichtenbestände am Versuchsstandort Schluchsee sind auf Grund der Lage an einem leeseitigen Hang und der hohen Schneemengen im Winter in besonderem Maße durch Schneebruch gefährdet. Schneebrüche haben bereits in Vergangenheit zu einer stellenweise lückigen Bestandesstruktur geführt. Im Verlaufe des Winters 1996/97 kam es auf den Versuchsflächen zu einem Schneebruchereignis. Auch die Versuchsgebiete Kontrolle und Dolomit waren hiervon betroffen. Auf den vier Versuchsparzellen wurden auch Kronen ausgewählter Probebäume gebrochen. Auf den Kontrollparzellen konnten Ersatzbäume ausgewählt werden, während dies auf den Trockenparzellen, auf denen jeweils zwei Probebäume ausgefallen waren, nicht möglich war. Angesichts des Arbeitsfortschrittes und des Ausmaßes der Schneebrüche konnte jedoch keine Verlegung der Trockenparzellen auf Ersatzflächen erfolgen. Daher wurde mit der Einrichtung der Versuchsparzellen fortgefahren. Die Begehung der Parzellen erfolgte ausschließlich auf den ausgebrachten Stegen und wurde durch frühzeitige Verlagerung der Arbeiten auf die Kantholzkonstruktion minimiert. Die Dachflächen wurden aus 1 mm starker PVC-Folie auf einem Lager aus Dachlatten in einer Höhe zwischen 1,5 und 2,5 m angebracht. Das ausgewählte Material ist "glasklar" und UV-durchlässig und wurde nur für die Dauer der Austrocknung auf der tragenden Konstruktion belassen. Die Durchbruchstellen der auf den Parzellen befindlichen Bäume durch die Dachkonstruktion wurden mit Manschetten aus Kunststoffolie abgedichtet. Zur Befestigung der Manschetten wurden Ringe aus PVC-Kunststoff auf die Dachfläche geklebt

3.3 Austrocknungsphasen

1997

Am 14.5. und 15.5.1997 erfolgte an zwei niederschlagsfreien Tagen die Installation der Dachoberflächen und anschließend der Manschetten zur Abdichtung der auf den Parzellen stockenden Bäume. Die Dachflächen wurden nach Erreichen der angestrebten Matrixpotentiale im Oberboden am 28.7.1997 wieder abgebaut.

1998

Wie bereits im Versuchsjahr 1997 wurde die unter den Fichtenkronen errichtete Dachkonstruktion in der Zeit vom 8. Bis 11. Mai mit der PVC Folie bedeckt. Die Durchbruchstellen der Bäume wurden in gleicher Weise wie im Vorjahr abgedichtet. Bedingt durch günstigere Witterungsverhältnisse als im Vorjahr konnte die Dachabdeckung schon nach einem kürzeren Überdachungszeitraum nach Erreichen der angestrebten Matrixpotentiale im Oberboden am 8. Juli entfernt werden.

4 Untersuchungsmethoden

4.1 Forstbotanische Untersuchungen

4.1.1 Xylemfluß

Auf den vier Versuchspartzen wurden an den Probebäumen Xylemflußsensoren nach GRANIER (1985) zur thermoelektrischen Saftflußmessung angebracht. Diese Sensoren bestehen aus zwei jeweils zwei cm langen Sonden, die eine Thermokupplung zur Messung der Temperatur enthalten und im vertikalen Abstand von 10 cm radial im Splintholz installiert werden. Die obere Sonde wird mittels eines integrierten Heizdrahtes mit einer konstanten Leistung von 0,2 W beheizt. Die zwischen beiden Sonden gemessene Differenztemperatur erreicht ihr Maximum im Ruhezustand ohne Xylemfluß. Die Kalkulation der Xylemflußdichten ($l/100 \text{ cm}^2/h$) erfolgt mittels einer empirischen Formel aus den aktuellen und den maximalen Differenztemperaturen. Die Erfassung der Meßdaten erfolgte mit Delta T Datenloggern. Die Werte wurden im Abstand von fünf Minuten abgefragt und als Halbstundenmittelwerte aufgezeichnet. Die Entwicklung der Xylemflußdichten erfolgte mit Hilfe der von GRANIER entwickelten Software "SAPFLOW" (Version 3).

4.1.2 Zuwachsfeinmessungen

Zur zeitlich hoch aufgelösten Messung der Radialveränderungen von Probebäumen wurden auf den vier Versuchspartzen jeweils drei Dendrometer installiert. Die verwendeten Meßsensoren wurden vom Institut für Waldwachstum (Univ. Freiburg) aus induktiven DC-DC-Wegsensoren (Fa. Trans-Tek) angefertigt (vgl. KÜNSTLE, 1994; MÄKINEN *et al.*, 1996). Die Meßwerte wurden mit Delta T Loggern synchron zu den Xylemflußdaten aufgezeichnet.

4.1.3 Messung meteorologischer Parameter

Auf dem zwischen den Wassereinzugsgebieten S1 (Kontrolle) und S4 (Dolomit) vorhandenen Meßturm (Höhe ca. 25m) wurde eine meteorologische Meßstation installiert, mit der Temperatur, relative Luftfeuchte, Windgeschwindigkeit, Windrichtung, Strahlungsbilanz und die photosynthetisch aktive Strahlung gemessen wurden. Unter beiden Trockendächern, sowie auf der Kontrollpartzele S4K (Dolomit) wurden Temperatur und relative Luftfeuchte (Sensor: VAISALA HMP 350) in 1m Höhe über dem Boden erfaßt. Die Sensoren wurden gegen Einstrahlung geschützt.

In der organischen Auflage des Bodens wurden Temperaturen gemessen. Auf der Trockenpartzele S1T wurden 5 Sensoren in 5 cm Bodentiefe installiert. Zur Kontrolle wurden

Werte von 5 Sensoren aus 5 cm Bodentiefe verwendet, die von P. TRÜBY (Institut für Bodenkunde, Univ. Freiburg) aus seinen Untersuchungen zum CO₂-Haushalt des Bodens (Parzelle S1-2) zur Verfügung gestellt wurden. Graphisch dargestellt wurden jeweils die Tagesmittelwerte aus den beiden Kollektiven.

4.1.4 Probenahmen

Nadeln

1997 und 1998 im Januar, sowie 1998 im November wurden Nadelproben vom vierten Quirl von Probebäumen jeder Versuchsparzelle durch Beklettern geerntet und die Gesamtgehalte von K, Mg, Ca, Na, Mn, Fe, Al mittels VAO-Aufschluß und anschließender Analyse am AAS (Perkin Elmer 4100) bestimmt. An den im Januar geernteten Nadeln wurde auch der Vergilbungszustand in vier Klassen angesprochen. Hierbei wurden (I) vollständig grüne, (II) gelbspitzige, (III) <50% gelbe, und (IV) >50% gelbe Nadeln unterschieden. Kriterium II beinhaltet eine leichte, aber deutlich zu differenzierende Vergilbung an der Nadelspitze. Akute Magnesiummangelsymptome liegen erst bei Kriterium III vor, wobei sich die Angabe <50% auf die Nadeloberflächen bezieht.

In der Nacht nach dem Entfernen der Dachflächen von den Trockenparzellen wurde das Xylemwasserpotential in der Dämmerung an Zweigen von den jeweils drei Probebäumen pro Versuchsparzelle bestimmt, an denen die Zuwachsfeinmessungen durchgeführt wurden. Hierzu wurden am 29.7.1997 vor Sonnenaufgang Zweige aus dem oberen Drittel der grünen Krone geerntet. Die Messung des Wasserpotentials erfolgte anschließend in einer Druckkammer. 1998 wurden am Tage des Entfernen der Dachflächen von den Trockenparzellen um 12 Uhr mittags und in der Nacht danach in der Dämmerung Proben von jeweils drei Probebäumen pro Trockenparzelle und 6 Probebäumen pro Kontrollparzelle gemessen. Hierzu wurden am 8.7.1997 mittags und am 9.7.1998 um 4 Uhr vor Sonnenaufgang Zweige aus dem oberen Drittel der grünen Krone durch Schrotschuß geerntet.

Feinwurzeln

An im April 1997 genommenen Feinwurzelpollen aus den Bodentiefen "Auflage" und "15 cm" wurde eine Analyse der Bindungsformen von Calcium und Magnesium vorgenommen. Hierzu wurden Mischproben von jeweils 10 Probenahmepunkten von jeder Versuchsparzelle aufgearbeitet. Die Analyse erfolgte analog zu der Bestimmung der Gehalte in Nadeln und Holz (GÜLPEN 1996). Die Proben wurden nach Dismembrieren unter flüssigem Stickstoff parallel mit drei Lösungsmitteln (2N HCl [1]; 2N CH₃COOH [2]; H₂O bidest.[3]) aufgeschlossen und die Konzentrationen von Ca und Mg am AAS bestimmt. Die Gesamtgehalte ergeben sich jeweils durch die Extraktion mit HCl [3]. Die oxalatgebundene Ca-Fraktion, sowie die unlösliche Mg-Fraktion ergibt sich aus der Differenz der Extraktionen [3] und [2]. Die Differenzen der Extraktio-

nen [1] und [2] wurden als Pektat-Fractionen definiert. Die wasserlöslichen Fractionen entsprechen den Gehalten aus Extraktion [1].

4.2 Bodenkundliche Untersuchungen

4.2.1 Erfassung der Bodenfeuchte

Zur Charakterisierung des **Matrixpotentials** wurden 50 bzw. 51 Tensiometer pro Dachfläche installiert (Tab. 4.1). Zur Vereinfachung der Ablesung und Minimierung der von Laufstegen eingenommenen Fläche wurden die Tensiometer entlang dreier Laufstrecken eingebaut (Abb 4.1). Die Anordnung der Tensiometer erfolgte in beiden Austrocknungspartellen in gleicher Weise. Beim Einbau wurde ein Sicherheitsabstand von mindestens 2 m zum Rand der Dachkonstruktion eingehalten. In 10 und 20 cm Mineralbodentiefe wurden je 9, in den Tiefen 30, 40 und 60 cm je 7 und in 80 bzw. 100 cm je 6 Parallelen eingebaut. Auf der 1990 mit dolomitischem Kalk behandelten Trockenparzelle (S4T) konnten in 100 cm Tiefe wegen stellenweise geringerer Mächtigkeit des Solums nur 5 Parallelen installiert werden. Zur Verbesserung des Kontaktes zwischen Bodenmatrix und Tensiometer wurden die Tensiometer mit Quarzschluff eingeschlämmt. Die Tensiometer wurden zur Vermeidung von Frostschäden mit einem 30 %igen Alkohol-Wassergemisch gefüllt. Der saugspannungsabhängige Unterdruck wurde mit einem Einstichdruckaufnehmer der Firma THIES (Göttingen) seit März 1997 im wöchentlichen Abstand gemessen. In der Wiederbefeuchtungsphase erfolgten Messungen in zum Teil täglichen Abständen. Als Kontrollfläche für die Bodenfeuchte diente die 1989 im Rahmen des FEELING-Projektes (ZÖTTL, 1994) eingerichtete, in unmittelbarer Nähe der Austrocknungsflächen gelegene Tensiometermeßstelle im Wassereinzugsgebiet S4. Zur Erfassung der Matrixpotentiale in hoher zeitlicher Auflösung (Stundenwerte) wurde auf der unbehandelten Trockenparzelle S1T ein zusätzliches Tensiometermeßfeld mit piezoresitiven Druckaufnehmern, die an einen Datenlogger angeschlossen waren, ausgerüstet. Die Messung erfolgte in 10, 30 und 80 cm Mineralbodentiefe mit jeweils 4 Parallelen in stündlicher Auflösung.

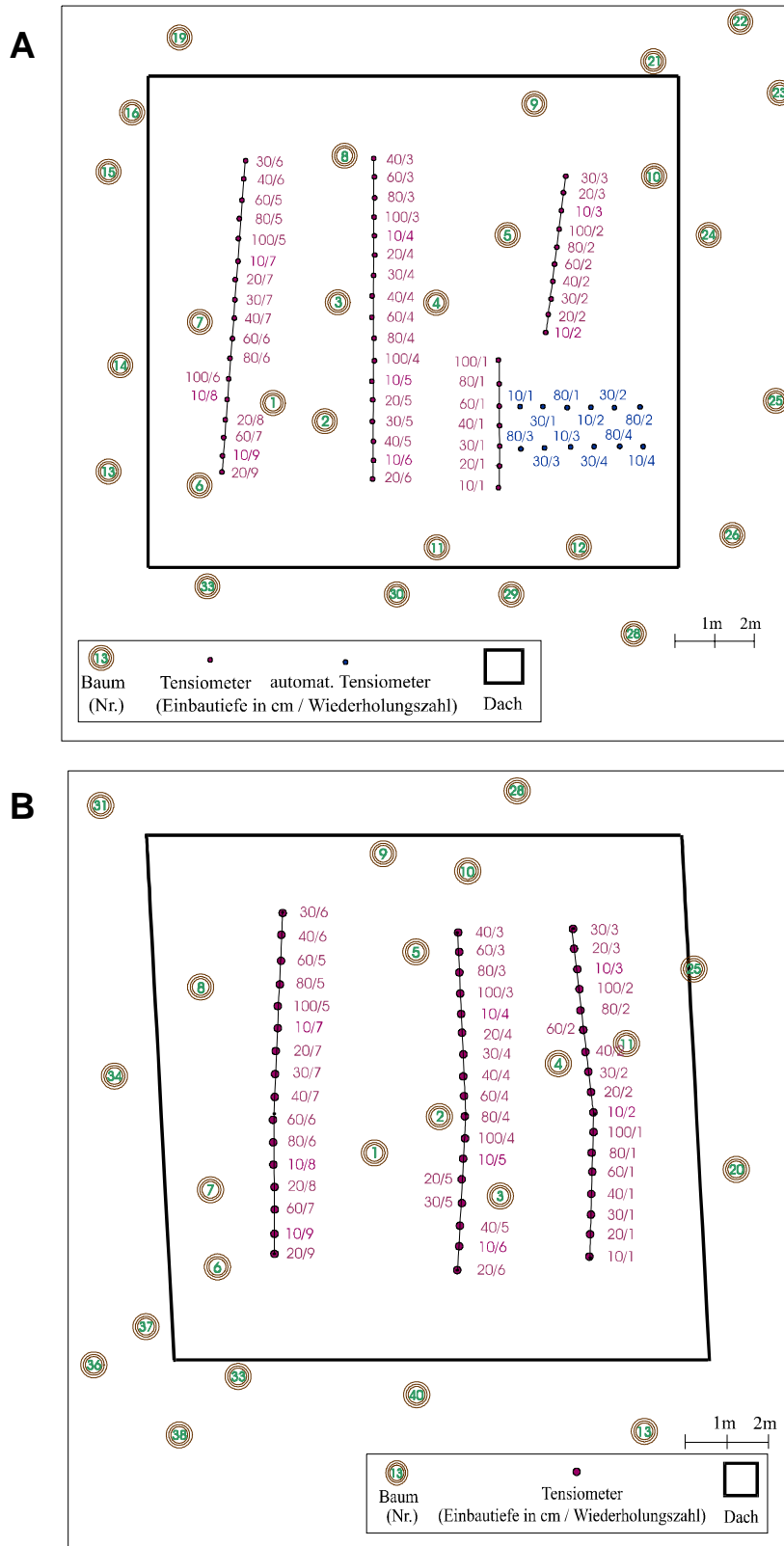


Abb. 4.1: Räumliche Anordnung der Tensiometer auf der Trockenparzelle S1T (A) und S4T (B) (HOFFMANN, 1998).

Die Messung des **volumetrischen Wassergehaltes** erfolgte mittels der TDR-(Time Domain Reflectometry) Technik. Dazu wurden auf jeder Trockenparzelle im Herbst 1996 zwei Profilgruben angelegt und mit fest installierten TDR-Sonden ausgerüstet (Tab 4.1). Die Messung erfolgte mit einem TEKTRONIX-Kabeltester 1502B an den gleichen Terminen wie die Tensiometer. Die Wiederholungsanzahl betrug in der organischen Auflage 7, in 10 und 20 cm Mineralbodentiefe jeweils 3 sowie in 30, 40, 60 und 80 cm Tiefe jeweils 2 Sonden. Zur Korrektur der direkt gemessenen Dielektrizitätskonstante wurde zusätzlich die Bodentemperatur in allen Tiefen mit Pt100-Sonden gemessen. Auf der unbehandelten Trockenparzelle S1T wurden zusätzlich sechs TDR TRIME-Sonden der Fa. IMKO (Typ P2) in der Profilgrube installiert und über das Multiplexermodule MUX6 an den Datenlogger angeschlossen, wodurch auch der volumetrische Wassergehalt zeitlich hochauflösend erfaßt wurde. In der Auflage wurden 3 Parallelen gemessen, die Mineralbodentiefen 10, 30 und 80 cm wurden mit jeweils einer TRIME-Sonde ausgerüstet. Die Messungen des volumetrischen Wassergehaltes erfolgten in unmittelbarer Nähe zur zeitlich hochauflösenden Saugspannungsmessung. Zur Erfassung der räumlichen Variabilität des Wassergehaltes der organischen Auflage wurden an jeweils 20 markierten Meßpunkten in den Trockenparzellen und den unmittelbar benachbarten Kontrollparzellen Messungen mit einem mobilen TDR-TRIME-Feldmeßgerät (Miniatursonde P2M) durchgeführt. Detailangaben zur Messung der Bodenfeuchte finden sich in HOFFMANN (1998).

Neben Meßeinrichtungen zur Bodenfeuchte wurde die **Bodentemperatur** in der organischen Auflage durch 5 an den Datenlogger angeschlossene Pt100-Sonden im stündlicher Auflösung gemessen (unbehandelte Trockenparzelle S1T).

4.2.2 Entnahme von Bodensickerwasser

Das Bodensickerwasser wurde in zwei Mineralbodentiefen (20 und 60 cm) mittels Unterdrucklysimeter in Kerzenbauweise gewonnen. Auf den beiden Trockenparzellen wurden in 20 cm Mineralbodentiefe je 14, in 60 cm je 7 Saugkörper eingebaut. Auf den benachbarten Kontrollparzellen wurden 5 Saugkörper pro Tiefenstufe eingebaut. Verwendet wurden Saugkerzen mit keramischen Saugkörpern. Die Saugkerzen wurden im Winkel von ca. 60° zur Bodenoberfläche mit dem Bohrstock eingebaut, wobei eine Eingeschlämmung mit Quarzschluff den Kontakt zur Bodenmatrix verbessern soll. Der Gefahr der Verschleppung von organischem Auflagematerial in den Mineralboden wurde durch die Verwendung von Führungshülsen vorgebeugt. An die Saugkerzen wurde ein Unterdruck von ca. 400 cm WS angelegt, um nur das für den Stofftransport bedeutsame leichtbewegliche Bodensickerwasser zu erhalten. Der Unterdruck wurde von einer Unterdruckanlage mit kleinen mechanisch regelbaren Membranpumpen (Fa. ASF) erzeugt. Die Sammelgefäße wurden in wöchentlichen Abstand entleert. Während der Austrocknungsperiode richtete sich der Entnahmeturnus auf den

Trockenparzellen nach der Wassermenge im Sammelgefäß. In der Wiederbefeuchtungsphase wurden kürzere Entnahmeabstände eingehalten.

Tab. 4.1: Bodenkundliche Instrumentierung von Kontroll- und experimentellen Trockenparzellen.

Meßparameter	Kontrollparzellen (S1K, S4K)	Trockenparzellen (S1T, S4T)
Matrixpotential	1 Kontrollmeßfeld (S4K) Tensiometer in 10, 20 (je 4 St.), 30, 40, 60 (je 3 St.) 80 und 100 cm (je 2 St.) Mineralbodentiefe	1 Meßfeld je Parzelle Tensiometer in 10, 20 (je 9 St.), 30, 40, 60 (je 7 St.) 80 und 100 cm (je 6 St.) Mineralbodentiefe 1 Meßfeld (S1T) mit zeitl. hoher Auflösung; Tensiometer in 10, 30 und 80 cm (je 4 St.) Mineralbodentiefe
vol. Wassergehalt	1 Kontrollmeßfeld (S4K) fest installierte TDR-Sonden im Auflagehumus (7 St.) und Mineralboden (Tiefe u. Wiederholung wie Tensiometer S4K) 2 Meßfelder f. Messung im Auflagehumus; mobile TDR-Sonde.	1 Meßfeld je Parzelle fest installierte TDR-Sonden im Auflagehumus (7 St.) und Mineralboden (in 10, 20 (je 3 St.), 30, 40, 60 und 80 cm je 2 St.) 1 Meßfeld in S1T mit zeitl. hoher Auflösung; TDR-Sonden im Auflagehumus (3 St) und Mineralboden (10, 30 und 80 cm, je 1 St.) 2 Meßfelder f. Messung im Auflagehumus; mobile TDR-Sonde
Bodentemperatur	Temperatursonden bei TDR-Sonden (S4K) zeitl. hochauflösend: 5 Temperatursonden (PEF-Projekt TRÜBY, S1K)	Temperatursonden bei TDR-Sonden zeitl. hochauflösend: 5 Temperatursonden im Auflagehumus (Fläche S1T)
Sickerwasser	5 Saugkerzen in 20 und 60 cm Mineralbodentiefe pro Fläche	14 Saugkerzen in 20 und 7 Saugkerzen in 60 cm Mineralbodentiefe pro Fläche
Feinwurzeln	30 Einwuchskerne ("Ingrowth-Core") pro Fläche	30 Einwuchskerne ("Ingrowth-Core") pro Fläche 6 Wurzelprofile je Fläche (Profilwandmethode)
Streuabbau	60 "Litterbags" pro Fläche	60 "Litterbags" pro Fläche

4.2.3 Boden- und Feinwurzeluntersuchungen

Die zur Sicherung gegen lateralen Wasserzug und Verhinderung von seitlichem Abwandern von Feinwurzeln angelegten Gräben und die für die TDR-Sonden angelegten Profilgruben wurden zur Aufnahme der Feinwurzelverteilungen und Entnahme von Bodenproben genutzt.

Rund um die Versuchsflächen wurde an 14 Punkten **Proben** im Auflagehumus und Mineralboden bis in 40 cm Tiefe entnommen (10 cm Tiefenstufen). In den bis zum anstehenden Gestein ausgehobenen Gräben oberhalb der Austrocknungsparzellen konnten zusätzlich 4

Bodenproben bis in 80 cm Tiefe entnommen werden. Im Auflagematerial und der Feinerde des Mineralbodens wurden die mit 0,5 N NH₄Cl austauschbaren Kationengehalte bestimmt (vgl. TRÜBY und ALDINGER, 1989). Dazu wurden aus den Auflageproben die Wurzeln entfernt, das Material bei 40 °C getrocknet und mit einer Brabender-Mühle (Fa. Wiley) zerkleinert. Trennung von luftgetrockneten Mineralbodenproben in Feinerde und Skelett geschah nach leichtem Drücken in einem Mörser und anschließendem Aussieben über einem Sieb von 2 mm Maschenweite. Der Skelett- und Feinbodenanteil wurde nach Trocknung bei 40 C (im Umlufttrockenschrank) bis zur Gewichtskonstanz gewogen.

Zur detaillierten Erfassung der **Feinwurzelverteilung** wurde die Profilwandmethode angewendet (vgl. BÖHM, 1979). In jeder Austrocknungsparzelle wurden an den Profilwänden zum Einbau der TDR-Sonden (vgl. Kap. 4.2.1) sowie an 5 Stellen in dem hangaufwärts gelegenen Graben jeweils auf einer Breite von 1 m und einer Tiefe von 60 cm sämtliche Feinwurzelanschnitte aufgenommen (vgl. Tab. 4.1). Die Auswertung der Feinwurzelverteilung erfolgte in einem Raster von 5 x 5 cm.

Auf den Austrocknungsparzellen und den zugehörigen Kontrollflächen wurden je 10 Untersuchungsquadrate von 1 x 1 m ausgegrenzt. Die Untersuchungsquadrate wurden im April 1997 mit jeweils 6 Litterbags (Abmessungen 12 x 12 cm; Maschenweite 1 mm) mit 10 g brauner Nadelsteu zur Charakterisierung des **Streuabbaus** ausgerüstet (vgl. RASPE *et al.*, 1996; Tab. 4.1).

In dieselben Untersuchungsquadrate wurden im April 1997 jeweils zwei Einwuchskerne ("Ingrowth-Core"; Ø 8 cm, Länge 25 cm) zur Charakterisierung der **Wachstumsdynamik der Feinwurzeln** eingebaut (vgl. PERSSON, 1990; Tab. 4.1). Hierzu wurden mit einem Kammerbohrer (Ø 8 cm) ausgestochene Löcher mit einer Tiefe von 25 cm mit einem aus PE-Gaze (0,5 cm Maschenweite) gefertigten Netzbeutel ausgekleidet. Diese wurden mit wurzelfreiem Bodenmaterial derselben Fläche (getrennt nach Auflage und Mineralboden) wieder verfüllt. Im November 1997 erfolgte die Entnahme jeweils eines Einwuchskernes pro Untersuchungsquadrat. Gleichzeitig wurde in jedem Quadrat wieder ein neuer wurzelfreier Einwuchskern ausgebracht. Somit können im gesamten Untersuchungszeitraum zwei kurze Einwuchsperioden und eine lange Periode verglichen werden. Ausführliche Angaben zu den verwendeten Methoden der Feinwurzeluntersuchungen finden sich in WAGENBLAST (1998).

Die ausgegrenzten Untersuchungsquadrate wurden außerdem für die Gewinnung von Auflage- bzw. Mineralbodenmaterial für **bodenmikrobiologische Untersuchungen** genutzt (s. u.).

An den **Litterbags** wurden neben dem Massenverlust Nährstofffreisetzung, Mineralisierungspotential (Brutversuch) sowie mikrobielle Biomasse (Fumigation-Extraktion Methode) und Aktivität (aparente Katalase- und Proteaseaktivität) während der Streuzersetzung bestimmt. Zu Beginn der Austrocknung im Jahr **1997** (Juni), zum Zeitpunkt maximaler Austrocknung (Juli)

und nach Wiederbefeuchtung (November) wurden pro Versuchsparzelle 10 **Litterbags** entnommen. Im zweiten Versuchsjahr **1998** erfolgten nur Probenahmen vor Beginn des Austrocknungsexperiments (April) und zum Zeitpunkt maximaler Austrocknung (Juni). Nach manueller Reinigung wurde von jedem Beutel 1 g zur Bestimmung des Massenverlustes entnommen. Die Elementgehalte wurden an bei 70 °C getrockneten Mischproben pro Parzelle und Probenahmetermin ermittelt. Zur Bestimmung bodenmikrobiologischer Größen wurde nach Einstellung auf 60 % WK_{\max} analog zu den Bodenproben (s. u.) verfahren.

Für **bodenmikrobiologische Untersuchungen** erfolgten 1997 auf allen vier Parzellen vor Beginn des Austrocknungsexperiments (April), zum Zeitpunkt maximaler Austrocknung (Juli) und nach Wiederbefeuchtung (Oktober) **Bodenprobennahmen**. Hierzu wurden die Auflage und der Mineralboden in 0-10 cm Tiefe mit Hilfe eines Kammerbohrers (MURACH, 1984) beprobt. Pro Parzelle und Tiefenstufe wurden zu jedem Termin 10 Einzelproben entnommen. Alle Proben wurden mit Hilfe eines Siebes (Maschenweite 5 mm) homogenisiert und anschließend aufgearbeitet. Nach Einstellung der Proben auf ca. 60 % der maximalen Wasserkapazität (Wk_{\max}) wurden diese 48 Stunden bei 25 °C im Brutschrank vorinkubiert und bis zu weiteren Bestimmung chemischer und bodenmikrobiologischer Parameter im Kühlraum gelagert. Unter diesen Standardbedingungen wurden bodenmikrobiologische Parameter bestimmt.

Bodenmikrobiologische Parameter

Als Maß für die aktuelle Aktivität der Bodenmikroorganismen wurde die Basalatmung in den einzelnen Proben bestimmt. Dazu wurde in geschlossenen Glasgefäßen die CO_2 -Produktion von jeweils 50 g Auflage bzw. 200 g Mineralboden sowie der Nadelstreu aus jedem Litterbag nach 24 h gemessen (vgl. SEITER, 1995).

Als längerfristiges Maß mikrobieller Aktivität wurde in 1 g Nadelstreu, 2,5 g Auflage bzw. 5 g Mineralboden die aparente Katalaseaktivität bestimmt (vgl. BECK, 1971; BÖER, 1997).

Im Falle der Litterbags erfolgten nachfolgende Messungen nur an Mischproben pro Parzelle und Probenahmetermin.

Zur Charakterisierung der N-Mobilisierung aus organisch in Proteinen gebundenem Stickstoff wurde die aparente Proteaseaktivität nach der von KANDELER (1991) modifizierten Methode von LADD und BUTLER (1972) in 1 g Nadelstreu, 1 g Auflage bzw. 2 g Mineralboden in 3 Parallel-Proben jeder Einzelprobe ermittelt (vgl. HAMM, 1994).

Um Aussagen über die N- und S-Mineralisierung machen zu können, wurden Labor-Brutversuche angesetzt (vgl. WÖLFELSCHNEIDER, 1994, ZÖTTL, 1960).

Als Methode zur Charakterisierung der mikrobiellen Biomasse in den Mischproben der Litterbags und den Auflageproben wurden die mikrobiellen C-, N- und P-Gehalte mit der

Fumigations-Extraktions-Methode nach VANCE *et al.*, (1987) ermittelt (vgl. SEITER, 1995). Wegen fehlender Umrechnungsfaktoren wurden beim Nadelstreuabbau allerdings nur extrahierbare Gehalte berechnet.

4.2.4 Bodenwasserhaushalt

Erfassung bestandesklimatologischer Parameter

Zusätzlich zur im Rahmen des ARINUS-Projektes installierten Meßstation auf der Freifläche (vgl. ZIMMERMANN, 1995) wurde auf dem bestehenden, zur Solarenergieversorgung genutzten Turm, in ca. 25 m Höhe (oberhalb der Baumkronen) eine meteorologische Meßstation desselben Typs installiert (Fa. UP München). Erfasst werden Lufttemperatur und Luftfeuchte (Sensor SKH 2011), Windgeschwindigkeit (Fühler A100R), Windrichtung (Fühler W200P), Strahlungsbilanz (Fa. Schenk, Typ 8110) und die photosynthetisch aktive Strahlung (vgl. Kap. 4.1.3). Die Messung erfolgt in 10-minütigem Abstand, wobei die Werte loggerintern auf Stundenwerte arithmetisch gemittelt und aufgezeichnet werden. Für die Niederschlagsmessungen werden die bestehenden Totalisatoren der Freifläche und des Bestandes S4 verwendet (PEF-Projekt 1 96 003, RASPE *et al.*, 1997). Im Bestand erfolgt zusätzlich in unmittelbarer Nähe zu den Trockenparzellen die Messung des Bestandesniederschlages in zeitlich hoher Auflösung (10 Minuten) durch eine Regenrinne (7,82 m Länge, Auffangbreite 15 cm) mit angeschlossener Auffangtonne (Ø 43 cm), deren Pegelschwankung mit einem Drucksensor gemessen wird.

Bodenwasserhaushaltsmodell WHNSIM

Zur Beschreibung des Wasserflusses im Boden wird das Modell WHNSIM (HUWE, 1990) verwendet, das auf einer eindimensionalen Lösung der FOKKER-PLANK-Gleichung (Gl. 4.1) mittels der Finite-Differenzen-Methode beruht.

$$C(\Theta) \cdot \frac{\delta \Psi_M}{\delta t} = \frac{\delta}{\delta z} \left[K(\Theta) \cdot \left| \frac{\delta \Psi_M}{\delta z} - 1 \right| + \sum_i^n U_i \right] \quad (\text{Gl. 4.1})$$

In Gl. 4.1 bedeuten $C(\Theta)$: spezifische Wasserkapazität, $K(\Theta)$: hydraulische Leitfähigkeit, U : Quellen- und Senkentherm, Θ : vol. Wassergehalt, t : Zeit und z : Tiefe. Das Modell wurde von ZIMMERMANN (1995) für den ARINUS-Standort Schluchsee kalibriert und die retrospektive Simulation des Bodenwasserhaushaltes angewendet. Detaillierte Hinweise über die Kalibrierung und die Modellmodifikationen für den Waldstandort finden sich dort sowie bei ZIMMERMANN (1998).

5 Mögliche Dacheffekte

Aus der Literatur liegen bereits Berichte über Erfahrungen mit möglichen Artefakten vor, die bei Dach-Experimenten auftreten können. GUNDERSEN *et al.*, (1995) haben am Beispiel eines eigenen Experimentes in Klosterhede (Dänemark) mögliche Dacheffekte umfassend dargestellt und diskutiert. Sehr häufig werden die stärksten Artefakte durch die Veränderung meteorologischer Parameter vermutet. Bei der nachfolgenden Diskussion, die sich auf Messergebnisse des Versuchsjahres 1997 bezieht, ist grundsätzlich zu beachten, daß im Gegensatz zu anderen Dachprojekten auf Grund der formulierten Hypothesen eine ständige Installation der Dachfläche nicht notwendig war. Viele mögliche Artefakte ergeben sich erst daraus, daß die Dachflächen während des ganzen Jahres auf den Konstruktionen verbleiben.

5.1 Licht

GUNDERSEN *et al.*, (1995) beobachteten, daß unter permanent installierten Dachflächen im Experiment Klosterhede die photosynthetisch aktive Strahlung um bis zu etwa 50 % reduziert war. Sie führen dies vor allem auf den Einfluß von Algenwachstum, Staub- und Streuablagerung zurück. Aus diesem Grund wurden die Dachflächen in Klosterhede viermal im Jahr gereinigt. Trotzdem wurde ein starker Rückgang des Deckungsgrades der Bodenvegetation beobachtet. Am Standort Schluchsee ist jedoch in den geschlossenen Teilen der Fichtenbestände, in denen auch die Trockenparzellen angelegt wurden kaum Bodenvegetation vorhanden. Da auch die Dachflächen nicht während des gesamten Jahres installiert bleiben, werden mögliche Artefakte durch geringere Einstahlung vor allem auf die Auswirkungen auf die Bestandeslufttemperaturen und die Oberbodentemperaturen begrenzt.

5.2 Temperatur

Im Experiment "Klosterhede" wurde während der Vegetationszeit eine Erniedrigung der Oberbodentemperaturen (Monatsmittel) um 0,3 bis 0,6 °C beobachtet. Daher sind Artefakte zu befürchten, da die Mineralisierung, die auf Grund der formulierten Hypothesen eine zentrale Rolle bei den hier dargestellten Untersuchungen einnimmt, durch niedrige Temperaturen und Feuchtigkeit limitiert wird. Abb. 5.1 zeigt jedoch, daß die Differenzen zwischen den Temperaturen in der organischen Auflage der Kontrolle und der unbehandelten Trockenparzelle (S1T) während der Sommermonate im Tagesmittel zwischen etwa +0,5 °C und - 0,5°C schwanken. Während der Austrocknungsphase treten auf der überdachten Parzelle (S1T) während einer wärmeren Periode auch Differenzen von mehr als -0,5 °C auf. Die mittleren monatlichen Differenzen liegen im Juni bei -0,34 °C, im Juli bei -0,29 °C und im August bei 0,02°C. Die Werte im Juni und Juli liegen im Bereich der von GUNDERSEN *et al.*, (1995) in Klosterhede unter der Dachfläche

beobachteten Temperaturniedrigung in der organischen Auflage. Nach JANSSON und REURSLAG (1992) ist bei einer Erniedrigung der Jahresdurchschnittstemperatur um $0,3\text{ }^{\circ}\text{C}$ eine Abnahme der Mineralisierung von 2% zu erwarten. Insofern sind geringe Auswirkungen auf die Mineralisierungsprozesse auf den Versuchspartellen denkbar. Allerdings sind die beobachteten Unterschiede so gering, daß sie innerhalb der natürlichen Variabilität der Oberbodentemperaturen liegen.

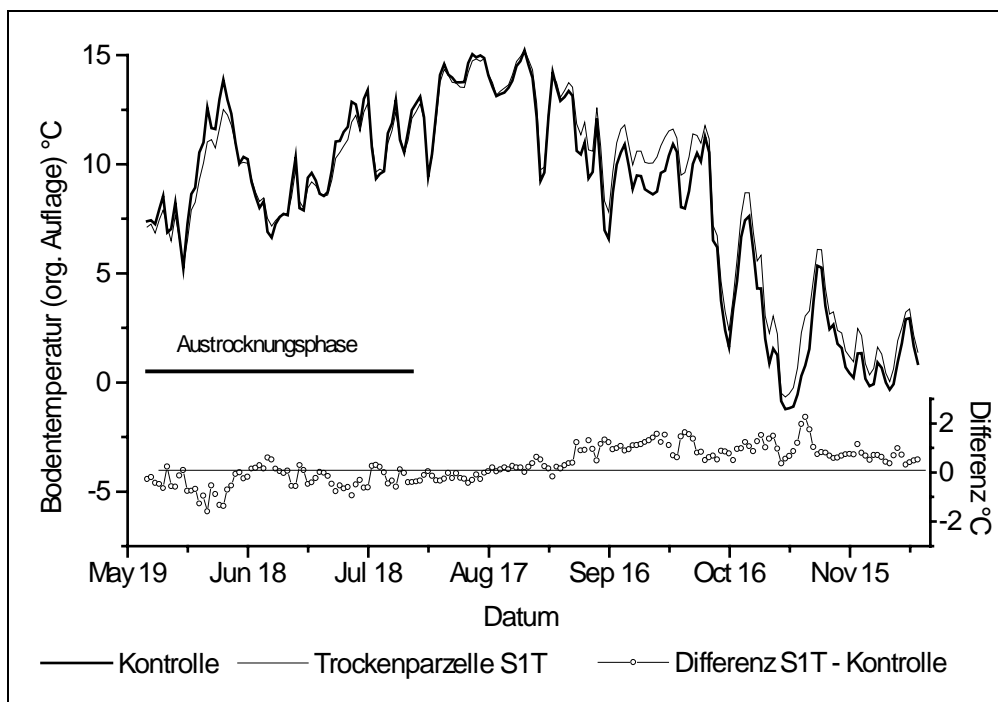


Abb. 5.1: Tagesmittelwerte der Bodentemperaturen in der organischen Auflage von der Kontrolle (Daten: TRÜBY, Institut für Bodenkunde, Uni Freiburg) und von der Trockenparzelle im Jahr 1997.

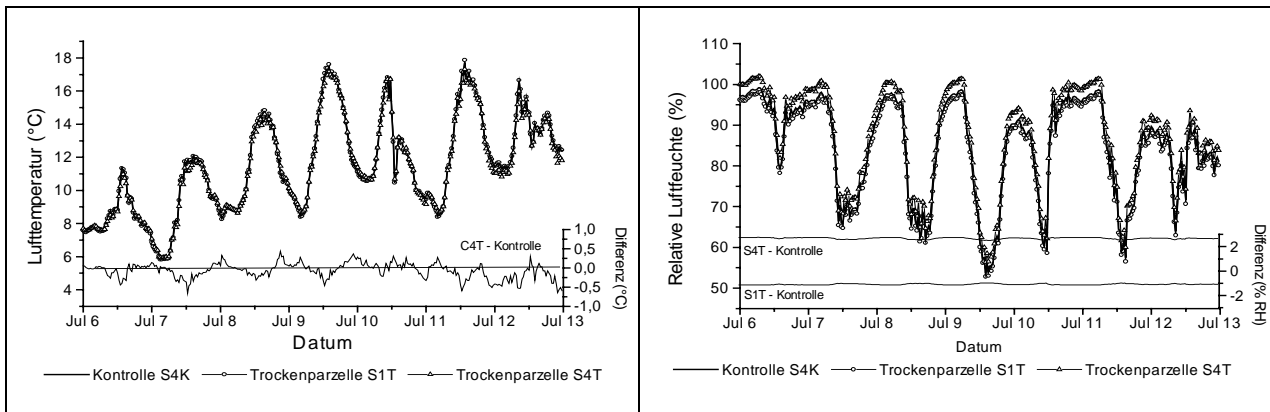


Abb. 5.2: Lufttemperatur (links) und relative Luftfeuchte (rechts) sowie Differenzen zwischen Trockenparzellen und Kontrollen in der Zeit vom 5.7.1997 bis 12.7.1997 in 1 m Höhe. Kontrolle: S4K. Trockenparzellen S1T (ohne Behandlung) und S4T (Dolomit).

Drastische Effekte werden daher nicht erwartet, da auch die Austrocknung stärker limitierend auf die Mineralisation wirken dürfte, als die geringen Temperaturunterschiede. Die zum Herbst steigenden Differenzen sind auf einen überproportionalen Anstieg der Variabilität bei Temperaturen unter ca. 7,5 °C zurückzuführen (Daten nicht gezeigt).

Tab. 5.1: Mittlere relative Luftfeuchte (%) und mittlere Bestandeslufttemperatur (°C) im Juli (bis 27.7. während der Austrocknungsphase) und August auf der Kontrollparzelle S4K. Maximale negative und positive, sowie mittlere Differenzen zwischen nicht überdachter Kontrollparzelle S4K und den Trockenparzellen S1T und S4T.

Monatsmittelwerte	Lufttemperatur (°C) Kontrollparzelle S4K		relative Luftfeuchte (%) Kontrollparzelle S4K	
Juli (bis 27.7.)	11,83		85,92	
August	14,76		80,76	

Differenzen zwischen Kontrolle (S4K) und	Trocken- parzelle S1T	Trocken- parzelle S4T	Trocken- parzelle S1T	Trocken- parzelle S4T
Juli (bis 27.7.)	Lufttemperatur (°C)		relative Luftfeuchte (%)	
Max. negative Differenz	-0,20	-0,43	-0,91	-7,88
Max. positive Differenz	0,09	1,18	1,14	2,44
mittlere Differenz	-0,03	0,10	1,09	-2,73
August	Lufttemperatur (°C)		relative Luftfeuchte (%)	
Max. negative Differenz	-0,81	-0,57	-6,40	-8,24
Max. positive Differenz	0,78	1,01	7,32	3,44
mittlere Differenz	-0,08	0,14	1,07	-3,05

Zwischen der Kontrollparzelle S4K und den Trockenparzellen treten während der Überdachungsphase kaum Unterschiede in den Bestandeslufttemperaturen auf. Abb. 5.2 zeigt hierzu beispielhaft die Periode vom 6. bis 12. Juli, einer Phase mit relativ hoher Einstrahlung. GUNDERSEN *et al.*, (1995) zeigten, daß die Überdachung im Sommer einen negativen Einfluß auf die Lufttemperaturen ausübt. Sie beschrieben eine Erniedrigung der Monatsmitteltemperatur um bis zu ca. 0,4°C. Die in Schluchsee gefundene mittlere Temperaturdifferenz ist dagegen deutlich niedriger (Tab. 5.1). Es treten maximale Temperaturunterschiede von nicht mehr als 1,2 °C auf. Die beobachteten Differenzen unterscheiden sich kaum zwischen der überdachten Phase im Juli und der nicht überdachten Phase im August. Die Lufttemperaturen der Trockenparzelle S1T (Kontrolle) sind geringfügig höher, während die Lufttemperaturen der Trockenparzelle S4T (Dolomit) geringfügig niedriger als auf der Kontrollparzelle sind. Dies erscheint zunächst plausibel, da sich die Trockenparzelle S1T näher am Bestandesrand befindet. Der Toleranzbereich des VAISALA-Temperatursensors im gegebenen Temperaturbereich wird jedoch mit 0,2 °C angegeben, sodaß sich diese Unterschiede kaum absichern lassen.

Am Kiefernstandort Klosterhede dürfte deutlich mehr Strahlung auf die Bodenoberfläche gelangen als im Fichtenbestand am Standort Schluchsee. Zudem ist die überdachte Fläche in Klosterhede etwa siebenmal so groß wie in Schluchsee, da mehrere Experimente unter einem Dach kombiniert wurden (Dachfläche 1200 m). Im vorliegenden Fall muß daher davon

ausgegangen werden, daß die Überdachung keine erheblichen Einflüsse auf die Lufttemperatur auf den Parzellen hat.

5.3 Luftfeuchte

Die beobachteten Unterschiede der relativen Luftfeuchte zwischen Kontrollparzelle S4K und den Trockenparzellen sind relativ gering (Tab. 5.1). Die mittleren Differenzen zur Kontrollfläche bewegen sich im Rahmen der Meßungenauigkeit der eingesetzten Sensoren (2 bis 3%). Maximale Differenzen betragen etwa 8%. Bei den Werten der Trockenparzelle S4K zeigt sich ein systematischer Trend zu geringfügig höheren relativen Luftfeuchten (Abb. 5.1). Da dieser Trend über den gesamten Meßbereich parallel verläuft und auch im August erhalten bleibt, ist er wohl eher kalibrationsbedingt, als auf behandlungsbedingte Unterschiede zurückzuführen (Abb. 5.1, Tab. 5.1). Auch im Experiment "Klosterhede" wurde die Bedeutung von Artefakten durch Unterschiede in der relativen Luftfeuchte als gering bewertet (GUNDERSEN *et al.*, 1995).

5.4 Veränderte Niederschläge und Streufall

Durch die Fragestellungen der Experimente in Klosterhede wurde eine permanente Installation des Daches notwendig (GUNDERSEN *et al.*, 1995). Die dort untersuchten Behandlungen waren (1) sommerliche Trockenheit, (2) gereinigte Niederschläge und (3) Fertigation (optimale Beregnung mit Düngerzusatz). Damit wurde eine Ausbringung von Niederschlägen unterhalb des Daches durch Sprinkleranlagen notwendig. Hierbei entstanden problematische Phänomene durch "catch" und "shadow" Effekte der auf den Flächen befindlichen Bäume. Insbesondere kann es durch die Catch-effekte der Bäume zu einem für die Fichte untypischen Stammablauf kommen. Diese Verteilung des Bestandesniederschlags steht zudem im Gegensatz zu der natürlichen Verteilung in Coniferenwäldern. Die größte Menge des Bestandesniederschlags fällt hier nicht in stammnahen Bereichen. Auf Grund dieser negativen Erfahrungen in Klosterhede wurde im hier dargestellten Experiment auf die permanente Installation der Dachflächen verzichtet. Damit wurden Artefakte, die durch die Ausbringung von Niederschlägen durch Sprinkleranlagen zwangsläufig entstehen, vermieden. Angesichts der geringen Bedeutung der meteorologischen Effekte ist demnach auch ein Kontrolldach zur Untersuchung von Dach-Artefakten, bei dem Niederschläge durch Sprinkleranlagen ausgebracht werden müßten, bezüglich seiner Aussagefähigkeit sehr negativ zu beurteilen.

Das Abhalten der Nadelstreu durch die Dachkonstruktionen vermindert den Eintrag von organischer Masse und Nährelementen. Speziell für Magnesium stellt der Eintrag mit der Nadelstreu eine quantitativ bedeutsame Flußgröße im ökosystemaren Stoffhaushalt dar. Das Abhalten der Kronentraufe kann ebenfalls den Eintrag von Nährelementen in den Boden vermindern. Besonders bedeutsam ist dies für Kalium. Hier zeigt sich jedoch wiederum der Vorteil der zeitlich be-

grenzten Installation der Dachflächen, wobei eine Wiederausbringung von während der Austrocknungsphase aufgesammelter Nadelstreu auf die Flächen erfolgen kann. Auf diese Weise wurde versucht, die negativen Auswirkungen zu begrenzen. Für Kalium ist ein verminderter Eintrag mit der Kronentraufe am Standort kaum von Bedeutung, da die Kaliumversorgung als sehr gut bezeichnet werden kann (FEGGER, 1993).

5.5 Bewertung der Dachartefakte

Es ist naheliegend, die bedeutendsten Artefakte bei Dachexperimenten in der Veränderung von meteorologischen Parametern zu vermuten. GUNDERSEN *et al.*, (1995) kommen jedoch zu dem Schluß, daß diese Faktoren gegenüber anderen Einflüssen in ihrer Wirkung häufig überschätzt werden. Im hier vorgestellten Versuchsansatz sind diese Faktoren in Ihrer Bedeutung eher noch geringer einzustufen als im Experiment "Klosterhede". Wesentliche Dach-Artefakte, die sich aus der künstlichen Ausbringung von Niederschlägen und der dauerhaften Abhaltung des Streueintrages und der Kronentraufe ergeben, konnten im hier vorgestellten Experiment durch den Einsatz von mobilen Dachflächen minimiert werden.

6 Charakterisierung der Versuchspartellen

6.1 Böden

In Tab. 6.1 sind die Ergebnisse der Bodenanalysen der Versuchsfelder vor der experimentellen Austrocknung dargestellt (Probenahmeterminen: S1T November 1996; S4T März 1997). Angegeben sind die Mittelwerte der 14 (bis in 40 cm Tiefe) bzw. 4 Einzelproben (bis in 80 cm Tiefe) sowie signifikante Unterschiede (parameterfreier MWU-Test). Die im Oktober 1990 erfolgte dolomitische Kalkung ist auch sechs Jahre nach der Behandlung in den bodenchemischen Parametern deutlich erkennbar. Die Basensättigung, die auf der Kontrollfläche im Mineralboden i.d.R. unter 5 % liegt, erreicht auf der Dolomitfläche bis in größere Mineralbodentiefen signifikant höhere Werte. Hervorgerufen wird die höhere Basensättigung durch deutlich höhere NH_4Cl -extrahierbare Ca^{2+} - und Mg^{2+} -Gehalte der Dolomitfläche S4T. Damit verbunden ist eine Abnahme der Protonen-, Al^{3+} - und Fe^{3+} -Belegung der Austauschere, v. a. in der Auflage. Signifikante Unterschiede im pH-Wert (H_2O) ergeben sich zwischen unbehandelter und Dolomitfläche für den Auflagehumus und den Mineralboden bis in 20 cm Tiefe. Im Auflagehumus liegen die pH-Werte der Dolomitfläche um ca. 0,5 pH-Einheiten höher als auf der Kontrolle. Bei Betrachtung der Unter-

Tab. 6.1: Skelettgehalte, Bodenreaktion und austauschbare Kationengehalte im NH_4Cl -Extrakt auf den Versuchsfeldern (Trockenpartellen S1T und S4T).

Tiefe [cm]	Ort	n	SKEL ^a [%]	pH (H_2O)	pH (CaCl_2)	C_{org} — mg g^{-1} —	N_{ges}	C/N	H^+	Al^{3+}	Na^+	K^+	Ca^{2+}	Mg^{2+}	Fe^{3+}	Mn^{2+}	KAK ^b	BS ^c [%]
												$\mu\text{mol c g}^{-1}$	Feinerde					
Auflage	S1T	14		3,88 **	2,89 **	405,3 **	16,9 **	24,1	74,0 **	25,6 **	4,4 **	14,0 **	65,4 **	11,1 **	3,3 **	1,8	199,6 **	47,6 **
	S4T	14		4,33	3,58	311,6	13,0	24,0	16,4	9,7	2,3	8,6	205,4	136,7	1,0	1,6	381,6	86,6
0 - 10	S1T	14	50,9	3,59 **	3,02	50,8	2,8	18,1	42,5	49,9	1,1	1,6	1,8 **	1,1 **	3,4	<0,1	101,5	6,2 **
	S4T	14	47,0	3,79	3,08	54,1	3,0	18,2	25,3	58,2	1,2	1,9	6,5	8,3	2,8	<0,1	104,4	17,5
10 - 20	S1T	14	50,2	3,83 **	3,28	31,6 *	1,7	18,9 **	17,5	56,3 **	0,8	0,9 **	0,8 **	0,6 **	2,8	<0,1	79,6 **	3,8 *
	S4T	14	47,2	4,00	3,35	35,0	1,7	20,3	16,4	76,9	0,9	1,3	3,4	2,4	2,3	<0,1	103,7	7,8
20 - 30	S1T	14	48,7	4,04	3,48	30,3	1,5	19,7	13,5 *	59,4 **	0,7 **	0,8 *	0,9 **	0,8 **	2,5	0,1	78,7 *	4,1 **
	S4T	14	47,8	4,26	3,61	33,2	1,6	21,6	12,1	74,2	1,1	1,0	2,4	1,5	2,1	0,1	94,4	6,3
30 - 40	S1T	14	50,5	4,23 *	3,66 *	31,6	1,4	21,4 *	12,1 *	56,6	0,7 **	0,7	0,7 **	0,4 *	2,0 **	0,2	73,4	3,3 **
	S4T	14	49,4	4,46	3,87	31,9	1,4	23,6	9,4	63,4	1,0	0,9	1,7	0,9	0,9	0,1	78,2	5,6
40 - 60	S1T	4	51,6	4,49 *	3,89 *	31,6	1,2	25,8	9,7	56,6	0,8	0,6	0,9	0,2 *	1,5 *	0,1	70,5	3,7 *
	S4T	4	53,1	4,69	4,07	29,5	1,2	25,1	7,7	46,1	0,8	0,8	1,1	0,5	0,3	0,1	57,3	5,6
60 - 80	S1T	4	47,5 *	4,82	4,17	28,5	1,0	29,0 *	5,5 *	33,5	0,5 *	0,4 *	0,4 *	0,1 *	0,6 *	0,1	41,0	3,4 *
	S4T	4	57,5	4,89	4,10	28,6	1,2	24,3	7,2	39,5	0,9	1,0	1,6	0,5	0,1	0,1	50,9	8,1

^a Skelettgehalt; ^b Kationenaustauschkapazität; ^c Basensättigung
 ** p > 99 %; * p > 95 %; MWU-Test

schiede ist jedoch zu beachten, daß auch sechs Jahre nach Behandlung mit dolomitischem Kalk im Auflagehumus wahrscheinlich noch ein unbestimmter Anteil von Ca- und Mg-Carbonaten vorhanden ist, die mit dem NH_4Cl gelöst werden.

Die ausgegrenzten Trockenparzellen sind in ihrem bodenchemischen Zustand den Werten von Bodeninventuren auf Einzugsgebietsebene vergleichbar (vgl. RASPE und FEGGER, 1998a). Der Effekt der Behandlung mit 4 t ha^{-1} dolomitischem Kalk zeigt sich in bis in 40 - 60 cm Mineralbodentiefe erhöhten austauschbaren Ca^{2+} - und Mg^{2+} -Gehalten. RASPE *et al.* (1997) geben für die Bodeninventur im Herbst 1995 einen Vorrat von ungelöstem Dolomitmalk von 11 % der ausgebrachten Menge an. In der Auflage waren demnach Ende 1995 noch ca. $100 \text{ kg ha}^{-1} \text{ Ca}^{2+}$ und ca. $40 \text{ kg ha}^{-1} \text{ Mg}^{2+}$ in Form von ungelösten Carbonaten vorhanden. Schätzt man die anhand der Bodenanalysen (vgl. Tab. 6.1) NH_4Cl -lösliche Menge an Ca^{2+} und Mg^{2+} mit Annahme einer mittleren Auflagemächtigkeit von 6 cm und einer Lagerungsdichte von $0,14 \text{ g cm}^{-3}$ ab, so berechnen sich mit NH_4Cl -extrahierbare Mengen von ca. $350 \text{ kg ha}^{-1} \text{ Ca}^{2+}$ und ca. $140 \text{ kg ha}^{-1} \text{ Mg}^{2+}$. Von beiden Elementen liegt nach dieser überschlägigen Berechnung noch maximal ca. 30 % der im NH_4Cl -Extrakt bestimmten austauschbaren Ca^{2+} - und Mg^{2+} -Menge in der Auflage in carbonatischer Form vor. Die tatsächlichen carbonatischen Anteile dürften jedoch aufgrund fortschreitender der Kalklösung und der unvollständigen Lösung des Kalkes durch den NH_4Cl -Extrakt weitaus geringer sein. Auch bei Annahme eines 30 %igen carbonatischen Anteils sind die austauschbaren Ca^{2+} -Gehalte in der Auflage noch über doppelt so hoch wie auf der ungekalkten Parzelle. Bei Mg^{2+} werden sogar fast die neunfachen Werte der Kontrolle erreicht. Im NH_4Cl -Extrakt erfaßte carbonatische Anteile spielen somit bei den festgestellten höheren austauschbaren Ca^{2+} - und Mg^{2+} -Gehalten in der Auflage der Dolomitfläche nur eine untergeordnete Rolle.

6.2 Durchwurzelung

In Abb. 6.1 sind die nach der Profilwandmethode im Raster von $5 \times 5 \text{ cm}$ ermittelten mittleren Feinwurzelintensitäten dargestellt. Maximale Feinwurzel-dichten von ca. 95 dm^{-2} werden auf beiden Flächen in der obersten Tiefenstufe erreicht. Die beträchtliche Variabilität der Feinwurzelzahlen ist deutlich zu erkennen. Anhand der hohen Wiederholungsanzahl von 120 Rasterfeldern je Tiefenstufe konnten dennoch signifikante Unterschiede zwischen den Flächen ermittelt werden (verteilungsfreier MWU-Test). Die mittlere Feinwurzelanzahl in 0-5 cm Tiefe, was etwa der L- und Of-Lage entspricht, beträgt für beide Flächen ca. 20 dm^{-2} . In 5-10 cm Tiefe, wo noch überwiegend Auflagehumus (Oh) anzutreffen ist, weist die dolomitisch behandelte Fläche S4T mit einer durchschnittlichen Feinwurzelanzahl von ca. 26 dm^{-2} signifikant höhere Werte als die unbehandelte Fläche S1T (ca. 21 dm^{-2}) auf. Auch im obersten Mineralboden (10-15 cm Tiefe) sind auf der Fläche S4T mit 17 dm^{-2} noch signifikant höhere Feinwurzelzahlen als auf der

unbehandelten Fläche S1T (ca. 13 dm⁻²) vorhanden. In tieferen Mineralböden liegt die Feinwurzelintensität der unbehandelten Fläche S1T dagegen tendenziell über den Intensitäten der Dolomitfläche S4T. In zwei Tiefenstufen sind diese Unterschiede signifikant.

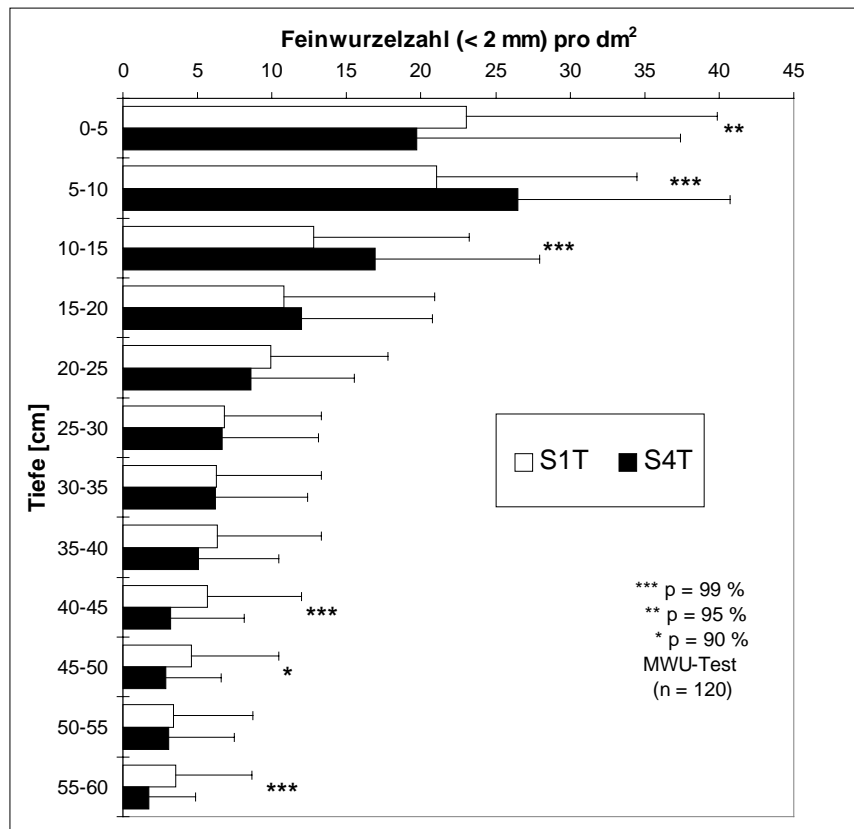


Abb. 6.1: Durchwurzelungsintensität (Mittelwert und Standardabweichung) auf den Trockenparzellen vor Beginn der Austrocknungsexperimente (Aufnahmen: S1T November 1996; S4T März 1997).

Die mittlere Feinwurzelanzahl der aufgenommenen Wurzelprofile beträgt vor dem Austrocknungsexperiment bis 20 cm Tiefe ca. 10 - 25 dm⁻². In 20 bis 40 cm Tiefe werden mittlere Feinwurzelzahlen von 5 - 10 dm⁻² erreicht, in 40 bis 60 cm dagegen nur noch Werte zwischen 2 und 6 dm⁻². KERN *et al.* (1961) ermittelten für einen Fichtenbestand im Hochschwarzwald (Todtmoos) für die obersten 11 cm Profiltiefe eine durchschnittliche Feinwurzelzahl von 25,8 dm⁻², in 11 bis 22 cm Tiefe eine mittlere Anzahl von 8 und in 22 bis 42 cm durchschnittlich 2 Feinwurzeln pro dm². Die Werte der Schluchsee-Profile sind somit gut mit den Werten von KERN *et al.* (1961) vergleichbar.

Die Kartierung der Durchwurzelung auf den Trockenparzellen ergab für die Dolomitfläche eine signifikant höhere Feinwurzelintensität in 5 bis 15 cm Bodentiefe. Die deutlichste Erhöhung war in 5 - 10 cm zu beobachten. In dieser Tiefenstufe überwiegt nach überschlägigen Schätzungen der organische Anteil noch den Mineralbodenanteil. Vergleichende Inventuren vor, sowie 2 und

5 Jahre nach Kalkung belegen eine Erhöhung der Feinwurzelintensität in der organischen Auflage bei gleichzeitiger Reduktion der Feinwurzeldichte im oberen Mineralboden auf der Dolomitfläche (RASPE, *et al.* 1997). Obwohl die Auswertungen der Feinwurzelanalysen auf Tiefenstufen beruht, die nicht direkt mit der flächenhaften Inventur der Feinwurzelmasse verglichen werden kann, sind die gleichen Tendenzen festzustellen. Dies unterstützt die auch in der Literatur (z.B. MURACH und SCHÜNEMANN, 1985; ZÖTTL, 1964) vielfach festgestellte verstärkte Konzentration der Feinwurzeln auf den Oberboden. Dadurch wird das Feinwurzelsystem empfindlicher gegenüber Trockenereignissen (vgl. BLANCK *et al.*, 1995). Dies könnte nach der zugrundeliegenden Hypothese die Nährstoffaufnahme in Trockenzeiten weiter hemmen.

6.3 Ernährungszustand vor und nach den Trockenheitsexperimenten

6.3.1 Nadelanalysen

Die Gesamtgehalte der wichtigsten Nährelemente sind in Tabelle 6.2a (Probenahme Jan. 1997), 6.2b (Probenahme Jan. 98) und 6.2c (Probenahme Nov. 98) dargestellt. Die Gehalte vom Januar 1997 vor der ersten Austrocknung zeigen bis auf Mg auf der Kontrollfläche eine gute Ernährung der Fichten an. Auffallend sind die für den Standort bekannten hohen K-Gehalte und die sehr niedrigen Mg- und Ca-Gehalte auf der Kontrollfläche S1. Die Magnesiumgesamtgehalte befinden sich im Bereich der Mangelgrenze von 0,8 mg/g TM im jüngsten Nadeljahrgang.

Auf der Versuchsfläche S4 sind neun Jahre nach der Ausbringung von dolomitischem Kalk die Mg- und Ca-Gehalte deutlich erhöht. Nach den beiden Austrocknungsphasen 1997 und 1998 wurden im Januar 1998 bzw. im November 1998 in den Nadeln von allen Parzellen höhere Mg-Gesamtgehalte gemessen als jeweils bei der vorausgehenden Probenahme. Auffällig ist, daß jeweils im jüngsten Nadeljahrgang der unbehandelten Trockenparzelle (S1T) höhere Mg-Gesamtgehalte beobachtet wurden als auf der dazugehörigen Kontrollparzelle (S1K). Dieser Nadeljahrgänge wurden während der Austrocknungsphasen 1997 bzw. 1998 gebildet. Gleichzeitig fällt auf, daß die N-Gehalte in den Nadeln bei der Probenahme im Januar 1998 generell um etwa 2 mg/g TM höher waren als bei der Probenahme 1997. Eine Ausnahme bilden nur die jüngsten Nadeln auf den Trockenparzellen S1T und S4T.

Die höheren Mg-Gehalte auf der Trockenparzelle könnten die Folge einer Aufkonzentrierung in der produzierten Nadelbiomasse sein. Geringerer Biomassezuwachs könnte sich aufgrund verminderter N-Verfügbarkeit bzw. N-Aufnahme ergeben haben, da die N-Freisetzung aus der Mineralisation durch die Austrocknung stark vermindert wird (vgl. Kap. 10.2.1). Dieser Effekt stünde der zugrunde liegenden Hypothese nicht entgegen, da er auch vorübergehend sein könnte. Dies muß jedoch durch eine weitere Beobachtung der Versuchspartellen verifiziert werden.

Tab. 6.2: Nährelementgehalte im ersten und vierten Nadeljahrgang vom vierten Quirl von Probebäumen von jeder Versuchspartelle. Nadelprobenahme: a: Jan. 1997; b: Jan 1998; c: Nov 1998. S1K: unbehandelte Kontrollpartelle; S1T: unbehandelte Trockenpartelle; S4K: mit Dolomit behandelte Kontrollpartelle; S4T: mit Dolomit behandelte Trockenpartelle.

a: Probenahme Januar 1997; vor der ersten Austrocknungsphase:

Partelle	Nadel-jahrgang	N	P (mg/g TM)	S	Mg	Ca (mg/g TM)	K
S1K	1996	14,09	1,40	0,89	0,82	3,46	7,30
S1K	1993	11,93	0,95	0,95	0,29	3,89	5,69
S1T	1996	13,69	1,46	0,87	0,90	3,18	7,46
S1T	1993	11,72	0,93	0,99	0,42	4,33	5,45
S4K	1996	13,39	1,39	0,84	1,25	4,98	5,42
S4K	1993	11,52	0,95	0,86	0,87	8,37	4,07
S4T	1996	13,89	1,48	0,86	1,25	3,50	6,45
S4T	1993	11,91	1,06	0,91	0,90	7,74	4,35

b: Probenahme Januar 1998; nach der ersten Austrocknungsphase:

Partelle	Nadel-jahrgang	N	P (mg/g TM)	S	Mg	Ca (mg/g TM)	K
S1K	1997	16,67	1,31	0,79	0,97	4,86	7,41
S1K	1994	13,30	1,00	0,84	0,50	8,19	7,16
S1T	1997	13,57	1,31	0,87	1,38	6,06	6,27
S1T	1994	13,74	0,87	1,05	0,56	8,40	4,93
S4K	1997	14,11	1,35	0,86	1,54	7,70	5,84
S4K	1994	12,18	0,89	0,92	0,92	12,31	4,44
S4T	1997	13,82	1,37	0,83	1,41	7,02	5,45
S4T	1994	13,90	0,98	1,00	0,72	9,15	5,21

c: Probenahme November 1998; nach der zweiten Austrocknungsphase:

Partelle	Nadel-jahrgang	N	P (mg/g TM)	Mg	Ca (mg/g TM)	K
S1K	1998	14,60	1,39	1,09	3,83	6,74
S1K	1995	13,00	0,98	0,77	6,80	5,15
S1T	1998	14,40	1,43	1,69	4,20	6,12
S1T	1995	13,60	1,08	0,72	7,34	5,17
S4K	1998	12,10	1,58	2,96	8,88	4,64
S4K	1995	13,40	1,17	2,18	24,49	4,10
S4T	1998	13,30	1,41	3,29	6,06	4,84
S4T	1995	12,80	1,12	1,74	14,87	4,52

Die verzögerte Wirkung von Mg-Düngern auf die Mg-Gehalte von Fichtennadeln ist bekannt und kann durch die Besonderheit der Ca- und Mg-Verlagerung über Austauscherplätze im Xylem erklärt werden (vgl. GÜLPEN, 1996). Eine Verknappung der Mg-Versorgung dürfte sich umgekehrt ebenfalls verzögert auswirken, wohingegen ein eingeschränktes Wachstum aufgrund verminderter N-Versorgung keiner zeitlichen Verzögerung unterliegen würde, da im Gegensatz zu Mg kein Austausch mit den Xylemzellwänden stattfindet.

6.3.2 Feinwurzeln

Eine deutliche Wirkung der Dolomit-Behandlung auf die Ca- und Mg-Gehalte zeigt sich auch bei den Feinwurzeln (Abb. 6.2). In Feinwurzel-Mischproben aus zwei Bodentiefen wurden die Bindungsformen von Mg und Ca bestimmt. Insbesondere die Mg-Gehalte in den Feinwurzeln aus der organischen Auflage (Tiefe 5 cm) sind auf den mit Dolomit behandelten Versuchspartellen deutlich höher als auf den unbehandelten Partellen. In den Proben aus 15 cm Tiefe zeigen sich dagegen weitaus geringere Unterschiede.

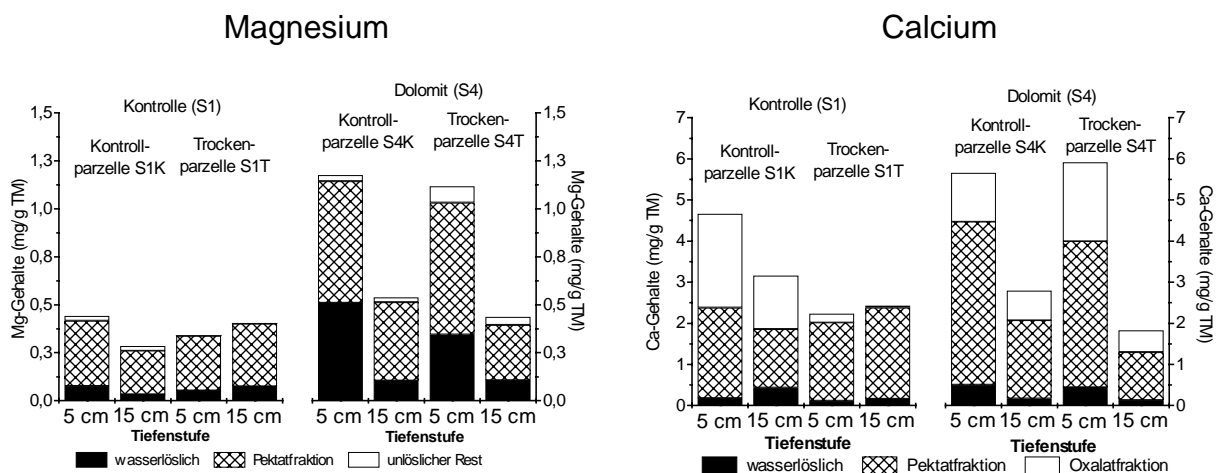


Abb. 6.2: Bindungsformen von Mg (links) und Ca (rechts) in Mischproben von Feinwurzeln aus den Bodentiefen 5 und 15 cm von den vier Versuchspartellen. Probenahme: April 1997.

7 Verlauf der Austrocknungsexperimente

7.1 Klimatische Einordnung der Untersuchungsjahre

Zur klimatologischen Einordnung des Untersuchungszeitraumes sind in Tab. 7.1 die Monatswerte von Freilandniederschlag, potentieller Verdunstung nach HAUDE sowie die Monatsmitteltemperatur dargestellt. Verglichen sind die langjährigen Mittelwerte der Jahre 1988 - 1996 mit den Monatswerten der beiden Untersuchungsjahre.

Für das Jahr **1997** sind die deutlichsten Unterschiede im Freilandniederschlag in den Monaten Juni, August und September zu erkennen. So liegen die Freilandniederschläge 1997 im Juni um ca. 50 %, im August sogar 77 % über den langjährigen Mittelwerten. Demgegenüber waren im September 1997 nur etwa die Hälfte der langjährigen Niederschlagswerte zu verzeichnen. Auch bei der potentiellen Evapotranspiration sind deutliche Unterschiede zu erkennen. Die Evapotranspiration liegt in den Monaten Juni bis August deutlich unter den langjährigen Mittelwerten, während der September ca. die doppelten Verdunstungswerte des langjährigen Untersuchungszeitraumes erreicht. Die Monatsmittelwerte der Lufttemperatur sind 1997 von April - Juni mit den langjährigen Mittelwerten vergleichbar. Der Juli 1997 weist dagegen Monatsmitteltemperaturen auf, die 2 °C unter den langjährigen Werten liegen. Die Monate August und September sind im Vergleich zu den langjährigen Mittelwerten etwas wärmer. Die Differenz zwischen Freilandniederschlag und potentieller Verdunstung beträgt im Untersuchungszeitraum April - September 412 mm, für die langjährige Meßreihe ergeben sich dagegen nur 286 mm. Der Untersuchungszeitraum ist somit als vergleichsweise feucht einzustufen. Insbesondere treten während der Austrocknungsperiode im Juni 1997 die deutlichsten Feuchteabweichungen im Vergleich zu den langjährigen Mittelwerten auf.

Tab. 7.1: Vergleich der langjährigen Mittelwerte (Zeitraum 1988-1996) von Freilandniederschlag, potentieller Evapotranspiration ($ETP_{pot.}$ HAUDE) und Monatsmitteltemperatur der Luft mit den Meßperioden 1997 und 1998 (kursiv dargestellt).

		April	Mai	Juni	Juli	Aug.	Sept.	Okt.
Freilandniederschlag [mm]	∅ 88-96	99	123	135	127	104	135	150
	<i>1997</i>	<i>106</i>	<i>105</i>	<i>209</i>	<i>131</i>	<i>185</i>	<i>54</i>	<i>146</i>
	<i>1998</i>	<i>195</i>	<i>48</i>	<i>92</i>	<i>118</i>	<i>137</i>	<i>220</i>	<i>233</i>
$ETP_{pot.}$ (HAUDE) [mm]	∅ 88-96	47	76	82	98	102	42	27
	<i>1997</i>	<i>56</i>	<i>80</i>	<i>59</i>	<i>59</i>	<i>70</i>	<i>86</i>	<i>34</i>
	<i>1998</i>	<i>31</i>	<i>73</i>	<i>91</i>	<i>76</i>	<i>105</i>	<i>41</i>	<i>19</i>
Lufttemperatur [°C]	∅ 88-96	2,2	7,8	10,5	13,3	13,0	8,2	5,1
	<i>1997</i>	<i>1,9</i>	<i>7,9</i>	<i>10,3</i>	<i>11,6</i>	<i>13,9</i>	<i>10,1</i>	<i>3,8</i>
	<i>1998</i>	<i>2,4</i>	<i>8,8</i>	<i>11,6</i>	<i>12,3</i>	<i>12,3</i>	<i>8,2</i>	<i>4,5</i>

Im Vergleich zum Jahr 1997 weisen v. a. die Monate Mai und Juni **1998**, in denen die experimentelle Austrocknung erfolgte, im Jahr 1998 wesentlich geringere Niederschlagsmengen auf als das vorhergehende Jahr. So war besonders der Mai 1998 im Vergleich zum langjährigen Mittel sehr trocken (ca. 40 % der durchschnittlichen Niederschläge). Im Juni 1998 wurde ca. 70 % der durchschnittlichen Niederschlagsmenge gemessen. Der Juli 1998 entsprach hinsichtlich der Niederschlagsmenge dem langjährigen Mittel. Im April, d. h. vor Beginn des Austrocknungsexperimentes, wurden dagegen doppelt so hohe Niederschlagsmengen verglichen mit dem langjährigen Mittel gemessen. Die potentielle Evapotranspiration ($ETP_{pot. HAUDE}$) ist im Untersuchungsjahr 1998 während des Austrocknungsexperimentes gut mit langjährigen Mitteln vergleichbar. Die größte Abweichung ist während der Austrocknung im Juli 1998 zu beobachten (ca. 25 % unter dem langjährigen Mittel). Die Lufttemperatur der Monate Mai und Juni 1998 liegt ca. 1 °C über den Werten des langjährigen Zeitraumes. Insgesamt waren die klimatischen Rahmenbedingungen für die experimentelle Austrocknung 1998 somit wesentlich günstiger als im Jahr 1997.

7.2 Auswirkungen auf die Bodenfeuchte

7.2.1 Versuchsjahr 1997

Im Zeitraum der experimentellen Austrocknungsperiode von 14/15.5 - 28.7.1997 wurden 374 mm Freilandniederschlag und 261 mm als Kronentraufe gemessen. Während des Experimentes wurden somit 261 mm Niederschlag zurückgehalten. In Tab. 7.2 sind die Wasserflüsse für den Zeitraum vor der Austrocknung, während der Austrocknung und während der Wiederbefeuchtung zusammengestellt.

Tab. 7.2: Niederschlag, Interzeption und potentielle Evapotranspiration ($ETP_{pot. HAUDE}$) während Austrocknungs- und Wiederbefeuchtungsphase (*kursiv*: zurückgehaltener Niederschlag).

Wasserfluß [mm]	1.4. - 14.5.	Austrocknung (15.5. - 28.7.)	Wiederbefeuchtung (29.7. - 24.9.)
Freilandniederschlag	177,7	373,6	239,4
Bestandesniederschlag	138,0	261,4	177,8
Interzeption	39,7	112,2	61,6
$ETP_{pot. HAUDE}$	81,4	162,8	145,4

In Abb. 7.1 ist der zeitliche Verlauf der Matrixpotentiale dargestellt. Die Matrixpotentiale im Auflagehumus wurden über die Feld-pF-Kurve des Auflagehumus (vgl. ZIMMERMANN, 1995) aus den TDR-Meßwerten des volumetrischen Wassergehaltes berechnet. Um eine gute Vergleichbarkeit mit den retrospektiven Simulationen (vgl. Abb. 2.1) zu ermöglichen, wurde die

gleiche Achseneinteilung gewählt. Verglichen sind die Matrixpotentiale der Trockenparzellen S1T (A) und S4T (B) mit den Werten der Kontrollfläche.

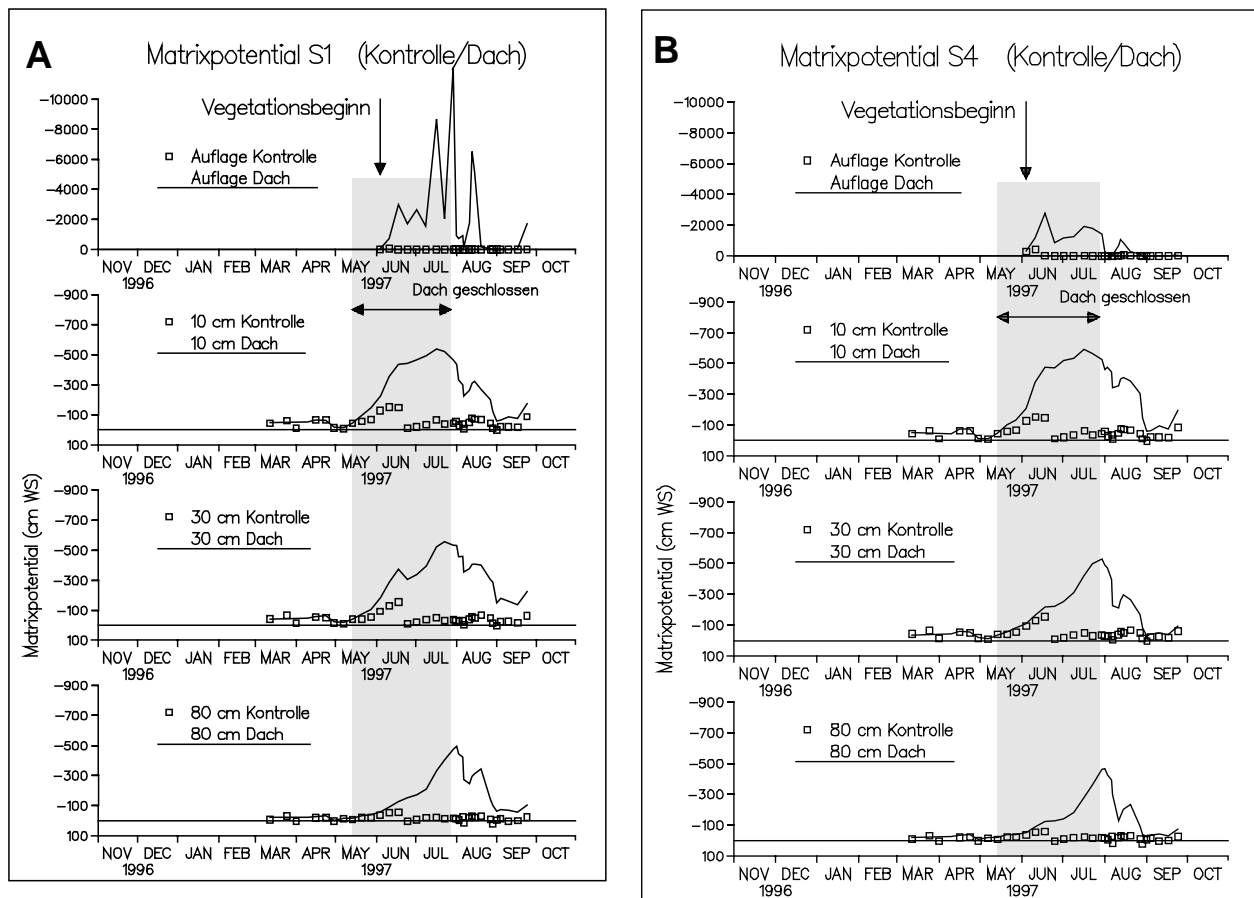


Abb. 7.1: Zeitlicher Verlauf der Matrixpotentiale im Auflagehums (aus TDR-Meßdaten berechnet) und drei Mineralbodentiefen. Trockenparzelle S1T (A) bzw. S4T (B).

Vor Beginn des Austrocknungsexperimentes sind die Matrixpotentiale aller Versuchsflächen gut vergleichbar. Etwa ab Mai 1997 wird auch auf der Kontrollfläche eine leichte Austrocknung erkennbar. Unterschiede zur Kontrollfläche treten im oberen Mineralboden erst etwa 14 Tage nach Beginn der Austrocknung ab Ende Mai auf. Der Beginn der Vegetationsperiode wurde nach den Kriterien von ZIMMERMANN (1995) für das Untersuchungsjahr auf den 2. Juni berechnet. Der Zeitpunkt des Auftretens der Austrocknung (Grenzwert: erstmaliges Auftreten eines Matrixpotentials von ≤ -1.000 cm WS in der Auflage) tritt ca. eine Woche nach diesem Termin auf. Die beabsichtigte Austrocknung beginnt somit, wie zur Überprüfung der Arbeitshypothese (vgl. Kap. 2) gefordert, bereits kurze Zeit nach Vegetationsbeginn.

Die flächenhaften Messungen des Wassergehaltes der Auflage auf den Trockenparzellen begannen erst Anfang Juni 1997. Zu diesem Termin (zwei Wochen nach Austrocknungsbeginn)

waren noch keine deutlichen Unterschiede im Wassergehalt der Auflage erkennbar (vgl. Abb. 7.2). Im weiteren Austrocknungsverlauf ist nach beginnender starker Austrocknung etwa ab Mitte Juni eine Stagnation, auf der Fläche S1T (Abb. 7.1 A) in 30 cm Mineralbodentiefe sogar ein leichter Rückgang der Austrocknung zu erkennen. Erklärbar ist dieses Verhalten durch die feuchten Witterungsverhältnisse im Juni 1997 mit hohen Niederschlagswerten, geringer potentieller Verdunstung (vgl. Tab. 7.1) und dadurch auch niedriger Transpiration. Bei hoher Luftfeuchtigkeit ist zudem auch mit einer Befeuchtung der Auflage auf den Trockenparzellen zu rechnen. Aufgrund der Witterungsverhältnisse wurde das Austrocknungsexperiment länger als die ursprünglich vorgesehen 4 - 6 Wochen bis Ende Juli 1997 weitergeführt. Bei Erreichen eines Matrixpotentials von ca. -600 cm WS in 10 cm Mineralbodentiefe, und damit der retrospektiven Simulation (vgl. Abb. 2.1) entsprechenden Werten im Oberboden, wurde die experimentelle Austrocknung am 28.7.1997 beendet. Symptome von Trockenstreß sind für die Fichte bei den experimentell erzeugten Matrixpotentialen noch nicht zu erwarten (vgl. Kap. 7.2.1).

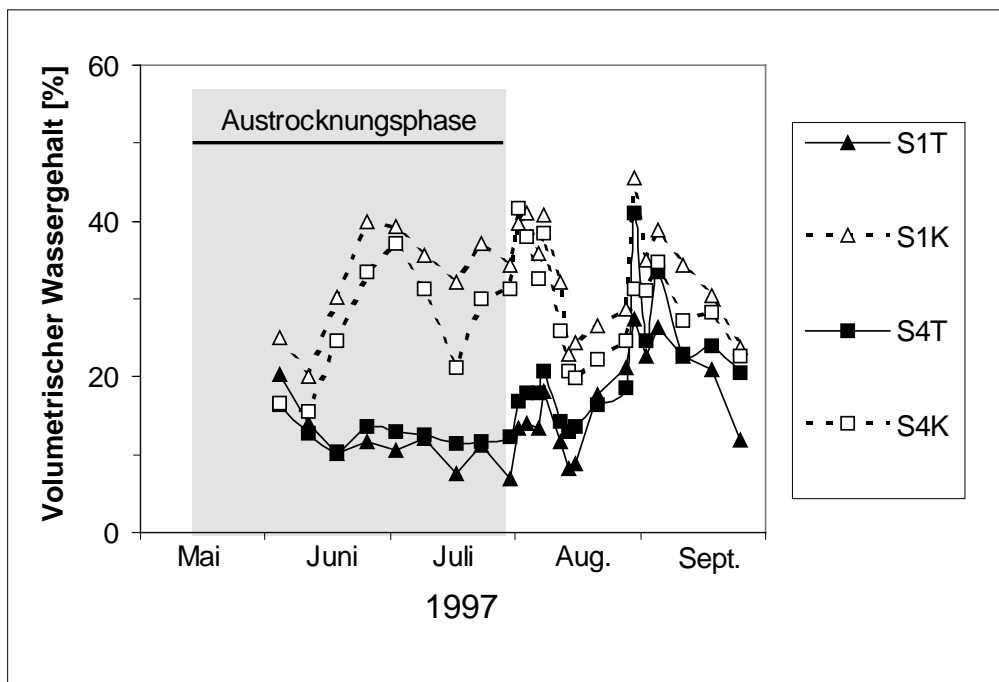


Abb. 7.2: Volumetrischer Wassergehalt [%] im Auflagehumus von Kontroll- (S1K, S4K) und Trockenparzellen (S1T, S4T) für das Austrocknungsexperiment 1997.

Die Unterschiede zur Kontrollfläche S4K betragen bei Beendigung der Austrocknung im Mineralboden bis zu 500 cm WS. Bei den Witterungsverhältnissen im Frühsommer 1997 ergab sich jedoch nicht die gewünschte extreme Austrocknung des Auflagehumus. Auf der Fläche S1T (Abb. 7.1 A) wurden zwar Spitzenwerte bis zu ca. -10.000 cm WS im Auflagehumus erreicht, am darauffolgenden Meßtermin wurden jedoch wieder deutlich geringere Matrixpotentiale festgestellt. Obwohl die Messung des Wassergehaltes der Auflage (Abb. 7.2) an markierten

Punkten durchgeführt wurde, kann nicht davon ausgegangen werden, daß jede Messung am exakt gleichen Einstichpunkt erfolgte. Die Austrocknungsspitzen auf der Fläche S1T sind daher eher Ausdruck der Variabilität des Wassergehaltes bei zunehmender Austrocknung. Dies zeigt auch der Vergleich zur Meßfläche S4T (Abb. 7.1 B), wo die beobachtete Austrocknung der Auflage weitaus geringer war. Die (berechneten) Matrixpotentiale erreichen bei der größten Austrocknung der Auflage hier Werte von ca. -3.000 cm WS. Beim Vergleich der experimentellen Austrocknung (Abb. 7.1) mit den Ergebnissen der retrospektiven Simulation (Abb. 1.1) ist zusammenfassend festzustellen, daß durch das Experiment im Jahr 1997 im Auflagehumus eine vergleichsweise geringe Austrocknung, im oberen Mineralboden eine vergleichbare und im tieferen Mineralboden durch die Länge der experimentellen Austrocknung eine stärkere Austrocknung als retrospektiv simuliert erzielt wurde.

Nach Abnahme der Dächer am 28.7.1997 kam es infolge starker Niederschläge Anfang August zu einer deutlichen Wiederbefeuchtung. Etwa Mitte August war auf allen Flächen wieder eine stärkere Austrocknung zu beobachten. Im tieferen Mineralboden wurden etwa ab Anfang September wieder Matrixpotentiale vergleichbar zur Kontrolle erreicht. Im oberen Mineralboden waren die zuvor experimentell ausgetrockneten Flächen dagegen noch etwas trockener als die Kontrolle, was besonders bei der Fläche S1T erkennbar ist (vgl. Abb. 7.1 A).

Zeitlich hochauflösende Matrixpotentiale und Wassergehalte 1997

In Abb. 7.3 und Abb. 7.4 sind die zeitlich hochauflösenden Messungen von Matrixpotential und volumetrischem Wassergehalt für das Jahr 1997 dargestellt. Diese Messungen erfolgten in einen relativ kleinen Intensivmeßbereich (Größe ca. 2 x 2 m) innerhalb der Trockenparzelle S1T und können deshalb nicht als repräsentativ für die gesamte Dachfläche angesehen werden. Dies zeigt sich deutlich bei Betrachtung der Matrixpotentiale. In 10 bzw. 30 cm Mineralbodentiefe werden bei Austrocknungsmaximum nur etwa -420 cm WS erreicht, während der Mittelwert aller Tensiometer auf der gesamten Trockenparzelle S1T in beiden Tiefen Werte über -500 cm WS erreicht (vgl. Abb. 7.1 A). Noch deutlicher sind die Abweichungen zwischen Intensivmeßstelle und dem gesamten Dachbereich in 80 cm Mineralbodentiefe. Die Matrixpotentiale erreichen im Intensivmeßbereich nur ca. -100 cm WS während der Mittelwert der gesamten Fläche weit über -400 cm WS beträgt. Offensichtlich handelt es sich bei der intensiv instrumentierten Fläche um einen vergleichsweise feuchten Bereich innerhalb der Austrocknungsparzelle S1T. Messungen der Mächtigkeit der Humusaufgabe ergaben die größten Werte im Bereich der Intensivmeßfläche. Dadurch ist im Jahr 1997 die Austrocknung des Auflagehumus im Intensivmeßbereich vergleichsweise gering. Der volumetrische Wassergehalt betrug bei Austrocknungsmaximum noch ca. 17 % (Abb. 7.4), während im gesamten Dachbereich als Mittelwert ein Wassergehalt von deutlich unter 10 % gemessen wurde (Abb. 7.2).

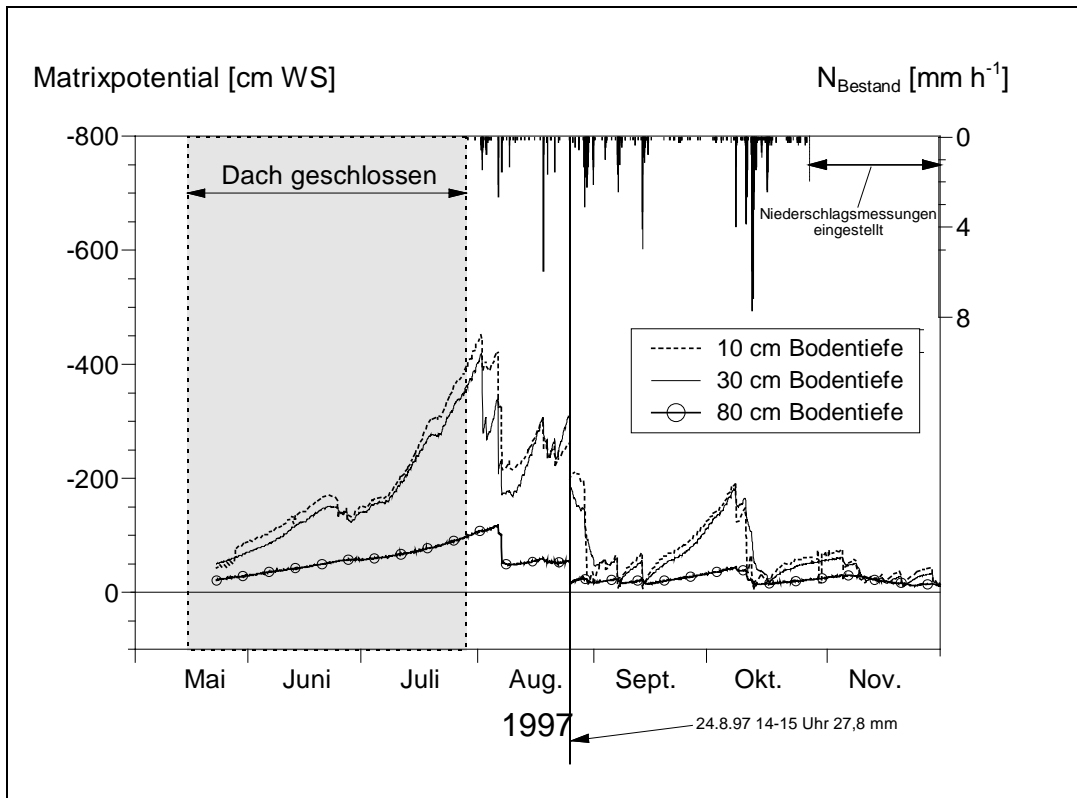


Abb. 7.3: Stundenwerte von Matrixpotential und Bestandesniederschlag auf der Trockenparzelle S1T (Intensivmeßbereich) für das Austrocknungsexperiment 1997.

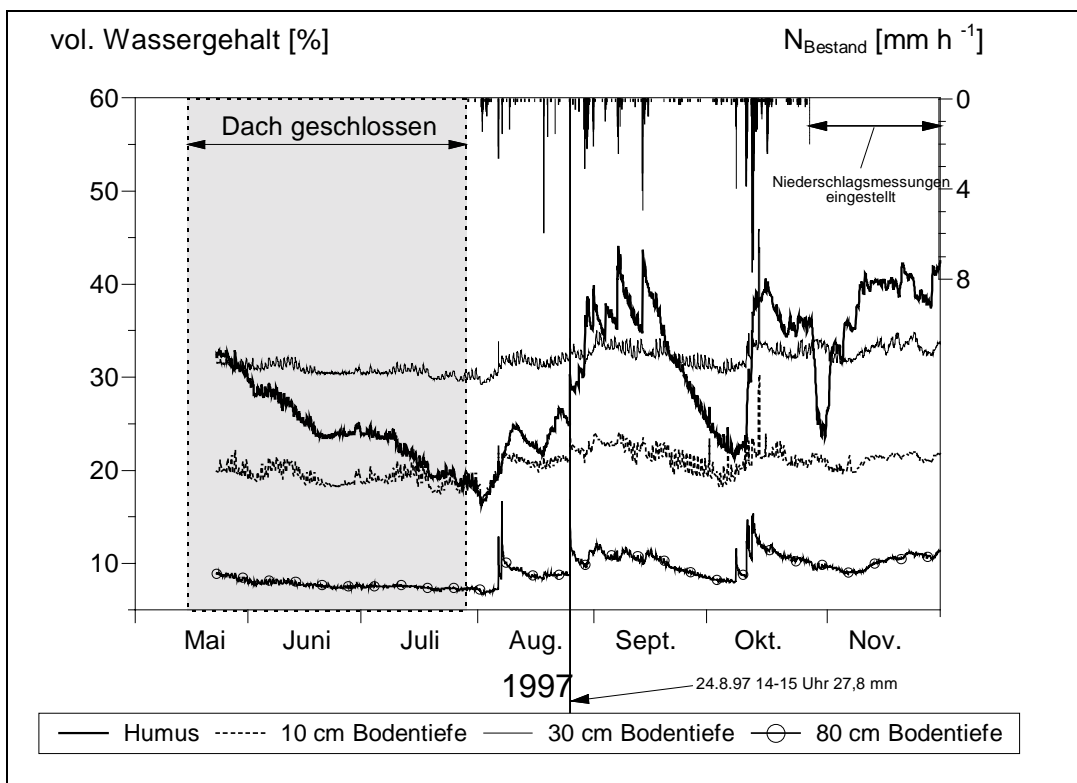


Abb. 7.4: Stundenwerte von volumetrischem Wassergehalt und Bestandesniederschlag auf der Trockenparzelle S1T (Intensivmeßbereich) für das Austrocknungsexperiment 1997.

In der Wiederbefeuchtungsphase ist die schnelle Reaktion vom Matrixpotential und Wassergehalt auf die Niederschläge erkennbar. Besonders deutlich wurde dies am 24.8.1997. An diesem Tag wurden während eines Sommergewitters innerhalb einer Stunde 28 mm Niederschlag im Bestand gemessen.

7.2.2 Versuchsjahr 1998

In Tab. 7.3 sind die gemessenen Wasserflüsse im Jahr 1998 für den Zeitraum vor der Austrocknung, während der Austrocknung und für die Wiederbefeuchtung zusammengestellt. Im Zeitraum des Dachexperimentes (8.5. - 8.7.1998) wurden außerhalb 149 mm Freilandniederschlag und 88 mm Kronentraufe gemessen. Die von der in 2 m über Grund errichteten Dachkonstruktion von den Austrocknungsflächen zurückgehaltene Niederschlagsmenge (Kronentraufe) beträgt somit nur etwa ein Drittel der Menge des Vorjahresexperimentes. Neben den oben beschriebenen klimatischen Rahmenbedingungen ist hierfür auch die gegenüber 1997 kürzere Austrocknungsperiode (1997: 11 Wochen; 1998: 8½ Wochen) verantwortlich.

Tab. 7.3: Niederschlag, Interzeption und potentielle Evapotranspiration ($ETP_{pot.}$ HAUDE) während Austrocknungs- und Wiederbefeuchtungsphase (kursiv: durch das Dach zurückgehaltene Niederschlagsmenge).

Wasserfluß [mm]	1.4. - 7.5.98	Austrocknung (8.5. - 8.7.98)	Wiederbefeuchtung (9.7. - 31.10.98)
Freilandniederschlag	210	149	683
Bestandesniederschlag	158	88	524
Interzeption	53	61	159
$ETP_{pot.}$ (HAUDE)	39	171	226

Der zeitliche Verlauf der Matrixpotentiale im Jahr **1998** ist in Abb. 7.5 dargestellt. Die Matrixpotentiale im Auflagehumus wurden wiederum über die Feld-pF-Kurve des Auflagehumus (ZIMMERMANN, 1995) aus TDR-Meßwerten des volumetrischen Wassergehaltes berechnet. Verglichen werden die Matrixpotentiale der Trockenparzellen S1T (Abb. 7.5 A) und S4T (Abb. 7.5 B) mit den Werten der Kontrollfläche.

Der Beginn der Vegetationsperiode wurde 1998 für den 14. Mai berechnet (vgl. ZIMMERMANN, 1995). Die Dächer wurden unmittelbar vor diesem Termin geschlossen (*S1T*: 8.5.1998; *S4T*: 11.5.1998), so daß die beabsichtigte Austrocknung (Grenzwert: erstmaliges Auftreten eines Matrixpotentials von ≤ -1.000 cm WS) etwa 1 - 2 Wochen nach Vegetationsbeginn auftritt. Die beabsichtigte Austrocknung beginnt somit, wie zur Überprüfung der Arbeitshypothese gefordert, auch im Jahr 1998 bereits kurze Zeit nach Vegetationsbeginn. Durch höhere Lufttemperaturen im

April und Mai 1998 (vgl. Tab. 7.1) bedingt erfolgte der Vegetationsbeginn 1998 etwa 2 Wochen früher als 1997 (2. Juni).

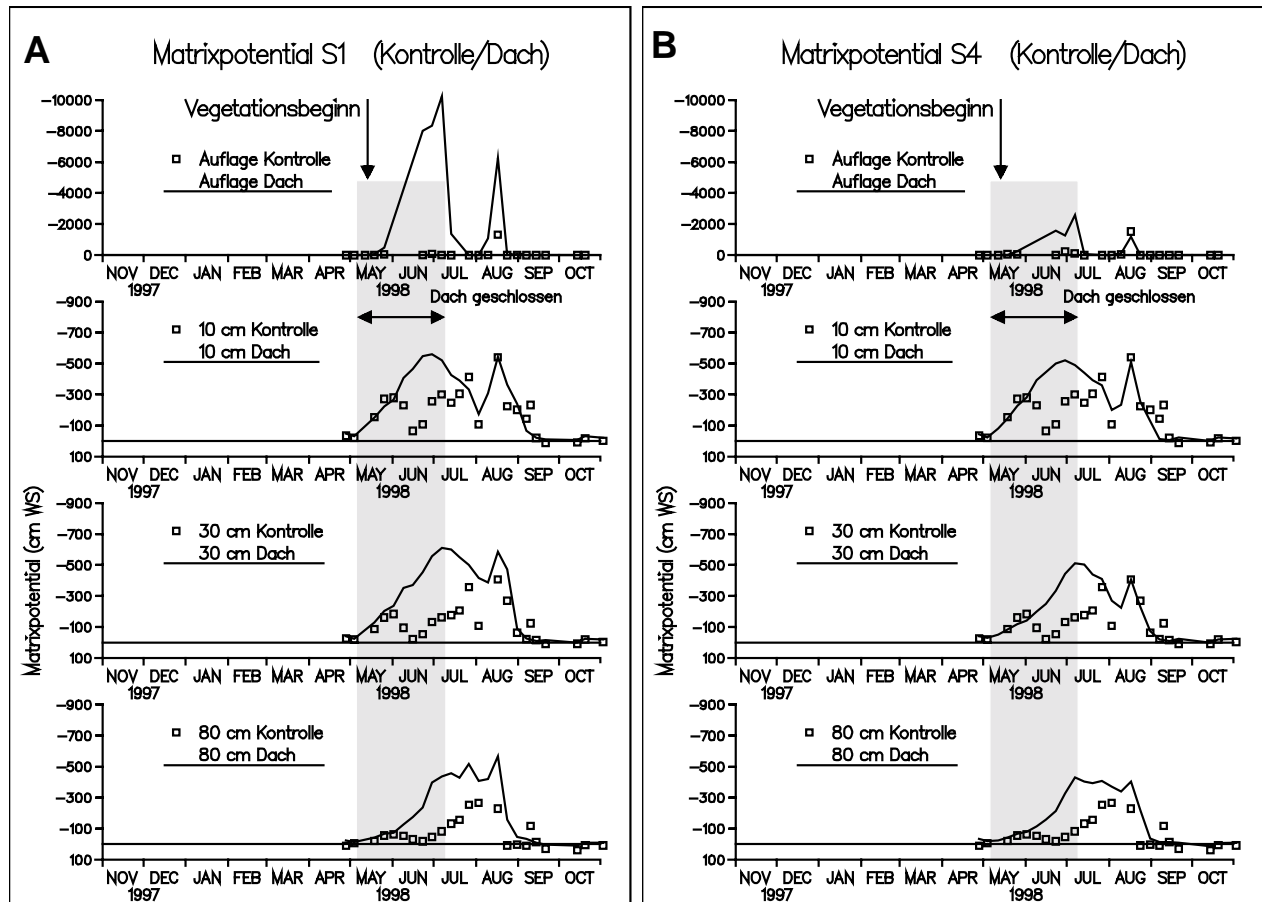


Abb. 7.5: Zeitlicher Verlauf der Matrixpotentiale im Auflagehums (aus TDR-Meßdaten berechnet) und drei Mineralbodentiefen. Trockenparzelle S1T (A) bzw. S4T (B) für das Austrocknungsexperiment 1998.

Durch die hohen Niederschläge im April 1998 wiesen die Bodenfeuchten auf allen Meßflächen vor Beginn der experimentellen Austrocknung Werte im Bereich der Wassersättigung auf. Die geringen Niederschlagsmengen im Mai 1998 (vgl. Tab. 7.1) hatten zur Folge, daß für diesen Monat die Bodenfeuchteverhältnisse von Kontrolle und Trockenparzelle vergleichbar sind. So fand auch auf den Kontrollflächen bis Ende Mai eine Austrocknung statt (Matrixpotential ca. -300 cm WS in 10 cm Mineralbodentiefe). In den ersten beiden Juniwochen fielen dann ergiebige Niederschläge (vgl. Abb. 7.7), so daß ab Mitte Juni deutliche Unterschiede zwischen Kontroll- und Austrocknungsflächen auftraten. Während auf der Kontrolle Mitte Juni in 10 cm Tiefe ca. -50 cm WS als Matrixpotential gemessen wurden, lagen die Werte der Austrocknungsflächen bei -400 bis -500 cm WS. Die Matrixpotentiale auf den beiden Austrocknungsflächen verliefen während der Austrocknung 1998 ähnlich wie 1997 im Mineralboden nahezu parallel. Auch 1998

war die Austrocknung des Auflagehumus auf der Fläche S4T deutlich geringer als auf der Fläche S1T (vgl. auch Abb. 7.6). Die Austrocknung wurde 1998 wiederum bei Auftreten eines Matrixpotentials von -550 bis -600 cm WS in 10 cm Mineralbodentiefe beendet. Zu diesem Zeitpunkt betrug das Matrixpotential auf der Kontrollfläche etwa -300 cm WS, da auch auf der Kontrollfläche wegen der geringen Niederschläge von Mitte Juni bis Anfang Juli eine deutliche Austrocknung zu verzeichnen war. Der Unterschied zwischen Kontrolle und Trockenparzellen bei Austrocknungsmaximum war somit 1998 deutlich geringer als 1997. Damals wurden aufgrund der klimatischen Bedingungen auf der Kontrollfläche durchgängig feuchte Verhältnisse beobachtet. Wie schon 1997 beobachtet, führte das Austrocknungsexperiment auch in 80 cm Mineralbodentiefe zu einer deutlichen Austrocknung (Maximum -450 bis -500 cm WS).

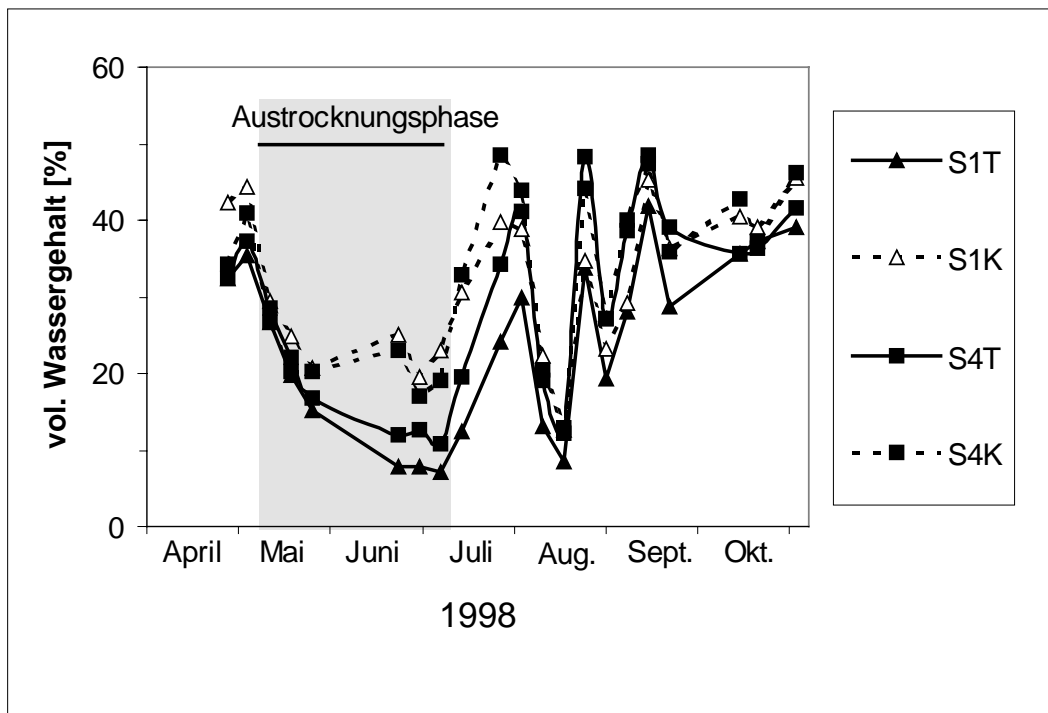


Abb. 7.6: Volumetrischer Wassergehalt [%] im Auflagehumus von Kontroll- (S1K, S4K) und Trockenparzellen (S1T, S4T) für das Austrocknungsexperiment 1998.

Nach der Wiederbefeuchtung waren die Matrixpotentiale in 10 cm Tiefe zwischen Kontrolle und Trockenparzellen ab Anfang August wieder vergleichbar. Im tieferen Mineralboden bestanden zu diesem Zeitpunkt allerdings noch deutliche Unterschiede. In der zweiten Augushälfte kam es durch eine längere Trockenperiode zu einer weiteren Austrocknung, die vergleichbar zur maximalen experimentellen Austrocknung war. Hohe Niederschläge im September 1998 führten dann zu einer deutlichen weiteren Wiederbefeuchtung. Etwa ab Anfang September waren die Matrixpotentiale der Trockenparzellen auch im tieferen Mineralboden wieder mit den Werten der

Kontrolle vergleichbar. Wie zu Beginn des Experimentes Ende April 1998 waren nun nahezu gesättigte Verhältnisse vorhanden.

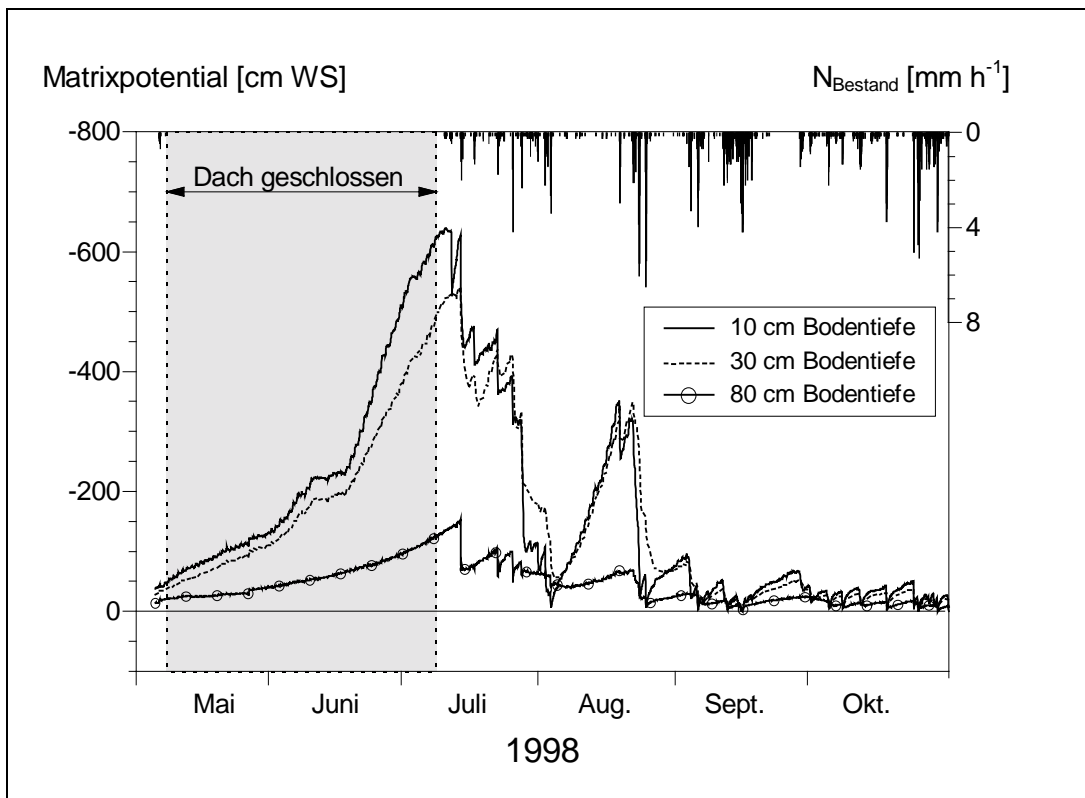


Abb. 7.7: Stundenwerte von Matrixpotential und Bestandesniederschlag auf der Trockenparzelle S1T (Intensivmeßbereich) für das Austrocknungsexperiment 1998.

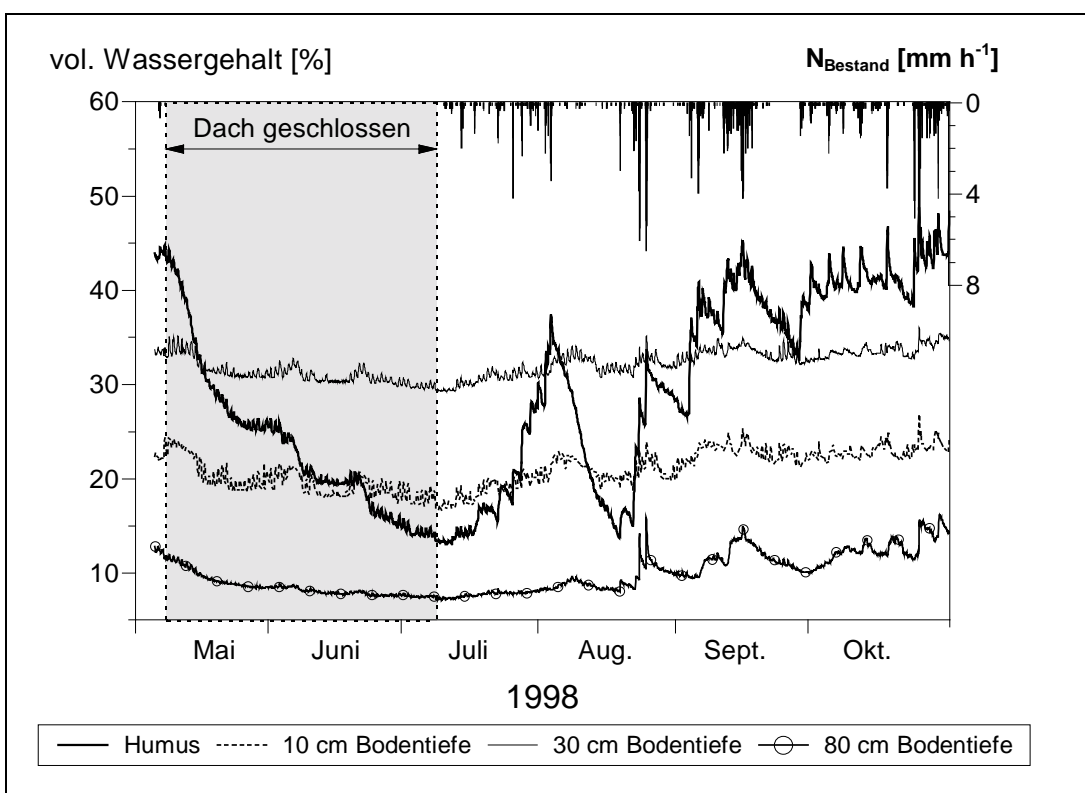


Abb. 7.8: Stundenwerte von volumetrischen Wassergehalt und Bestandesniederschlag auf der Trockenparzelle S1T (Intensivmeßbereich) für das Austrocknungsexperiment 1998.

Zeitlich hochauflösende Matrixpotentiale und Wassergehalte 1998

In Abb. 7.7 und Abb. 7.8 sind die zeitlich hochauflösenden Messungen von Matrixpotential (Abb. 7.7) und volumetrischem Wassergehalt (Abb. 7.8) auf der Trockenparzelle S1T dargestellt. Wie schon im Jahr 1997 sind die Meßwerte im Intensivmeßbereich der Parzelle S1T nur bedingt mit den auf der gesamten Fläche erhobenen Werten vergleichbar. Dies zeigt sich v. a. beim Vergleich der Matrixpotentialverläufe in 80 cm Mineralbodentiefe. Während die auf der gesamten Dachfläche S1T verteilten manuell abgelesenen Tensiometer in dieser Tiefe ein Matrixpotential von bis zu -500 cm WS bei Austrocknungsmaximum anzeigten (Abb. 7.5), erreichte der Wert im Intensivmeßbereich nur ca. -150 cm WS. Die Matrixpotentialverläufe in 10 bzw. 30 cm Tiefe lassen sich dagegen für das Jahr 1998 gut mit den auf der gesamten Dachfläche ermittelten Werten vergleichen. Bei Betrachtung der Wassergehalte (Abb. 7.8) ist die deutliche Austrocknung der Humusaufgabe zu erkennen. Allerdings war die Austrocknung im Bereich der Intensivmeßfläche mit minimalen Wassergehalten von ca. 15 Vol. % weitaus geringer als auf der gesamten Trockenparzelle (unter 10 Vol. %, vgl. Abb. 7.6).

Zur Beschreibung der kurzfristigen Dynamik der Bodenfeuchte ist die Meßstelle, trotz aller Schwierigkeiten bei der Übertragung der absoluten Höhe der Werte auf die gesamte Trockenparzelle, geeignet. So sind am Standort, bedingt durch die hohe hydraulische Leitfähigkeit des Substrats und der Dominanz von Grob- und Makroporen innerhalb der Porengrößenverteilung (ZIMMERMANN, 1995), schnelle Veränderungen der Bodenfeuchte nach Niederschlägen zu erwarten. Die schnelle Reaktion der Matrixpotentiale bis in 80 cm Bodentiefe ist deutlich bei den Niederschlägen nach experimenteller Austrocknung im Juli 1998 und nach sommerlicher Austrocknung zu erkennen.

7.3 Auswirkungen auf die Fichten

7.3.1 Versuchsjahr 1997

Nach Erreichen des angestrebten Matrixpotentials im Oberboden wurden im Anschluß an eine sonnige Periode am Juli 28.7.1997 die Dachflächen entfernt. In der darauffolgenden Nacht wurden Proben zur Analyse des Xylemwasserpotentials vor der Dämmerung gewonnen. Dieser Wert stellt das tägliche Maximum des Xylemwasserpotentials dar und ist somit unabhängig von variierenden meteorologischen Einflußgrößen während des Tages. Die Analyse ergab für alle untersuchten Parzellen Werte um -0,6 Mpa (Abb. 7.9). Von LU *et al.* (1995) wurden an Fichten Dämmerungswasserpotentiale um -0,3 bis -1 MPa beobachtet. Bei -1MPa beschrieben sie eine deutliche Reduktion der gemessenen Xylemflußdichten. Bei diesem Wert befindet sich der Wasserstatus der Fichte in einem Bereich, in dem zur Vermeidung eines Turgorverlustes die Transpiration durch Stomataschluß eingeschränkt wird. LIU und PAYER (1995) beobachteten an

Fichten in der Dämmerung ebenfalls Xylemwasserpotentiale von -0,3 bis -1 MPa. Diese Werte lagen jedoch oberhalb eines von GROSS *et al.* (1980) (zit. nach LIU und PAYER 1995) für den Turgorverlust der Fichte angegebenen kritischen Wertes von -1,5 MPa im Juni, der von LIU und PAYER (1995) auf Versuchsfeldern am Wank bestätigt werden konnte.

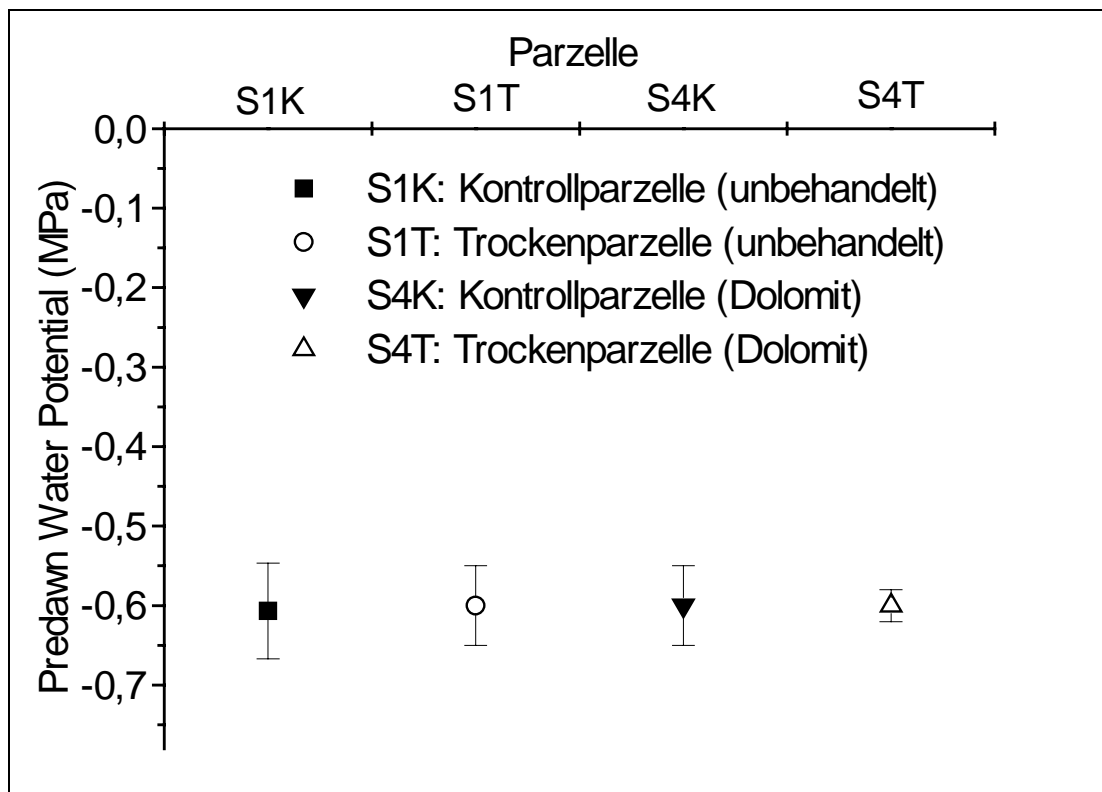


Abb. 7.9: Xylemwasserpotential in der Dämmerung am 29.7.1997 in Zweigen von jeweils drei Fichten pro Versuchsparzelle.

7.2.2 Versuchsjahr 1998

1998 wurden die Dachflächen im Anschluß an eine sonnige Periode am 8.7.1998 entfernt. An diesem Tage wurde mittags das Xylemwasserpotential in Zweigen der Probebäume gemessen. In der darauffolgenden Nacht wurden ebenfalls Proben zur Analyse Dämmerungswasserpotentiales gewonnen. Wie bereits im Vorjahr zeigen sich beim nächtlichen Wert keine Unterschiede zwischen den Versuchspartzen (Abb. 7.10). Der gemessene Wert um -0,8 MPa liegt über dem im Vorjahr verzeichneten Wert von um -0,6 MPa. Von LU *et al.* (1995) wurden an Fichten Dämmerungswasserpotentiale um -0,3 bis -1 MPa beobachtet.

Aus diesem Vergleich wird deutlich, daß durch die Austrocknung ein Effekt auf den Wasserstatus der Bäume erreicht wurde. Unterschiede waren nur während des Tages zu beobachten. Die wichtigen Dämmerungswasserpotentiale blieben unverändert (vgl. LIU und PAYER, 1995).

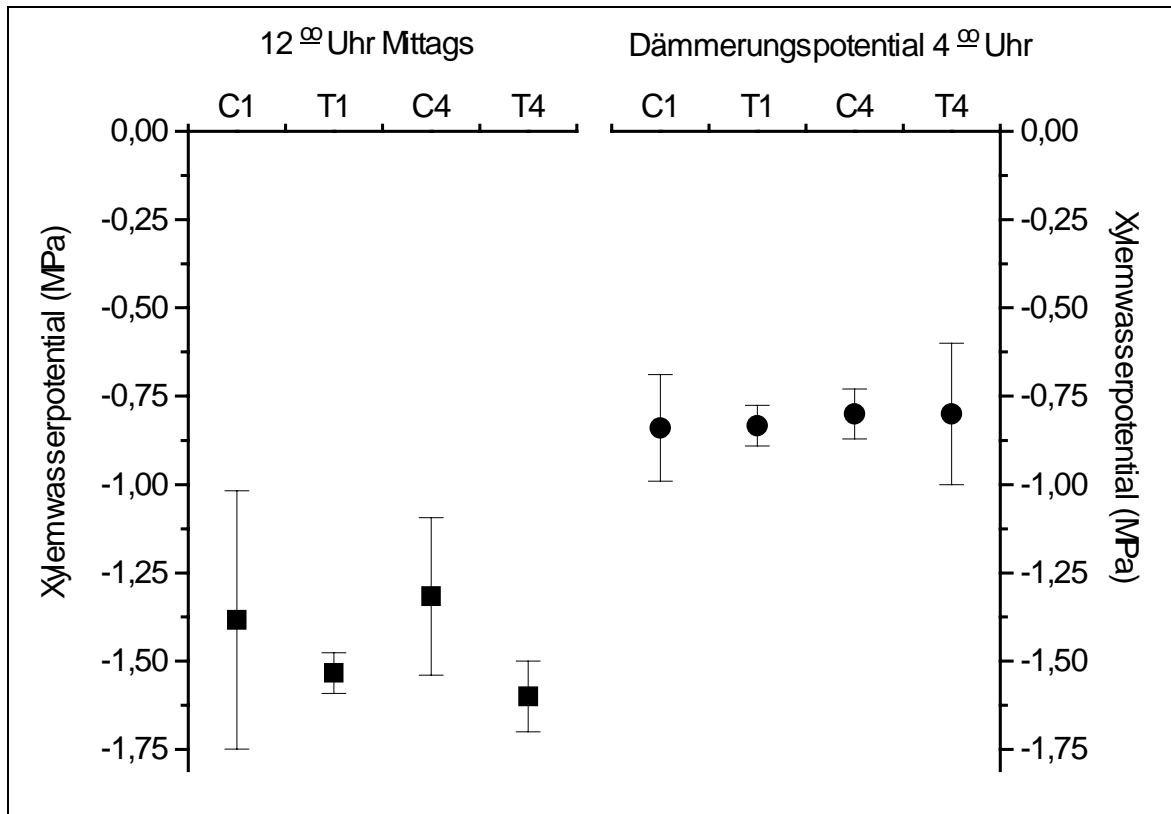


Abb. 7.10: Xylemwaterpotential um 12 Uhr Mittags und in der Dämmerung am 8.7. bzw. am 9.7.1998. (Kontrollparzellen: n=6; Trockenparzellen: n=3).

8 Xylemfluß, Radialveränderungen und Vergilbungszustand

8.1 Xylemfluß

Zur Verdeutlichung von Effekten durch Trockenheit mit Hilfe eines Vergleiches von Daten des Xylemflusses zwischen den Versuchspartellen sind mittlere Xylemflußdichten geeignet (LU *et al.*, 1995). Die Xylemflußdichten geben den Xylemfluß pro Flächeneinheit des leitenden Splintes der Fichten wieder und sind charakteristisch für einzelne Probebäume. Es konnte gezeigt werden, daß sich einzelne Bäume systematisch in der Höhe der Xylemflußdichten stark unterscheiden können. Die Tagesgänge verlaufen jedoch parallel und das Verhältnis der Xylemflußdichten bleibt während der Vegetationsperiode konstant (GÜLPEN, 1996). Dies bedeutet, daß sich durch Trockenheit bedingte Effekte auf den Xylemfluß in einer unterschiedlichen Form der Tagesgänge oder in einer Verschiebung der systematischen Unterschiede zeigen müssen.

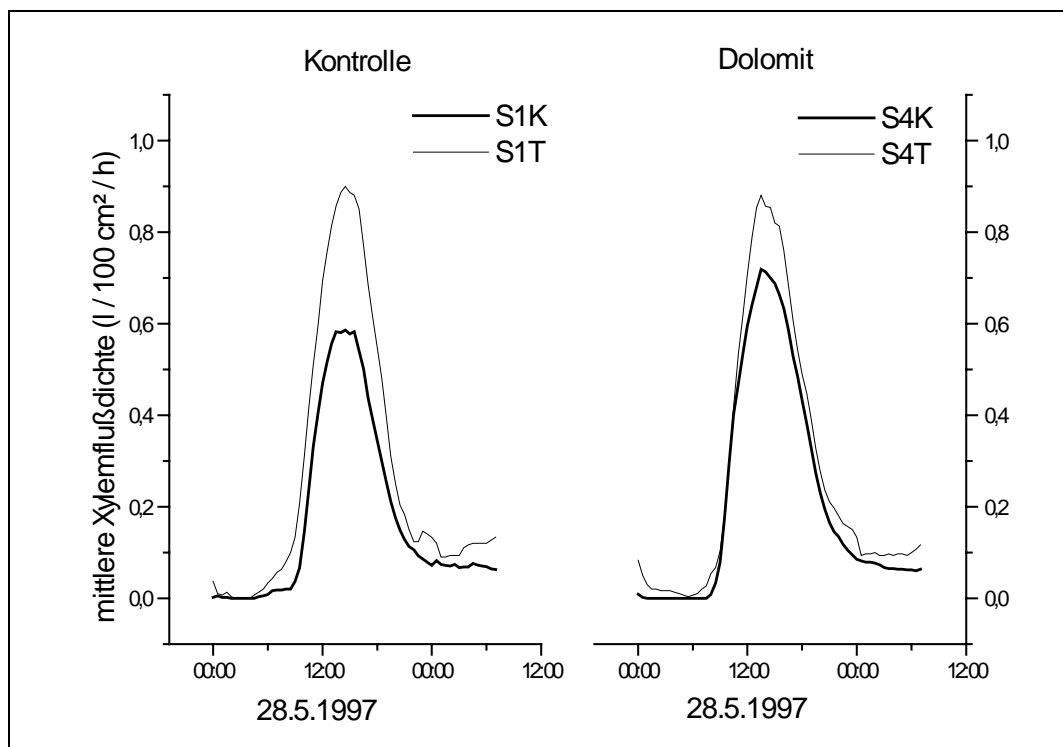


Abb. 8.1: Mittlere Xylemflußdichten der Probebäume von den Versuchspartellen S1K (unbehandelte Kontrollpartelle), S1T (unbehandelte Trockenpartelle), S4K (mit Dolomit behandelte Kontrollpartelle) und S4T (mit Dolomit behandelte Trockenpartelle) am 28.5.1997. Kontrollpartellen: n=6; Trockenpartellen: n=3.

Abb. 8.1 zeigt die mittleren Xylemflußdichten der Prohebäume auf den vier Versuchspartzen zwei Wochen nach Beginn der Austrocknungsphase an einem Tag mit hoher Sonneneinstrahlung. Die Feuchte des Oberbodens war zu dieser Zeit noch nicht von der Kontrolle zu unterscheiden. Es zeigen sich systematische Unterschiede zwischen den Versuchspartzen. Auf beiden Trockenpartzen wurden im Mittel höhere Xylemflußdichten gemessen als auf den Kontrollpartzen. Am Ende der Austrocknungsphase am 28.7. verändert sich dieses Verhältnis (Abb. 8.2). Auf den Trockenpartzen wurden nun im Mittel niedrigere Xylemflußdichten als auf den Kontrollpartzen gemessen. Einen Monat nach Ende der Austrocknungsphase und nach erfolgter Wiederbefeuchtung wurden auf der unbehandelten Kontrollpartze (S1K) wiederum im Mittel niedrigere Xylemflußdichten als auf der Trockenpartze gemessen (Abb. 8.3). Auf der mit Dolomit behandelten Trockenpartze (S4T) stieg die Relation der Xylemflußdichten im Vergleich zur Kontrollpartze (S4K) ebenfalls wieder an. Dieses Verhalten kann als ein Effekt von Trockenheit interpretiert werden, wie er auch von LU *et al.* (1995) beobachtet wurde. Durch die Kombination mit Zuwachsfeinmessungen ergibt sich die Möglichkeit, diese Schlußfolgerung zu überprüfen.

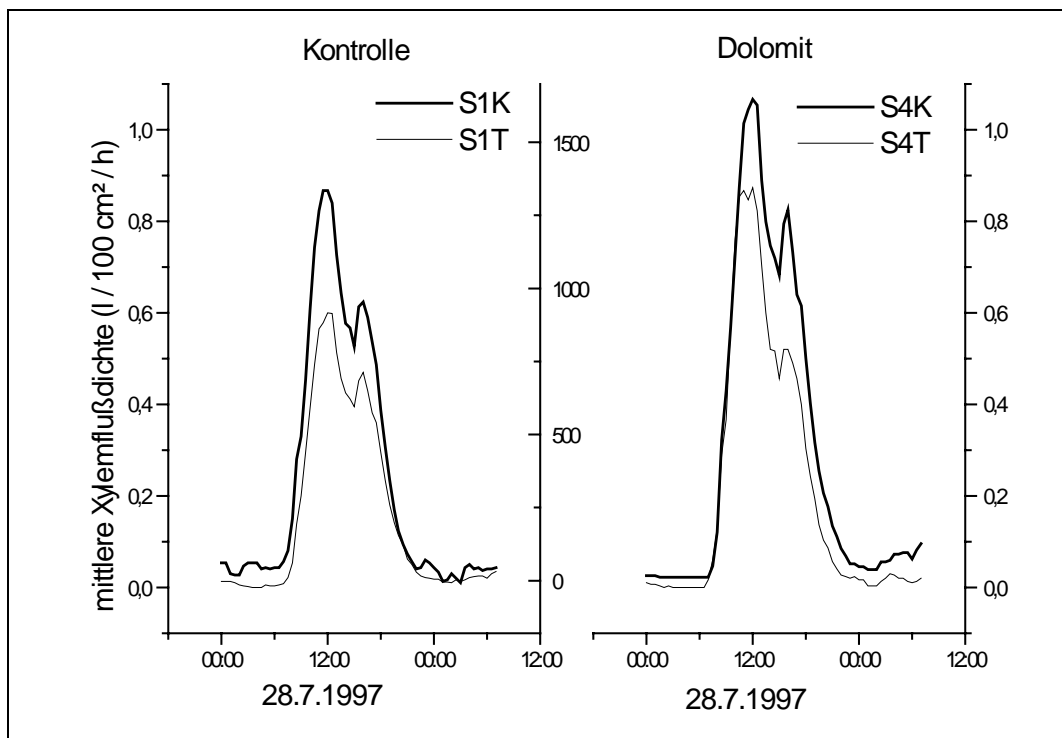


Abb. 8.2: Mittlere Xylemflußdichten der Prohebäume von den Versuchspartzen S1K (unbehandelte Kontrollpartze), S1T (unbehandelte Trockenpartze), S4K (mit Dolomit behandelte Kontrollpartze) und S4T (mit Dolomit behandelte Trockenpartze) am 28.7.1997. Kontrollpartzen: n=6; Trockenpartzen: n=3.

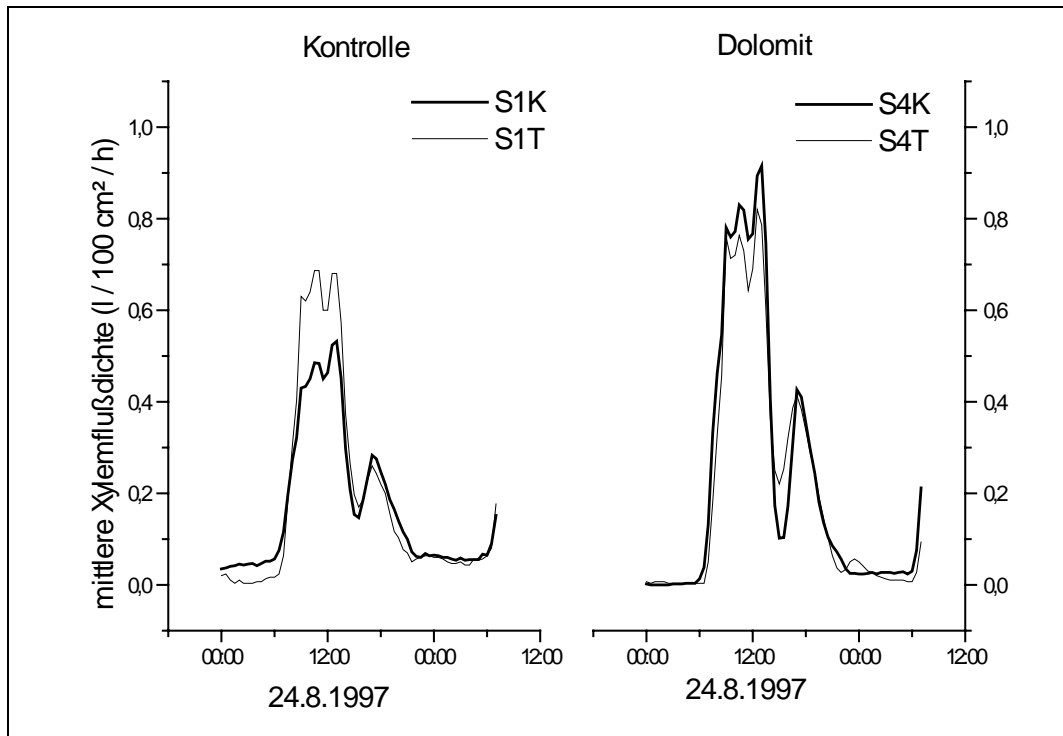


Abb. 8.3: Mittlere Xylemflußdichten der Probebäume von den Versuchspartizellen S1K (unbehandelte Kontrollpartizelle), S1T (unbehandelte Trockenpartizelle), S4K (mit Dolomit behandelte Kontrollpartizelle) und S4T (mit Dolomit behandelte Trockenpartizelle) am 24.8.1997. Kontrollpartizellen: n=6; Trockenpartizellen: n=3.

8.2 Xylemfluß und Radialveränderungen

Die mit der installierten Versuchsanordnung meßbaren Radialveränderungen der Probebäume können einerseits durch den Zuwachs als irreversible radiale Zunahme, andererseits aber auch durch Quellen und Schwinden des Stammes verursacht werden. Diese reversiblen Dimensionsveränderungen sind vor allem auf Wassergehaltsänderungen in den Geweben von Holz, Kambium und Bast zurückzuführen (LIU und PAYER, 1995). Sie sind somit in jedem Fall mit dem Wasserhaushalt des Baumes korreliert. Zum Xylemfluß besteht eine eng inverse Beziehung. Eine Zunahme des Xylemflusses ist stets mit einer negativen Dimensionsveränderung verbunden (MÄKINEN *et al.*, 1996). In Perioden mit hohen Xylemflüssen kann sogar während mehrerer Tage eine Abnahme des Stammdurchmessers beobachtet werden, während in raschen Wachstumsphasen auch bei hohen Xylemflußraten eine Durchmesserzunahme erfolgen kann (MÄKINEN *et al.*, 1996). Zum direkten Vergleich von Xylemfluß und Radialveränderung müssen daher Probebäume ausgewählt werden, die bezüglich des Xylemflusses vergleichbar sind. Entscheidend hierbei sind wiederum die Xylemflußdichten, die sich auf Flächeneinheiten leitenden Splintholzes beziehen. Bei der Betrachtung von Xylemfluß und Radialveränderungen

bezüglich der Xylemflußdichte vergleichbarer Probebäume auf den vier Versuchspartellen zeigt sich nun, daß mit einer Veränderung der Xylemflußdichte auf den beiden Trockenpartellen eine höhere Radialveränderung verbunden ist als auf den Kontrollpartellen (Abb. 8.4). Am 28.7. steigt der Xylemfluß gegen 7:30 an. Damit verbunden ist bei allen Bäumen eine negative Radialveränderung, die sich nach der Kumulation des Saftflusses um 12:00 fortsetzt. Der Rückgang und Wiederanstieg des Saftflusses gegen 16:00 kann auf einen Rückgang der Sonneneinstrahlung zurückgeführt werden, der mit dem Auftreten von Bewölkung zusammenhängt (Daten der Strahlung nicht gezeigt). Eine Radialzunahme erfolgt erst gegen Abend, wenn der Xylemfluß weiter zurückgegangen ist.

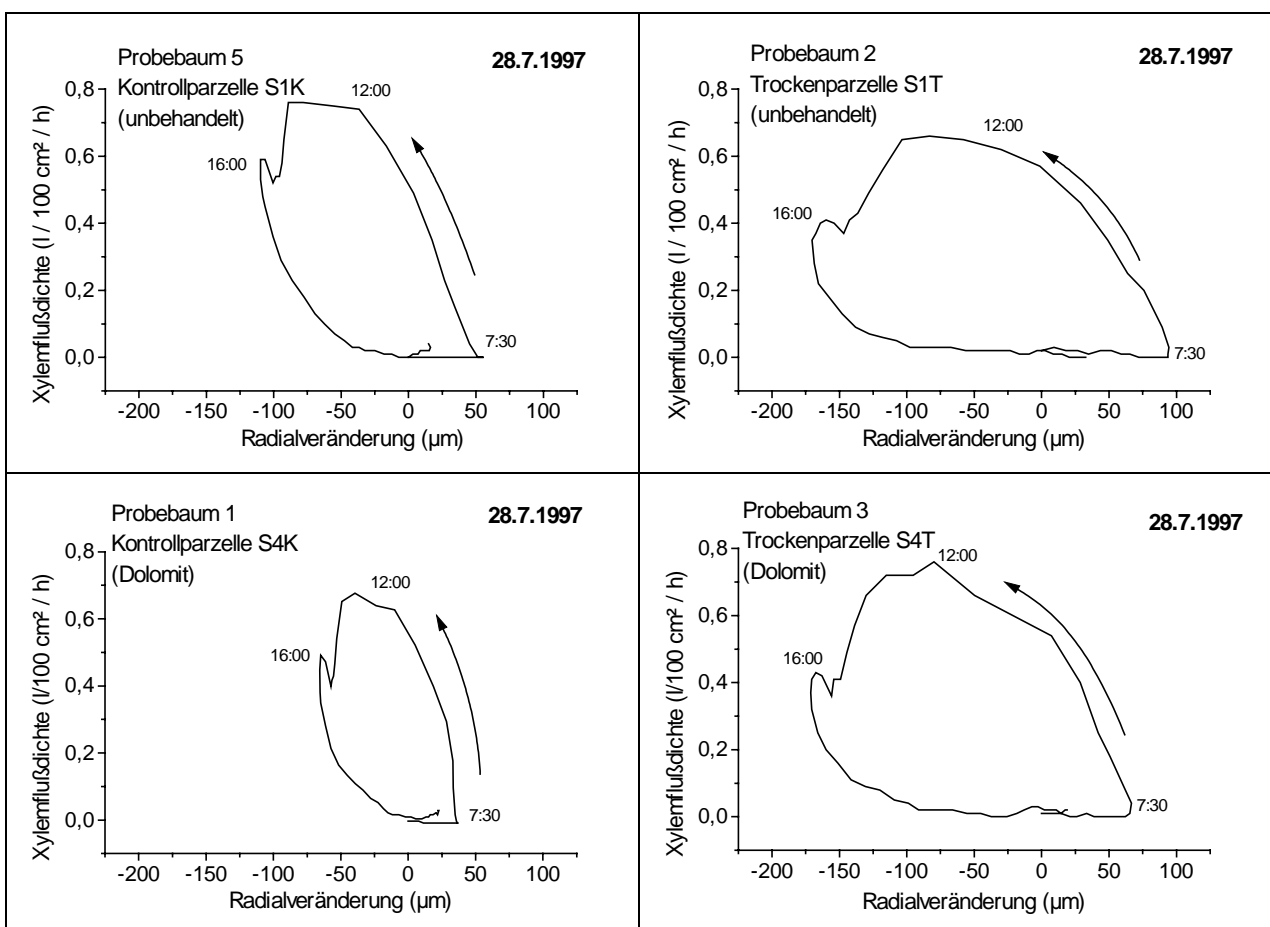


Abb. 8.4: Radialveränderungen und Xylemflußdichten von vier vergleichbaren Probebäumen auf den vier Versuchspartellen am 28.7.1997.

Ein identisches Verhalten von trockenheitsexponierten Bäumen im Vergleich zu Kontrollbäumen zeigt sich auch bei den Messungen während der Austrocknungsphase 1998 (Abb. 8.5).

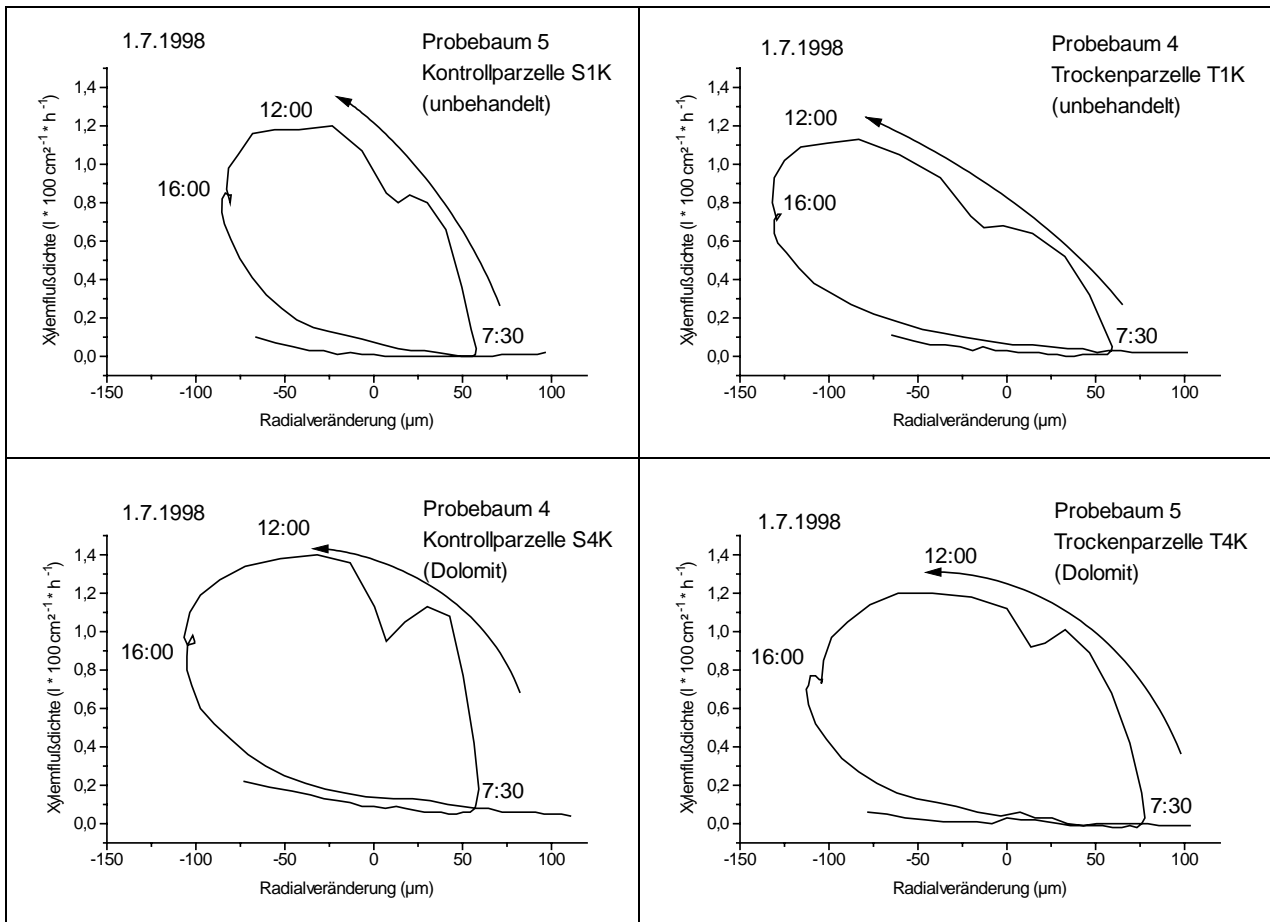


Abb. 8.5: Radialveränderungen und Xylemflußdichten von vier vergleichbaren Probebäumen auf den vier Versuchspartzen am 1.7.1998.

Es stellt sich nunmehr die Frage, ob dieser Effekt Auswirkungen auf den Verlauf der irreversiblen Radialzunahme durch den jährlichen Zuwachs hat. Das Niveau des jährlichen Zuwachses eines Baumes, das zunächst durch Faktoren wie Standortbonität und Alter bestimmt wird, variiert darüberhinaus durch die für jedes Jahr typischen Kenngrößen des Wasserhaushaltes (KAHLE, 1994). Bei der Betrachtung des Verlaufes der Radialveränderungen im Untersuchungszeitraum bis Anfang Oktober zeigt sich, daß die radiale Zunahme der Probebäume auf den Trockenpartzen gegenüber den Bäumen auf den Kontrollpartzen zurückbleibt (Abb. 8.6 bis Abb. 8.9). 1997 war dies besonders deutlich auf der unbehandelten Versuchsfäche S1 zu beobachten. Im Versuchsjahr 1998 sind die Unterschiede auf der mit Dolomit behandelten Versuchsfäche jedoch deutlicher als auf der Kontrollfläche S1. Die geringere Durchmesserzunahme auf den Trockenpartzen deutet auf die von KAHLE (1994) beschriebenen Zusammenhänge zwischen dem Zuwachs und der Klimatischen Wasserbilanz (Niederschlag minus Evapotranspiration) hin. Der Effekt des Zurückhaltens von Niederschlägen durch die Dachkonstruktion ist vor allem in einer experimentellen Beeinflussung dieses Kennwertes des Bestandeswasserhaushaltes zu sehen. Das Zuwachsniveau des gezeigten Ausschnittes der Vegetationsperiode 1998 liegt deutlich über dem von 1997.

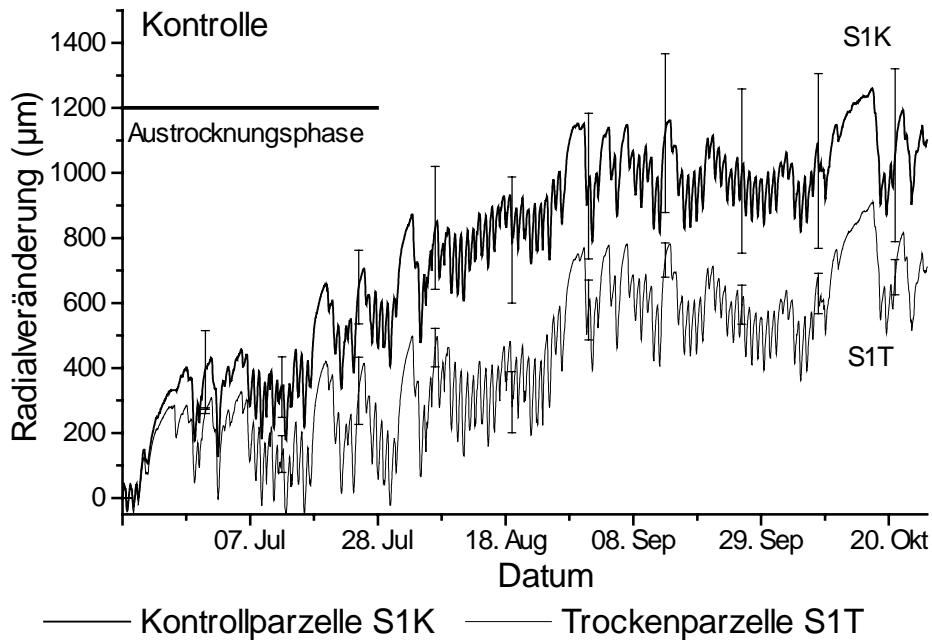


Abb. 8.6: Mittelwerte und Standardabweichungen der Radialveränderungen von jeweils drei Prohebäumen auf den zwei Versuchspartellen der Kontrollfläche S1 (S1K: unbehandelte Kontrollparzelle; S1T: unbehandelte Trockenparzelle; Linie: Austrocknungsphase bis zum 28.7.1997).

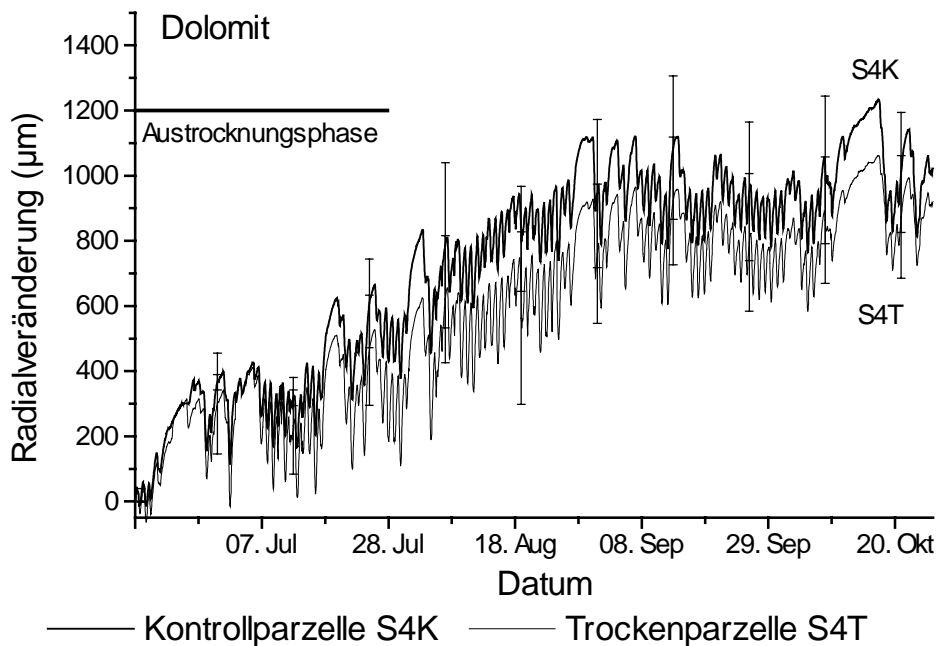


Abb. 8.7: Mittelwerte und Standardabweichungen der Radialveränderungen von jeweils drei Prohebäumen auf den zwei Versuchspartellen der mit Dolomit behandelten Versuchsfläche S4 (S4K: mit Dolomit behandelte Kontrollparzelle; S4T: mit Dolomit behandelte Trockenparzelle; Linie: Austrocknungsphase bis zum 28.7.1997).

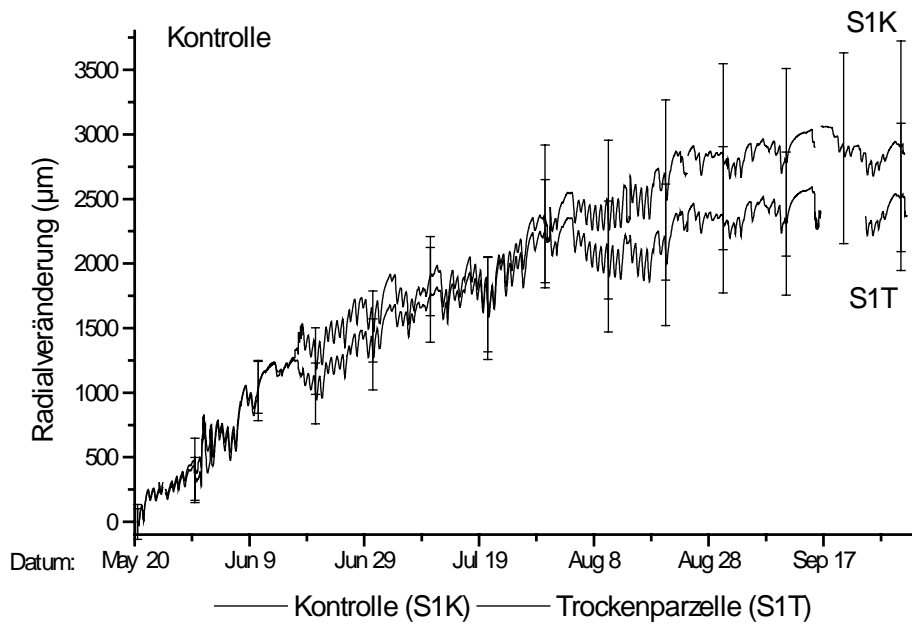


Abb. 8.8: Mittelwerte und Standardabweichungen der Radialveränderungen von jeweils drei Prohebäumen auf den zwei Versuchspartellen der Kontrollfläche S1 (S1K: unbehandelte Kontrollparzelle; S1T: unbehandelte Trockenparzelle).

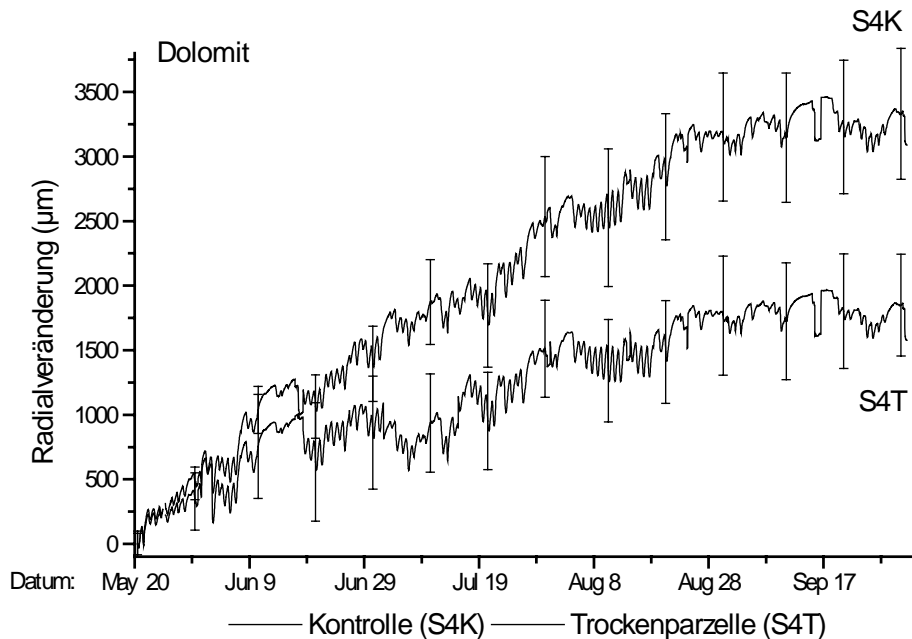


Abb. 8.9: Mittelwerte und Standardabweichungen der Radialveränderungen von jeweils drei Prohebäumen auf den zwei Versuchspartellen der mit Dolomit behandelten Versuchsfläche S4 (S4K: mit Dolomit behandelte Kontrollparzelle; S4T: mit Dolomit behandelte Trockenparzelle).

8.3 Vergilbung

In Abb. 8.10 ist der Vergilbungszustand der Probebäume bei der Nadelprobenahme im Januar 1998 dargestellt. Die bessere Magnesiumernährung der Probebäume auf der mit Dolomit behandelten Versuchsfläche S4 zeigt sich in einem Fehlen von Nadelvergilbungen der Klasse ”<50% gelb” beim Nadeljahrgang 1994. Eine Wirkung der experimentellen Trockenkeit auf die Magnesiumernährung war in Übereinstimmung mit den formulierten Hypothesen bei dieser Probenahme noch nicht zu erwarten. Auf der unbehandelten Trockenparzelle S1K wurden gelbspitzige Nadeln beim Nadeljahrgang 1997 gefunden. Gemäß der Kriterien bei der Ansprache kann dies jedoch nicht als Symptom akuten Magnesiummangels interpretiert werden. Auch bei der Probenahme im November 1998 wurden noch keine eindeutigen Anzeichen für eine verstärkte Vergilbung der trockenheitsexponierten Fichten gefunden. Es muß demnach damit gerechnet werden, daß Mg-Mangel erst in den nächsten Jahren auftreten wird. Dies würde den Beobachtungen entsprechen, daß die Symptome der ”Montanen Vergilbung der Fichte” in den deutschen Mittelgebirgen erst Ende der siebziger Jahre, also mindestens drei Vegetationsperioden nach dem Trockenjahr 1976 auftraten.

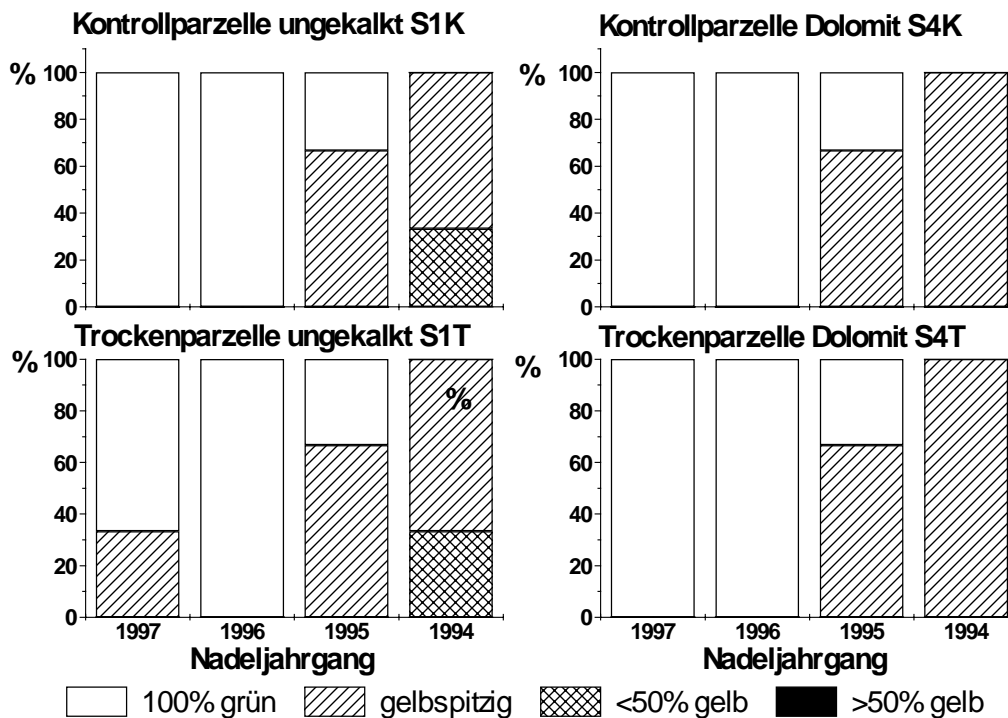


Abb. 8.10: Vergilbungszustand der Probebäume auf den vier Versuchsparzellen. Probenahme: Januar 1998; Kontrollparzellen: n=6; Trockenparzellen: n= 3.

9 Modellierung des Wasserhaushaltes für die Austrocknungsperioden

Vorgehensweise

Für die Anwendung des Bodenwasserhaushaltsmodelles auf die experimentelle Austrocknung wurden unmodifizierte bodenphysikalische Parameter und die bislang verwendete Verdunstungsberechnung nach HAUDE verwendet (vgl. ZIMMERMANN, 1995). Hierdurch wurden die bisherigen Modellergebnisse zusätzlich validiert. Während der experimentellen Austrocknungsphase wurde analog zum Vorgehen während der Zeit ohne Dachbedeckung die potentielle Transpiration aus potentieller Evapotranspiration und Interzeption als Eingangsgröße für das Modell berechnet (vgl. ZIMMERMANN, 1998). Die Verminderung der potentiellen Transpiration um den Interzeptionstherm ist auch während der Überdachung nötig, da bei der gewählten Überdachungshöhe von 2 m Interzeptionsverdunstung in den Fichtenkronen möglich ist. Detailsangaben zur Anpassung des Bodenwasserhaushaltsmodelles an die experimentelle Austrocknung finden sich in HOFFMANN (1998).

9.1 Austrocknungsexperiment 1997

In Abb. 9.1 sind die simulierten Matrixpotentiale für das Austrocknungsexperiment **1997** in der organischen Auflage und drei Mineralbodentiefen dargestellt. Verwendet wurde beim Modellauf die unmodifizierte Modellparametrisierung von ZIMMERMANN (1995). Auch für die verschiedenen Trockenparzellen wurde keine Modifikation durchgeführt, weshalb die dargestellten Simulationsergebnisse für beide Flächen identisch sind.

Bei Betrachtung der simulierten Matrixpotentiale im Auflagehumus ist eine gute Übereinstimmung zwischen Meß- und Simulationsergebnissen für die Fläche S4T (Abb. 9.1 B) festzustellen. Die extremen, auf der Fläche S1T gemessenen Austrocknungswerte, werden allerdings nicht nachgezeichnet (Abb. 9.1 A). Dies untermauert die in Kap. 7.1.1 bereits geäußerte Vermutung, daß diese Spitzenwerte wahrscheinlich nicht für die gesamte Fläche S1T repräsentativ sind.

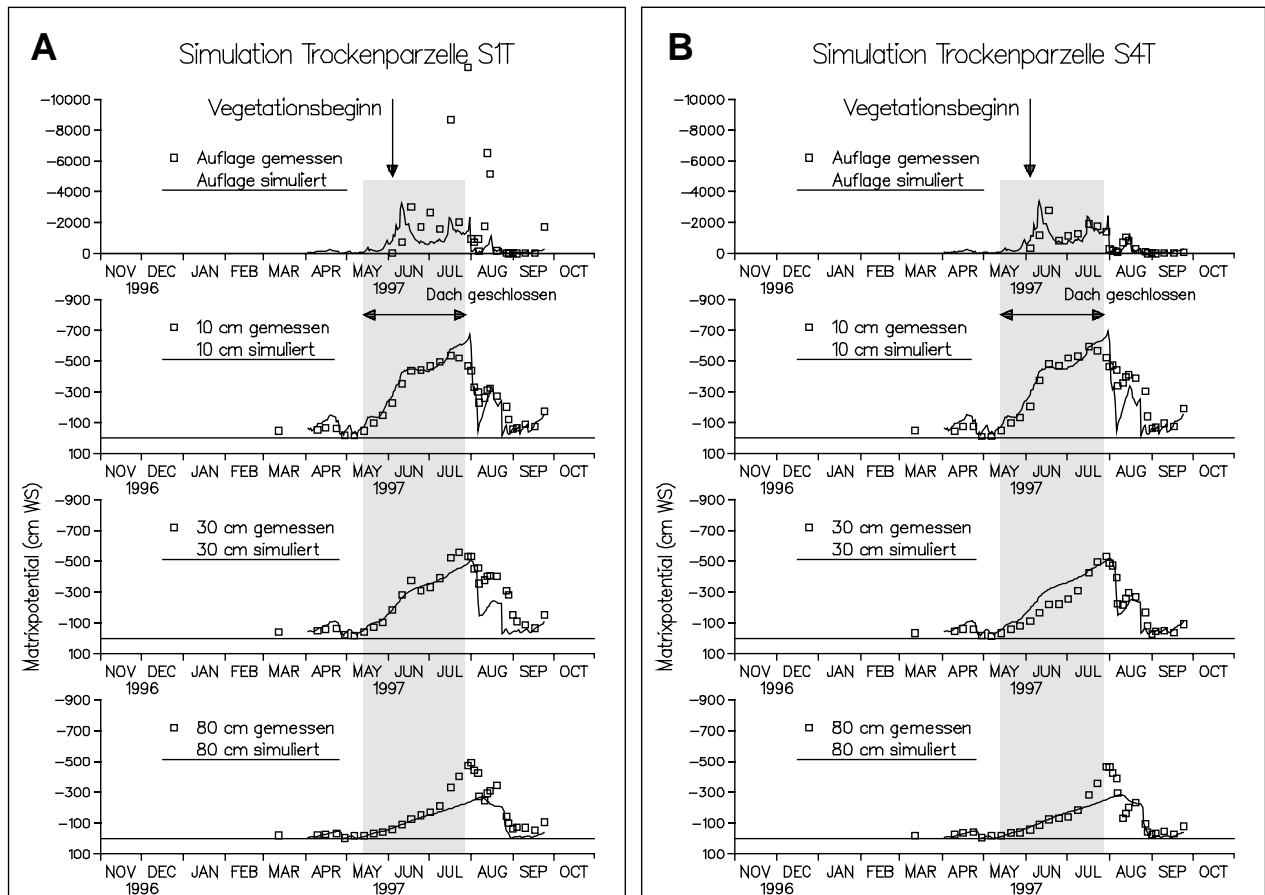


Abb. 9.1: Simulation des Matrixpotentialverlaufes in der organischen Auflage und drei Mineralbodentiefen für die experimentelle Austrocknung im Frühsommer 1997. Trockenparzellen S1T (A) und S4T (B).

Insgesamt wird der Verlauf der Austrocknung im Mineralboden mit Ausnahme der Austrocknungsspitze in 80 cm Tiefe gut nachvollzogen. Zu Beginn der Wiederbefeuchtung weichen die simulierten Matrixpotentiale vor allem in 10 und (nicht dargestellt) 20 cm Mineralbodentiefe von den Meßwerten ab. Vom Modell werden im Vergleich zu den Meßwerten zu feuchte Verhältnisse simuliert, der Anstieg der Matrixpotentiale ist zu groß.

In Tab. 9.1 sind die gemessenen und mit dem Modell WHNSIM simulierten Wasserflüsse (*kursiv*) dargestellt. Der Untersuchungszeitraum ist in die Periode vor der Austrocknung (1.4. - 14.5.), die experimentelle Austrocknung (15.5. - 28.7.) und die Wiederbefeuchtung (29.7. - 24.9.) eingeteilt. Dargestellt sind neben den Werten der Trockenparzellen (S1T und S4T) auch die Modellergebnisse für die Kontrollfläche S4K. Im Zeitraum vor der Austrocknung sind die Wasserflüsse aller Meßflächen vergleichbar. Im Bestand fallen in diesem Zeitraum 178 mm Niederschlag, die Versickerung (inklusive lateralem Abfluß) in 80 cm Tiefe beträgt 116 mm und der Bodenwasservorrat bis in 1 m Bodentiefe nimmt um 20 mm ab. Während der Austrocknung beträgt die Versickerung auf der Kontrolle 170 mm, auf den beiden Trockenparzellen versickern

nur unbedeutende Mengen. Erkennbar ist auch die leichte Einschränkung der Transpiration auf den Trockenparzellen von 10 mm im Vergleich zur Kontrolle. Modellintern wird derzeit ab einem Eckpunkt vom ca. -450 cm WS ($pF=2,65$) mit einer Einschränkung der Transpiration begonnen (ZIMMERMANN, 1995). Während der Austrocknung nimmt der Bodenwasservorrat auf den Trockenparzellen um ca. 80 mm ab, während auf der Kontrolle eine leichte Zunahme erkennbar wird. Während der Wiederbefeuchtung ist die Transpiration auf den Trockenparzellen im Vergleich zur Kontrolle nur noch geringfügig eingeschränkt. Deutliche Unterschiede zeigen sich allerdings noch in den Sickerraten auf den Trockenparzellen und den dortigen Änderungen des Bodenfeuchtevorrats. Summiert man die Vorratsänderungen für den gesamten Untersuchungszeitraum auf, so erhält man für die Kontrollfläche eine Abnahme des Bodenwasservorrates von ca. 40 mm, für die Trockenparzellen mit 42 (S1T) bzw. 45 mm (S4T) nur geringfügig höhere Vorratsabnahmen. Ende September 1997 ist der Bodenwasservorrat der Trockenparzellen somit wieder dem der Kontrollfläche vergleichbar.

Tab. 9.1: Gemessene und mit dem Modell WHNSIM berechnete Wasserflüsse (kursiv dargestellt) für die experimentelle Austrocknung im Frühsommer 1997. S4K Kontrollfläche, S1T unbehandelte Trockenparzelle, S4T 1990 mit dolomitischem Kalk behandelte Trockenparzelle.

Wasserfluß [mm]	1.4. - 14.5.1997			Austrocknung (15.5. - 28.7.1997)			Wiederbefeuchtung (29.7. - 24.9.1997)		
	S4K	S1T	S4T	S4K	S1T	S4T	S4K	S1T	S4T
Freilandniederschlag (NF)	—	178	—	—	374	—	—	239	—
Bestandesniederschlag (NB)	—	138	—	261	(Austrocknung)	—	—	178	—
Evapotranspiration (pot.)	—	81	—	—	163	—	—	145	—
Interzeption (NF-NB)	—	40	—	—	112	—	—	62	—
<i>Transpiration (akt.)</i>	40	40	40	83	73	73	73	71	71
<i>Versickerung und lateraler Abfluß in 80 cm Tiefe</i>	116	116	115	170	1	3	128	54	53
<i>Vorratsänderung im Boden bis 1 m Tiefe</i>	-20	-20	-21	6	-82	-83	-26	60	59

9.2 Austrocknungsexperiment 1998

In Abb. 9.2 sind die Verläufe der simulierten Matrixpotentiale für die Humusauflage und drei Mineralbodentiefen für das Austrocknungsexperiment **1998** dargestellt. Beide Trockenparzellen wurden mit identischer Parametrisierung simuliert. Die simulierten Matrixpotentiale in 10 und 30 cm Mineralbodentiefe stimmen (v. a. für die Trockenparzelle S4T) gut mit den Messungen überein. Zum Zeitpunkt der maximalen Austrocknung werden in 10 cm Mineralbodentiefe höhere Werte als gemessen simuliert. Die Meßwerte sind in diesem Bereich allerdings meßtechnisch bedingt zu niedrig, da die Austrocknung in einigen Bereichen der Trockenparzellen in 10 cm Tiefe den Meßbereich der Tensiometer (ca. -700 cm WS) überschritt, so daß der

Verlauf des simulierten Matrixpotentials in dieser Tiefe realistisch erscheint. Wie schon für die Austrocknung 1997 beobachtet, zeichnet das Modell das Ausmaß der experimentellen Austrocknung in 80 cm nicht im vollen Umfang nach. Insgesamt ist bei zusätzlicher Betrachtung der Simulationsergebnisse für die Mineralbodentiefen 20, 40 und 60 cm (nicht dargestellt) die Übereinstimmung von Meß- und Simulationswerten als gut zu beurteilen.

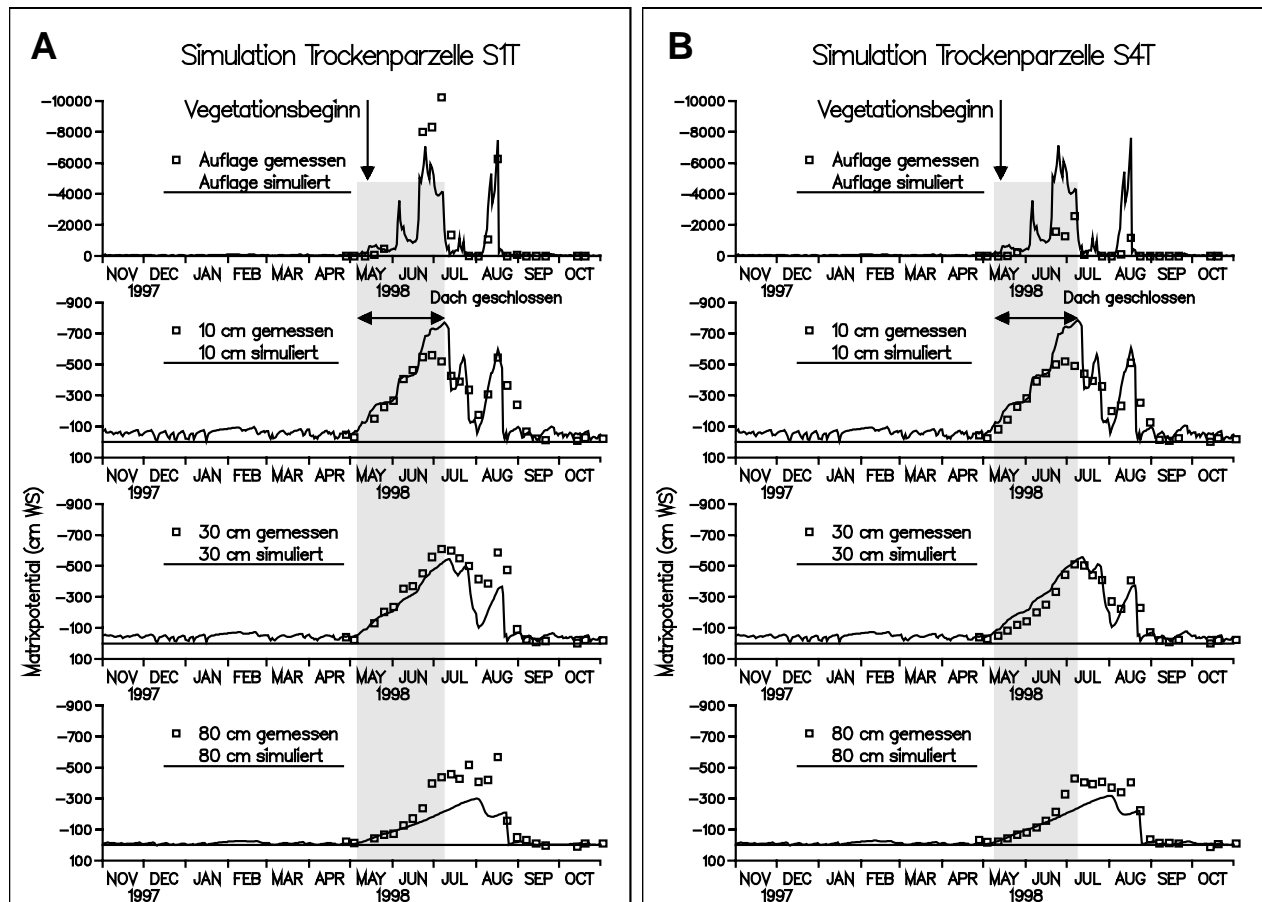


Abb. 9.2: Simulation des Matrixpotentialverlaufes in der organischen Auflage und drei Mineralbodentiefen für die experimentelle Austrocknung im Frühsommer 1998. Trockenparzellen S1T (A) und S4T (B).

Tab. 9.2 gibt einen Überblick über die gemessenen und mit dem Modell WHNSIM simulierten Wasserflüsse. Der Simulationszeitraum ist in eine Periode vor der Austrocknung (1.4. - 7.5.1998), die experimentelle Austrocknungsperiode (8.5. - 8.7.1998) und die Wiederbefeuchtungsphase (9.7. - 31.10.1998) eingeteilt. Zum Vergleich der Simulationsergebnisse der Austrocknungsparzellen (S1T bzw. S4T) sind auch die Modellergebnisse der Kontrollparzelle S4K aufgeführt. Vor Austrocknungsbeginn waren die Wasserflüsse auf allen Parzellen weitgehend identisch. Der Bodenwasservorrat änderte sich in diesem Zeitraum kaum. Während der Austrocknung versickerten in den Trockenparzellen nur unbedeutende Wassermengen. Für die Kontrollparzelle ergab die Simulation für den vergleichsweise trockenen Zeitraum ebenfalls eine

Sickerrate unter 10 mm. Deutliche Effekte hat die experimentelle Austrocknung auf die Bodenwasservorratsänderung. Während der Bodenwasservorrat auf der Kontrollfläche um 15 mm abnahm, war in den Trockendachparzellen eine Abnahme um fast 80 mm zu erkennen. Außerdem war die Transpiration der Dachparzellen während des Austrocknungszeitraumes im Vergleich zur Kontrolle deutlich eingeschränkt. Die Transpirationseinschränkung ist auch noch im Wiederbefeuchtungszeitraum erkennbar. Deutlicher als die Transpirationsraten unterschieden sich im Wiederbefeuchtungszeitraum die Sickerraten und die Bodenwasservorratsänderungen. Als Folge der vorausgegangenen Austrocknung waren die Sickerraten auf den Trockenparzellen geringer als auf der Kontrolle. Auf allen Flächen wurde der Bodenwasservorrat während der Wiederbefeuchtung wieder deutlich größer. Die größte Zunahme erfolgte erwartungsgemäß auf den Trockenparzellen. In der Summe über den gesamten betrachteten Zeitraum errechnet sich für alle Flächen eine Zunahme im Bodenwasservorrat von 20 - 30 mm.

Tab. 9.2: Gemessene und mit dem Modell WHNSIM berechnete Wasserflüsse (*kursiv dargestellt*) für die experimentelle Austrocknung im Frühsommer 1998. S4K Kontrollfläche, S1T unbehandelte Trockenparzelle, S4T 1990 mit dolomitischem Kalk behandelte Trockenparzelle.

Wasserfluß [mm]	1.4. - 7.5.1998			Austrocknung (8.5. - 8.7.1998)			Wiederbefeuchtung (9.7. - 31.10.1998)		
	S4K	S1T	S4T	S4K	S1T	S4T	S4K	S1T	S4T
Freilandniederschlag (NF)	—	210	—	—	149	—	—	683	—
Bestandesniederschlag (NB)	—	158	—	88	(Austrocknung)	—	—	524	—
Evapotranspiration (pot.)	—	39	—	—	171	—	—	226	—
Interzeption (NF-NB)	—	53	—	—	61	—	—	159	—
<i>Transpiration (akt.)</i>	19	19	18	94	76	76	116	105	105
<i>Versickerung und lateraler Abfluß in 80 cm Tiefe</i>	141	141	141	7	1	2	377	324	326
<i>Vorratsänderung im Boden bis 1 m Tiefe</i>	1	1	1	-15	-76	-77	42	98	98

10 Auswirkungen der experimentellen Trockenheit auf die Stoffdynamik

10.1 Veränderung des Stoffeintrages durch die experimentelle Austrocknung

Durch die Dachkonstruktion in 2 m Höhe wurde von den Trockenparzellen während des Austrocknungsexperimentes der Bestandesniederschlag zurückgehalten. In Tab. 10.1 sind die Element- und Wasserflüsse mit dem Bestandesniederschlag der beiden Austrocknungsperioden dem jeweiligen Jahreseintrag gegenübergestellt. Während des Austrocknungsexperimentes **1997** wurden ca. 18 % der Jahresniederschlagsmenge zurückgehalten. Bei den Nährelementen K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} , SO_4^{2-} -S und N_{ges} führt dies zu einer Verminderung der jährlichen Elementeinträge von 13 - 20 %. Im Untersuchungsjahr **1998** beträgt aufgrund der trockeneren Witterung die zurückgehaltene Niederschlagsmenge dagegen mit ca. 6 % der Jahresmenge nur ein Drittel der Menge des Vorjahresexperimentes. Die zurückgehaltenen Elementeinträge der oben genannten Elemente sind mit 10 - 15 % des Jahreseintrages nur unwesentlich niedriger als 1997. Die absolut zurückgehaltenen Mengen an N_{ges} , Mg^{2+} und Ca^{2+} sind für beide Experimente gut vergleichbar.

Tab. 10.1: Vergleich der Element- und Wasserflüsse mit dem Bestandesniederschlag während der Austrocknungsperioden mit dem jeweiligen Jahreseintrag.

[kg ha ⁻¹]	Austrocknung 1997			Austrocknung 1998		
	Überdachungs- zeitraum1997	HJ 1997	[%]	Überdachungs- zeitraum19978	HJ 1998	[%]
H ⁺	0,04	0,34	12,4	0,01	0,20	3,1
Na ⁺	0,82	6,5	12,7	0,48	7,5	6,4
K ⁺	3,42	17,5	19,5	2,02	19,4	10,4
Ca ²⁺	0,93	7,2	13,0	0,95	6,5	14,5
Mg ²⁺	0,22	1,47	15,1	0,18	1,49	12,1
NH ₄ ⁺ -N	0,48	3,7	12,8	0,30	3,1	10,0
NO ₃ ⁻ -N	1,01	7,4	13,7	0,94	6,9	13,6
N _{ges}	1,49	11,1	13,4	1,24	9,9	12,5
SO ₄ ²⁻ -S	1,00	7,0	14,2	0,57	6,7	8,5
Cl ⁻	0,98	12,5	7,8	0,81	12,4	6,6
HCO ₃ ⁻	0,16	4,2	3,8	0,43	15,8	2,7
Al _{ges}	0,08	0,35	22,5	0,03	0,33	9,8
Mn _{ges}	0,09	0,52	16,7	0,05	0,49	10,8
Fe _{ges}	0,04	0,19	20,9	0,02	0,20	10,1
DOC	21,1	96,1	21,9	10,4	76,4	13,6
Wasser- menge [mm]	261	1421	18,4	88	1406	6,3

Als weiter zu beachtender Stoffeintrag ist der Streufall zu berücksichtigen. Bei der Durchführung des Experimentes wurde allerdings sichergestellt, daß der zurückgehaltene Streufalls wieder weitgehend auf den Trockenparzellen ausgebracht wurde.

10.2 Bodenmikrobiologische Untersuchungen und Streuabbau

10.2.1 Bodenmikrobiologie

In Abb. 10.1 ist als mikrobieller Aktivitätsparameter die Basalatmung in Oberbodenproben der Kontroll- und Trockenparzellen während des Austrocknungsexperiments 1997 dargestellt. Zusätzlich sind noch die prozentualen Abweichungen gegenüber den im April gemessenen Werten abgebildet. Bereits vor Beginn des Austrocknungsexperiments lagen die mikrobiellen Aktivitäten in Oberbodenproben der Parzellen aus gleicher Tiefenstufe auf unterschiedlichem

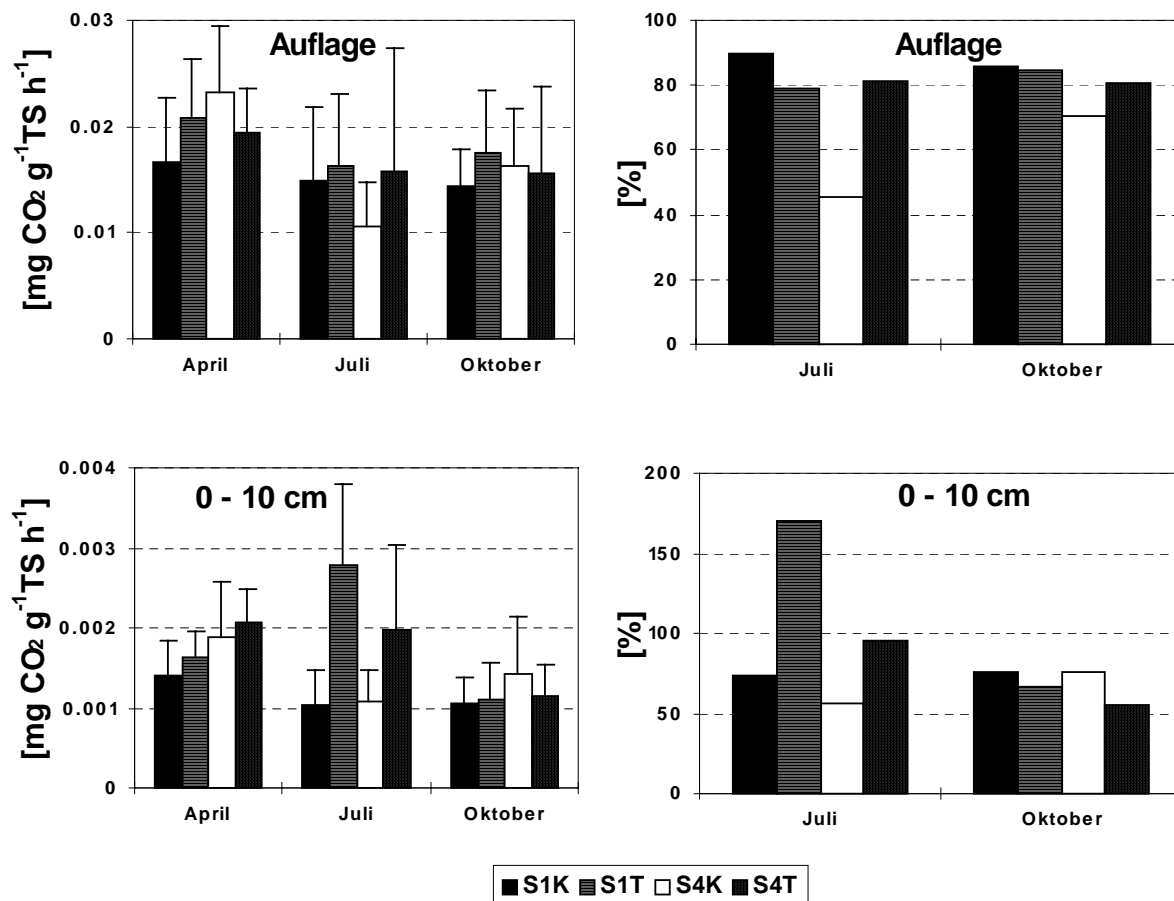


Abb. 10.1: Basalrespiration und deren prozentuale Abweichung gegenüber April im Oberboden von Kontroll- (S1K, S4K) und Trockenparzellen (S1T, S4T) während des Austrocknungsexperiments 1997.

Niveau. Dabei wurden auf den gekalkten Parzellen höhere Werte für die Basalatmung ermittelt. Nach dem Austrocknungsexperiment sind diese Unterschiede deutlich geringer. Zum Zeitpunkt maximaler Austrocknung (Juli) weisen jedoch die im Labor ermittelten höheren Werte für die Basalatmung der Oberbodenproben der Trockenparzellen auf eine gehemmte mikrobielle Aktivität hin. Es ist zu beachten, daß die mikrobiellen Aktivitätsparameter unter standardisierten Bedingungen im Labor gemessen wurden (25 °C, 60% WK_{max}) und daher die potentiell noch möglichen Aktivitäten am Standort angeben. Das Potential zur C-Mineralisierung lag demnach im Oberboden unter den Trockendächern höher wie auf den Kontrollen (vgl. DILLY und MUNCH, 1996). Eine erhöhte CO₂-Produktion trockener Bodenproben nach Befeuchtung stellten auch DAVIDSON *et al.* (1993) fest. Im Oberboden der nicht gekalkten Trockenparzelle war allerdings schon vor Beginn des Austrocknungsexperiments die mikrobielle Aktivität gegenüber der Kontrolle gehemmt. Durch die Austrocknung wurde diese Hemmung im Mineralboden im Vergleich zur Kontrollparzelle verstärkt. Gering blieben die Veränderungen in der Auflage. Eine zusätzliche Modifikation der durch die Austrocknung bedingten Hemmung mikrobieller Aktivität durch die 1990 erfolgte Dolomit-Kalkung wurde nicht festgestellt.

Wie aus Abb. 10.2 ersichtlich wird, kam es bei maximaler Austrocknung (Juli) auf den nicht gekalkten Parzellen nur zu geringfügigen Veränderungen von mikrobieller Biomasse (C_{mik}) und metabolischem Quotienten (qCO₂) in der Auflage der Trockenparzellen im Vergleich zu den Kontrollen. WARDLE und PARKINSON (1990) stellten dagegen fest, daß kurzfristige Änderungen der mikrobiellen Biomasse und Aktivität primär von Änderungen der Bodenfeuchte kontrolliert werden. Die reduzierte Feuchte der Auflage der Trockenparzellen (vgl. Kap. 7.1.1) hätte demnach zu einer Verringerung der mikrobiellen Biomasse führen sollen. Auch LAMERSDORF *et al.* (1998) fanden Hinweise, daß Trockenereignisse systematisch die

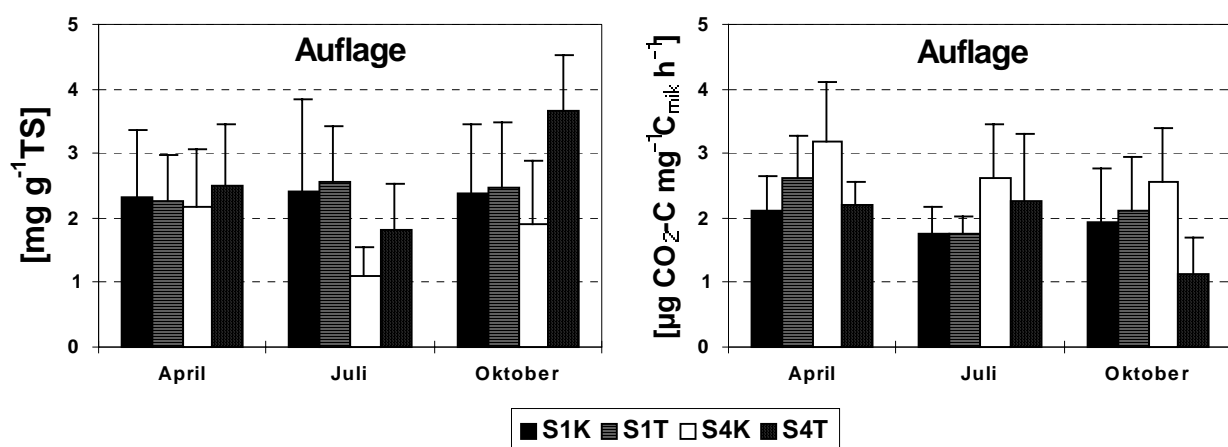


Abb. 10.2: Mikrobielle C-Gehalte (C_{mik}) und metabolischer Quotient (qCO₂) in der Auflage von Kontroll- (S1K, S4K) und Trockenparzellen (S1T, S4T) während des Austrocknungsexperiments 1997.

mikrobielle Biomasse beeinflussen. Lediglich für die mikrobielle Aktivität (Basalatmung; vgl. Abb. 10.1) konnte dies auf den Parzellen am Schluchsee gezeigt werden.

Im Gegensatz zur nicht gekalkten Trockenparzelle wurden jedoch nach Wiederbefeuchtung auf der gekalkten Parzelle S4T im Vergleich zur Kontrollparzelle deutlich höhere C_{mik} -Gehalte und niedrigere $q\text{CO}_2$ -Quotienten gemessen wie vor Austrocknung. Eine mögliche Ursache der von der ungekalkten Trockenparzelle abweichenden Reaktion auf die Trockenheit ist ein durch die mittelfristige Kalkwirkung verändertes mikrobielles Artenspektrum (vgl. WOLTERS *et al.*, 1995). So lagen die $\text{pH}(\text{CaCl}_2)$ -Werte der Auflageproben auf den Trockenparzellen im Mittel aller Probenahmeterminen bei 2,88 (S1T) bzw. 4,05 (S4T). Die Bodenreaktion hat einen starken Einfluß auf die Aktivität der Mikroorganismen, wobei Pilze neutrale bis saure und Bakterien neutrale bis alkalische pH-Bereiche bevorzugen (GISI *et al.*, 1997). Der starke Anstieg der mikrobiellen Biomasse in der Auflage der gekalkten Trockenparzelle nach Wiederbefeuchtung beruht deshalb vermutlich vor allem auf einer Förderung des Bakterienwachstums, da viele Pilze empfindlich gegenüber Schwankungen des matriscen Wasserpotentials reagieren. Der niedrigere metabolische Quotient in Auflageproben von S4T im Oktober ist vor allem bedingt durch die größere Biomasse (C_{mik}) und deutet einen rationelleren Kohlenstoffverbrauch der Mikroorganismenpopulation an (vgl. WARDLE, 1993).

In Abb. 10.3 ist die N-Netto-Mineralisierung nach 30 Tagen Labor-Inkubation für Proben der gekalkten Parzellen dargestellt. Sowohl in der Auflage wie im Mineralboden (0 - 10 cm Tiefe) wurde unter den Trockendächern die Stickstoff-Mineralisierung zum Zeitpunkt maximaler Austrocknung im Juli im Vergleich zu den Kontrollen gehemmt. Nach LAMERSDORF *et al.* (1998) hängen die Mineralisationsraten stark von Bodentemperatur und -feuchte ab. Nach Wiederbefeuchtung im Labor wurden in der Auflage der gekalkten Trockenparzelle (S4T) deutlich höhere Anteile von Nitrat-N an der N-Netto-Mineralisierung gemessen wie vor der Austrocknung. Im Gegensatz dazu wurden zu diesem Zeitpunkt in der Auflage der Kontrolle deutliche höhere Anteile von Ammonium-N an der N-Netto-Mineralisierung gemessen. In Schluchsee deutet sich demnach die Möglichkeit von Nitrifikationspulsen nach Trockenperioden nur auf der gekalkten Parzelle an (vgl. ULRICH, 1983). Sickerwasseruntersuchungen an zwei Standorten des EXMAN-Projektes weisen ebenfalls auf die Gefahr solcher Nitrifikationspulse nach Wiederbefeuchtung hin (LAMERSDORF *et al.*, 1998). Bei Analysen von Bodensickerwasser aus 20 cm und 60 cm Tiefe der Parzelle S4T traten erhöhte Nitrat-Werte aufgrund solcher Nitrifikationspulse nach der ersten Austrocknung allerdings nicht auf (vgl. Kap. 10.3). Denitrifikationsprozesse bzw. Wurzel-Aufnahme und Festlegung in die mikrobielle Biomasse führen offensichtlich wieder zur Verringerung der Nitrat-Gehalte des aus dem Humus perkolierenden Sickerwassers.

In 0 - 10 cm Bodentiefe lagen die Anteile der Nitrifikation an der N-Netto-Mineralisierung zum Zeitpunkt maximaler Austrocknung niedriger als vor der Austrocknung. Die Förderung der Nitrifikation beschränkt sich demnach auf die Humusauflage (vgl. LAMERSDORF *et al.*, 1998). Die geringen Unterschiede in der N-Netto-Mineralisierung zwischen Auflage und Mineralboden aller gekalkten Parzellen drei Monate nach Ende der Trockenperiode deuten an, daß durch sommerliche Trockenheit die N-Netto-Mineralisierung nur kurzfristig beeinflusst wurde.

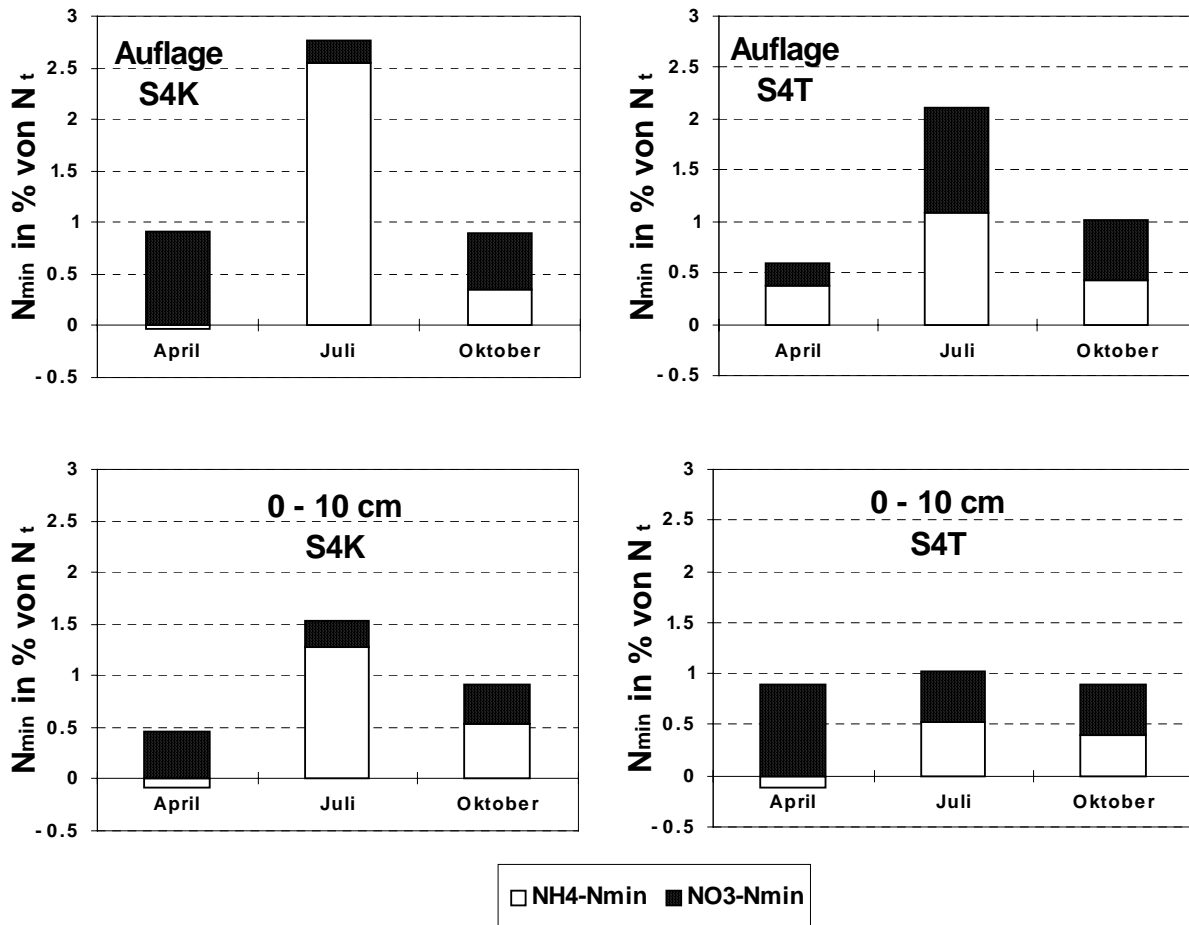


Abb. 10.3: N-Netto-Mineralisierung nach 30 Tagen Laborinkubation auf den gekalkten Parzellen 1997.

In Auflageproben der nicht gekalkten Trockenparzelle (S1T) wurde die N-Netto-Mineralisierung durch die Austrocknung ebenfalls gehemmt (Daten nicht gezeigt). Eine verstärkte Nitrifikation wurde jedoch im Gegensatz zu den gekalkten Parzellen nicht festgestellt. Gering blieben die Veränderungen in 0 - 10 cm Bodentiefe.

10.2.2 Streuabbau (Litterbag-Versuche)

Bodenmikrobiologie

Die mikrobielle Aktivität (Basalatmung, Katalaseaktivität) während des Nadelstreuabbaus lag acht Wochen nach Beginn des Streuabbauxperiments auf allen Parzellen auf vergleichbarem Niveau (Abb. 10.4). Zum Zeitpunkt maximaler Austrocknung im Juli 1997 deuten höhere Werte der Basalatmung auf den Trockenparzellen eine Hemmung mikrobieller Aktivität in der Nadelstreu an. Mit zunehmender Expositionsdauer zeigt sich diese Hemmung aber dann nur noch in niedrigeren Werten für die Katalaseaktivität auf den Trockenparzellen. Für die niedrigere Basalatmung auf den Trockenparzellen von der dritten bis zur fünften Probenahme ist möglicherweise ein Mangel an leicht abbaubaren C-Verbindungen verantwortlich (vgl. DILLY und MUNCH, 1996). Wegen ausgeglicheneren Feuchteverhältnissen auf den Kontrollflächen wird dort die Nadelstreu schneller abgebaut (Abb. 10.7) und ein höherer Anteil leicht abbaubarer C-Verbindungen ist den Mikroorganismen zugänglich.

Das Enzym Katalase ist im Boden gegen Abbau geschützt und reichert sich deshalb mit zunehmender Expositionsdauer an. Die im Labor ermittelten Katalaseaktivitäten stellen somit ein Summenmaß mikrobieller Aktivität zwischen den Probenahmeterminen dar (vgl. LORENZ, 1997). Wie auch in diesem Austrocknungsexperiment wurden von RASPE *et al.* (1996) niedrigere Katalaseaktivitäten während des Streuabbaus bei reduzierter Feuchte gemessen. Als Folge der durch die Trockenheit gehemmten mikrobiellen Aktivität und aufgrund geringerer Auswaschungsverluste verlief der Streuabbau dementsprechend auf den Trockenparzellen langsamer (Abb. 10.7).

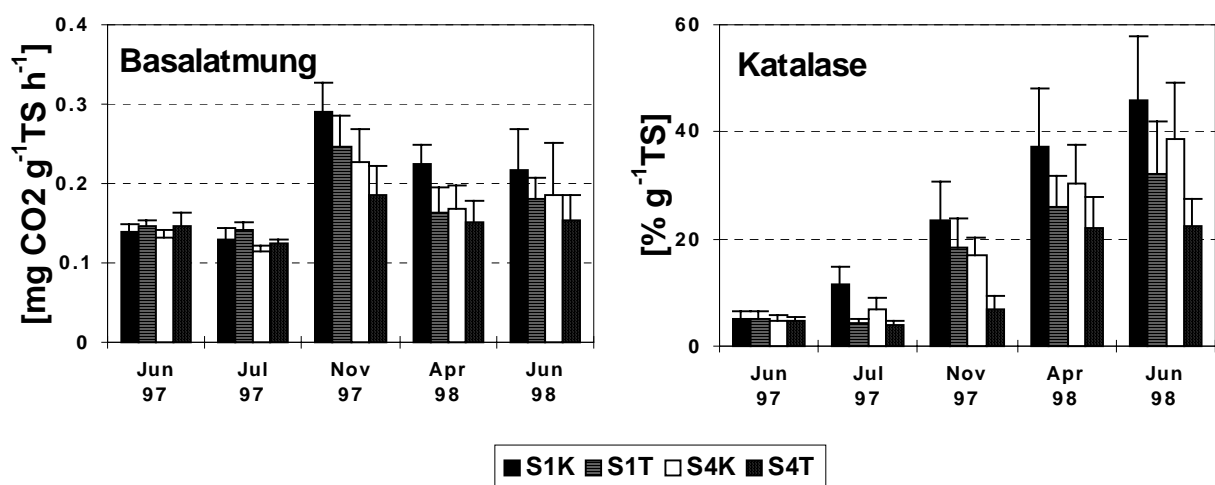


Abb. 10.4: Basalatmung und Katalaseaktivität während des Nadelstreu-Abbaus auf den Kontroll- (S1K, S4K) und Trockenparzellen (S1T, S4T) im Jahre 1997 und 1998.

Der enge Zusammenhang zwischen Wassergehalt der Streu einerseits und mikrobieller Aktivität und Streuabbau andererseits konnte in einer Vielzahl von Untersuchungen gezeigt werden (u. a. CLEIN und SCHIMMEL, 1994; BALLINI, 1997; FIORETTO *et al.*, 1998). Zum Ende der zweiten Austrocknungsperiode deuten die niedrige Katalaseaktivität und die geringen Massenverluste der auf S4T exponierten Streu an, daß die durch Trockenheit bedingte Hemmung des Nadelstreuabbaus nach Kalkung noch verstärkt wird. Eine Ursache stellt möglicherweise das durch die Kalkung veränderte mikrobielle Artenspektrum dar (s. o.).

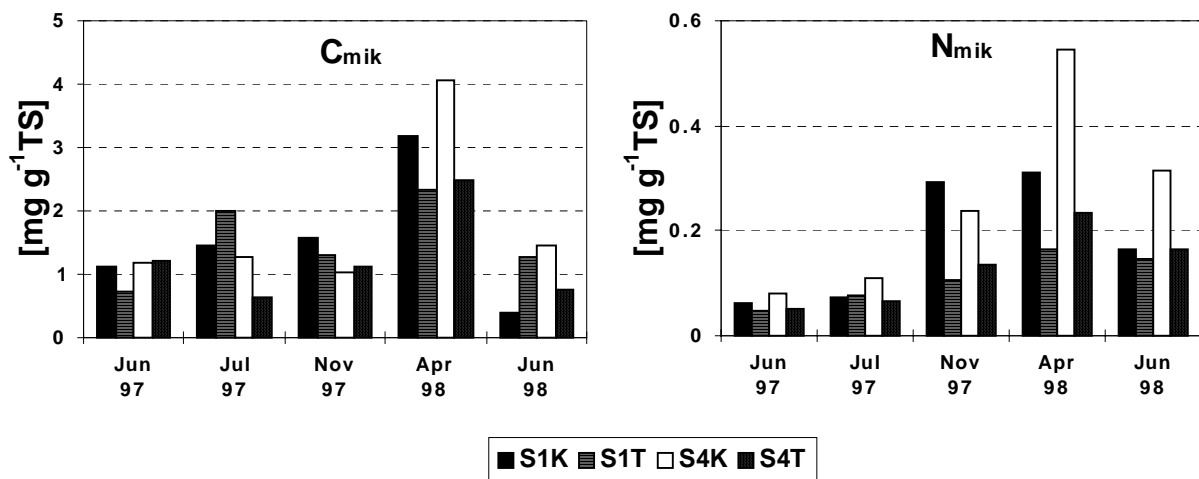


Abb. 10.5: Mikrobielle C- und N-Gehalte während des Nadelstreuabbaus auf den Kontroll- (S1K, S4K) und Trockenparzellen (S1T, S4T) im Jahre 1997 und 1998.

Das Wachstum der Mikroorganismen während des Nadelstreuabbaus wird durch die Trockenheit gehemmt (Abb. 10.5). Nach DONNELLY *et al.* (1990) haben Bodenfeuchte und Bodentemperatur von allen Umweltfaktoren den größten Einfluß auf die Produktion der mikrobiellen Biomasse. Auf der gekalkten Trockenparzelle wird dies an niedrigeren mittleren mikrobiellen C- und N-Gehalten der Nadelstreu ($1,80 \text{ mg C}_{\text{mik}} \text{ g}^{-1} \text{ T S}$; $0,26 \text{ mg N}_{\text{mik}} \text{ g}^{-1} \text{ T S}$) im Vergleich zur Kontrolle ($1,25$ bzw. $0,13 \text{ mg C}_{\text{mik}} \text{ g}^{-1} \text{ T S}$) deutlich. Nicht eindeutig verlief die Entwicklung der mikrobiellen C- und N-Gehalte auf den ungekalkten Parzellen. Zumindest deuten die mittleren N_{mik}-Gehalte ($0,18 \text{ mg N}_{\text{mik}} \text{ g}^{-1} \text{ T S}$ für S1K gegenüber $0,11 \text{ mg N}_{\text{mik}} \text{ g}^{-1} \text{ T S}$ für S1T) ein gehemmtes Mikroorganismenwachstum als Folge der Trockenheit an.

Brutversuche zur Charakterisierung der N-Mineralisierung wurden nur von den letzten drei Litterbag-Probenahmen angesetzt. Die zweite Austrocknungsperiode 1998 hemmte sehr stark die N-Netto-Mineralisierung in der Nadelstreu der Trockenparzellen im Vergleich zu den Kontrollen (Abb. 10.6). Im Unterschied zu den Auflageproben (Abb. 10.3) wurden nach maximaler Austrocknung, Wiederbefeuchtung und 30 Tagen Inkubation im Labor nur sehr geringe Nitrat-Frei-

setzungsraten (S1T) bzw. Akumulationsraten (S4T) im Vergleich zu den Kontrollen gemessen. Die auf die Auflage ausgebrachte Nadelstreu trocknet stärker als die darunter befindliche Auflage aus, so daß die N-Mineralisierung fast zum Erliegen kommt. Die Gefahr von Nitrifikationspulsen in der *Streuauflage* nach Trockenheit kann demnach aufgrund der Inkubationsversuche im Labor ausgeschlossen werden. Auswirkungen der Kalkung auf die Austrocknungseffekte blieben gering.

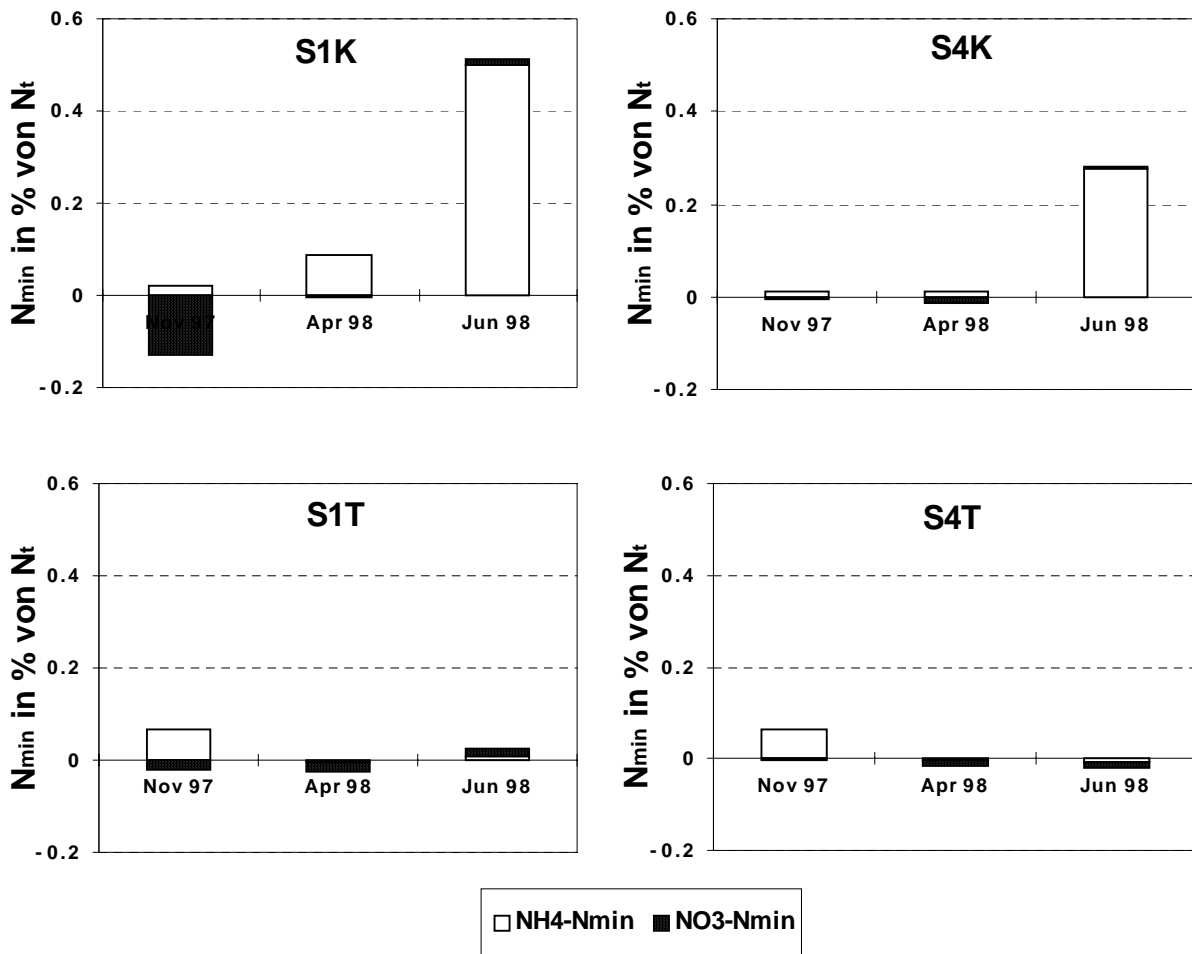


Abb. 10.6: N-Netto-Mineralisierung während des Nadelstreuabbaus auf den Kontroll- (S1K, S4K) und Trockenparzellen (S1T, S4T).

Nadelstreuabbau und Mg-Freisetzung

Der Abbau der organischen Substanz wird durch biologische Faktoren bestimmt, aber auch physikalische Faktoren wie Leaching kontrollieren die Abbaudynamik (LASKOWSKI *et al.*, 1995). Unter den Trockendächern wird zum einen die Wassermenge verringert, die die gelöste Substanz aus der Nadelstreu auswäscht. Andererseits wird die Aktivität der am Streuabbau

beteiligten Mikroorganismen gehemmt (s. o.). Die induzierte Austrocknung des Oberbodens führt deshalb während der Litterbag-Versuche auf den Trockenparzellen zu geringen Massenverlusten am Ende der zweiten Austrocknungsperiode (Abb. 10.7). Niedrigere Streuabbauleistungen der Mikroorganismen und geringere Massenverluste aus Fichtennadelstreu unter verminderten Niederschlagsmengen am gleichen Standort beobachteten auch RASPE *et al.* (1996). Die Bedeutung des Wassergehalts der Streu für die Abbaugeschwindigkeit wurde in einer Vielzahl von Untersuchungen gezeigt (u. a. CORTEZ, 1998; FIORETTO *et al.*, 1998; GUNDERSEN *et al.*, 1998). Am Ende des Experiments deuten die geringeren Massenverluste der Nadelstreu der gekalkten Trockenparzelle im Vergleich zur nicht gekalkten an, daß das veränderte mikrobielle Artenspektrum auf S4 (LORENZ, 1997) nach Austrocknung nur zu geringen Abbauleistungen im Vergleich zum Artenspektrum der nicht gekalkten Trockenparzelle befähigt ist (Abb. 10.7).

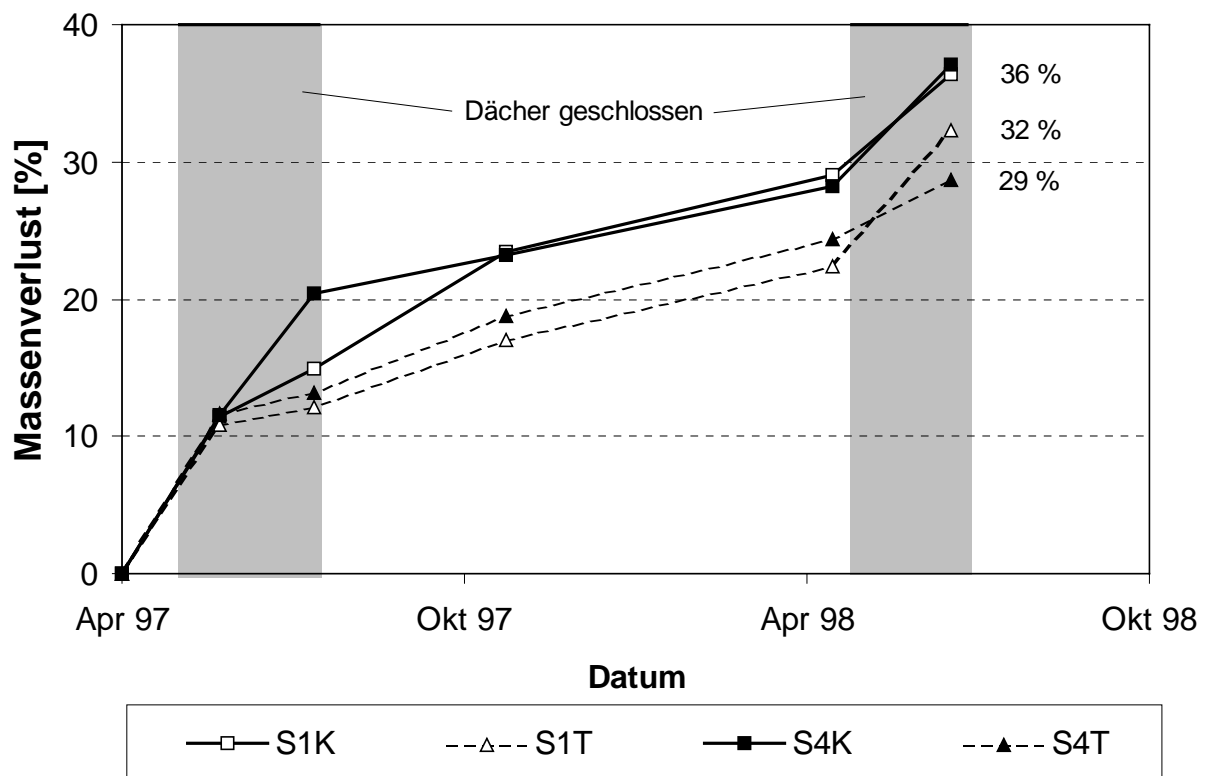


Abb. 10.7: Massenverluste während des Nadelstreuabbaus auf den Kontroll- (S1K, S4K) und Trockenparzellen (S1T, S4T).

Das Magnesium in der Nadelstreu wird mit fortschreitendem Abbau der organischen Substanz freigesetzt (JOERGENSEN und MEYER, 1990). Auch wird nach ADAMS und ANGRADI

(1996) die Mg-Dynamik beim Abbau eher durch Auswaschung als durch biologische Prozesse bestimmt. Da der Streuabbau durch die experimentelle Austrocknung gehemmt wird gehen die Mg-Vorräte in Streuproben der Trockenparzellen weniger stark zurück wie bei den Kontrollen (Abb. 10.8). Deutlich wird dies allerdings erst nach der zweiten Austrocknungsperiode, da die erste wegen ungünstigerer Rahmenbedingungen (vgl. Kap. 7) nur zu sehr geringen Unterschieden in den Mg-Vorräten von Nadelstreu der Kontroll- und Trockenparzellen führte. Einen engen Zusammenhang zwischen Mg-Freisetzung und Massenverlust fanden auch STAAF und BERG (1982) bei Abbaubersuchen von Kiefernadelstreu.

Über den gesamten Versuchszeitraum betrachtet stützen die experimentell gefundenen Zusammenhänge zwischen Witterung einerseits und mikrobieller Aktivität, Streuabbaugeschwindigkeit und Mg-Freisetzung andererseits die Hypothese von ZIMMERMANN *et al.* (1995) einer zeitlichen Kopplung zwischen Auftreten und Verlauf der montanen Vergilbung und dem Witterungsextrem frühsummerlicher Trockenheit.

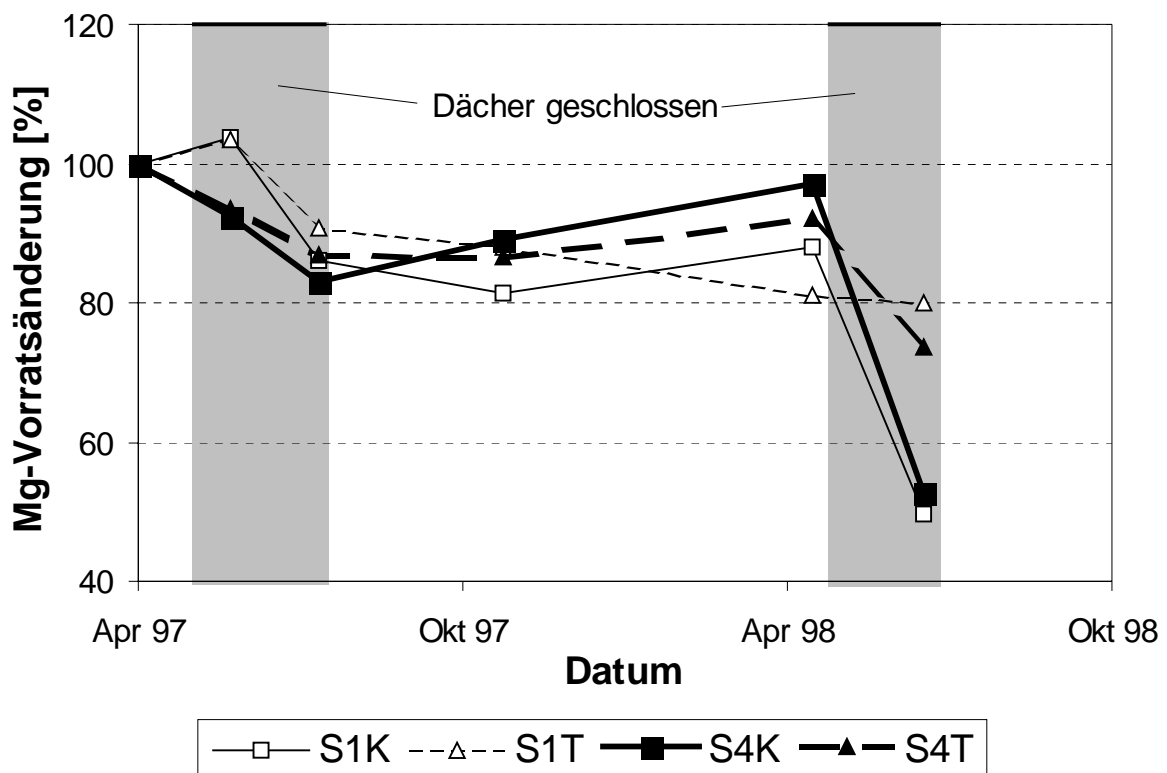


Abb. 10.8: Mg-Vorrat in % des Ausgangsvorrats während des Nadelstreuabbaus auf den Kontroll- (S1K, S4K) und Trockenparzellen (S1T, S4T).

10.3 Sickerwasserkonzentrationen und Stoffflüsse

10.3.1 Charakterisierung des Bodensickerwassers der Kontrollparzellen

In Tab. 10.2 sind die Mittelwerte der Ionenkonzentration der Kontrollparzellen wiedergegeben. Dargestellt ist neben den arithmetischen Mittelwerten auch der über H^+ -Konzentrationen berechnete mittlere pH-Wert. Für Al wurde der organisch nicht komplexierte Anteil dieses Elementes als Al^{3+} gewertet, wodurch die Äquivalentkonzentrationen sicherlich eine Maximalschätzung darstellen. Die Ionenbilanzen der Bodensickerwässer weisen ein Anionendefizit auf, da die Ladungsäquivalente der organischen Anionen analytisch nicht bestimmt wurden (vgl. ARMBRUSTER, 1998). Die im Oktober 1990 erfolgte dolomitische Kalkung (S4) ist in der Ionenkonzentration deutlich erkennbar. Neben erhöhten Mg^{2+} -Konzentrationen liegen auch die pH-Werte deutlich über denen der Kontrolle (S1). Auf der Kationenseite dominieren im Oberboden (20 cm) H^+ und Al^{3+} . Im tieferen Mineralboden (60 cm) steigt der Anteil von Al^{3+} durch den Rückgang der gelösten organischen Substanz (DOC) deutlich an. Auf der Anionenseite fallen zunächst die hohen NO_3^- -Konzentrationen der Fläche S1K auf. Diese hohen Konzentrationen dürften auf erhöhte Mineralisation nach Schneebruchschäden im Winter 1996/97, die verstärkt im Bereich der Fläche S1K auftraten, zurückzuführen sein. Für die

Tab. 10.2: Mittelwerte und Standardabweichungen (in Klammern) der Ionenkonzentrationen im Bodensickerwasser der Kontrollparzellen (S1K und S4K).

30.4.97 - 2.11.98	20 cm Tiefe		60 cm Tiefe	
	S1K <i>n</i> = 34	S4K <i>n</i> = 40	S1K <i>n</i> = 42	S4K <i>n</i> = 52
pH-Wert	3,63		4,28	
H^+ [$\mu mol_c l^{-1}$]	236 (129)	94 (22)	53 (24)	23 (10)
NH_4^+ "	17 (16)	3 (4)	1 (2)	1 (2)
Na^+ "	38 (15)	30 (5)	29 (6)	29 (5)
K^+ "	33 (11)	7 (1)	19 (5)	9 (1)
Ca^{2+} "	12 (3)	17 (3)	11 (3)	30 (6)
Mg^{2+} "	10 (4)	54 (15)	6 (2)	49 (14)
Al^{3+} "	104 (50)	34 (8)	154 (42)	74 (25)
Σ Kationen	450	239	237	215
NO_3^- [$\mu mol_c l^{-1}$]	203 (145)	12 (12)	119 (60)	82 (53)
SO_4^{2-} "	72 (21)	44 (14)	58 (9)	50 (5)
Cl^- "	34 (10)	15 (7)	30 (6)	22 (5)
HCO_3^- "	0 (0)	0 (0)	4 (7)	9 (9)
Σ Anionen	309	71	211	163
Kat. - Anionen	117	168	26	52
Al_{ges} [$\mu g l^{-1}$]	1995 (669)	1430 (285)	1721 (426)	1035 (317)
Mn_{ges} "	8 (3)	7 (2)	7 (2)	28 (17)
Fe_{ges} "	534 (107)	832 (120)	84 (10)	77 (8)
Si [$mg l^{-1}$]	5,6 (2,3)	6,1 (1,4)	3,7 (1,6)	4,5 (0,5)
DOC "	25,9 (5,1)	32,3 (4,6)	5,5 (0,8)	5,4 (0,7)

Herkunft dieses NO_3^- aus Mineralisierungsprozessen im Auflagehumus spricht auch der Rückgang der NO_3^- -Konzentration mit zunehmender Bodentiefe. Die Böden im Schluchseegebiet zeichnen sich durch einen tiefgründigen, biologisch aktiven Humuskörper aus. Mineralisierungsprozesse in diesem tiefgründigen Humuskörper führen i. a. zu einer Zunahme der NO_3^- -Konzentrationen mit der Bodentiefe, was auf der Fläche S4K deutlich zu beobachten ist (vgl. FEGGER, 1993). Neben NO_3^- bzw. SO_4^{2-} dominieren die Anionenseite in 20 cm Bodentiefe organische Anionen. Mit Ausnahme der erhöhten NO_3^- -Konzentrationen der Fläche S1K ist die Ionenzusammensetzung der im Herbst 1996 neu angelegten Sickerwassermeßstellen gut mit anderen Meßstellen am Standort Schluchsee vergleichbar (vgl. ARMBRUSTER, 1998).

10.3.2 Effekte des Austrocknungsexperimentes auf die Ionenkonzentration im Sickerwasser

Der zeitliche Verlauf der Ionenkonzentrationen im Sickerwasser für beide experimentellen Austrocknungen ist vergleichend zwischen Kontroll- und Trockenparzelle für die Ionen Mg^{2+} (Abb. 10.9) und NO_3^- (Abb. 10.10) jeweils für die unbehandelte Fläche S1 und die im Oktober 1990 mit Dolomitkalk behandelte Fläche (S4) dargestellt. Weitere Konzentrationsverläufe sind im

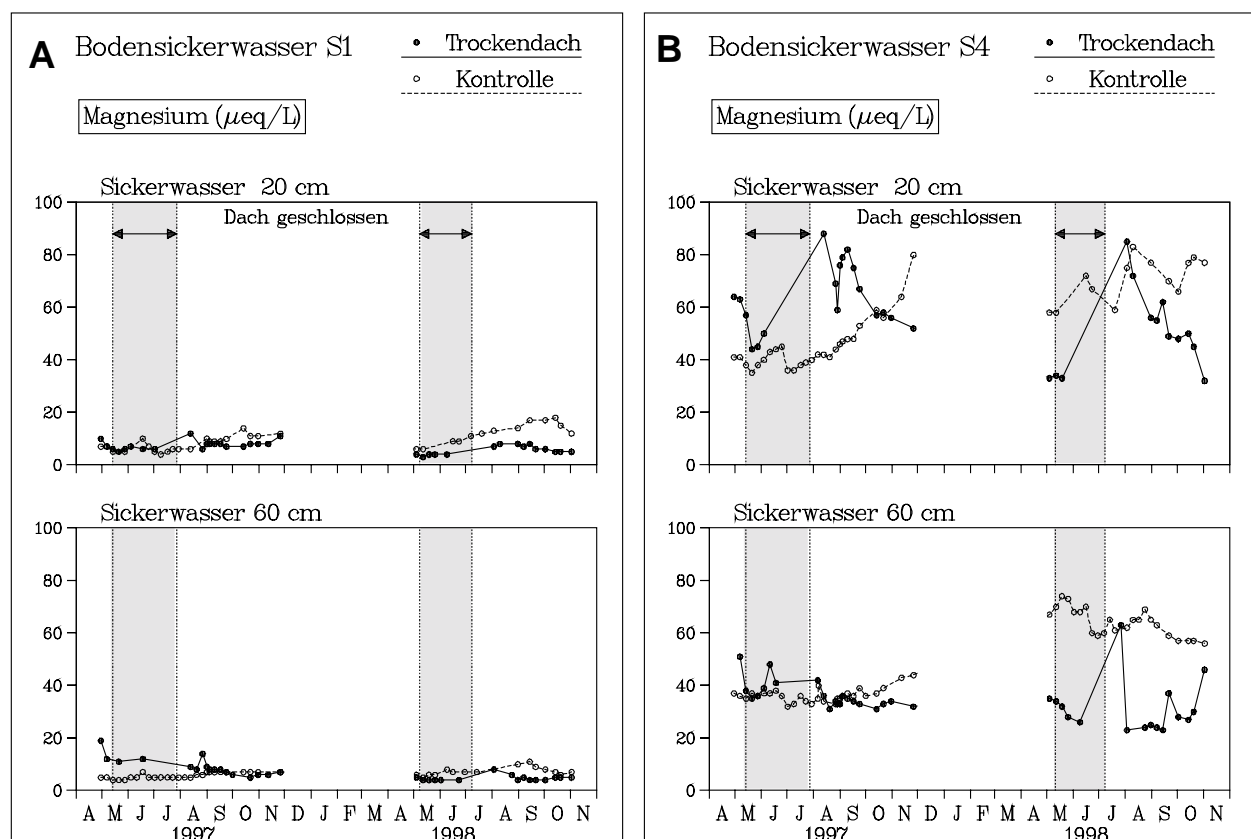


Abb. 10.9: Zeitlicher Verlauf der Mg^{2+} -Konzentration im Bodensickerwasser in 20 und 60 cm Mineralbodentiefe. Vergleich zwischen Trockenparzelle und Kontrolle für die unbehandelte Fläche S1 (A) und die im Okt. 1990 mit dolomitischem Kalk behandelte Fläche S4 (B).

Anhang dargestellt.

Die Mg^{2+} -Konzentration im Sickerwasser der Trockenparzellen weist im Vergleich zur Kontrolle rückläufige Tendenzen auf (Abb. 10.9). Besonders ausgeprägt ist dies auf der Fläche S1T in 20 cm und S4T in 60 cm Mineralbodentiefe. Deutlich ist auch auf der Fläche S4T die Erhöhung der Mg^{2+} -Konzentration bei der ersten Sickerwasserprobenahme nach Austrocknung in beiden Bodentiefen erkennbar. Bei Betrachtung der NO_3^- -Konzentration (Abb. 10.10) sind ebenfalls auf der Trockenparzelle S4T in 60 cm Tiefe nach der Austrocknung erhöhte NO_3^- -Konzentrationen erkennbar. Außerdem ist auf der Trockenparzelle in beiden Bodentiefen ein Rückgang der NO_3^- -Konzentrationen seit Versuchsbeginn in April 1997 festzustellen. Für die Fläche S1 ist der Vergleich der NO_3^- -Konzentration zwischen Kontrolle und Trockenparzelle erschwert, da die NO_3^- -Konzentrationen der Fläche S1K aus den oben erläuterten Gründen weit über den Werten der Trockenparzelle liegen. Ein eindeutiger NO_3^- -Anstieg v. a. bei Wiederbefeuchtung nach experimenteller Austrocknung ist auf der Fläche S1T nicht zu erkennen. Der Konzentrationsanstieg auf der Kontrolle auf S1 in 60 cm Bodentiefe im September dürfte dagegen mit der sommerlichen Austrocknung der Kontrolle im August (vgl. Abb. 7.5 A) in Verbindung stehen.

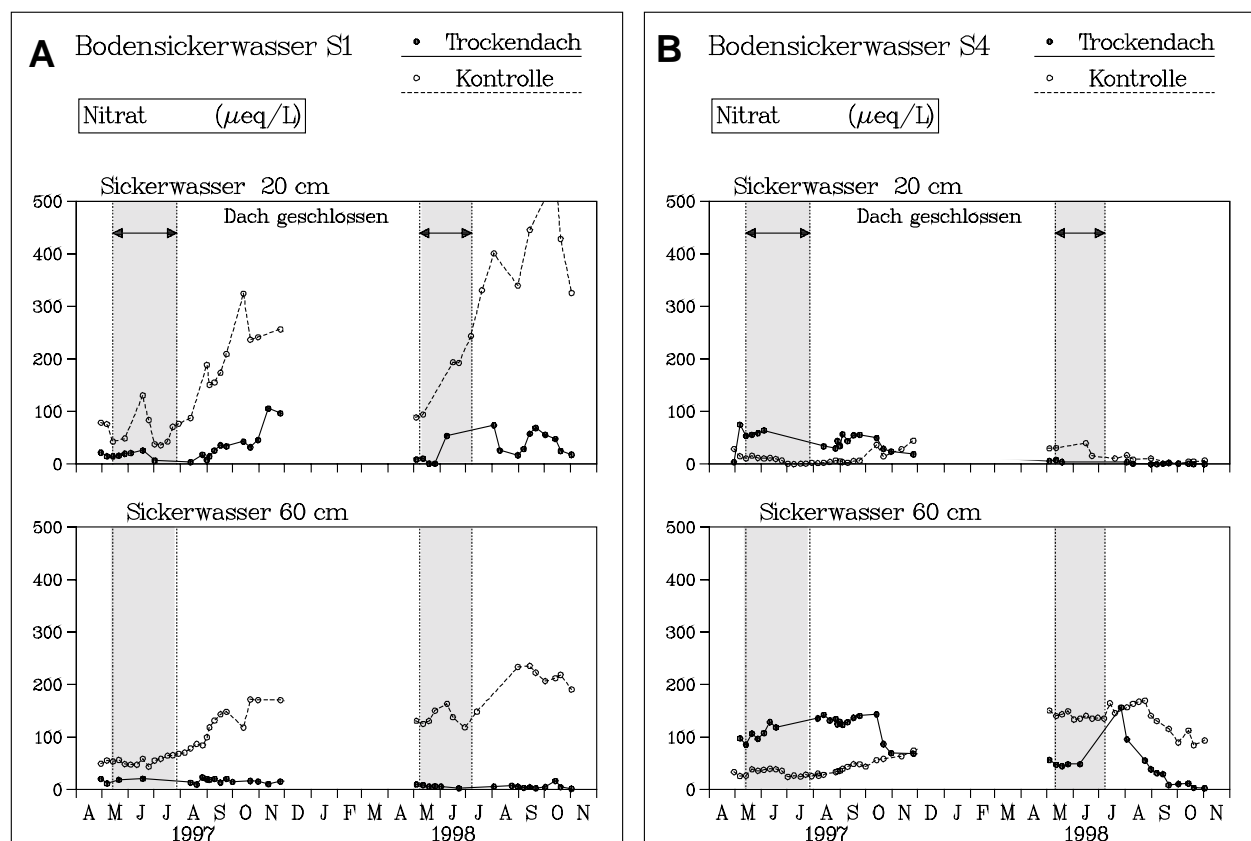


Abb. 10.10: Zeitlicher Verlauf der NO_3^- -Konzentration im Bodensickerwasser in 20 und 60 cm Mineralbodentiefe. Vergleich zwischen Trockenparzelle und Kontrolle für die unbehandelte Fläche S1 (A) und die im Okt. 1990 mit dolomitischem Kalk behandelte Fläche S4 (B).

10.3.3 Stoffflüsse von Kontroll- und Trockenparzellen im Jahr 1998

Die Simulationsergebnisse zum Bodenwasserhaushalt erlauben neben dem Vergleich der Ionenkonzentrationen im Sickerwasser auch eine Berechnung von Stoffflüssen mit den Bodensickerwasser. In Tab. 10.3 und Abb. 10.11 sind die Stoffflüsse für den Halbjahreszeitraum 1998 (zweite Austrocknung) zusammengefaßt. Initiale Effekte des Saugkerzeinbaues auf die Bodenlösungszusammensetzung sind für diesen Zeitraum weitgehend auszuschließen. Die Wasserflüsse auf den Trockenparzellen liegen für diesen Zeitraum etwa 14 % unter den Wasserflüssen der Kontrolle. Auf der unbehandelten Fläche S1 sind dadurch in 20 cm Tiefe nahezu alle Stoffflüsse deutlich reduziert. Allerdings dürfte die hohe Konzentration des "mobilen" Anions NO_3^- für die vergleichsweise hohen Kationenflüsse der Fläche S1K, und nicht die Austrocknung für durchgängig geringere Flüsse verantwortlich sein. Gleiches gilt für die hohen Protonenflüsse auf S1K, die zum Teil auch aus der Nitrifikation stammen dürften. Die Stoffflüsse von Kontroll- und Trockenparzelle sind dagegen auf der dolomitisches behandelten Fläche in 20 cm Bodentiefe wesentlich ausgeglichener. Eine deutliche Reduktion des Stoffflusses ist auf der Trockenparzelle S4T in 20 cm Tiefe nur für Mg^{2+} erkennbar. In 60 cm Tiefe ist zusätzlich der NO_3^- -Fluß von S4T deutlich reduziert. Berücksichtigt man den Konzentrationsverlauf seit Versuchsbeginn (Abb. 10.10 B) so ist ein Zusammenhang dieser Abnahme mit der Austrocknung vorstellbar.

Tab. 10.3: Stoffflüsse (kg ha^{-1}) mit dem Bodensickerwasser für das Austrocknungsexperiment 1998 (Zeitraum: 1.5.98 - 31.10.98).

	S1				S4			
	20 cm		60 cm		20 cm		60 cm	
	S1K	S1T	S1K	S1T	S4K	S4T	S4K	S4T
H^+	1,69	0,52	0,28	0,11	0,39	0,46	0,11	0,08
Na^+	5,7	4,4	3,6	2,5	3,5	3,1	2,9	2,6
K^+	7,2	1,8	3,2	1,5	1,0	1,7	1,3	2,0
Ca^{2+}	1,04	0,62	0,85	0,85	1,29	1,21	2,28	1,08
Mg^{2+}	0,76	0,28	0,40	0,19	3,83	2,06	2,80	1,41
$\text{NH}_4^+\text{-N}$	1,40	0,03	0,14	0,00	0,20	0,01	0,08	0,01
$\text{NO}_3^-\text{-N}$	24,3	2,0	11,6	0,2	0,5	<0,1	6,3	0,5
Ges.-N ^a	25,7	2,0	11,7	0,2	0,7	<0,1	6,4	0,6
$\text{SO}_4^{2-}\text{-S}$	6,3	3,1	4,2	3,0	3,8	2,4	3,5	3,8
Cl^-	6,8	5,8	4,7	3,4	2,3	3,0	2,5	2,9
HCO_3^-	<0,01	<0,01	0,14	1,74	<0,01	<0,01	2,72	2,96
Al_{ges}	10,6	5,3	8,8	3,2	5,7	5,3	4,4	4,1
Al^{3+}	5,3	1,6	7,0	2,1	0,4	0,5	3,0	2,4
Mn_{ges}	0,04	0,04	0,03	0,06	0,02	0,03	0,03	0,05
Fe_{ges}	1,94	1,67	0,31	0,29	3,53	2,28	0,25	0,26
DOC	131,4	85,7	22,3	18,7	146,2	115,6	18,6	24,9
Si	29,8	21,6	17,4	10,0	26,6	19,2	17,7	16,3
Wasser -menge [mm]	425	369	389	335	425	369	389	335

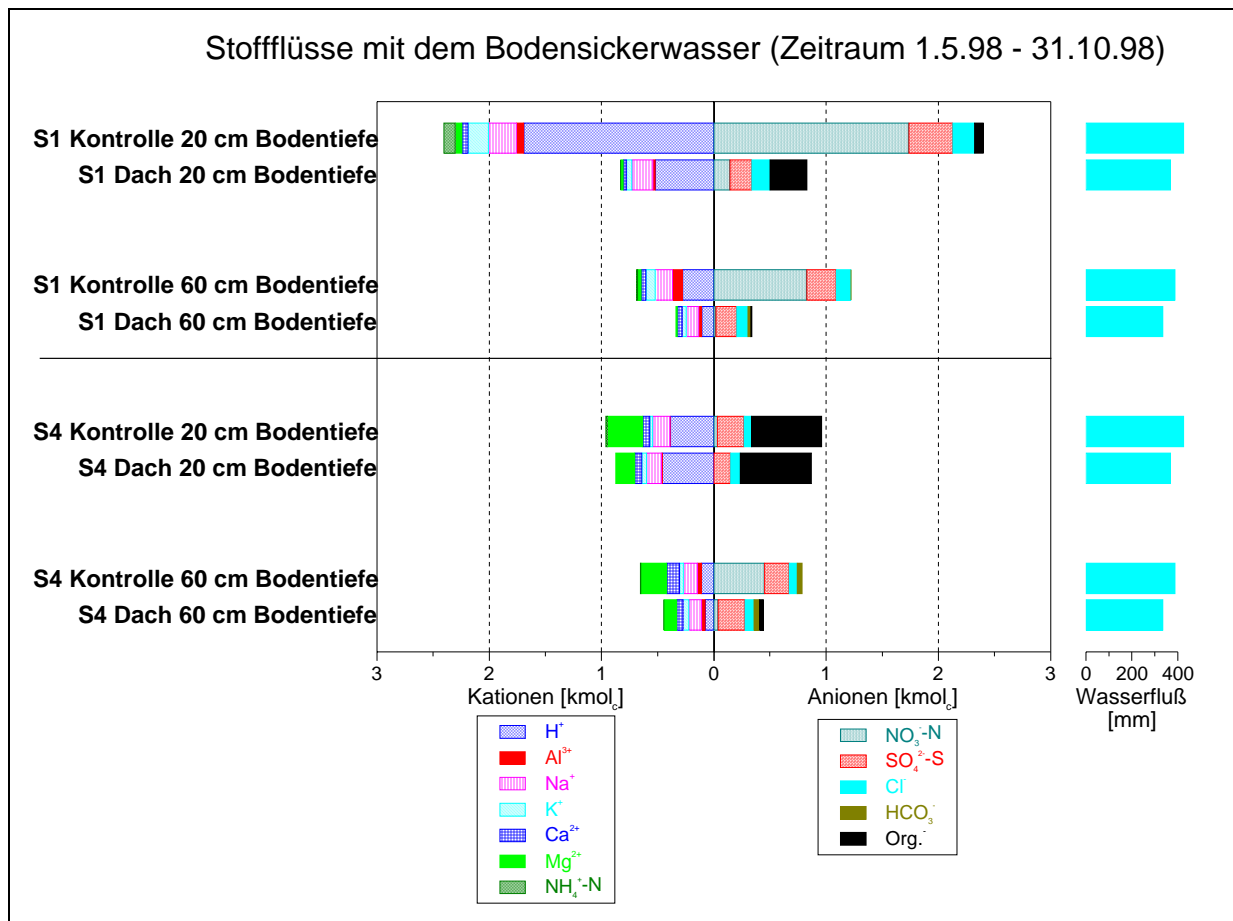


Abb. 10.11: Wasser- und Stoffflüsse mit dem Bodensickerwasser für den Untersuchungszeitraum 1998.

11 Zusammenfassende Diskussion und Schlußfolgerungen

Vergleichbarkeit der Versuchsgebiete

Aufgrund der Ansprache und Analyse der Bodenprofile zeigte sich, daß die Untersuchungsparzellen einer Versuchsfläche vergleichbar waren. Zwischen den Versuchsflächen Kontrolle (S1) und Dolomit (S4) zeigen sich die erwarteten Unterschiede in der Nährelementausstattung des Standorts und der Bäume. Insbesondere sind nach der Dolomit-Behandlung, die im Oktober 1990 erfolgte, die Fichten deutlich besser mit Magnesium ernährt als auf der Kontrollfläche.

Experimentell induzierte frühsommerlicher Trockenheit

Durch die Errichtung einer Dachkonstruktion in 2 m Höhe mit einer Größe von ca. 170 m² wurde in zwei Versuchsjahren in einem Zeitraum von 8 - 11 Wochen zu Beginn der Vegetationsperiode der Bestandesniederschlag von zwei Versuchsflächen zurückgehalten. Die hierdurch erzeugte Austrocknung entsprach in ihrem zeitlichen Auftreten (unmittelbar nach Beginn der Vegetationszeit) den von der Arbeitshypothese geforderten Kriterien. Im Untersuchungsjahr 1997 wurde allerdings durch feuchte Witterungsverhältnisse die Austrocknung der Auflage erschwert. Im Untersuchungsjahr 1998 waren dagegen die klimatischen Rahmenbedingungen für die experimentelle Austrocknung wesentlich günstiger. Die hinsichtlich ihrer klimatischen Ausprägung sehr unterschiedlichen Untersuchungsjahre zeigen daher auch die Grenzen der experimentellen Simulation von Witterungsereignissen im Freiland an Hochlagenstandorten mit hohen Jahresniederschlägen.

Die Simulation der Bodenwasserhaushaltes mit dem Modell WHNSIM ergab für beide Austrocknungsperioden plausible Ergebnisse. Das auch in zurückliegenden Untersuchungen am Standort Schluchsee verwendete Modell WHNSIM wurde dadurch erfolgreich an der experimentellen Austrocknung validiert.

Dacheffekte

Die Bedeutung von Dacheffekten bleibt auf gewisse Auswirkungen auf die Temperaturen in der organischen Auflage begrenzt. Für mögliche Auswirkungen auf die Mineralisierung ist die Bedeutung jedoch eher als gering zu bewerten. Es ist anzunehmen, daß die natürliche räumliche Variabilität der Oberbodentemperaturen die beobachteten Unterschiede übersteigt.

Bodenmikrobiologische Untersuchungen und Streuabbau

Die experimentelle Austrocknung hemmte die mikrobielle Aktivität in der Auflage und in 0 - 10 cm Bodentiefe sowie auch während des Nadelstreuabbaus. Infolgedessen wurde in der Nadelstreu das Wachstum der Mikroorganismen gehemmt. Unter reduzierter Feuchte wurde auch die N-Mineralisierung in der Streu und der organischen Auflage gehemmt. Lediglich in der gekalkten Auflage kam es durch die Austrocknung zu kurzfristig verstärkter Nitrifikation.

Insgesamt verlief der Abbau der Nadelstreu auf den Trockenparzellen langsamer wie auf den Kontrollen. Verstärkt wurde diese Hemmung noch auf der gekalkten Trockenparzelle aufgrund des veränderten mikrobiellen Artenspektrums. Deutlich gehemmt wurde durch die experimentelle Austrocknung die Freisetzung von Magnesium aus der Nadelstreu. Die Hypothese, einer zeitlichen Kopplung des Auftretens und Verlaufs der montanen Vergilbung und dem Witterungsextrem frühsommerlicher Trockenheit, wird somit durch die vorliegenden Untersuchungen zum Streuabbau unterstützt. Die verminderte Mg-Freisetzung aus der Nadelstreu dürfte am Standort Schluchsee mittelfristig zu einer reduzierten Mg-Aufnahme und zur Abnahme der Mg-Nadelspiegelwerte führen.

Sickerwasserkonzentrationen

Die neu angelegten Sickerwassermeßstellen waren in der Ionenzusammensetzung gut mit anderen Meßstellen des Untersuchungsstandortes Schluchsee vergleichbar. Insbesondere zeigten auch die Versuchsflächen Kontrolle (S1) und Dolomit (S4) die zu erwartenden Unterschiede. Durch die zweimalige frühsommerliche Trockenheit ergaben sich, im Einklang mit der Arbeitshypothese, Mg^{2+} -Konzentrationen im Bodensickerwasser. Allerdings trat der Effekt, evtl. bedingt durch die ungünstige klimatische Situation im Jahr 1997, erst nach der zweiten Austrocknung auf. Dadurch ist zu erwarten, daß sich erst mit weiterer Verzögerung Effekte der Austrocknung auf die Ernährungssituation des Bestandes einstellen.

Gewisse Schwierigkeiten in der Interpretation der Effekte der Austrocknung auf die Sickerwasserkonzentration ergaben sich durch die überdurchschnittlich hohen Schneebruchschäden im Winter 1996/97, die Effekte der Trockenheit auf die Bodenlösungszusammensetzung zumindest teilweise überlagern können.

Trockenheit, Xylemfluß und Vergilbung

Eine Wirkung der experimentellen Trockenheit auf den Vergilbungszustand konnte bislang nicht beobachtet werden. Es ist demnach nicht gelungen, die Auswirkungen frühsommerlicher Trockenheit auf den Vergilbungszustand innerhalb der Projektlaufzeit nachzuweisen. Da jedoch die "Montane Vergilbung der Fichte" in den deutschen Mittelgebirgen schwerpunktmäßig erst ab Ende der siebziger Jahre, also mindestens drei Vegetationsperioden nach dem Trockenjahr 1976

Zusammenfassende Diskussion und Schlußfolgerungen

auftrat, muß damit gerechnet werden, daß akuter Mg-Mangel bei den trockenheitsexponierten Probebäumen erst in den nächsten Jahren auftreten wird. Die bekannte verzögerte Wirkung Mg- und Ca-haltiger Dünger auf die Nadelgehalte älterer Fichten ist physiologisch erklärbar und muß umgekehrt auch für eine sich verschlechternde Versorgung mit beiden Nährelementen vorausgesetzt werden. Als eine Voraussetzung für das Manifestieren akuten Mg-Mangels muß daher aber auch die mehrjährige negative Beeinflussung des Wurzelwachstums durch die in Kap. 2 genannten Prozesse gesehen werden, die unter kontrollierten Bedingungen beobachtet und bestätigt wurde. Aus diesem Grund werden die Nadelprobenahmen auf den Versuchparzellen in den nächsten Jahren weitergeführt werden.

Negative Effekte der Trockenheit sind auf die Xylemflußdichten und auf die Radialveränderungen spürbar. Diese äußern sich sowohl bei den reversiblen, als auch bei den irreversiblen Radialveränderungen. Der Zuwachs der Probebäume auf den Trockenparzellen bleibt besonders auf der ungekalkten Fläche S1 zurück. Dies stützt die Auffassung, daß der Jahreszuwachs maßgeblich mit Änderungen der Klimatischen Wasserbilanz korreliert, die im Experiment gezielt modifiziert wurde. Dieser Zusammenhang wurde somit im Experiment nachgewiesen und kann auch in einigen Jahren, nach Abschluß der Nadelprobenahmen, durch Bohrkernentnahmen bestätigt werden.

12 Danksagung

Unser Dank gilt dem Forstamt Schluchsee und der Forstverwaltung Baden-Württemberg für die Möglichkeit, die tiefgreifenden Eingriffe auf den Trockenparzellen vorzunehmen.

Dem Institut für Waldwachstum Herrn Prof. Spiecker, Herrn Baab und Herrn Dr. Kahle danken wir für die freundliche und wertvolle Unterstützung bei Bau und Installation der Dendrometer.

Herrn Dr. P. Trüby (Institut für Bodenkunde der Univ. Freiburg) danken wir für die Überlassung von Daten zu Temperaturen in der organischen Auflage aus seinem PEF-geförderten Forschungsprojekt am Standort Schluchsee.

13 Literatur

- ADAMS, M. B.; ANGRADI, T. R.** (1996): Decomposition und nutrient dynamics of hardwood leaf litter in the Fernow Whole-Watershed Acidification Experiment. - *Forest Ecol. Manage.* **83**, 61-69
- AHRENS, D.; HANSS, A.; OBLÄNDER, W.,** (1988): Die räumliche Verteilung von Luftschadstoffen in Baden-Württemberg. LfU-Bericht **118/88**.
- ARMBRUSTER, M.** (1998): Zeitliche Dynamik der Wasser- und Elementflüsse in Walökosystemen. Zeitreihenanalysen, Simulationsmöglichkeiten und Reaktion auf experimentell veränderte Stoffeinträge in den ARINUS-Wassereinzugsgebieten. - *Freiburger Bodenkundl. Abh.* **38**, 301 S.
- BALLINI, C.** (1997). Dynamics of litter mass loss in some *Ulex parviflorus* Pourr. shrubs in southeastern France. *Pedobiologia* **41**, 375-384.
- BANGERTH, F.** (1979): Calcium-related physiological disorders of plants. *Ann. Rev. Phytopathol.* **17**, 97-122.
- BECK, TH.** (1971). Die Messung der Katalaseaktivität von Böden. *Z. Pflanzenernähr. Bodenkd.* **130**, 68-81.
- BEIER, C.; GUNDERSEN, P.; HANSEN, K.; RASMUSSEN, L.,** (1995): Experimental manipulations of water and nutrient input to a Norway spruce plantation at Klosterhede, Denmark. II. Effects on tree growth and nutrition. *Plant and Soil* **168-169**: 613-622.
- BÖER, G.** (1997). Charakterisierung der biotischen Aktivität, N-Mineralisation und Nitrifikation in Waldböden mit unterschiedlichen pH-Werten. Diplomarbeit (unveröffentlicht), Institut für Bodenkunde und Waldernährungslehre, Albert-Ludwigs-Universität Freiburg i. Br., 143 S.
- BÖHM, W.** (1979): *Methods of studying root systems.* - Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg, New York, 188 S.
- BOSCH, C.; PFANKUCH, E.; REHFUESS, K.E.; RUNKEL, K.-H.; SCHRAMEL, P.; SENSER, M.,** (1986): Einfluß einer Düngung mit Magnesium und Calcium, von Ozon und saurem Nebel auf Frosthärte, Ernährungszustand und Biomasseproduktion junger Fichten. *Forstw. Cbl.* **105**, 218-229.
- BOUMA, D., DOWLING, E.J., WAHJOEDI, H.,** (1979): Some effects of potassium and magnesium on the growth of subterreanean clover (*Trifolium subterraneum*). *Annals of Botany* **43**, 529-538.
- BRAHMER, G.** (1990): Wasser- und Stoffbilanzen bewaldeter Einzugsgebiete im Schwarzwald unter besonderer Berücksichtigung naturräumlicher Ausstattungen und atmogener Einträge. *Freiburger Bodenkundl. Abh.* **25**, 295 S.
- CAKMAK, I.; HENGELER, C.; MARSCHNER, H.** (1994): Changes in phloem export of suchrose in leaves in response to phosphorus, potassium and magnesium deficiency in bean plants. *J. Experimental Botany* **45**, 1251-1257.
- CAKMAK, I.; MARSCHNER, H.** (1992): Magnesium deficiency and high light intensity enhance activity of superoxide dismutase, ascorbate peroxidase and glutathione reductase in bean plants. *Plant Physiology* **98**, 1222-1227.

- CLEIN, J. S.; SCHIMMEL, J. P.** (1994). Reduction in microbial activity in birch litter due to drying and rewetting events. *Soil Biology & Biochemistry* **26**, 403-406.
- CORTEZ, J.** (1998). Field decomposition of leaf litters: relationships between decomposition rates and soil moisture, soil temperature and earthworm activity. *Soil Biology and Biochemistry* **30**, 783-793.
- DAMBRINE, E.; CARISEY, N.; POLLIER, B.; GRANIER, A.** (1993): Effects of drought on the yellowing status and the dynamics of mineral elements in the xylem sap of declining spruce (*Picea abies* L.). - *Plant and Soil*, **150**, S. 303-306.
- DAMBRINE, E.; MARTIN, F.; CARISEY, N.; GRANIER, A.; HÄLLGREN J.-E.; BISHOP, K.** (1995): Xylem sap composition: A tool for investigating mineral uptake and cycling in adult spruce. *Plant and Soil* **168-169**, 233-241.
- DAVIDSON, E. A.; MATSON, P. A.; VITOUSEK, P. M.; RILEY, R.; DUNKIN, K.; GARCIA-MENDEZ, G.; MAASS, J. M.** (1993). Processes regulating emissions of NO and N₂O in a seasonally dry tropical forest. *Ecology* **74**, 130-139.
- DENZ, L.** (1991): Standortskarte (unveröffentlicht) des staatlichen Forstamts Schluchsee. FVA Baden-Württemberg, Freiburg i. Br.
- DILLY, O.; MUNCH, J.-C.** (1996). Microbial biomass content, basal respiration und enzyme activities during the course of decomposition of leaf litter in a black alder (*Alnus glutinosa* (L.) Gaertn.) forest. - *Soil Biol. Biochem.* **28**, 1073-1081
- DONNELLY, P.; ENTRY, J.; DON CRAWFORD, L.; CROMACK JR., K.** (1990). Cellulose und Lignin Degradation in Forest Soils: Response to Moisture, Temperature und Acidity. - *Microb. Ecol.* **20**, 289-295
- ERICSSON, T.; RYTTER, L.; LINDER, S.** (1992): Nutritional dynamics and requirements of short rotation forests. In: Mitchell, Fort-Robertson, Hinckley, Sennerby-Forsse (eds.): *Ecophysiology of short rotation crops*. Elsevier Applied Science, London, New York. 35-65.
- FEGER, K.H.** (1993): Bedeutung von ökosystemaren Umsätzen und Nutzungseingriffen für den Stoffhaushalt von Waldökosystemen. - *Freiburger Bodenkundl. Abh.* **31**, 237 S.
- FEGER, K.H.** (1996): Schutz vor Säuren (7.6.2). In: BLUME, H.P.; FELIX-HENNINGSEN, P.; FISCHER, W.R.; FREDE, H.G.; HORN, R. und STAHR, K. (Hrsg.): *Handbuch der Bodenkunde*. 1. Erg. Lfg. 12/96, Ecomed-Verlag Landsberg. 24 S.
- FEGER, K.H.** (1998): Ca- und Mg-Umsatz der Ökosysteme. In: RASPE, S., K.H. FEGER und H.W. ZÖTTL (Hrsg.): *Ökosystemforschung im Schwarzwald. Auswirkungen von atmogenen Einträgen und Restabilisierungsmaßnahmen auf den Wasser- und Stoffhaushalt von Fichtenwäldern. Verbundprojekt ARINUS. Umweltforschung in Baden-Württemberg*, ecomed-Verlag, Landsberg, S. 387-394.
- FEGER, K.H.; RASPE, S.; ZIMMERMANN, L.** (1996): Boden- und ernährungkundliche Untersuchungen zum Schadtyp "montane Nadelvergilbung" bei Fichte. - *Verhandlungen Gesellsch. Ökologie* **26**, S. 53-60.
- FINK, S.** (1988): Histologische und histochemische Untersuchungen zur Nährstoffdynamik in Waldbäumen im Hinblick auf die "Neuartigen Waldschäden". - *KfK/PEF-Berichte* **35**(1), S. 289-298.
- FINK, S.** (1990): Structural changes in conifer needles due to Mg and K deficiency. *Fertilizer Res.* **27**, 23-27.

- FIORETTO, A.; MUSACCHIO, A.; ANDOLFI, G.; de SANTO, A. V.** (1998). Decomposition dynamics of litters of various pine species in a Cosican pine forest. *Soil Biology & Biochemistry* **30**, 721-727.
- FWL** Forschungsbeirat Waldschäden/Luftverunreinigungen der Bundesregierung und der Länder (Hrsg.) (1989): Dritter Bericht. KfK Karlsruhe. 611 S.
- GISI, U.; SCHENKER, R.; SCHULIN, R.; STADELMANN, F. X.; STICHER, H.** (1997). *Bodenökologie*. Thieme, Stuttgart.
- GÖTTSCHE, D.** (1972): Verteilung von Feinwurzeln und Mykorrhizen im Bodenprofil eines Buchen- und Fichtenbestandes im Solling. - Mitt. Bundesforschungsanstalt für Forst- und Holzwirtschaft **88**, 102 S.
- GRANIER, A.** (1985): Une nouvelle méthode pour la mesure du flux de sève brute dans le tronc des arbres. *Ann. Sci. For.* **42** (2), 81-88.
- GÜLPEN, M.** (1996): Xylemfluß, Elementtransport und Bindung von Calcium und Magnesium in Fichten (*Picea abies* [L.] Karst.) von den ARINUS-Versuchsflächen im Schwarzwald. *Freiburger Bodenk. Abh.* **36**, 163 S.
- GÜLPEN, M.; FEGER, K.H.; FINK, S.** (1998): Magnesium-Mangelvergilbung an Fichte - Einfluß von Fröhsommerlicher Trockenheit und Dolomit-Kalkung. Teilprojekt A: Wasser- und Nährelementhaushalt der Fichten. I. Problemstellung, Einrichtung der Versuchspartzellen und erste Ergebnisse. PEF-Statusseminar 1998, <http://bwplus.fzk.de>.
- GÜLPEN, M.; TÜRK, S.; FINK, S.** (1995): Der Effekt von Kalkung und Magnesiumdüngung auf die Aufnahme, den Transport und die chemische Bindungsform von Calcium und Magnesium in Koniferen. III. Wasserstrom, Nährelementtransport und funktionelle Bedeutung von Calcium und Magnesium in Fichten. *FZKA/PEF-Berichte* **130**, 75-86.
- GÜLPEN, M.; TÜRK, S.; FINK, S.** (1996): Der Effekt von Kalkung und Magnesiumdüngung auf die Aufnahme, den Transport und die chemische Bindungsform von Calcium und Magnesium in Koniferen. IV. Elementtransportraten und Ökosystemflüssebilanzen. *FZKA/PEF-Berichte* **142**.
- GUNDERSEN, P., ANDERSEN, B.R., BEIER, C., RASMUSSEN, L.** (1995): Experimental manipulations of water and nutrient input to a Norway spruce plantation at Klosterhede, Denmark. I. Unintended physical and chemical changes by roof experiments. *Plant and Soil* **168-169**: 601-611.
- GUNDERSEN, P.; BOXMAN, A. W.; LAMERSDORF, N.; MOLDAN, F.; ANDERSEN, B. R.; WRIGHT, R. F.; RASMUSSEN, L.** (1998). Experimental manipulation of forest ecosystems: lessons from large roof experiments. Special issue: the whole ecosystem experiments of the NITREX and EXMAN projects. *Forest Ecology and Management* **101**, 339-352.
- HÄDRICH, F.; KEILEN, K.; STAHR, K.; ZÖTTL, H. W.** (1979): Bodengesellschaften des Bärhaldegranitgebietes. *Mittlgn. Dtsch. bodenkundl. Gesellsch.* **28**, S. 44-48.
- HAMM, D.** (1994). Charakterisierung der mikrobiellen Stickstoff-Mineralisation in sauren Waldböden mit Hilfe von Enzymaktivitätsbestimmungen. Diplomarbeit (unveröffentlicht), Institut für Bodenkunde und Waldernährungslehre, Albert-Ludwigs-Universität Freiburg i. Br., 79 S.

- HÄUSSLING, M.; JORNS, C.A.; LEHMBECKER, G.; HECHT-BUCHHOLZ, CH.; MARSCHNER, H.** (1988): Ion and Water uptake in relation to root development in Norway spruce. *Plant Physiology* **133**, 486-491.
- HAVLIK, D.** (1982): Klima. In: LfU Baden-Württemberg (ed.): *Der Feldberg im Schwarzwald. Subalpine Insel im Mittelgebirge.* Karlsruhe, 148-212.
- HOFFMANN, B.** (1998): Der Bodenwasserhaushalt eines Fichtenstandortes im Hochschwarzwald - Messung und Modellierung während experimentell erzeugter fröhsommerlicher Austrocknung und Wiederbefeuchtung. Dipl. Arbeit (unveröffentl.) Institut für Hydrologie, Universität Freiburg, 102 S..
- HÜTTL, R.F.** (1991): Die Nährelementversorgung geschädigter Wälder in Europa und Nordamerika. Habilitationsschrift. Freiburger Bodenkundl. Abh. **28**, 440 S.
- HÜTTL, R.F.; FINK, S.** (1988): Diagnostische Düngungsversuche zu Revitalisierung geschädigter Fichtenbestände (*Picea abies* Karst.) in Südwestdeutschland. *Forstw. Cbl.* **107**, 173-193.
- HUWE, B.** (1990): WHNSIM. Ein Modell zur Simulation des Wasser-, Wärme und Stickstoffhaushalts landwirtschaftlich genutzter Böden. Institut für Bodenkunde u. Standortslehre Fachgebiet Bodenphysik, Universität Hohenheim.
- JANSSON, P.-E.; REURSLAG, A.** (1992): Climatic influence on litter decomposition: methods and some results from a NW-European transect. In: Responses of Forest Ecosystems to Environmental Changes. Teller, A., Mathy, P., Jeffers, J.N.R. (Eds.). Proceedings of the first European Symposium on Terrestrial Ecosystems, Florence 20-24 May 1991, Commission of the European Communities, Elsevier Applied Science, London. 351-358.
- JOERGENSEN, R. G.; MEYER, B.** (1990): Nutrient changes in decomposing beech leaf litter assessed using a solution flux approach. - *J. Soil. Sci.* **41**, 279-293
- KAHLE, H.-P.** (1994): Modellierung der Zusammenhänge zwischen der Variation von klimatischen Elementen des Wasserhaushalts und dem Radialzuwachs von Fichten (*Picea abies* (L.) Karst.) aus Hochlagen des Südschwarzwalds. Dissertation, Universität Freiburg, 184 S.
- KANDELER, E.** (1991). Protease-Aktivität. In: F. SCHINNER, R. ÖHLINGER und E. KANDELER (Hrsg.): *Bodenbiologische Arbeitsmethoden*, Springer Verlag Berlin, 88-93.
- KEILEN, K.** (1978): Spurenelementverteilung und Bodenentwicklung im Bärhaldegranitgebiet (Südschwarzwald). Freiburger Bodenkundl. Abh. **8**, 278 S.
- KÖHLER, H.** (1998): Räumlich zeitliche Variabilität des Bachwasser-Chemismus in Abhängigkeit von Abfluß, biogeochemischen Umsätzen und Bodenschutzkalkungen in kleinen Einzugsgebieten im Hochschwarzwald. Diplomarbeit (unveröffentl.), Institut für Hydrologie, Universität Freiburg; 117, S.
- KOHLER, M.; v. WILPERT, K.; HILDEBRND, E.E.** (1999): Ionenspeicher- und Mobilisierungspotentiale der Skelettfraktion von Waldböden: 2. Ergebnisse der Standorte Conventwald und Schluchsee. BWPLUS-Statusseminar 1999, <http://bwplus.fzk.de>.

- KUHN, A.J.; BAUCH, J.; SCHRÖDER, W.H.** (1992): Mikrosonden-Analysen zur Ionenaufnahme in Feinstwurzeln von Fichten (*Picea abies* [L.] Karst.) am Standort und in Modellsystemen. In: Michaelis, W., Bauch, J. (Hrsg.) 1992: Luftverunreinigungen und Waldschäden am Standort "Postturm", Forstamt Farchau/Ratzeburg, 365-408.
- KÜNSTLE, E.** (1995): Beginn, Verlauf und Ende des Dickenwachstums von Solitär-Fichten auf dem Schauinsland bei Freiburg in den Jahren 1989 bis 1993. In: PREUHSLER, T. (Hrsg): Methoden der Permanent-Zuwachsmessung. Forstliche Forschungsberichte München **153**: 24-39.
- LADD, J. N.; BUTLER, J. H. A.** (1972). Short-term assays of soil proteolytic enzyme activities using proteins und dipeptide derivatives as substrates. Soil Biol. Biochem. **4**, 19-30.
- LAMERSDORF, N. P.; BEIER, C.; BLANCK, K.; BREDEMEIER, M.; CUMMINS, T.; FARRELL, E. P.; KREUTZER, K.; RASMUSSEN, L.; RYAN, M.; WEIS, W.; XU, Y.-J.** (1998). Effect of drought experiments using roof installations on acidification/nitrification of soils. Forest Ecology and Management **101**, 95-109.
- LAMPARSKI, F.** (1985): Der Einfluß der Regenwurmart *Lumbricus-badensis* auf Waldböden im Schwarzwald. Freiburger Bodenkundl. Abh. **15**, 205 S.
- LANGE, O.L.; WEIKERT, R.M.; WEDLER, M.; GEBEL, J.; HEBER, U.** (1989): Photosynthese und Nährstoffversorgung von Fichten aus einem Waldschadensgebiet auf basenarmem Untergrund. AFZ **3/1989**, 55-64.
- LASKOWSKI, R.; NIKLINSKA, M.; MARYANSKI, M.** (1995): The dynamics of chemical elements in forest litter. - Ecology **76**, 1393-1406
- LIU, J.C.; PAYER, H.D.** (1995): Untersuchungen zum Baumwasserhaushalt. In: LIU, J.C., FIRSCHING, B.M., PAYER, H.D. (Eds.): Untersuchungen zur Wirkung von Stoffeinträgen, Trockenheit, Ernährung und Ozon auf die Fichtenerkrankung am Wank in den Kalkalpen. GSF-Bericht **18/95**, 165-197.
- LORENZ, K.** (1997). Bodenökologische Untersuchungen zum Einfluß von Standortfaktoren und Kompensationskalkungen auf die Nadel- und Feinwurzelstreuzersetzung in Fichtenwäldern. Diplomarbeit (unveröffentlicht), Institut für Bodenkunde und Waldernährungslehre, Albert-Ludwigs-Universität Freiburg i. Br., 125 S.
- LU, P.; BIRON, P.; BRÉDA, N.; GRANIER, A.** (1995): Water relations of adult Norway spruce (*Picea abies* (L) Karst) under soil drought in the Vosges mountains: water potential, stomatal conductance and transpiration. Ann. Sci. For. **52**, 117-129.
- MÄKINEN, H.; SPIECKER, H.; GÜLPEN, M.** (1996): Zusammenhänge zwischen dem jährlichen Radialzuwachs, diurnaler radialer Ausdehnung sowie dem Xylemfluß von Fichten und der Variation von Witterung auf den ARINUS-Versuchsflächen. FZKA-PEF-Ber. **142**, 15-26.
- MEHNE, B. M.** (1989): Physiologische Untersuchungen an Fichte mit unterschiedlicher Magnesiumversorgung. - Allg. Forstz. **44**, S. 1248.
- MIES, E.** (1987): Elementeinträge in tannenreiche Mischbestände des Südschwarzwaldes. Freiburger Bodenkundl. Abh. **18**, 247 S.

- MIES, E.; ZÖTTL, H.W.** (1985): Zeitliche Änderung der Chlorophyll- und Elementgehalte in den Nadeln eines gelb-chlorotischen Fichtenbestandes. Forstw. Cbl. **104**, 1-8.
- MÜNCH, D.** (1989): Bioelementinventur und Waldnutzungsgeschichte eines 45-jährigen Fichtenbestandes (*Picea abies* [L.] Karst) auf Bährhaldegranit im Südschwarzwald. Diplomarbeit (unveröffentlicht), Institut für Bodenkunde und Waldernährungslehre, Albert-Ludwigs-Universität Freiburg i. Br. 107 S.
- MÜNCH, D.; FEGER, K.H.; ZÖTTL, H.W.** (1990): Nadelvergilbung, Elementverteilung und Wachstum von Fichten eines Hochlagenstandortes im Südschwarzwald. AFJZ **161**, 210-217.
- MURACH, D.** (1984). Die Reaktion der Feinwurzeln von Fichten (*Picea abies* Karst.) auf zunehmende Bodenversauerung. Göttinger Bodenkundl. Ber. **77**, 107 S.
- OBERDORFER, E.** (1982): Vegetationskundliche Karte Feldberg 1 : 25.000 mit Erläuterungen. Beih. Veröff. Naturschutz Landespflege Bad.-Württ. **27**, 86 S.
- OBLÄNDER, W.; HANSS, A.** (1985): Zwischenbericht über Schadstoffmessungen in Waldgebieten Baden-Württemberg. LfU-Bericht **97**, 18 S.
- PERSSON, H.** (1990): Methods of studying root dynamics in relation to nutrient cycling. - In A.F. HARRISON, P. INESON, O.W. HEAL (eds.): Nutrient cycling in terrestrial ecosystems. - Elsevier Applied Science, S. 198-217.
- RASPE, S.** (1992): Biomasse und Mineralstoffgehalte der Wurzeln von Fichtenbeständen (*Picea abies* Karst.) des Schwarzwaldes und Veränderungen nach Düngungen. - Freiburger Bodenkundl. Abh. **29**, 197 S.
- RASPE, S.; FEGER, K.H.** (1998a): Bodenfestphase und Veränderungen durch Düngung. In: RASPE, S., K.H. FEGER und H.W. ZÖTTL (Hrsg.): Ökosystemforschung ARINUS. Beiträge zu Auswirkungen atmogener Einträge und Restabilisierungsmaßnahmen auf den Stoffhaushalt von Fichtenwäldern im Schwarzwald. Umweltforschung in Baden- Württemberg, ecomed-Verlag, Landsberg, S. 203-222.
- RASPE, S.; FEGER, K.H.** (1998b): Umsätze in Boden und Rhizosphäre - Zusammenfassende Diskussion. In: RASPE, S., K.H. FEGER und H.W. ZÖTTL (Hrsg.): Ökosystemforschung im Schwarzwald. Auswirkungen von atmogenen Einträgen und Restabilisierungsmaßnahmen auf den Wasser- und Stoffhaushalt von Fichtenwäldern. Verbundprojekt ARINUS. Umweltforschung in Baden-Württemberg, ecomed-Verlag, Landsberg, S. 288-304.
- RASPE, S.; FEGER, K.H.; ARMBRUSTER, M.; LORENZ, K.; ZIMMERMANN, L.** (1997): Mittel- bis langfristige Auswirkungen von Kompensations- bzw. Bodenschutzkalkungen auf die Pedo- und Hydrosphäre: I. Zielsetzung und Ausgangslage. - FZKA-PEF - Berichte **153**, S. 65 - 75.
- RASPE, S.; FEGER, K.H.; ZÖTTL, H.W.** (1994): Projekt ARINUS VIII. Feinwurzelverteilung und -ernährung nach experimenteller Düngung. KfK/PEF-Berichte **117**, 13-27.
- RASPE, S.; K.H. FEGER; ZÖTTL, H.W.** (Hrsg.) (1998): Ökosystemforschung im Schwarzwald. Auswirkungen von atmogenen Einträgen und Restabilisierungsmaßnahmen auf den Wasser- und Stoffhaushalt von Fichtenwäldern. Verbundprojekt ARINUS. Umweltforschung in Baden-Württemberg, ecomed-Verlag, Landsberg, 533 S.
- RASPE, S.; LORENZ, K.; FEGER, K.H.; ZIMMERMANN, L.; ARMBRUSTER, M.; ZÖTTL, H.W.** (1996): Projekt ARINUS: X. Bodenmikrobiologische und ernährungkundliche Charakterisierung des Abbaus von Nadel- und Feinwurzelstreu der Fichte. - FZKA-PEF - Berichte **142**, S. 1 - 14.

- SEITER, P.** (1995). Vergleich verschiedener Methoden zur Charakterisierung der mikrobiellen Biomasse und der mikrobiellen Aktivität beim Abbau von Pflanzenstreu in sauren Waldböden. Diplomarbeit (unveröffentlicht), Institut für Bodenkunde und Waldernährungslehre, Albert-Ludwigs-Universität Freiburg i. Br., 88 S.
- SIEFERMANN-HARMS, D.; BOXLER-BALDOMÁ, C.; DIABATÉ, S.; HEUMANN, H.-G.; HOCH, R.; NAGEL, E.; PFÜNDEL, E.; SCHNECKENBURGER, H.; SEIDEL, A.; STRACK, S.; TREFZ-MALCHER, E.; WILPERT, K. v.; ZEIL, M.** (1996): Der Vergilbungszustand einer geschädigten Fichte nach zwei Jahren Mg-Sulfat-Düngung. Vortrag im Rahmen des 12. Statuskolloquiums des PEF, 13.3.1996.
- SIEFERMANN-HARMS, D.; PAYER, H.D.; SCHRAMMEL, P.; LÜTZ, C.** (1999): Die Wirkung von Ozon auf die Nadelvergilbung bei jungen, unter Mg-Mangel kultivierten Klonfichten. Ergebnisse zweier Expositionsversuche in geschlossenen Kammern. BWPLUS-Statusseminar 1999, <http://bwplus.fzk.de>.
- SIEFERMANN-HARMS, D.; STEEGBORN, J.** (1992): Physiologische und biochemische Untersuchungen zur Montanen Vergilbung von Fichten. - Teil V: Wirkungen von kombiniertem Standortstreß und von einzelnen Streßfaktoren auf Bestandteile des Photosyntheseapparates. KfK/PEF-Berichte **94**, 21-34.
- SIEFERMANN-HARMS, D.; WEINMANN, CH.; SCHNECKENBURGER, H.; HEUMANN, H.-G.; SEIDEL, A.** (1994): Revitalisierung einer Fichte mit typischen Vergilbungssymptomen - Auswirkung von Lichtexposition und Düngung auf biochemische, physiologische und strukturelle Eigenschaften der Chloroplasten. Teil I: Der Vergilbungsvorgang und seine Aufhebung durch künstliche Beschattung. KfK/PEF-Berichte **117**, 167-180.
- STAAF, H.; BERG, B.** (1982): Accumulation und release of plant nutrients in decomposing Scots pine needle litter. Long-term decomposition in a Scots pine forest II. - *Can. J. Bot.* **60**, 1561-1568
- STAHR, K.** (1979): Die Bedeutung periglazialer Deckschichten für Bodenbildung und Standortseigenschaften im Südschwarzwald. *Freiburger Bodenkundl. Abh.* **9**, 273 S.
- STAHR, K.** (1981): Die Böden. - In: WIMMENAUER, W. und SCHREINER, A.: Erläuterungen zu Blatt 8114 Feldberg. Geologische Karte von Baden-Württemberg 1 : 25.000, Stuttgart.
- TANNER, W.; BEEVERS, H.** (1990): Does transpiration have an essential function in long-distance transport in plants? *Plant, Cell and Environment* **13**, 745-750.
- TRÜBY, P.; ALDINGER, E.** (1989): Eine Methode zur Bestimmung austauschbarer Kationen in Waldböden. - *Z. Pflanzenernähr. Bodenk.* **152**, S. 301-306.
- TÜRK, S.; GÜLPEN, M.; FINK, S.** (1994): Der Effekt von Kalkung und Magnesiumdüngung auf die Aufnahme, den Transport und die chemische Bindungsform von Calcium und Magnesium in Koniferen. II. Bedeutung interner und externer Faktoren als Steuergrößen der Ca- und Mg-Dynamik in Fichten. - *KfK/PEF-Berichte* **117**, S. 73-86.
- ULRICH, B.** (1983). A concept fo forest ecosystem stability and of acid deposition as driving force for destabilization. In: ULRICH, B., PANKRATH, J. (Hrsg.) *Effects of Accumulation of Air Pollutants in Forest Ecosystems*. D. Reidel Publishing Company, Dordrecht, Holland, 1-29.
- VANCE, E. D.; BROOKES, P. C.; JENKINSON, D. S.** (1987). An extraction method for measuring soil microbial biomass C. *Soil Biol. Biochem.* **19**, 703-707.

- WAGENBLAST, K.** (1998): Auswirkungen von Bodenschutzkalkungen und Witterung auf die Feinwurzelndynamik und -ernährung. Dipl. Arbeit (unveröffentl.) Institut f. Bodenkunde und Waldernährungslehre, Universität Freiburg, 96 S. + Anhang.
- WARDLE, D. A.** (1993). Changes in the microbial biomass und metabolic quotient during leaf litter succession in some New Zealand forest und shrubland ecosystems. - *Functional Ecology*, **7**, 346-355
- WARDLE, D. A.; PARKINSON, D.** (1990). Interactions between microclimatic variables und the soil microbial biomass. - *Biol. Fert. Soils* **9**, 273-280
- WIMMENAUER, W.; SCHREINER, A.** (1981): Erläuterungen zu Blatt 8114 Feldberg. Geologische Karte von Baden-Württemberg 1 : 25.000, Stuttgart.
- WOHLFAHRT, D.** (1996): Ernährungskundliche und bodenmikrobiologische Untersuchungen zum Nadelstreuabbau von *Picea abies* ([L.] Karst.) und *Picea mariana* (Mill.) auf verschiedenen Standorten. - Diplomarbeit (unveröffentlicht), Institut für Bodenkunde und Waldernährungslehre, Univ. Freiburg, 103 S.
- WÖLFELSCHNEIDER, A.** (1994). Einflußgrößen der Stickstoff- und Schwefel-Mineralisierung auf unterschiedlich behandelten Fichtenstandorten im Südschwarzwald. *Freiburger Bodenkundl. Abh.* **34**, 191 S.
- WOLTERS, V.; ECKSCHMITT, K.; SCHOLLE, V** (1995). 10 Jahre Waldkalkung - Wirkungen auf Bodenorganismen und biologische Umsetzungsprozesse. *Allg. Forstz.* **50**, 936-941.
- ZIMMERMANN, L.** (1995): Der Bodenwasserhaushalt an einem Hochlagenstandort im Südschwarzwald. - *Freiburger Bodenkundl. Abh.* **35**, 206 S.
- ZIMMERMANN, L.** (1998): Bodenwasserhaushalt. In: RASPE, S., K.H. FEGER und H.W. ZÖTTL (Hrsg.): Ökosystemforschung im Schwarzwald. Auswirkungen von atmogenen Einträgen und Restabilisierungsmaßnahmen auf den Wasser- und Stoffhaushalt von Fichtenwäldern. Verbundprojekt ARINUS. Umweltforschung in Baden-Württemberg, ecomed-Verlag, Landsberg, S. 78-90.
- ZIMMERMANN, L.; FEGER, K.H.** (1997): Der Bodenwasserhaushalt an einem Fichtenstandort mit Magnesiummangel im südlichen Hochschwarzwald. - *Z. Pflanzenernähr. Bodenkunde* **160**, S. 141-149.
- ZIMMERMANN, L.; RASPE, S.; FEGER, K. H.; ZÖTTL, H. W.** (1995). Projekt ARINUS: IX. Bodenwasserhaushalt an einem Hochlagenstandort: Messung, Modellierung und Bedeutung hinsichtlich der Mg-mangevergilbung. *FZKA - PEF- Berichte* **130**, 11-23
- ZÖTTL, H.W.** (1960). Methodische Untersuchungen zur Bestimmung der Mineralstickstoff-Nachlieferung des Waldbodens. *Forstwiss. Cbl.* **79**, 72-90.
- ZÖTTL, H.W.** (Koordination) (1994): Zusammenhänge zwischen "neuartigen" Waldschäden und Boden-/Gewässerchemismus in einem geschädigten Waldökosystem auf der Basis eines Einzugsgebietes mit und ohne Düngung - Projekt FEELING. BMFT-Abschlußbericht Forschungsvorhaben Nr.: 0 3392 79 A. Institut für Bodenkunde und Waldernährungslehre, Albert-Ludwigs-Universität Freiburg i. Br, 359 S.
- ZÖTTL, H.W.; HÜTTL, R.F.** (1986): Nutrient supply and forest decline in Southwest Germany. *Water, Air, and Soil Pollut.* **31**, 449-462.
- ZÖTTL, H.W.; MIES, E.** (1983): Die Fichtenerkrankung in den Hochlagen des Südschwarzwaldes. *AFJZ* **154**, 110 - 114.

ZÖTTL, H.W.; STAHR, K.; KEILEN, K. (1977): Bodenentwicklung und Standortseigenschaften im Gebiet des Bärhaldegranites (südlicher Hochschwarzwald). AFJZ **148**, 185-196.

14 Anhang

Konzentrationsverläufe im Bodensickerwasser von Kontroll- und Trockenparzellen.

Die Abb. **A** zeigt jeweils den Vergleich der unbehandelten Parzellen (S1), während Abb. **B** den Vergleich für die im Okt. 1990 mit 4000 kg ha^{-1} Dolomit behandelten Parzellen darstellt (S4).

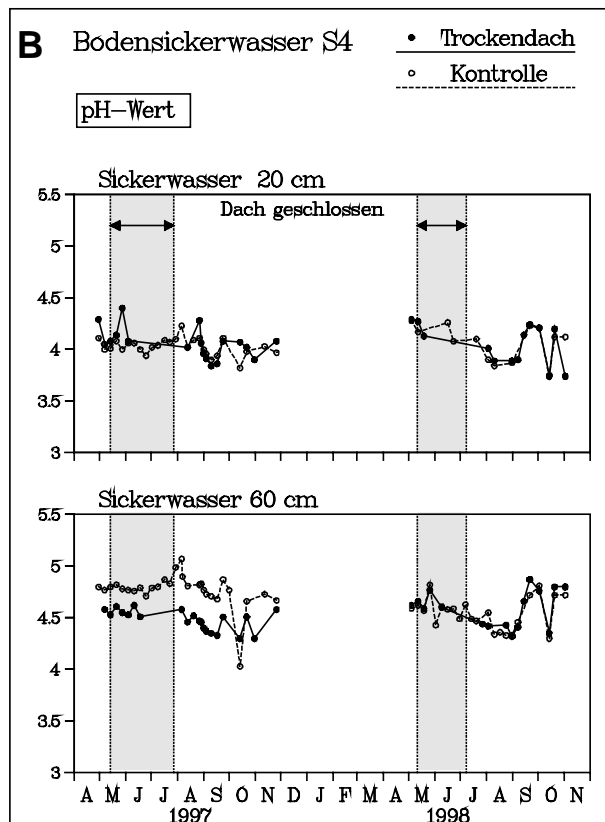
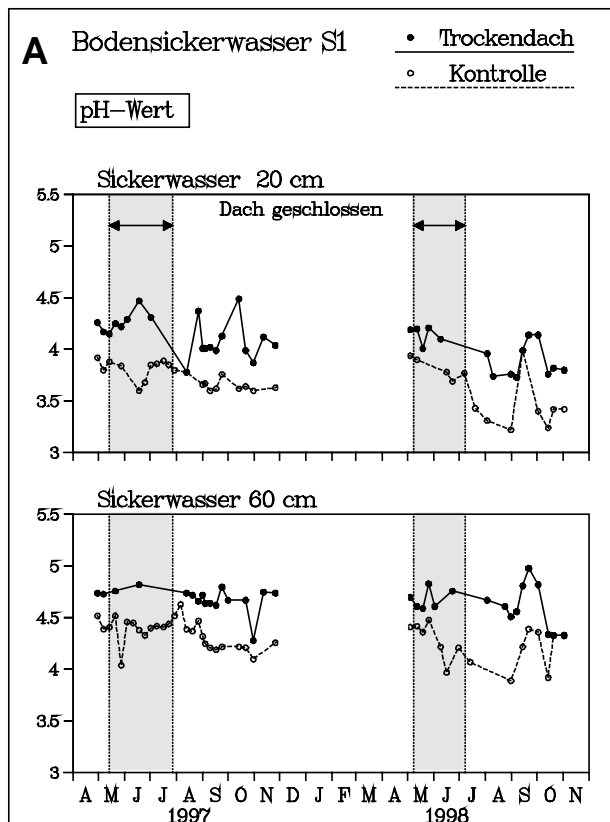


Abb. A-1: pH-Werte im Bodensickerwasser.

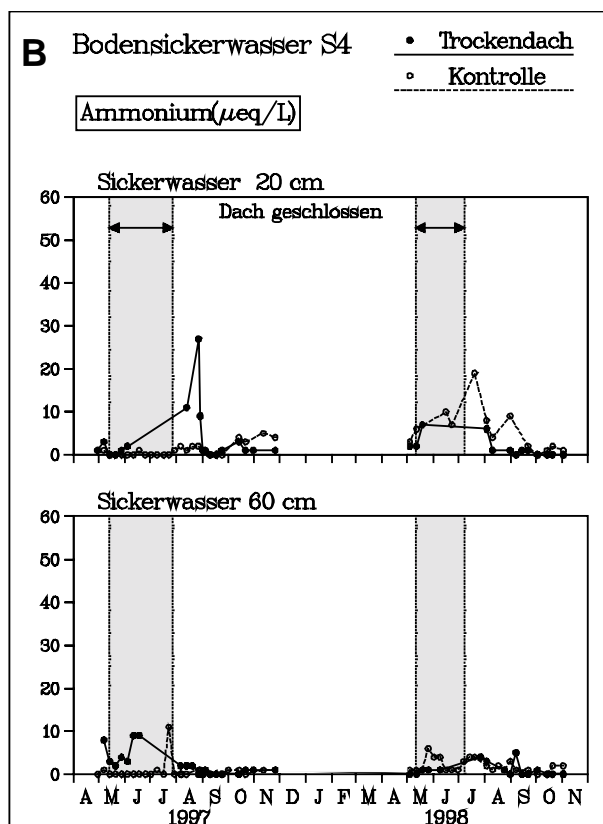
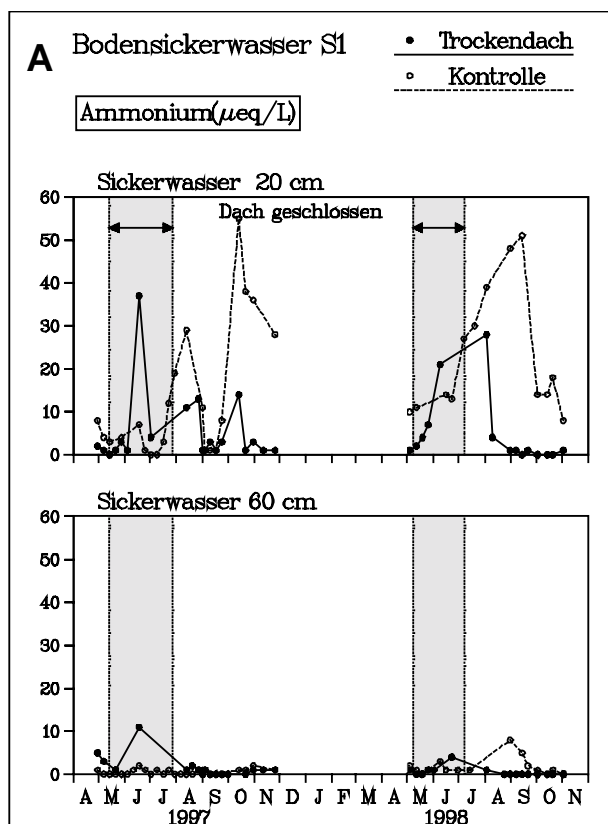


Abb. A-2: NH_4^+ -Konzentration im Bodensickerwasser.

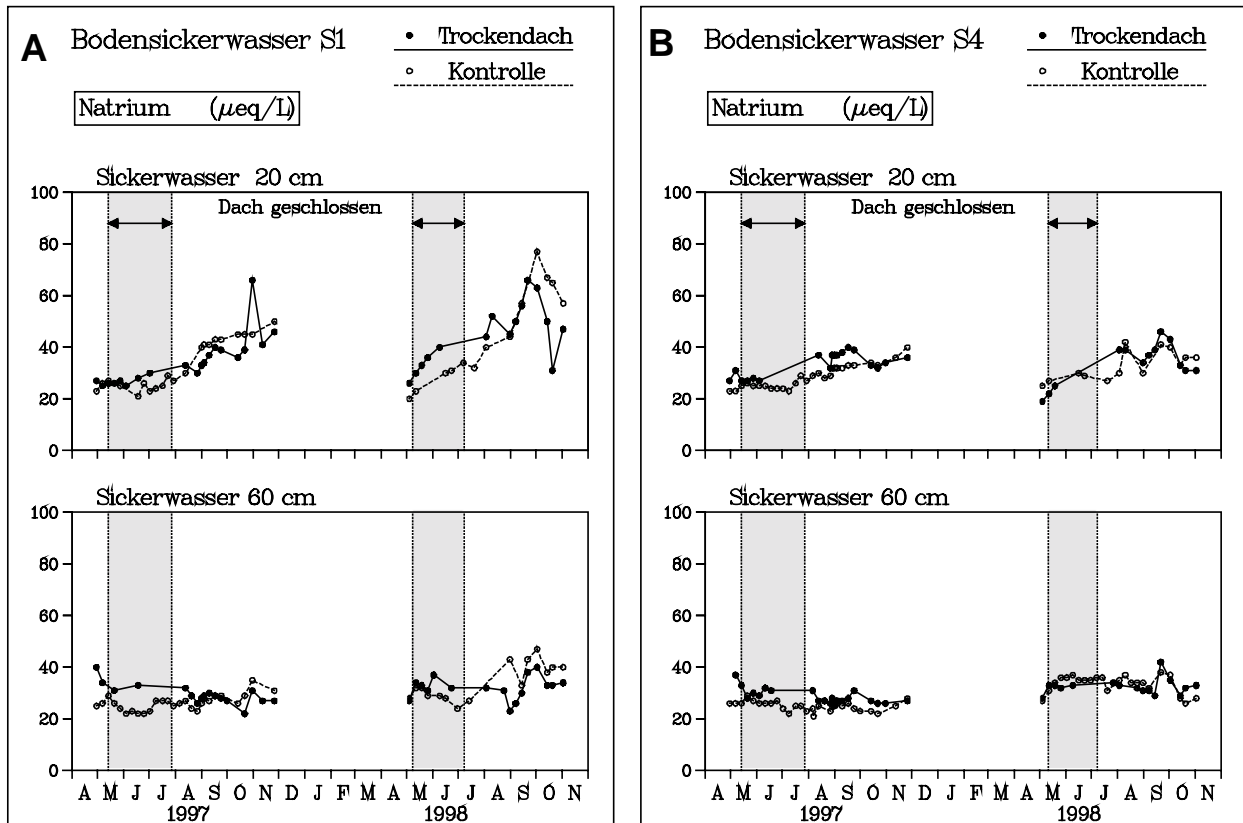


Abb. A-3: Na^+ -Konzentration im Bodensickerwasser.

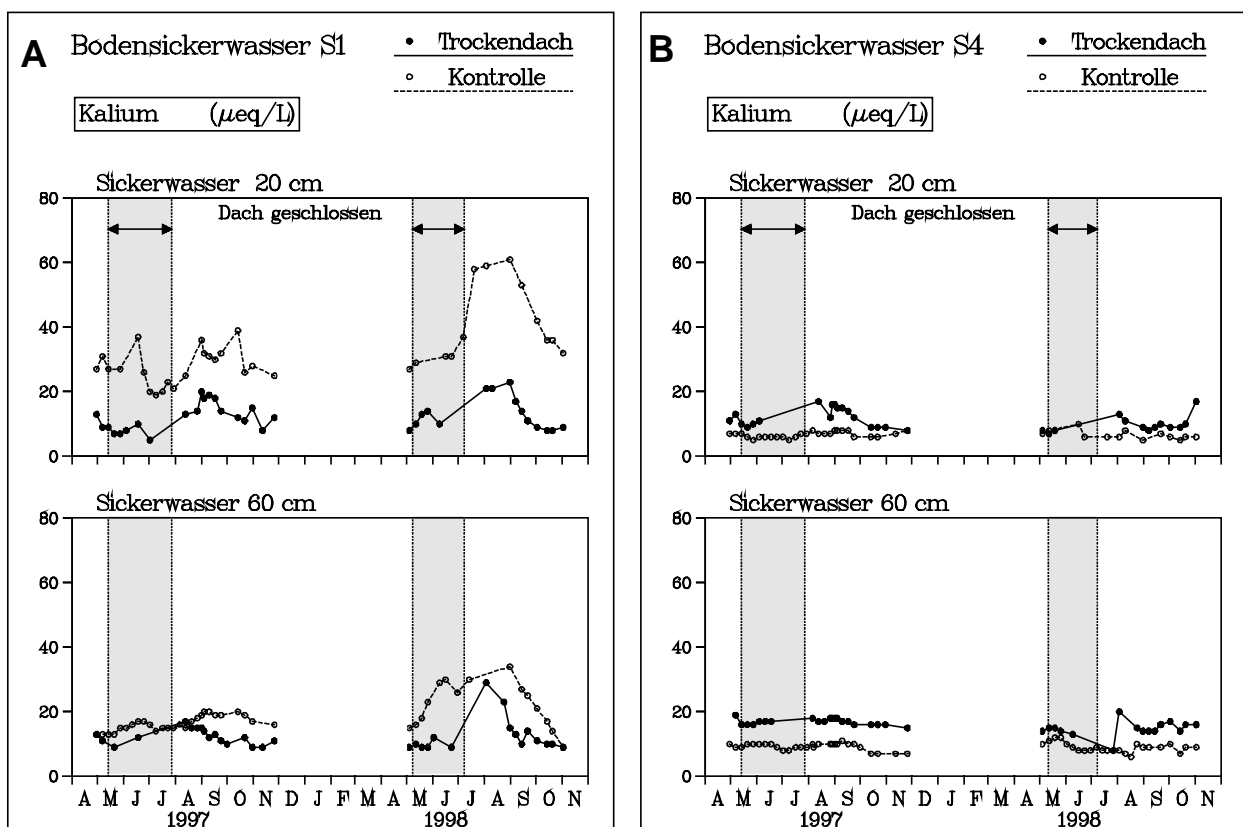


Abb. A-4: K^+ -Konzentration im Bodensickerwasser.

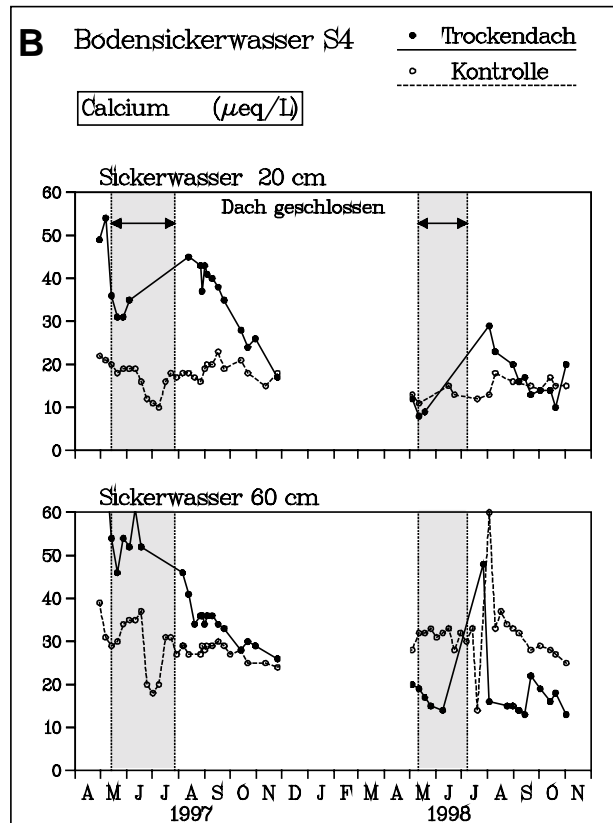
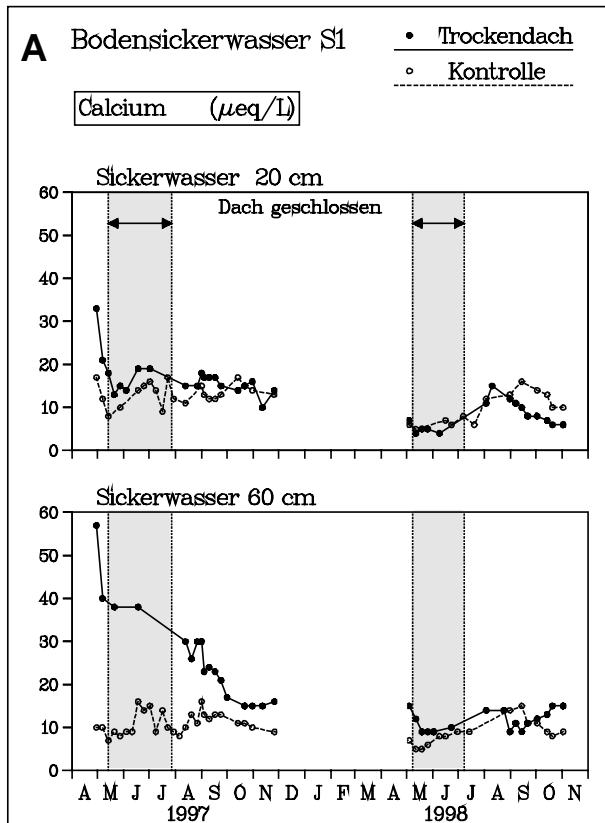


Abb. A-5: Ca^{2+} -Konzentration im Bodensickerwasser.

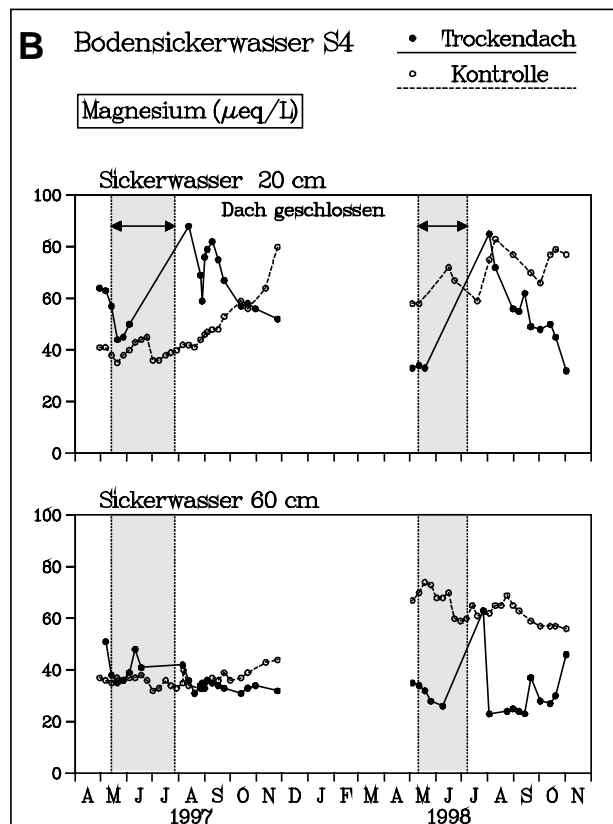
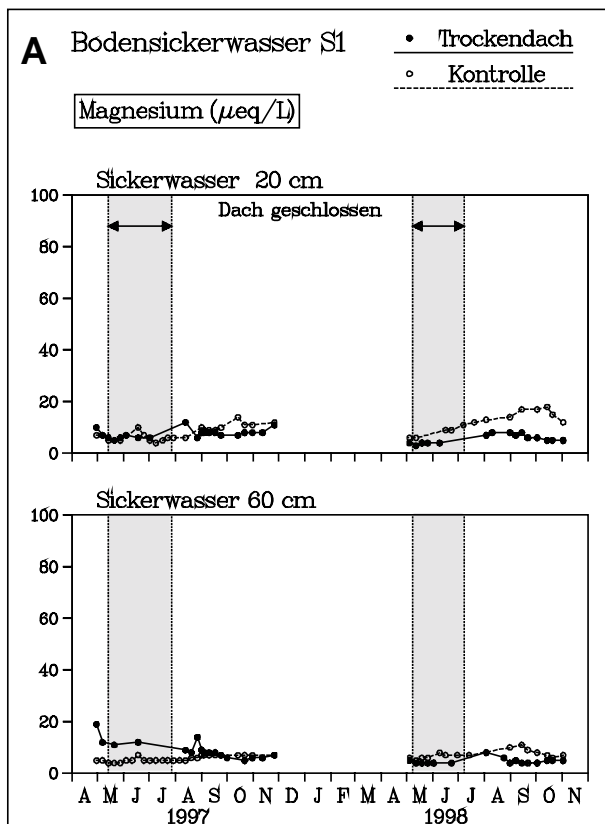


Abb. A-6: Mg^{2+} -Konzentration im Bodensickerwasser.

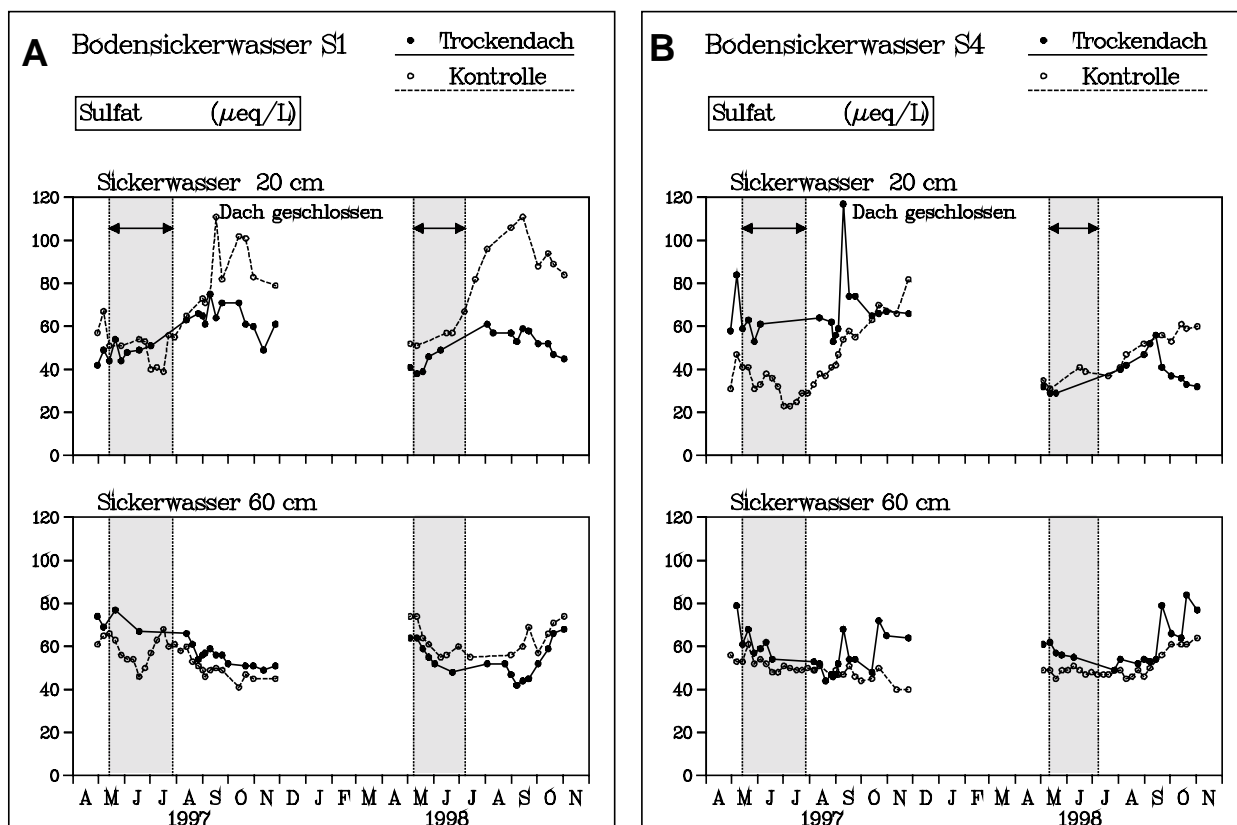


Abb. A-7: SO_4^{2-} -Konzentration im Bodensickerwasser.

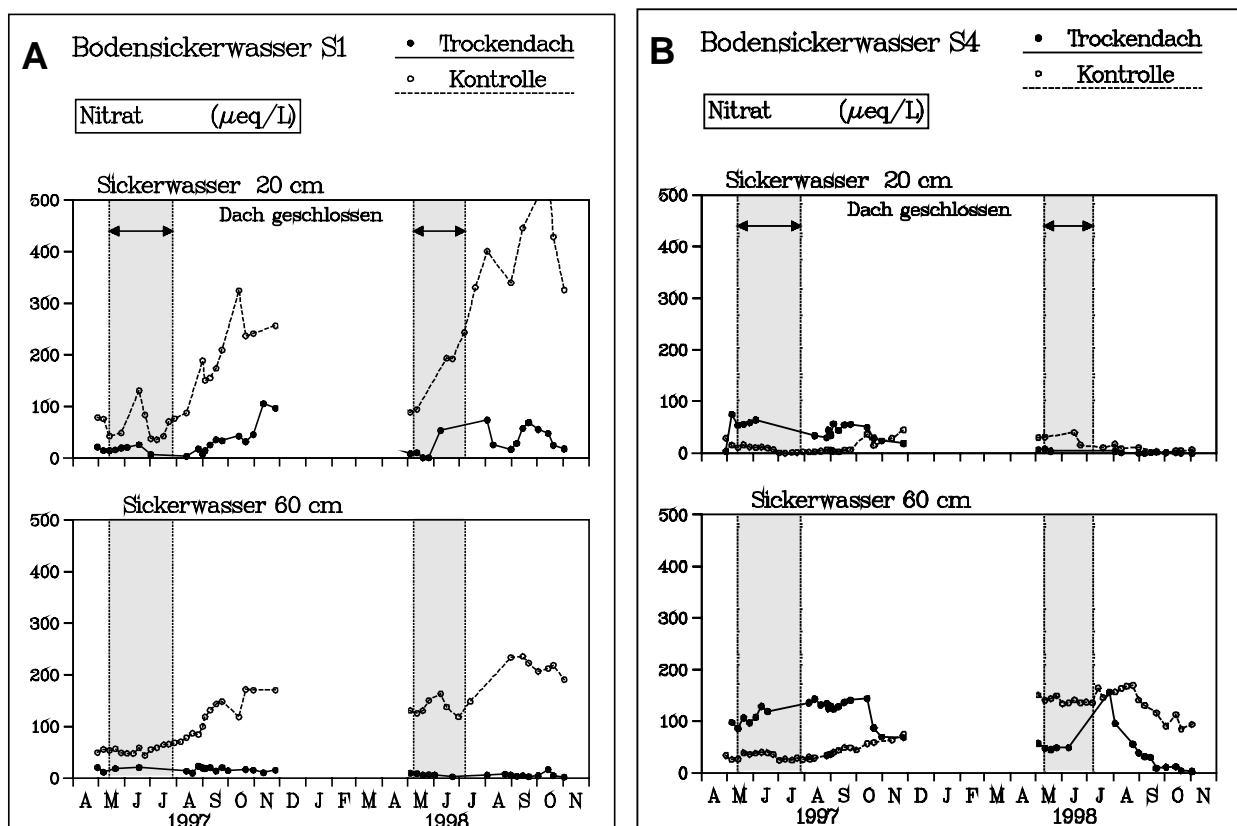
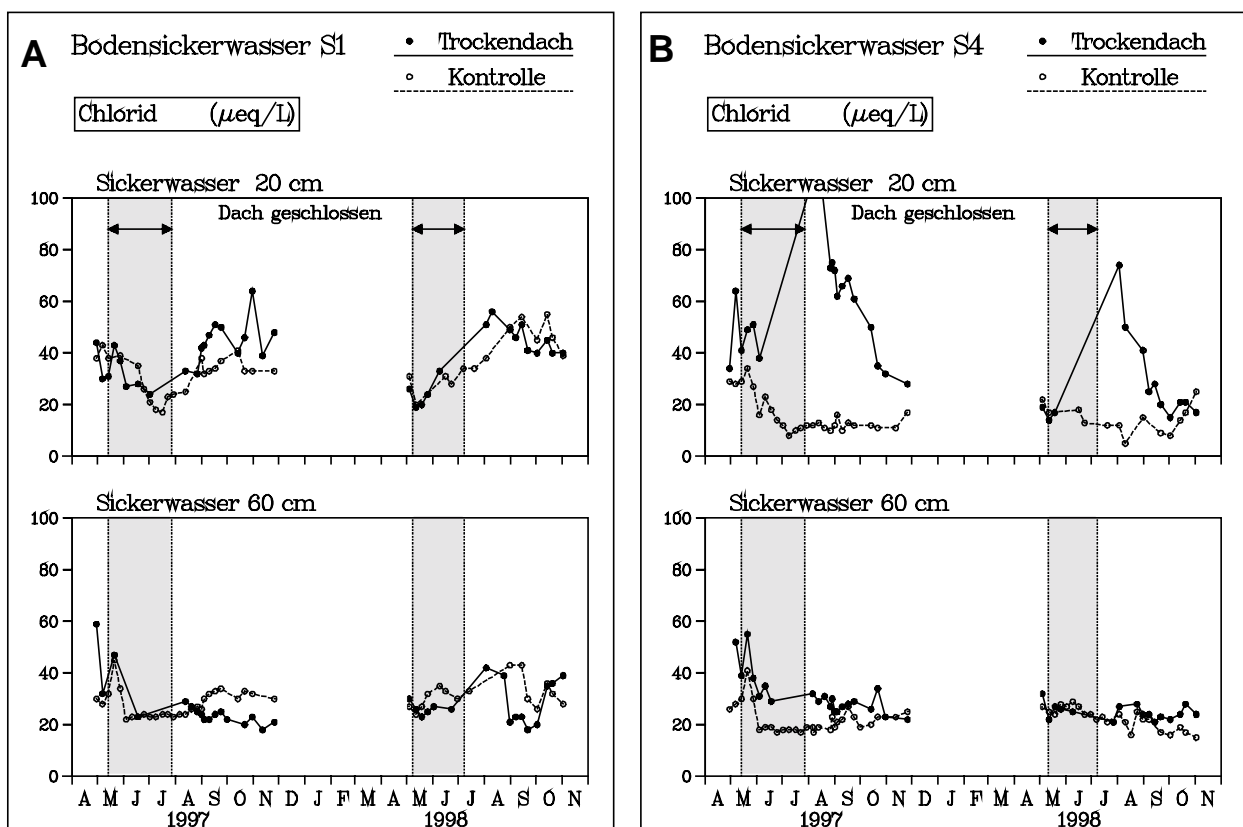
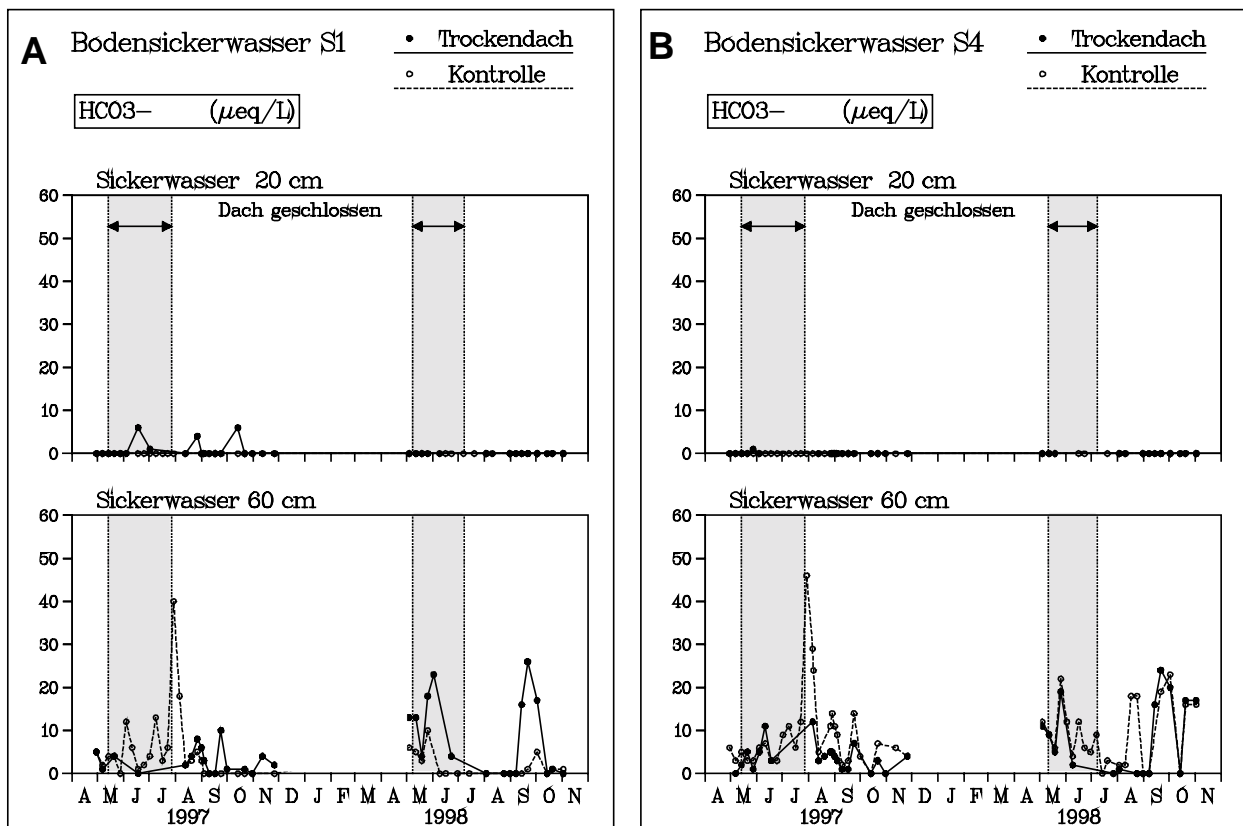


Abb. A-8: NO_3^- -Konzentration im Bodensickerwasser.



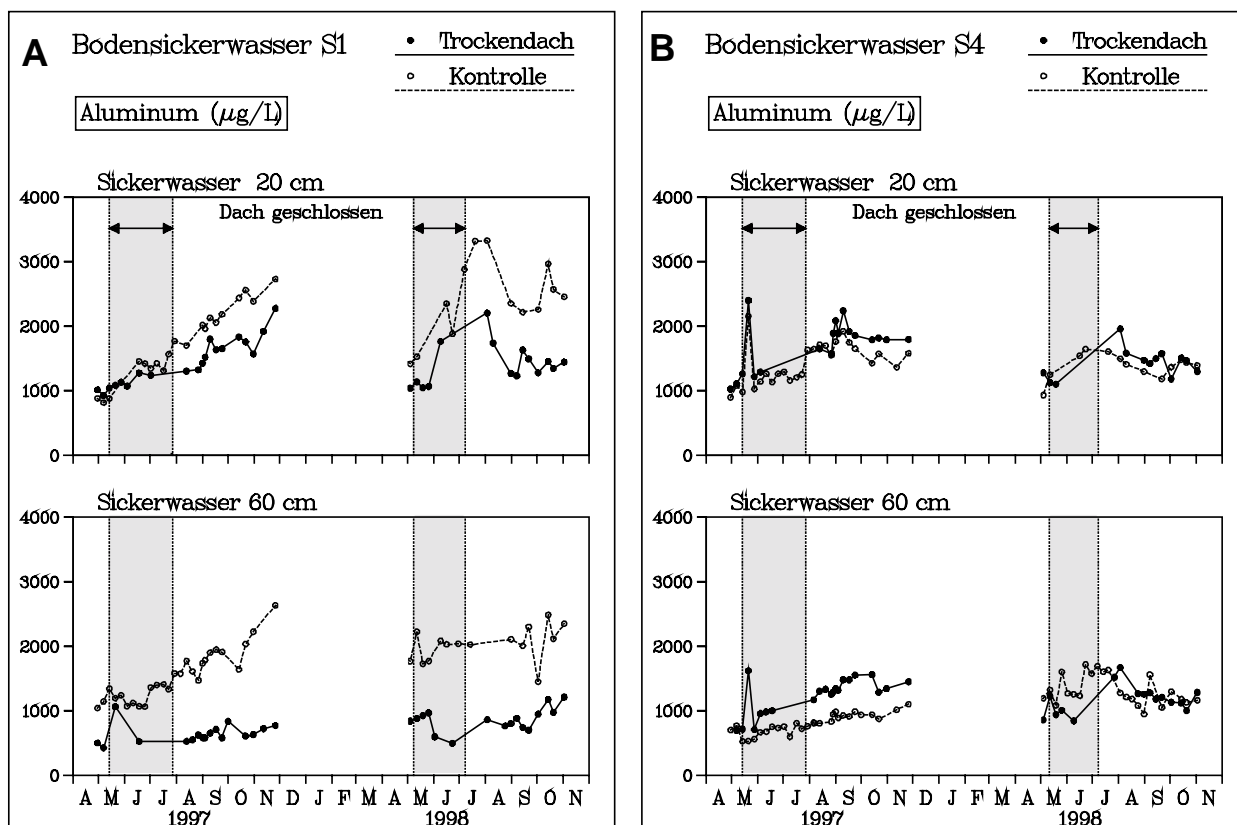


Abb. A-11: Al_{ges} -Konzentration im Bodensickerwasser.

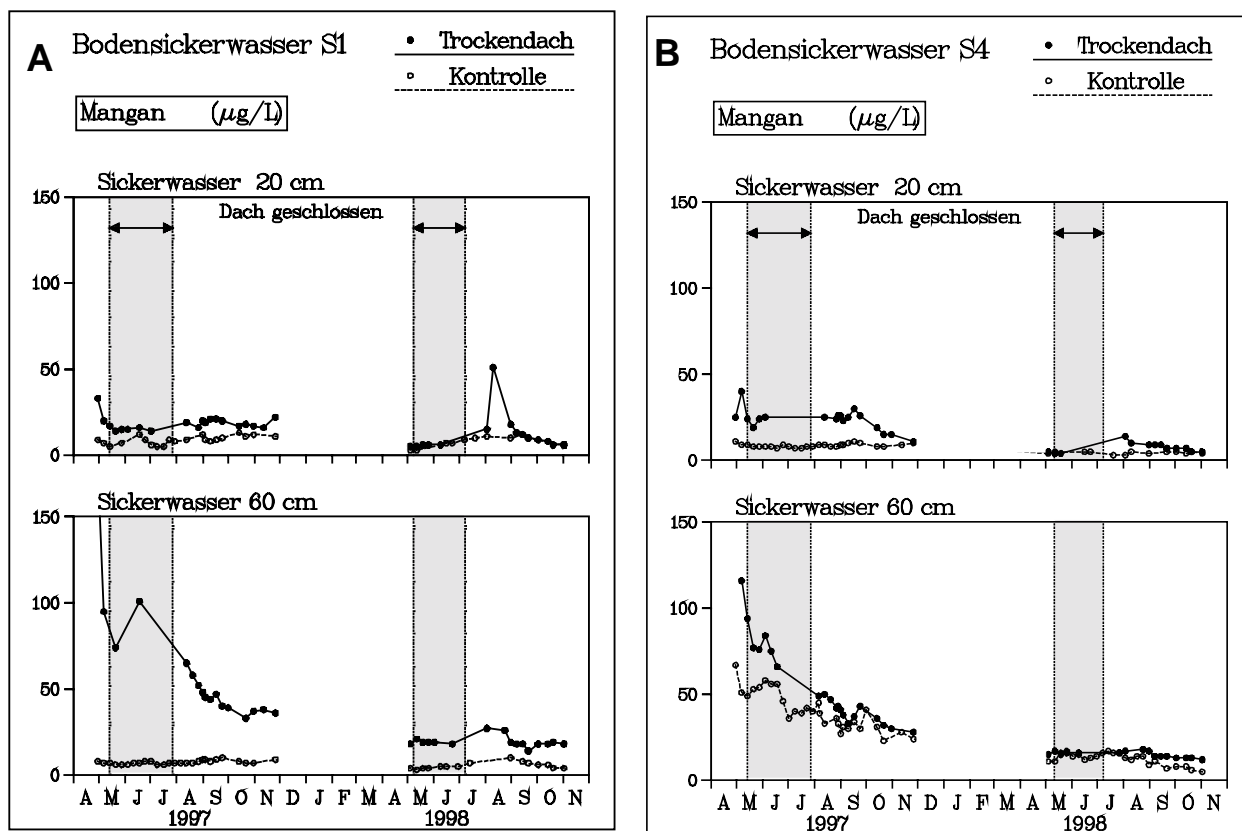


Abb. A-12: Mn_{ges} -Konzentration im Bodensickerwasser.

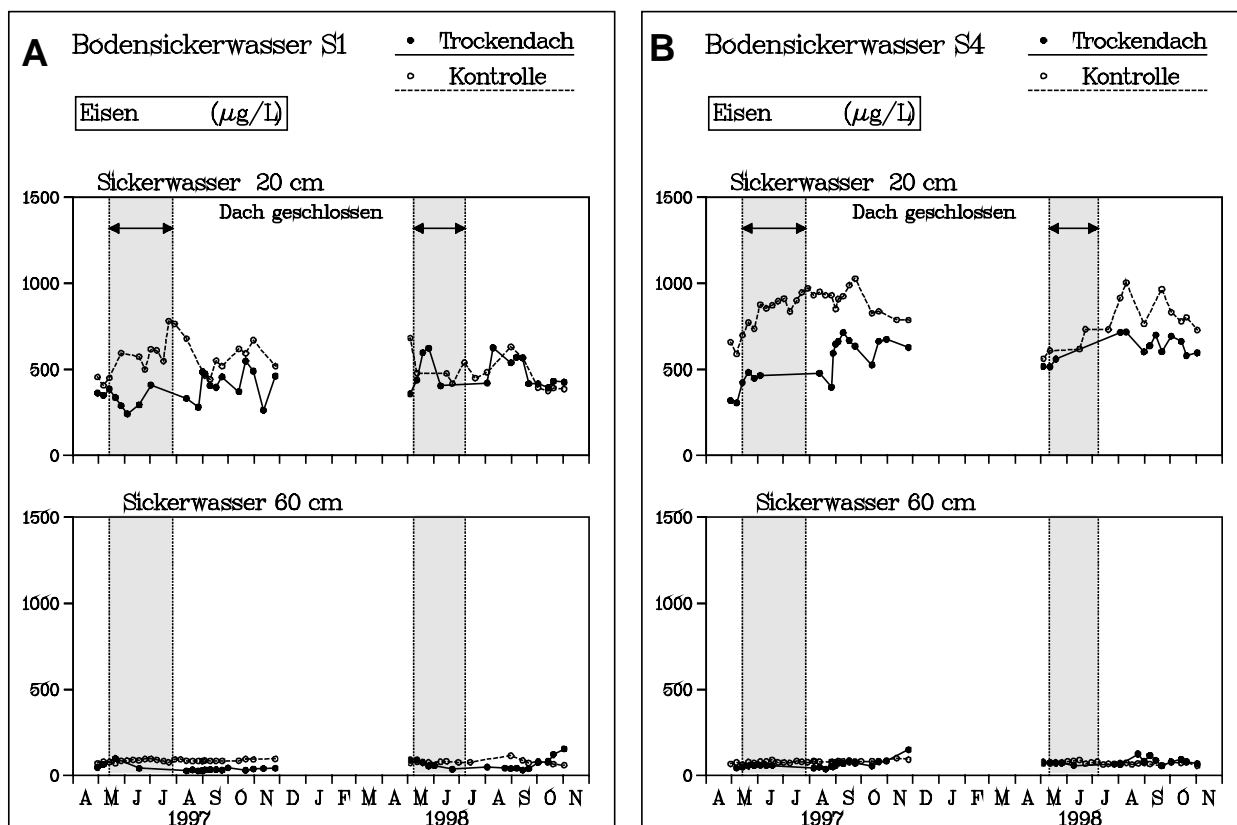


Abb. A-13: Fe_{ges} -Konzentration im Bodensickerwasser.

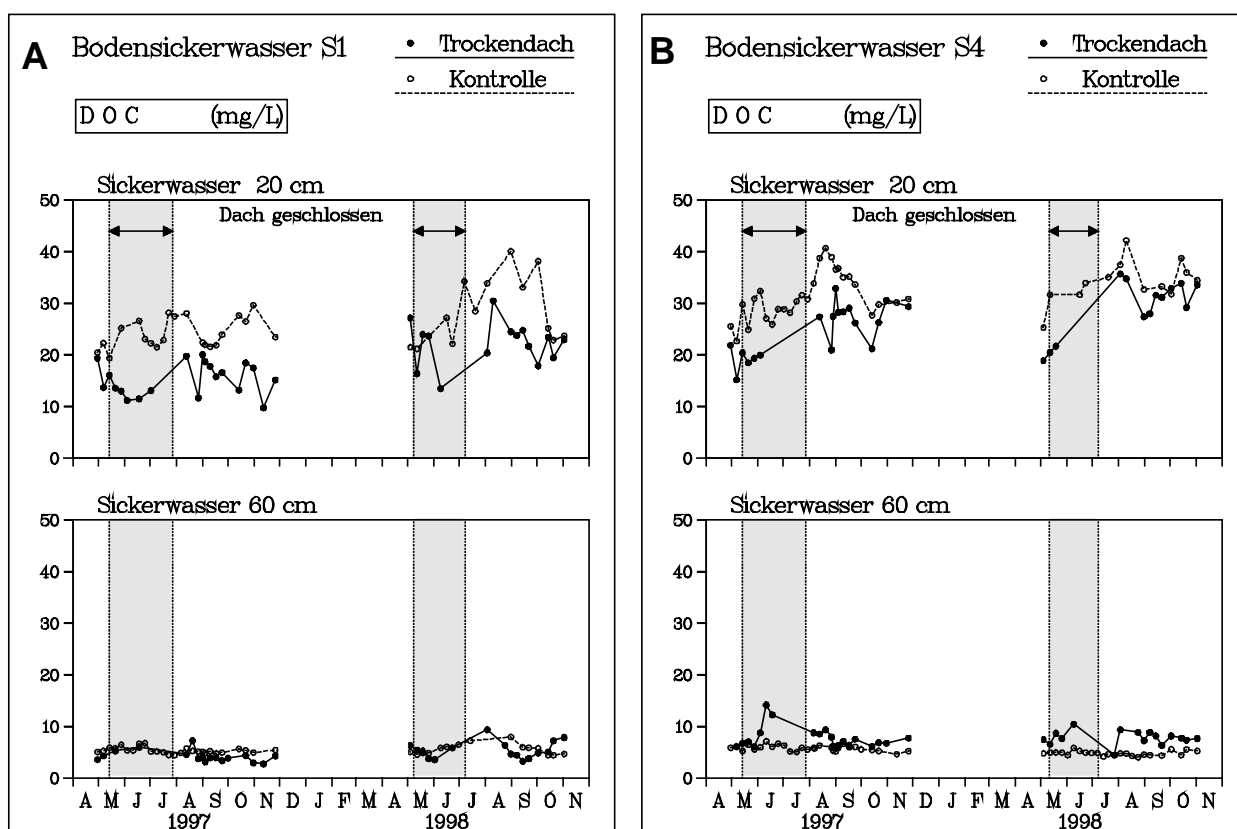


Abb. A-14: DOC-Konzentration im Bodensickerwasser.

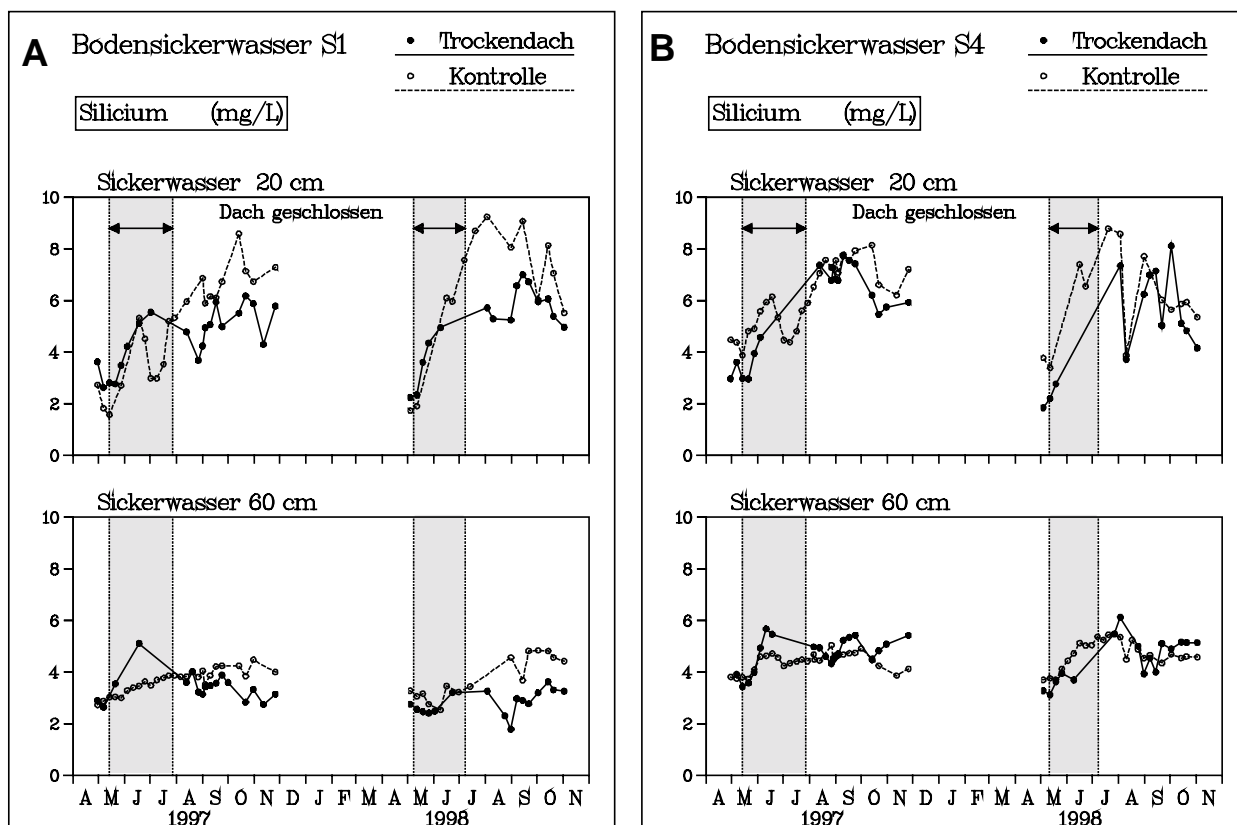


Abb. A-15: Si-Konzentration im Bodensickerwasser.

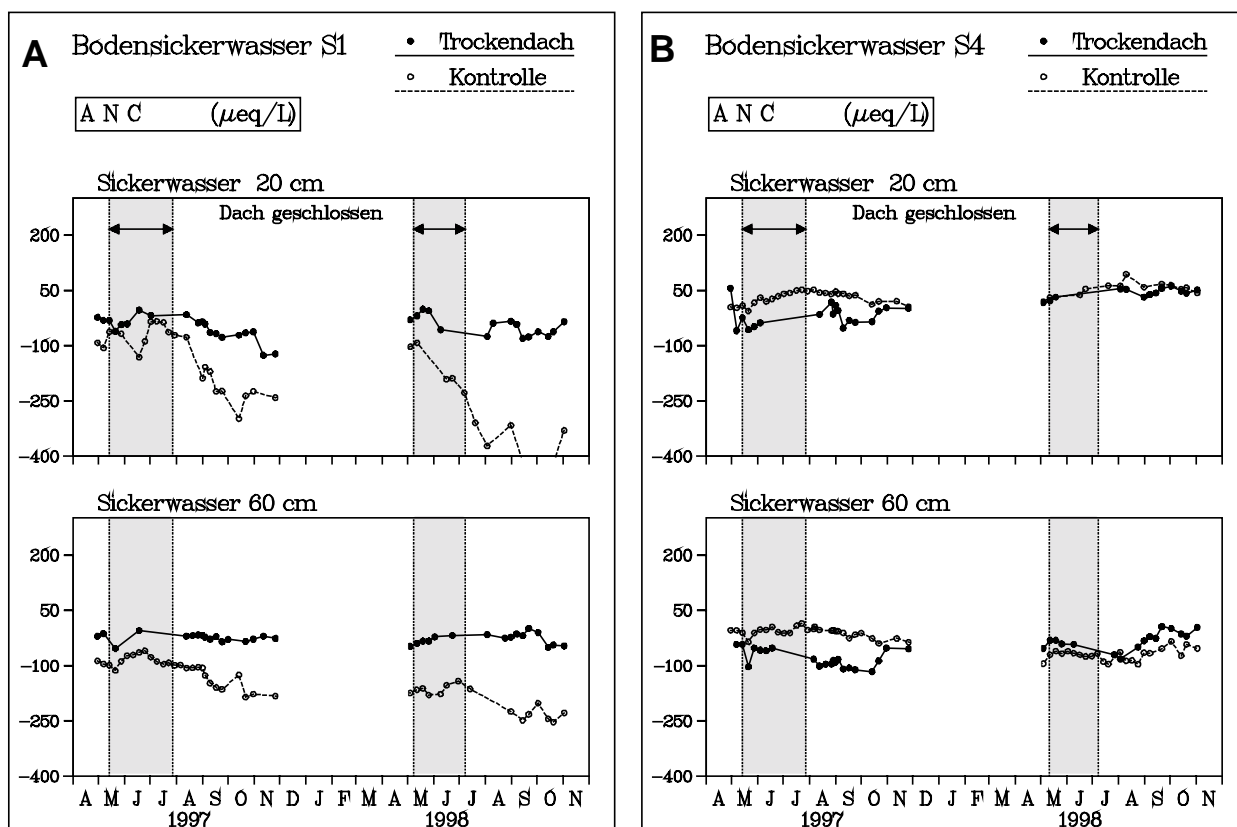


Abb. A-16: Säureneutralisationskapazität (ANC) im Bodensickerwasser.